

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

2. version

Specialerapport udarbejdet af:

Martin Køhl Søholm & Bjarke Horst Jensen

Biologisk Institut, Odense Universitet (SDU)

Datablad

Titel: 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.

Forfattere: Martin Køhl Søholm & Bjarke Horst Jensen.

Afdeling: Biologisk Institut, Odense Universitet (SDU).

År: 2003.

Bedes citeret: Søholm, M. K. & B. H. Jensen. 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. Specialerapport, 2. version. Biologisk Institut. Odense Universitet (SDU).

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Foto: Alle fotos er taget af forfatterne hvis ikke andet er angivet.

Oplysning: Denne rapport er udfærdiget i ligeværdigt samarbejde mellem forfatterne, i forbindelse med deres kandidatspeciale på Biologisk institut, Odense Universitet (SDU).

Forord

Den praktiske undersøgelse af ørredyngelens (*Salmo trutta* L.) krav til de fysiske forhold i store vandløb og den efterfølgende afrapportering, er sket i tæt samarbejde mellem de to forfattere. I sin tid begyndte vi samtidig på biologistudiet ved Odense Universitet (SDU). Derfra har et tæt venskab udviklet sig, hvilket i sin tid resulterede i, at vi besluttede at udføre den afsluttende specialrapport sammen. Mange mennesker skal have tak for hjælp med dette projekt, men i første omgang, vil vi benytte lejligheden til at give hinanden et stort skulderklap for færdigt udført arbejde. Mange hyggelige stunder tilbragte vi sammen. Vi oplevede sol, varme, våde waders, myg, utætte telte, punkterede dykkerdragter, hyggelige middage og meget mere. Der er blevet grinet en hel del, og altid kunne der findes en forstående skulder at slå på, når man ikke syntes tingene udformede sig som de burde.

Herefter, først og fremmest tak til vores interne vejleder lektor, Ph.d. Henning S. Jensen, Biologisk Institut, Odense Universitet (SDU) og vores eksterne vejleder biolog Jan Nielsen, Ferskvandsgruppen, Vejle amt

Henning S. Jensen skal have tak for hjælp med de administrative ting og gennemlæsning af rapporten.

Jan Nielsen, takkes for yderst værdifuld og inspirerende assistance både med gode råd til forsøgets og rapportens udførelse. Specielt skal han have tak for kritisk gennemlæsning af rapporten. Under rapportens udførelse, stod han altid til rådighed med forklaringer eller fremskaffelse af uddybende materiale, når der var teoretiske spørgsmål som meldte sig.

Vejle Amt, Ferskvandsgruppen, takkes for yderst rundhåndet økonomisk støtte til projektet, og for at stille elektrofiskeudstyr og andet til rådighed i undersøgelsen. Uden amtets velvilje ville projektet have været et helt andet. Desuden takkes hele personalet ved Ferskvandsgruppen i Vejle Amt. Her blev vi altid mødt af folk, som var behjælpelige med besvarelse af spørgsmål og løsning af problemer, og vi vil sent glemme de hyggelige samtaler og julefrokoster.

Hans-Martin Olsen, biolog ved Natur og Miljø, Århus Amt, takkes for kritisk gennemlæsning af rapporten.

Den private ”Hede Niensens Fond” takkes for økonomisk støtte til projektet.

Professor Bent Jørgensen og Ph.d. studerende Pascal Nielsen, begge fra Institut for Statistik og Demografi, Odense Universitet (SDU), skal have en stor tak for at afsætte tid til hjælp med valg af statistiske metoder.

Majken Horst Kiyohara og Keith Kiyohara (USA) takkes for gennemlæsning af ”*English summery*”.

Tak til de folk fra Brædstrup Lystfiskerforening, som mødte op og hjalp til ved udsætningerne af ørredyngel. Også tak for lån af båd og andet udstyr, som fik dagen til at glide nemmere.

Claus, Jacob (Blonde), Morten, Per A., Anne-Mette, Hanne og Brian som alle er gode venner, studiekammerater og fiskevenner takkes for stor hjælp til praktisk arbejde når det rigtigt brændte på. Specielt skal de af jer, som deltog i bestandsanalysen ved Vilholt, have en meget, meget stor tak. Utroligt så mange ørred, stalling og andre fisk der kan være på en vandløbsstrækning når denne er ideel.

Desuden takkes alle lodsejerne på de undersøgte strækninger. Uden deres tilladelse havde undersøgelsen ikke været mulig.

Vejle Sportsfiskerforening takkes for gratis at have stillet fiskekort til rådighed, således at Martin ved selvsyn kunne være med til at konstatere, hvilket fantastisk havørredfiskevand Bjarke mente Vejle Å var.

Vore koner og børn takkes også for stor opbakning under arbejdet i felten og skrivearbejdet.



De to forfattere i gang med punktelektrofiskeri ved Vilholt. Bemærk de hvide afmærkninger bagved. Her har alle steder stået ørredyngel. Opsætningen med en båd hvori alt måleudstyr var placeret, fungerede rigtigt godt. Det er Martin som trækker båden, og Bjarke som elektrofisker.

Bjarke Horst Jensen

Martin Køhl Søholm

Indhold

Datablad	2
Forord	3
Indhold	5
Resume	7
English summery	8
Indledning	9
1. Observationsmetoder ved habitatsstudier af ørred	12
1.1. Elektrofiskeri	12
1.2. Dykning	14
1.3. Overfladeobservation	14
1.4. Kunstige vandløb	15
1.5. Sammenligning af metodernes anvendelighed ved habitatsstudier	15
2. Ørredyngelens territoriehævdende adfærd	17
3. Prædatorer og fødens betydning for ørredyngelens adfærd	20
4. Naturlige ørreder kontra udsatte	21
5. Ørredyngelens krav til vandløbets fysiske forhold	23
5.1. Strømhastighed	23
5.2. Vandløbsdybde	24
5.3. Bundsubstrat	25
5.4. Brinkzonen	25
5.5. Grøde	27
5.6. Andre faktorer	27
5.7. Præferencekurver og multivariate sammenligninger	28
5.8. Opsummering af ørredyngelens habitatskrav	29
6. Ørredens habitatskrav i andre livsstadier	31
6.1. Ungfiskenes habitatskrav	31
6.2. Større ørreders habitatskrav	33
6.3. Krav til gydebanken	34
7. Sammenfatning	37
8. Stationsbeskrivelse	38
8.1. Gudenåen	39
8.2. Vejle Å	43
9. Metoder og materialer anvendt i undersøgelsen	45
9.1. Udsætning af ørredyngel	46
9.2. Dykning	47
9.3. Elektrofiskeri	48
9.4. Opmåling af habitatsparametre	49
9.5. Bestandsanalyse	52
9.6. Maveanalyser på rovfisk	53
10. Databehandling og statistik	54
10.1. Frekvensberegninger	54
10.2. Elektivitetsberegninger	54
10.3. Præferenceberegninger	55
10.4. Bestandsanalyse	55
10.5. Statistik	56
10.6. Beregning af fysisk vandløbsindeks	56
11. Resultater	58

11.1.	Statistiske sammenligninger	58
11.2.	Yngelstørrelser	60
11.3.	Strømhastigheder	62
11.4.	Vandløbsdybden	70
11.5.	Bundssubstrat	73
11.6.	Overhæng	78
11.7.	Grøde	81
11.8.	Gennemsnitsbetragtninger	87
11.9.	Bestandsanalysen	88
11.10.	Maveanalyser på rovfisk	89
11.11.	Præferencekurver og multivariate sammenligninger	89
11.12.	Brinkzonen	93
12.	Diskussion	98
12.1.	Yngelstørrelser	98
12.2.	Strømhastigheder	99
12.3.	Vandløbsdybden	100
12.4.	Bundssubstrat	102
12.5.	Overhæng	104
12.6.	Grødens betydning og vedligeholdelse i form af grødeskæring	105
12.7.	Fysisk vandløbsindeks og bestandsanalyse	108
12.8.	Prædatorers betydning for habitatsvalget	110
12.9.	Hvilke af de fysiske faktorer er vigtigst for yngelens valg af habitat?	111
12.10.	Brinkzonen	114
13.	Kritik af de anvendte metoder	117
13.1.	Observationsmetoder	117
13.2.	Opmåling af tilgængelige habitater	118
	Konklusion	121
	Anbefalinger til forbedring af potentielle gydeområder i store vandløb	122
	Anbefalinger til de undersøgte strækninger	124
	Hammer Mølle	124
	Åle	126
	Bolund	127
	Vilholt	129
	Tørskind	131
	Nørager	132
	Litteratur	133
	Yderligere anvendt litteratur og URL-adresser	141
	Appendiks A. Kort over de undersøgte positioner	143
	Appendiks B. Fangst-genfangst metoden	146
	Appendiks C. Beregninger af fysisk vandløbsindeks	149
	Appendiks D. Præferencekurver	152
	Appendiks E. Elektromagnetisk strømmåler Model 801	154
	Appendiks F. Korrelationsmatricer	157
	Appendiks G. Fiskearter observeret i undersøgelsen	163
	Appendiks H. Folder udleveret i forbindelse med undersøgelsen	164
	Appendiks I. Skema anvendt ved opmåling af yngelens valg af habitat	167
	Appendiks J. Skema anvendt ved opmåling af tilgængeligt habitat	168
	Appendiks K. Skema anvendt ved bestandsanalysen	169

Resume

I april 2000 indledte vi en undersøgelse af ørredens (*Salmo trutta* L.) krav til de fysiske forhold i store vandløb med speciel vægt på yngelens tidligste livsstadium. Undersøgelsen fandt sted på udvalgte strækninger i Gudenåen og Vejle Å. I de store vandløb i Danmark, findes der mange strækninger med potentielle gyde- og opvækstområder. Disse strækninger udnyttes af forskellige årsager ikke i dag. Dette skyldes enten mangel på gydning eller mangel på egnede levesteder for ørredyngelen. Der er kun sjældent lavet fiskeundersøgelser så tidligt på året. Derfor har man ikke opdaget evt. ”flaskehalse” for overlevelse af yngelen i dens aller tidligste livsfase. Yngelen blev fulgt henover sommeren, for at registrere dens habitatsvalg efterhånden som den voksede. Viden om yngelens krav til de fysiske forhold er vigtig, for at kunne udøve fremtidig vedligeholdelse og restaurering, så yngelens levesteder forbedres i de store vandløb. Ørredyngelens valg af habitat blev undersøgt ved en kombination af dykning og punktelektrofiskeri. Tilgængeligheden af de fysiske forhold blev belyst igennem en transektundersøgelse. Kun ved denne kombination opnås viden om hvilke forhold yngelen foretrækker. For at kunne måle strømhastigheden præcist, uanset yngelens placering, blev strømhastigheden målt med en elektromagnetisk strømmåler. Denne type strømmåler er ikke tidligere anvendt ved habitatsstudier af ørred. Vores undersøgelse viste, at hvis de fysiske forhold var gode, kan yngelproduktionen være meget høj i store vandløb. Når den spæde yngel er fremkommet af gydegruset, er det essentielt, at der er gode opvækstforhold med lave dybder i brinkzonen tæt på gydebankerne. Dette er specielt vigtigt i store vandløb, hvor brinkzonen kun udgør en lille del af det totale vandløbsareal. Den spæde yngel stiller, tidligt i maj, specielt store krav til opvækstområderne. For at sikre optimal overlevelse, skal brinkzonen udgøre 20 % af vandløbsbredden. Dybden i brinkzonen skal helst være omkring 20 cm og ikke overstige 30 cm. Desuden skal der være gode og varierede skjulmuligheder i brinkzonen. Grødedækningen må ikke blive for tæt, da yngelen fravælger områder med dækningsgrader over 80 %. Strømhastigheden i 0,6 gange vandløbsdybden bør gennemsnitlig være omkring 20 cm s^{-1} i brinkzonen. Dette er meget vigtigt for at mindske aflejringer og tilgroning af brinkzonen. Ørredyngelen er altid placeret ved de laveste strømhastigheder. Tilgængeligheden af lave strømhastigheder er altid høj i fysisk varierede vandløb. Det er meget vigtigt at pointere, at mangel på egnede fysiske forhold i brinkzonen resulterer i ingen eller meget lille overlevelse af ørredyngel.

English summery

In April 2000 we initiated an investigation of the demands to the physical conditions claimed by the trout (*Salmo trutta* L.) in large streams, with special weight on the earliest fry stadium. The investigation was conducted at selected sections in the Gudenåen and Vejle Å rivers. In the large streams in Denmark there are many sections, which are potential spawning and growth areas. There are a number of different causes why these sections are not in use today. The reasons are either a lack of spawning or a lack of suitable habitats for the trout fry. It's rare for fish investigations to be made so early at the year; therefore "bottlenecks" for the survival of the trout are not discovered in the very earliest life stadium. Fry were followed during the summer for recording the choice of habitat during growth. Knowledge about the physical conditions claimed by the fry is important in order to conduct future maintenance and restoration so fry habitats can be improved in large streams. The habitat choice of the trout fry was investigated by a combination of diving and point electrofishing. The available physical habitats were quantified through a transect investigation. Only by this combination is knowledge obtained about the conditions preferred by the fry. In order to measure water velocity exactly, regardless of the position of the fry, the water velocity was measured by an electromagnetic flow meter. This kind of flow meter had not been used in earlier habitat studies of the fry. Our investigation showed that if the physical conditions were good, the fry production could be very high in large streams. It is essential that there are good growing conditions when the tiny fry arrived from the spawning gravel. Good growing conditions are characterized by shallow depths close to the stream bank and situated close to the spawning grounds. This is especially important in large streams where the stream bank only is a small part of the total stream area. The tiny fry growth area requirements are especially critical early in May. To secure optimal survival the stream bank should make 20 % of the total stream wide. The preferred depth in the stream bank should be about 20 cm and never more than 30 cm additionally there should be good hiding cover near the stream bank. Weed cover must not be too close because the fry choose not to use areas with coverage over 80 %. The stream bank water velocity, measured at 60 % of the stream depth, should average around 20 cm per second. This is very important if you want to minimize sedimentation and overgrowth in the stream bank. Trout fry is always placed at the lowest water velocities. Availabilities of low water velocities are always high in a physical varied stream. It is very important to point out that a lack of suitable stream bank habitats result in none or very low survival of the trout fry.

Indledning

I Danmark findes der omkring 65.000 km vandløb, og således findes der i gennemsnit mere end 1 km vandløb pr. kvadratkilometer. At leve i et land, som i den grad er rigt på vandløb har betydet, at menneskene til forskellige tider har udnyttet vandløbene på forskellige måder. Dette har betydet, at stort set alle vandløbene igennem tiden har været udsat for en eller anden form for menneskelig påvirkning (Brookes, 1984). I mange vandløb blev vandet opstemmet, så man kunne bruge dets kraft til at drive møller. Opstemningerne betød, at fiskenes fri passage gennem vandløbet blev hindret, og talrige vandløbsforureninger har samtidig udsløjet mange naturlige lakse- (*Salmo salar* L.) og ørred (*Salmo trutta* L.) bestande, som ikke har kunnet genetablere sig, hvis der har været spærringer (Rasmussen, 2000a). Senere blev opstemninger brugt til el-produktion, afvanding af afgrøder eller fiskeopdræt. I gennem tiden har landbruget været det erhverv, som har forårsaget den største forringelse af vandløbene. For at øge landbrugsarealet og sikre at markerne ikke blev oversvømmet, har man rettet vandløbene ud, gravet grøfter og nedlagt dræn, ligesom det blev fundet nødvendigt at uddybe mange af vandløbene. Hårdhændet grødeskæring og årlige oprensninger fulgte for på den måde at sikre, at vandløbene var i stand til hurtigt og effektivt at bortlede vandet. Alle disse tiltag forringede de fysiske forhold og gjorde vandløbene ensartede. Dette betød bl.a., at vandløbene ikke længere opfyldte de krav, som ørreden stiller til sine levesteder.

Vandløbene er desuden blevet påvirket af forureninger fra byer, dårligt fungerende rensningsanlæg, industri, landbrug og enkeltliggende ejendomme, med yderligere forringelse af vandkvaliteten til følge.

Den hårdhændede historiske udnyttelse af vore vandløb gav datiden store økonomiske gevinster, men det betød samtidig en forarmelse af de fysiske forhold og dermed ørredbestandene.

Med Miljøbeskyttelsesloven fra 1973 kom der fart på bekæmpelsen af forureningen i de danske vandløb. Der blev desuden opbygget et planlægningssystem med målsætninger, hvilket lettede arbejdet med at prioritere indsatsen ved forskellige vandløb. Målsætningssystemet har stadig i dag overordentlig stor betydning for indsatsen i vore vandløb (Madsen, 1995). Rent vand alene var dog ikke nok til at bringe det alsidige dyreliv tilbage til vandløbene. De fysiske forhold skulle også forbedres. I 1982 trådte den ”nye” Vandløbslov i kraft, det blev nu lovfæstet at der udover sikring af vandløbenes afledningsevne skal tages hensyn til den miljømæssige kvalitet af vandløbet. Dette betød, at der nu blev åbnet op for muligheden for at restaurere og udøve mere skånsom pleje af vandløbene. Den negative udnyttelse af vandløbene var endelig ved at vende.

Der er dog stadig lang vej før tilstandene i vandløbene er, som de var engang. Oprindeligt var der 887 vandløbssystemer i Danmark med ørredbestande. I 1960 nåede antallet af vandløbssystemer med ørredbestande sit lavpunkt med 167. I dag er antallet steget til 253 (Rasmussen, 2000b). Der mangler altså stadig ørredbestande i 634 vandløbssystemer. En af de primære årsager til at mange af vandløbene ikke indeholder ørred skyldes, at de fysiske forhold er for dårlige. Grunden til at ørreden er så interessant skyldes bl.a., at den er indikator på om vandløbet er rent og om der god fysisk variation (Nielsen, 1997; Kaarup, 1999); samtidig er ørreden af meget stor interesse både erhvervsmæssigt og i rekreativt øjemed.

De forskellige aldersgrupper i en ørredpopulation stiller hver deres krav til den fysiske udformning af vandløbet (Jenkins, 1969; Bohlin, 1977; Karlstrøm, 1977; Kennedy & Strange, 1982; Bachman, 1984; Cunjak & Power, 1986; Greenberg *et al.*, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 1997; Heggenes & Dokk, 2001). Det er derfor vigtigt, at vandløbene er så fysisk varieret som muligt for at kunne bære en ørredpopulation med alle aldersgrupper repræsenteret. I yngelstadiet stiller ørreden meget specifikke krav til de fysiske forhold. Specielt vigtigt er lave dybder og strømhastigheder samt gode skjulmuligheder tæt på brinken (Nielsen, 1995). Da antallet af yngel, der overlever, er bestemmende for størrelsen af en årgang, er det meget vigtigt, at der er mange velegnede levesteder. For at opretholde ørredbestandene i de ”dårlige” vandløb udsætter man store mængder af ørred. Flere undersøgelser viser dog, at naturlige ørred klare sig bedre end opdrættede (Berg & Jørgensen, 1991; Jørgensen & Berg, 1991; Rasmussen, 2000b; Hansen, 2002). På langt sigt er det altså mere hensigtsmæssigt at satse på, at vandløbene bliver så gode, at der kan foregå en naturlig produktion.

En forbedring af vandløbene så der kan foregå en naturlig produktion af ørred, kræver et præcist kendskab til især yngelens habitatskrav.

Der er lavet mange undersøgelser, som forsøger at belyse ørredyngelens krav til de fysiske forhold, se bl.a. Nielsen (1995). Undersøgelserne giver mange forskellige bud på hvad der er det optimale habitat. Forskellene skyldes, at yngelen er blevet undersøgt på forskellige udviklingstrin, og at undersøgelserne er foregået i forskellige størrelser vandløb med forskellige tilgængelige habitater. I de fleste af undersøgelserne er yngelen blevet sammenlagt til en størrelsesgruppe. Derved har man ikke opdaget, om yngelen stiller specifikke krav lige efter fremkomst fra gydegruset (Heggenes & Saltveit, 1990; Greenberg *et al.*, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 1997).

I de store vandløb findes der ofte naturlig yngel på visse strækninger og ikke på andre. Dette til trods for, at de fysiske forhold umiddelbart ser gode ud. Det er sjældent gydefisk der er mangel på. Derimod mangler der egnede områder til gydning og opvækst for ørredynglen (Nielsen, 1998). De

steder hvor forholdene er gode i de store vandløb, kan produktion af yngel være meget stor (Nielsen, 1994a; Nielsen, 1999).

Bangsgaard (1995) lavede en undersøgelse af yngelens krav til de fysiske forhold omkring nogle udvalgte gydebanker i større vandløb i juni og august. Han fandt, at yngelen stillede større krav til lav dybde tæt på brinken i juni. Samtidig fandt han, at specielt forholdene i brinkzonen var meget vigtige for overlevelsen af den spæde yngel. På de undersøgte strækninger var der ingen naturlig produktion. Undersøgelsen var derfor baseret på udsat yngel.

Vores undersøgelse belyser ørredyngelens krav til de fysiske forhold lige efter fremkomst fra gydegruset i maj og hen over sommeren på udvalgte strækninger i to store vandløb. Denne viden er meget vigtig i forhold til fremtidig pleje og restaurering af store vandløb. Der er kun sjældent lavet fiskeundersøgelser så tidligt på året. Derfor har man ikke tidligere opdaget evt. ”flaskehalse” for yngelens overlevelse i deres første livsfase, hvor man ellers er klar over, at der finder en endog meget stor tæthedsafhængig dødelighed sted. Ofte dør ca. 90 % af yngelen indenfor de første tre måneder (Elliott, 1985; Rasmussen, 1986; m.fl.)

Brinkzonen er essentiel for opvæksten af ørredyngelen, og vi vil med denne undersøgelse belyse, hvorledes de fysiske forhold bør være i brinkzonen, for at overlevelsen kan blive optimal.

Undersøgelsen foregik i Gudenåen og Vejle Å ved at benytte dykning og punktelektrofiskeri til belysning af ørredyngelens habitatsvalg. De fysiske tilgængelige forhold blev belyst gennem en gennemgribende transektundersøgelse af de udvalgte strækninger. Kun i kraft af denne kombination, kan der gives et præcist bud på, hvilke forhold, der er vigtige i ørredyngelens valg af habitat.

Vilholt strækningen i Gudenåen er valgt som reference position. Her er forholdene ideelle og produktionen af naturlig yngel er optimal (Nielsen, 1999).

Nyt udstyr i form af en meget præcis elektromagnetisk strømmåler blev taget i anvendelse. Strømmåleren adskiller sig fra tidligere anvendte propelstrømmålere ved, at være upåvirket af grøde og kunne måle på meget lave dybder. Ved måling med propelstrømmålere beskrives strømhastigheden ofte i et punkt over fisken mere eller mindre tæt på denne. Os bekendt, har elektromagnetiske strømmålere ikke tidligere været anvendt i studier af ørredyngelens habitatsvalg.

I slutningen af rapporten giver vi, med udgangspunkt i de undersøgte strækninger i Gudenåen og Vejle Å, vores bud på hvorledes, man kan forbedre ørredyngelens livsvilkår i de store vandløb.

1. Observationsmetoder ved habitatsstudier af ørred

Ved studier af ørredpopulationer i vandløb anvendes som regel fire forskellige metoder: Elektrofiskeri, dykning, overfladeobservation og observation i kunstige vandløb. I de følgende kapitler gives der en teoretisk gennemgang af metoderne, samt en gennemgang af de enkelte metoders anvendelighed ved habitatsstudier og bestandsundersøgelser.

1.1. Elektrofiskeri

Elektrofiskeri er den mest anvendte metode til undersøgelse af laksefisk i vandløb (Bohlin *et al.*, 1989; Cowx & Lamarque, 1990; Mortensen & Geertz-Hansen, 1996). Ved elektrofiskeri skal man have en kraftenhed, som f.eks. en generator, en ensretter, to elektroder og et net. Der bruges to typer af generatorer til elektrofiskeri, en som kan producere vekselstrøm (AC) og en som producerer jævnstrøm (DC). AC egner sig ikke til elektrofiskeri, idet elektroderne skiftes til hhv. at være den positive elektrode (anoden) og den negative elektrode (katoden). Dette gør, at fisken udviser en tetanisk (krampelignende) tilstand med en stor dødelighed til følge. Anvendes derimod DC vil fisken blive tiltrukket af anoden og frastødt af katoden. På den måde er det nemmere at fange fisken, samtidig med at dødeligheden er lav. Ved anvendelse af generatorer der producerer AC, skal der monteres en ensretter samt evt. en kondensator. Dette giver en pulserende DC, som har en effekt, der ligger mellem AC og ren DC (Cowx & Lamarque, 1990). De fleste generatorer producerer AC. Fordelen ved AC-producerende generatorer er, at de ofte er mindre end generatorer, der producerer DC. Dette gør AC-generatorer lettere at håndtere i felten.

Når man elektrofisker, udnytter man det faktum, at vandlevende organismer lammes, når et spændingsfald fra snude til hale overstiger en vis værdi. Grunden til dette er, at man forstyrrer den spændingsgradient, der findes i muskel- og nerveceller. Når en fisk kommer ind i det elektriske felt, varierer dens reaktion alt efter hvor i feltet, den bliver påvirket af strømmen. I yderkanten af feltet vil fisken oftest skræmmes og prøve at komme væk fra anoden. Dette kaldes negativ elektrotaxi. Kommer fisken tættere på anoden vil den blive tiltrukket af denne. Dette kaldes positiv elektrotaxi. I denne tilstand bevæger fisken sig med hurtigt svømmende bevægelser hen mod anoden (forceret svømning og galvanotaxi). Øger man kropsspændingen ved, at bringe anoden tættere på fisken, bedøves den (galvanonarkose), og fortsætter man med at strømpåvirke fisken, slår man den ihjel (elektrokution) (Bohlin *et al.*, 1989; DFU, 1995; Mortensen & Geertz-Hansen, 1996).

Effektiviteten af elektrofiskeri påvirkes af mange ting. Blandt de biologiske faktorer er fiskens størrelse, fysiologi og adfærd, og til de fysiske faktorer hører elektrodernes størrelse, jævnstrømmens form (pulserende eller kontinuerlig), vandets ledningsevne, vandtemperaturen og vandets sigtbarhed (Bohlin *et al.*, 1989; Mortensen & Geertz-Hansen, 1996).

Fiskens længde er en vigtig parameter for elektrofiskeriets effektivitet. Desto større fisken er, jo større er spændingsfaldet fra snude til halespids, og jo nemmere er det at fange fisken ved elektrofiskeri (Vibert, 1967; Sternin *et al.*, 1972). Fangstselektiviteten modvirkes til dels af, at større fisk samtidig har en øget flugt radius (Bohlin *et al.*, 1989).

Fiskenes fysiologi og den anvendte pulsfrekvens (Hz) har betydning for, hvor effektivt de fanges (Vibert, 1967). Forsøg har dog i praksis vist, at parametre som fiskens adfærd og længde er mere betydende for fangsteffektiviteten (Sternin *et al.*, 1972). Fisk der lever i den pelagiske zone, som f.eks. stallingen (*Thymallus thymallus* L.), og fisk der lever i sedimentet, som f.eks. ålen (*Anguilla anguilla* L.), er ofte svære at fange (Nielsen, 1981; Bohlin *et al.*, 1989).

Elektrodernes størrelse har betydning for effektiviteten af elektrofiskeri og fiskedødeligheden (Sternin *et al.*, 1972). Elektroder med stor radius er mere effektive end elektroder med lille radius, og samtidig er dødeligheden mindre. Dette skyldes, at spændingsgradienten tæt på anoden falder, når den bliver større (Bohlin *et al.*, 1989). Katoden skal helst være 3 til 4 gange så stor som anoden, dette mindsker modstanden og reducerer den kraft, som er nødvendig for effektivt elektrofiskeri (Cowx & Lamarque, 1990).

Jævnstrømmens form har betydning for tiltrækningszonen. Kontinuerlig DC har en større tiltrækningszone end pulserende DC. Den totale fiskerizone, inklusiv bedøvelseszonen, er dog mindre (Sternin *et al.*, 1972; Bohlin *et al.*, 1989). I visse situationer, specielt i meget grødefyldte eller hurtigt strømmende vandløb, er det en fordel at bruge kontinuerlig DC (Nielsen, 1981).

Vandets ledningsevne influerer på spændingen og spændingsgradienten. Der opnås en større spænding i vand med lav ledningsevne. For at kompensere for den lavere spænding i vand med høj ledningsevne, er man nødt til at bruge en kraftigere generator. I vand med ekstrem lav ledningsevne, under 20 μs , er effektiviteten dog væsentlig nedsat (Bohlin *et al.*, 1989). Ledningsevnen i vandet er også afhængig af temperaturen. Ved 0 °C er ledningsevnen reduceret med 40 % i forhold til, hvad den var ved 20 °C (Bohlin *et al.*, 1989). Det er derfor mere effektivt at elektrofiske ved lave vandtemperaturer. Sigtheden i vandet kan forringe effektiviteten. Dårlig sigtbarhed fører til øget størrelsesselektivitet (Bohlin *et al.*, 1989).

1.2. Dykning

Keenleyside (1962) introducerede dykning til observation af laks og kildeørred (*Salvelinus fontinalis* Mitchell) i Miramichi River, New Brunswick. Dykning har siden hen fundet vid udbredelse til mikrohabitatsstudier af fisk specielt i udenlandske vandløb (Fausch & White, 1981; Heggenes, 1988b; Heggenes *et al.*, 1990; Rincon & Iobon-Cervia, 1993; Greenberg *et al.*, 1996). Ved en undersøgelse af udsatte ørreders habitatskrav på udvalgte gydebanks i 1995, introducerede Bangsgaard metoden i Danmark (Bangsgaard, 1995; Bangsgaard & Sivebæk, 1996). Siden hen er metoden kun brugt få gange i Danmark (Østergaard, 2000). For at kunne dykke i vandløb, kræves der som regel en tørdragt eller en kraftig våddragt. Længerevarende dyk vil ellers ikke kunne finde sted, da temperaturen i vandløbene på de nordlige breddegrader ofte er lav. Foruden dykkerdragten anvendes der snorkel og dykkermaske. Dykning er specielt effektiv til mikrohabitatsstudier idet man ved at bevæge sig med langsomme og rolige bevægelser opstrøms i vandløbet, kan studere fisk i deres naturlige miljø uden at forstyrre dem (Keenleyside, 1962; Fausch & White, 1981; Moyle & Baltz, 1985; Heggenes *et al.*, 1990). Dykning er også en effektiv observationsmetode til habitatsstudier om natten, hvor man ved hjælp af en lygte kan observere fiskene (Heggenes *et al.*, 1993; Greenberg *et al.*, 1996; Heggenes & Dokk, 2001). Dykning er ikke muligt på de helt lavvandede områder, da der skal være en vis dybde, for at dykkeren har mulighed for at holde masken under vand og bevæge sig i vandløbet. Effektiviteten af dykning sænkes desuden ved følgende faktorer: Lav sigtbarhed, høje strømhastigheder, store vanddybder, ved grove substratstørrelser og ved tæt vandløbsvegetation i vandløbet (Keenleyside, 1962; Heggenes *et al.*, 1990).

1.3. Overfladeobservation

Jenkins (1969) introducerede overfladeobservation til habitatsstudier af fisk. Ved overfladeobservation observerer man fisken direkte fra brinken (Shirvell & Dungey, 1983; Hubert *et al.*, 1994; LaVoie IV & Hubert, 1996; Harris *et al.*, 1992), eller fra ophævede skjul på brinken (Bachman, 1984; Heggenes *et al.*, 1991). Overfladeobservation er, som dykning, effektiv til mikrohabitatsstudier, idet man kan observere fisk i deres naturlige miljø uden at forstyrre dem (Jenkins, 1969; Bachman, 1984). Hvis man benytter sig af overfladeobservation er det vigtigt, at man laver så lidt uro som muligt, idet fisk er meget sky for bevægelser ovenfra. Ved overfladeobservation kan det om dagen være en fordel med polaroidbriller (Heggenes *et al.*, 1990; Heggenes *et al.*, 1991). Polaroidfilteret i brillerne fjerner en del af spejlingseffekten i vandet, hvilket

gør det lettere at observere fisk. Effektiviteten af overfladeobservation sænkes betydeligt, når sigtbarheden i vandet er lav, ved stor vanddybde, ved kraftige strømhastigheder og dermed øget turbulens, samt når mængden af vandløbsvegetation og brinkoverhæng er stor (Shirvell & Dungey, 1983; Heggenes *et al.*, 1990; Heggenes *et al.*, 1991).

1.4. Kunstige vandløb

Der er lavet en del undersøgelser af laksefisk i kunstige vandløb (Kalleberg, 1958; Hartman, 1963; Baldes & Vincent, 1969; Fausch, 1984). Disse forsøg har bl.a. været anvendt ved habitats- og adfærdsstudier. Fordelen ved forsøg i kunstige vandløb er, at man kan isolere enkelte habitatsparametre (Heggenes & Traaen, 1988; Heggenes, 1988c). Til ulemperne hører, at det er svært at lave kunstige vandløb, så de opnår den samme store variation, som der ofte findes i naturlige vandløb. Det er derfor svært at undersøge betydningen af sammenhængen mellem de enkelte habitatsparametre. Kunstige vandløb er derfor ikke anvendelige til generelle habitatsstudier.

1.5. Sammenligning af metodernes anvendelighed ved habitatsstudier

Heggenes *et al.* (1990 & 1991) sammenlignede egnetheden af de enkelte observationsmetoder til habitatsstudier. Deres undersøgelser viste, at effektiviteten af metoderne afhang af, hvilken type habitat man ser på. Overfladeobservation og dykning har den fordel, at man kan observere fisk i deres naturlige miljø uden at forstyrre dem. Ved traditionelt elektrofiskeri tiltrækker man fisken og fjerner den dermed fra sit oprindelige opholdssted. For at elektrofiskeri kan anvendes ved habitatsstudier, er man nødt til at bruge systematisk punktelektrofiskeri (Baltz *et al.*, 1982). Når man anvender systematisk punktelektrofiskeri placerer man elektroden spredt punktvis, i stedet for at trække den igennem vandet, som man gør ved traditionelt elektrofiskeri. Fiskens habitat vurderes til at være der, hvor man første gang observerer den (Heggenes *et al.*, 1990).

Dykning og overfladeobservation er effektive metoder til at observere fisk uden at skræmme dem. Alligevel giver metoderne forskellige resultater. Dette skyldes bl.a., at dykning ikke er så følsom over for faktorer som overfladeturbulens og vanddybde. Generelt har man derfor flere observationer ved denne metode. Overfladeobservation er især følsom over for selv den mindste overfladeturbulens, hvilket gør, at metoden ikke er brugbar i de fleste vandløb. Ved de laveste vanddybder er overfladeobservation og punktelektrofiskeri mere effektive end dykning.

Overfladeobservation og punktelektrofiskeri er altså ofte mere effektive metoder til observation af

de helt små fisk, som foretrækker de laveste dybder. På grund af svaghederne ved overfladeobservation er den optimale måde at observere fisk på en kombination af dykning og elektrofiskeri, især når man vil undersøge fisk i vandløb med mange forskellige habitatstyper (Heggenes *et al.*, 1990). Punktelektrofiskeri er den mest effektive metode, når strømhastigheden er høj, substratet er groft eller i vandløb med tæt vandløbsvegetation. Punktelektrofiskeri er derfor brugt alene i disse tilfælde (Mäki-Petäys *et al.*, 1997).

2. Ørredyngelens territoriehævdende adfærd

En del laksefisk har længe været kendt for at udvise territoriehævdende adfærd (Lindroth, 1955; Kalleberg, 1958; Hartman, 1963; Burnet, 1968; Jenkins, 1969; Le Cren, 1973). Hos laksefisk udvises den territoriehævdende adfærd ikke kun i forbindelse med gydningen, hvor voksne fisk forsvare de gode pladser tæt på gydebankerne. Den territoriehævdende adfærd udvises allerede få dage efter, at den spæde yngel er kommet frem fra gydegruset, hvor de bedste pladser indtages af de stærkeste fisk. Ørreden er kendt for at være en af de arter, som er mest aggressiv i kampen om de gode territorier. Både når det drejer sig om intra- og interspecifikke interaktioner er ørreden særdeles aggressiv. Undersøgelser har bl.a. vist, at ørredyngelen dominerer over lakseyngelen i kampen om territorier (Lindroth, 1955; Kalleberg, 1958; Le Cren, 1973; Kennedy & Strange, 1986; Hearn, 1987). Andre undersøgelser har vist, at ørreden fortrænger kildeørreden (*S. fontinalis* M.) fra sine foretrukne territorier (Fausch & White, 1981), at ørreden er dominerende overfor regnbueørreden (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum) (Gatz *et al.*, 1987) og at ørreden er mere aggressiv end fjeldørreden (*Salvelinus alpinus* L.) (Jansen *et al.*, 2002).

I dette afsnit vil den territoriehævdende adfærd og udformningen af territoriet i ørredens tidlige livsstadium blive gennemgået. Desuden vil der være en gennemgang af den territoriehævdende adfærds betydning for bærekapaciteten og spredningen af ørredyngelen.

Noble (1939) definerede territorium som ”*Territory is any defended area*”, hvilket er en af de mest brugte definitioner. Dette blev oversat af Nielsen (1995) til ”*som et forsvaret areal*”.

Territoriet er bygget op omkring en station (Kalleberg, 1958) eller fokalt punkt (Fausch, 1984), hvor fisken hovedsageligt opholder sig. Her vil fisken udvise den største aggressivitet, og herfra vil den udgå fra i sin fødesøgning (Kalleberg, 1958; Le Cren, 1973; Fausch, 1984; Moyle & Baltz, 1985). Ofte vil der være bestemte områder i et vandløb, hvor forholdene er specielt gode. Her ligger der mange territorier op af hinanden. Dette kaldes territoriell mosaik (Kalleberg, 1958; Hartman, 1963). Kalleberg (1958) fandt ved sine klassiske akvarieforsøg, at ørredyngelen udviste intraspecifik agonistisk (aggressiv) adfærd få dage efter, at den var kommet frem af gydegruset. Den agonistiske adfærd kom til udtryk på forskellige måder. Typisk sås frontale og laterale truepositioner, samt at fisken nippede, jagede med og kæmpede mod artsfæller. Kalleberg (1958) fandt også, at ørredyngelens territoriekrav til dels var opfyldt, så snart fisken havde opnået visuel isolation fra sine artsfæller. Populært sagt, så gælder reglen ”ude af øje, ude af sind”.

Et optimalt territorium skal helst være udformet på en sådan måde, at yngelen kan opholde sig her uden at bruge for meget energi. Det vil sige, at strømhastigheden skal være lav i selve territoriet, men samtidig skal territoriet ligge tæt på kraftigere strømhastigheder, hvor driften af føde er stor (Everest & Chapman, 1972; Fausch & White, 1981). Et sådan territorium vil sikre, at fisken opnår maksimalt vækstpotentiale (Bachman, 1984; Fausch, 1984). Territoriet skal desuden indeholde skjul for artsfæller og prædatorer.

Størrelsen og dybden på territoriet er korreleret med fiskens størrelse (Kalleberg, 1958; Jenkins, 1969; Bohlin, 1977; Karlstrøm, 1977; Kennedy & Strange, 1982; Bachman, 1984; Cunjak & Power, 1986). Efterhånden som fisken vokser, vil dens oprindelige territorium ikke kunne levere visuel isolation, og samtidig stiger dens behov for føde. Fisken vil derfor, søge mod områder med dybere vand og større fødetilgang (Heggenes, 1988b). Stor substratkompleksitet er med til at sænke territoriørrelsen (Kalleberg, 1958). Det samme gør sig gældende med høj strømhastighed, som medfører øget turbulens (Kalleberg, 1958). Mangel på føde øger ligeledes fiskens krav til et større territorium (Slaney & Northcote, 1974; Dill *et al.*, 1981; Grant *et al.*, 1998).

Antallet af anvendelige territorier har betydning for bærekapaciteten i et vandløb. Jo flere egnede territorier der er, desto større er bærekapaciteten. Når yngelen kommer frem af gydegruset i det sene forår, er densiteten stor. Antallet af velegnede territorier omkring gydebanken vil i denne periode ofte være mindre end antallet af yngel. Dette medfører, at der forekommer en tæthedsafhængig dødelighed lige efter fremkomst af gydegruset. Antallet af fisk der dør ved en tæthedsafhængige dødelighed afhænger i høj grad af antallet af egnede levesteder (Le Cren, 1973; Mortensen, 1977c; Mortensen, 1977b; Mortensen, 1977a; Elliott, 1984; Rasmussen, 1986). I det tidlige stadium har bredarealet meget stor betydning. Specielt i store vandløb, er det bredarealet og dets udformning, som sætter en begrænsning for antal overlevende yngel (Nielsen, 1994c; Bangsgaard, 1995; Nielsen, 1995; Bangsgaard & Sivebæk, 1996; Nielsen, 1997). Dette bekræftes i denne undersøgelse.

I gennem sit 25års lange studium af Black Brows Beck i Nordvestengland viste Elliott (1993), at yngelen i det tidlige stadium har en kritisk periode, hvor tabsraten er specielt høj pga. territoriekampene. Perioden svinger mellem 33 og 70 dage efter, at yngelen er fremkommet af gydegruset. Elliott fandt, at den kritiske periode er omvendt afhængig af ægdensiteten. Mængden af overlevende yngel og størrelsen af tabsraten i den kritiske periode, er ligeledes afhængig af ægdensiteten. Efter den kritiske periode var der ingen sammenhæng mellem overlevelsesdensiten, tabsraten og ægdensiteten. Elliott fandt også, at territoriørrelse, samt i hvor høj grad det bliver forsvaret, afhænger af yngelens størrelse. Størrelsesforskellen på nyklækket yngel skyldes bl.a., at store hunfisk lægger større æg end små hunfisk (Jonsson, 1989). Specielt i vandløb, hvor der er fri

passage for migrerende fisk, er der ofte stor forskel på yngelstørrelserne. Årsagen til dette, er at den migrerende ørred vokser sig større i havet, end den stationære ørred gør i vandløbet. En anden grund til at yngelen har forskellig størrelse er, at æggene og blommesæk yngelen ikke har ens vækstpotentiale (Elliott, 1993). I gydebanken vokser æg og blommesæk yngel med stort vækstpotentiale hurtigere end æg og blommesæk yngel med lavt potentiale. Dette resulterer i, at yngel fra æg med stort vækstpotentiale kommer hurtigere frem af gydegruset. De dominerende fisk vil optage de bedste territorier, hvorved de får optimale vækst- og beskyttelsesmuligheder. De mindre dominerende fisk vil blive henvist til randterritorier, hvor fødetilgangen er begrænset, og hvor de er mere udsat for prædation (Elliott, 1993). Ved meget store yngeldensiteter, kan der ske en selektion mod en mere ensartet størrelsesfordeling. Dette skyldes, at de meget dominerende fisk bruger mere tid og energi på at forsvare deres territorium. Derved er der ikke tid nok til at indtage den føde, der er nødvendig for at overleve. Samtidig dør de mindste og svageste fisk, fordi de ikke kan tilkæmpe sig et territorium. Dette betyder således, at mængden af fisk kan falde til under den optimale bærekapacitet ved ekstrem høje densiteter (Elliott, 1993). Bohlin (1978) fandt, at en stor årgang vil blive fulgt af en lille, fordi individer fra en stor årgang pga. konkurrence optager pladser, der skal bruges af næste årgang.

Der er delte meninger i litteraturen om sammenhængen mellem vækst og densitet. Elliott (1989b) mener, at væksten er uafhængig af densiteten, og at de styrende faktorer derimod er vandtemperatur og størrelsen af fisken på fremkomst tidspunktet. Andre mener derimod, at intraspecifikke interaktioner er medvirkende til at mindske væksten (Bohlin, 1977; Mortensen, 1977c; Eklöv, 1996).

Den territoriehævdende adfærd er med til at øge spredningen af yngelen få dage efter fremkomsten af gydegruset (Le Cren, 1965; Mortensen, 1977c; Solomon, 1982) Den intraspecifikke agonistiske adfærd, som yngelen udviser, når den optager og forsvare sit territorium resulterer i, at de svage fisk, der ikke kan tilkæmpe sig et territorium omkring gydepladsen, tvinges til sprede sig. Le Cren (1973) fandt, at ørredyngelen havde fordelt sig på en 100 m strækning nedstrøms gydebanken en uge efter fremkomst heraf. Flere undersøgelser har vist, at der kun er en minimal opstrøms vandring af ørredyngel i et vandløb (Solomon & Templeton, 1976; Mortensen, 1977c; Solomon, 1982; Elliott, 1986; Berg & Jørgensen, 1991; Jørgensen & Berg, 1991). Disse undersøgelser viste desuden, at den nedstrøms vandring kun fandt sted i de første måneder efter, at yngelen var fremkommet af gydegruset, og at yngelen herefter blev stationær.

3. Prædatorer og fødens betydning for ørredyngelens adfærd

Tilstedeværelsen af prædatorer i et vandløb har stor betydning for ørredyngelens valg af habitattype. (Fausch & White, 1981; Hearn, 1987; Bardonnnet & Heland, 1994).

Bardonnnet & Heland (1994) undersøgte prædatorers betydning for habitatsvalget i det tidlige ørredyngelstadium. Deres forsøg blev udført i en kunstig kanal, hvor der blev udsat ældre ørred (1+) og hvidfinnet ferskvandsulk (*Cottus gobio* L.). Begge fisk findes i samme vandløbsorden som ørredyngel, og udgør en prædationsrisiko for denne. De fandt, at ørredyngel der blev udsat for prædation, holdt sig mere skjult i bundsubstratet. Dette gav yngelen mindre tid til at indtage føde, hvilket mindskede dens vækst. Desuden fandt de, at ørredyngelen var i stand til at ændre sin fourageringsadfærd, når der var øget prædationsrisiko. Den ændrede adfærd kom til udtryk ved en risikobalance, hvor yngelen reducerede fødesøgningsaktiviteten, når der var et lavt niveau af føde og øgede den, når fødeniveauet var højt.

Dellefors & Johnsson (1995) beskrev, at vilde ørreder holdt sig mere skjult, og brugte mindre tid på fødesøgning, når der var prædatorer tilstede end udsatte ørreder gjorde.

Gaudin & Caillere (1990) fandt en øget nedstrøms vandring af ørredyngel, når der var prædatorer tilstede i form af den hvidfinnede ferskvandsulk. Desuden fandt de, at yngelen undgik de områder, hvor den hvidfinnede ferskvandsulk opholdt sig. Dette betød, at bærekapaciteten i vandløbet blev mindre, når der var mange prædatorer tilstede, idet yngelen ikke benyttede de habitater der ellers var tilgængelige.

Greenberg (1994) og Greenberg *et al.* (1997) beskrev, at opdrættede ørreder med en længde på mellem 10 og 12 cm, benyttede sig af de mest lavvandede områder, når der var prædatorer tilstede i form af gedder (*Esox lucius* L.). De fandt desuden, at den territoriehævdende adfærd mellem ørrederne indbyrdes var mindre, når der var prædatorer i nærheden.

Mængden af føde har betydning for territoriets størrelse og for den territoriehævdende adfærd. Mangel på føde vil øge kravet til et større territorium samt øge den territoriehævdende adfærd hos de dominerende fisk (Slaney & Northcote, 1974; Dill *et al.*, 1981). Dette vil betyde, at de svage fisk vil blive fortrængt til de yderste dårlige territorier, hvor der er en stor risiko for prædation og øget dødelighed pga. fejler næring (Elliott, 1986).

Jansen *et al.* (2002) fandt, at fourageringsadfærd og valg af fødeemne spiller en vigtig rolle ved niche diversifikation (adskillelse) mellem ørreden og fjeldørreden.

4. Naturlige ørreder kontra udsatte

I Danmark har udsætning af ørred foregået helt tilbage til ca. 1858, hvor det første klækkeri blev oprettet. Mange af de tidlige udsætninger var værdiløse. Af fysiske eller genetiske årsager var fiskene ikke i stand til at konkurrere med den naturlige bestand, eller også var udsætningerne for store i forhold til bærekapaciteten i udsætningsvandløbene (Larsen, 1972).

Larsen (1972) udførte en arbejdshypotese som sagde følgende: ”*Hvis udsætninger skal give en profit, der svarer til omkostningerne, er det essentielt at bruge vandløb, der ikke i forvejen indeholder en ørredpopulation, eller som kun indeholder så lille en population, at kun en lille del af territorierne er optaget*”. Moderne udsætningsplaner indeholder tre punkter, som er bygget op omkring denne sætning (Larsen, 1972; Rasmussen, 1984):

1. Udsætningsfiskene bør spredes så meget som muligt i vandløbet for at opnå den maksimale produktionskapacitet.
2. Størrelsen af den udsatte ørred bør tilpasses den optimale dybde, som måles om sommeren, i det pågældende vandløb.
3. Antallet af udsatte fisk bør tilpasses til kvaliteten af både biotopen og den allerede tilstedeværende population.

Kvaliteten af biotopen bedømmes på en skala fra nul til fem. Nul betyder, at vandløbet ikke er velegnet til udsætning. Bærekapaciteten vurderes her til mellem nul og en yngelfisk pr. m². Fem er den optimale vandløbskvalitet for udsætning. Bærekapaciteten vurderes her til mellem to og tre yngelfisk pr. m² (Larsen, 1972; Mortensen & Geertz-Hansen, 1996).

Berg & Jørgensen (1991) og Jørgensen & Berg (1991) undersøgte dødelighed, spredning og smoltafkast for naturlige og udsatte ørredyngel. De fandt, at dødeligheden var højere hos opdrættede fisk end hos vildfisk. Dødeligheden var størst 1 til 2 måneder efter udsætningen og den var densitetsafhængig, hvis udsætningsmængden var over bærekapaciteten. De konkluderede, at grunden til højere dødelighed hos opdrættede fisk bl.a. skyldtes ændring i føde og fødesøgning samt manglende motion hos fiskene under opdræt. De konkluderede desuden, at udsætning over bærekapaciteten var mere skadelig end gavnlig. Deres forsøg viste også, at spredningen af naturlig

yngel var større end spredningen af opdrættede fisk. Forskellen skyldtes muligvis dårligere kondition hos de opdrættede fisk.

Nyeste undersøgelser viser, vha. mikrosatellit DNA analyse af historiske og nutidige prøver, at opdrættede fisk udsat i naturen, er meget dårlige til at give deres gener videre selv efter mange års udsætning i det samme vandløb (Hansen, 2002).

5. Ørredyngelens krav til vandløbets fysiske forhold

I de følgende kapitler vil de vigtigste udenlandske- og danske undersøgelser, som omhandler ørredyngelens krav til de fysiske forhold blive gennemgået. Nielsen (1995) udførte et grundigt litteraturstudium omkring de krav, fiskene stiller til de fysiske forhold. Der vil derfor, med nogle få undtagelser, blive henvist til dette studium, når det drejer sig om undersøgelser før 1995. I slutningen af kapitlet, vil der være et skema, som opsummerer, hvad forskellige forfattere har fundet angående ørredyngelens habitatskrav.

5.1. Strømhastighed

Vandbevægelsen i et uforurenede vandløb er den vigtigste regulerende faktor for dyr og planter. Vandbevægelsen er bestemt af faldgradienten og kontrollerer de fysiske-kemiske faktorer, bundsubstratets udseende og til en vis grad temperaturen og næringsindholdet i vandløbet (Saltveit & Heggenes, 2000). Strømhastigheden betegner hastigheden på den ensrettede vandbevægelse i et givet punkt af vandløbstværsnittet (Sand-Jensen & Friberg, 2000).

Ørreden har fordele og ulemper af strømhastigheden. Strømmen er vigtig for ørreden mht. iltning af vandet, drift af fødeemner og skjul i form af turbulens. En høj strømhastighed giver desuden et mere varieret vandløb med plads til flere ørreder. Ørreden skal dog konstant bruge energi for at opretholde sin position i vandløbet. Et godt mikrohabitat (territorium) skal derfor indeholde områder med strømlæ tæt på højere strømhastigheder, hvor driften af føde er stor (Fausch, 1984). Hvilke strømhastigheder en ørred kan benytte afhænger af dens størrelse. I dette kapitel vil der blive fokuseret på ørredyngelens valg af strømhastigheder i dens første leveår (0+). Ørredens krav til strømhastigheder i andre livsstadier vil blive behandlet i kapitel 6.

Heggenes & Traaen (1988) fandt i et forsøg i en kunstig kanal, at den kritiske strømhastighed for ørredyngel, op til otte uger gamle, var mellem 15 og 19 cm s⁻¹. Det er altså meget vigtigt med mange gode strømlæ i denne tidlige fase lige efter at yngelen forlader gydegruset. Når yngelen havde opnået en størrelse på 40 til 50 mm, kunne den tolerere strømhastigheder op til 50 cm s⁻¹. Dette passer overens med anden litteratur, som anbefaler gennemsnitsstrømhastigheder hen over gydebanken på mellem 25 og 40 cm s⁻¹ (Nielsen, 1995). Bliver strømhastigheden højere end 40 cm s⁻¹ er der risiko for, at æg og blommesækkyngelen kan blive skyllet væk. Når yngelen har en gennemsnitsstørrelse på 67 mm, flytter den sig ikke selv ved meget høje strømhastigheder (Heggenes, 1988a).

Bangsgaard (1995) fandt ved sit studium af ørredyngelens habitatsvalg på gydebanks i Gudenåen og Vejle Å, at strømhastigheden målt 5 cm over bunden lå mellem 14,4 og 21,8 cm s⁻¹.

Cattaneo *et al.* (2002) fandt, at densiteten af ørredyngelen var kraftigt korreleret med vandføringen på fremkomsttidspunktet. Hvis vandføringen var høj, når yngelen kom frem af gydegruset, var den efterfølgende densitet lav. Vandføringen havde kun indflydelse på densiteten af yngel på fremkomsttidspunktet, derefter var det intraspecifikke interaktioner, der regulerede yngel densiteten.

Vores undersøgelse viste, at yngelen ofte stod helt nede ved bunden, og sjældnere 5 cm eller mere over denne. Det er derfor vigtigt, når man sammenligner de strømhastigheder forskellige forfattere har fundet, at gøre sig klart, hvori vandsøjlen den er målt. Vi fandt, at yngelen i det tidlige stadium, gennemsnitlig stod ved strømhastigheder under 6 cm s⁻¹, og at gennemsnitsstrømhastigheden over fiskene, målt i 0,6 x vanddybden, var mellem 10 og 40 cm s⁻¹.

5.2. Vandløbsdybde

Dybden har stor betydning for ørredens valg af habitat og bærekapaciteten i et vandløb (Nielsen, 1995). Et utal af undersøgelser viser, at yngelen foretrækker de laveste vanddybder, mens større ørreder foretrækker større dybder (Lindroth, 1955; Egglisshaw & Shackley, 1982; Kennedy & Strange, 1982; Nielsen, 1995; Greenberg *et al.*, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 1997). Lige meget hvilke tilgængeligheder der har været i de undersøgte vandløb, så vælger ørredyngelen stort set aldrig dybder over 40 cm. De optimale dybder er ofte væsentligt lavere, og i det helt tidlige stadium vælger yngelen sjældent dybder over 20 cm (Nielsen, 1995).

Bangsgaard (1995) fandt, at yngel var yderst selektiv over for lave dybder. Yngelen foretrak gennemsnitsdybder på mellem 31,5 og 32,7 cm i juni måned og gennemsnitsdybder mellem 41,9 og 56,7 cm i august måned. Tilgængeligheden af lave dybder var dog lav i de undersøgte perioder. Da observationerne var baseret på udsat yngel, kunne han ikke undersøge denne i det helt tidlige stadium lige efter fremkomst af gydegruset.

Greenberg *et al.* (1996) fandt, at yngel på 2-6 cm havde kraftig præference for dybder under 30 cm. Resultaterne var sammenlagt af observationer foretaget over sommeren, det er derfor ikke muligt i denne undersøgelse at se ynglens krav i det helt tidlige stadium umiddelbart efter fremkomst af gydegruset.

Vores undersøgelse viste, at naturlig yngel i det helt tidlige stadium, umiddelbart efter fremkomst af gydegruset, foretrak de laveste dybder under 20 cm. Når yngelen voksede tolererede den større dybde.

5.3. Bundsubstrat

Bundsubstratets sammensætning er vigtigt på flere områder. Det yder bl.a. ørreden strømlæ og skjul. Kalleberg (1958) fandt, at ved placering af flere grove substratstørrelser i en kunstig kanal, blev bærekapaciteten højere. Dette skyldes, at fiskene blev visuelt isoleret for hinanden bag det grove substrat.

Heggenes (1988d) fandt, at yngelen foretrak det groveste substrat på 50 til 70 mm i diameter, når den kunne vælge mellem forskellige substratstørrelser. Substratet virkede både som skjul og strømlæ.

Bangsgaard (1995) fandt, at yngelen ofte stod på sandede områder, dette til trods for, at der også fandtes områder med grovere substrat. På de sandede områder var der ofte enkelte små sten (16-32 mm) i fiskens nærområde, som kunne virke som skjul.. Han tolkede derfor ikke resultaterne, som at yngelen foretrak fint substrat, men derimod at der var andre faktorer som var vigtigere.

Greenberg *et al.* (1996) fandt at yngelen stod på alle typer substrat, med en moderat præference for gydegrus.

Vores undersøgelse viste, at yngelen ofte ikke havde præference for en bestemt substrattype, men at dens habitatsvalg syntes styret af andre vigtigere faktorer, som f.eks. lave dybder og tilstedeværelse af grøde.

5.4. Brinkzonen

Emergent brinkvegetation er af stor betydning for vandløbet som helhed. Brinkvegetationen kan bestå af forskellige planter, buske og træer. Den overhængende brinkvegetation er om sommeren medvirkende til at regulere vandløbstemperaturen ved skygning. Især i små vandløb kan den procentvise skygning være meget stor. Brinkvegetationen og dens rødder er desuden meget betydningsfulde for udvikling og bevarelse af de underskårne brinker, som er vigtige opholdsteder for yngelen. Nedfaldende plantedele i vandløbet (debris), kan desuden virke som skjul for ørredyngelen. Brinkvegetationen er derfor vigtig for en høj bærekapacitet i et vandløb (Wesche *et al.*, 1987). Eklöv & Greenberg (1998) fandt, at både brink- og vandløbsvegetationen virker som

skjul overfor dykkende, vadende og svømmende prædatorer. I brinkzonen findes som regel de lavvandede områder, og bl.a. derfor finder man oftest yngelen tæt på brinken. I små vandløb udgør brinkzonen procentvis mere af vandløbet end i store vandløb. Derfor er bestandstætheden af ørredyngel ofte større her, når denne beregnes som fisk pr. m². For at kunne sammenligne bestandstætheden i store og små vandløb, kan det derfor være en fordel, at beregne tætheden som antal yngel pr. meter vandløbsbred (Nielsen, 1995; Vejle Amt, 2002).

Bangsgaard (1995) fandt i Vejle Å, at 50 % af yngelen i juni stod inden for de første 50 cm fra bredden, og at ca. 90 % af fiskene stod inden for de første 150 cm fra bredden. I august havde yngelen spredt sig lidt mere og stod nu gennemsnitlig 150 cm fra nærmeste brink. Vejle Å var på undersøgelsespositionen ca. 9 m bred. Han fandt ligeledes, at mange fisk var placeret under overhæng. Desuden var overhæng og grøde lige vigtige som skjul for ørreden.

Greenberg *et al.* (1996) fandt ligeledes, at yngelen befandt sig tæt på brinkzonen om sommeren. Yngelen var her gennemsnitlig 190 cm fra nærmeste brink. Det undersøgte vandløb var mellem 10 og 30 m bredt.

Mange andre undersøgelser viser også entydigt, at bredarealet er særdeles vigtig for den spæde yngel (Nielsen, 1994a; Nielsen, 1995).

Vores undersøgelse viste, at brinkzonen var specielt vigtigt i det helt tidlige stadium. For at opnå optimal overlevelse af den spæde yngel, bør brinkzonen udgøre 20 % af vandløbsbredden. Yderligere fandt vi, at yngelen gerne ville benytte overhæng som skjul, men at andre faktorer, som f.eks. grøde, var mere betydende. Dette skyldes, at tilgængeligheden af overhæng i store vandløb var lav sammenlignet med det totale vandløbsareal.



Pløkaftmærkning af ørredyngelens habitatsvalg. Læg mærke til, hvor tæt på brinken yngelen var placeret, til trods for, at forholdene så fine ud længere ude i vandløbet.

5.5. Grøde

Grøde er meget vigtig som skjul og strømlæ for yngelen. Varieret grøde øger desuden variationen af tilgængelige strømhastigheder og dermed variationen af bundsubstratet. Dette øger tilsammen variationen og diversiteten i vandløbet (Mebus *et al.*, 1994; Baattrup-Pedersen & Riis, 1999).

Bangsgaard (1995) fandt at næsten al ørredyngel stod ved grøde både i juni og august. Flere undersøgelser viser, at submers vegetation øger bærekapaciteten af ørred i et vandløb (Boussu, 1954; Hubert *et al.*, 1994; Nielsen, 1995).

Mäki-Petäys *et al.* (1997) fandt, at yngelen foretrak områder af vandløbet, der var dækket med mellem 80 og 100 % grøde om sommeren.

Eklöv & Greenberg (1998) fandt, at grøde især har stor betydning i kanaliserede vandløb. Her er der ofte mangel på groft substrat og brinkoverhæng, og grøde er derfor ofte den eneste form for skjul.

Vores undersøgelse viste, at ørredyngelen foretrak områder med grødedækninger på mellem 40 og 80 %. Vi fandt desuden, at yngelen ofte undgik områder med grødedække på over 80 % og at den altid undgik områder med lave dækningsgrader.

5.6. Andre faktorer

Vandtemperaturen og lysintensiteten er vigtige faktorer for ørredens placering i vandløbet. Mange undersøgelser viser entydigt, at ørreden bruger forskellige habitatstyper sommer og vinter, og dag og nat (Hartman, 1963; Cunjak & Power, 1986; Heggenes & Saltveit, 1990; Harris *et al.*, 1992; Hubert *et al.*, 1994; Greenberg *et al.*, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 1997; Heggenes & Dokk, 2001). Ørredens habitatskrav er mere snævre om vinteren, hvor den stiller større krav til mere skjul og lave strømhastigheder (Saltveit & Heggenes, 2000). Ørreden skifter adfærd, når temperaturen falder til under 10 °C (Fraser *et al.*, 1993; Heggenes *et al.*, 1993)

Den dominerende adfærd om sommeren er fødesøgning. Om vinteren gemmer ørredyngelen sig i mellemrummene i substratet om dagen, mens den er aktivt fødesøgende oven på substratet om natten, hvor lysintensiteten er lav (Fraser *et al.*, 1995). Når vandet er koldt, er groft substrat derfor især vigtigt om dagen, mens langsomme strømhastigheder er mere vigtige om natten (Heggenes & Dokk, 2001; Heggenes & Dokk, 2001). Fordelen ved at udvise en skjul- og bevægelsesstrategi om vinteren er, at fiskene på den måde undgår prædation og eventuelle isskader (Heggenes & Saltveit, 1990; Heggenes *et al.*, 1993; Mäki-Petäys *et al.*, 1997; Heggenes & Dokk, 2001). Andre undersøgelser har vist, at ørreden også er mere nataktiv om sommeren. Nataktivitet om sommeren

har ligeledes den fordel, at yngelen undgår prædatorer, samtidig er vandtemperaturen lavere og fødeudbudet større pga. øget drift af invertebrater (Harris *et al.*, 1992; Hubert *et al.*, 1994; Greenberg *et al.*, 1996).

5.7. Præferencekurver og multivariate sammenligninger

Mange undersøgelser har ved hjælp af modeller forsøgt at beskrive tilgængeligheden af egnede habitater ud fra vandføringen, og herefter give et bud på ørredbestanden (Heggenes, 1988b; Lund, 1996; Olsen, 1997a; Vismara *et al.*, 2001). Modeller er primært anvendelige i vandløb, hvor man kunstigt ændre på vandføringen som følge af vandindvinding, opstemninger osv. En af de mest brugte modeller er *Instream Flow Incremental Methodology (IFIM)* (Bovee, 1982), som ved hjælp af programmerne *Physical Habitat Simulation (PHABSIM)* (Bovee, 1982) eller *River Hydraulic and Habitat Simulation (RHYHABSIM)* (Jowett, 1989) beregner *Weighted Usable Area (WUA)* eller *vægtet brugbart areal*. Programmerne benytter sig bl.a. af *Habitat Suitability Curves (HSCs)* eller præferencekurver, der er konstrueret ud fra fiskens valg og tilgængelighed af en variabel. Det er oftest strømhastigheden, dybden, substratet og skjul som der laves præferencekurver over. For yderligere beskrivelse af modellerne henvises til (Lund, 1996; Olsen, 1997a). Præferencekurver har ofte været forsøgt anvendt til at beskrive, hvordan et godt ørredvandløb skal se ud (Bovee & Cochnauer, 1977; Heggenes & Saltveit, 1990; Lund & Clausen, 1998; Vismara *et al.*, 2001). Sammenligning af præferencekurver fra forskellige vandløb har dog vist, at man pga. forskelligheden af de undersøgte vandløb og yngelens tilpasningsevne, ikke umiddelbart har kunnet overføre præferencekurver fra et vandløb til et andet (Heggenes & Saltveit, 1990; Lund, 1996; Vismara *et al.*, 2001).

Vismara *et al.* (2001) fandt ved at undersøge interaktionerne mellem variable indbyrdes, at dybden var langt vigtigere for ungfisk end strømhastigheden var. Om ørreden vælger en habitatparameter uafhængigt af en anden, er svært at afgøre ved feltforsøg. Dette skyldes bl.a., at der er korrelation mellem flere af variable i et vandløb. F.eks. er der sammenhæng mellem dybde og strømhastighed, strømhastighed og vandløbsvegetationsdække og substratpartikelstørrelse og strømhastighed (Heggenes, 1988b).

Mange undersøgelser har forsøgt at niveaudele vigtigheden af de enkelte variable, for på den måde at give et bud på hvilke variable, der er de vigtigste for ørredyngelen. Her er der også forskellige meninger om, hvilke af de fysiske faktorer, som er mest betydende. F.eks. kan mangel på submers vegetation i næringsfattige vandløb føre til, at der er konkurrence om hvilepladserne

med lav strømhastighed. Her er vandløbsvegetation altså en meget vigtig faktor (Fausch & White, 1981). Ligeledes kan substratet i et vandløb være meget ensartet. I sådanne tilfælde vil substratet være uden betydning, idet yngelen naturligvis ikke foretrækker en substrattype frem for en anden (Heggenes & Saltveit, 1990). Hvis man vægter de fysiske faktorer ved hjælp af multivariate analyser, som f.eks. *Principal Component Analyse* (PCA), ser det ud til, at strømhastigheden er den vigtigste faktor. Dernæst følger substratet og dybden som de næst vigtigste faktorer (Gatz *et al.*, 1987; Heggenes & Saltveit, 1990; Mäki-Petäys *et al.*, 1997).

Vores undersøgelse viste, at dybde og afstand til nærmeste brink var afgørende for yngelens valg af habitat.

Problemet ved metoden er, at den behandler de forskellige variable uafhængigt af hinanden. Metoden tager altså ikke hensyn til, om der er en synergistisk effekt mellem variable. PCA kan dog give nogle retningslinier for, hvad der primært forklarer fiskens valg af habitat.

5.8. Opsummering af ørredyngelens habitatskrav

Ovennævnte viser, at der ikke er noget universelt facit på, hvordan et optimalt vandløb skal se ud for at være et velegnet levested for ørredyngel. Dette skyldes bl.a., at undersøgelserne er foregået i vidt forskellige vandløb, og at måle og observationsmetoder har været forskellige. Ørredyngelen har desuden, inden for en vis grænse, en evne til at tilpasse sig det enkelte vandløb. Undersøgelserne giver dog nogle fingerpeg for de habitatskrav ørredyngelen stiller. En varieret brinkzone med lave dybder, gode skjulmuligheder og områder med strømlæ er essentielle for ørredyngelen. Dette gælder specielt i det helt tidlige stadium efter fremkomst fra gydegruset.

I Tabel 5.1 er der en opsummering af hvad forskellige forfattere har fundet ved beskrivelsen af ørredyngelens habitatskrav.

Tabel 5.1: Gennemsnitsresultater som forskellige forfattere har fundet ved studier af ørredyngelens habitatskrav.

Reference	Lindroth (1955)	Shirvell & Dungey (1983)	Heggenes & Traaen (1988)	Heggenes & Saltveit (1990)	Bangsgaard & Sivebæk (1996)	Greenberg <i>et al.</i> (1996)	Mäki-Petäys <i>et al.</i> (1997)	Vores undersøgelse (2000)
Undersøgelses metode	Elektrofiskeri	Overflade observation (Dykning)		Dykning (punkt-elektrofiskeri om vinteren)	Kombination af dykning og punkt-elektrofiskeri	Dykning	Punkt-elektrofiskeri	Kombination af dykning og punkt-elektrofiskeri
Ørredens størrelse (cm)	0+, 1+, 2+	42	2,6 - 4,3	9 - 13	3,4 - 9,9	2 - 6 7 - 11 12 - 35	4 - 9 10 - 15 16 - 25	3,4 - 9,3
Vandløbsbredde (m)		10 - 40		10 - 30	3,3 - 14,3	10 - 30	60	5,0 - 17,5
Årstid	Aug. - Nov.			Aug. - Nov.	Jun. - Aug.	Jun. - Sep.	Helårs undersøgelse	Maj - Sep.
Dybde (cm)	5 - 35	65 (føde) 31,7(gyde)		32 - 64	21,6 - 32,7 (Jun.) 32,0 - 56,7 (Aug.)	35,3 56,2 84,5	25 - 34 30 - 40 33 - 58	31 (Maj - Jun.) 46 (Jul. - Aug.)
Afstand til nærmeste brink (cm)					65 - 177 (Jun.) 74-297 (Aug.)	1,9 3,7 4,1		Yngelen placerer sig inden for de første 10-20 % af vandløbet (Maj - Jun.)
Snudestrømhastighed (cm s⁻¹) * Målt 1 cm over bunden		26,7 (føde) 39,4 (gyde)	10 - 25	6 - 9		5,7 16,8 12,9		3,6* (Maj - Jun.) 5,3* (Jul. - Aug.)
Strømhastighed målt 5 cm over bunden (cm s⁻¹)					14,4-25,4 (Jun.) 17,5-18,2 (Aug.)			10,8 (Maj - Jun.) 14,7 (Jul. - Aug.)
Gennemsnits strømhastighed (cm s⁻¹)				13 - 27		14,9 24,6 21,0	18 - 50 18 - 47 24 - 54	18,9 (Maj - Jun.) 33,0 (Jul. - Aug.)
Overflade strømhastighed (cm s⁻¹)				20-41	28,5-38,6 (Jun.) 26,1-52,1 (Aug.)			
Substratstørrelse		14 mm (gydning)		64 mm	Fint - groft		Groft substrat	Variet
Brinkoverhæng (%)					28,2-35,5 (Jun.) 10,7-54,8 (Aug.)	6,4 14,3 36,2		21 (Maj - Jun.) 14 (Jul. - Aug.)
Grødedækning (%)					1,3 - 48,7 (Jun.) 9,2 - 54,7 (Aug.)		14 - 58 15 - 51 16 - 47	37 (Maj - Jun.) 59 (Jul. - Aug.)
Bemærkninger			Kunstig kanal		Snudestrøm hastighed målt 5 cm over bunden.			

6. Ørredens habitatskrav i andre livsstadier

Ørreden stiller, som de fleste fisk, forskellige krav til de fysiske forhold i vandløbet gennem hele livet. Uanset hvilke livsstadier ørreden befinder sig på, vælger den sit habitat, så det er så energimæssigt favorabelt som muligt (Shirvell & Dungey, 1983; Fausch, 1984; Heggenes, 1988b). Hvis man vil have en sund ørredbestand i et vandløb, med alle aldersgrupper repræsenteret, er det vigtigt, at fiskenes krav til de skiftende habitater gennem livet er opfyldt.

I kapitel 5 blev ørredens habitatskrav, fra den dukkede frem af gydegruset i april-maj måned, til den var knapt et år gammel, gennemgået.

I indeværende kapitel vil ørredens habitatskrav i de andre livsstadier kort blive gennemgået. I slutningen af kapitlet er angivet en skematisk oversigt over de kendte miljøvariable, som har indflydelse på ørredens valg af habitat i forskellige livsstadier.

6.1. Ungfiskenes habitatskrav

Ungfiskestadiet er perioden efter, at ørreden har overstået sit første og evt. andet leveår. Med øget størrelse øges bl.a. dens krav til et større og dybere habitat. Fødetilgangen vil typisk være større her, og endvidere kan dybden i sig selv virke som skjul (Bohlin, 1977). Kennedy & Strange (1982) fandt, at 1⁺ og 2⁺ fisk kan forekomme i alle vanddybder, men at de typisk findes med den højeste frekvens i middeldybderne. I de undersøgte vandløb fandtes dybder op til 50 cm. Endvidere fandt de en klar sammenhæng mellem alderen og størrelsen på fisken og valg af dybde. Jo ældre, og dermed også større, fisken var, des dybere habitat valgte den. Helt tilbage i 1969 blev der på fisk, som gennemsnitlig var 21,3 cm lange fundet præference for dybder mellem 20,3 og 22,9 cm. Det blev endvidere fundet, at fiskene undgik de helt lave dybder under 5,1 cm (Baldes & Vincent, 1969). Greenberg *et al.* (1996) fandt, at ungfisken undgik de helt lave dybder og havde præference for dybder mellem 30 og 60 cm. Efterhånden som ørreden vokser og dens krav til et dybere habitat øges, vil de fleste fisk søge længere nedstrøms i vandløbet (Solomon & Templeton, 1976).

Ungfiskene benytter altså et bredt spektrum af dybder, med en tendens til præference på dybder mellem 20 og 35 cm (Olsen, 1997b). Dette udnytter man bl.a. ved udsætninger (Nielsen, 1994c).

Strømhastigheden er i alle livsstadier en vigtig parameter for valget af habitat. Foruden at være en vigtig faktor til at gøre vandløbet varieret, kan strømhastigheden også virke som skjul i sig selv i form af turbulens. Hartman (1963) fandt, ved sit klassiske forsøg i en kunstig strømkanal, at når strømhastigheden øges, vil flere fisk søge mod strømlæ. Der var sammenhæng mellem temperaturen

og ungfiskenes krav til strømlæ. Ved temperaturer mellem 0,0 og 0,5 °C valgte flere fisk at stå ved strømlæ, end de samme fisk gjorde ved temperaturer mellem 8,5 og 12,5 °C. Baldes & Vincent (1969) fandt, at ørreder på gennemsnitlig 21,3 cm længde, foretrak strømhastigheder mellem 12,2 og 21,3 cm s⁻¹. Greenberg *et al.* (1996) fandt at fisk på 7-12 cm foretrak snudestrømhastigheder på 16,8 cm s⁻¹. Generelt foretrækker ungfiskenene en snudestrømhastighed mellem 0 og 20 cm s⁻¹ (Heggenes *et al.*, 1999)

Generelt konkluderes, at ungfiskenene foretrækker et groft bundsubstrat (Heggenes, 1988b; Nielsen, 1995; Olsen, 1997b; Heggenes *et al.*, 1999). Greenberg *et al.* (1996) fandt at ungfiskenene undgik det fine substrat. På strækninger med langsomt flydende vand og blød bund findes der kun få 1⁺ ørreder (Bohlin, 1978).

Et godt ørredskjul er naturligvis sammensat af mange ting og kan bestå både af submerse og emergente effekter. Grøde, brinkoverhæng, store sten, trærodde, dybe holler, træer osv. er gennem tiderne blevet kaldt for gode ørredskjul for større fisk. Boussu (1954) afrapporterede nogle af de første resultater omkring sammenhængen mellem skjul og ørredbiomasse. Selvom størstedelen af de undersøgte fisk var regnbue- og kildeørreder (*S. fontinalis* M.), mens ørred kun udgjorde 2 %, så viste hans resultater, at der var en klar sammenhæng mellem antallet af skjul og ørredbiomassen. DeVore & White (1978) fandt ligeledes, at skjultilgængeligheden kunne være begrænsende for bestanden af ungfisk i et vandløb. De viste endvidere, at fjernelse af naturlige skjul, bredvegetation og underskårne brinker førte til et fald i både antallet og biomassen af ørreder. Kunstigt udlagte skjul var derimod i stand til at øge en ørredbestand. Interessant var også, at de fandt, at submerst overhæng med en afstand på 10 cm over bunden blev valgt af næsten seks gange så mange fisk, som submerst overhæng, med en afstand på 20 cm ned til bunden. Baldes & Vincent (1969) gjorde nogle interessante opdagelser på ørreder med en gennemsnitslængde på 21,3 cm. De fandt, at ørreder tilsyneladende troede, at de var skjult, til trods for at det kunstige skjul kun var gennemsigtige plastikstrimler. De konkluderede, at ørreder tilsyneladende valgte skjul via positiv thigmotaksi, dvs. skjul som rørte fisken. DeVore & White (1978) brugte også plastikstrimler i deres forsøg, og fandt ingen forskel mellem responsen på klare og mørke plastikstrimler. Heggenes (1988a) har fundet, at ørreden har stor præference for områder med mere end 50 % brinkoverhæng.

6.2. Større ørreders habitatskrav

Ved overgangen til ørredens voksenstadium vil nogle af fiskene trække langt ned gennem vandløbet, til de når havet eller evt. en sø. Nedtrækket gennem vandløbet sker i det tidlige forår, og fiskene er typisk 13-25 cm lange (Nielsen, 1994c; Nielsen *et al.*, 2000). De fisk som vælger at trække ned igennem vandløbet, undergår i denne periode meget store fysiologiske ændringer for at blive i stand til at leve i saltvand (Nielsen *et al.*, 2000). Man siger, at de smoltificerer og fisken kaldes nu en smolt. Den færdigt udviklede smolt er saltvandstolerant og alle grundlæggende livsfunktioner og vækst kan opretholdes efter udvandringen til saltvand.

Ungfisk-smolttransformationen sker i vandløb på vore breddegrader typisk efter det andet leveår i ferskvand (Elliott, 1985; Rasmussen, 1986; Nielsen *et al.*, 2000). Fiskens grundlæggende krav, når den trækker ned gennem vandløbet, er selvsagt, at der skal være fri passage hele vejen fra opvækstpladsen til havet. Det er et kendt fænomen, at langt over 50 % af de nedtrækkende smolt forsvinder ved dambrug, opstemninger og i søer (Jensen *et al.*, 1998; Larsen *et al.*, 2000; Aarestrup *et al.*, 2000). Ørredens habitatskrav i havet og søer er lidet belyst og ligger udenfor denne rapports omfang.

Efterhånden som de fisk der valgte, at blive i vandløbet vokser, øges deres krav til et dybere habitat også. De vil søge længere ned i vandløbet. Fiskene er yderst territorielle og de dominante fisk vil optage de bedste pladser mht. skjul, fødetilgang m.m. (Jenkins, 1969; Solomon & Templeton, 1976; Karlstrøm, 1977; Bohlin, 1977; Kennedy & Strange, 1982; Fausch, 1984; Bachman, 1984; Cunjak & Power, 1986).

Shirvell & Dungey (1983) undersøgte i alt seks vandløb på New Zealand. De angiver, at der ingen forskel var mellem de undersøgte vandløb og strækninger. De undersøgte ørreder var mellem 32 og 55 cm lange, og de fandt, at ørrederne foretrak dybder på 65 cm og gennemsnitsstrømhastigheder på 27 cm s^{-1} . Heggenes (1988c) fandt ved et litteraturstudium, at voksne ørreder foretrak dybder over 50 cm og kraftigere strømhastigheder end mindre fisk. Hayes (1991) undersøgte en lang række ørreder over 40 cm. Han fandt, at de foretrak dybder på ca. 80 cm og gennemsnitsstrømhastigheder på 26 cm s^{-1} . Greenberg *et al.* (1996) fandt at ørred med længder på 12 til 35 cm foretrak dybder på 60 til 120 cm. Generelt er de fleste enige om, at store ørred foretrækker strømhastigheder på mellem 25 og 50 cm s^{-1} , som der ofte er i dybe områder (Heggenes, 1988b; Jonsson, 1989; Hayes, 1991; Nielsen, 1995; Olsen, 1997b). Endvidere har flere fundet, at også større ørred generelt vælger habitater med lavere strømhastighed om vinteren (Karlstrøm, 1977; Cunjak & Power, 1986; Heggenes & Saltveit, 1990).

Lewis (1969) fandt, at overhæng var den mest betydende faktor for en ørredbestand. Det var ikke overhænget i sig selv, men dets evne til at dæmpe lyset, som syntes vigtigt. Skjulvalget foregik derfor bl.a. ved negativ fototaksi. Som nævnt i kapitel 6.1 kan skjul være mange ting, og der syntes at være lidt uenighed om benævnelsen. To danske undersøgelser af større ørreders præference for skjul, har nået modstridende konklusioner. Begge undersøgelser er fra 1980, og i den ene konkluderes at skjul ingen eller kun ringe sammenhæng har med en ørredpopulations størrelse (Hermansen & Krog, 1980), mens det i den anden undersøgelse blev fundet, at skjul var den vigtigste faktor (Kern-Hansen *et al.*, 1980).

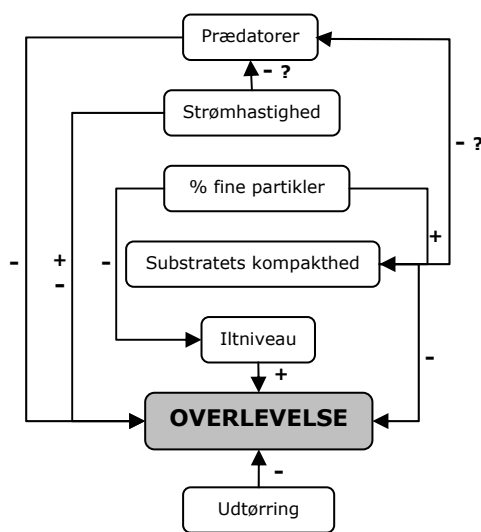
Bundssubstratet ser ikke i sig selv ud til, at være en af de mest betydende faktorer på habitatsvalget hos større ørred. Greenberg *et al.* (1996) fandt da også, at 12 til 35 cm store ørred stod ved alle typer af substrat, på nær meget fint substrat, som de undgik. Kun hvis der ikke er skjul tilstede, kan et meget groft bundsubstrat tilsyneladende gøre det ud for skjul. Ellers findes større ørred på alt fra fint sand til store sten (Hayes, 1991; Heggenes, 1988b; Olsen, 1997b).

6.3. Krav til gydebanken

De voksne ørreders krav stemmer overens med, hvad der er optimalt for iltning af æg og blommesækkyngel i gydebanken. Den optimale dybde over gydebanken er mellem 10 og 35 cm, og strømhastigheden bør ligge mellem 30 og 70 cm s⁻¹ under gydningen (Miljøstyrelsen., 1983).

Hjorth *et al.* (1983) undersøgte en stor gydebanke ved Vilholt i Gudenåen. De fandt, at gydebankens øverste lag bestod af substrat med diameteren 8 til 64 mm. De fandt desuden, at substratet blev finere dybere nede i gydebanken, hvilket er vigtigt for stabiliteten. Der syntes ikke at være specielle krav til skjul, mens gydningen foregår (Shirvell & Dungey, 1983; Bachman, 1984; Nielsen, 1994c; Nielsen, 1995; Madsen, 1995; Olsen, 1997b; Saltveit & Heggenes, 2000).

Efter æggene er blevet lagt i gydebanken, er der en række primære variable, som har indflydelse på deres overlevelse fra gydetidspunktet til fremkomsten af gydebanken. Når dette sker, har yngelen opbrugt sin blommesæk, og forlader gydegruset (Nielsen, 1995; Bardonnnet, 2001). Nogle af de vigtigste variable er angivet på Figur 6.1.



Figur 6.1: Primære variable som har indflydelse på overlevelsen af æg og blommesækkyngel i gydegruset. Et plus (+) angiver positiv indvirkning, mens et minus (-) angiver negativ indvirkning faktorerne i mellem. Modificeret efter Bardonnet (2001).

Iltniveauet har selvsagt stor indflydelse på æggenes overlevelse. Klækning af ørredæg, kan ske ved iltkoncentrationer ned til $2,5 \text{ mg l}^{-1}$ (Hermansen & Krog, 1980), men generelt syntes succesfuld klækning at kræve $5-7 \text{ mg l}^{-1}$ (Sivebæk & Bangsgaard, 1995).

Stor sandtransport i vandløbet og mange aflejrede partikler øger gydebankens kompakthed, hvorved iltniveauet påvirkes negativt inde i gydebanken. Begge ting har negativ indflydelse på overlevelsen af æg og blommesækkyngel i gydebanken (Sivebæk & Bangsgaard, 1995; Sivebæk, 1996).

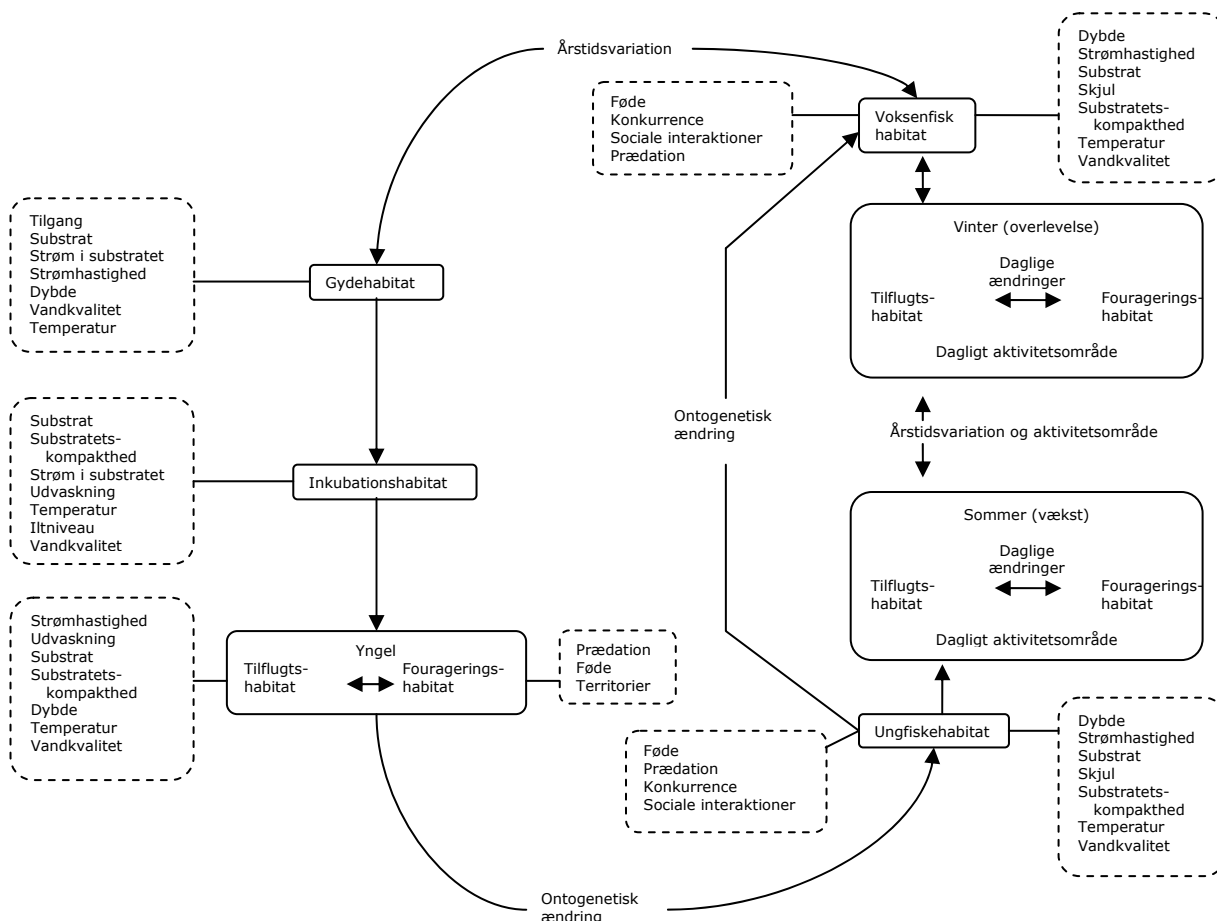
Strømmen over gydebanken bringer ilt til æggene og fjerner affaldsstoffer (Madsen, 1995; Olsen, 1997b). Den optimale strømhastighed hen over en gydebanke bør være mellem 25 og 50 cm s^{-1} (Nielsen, 1995). Blicher strømhastigheder meget højere hen over gydebanken, øges risikoen for, at æggene bliver skyllet ud (Sivebæk & Bangsgaard, 1995).

Udtørre æggene i gydebanken, vil de selvsagt gå til (Bardonnet, 2001), men på vore breddegrader, synes det næppe som et stort problem, da ørredens gydning foregår i en meget vandrig periode på året.

Prædatorers indflydelse på overlevelsen af æg, allerede inkuberet i gydegruset synes lidet undersøgt. Bardonnet (2001) refererer til få undersøgelser, som synes at vise, at prædationspåvirkningen fra invertebrater kan betragtes som negligible. Til gengæld har prædatorer betydning for, hvornår yngelen kommer frem af gydegruset. Olsen (2000) fandt at tilstedeværelsen af prædatorer gjorde, at ørredyngelen kom fire dage senere frem fra gydegruset, samt at fremkomsten blev mere hyppig om natten. Yngelen fremskød ligeledes den første vandring væk fra gydebanken med en dag, når der var prædatorer i nærheden. Yngelen udviste en prædations

minimerende strategi ved den første nedstrøms vandring, når der var prædatorer til stede. Dette kom til udtryk ved øget vandring om natten tæt på substratet og brinken (Olsen, 2000).

På Figur 6.2 er angivet en oversigt over de miljøvariable, som er kendt for at være vigtige for ørreden.



Figur 6.2: En oversigt over ørredens krav til habitater på forskellige livsstadier. De stiplede paneler angiver faktorer, som er kendt for at være vigtige miljøvariable. Modifieret efter Heggnes *et al.* (1999) og Saltveit & Heggnes (2000).

7. Sammenfatning

En kombination af dykning og punktelektrofiskeri er oftest den bedste metode til studier af ørredyngelens habitatsvalg. Dykning er en god metode til at opnå viden om ørredens præcise placering i vandløbet. Metoden er dog ikke velegnet ved meget lav dybde, i tæt grøde, ved høje strømhastigheder eller i uklart vand. Punktelektrofiskeri er en effektiv metode de steder, hvor dykningen har sine begrænsninger. Grundet elektrodernes tiltrækningskraft, vil metoden dog altid have sine begrænsninger til vurdering af det præcise habitat. De to metoder supplerer derfor hinanden.

Ørredyngel er meget territoriehævdende. Tilstedeværelse af prædatorer kan påvirke fremkomsttidspunktet fra gydegruset og habitatvalget.

Genetisk er vildfisk bedre end opdrætsfisk. Udsætning af ørredyngel bør kun foregå på strækninger uden naturlig produktion.

Et optimalt vandløb for ørredyngel indeholder en varieret brinkzone med lave dybder under 20 cm, gode skjulmuligheder og områder med strømhastigheder under 10 cm s^{-1} . Dette gælder specielt i det helt tidlige stadium efter fremkomst fra gydegruset, hvor mangel på egnede fysiske forhold vil øge den tæthedsafhængige dødelighed. Ørredyngelens habitatsvalg er forskellige dag og nat og sommer og vinter. Yngelens habitatsvalg foregår ved en skjul- og bevægelsesstrategi.

Der er stærk korrelation mellem ørredens størrelse og dens valg af dybde. Efterhånden som fiskene vokser, søger de længere ned ad vandløbet. Fiskene er stadig yderst territorielle og de dominante fisk vil optage de bedste pladser mht. skjul, strømhastighed, fødetilgang m.m.

For at opnå succesfuld gydning er det vigtigt, at der i vandløbet findes egnede områder med groft bundsubstrat, lav vanddybde og frisk strøm. Stor stoftransport i vandløbet forringer overlevelseschancen for æg og blommesækkyngel.

8. Stationsbeskrivelse

I samarbejde med Vandløbsgruppen i Vejle Amt, herunder specielt Jan Nielsen, blev der udvalgt fire strækninger i Gudenåen og to strækninger i Vejle Å til undersøgelse af ørredens valg af habitat (Figur 8.1). I kapitel 8.1 og 8.2 gennemgås kort de seks forsøgsstrækninger, mens der henvises til Appendiks A, hvor kort angiver den præcise placering af undersøgelsespositionerne.



Figur 8.1: Beliggenhed af de undersøgte positioner ved Gudenåen og Vejle Å. I Appendiks A er indsat kort, som angiver den præcise lokalitet af forsøgsstrækningerne.

8.1. Gudenåen

Gudenåen er med sine 158 km's forløb, Danmarks længste vandløb. Den har sit udspring i Tinnet Krat nordvest for Vejle og munder ud i Randers Fjord, som fortsætter ud i Kattegat. Tinnet Krat udgør sammen med en række små og større egekrat Danmarks største egekratsområde. Ca. 42 km fra åens udspring løber Gudenåen ud i Mossø og fortsætter sin tur gennem Silkeborgsøerne. De fire forsøgsstationer, som blev udvalgt til denne undersøgelse, lå alle i Vejle Amt opstrøms Mossø.

Hammer Mølle er den øverste forsøgsstation set i forhold til åens udspring. På stedet har der helt tilbage fra 1600-tallet ligget en lille mølle. Den nuværende mølle blev opført i 1912, efter at den forrige brændte. Indtil omkring 1950 har der været elproduktion og savskæreri på stedet. I dag er stemmeværket og meget af det gamle mølleinventar bevaret. I 1986 anlagde Vejle Amt i alt fem gydebanks og to sandfang umiddelbart nedstrøms møllesøen (Vejle Amtsråd Udvalg for Teknik og Miljø., 1989; Nielsen, 1994b). Efter etableringen blev der konstateret en forøgelse af både ørred- og stallingbestanden (Nielsen, 1994a). Vores forsøgsstrækning dækkede to af de etablerede gydebanks længst opstrøms mod stemmeværket ved møllesøen. Forsøgsstrækningen var 100 m lang, og gennemsnitsbredden var ca. 5 m. Miljømålsætningen ved Hammer Mølle er skærpet, og strækningen er A målsat. A målsætningen betyder, at strækningen er udlagt som særligt naturvidenskabeligt interesseområde (Miljøstyrelsen., 1983; Ovesen & Søgård, 1993; Madsen, 1995; Regionplan 1997-2009 for Vejle Amt.,). Nogle vandløbsforhold, målt på lokaliteten af Vejle Amt, ses i Tabel 8.1.

Ved Åle By ligger den næste forsøgsstation set i nedstrøms retning. Forsøgsstrækningen er 100 m lang og gennemsnitsbredden var knap 8,5 m. Åen er her karakteriseret ved en sivbræmme af Pindsvineknop (*Sparganium sp.*) på åens nordlige bred, mens sydbredden består af en temmelig fast lerskrænt, som skræner ned i vandet. I åens midterparti fremstår bunden sandet. I en rapport, som sammenfatter fiskeundersøgelser i Gudenåen opstrøms Mossø i perioden 1979-93, kan man læse, at der ved Åle kun er fundet få ørreder, og at årsagen måske er en kombination af manglende gydebanks og mange rovfisk (Nielsen, 1994a). Gudenåen ved Åle er B2 målsat, hvilket vil sige, at åstrækningen er udlagt til laksefiskevand. Dette betyder i praksis, at åen skal have en kvalitet, som gør den velegnet til opvækst- og opholdsvand for ørreder, eller at der kan skabes fysiske forhold, som gør, at den opfylder ovenstående (Miljøstyrelsen., 1983; Ovesen & Søgård, 1993; Madsen, 1995). Der findes ingen naturlig produktion af ørred ved Åle, og i 2000 blev der sat større ørred ud. Udsætningen er foregået opstrøms den undersøgte lokalitet. Faunaklassen på strækningen er af Vejle Amt angivet til 6 (Tabel 8.1), svarende til meget svagt forurenet.

Bolund finder vi ca. halvvejs på Gudenåens forløb fra dens udspring til udløbet i Mossø. Åen har her vokset sig større, og gennemsnitsbredden var knap 15 m på vores forsøgsstation, som var 100 m lang. På strækningen findes en meget lang naturlig grusbank, hvor ørred og stalling kan gyde. Bolundstrækningen er B1 målsat, hvilket vil sige at strækningen skal fungere som gyde- og opvækstområde for laksefisk (Miljøstyrelsen., 1983; Ovesen & Søgård, 1993; Madsen, 1995; Regionplan 1997-2009 for Vejle Amt.,). Pga. lav naturlig produktion af ørred ved Bolund, blev der i 2000 sat større ørred ud ved Bredsten Bro nedstrøms den undersøgte lokalitet. Faunaklassen på strækningen er af Vejle Amt angivet til 7 (Tabel 8.1), hvilket viser, at vandløbet praktisk talt er uforurennet. Vejle Amt konkluderer, at der trods gode gydemuligheder ved Bolund ikke findes ret mange ørreder (Nielsen, 1994a), og at årsagen til dette endnu ikke er ordentligt belyst. Bangsgaard (1995) fandt ligeledes, at dødeligheden af udsat ørredyngel på gydebankerne ved Bolund var høj, og at dette skyldes mangel på egnede levesteder i midten af vandløbet. Han mente, at rovfisk kun havde en lille indflydelse på dødeligheden set i forhold til den tæthedsafhængige dødelighed.

Vilholt ved Gudenåen er en lille naturperle i Danmark. På de 100 m som vores forsøgstrækning dækker, er åens gennemsnitsbredde knap 18 m. Trods den store bredde er åen meget varieret her kort før dens udløb i Mossø. Således findes både høller, stryg, skovdækkede områder, sving og små øer med træer langs strækningen. Strækningen er A målsat og faunaklassen er angivet til 7 (Tabel 8.1) af Vejle Amt. Opstrøms vores forsøgsstrækning, ligger Vilholt Mølle med tilhørende møllesø. Ved møllesøen skulle den sjældne damflagermus (*Myotis dasycneme*) leve, hvilket har skabt stor strid om en afvejning og et valg mellem en kulturskabt naturtype og vandrefiskenes levevilkår. Vejle Amt har gentagne gange lavet undersøgelser på Vilholt strækningen (Nielsen, 1994a; Nielsen, 1999), og finder en ret konstant og sund bestand af ørred. I 1992 blev der lavet fri fiskepassage ved Kloster Mølle og Riværket, som ligger mellem Vilholt og Mossø. Allerede i det efterfølgende efterår konstaterede amtets teknikere, at søørreden (*S. trutta f. lacustris* L.) fra Mossø benyttede grusbankerne ved Vilholt. Nogle vandløbsforhold målt på lokaliteten af Vejle Amt ses i Tabel 8.1.

Table 8.1: Lokalitetsforhold på de undersøgte strækninger af Gudenåen.

Vandsystem: Lokalitet:	Gudenåen			
	Hammer Mølle	Åle	Bolund	Vilholt
UTM zone 32 ed50 – Øst	527582	535743	540047	542158
UTM zone 32 ed50 – Nord	6192808	6193178	6198650	6209444
Vandføring (l s⁻¹)**:				
Årsmiddel	201	*	*	5183
Sommer minimum	156	*	*	2567
Sommer middel	167	*	*	2910
Sommer maksimum	191	*	*	3736
Opland (km²)**	11,9	*	*	377,4
Temperatur (°C)**:				
Årsmiddel	9,1	*	*	9,9
Sommer minimum	9,0	*	*	14,0
Sommer middel	10,9	*	*	15,0
Sommer maksimum	12,0	*	*	17,0
Målsætning**	A	B2	B1	A
Faunaklasse (DVFI)**		6	7	7
* Ingen målinger				
** Tal fra Vejle Amt				



Stemmeværket ved Hammer Mølle i Gudenåen opstrøms den undersøgte lokalitet.

Det er Martin som står og kigger på fisketrappen, som er af modstrømstypen.

Åle i Gudenåen. Her kunne udsat yngel ikke overleve og der fandtes ingen naturlig bestand af ørred.



Vilholt. En hel unik strækning af Gudenåen med national betydning.



Bolund i Gudenåen set fra undersøgelsespositionens begyndelse og opstrøms. Forholdene så lovende ud, med frisk strøm og varieret bund. Alligevel kunne udsat yngel ikke overleve.



Tørskind ved Vejle Å. Her har Vejle Amt udlagt en kunstig gydebanke. Der var naturlig produktion af yngel på strækningen.



Nørager i Vejle Å. Lokaliteten er kendt af åens lystfiskere som et godt havørredstræk. Her gyder åens hav- og bækørreder. I undersøgelsen fandt vi ørredyngel fremkommet ved naturlig produktion.



8.2. Vejle Å

Vejle Å har sit udspring i Engelsholm Sø ca. 15 km vest for Vejle By. Fra udspringet løber åen sydover, men drejer igen nordpå ved Tørskind og ender således 34 km senere fra sit udspring i bunden af Vejle Fjord. Vejle Fjord er Danmarks fjerdelængste fjord, og først 35 km senere munder den ud i Lillebælt. De to forsøgsstationer, som var blevet udvalgt i Vejle Å, ligger ca. halvvejs på åens forløb mod havet.

Tørskind er den af vores forsøgsstationer, som er placeret længst oppe i Vejle Å (Appendiks A). Forsøgsstationen ligger umiddelbart nedstrøms Tørskind Bro og strækker sig 60 m nedstrøms. Åen har på strækningen en gennemsnitsbredde på godt 9 m. I 1991 anlagde Vejle Amt syv tæppebanker af gydegrus med dybe huller imellem og faskinering eller stensætning langs kanterne. Amtet angiver, at der allerede samme år blev observeret en flittig brug af gydebankerne af åens hav- (*S. trutta f. trutta* L.) og bækørreder (*S. trutta f. fario* L.), men også at der tilsyneladende ikke overlevede yngel i bankerne til året efter (Nielsen, 1994b). Amtets observationer stemmer overens med observationer fra 1993 (Bangsgaard, 1993), som konkluderer, at der trods massiv gydning i gentagne gydesæsoner, kun var en meget lille tæthed af ørredyngel på gydebankerne. Vi valgte strækningen, fordi en forundersøgelse viste, at der havde foregået en succesrig gydning. Vores forsøgsstrækning dækker de første tre gydebanker, men med tiden har åen flyttet meget rundt på gruset, som ikke kan siges at ligge i tæpper længere. Ligeledes er faskineringen langs kanterne flere steder gennembrudt. Å-strækningen er ifølge Vejle Amt (Tabel 8.2) målsat som B2 vandløb, laksefisk vandløb (Miljøstyrelsen., 1983; Ovesen & Søgård, 1993; Madsen, 1995; Regionplan 1997-2009 for Vejle Amt.,).

Nørager, som er den sidste af vore forsøgsstrækninger, ligger ca. 1,5 km opstrøms Haraldskær Fabrik nedstrøms Vingsted Dambrug og naturstien. Også her viste en forundersøgelse, at der havde været en succesrig gydning. Både opstrøms og nedstrøms den 60 m lange forsøgsstrækning, er åen kraftigt slynget, mens den undersøgte strækning er mere lige. Strækningen fremstår visuelt meget fin med stor variation, og har en gennemsnitsbredde på ca. 9,5 m. Bunden består for en stor dels vedkommende af sten i gydegrusstørrelse, mens begge bredder er tæt bevokset med Pindsvineknop og forskellige græsser. Strækningen er ligeledes B2 målsat og Vejle Amt angiver faunaklassen til 7 (Madsen, 1995; Ovesen & Søgård, 1993). I Tabel 8.2 er angivet nogle vandløbsforhold målt på lokaliteten af Vejle Amt.

På begge lokaliteter blev der i 2000 sat større ørred ud.

Tabel 8.2: Lokalitetsforhold på de undersøgte strækninger af Vejle Å.

Vandsystem: Lokalitet:	Vejle Å	
	Tørskind	Nørager
UTM zone 32 ed50 - Øst	519485	525318
UTM zone 32 ed50 - Nord	6167444	6170952
Vandføring (l s⁻¹)**:		
Årsmiddel	*	4010
Sommer minimum	*	2819
Sommer middel	*	3005
Sommer maksimum	*	3676
Opland (km²)**	*	198,9
Temperatur (°C)**:		
Årsmiddel	*	8,8
Sommer minimum	*	12,0
Sommer middel	*	12,2
Sommer maksimum	*	13,0
Målsætning**	B2	B2
Faunaklasse (DVFI)**		7
* Ingen målinger		
** Tal fra Vejle Amt		

9. Metoder og materialer anvendt i undersøgelsen

Inden undersøgelsen af ørredyngelens habitatskrav i store vandløb blev der iværksat en kort forundersøgelse. I forundersøgelsen blev alle stationer elektrofisket, for at finde ud af, hvorvidt der havde været naturlig produktion på strækningerne. Forundersøgelsen fandt sted i slutningen af april 2000. Til observation af ørredyngelen blev der anvendt dykning og elektrofiskeri. Tilgængeligheden af habitatsparametrene i vandløbet blev opmålt ved en transektundersøgelse. I forbindelse med undersøgelsen blev der givet tilladelse til elektrofiskeri på de udvalgte strækninger af Fiskeridirektoratet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Ligeledes blev der givet tilladelse til hjemtagning af fisk med henblik på maveanalyser. Ved forsøgets slutning blev der på alle positioner udført en bestandsanalyse vha. fangst-genfangst metoden (Zippin, 1956; Seber & Le Cren, 1967; Mortensen & Geertz-Hansen, 1996). Tabel 9.1 og Tabel 9.2 viser en oversigt over undersøgelsestidspunkter, samt forskellige relevante data for de enkelte lokaliteter.

Ved fiskeundersøgelser på forskellige vandløbstrækninger, og specielt i forskellige vandsystemer, er det vigtigt, at minimere risikoen for spredning af fisesygdomme. Derfor blev alt udstyr desinficeret i en Jodophur-opløsning J-500 (Ferrosan), hver gang vi skiftede position. På Vejle Amt er der opstillet et stort kar med opløsningen, hvilket letter desinfektionsproceduren. Alternativt kan man benytte håndsprøjter eller små baljer i felten.

Tabel 9.1: Lokalitetsdata for de enkelte positioner i Gudenåen. Fysisk vandløbsindeks (Kaarup, 1999) blev vurderet den sidste dag i hver periode. Tabeller brugt ved beregning er angivet i kapitel 10.6, p. 57. Beregningerne er angivet i Appendiks C.

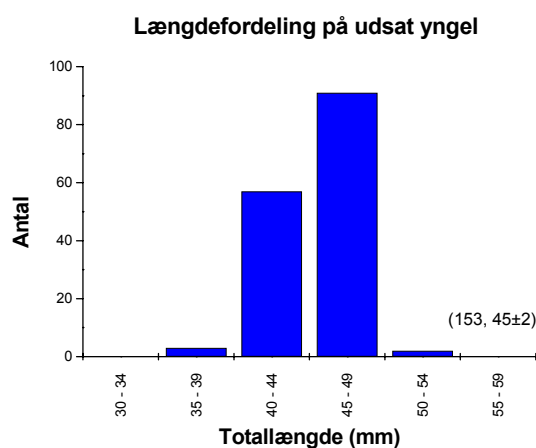
Vandsystem	Gudenåen					
	Hammer Mølle		Åle	Bolund	Vilholt	
Lokalitet						
Dato for undersøgelsen (2000)	9. – 12. Maj	19. – 21. Jul.	23. – 25. Maj	28. – 31. Maj	15. – 19. Maj	10. – 17. Aug.
Observationsmetoder	Dykning/punkt -elektrofiskeri	Dykning/punkt -elektrofiskeri	Punkt- elektrofiskeri	Dykning/punkt -elektrofiskeri	Dykning/punkt -elektrofiskeri	Punkt- elektrofiskeri
Antal yngelobservationer	92	52	41	25	77	142
Gennemsnitlig yngelstørrelse (mm)	35 ± 7	65 ± 9	60 ± 6	63 ± 9	34 ± 5	93 ± 12
Gennemsnitsbredde på strækning (m)	5,0 ± 1,4	5,2 ± 1,3	8,3 ± 0,8	14,9 ± 1,8	17,5 ± 2,5	17,4 ± 2,5
Længde på strækning (m)	100	100	100	100	100	100
Undersøgt areal (m ²)	499	514	829	1491	1749	1738
Antal yngel udsat (stk.)			5000	8000		
Udsætningsdato (2000)			29. Apr.	29. Apr.		
Gennemsnitsstørrelse af yngelen på udsætningstidspunktet (mm)			45 ± 2	45 ± 2		
Værdi for Fysisk vandløbskvalitet	18	18	2	26	37	40
Mål for værdier, i forhold til vandløbsmålsætning	Acceptable fysiske forhold	Acceptable fysiske forhold	Ej acceptable fysiske forhold	Gode fysiske forhold	Gode fysiske forhold	Gode fysiske forhold

Tabel 9.2: Lokalitetsdata for de enkelte positioner i Vejle Å. Fysisk vandløbsindeks (Kaarup, 1999) blev vurderet den sidste dag i hver periode. Tabeller brugt ved beregning er angivet i kapitel 10.6, p. 57. Beregningerne er angivet i Appendiks C.

Vandsystem	Vejle Å			
	Tørskind		Nørager	
Lokalitet				
Dato for undersøgelsen (2000)	26. - 29. Jun.	1. - 8. Aug.	10. - 14. Jul.	22. - 25. Aug.
Observationsmetoder	Dykning/punkt -elektrofiskeri	Dykning/punkt -elektrofiskeri	Dykning/punkt -elektrofiskeri	Dykning/punkt -elektrofiskeri
Antal yngelobservationer	75	78	57	46
Gennemsnitlig yngelstørrelse (mm)	60 ± 5	86 ± 12	57 ± 12	91 ± 18
Gennemsnitsbredde på strækning (m)	9,1 ± 0,6	9,3 ± 0,6	9,4 ± 0,5	9,4 ± 0,3
Længde på strækning (m)	60	60	60	60
Undersøgt areal (m ²)	543	560	564	566
Værdi for Fysisk vandløbskvalitet	25	26	19	20
Mål for værdier, i forhold til vandløbsmålsætning	Gode fysiske forhold	Gode fysiske forhold	Gode fysiske forhold	Gode fysiske forhold

9.1. Udsætning af ørredyngel

På positionerne ved Åle og Bolund i Gudenåen blev der, ved en forundersøgelse sidst i april, ikke observeret naturlig yngel. På disse positioner blev der derfor udsat ørredyngel med en tæthed på ca. 2 fisk per m². Da ca. 20 % dør ved behandling og udsætning (Bangsgaard, 1995), blev der udsat 20 % ekstra. For at undgå ud- og indvandring blev der sat yngel ud 50 m på hver side af strækningen. Der blev i alt sat ca. 10.000 stk. yngel ud ved Bolund og 7.500 stk. yngel ved Åle (Tabel 9.1 & Tabel 9.2). Udsætningstætheden var lidt under anbefalingerne for et godt vandløb (Mortensen & Geertz-Hansen, 1996). Fiskene til udsætning fik vi fra ”Skibelund”, Gudenå-ørredfondens klækkeri, som normalt leverer fisk til udsætning i denne del af Gudenåsystemet. For at finde størrelsen på de udsatte fisk, blev der udtaget en stikprøve på 150 yngel, hvilket svarer til ca. 10 % af det totale antal udsatte yngel. Fiskene blev målt vha. en målevugge målt til nærmeste mm. Gennemsnitsstørrelsen af yngelen på udsætningstidspunktet var 45 ± 2 mm (Figur 9.1).



Øredyngelen som blev anvendt til udsætning var gennemsnitligt 45 mm stor.

Figur 9.1: Længdefordeling hos den øredyngel som blev brugt til udsætning på Åle og Bolund i Gudenåen. Tallet i () angiver hhv. antal yngelfisk i stikprøvetagningen og gennemsnitslængde i mm. Tallet efter \pm angiver standardafvigelsen.

Udsætningen af yngel foregik med en båd flådende nedstrøms. Yngelen blev opbevaret i overdækkede baljer med tilsluttet ilt. Folk fra Brædstrup Lystfiskerforening styrede bådens fart, medens vi gik på hver side af båden og håndudsatte yngelen ved hjælp af vandpøser. Ved nænsom håndsudsætning af yngelen og spredning over hele åens bredde, sikrede vi os den korrekte densitet. Herved blev den tæthedsafhængige dødelighed så lav som mulig (Le Cren, 1965; Mortensen, 1977b; Elliott, 1989).

9.2. Dykning

Dykning er en god metode til observation af øredyngelens præcise habitatsvalg. Udført rigtigt, og når forholdene er ideelle, er det en metode, som giver uvurderlige oplysninger om yngelens uforstyrrede adfærd i dens naturlige omgivelser (Keenleyside, 1962; Heggenes *et al.*, 1990; Bangsgaard & Sivebæk, 1996). Dykkerobservation foregik altid dagen før elektrofiskeri af strækningerne, for at sikre at yngelen var så uforstyrret som muligt. Til dykkerobservation blev der anvendt dykkerbrille, snorkel samt tørdragt. Tørdragten sikrede, at dykkeren kunne holde varmen og typisk kunne ligge i vandet to til tre timer, inden han skulle på land. Forsøg med våddragt viste hurtigt dens begrænsninger i det strømmende og relativt kolde vand. Dykkeren medbragte en netpose bundet fast til bæltet. I posen var der nummererede teltplokker og vægtlodder. Til disse var der fastgjort en snor med en nummereret flyder. Yderligere medbragte dykkeren en gennemsigtig

lineal, hvilket gjorde det lettere at få linealen tæt på fisken, samt syntetisk papir fastgjort i en skriveplade med papirklemme. Syntetisk papir kan der skrives på under vand.

Dykning foregik altid i opstrøms retning og ved hjælp af en person på bredden, og en nummereret transekt inddeling, blev det sikret, at dykkeren bevægede sig i hele vandløbet. Når der blev observeret en fisk, var det vigtigt, at dykkeren bevægede sig med rolige bevægelser for ikke at skræmme fisken, der ellers ville flytte sig. Fiskens totallængde blev målt til nærmeste halve cm med linealen. Yngelens placering blev angivet og nummereret med en af de medbragte pløkke eller lodder og yngelens længde blev noteret sammen med dens nummer. Efter at hele forsøgsstrækningen var blevet dykket igennem, kunne vi gå tilbage til de respektive afmærkninger og opmåle en lang række habitatsparametre, som beskrevet i kapitel 9.4.

9.3. Elektrofiskeri

Elektrofiskeri er en meget effektiv metode til fiskeundersøgelser i vandløb, som har været kendt længe til fangst af ørredyngel (Lindroth, 1955; Lippett, 1978; Kennedy & Strange, 1982; Bohlin *et al.*, 1989).

Elektrofiskeri foregik altid to personer sammen, og alt elektrofiskeri foregik forsigtigt vadende i opstrøms retning. Den forreste person styrede anoden og indfangede yngelen ved systematisk punktelektrofiskeri (Moyle & Baltz, 1985; Heggenes *et al.*, 1990; Bangsgaard, 1995). Ved hjælp af en nummereret transektinddeling på bredden, blev det sikret at hele forsøgsstrækningen blev fisket igennem. Punktelektrofiskeri blev anvendt, for at minimere den flugtadfærd, som finder sted i yderkanten af det elektriske felt (DFU, 1995). Den specielle måde at elektrofiske på, er yderligere uddybet i kapitel 1.1. Personen bagved havde et bælte om livet, hvori en lille båd var bundet fast. I båden kunne der stå to baljer (en til små fisk og en til store) som hver var overtrukket med et regnovertræk til en rygsæk. I regnovertrækket var der lavet et lille hul, så de indfangede fisk nemt kunne sættes i baljerne. Regnovertrækket sikrede desuden, at fisk ikke kunne hoppe ud af baljerne, ligesom de stod mere roligt, når der var mørkt omkring dem. Bagest i båden var generatoren placeret. Vi anvendte en Honda vekselstrømsgenerator på 2200 W med påmonteret ensretter. Katoden var bundet fast bagest i båden og hang frit i vandet under båden. Desuden medbragte bådføreren bedøvelse (chlorbutanol eller benzokain) opløst i en lille spand, en målevugge, vandfast papir i en holder til notater og en spand med nummererede pløkker og lodder.

Når en fisk var indfanget, blev stedet, hvor den blev observeret første gang, afmærket med de medbragte nummererede pløkke eller lodder. Hvis man ikke var helt sikker på, hvor yngelen kom

fra, blev den ikke medtaget i undersøgelsen. Straks efter at yngelen var fanget, blev den afleveret til personen bagved, som bedøvede fisken og målte den til nærmeste mm. Herefter blev den sat ud i en af baljerne til opvågning. Fiskens længde og nummer blev noteret, og når hele forsøgsstrækningen var blevet fisket igennem på denne måde, kunne vi gå tilbage til de respektive afmærkninger og opmåle habitatsparametrene, som beskrevet i kapitel 9.4. Ved elektrofiskeriets afslutning, blev alle fisk forsigtigt genudsat i hele forsøgsstrækningens længde.

9.4. Opmåling af habitatsparametre

Opmåling af de tilgængelige habitatsparametre foregik som en transektundersøgelse. Opmålingen af ørredyngelens habitatsvalg fandt sted, der hvor yngelen blev observeret ved enten dykning eller elektrofiskeri. Opmålingen af de fysiske forhold foregik med nogle få ændringer, som beskrevet i ”*Biologisk overvågning i vandløb 1998-2003. Biologisk vandløbskvalitet (DVFI). Udvidet biologisk program. NOVA 2003*” (Skriver *et al.*, 1999).

Forsøgsstrækningerne i Gudenåen, Hammer Mølle, Åle, Bolund og Vilholt, var hver inddelt i 100 m zoner. Strækningerne i Vejle Å, Tørskind og Nørager, var hver inddelt i 60 m zoner. På hver af disse zoner var der placeret et transekt på tværs af strømretningen pr. tiende meter. Hvert transekt var inddelt i kvadrater af 25 x 25 cm, begyndende ved venstre bred set i forhold til nedstrøms retning. Opmåling på transekterne begyndte altid i det nedstrøms beliggende transekt. I hvert kvadrat blev vandløbsdybden, bundsubstratets sammensætning og herunder tilstedeværelse af slam eller debris, overhæng, grøde, samt eventuelle ”home-sten” registreret. Da det var meget tidskrævende at måle strømhastigheden, blev denne målt ved forskellige hyppigheder på de enkelte forsøgsstrækninger alt afhængig af vandløbsbredden. Ved Hammer Mølle i Gudenåen blev strømhastigheden målt i hvert kvadrat, ved Åle i Gudenåen, Tørskind og Nørager i Vejle Å blev strømhastigheden målt i hvert anden kvadrat, Ved Bolund og Vilholt i Gudenåen blev strømhastigheden målt i hvert fjerde kvadrat. Da det blev antaget at brinkzonen var meget vigtig for yngelen, blev strømhastigheden altid målt i de første fire kvadranter på hver side af vandløbet. Derudover blev den totale vandløbsbredde registreret. Yngelens habitatsvalg blev ligeledes registreret i et kvadrat på 25 x 25 cm med centrum der, hvor yngelen var observeret. Yngelens placering blev desuden målt i forhold til nærmeste brink. Fiskens vertikale placering kunne ikke vurderes ved elektrofiskeri og blev derfor kun registreret ved dykning.



Bjarke, med vandkikkert og målepind, på vej over åen i en transektundersøgelse. Resultater råbes ind til Martin, som sidder på brinken, og noterer.

Alle strøm hastighedsmålinger blev målt med en elektromagnetisk strømmåler, FLOW METER Model 801 fra firmaet Valeport i England (Appendiks D). Denne gjorde det muligt, at måle strøm hastigheden ved bunden og i tæt grøde, hvor fisken oftest opholdt sig. Strøm hastigheden blev målt i tre dybder, for at kunne sammenligne vores resultater med andre forsøg, og for at vurdere hvilken dybde, det ved fremtidige undersøgelser, vil være hensigtsmæssigt at måle strøm hastigheden i. Strøm hastigheden blev målt i følgende dybder: 1 cm over bunden, 5 cm over bunden og i 0,6 x vandløbsdybden. Strøm hastighederne er opgjort som hastigheden i cm s^{-1} . Ved opmåling af strøm hastigheder blev der ofte målt negative værdier. Dette skyldes, at vandet ofte løb den modsatte vej bag groft substrat og grødebuske, set i forhold til strøm retningen ved overfladen. Desuden var der områder i vandløbene hvor strøm retningen blot var den modsatte. Disse værdier blev omregnet til tilsvarende positive værdier. Dette blev gjort fordi det blev antaget, at fisken var udsat for den samme modstand uanset om strøm hastigheden var negativ eller positiv i forhold til strøm retningen ved overfladen. Gennem dykker observationerne oplevede vi da også, at fisken altid orienterede sig så den havde snuden mod strømmen.

Vandløbsdybden blev målt med et centimetermål fastgjort på en jernstang monteret med en kvadratisk bundplade på 10 x 10 cm. Bundpladen sikrede, at jernstangen ikke sank ned i løst bundmateriale. Alle vandløbsdybder er opgjort til nærmeste cm.

Bundssubstratet blev visuelt vurderet gennem en vandkikkert. Inden undersøgelsen var vi blevet enige om, hvorledes de enkelte substrattyper tog sig ud. På vandkikkertens glasplade var der indtegnet et kvadrant på 25 x 25 cm, som sammen med målepindens bundplade på 10 x 10 cm blev brugt til hjælp i vurderingen. Substratet blev inddelt som angivet i Tabel 9.3. Mængden af den enkelte substrattype blev vurderet til fem procents nøjagtighed, som en procentuel del af det samlede kvadrant. Hvis substrattypen var groft sand eller grovere, blev det endvidere skønnet, hvor stor en del af substratet som indeholdt fint sand eller mindre partikler. Når substratvurderingen var fastlagt, blev det vurderet, om der ovenpå substratet fandtes debris. Debris er defineret som groft dødt plantemateriale, f.eks. blade, kviste, stængler m.v. (Skriver *et al.*, 1999).

Tabel 9.3: Substratkategorier anvendt ved undersøgelsen til beskrivelse af bundsubstratet. Efter Skriver *et al.* (1999).

Substratkategorier	Beskrivelse
Sten	Diameter større end 60 mm
Gydegrus	Diameter 10 til 60 mm
Fint grus	Diameter 3 til 10 mm
Groft sand	Diameter 1 til 3 mm. Ca. som groft salt
Fint sand	Diameter 0,25 til 1 mm. Så småt, at det nemt glider ud mellem fingrene
Mudder	Diameter mindre end 0,25 mm. Uorg.- og org. materiale, sort, gråligt sort eller brunt
Ler	Fast sammenkittet lag som er rimeligt stabilt
Slam	Yderst flokkuløst lag som let ophvirvles

Overhæng blev defineret som alt, der kan skabe skjul fra oven i op til en meters højde over vandoverfladen. Det vil typisk være diverse brinkplanter, buske, træer, rødder m.v., som hænger ud over vandløbet, samt underskårne brinker. Overhængen blev visuelt skønnet i kvadranten med fem procents nøjagtighed som en procentuel del af det samlede kvadrant.

Grøde blev defineret som alle planter der var rodfæstet under vandet. Grøden blev ligeledes opgjort som den procentuelle dækning i kvadranten med fem procents nøjagtighed. De enkelte plantearter blev angivet i hvert kvadrat.

”Home-sten” er tidligere blevet defineret, som en sten, yngel bruger som base eller til skjul (Bangsgaard, 1995). Umiddelbart findes ikke et mere ekspressivt dansk ord for denne ord-sammentrækning. Udtrykket er tidligere anvendt i adfærdsbiologien (Rimmer *et al.*, 1983; Rimmer *et al.*, 1984; Cunjak, 1988), og vi anvender efterfølgende den engelsk-danske sammentrækning.

”Home-sten” blev registreret i transektundersøgelsen som en visuel vurdering af mulige ”home-sten” i kvadranten. Ved yngelens valg af habitater, blev ”home-sten” kun noteret, hvis det

blev observeret, at en yngel anvendte en sten til base eller skjul. For at stenen blev noteret som ”home-sten” skulle den skille sig ud fra det omkringliggende substrat. Dvs., hvis yngelen stod på en ensartet bund af sten af f.eks. gydegrus størrelse, blev ”home-sten” ikke noteret. ”Home-sten” blev opmålt til nærmeste cm, hvor den var højest og bredest i forhold til strømretningen.

Vandløbsbredden blev registreret ved transektundersøgelsen som transektets totalbredde på tværs af vandløbet. Ved undersøgelsen af yngelens habitatsvalg blev vandløbets totalbredde noteret de steder i vandløbet, hvor yngelen var observeret. Yderligere blev yngelens afstand til nærmeste brink noteret. Vandløbsbredden og yngelens afstand til nærmeste brink blev opmålt med målebånd og angivet til nærmeste cm.

9.5. Bestandsanalyse

På alle stationer blev der i slutningen af undersøgelsesperioden udført en bestandsanalyse.

Fangst-genfangstmetoden blev anvendt, da den har vist sig specielt egnet til store vandløb, hvor fangsteffektiviteten kan være lav (Nielsen, 1994c; Mortensen & Geertz-Hansen, 1996).

Fangst-genfangstmetoden udføres altid over mindst to dage.

Fiskene blev indfanget ved elektrofiskeri. I modsætning til undersøgelsen af fiskenes habitatsvalg, hvor vi anvendte punktelektrofiskeri, blev elektroden i bestandsanalysen trukket gennem vandet på mere traditionel vis. Undersøgellespositionerne var udvidet med 25 m i opstrøms og nedstrøms retning, og fiskeriet foregik mindst to personer sammen, vadende i opstrøms retning. Da fangst-genfangstmetoden tager to dage, udvidede vi positionerne for at danne os et overblik over ud- og indvandringen af mærkede fisk til undersøgelsesstrækningerne.

Den forreste person styrede anoden og indfangede fiskene i net, som blev givet videre til personen bagved. Personen bagved placerede fiskene i overdækkede baljer, som var placeret i en lille båd, der blev trukket i opstrøms retning. I båden var placeret en Honda vekselstrømsgenerator på 3000 W med påmonteret ensretter. Katoden var bundet fast til båden, og hang frit i vandet under denne. Hvis der blev indfanget så mange fisk, at de ikke kunne være i baljerne i båden, blev fiskene placeret i opbevaringsbaljer på bredden. Opbevaringsbaljerne var monteret med akvariepumper, som blev trukket af en generator.

Når forsøgsstrækningen var blevet gennemfisket, blev de fangne fisk optalt og artsbestemt.

Fiskene blev bedøvet vha. chlorbutanol eller benzokain, og totallængden blev målt til nærmeste halve cm i en målevugge. Mens de var bedøvet, blev yngelen mærket ved et lille klip i fedtfinnen.

På Vilholt positionen i Gudenåen, blev der under elektrofiskeriet registreret fedtfinnemærkede fisk,

som måtte stamme fra en tidligere undersøgelse. Derfor blev fiskene ved Vilholt mærket ved et lille klip i højre brystfinne. Efter mærkningen blev fiskene placeret i opvågningsbaljer med iltrigt vand. Når bedøvelseseffekten havde fortaget sig, blev fiskene forsigtigt håndudsat i hele forsøgstrækningens længde og i hele åens bredde.

Dagen efter mærkningen blev positionerne igen gennemfisket ved elektrofiskeri. De fangne fisk blev artsbestemt, og ørredyngelen blev optalt i mærkede og umærkede fisk. Fiskene blev endnu engang bedøvet, og deres længde registreret vha. målevugge. Efter opvågning i iltrigt vand, blev fiskene genudsat i hele forsøgstrækningens længde.

Efter registreringen af antallet af fisk i 1. befiskning, og hhv. antallet af genfangster og nye fangster i 2. befiskning, kan der udregnes et bestandsestimat (kapitel 10.4).

9.6. Maveanalyser på rovfisk

I forbindelse med undersøgelsen blev der udført sporadiske maveanalyser på gedde, ål og knude (*Lota lota* L.), men en egentlig videnskabelig undersøgelse blev ikke udført. Inden maveanalyser blev udført, blev fisken aflivet. Først fik fisken et kraftigt slag i hovedet, hvorefter rygraden blev klippet over umiddelbart bag kraniet. Derefter blev hjernen ødelagt med spidsen af en saks eller kniv. Således korrekt aflivning sikrer at fisken ikke oplever smerte under den videre dissektion (Madsen, 2000). Ved den efterfølgende analyse af maveindholdet, blev der visuelt undersøgt for tilstedeværelsen af fisk i ca. samme størrelse som ørredyngel. Resultater heraf kan ses i kapitel 11.10.

10. Databehandling og statistik

Alle de indsamlede data er indtastet i og behandlet med Microsoft Excel 2002. Den grafiske fremstilling er foregået i Microcal Origin 6.1. Statistiske analyser er udført vha. Sigma Stat 2.03 og SAS 8.2, mens tekstbehandlingsdelen er foregået ved brug af Microsoft Word 2002.

Billedbehandling og billedlige fremstillinger er udført i Corel Photo-Paint 8.0, Corel Draw 8.0, Presto! PageMaker 4.0 og Microsoft Paint.

10.1. Frekvensberegninger

For at undgå bias mellem de anvendte observationsmetoder og metodernes selektivitet overfor bestemte habitatstyper (Heggenes *et al.*, 1990), er dykker og elektrofiskeobservationerne for de enkelte positioner blevet sammenlagt (Bangsgaard, 1995). Der er udført frekvensanalyser på alle de undersøgte habitatsparametre. Frekvensen er beregnet så den giver de mest overskuelige figurer.

10.2. Elektivitetsberegninger

Elektiviteten (D) har vi brugt til at beskrive, om fisken vælger et givent interval inden for en habitatparameter eller om den undgår det. D-værdien blev beregnet for vandløbsdybden, overhæng, strømhastighederne, substratsammensætningen og grødedækning efter Jacobs formel (Jacobs, 1975), som er angivet ved Ligning 10.1

$$D = \frac{(r - p)}{(r + p) - (2rp)} \quad \text{Ligning 10.1}$$

her er r den udnyttede andel af parameteren og p er den tilgængelige andel af parameteren.

Elektiviteten (D) kan antage værdier mellem -1 og 1. Moyle & Baltz (1985) opdeler D-værdien som angivet i Tabel 10.1.

D-værdi	Selektionsgrad
- 1,00 til - 0,50	Stærk avoidans
- 0,49 til - 0,26	Moderat avoidans
- 0,25 til 0,25	Neutral
0,26 til 0,49	Moderat præference
0,50 til 1,00	Stærk præference

Tabel 10.1: D-værdien, graden af selektion jf. en given parameter, kan antage værdier fra -1 til 1. Tabel udført efter Moyle & Baltz (1985).

Hvis D-værdien er mindre end -0,25 finder avoidans (undvigelse) sted for den undersøgte parameter. Omvendt, hvis D-værdien er større end 0,25, så er der præference (valg) for den undersøgte parameter (Moyle & Baltz, 1985). D-værdierne for de enkelte intervaller plottes i søjlediagrammer, hvor søjlerne er orienteret omkring y-aksens nulpunkt.

10.3. Præferenceberegninger

Præferencekurver, eller *suitability curves*, antager en indekseret værdi mellem 0 og 1, hvor 0 er uegnet og 1 er optimalt. Præferencekurven udtrykker altså en given arts, i vores tilfælde ørredyngelens, krav til de fysiske forhold i vandløbet. De mest anvendte præferencekurver udført på ørred udtrykker dens krav til dybde, strømhastighed og substratsammensætning (Bovee, 1982; Lund, 1996).

Udover de allerede nævnte parametre, er der også udført præferencekurver vedrørende ørredens valg af overhæng og grødedækning. Præferencekurver for de forskellige habitatsparametre udføres ved at bruge frekvensanalyserne. Bovee (1982) definerede habitatets velegnethed (S) som angivet ved Ligning 10.2

$$S = \frac{P(E|F)}{P(E)} \quad \text{Ligning 10.2}$$

her er, $P(E|F)$ andelen af habitatvariablen som benyttes. $P(E)$ er andelen af parameteren som er tilgængelig. (Bovee & Cochnauer, 1977) S beregnes for alle frekvensintervaller. Den største S-værdi regnes for det optimale og sættes til 1 de andre værdier standardiseres ud fra det optimale. Ved at plotte de standardiserede værdier i forhold til en af habitatvariablerne inddelt i intervaller fås en præferencekurve (Bovee & Cochnauer, 1977; Bovee, 1982).

10.4. Bestandsanalyse

Ved undersøgelsens slutning, blev der på alle seks forsøgsstationer, udført en bestandsanalyse. I modsætning til den meget udbredte udtyndingsmetode (Zippin, 1956; Seber & Le Cren, 1967) anvendte vi fangst-genfangstmetoden (Bohlin *et al.*, 1989; Mortensen & Geertz-Hansen, 1996), som har vist sig mere effektiv i store vandløb, hvor fangsteffektiviteten generelt er lille (Nielsen, 1994c; Mortensen & Geertz-Hansen, 1996). Fangst-genfangstmetoden baseres på to befiskninger, da man

skal kende antallet af mærkede fisk, som er det antal fisk der blev fanget ved første befiskning, fangsten ved anden befiskning og antallet af genfangster (Bohlin *et al.*, 1989). Gennemgang af beregninger til metoden findes i Appendiks B.

10.5. Statistik

Til den statistiske sammenligning af ørredyngelens valg af habitat i forhold til tilgængeligheden af parametrene, og valg af vandløbsparametre i 1. kontra 2. periode samt til den statistiske sammenligning af vandløbsparametrene i hhv. 1. og 2. periode blev Kolmogorov-Smirnov two-sample test anvendt (Siegel & Castellan, 1988). Som betydende signifikansniveau er 0,05 gennemgående valgt.

Forskelle i ørredyngelens valg af habitat i forhold til tilgængeligheden, viser om fiskene har præference overfor bestemte habitatstyper. Forskelle mellem fiskenes valg i de enkelte perioder, viser om fiskene ændrer habitatsvalg over sommeren. Sammenligning mellem vandløbsparametrene over de to perioder, viser om tilgængeligheden af habitater ændrer sig over sommeren.

Spearman Rank Korrelationsmatrix er anvendt til, at vise korrelationen mellem ørredyngelens længde og de opmålte habitatsparametre samt mellem habitatparametrene indbyrdes (Zar, 1999).

Principal Component Analyse (PCA) er anvendt til, at belyse hvilke variable der er mest forklarende for ørredyngelens valg af habitat (Hair *et al.*, 1998).

10.6. Beregning af fysisk vandløbsindeks

Det fysiske vandløbsindeks beskriver et vandløbs tilstand mht. hvor varieret de fysiske forhold er (Kaarup, 1999). Indekset kan derfor muligvis bruges til at vurdere om et vandløb er egnet til opvækst af ørredyngel. Vi beregnede indekset vha. Tabel 10.2 hver gang vi besøgte en forsøgsstrækning. For at se om forsøgsstrækningerne lever op til de forventede indeksværdier i forhold til målsætningen, blev resultaterne sammenlignet med værdierne i Tabel 10.3.

Table 10.2 Skema anvendt ved beregning af fysisk vandløbskvalitet. Efter Kaarup (1999).

	Intensitet (i = 0-3)	Faktor (F)	Værdi (=i x F)
Positive parametre			
Høller og stryg		x 2	
Mæandrerende vandløb		x 1	
Gydegrus (2-5 cm)		x 2	
Grus (< 2 cm)		x 2	
Sten		x 2	
Rødder		x 1	
Grødebunker		x 1	
Underskårne Brinker		x 2	
Udhængende vegetation/træer		x 1	
Anden fysisk variation (grene, sten m. mos m.v.)		x 2	
Negative parametre			
Sandvandring		x -2	
Blød ustabil bund		x -1	
Bredt vandløbsprofil i forhold til vandføring		x 1	
Nyligt opgravet (1:lille indgreb; 2: stort indgreb)		x -1	
Reguleret/udrettet/nedgravet		x -1	
Okker		x -1	
Aktuel indekseværdi (sum af (i x F)):			

Table 10.3 Mål for indekseværdier som funktion af vandløbsmålsætning. Efter Kaarup (1999).

Indeksklasse/Målsætning	Fysisk vandløbskvalitet			
	I: God	II: Acceptabel	III: Ej acceptabel	IV: Dårlig
A*/BI	>24	[17-24]	[9-16]	<9
B2	>17	[9-16]	[2-8]	<2
A**/B0	>11	[3-10]	[-4-2]	<-4
B3	>9	[1-8]	[0- -6]	<-6

A*: A-målsatte vandløb med fiskeinteresse
A**: A-målsatte vandløb uden fiskeinteresse

11. Resultater

Herunder og i de efterfølgende kapitler er resultaterne angivet. Til præsentation af resultaterne er frekvensdiagrammer, elektivitets- og præferencekurver samt tabeller med relevante statistiske test anvendt. Der er desuden udført PCA for de enkelte positioner.

11.1. Statistiske sammenligninger

I dette kapitel er tabellerne, som der bliver refereret til i resultatafsnittet samlet. Signifikansniveauet er enten ($P \leq 0,05$) som angives med en stjerne (*), eller ($P \leq 0,001$) som angives med to stjerner (**). Hvis der ikke er signifikant forskel markeres det med en streg (-). Ud fra Tabel 11.1 og Tabel 11.2 ses, at yngelen altid vælger signifikant ($P \leq 0,05$) forskellige dybder i forhold til hvad der tilgængeligt. Ud fra Tabel 11.3 ses, at specielt længden af yngelen, valg af dybde og afstanden til nærmeste brink har betydning for yngelens valg af levested. Yngelen er signifikant ($P \leq 0,001$) længere i august, yngelen vælger signifikant ($P \leq 0,001$) lavere dybder i maj og juni og at yngelen benytter signifikant ($P \leq 0,001$) mindre af vandløbet i maj og juni. Tabel 11.4 viser de steder, hvor tilgængeligheden af parametrene ændre sig fra maj/juni til august.

Tabel 11.1: Statistisk sammenligning af ørredyngelens valg af otte forskellige vandløbsparametre kontra tilgængeligheden af parametrene i Gudenåen. En stjerne (*) angiver signifikant ($P \leq 0,05$) forskel, to stjerner (**) angiver signifikant ($P \leq 0,001$) forskel og en streg (-) angiver ikke signifikant ($P > 0,05$) forskel. Til den statistiske sammenligning er der i alle tilfælde benyttet Kolmogorov-Smirnov two sample test.

Vandsystem	Gudenåen					
	Hammer Mølle		Åle	Bolund	Vilholt	
Position	9.-12. Maj	19.-21. Jul.	23.-25. Maj	28.-31. Maj	15.-19. Maj	10.-17. Aug.
Periode						
Dybde (cm)	**	**	**	**	**	**
Substrat (kat.)	*	*	*	-	*	-
Strømhastighed 1 cm o/bund (cm s^{-1})	-	-	*	-	*	*
Strømhastighed 5 cm o/bund (cm s^{-1})	*	-	*	-	*	*
Strømhastighed 0,6 x dybde (cm s^{-1})	*	-	*	-	*	-
Overhæng (%)	-	-	*	*	*	-
Grødedækning (%)	*	*	*	-	-	*
Plantearter	?	*	*	*	-	*

Tabel 11.2: Statistisk sammenligning af ørredyngelens valg af otte forskellige vandløbsparametre kontra tilgængeligheden af parametrene i Vejle Å. En stjerne (*) angiver signifikant ($P \leq 0,05$) forskel, to stjerner (**) angiver signifikant ($P \leq 0,001$) forskel og en streg (-) angiver ikke signifikant ($P > 0,05$) forskel. Til den statistiske sammenligning er der i alle tilfælde benyttet Kolmogorov-Smirnov two sample test.

Vandsystem	Vejle Å			
	Tørskind		Nørager	
Position	26.-29. Jun.	1.-8. Aug.	10.-14. Jul.	22.-26. Aug.
Periode				
Dybde (cm)	**	*	**	*
Substrat (kat.)	*	-	*	-
Strømhastighed 1 cm o/bund (cm s^{-1})	*	-	-	-
Strømhastighed 5 cm o/bund (cm s^{-1})	*	-	-	-
Strømhastighed 0,6 x dybde (cm s^{-1})	*	-	*	-
Overhæng (%)	*	-	*	-
Grødedækning (%)	-	-	*	-
Plantearter	-	-	*	-

Tabel 11.3: Statistisk sammenligning af ørredyngelens valg af ti forskellige parametre imellem 1. og 2. periode. En stjerne (*) angiver signifikant ($P \leq 0,05$) forskel, to stjerner (**) angiver signifikant ($P \leq 0,001$) forskel og en streg (-) angiver ikke signifikant ($P > 0,05$) forskel. Spørgsmålstegnet (?) er sat fordi plantearter ikke blev undersøgt i maj ved Hammer Mølle, det var derfor ikke muligt, at sammenligne ørredens valg i maj og august statistisk på denne lokalitet. Til den statistiske sammenligning er der i alle tilfælde benyttet Kolmogorov-Smirnov two sample test. Positionerne Åle og Bolund i Gudenåen er ikke med her, da vi kun besøgte dem en gang.

Vandsystem	Gudenåen		Vejle Å	
	Hammer Mølle	Vilholt	Tørskind	Nørager
Position				
Længde (mm)	**	**	**	**
Dybde (cm)	**	**	**	**
Placering ifht. nærmeste brink (cm)	**	**	**	**
Substrat (kat.)	*	-	-	*
Strømhastighed 1 cm o/bund (cm s^{-1})	-	-	-	-
Strømhastighed 5 cm o/bund (cm s^{-1})	-	-	-	-
Strømhastighed 0,6 x dybde (cm s^{-1})	-	*	-	*
Overhæng (%)	-	*	-	*
Grødedækning (%)	*	*	-	-
Plantearter	?	*	-	*

Tabel 11.4: Statistik sammenligning af tilgængeligheden af otte forskellige vandløbsparametre imellem 1. og 2. periode. En stjerne (*) angiver signifikant ($P \leq 0,05$) forskel, to stjerner (**) angiver signifikant ($P \leq 0,001$) forskel og en strek (-) angiver ikke signifikant ($P > 0,05$) forskel. Spørgsmålstegnet (?) er sat fordi plantearter ikke blev undersøgt i maj ved Hammer Mølle, det var derfor ikke muligt, at sammenligne tilgængeligheden i maj og august statistisk på denne lokalitet. Til den statistiske sammenligning er der i alle tilfælde benyttet Kolmogorov-Smirnov two sample test.. Positionerne Åle og Bolund i Gudenåen er ikke med her, da vi kun besøgte dem en gang.

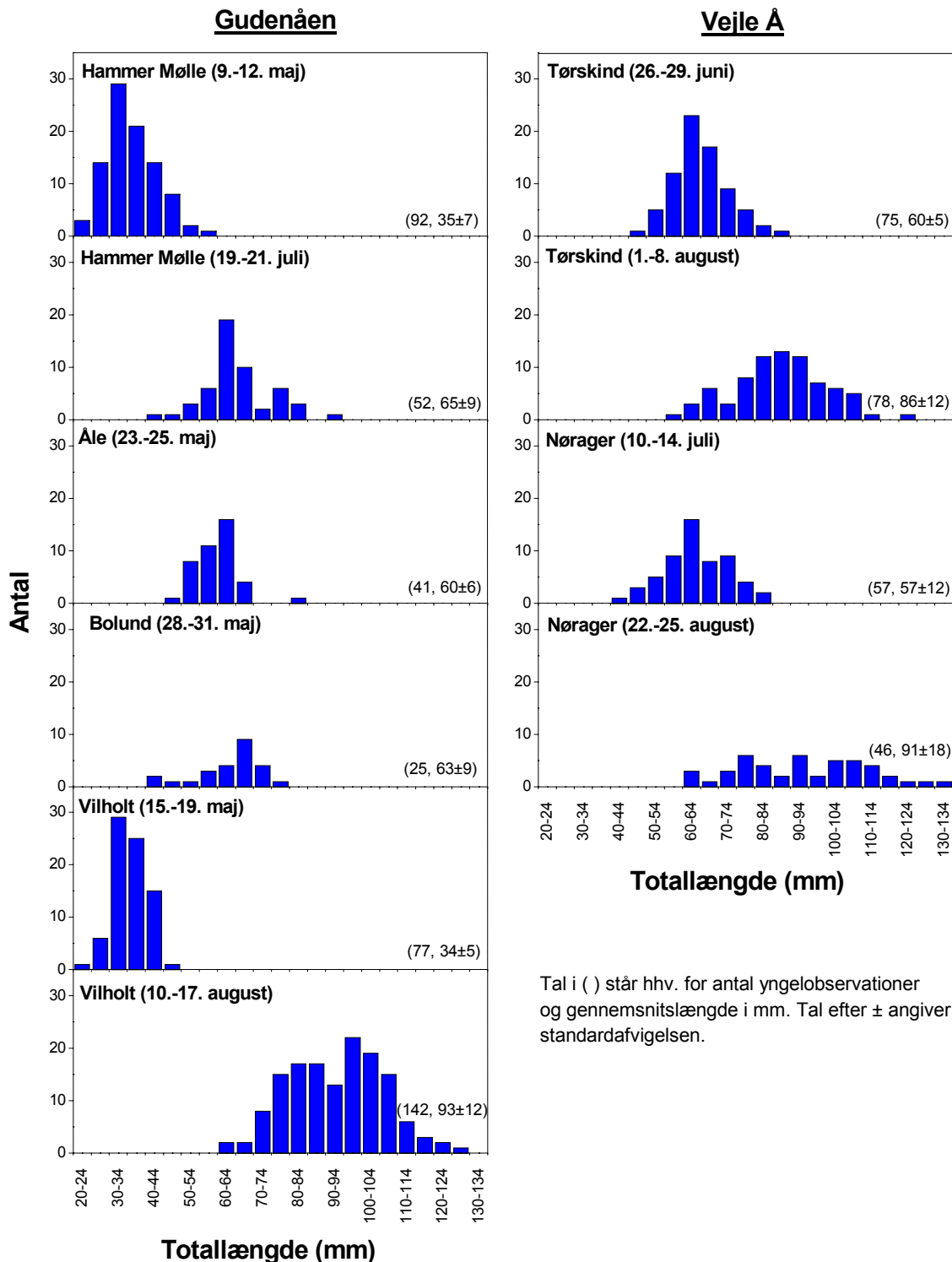
Vandsystem	Gudenåen		Vejle Å	
	Hammer Mølle	Vilholt	Tørskind	Nørager
Position				
Dybde (cm)	*	-	*	*
Substrat (kat.)	-	-	-	-
Strømhastighed 1 cm o/bund (cm s^{-1})	-	-	*	-
Strømhastighed 5 cm o/bund (cm s^{-1})	*	-	*	-
Strømhastighed 0,6 x dybde (cm s^{-1})	*	*	*	-
Overhæng (%)	*	-	-	-
Grødedækning (%)	*	-	-	-
Plantearter	?	-	-	-

11.2. Yngelstørrelser

Ved Hammer Mølle og Vilholt i Gudenåen blev der i maj måned benyttet en kombination af dykning og punktelektrofiskeri. Der blev observeret hhv. 92 og 77 ørredyngel. Den naturlige ørredyngelen havde i maj en gennemsnitsstørrelse på hhv. 35 ± 7 og 34 ± 5 mm. Gudenåen har et betydeligt større omfang ved Vilholt end ved Hammer Mølle, men som det ses i Tabel 9.1 og på Figur 11.1, så er yngelen i maj måned, ca. lige stor på de to positioner. Sidst i juli blev yngelen observeret ved en kombination af dykning og punktelektrofiskeri ved Hammer Mølle. Ved Vilholt blev der i august, pga. lav vanddybde, kun benyttet punktelektrofiskeri. Yngelen var nu vokset til 65 ± 9 mm ved Hammer Mølle og til 93 ± 12 mm ved Vilholt. Der blev observeret hhv. 52 og 142 ørredyngel. Ved begge positioner var ørredyngelen signifikant ($P \leq 0,001$) større i 2. periode end i 1. periode.

Ved Åle og Bolund var dykning ikke mulig på grund af hhv. dårlig sigtbarhed og kraftig grødedækning. Derfor blev der kun benyttet punktelektrofiskeri som observationsmetode. Ørredyngelen havde i maj måned en størrelse på hhv. 60 ± 6 og 63 ± 9 mm, og der blev observeret hhv. 41 og 25 ørredyngel. Der blev udsat ca. 7.500 stk. yngel ved Åle og ca. 10.000 ved Bolund den 29. april, idet forundersøgelsen den 27. april afslørede, at der ingen succesfuld gydning havde fundet sted. Vi besøgte kun de to lokaliteter en gang knap en måned efter udsætning. Her var der så få ørredyngel tilbage, at vi ikke forventede at finde nogle senere på året.

Længdefordeling af ørredyngel



Figur 11.1: Længdefordeling af ørredyngel i Gudenaen og Vejle Å fordelt over de enkelte perioder. Ved Åle og Bolund stammede al observeret yngel fra udsætninger foretaget i slutningen af april måned.

Ved Tørskind og Nørager i Vejle Å blev yngelen i begge perioder observeret ved en kombination af dykning og punktelektrofiskeri. Ved Tørskind havde yngelen sidst i juni en gennemsnitlig størrelse på 60 ± 5 mm, og der blev observeret 75 stk. yngel. Ved Nørager i begyndelsen af juli var yngelen gennemsnitlig 57 ± 12 mm og der blev observeret 57 stk. yngel. I august havde yngelen en gennemsnitsstørrelse ved Tørskind på 86 ± 12 mm og ved Nørager på 91 ± 18 mm fordelt på hhv. 78 og 46 stk. yngel. Yngelen var signifikant ($P \leq 0,001$) større i 2. periode end i 1. periode på begge Vejle Å positioner.

Med undtagelse af Vilholt og Tørskind, blev der observeret et mindre antal yngel i 2. periode end i 1. periode, ligesom størrelsesfordelingen var mere spredt på alle strækninger i 2. periode (Figur 11.1)

11.3. Strømhastigheder

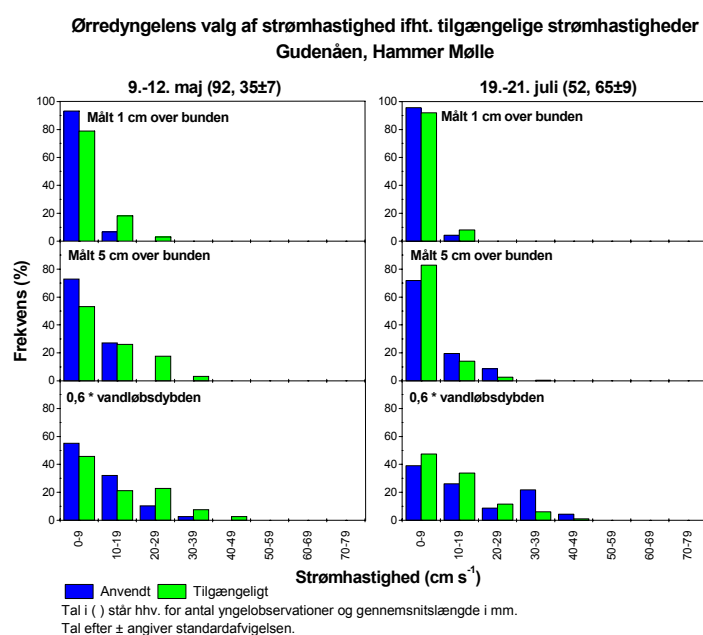
I kapitel 9.4 blev det nævnt, at strømhastighederne blev målt hhv. én cm over bunden, fem cm over bunden og i $0,6 \times$ vandløbsdybden. Det er her vigtigt at nævne, at vi ved dykkerobservationerne observerede, at 89 % yngelfiskene var placeret helt nede ved bunden. Kun 7 % af yngelen var placeret fem cm over bunden og 4 % var placeret højere end fem centimeter over bunden. Vi antager derfor, at strømhastigheden ved bunden, er den der beskriver strømhastigheden ved selve ørredyngelen bedst. Strømhastighederne målt 5 cm over bunden og i $0,6 \times$ vandløbsdybden beskriver derfor kun meget sjældent fiskens valg af strømhastighed, men derimod strømhastigheden i to punkter over fisken. Strømhastighederne i disse dybder blev målt for, at kunne sammenligne med tidligere forsøg. Der findes dog korrelation mellem strømhastighederne målt i de forskellige dybder (se Appendiks F).

Ud fra strømhastighederne målt en cm over bunden, ses det at fisken altid vælger de laveste strømhastigheder. Dette er gældende for alle positioner og for alle størrelsesgrupper både i Gudenåen og i Vejle Å. Mellem 80 og 100 % af yngelen på de enkelte positioner valgte strømhastigheder under 9 cm s^{-1} (Figur 11.2 & Figur 11.6). Selvom der var signifikant ($P < 0,05$) forskel på fiskens valg og tilgængelige strømhastigheder på flere af strækningerne (Tabel 11.1, p. 58 & Tabel 11.2, p. 59), så var tilgængeligheden af lave strømhastigheder altid stor.

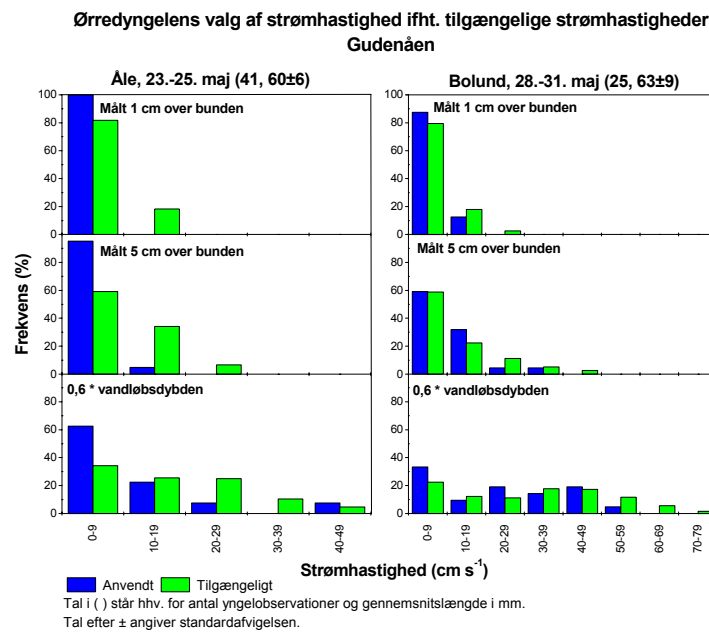
De tilgængelige strømhastigheder målt 5 cm over bunden var som forventet højere end de tilgængelige strømhastigheder målt 1 cm over bunden. Strømhastigheden var generelt lavere omkring fisken end tilgængeligheden i resten af vandløbet målt 5 cm over bunden. Der var

signifikant ($P < 0,05$) forskel ved Hammer Mølle i maj måned, ved Åle og Vilholt i begge perioder og ved Tørskind i juni måned (Tabel 11.1, p. 58 & Tabel 11.2, p. 59).

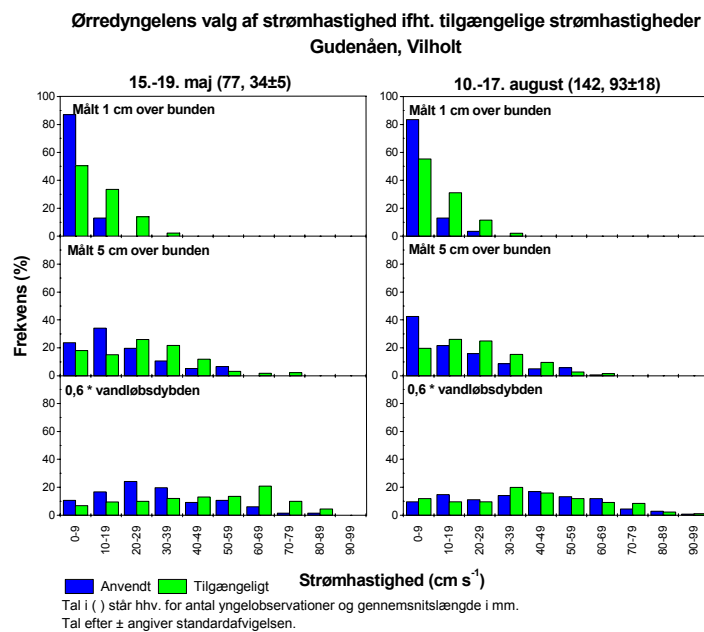
Strømhastigheden i 0,6 gange vandløbsdybden var naturligvis højere end målingerne i de andre dybder. Strømhastigheden i 0,6 gange vandløbsdybden målt over fisken var generelt lavere end tilgængeligheden af strømhastigheder i denne dybde, og der var signifikant ($P < 0,05$) forskel på flere af strækningerne (Tabel 11.1, p. 58 & Tabel 11.2, p. 59).



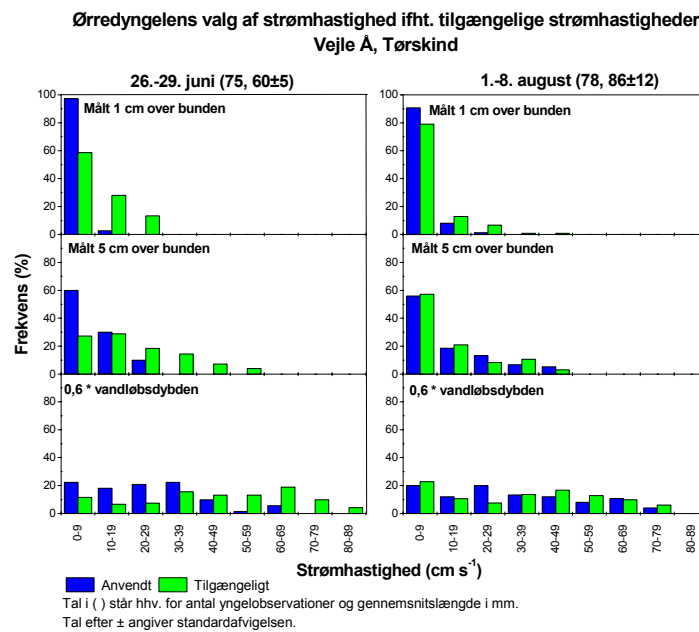
Figur 11.2: Strømhastigheden målt i forskellige dybder der hvor yngelen var placeret i forhold til de tilgængelige strømhastigheder ved Hammer Mølle i Gudenåen fordelt på to perioder.



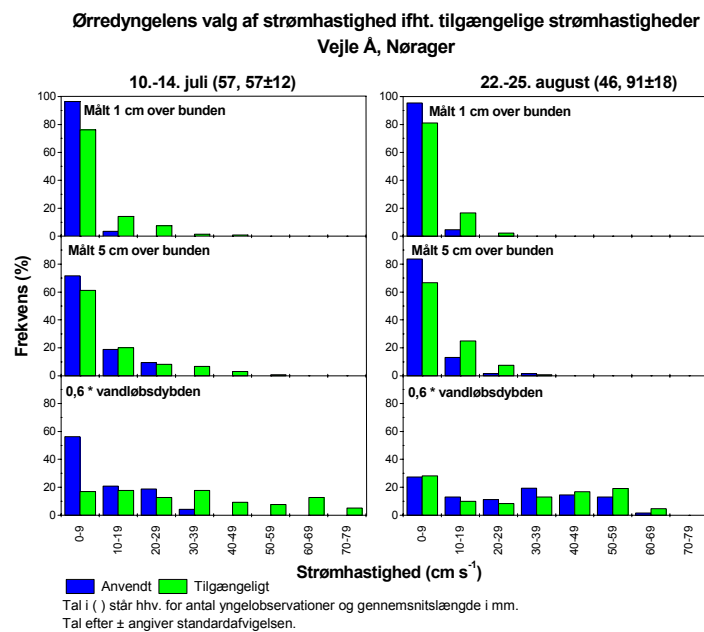
Figur 11.3: Strømhastigheden målt i forskellige dybder der hvor yngelen var placeret i forhold til de tilgængelige strømhastigheder ved Åle og Bolund i Gudenåen.



Figur 11.4: Strømhastigheden målt i forskellige dybder der hvor yngelen var placeret i forhold til de tilgængelige strømhastigheder ved Vilholt i Gudenåen fordelt på to perioder.



Figur 11.5: Strømhastigheden målt i forskellige dybder der hvor yngelen var placeret i forhold til de tilgængelige strømhastigheder ved Tørskind i Vejle Å fordelt på to perioder.

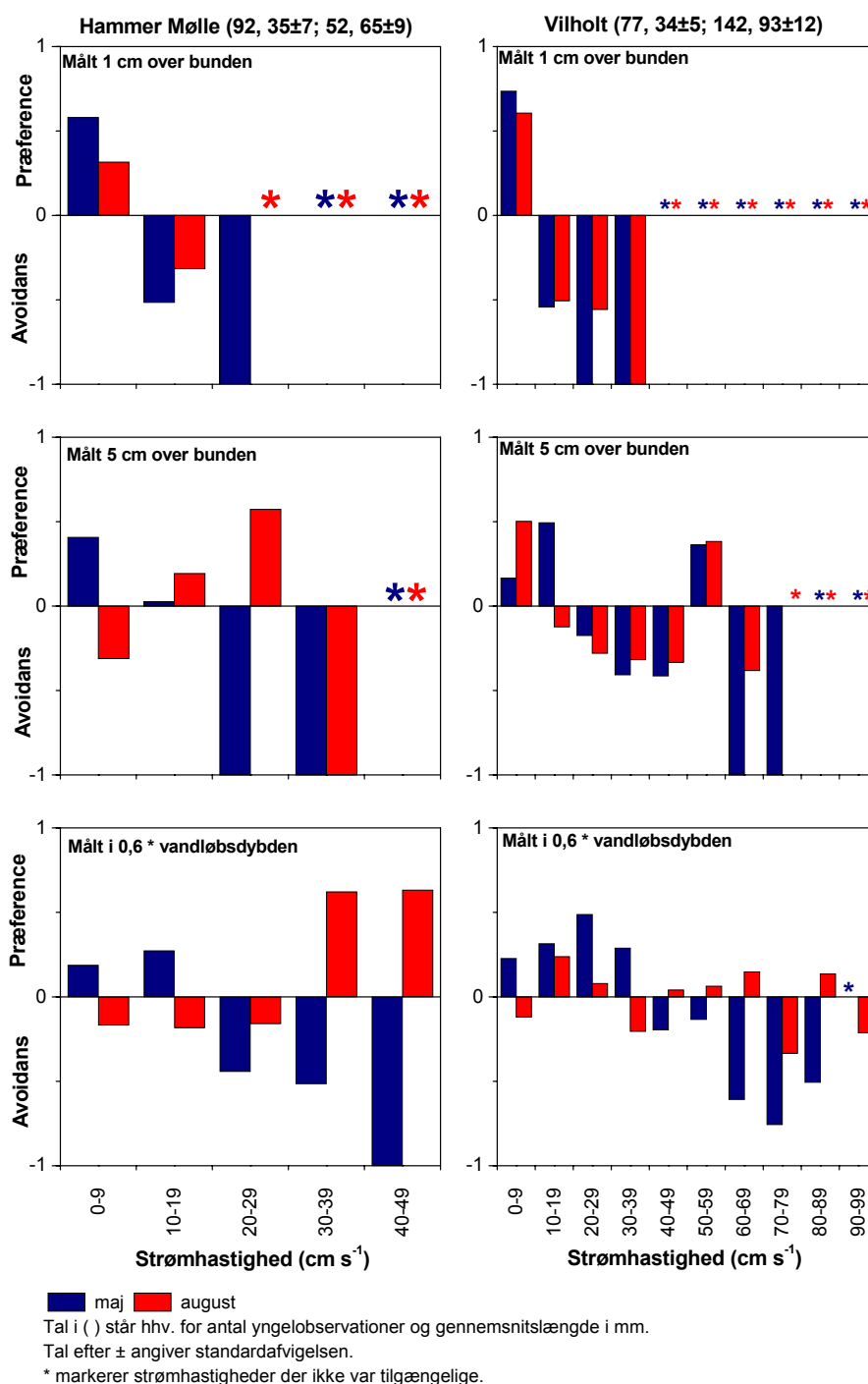


Figur 11.6: Strømhastigheden målt i forskellige dybder der hvor yngelen var placeret i forhold til de tilgængelige strømhastigheder ved Nørager i Vejle Å fordelt på to perioder.

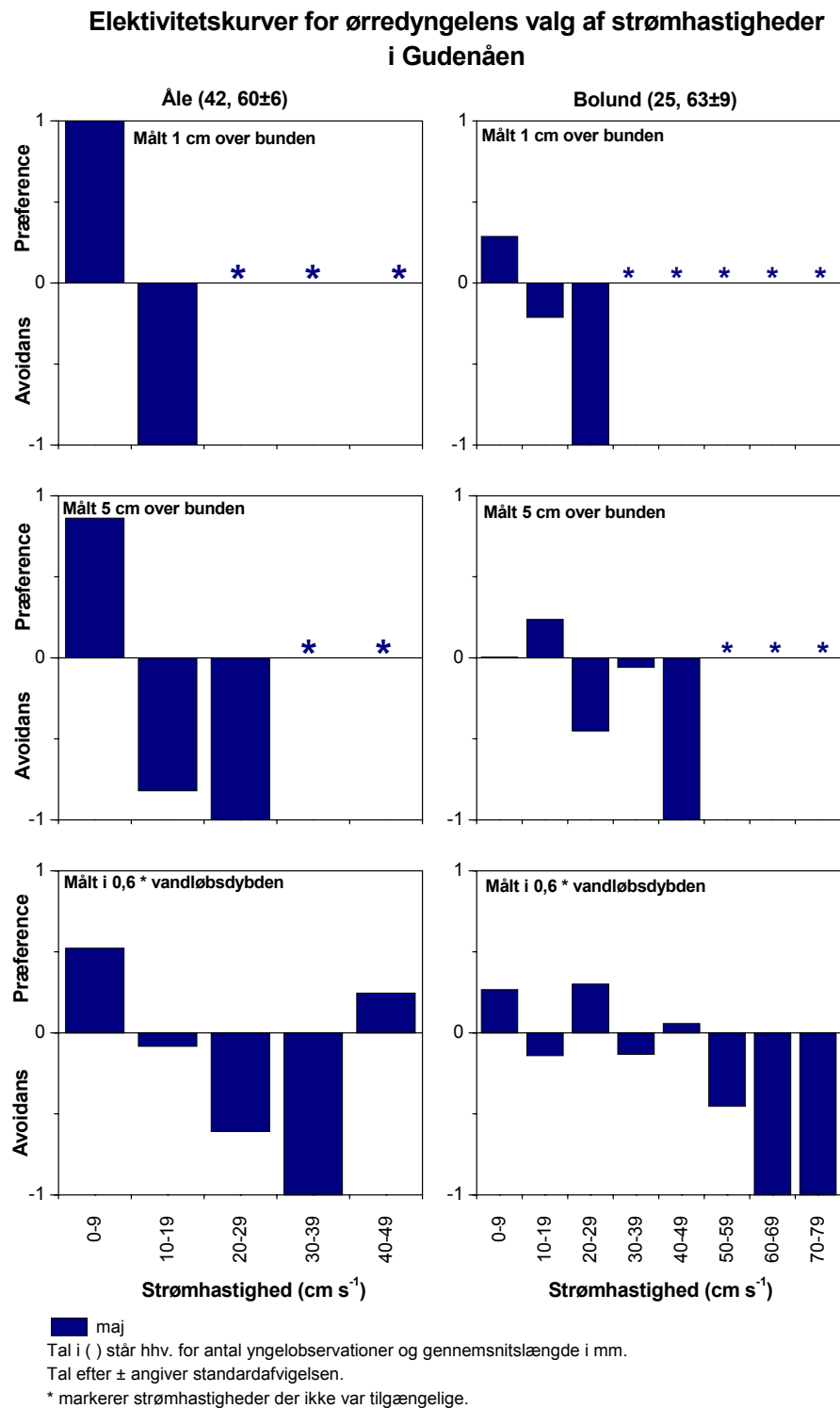
Figur 11.7 til 11.9 beskriver om fisken foretrækker eller undgår bestemte strømhastighedsintervaller. Da vi på baggrund af vores observationer antager at strømhastigheden målt 1 cm over bunden, er den der beskriver yngelens valg bedst, er det naturligvis elektivitetskurven for strømhastigheden målt i denne dybde, der bedst beskriver yngelens præferencer. Præferencekurverne over strømhastighederne målt i de andre dybder er lavet for at kunne sammenligne med andre forsøg.

Elektivitetskurverne over strømhastighederne målt 1 cm over bunden viser, at yngelen altid foretrækker de laveste strømhastigheder under 9 cm s^{-1} og undgår højere strømhastigheder. På de strækninger vi har undersøgt to gange er præferencen for de laveste strømhastigheder altid stærkest i den 1. periode

Elektivitetskurver for ørredyngelens valg af strømhastigheder i Gudenåen

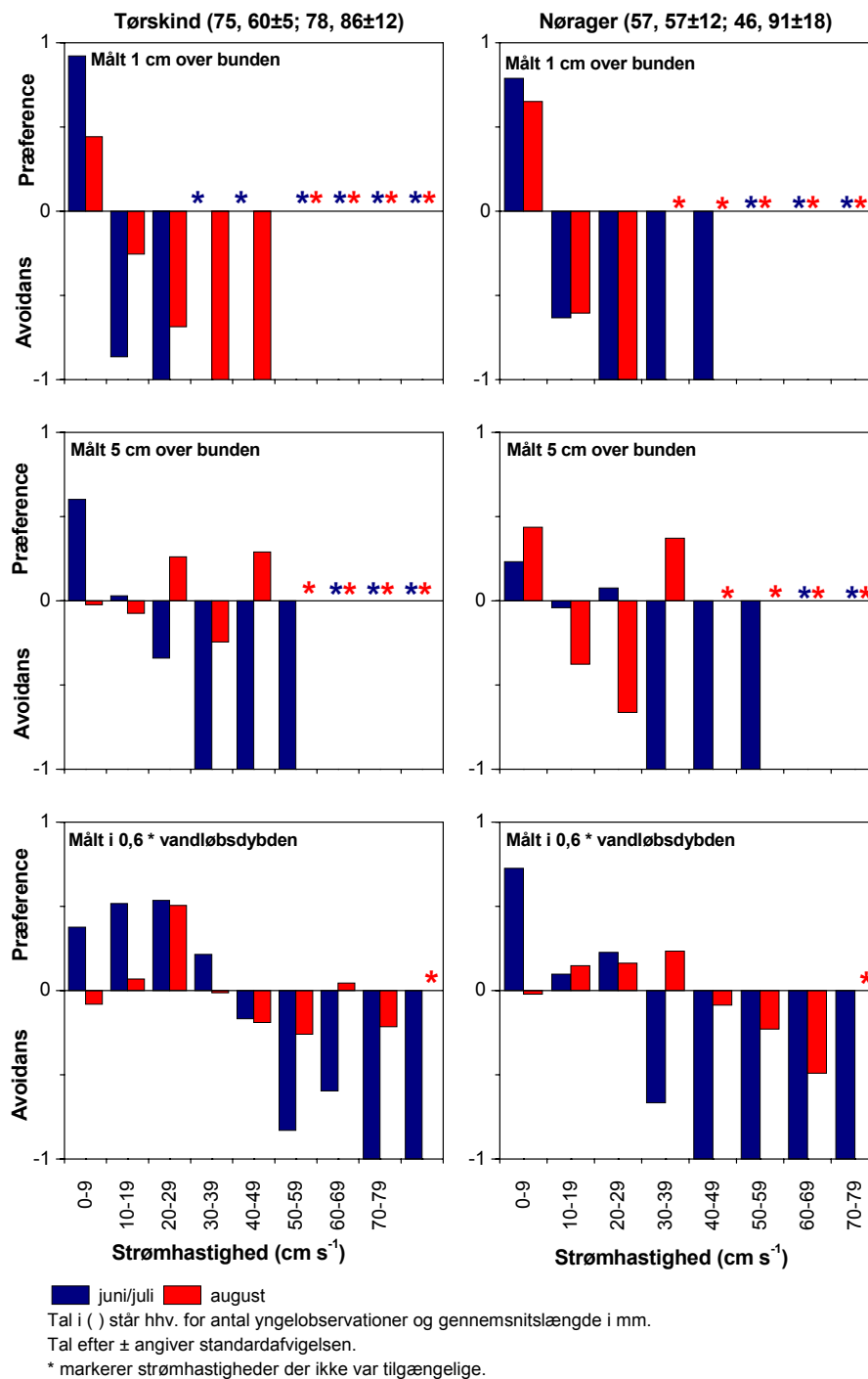


Figur 11.7: Elektivitetskurver over strømhastigheden målt i forskellige dybder ved Hammer Mølle og Vilholt i Gudenåen fordelt på to perioder. Når værdien er nul, kan man ikke se om det er fordi der ikke har været nogen observationer eller om det er fordi fisken er neutral. Vi har derfor markeret med en stjerne (*) hvis der ikke var nogen observationer. Mellem 0,25 og 0,50 er der moderat præferens og mellem 0,50 og 1,00 er der stærk præferens (fisken foretrækker parameteren). Hvis værdierne er negative, er der moderat og stærk avoidans (fisken undgår parameteren). Hvis værdien er mellem 0,25 og -0,25 er fiskens valg neutralt.



Figur 11.8: Elektivitetskurver over strømhastigheden målt i forskellige dybder ved Åle og Bolund i Gudenåen. Når værdien er nul, kan man ikke se om det er fordi der ikke har været nogen observationer eller om det er fordi fisken er neutral. Vi har derfor markeret med en stjerne (*) hvis der ikke var nogen observationer. Mellem 0,25 og 0,50 er der moderat præference og mellem 0,50 og 1,00 er der stærk præference (fisken foretrækker parameteren). Hvis værdierne er negative, er der moderat og stærk avoidans (fisken undgår parameteren). Hvis værdien er mellem 0,25 og -0,25 er fiskens valg neutralt.

Elektivitetskurver for ørredyngelens valg af strømhastigheder i Vejle Å



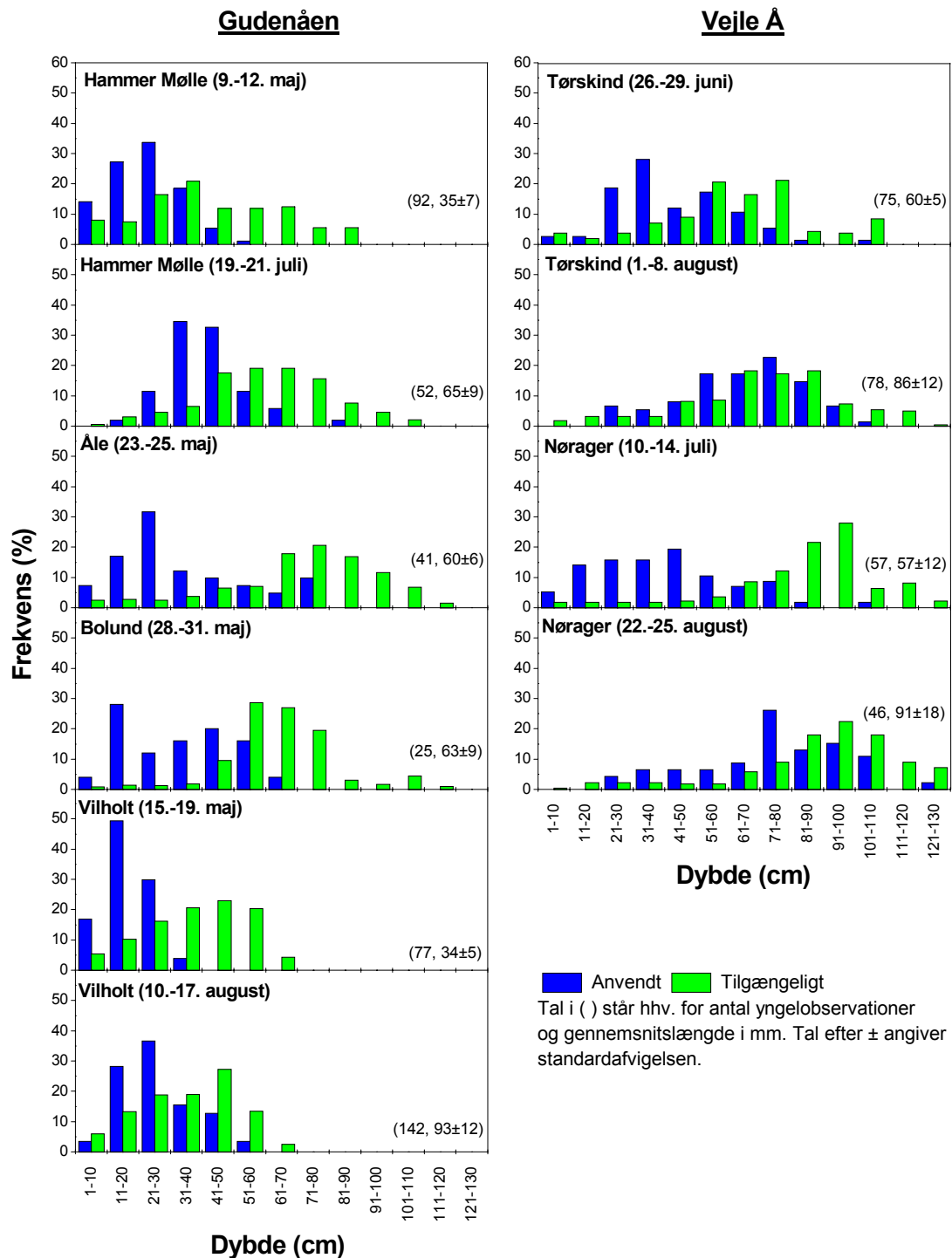
Figur 11.9: Elektivitetskurver over strømhastigheden målt i forskellige dybder ved Tørskind og Nørager i Vejle Å fordelt på to perioder. Når værdien er nul, kan man ikke se om det er fordi der ikke har været nogen observationer eller om det er fordi fisken er neutral. Vi har derfor markeret med en stjerne (*) hvis der ikke var nogen observationer. Mellem 0,25 og 0,50 er der moderat præference og mellem 0,50 og 1,00 er der stærk præference (fisken foretrækker parameteren). Hvis værdierne er negative, er der moderat og stærk avoidans (fisken undgår parameteren). Hvis værdien er mellem 0,25 og -0,25 er fiskens valg neutralt.

11.4. Vandløbsdybden

Yngelen var altid selektive overfor bestemte dybder, da frekvensfordelingen af de valgte dybder var signifikant ($P \leq 0,05$) lavere end de tilgængelige dybder på alle de undersøgte strækninger og i alle perioder (Figur 11.10; Tabel 11.1, p. 58 & Tabel 11.2, p.59). I maj måned var den naturlige yngel ved Hammer Mølle og Vilholt placeret på de laveste dybder under 30 cm. Den udsatte yngel ved Åle og Bolund, tolererede større dybder end den naturlige yngel, men foretrak væsentlig lavere dybder, end der var tilgængelige på strækningerne. Dybder under 30 cm udgjorde på alle lokaliteter, med undtagelse af Hammer Mølle og Vilholt, under 10 % af de tilgængelige dybder. Ved Hammer Mølle i maj og Vilholt var ca. 30 % af de tilgængelige dybder var under 30 cm. På de lokaliteter der blev undersøgt to gange var de tilgængelige dybder signifikant ($P \leq 0,05$) højere i 2. periode (Figur 11.10 & Tabel 11.4, p. 60). Kun ved Vilholt gjorde dette sig ikke gældende. Her var de tilgængelige dybder gennemsnitligt lidt lavere i august (Tabel 11.7, p.87). I juli og august valgte yngelen signifikant ($P \leq 0,001$) større dybder end i maj og undgik helt de laveste dybder under 10 cm.

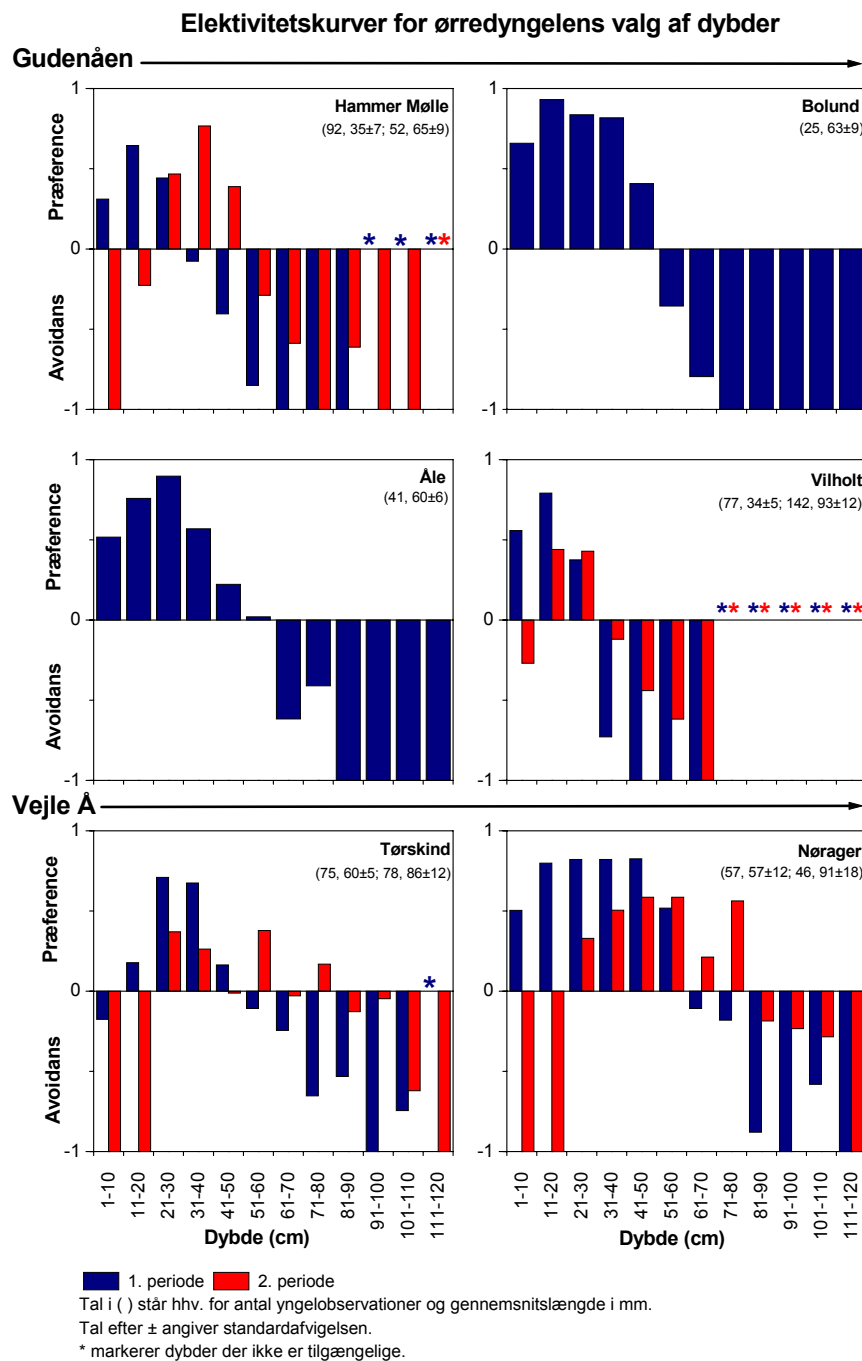
Det skal fremhæves, at der var en kolossal dødelighed af den udsatte yngel ved Åle og Bolund, og at de få yngel, der blev observeret, havde fundet plads på de få områder i åen, hvor der var lave dybder.

Ørredyngelens valg af dybde ifht. tilgængelige dybder



Figur 11.10: Ørredyngelens valg af dybde i forhold til tilgængelige dybder for alle seks positioner i de to vandssystemer. For den enkelte position gælder, at 1. og 2. periode er placeret hhv. over og under hinanden. Åle og Bolund i Gudenåen blev kun besøgt en gang.

Elektivitetsskurverne for ørredyngelens valg af dybde (Figur 11.11) viser, at den naturlige yngel ved Hammer Mølle og Vilholt i Gudenåen i maj, har stærk eller moderat præference for dybder under 30 cm, mens den udviser stærk eller moderat avoidans mod dybder over 30 cm. I 2. periode, hvor fiskene er vokset, udviser de stærk eller moderat avoidans mod de helt lave dybder under 10 cm og mod dybder over 80 cm. Dog syntes fiskene på Nørager i Vejle Å, at stå på lidt højere dybder, end yngelen på de andre positioner.



Figur 11.11: Elektivitetsskurver for ørredyngelens dybdepræferencer i Gudenåen og Vejle Å. 1. og 2. periode er angivet i samme figur. Åle og Bolund ved Gudenåen blev kun besøgt en gang. Mellem 0,25 og 0,50 er der moderat præference og mellem 0,50 og 1,00 er der stærk præference (fisken foretrækker parameteren). Hvis værdierne er negative, kaldes det moderat og stærk avoidans (fisken undgår parameteren). Hvis værdien er mellem 0,25 og -0,25 er fiskens valg neutralt.

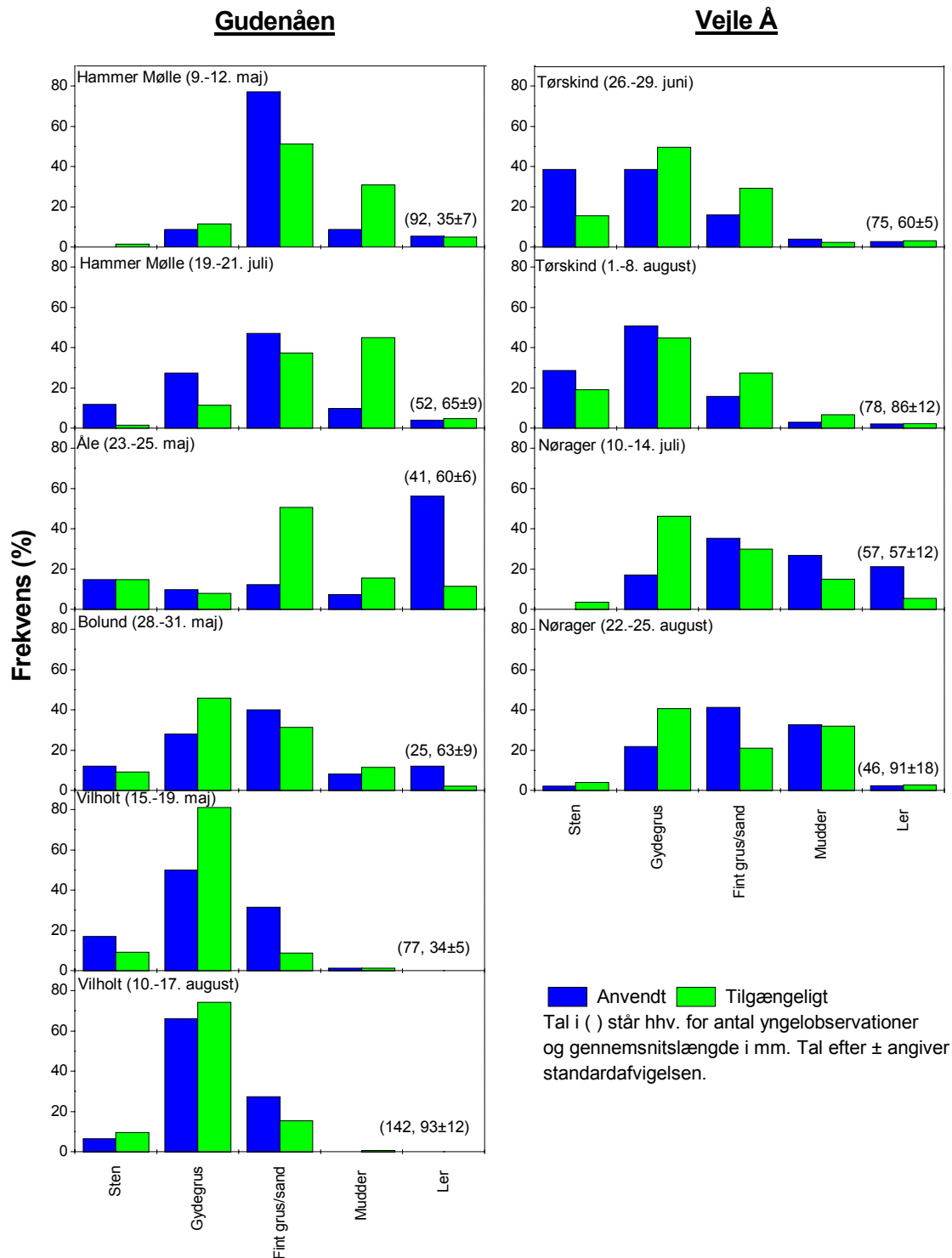
11.5. Bundsubstrat

I resultatbeskrivelsen er der anvendt deskriptive navne for substrattypen i stedet for diameteren. De enkelte substrattyper og deres diameter er beskrevet i Tabel 9.3, p. 51. Da der kun var meget få observationer af fint grus og groft sand, er disse substrattyper sammenlagt som substrattypen fint grus/sand.

På Figur 11.12 ses, at mængden af substrattyper varierede meget på de enkelte lokaliteter. Yngelen benyttede stort set samme forhold af substrattyper, som der var tilgængeligt. Yngelen var dog oftest placeret ved fint grus/sand eller grovere substrat typer og sjældent ved mudder. Kun ved Åle i Gudenåen var hovedparten af fiskene placeret ved substrattypen ler.

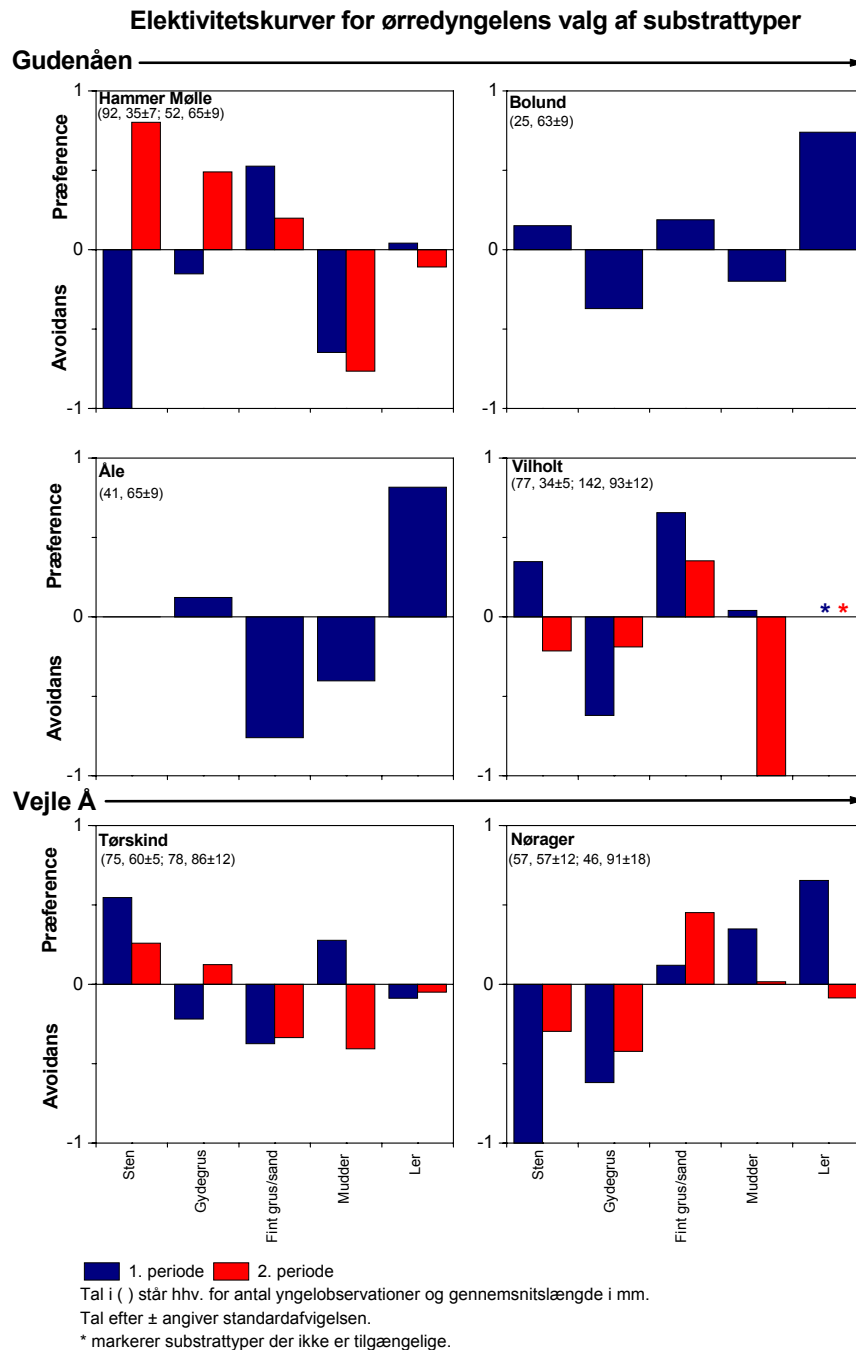
Meget få yngel blev observeret ved "home-sten". Frekvensen af observerede yngel som anvendte "home-sten" som base eller skjul, er så lille, at vi har valgt ikke at angive en figur over de fundne resultater. Kun ved Vilholt i maj, som var den lokalitet med det groveste substrat i brinkzonen, benyttede en større del af fiskene "home-sten". 30 % af yngelen stod her ved "home-sten".

Ørredyngelens valg af substrattype ifht. tilgængelige substrattyper



Figur 11.12: Ørredyngelens valg af substrattype i forhold til tilgængelige substrattyper. Substrattyperne er inddelt i sten (>60 mm), gydegrus (10-60 mm), fint grus/sand (0,25-10 mm), mudder (< 0,25 mm) og ler.

På elektivitetskurverne for substrattyperne (Figur 11.13) ses meget forskellige præferencer og avoidans for substrattyperne på de enkelte positioner og inden for de enkelte perioder. Der ses desuden det lidt overraskende, at yngelen ofte har præference for ler og avoidans for gydegrus.



Figur 11.13: Elektivitetskurver for ørredyngelens valg af substrattyper i Gudenåen og Vejle Å fordelt på to perioder. De øverste fire figurer viser strækningerne i Gudenåen, mens de to nederste viser Vejle Å strækningerne. Mellem 0,25 og 0,50 er der moderat præference og mellem 0,50 og 1,00 er der stærk præference (fisken foretrækker parameteren). Hvis værdierne er negative kaldes det moderat og stærk avoidans (fisken undgår parameteren). Hvis værdien er mellem 0,25 og -0,25 er fiskens valg neutralt.

Tabel 11.5, p. 78 og Tabel 11.6, p. 79 viser ørredyngelens valg af substrat og forskellige kombinationer af skjul på de enkelte lokaliteter. Det ses at substratet sjældent er altafgørende for yngelens valg af habitat. Yngelen benytter som regel altid substratet i kombination med yderligere skjul. Kun ved Vilholt i maj måned er der en større andel af yngelen der benytter sig af substrat ("home-sten") som eneste skjul. 13 % af fiskene valgte denne kombination. Tabellerne viser også, at yngelen sjældent benytter sig af kombinationen substrat og overhæng. Kombinationen findes stort set kun ved substrattypen ler. Dette er specielt udpræget på strækningen ved Åle i Gudenåen, hvor 7 % af fiskene vælger denne kombination. På strækningerne Bolund og Vilholt i Gudenåen, samt på strækningerne Tørskind og Nørager i juni i Vejle Å, er den mest anvendte skjulkombination substrat og grøde. På de øvrige strækninger er det ofte en kombination af alle skjulparametrene yngelen vælger.

Tabel 11.5: Procentvis fordeling af ørredyngelens valg af substrat og forskellige former for skjul i form af faktorerne substrat, debris, overhæng, grøde eller en kombination af faktorerne på strækningerne i Gudenåen.

Skjul Substrat	Substrat alene	Grøde	Overhæng	Debris	Overhæng og debris	Grøde og overhæng	Grøde og debris	Grøde, debris og overhæng
Hammer Mølle (Maj)								
Sten	0	0	0	0	0	0	0	0
Gydegrus	1	1	0	1	0	2	2	1
Fint grus/sand	0	9	1	3	4	7	30	23
Mudder	0	0	0	0	0	0	7	2
Ler	0	0	1	0	1	0	0	3
Hammer Mølle (Aug.)								
Sten	0	6	0	0	0	6	0	0
Gydegrus	4	4	4	0	0	10	0	6
Fint grus/sand	0	12	4	0	0	4	13	15
Mudder	0	6	0	0	0	2	2	0
Ler	0	0	0	0	0	0	0	4
Åle (Maj)								
Sten	0	5	0	0	0	5	2	2
Gydegrus	0	5	0	0	2	5	0	0
Fint grus/sand	0	7	0	0	0	2	5	0
Mudder	0	0	0	0	2	0	0	2
Ler	0	7	7	5	5	12	7	12
Bolund (Maj)								
Sten	0	4	0	0	4	4	0	0
Gydegrus	0	20	0	0	0	0	4	4
Fint grus/sand	0	12	0	0	12	0	12	4
Mudder	0	0	0	0	0	0	0	8
Ler	0	0	0	0	8	0	4	0
Vilholt (Maj)								
Sten	1	8	0	3	1	1	1	1
Gydegrus	12	21	5	3	4	1	4	3
Fint grus/sand	0	5	4	3	12	0	3	4
Mudder	0	0	0	0	1	0	0	0
Ler	0	0	0	0	0	0	0	0
Vilholt (Aug.)								
Sten	0	4	0	1	0	0	1	0
Gydegrus	3	54	1	1	1	0	6	1
Fint grus/sand	0	17	0	3	3	1	4	0
Mudder	0	0	0	0	0	0	0	0
Ler	0	0	0	0	0	0	0	0

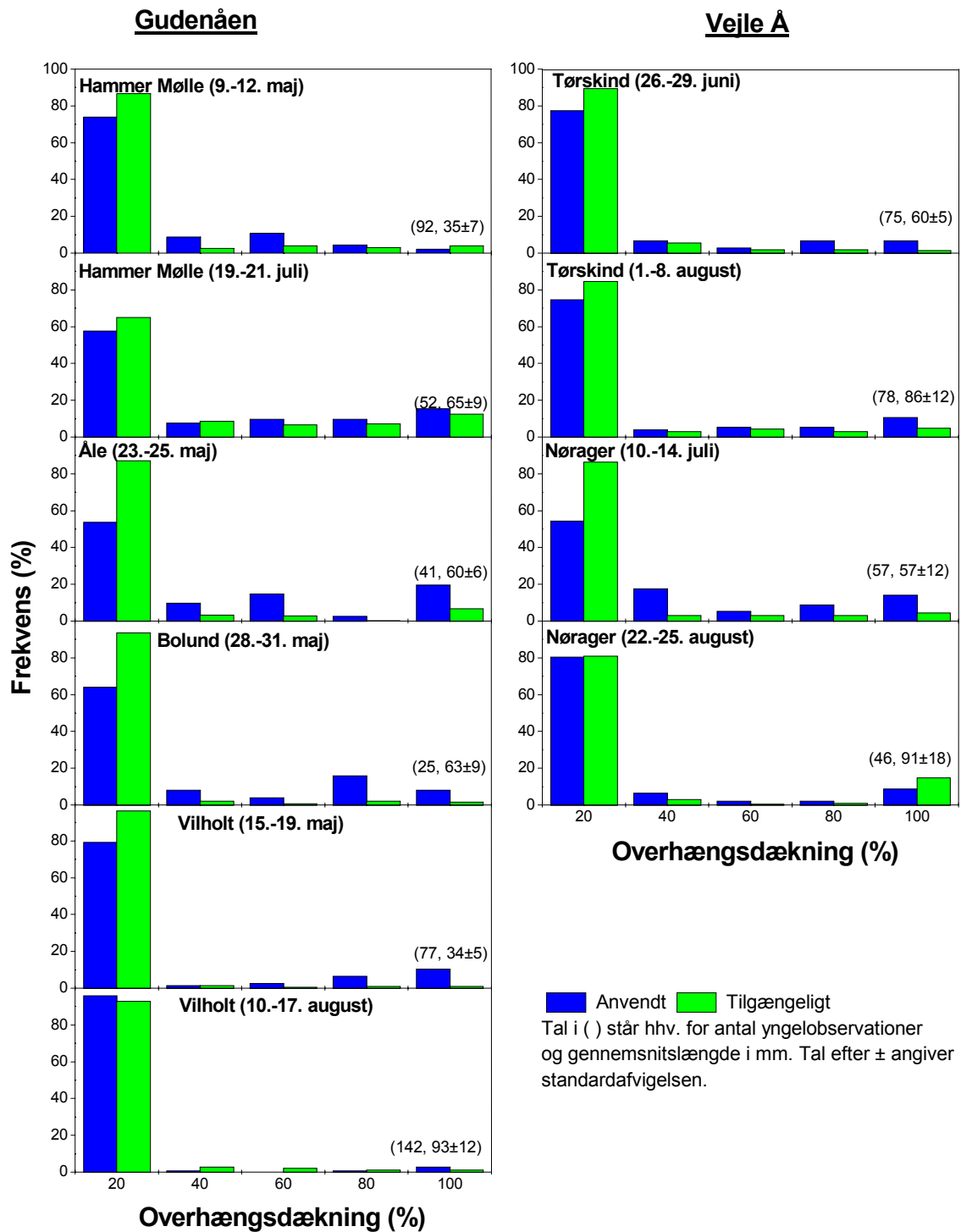
Tabel 11.6: Procentvis fordeling af ørredyngelens valg af substrat og forskellige former for skjul i form af faktorerne substrat, debris, overhæng, grøde eller en kombination af faktorerne på strækningerne i Vejle Å.

Skjul Substrat	Substrat alene	Grøde	Overhæng	Debris	Overhæng og debris	Grøde og overhæng	Grøde og debris	Grøde, debris og overhæng
Tørskind (Jun.)								
Sten	0	7	1	1	4	7	12	7
Gydegrus	0	23	0	0	0	4	5	7
Fint grus/sand	0	11	0	0	0	1	1	3
Mudder	0	0	0	0	0	0	3	1
Ler	0	0	0	0	0	0	0	3
Tørskind (Aug.)								
Sten	0	13	1	0	0	4	1	8
Gydegrus	1	38	1	0	4	4	3	1
Fint grus/sand	0	15	0	0	0	3	0	0
Mudder	0	0	1	0	1	0	0	0
Ler	0	0	0	0	0	0	0	0
Nørager (Jul.)								
Sten	0	0	0	0	0	0	2	0
Gydegrus	0	0	4	2	2	2	0	0
Fint grus/sand	0	4	2	0	5	4	16	11
Mudder	0	4	0	0	2	4	5	11
Ler	0	0	4	0	0	5	4	12
Nørager (Aug.)								
Sten	0	2	0	0	0	0	0	0
Gydegrus	2	20	0	0	0	0	0	0
Fint grus/sand	0	20	0	0	2	2	9	4
Mudder	0	4	0	0	4	7	13	4
Ler	0	2	2	2	0	0	0	0

11.6. Overhæng

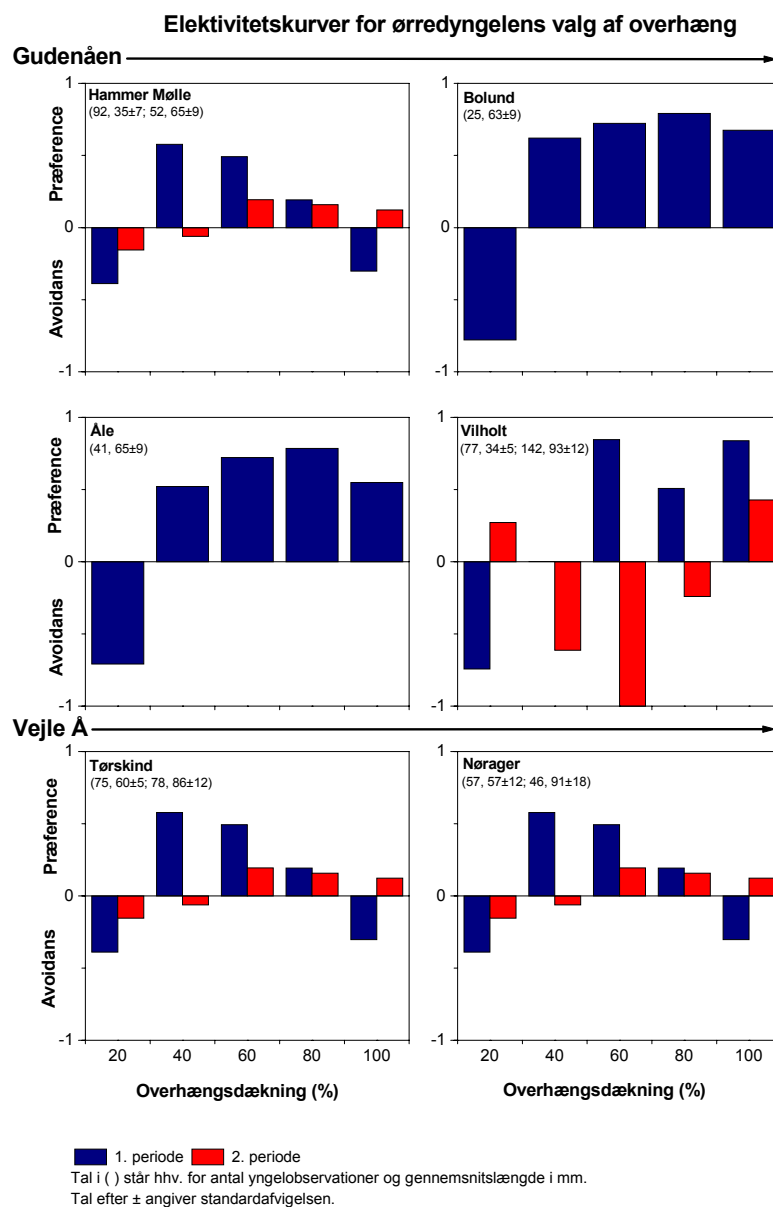
Overhængsfigurerne (Figur 11.14) tager sig så ens ud, at vi her vælger at beskrive dem samlet. Generelt er der ikke ret meget overhæng tilstede på positionerne. Tilgængeligheden ligger primært på dækningsgrader mellem 0 % og 20 %. Der er dog en klar tendens til, at yngelen gerne vil benytte overhæng når det er tilgængeligt. På alle positioner er fiskenes procentvise valg lavere end den procentvise tilgængelighed for overhæng op til 20 %. Ved dækningsgrader over 20 % er det lige omvendt. Der er signifikant ($P \leq 0,05$) forskel på fiskens valg og tilgængeligheden af overhæng på strækningerne Åle, Bolund og Vilholt i Gudenåen, samt på Tørskind og Nørager i Vejle Å (Tabel 11.1, p. 58 & Tabel 11.2, p. 59). Perioderne i mellem er der et signifikant ($P \leq 0,05$) fald i fiskenes brug af områder med meget overhæng ved Vilholt i Gudenåen og Nørager i Vejle Å (Figur 11.14 & Tabel 11.3, p. 59). Hvad angår tilgængeligheden af overhæng, er det kun på vores smalleste position ved Hammer Mølle i Gudenåen, at der er en signifikant ($P \leq 0,05$) stigning fra 1. til 2. periode (Tabel 11.4, p. 60).

Ørredyngelens valg af overhængsdækning ifht. tilgængelige overhængsdækninger



Figur 11.14: Ørredyngelens valg af overhængsdækning i forhold til tilgængelige overhængsdækninger i procent på de seks stationer i Gudenaåen og Vejle Å. På figuren er alle perioder angivet.

Elektivitetskurver for ørredyngelens valg af overhæng er angivet på Figur 11.15. Til trods for, at en stor procentdel af fiskene stod ved mindre end 20 % overhæng, ses på alle positioner i 1. periode, at der er moderat eller stærk avoidans mod overhængsgrader på mindre end 20 %. Ligeledes ses det i 1. periode, at der er stærk eller moderat præference mod overhængsgrader på mellem 20 og 80 %. På nær ved Vilholt, er der en tendens til, at præferencen falder ved de højeste dækningsgrader på 80 til 100 %. Ved Hammer Mølle i Gudenåen og Tørskind og Nørager i Vejle Å, er der moderat avoidans mod så tæt overhæng. I 2. periode bliver fiskene mere neutrale mht. valget af overhæng. Ved Vilholt i Gudenåen udviser yngelen dog stærk avoidans for overhængsdækning på 20 til 60 % og moderat præference for overhængsdækning på mellem 80 og 100 %.



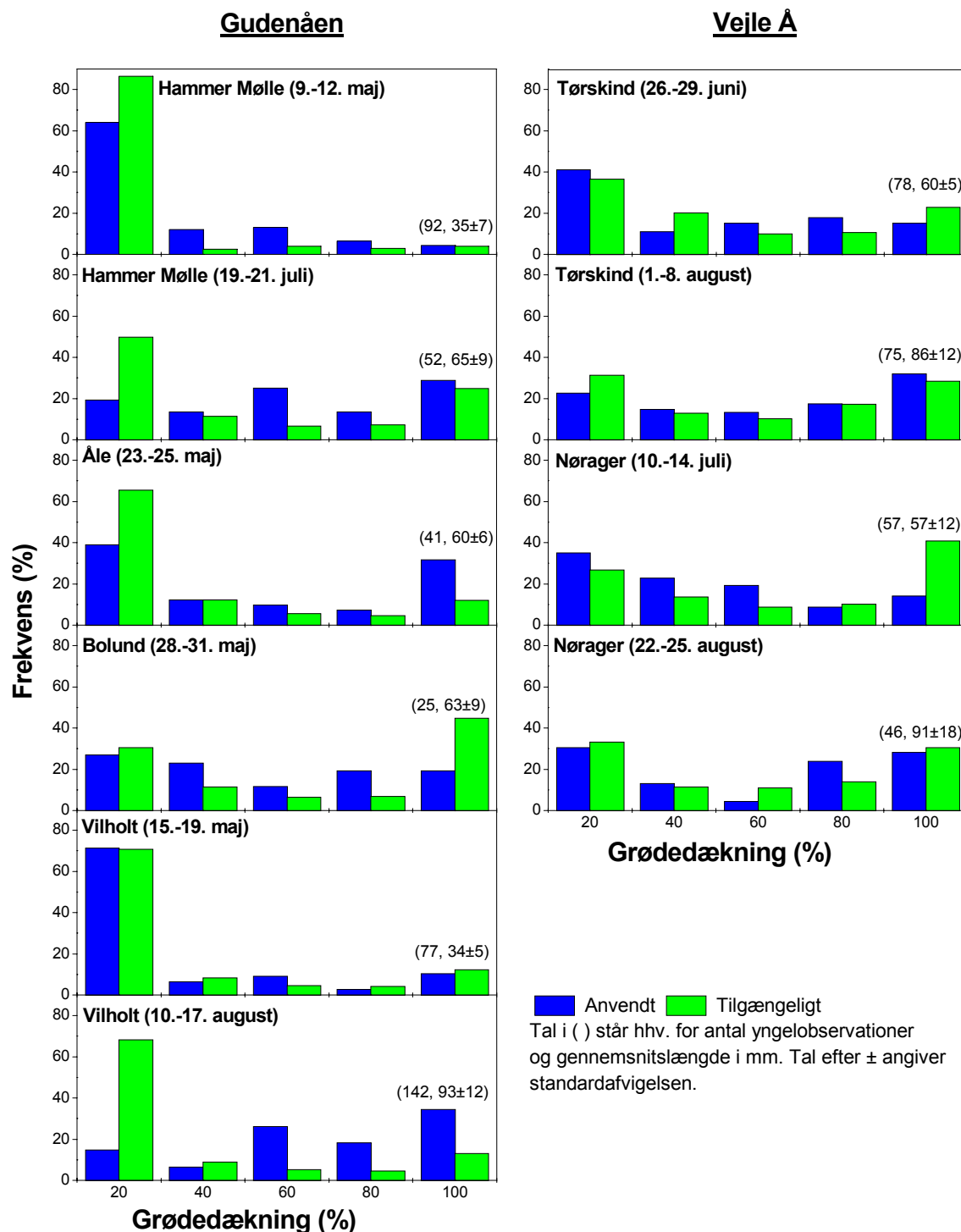
Figur 11.15: Elektivitetskurver for ørredyngelens valg af overhæng i Gudenåen og Vejle Å fordelt på to perioder. Mellem 0,25 og 0,50 er der moderat præference og mellem 0,50 og 1,00 er der stærk præference (fisken foretrækker parameteren). Hvis værdierne er negative, kaldes det moderat og stærk avoidans (fisken undgår parameteren). Hvis værdien er mellem 0,25 og -0,25 er fiskens valg neutralt.

11.7. Grøde

I forhold til overhæng er der generelt noget større dækningsgrader af grøde. Figur 11.16 viser ørredyngelens valg af grødedækning i forhold til tilgængelige grødedækningsgrader på de enkelte lokaliteter i Gudenåen og Vejle Å.

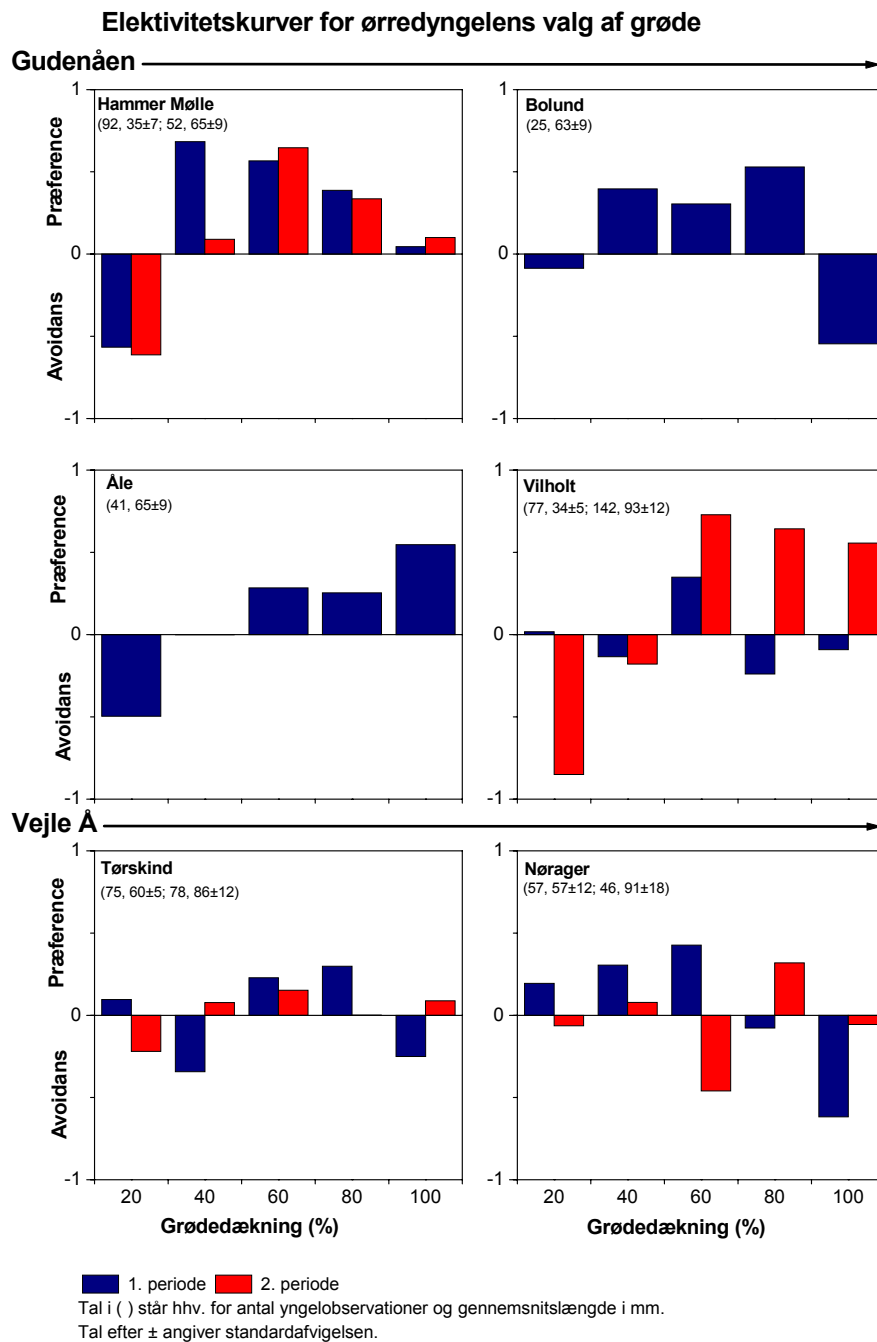
På de strækninger som vi undersøgte to gange, benyttede yngelen generelt områder med meget grødedække i 2. periode. Signifikante ($P \leq 0,05$) forskelle perioderne imellem blev fundet ved Hammer Mølle og Vilholt i Gudenåen (Figur 11.16 & Tabel 11.3, p. 59). Specielt ved Vilholt, var forskellen mellem yngelens valg af grødedække i maj og august stor. På de lokaliteter vi besøgte to gange, med undtagelse af Hammer Mølle, var tilgængeligheden af grøde henover sommeren uændret (Figur 11.16 & Tabel 11.4, p. 60). Grødedækningsgraden var i maj, med undtagelse af Bolund i Gudenåen, primært under 20 %. De få områder der fandtes med højere dækningsgrader blev ofte benyttet af yngelen (Figur 11.16). I Gudenåen var der signifikant ($P \leq 0,05$) forskel på tilgængeligheden og fiskens valg af grødedække ved Hammer Mølle, Åle og Vilholt i august måned. I Vejle Å var der forskel ved Nørager i juli (Tabel 11.1, p. 58 & Tabel 11.2, p. 59).

Ørredyngelens valg af grødedækningsgrader i forhold til tilgængelige dækningsgrader



Figur 11.16: Ørredyngelens valg af grøde i forhold til tilgængelige grødedækningsgrader i Gudenåen og Vejle Å fordelt på to perioder.

Elektivitetskurverne for grødedækningen er angivet på Figur 11.17. Generelt havde yngelen kraftig præference for dækningsgrader mellem 20 og 80 %. Ud fra figuren ses det overraskende, at yngelen ofte undgår områder med dækningsgrader på over 80 %. Det ses desuden, at yngelen som regel undgik områder med grødedække på under 20 %.

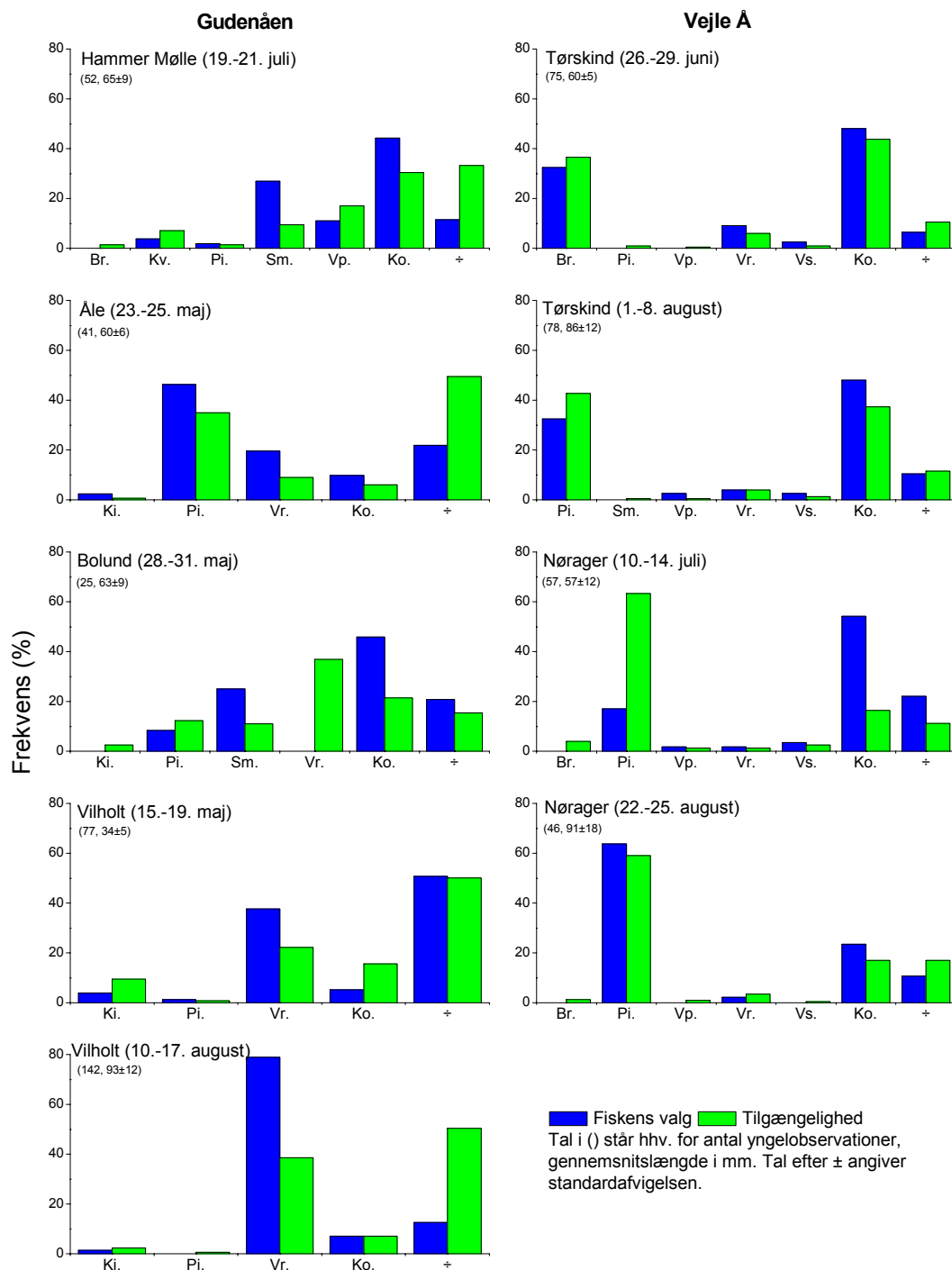


Figur 11.17: Elektivitetskurver for ørredyngelens valg af grøde i Gudenåen og Vejle Å fordelt på to perioder. Mellem 0,25 og 0,50 er der moderat præference og mellem 0,50 og 1,00 er der stærk præference (fisken foretrækker parameteren). Hvis værdierne er negative kaldes det moderat og stærk avoidans (fisken undgår parameteren). Hvis værdien er mellem 0,25 og -0,25 er fiskens valg neutralt.

På Figur 11.18 og Figur 11.19 ses yngelens valg af plantearter. Der er kun noteret yngelens valg af planter i juli ved Hammer Mølle. Dette skyldes, at der ikke blev noteret plantearter ved Hammer Mølle i maj men kun dækningsgrader.

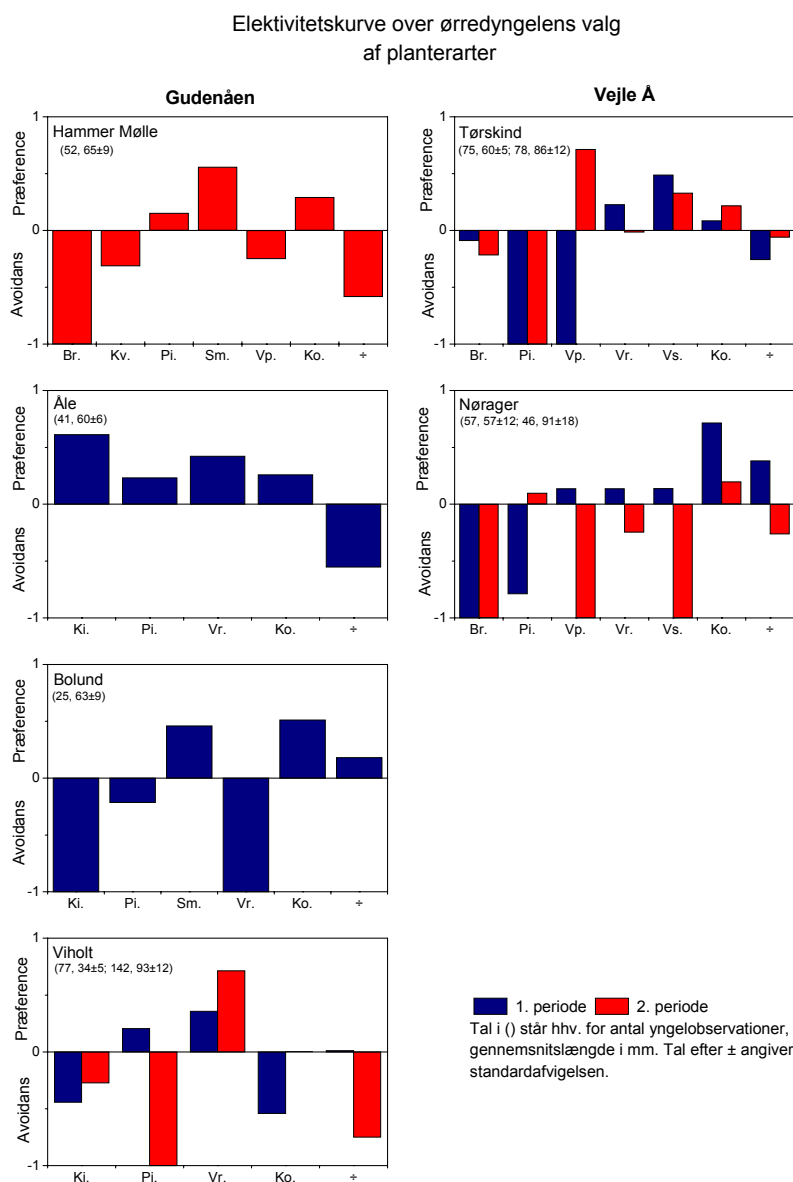
I Gudenåen var der, med undtagelse af Vilholt i maj, signifikant ($P \leq 0,05$) forskel på fiskens valg og tilgængeligheden af plantearter på alle strækningerne. I Vejle Å er der kun signifikant forskel på strækningen ved Nørager i 1. periode (Tabel 11.1, p. 58 & Tabel 11.2, p. 59). På de strækninger der blev undersøgt flere gange, var der signifikant ($P \geq 0,05$) forskel på fiskens valg. Der var ikke signifikant ($P \geq 0,05$) forskel på tilgængeligheden af plantearter på nogle af positionerne (Tabel 11.4, p. 60).

Fiskens valg af plantearter i forhold til tilgængeligheden af arter



Figur 11.18: Ørredyngelens valg af plantearter i forhold til tilgængelige plantearter i Gudenåen og Vejle Å. Forkortelserne på x-aksen står for følgende: Br. = diverse brinkplanter, Ki. = Kildemos (*Fontinalis sp.*), Kv. = Kruset vandaks (*Potamogeton crispus L.*), Pi. = Pindsvineknope, Sm. = Smalbladet mærke (*Bérula erecta Hudson*), Vp. = Vandpest (*Elodeá sp.*), Vr. = Vandranunkel (*Batráchium spp.*), Vs. = Vandstjerne (*Callitriche sp.*), Ko. = Kombination af flere plantearter, ÷ = Ingen grøde.

Ved Hammer Mølle, Åle og Bolund i Gudenåen er der præference for Smalbladet mærke (Figur 11.19). Vandpest forekommer stort set kun ved Hammer Mølle hvor fiskene udviser avoidans over for planten. Ved Bolund udviser fiskene avoidans over for vandranunkel, hvorimod yngelen udviser præference for vandplanten ved Vilholt i begge perioder. På nær ved Vilholt udviser fiskene præference for områder med en kombination af flere forskellige plantearter. Som nævnt i ovenstående, undgik yngelen generelt områder uden grøde. Ved Tørskind i Vejle Å benyttede yngelen stort set det samme forhold af planter som der er tilgængeligt (Figur 11.19). Ved Nørager i Vejle Å skifter yngelen fra at udvise kraftig præference for kombination af planter og kraftig avoidans over for Pindsvineknop i juli, til at være neutral mht. valg af disse områder sidst i august.



Figur 11.19:

Elektivetskurver for ørredyngelens valg af plantearter i Gudenåen og Vejle Å fordelt på to perioder. Mellem 0,25 og 0,50 er der moderat præference og mellem 0,50 og 1,00 er der stærk præference (fiskens foretrukker parameter). Hvis værdierne er negative, kaldes det moderat og stærk avoidans (fiskens undgår parameter). Hvis værdien er mellem 0,25 og -0,25 er fiskens valg neutralt. Forkortelserne på x-aksen står for følgende: Br. = diverse brinkplanter, Ki. = Kildemos, Kv. = Kruset vandaks, Pi. = Pindsvineknop, Sm. = Smalbladet mærke, Vp. = Vandpest, Vr. = Vandranunkel, Vs. = Vandstjerne, Ko. = Kombination af flere plantearter, ÷ = Ingen grøde. Tallene i parentes viser hhv. antallet af observationer og gennemsnitsstørrelsen.

11.8. Gennemsnitsbetragtninger

I dette kapitel er gennemsnitsværdierne for fiskens valg af de enkelte habitatsparametre præsenteret i hhv. Tabel 11.7 og Tabel 11.8.

Tabel 11.7: Gennemsnitsværdier for fiskens valg af habitatsparametre i Gudenåen. Tallene i parentes er de gennemsnitlige tilgængelige habitatsparametre. Alle tal er angivet \pm konfidensintervallet. Tallene for substrattypen er beregnet ved at tildele de enkelte substrattyper tal fra 1 til 5. 1 er det groveste substrat og 5 det fineste.

Vandsystem	Gudenåen					
Lokalitet	Hammer Mølle	Hammer Mølle	Åle	Bolund	Vilholt	Vilholt
Dato	9.-12. Maj	19.-21. Jul.	23.-25. Maj	28.-31. Maj	15.-19. Maj	10.-17. Aug.
Yngelens længde (mm)	35 \pm 1,4	65 \pm 0,3	60 \pm 0,2	63 \pm 0,4	34 \pm 0,1	93 \pm 0,2
Afstand til nærm. brink (cm)	77,7 \pm 16,7	112 \pm 21,1	70,9 \pm 27,2	99,6 \pm 34,6	224,9 \pm 61,0	493,0 \pm 48,4
Dybde (cm)	23,7 \pm 2,3 (41,7 \pm 3,0)	41,7 \pm 3,4 (59,8 \pm 2,8)	34,7 \pm 6,4 (71,0 \pm 2,6)	35,1 \pm 7,2 (63,9 \pm 1,4)	17,4 \pm 1,6 (37,9 \pm 1,1)	26,8 \pm 1,8 (35,3 \pm 1,1)
Strømhastighed (cm s ⁻¹)						
1 cm over bund	3,2 \pm 0,7 (5,4 \pm 0,8)	3,6 \pm 0,8 (3,6 \pm 0,5)	1,8 \pm 0,5 (5,4 \pm 0,7)	4,9 \pm 1,6 (6,5 \pm 0,8)	5,1 \pm 0,9 (11,0 \pm 1,1)	6,2 \pm 0,8 (10,3 \pm 1,1)
5 cm over bund	6,6 \pm 1,1 (11,1 \pm 1,4)	7,8 \pm 2,1 (5,2 \pm 0,9)	4,2 \pm 1,3 (8,8 \pm 0,9)	9,4 \pm 3,2 (11,5 \pm 1,5)	20,6 \pm 3,3 (27,1 \pm 2,2)	17,9 \pm 2,6 (22,5 \pm 2,0)
0,6 x vandløbsdybde	10,6 \pm 1,9 (14,4 \pm 1,8)	17,6 \pm 3,9 (12,1 \pm 1,4)	10,4 \pm 3,7 (17,3 \pm 1,7)	24,8 \pm 8,3 (30,7 \pm 2,8)	31,8 \pm 4,7 (46,4 \pm 3,1)	39,4 \pm 3,7 (40,3 \pm 3,2)
Substrattype	3,1 \pm 0,1 (3,3 \pm 0,1)	2,8 \pm 0,2,5 (3,4 \pm 0,1)	3,8 \pm 0,5 (3,0 \pm 0,1)	2,0 \pm 0,8 (2,5 \pm 0,1)	2,2 \pm 0,2 (2,0 \pm 0,4)	2,2 \pm 0,1 (2,1 \pm 0,04)
Grødedækning (%)	38,4 \pm 6,8 (38,1 \pm 5,7)	56,8 \pm 9,2 (39,2 \pm 5,4)	46,5 \pm 12,7 (23,6 \pm 3,6)	43,8 \pm 15,6 (58,1 \pm 3,3)	20,6 \pm 7,3 (22,3 \pm 2,5)	63,1 \pm 5,4 (23,5 \pm 2,5)
Overhængsdækning (%)	15,5 \pm 5,2 (10,7 \pm 3,4)	31,4 \pm 10,4 (25,0 \pm 4,8)	32,8 \pm 12,4 (9,6 \pm 2,8)	25,6 \pm 15,7 (4,5 \pm 1,4)	17,7 \pm 7,5 (2,7 \pm 1,0)	3,8 \pm 2,9 (4,3 \pm 1,2)

Tabel 11.8: Gennemsnitsværdier for fiskens valg af habitatsparametre i Vejle Å. Tallene i parentes er de gennemsnitlige tilgængelige habitatsparametre. Alle tal er angivet \pm konfidensintervallet. Tallene for substrattypen er beregnet ved at tildele de enkelte substrattyper tal fra 1 til 5. 1 er det groveste substrat og 5 det fineste.

Vandsystem	Vejle Å			
Lokalitet	Tørskind	Tørskind	Nørager	Nørager
Dato	26.-29. juni	1.-8. august	10.-14.juli	22.-25. august
Yngelens længde (mm)	60 \pm 0,2	86 \pm 0,4	63 \pm 0,2	91 \pm 0,5
Afstand til nærm. brink (cm)	109,9 \pm 23,3	184,2 \pm 27,1	64,7 \pm 14,3	172,5 \pm 34,4
Dybde (cm)	44,0 \pm 4,3 (62,2 \pm 3,2)	66,0 \pm 4,3 (71,2 \pm 3,3)	41,2 \pm 5,8 (83,2 \pm 3,2)	76,2 \pm 7,0 (89,1 \pm 3,3)
Strømhastighed (cm s ⁻¹)				
1 cm over bund	3,1 \pm 0,6 (9,5 \pm 1,4)	4,7 \pm 1,1 (6,4 \pm 1,3)	3,1 \pm 0,9 (6,9 \pm 1,4)	3,9 \pm 0,8 (5,2 \pm 1,0)
5 cm over bund	9,1 \pm 1,8 (20,3 \pm 2,6)	13,7 \pm 2,8 (12,2 \pm 2,1)	7,9 \pm 2,1 (11,7 \pm 2,0)	5,7 \pm 1,3 (7,8 \pm 1,3)
0,6 x vandløbsdybde	25,2 \pm 4,0 (45,3 \pm 4,2)	32,0 \pm 4,7 (34,2 \pm 4,0)	12,3 \pm 2,9 (33,6 \pm 4,0)	28,4 \pm 5,5 (30,3 \pm 3,7)
Substrattype	1,9 \pm 0,7 (2,3 \pm 0,1)	2,0 \pm 0,2 (2,3 \pm 0,1)	3,7 \pm 0,3 (2,7 \pm 0,1)	3,1 \pm 0,3 (2,9 \pm 0,1)
Grødedækning (%)	43,2 \pm 7,8 (44,9 \pm 4,7)	54,7 \pm 8,0 (52,2 \pm 4,8)	39,3 \pm 8,5 (58,7 \pm 5,0)	54,0 \pm 11,2 (50,3 \pm 4,9)
Overhængsdækning (%)	16,4 \pm 6,9 (6,0 \pm 2,3)	19,2 \pm 7,8 (11,4 \pm 3,4)	30,4 \pm 9,4 (9,9 \pm 3,3)	14,0 \pm 8,7 (16,7 \pm 4,5)

11.9. Bestandsanalysen

Tabel 11.9 angiver resultater fundet ved bestandsanalyse på alle positioner i slutningen af undersøgelsen. Resultaterne er opgivet både som densiteter pr. 100 m² og 100 m bredareal. Densiteten af ørredyngel pr. 100 m² var ret ens ved Hammer Mølle, Vilholt, Tørskind og Nørager. Vilholt og Tørskind i Gudenåen samt Nørager i Vejle Å, er de tre positioner, hvor der er fundet den største tæthed pr. 100 meter bredareal. Vilholt er helt speciel, og har mere end dobbelt så mange fisk pr. 100 meter bredareal som den position med næst flest. Åle og Bolund i Gudenåen er de positioner, hvor der blev observeret færrest fisk. Ved Åle blev ingen ørreder observeret.



Bestandsanalyse ved Vilholt i Gudenåen. Fast arbejde til seks personer i to dage. De folk som hjalp os, skal have stor tak.

Tabel 11.9: Resultater af bestandsanalyse (Fangst-genfangst, se side 56, afsnit 10.4 og Appendiks B) udført på alle positioner i Gudenåen og Vejle Å ved undersøgelsen afslutning. Tallene er angivet ± konfidensintervallet

Vandsystem	Gudenåen				Vejle Å	
	Hammer Mølle	Åle	Bolund	Vilholt	Tørskind	Nørager
Dato (2000)	10-11. Okt.	22-23. Nov.	24-25. Okt.	8-9. Okt.	18-19. Sep.	18-19. Sep.
Undersøgt strækning (m)	150	150	150	150	110	110
Densitet ørredyngel pr. 100 m ²	21±4	0	1±0	24±2	24±6	16±6
Densitet ørred total pr. 100 m bred	110±21	0	12±1	423±36	221±57	148±32
Densitet ørred total pr. 100 m ²	26±4	0	9±5	25±2	26±6	24±4
Densitet ørred total pr. 100 m bred	134±18	0	132±9	434±36	243±61	224±36
Fangsteffektivitet, yngel (p)	0,41	-	0,67	0,40	0,33	0,45
Fangsteffektivitet, total (p)	0,51	-	0,72	0,40	0,32	0,45

11.10. Maveanalyser på rovfisk

For at undersøge predationen af ørredyngelen blev der udført maveundersøgelser på hhv. gedde, ål og knude. I tre undersøgte gedder, blev der ikke observeret ørred i maveindholdet, men derimod skalle (*Rutilus rutilus* L.) og aborre (*Perca fluviatilis* L.). Disse fisk var dog i samme størrelse, som de ørreder der fandtes på positionerne. I 20 undersøgte ål blev der fundet enkelte småfisk, men maveindholdet var generelt så opløst, at det var svært at artsbestemme det. Generelt bestod ålenes maveindhold af krebsdyr og vandinsekter. Alle 10 undersøgte knuder havde fisk i maveindholdet i en størrelse som svarede til ørredyngelen. Meget af det undersøgte maveindhold var svært at artsbestemme, men både ørred og skalle forekom. Typisk lå der 3 til 6 fisk i maven på hver knude.



Ved nogle af positionerne var der en stor tæthed af knuder. Knuden er en udpræget rovfisk, som ikke går af vejen for ørredyngel. Hvis de fysiske forhold er gode, kan rovfisk og byttefisk sagtens sameksistere. Knuden på det indsatte foto er 60 cm lang.

11.11. Præferencekurver og multivariate sammenligninger

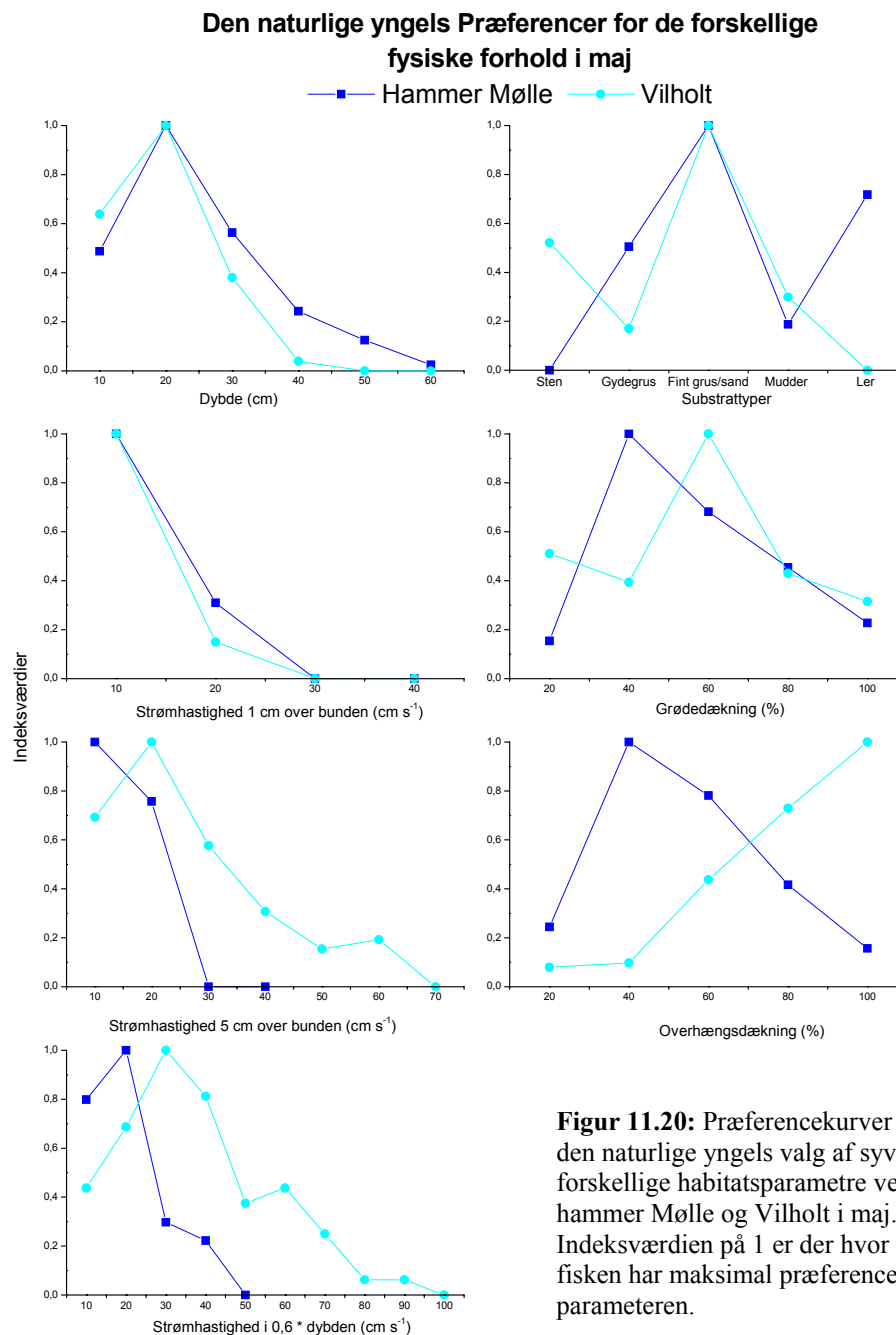
I dette kapitel kigger vi kun på præferencekurver for den naturlige yngel i maj. Dette skyldes, at det er specielt interessant at se hvilke præferencer den helt spæde yngel har. Præferencekurverne for yngelfisken i de senere stadier er vedlagt i Appendiks D.

Figur 11.20 viser den naturlige yngels præference for de fysiske forhold ved Hammer Mølle og Vilholt i maj. Yngel ved Hammer Mølle og Vilholt i maj havde maksimal præference for de laveste dybder mellem 10 og 20 cm og udviste meget lav præference for dybder over 30 cm. Yngelen udviste maksimal præference for fint grus/sand.

Præferencefiguren over strømshastigheden målt 1 cm over bunden, som vi anser for at være den der beskriver ørredens valg bedst ses, at yngelen altid udviser maksimal præference for de laveste strømshastigheder under 9 cm s^{-1} . Det ses, at strømshastigheden stiger gradvis jo højere man bevæger sig op i vandsøjlen.

Yngelen udviser maksimal præference for grødedækning mellem 20 og 60 %. Der er en klar tendens til, at præferenceværdien falder ved dækningsgrader under 20 % og over 60 %.

Den maksimale præference for overhæng var ved Hammer Mølle 20 – 40 % og ved Vilholt mellem 80 og 100 %.



Figur 11.20: Præferencekurver for den naturlige yngels valg af syv forskellige habitatsparametre ved hammer Mølle og Vilholt i maj. Indeksværdien på 1 er der hvor fisken har maksimal præference for parameteren.

Der blev udført en PCA på de forskellige størrelsesgrupper. Resultatet heraf gav for alle størrelsesgrupper to principal komponenter med egenverdier ≥ 1 , som kan ses i Tabel 11.10 og Tabel 11.11. I tabellen ses desuden loadings for de enkelte variable. De højeste positive loadings i 1. PC er de mest forklarende for ørredyngelens valg af habitat. De højeste værdier i den 2. PC er de næstmest forklarende. Det ses, at der ikke er nogen variabel der entydigt forklarer ørredyngelens valg af habitat for de to vandløb.

I Gudenåen er det primært dybden og afstanden til nærmeste brink der er de mest forklarende variable i 1. komponent. Derudover giver grøde og overhæng et stort bidrag til den 1. komponent. Til 2. komponent er det primært substratet der giver det største bidrag. Kun ved Vilholt er det lidt anderledes, her giver grøden klart det største bidrag til den 1. komponent, mens dybde og afstand til nærmeste brink, først giver høje bidrag til den 2. komponent.

Tendensen ses også i Vejle Å. Her er det også dybden og afstanden til nærmeste brink samt overhæng der giver de største loadings i den 1. komponent. Grøden bidrager til den 1. komponent i juni og juli mens den bidrager til 2. komponent i august. Strømhastigheden bidrager ligeledes til den 2. komponent i august.

Tabel 11.10: Tabellen viser principal komponenterne ved de enkelte størrelsesgrupper i Gudenåen. Der er kun medtaget komponenter med en egen værdi ≥ 1 . Andelen af variansen forklaret ved de principale komponenter er skrevet under komponenterne. Der er foretaget en varimax rotation af korrelationsstrukturen, således at tallene er nemmere at tolke på. Analysen er foretaget på syv habitatsparametre. Værdier med loadings $> 0,50$ er markeret med en stjerne *, idet disse vurderes til, at bidrage signifikant til forklaringen af de principale komponenter.

Position	Hammer Mølle & Vilholt (Maj)		Åle & Bolund (Maj)		Hammer Mølle (Aug.)		Vilholt (Aug.)	
	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2	PC1	PC2
Principal Komponenter	29 %	22 %	45 %	15 %	28 %	25 %	34 %	21 %
Dybde (cm)	0,73*	0,28	0,88*	0,17	0,67*	0,23	-0,17	0,80*
Afstand til brink (%)	0,79*	-0,10	0,81*	0,16	0,81*	-0,14	0,45	0,64*
Substrat	0,02	0,76*	-0,40	-0,65*	-0,11	0,73*	-0,00	-0,47
Debris	-0,21	0,80*	-0,61*	-0,05	-0,12	0,60*	-0,50	-0,55*
Strømhastighed 1 cm o/bund (cm s⁻¹)	-0,01	-0,53*	-0,00	0,92*	-0,02	-0,74*	-0,69*	0,36
Grødedækning (%)	0,55*	-0,06	0,75*	0,09	0,32	0,52*	0,82*	0,06
Overhæng (%)	-0,64*	0,18	-0,55*	-0,27	-0,84*	0,18	-0,55*	-0,44

Tabel 11.11: Tabellen viser principal komponenterne ved de enkelte størrelsesgrupper i Vejle Å. Der er kun medtaget komponenter med en egenverdi ≥ 1 . Andelen af variansen forklaret ved de principale komponenter er skrevet under komponenterne. Der er foretaget en varimax rotation af korrelationsstrukturen, således at tallene er nemmere at tolke på. Analysen er foretaget på syv habitatsparametre. Værdier med loadings $> 0,50$ er markeret med en stjerne *, idet disse vurderes til, at bidrage signifikant til forklaringen af de principale komponenter.

Position	Tørskind & Nørager (Jun. & Jul.)		Tørskind & Nørager (Aug.)	
	PC1	PC2	PC1	PC2
Principal Komponenter	32 %	22 %	38 %	18 %
Dybde (cm)	0,74*	-0,29	0,81*	0,09
Afstand til brink (%)	0,84*	-0,07	0,83*	0,14
Substrat	-0,22	0,68*	0,06	-0,63*
Debris	-0,50	0,07	-0,55*	-0,41
Strømhastighed 1 cm o/bund (cm s⁻¹)	0,14	-0,62*	0,10	0,79*
Grødedækning (%)	0,37	0,77*	0,60*	0,06
Overhæng (%)	-0,71*	-0,14	-0,79*	-0,31

11.12. Brinkzonen

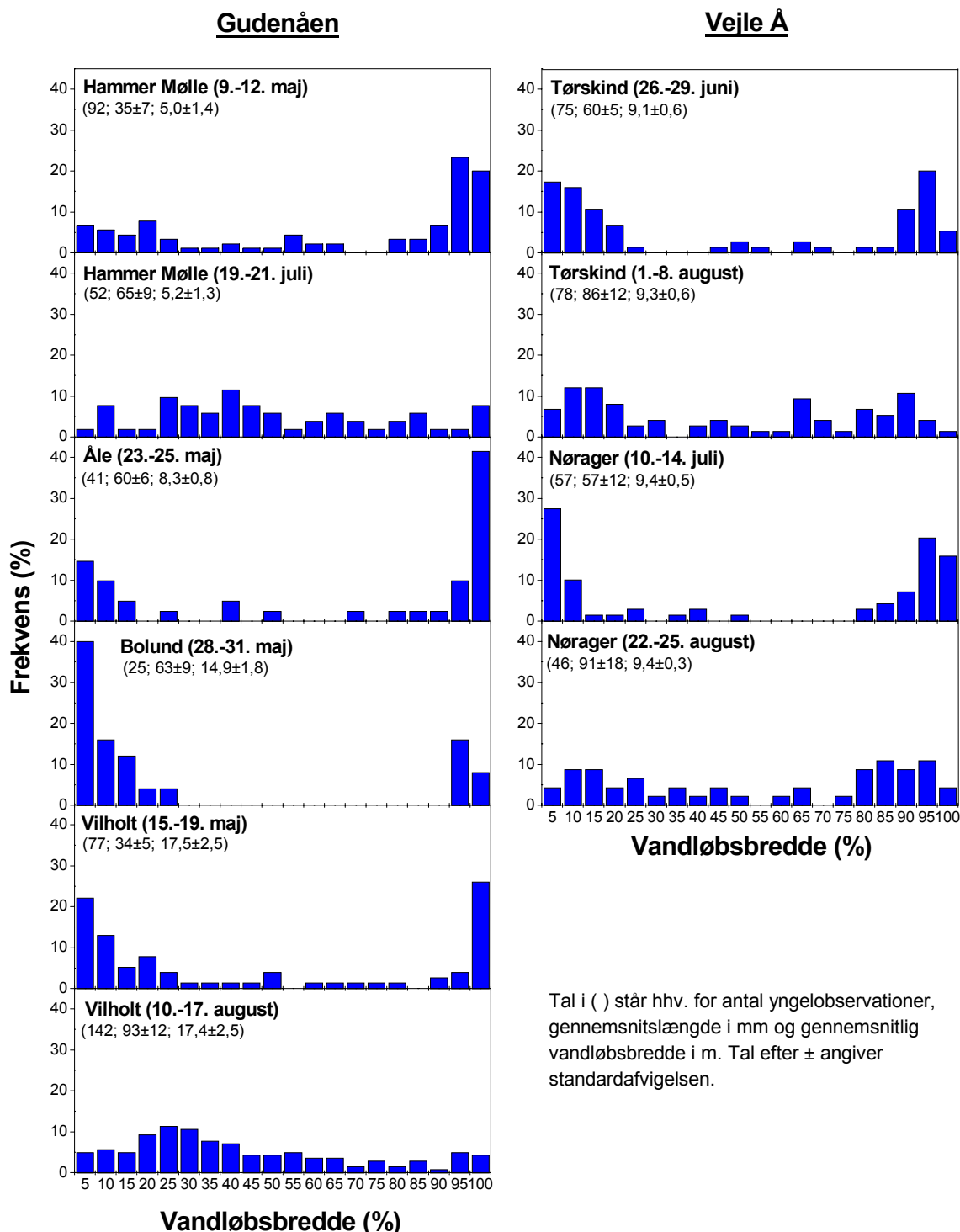
Figur 11.21 viser ørredyngelens placering i vandløbet i forhold til brinkerne. Yngelens placering er angivet i forhold til vandløbsbredden i procent set fra venstre side i nedstrøms retning. Ved at opstille data på denne måde, skabes visuelt en fornemmelse af, at kigge ind i vandløbet, med angivelse af frekvensen og placeringen af fiskene i forhold til de to brinker.

I maj og juni var yngelen placeret meget tæt på brinkkanten. Over 50 % af fiskene befandt sig under en meter fra brinken. I august benyttede yngelen signifikant ($P \leq 0,001$) mere af vandløbet. Her befandt 20 % yngelen sig inden for den første meter af vandløbet.

Ofte er der forskellige yngeldensiteter ved de to brinkzoner. Dette er specielt udtalt ved Hammer Mølle, Åle og Bolund i maj.

Figur 11.22 viser hvor langt ude i vandløbet yngelen placerede sig. Det ses tydeligt, at yngelen placerer sig tæt på brinkzonen i første periode, mens den benytter mere af vandløbet i anden periode. Det ses, at ca. 60 % af den spæde yngel er placeret inden for de første 10 % af vandløbet og 80 % eller derover, er placeret inden for de første 20 % af vandløbet.

Ørredyngelens placering ifht. vandløbsbredden i %

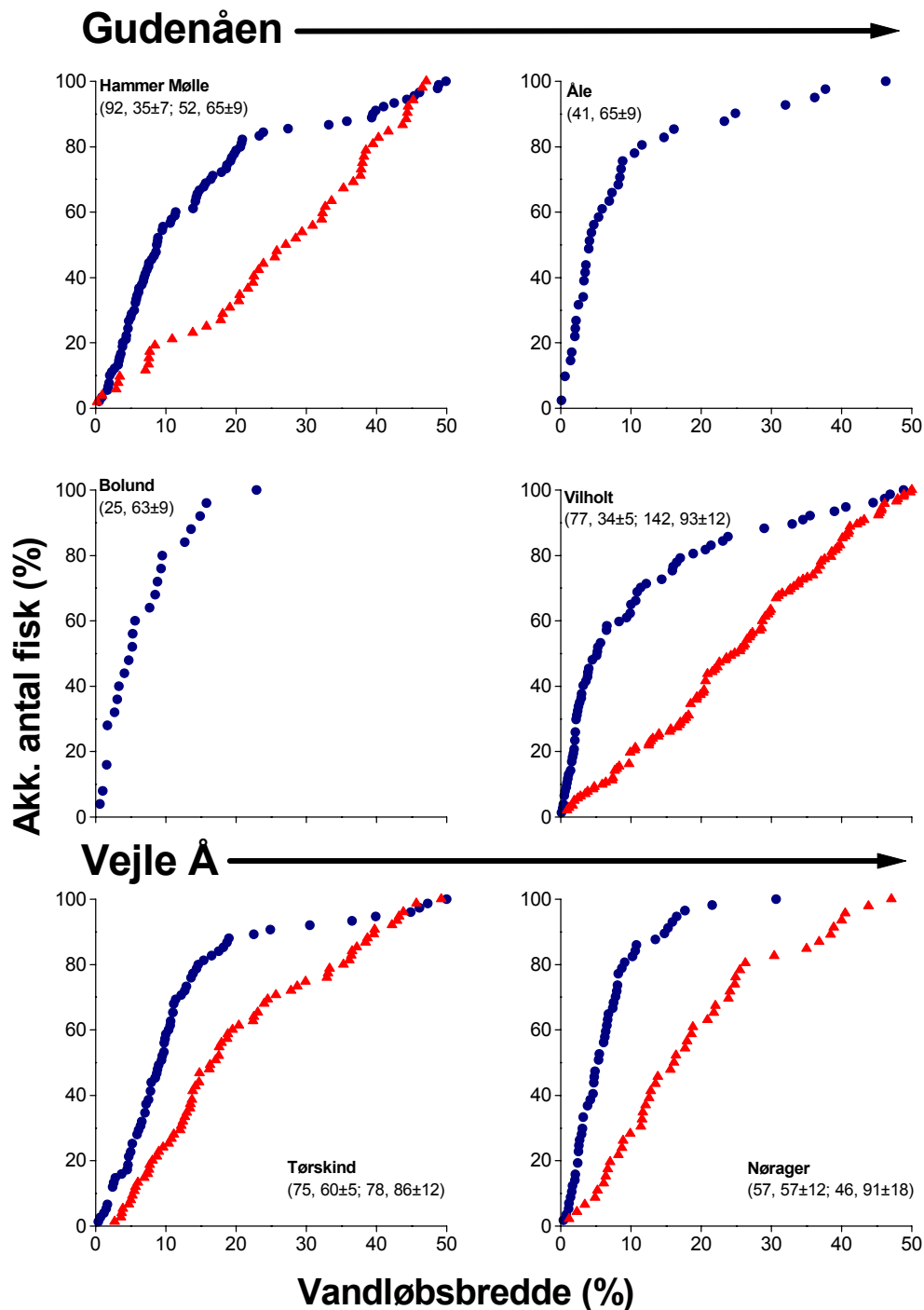


Tal i () står hhv. for antal yngelobservationer, gennemsnitslængde i mm og gennemsnitlig vandløbsbredde i m. Tal efter ± angiver standardafvigelsen.

Figur 11.21: Ørredyngelens placering i forhold til højre og venstre bred, set i nedstrøms retning, i Gudenåen og Vejle Å. Hele vandløbsbredden er sat til 100 % og fiskene er placeret i forhold hertil. Visuelt er der skabt en fornemmelse af, at man kigger ind i et tværsnit af vandløbet.

Ørredyngelens placering i forhold til nærmeste brink

• 1. periode ▲ 2. periode



Figur 11.22: figuren viser ørredyngelens placering i forhold til nærmeste brink. Grund til at x-aksen kun går til 50 skyldes at vi har lagt højre og venstre side af vandløbet sammen. Tal i () står hhv. for antal yngelobservationer og gennemsnitslængde i mm. Tal efter ± angiver standardafvigelsen.

For at vurdere hvor stort et areal med egnede fysiske forhold, der skal til for at give en optimal overlevelse af ørredyngel i det tidlige stadium. Har vi taget udgangspunkt i forholdene ved Vilholt i Gudenåen, hvor de fysiske forhold er ideelle og bestanden af ørred er naturlig og optimal.

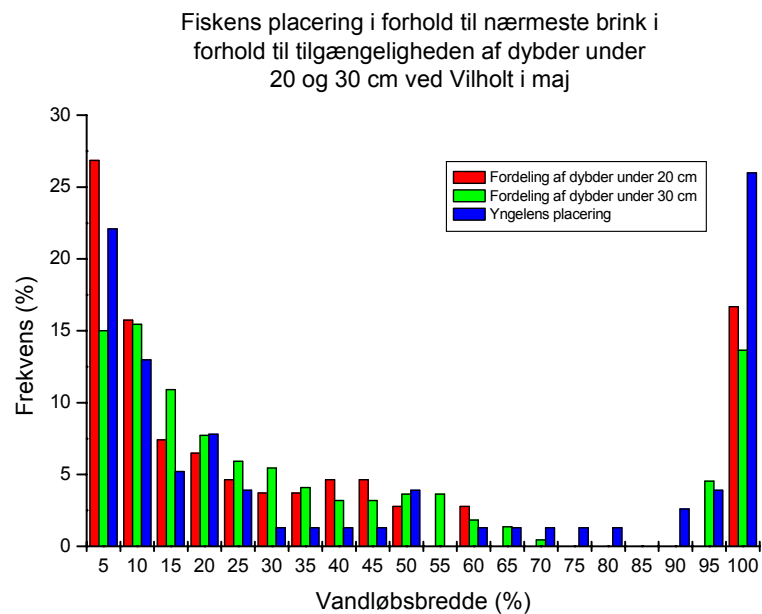
Figur 11.23 viser sammenhængen mellem tilgængelige dybder under 20 og 30 cm og yngelens placering ved Vilholt i maj i forhold til vandløbsbredden set fra venstre side. Ca. 60 % af de observerede fisk valgte at placere sig inden for de første 10 % af vandløbet. Det ses, at der i venstre side af vandløbet var dybder under 20 cm langt ud i vandløbet, mens der i højre side kun er lave dybder inden for de første 10 % af vandløbsbredden. Yngelen følger dette mønster og benytter primært venstre side længere ude i vandløbet.

Det er interessant, at frekvensen af yngel er højere, end frekvensen af lave tilgængelige dybder under 30 cm inden for de første 5 % af vandløbsbredden, mens det omvendte forhold er gældende længere ude i vandløbet.

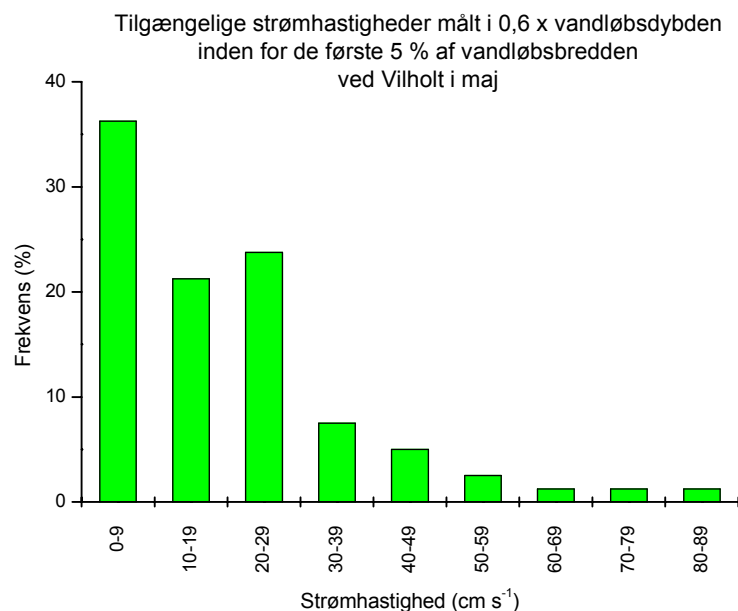
16 % af de total tilgængelige dybder var under 20 cm og 32 % af de totale tilgængelige dybder var lavere end 30 cm i denne periode (Figur 11.10, p. 71). 80 % af dybderne inden for de første 10 % af vandløbet var under 30 cm og 60 % af dybderne var under 30 cm inden for de første 20 % af vandløbet.

Yngelen valgte ved Vilholt i maj en gennemsnitsdybde på 17,4 cm (Tabel 11.7, p. 87) og gennemsnittet af tilgængelige dybder inden for de første 10 % af vandløbet var ca. 22 cm og inden for de første 20 % gennemsnitsdybden ca. 29 cm.

Figur 11.24 viser tilgængeligheden af strømhastigheder målt i 0,6 gange vandløbsdybden inden for de første 5 % af vandløbsbredden ved Vilholt i maj. Her er højre og venstre side lagt sammen. Det ses, at strømhastigheden primært ligger mellem 0 og 30 cm s⁻¹. Gennemsnitstrømhastighed er ca. 19 cm s⁻¹.



Figur 11.23: Dybder under 20 og 30 cm samt yngelens placering i forhold til vandløbsbredden set fra venstre side ved Vilholt i maj. Hele vandløbsbredden er sat til 100 %. Dybderne og yngelen er placeret i forhold hertil. Visuelt er der skabt en fornemmelse af at man kigger ind i vandløbet.



Figur 11.24: Tilgængeligheden af strømhastigheder målt i 0,6 gange vandløbsdybden inden for de første 5 % af vandløbsbredden (brinkzonen) ved Vilholt i maj.

12. Diskussion

I denne undersøgelse har vi koncentreret os omkring ørredens yngelstadium. Dette skyldes, at det er interessant at se, om ørredyngelen kan leve i vore store vandløb, og hvilke krav den i så fald stiller til de fysiske forhold. Man omtaler en ørred til at være i yngelstadiet (0+) det første leveår. Vi har set på, hvilke krav yngelen stiller til de fysiske forhold i store vandløb. Vi har kigget på kravene i det helt tidlige stadium efter fremkomsten af gydegruset, samt hvilke krav den stiller hen over sommeren. Undersøgelsen af yngelen er foregået i dagtimerne ved en kombination af dykning og punktelektrofiskeri. Diskussionen er opdelt i underpunkter svarende til resultatafsnittet.

12.1. Yngelstørrelser

Mange undersøgelser har vist, at efterhånden som ørreden vokser, ændrer den sine krav til udformningen af sit levested (Heggenes, 1988b; Bangsgaard, 1995; Nielsen, 1995; Greenberg *et al.*, 1996; Olsen, 1997a). Mange af disse undersøgelser har dog kun vist, at der var forskel inden for de enkelte aldersgrupper, hvilket vil sige, at man har sammenlagt yngelen i en gruppe, ungfisk i en anden, osv.. Man har derved skjult om den spæde yngel stillede specifikke krav til de fysiske forhold i det helt tidlige stadium.

Vores undersøgelse viste, at længden på yngelen var altafgørende for hvilke krav, den stillede til de fysiske forhold. Den spæde yngel stillede meget specifikke krav, især mht. dybden og forholdene i brinkzonen. Dette betød, at hvis disse krav ikke var opfyldt, var der ingen eller minimal overlevelse af yngelen. Efterhånden som yngelen voksede, blev kravene til fysiske forhold mindre og mindre specifikke. Dette vil blive belyst i diskussionen af de enkelte habitatsparametre.

Gennemsnitsstørrelsen af den naturlige ørredyngel i Gudenåen og Vejle Å svinger fra ca. 35 mm i maj op til ca. 93 mm i august

Den udsatte yngel var ca. 60 mm i maj, hvilket er væsentligt større end den naturlige på samme tidspunkt. Størrelsesforskellen skyldes, at den udsatte yngel var forfodret i 3 uger inden udsætning. Dette gøres for at forbedre overlevelschancen ved udsætning. Der blev kun sat yngel ud på to af lokaliteterne, hvor en forundersøgelse sidst i april viste, at der ikke var nogen naturlig yngel.

12.2. Strømhastigheder

Strømhastigheden er en vigtig faktor for vandløbets udformning og substratets struktur (Sand-Jensen & Friberg, 2000; Saltveit & Heggenes, 2000). Strømmen i et vandløb er desuden vigtig for ørreden med hensyn til drift af føde, men samtidig er det energikrævende at opholde sig i strømmende vand. Yngelen placerer sig derfor, hvor det energimæssigt er mest favorabelt (Kapitel 5.1).

Det er ofte svært at sammenligne forskellige undersøgelser, når det drejer sig om strømhastigheder. Dette skyldes bl.a., at strømhastighederne er målt i mange forskellige dybder alt efter hvilket måleudstyr, der har været tilgængeligt. Samtidig er strømhastigheden i stort set alle andre undersøgelser blevet målt med forskellige propelmålere, der ikke, som i vores undersøgelse, har kunnet måle helt nede ved bunden eller i tæt grøde. Man har altså ikke altid målt den strømhastighed yngelen har valgt, men derimod strømhastigheden i et punkt over fisken (Bangsgaard, 1995; Mäki-Petäys *et al.*, 1997; Nielsen, 1998).

Den eneste måde man kan finde yngelens præcise vertikale placering på er ved dykning. Dykning har dog sine begrænsninger, bl.a. i uklart vand og på lave dybder (Kapitel 1.2). Vi valgte derfor, i denne undersøgelse, en kombination af punktelektrofiskeri og dykning, som har vist sig at give det bedste billede af ørredyngelens habitatvalg (Heggenes *et al.*, 1990; Bangsgaard, 1995; Østergaard, 2000).

Ved dykning fandt vi, at kun 11 % af yngelen stod højere end 1 cm over bunden. Strømhastighedsmålingen 1 cm over bunden er derfor den, der beskriver strømhastigheden på ørredens position bedst (Shirvell & Dungey, 1983; Cunjak & Power, 1986; Østergaard, 2000). Yngelen havde altid moderat eller stærk præference for de laveste strømhastigheder 1 cm over bunden. Dette bekræfter, at ørredyngelen vælger at placere sig der, hvor den bruger mindst energi.

Vi fandt, at den helt spæde yngel i maj var placeret ved en gennemsnitsstrømhastighed 1 cm over bunden på under 4 cm s^{-1} , mens den i juli/august var på ca. 5 cm s^{-1} . Til sammenligning målte Heggenes & Saltveit (1990) snudestrømhastigheden med en propelmåler med en diameter på 0,8 cm, og fandt, at yngelen valgte strømhastigheder på mellem 6 og 9 cm s^{-1} . Greenberg *et al.* (1996) målte snudestrømhastigheden med en propelmåler med en diameter på enten 1 eller 1,5 cm og fandt, at yngel på 2 til 6 cm gennemsnitligt valgte strømhastigheder på $5,7 \text{ cm s}^{-1}$. Grunden til at vi finder lidt lavere strømhastigheder 1 cm over bunden skyldes sandsynligvis, at de tidligere forsøg har sammenlagt forskellige størrelsesgrupper, og derved skjult yngelens krav i det tidlige stadium. Det ser altså ud til, at den spæde yngel placerer sig ved endnu lavere strømhastigheder ved bunden

end tidligere antaget. Den strømhastighed der blev målt senere på sommeren, hvor yngelen var væsentlig større, passer fint overens med tidligere forsøg (Greenberg *et al.*, 1996; Heggenes & Saltveit, 1990).

Bangsgaard (1995) målte strømhastigheden 5 cm over bunden, hvor han havde observeret yngelen med en propelmåler med en diameter på 3 cm. Han fandt, at strømhastigheden gennemsnitlig var 14-25 cm s⁻¹. Denne undersøgelse viste tilsvarende strømhastigheder 5 cm over bunden.

I et varieret vandløb er der som regel mange områder med lave strømhastigheder ved bunden. Dette gælder også, selvom strømhastigheden højere oppe i vandsøjlen er meget høj (Heggenes & Saltveit, 1990; Mäki-Petäys *et al.*, 1997). Dette bekræfter vores undersøgelse også, som viste, at tilgængeligheden af lave strømhastigheder ved fisken altid var meget stor. Det er også vigtigt, at strømhastigheden i 0,6 gange dybden ikke er for langsom i brinkzonen, da dette vil øge aflejringer samt tilgroning af brinkzonen. Det er derfor mere interessant ud fra et pleje- og restaureringssynspunkt, at se på strømhastigheden målt i 0,6 gange dybden. I denne undersøgelse fandt vi, at yngelen i maj/juni valgte at placere sig i områder hvor strømhastigheder i 0,6 gange dybden gennemsnitlig var ca. 20 cm s⁻¹ og i juli/august på ca. 30 cm s⁻¹. Dette stemmer fint overens med tidligere undersøgelser (Heggenes & Saltveit, 1990; Nielsen, 1995; Greenberg *et al.*, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 1997).

Korrelationen mellem strømhastigheden målt i de forskellige dybder er dog forholdsvis stor, hvilket betyder, at strømhastighederne ofte er lave ved bunden, når strømhastigheden højere oppe i vandsøjlen er lav.

Pga. ovenstående, og da strømhastighedsmålinger er meget tidskrævende, anbefaler vi derfor, at man i fremtidige habitatsundersøgelser kun måler strømhastigheden i 0,6 gange dybden, hvis vandløbet er varieret.

12.3. Vandløbsdybden

Dybden er en af de parametre, som har størst korrelation med fiskens længde. Der har længe været bred enighed om, at yngelen vælger de laveste dybder, og at de voksne fisk vælger de dybeste områder i vandløbet (Larsen, 1972; Heggenes, 1988b; Nielsen, 1995; Olsen, 1997a). I vores undersøgelse fandt vi, at den spæde yngel i starten af maj, placerer sig ved de absolut laveste tilgængelige dybder. Især ved Vilholt i Gudenåen, hvor forholdene var ideelle, valgte den spæde yngel gennemsnitligt dybder under 18 cm. Dette er væsentlig lavere, end hvad der er fundet i tidligere undersøgelser (Tabel 5.1, p. 30). Forskellen skyldes, at de fleste forsøg har sammenlagt

forskellige størrelsesgrupper, og derved skjult yngelens præference i det helt tidlige stadium. Henover sommeren fandt vi, at yngelen benyttede sig af gennemsnitsdybder på mellem 27 og 76 cm, hvilket stemmer fint overens med andre undersøgelser (Heggenes & Saltveit, 1990; Bangsgaard, 1995; Nielsen, 1995; Greenberg *et al.*, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 1997).

Olsen (1997a) fandt ved en databaseundersøgelse af 355 lokaliteter i Århus Amt, at tætheden af yngelen var størst i vandløb med gennemsnitsdybder på under 20 cm. Når gennemsnitsdybden i et vandløb var over 20 cm, faldt antallet af ørred markant. Denne form for undersøgelse, mener vi, giver et misvisende billede af, om et stort vandløb er velegnet til ørred. Undersøgelsen angiver tætheden af yngel i m^2 , hvormed det antages, at yngelen benytter hele arealet af vandløbet. I store vandløb forholder det sig som regel således, at yngelen kun benytter en lille procentdel af vandløbet. Dette skyldes, at midterzonen i et stort vandløb ofte er uegnet som levested for yngel (Bangsgaard, 1995; Nielsen, 1995; Nielsen, 1997; Nielsen, 1998). I store vandløb udgør midterzonen desuden en langt større procentdel af det totale vandløbsareal end i små vandløb. Brinkzonen, hvor yngelen opholder sig, udgør derimod oftest kun en ganske lille procentdel af det totale vandløbsareal. Selvom yngelen kun benytter brinkzonen i store vandløb, kan der stadig forekomme store mængder af yngel. I vores undersøgelse var der f.eks. en tæthed på over 4 yngel pr. meter vandløbsbred ved Vilholt i Gudenåen. Vel at mærke efter, at den primære tæthedsafhængige dødelighed havde fundet sted. Et stort vandløb kan derfor sagtens være velegnet til ørredyngel, selvom gennemsnitsdybden er langt over 20 cm, blot der er områder i brinkzonen med lavt vand. Det er altså mere relevant at angive tætheden af yngelen, som antallet af yngel per 100 m vandløbsbred, i stedet for som antal yngel på $100 m^2$.

Denne undersøgelse viste, at der allerede i yngelstadiet er en god korrelation mellem størrelsen på fisken og dens valg af dybde. De laveste dybder er specielt vigtige for den spæde yngel, som i maj måned havde stærk præference for de laveste dybder under 20 cm. I juli og august, hvor yngelen er vokset, undgår den nu de helt lave dybder, men foretrækker stadig signifikant ($P \geq 0,001$) lavere dybder end der er tilgængeligt. Greenberg *et al.* (1996) og Nielsen (1998) fandt samme tendens i deres undersøgelser. Her udviste den mindste yngel på 2 til 6 cm også præference for de laveste dybder, mens den undgik de helt lave dybder under 20 cm, når den voksede til mellem 7 og 11 cm.

For at et stort antal ørredyngel kan overleve i den helt tidlige fase, lige efter fremkomst af gydegruset, er det altså essentielt med en høj tilgængelighed af lave dybder. Tilgængeligheden af lave dybder er ofte lille i store vandløb, hvor det som regel kun er i brinkzonen, at disse findes. I små gydevandløb er andelen af lave dybder sjældent den begrænsende faktor, idet der ofte er lave

dybder i hele vandløbets bredde. Til gengæld kan der, om sommeren, forekomme totale udtøringer i de mindste gydevandløb, hvilket aldrig sker i de store vandløb. I dette forsøg er det specielt tydeligt, at der på strækningerne ved Åle og Bolund i Gudenåen er et meget lille udvalg af lave dybder i brinkzonen. Dette er en af de vigtigste grunde til, at der ikke forekom nogen naturlig yngel, og at de udsatte fisk ikke kunne overleve på strækningerne. Ved Nørager i Vejle Å var der også udpræget mangel på lave dybder i august, hvor grøden stod tæt i brinkzonen. Grunden til at der her havde været en rimelig overlevelse, skyldtes at der tidligere på sæsonen (forundersøgelse den 1. juni) var mange velegnede levesteder i brinkzonen.

12.4. Bundsubstrat

I de fleste udenlandske undersøgelser er der generel enighed om, at ørreden foretrækker groft substrat (Lindroth, 1955; Bohlin, 1977; Karlstrøm, 1977; Heggenes, 1988b; Heggenes, 1988c). Det er ofte beskrevet, at yngelen benytter det grove substrat som skjulested for artsfæller og prædatorer, og at dette er specielt udtalt om vinteren (Kalleberg, 1958; Heggenes & Saltveit, 1990) Helt tilbage til nogle af de første adfærdsforsøg med ørredyngel (Kalleberg, 1958) fandt man, at sten kunne øge bærekapaciteten i et vandløb. Andre undersøgelser har siden omtalt begrebet ”home-sten”, som værende vigtige opholdssteder for især lakseyngel (Rimmer *et al.*, 1983; Rimmer *et al.*, 1984; Cunjak, 1988). Bag ved en ”home-sten” kan yngelen stå i strømlæ samtidig med, at den er skjult for artsfæller og prædatorer.

I vores undersøgelse var det meget sjældent, at yngelen benyttede substratet som eneste form for skjul, og vi observerede kun meget sjældent brug af ”home-sten. Dette skyldes, at der generelt var få sten på de undersøgte lokaliteter, og at de sten der var ofte lå på for store dybder. Desuden var der som regel store mængder af grøde på de undersøgte strækninger, som yngelen i stedet benyttede som skjul. Kun ved Vilholt i Gudenåen, fandt vi i maj, at en større del af yngelen (21 %) benyttede ”home-sten”. Dette stemmer fint overens med det faktum, at der ved Vilholt var mange sten i brinkzonen (Kapitel 12.10) samtidig med, at grøden flere steder var forholdsvis sparsom i brinkzonen.

Ørredyngelen udviste stort set præference for substrattypen fint/grus sand alle steder. Den samme tendens fandt Bangsgaard (1995) som tolkede, at grunden til at fiskene ofte valgte habitater med fint substrat var, at der var nøddestore sten tilstede i mikrohabitatet, hvor fisken kunne søge skjul. Han mente dog ikke, at disse skulle betegnes som såkaldte ”home-sten”.

Flere undersøgelser beskriver også, at der er forskel på yngelens valg af substrat nat og dag. Yngelen vælger som regel mindre groft substrat om natten, hvor den ikke er så udsat for prædation (Heggenes, 1988c; Greenberg *et al.*, 1996).

I vores undersøgelse har vi kun kigget på yngelens præferencer om dagen. Vi fandt, at der var stor variation i valget af substrat og at fiskens valg af substrat i stor grad afhang af tilgængeligheden på de enkelte lokaliteter.

Fint sand observeredes tit i tæt grøde, hvor strømhastigheden var langsom. Dette var specielt tydeligt ved Vilholt, hvor det tilgængelige substrat primært var gydegrus, men alligevel var der præference for fint grus/sand. Ynglen stod ofte i store puder af vandranunkel, hvor sedimentationen af fint materiale var høj. Fint grus/sand blev stort set ikke observeret andre steder på denne position.

Ved Hammer Mølle benyttede yngelen væsentligt grovere substrat i 2. periode. Dette skyldes bl.a., at vandplanten vandpest var vokset så meget hen over sommeren, at den flere steder lå som en tæt dyne hen over bunden. Dette bevirkede, at yngelen fravalgte nogle områder med fint substrat, som den havde benyttet tidligere på året, hvor udbredelsen af vandpest var mere moderat. Desuden havde væksten af vandplanter betydet, at der generelt var blevet dybere og derfor færre levesteder. Yngelen valgte derfor at stå tæt på de to kunstige gydebanker, hvor der var lavere dybder og substratet var groft.



Kunstig gydebanke ved Hammer Mølle, Gudenåen. Gydebanken er anlagt af Vejle Amt, og der laves masser af ørred og stalling her hvert år.

Modsat Østergaard (2000) fandt vi, at yngelen ofte havde kraftig præference for substrattypen ler. Dette skyldes, at substrattypen ofte fandtes, hvor der var underskårne brinker, som var velegnede levesteder for yngelen.

Modsat litteraturen (Kapitel 5.3) fandt vi ofte, at yngelen undgik det grove substrat, hvilket kan have flere årsager. Ofte lå gydegruset på for store dybder, hvilket gjorde at yngelen fravalgte det. En anden årsag kan være, at der i de undersøgte udenlandske vandløb ikke forefindes samme grad af grøde, som der gør i de fleste næringsrige vandløb i Danmark. Substratet er derfor sandsynligvis vigtigere som skjul, end grøde, i næringsfattige vandløb med groft substrat. Grøde ser derimod ud til at være vigtigere end substratet i næringsrige vandløb. Desuden har vi i denne undersøgelse kun undersøgt yngelen henover sommeren, hvor vandtemperaturen var forholdsvis høj. Vi ved derfor af gode grunde ikke, hvilke substratpræferencer yngelen vil udvise om vinteren. Mange undersøgelser viser at groft substrat får større betydning som skjule- og hvilested, når vandtemperaturen falder til under 10 °C (Heggenes, 1994; Mäki-Petäys *et al.*, 1997).

12.5. Overhæng

Planteoverhæng fra brinkzonen kan have flere funktioner i et vandløb. Det sænker vandtemperaturen, øger mængden af fiskeskjul og virker som brinkstabilisator. I små vandløb kan overhæng overskygge så stor en procentdel af vandløbet, at det sænker vandtemperaturen om sommeren. Et sundt plantesamfund i brinkzonen er med til at stabilisere denne, så der ikke sker så stor erosion, når vandføringen er stor. Overhæng kan derfor være med til at mindske sandtransporten i vandløbet, hvilket især er vigtigt for æggene i gydebankerne (Sivebæk & Bangsgaard, 1995; Sivebæk, 1996). Overhæng virker desuden som fiskeskjul for prædatorer ovenfra, som f.eks. fugle (Eklöv & Greenberg, 1998). Ofte kan planterne på brinkzonen være så kraftige, at de hænger ned i vandet. I sådanne tilfælde vil de også kunne virke som skjul for rovfisk og artsfæller. Det er som regel i små vandløb, at overhæng har størst betydning, da det her kan dække en stor procentdel af det samlede vandløbsareal (Wesche *et al.*, 1987).

Det er ofte svært at sammenligne overhæng direkte i forskellige undersøgelser, da denne parameter enten er sammenlagt med f.eks. grøde, submerse strukturer og turbulent vandspejl (Heggenes & Saltveit, 1990; Greenberg *et al.*, 1996), eller med debris og underskårne brinker (Bangsgaard, 1995).

Bangsgaard (1995) fandt, at overhæng var vigtigst for ørredyngelen på den smalleste af hans undersøgte positioner. På de bredere strækninger var grøde vigtigere som skjul. Han tolkede på

baggrund af dette, at yngelen valgte overhæng, fordi der ikke var nogen grøde på gydebanken. Han fandt desuden, at en stor andel af fiskene på denne strækning udelukkende benyttede overhæng som eneste form for skjul. Ud fra Bangsgaards (1995) resultater er det svært at afgøre, om yngelen virkelig valgte overhæng som eneste form for skjul, eller om det ofte var i kombination med groft substrat.

I vores undersøgelse er overhæng defineret som alle former for emergente planter, der hænger ud over vandet samt underskårne brinker. Debris er opmålt for sig, da det blev vurderet, at denne parameter både kan fungere som en form for substrat og overhæng. Vores resultater understøtter til dels Bangsgaards (1995). Der er meget begrænset overhæng tilgængeligt på de undersøgte positioner. Kun ved Hammer Mølle i Gudenåen, som er den smalleste af de undersøgte positioner, dækker overhæng en stor procentdel af vandløbet. Det er specielt udtalt i 2. periode, hvor brinkplanterne har haft tid til at vokse henover sommeren. Selvom der ikke er meget overhæng tilgængeligt på de undersøgte strækninger, har ørredyngelen dog ofte præference for den smule, der er. Overhæng er derfor endnu en faktor, som er med til at gøre brinkzonen essentiel som levested for den helt spæde yngel. Vi fandt dog yderst sjældent, at yngelen benyttede overhæng som eneste skjulmulighed. Yngelen benyttede som regel altid overhæng i kombination med enten groft substrat, grøde eller debris. Dette skyldes sandsynligvis, at overhæng ikke er nok til at opfylde de krav yngelen har til skjul. Overhæng fra brinkzonen virker som regel kun som skjul ovenfra, mens det ikke virker som skjul i selve vandløbet. De få tilfælde hvor yngelen benyttede overhæng som eneste form for skjul, var når den placerede sig ved underskårne brinker.

På grund af den lille procentvise dækningsgrad, som overhæng giver i store vandløb, vurderes det, at overhæng tæt på vandspejlet kun har lille eller ingen betydning for vandtemperaturen. Udhæng fra træer kan derimod skygge selv meget brede vandløb. I sådanne tilfælde vil skygning fra brinkzonen kunne sænke temperaturen i vandløbet.

12.6. Grødens betydning og vedligeholdelse i form af grødeskæring

Grøde har, ligesom overhæng, flere vigtige funktioner. Grøde er en af de faktorer, der skaber størst variation i strømhastigheden, hvilket er med til at øge antallet af levesteder for fisk og andre vandløbsorganismer (Mortensen, 1977b; Krog & Hermansen, 1985; Mebus *et al.*, 1994; Baattrup-Pedersen & Riis, 1999; Østergaard, 2000). Grøde er desuden meget vigtig for ørreden, idet den gør det ud for skjul både for prædatorer og artsfæller. En sund grødesammensætning kan derfor være med til at øge bærekapaciteten i et vandløb (Nielsen, 1995; Olsen, 1997a).

Bangsgaard (1995) fandt, at yngelen primært benyttede sig af grøde som skjul på brede strækninger, hvor der kun var begrænset overhæng i forhold til det totale vandløbsareal.

I vores undersøgelse fandt vi ligeledes, at grøde var særdeles vigtig som skjul for ørredyngelen. Lige gyldig hvilken type af substrat yngelen befandt sig på, valgte over 80 % af yngelen samtidig en vis mængde af grøde som skjul. Yngelen foretrak grødedækningsgrader på mellem 40 og 80 %. Vi observerede ofte det lidt overraskende, at yngelen fravalgte områder, hvor grøden dækkede mere end 80 %. Dette fænomen er ikke omtalt i tidligere undersøgelser. Det var ofte i meget tætte bevoksninger af pindsvineknop, som lavede en sivmur i brinkzonen, at fiskene ikke opholdt sig. Lige uden for sivmuren blev det ofte meget dybt, hvilket bevirkede, at der kun var meget få velegnede levesteder på disse positioner. Det er altså meget vigtigt, at vandplanterne ikke får lov til at danne for tætte samfund i brinkzonen. Områder med meget tætte bevoksninger af vandpest blev også fravalgt af ørredyngelen, hvilket formodentlig skyldes, at vandpest kan ligge så tæt hen over bunden, at det virker som en uigennemtrængelig mur for yngelen.

Østergaard (2000) fandt, at børstebladet vandaks (*P. pectinatus* L.), vandpest, vandstjerne og smalbladet mærke blev foretrukket som skjul. Grunden til, at yngelen foretrak vandpest, kan være, at dækningsgraden ikke var så stor som i denne undersøgelse.

(Moeslund, 1995) fandt, at vandranunkel er en god vandløbsplante, især når den findes i spredte banker. Planten er et godt levested for smådyr og skjulested for fisk. Pindsvineknop er derimod en dårlig vandplante, som er hjemsted for et ensartet dyreliv. Når pindsvineknop stod meget tæt, blev strømhastigheden meget langsom ved bunden, og derved aflejredes mudder. Pindsvineknop trives godt i mudret bund, mens vandranunkel foretrækker gruset bund. Vandranunkel nedstrøms tætte bevoksninger af pindsvineknop kan derfor blive fortrængt (Moeslund, 1995).

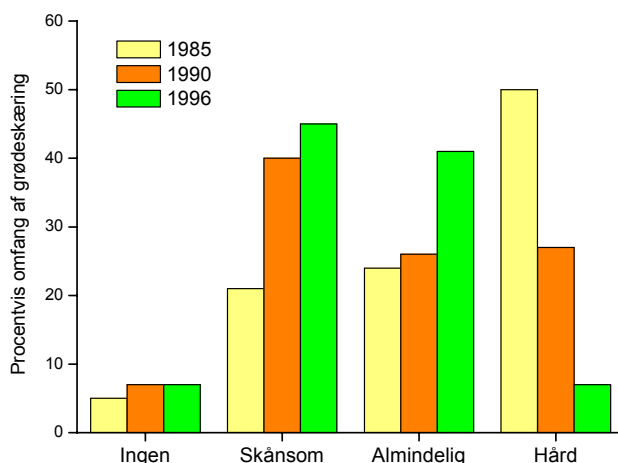
Baatrup-Pedersen *et al.* (1998) fandt, at grødeskæring favoriserer opportunistiske planter, som f.eks. vandpest og pindsvineknop, som vokser hurtigt og spredes effektivt, samtidig med, at diversiteten nedsættes.

Vi fandt i denne undersøgelse, at vandplanterne var gode skjul, så længe de ikke stod for tæt. Især vandranunkel og smalbladet mærke blev benyttet som skjulested. Pindsvineknop og vandpest fandtes ofte i meget tætte bevoksninger, som yngelen fravalgte. Ved Bolund i Gudenåen udviste yngelen dog kraftig avoidans over for vandranunkel, hvilket skyldes at planten ofte fandtes i meget tætte bevoksninger og på for stor dybde. Vandpest og pindsvineknop danner ofte en mur, hvor strømhastigheden stort set er nul. Der er altså ingen drift af fødepartikler i sådanne områder.

Olsen (1997a) rapporterede, at kruset vandaks også er god som ørredskjul. Vi observerede stort set kun planten ved Hammer Mølle, hvor yngelen var neutral med hensyn til valg af planten. Generelt havde yngelen præference for områder med varieret sammensætning af vandplanterne i mikrohabetatet.

Det er vigtigt, hvordan grøden slås i gydeområder i store vandløb. Man har længe vidst, at skånsom grødeskæring fremmer ørredbestanden (Wiberg-Larsen *et al.*, 1994; Larsen, 1998; Østergaard, 2000).

I 1999 indsamlede Danmarks Miljøundersøgelser oplysninger om praksis for vedligeholdelse af amtsvandløbene (Hansen, 1999). I de store vandløb foregår grødeskæring stort set udelukkende ved hjælp af båd. Omfanget af grødeskæringen varierer meget, men generelt har der været en udvikling i grødeskæringen gående fra såkaldt hårdhændet vedligeholdelse mod mere skånsom vedligeholdelse (Figur 12.1).



Figur 12.1: Grødeskæringens udvikling i amtsvandløbene fra 1985 til 1996. Ved ingen grødeskæring er vandløbet friholdt for regelmæssig vedligeholdelse. Ved den skånsomme grødeskæring vedligeholdes en strømmende med fjernelse af en mindre del af bund- og kantplanter. Ved den almindelige grødeskæring fastholdes strømmenden, men en væsentlig del af bund- og kantplanter fjernes. Den hårde grødeskæring fastholder vandløbets skikkelse ved fjernelse af bund- og kantplanter. Efter Hansen (1999).

En af de mest brugte metoder er strømmendeskæring. Ved denne form for grødeskæring slås grøden i en strømmende, som følger vandløbets dybeste partier (Ovesen & Søgård, 1993; Madsen, 1995; Wandall *et al.*, 2000; Østergaard, 2000).

Denne metode kan have nogle fatale konsekvenser på gydeområderne i store vandløb. Et af problemerne ved metoden er, at den i længden kan medføre et smallere og dermed dybere vandløb (Østergaard, 2000). Dette skyldes, at vegetationen i brinkzonen får lov at vokse og ofte bliver til en tæt væg af siv, som er uegnet levested for yngel. Desuden vil det gydegrus, der måtte være, komme

til at ligge på for stor dybde. Flere af de undersøgte strækninger bar tydeligvis præg af denne form for grødeskæring.

Vi anser to andre grødeskæringsmetoder for at være mere velegnede omkring gydebankerne i store vandløb. Det er selektiv grødeskæring (el. strategisk grødeskæring) og totalskæring med efterladelse af et kort bundlag af grødestubbe (Østergaard, 2000).

Ved selektiv grødeskæring fjerner man de uønskede plantearter og skåner de arter, man ønsker, der skal være i vandløbet.

Ved totalskæring med efterladelse af et bundlag af grødestubbe skæres grøden totalt i hele vandløbets bredde, men man efterlader dog et kort bundlag af grødestubbe. Grødestubbene kan benyttes som skjul og strømlæ for ørredyngelen (Kern-Hansen *et al.*, 1980). Denne metode er den af de tre nævnte metoder, som sænker vandstanden mest.

12.7. Fysisk vandløbsindeks og bestandsanalyse

Det fysiske vandløbsindeks er udviklet af Århus Amt, som et redskab til at vurdere vandløbskvaliteten mht. de fysiske forhold (Kaarup, 1999). Denne værdi kan så bl.a. bruges til at vurdere et vandløbs egnethed for ørred. Indeksverdierne blev beregnet den sidste dag i en periode, hver gang vi besøgte en strækning.

Hammer Mølle strækningen beregnes ud fra indekset til at have acceptable fysiske forhold (Kaarup, 1999). Bestandsanalysen viste ved forsøgets afslutning medio oktober 2000, at der var en fisketæthed på 26 ørred pr. 100 m², fordelt på 21 yngel og 5 større fisk. Der var ca. 134 ørred pr. 100 meter vandløbsbred. Af disse udgjorde yngelen ca. 110 stk.. Dette er en rimelig tæthed af yngel, mens antallet af større fisk ligger lidt under forventet for en strækning på denne størrelse (Sers & Degerman, 1992; Nielsen, 1994a). Det lave antal af større fisk skyldes en kombination af smoltificering og prædation, idet der var en pæn bestand af gedder på strækningen.

På strækningen ved Åle blev indeksværdien beregnet til 2, hvilket var den laveste indeksværdi, som blev beregnet. I forhold til vandløbsmålsætningen har strækningen ej acceptable fysiske forhold for et B2 målsat vandløb (Kaarup, 1999). Vi observerede heller ikke en eneste overlevende ørredyngel ved bestandsanalysen.

Bolund havde en høj indeks værdi og i forhold til målsætningen gode fysiske forhold (Kaarup, 1999). Der burde derfor være en stor bestand af både yngel og større ørred, hvilket dog ikke var tilfældet. Bestandstætheden var 9 ørred pr. 100 m² eller 132 på 100 m vandløbsbred. Heraf udgjorde yngelen kun 1 fisk pr. 100 m² eller 12 fisk pr. 100 m vandløbsbred. Antallet af yngel er alt for lavt i

forhold til hvad man ville forvente (Sers & Degerman, 1992; Nielsen, 1994a). Det meget lave antal yngel skyldes primært mangel på velegnede levesteder i brinkzonen samtidig med, at der var en høj densitet af rovfisk. Grunden til at antallet af større fisk var forholdsvis høj, skyldes udsætninger. Den store dødelighed af den udsatte yngel ved Bolund viser således, at selvom der skulle foregå en succesrig gydning, vil yngelen dø, når den kommer frem af gydegruset pga. manglende levesteder.

Indeksberegningerne ved Vilholt viser endnu engang, at denne position er helt i særklasse mht. fysisk variation. Indeksverdierne på 37 i maj måned og 40 i august er ca. dobbelt så store, som det der forventes af A målsat vandløb med god fysisk vandløbskvalitet (Kaarup, 1999).

Bestandsanalysen viste en tæthed af ørred på ca. 434 pr. 100 m bred. Heraf udgjorde yngelen ca. 423 pr. 100 m bred. Dette svarer til en tæthed på 24 yngel og 1 større ørred per 100 m². På en strækning med tilsvarende bredde vil man forvente en tæthed på ca. 10 fisk per 100 m² (Sers & Degerman, 1992; Nielsen, 1994a). Tætheden er altså langt over det forventede, hvilket understreger, at forholdene er optimale ved Vilholt.

Dette bekræfter samtidig, at man ikke kan sammenligne fiskebestande direkte i store og små vandløb, ved at opgive tætheden i m². Bangsgaard (1995) og Nielsen (1997) fandt, at tætheden på de bredeste positioner faldt, når bestandsberegningen blev udført over totalarealet. De fandt desuden, at forholdet mellem bredzonen og midterzonen i et vandløb er afgørende for overlevelse af yngelen. De fandt, at jo større bredzonearealet var i forhold til totalarealet, desto flere ørred. Vores undersøgelse passer fint ind i dette billede, idet bredzonen er særdeles stor ved Vilholt.

Vilholtstrækningen er desuden et godt eksempel på, at stor variation i de fysiske forhold både øger diversiteten og densiteten af fisk. På ingen andre positioner blev der observeret så mange forskellige arter (Appendiks G). Densiteten af elritse (*Phoxinus phoxinus* L.) og stalling var samtidig meget store.

Strækningen ved Tørskind i Vejle Å blev vurderet meget højt i forhold til, hvad der forventes af et B2 målsat vandløb. Indeksverdierne på henholdsvis 25 og 26 svarer til gode fysiske forhold for et B1 målsat vandløb (Kaarup, 1999). Vi sammenligner derfor fiskebestanden med, hvad der forventes af et B1 målsat vandløb. Bestandsanalysen viste en tæthed af ørred på ca. 243 fisk pr. 100 meter vandløbsbred. Heraf udgjorde yngelen ca. 221 stk. Dette svarer til en tæthed på ca. 24 yngel og 2 større ørred pr. 100 m². Det totale antal ørred er større end forventet på en strækning med denne bredde (Sers & Degerman, 1992; Nielsen, 1994a). Den store tæthed af yngel bekræfter, at der forekommer en god gydning på strækningen, og at overlevelsen er meget høj. Samme år, som undersøgelsen blev udført, blev der udsat ”store” fisk på strækningen. Dette ses dog ikke på

tætheden af større fisk, hvilket sandsynligvis skyldes høj dødelighed eller hjemtagning af fangne fisk af lystfiskere (Bangsgaard, 1993). Udsætninger på strækningen er ophørt, efter at undersøgelser har vist, at overlevelsen af store fisk er meget dårlig (Rasmussen, 2000b).

Strækningen ved Nørager i Vejle Å blev vurderet til at have en god fysisk vandløbskvalitet for et B2 målsat vandløb (Kaarup, 1999). Ved Nørager var bestandstætheden på 16 ørredyngel pr. 100 m² eller 148 pr. 100m vandløbsbred. Antallet af fisk stemmer fint overens med, hvad man kan forvente af en strækning denne bredde (Sers & Degerman, 1992; Nielsen, 1994a). Antallet af ørred var dog noget lavere end ved Tørskind. Dette forklares ved, at der var væsentligt færre egnede levesteder i brinkzonen.

Indeks for fysisk variation i vandløb (Kaarup, 1999) er med sin nuværende opbygning en udmærket retningslinie for små vandløbs egnethed til ørred. For at indekset kan bruges til større vandløb, bør der tilføjes en vurdering af antallet af lavvandede områder, samt kvaliteten af randområdet. Tilstedeværelse af lave dybder og et varieret randområde bør tælle positivt. Dette vil især give strækningerne ved Åle, Bolund og Nørager noget lavere indekssværdier, som vil passe bedre til de fiskebestande der blev fundet på strækningerne.

12.8. Prædatorers betydning for habitatsvalget

Flere undersøgelser viser, at yngelen ændrer adfærd når der rovfisk tilstede (Fausch & White, 1981; Hearn, 1987; Bardonnat & Heland, 1994). Rovfiskene bevirker bl.a., at ørredyngelen søger mod lavere områder, skjuler sig mere og øger udvandringen (Gaudin & Caillere, 1990; Dellefors & Johnsson, 1995). Denne undersøgelse viste, at der var rovfisk på flere af strækningerne (Appendiks G). Maveundersøgelserne viste, at både knude og gedder lever af fisk i samme størrelse som ørredyngel, mens der sjældent blev observeret fisk i maveindholdet på ål. Ved Bolund var der meget store densiteter af knuder, samt en del ål og gedder. Det store antal af rovfisk, sammen med manglende levesteder i brinkzonen, bevirkede at dødeligheden af den udsatte yngel var ekstremt stor. Al den udsatte yngel var stort set væk knap en måned efter udsætning. Det samme gør sig gældende ved Åle, hvor dødeligheden ligeledes var meget stor. Ved Hammer Mølle fandtes der primært ørredyngel og store ørred og kun meget få mellemstore ørred. Dette kan enten skyldes smoltificering eller, at bestanden af mellemstore gedder var steget på strækningen. Ved Tørskind og Nørager i Vejle Å, var der også mangel på gode levesteder i brinkzonen. Til gengæld var der ingen rovfisk, hvilket betød, at fiskene kunne benytte nogle områder, der ellers ikke ville være tilgængelige. Tilstedeværelsen af rovfisk øger altså vigtigheden af lavvandede områder med gode

skjulmuligheder i brinkzonen. Ved Vilholt blev der ligeledes fanget knude, gedde og ål. Vi ser her, at byttedyr og rovdyr sagtens kan leve tæt på hinanden, blot de fysiske forhold er varierede.

Foruden rovfisk blev der observeret piscivore fugle. Fiskehejren (*Ardea cinerea*) blev observeret ved alle strækningerne, og isfuglen (*Alcedo atthis*) blev observeret ved Vilholt. Minken (*Mustela sp.*) blev observeret tæt på undersøgelsestrækningen ved Bolund i Gudenåen. Minken er ligeledes kendt for at prædatere på salmonider (Heggenes & Borgstrøm, 1988).

12.9. Hvilke af de fysiske faktorer er vigtigst for yngelens valg af habitat?

En del undersøgelser har i tidens løb forsøgt at komme med et bud på, om der er nogen af habitatsparametrene, der har større betydning for yngelens overordnede valg af mikrohabitat end andre. Dette er undersøgt ved at sammenholde forskellige fysiske variable vha. multivariate undersøgelser, som f.eks. PCA (Gatz *et al.*, 1987; Heggenes & Saltveit, 1990; Mäki-Petäys *et al.*, 1997). Disse undersøgelser finder, at strømhastigheden er den vigtigste af de fysiske variable, når ørredyngelen skal vælge mikrohabitat. Gatz *et al.* (1987) fandt, at strømhastigheden var den vigtigste variabel til at holde forskellige populationer af regnbueørred og ørred adskilt. De fandt, at dybden var vigtig i adskillelsen af små og store bækørred. Heggenes & Saltveit (1990) og Mäki-Petäys *et al.* (1997) fandt ligeledes, at strømhastigheden var den vigtigste variabel for ørredens habitatsvalg. De fandt til gengæld, at dybden var den næst vigtigste variabel. Substratet og skjul var de mindst forklarende variable. I undersøgelserne var der dog ingen af variablene alene, der forklarede store dele af variationen. Heggenes & Saltveit (1990) fandt, at strømhastigheden forklarede mindre end 35 %, mens Mäki-Petäys *et al.* (1997) fandt, at strømhastigheden forklarede mindre end 33 % af den totale variation.

I vores undersøgelse fandt vi, at dybden og fiskens placering i forhold til nærmeste brink var de mest forklarende variable for yngelens valg af habitat. Kun ved Vilholt i august var grøden vigtigere. Strømhastigheden målt 1 cm over bunden var sjældent vigtig og havde kun betydning for yngelen i august ved Vejle Å. En af årsagerne til forskellen mellem resultaterne i vores forsøg og tidligere undersøgelser kan skyldes, at tidligere forsøg har medtaget strømhastigheden målt i 0,6 gange vandløbsdybden i PCA'en. Vi mener ikke, at dette er korrekt, når man vil teste hvilke variable, der er vigtigst for yngelens valg af mikrohabitat. Strømhastigheden målt i 0,6 gange vandløbsdybden er kun et målepunkt over yngelen og ikke et udtryk for yngelens valg. Tidligere anbefalede vi, at man ved fremtidige undersøgelser kun bør opmåle strømhastigheden i 0,6 gange vandløbsdybden. Dette skyldes at strømhastigheden, ved fisken, kun yderst sjældent er den

begrænsende faktor, hvilket PCA'en bekræfter. I de tidligere undersøgelser har man ikke fundet, at dybden var vigtig for yngelens valg af habitat. Dette skyldes, at man har sammenlagt flere forskellige størrelser yngel eller, at man først har undersøgt yngelen måneder efter fremkomst fra gydegruset. Yngelens krav i det helt tidlige stadium er derfor ikke blevet undersøgt.

Principal komponenterne i denne undersøgelse forklarede dog, ligesom i andre undersøgelser, kun en mindre del af variationen i ørredyngelens valg af mikrohabitat. Grunden er bl.a., at valget af mikrohabitat er meget komplekst og ikke kun afhænger af de fysiske forhold. Ørredyngelens valg af mikrohabitat er, foruden de fysiske forhold, afhængig af faktorer, som f.eks. vandkvalitet, temperatur, lysintensitet, tilstedeværelse af rovdyr, fødetilgængelighed, osv. PCA tager heller ikke hensyn til, at der kan forekomme synergistisk effekt blandt nogle af variablene (Kapitel 5.7). Desuden er ørredyngelen efter en periode fleksibel, hvilket vil sige, at den, inden for en vis grænse, kan tilpasse sig de tilgængelige fysiske forhold, der er i de enkelte vandløb.

Hvilken af de to skjulparametre overhæng og grøde, der er vigtigst, er svært at afgøre. Mange undersøgelser har samlet grøde og overhæng, hvorfor det ikke er muligt at skelne mellem de to faktorer. Disse undersøgelser er generelt enige i, at skjul er meget vigtigt for fisken, og at meget skjul er med til at øge bærekapaciteten i vandløbet (Nielsen, 1995; Olsen, 1997a). Bangsgaard (1995) vurderede, at overhæng og grøde var lige vigtige for ørredyngelen som skjul. Dette viste vores undersøgelse ikke. I begge vandløb er grøden mere vigtig end overhæng, debris og substrat. Yngelen benytter sig, som nævnt tidligere, kun yderst sjældent af overhæng som eneste skjul. Yngelen benyttede derimod ofte overhæng i kombination med grøde og debris. Forskellen på resultaterne skyldes bl.a., at vi opmålte debris for sig, mens Bangsgaard (1995) opmålte debris sammen med overhæng. Der var desuden ikke nogen af strækningerne i denne undersøgelse, hvor der ikke var grøde tilgængeligt som skjul.

Man kan ikke sige, at én variabel udelukker de andre, men denne undersøgelse viser dog, at lave dybder tæt på brinkzonen er essentielt i det tidlige yngelstadium.

Præferencekurver er gode til at vise, hvordan yngelens krav til de fysiske forhold er. Det er dog vigtigt, at man altid holder præferencekurven op imod frekvenskurven, som viser de sande værdier. Dette skyldes, at der kan være en ret stor usikkerhed ved et begrænset materiale, idet divisionen af den anvendte del med tilgængeligheden, kan påvirkes kraftigt ved en meget lille andel af en af de to, da forholdet vil hhv. blive meget stort eller lille (Lund, 1996).

Den spæde yngels præference er maksimal for dybder mellem 10 og 20 cm. Ved dybder mellem 20 og 30 falder præferencen til det halve, mens præferenceværdien er tæt på 0 ved større dybder. Dette bekræfter, at dybder under 30 cm og helst under 20 cm er essentielle for yngelen lige efter fremkomst af gydegruset. Andre undersøgelser viser, at yngelen har præference for større dybder eller at yngelen er fleksibel i sit valg af dybder (Bovee, 1982; Heggenes & Saltveit, 1990; Lund, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 1997; Vismara *et al.*, 2001). Forskellen skyldes, at de tidligere undersøgelser kun har undersøgt større yngel eller har sammenlagt yngelen til en gruppe. Begge dele skjuler yngelens krav i det tidlige stadium. Man har derfor undervurderet yngelens krav til dybden. Konsekvens af dette kan være, at man i de undersøgte vandløb har tilladt for store vandføringer og dermed for store dybder på fremkomsttidspunktet. Yngelens præference for vanddybder i juli og august passer fint med tidligere undersøgelser. Her er der en klar tendens til at yngelen har præference for større dybder samtidig med at tolerancen er bredere (Appendiks D).

Modsat litteraturen finder vi, at yngelen ofte har den højeste præference for fint substrat (Lund, 1996; Vismara *et al.*, 2001). Forskellen skyldes bl.a., at fiskens valg af substrat afhænger af tilgængeligheden af substrattyper. Da mange af de udenlandske undersøgelser er lavet i næringsfattige vandløb, som primært består af meget groft substrat og næsten ingen grøde, vil yngelen naturligvis ikke kunne vælge fint substrat. Grunden til at yngelen har maksimal præference for fint grus/sand i vores undersøgelse skyldes, at yngelen ofte benytter områder med grøde. Grøden virker som strømlæ, de fine partikler samler sig derfor ofte i sådanne områder.

Grunden til at yngelen ikke udviser større præference for gydegrus ved Vilholt, hvor hovedparten af substratet er af denne type, skyldes, at yngelen primært er placeret tæt på brinkzonen. Den benytter altså ikke de store tilgængelige mængder af gydegrus der findes midt vandløbet.

Præferencekurven for strømhastigheden målt 1 cm over bunden viser, at yngelen foretrækker de laveste strømhastigheder under 10 cm s^{-1} . Dette er dog ikke den begrænsende faktor for yngelen, da tilgængeligheden af lave strømhastigheder ved bunden altid var stor. Strømhastigheden i 0,6 gange dybden var højere over fisken ved Vilholt end ved Hammer Mølle. Dette hænger sammen med at strømhastigheden i 0,6 gange dybden generelt var meget højere ved Vilholt, både i brinkzonen og i midten af vandløbet. Den høje strømhastighed i brinkzonen gjorde at substrat var mere groft i brinkzonen ved Vilholt.

Præferencekurverne for dækningsgraderne af grøde og overhæng er usikre. Dette skyldes, at dækningsgraderne var meget lave i maj. Der er dog en klar tendens til, at yngelen fravælger grødedækning over 80 % (Appendiks D). Som tidligere nævnt, er det altså vigtigt, at grøden ikke

bliver for tæt, i de randområder hvor yngelen primært lever. Grunden til at yngelen fravælger de højeste dækningsgrader er beskrevet i kapitel 12.6.

12.10. Brinkzonen

Det har længe været kendt, at brinkzonen er vigtig for ørredyngel (Lindroth, 1955; Heggberget, 1984; Hesthagen, 1988; Nielsen, 1994a; Nielsen, 1995; Bangsgaard, 1995).

Vores undersøgelse viste, at brinkzonen er essentiel for yngelen i store vandløb. Brinkzonen er specielt vigtig for den helt spæde yngel. Så snart yngelen kommer frem af gydegruset, spreder den sig til områderne i brinkzonen tæt på gydebanken. Antallet af yngel der kan være her, afhænger af hvor mange egnede levesteder der er. De yngelfisk der ikke finder et egnet levested tæt på gydebanken, må trække væk med stor risiko for at dø, dvs. den tæthedsafhængige dødelighed øges (Kapitel 2). Forholdene i brinkzonen er altså afgørende for, hvor stort et antal af yngel der overlever den tæthedsafhængige dødelighed og dermed hvor stor årgangen bliver. Det ses, at den spæde yngel i maj/juni, opholdt sig meget tæt på brinkzonen. På alle strækninger opholdt minimum 60 % af den spæde yngel sig inden for de første 10 % af vandløbet, mens mindst 80 % af den spæde yngel opholdt sig inden for de første 20 % af vandløbet. Efterhånden som yngelen voksede benyttede den signifikant ($P \leq 0,001$) mere af vandløbet. Dette gjaldt alle de strækninger vi besøgte to gange.



Opmåling af ørredyngels habitat ved Vilholt i Gudenåen i august. Under alle de små hvide afmærkninger har der stået ørredyngel. Når forholdene er ideelle i store vandløb, kan tætheden nemt nå op over 10 ørredyngel per meter vandløb. Det siger lidt om det potentiale der er i gode gydeområder i vore store vandløb.

For at definere hvor stor brinkzonen skal være, og hvorledes de fysiske forhold bør se ud, for at sikre en optimal overlevelse, har vi primært taget udgangspunkt i forholdene ved Vilholt i Gudenåen i maj. Her er de fysiske forhold ideelle og bestanden af ørred er naturlig og optimal. Grunden til at forholdene er så gode skyldes, at strækningen aldrig er blevet udsat for reguleringer. I

den vestvendte side af vandløbet, er der kun lave dybder inden for de første 10 %, mens der i den østvendte side er lave dybder længere ud i vandløbet. 60 % af fiskene stod inden for de første 10 % af vandløbet. 80 % af den spæde yngel opholdt sig inden for de første 20 % af vandløbet. Dette viser, at selvom der er lave dybder længere ude i vandløbet, er det stadig helt inde ved brinken at hovedparten af den spæde yngel foretrækker at være. Bangsgaard (1995) definerede brinkzonen til at være omkring en halv meter. Han fandt, at antallet af yngel faldt betydeligt 50 cm fra brinken. Andre undersøgelser har ligeledes fundet, at ørreden stod inden for den første meter (Heggberget, 1984; Hesthagen, 1988).

Vi fandt i denne undersøgelse, at brinkzonen især har betydning i det helt tidlige livsstadium. Hovedparten af yngelen placerede inden for de første 10 % af vandløbet og der var stort set ikke nogle yngel længere ude end 20 % af vandløbet. Vi foreslår derfor, at brinkzonen minimum skal udgøre 10 % af vandløbet. For at sikre optimal overlevelse bør brinkzonen dog udgøre omkring 20 % af vandløbet.

De fysiske forhold er særdeles vigtige i brinkzonen. Ved Vilholt var de tilgængelige dybder i brinkzonen ikke over 30 cm og 70 % af dybderne var under 20 cm. Strømhastigheden i 0,6 gange vandløbsdybden bør gennemsnitlig være omkring 20 cm s^{-1} i brinkzonen. Dette er som nævnt meget vigtigt, for at mindske aflejringer fra vandløbet og tilgroning af brinkzonen. For at yngelen kan opnå optimale strømlæ og skjul, skal substratet helst være groft, gerne med mange sten med en diameter på mellem 5 og 10 cm iblandet. Desuden er det vigtigt med moderat grøde- og overhængsdække.

Det er vigtigt at pointere, at hvis forholdene ikke er gode i brinkzonen vil overlevelsen altid blive lille. Dette sås ved Åle og Bolund, hvor al den udsatte yngel, stort set var væk en lille måned efter udsætning. Ved Åle i Gudenåen vil der sandsynligvis aldrig komme naturlig yngel, idet der ikke er noget gydegrus. Ved Bolund derimod, er den primære årsag til, at den udsatte yngel forsvandt, manglen på lave dybder. Desuden ligger det tilgængelige gydegrus på for store dybder. Ved Nørager i Vejle Å var der ligeledes mangel på lavvandede områder. Trods det, var der en rimelig god overlevelse. Forundersøgelsen viste, at der var en del lavvandede områder sidst i april, men pga. stor grødevækst hen over sommeren steg dybden. Her havde yngelen dog opnået en størrelse, så den kunne tolerere de større dybder. Det er dog langt fra sikkert, at det er forhold som gentager sig år efter år, da det vil afhænge meget af dybden på fremkomsttidspunktet.

Selvom der ikke blev lavet en bestandsanalyse ved de enkelte undersøgelsesperioder, blev det ofte observeret, at tætheden af ørredyngelen var meget forskellig ved henholdsvis højre og venstre bred.

Der kan være flere forklaringer herpå. For det første, er de fysiske forhold ofte meget forskellige ved de to bredder, hvilket gør at den ene bred er mere velegnet som levested. Ved Åle bestod den vestvendte bred af tæt sivvegetation, som var uegnet som levested for yngelen. Den østvendte side bestod af en lerskrænt med mange små ”hylder”, hvor yngelen kunne overleve i en periode. Det kan også skyldes, at vandløbsbreddernes placering er forskellig i forhold til solen. Bredsider der ligger mod øst vil være udsat for en højere lysintensitet i løbet af dagen end vestvendte bredder. Yngelen vil derfor være mere eksponeret ved en østvendt bred, hvilket kunne være årsagen til den skæve fordeling ved Hammer Mølle. Dette kræver dog yderligere undersøgelse.

13. Kritik af de anvendte metoder

Ved enhver videnskabelig undersøgelse er det vigtigt, at forholde sig kritisk i sit valg af metode til indsamling af data. I følgende kapitler gives en egenkritisk gennemgang af de metoder som blev anvendt ved observation af ørredyngelen og til indsamling af data til belysning af tilgængeligheden.

Ved Åle og Bolund i Gudenåen blev der, efter forundersøgelsen, udsat yngel svarende til lidt under normal standard (Larsen, 1972; Rasmussen, 2000b). Der blev i alt udsat 7.500 stk. yngel ved Åle og 10.000 stk. ved Bolund. Efter udsætning fik fiskene ro til at finde egnede habitater i tre uger. Da undersøgelsen skulle påbegyndes, var det meget overraskende for os, at næsten alt udsat yngel var forsvundet fra positionerne. Efterfølgende ville det have været interessant, hvis den udsatte yngel, var blevet fulgt meget kort tid efter udsætningen. Dette ville måske have givet bedre grundlag i vurderingen af, hvorfor yngelen forsvandt fra de to positioner. Efter at have undersøgt de to positioner en enkelt gang, besluttede vi i samarbejde med vejledere, at stoppe videre habitatsundersøgelser på de to positioner. En bestandsanalyse ved forsøgets slutning om efteråret viste, at der ikke fandtes ørredyngel ved Åle og at densiteten ved Bolund var ca. 12 ørredyngel pr. 100 m vandløbsbred. En ganske lille rest af yngelen overlevede på Bolund, men hvordan udvikling i habitatsvalget var for dem, er det svært at give et bud på.

13.1. Observationsmetoder

Dykningsmetoden er en god metode til at observere yngelen i dens naturlige miljø. Metoden er nem at gå til, men har sine begrænsninger i vandløb med dårlig sigtbarhed. På dybder under ca. 30 cm er det svært at bevæge sig helt uforstyrret, da man i praksis skal ”mave” sig frem over substratet. Dette kan gøres med et minimum af forstyrrelser, men er meget tidskrævende, da bevægelser foretaget af dykkeren skal være yderst kontrollerede og rolige. På meget strømfyldte strækninger og ved stor dybde kan det være svært at holde sin position i vandet. På stor dybde kan det også være svært at opdage yngel. I meget tæt grødedækning er det svært at opdage fisk. Metoden kan derfor vise bias for resultater mod mindre grødedækning, og middel dybde (Heggenes *et al.*, 1990; Bangsgaard, 1995; Østergaard, 2000).

Punktelektrofiskeri er en god metode til at opnå mange observationer med. Metoden er forholdsvis hurtig i udførelse. Ved alt elektrofiskeri er man afhængig af det skabte elektriske felt omkring elektroderne, som har evnen til at ”tiltrække” fiskene og til sidst bedøve dem (kapitel 1.1).

Elektrodernes tiltrækning giver mulighed for fejl angående yngelens præcise placering og placering i vandsøjlen. Hvis vi var i tvivl om, hvor yngelen kom fra når der blev punktelektrofisket, blev den ikke taget med i resultaterne. Vurdering af fiskenes præcise placering sænker fejlen, men der kan ikke undgås at forekomme skøn. Det bevirker, at fangsten af yngel ofte er meget større, end det materiale man reelt har at lave resultater ud fra. Punktelektrofiskeri nedsætter den flugtafærd, som finder sted i yderkanten af det elektriske felt, men det kan ikke afvises at have indflydelse på resultaterne. Ved tæt grødedækning, stor dybde, høje strømhastigheder, turbulens, underskårne brinker og kraftig overhæng er det specielt svært, at se yngelens præcise placering når den rammes af det elektriske felt. Metoden kan have indflydelse på skjulresultaterne og vise bias mod mindre grødedækning, middel til lav dybde, middel til lave strømhastigheder uden turbulens og mindre overhæng. I dag findes dog ingen andre metoder som er bedre.

13.2. Opmåling af tilgængelige habitater

I valget af habitatsparametre kan det altid diskuteres, om de valgte parametre er nok til en fyldestgørende beskrivelse af ørredyngelens habitat.

Strømhastighedsmålinger er utroligt tidskrævende at udføre. Strømhastigheden blev målt med en elektronisk strømmåler (Appendiks E), som udmærker sig ved ikke at måle strømhastigheden med en propel. Den er derfor ikke påvirket af tæt grødedækning og turbulens. Strømhastigheden blev målt i tre dybder for at kunne sammenligne med andre forfattere (Lindroth, 1955; Shirvell & Dungey, 1983; Heggenes, 1988a; Heggenes, 1988b; Heggenes & Traaen, 1988; Heggenes *et al.*, 1990; Heggenes & Saltveit, 1990; Bangsgaard, 1995; Nielsen, 1995; Greenberg *et al.*, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 1997; Saltveit & Heggenes, 2000). Flere forfattere beskæftiger sig med det som kaldes snudestrømhastighed (Shirvell & Dungey, 1983; Heggenes & Traaen, 1988; Heggenes & Saltveit, 1990; Greenberg *et al.*, 1996; Saltveit & Heggenes, 2000). Snudestrømhastighed synes som det eneste rigtige til beskrivelse af strømhastigheden på ørredyngelens habitat. Punktelektrofiskeri og snudestrømhastighed synes dog svære at kombinere, da fiskens vertikale placering i vandsøjlen nemt går tabt ved metoden. Dykning er den eneste velegnede metode til observation af fiskens vertikale placering.

Den tekniske anvisning til NOVA 2003 (Skriver *et al.*, 1999), foreskriver strømhastighedsmåling i alle kvadranter. Af tidsmæssige årsager, valgte vi at tage udgangspunkt i vores smalleste position ved Hammer Mølle i Gudenåen, og herudfra normalisere antallet af strømmålinger til transektundersøgelserne. På Vilholt i Gudenåen, som er vores bredeste position, blev der således

foretaget målinger af strømhastigheden i hver fjerde kvadrant, men dog altid i de første fire kvadranter ved brinkerne. Samme kunne være opnået ved at have øget størrelsen af kvadranterne i store vandløb.

Substratvurdering blev foretaget gennem vandkikkert. Inden undersøgelsen blev vi enige om hvorledes de forskellige substratklasser tog sig ud, men en egentlig statistisk analyse af forskellene på den individuelle vurdering af substratet er ikke foretaget. Det kan diskuteres, om man gennem vandkikkert, på måske en meters dybde, altid er i stand til at vurdere om substratet er 3 eller 4 mm stort, og derfor er hhv. groft sand eller fint grus. Derfor er substrattyperne fint grus, groft sand og fint sand sammenlagt i en pulje som kaldet fint grus/sand. Grovere substratklasser eller en statistisk analyse af den individuelle forskel, er en god ide ved fremtidige undersøgelser.

Overhæng og grøde blev vurderet som en procentuel dækningsgrad med 5 % nøjagtighed. Den individuelle forskel i vurderingen er ikke testet statistisk. Overhæng blev defineret, som alt der kunne skabe skjul fra oven, i op til en meters højde over vandoverfladen. Dette blev gjort for at kunne sammenligne med andre forfattere, f.eks. Bangsgaard (1995). Høje træer osv., som kan være med til at skabe skygge og måske skabe skjul i vandløbet bidrog derfor ikke til den samlede overhængsgrad. Det er selvfølgelig svært at vide, hvornår en ørred betragter et overhæng, som en del af dens habitat i form af skjul. Nogle undersøgelser har vist, at ørreden vælger overdækkende skjul op til seks gange oftere, hvis dette er 10 cm over fisken, end hvis det er 20 cm over fisken (DeVore & White, 1978). Den nævnte undersøgelse beskæftiger sig med submers overhæng. Om tilsvarende gælder for emergent overhæng gives der ikke et bud på.

”Home-sten” var en svær parameter at vurdere. Hvis fisken stod på en ensartet bund af sten i f.eks. gydegrus størrelse, blev ”home-sten” ikke noteret. For at en ”home-sten” skulle noteres, skulle den på en eller anden måde skille sig ud fra det omkringliggende substrat. Det samme gør sig gældende, når vi vurderede tilgængeligheden. Fra dykkerobservationerne vides, at meget få fisk stod ved det vi ville kalde en ”home-sten”. Efterfølgende er det en parameter hvis berettigelse der kan sås tvivl om.

Størrelsen på det undersøgte område, som beskriver ørredens mikrohabitat, afhænger af flere ting (Kalleberg, 1958). Ynglens størrelse, fødetilgængelighed og den fysiske variation i vandløbet er nogle af de primære faktorer til bestemmelse af habitatsstørrelsen. Vi valgte at beskrive ørredens mikrohabitat, med en kvadrant på 625 cm^2 ($25 \times 25 \text{ cm}$), som beskrevet i den tekniske anvisning til NOVA 2003 (Skriver *et al.*, 1999). Bangsgaard (1995) anvendte en cirkel på ca. 1960 cm^2 til afgrænsning af ørredens habitat. Kalleberg (1958) mente området var omkring 1000 cm^2 . De

fysiske forhold er uden tvivl meget bestemmende for størrelsen af mikrohabitatet. Der bør foregå en vægtning af den fysiske variation i hvert enkelt tilfælde, til bestemmelse om størrelsen på habitatet. De 25x25 cm som beskrevet i den tekniske anvisning til NOVA 2003 (Skriver *et al.*, 1999) er måske for lille et område, sammenlignet med den fysiske variation som ofte findes i vore vandløb.

Den tekniske anvisning til NOVA 2003 (Skriver *et al.*, 1999) angiver, at antallet af transekter som skal udlægges på en 100 meters vandløbstrækning i en sommersituation, findes ved at sige

$$\text{antal transekter} = \frac{150}{(\text{strækningens middelbredde (m)} / 0,25 \text{ m})} \quad \text{Ligning 13.1}$$

Ligning 13.1 giver en udregning med typisk to til tre transekter pr. strækning i de undersøgte vandløb. At dette i store vandløb synes at være for lidt, til en fyldestgørende beskrivelse af de fysiske forhold, ses hurtigt ved visuel vurdering på strækningen. Derfor valgte vi, at udlægge et transekt pr. 10 meter vandløbsbred og fik således 6 til 10 transekter på vores strækninger. På den måde følte vi, at vi fik dækket strækningen, men en egentlig statistisk analyse af hvor mange transekter som behøves er ikke udført.

Vi mener, at NOVA 2003 (Skriver *et al.*, 1999) bør modificeres ved brug i store vandløb. Antallet af transekter bør justeres så de passer til store vandløb. Substratvurdering gennem vandkikkert er nem at gå til, men præcisionen i vurderingen kan øges, hvis der udvikles hjælpemidler eller substratklasserne gøres grovere.

Gudenå positionerne var 100 m lange mens Vejle å positionerne var 60 m lange. Data fra Vejle Å positioner er efterfølgende omregnet til 100 m. Ens længde eller areal på undersøgelsesstationerne kunne være valgt. I første omgang, havde vi forestillet os at bruge mere tid i Gudenåen, men da den udsatte yngel forsvandt på to af positionerne, valgte vi at bruge tiden i Vejle Å i stedet. Tidspunktet her var så fremskredet, at hvis vi skulle nå at lave undersøgelsen ordentligt, blev vi nødt til at koncentrere os om en kortere strækning.

I slutningen af undersøgelsen blev der på alle positioner udført en bestandsanalyse. Efterfølgende kunne det have været interessant, hvis der løbende var udført bestandsanalyse, så udviklingen i bestanden ind over sommeren kunne kombineres med habitatsvalget og andre faktorer. Tidsmæssigt fandt vi dog en bestandsundersøgelse efter hvert besøg på positionerne for omfattende. Desuden havde forstyrrelsen og flytning af fiskene ved løbende bestandsanalyse kunnet påvirke fiskene negativt, i form af øget dødelighed, udvandring, osv.

Konklusion

For at der kan være naturlig yngel i vore store vandløb kræves naturligvis egnede gydeområder. For at der kan foregå succesfuld gydning, skal der findes gydegrus, som ligger i den rette dybde, hvilket er under 30 cm på gydetidspunktet. Der skal samtidig være en frisk gennemsnitsstrømhastighed på mellem 25-50 cm s⁻¹ henover gydebankerne, som ilter æggene. Og det er desuden vigtigt, at der ikke er for stor partikelvandring i vandløbet, som lukker hulrummene i gydegruset og derved stopper for ilttilførslen til æggene. Er disse forhold i orden, er der en god chance for fremkomst af naturlig ørredyngel.

Vores undersøgelse viste, at når den spæde yngel er fremkommet af gydegruset, er det essentielt, at der er gode opvækstforhold med lave dybder i brinkzonen tæt på gydebankerne. Dette er specielt vigtigt i store vandløb, hvor brinkzonen kun udgør en lille del af det totale vandløbsareal.

Den spæde yngel tidligt i maj stiller specielt store krav til opvækstområderne. For at overlevelsen skal være optimal, skal brinkzonen udgøre ca. 20 % af vandløbsbredden. Dybden i brinkzonen skal være omkring 20 cm og ikke overstige 30 cm. Desuden skal der være gode og varierede skjulmuligheder i brinkzonen i form af grøde, overhæng, debris, og groft substrat. Her kan yngelen gemme sig for artsfæller og forskellige prædatorer. Det er her vigtigt at nævne, at grødedækningen ikke må blive for tæt, da yngelen ofte fravælger områder med dækningsgrader over 80 %. Dette gælder især for planter som vandpest og pindsvineknop. Strømhastigheden i 0,6 gange vandløbsdybden bør gennemsnitlig være omkring 20 cm s⁻¹ i brinkzonen. Dette er vigtigt, for at mindske aflejringer fra vandløbet og tilgroning af brinkzonen. Hvis vandløbet er varieret vil der altid være lave strømhastigheder ved bunden uanset strømhastigheden højere oppe i vandsøjlen.

Undersøgelsen viste desuden, at hvis forholdene i brinkzonen var gode, kunne rovfisk og ørredyngel leve tæt på hinanden.

Når yngelen vokser henover sommeren, udnytter den mere af vandløbet, samtidig med at den bliver mere tolerant overfor et bredere udvalg af dybder og strømhastigheder. Yngelen foretrækker dog stadig de lave dybder, hvor der er godt med skjul.

Det er altså meget vigtigt, at planlægge fremtidige pleje- og restaureringsplaner ud fra, hvilke krav yngelen stiller i det helt tidlige stadium umiddelbart efter fremkomst fra gydegruset.

Anbefalinger til forbedring af potentielle gydeområder i store vandløb

Vores undersøgelse af ørredyngelens habitatskrav henover sommeren 2000 i to store danske vandløb viste med al tydelighed, at det, specielt i begyndelsen af sæsonen, er meget vigtigt, at ørredyngelen kan finde egnede habitater i form af lavvandede områder med lav strømhastighed tæt på brinkzonen. Samtidig er det vigtigt, at strømhastigheden højere oppe i vandsøjlen er frisk for at forhindre aflejringer og at brinkzonen gror til.

Resultater fra undersøgelsen viser samtidig, at produktionen af ørredyngel kan være meget høj i store vandløb, hvis ellers de fysiske forhold er gode. På Vilholt, som må anses for at være et idealvandløb, var der en produktion af ørredyngel på 423 stk. pr. 100 m vandløbsbred i år 2000. Sammenligner vi dette med en undersøgelse af 1361 vandløbstrækninger i Danmark (Nielsen, 1997), er det kun ca. 12 af disse strækninger, som kan producere så stort et antal yngel pr. 100 m vandløbsbred. Med andre ord, så er det kun de absolut bedste strækninger i de mindre vandløb, som har så stort et produktionspotentiale som Vilholtstrækningen i Gudenåen. Gode gydestrækninger i hovedløbet er altså ikke uden betydning for den samlede produktion i et vandløbssystem.

Vores undersøgelse viste, at mangel på lavvandede områder på de undersøgte strækninger, var det største problem. En sænkning af vandstanden vil således i mange tilfælde være nok til at øge produktionen af yngel. Vandstanden kan umiddelbart kun sænkes på to måder: Gennem en vandløbsudvidelse eller ved øget grødeskæring.

Restaureringer er altid forbundet med store økonomiske udgifter, og i de fleste tilfælde må det være oplagt, at forsøge at sænke vandstanden gennem ændret vedligeholdelsespraksis.

Ved vandløbsvedligeholdelse tænkes der normalt på grødeskæring. En ændring i grødeskæringspraksisen kan sandsynligvis øge mængden af velegnede yngelopvækstområder i nærheden af gydebanker.

Vi anbefaler, at man ved potentielle gyde- og opvækstområder i store vandløb, hvor dybden er for stor i brinkzonen og på gydebanken, benytter en kombination af selektiv grødeskæring og totalskæring med efterladelse af et bundlag af grødestubbe.

Ved selektiv grødeskæring vurderes hvilke vandplanter som er ”gode” og ”dårlige”. ”Dårlige” vandplanter omkring gydeområder er dem, som danner så tætte samfund, at de bliver uegnede som levesteder for ørredyngelen. Det er som regel også de ”dårlige” vandplanter, som er skyld i, at vandstanden hæves, og at der sker aflejring af fint materiale. Pindsvineknop og vandpest har tendens til at danne meget tætte samfund, og er derfor at betragte som ”dårlige” planter. I områder,

hvor der kun findes pindsvineknop og vandpest, anbefaler vi derfor totalskæring, således at der kun bevares et bundlag af grødestubbe. Generelt vil vi betragte vandranunkel som hørende til de ”gode” planter. Visse steder, hvor der har været udført strømrendeskæring i mange år, kan vandranunkel dog være den plante, som er med til at danne siderne i strømrenden og dermed hæve vandstanden. For at sænke vandstanden kan det derfor være nødvendigt med total grødeskæring på en af de ”gode” vandplanter.

De ”gode” vandplanter på lavvandede områder skal altid skånes ved selektiv grødeskæring. Ved at benytte en kombination af de to metoder sænkes dybden samtidig med, at en del af grøden bevares som strømlæ og skjul for den spæde yngel i brinkzonen (Kern-Hansen *et al.*, 1980). Med ændrede strømforhold i kanten og brinkzonen, kan man samtidig forvente, at aflejret materiale vil blive fjernet. Kombination af grødeskæringsmetoder anvendes, så vidt vides, ikke i Danmark.

Der er ingen tvivl om, at grødeskæring i store vandløb økonomisk bedst udføres med maskiner, som er i stand til at skære lange strækninger på en dag. Men det er vores forslag til amter og kommuner rundt omkring, at de såkaldte ”å-mænd” også medbringer en le, som anvendes omkring potentielle gyde- og opvækstområder. Leen vil her være et godt og oplagt værktøj til præcist at gå ind i brinkzonen og selektivt fjerne grøden, således at mængden af attraktive lavvandede habitater med frisk strøm og varierede plantesamfund øges for ørredyngelen.

Det skal pointeres, at vores anbefalinger kun gælder områder, som ligger omkring potentielle gyde- og opvækstområder i store vandløb, da grødeskæring favoriserer opportunistiske planter og sænker diversiteten (Baattrup-Pedersen *et al.*, 1998).

Sænkes vandstanden ikke tilstrækkeligt gennem ændret vedligeholdelse, foreslår vi, at man ved potentielle gyde- og yngelopvækststrækninger udfører en vandløbsudvidelse tilbage til den oprindelige bredde. Denne metode er mere sikker til at sænke vandstanden. Hvis vandstanden bliver sænket ved en udvidelse af vandløbet, skal det ske således, at det eksisterende gydegrus kommer til at ligge i en dybde mellem 10 og 35 cm. Dybderne i brinkzonen skal være under 20 cm og ikke overskride 30 cm. Samtidig skal det sikres, at strømhastigheden målt i 0,6 gange dybden, gennemsnitligt er omkring 20 cm s^{-1} i brinkzonen. Det er meget vigtigt, at strømhastigheden ikke er for langsom i brinkzonen, da dette øger aflejringer af fint materiale og tilgroning. Det vil være oplagt, at en del af det bortgravede materiale i brinkzonen erstattes med gydegrus, gerne iblandet lidt større sten på 5 til 10 cm i diameter, som er velegnede som skjul.

Det er naturligvis vigtigt, at aspekter som økonomi kontra natursyn og mulig ørredproduktion beregnes i hvert enkelt tilfælde, for at sikre mest muligt miljø for pengene.

Anbefalinger til de undersøgte strækninger

Resultater af undersøgelsen og sammenfatningen af eksisterende viden om ørredens krav til de fysiske forhold ligger til grund for de forslag, som i de følgende kapitler gives med henblik på forbedring af ørredbestanden på de undersøgte åstrækninger.

Hammer Mølle

Ved Hammer Mølle ligger i alt fem gydebanker og to sandfang etableret af Vejle Amt i 1986 (Vejle Amtsråd Udvalg for Teknik og Miljø., 1989; Nielsen, 1994b; Nielsen, 1994a; Nielsen, 1999).

Umiddelbart opstrøms de etablerede gydebanker ligger et stemmeværk og en møllesø. I forbindelse med anlæggelsen af gydebankerne og sandfang, blev møllesøen også oprenset (Nielsen, 1994a).

Ved stemmeværket findes en fisketrappe af modstrømstypen. Stemmeværk, fisketrappe og møllesø henregnes administrativt til det opstrøms liggende kommunevandløb, mens vandløbet nedenfor stemmeværket administreres af Vejle Amtsråd som vandløbsmyndighed. I regulativet for Hammer Mølle er det pålagt ejeren at vedligeholde og oprense søen, hvis dette ønskes ud over det regulativmæssige strømløb (Vejle Amtsråd Udvalg for Teknik og Miljø., 1989).

Miljømålsætningen ved Hammer Mølle er skærpet, og strækningen er A-målsat (Regionplan 1997-2009 for Vejle Amt.,). A-målsætningen vil sige, at strækningen er udlagt som særligt naturvidenskabeligt interesseområde (Miljøstyrelsen., 1983). Åstrækningen er gennemsnitligt 5 meter bred.

Vores undersøgelse dækkede de to gydebanker der ligger længst opstrøms. Den undersøgte strækning havde, specielt i maj, god fysisk variation. Brinkzonen var meget varieret med gode skjul og udhængende urter og træer, samtidig med at dybden kun ganske få steder var over 30 cm. De kunstige gydebanker fungerede fint, og der forekom en god naturlig produktion af ørredyngel, mens antallet af større fisk lå lidt under forventet for en strækning på denne størrelse (Sers & Degerman, 1992; Nielsen, 1994a). Det lave antal af større fisk skyldes en kombination af smoltificering og prædation. Ved bestandsanalysen blev der fanget seks gedder.

Mange andre fisk blev også observeret på strækningen (Appendiks G). Specielt stallingen trives fint her.

Hammer Mølle er en strækning, som i mange år har passet sig selv. I regulativet for strækningen er angivet, at den skal vedligeholdes efter behov, og at vedligeholdelsen primært bør omfatte grødeskæring (Vejle Amtsråd Udvalg for Teknik og Miljø., 1989). Inden for de sidste to år er man

begyndt at slå grøden en gang om året sidst på sommeren. Dette skyldes, at vandpest forekommer i et sådan omfang, at det meste af strækningen er dækket i løbet af sommeren. I øjeblikket slår man grøden i en strømmende ved at sejle i ”siksak” opstrøms i åen. Normalt er vandpest kun dominerende på strækninger, hvor man ofte slår grøden. Grunden til at vandpest findes i så stort et omfang skyldes den opstrømsliggende møllesø, som er fuldstændig tilgroet af planten. Det kan derfor ikke undgås, at der til tider vil drive plantedele nedstrøms i åen. Vandpest danner hurtigt rødder i områderne med strømlæ (Baattrup-Pedersen *et al.*, 2000). Områderne med vandpest er klart det største problem på strækningen, den tætte vandpest sænker strømhastigheden, hvorved aflejring af mudder bliver meget stor. Samtidig øges dybden på strækningen. Yngelen fravælger tydeligvis disse områder, og sidst på sommeren er der kun ganske få egnede levesteder på strækningen omkring gydebanken.

Vi foreslår, at man forsøger at fjerne grøden selektivt. Det vil sige, at man fjerner grøden totalt i de områder, som er dækket af vandpest. Ved selektivt at slå grøden skåner man de planter, som gavner vandløbet. Pga. af de store aflejringer i områderne med vandpest, vil det være en fordel, hvis grødeslåningen følges op med en opsamling af aflejret materiale, specielt de første gange man fjerner vandpesten. Ved at slå grøden helt i de områder, hvor der er vandpest, øger man strømhastigheden og sænker dybden. Der vil derfor opstå flere velegnede levesteder for yngelen langs brinkzonen. Det skal nævnes, at grøden så vidt det er muligt bør opsamles, idet afrevne skud fra vandpest effektivt spreder sig nedstrøms i vandløbet (Baattrup-Pedersen *et al.*, 2000). I øjeblikket bliver grøden slået en gang, dette er sandsynligvis ikke nok til at holde vandpesten nede. Vi foreslår derfor, at man øger grødeslåningsraten til to til tre gange årligt. Grøden vil med fordel kunne slås i starten af juni, evt. i august og i september. Grødevæksten bør dog følges nøje, så man kan sætte ind med selektiv grødeslåning, når tætheden af vandpest begynder at blive for høj.

Den eksisterende møllesø fungerer stadig, som et fint sandfang på undersøgelsestidspunktet. Om sommeren fremstår søen som et sumpområde med strømningsrender gennem meget tæt vandpest indeholdende store mængder aflejret materiale. I regulativet for Hammer Mølle er det pålagt ejeren at vedligeholde og oprense søen, hvis dette ønskes ud over det regulativmæssige strømløb (Vejle Amtsråd Udvalg for Teknik og Miljø., 1989). Søens udvikling bør følges nøje i de kommende år, da mængden af aflejret materiale øges hvert år. Vi vurderer, at søen er ved at være fyldt op med aflejret materiale. Derfor vil der være en øget risiko for, at fint materiale kan blive tilført strækningen nedstrøms, når vandføringen øges. Vandføringen er tit høj i perioden, hvor det formodes, at der

ligger æg i gydebankerne. For at gydebankerne i fremtiden skal fungere, er det meget vigtigt, at møllesøen forsat virker som sandfang.

Den 11. september 2001 besøgte vi strækningen endnu engang, for at undersøge om der havde været yngelproduktion. Stor var vores overraskelse! Pga. restaurering af møllen, var hele åens bredde ved indgangen til møllen afspærret med nogle store læs sand. De store mængder af vand, som normalt passerede ved møllen og videre ned igennem fisketrappen, rendte nu ud af overløbet fra møllesøen. Overløbet er ikke dimensioneret til så store mængder af vand, hvorfor erosion af aflejret materiale og brinker fandt sted. Dette bevirkede, sammen med sandet fra afspærringen og aflejret materiale umiddelbart nedstrøms denne, at enorme mængder af sand og andet fint materiale havde lagt sig nedstrøms møllen. I høller, hvor vi i undersøgelsen kun lige kunne bunde i et par waders, var der nu aflejret så meget materiale, at dybden svarede til et par gummistøvler. Nogle steder var der aflejret over *én* meter materiale!

Da vi opdagede de ulykkelige forhold, meldtes det straks til Miljøvagten på Vejle Amt. Efterfølgende undersøgelse af de påvirkninger, som vedligeholdelse af møllen kan have medført, er ikke udført.

Åle

Åle fremstår som en meget ensartet strækning. Der findes meget sand midt i vandløbet og en lerskrænt skrånende ned i vandløbets østlige side. Ved den vestlige side er der på hele strækningen tæt sivbevoksning, primært af pindsvineknop. Strækningen er B2-målsat, da der ikke er gydemuligheder for ørred.

Ved forundersøgelsen den 27. april 2000, blev der ikke konstateret naturlig yngel, hvorfor der, den 29. april 2000, blev udsat yngel på strækningen svarende til en tæthed på ca. to fisk pr. m². Knap en måned efter udsætningen viste resultater, at stort set alle yngelfisk var væk. Eneste sted der sporadisk blev observeret overlevet yngel var på den skrånende lerskrænt. En bestandsanalyse udført ved forsøgets afslutning i slutningen af november afslørede, at der ikke længere fandtes yngel på strækningen.

Gentagne gange har vi pointeret, at hvis forholdene ikke er gode i brinkzonen dør yngelen. Ved Åle vil der sandsynligvis aldrig komme naturlig yngel, da der ikke findes noget gydegrus. Endvidere er strækningens brinkzone af en karakter, som gør det svært for ørredyngel at overleve.

Restaurering af strækningen til forhold, som må formodes at kunne opfylde gydningens- og ørredyngelens krav til de fysiske forhold, synes ikke realistisk.

Skal der forekomme ørred på strækningen, må disse stamme fra udsætninger, da der ikke findes egnede gydeområder op- og nedstrøms. Der vil derfor kun være en minimal indvandring af ørred. Vores forsøg viste, at udsat yngel ikke kan overleve ved Åle. Samme år, som forsøget blev udført, blev der sat større ørred ud. Undersøgelser fra DFU har dog vist, at større opdrættede fisk har en meget dårlig overlevelse (Rasmussen, 2000b). Udsætning af store ørred på strækningen har karakter af pleje af det rekreative fiskeri, hvilket ikke er en offentlig opgave.

Bolund

Bolund er en strækning, hvor de fysiske forhold er meget varierede. Strækningen er delt op af to lange grusbanks indeholdende masser af gydegrus. Herimellem findes en stor pool. Bolund er gennemsnitlig 15 meter bred. I slutningen af 70'erne blev åen indsnævret med strømkoncentratorer, så vanddybden blev øget, for at sikre, at amtets grødeskæringsbåde bedre kunne sejle på strækningen. Dengang var der store protester fra lystfiskere i området, men deres argumenter blev ikke hørt (Pers. Kom., 2003). Indsnævringen af åen har i dag bevirket, at der er stor mangel på lavvandede områder. Strækningen er B1-målsat af Vejle Amt, som dog konkluderer, at der trods umiddelbart gode gydemuligheder er forbavsende få ørred. Sammenlignes tallene fra vores undersøgelse med tidligere undersøgelser, har der været en tilbagegang af ørredyngel (Nielsen, 1994a; Bangsgaard, 1995; Nielsen, 1999).

Ved forundersøgelsen den 27. april 2000, blev der ikke konstateret naturlig yngel. Der blev derfor udsat yngel svarende til en tæthed på ca. to fisk pr.m² den 29. april 2000. Efter tre uger var der så få yngelfisk tilbage, at vi besluttede kun at besøge strækningen en gang. Bestandsanalysen i slutningen af oktober viste, at antallet af yngel er alt for lavt i forhold til, hvad man vil forvente, mens antallet af ”store” fisk var lidt højere (Sers & Degerman, 1992; Nielsen, 1994a). Årsagen til det høje antal af ”store” fisk skyldes formentligt udsætninger.

Der kan være flere samspillene forhold, som bevirker, at der er forbavsende få naturlige ørreder ved Bolund. Som nævnt, er der umiddelbart gode gydemuligheder, men vi må konkludere, at det eksisterende gydegrus ligger på for stor dybde. Samtidig er der stor mangel på de vigtige lavvandede habitater i brinkzonen til nyklækket yngel, hvilket sandsynligvis er den vigtigste årsag til, at der ikke forekom naturlig yngel og at de udsatte fisk ikke kunne overleve. Yderligere findes en stor bestand af rovfisk på strækningen. Disse udgøres primært af knuden og i mindre grad af

gedden. Begge fisk er kendt for at udøve prædation på ørreden. Vores undersøgelse viste dog, at rovfisk udgør den største trussel mod ørredyngelen, når der er mangel på lavvandede bredhabitater med gode skjulmuligheder. Vi mener derfor, at problemet med rovfisk vil mindskes, hvis bredhabitaterne bliver udbedret.

Kun 3,5 % af de tilgængelige dybder ved Bolund var under 30 cm, hvilket svarer til et areal på ca. 50 m². Arealet af lave dybder var fordelt indenfor de første 25 cm af vandløbsbredden. Derefter blev dybderne over 40 cm. For at opnå en optimal overlevelse af yngel, viste vores undersøgelse, at brinkzonen bør udgøre omkring 20 % af vandløbsbredden. Dybden helst skal være under 20 cm og ikke overstige 30 cm. Samtidig skal strømhastigheden målt i 0,6 gange dybden gennemsnitlig være 20 cm s⁻¹, og skjulmulighederne gode. Der mangler altså minimum 550 m² med egnede levesteder i brinkzonen for at sikre en optimal overlevelse af yngelen.

Ved Bolund ser vi to muligheder for at sænke vandstanden, og dermed øge den naturlige gydning og opvæksten af yngel i brinkzonen. Man kan forsøgsvis indlede med ændret grødeskæringspraksis, men medfører dette ikke, at vandstanden sænkes, foreslår vi en vandløbsudvidelse.

Grøden står meget tæt de første 3 til 4 meter ud i vandløbet. Strækningen bar præg af, at der var udført strømrendeskæring i længere tid. Dette har bevirket, at strækningen er blevet dybere i strømrenden. I dag bliver grøden slået to gange om året i en strømrende. Den første gang grøden bliver slået er i juni. Ved at fjerne alt grøden på de dybde områder i kanterne, så der kun efterlades et kort lag af ”grødestubbe”, kan man muligvis sænke vandstanden på strækningen. Det er vigtigt, at vandstanden er sænket allerede ved yngelens fremkomst i april/maj. Derfor skal grødeskæringen muligvis påbegyndes tidligere end tilfældet er i dag. Grødens udvikling bør følges nøje.

Det er langt fra sikkert, at vandstanden falder så meget, at yngelens krav til brinkzonen bliver opfyldt. For at dybderne kommer under 30 cm, minimum i en meter bred zone, skal vandstanden ca. falde 30 cm. Det skal pointeres, at det kun er i områder, hvor der kan forekomme gydning, at vi anbefaler at slå grøden helt. Alle andre steder vil en så hårdhændet vedligeholdelse skade ørredbestanden (Østergaard, 2000).

En anden og mere sikker metode til at sænke vandstanden er, at føre vandløbet tilbage til sin oprindelige bredde. Hvis vandstanden bliver sænket ved en udvidelse af vandløbet, skal det ske således, at det eksisterende gydegrus kommer til at ligge i en dybde mellem 10 og 35 cm. Dybden i brinkzonen skal være under 20 cm og ikke overskride 30 cm. Samtidig skal det sikres, at

strømhastigheden målt i 0,6 gange dybden, gennemsnitligt er omkring 20 cm s^{-1} i brinkzonen. Det er meget vigtigt, at strømhastigheden ikke er for langsom i brinkzonen, da dette øger aflejring af fint materiale og tilgroning. Det vil være oplagt, at en del af det bortgravede materiale erstattes med gydegrus, gerne iblandet lidt større sten på 5 til 10 cm i diameter, som er velegnede som skjul.

En vandløbsudvidelse vil være mest oplagt langs vandløbets vestlige bred, da der her findes udyrkede markarealer. Vandløbets østlige side er på hele strækningen bevokset med træer. Der er gode tilkørselsveje til strækningen, og brinkerne virker faste ved betrædelse.

Efterfølgende undersøgelser bør forestås af tilsynsmyndigheden for at sikre, at det ønskede resultat er opnået.

Bolund er en oplagt strækning, at udføre en vandløbsudvidelse på. Hvis det følges som skitseret ovenfor, er det vores vurdering, at forholdene kan komme til at ligne dem, som kendes fra Vilholt i Gudenåen.

Vilholt

Vilholt er en naturperle set i vandløbsmæssig sammenhæng. De fysiske forhold er meget varierede, og overalt afløses gydegrus af dybe høller, vekslende strømforhold og trærodde. Foruden stor diversitet af fisk, findes der et rigt liv af vandløbsinsekter og ligeledes blev mange forskellige fugle observeret. Isfuglen (*Alcedo atthis*) var bl.a. en daglig gæst på strækningen.

Strækningen er A-målsat, og der bliver ikke slået grøde på strækningen. Vilholt er en bred strækning, som gennemsnitligt er ca. 18 meter. Tætheden på 24 ørredyngel pr. 100 m^2 var langt over, hvad man normalt forventer af et vandløb i denne størrelse (Sers & Degerman, 1992; Nielsen, 1994a). Dette understreger, at forholdene er optimale ved Vilholt.

I alt fandt vi 13 forskellige fiskearter på den undersøgte 100 meters strækning og bl.a. stalling og elritse forekom i meget høje densiteter. Herudover blev sørred i gydedragt også observeret.

Vilholt fremstår så god, at der i pleje- og restaureringsmæssig sammenhæng ikke er meget at komme efter. Der kan kun opfordres til sikring af de eksisterende forhold, som synes noget nær perfekte. I vores undersøgelse fandt vi ingen tegn på, at der skulle være forringede fysiske forhold på Vilholtstrækningen, i forhold til tidligere undersøgelser (Nielsen, 1994a).



Bjarke med sørred i gydedragt under elektrofiskeri på Vilholt i Gudenåen.

Den største trussel mod Vilholtstrækningen findes opstrøms. Her ligger Vilholt Mølle med tilhørende møllesø. Gennem dialog med beboere i området, er det vores indtryk, at opstemningen og møllesøen kan udgøre en risiko for de exceptionelle gode forhold på strækningen. Opstemningen virker ved et gammelt hydraulikanlæg, som konstant skal køre, for at holde vandpresset tilbage. Beboere i området kunne berette om flere eksempler på, at hydraulikken var gået i stykker, således at møllesøens vand og store mængder aflejret materiale var blevet skyllet nedover strækningen. Sker sådanne uheld efter gydningen, og før yngelen kommer frem af gydegruset, vil det have katastrofale følger for årgangen.

Hvis opstemningen fjernes, vil der blive genskabt en del af Gudenåen, med et naturligt stærkt fald fra Vilholt Mølle til Voervadsbro. Strækningen må forventes at få en lige så fin biologisk og fysisk mangfoldighed, som længere nedstrøms på vores undersøgelsestrækning. Desuden vil fiskene og den øvrige fauna få fri passage til gyde- og opvækstområderne i Gudenåens vandløb på et stort område, der i dag er utilgængeligt, pga. opstemningen ved Vilholt Mølle

Hvis opstemningen fjernes, vil der blive skabt en strækning med overordentlig stor national betydning i Danmarks længste vandløb.

Tørskind

I 1991 anlagde Vejle Amt i alt syv tæppebanker af gydegrus med dybe huller imellem og faskinering eller stensætning langs kanterne (Nielsen, 1994b). Efterfølgende blev der konstateret flittig brug af gydebankerne igennem flere sæsoner, men manglende yngelproduktion (Bangsgaard, 1993; Nielsen, 1994b; Bangsgaard, 1995). I dag er faskineringen flere steder gennembrudt, ligesom der er flyttet meget rundt på det udlagte gydegrus. Strækningen er i dag B2 målsat. Gennemsnitligt er den 9 meter bred.

Antallet af naturlig yngel er større end forventet på en strækning med denne bredde (Sers & Degerman, 1992; Nielsen, 1994a). Den store tæthed af yngel bekræfter, at der forekommer en god gydning på strækningen, og at overlevelsen er meget høj.

De fysiske forhold ved Tørskind er i dag bedre end tidligere (Bangsgaard, 1995). Dette skyldes, at det udlagte gydegrus i dag har placeret sig på steder og dybder, hvor det benyttes af ørrederne til gydning. Den gennembrudte faskinering og de udlagte sten langs kanterne, er i dag gode yngelhabitater.

Vores forslag til den fremtidige pleje Ved Tørskind er, at den i store træk bør foregå, som den gør i dag med sikring af de eksisterende forhold. Det er dog vigtigt, at være opmærksom på de steder langs kanterne, hvor grøden, specielt pindsvineknop, kan danne meget tætte samfund. Her kan det anbefales, at udføre en selektiv grødeskæring. Ved at tynde kraftigt ud i de tætte områder af pindsvineknop, så der kun er ”grødestubbe” tilbage, opnås større variation langs kanterne kombineret med endnu flere lave dybder.

Tørskinds nuværende B2 målsætning bør ændres til en B1 målsætning. I vores undersøgelse, blev der konstateret naturlig yngelproduktion, hvorfor det synes klart at foreslå en B1 målsætning til strækningen. Desuden blev strækningen vurderet til at have god fysisk vandløbskvalitet og et godt fald, som der bør være i et B1 målsat vandløb.

Nørager

Nørager er en strækning med gode strømforhold og mange steder en spændende og varieret brinkzone. På en del af strækningen er begge breder tæt bevokset med grøde, primært pindsvineknop. På Nørager findes store mængder gydegrus, meget af det ligger dog på store dybder. Amtet har B2 målsat strækningen, som gennemsnitlig er 9,5 meter bred. Antallet af yngel vi fandt på strækningen, stemmer fint overens med, hvad man kan forvente af en strækning denne bredde (Sers & Degerman, 1992; Nielsen, 1994a). Strækningen opfylder i dag til fulde sin B2 målsætning. I kraft af at naturlig yngel blev observeret, bør strækningen fremover B1 målsættes.

Dybden på undersøgelsestidspunktet lå noget over de krav, yngelen normalt stiller, men forundersøgelsen i slutningen af april afslørede, at der på dette tidspunkt var en del lavvandede områder. Dette resulterede i en rimelig overlevelse. Yngelen kan i begyndelsen af sin vækst i april/maj sagtens finde egnede skjul og strømningsforhold på en brinkkant, der visuelt fremstår med meget sparsom vegetation. Pga. grødevækst hen over sommeren og strømrendeskæring steg dybden betydeligt. Yngelen havde nu opnået en størrelse, der gjorde, at den kunne tolerere de højere dybder. Det er dog langt fra sikkert, at det er forhold, som vil gentage sig år efter år. Vores undersøgelse viste, at omkring 6 % af dybderne på Nørager lå under 30 cm i juli. Dette svarer kun til ca. 30 m², og der mangler altså omkring 90 m² lavvandede områder før brinkzonen er en meter, som vores undersøgelse viste, er ideelt. Det var ofte i små isolerede områder, at vi fandt den højeste densitet af yngel. Karakteristisk for disse områder var, at de var meget lavvandede, med meget spredt vegetation, og frisk strøm.

For at sikre at de nuværende forhold ikke forringes, foreslår vi, at der aktivt gøres en indsats for at sikre de lavvandede habitater på fremkomsttidspunktet. Specielt i brinkzonen bør grøden skæres hårdere, end tilfældet er i dag, således at der kun efterlades et ”bundlag” af grødestubbe. Herved sænkes vandstanden, samtidig med at en del af grøden bevares som strømlæ og skjul for den spæde yngel i brinkzonen. Desuden er det vigtigt at man slår grøden selektivt, da det primært er pindsvineknop der udgør den tætte grøde.

Litteratur

- Aarestrup, K., A. Koed & C. Nielsen. 2000. Smoltpassage forbi dambrug. Miljø- og vandpleje, Danmarks Sportsfiskerforbund. 26: 9-12.
- Baatrup-Pedersen, A., N. Friberg, B. Kronvang & M. L. Pedersen. 2000. Vandplanternes nøglerolle - grødeskæringens betydning for vandløbsmiljøet. Miljø- og vandpleje, Danmarks Sportsfiskerforbund. 24: 10-13.
- Baatrup-Pedersen, A. & T. Riis. 1999. Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology*. 42: 375-385.
- Baatrup-Pedersen, A., T. Riis & H. O. Hansen. 1998. Grødeskæring og vandplanter i danske vandløb. *Vand & Jord*. 5: 136-139.
- Bachman, R. A. 1984. Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113: 1-32.
- Baldes, J. R. & R. E. Vincent. 1969. Physical parameters of microhabitats occupied by brown trout in an experimental flume. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2: 230-238.
- Baltz, D. M., P. B. Moyle & N. J. Knight. 1982. Competitive interactions between benthic stream fishes, riffle sculpin, *Cottus gulosus*, and speckled dace, *Rhinichthys osculus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 39: 1502-1511.
- Bangsgaard, L. 1993. Fisketæthed på 14 stryg og omløb i Vejle Amt. Vejle Amt, Teknik og Miljø.
- Bangsgaard, L. & F. Sivebæk. 1996. Hvilke levesteder foretrækker ørredyngel. *Vand & Jord*. 3: 8-11.
- Bangsgaard, L. G. 1995. Habitatvalg hos ørredyngel (*Salmo trutta* L.) på kunstige og naturlige gydebanker. Specialrapport, Biologisk institut, Odense Universitet.
- Bardonnet, A. 2001. Spawning in swift waters currents: implications for eggs and larvae. *Arch. Hydrobiol.* 12 suppl. 135/2-4: 271-291.
- Bardonnet, A. & M. Heland. 1994. The influence of potential predators on habitat preferenda of emerging brown trout. *J. Fish Biol.* 45 (Supplement A): 131-142.
- Berg, S. & J. Jørgensen. 1991. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. *J. Fish Biol.* 39: 151-169.
- Bohlin, T. 1977. Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout, *Salmo trutta*. *Oikos*. 29: 112-117.
- Bohlin, T. 1978. Temporal changes in the spatial distribution of juvenile sea-trout *Salmo trutta* in a small stream. *Oikos*. 30: 114-120.
- Bohlin, T., S. Hamrin, T. G. Heggberget, G. Rasmussen & S. J. Saltveit. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*. 173: 9-43.
- Boussu, M. F. 1954. Relationship between trout populations and cover on a small stream. *Journal of Wildlife Management*. 18: 229-239.
- Bovee, K. & T. Cochnauer. 1977. Development and evaluation of weighted criteria, probability and use curves for instream flow assessment: fisheries. *Instr. Flow Inf. Pap.* 3, U.S. Fish Wildl. Serv. FWS/OBS-77/63. 38 pp-
- Bovee, K. D. 1982. A guide to stream analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. *Instream Flow Information Paper* 12. U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services. FWS/OBS-82/26. 248 pp.

- Brookes, A. 1984. Recommendations bearing on the sinuosity of danish stream channels. Consequences of realignment, special extent of natural channels, processes and techniques of natural and induced restoration. National Agency of Environmental Protection, Freshwater Laboratory.
- Burnet, A. M. R. 1968. Territorial behavior in brown trout (*Salmo trutta* L.). N.Z. J. Mar. Freshwat. Res. 3: 385-388.
- Cattanéo, F., N. Lamouroux, P. Breil & H. Capra. 2002. The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 12-22.
- Cowx, I. G. & P. Lamarque. 1990. Fishing with electricity, applications in freshwater fisheries management. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications.
- Cunjak, R. A. 1988. Behaviour and microhabitat of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) during winter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 2156-2160.
- Cunjak, R. A. & G. Power. 1986. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1970-1981.
- Dellefors, C. & J. I. Johnsson. 1995. Foraging under risk of predation in wild and hatchery-reared juvenile sea trout (*Salmo trutta* L.). Nordic J. Freshw. Res. 70: 31-37.
- DeVore, P. V. & R. J. White. 1978. Daytime responses of brown trout (*Salmo trutta*) to cover stimuli in stream channels. Trans. Am. Fish. Soc. 107 (6): 763-771.
- DFU. 1995. Kursus i elektrofiskeri. Danmarks Fiskeriundersøgelser. Afdeling for ferskvandsfiskeri.
- Dill, L. M., R. C. Ydenberg & A. H. G. Fraser. 1981. Food abundance and territory size in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Can. J. Zool. 59: 1801-1809.
- Egglishaw, H. J. & P. E. Shackley. 1982. Influence of water depth on dispersion of juvenile salmonids, *Salmo salar* L. and *S. trutta* L., in a Scottish stream. J. Fish Biol. 21: 141-155.
- Eklöv, A. G. 1996. Effects of habitat size and species richness on anadromous brown trout, *Salmo trutta* L., populations. Fisheries Management and Ecology. 3: 97-101.
- Eklöv, A. G. & L. A. Greenberg. 1998. Effects of artificial instream cover on the density of 0+ brown trout. Fisheries Management and Ecology. 5 (1): 45-53.
- Elliott, J. M. 1984. Numerical changes and population regulation in young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-83. Journal of Animal Ecology. 53: 327-350.
- Elliott, J. M. 1985. Population regulation for different life-stages of migratory trout *Salmo trutta* in a lake district stream, 1966-83. Journal of Animal Ecology. 54: 617-638.
- Elliott, J. M. 1986. Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout, *Salmo trutta* in a lake district stream. J. Anim. Ecol. 55: 907-922.
- Elliott, J. M. 1989a. Growth and size variation in contrasting populations of trout *Salmo trutta*: An experimental study on the role of natural selection. Journal of Animal Ecology. 58: 45-58.
- Elliott, J. M. 1989b. Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, *Salmo trutta*. I. The critical time for survival. Journal of Animal Ecology. 58: 987-1001.
- Elliott, J. M. 1993. A 25-year study of production of juvenile sea-trout, *Salmo trutta*, in an English lake district stream. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 118: 109-122.
- Everest, F. H. & D. W. Chapman. 1972. Habitat selection and spatial interaction by juvenile chinook salmon and steelhead trout in two Idaho streams. J. Fish. Res. Bd. Canada. 29: 91-100.

- Fausch, K. D. 1984. Profitable stream positions for salmonids: Relating specific growth rate to net energy gain. *Can. J. Zool.* 62: 441-451.
- Fausch, K. D. & R. J. White. 1981. Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a Michigan stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 1220-1227.
- Fraser, N., J. Heggenes, N. B. Metcalfe & J. E. Thorpe. 1995. Low summer temperatures cause juvenile atlantic salmon to become nocturnal. *Can. J. Zool.* 73: 446-451.
- Fraser, N., N. B. Metcalfe & J. E. Thorpe. 1993. Temperature-dependent switch between diurnal and nocturnal foraging in salmon. *Proc. Royal Soc. London B.* 252: 135-139.
- Gatz, A. J. Jr., M. J. Sale & J. M. Loar. 1987. Habitat shifts in rainbow trout: competitive influences of brown trout. *Oecologia.* 74: 7-19.
- Gaudin, P. & L. Caillere. 1990. Microdistribution of *Cottus gobio* L. and fry of *Salmo trutta* L. in a first order stream. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37: 81-93.
- Grant, J. W. A., E. R. Keeley & R. A. Cunjak. 1998. Implications of territory size for the measurement and prediction of salmonid abundance in streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55 (Suppl. 1): 181-190.
- Greenberg, L., A. Harby & P. Svendsen. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the river Vojmån, Sweden. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 12: 287-303.
- Greenberg, L. A. 1994. Effects of predation, trout density and discharge on habitat use by brown trout, *Salmo trutta*, in artificial streams. *Freshwater Biology.* 32: 1-11.
- Greenberg, L. A., E. Bergman & A. G. Eklöv. 1997. Effects of predation and intraspecific interactions on habitat use and foraging by brown trout in artificial streams. *Ecology of Freshwater Fish.* 6: 16-26.
- Hair, J. F. Jr., R. E. Anderson, R. L. Tatham & W. C. Black. 1998. *Multivariate data analysis*, 5.ed. Prentice-Hall, Inc.
- Hansen, H. O. R. 1999. Proceedings fra seminar om restaurering og vedligeholdelse af vandløb 12.-13. oktober 1999. Vandløbsøkologi. Danmarks Miljøundersøgelser. 54 s. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 114.
- Hansen, M. M. 2002. Estimating the long-term effects of stocking domesticated trout into wild brown trout (*Salmo trutta*) populations: an approach using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. *Molecular Ecology.* 11: 1003-1015.
- Harris, D. D., W. A. Hubert & T. A. Wesche. 1992. Habitat use by young-of-year brown trout and effects on weighted usable area. *Rivers.* 3 (nr. 2): 99-105.
- Hartman, G. F. 1963. Observations on behaviour of juvenile brown trout in a stream aquarium during winter and spring. *J. Fish. Res. Bd. Canada.* 20 (3): 769-787.
- Hayes, J. 1991. Microhabitat used by large brown trout for drift feeding. *Freshwater Catch.* 45: 7-9.
- Hearn, W. E. 1987. Interspecific competition and habitat segregation among streamdwelling trout and salmon: a review. *Fisheries* 12: 24-31.
- Heggberget, T. G. 1984. Habitat selection and segregation of parr of arctic charr (*salvelinus alpinus*), brown trout (*Salmo trutta*) and atlantic salmon (*salmo salar* L.) in two streams in north Norway. In L. Johnson and B.L. Burns (eds.): *Biology of the arctic charr, proceedings of the international symposium on arctic charr*, Winnipeg, Manitoba, May 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.
- Heggenes, J. 1988a. Effects of experimentally increased intraspecific competition on sedentary adult brown trout (*Salmo trutta*) movement and stream habitat choice. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1163-1172.

- Heggenes, J. 1988b. Effects of short-term flow fluctuations on displacement of, and habitat use by, brown trout in a small stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117: 336-344.
- Heggenes, J. 1988c. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nordic J. Freshw. Res.* 64: 74-94.
- Heggenes, J. 1988d. Substrate preferences of brown trout fry (*Salmo trutta*) in artificial stream channels. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1801-1806.
- Heggenes, J. 1994. Spatial niche in wild, allopatric brown trout (*Salmo trutta*) in heterogeneous lotic environments: Microhabitat selection during summer.
- Heggenes, J., J. L. Baglinière & R. A. Cunjak. 1999. Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish.* 8: 1-21.
- Heggenes, J. & R. Borgstrøm. 1988. Effect of mink, *Mustela vison* Sreber, predation on cohorts of juvenile atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *S. trutta* L., in three small streams. *J. Fish. Biol.* 33: 885-894.
- Heggenes, J., Å. Brabrand & S. J. Saltveit. 1990. Comparison of three methods for studies of stream habitat use by young brown trout and atlantic salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 119: 101-111.
- Heggenes, J., Å. Brabrand & S. J. Saltveit. 1991. Microhabitat use by brown trout, *Salmo trutta* L. and atlantic salmon, *S. salar* L., in a stream: a comparative study of underwater and river bank observations. *J. Fish Biol.* 38: 259-266.
- Heggenes, J. & J. G. Dokk. 2001. Contrasting temperatures, waterflows, and light: Seasonal habitat selection by young atlantic salmon and brown trout in a boreonemoral river. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 17: 623-635.
- Heggenes, J., O. M. W. Krog, O. R. Lindås, J. G. Dokk & T. Bremnes. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *J. Anim. Ecol.* 62: 295-308.
- Heggenes, J. & S. J. Saltveit. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*S. trutta* L.) in a Norwegian river. *J. Fish Biol.* 36: 707-720.
- Heggenes, J. & T. Traaen. 1988. Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *J. Fish Biol.* 32: 717-727.
- Hermansen, H. & C. Krog. 1980. Fysiske forhold i vandløb med særlig henblik på deres betydning for bækkørred (*Salmo trutta*). Århus Universitet, Afd. for Zoologi. Specialrapport.
- Hesthagen, T. 1988. Movements of brown trout, *Salmo trutta*, and juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a coastal stream in Northern Norway. *J. Fish Biol.* 32 (5): 639-653.
- Hjorth, E. S., N. Lonnebjerg & J. Tryk. 1983. Planer om prototype på restaurering med kunstige gydepladser. *Sportsfiskeren. Danmarks Sportsfiskerforbund.* 12: 24-25.
- Hubert, W. A., D. D. Harris & T. A. Wesche. 1994. Diurnal shifts in use of summer habitat by age-0 brown trout in a regulated mountain stream. *Hydrobiologia.* 284: 147-156.
- Jacobs, J. 1975. Quantitative measurement of food selection: a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia.* 14: 413-417.
- Jansen, P. A., H. Slettvoll, A. G. Finstad & A. Langeland. 2002. Niche segregation between arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*): An experimental study of mechanisms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 6-11.

- Jenkins, T. M. Jr. 1969. Social structure, position choice and micro distribution of two trout species (*Salmo trutta* and *Salmo gairdneri*) resident in mountain streams. *Animal Behavior Monographs*. 2: 57-124.
- Jensen, A. R., F. Sivebæk & P. C. Rasmussen. 1998. Laksefiskene og fiskeriet i vadehavsområdet - Supplerende undersøgelser. DFU-Rapport nr. 40b-97
- Jonsson, B. 1989. Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater Biology*. 21: 71-86.
- Jowett, I. G. 1989. Rhybsim river hydraulic and habitat simulation - A computer manual. New Zealand Freshwater Fisheries Miscellaneous Report No. 49.
- Jørgensen, J. & S. Berg. 1991. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 2. Post-stocking movements. *J. Fish Biol.* 39: 171-180.
- Kaarup, P. 1999. Indeks for fysisk variation i vandløb. *Vand & Jord*. 6 (nr. 4): 136-139.
- Kalleberg, H. 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). *Rep. Inst. Freshwater Res., Drottningholm*. 39: 55-98.
- Karlström, Ö. 1977. Habitat selection and population densities of salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) parr in Swedish rivers with some references to human activities. *Acta. Univ. Upsaliensis*. 404: 1-12.
- Keenleyside, M. H. A. 1962. Skin-diving observations of atlantic salmon and brook trout in the Miramichi River, New Brunswick. *J. Fish. Res. Bd. Canada*. 19 (4): 625-634.
- Kennedy, G. J. A. & C. D. Strange. 1982. The distribution of salmonids in upland streams in relation to depth and gradient. *J. Fish Biol.* 20: 579-591.
- Kennedy, G. J. A. & C. D. Strange. 1986. The effects of intra and inter-specific competition on the distribution of stocked juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and resident trout, *Salmo trutta* L., in an upland stream. *J. Fish Biol.* 28: 479-489.
- Kern-Hansen, U., B. L. Holm, B. L. Madsen & N. Thyssen. 1980. Vedligeholdelse af vandløb. Miljøprojekter 30. Miljøministeriet.
- Krog, C. & H. Hermansen. 1985. Physical structure and brown trout (*Salmo trutta fario*) populations in small Danish lowland streams. J. S. Alabaster (ed): *Habitat Modification and Freshwater Fisheries. Proceedings of a Symposium of the European Inland Fisheries Advisory Commission.*, Butterworth. 216-222.
- Larsen, F., H. J. Christensen & K. Aarestrup. 2000. Smolttab ved opstemninger. *Miljø- og vandpleje, Danmarks Sportsfiskerforbund*. 26: 7-8.
- Larsen, F. R. K. 1998. Flere ørreder ved skånsom vedligeholdelse af vandløb. *Miljø- og Vandpleje*. 18: 4-5.
- Larsen, K. 1972. New trends in planting trout in lowland streams - The result of some controlled Danish liberations. *Aquaculture*. 1: 137-171.
- LaVoie IV, W. J. & W. A. Hubert. 1996. Use of three types of stream-marking habitat by age-0 brown trout late in the growing season. *Hydrobiologia*. 317: 89-95.
- Le Cren, E. D. 1965. Some factors regulating the size of populations of freshwater fish. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 13: 88-105.
- Le Cren, E. D. 1973. The population dynamics of young trout (*Salmo trutta*) in relation to density and territorial behaviour. *Rapp. P-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.* 164: 241-246.
- Lewis, S. L. 1969. Physical factors influencing fish populations in pools of a trout stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 98: 14-19.

- Lindroth, A. 1955. Distribution, territorial behaviour and movements of sea trout fry in the River Indalsalven. Report of the Institute for Freshwater Research, Drottningholm 36: 104-119.
- Lippett, D. A. 1978. Electric fishing: The practical approach. Fish. Mgmt. 9 (no. 3.): 83-88.
- Lund, T. 1996. Elverdamsåen - Hydraulikkens og vandføringens betydning for ørredbestandens fysiske vilkår. Specialrapport, Geologisk Institut, Aarhus Universitet
- Lund, T. J. & B. Clausen. 1998. Levevilkår for ørred. Vand & Jord. 5 (3): 116-119.
- Madsen, B. L. 1995. Vandløbene - ti år med den nye vandløbslov, 2. udgave. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen. Miljønyt nr. 13.
- Madsen, S. S. 2000. Laboratoriemanual til kurset BB66. Laksefiskens fysiologi og endokrinologi. Biologisk Institut. SDU Odense Universitet. Odense Universitets Trykkeri.
- Mebus, J. R., K. Sand-Jensen & T. S. Jespersen. 1994. Strømningsmønstre omkring planter i vandløb. Vand & Jord. 1(4): 172-176.
- Miljøstyrelsen. 1983. Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del I. Vandløb og søer. Miljøstyrelsen, Vejledning nr. 1.
- Moeslund, B. 1995. Pindsvineknop. En problematisk vandplante. Vand & Jord. 3:
- Mortensen, E. 1977a. Density-dependent mortality of trout fry (*Salmo trutta* L.) and its relationship to the management of small streams. J. Fish Biol. 11: 613-617.
- Mortensen, E. 1977b. Population, survival, growth and production of trout *Salmo trutta* in a small Danish stream. Oikos. 28: 9-15.
- Mortensen, E. 1977c. The population dynamics of young trout (*Salmo trutta* L.) in Danish brook. J. Fish Biol. 10: 23-33.
- Mortensen, E. & P. Geertz-Hansen. 1996. Elektrofiskeri til bestemmelse af fiskebestande i vandløb. 2. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. 38 s. - Teknisk anvisning fra DMU nr. 13.
- Moyle, P. B. & D. M. Baltz. 1985. Microhabitat use by an assemblage of California stream fishes: Developing criteria for instream flow determinations. Trans. Am. Fish. Soc. 114: 695-704.
- Mäki-Petäys, A., T. Muotka, A. Huusko, P. Tikkanen & P. Kreivi. 1997. Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 25-35.
- Nielsen, C., K. Aarestrup & S. Madsen. 2000. Udsætning af havørredsmolt. Miljø- og vandpleje, Danmarks Sportsfiskerforbund. 26: 3-6.
- Nielsen, J. 1981. Få større fangster ved elektrofiskeri. Sportsfiskeren. Danmarks Sportsfiskerforbund. 12: 42-43.
- Nielsen, J. 1994a. Laksefiskene og kanosejladsen i Gudenåen opstrøms Mossø. Vejle Amt, Teknik og Miljø.
- Nielsen, J. 1994b. Restaurering af vandløb i Vejle Amt 1983-1993. Vejle Amt, Teknik og Miljø.
- Nielsen, J. 1994c. Vandløbsfiskenes verden - med biologen på arbejde. G.E.C. Gads Forlag.
- Nielsen, J. 1995. Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold - et udvalg af eksisterende viden. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt 293.
- Nielsen, J. 1997. Ørreden som miljøindikator - 10 års udvikling i danske vandløb. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen. Miljønyt nr. 24.
- Nielsen, J. 1998. Gudenåens hovedløb som gyde- og yngelopvækstområde for laks og havørred. Gudenåkomiteen. Rapport nr. 19. Gudenåkomiteen, c/o Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret.

- Nielsen, J. 1999. Vurdering af bestandene af laksefisk i Gudenåen hovedløb 1999. - Notat til: Nielsen, J. 1994. Laksefiskene og kanosejladsen i Gudenåen opstrøms Mossø. Vejle Amt, Teknik og Miljø.
- Noble, G. K. 1939. The rôle of dominance in the social life of birds. *Auk*. 56: 263-273.
- Olsen, H. M. 1997a. Vandløbsorganismers habitatkrav - undersøgelser af betydningen af de fysiske forhold i vandløb. Del 3. Habitatkrav hos ørreden (*Salmo trutta* L.) i vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Vandløb og Afstrømning & Århus Universitet, Biologisk Institut, Afd. for Zoologi.
- Olsen, H. M. 1997b. Ørredens krav til vandløbenes fysiske forhold. *Vand & Jord*. 4 (1): 16-18.
- Olsen, N. Ø. 2000. Altered patterns of emergence and first displacement of brown trout (*Salmo trutta*) fry in the presence of predators. Specialrapport, Aarhus Universitet.
- Ovesen, C. H. & S. Søgård. 1993. Naturplejebogen - en håndbog i pleje af naturområder og kulturlandskab. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Pers.Kom. 2003. Kommentar fra vejleder Jan Nielsen, Vejle Amt. Skriftligt materiale, kunne umiddelbart ikke fremskaffes.
- Rasmussen, G. 1984. Liberation of trout (*Salmo trutta* L.) in Danish streams. Eifac Technical Paper. 42: 164-177.
- Rasmussen, G. 1986. The population dynamics of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to year-class size. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 33: 489-508.
- Rasmussen, G. 2000a. Fiskepleje gennem 500 år. *Fisk & Hav*. 51: 26-35.
- Rasmussen, G. 2000b. Fiskepleje i Vandløb. *Fisk & Hav*. 51: 36-45.
- Regionplan 1997-2009 for Vejle Amt.
- Rimmer, D. M., U. Paim & R. L. Saunders. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 671-680.
- Rimmer, D. M., U. Paim & R. L. Saunders. 1984. Changes in the selection of microhabitat by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) at the summer-autumn transition in a small river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 469-475.
- Rincon, P. A. & J. Iobon-Cervia. 1993. Microhabitat use by stream-resident brown trout: Bioenergetic consequences. *Trans. Am. Fish. Soc.* 122: 575-587.
- Saltveit, S. J. & J. Heggenes. 2000. Fisk i rennende vann - miljø og produksjonsforhold. Side 21-37 i: Borgstrøm, R. og Hansen, P. H. (red.). Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, Oslo. 376 pp.
- Sand-Jensen, K. & N. Friberg. 2000. De strømmende vande. 1. Udg. 1. Opl. G.E.C. Gads Forlag.
- Seber, G. A. F. & E. D. Le Cren. 1967. Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.* 36: 631-643.
- Sers, B. & E. Degerman. 1992. Fiskfaunan i svenska vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 3: 1-41.
- Shirvell, C. S. & R. G. Dungey. 1983. Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.* 112 (3): 355-367.
- Siegel, S. & N. Castellan. 1988. Nonparametric statistics for the behavioural sciences. Mcgraw-hill, Inc. 399 p.
- Sivebæk, F. 1996. Sedimentindhold i gydegrus. *Vand & Jord*. 3 (nr. 5): 189-190.
- Sivebæk, F. & L. Bangsgaard. 1995. Sediment på ørredens gydebanker. *Vand & Jord*. 2 (nr. 6): 258-261.

- Skriver, J., T. Riis, J. Carl, A. Baattrup-Pedersen, N. Friberg, M. E. Ernst, S. B. Frandsen, A. Sode & P. Wiberg-Larsen. 1999. Biologisk overvågning i vandløb 1998-2003. Biologisk vandløbskvalitet (DVFI). Udvidet biologisk program. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser - Teknisk anvisning fra DMU nr. 16.
- Slaney, P. A. & T. G. Northcote. 1974. Effects of prey abundance on density and territorial behaviour of young rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in laboratory stream channels. J. Fish. Res. Board Can. 31: 1201-1209.
- Solomon, D. J. 1982. Migration and dispersion of juvenile brown and sea trout. Salmon and Trout Migratory Behavior Symposium (E.L. Brannon & E.O. Salo, eds.). University of Washington, Seattle, Washington. 136-145.
- Solomon, D. J. & R. G. Templeton. 1976. Movements of brown trout *Salmo trutta* L. in a chalk stream. J. Fish Biol. 9: 411-423.
- Sternin, V. G., I. V. Nikonorov & Y. K. Bumeister. 1972. Electrical fishing, theory and practice. Israel Progr. Sci. Transl., Jerusalem. 316 pp.
- Vejle Amt. 2002. Vandområdeplan, Vandområderne i Vejle Amt, august 2002 - FORSLAG.
- Vejle Amdsråd Udvalg for Teknik og Miljø. 1989. Regulativ for Gudenåen, Hammer Mølle - Mattrup Å. Amtsvandløb nr. 4, afd. 1 i Vejle Amt. Vejle Amt, Teknik og Miljø.
- Vibert, R. e. 1967. Fishing with electricity. Its application to biology and management. - EIFAC/FAO. Fishing News (Books) Ltd., London. 276 pp.
- Vismara, R., A. Azzellino, R. Bosi, G. Crosa & G. Gentili. 2001. Habitat suitability curves for brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in the river Adda, Northern Italy: Comparing univariate and multivariate approaches. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 17: 37-50.
- Wandall, K., B. Levesen, P. Landsfeldt & S. B. Frandsen. 2000. Bedre vandløb - En praktisk håndbog. Vejle Amt, Teknik og Miljø & Sønderjyllands Amt, Miljøområdet.
- Wesche, T. A., C. M. Goertler & C. B. Frye. 1987. Contribution of riparian vegetation to trout cover in small streams. North Am. J. Fish. Mgmt. 7: 151-153.
- Wiberg-Larsen, P., S. E. Pedersen, H. B. Madsen, J. Knudsen, F. G. Larsen & N. B. Adamsen. 1994. Renere vandløb på Fyn. Vand & Jord. 1: 10-13.
- Youngs, W. D. & D. S. Robson. 1978. Estimation of population number and mortality rates. T. Bagenal, editor. Methods for assessment of fish production in freshwaters. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England. 137-164.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis Prentice-Hall, Inc.
- Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. Biometrics. 12: 163-189.
- Østergaard, T. A. S. 2000. Korttidseffekter af grødeskæring i juli/august på bestand og mikrohabitatvalg for bækørreden (*Salmo trutta f. fario*). Specialerapport, Biologisk institut, Odense Universitet (SDU).

Yderligere anvendt litteratur og URL-adresser

Herunder er angivet litteratur som har været inspirationsgivende i forbindelse med udarbejdelse af rapporten, men som ikke er direkte citeret i teksten:

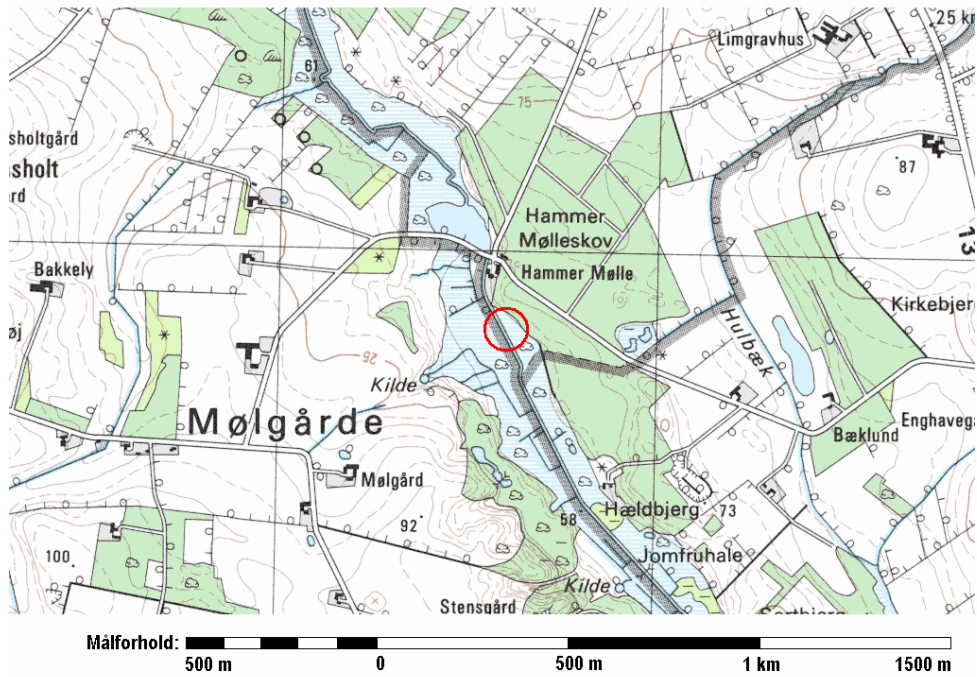
- Deacon, M. & F. Sørensen. 2001. Erfaringer med udlægning af gydegrus og sten. Miljø- og vandpleje, Danmarks Sportsfiskerforbund. 27: 10-12.
- Hansen, V. W. 2001. Vandpleje i nyt perspektiv - fra udsætninger til biotopforbedringer. Miljø- og vandpleje, Danmarks Sportsfiskerforbund. 27: 8-9.
- Larsen, K. 1980. De rindende vande. Danmarks Natur, bind 5. p. 44-162.
- Madsen, B. L. & J. Gregersen. 1998. Vandløbene i Danmark. G.E.C. Gads Forlag og Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Madsen, B. L. 1995a. Bedre levevilkår i vandløbene. Særtryk: Naturens Verden. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljø & Energiministeriet. 1997. Bekendtgørelse af lov om Naturbeskyttelse, Lovbekendtgørelse nr. 835 af 1. november 1997.
- Miljø & Energiministeriet. 2000. Bekendtgørelse af lov om Planlægning, Lovbekendtgørelse nr. 518 af 11. juni 2000.
- Miljø & Energiministeriet. 2001a. Bekendtgørelse af lov om Miljøbeskyttelse, Lovbekendtgørelse nr. 753 af 25. august 2001.
- Miljø & Energiministeriet. 2001b. Bekendtgørelse af lov om Vandløb, Lovbekendtgørelse nr. 632 af 23. juni 2001.
- Miljøministeriet. 1983. Bekendtgørelse om vandløbsregulering m.v., herunder om restaurering af vandløb. Bekendtgørelse nr. 424 af 7. september 1983.
- Miljøstyrelsen. 1998. Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Miljø- og Energiministeriet. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 5.
- Natur og miljø i Gudenåsystemet 25 års indsats og effekt. 1998. Gudenåkomiteen - Rapport nr. 20.
- Nielsen, J. 1997. Ørreden, *Salmo trutta*, i Vejle Amts vandløb 1990-1995. Vejle Amt, Teknik og Miljø.
- Stanford, J. A., J. V. Ward, W. J. Liss, C. A. Frissell, R. N. Williams, J. A. Lichatowich & C. C. Coutant. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 12: 391-413.
- Vejle Amtsråd Udvalg for Teknik og Miljø. 1988. Regulativ for Gudenåen, Matstrup Å - Mossø. Amtsvandløb nr. 4, afd. 2 i Vejle Amt. Vejle Amt, Teknik og Miljø.
- Vejle Amtsråd Udvalg for Teknik og Miljø. 1998a. Regulativ for Vejle Å, Engelsholm Sø - Tingkærvad Bro. Amtsvandløb nr. 1, afd. 1 i Vejle Amt. Vejle Amt, Teknik og Miljø.
- Vejle Amtsråd Udvalg for Teknik og Miljø. 1998b. Regulativ for Vejle Å, Tingkærvad Bro - Vingsted. Amtsvandløb nr. 1, afd. 2 i Vejle Amt. Vejle Amt, Teknik og Miljø.
- Vejle Amtsråd Udvalg for Teknik og Miljø. 1998c. Regulativ for Vejle Å, Vingsted - Vejle Fjord. Amtsvandløb nr. 1, afd. 3 i Vejle Amt. Vejle Amt, Teknik og Miljø.

Herunder findes URL-adresser på relevante internetsider hvor der er søgt information og oplysning i forbindelse med udfærdigelse af rapporten:

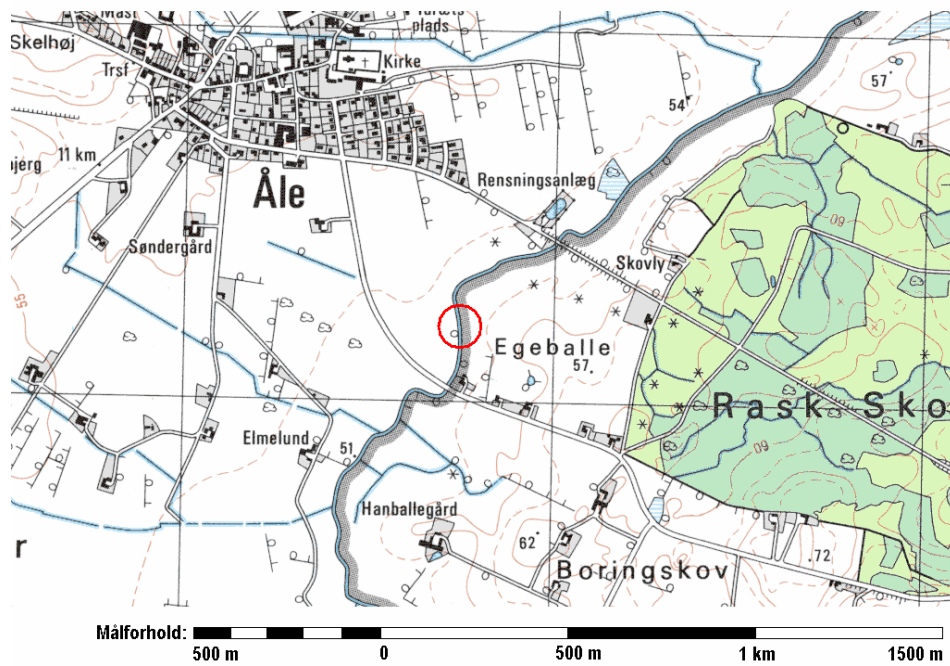
http://gis.vejleamt.dk/arealinfo/default.htm	Vejle Amt - Arealinformation
http://www.dfu.min.dk/	Danmarks Fiskeriundersøgelser
http://www.dmu.dk/	Danmarks Miljøundersøgelser
http://www.fiskepleje.dk/	Fiskepleje (DFU)
http://www.mim.dk/	Miljøministeriet
http://www.mst.dk/	Miljøstyrelsen
http://www.retsinfo.dk/	Retsinformation
http://www.vandressource.dk/	Dansk Vandressource Komité
http://www.vejleamt.dk/	Vejle Amt

Appendiks A. Kort over de undersøgte positioner

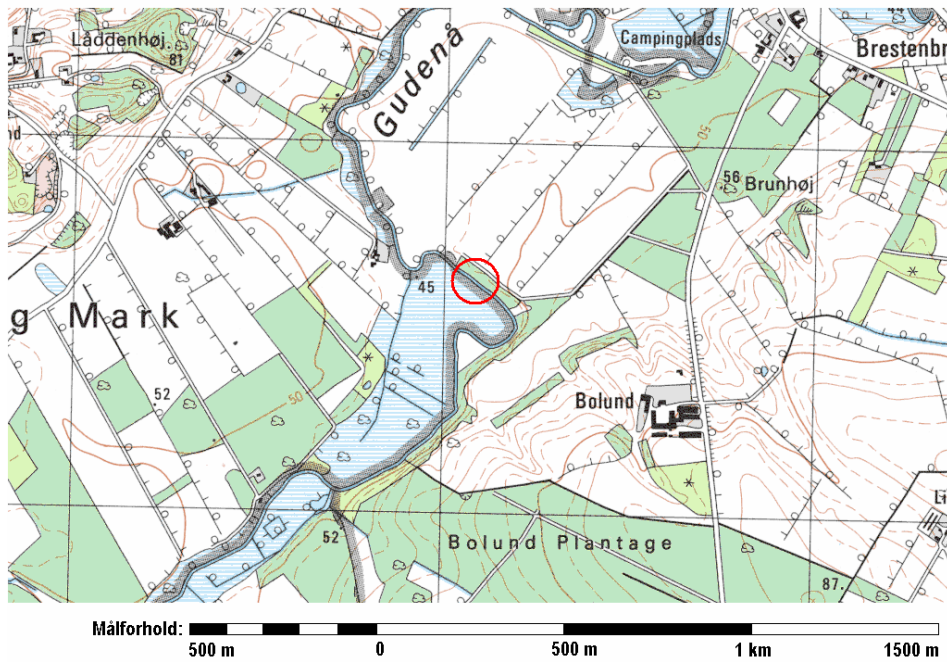
Hammer Mølle - Gudenåen



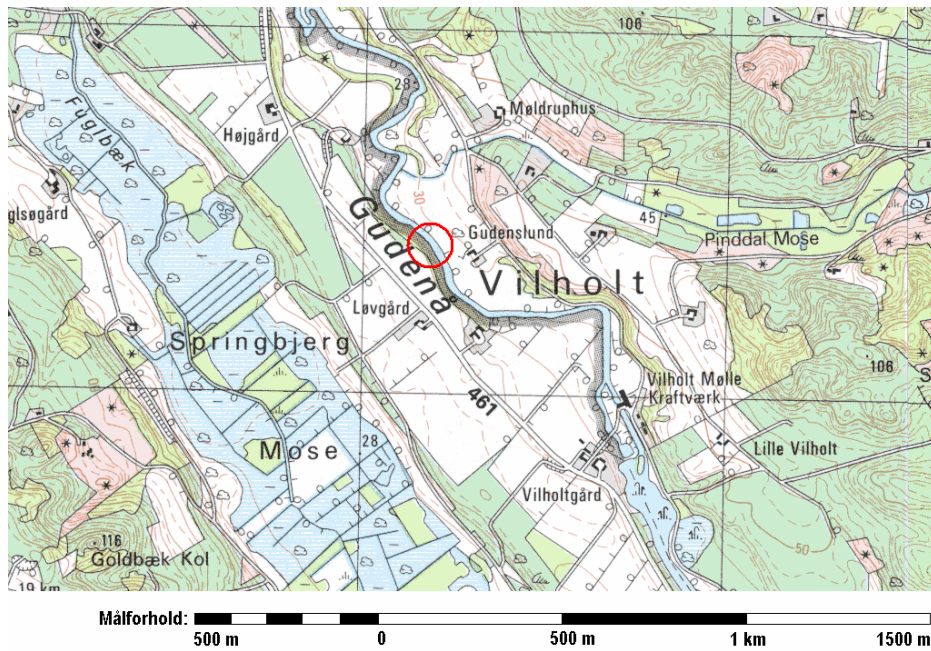
Åle - Gudenåen



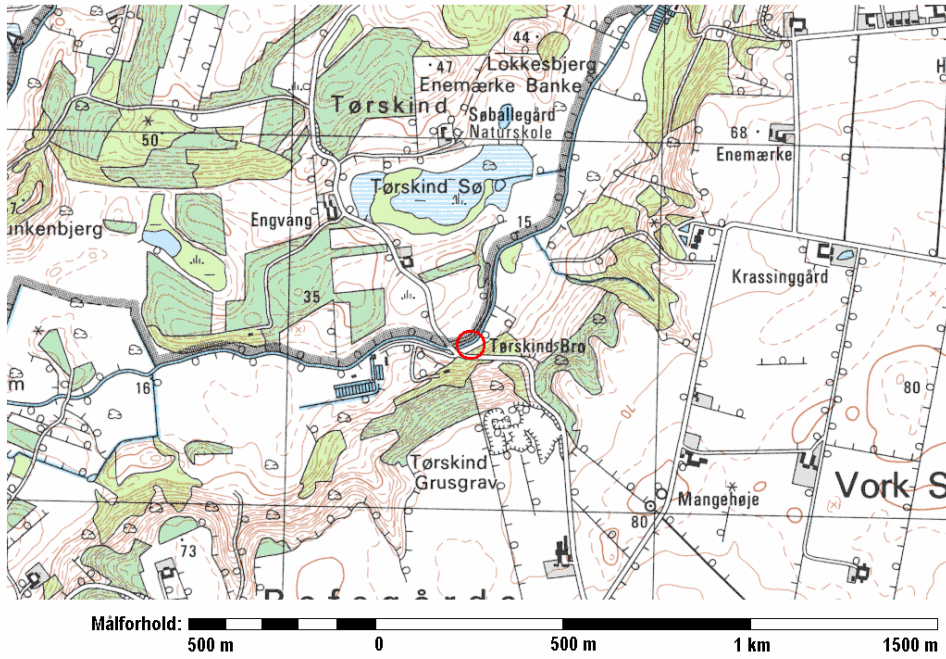
Bolund - Gudenåen



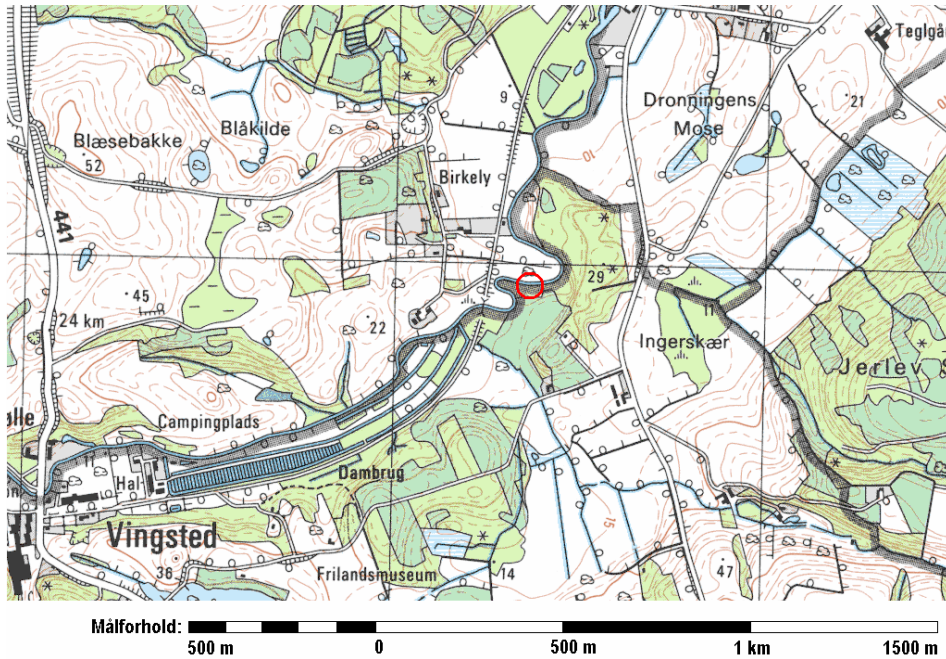
Vilholt - Gudenåen



Tørskind - Vejle Å



Nørager - Vejle Å



Appendiks B. Fangst-genfangst metoden

Fangst-genfangstmetoden baseres på to befiskninger, da man skal kende antallet af mærkede fisk (m), som er det antal fisk der blev fanget ved første befiskning, fangsten ved anden befiskning (c) og antallet af genfangster (r).

Det er sjældent muligt at få en helt nøjagtig angivelse af en fiskebestands størrelse eller tæthed (Bohlin *et al.*, 1989). Derfor bestemmes bestandsstørrelsen (y) med estimatet (\hat{y}), som ligger mere eller mindre tæt på den sande, men ofte ukendte y . Et simpelt bestandsestimat kan beregnes efter Ligning I. Ligning I kaldes ofte for Petersens metode eller *The Peterson Method* (Youngs & Robson, 1978; Bohlin *et al.*, 1989; Cowx & Lamarque, 1990)

$$\hat{y} = \frac{m c}{r} \qquad \text{Ligning I}$$

Ligning I overestimerer ofte bestandsestimatet (Zippin, 1956) hvorfor vi, i de beregninger som ligger til grund for bestandsestimatet i undersøgelsen, har anvendt følgende modificering angivet ved Ligning II (Zippin, 1956) {Seber & Le Cren 1967 324 /id} (Mortensen & Geertz-Hansen, 1996)

$$\hat{y} = \frac{(m+1)(c+1)}{(r+1)} - 1 \qquad \text{Ligning II}$$

Følgende antagelser ligger til grund for bestemmelse af bestandsestimatet vha. Ligning II.

- de mærkede og umærkede fisk skal have samme fangbarhed og dødelighed
- de mærkede genudsatte fisk skal blande sig tilfældigt med umærkede fisk
- der må ikke ske indvandring af nye individer, eller udvandring af mærkede fisk i undersøgelsesperioden
- de mærkede fisk må ikke miste mærket
- der må ikke ske reproduktion i undersøgelsesperioden

De sidste to punkter, samt til dels det tredje punkt, kan elimineres ved at anvende finneklipping og udføre metoden over få dage. Ved ørredundersøgelser foreslås det generelt, at anden

gennemfiskning udføres få dage efter den første (Bohlin *et al.*, 1989; Nielsen, 1994c; Mortensen & Geertz-Hansen, 1996).

Herefter kan densiteten pr. 100 m² beregnes efter Ligning III

$$\text{Dens. pr. 100 m}^2 = \frac{\hat{y}}{\text{befisket areal (m}^2\text{)}} \times 100 \quad \text{Ligning III}$$

og densiteten pr. 100 m bredareal beregnes efter Ligning IV

$$\text{Dens. pr. 100 m bredareal} = \frac{\hat{y}}{\text{længde på befisket strækning (m)}} \times 100 \quad \text{Ligning IV}$$

Bestandsestimater vil fluktuere omkring et gennemsnit, hvis man udfører analysen tilstrækkeligt mange gange. En ide omkring denne fluktueringsstørrelse udtrykkes som variansen af \hat{y} ($V(\hat{y})$) og kan beregnes efter Ligning V

$$V(\hat{y}) = \frac{\hat{y}^2(\hat{y} - m)(\hat{y} - c)}{mc(\hat{y} - 1)} \quad \text{Ligning V}$$

Kvadratrod af variansen kaldes for standardafvigelsen ($SE(\hat{y})$) eller *standard error*, og beregnes efter Ligning VI

$$SE(\hat{y}) = \sqrt{V(\hat{y})} \quad \text{Ligning VI}$$

Som udtryk for sandsynligheden af, at den ukendte bestandsstørrelse i 95 % af tilfældene ligger inden for et interval, beregnes konfidensintervallet eller sikkerhedsgrænsen omkring bestandsestimater som angivet i Ligning VII

$$2 SE(\hat{y}) \quad \text{Ligning VII}$$

Tilsvarende beregnes 95 % konfidensintervallet pr. 100 m² som angivet i Ligning VIII

$$\frac{2 \text{ SE}(\hat{y})}{\text{befisket areal (m}^2\text{)}} \times 100 \quad \text{Ligning VIII}$$

og 95 % konfidensintervallet pr. 100 m bredareal som angivet i Ligning IX

$$\frac{2 \text{ SE}(\hat{y})}{\text{længde på befisket strækning (m)}} \times 100 \quad \text{Ligning IX}$$

Forskellige fiskearter samt forskellige størrelser af fisk er ikke lige nemme at fange ved elektrofiskeri (Bohlin *et al.*, 1989; Nielsen, 1994c; Mortensen & Geertz-Hansen, 1996), og derfor er det ønskværdigt at vide hvor effektiv man har været under fiskeriets udførelse. Et estimat over fiskenes fangbarhed (\hat{p}) under den anden gennemfiskning fås af Ligning X

$$\hat{p} = \frac{r}{m} \quad \text{Ligning X}$$

som i Ligning I og Ligning II er antallet af genfangster angivet ved (r) og antallet af mærkede fisk med (m).

Appendiks C. Beregninger af fysisk vandløbsindeks

Tabel I, II og III viser de værdier der ligger til grund for beregningen af de aktuelle indeksværdier (Kaarup, 1999) som er angivet i Tabel 9.1 og Tabel 9.2.

Tabel I: Indeksværdierne for Hammer Mølle og Åle i Gudenåen.

Vandsystem	Gudenåen						
	Position	Hammer Mølle				Åle	
	Faktor (F)	Intensitet (i)		Værdi		Intensitet (i)	Værdi
Dato (2000)		12. Maj	21. Jul.	12. Maj	21. Jul.	24. Maj	
Positive parametre							
Høller og stryg	2	2	2	4	4	0	0
Mæandrørende vandløb	1	2	2	2	2	0	0
Gydegrus (2-5 cm)	2	1	1	2	2	0	0
Grus (< 2 cm)	2	1	1	2	2	0	0
Sten	2	1	1	2	2	0	0
Rødder	1	1	1	1	1	0	0
Grødebanker	1	2	3	2	3	0	0
Underskårne Brinker	2	1	1	2	2	2	4
Udhængende vegetation	1	1	3	1	3	1	1
Anden fysisk variation (grene, sten m. mos m.v.)	2	2	2	4	4	0	0
Negative parametre							
Sandvandring	-2	2	3	-4	-6	1	-2
Blød ustabil bund	-1	2	3	-2	-3	0	0
Bredt vandløbsprofil i forhold til vandføring	-1	0	0	0	0	0	0
Nyligt opgravet (1: lille indgreb; 2: stort indgreb)	-1	0	0	0	0	0	0
Reguleret/udrettet/nedgravet	-1	1	1	-1	-1	1	-1
Okker	-1	0	0	0	0	0	0
Aktuel indeksværdi (sum af (i * F)):				15	15		2

Tabel II: Indeksverdierne for Bolund og Vilholt i Gudenåen.

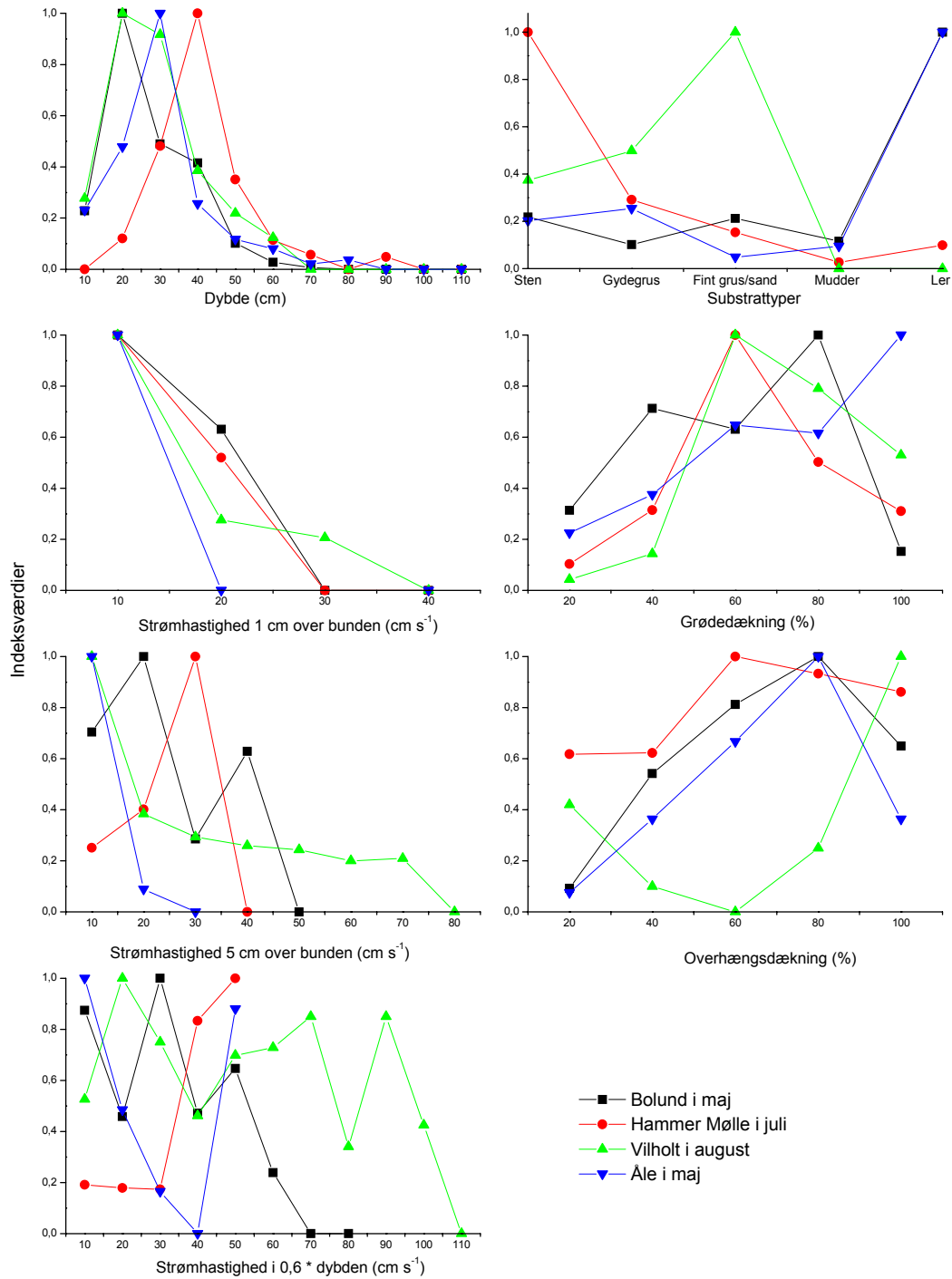
Vandsystem	Gudenåen						
	Position	Bolund		Vilholt			
Faktor (F)		Intensitet (i)	Værdi	Intensitet (i)		Værdi	
Dato (2000)		31. Maj		19. Maj	17. Aug.	19. Maj	17. Aug.
Positive parametre							
Høller og stryg	2	2	4	3	3	6	6
Mæandrerende vandløb	1	1	1	2	2	2	2
Gydegrus (2-5 cm)	2	2	4	3	3	6	6
Grus (< 2 cm)	2	2	4	3	3	6	6
Sten	2	2	4	3	3	6	6
Rødder	1	1	1	2	2	2	2
Grødebanks	1	3	3	1	3	1	3
Underskårne Brinker	2	1	2	1	1	2	2
Udhængende vegetation	1	2	2	2	3	2	3
Anden fysisk variation (grene, sten m. mos m.v.)	2	1	2	2	2	4	4
Negative parametre							
Sandvandring	-2	0	0	0	1	0	0
Blød ustabil bund	-1	0	0	0	0	0	0
Bredt vandløbsprofil i forhold til vandføring	-1	0	0	0	0	0	0
Nyligt opgravet (1:lille indgreb; 2: stort indgreb)	-1	0	0	0	0	0	0
Reguleret/udrettet/nedgravet	-1	1	-1	0	0	0	0
Okker	-1	0	0	0	0	0	0
Aktuel indekseværdi (sum af (i * F)):			26			37	40

Table III: Indeksverdierne for Vejle Å positionerne.

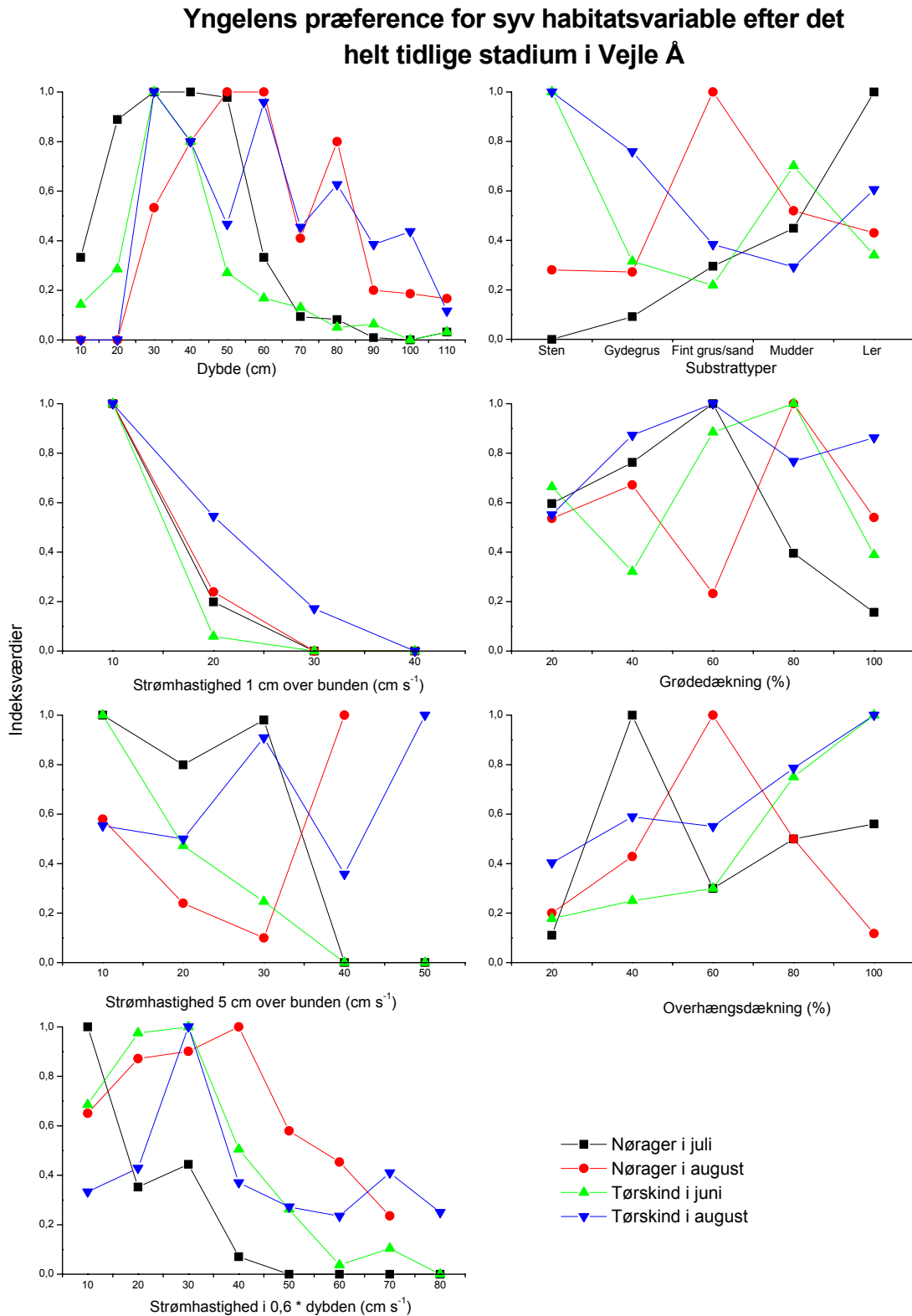
Vandsystem	Vejle Å								
	Position	Faktor (F)	Tørskind				Nørager		
Intensitet (i)			Værdi		Intensitet (i)		Værdi		
Dato (2000)		29. Jun.	8. Aug.	29. Jun.	8. Aug.	14. Jul.	25. Aug.	14. Jul.	25. Aug.
Positive parametre									
Høller og stryg	2	3	3	6	6	1	1	2	2
Mæandrerende vandløb	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Gydegrus (2-5 cm)	2	2	2	4	4	3	3	6	6
Grus (< 2 cm)	2	2	2	4	4	2	2	4	4
Sten	2	2	2	4	4	1	1	2	2
Rødder	1	1	1	1	1	0	0	0	0
Grødebanks	1	2	2	2	2	2	2	2	2
Underskårne Brinker	2	1	1	2	2	1	1	2	2
Udhængende vegetation	1	1	2	1	2	2	2	2	3
Anden fysisk variation (grene, sten m. mos m.v.)	2	2	2	4	4	1	1	2	2
Negative parametre									
Sandvandring	-2	1	1	-2	-2	1	1	-2	-2
Blød ustabil bund	-1	0	0	0	0	2	2	-2	-2
Bredt vandløbsprofil i forhold til vandføring	-1	0	0	0	0	0	0	0	0
Nyligt opgravet (1:lille indgreb; 2: stort indgreb)	-1	0	0	0	0	0	0	0	0
Reguleret/udrettet/nedgravet	-1	2	2	-2	-2	0	0	0	0
Okker	-1	0	0	0	0	0	0	0	0
Aktuel indekssværdi (sum af (i * F)):				25	26			19	20

Appendiks D. Præferencekurver

Yngelens præference for syv habitatsvariable efter det helt tidlige stadium i Vejle Å



Figur I: Figuren viser yngelens præference for de fysiske forhold efter det helt tidlige stadium i Gudenåen. Yngelen gennemsnitlige længde var 60 – 93 mm.

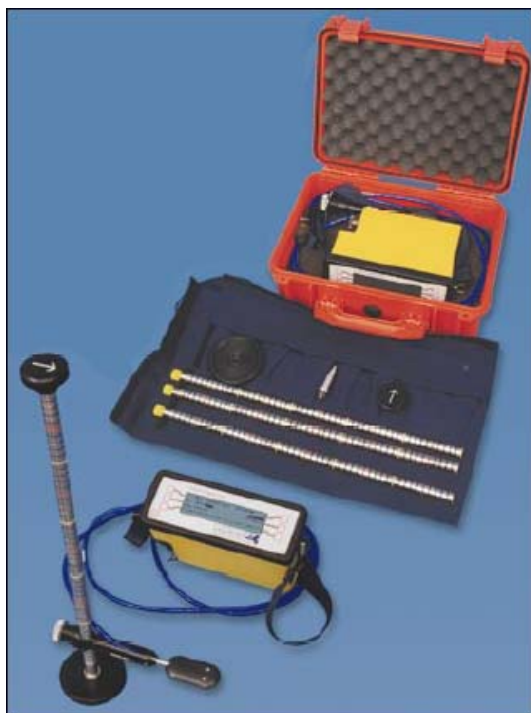


Figur II: Figuren viser yngelens præference for de fysiske forhold efter det helt tidlige stadium i Vejle Å. Yngelens gennemsnitlige længde var 57 – 91 mm.

Appendiks E. Elektromagnetisk strømmåler Model 801

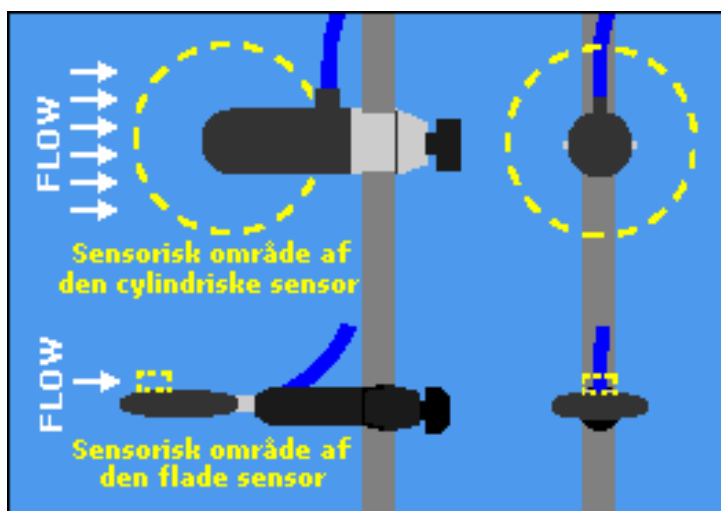
Alle strømmålinger i forsøget blev foretaget med en relativ ny type strømmåler indenfor feltbiologien. Strømmåleren er en såkaldt elektromagnetisk strømmåler fra firmaet Valeport i England. Os bekendt, har den ikke været anvendt ved mikrohabitatsundersøgelser på ørred før. Valeport har udviklet Model 801 specielt til brug i åbne, lavvandede kloak- og spildevandskanaler, hvor målinger med traditionelle propelstrømmålere kan være et problem, dels pga. lav dybde eller fordi affald sætter sig fast i propellen. Springet herfra, og så over til at bruge apparatet i en mikrohabitatsundersøgelse synes ikke langt, da de praktiske omstændigheder omkring forholdende ofte er lignende. Ofte har vi med meget lave dybder at gøre, og ikke sjældent findes fiskenes habitater i kombination med grøde, hvori det er umuligt at måle strømhastigheden med traditionelle metoder. Yderlig er den hurtig at bruge og usikkerheden på målingerne er konstant og lille.

Den elektromagnetiske strømmåler virker efter Faraday's lov. Ifølge Faraday's lov vil en elektrisk ledende væske (f.eks. vand), som flyder gennem eller krydser magnetiske kraftlinier (produceret af en elektromagnetisk ring i sensoren), producere elektromagnetisk kraft (spænding). Denne spænding, kan opfanges af sensorens elektroder, er lineær og afhængig af vandets hastighed. Model 801 er upåvirket af ændringer i konduktiviteten og kan, som i vores forsøg, bruges i ferskvand men også i saltvand, spildevand eller til målinger i fødevarer.



Den elektromagnetiske strømmåler som blev anvendt i undersøgelsen. Kilde: Producentens hjemmeside (<http://www.valeport.co.uk>).

Apparatet består af en metalstang med centimeter mål hvorpå sensoren er fastgjort. Herfra går et to meter langt kabel op til den elektroniske kontrolenhed. På kontrolenheden kan strømhastigheden aflæses (aktuel og gennemsnit), data kan logges og nemt eksporteres til en PC via RS232 kommunikation. Fra kontrolenheden kan mange andre parametre også sættes op, f.eks. logtid, gennemsnitsperioder, standard afvigelse, dato, tid og meget andet.



Sensorhoveders udformning og angivelse af deres måleområde. I undersøgelsen var det den flade sensor (nederst på billedet) som blev anvendt. *Kilde: Producentens hjemmeside (<http://www.valeport.co.uk>).*

Strømmåleren kan leveres med to forskellige sensorhoveder. En cylindrisk sensor som er specielt velegnet ved store vanddybder og meget strømfuldt vand, samt en flad sensor som er specielt velegnet til målinger i lavvandede områder eller hvor der ønskes en præcis måling på et bestemt sted. Den flade sensor er også mere sensitiv overfor turbulente strømninger. I vores tilfælde anvendte vi den lille flade sensor, da vi ofte opererede på lave dybder og var interesserede i at kunne beskrive snudestrømhastigheden på ørredyngel, uanset dens placering. Elektroderne sidder oven på den flade sensor, så strømhastigheden måles umiddelbart herover. Det aktive måleområde kan beskrives som en cylinder, hvor radius udgøres af afstanden mellem de to elektroder og højden som er ca. 10 mm op over disse.

Deskriptioner knyttet til Model 801. Kilde: *Producentens hjemmeside*
(<http://www.valeport.co.uk>).

<p>Elektromagnetisk sensor</p> <p><i>Præcision:</i> ± 0,5 % (5 mm pr. sek.)</p> <p><i>Spænd:</i> -5 til +5 m pr. sek.</p> <p><i>Støj:</i> ± 3 mm pr. sek., som dog reduceres ved brug af lange måle- / gennemsnits perioder</p> <p><i>Dimensioner:</i> 13 mm x 39 mm x 78 mm (flad sensor)</p>
<p>Kalibrering</p> <p>Systemet har indbygget nulstilling og stabilitetscheck, hvilket giver høj kalibreringssikkerhed</p>
<p>Miljø</p> <p><i>Sensor:</i> Brugstemperatur fra -5 til +40 °C, opbevaringstemperatur fra -10 til +70 °C</p> <p><i>Kontrolenhed:</i> Brugstemperatur fra -5 til +50 °C, opbevaringstemperatur fra -10 til +70 °C</p>
<p>Data interface</p> <p><i>RS232 kommunikation (PC-baseret):</i> Aktuel måling og loggede data med gennemsnitshastighed, standardafvigelse, dato og tid</p>

Yderligere oplysninger om den elektromagnetiske strømmåler, Model 801 kan findes på producentens hjemmeside (<http://www.valeport.co.uk>). I Danmark forhandles strømmåleren af MacArtney A/S i Esbjerg (<http://www.macartney.com>), som også ydede en betragtelig rabat i forbindelse med brugen af apparatet til vores undersøgelse.

Appendiks F. Korrelationsmatricer

Tabel IV: Spearman Rank Korrelationsmatrix for Hammer Mølle i Gudenåen. r er korrelationskoefficienten. P er signifikansniveauet. Steder med signifikant ($P \leq 0,05$) korrelation er fremhævet med fed. Strømhastighederne er angivet cm s^{-1} . Forkortelsen kat. ved parameteren substrat angiver, at de enkelte substrattyper er kategoriseret, men statistisk er de behandlet som en pulje.

Korrelation mellem yngelparametrene for 1. og 2. periode samt i forhold til yngellængden.

	Maj							
Aug.	Yngel længde (mm)	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Yngel længde (mm)		$r = 0,277$ $P = 0,008$	$r = -0,130$ $P = 0,216$	$r = -0,171$ $P = 0,106$	$r = -0,071$ $P = 0,518$	$r = 0,111$ $P = 0,333$	$r = -0,110$ $P = 0,297$	$r = -0,159$ $P = 0,130$
Dybde (cm)	$r = 0,233$ $P = 0,096$		$r = 0,144$ $P = 0,169$	$r = 0,117$ $P = 0,271$	$r = 0,103$ $P = 0,349$	$r = 0,244$ $P = 0,032$	$r = -0,275$ $P = 0,008$	$r = 0,004$ $P = 0,970$
Substrat (kat.)	$r = -0,037$ $P = 0,795$	$r = 0,070$ $P = 0,625$		$r = 0,037$ $P = 0,732$	$r = -0,038$ $P = 0,728$	$r = -0,002$ $P = 0,984$	$r = 0,112$ $P = 0,289$	$r = 0,038$ $P = 0,722$
Strømhastighed 1 cm o/ bund	$r = 0,153$ $P = 0,307$	$r = -0,110$ $P = 0,463$	$r = -0,307$ $P = 0,041$		$r = 0,670$ $P = 0,000$	$r = 0,292$ $P = 0,010$	$r = 0,034$ $P = 0,754$	$r = -0,035$ $P = 0,740$
Strømhastighed 5 cm o/ bund	$r = 0,002$ $P = 0,990$	$r = -0,275$ $P = 0,064$	$r = -0,422$ $P = 0,004$	$r = 0,589$ $P = 0,000$		$r = 0,627$ $P = 0,000$	$r = -0,100$ $P = 0,361$	$r = -0,104$ $P = 0,341$
Strømhastighed 0,6 x dybde	$r = -0,039$ $P = 0,795$	$r = -0,022$ $P = 0,886$	$r = -0,379$ $P = 0,010$	$r = 0,572$ $P = 0,000$	$r = 0,517$ $P = 0,000$		$r = -0,288$ $P = 0,011$	$r = -0,125$ $P = 0,274$
Overhæng (%)	$r = 0,053$ $P = 0,710$	$r = -0,337$ $P = 0,015$	$r = 0,058$ $P = 0,687$	$r = -0,233$ $P = 0,118$	$r = -0,070$ $P = 0,642$	$r = -0,497$ $P = 0,000$		$r = -0,007$ $P = 0,949$
Grødedækning (%)	$r = -0,130$ $P = 0,357$	$r = 0,137$ $P = 0,330^*$	$r = 0,295$ $P = 0,036$	$r = -0,085$ $P = 0,572$	$r = -0,207$ $P = 0,166$	$r = -0,018$ $P = 0,907$	$r = -0,259$ $P = 0,064$	

Korrelation mellem tilgængelighedsparametrene for 1. og 2. periode.

	Maj						
Aug.	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Dybde (cm)		$r = -0,239$ $P = 0,000^*$	$r = 0,038$ $P = 0,592$	$r = 0,089$ $P = 0,226$	$r = -0,132$ $P = 0,075$	$r = -0,356$ $P = 0,000^*$	$r = -0,214$ $P = 0,002^*$
Substrat (kat.)	$r = -0,058$ $P = 0,417$		$r = -0,456$ $P = 0,000^*$	$r = -0,339$ $P = 0,000^*$	$r = -0,385$ $P = 0,000^*$	$r = 0,323$ $P = 0,000^*$	$r = 0,000$ $P = 0,468$
Strømhastighed 1 cm o/ bund	$r = 0,058$ $P = 0,417$	$r = -0,397$ $P = 0,000^*$		$r = 0,621$ $P = 0,000^*$	$r = 0,644$ $P = 0,000^*$	$r = -0,289$ $P = 0,000^*$	$r = -0,374$ $P = 0,000^*$
Strømhastighed 5 cm o/ bund	$r = -0,014$ $P = 0,844$	$r = -0,458$ $P = 0,000^*$	$r = 0,714$ $P = 0,000^*$		$r = 0,590$ $P = 0,000^*$	$r = -0,309$ $P = 0,000^*$	$r = -0,185$ $P = 0,011^*$
Strømhastighed 0,6 x dybde	$r = 0,010$ $P = 0,886$	$r = -0,302$ $P = 0,000^*$	$r = 0,334$ $P = 0,000^*$	$r = 0,463$ $P = 0,000^*$		$r = -0,360$ $P = 0,000^*$	$r = -0,177$ $P = 0,016^*$
Overhæng (%)	$r = -0,232$ $P = 0,001^*$	$r = 0,179$ $P = 0,010^*$	$r = -0,022$ $P = 0,759$	$r = -0,097$ $P = 0,175$	$r = -0,431$ $P = 0,000^*$		$r = 0,071$ $P = 0,320$
Grødedækning (%)	$r = -0,128$ $P = 0,072$	$r = 0,303$ $P = 0,000^*$	$r = -0,262$ $P = 0,000^*$	$r = -0,251$ $P = 0,000^*$	$r = 0,205$ $P = 0,004^*$	$r = -0,195$ $P = 0,005^*$	

Table V: Spearman Rank Korrelationsmatrix for Åle i Gudenåen. r er korrelationskoefficienten. P er signifikansniveauet. Steder med signifikant ($P \leq 0,05$) korrelation er fremhævet med fed. Strømhastighederne er angivet cm s^{-1} . Forkortelsen kat. ved parameteren substrat angiver, at de enkelte substrattyper er kategoriseret, men statistisk er de behandlet som en pulje.

Korrelation mellem yngelparametrene i forhold til yngellængden.

Maj	Yngel længde (mm)	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Yngel længde (mm)		$r = 0,124$ $P = 0,436$	$r = -0,050$ $P = 0,757$	$r = -0,226$ $P = 0,155$	$r = 0,150$ $P = 0,353$	$r = 0,118$ $P = 0,471$	$r = -0,165$ $P = 0,301$	$r = -0,078$ $P = 0,626$
Dybde (cm)			$r = -0,398$ $P = 0,010$	$r = 0,372$ $P = 0,017$	$r = 0,346$ $P = 0,029$	$r = 0,730$ $P = 0,000$	$r = -0,488$ $P = 0,001$	$r = 0,540$ $P = 0,000$
Substrat (kat.)				$r = -0,297$ $P = 0,059$	$r = -0,502$ $P = 0,001$	$r = -0,649$ $P = 0,000$	$r = 0,206$ $P = 0,196$	$r = -0,569$ $P = 0,000$
Strømhastighed 1 cm o/ bund					$r = 0,356$ $P = 0,025$	$r = 0,291$ $P = 0,073$	$r = -0,193$ $P = 0,224$	$r = 0,317$ $P = 0,044$
Strømhastighed 5 cm o/ bund						$r = 0,647$ $P = 0,000$	$r = -0,187$ $P = 0,246$	$r = 0,324$ $P = 0,041$
Strømhastighed 0,6 x dybde							$r = -0,431$ $P = 0,006$	$r = 0,450$ $P = 0,004$
Overhæng (%)								$r = -0,312$ $P = 0,047$
Grødedækning (%)								

Korrelation mellem tilgængelighedsparametrene

Maj	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Dybde (cm)		$r = -0,256$ $P = 0,000$	$r = 0,481$ $P = 0,000$	$r = 0,396$ $P = 0,000$	$r = 0,551$ $P = 0,000$	$r = -0,525$ $P = 0,000$	$r = -0,272$ $P = 0,000$
Substrat (kat.)			$r = -0,432$ $P = 0,000$	$r = -0,407$ $P = 0,000$	$r = -0,575$ $P = 0,000$	$r = 0,267$ $P = 0,000$	$r = 0,000$ $P = 0,120$
Strømhastighed 1 cm o/ bund				$r = 0,814$ $P = 0,000$	$r = 0,580$ $P = 0,000$	$r = -0,276$ $P = 0,000$	$r = -0,464$ $P = 0,000$
Strømhastighed 5 cm o/ bund					$r = 0,680$ $P = 0,000$	$r = -0,288$ $P = 0,000$	$r = -0,443$ $P = 0,000$
Strømhastighed 0,6 x dybde						$r = -0,479$ $P = 0,000$	$r = -0,162$ $P = 0,025$
Overhæng (%)							$r = 0,002$ $P = 0,977$
Grødedækning (%)							

Tabel VI: Spearman Rank Korrelationsmatrix for Bolund i Gudenåen. r er korrelationskoefficienten. P er signifikansniveauet. Steder med signifikant ($P \leq 0,05$) korrelation er fremhævet med fed. Strømhastighederne er angivet cm s^{-1} . Forkortelsen kat. ved parameteren substrat angiver, at de enkelte substrattyper er kategoriseret, men statistisk er de behandlet som en pulje.

Korrelation mellem yngelparametrene i forhold til yngellængden.

Maj	Yngel længde (mm)	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Yngel længde (mm)		$r = 0,237$ $P = 0,260$	$r = -0,323$ $P = 0,122$	$r = 0,136$ $P = 0,520$	$r = 0,156$ $P = 0,482$	$r = 0,293$ $P = 0,195$	$r = -0,097$ $P = 0,647$	$r = 0,295$ $P = 0,160$
Dybde (cm)			$r = -0,436$ $P = 0,033$	$r = 0,258$ $P = 0,221$	$r = 0,165$ $P = 0,457$	$r = 0,388$ $P = 0,081$	$r = -0,710$ $P = 0,000$	$r = 0,643$ $P = 0,000$
Substrat (kat.)				$r = -0,159$ $P = 0,453$	$r = -0,436$ $P = 0,042$	$r = -0,623$ $P = 0,003$	$r = 0,367$ $P = 0,077$	$r = -0,289$ $P = 0,169$
Strømhastighed 1 cm o/ bund					$r = 0,317$ $P = 0,148$	$r = 0,306$ $P = 0,173$	$r = -0,321$ $P = 0,124$	$r = -0,011$ $P = 0,956$
Strømhastighed 5 cm o/ bund						$r = 0,317$ $P = 0,159$	$r = -0,026$ $P = 0,904$	$r = 0,265$ $P = 0,228$
Strømhastighed 0,6 x dybde							$r = -0,565$ $P = 0,008$	$r = 0,601$ $P = 0,004$
Overhæng (%)								$r = -0,576$ $P = 0,003$
Grødedækning (%)								

Korrelation mellem tilgængelighedsparametrene

Maj	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Dybde (cm)		$r = -0,149$ $P = 0,000$	$r = 0,087$ $P = 0,221$	$r = 0,095$ $P = 0,184$	$r = 0,300$ $P = 0,000$	$r = -0,385$ $P = 0,000$	$r = -0,045$ $P = 0,275$
Substrat (kat.)			$r = -0,404$ $P = 0,000$	$r = -0,399$ $P = 0,000^*$	$r = -0,312$ $P = 0,000$	$r = 0,266$ $P = 0,000$	$r = 0,000$ $P = 0,195$
Strømhastighed 1 cm o/ bund				$r = 0,736$ $P = 0,000$	$r = 0,235$ $P = 0,000$	$r = -0,150$ $P = 0,034$	$r = -0,262$ $P = 0,000$
Strømhastighed 5 cm o/ bund					$r = 0,287$ $P = 0,000$	$r = -0,128$ $P = 0,072$	$r = -0,340$ $P = 0,000$
Strømhastighed 0,6 x dybde						$r = -0,494$ $P = 0,000$	$r = 0,283$ $P = 0,000$
Overhæng (%)							$r = -0,285$ $P = 0,000$
Grødedækning (%)							

Tabel VII: Spearman Rank Korrelationsmatrix for Vilholt i Gudenåen. r er korrelationskoefficienten. P er signifikansniveauet. Steder med signifikant ($P \leq 0,05$) korrelation er fremhævet med fed. Strømhastighederne er angivet cm s^{-1} . Forkortelsen kat. ved parameteren substrat angiver, at de enkelte substrattyper er kategoriseret, men statistisk er de behandlet som en pulje.

Korrelation mellem yngelparametrene for 1. og 2. periode samt i forhold til yngellængden.

	Maj							
Aug.	Yngel længde (mm)	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Yngel længde (mm)		$r = 0,140$ $P = 0,223$	$r = -0,300$ $P = 0,009$	$r = -0,084$ $P = 0,465$	$r = 0,144$ $P = 0,213$	$r = 0,120$ $P = 0,335$	$r = -0,074$ $P = 0,520$	$r = 0,221$ $P = 0,053$
Dybde (cm)	$r = 0,411$ $P = 0,000$		$r = -0,375$ $P = 0,000$	$r = 0,077$ $P = 0,506$	$r = 0,095$ $P = 0,413$	$r = 0,244$ $P = 0,048$	$r = -0,401$ $P = 0,000$	$r = 0,365$ $P = 0,001$
Substrat (kat.)	$r = -0,158$ $P = 0,061$	$r = -0,213$ $P = 0,011$		$r = 0,028$ $P = 0,811$	$r = -0,114$ $P = 0,328$	$r = 0,111$ $P = 0,378$	$r = 0,439$ $P = 0,000$	$r = -0,288$ $P = 0,01$
Strømhastighed 1 cm o/ bund	$r = 0,102$ $P = 0,230$	$r = 0,175$ $P = 0,039$	$r = 0,018$ $P = 0,831$		$r = 0,303$ $P = 0,008$	$r = 0,077$ $P = 0,536$	$r = 0,04$ $P = 0,73$	$r = -0,031$ $P = 0,79$
Strømhastighed 5 cm o/ bund	$r = -0,079$ $P = 0,358$	$r = -0,027$ $P = 0,748$	$r = 0,041$ $P = 0,633$	$r = 0,328$ $P = 0,000$		$r = 0,628$ $P = 0,000$	$r = -0,376$ $P = 0,000$	$r = 0,165$ $P = 0,154$
Strømhastighed 0,6 x dybde	$r = 0,143$ $P = 0,097$	$r = 0,223$ $P = 0,009$	$r = 0,064$ $P = 0,464$	$r = 0,105$ $P = 0,227$	$r = 0,434$ $P = 0,000$		$r = -0,381$ $P = 0,002$	$r = 0,328$ $P = 0,007$
Overhæng (%)	$r = -0,256$ $P = 0,002$	$r = -0,317$ $P = 0,000$	$r = 0,178$ $P = 0,034$	$r = 0,091$ $P = 0,286$	$r = -0,041$ $P = 0,635$	$r = -0,237$ $P = 0,006$		$r = -0,487$ $P = 0,000$
Grødedækning (%)	$r = 0,128$ $P = 0,128$	$r = -0,053$ $P = 0,534$	$r = -0,065$ $P = 0,445$	$r = -0,333$ $P = 0,000$	$r = -0,228$ $P = 0,007$	$r = 0,026$ $P = 0,767$	$r = -0,366$ $P = 0,000$	

Korrelation mellem tilgængelighedsparametrene for 1. og 2. periode.

	Maj						
Aug.	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Dybde (cm)		$r = -0,239$ $P = 0,000$	$r = 0,366$ $P = 0,000$	$r = 0,426$ $P = 0,000$	$r = 0,589$ $P = 0,000$	$r = -0,280$ $P = 0,000$	$r = -0,176$ $P = 0,000$
Substrat (kat.)	$r = -0,091$ $P = 0,017$		$r = -0,301$ $P = 0,000$	$r = -0,344$ $P = 0,000$	$r = -0,318$ $P = 0,000$	$r = 0,350$ $P = 0,000$	$r = 0,000$ $P = -0,031$
Strømhastighed 1 cm o/ bund	$r = 0,358$ $P = 0,000$	$r = -0,171$ $P = 0,012$		$r = 0,667$ $P = 0,000$	$r = 0,474$ $P = 0,000$	$r = -0,257$ $P = 0,000$	$r = -0,016$ $P = 0,809$
Strømhastighed 5 cm o/ bund	$r = 0,313$ $P = 0,000$	$r = -0,217$ $P = 0,002$	$r = 0,596$ $P = 0,000$		$r = 0,680$ $P = 0,000$	$r = -0,279$ $P = 0,000$	$r = 0,057$ $P = 0,404$
Strømhastighed 0,6 x dybde	$r = 0,540$ $P = 0,000$	$r = -0,243$ $P = 0,000$	$r = 0,463$ $P = 0,000$	$r = 0,564$ $P = 0,000$		$r = -0,308$ $P = 0,000$	$r = 0,195$ $P = 0,006$
Overhæng (%)	$r = -0,296$ $P = 0,000$	$r = 0,133$ $P = 0,000$	$r = -0,220$ $P = 0,001$	$r = -0,188$ $P = 0,007$	$r = -0,364$ $P = 0,000$		$r = -0,138$ $P = 0,000$
Grødedækning (%)	$r = -0,092$ $P = 0,015$	$r = 0,020$ $P = 0,590$	$r = -0,151$ $P = 0,027$	$r = -0,067$ $P = 0,338$	$r = 0,132$ $P = 0,069$	$r = -0,207$ $P = 0,000$	

Tabel VIII: Spearman Rank Korrelationsmatrix for Tørskind i Vejle Å. r er korrelationskoefficienten. P er signifikansniveauet. Steder med signifikant ($P \leq 0,05$) korrelation er fremhævet med fed. Strømhastighederne er angivet cm s^{-1} . Forkortelsen kat. ved parameteren substrat angiver, at de enkelte substrattyper er kategoriseret, men statistisk er de behandlet som en pulje.

Korrelation mellem yngelparametrene for 1. og 2. periode samt i forhold til yngellængden.

	Jun.	Yngel længde (mm)	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Aug.									
Yngel længde (mm)			$r = 0,312$ $P = 0,007$	$r = 0,039$ $P = 0,740$	$r = 0,015$ $P = 0,901$	$r = -0,049$ $P = 0,685$	$r = 0,059$ $P = 0,620$	$r = -0,163$ $P = 0,162$	$r = 0,161$ $P = 0,174$
Dybde (cm)	$r = 0,130$ $P = 0,256$			$r = 0,132$ $P = 0,256$	$r = 0,271$ $P = 0,022$	$r = 0,040$ $P = 0,741$	$r = 0,479$ $P = 0,000$	$r = -0,503$ $P = 0,000$	$r = 0,069$ $P = 0,563$
Substrat (kat.)	$r = -0,002$ $P = 0,988$	$r = 0,278$ $P = 0,015$			$r = -0,260$ $P = 0,028$	$r = 0,182$ $P = 0,132$	$r = 0,122$ $P = 0,308$	$r = -0,118$ $P = 0,312$	$r = 0,645$ $P = 0,000$
Strømhastighed 1 cm o/ bund	$r = -0,083$ $P = 0,472$	$r = 0,229$ $P = 0,044$	$r = 0,033$ $P = 0,780$			$r = 0,186$ $P = 0,132$	$r = 0,31$ $P = 0,01$	$r = 0,01$ $P = 0,934$	$r = -0,265$ $P = 0,027$
Strømhastighed 5 cm o/ bund	$r = 0,049$ $P = 0,672$	$r = 0,529$ $P = 0,000$	$r = -0,016$ $P = 0,893$	$r = 0,465$ $P = 0,000$			$r = 0,158$ $P = 0,194$	$r = -0,023$ $P = 0,848$	$r = 0,07$ $P = 0,546$
Strømhastighed 0,6 x dybde	$r = 0,099$ $P = 0,391$	$r = 0,661$ $P = 0,000$	$r = 0,288$ $P = 0,012$	$r = 0,276$ $P = 0,015$	$r = 0,619$ $P = 0,000$			$r = -0,403$ $P = 0,000$	$r = 0,158$ $P = 0,19$
Overhæng (%)	$r = -0,088$ $P = 0,445$	$r = -0,532$ $P = 0,000$	$r = -0,193$ $P = 0,095$	$r = -0,036$ $P = 0,757$	$r = -0,258$ $P = 0,024$	$r = -0,496$ $P = 0,000$			$r = -0,415$ $P = 0,000$
Grødedækning (%)	$r = 0,405$ $P = 0,000$	$r = 0,014$ $P = 0,904$	$r = -0,055$ $P = 0,637$	$r = -0,201$ $P = 0,077$	$r = -0,188$ $P = 0,101$	$r = 0,088$ $P = 0,448$	$r = -0,434$ $P = 0,000$		

Korrelation mellem tilgængelighedsparametrene for 1. og 2. periode.

	Jun.	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Aug.								
Dybde (cm)			$r = 0,246$ $P = 0,000$	$r = 0,321$ $P = 0,000$	$r = 0,376$ $P = 0,000$	$r = 0,446$ $P = 0,000$	$r = -0,517$ $P = 0,000$	$r = -0,048$ $P = 0,488$
Substrat (kat.)	$r = 0,119$ $P = 0,077$			$r = 0,019$ $P = 0,832$	$r = -0,106$ $P = 0,241$	$r = 0,031$ $P = 0,733$	$r = 0,019$ $P = 0,779$	$r = 0,000$ $P = 0,213$
Strømhastighed 1 cm o/ bund	$r = 0,188$ $P = 0,031$	$r = -0,003$ $P = 0,969$			$r = 0,604$ $P = 0,000$	$r = 0,589$ $P = 0,000$	$r = -0,378$ $P = 0,000$	$r = -0,214$ $P = 0,015$
Strømhastighed 5 cm o/ bund	$r = 0,238$ $P = 0,006$	$r = -0,109$ $P = 0,210$	$r = 0,464$ $P = 0,000$			$r = 0,572$ $P = 0,000$	$r = -0,394$ $P = 0,000$	$r = -0,406$ $P = 0,000$
Strømhastighed 0,6 x dybde	$r = 0,614$ $P = 0,000$	$r = 0,068$ $P = 0,435$	$r = 0,161$ $P = 0,066$	$r = 0,493$ $P = 0,000$			$r = -0,608$ $P = 0,000$	$r = -0,105$ $P = 0,251$
Overhæng (%)	$r = -0,677$ $P = 0,000$	$r = -0,045$ $P = 0,504$	$r = -0,068$ $P = 0,435$	$r = -0,273$ $P = 0,002$	$r = -0,675$ $P = 0,000$			$r = -0,031$ $P = 0,647$
Grødedækning (%)	$r = 0,194$ $P = 0,004$	$r = 0,244$ $P = 0,000$	$r = -0,197$ $P = 0,023$	$r = -0,177$ $P = 0,042$	$r = 0,148$ $P = 0,090$	$r = -0,392$ $P = 0,000$		

Tabel IX: Spearman Rank Korrelationsmatrix for Nørager i Vejle Å. r er korrelationskoefficienten. P er signifikansniveauet. Steder med signifikant ($P \leq 0,05$) korrelation er fremhævet med fed. Strømhastighederne er angivet cm s^{-1} . Forkortelsen kat. ved parameteren substrat angiver, at de enkelte substrattyper er kategoriseret, men statistisk er de behandlet som en pulje.

Korrelation mellem yngelparametrene for 1. og 2. periode samt i forhold til yngellængden.

	Jul.	Yngel længde (mm)	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Aug.									
Yngel længde (mm)			$r = 0,139$ $P = 0,301$	$r = 0,180$ $P = 0,183$	$r = -0,197$ $P = 0,144$	$r = 0,019$ $P = 0,891$	$r = -0,120$ $P = 0,413$	$r = 0,082$ $P = 0,544$	$r = 0,031$ $P = 0,817$
Dybde (cm)	$r = 0,302$ $P = 0,041$			$r = -0,464$ $P = 0,000$	$r = -0,002$ $P = 0,986$	$r = 0,203$ $P = 0,144$	$r = 0,527$ $P = 0,000$	$r = -0,341$ $P = 0,010$	$r = -0,129$ $P = 0,339$
Substrat (kat.)	$r = -0,213$ $P = 0,155$	$r = -0,334$ $P = 0,023$			$r = -0,232$ $P = 0,089$	$r = -0,175$ $P = 0,213$	$r = -0,241$ $P = 0,098$	$r = 0,165$ $P = 0,223$	$r = 0,352$ $P = 0,008$
Strømhastighed 1 cm o/ bund	$r = 0,307$ $P = 0,041$	$r = 0,370$ $P = 0,013$	$r = -0,518$ $P = 0,000$			$r = 0,511$ $P = 0,000$	$r = 0,270$ $P = 0,064$	$r = 0,061$ $P = 0,656$	$r = -0,239$ $P = 0,076$
Strømhastighed 5 cm o/ bund	$r = -0,100$ $P = 0,521$	$r = 0,006$ $P = 0,968$	$r = -0,296$ $P = 0,054$	$r = 0,370$ $P = 0,016$			$r = 0,600$ $P = 0,000$	$r = -0,141$ $P = 0,312$	$r = -0,354$ $P = 0,009$
Strømhastighed 0,6 x dybde	$r = 0,263$ $P = 0,081$	$r = 0,581$ $P = 0,000$	$r = -0,647$ $P = 0,000$	$r = 0,549$ $P = 0,000$	$r = 0,166$ $P = 0,290$			$r = -0,357$ $P = 0,013$	$r = -0,386$ $P = 0,007$
Overhæng (%)	$r = -0,131$ $P = 0,382$	$r = -0,534$ $P = 0,000$	$r = 0,457$ $P = 0,002$	$r = -0,305$ $P = 0,042$	$r = -0,223$ $P = 0,150$		$r = -0,714$ $P = 0,000$		$r = -0,161$ $P = 0,231$
Grødedækning (%)	$r = 0,563$ $P = 0,000$	$r = 0,498$ $P = 0,000$	$r = 0,049$ $P = 0,744$	$r = 0,237$ $P = 0,116$	$r = -0,177$ $P = 0,254$		$r = 0,385$ $P = 0,009$	$r = -0,253$ $P = 0,090$	

Korrelation mellem tilgængelighedsparametrene for 1. og 2. periode.

	Jul.	Dybde (cm)	Substrat (kat.)	Strømhastighed 1 cm o/ bund	Strømhastighed 5 cm o/ bund	Strømhastighed 0,6 x dybde	Overhæng (%)	Grødedækning (%)
Aug.								
Dybde (cm)			$r = -0,597$ $P = 0,000$	$r = 0,331$ $P = 0,000$	$r = 0,264$ $P = 0,002$	$r = 0,724$ $P = 0,000$	$r = -0,566$ $P = 0,000$	$r = -0,142$ $P = 0,034$
Substrat (kat.)	$r = -0,562$ $P = 0,000$			$r = -0,202$ $P = 0,020$	$r = -0,227$ $P = 0,009$	$r = -0,659$ $P = 0,000$	$r = 0,597$ $P = 0,000$	$r = 0,000$ $P = 0,230$
Strømhastighed 1 cm o/ bund	$r = 0,380$ $P = 0,000$	$r = -0,405$ $P = 0,000$			$r = 0,662$ $P = 0,000$	$r = 0,393$ $P = 0,000$	$r = -0,225$ $P = 0,009$	$r = -0,475$ $P = 0,000$
Strømhastighed 5 cm o/ bund	$r = 0,411$ $P = 0,000$	$r = -0,513$ $P = 0,000$	$r = 0,634$ $P = 0,000$			$r = 0,447$ $P = 0,000$	$r = -0,274$ $P = 0,001$	$r = -0,428$ $P = 0,000$
Strømhastighed 0,6 x dybde	$r = 0,740$ $P = 0,000$	$r = -0,668$ $P = 0,000$	$r = 0,450$ $P = 0,000$	$r = 0,583$ $P = 0,000$			$r = -0,568$ $P = 0,000$	$r = -0,062$ $P = 0,504$
Overhæng (%)	$r = -0,606$ $P = 0,000$	$r = 0,597$ $P = 0,000$	$r = -0,382$ $P = 0,000$	$r = -0,471$ $P = 0,000$	$r = -0,785$ $P = 0,000$			$r = 0,042$ $P = 0,528$
Grødedækning (%)	$r = -0,140$ $P = 0,037$	$r = 0,167$ $P = 0,012$	$r = -0,234$ $P = 0,007$	$r = -0,188$ $P = 0,031$	$r = -0,054$ $P = 0,541$		$r = 0,006$ $P = 0,922$	

Appendiks G. Fiskearter observeret i undersøgelsen

Større ørred blev observeret både i habitatsstudiet og i bestandsanalysen. Desuden blev der på nogen af positionerne også observeret andre arter. Der er ikke udført resultatbehandling på større ørred og andre arter, da de falder udenfor undersøgelsens afgrænsning. De andre arter der blev fundet kan ses i Tabel X herunder. Tilstedeværelse på en position er angivet med et kryds (x).

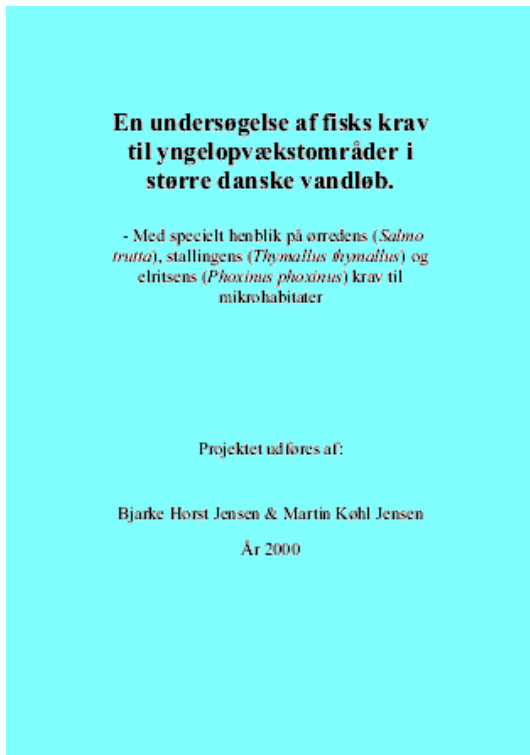
Tabel X: Fiskearter observeret i undersøgelsen.

Position Art	Gudenåen				Vejle Å	
	Hammer Mølle	Åle	Bolund	Vilholt	Tørskind	Nørager
Store Ørred (<i>Salmo trutta</i> L.)	x	x	x	x	x	x
Stalling (<i>Thymallus thymallus</i> L.)	x	x	x	x		
Gedde (<i>Esox lucius</i> L.)	x	x	x	x		
Knude (<i>Lota lota</i> L.)		x	x	x		
Elritse (<i>Phoxinus phoxinus</i> L.)			x	x		
Grundling (<i>Gobio gobio</i> L.)				x		
Aborre (<i>Perca fluviatilis</i> L.)				x		
3-pigget hundestejle (<i>Gasterosteus aculeatus</i> L.)	x	x	x	x		
9-pigget hundestejle (<i>Pungitius pungitius</i> L.)	x	x	x	x		
Bæklampret (<i>Lampetra planeri</i> B.)	x			x		
Skalle (<i>Rutilus rutilus</i> L.)	x			x		
Rudskalle (<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L.)				x		
Ål (<i>Anguilla anguilla</i> L.)	x	x	x	x	x	x
Suder (<i>Tinca tinca</i> L.)	x					

Skemaet angiver *ikke* at være fuldstændigt. På positionerne kan der have eksisteret andre arter, men de i skemaet angivne, er dem som vi umiddelbart mødte under dataindsamlingen, som var møntet på ørredyngel.

Appendiks H. Folder udleveret i forbindelse med undersøgelsen

Herunder og på de følgende sider findes billeder af siderne i en folder som blev udfærdiget i forbindelse med undersøgelsens begyndelse. Folderen blev udleveret til de lodsejere, og andre interessegrupper, vi besøgte inden vi gik i gang med feltarbejdet. Vi fandt stor nytte i at kunne udlevere et kort skriftligt materiale til de personer vi besøgte.



Hvorfor denne undersøgelse?

I de større danske vandløb er der generelt en meget ringe yngelproduktion af ørred i hovedløbene. Dette til trods for, at en del af vandløbene i amtternes regionsplaner er målsat til B₁ vandløb, hvilket vil sige, at vandløbet skal kunne anvendes til gyde- og opvækstområde for ørred og andre laksefisk.

I de store vandløb, hvor der forefindes naturlig yngel, er det ofte på en sådan måde, at de findes på visse strækninger og ikke på andre, selvom de fysiske forhold umiddelbart er ensartede. Dette skyldes som regel ikke mangel på gydefisk, men derimod mangel på egnede områder til gydning og opvækstområder for ørredynglen (Nielsen, 1998).

I dag forsøger man at hjælpe ørredbestandene i mange vandløb vha. udsætninger. Dødeligheden af den udsatte

Yngel er ofte særdeles stor fra udsætnings-tidspunktet til sensommeren, og derfor er det i mange tilfælde kun en lille procentdel af ynglen, som overlever til smoltstadiet (Nielsen, 1998). Der er stor tvivl om hvad der forårsager den øgede dødelighed, hvilket vi med denne undersøgelse vil prøve at finde svar på.

For at forbedre levevilkårene for ynglen, er det vigtigt med præcis viden omkring de krav, fiskene stiller til de fysiske forhold på yngelopvækstområdet (mikrohabitatet). I Danmark er der kun lavet få mikrohabitatundersøgelser i større vandløb. Bangsgaard (1995) undersøgte habitatvalget hos ørredyngel omkring kunstige- og naturlige gydebanks. Østergaard (2000 - speciale, endnu ikke publiceret) undersøger grødeskæringens betydning for ørredyngel.

3

Vejle Å.

I Vejle Å er der en begrænset overlevelse af ørredyngel i hele hovedløbet. Ved at undersøge vandløbet i mindre omfang, bl.a. ved en generel vandløbsvurdering af de fysiske parametre, og sammenligne med resultaterne fra Gudenåen. Vil vi forsøge at komme med forbedringsforslag til Vejle Å samt den øvre del af Gudenåen.

Hvor udføres projektet?

Feltarbejdet er planlagt til at foregå på fire strækninger i den øvre del af Gudenåen opstrøms for Mossø. På to af strækningerne, ved Bolund og Åle, har der de senere år været en meget lav tæthed af ørredyngel, mens der på de to andre, ved Hammer Mølle og Vilholt, har været en rimelig tæthed (Nielsen 1994 og 1999).

5

Gudenåen opstrøms Mossø.

I den øvre del af Gudenåen, fra udspringet til Mossø, vil vi med en mikrohabitatundersøgelse forsøge at belyse, hvorfor der generelt er så lille en overlevelse af ørred-yngel i hovedløbet af Gudenåen. Samt undersøge hvorfor man på visse strækninger finder en rimelig yngeltæthed, mens der på andre er en meget lille. Feltarbejdet vil foregå i perioden april til september 2000.

Stallingen og elritsen i Gudenåen.

I undersøgelsen vil desuden indgå et studie af stallingens og elritsens valg af mikrohabitat i et større dansk vandløb. Dette er interessant fordi der kun er lavet ganske få undersøgelser på andre fiskearter end ørreden. Der er derfor en meget begrænset viden omkring andre fiskearters mikrohabitatkrav.

4

Strækningerne er valgt ud fra Vejle Amts undersøgelser i Gudenåen. Vi ved derfor at der på de strækninger, hvor vi vælger at sætte fisk ud, har været en konstant lav overlevelse af naturlig yngel de senere år.

Strækningerne i Vejle Å er endnu ikke fastlagt, men vil blive valgt senere i samarbejde med Vejle Amt.

Hvordan udføres projektet?

De enkelte strækninger i Gudenåen, vil blive opmålt i detaljer (Biologisk overvågning i vandløb 1998-2003, Teknisk anvisning fra DMU, 1998). For hver fisk der registreres, noteres de fysiske forhold som f.eks. strømhastighed, dybde, lysintensitet, bundsubstrat, planter, trærodde, samt fiskens størrelse og alder. Derved bliver det muligt at beskrive, hvad den enkelte fisk foretrækker i forhold til

6

hvad der er tilgængeligt af levesteder i vandløbet.

Undersøgelse af fiskenes mikrohabitat vil blive udført ved en kombination af dykning og elektrofiskning. Dykning er den mest præcise metode til observering af fiskens mikrohabitat, da man ved brug af denne metode forstyrrer fiskene mindst muligt (Bangsgaard, 1995). Når vi elektrofisker vil vi benytte os af punktelektrofiskning, hvor man stikker elektroden ned i vandet punktvis i stedet for at trække den gennem vandet (Heggnes *et al.*, 1990). De fysiske forhold noteres der hvor man første gang observerer fisken.

Udsætning af fisk.

Ved at udsætte yngel på strækninger med små yngeltætheder, vil vi undersøge om manglen på yngel skyldes høj dødelighed pga. dårlige

fysiske forhold i hovedløbet, sandsynliggøre om det evt. skyldes problemer i gydebanken, eller om problemet måske ligger et helt tredje sted, f.eks. predation.

Udsætningen af yngel foregår i samarbejde med sportsfiskerne ved Gudenåen (Tørring/Mosso-udvalget). Der vil blive udsat ca. 10.000 stk. ørredyngel ved Bolund og ca. 7.500 ved Åle.

Strækningerne, hvor vi vil sætte fisk ud, undersøges for udsætning vha. elektrofiskning for at se, om der er naturlig yngel fra i år.

Ynglen vil blive sat ud med en tæthed på 2-3 stk. pr. m², for at undgå en forøget dødelighed pga. den territoriehævdende adfærd (Kalleberg, 1958).

Sidst i undersøgelsesperioden vil vi, på alle undersøgte strækninger, foretage en bestandsanalyse vha. "Fangst-genfangst-

7

8

metoden" (Kursus i elektrofiskeri, DFU. Afdeling for ferskvandsfiskeri, Silkeborg 1995). Herved belyses dødeligheden i forsøgsperioden.

Referencer:

- Bangsgaard, L. 1995. Habitatvalg hos ørredyngel (*Salmo trutta* L.) på kunstige og naturlige gydebænker. Specialrapport, Odense Universitet.
- Kalleberg, H. 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* and *S. trutta*). *Int. Freshw. Res. Drottningholm*, 39:55-98.
- Kursus i elektrofiskeri, 1995. DFU. Afdeling for ferskvandsfiskeri, Silkeborg.
- Nielsen, J. 1994. Lakse fiskene og kanosejladsen i Gudenåen opstrøms Mosso. Amsrapport, Vejle Amt.
- Nielsen, J. 1998. Gudenåens hovedløb som gyde- og ungeopvækstområde for laks og harvored. Gudenåkomiteen. Rapport nr. 19.
- Skræver, J., Riis, T., Carl, J., Barmup-Pedersen, A., Følberg, N., Ernst, M.E., Finndsen, S.B., Sode, A. & Wiberg-Larsen, P. (1999): Biologisk overvågning i vandløb 1998-2001. Biologisk vandloekvalitet (DVF). Udviklet biologisk program NOVA 2001. Danmark.
- Miljøundersøgelser - Teknisk anvisning fra DMU nr. 16. http://www.dmu.dk/1_om_dmu/2_rvaer-funk/3_sle_f/tekn16.pdf Denne publikation findes kun som internet-udgave
- Ostergaard, T. 2000. Gødedæknings betydning for diversiteten af mikrohabitat i vandløbsløb. Specialrapport, Syddansk Universitet, Odense Universitet. - Endnu ikke publiceret materiale!

9

Adresser på

Kontaktpersoner

- 0 -

Bjarke Horst Jensen
 Borgergade 14 B, Brejning
 7080 Børkop
 Tlf.nr.: 75 86 09 88
 Mobil nr.: 28 28 40 84
 E-mail: n94mkj@nat.sdu.dk

Michael Loh Jensen
 Bømlingvej 4 A, 2. th.
 5000 Odense C
 Tlf.nr.: 66 11 28 89
 Mobil nr.: 24 49 45 60
 E-mail: n94mkj@nat.sdu.dk

Kontaktpersoner er udvalgt for begge forsøgsstrømninge

Appendiks I. Skema anvendt ved opmåling af yngelens valg af habitat

Herunder findes det skema som blev anvendt ved feltundersøgelsen til indsamling af data til analyse af fisks krav til mikrohabitat.

Side af ialt

ANALYSE AF FISKS KRAV TIL MIKROHABITAT I VANDLØB

Date: / - 2000	Vandløbsnavn: Gudenså <input type="checkbox"/> , Vejle Å <input type="checkbox"/> , Andet <input type="checkbox"/> navn:	Observationstidsrum: Klokker til
Lokalitet:		
FISKEART:		
NUMMER:		
OBSERVATIONSMETODE		
Elbe fiskning (E) eller Dvknng (D)		
FISKEDATA		
Total længde (mm)		
PLACERING		
Total dybde (cm)		
Total bredde (cm)		
Afstand til nærmeste brink (cm)		
Er nærmeste brink Højre eller Venstre ?		
Er fisk oppe i vandet? Ja, angiv cm over bund		
SUBSTRATTYPE		
Sten (> 60 mm)		
Gydegrus (10-60 mm)		
Fin grus (3-10 mm)		
Grøft sand (1-3 mm)		
Fin sand (0,25-1 mm)		
Mudder (sort; < 0,25 mm)		
Ler		
Tøv (de bløt nedbrudt plantemat.)		
Debris (blade og kviste)		
Slam (flokkuløst, ophvirvelende)		
% fin sand eller mindre partikler i substratet		
STRØMHASTIGHED		
0-1 cm over bunden ($10^{-3} \times \text{ms}^{-1}$)		
5 cm over bunden ($10^{-3} \times \text{ms}^{-1}$)		
0,6 x vanddybden ($10^{-3} \times \text{ms}^{-1}$)		
Ved fisken ($10^{-3} \times \text{ms}^{-1}$)		
FISKESKJUL		
Overhængsdekning (%)		
Vegetationsdekning (%)		
Bemærk vegetationen, kryds ved JA		
Ved JA, angiv art herunder; - Og kryds af		
"HOME-STEN"		
Angiv med kryds hvis der er home-sten tilstede		
Max. bredde (mm)		
Max. højde (mm)		

BEMÆRKNINGER:

Appendiks J. Skema anvendt ved opmåling af tilgængeligt habitat

Herunder findes for- og bagside på det skema vi anvendte i feltundersøgelsen til notater omkring de fysisk tilgængelige forhold.

FYSISK TILGÆNGELIGE FORHOLD - REGISTRERING PÅ KVADRAT NIVEAU

Side 2 / 2

Kvadrat nr:	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	
Dybde (cm):																															
SUBSTRAT TYPE																															
Sten (> 60 mm)																															
Gydegrus (10-60 mm)																															
Fint grus (3-10 mm)																															
Groft sand (1-3 mm)																															
Fint sand (0,25-1 mm)																															
Mudder (sort; < 0,25 mm)																															
Ler																															
Tørv (delvist nedbrudt plantemateriale)																															
Debris (blade og kviste)																															
Slam (flokkuløst, ophvirvlende)																															
% fint sand el. mindre partikler i substr.																															
STRØMHASTIGHED																															
0-1 cm over bunden (10^{-3} x ms^{-1}):																															
5 cm over bunden (10^{-3} x ms^{-1}):																															
0,6 x vanddybden (10^{-3} x ms^{-1}):																															
FISKESKJUL																															
Overhængsdekning (%)																															
Vegetationsdekning (%): Art herunder:																															
"HOME-STEN" tilstede, kryds ved JA																															
Max. bredde (mm)																															
Max. højde (mm)																															
Bemærkninger:																															

FYSISK TILGÆNGELIGE FORHOLD - REGISTRERING PÅ KVADRAT NIVEAU

Side 1 / 2

Lokalitet:	Vandløbsnavn: Gudena <input type="checkbox"/> Vejle Å <input type="checkbox"/> Andet <input type="checkbox"/> navn:		Dato: / /																											
Transekt nr.:	Bredde af sidste kvadrant (cm):	Transektbredde (cm):																												
Strømrende bredde (cm):	Strømrende lokaliseret ved højre bred <input type="checkbox"/> , venstre bred <input type="checkbox"/> , midt i vandløb <input type="checkbox"/>																													
Vandløbsprofil på transektet:	1) __ 2) __ 3) __																													
Afkryds den type, der bedst beskriver transektets profil.	4) __ 5) __ 6) __																													
Kvadrat nr:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Dybde (cm):																														
SUBSTRAT TYPE																														
Sten (> 60 mm)																														
Gydegrus (10-60 mm)																														
Fint grus (3-10 mm)																														
Groft sand (1-3 mm)																														
Fint sand (0,25-1 mm)																														
Mudder (sort; < 0,25 mm)																														
Ler																														
Tørv (delvist nedbrudt plantemateriale)																														
Debris (blade og kviste)																														
Slam (flokkuløst, ophvirvlende)																														
% fint sand el. mindre partikler i substr.																														
STRØMHASTIGHED																														
0-1 cm over bunden (10^{-3} x ms^{-1}):																														
5 cm over bunden (10^{-3} x ms^{-1}):																														
0,6 x vanddybden (10^{-3} x ms^{-1}):																														
FISKESKJUL																														
Overhængsdekning (%)																														
Vegetationsdekning (%): Art herunder:																														
"HOME-STEN" tilstede, kryds ved JA																														
Max. bredde (mm)																														
Max. højde (mm)																														

Ved brug for flere kvadrater end angivet på denne side, anvend da bagsiden !

Appendiks K. Skema anvendt ved bestandsanalysen

Herunder og på næste side findes de skemaer, som vi anvendte i forbindelse med bestandsanalysen.

1. Befiskning, Ørred

Lokalitet:	Tidsrum: kl. -	Dato: / - 2001
-------------------	-----------------------	-----------------------

Str. (mm)	Antal	Str. (mm)	Antal	Str. (cm)	Antal
70		110		15	
71		111		16	
72		112		17	
73		113		18	
74		114		19	
75		115		20	
76		116		21	
77		117		22	
78		118		23	
79		119		24	
80		120		25	
81		121		26	
82		122		27	
83		123		28	
84		124		29	
85		125		30	
86		126		31	
87		127		32	
88		128		33	
89		129		34	
90		130		35	
91		131		36	
92		132		37	
93		133		38	
94		134		39	
95		135		40	
96		136		41	
97		137		42	
98		138		43	
99		139		44	
100		140		45	
101		141		46	
102		142		47	
103		143		48	
104		144		49	
105		145		50	
106		146		51	
107		147		52	
108		148		53	
109		149		54	

Bemærkninger:

2. Befiskning, Ørred

Lokalitet:	Tidsrum: kl. -	Dato: / - 2001
------------	----------------	----------------

Str. (mm)	Mrk.	+ Mrk.	Str. (mm)	Mrk.	+ Mrk.	Str. (cm)	Mrk.	+ Mrk.
70			110			15		
71			111			16		
72			112			17		
73			113			18		
74			114			19		
75			115			20		
76			116			21		
77			117			22		
78			118			23		
79			119			24		
80			120			25		
81			121			26		
82			122			27		
83			123			28		
84			124			29		
85			125			30		
86			126			31		
87			127			32		
88			128			33		
89			129			34		
90			130			35		
91			131			36		
92			132			37		
93			133			38		
94			134			39		
95			135			40		
96			136			41		
97			137			42		
98			138			43		
99			139			44		
100			140			45		
101			141			46		
102			142			47		
103			143			48		
104			144			49		
105			145			50		
106			146			51		
107			147			52		
108			148			53		
109			149			54		

Bemærkninger:
