


Miljøprojekt nr. 293

1995



Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold

Miljøprojekt

- Nr. 150: Prognose for bygge- og anlægsaffald - hovedrapport
- Nr. 151: Prognose for bygge- og anlægsaffald - bilagsdel
- Nr. 152: Kemikalier i husholdningen
- Nr. 153: Danmarks udledning af industrielt spildevand
- Nr. 154: Miljømærkning af produkter
- Nr. 155: Spredning af forurening i moræner
- Nr. 156: Drikkevandskvalitet i Danmark
- Nr. 157: Anvendelse af nedknust beton i ny beton
- Nr. 158: Bortskaffelse af havneslam
- Nr. 159: Miljøvenlig affedtning i jernindustrien
- Nr. 160: Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 2
- Nr. 161: Arbejdsmiljøforhold ved genanvendelse af affald
- Nr. 162: Renere teknologi i eksisterende galvanovirksomheder
- Nr. 163: Forurening fra pelsdyrferme
- Nr. 164: Deltagelse i kildesortering af husholdningsaffald
- Nr. 165: Luftforurening fra individuel og kollektiv trafik
- Nr. 166: Overfladeaktive stoffer - spredning og effekter i miljøet
- Nr. 167: Renere teknologi i mejeribranchen
- Nr. 168: Miljømæssig vurdering af mælkeemballage
- Nr. 169: Renere teknologi i den grafiske branche
- Nr. 170: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1987 - 1989
- Nr. 171: Design af affaldsbeholdere
- Nr. 172: Økonomi i genanvendelse og affaldsbehandling
- Nr. 173: Fyring med halm - en metode til renere forbrænding
- Nr. 174: Spredningsudstyr til optimal udnyttelse af gylle
- Nr. 175: Affald i Danmark - teknisk rapport
- Nr. 176: Opløsningsmiddelfattige serigrafifarver
- Nr. 177: Demonstrationsprojekt "Selektiv nedrivning"
- Nr. 178: Farveseparering af skår
- Nr. 179: Eco-labelling of Paper Products
- Nr. 180: Renere teknologi - bygge- og anlægsaffald
- Nr. 181: Beton med nedknust tegl som tilslag
- Nr. 182: Model til risikoanalyse af værtsmikroorganismer
- Nr. 183: Eksempler på risikoanalyse af værtsmikroorganismer
- Nr. 184: Danske sure og forsurede søer
- Nr. 185: Jernudvaskning fra drænedede pyrritholdige arealer
- Nr. 186: Kommunale affaldsplaner
- Nr. 187: Planteplankton - metoder
- Nr. 188: Økotoksikologisk vurdering af industrispildevand
- Nr. 189: Renere teknologi ved fremstilling af støberikærner
- Nr. 190: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1990
- Nr. 191: Renere teknologi i jern- og metalstøberier
- Nr. 192: Dimensionering af grødefyldte bassiner til okkerrensning
- Nr. 193: Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding 2
- Nr. 194: Kildesortering i Kolding kommune
- Nr. 195: Lokal-kompostering i tæt, lav bebyggelse
- Nr. 196: Substitution af kviksølv i produkter
- Nr. 197: Grønne indkøb i amter og kommuner
- Nr. 198: Kommunale affaldsregulativer
- Nr. 199: Vegetabiliske olier - holdninger i den grafiske branche
- Nr. 200: Vandfugle og søers miljøtilstand
- Nr. 201: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1991
- Nr. 202: Genanvendelse kontra forbrænding af mælkekartoner
- Nr. 203: Risikoscreening ved nyttiggørelse og deponering af slagge
- Nr. 204: Miljø- og arbejdsmiljøvurdering af materialer
- Nr. 205: Zooplankton i søer - metoder og artsliste
- Nr. 206: 2-delt indsamling i etageboliger i Svendborg kommune
- Nr. 207: 2-delt indsamling i etageboliger i Århus kommune
- Nr. 208: Vejles affaldssystem
- Nr. 209: Jernudvaskning ved dræning af arealer med jern i grundvand
- Nr. 210: Branchebekendtgørelser som styringsmiddel i miljøpolitikken
- Nr. 211: Okkerbelastning af jyske vandløb
- Nr. 212: Miljø og arbejdsmiljø i den grafiske branche
- Nr. 213: Forbrug af og forurening med cadmium
- Nr. 214: 3-delt indsamlingssystem for dagrenovation
- Nr. 215: Forebyggende miljøarbejde
- Nr. 216: Korrosionsbeskyttelse af stålkonstruktioner
- Nr. 217: Indsamling af køleskabe og fryser
- Nr. 218: Miljøvurdering af fotokemikalier
- Nr. 219: Husspildevand og renere teknologi
- Nr. 220: Indsamling af madaffald fra husstande i København
- Nr. 221: Byggeriets materialeforbrug
- Nr. 222: Rensning og recirkulering af industrivaskerivand
- Nr. 223: Benzin- og dieselolieforurenede grunde
- Nr. 224: Miljømæssig vurdering af mikrobiologiske plantebeskyttelsesmidler
- Nr. 225: Spildevandsrensning ved ionbytning
- Nr. 226: Organotin i danske farvande
- Nr. 227: Miljøvurdering af SEBS og PET
- Nr. 228: Miljøvurdering af EVA
- Nr. 229: Miljøvurdering af EAA OG EMA
- Nr. 230: Chromfri, kemisk forbehandling af aluminium
- Nr. 231: Vand- og stofbalance i en natureng
- Nr. 232: Renere teknologi i Hvidovre Vandforsyning
- Nr. 233: Renere teknologi i træ- og møbelbranchen i Nordjylland
- Nr. 234: Renere teknologi i Hadsund kommune
- Nr. 235: Emission af toluen fra dybtrykte tryksager
- Nr. 236: Renere teknologi ved affedtning af aluminium

Miljøprojekt nr. 293

1995

Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold

Et udvalg af eksisterende viden

Udarbejdet for Miljøstyrelsen af
rådgivende biolog Jan Nielsen

Indhold

| | | |
|----------|---------------------------------------|----|
| | Forord | 7 |
| | Sammendrag | 9 |
| | English summary | 11 |
| 1 | Indledning | 13 |
| 2 | Ørred (<i>Salmo trutta</i>) | 18 |
| 2.1 | Ørredens krav til gydepladser | 19 |
| 2.1.1 | Vanddybde | 19 |
| 2.1.2 | Brugte gydeområder | 20 |
| 2.1.3 | Gydebankens tværprofil og udstrækning | 20 |
| 2.1.4 | Hældning på gydebanken | 21 |
| 2.1.5 | Bundssubstrat og sandvandring | 22 |
| 2.1.6 | Vandføring | 25 |
| 2.1.7 | Vandhastighed | 26 |
| 2.1.8 | Iltindhold | 27 |
| 2.2 | Ørredens krav til levesteder | 27 |
| 2.2.1 | Swim-up stadiet | 27 |
| 2.2.2 | Territoriel adfærd | 28 |
| 2.2.3 | Tæthedsafhængig dødelighed | 29 |
| 2.2.4 | Spredningsadfærd | 30 |
| 2.2.5 | Dybde | 31 |
| 2.2.6 | Hældning | 33 |
| 2.2.7 | Vandføring | 35 |
| 2.2.8 | Vandhastighed | 35 |
| 2.2.9 | Bredderne og vandløbsbredden | 37 |
| 2.2.10 | Bundssubstrat | 40 |
| 2.2.11 | Grøde | 41 |
| 2.2.12 | Øvrige skjul | 41 |
| 2.2.13 | Konkurrence med andre fiskearter | 41 |
| 2.3 | Forslag til vandløbspleje for ørreden | 42 |
| 3 | Laks (<i>Salmo salar</i>) | 45 |
| 3.1 | Laksens krav til gydepladser | 46 |
| 3.1.1 | Vanddybde | 46 |
| 3.1.2 | Brugte gydeområder | 46 |
| 3.1.3 | Gydebankens tværprofil og udstrækning | 47 |
| 3.1.4 | Hældning på gydebanken | 47 |

- 3.1.5 Bundsubstrat og sandvandring 47
- 3.1.6 Vandføring 47
- 3.1.7 Vandhastighed 48
- 3.1.8 Iltindhold 48

- 3.2 Laksens krav til levesteder 48
 - 3.2.1 Swim-up stadiet 48
 - 3.2.2 Territoriel adfærd 48
 - 3.2.3 Tæthedsafhængig dødelighed 49
 - 3.2.4 Spredningsadfærd 49
 - 3.2.5 Dybde 52
 - 3.2.6 Hældning 53
 - 3.2.7 Vandføring 54
 - 3.2.8 Vandhastighed 55
 - 3.2.9 Bredderne og vandløbsbredden 56
 - 3.2.10 Bundsubstrat 57
 - 3.2.11 Grøde 58
 - 3.2.12 Øvrige skjul 59
 - 3.2.13 Konkurrence med andre fiskearter 59

- 3.3 Forslag til vandløbspleje for laksen 60

- 4 Øvrige laksefisk 61
 - 4.1 Stalling (*Thymallus thymallus*) 61
 - 4.2 Helt (*Coregonus lavaretus*) 64
 - 4.3 Snæbel (*Coregonus oxyrhynchus*) 65
 - 4.4 Heltling (*Coregonus albula*) 66
 - 4.5 Smelt (*Osmerus eperlanus*) 67

- 5 Karpefisk 68
 - 5.1 Elritse (*Phoxinus phoxinus*) 68
 - 5.2 Grundling (*Gobio gobio*) 69
 - 5.3 Løje (*Alburnus alburnus*) 70
 - 5.4 Regnløje (*Leucaspis delineatus*) 71
 - 5.5 Rimte (*Leuciscus idus*) 72
 - 5.6 Smerling (*Noemacheilus barbatulus*) 72
 - 5.7 Pigsmerling (*Cobitis taenia*) 77
 - 5.8 Dyndsmerling (*Misgurnus fossilis*) 78
 - 5.9 Skalle (*Rutilus rutilus*) 79
 - 5.10 Strømskalle (*Leuciscus leuciscus*) 80
 - 5.11 Rudskalle (*Scardinius erythrophthalmus*) 81
 - 5.12 Brasen (*Abramis brama*) 81
 - 5.13 Flire (*Blicca bjoerkna*) 82
 - 5.14 Suder (*Tinca tinca*) 82
 - 5.15 Karusse (*Carassius carassius*) 82

| | | |
|-----------|---|------------|
| 6 | Aborrefisk | 83 |
| 6.1 | Aborre (<i>Perca fluviatilis</i>) | 83 |
| 6.2 | Hork (<i>Acerina cernua</i>) | 83 |
| 7 | Geddefisk | 85 |
| 7.1 | Gedde (<i>Esox lucius</i>) | 85 |
| 8 | Ulkefisk | 89 |
| 8.1 | Finnestribet ferskvandsulk (<i>Cottus poecilopus</i>) | 89 |
| 8.2 | Hvidfinnet ferskvandsulk (<i>Cottus gobio</i>) | 89 |
| 9 | Hundestejler | 94 |
| 9.1 | 3-pigget hundestejle (<i>Gasterosteus aculeatus</i>) | 94 |
| 9.2 | 9-pigget hundestejle (<i>Pungitius pungitius</i>) | 94 |
| 10 | Ålefisk | 95 |
| 10.1 | Ål (<i>Anguilla anguilla</i>) | 95 |
| 11 | Torskefisk | 98 |
| 11.1 | Knude (<i>Lota lota</i>) | 98 |
| 12 | Sildefisk | 101 |
| 12.1 | Majsild (<i>Alosa alosa</i>) | 101 |
| 12.2 | Stavsild (<i>Alosa fallax</i>) | 101 |
| 13 | Flyndere | 103 |
| 13.1 | Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>) | 103 |
| 14 | Konklusion | 104 |
| | Referencer | 109 |

Forord

Baggrund

Siden vedtagelsen af den nye vandløbslov i 1982 har Miljøstyrelsen ydet økonomisk støtte til vandløbsrestaureringer. Det har medført, at der landet over er udført et særdeles stort arbejde for at restaurere de danske vandløb. Miljøstyrelsen har i denne periode udbetalt ca. 30 mill. kr. i støtte til vandløbsrestaureringer. Hertil kommer de betydelige beløb som amter og kommuner selv har anvendt.

Imidlertid kan det ofte være vanskeligt at sikre, at vandløbsrestaureringen udføres således, at vandløbets fiskearter får de bedst mulige levevilkår. Det skyldes, at mange af de danske fiskearters krav til vandløbenes fysiske forhold er dårligt kendt.

Sammenfatning af ny viden

For at sikre mest natur for pengene har Miljøstyrelsen i 1994 anmodet rådgivende biolog Jan Nielsen om, for de enkelte fiskearter, at sammenfatte den viden, der findes i den nyere videnskabelige litteratur.

Miljøstyrelsen ønskede en oversigt over de krav, fiskene stiller til vandløbenes fysiske forhold - d.v.s. vandløbets udformning. Et godt kendskab hertil er et særdeles vigtigt værktøj, når en vandløbsrestaurering eller anden vandløbspleje skal planlægges og gennemføres. Skabes der gode forhold for vandløbsfiskene vil man i reglen også skabe forbedrede forhold for resten af vandløbets dyre- og planteliv.

Sammendrag

Ferskvandsfiskene er stærkt truede

Det er et gennemgående træk i den litteratur, der er nævnt i denne rapport, at ferskvandsfiskenes levesteder er udsat for kolossale negative påvirkninger som følge af menneskets udnyttelse af naturen (regulering, forurening, anlæggelse af spærredæmninger og vandreservoirer, kraftigt fiskeri m.m.). Derfor udnævnte østrigeren Käfel (1993) ferskvandsfiskene til at være den mest truede dyregruppe.

Ferskvandsfiskene fortæller alene ved deres tilstedeværelse (eller forsvinden) om vandområdernes tilstand. De fleste vandløbsfisk er afhængige af rent vand og varierede fysiske forhold - det vil sige sten, vandplanter, træer m.m., som giver skjul og gode gydeforhold. Fiskebestanden ændrer sig hurtigt, hvis fiskenes levesteder ændrer sig. Men hvis vi finder naturlige, selvreproducerende bestande af fiskearter, som burde findes i vandløbene, ved vi, at vandløbene har det godt.

Indikatorarter

Nogle arter er bedre indikatorarter end andre. Vores hjemlige ørred *Salmo trutta* er en af de bedste, og den er eller burde findes i mange af vores vandløb. Laks og snæbel er andre gode arter - de har dog været så tæt på at uddø, at de kun er her endnu ved en tilfældighed. Den hvidfinnede ferskvandsulke var ikke så heldig - den kræver rent, køligt vand og et varieret og hurtigtstrømmende vandløbsmiljø. Den forsvandt i 1950'erne. Nu er det på tide at prøve at genindføre den de steder, hvor den med sikkerhed har levet.

Nogle fiskearter trives udmærket, hvis vandet bliver lettere organisk forurenat. Så falder vandets iltindhold, men til gengæld bliver der flere smådyr, som fiskene kan leve af. Hvis man fanger sådanne fiskearter, fortæller det altså ikke noget om, at vandet er specielt rent. Det gælder bl.a. hundestejlerne, men også den sjældne smerling, som kun findes få steder i landet. Den er mere almindelig i Tyskland, hvor man ofte finder den i organisk forurenede vandløb.

Mange fiskearter vandrer

Et gennemgående træk er, at fiskene ofte vandrer meget omkring i vandløbene. Lange vandringer kan være et nødvendigt led i fiskenes livscyklus, specielt hos laksefiskene, ålen, stavsild, majsild, rimte, strømskalle og gedde - men korte lokale vandringer kan være lige så vigtige for de mere upåagtede arter. Undersøgelser har vist, at knuden kan vandre op til 8 km i døgnet (mod strømmen), og strømskallen har vandret op til 24 km på tre måneder. Der bliver også fanget skrubber i Gudenåen ved Bjerringbro, som ligger ca. 40 km fra Randers Fjord.

Nødvendigt med fri passage

Derfor er en af de store trusler mod fiskene også de mange spærringer ved dæmninger, rørlægninger m.m.. Alle arter må have fri passage for at kunne genindvandre i de vandløb, hvor de tidligere har haft store

bestande, og som nu måske igen har rent vand og et varieret vandløbsmiljø. Uden fri passage får fiskene ikke glæde af de milliardbeløb, der er investeret i renere vand i de senere år.

Mangel på egnede levesteder langs bredderne

Det har også været et gennemgående træk ved de udenlandske undersøgelser, at fiskene ofte mangler levesteder i lavvandede områder med vandplanter o.lign. langs bredderne. Mange fisk svømmer dårligt i yngelstadiet og omkommer, hvis de ikke kan finde strømlæ og skjul for rovfisk. Det gælder både for laksefiskene (herunder ørred og stalling) og mange af vores karpfisk.

Rapportens vigtigste budskab

Det væsentligste budskab ved denne rapport er, at det er uhyre vigtigt at sikre fladvandede områder (dybder under 30 cm, helst mindre) med udhængende bredvegetation og vandplanter langs bredderne i vores vandløb. Vandløbene løber alt for ofte i en rende, hvor vanddybden er ens overalt. Det kan være godt nok for store fisk - men hvad nytter det, hvis ynglen omkommer kort tid efter klækningen? Derfor taler man meget om *mikrohabitater* for yngel i de udenlandske artikler. En mikrohabitat er det miljø, der skal være umiddelbart omkring fisken, før den kan klare sig (dybde, strømhastighed, skjul m.m.). Der er en meget høj forståelse for, at det ofte er i yngelstadiet, årgangenes størrelse bliver bestemt. Man skal bl.a. huske dette, når man laver gydebanks - men selvfølgelig også, når man vedligeholder vandløbene og deres omgivelser.

De danske vandløbs tilstand

Fiskene er ved at få bedre livsbetingelser i Danmark. Flere og flere vandløb (desværre ikke alle) bliver vedligeholdt miljøvenligt, så der igen er ved at komme et varieret plante- og dyreliv (herunder fiskeliv) i dem. Vi laver også mange fiskepassager, så fiskene kan genindvandre til deres tidligere levesteder.

Derfor er der ved at være mange eksempler på, at fiskene nu skaber langt bedre bestande ved gydning, end vi tidligere har skabt ved kompensations-udsætninger. Det viser, at de naturlige fiskebestande i gode vandløb er bedre end bestandene i dårlige vandløb, selv hvis der bliver sat fisk ud.

Selv om mange vandløb er målsat som fiskevandløb, mangler der dog konkret viden om, hvornår der er fisk nok. Med andre ord, hvilke fisk og hvor mange skal der være i fiskevandsmålsatte vandløb?

English summary

The freshwater fish are threatened

It is general for the literature cited in this report that the habitats of the freshwater fish are very negatively effected by human exploitation of nature (regulation, pollution, establishment of weirs and reservoirs, heavy fishing etc). For this reason Käfel (1993) appointed the freshwater fish to be the most threatened animals in Austria.

By their occurrence or disappearance the freshwater fish give an indication of the freshwater biotope conditions. Most of the freshwater fish depends on clean water and variation in the physical conditions, i.e. gravel, stones, macrophytes, trees etc. which gives hiding places and good spawning conditions. The fish population rapidly changes if the habitat changes. The streams are healthy if the inhabitants of the streams are natural, self-reproducing populations of native fish stocks.

Indicator species

Some species are better indicator species than others. Our native brown trout, *Salmo trutta*, is one of the best and is (or should be) found in many Danish streams. Salmon, *Salmo salar*, and houting, *Coregonus oxyrinchus*, are other good indicator species. They, however, only lives in some restricted areas in Denmark where they almost became extinct because of the destruction of their habitats. The sculpin, *Cottus gobio*, requires clean, cool water and varied and fast-running streams. The species disappeared in the 1950's, but now it is recommended to try a re-introduction in its former biotopes.

Some species are not affected by minor organic pollutions, where the oxygen saturation decreases and the number of prey organisms (invertebrates) increases. These fish species gives no indication of the water quality. Examples of tolerant species are 3- and 9 spined sticklebacks, *Gasterosteus aculeatus*, and *Pungitius pungitius* and the rare stone loach *Noemacheilus barbatulus*, which is only found in some restricted areas in Denmark. The stone loach are more common in Germany where it is often found in organic polluted streams.

Many species migrate

Long distance migrations are characteristic for many species. The migrations can be vital parts of their life cycle, especially for the salmonids, the eel, *Anguilla anguilla*, the allis shad, *Alosa alosa*, the twaite shad, *Alosa fallax*, the ide, *Leuciscus idus*, the dace, *Leuciscus leuciscus*, and the pike, *Esox lucius*. Short local migrations can be important for species as the burbot, *Lota lota*, which can make upstream migrations of 8 kilometers a day and dace which has migrated up to 24 kilometers in three months. Further, the flounder *Platichthys Flesus* is commonly caught in the River Gudenå at Bjerringbro, some 40 kilometers from the outlet in the Randers Fjord.

Free passage

One of the threats to the fish stocks are the many obstacles at weirs, pipelines etc. All species demand free passage if they shall find their way back to habitats in suitable streams where they had big stocks in former times. The billions of danish kroner spend on waste water treatment during the past few years will not be beneficial to the fish unless the fish are allowed to migrate into streams with suitable habitats.

Lack of suitable habitats

A lack of suitable habitats near the river-banks is an important problem. Many fish species prefer shallow water/low velocity habitats with macrophytes in the riparian area, especially during the early stages when the young-of-the-year have poorly developed fins and bad swimming abilities. They are lost if they can not find areas with low currents and cover against predators. Such species are many salmonids (brown trout, grayling, *Thymallus thymallus*, and others) and many cyprinids.

Conclusions

The most important conclusion of this report is to point out the importance of the shallow-water areas near the river-banks (depths less than 30 cm, preferably shallower) with macrophytes and out-hanging riparian vegetation. The stream bed often is U-shaped with homogeneous depths. This might be suitable for older fish - but it will cause small yearclasses when the young-of-the-year die in the early stages because of a lack of suitable habitats. Many papers describe the microhabitats and their importance for the strength of the yearclasses. One must realize this when an artificial spawning ground is build - but also during the daily work on stream management and weed-cutting in and near the streams.

Status

As a consequence of a more careful management procedure (weed-cutting etc.) and the completion of restoration projects many Danish streams have become better habitats for fish, invertebrates and macrophytes during the past few years. Thus, the biggest fish stocks often are found in streams with self-reproducing stocks contrary to the streams depending on yearly stockings of fry etc. One problem in the management of streams is, however, that the knowledge of the fish stocks is too sparse - in other words, which species and how many individuals of the species should be expected in ecologically stable streams?

1 Indledning

Der er mange vandløb i Danmark, og mange er egnede for fisk fra naturens hånd. Men fiskene har fået dårlige livsbetingelser ved de fleste vandløb i takt med fremskreden forurening eller når vandløbene er blevet påvirkede af, at arealerne langs vandløbene er blevet opdyrket eller ændret på anden måde. Derfor er bestandene blevet mindre mange steder, både i Danmark og udlandet (Lelek 1987, Christiani 1991, Kristensen & Hansen 1994).

40 ferskvandsfisk i Danmark

Der er i alt 40 ferskvandsfisk i Danmark i dag (heri ikke medregnet undslupne akvariefisk som guldfisk, hundefisk o.lign.) Fem af dem er indført fra udlandet, nemlig græskarpe, karpe, kildeørred, regnbueørred og sandart. Disse fisk er ikke omtalt yderligere i denne rapport - de tilhører ikke den oprindelige danske fauna, og formålet med rapporten er at bringe forståelse for danske arters miljøkrav. Rapporten følger de retningslinier, som bruges ved udarbejdelsen af de såkaldte *rødlister* (Lelek 1987, Asbirk & Søgaard 1991).

Rødlister

Rødlisterne beskriver status for arter, som naturligt hører hjemme i et område. Altså om arten er uddød, akut truet, sjælden o.lign. Som et væsentligt aspekt er status samtidig et udtryk for den naturlige udbredelse i situationer uden udsætninger. En fisk som ørreden *Salmo trutta* er truet i Europa, selv om den findes mange steder. De fleste ørreder er dog udsatte som følge af, at de naturlige bestande er uddøde eller klarer sig dårligt mange steder. Derfor er ørreden truet.

Selv om den hvidfinnede ferskvandsulk er uddød i Danmark, er der alligevel et afsnit om den. Den fandtes naturligt i Susåen frem til 1950'erne, hvor den uddøde. Arten er omtalt her, da den forhåbentlig nu vil kunne klare sig ved en genudsætning på de lokaliteter, hvor den tidligere har levet (burde forsøges). Den kræver som ørreden rent vand og en god vandløbskvalitet med varieret bund og køligt vand - derfor er den som ørreden en indikator for et godt vandløbsmiljø.

En uddybende omtale af arternes biologi og/eller udbredelse kan i øvrigt findes i Holcák & Mihálik (1971), Larsen (1975 a&b), Larsen (1978), Ernst & Nielsen (1981a), Lelek (1987), Nielsen (1990), Muus & Dahlstrøm (1990) og Nielsen (1994a).

Vandløbsloven

For at genskabe gode livsbetingelser for et varieret dyre- og planteliv i de danske vandløb blev vandløbsloven ændret i 1982. Nu skal man også tage miljømæssige hensyn, når vandet skal ledes væk fra markerne. Det står direkte i lovens formålsparagraf, at fastsættelse og gennemførelse af foranstaltninger efter loven skal ske under hensyntagen til de miljømæssige krav til vandløbskvaliteten, som fastsættes i henhold til anden lovgivning.

*Vejledning fra
Miljøstyrelsen*

En af amternes opgaver er at føre tilsyn med vandmiljøets tilstand og sikre en god naturtilstand heri i samarbejde med kommunerne. For at koordinere amternes indsats på dette område udsendte Miljøstyrelsen i 1983 en vejledning i, hvordan de lokale myndigheder skal administrere en beskyttelse og bevaring af de danske vandområder (Miljøstyrelsen 1983).

*Fiskevandsmåls-
sætninger*

Vejledningen beskriver bl.a. forskellige typer målsætninger for vandløb, hvoraf mange er fiskevandsmålsætninger. Den giver også et generelt bud på de fysiske forhold (vanddybde, vandhastighed, skjul m.m.), der bør være i vandløb med forskellige målsætninger. Mange fisk er gode indikatorer for vandmiljøets tilstand, for de er afhængige af rent vand, gode fysiske forhold og et varieret plante- og dyreliv i og ved vandløbene. Alle amter har siden lavet en kortlægning af vandløbene og vurderet, om der kan leve fisk i dem. Man anvender her følgende inddeling (se evt. amternes regionplaner, Miljøstyrelsen 1983 eller Madsen 1994):

A Særligt naturvidenskabeligt interesseområde. Det er generelt vandløb, hvor særlige naturelementer ønskes beskyttet. Nogle vandløb er dog for små til at have fiskebestande.

B₁ Gyde- og yngelopvæksområde for laksefisk. Her skal der være stryg med grusbund, hvor laksefiskene kan gyde.

B₂ Laksefiskevand. Laksefiskene skal ikke nødvendigvis kunne gyde her. Men vandløbene skal kunne bruges som opvækst- og opholdsområde for ørreder og andre laksefisk.

B₃ Karpesfiskevand. Skal kunne anvendes som opholds- og opvækstområde for ål, aborre, gedde og karpefisk.

Det gælder generelt, at vandløb med B₃-målsætninger har et mindre fald end A, B₁ og B₂-vandløb. Derfor er der sjældent grusbund i B₃-vandløb, og vandet løber langsommere.

*Fiskenes foretrukne
vandløb*

Tablet 1.1 indeholder en oversigt over de ferskvandsfisk, man kan forvente at træffe i danske vandløb. Oversigten følger stort set den gruppeinddeling, som blev udarbejdet af Larsen (1975a). Her blev fiskene indelt i vandrefisk, eksklusive vandløbsfisk m.m.. Men som noget nyt er der nu lavet en vurdering af fiskenes forekomst i relation til vandløbenes målsætninger (i skemaet kaldet vandløbstyper).

*Restaurering og
fiskepassage*

Det gælder generelt, at mange fiskearter vandrer langt omkring i vandløbene, ikke kun laksefisk og ål, men også fisk som gedde, knude, skrubbe m.fl.. Derfor må der laves fri passage ved alle spærringer hele året rundt. Vandløbsloven giver mulighed for at restaurere de vandløb, hvor de fysiske forhold er forringet eller ødelagt, eller hvor der er spærret for fiskepassage. Mange projekter af denne slags er allerede gennemført med økonomisk støtte fra Miljøstyrelsen.

Tabel 1.1

Oversigt over de danske ferskvandsfisk. Fiskene er inddelt i grupper som i Larsen (1975a). Fiskearter, der er indført fra udlandet, er nævnt i parentes. Vandløbstypen svarer til de målsætninger, vandløbene har fået i amternes regionplaner.

| Gruppe | Navn | Foretrukne vandløbstype |
|---------------------------------------|----------------------------|--|
| Vandrefisk | Laks | A B ₁ B ₂ |
| | Havørred | A B ₁ B ₂ |
| | Søørred | A B ₁ B ₂ |
| | Bækørred | A B ₁ B ₂ |
| | Helt | A B ₁ B ₂ |
| | Snæbel | A B ₁ B ₂ |
| | Smelt | A B ₁ B ₂ |
| | Rimte | A B ₁ B ₂ |
| | Ål | A B ₁ B ₂ B ₃ |
| | Skrubbe | B ₂ B ₃ |
| | Majsild | A B ₁ B ₂ |
| | Stavsild | A B ₁ B ₂ |
| | (Regnbueørred) | A B ₁ B ₂ |
| Eksklusive vandløbsfisk | Stalling | A B ₁ B ₂ |
| | Elritse | A B ₁ B ₂ |
| | Smerling | A B ₁ B ₂ |
| | Finnestribet ferskvandsulk | A B ₁ B ₂ |
| | Hvidfinnet ferskvandsulk | A B ₁ B ₂ |
| | (Kildeørred) | A B ₁ B ₂ |
| Overvejende vandløbsfisk | Strømskalle | A B ₁ B ₂ |
| | Pigsmerring | B ₂ B ₃ |
| | Grundling | A B ₁ B ₂ |
| Fællesarter (både søer og vandløb) | Gedde | B ₂ B ₃ |
| | Skalle | B ₂ B ₃ |
| | Løje | B ₂ B ₃ |
| | Knude | B ₂ B ₃ |
| | Aborre | B ₂ B ₃ |
| | 3-pigget hundestejle | B ₂ B ₃ |
| | 9-pigget hundestejle | B ₂ B ₃ |
| | (Sandart) | B ₂ B ₃ |
| Egentlige søfisk (sjældent i vandløb) | Heltling | ? |
| | Regnløje | B ₃ |
| | Rudskalle | B ₃ |
| | Suder | B ₃ |
| | Karusse | B ₃ |
| | Dyndsmerring | B ₃ |
| | Karusse | B ₃ |
| | Hork | B ₃ |
| | (Græskarpe) | B ₃ |
| | (Karpe) | B ₃ |

Myndighederne har siden slutningen af 1980'erne gjort en stor indsats for at forbedre de fysiske forhold eller for at skabe fiskepassage (se f.eks. Davidsen & Matthiesen 1992, Jørgensen 1992 & 1993a, Michelsen 1992, Bangsgaard 1993, 1994a&b, Iversen m.fl. 1993, Friberg m.fl. 1994, Kronvang m.fl. 1994, Madsen 1994, Nielsen 1994 a&c).

Vejledning om gydebanker

Miljøstyrelsen udgav i 1989 en vejledning i, hvordan man kan lave gydebanker for laksefisk i vandløb (Græsbøll m.fl. 1989). Vejledningen var tænkt som en støtte for de myndigheder, som årligt for millionbeløb foretager vandløbsrestaurering.

Der er mange gode resultater fra succesfulde restaureringsprojekter (Christensen 1988, Græsbøll m.fl. 1989; Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen 1992, Michelsen 1992, Sørensen m.fl. 1992, Iversen m.fl. 1993, Bangsgaard 1993 og 1994 a&b, Madsen 1994, Nielsen 1994 a,b,c.). Men der er også eksempler på, at restaureringer ikke har givet det udbytte, man havde håbet og forventet. Det gælder specielt ved anlæggelse af gydebanker, hvor gydebankerne ofte ødelægges af sand (Christensen 1988, Græsbøll m.fl. 1989, Larsen & Henriksen 1992 & 1993).

Litteratursøgning

Rapporten giver et sammendrag af litteraturen fra referencelisten sidst i rapporten. Det meste litteratur er fundet ved EDB-søgning på CD-ROM i litteraturdatabasen ASFA, som dækker perioden 1988 og frem. I visse situationer er der dog søgt ældre litteratur ud fra reference-listerne i de nyeste artikler. Desuden er danske rapporter og artikler inddraget i størst muligt omfang. For at gøre den videnskabelige viden brugbar i praktisk vandløbsrestaurering indeholder rapporten samtidig forfatterens forslag til, hvordan man kan bruge denne viden ved restaurering af vandløb eller anden vandløbspleje.

Som det vil fremgå af det følgende, har man et godt kendskab til ørredens og laksens biologi, d.v.s. arter, som har økonomisk eller rekreativ værdi. Kendskabet til de øvrige arter er mere begrænset.

Tabel 1.2 er udarbejdet for at give et indtryk af antallet af videnskabelige artikler om de oprindelige danske arter på ASFA-databasen i august 1994. Den angiver det totale antal artikler om arten på ASFA-databasen, samt hvor mange af artiklerne, der umiddelbart forekom at være af interesse for denne rapport. Mange artikler kunne umiddelbart sorteres fra, da de handler om andre emner end de fysiske forhold i vandløb - eksempelvis om enzymreaktioner, hormonproduktion, fødebiologi m.m. Nogle af dem, der blev valgt ud i første omgang, viste sig også efter gennemlæsning at være uinteressante for rapporten og er derfor ikke citeret.

Tabel 1.2 Oversigt over artikler i ASFA-databasen.

| Fisk | Latinsk navn | Alle referencer | Formodet interesse |
|----------------------------|------------------------------------|-----------------|--------------------|
| Aborrefisk | | | |
| Aborre | <i>Perca fluviatilis</i> | 304 | 5 |
| Hork | <i>Acerina cernua</i> | 12 | 0 |
| Flyndere | | | |
| skrubbe | <i>Platichthys flesus</i> | 176 | 3 |
| Geddefisk | | | |
| Gedde | <i>Esox lucius</i> | 316 | 4 |
| Hundestejler | | | |
| 3-pigget hundestejle | <i>Gasterosteus aculeatus</i> | 241 | 7 |
| 9-pigget hundestejle | <i>Pungitius pungitius</i> | 32 | 0 |
| Karpefisk | | | |
| bråsen | <i>Abramis brama</i> | 211 | 1 |
| dyndsmørling | <i>Misgurnus fossilis</i> | 21 | 1 |
| elritse | <i>Phoxinus phoxinus</i> | 111 | 5 |
| flire | <i>Blicca bjoerkna</i> | 29 | 1 |
| grundling | <i>Gobio gobio</i> | 103 | 8 |
| karudse | <i>Carassius carassius</i> | 812 | 3 |
| løje | <i>Alburnus alburnus</i> | 78 | 1 |
| pigsmerling | <i>Cobitis taenia</i> | 26 | 7 |
| regnløje | <i>Leucaspis delineatus</i> | 12 | 0 |
| rimte | <i>Leuciscus idus</i> | 26 | 1 |
| rudskalle | <i>Scardinius erythrophthalmus</i> | 55 | 0 |
| skalle | <i>Rutilus rutilus</i> | 363 | 3 |
| smørling | <i>Noemacheilus barbatulus</i> | 23 | 8 |
| strømskalle | <i>Leuciscus leuciscus</i> | 133 | 2 |
| suder | <i>Tinca tinca</i> | 110 | 0 |
| Sildefisk | | | |
| majsild | <i>Alosa alosa</i> | 211 | 3 |
| stavsild | <i>Alosa fallax</i> | 23 | 6 |
| Laksefisk | | | |
| ørred | <i>Salmo trutta</i> | 780 | 84 |
| helt | <i>Coregonus lavaretus</i> | 169 | 1 |
| heltling | <i>Coregonus albula</i> | 102 | 2 |
| laks | <i>Salmo salar</i> | 1779 | 34 |
| smelt | <i>Osmerus eperlanus</i> | 71 | 1 |
| snøbel | <i>Coregonus oxyrhynchus</i> | 4 | 0 |
| stalling | <i>Thymallus thymallus</i> | 117 | 7 |
| Torskefisk | | | |
| knude | <i>Lota lota</i> | 84 | 2 |
| Ulkefisk | | | |
| finnestribet ferskvandsulk | <i>Cottus poecilopus</i> | 1 | 1 |
| hvidfinnet ferskvandsulk | <i>Cottus gobio</i> | 45 | 22 |
| Ålefisk | | | |
| Ål | <i>Anguilla anguilla</i> | 1016 | 2 |

2 Ørred (*Salmo trutta* L.)

Tre former

Den danske ørred findes i tre former, bæk-, sø- og havørred. Det er den samme art, hvor nogle fisk lever i vandløb hele livet (bækørred), mens andre lever kun i vandløb de første par år af deres liv. Herefter udvander de til en sø eller et havområde.

Gydebiologi

Når fiskene skal gyde, vandrer de tilbage til det vandløb, de levede i som ungfisk. Bæk- sø- og havørred bruger samme type gydeplads og kan gyde med hinanden, da det er den samme art. Gydepladsen er typisk en lavvandet strækning af vandløbet med frisk strøm og grusbund, hvor de befrugtede æg bliver gravet ned. Gydningen finder hovedsagelig sted i perioden november-januar. Æggene ligger tre-fire måneder i gruset, før de klækker. Larverne ligger også i gruset i nogle uger, indtil de har udviklet sig til små fisk, der kan klare sig selv.

Ørredvandløb

Knap halvdelen af de danske vandløb, der har en målsætning (Miljøstyrelsen 1983, Madsen 1994), er målsat som gyde- og/eller opvækstvandløb for laksefisk (Miljøstyrelsen 1990). Ørreden er den dominerende laksefisk her hjemme, og samtidig stiller ørreden store miljøkrav til vandløbene. Der skal være mange fødebyr, vandet må ikke være særlig forurenet, der skal være stor variation med sten, trærodde, vandplanter, skygge, stryg og høller, og vandet skal være køligt (under ca. 19° C). Målsætningen er normalt opfyldt, hvis der er en god, naturlig ørredbestand i vandløbet.

Udsætningsplaner

Selv om ørreden ikke kan gyde i vandløbet, kan den ofte leve der, hvis man sætter den ud. Da ørreden samtidig er en efterstræbt sportsfisk og har økonomisk værdi, er der udarbejdet udsætningsplaner for ørreder for de fleste danske vandsystemer. Udsætningsplanerne beskriver, hvor der kan sættes ørreder ud, og hvor mange, der er plads til (Larsen 1972, Nielsen & Rasmussen 1982; Christensen m.fl. 1993, Jørgensen 1993b, Nielsen 1994a).

Fiskespærringer

Hvis ørreden skal trives i et vandløb, må den kunne svømme frit rundt på dens vandringer. Den må altså ikke møde forhindringer ved vejunderføringer, dæmninger o.lign. Hvis der er spærret for dens frie vandringer, vil der som hovedregel ikke være en god, naturlig bestand. Desværre er der store problemer med fiskespærringer mange steder i Danmark og Europa, så det nu er nødvendigt med årlige udsætninger.

Genskabelse af gydeområder

Mange gydeområder er blevet ødelagt ved vandløbsreguleringer og uddybning, og derfor har man gennem de senere år forsøgt at skabe nye gydeområder. Erfaringen viser, at det lykkes nogle steder, men ikke overalt.

Spørgsmålet er så, hvorfor nogle projekter mislykkes. Det kan der være mange årsager til. Manglende fisk kan skyldes en kombination af flere forhold som manglende gydning, lille overlevelse af æggene til klækningen, mangel på egnede opvækstområder for ynglen, når den kommer frem, at ynglen bliver ædt af rovfisk m.m.. Der er mange muligheder. Derfor må udgangspunktet være, at man kombinerer sit kendskab til ørredens biologi med sit lokale kendskab til det aktuelle vandløb.

Som det følgende vil vise, er der mange generelle oplysninger at hente i litteraturen om ørredens krav til de fysiske forhold i vandløbene.

2.1 Ørredens krav til gydepladser

2.1.1 Vanddybde

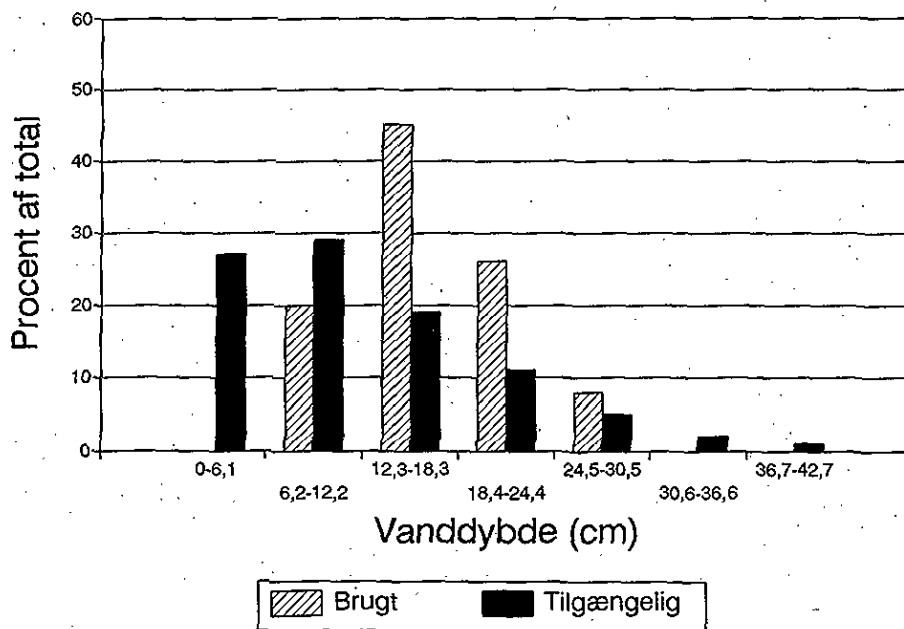
Christensen (1988) undersøgte de naturlige gydepladser i seks mindre danske vandløb. Vanddybden var alle steder under 30 cm og var typisk 10-20 cm.

Aub-Robinson m.fl. (1988) og Græsbøll m.fl. (1989) undersøgte en række vandløb, som fysisk set dækkede et bredt spektrum lige fra bække mindre end en meter brede til åer med en bredde op til 5-6 meter. Vandløbenes middeldybde lå mellem 15 og 35 cm, men dybden over gydebankerne er ikke angivet.

Lav vanddybde bedst

Figur 2.1

Fordelingen af vanddybder i et gydevandløb for bækørred. Sorte søjler viser vandløbets vanddybder generelt, skraverede søjler viser vanddybden i de områder, bækørrederne valgte til gydning. Omtegnet efter Grost m. fl. (1990).



I seks vandløb på New Zealand (10-40 m brede) fandt Shirvell & Dungey (1983) at bækørreder på 32-55 cm (gennemsnit 42 cm) som gennemsnit foretrak vanddybder på 31,7 cm til gydning, mens de udenfor gydetiden foretrak dybere vand (65 cm). Der var ikke forskel mellem de seks undersøgte vandløb eller mellem strækninger i de enkelte vandløb.

Grost m.fl. (1990) undersøgte 80 af bækørredernes brugte gydebanks på en 20 km lang strækning af et vandløb i USA. Den gennemsnitlige vandføring i undersøgelsesperioden var 160 l/sek (opstrøms ende) og 310 l/sek (nedstrøms ende). Fiskene var 20-40 cm lange og valgte fortrinsvis vanddybder på 12-18 cm (figur 2.1), selv om arealet af mere lavvandede strækninger var større. Vanddybden over gydegruberne efter gydningen svingede mellem 7 og 29 cm med et gennemsnit på 16 cm.

Iflg. Hermansen & Krog (1980) fandt Smith (1973) en middeldybde på 43 cm ved undersøgelser af over 100 af bækørredens gydebanks i fem vandløb i USA. Minimumsdybden var 24 cm.

Vanddybderne i de udenlandske vandløb lyder umiddelbart højere end dem, man ser i mindre danske vandløb. Men vanddybderne minder en del om dem, som Jensen (1988) har målt på en række gydeområder for havørred. Her var vanddybderne i mindre vandløb på 20-50 cm og i større vandløb op til 80 cm. Havørrederne i de mindre vandløb var gennemsnitligt 37-51 cm, mens de var 56-62 cm i de større vandløb.

2.1.2 Brugte gydeområder

Grost m.fl. (1990) fandt, at 20-40 cm lange bækørreders brugte gydeområder var op til 30-122 cm brede (gennemsnit 54 cm) og 70-259 cm lange (gennemsnit 147). Gydeområderne er her defineret som det område, hvor gruset bliver vendt ved en gydning. En gennemsnitsgydebank dækker således et areal på 0,8 m². Disse målinger minder meget om danske observationer (Knudsen 1989).

På New Zealand er der registreret langt større gydeområder, nemlig arealer på fem m² pr. gydeplads (Shirvell & Dungey 1983). Disse gydepladser var gravet op af 32-51 cm lange bækørreder.

2.1.3 Gydebanks tværprofil og udstrækning

Christensen (1988) undersøgte 23 profiler og fandt 21 steder et gydegruslag på 15 cm, mens gydegruslaget var 10 cm tykt to steder. Under gydegruset var et andet lag grus (bundgruslag), så det samlede gruslag gennemsnitligt var godt 25 cm (svingende fra 10 til 50 cm). På baggrund heraf anbefaler Christensen, at gruset udlægges i et lag på mindst 30 cm, og at det i et vist omfang bør iblandes håndsten til stabilisering af gydepladsen.

Efter opmåling af naturlige gydebanks og en række forsøg med udlægning af gydegrus anbefaler Græsbøll m.fl. (1989), at gydegruset bliver udlagt som flade tæpper, der ikke nødvendigvis føres helt ud til brinkerne. Eventuelt kan tæpperne udlægges med en svag sidehældning (under 10%), skiftevis fra den ene side til den anden.

Gruslagets tykkelse

*Miljøstyrelsens
anbefalinger*

Græsbøll m.fl. anbefaler desuden:

- At gydegruset bør lægges i et lag på mindst 20 cm.
- At grustæppernes længde afstemmes efter vandløbets størrelse. I større vandløb med stor hydraulisk radius og høj middelhastighed foreslås udlægninger på op til 10-15 meters længde. I mindre vandløb bør udlægningerne ikke overskride 4-5 meter, med mindre hældningen er meget stor.
- At afstanden mellem gentagne tæpper i større vandløb bør være mindst fire gange tæppets længde. I mindre og stejlere vandløb kan man tilsyneladende nøjes med 1-2 gange tæppets længde.
- At grustæppets overflade skal være kontinuerligt faldende fra forkant mod bagkant, og tæpperne skal placeres, så de ikke udøver nogen opstuvende effekt på de opstrøms beliggende banker.

Eksempel på god gydebanke

Som et eksempel på velfungerende menneskeskabte gydebanker kan henvises til Nielsen (1994 a,b,c), som bl.a. beskriver ændringen af ørred- og stallingbestanden i Gudenåen efter anlæggelsen af fem gydebanker á 20 meter i 1986. Gydegruset var blandet som beskrevet i Ernst & Nielsen (1981b & 1983) og blev lagt ud i et 40 cm tykt lag. I årene efter har gydebankerne været fulde af øjenæg og larver af begge fiskearter i maj måned. Nu er der kommet en god bestand af ørredyngel, og bestanden af stallinger er mangedoblet.

Frisk strøm nødvendig

2.1.4 Hældning på gydebanken

Der skal være en frisk strøm hen over en gydebanke. Ellers trænger der ikke vand ned mellem gydegruset, så æg og yngel får frisk ilt. Den friske vandstrøm opstår, når der er en tilstrækkelig stor hældning på gydebanken. Det er dog vigtigt at fremhæve, at en frisk strøm ikke automatisk giver gode gydebanker, da der alligevel kan indlejres sand m.m. i gydebanken. Se afsnit 2.1.5.

Danske vandløbs fald

Danske vandløb har et ret ringe fald, sammenlignet med vandløb i bjergområder. Små ørredbække har typisk et fald på få promille, men det kan være højere. Eksempelvis har Bisballe Bæk ved Hald Sø et fald på 27‰ (Aub-Robinson m.fl. 1988, Græsbøll m.fl. 1989), mens Ibæk ved Vejle Fjord har et fald på 34‰ (Nielsen 1994a). Store vandløb som Gudenå og Skjern Å har et mindre fald (ca. 2‰), selv om vandet strømmer hurtigt, og der er gode gydeforhold.

Fald på gydebanker

Christensen (1988) har undersøgt faldforholdene ved en række gydebanker og konkluderer:

- For en årsmiddelvandføring på 40-100 l/sek ligger vandspejlsfaldet med en enkelt undtagelse i intervallet 10-17‰.
- For en årsmiddelvandføring på 100-950 l/sek findes kun een måleværdi (ved 110 l/sek). Her ligger vandspejlsfaldet på 4,2-4,7‰.

- For en årsmiddelvandføring på 950-4.500 l/sek ligger vandspejlsfaldet i intervallet 2-4%. Hjorth m.fl. (1983) fandt tilsvarende, at en gydebanke i Gudenåen ved Vilholt havde en hældning på 4‰, hvilket passer godt med Christensens resultater.

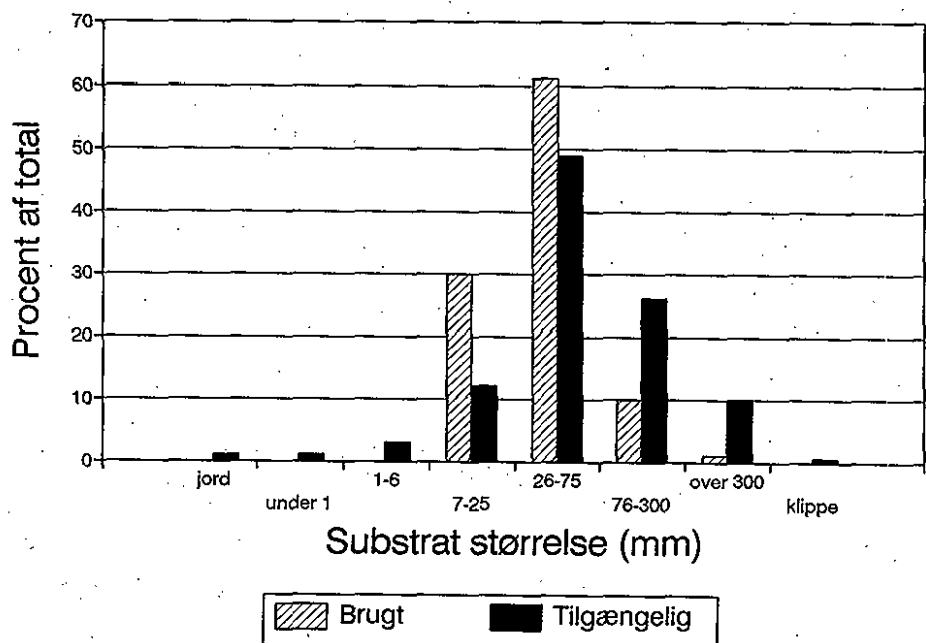
Græsbøll m.fl. (1989) konkluderer, at strækningen skal have stor hældning, så der kan skabes et varieret forløb med store hældninger over de udlagte banker. Kravet til hældningen varierer med vandløbets størrelse, men bør nok være over 4‰ for de mindre vandløb og ikke under 1,5‰ for større vandløb.

2.1.5 Bundsubstrat og sandvandring

Grost m.fl. (1990) undersøgte kornstørrelsen i et vandløb generelt og sammenlignede det med kornstørrelsen i brugte gydebanker (figur 2.2).

Kornstørrelse

Figur 2.2
Fordelingen af bundmaterialet (kornstørrelse) i et gydevandløb for bækørred. Sorte søjler viser vandløbets bundmateriale generelt, skraverede søjler viser kornstørrelsen i brugte gydebanker. Omtegnet efter Grost m.fl. (1990).



Bundmaterialet i det undersøgte vandløb havde tilsyneladende væsentlig større kornstørrelse end i danske vandløb, men ørreden foretrak relativt fintkornet gydegrus. Ca. 90% af det brugte gydegrus havde kornstørrelser mellem 7 og 75 mm.

Der er dog også lavet en del danske undersøgelser af gydegrusets sammensætning i naturlige gydebanker, hvor nogle af de første blev lavet i Gudenåsystemet af Ernst & Nielsen (1981b & 1983). Gydebankerne blev både brugt af ørred og stalling. Gydegruset i den øverste del af gydebanken var ens i to gydebanker i den øvre del af Gudenåen (omkring Tørring og Hammer Mølle) og i en gydebanke i tilløbet Alsted Mølleå. Ca. 80% af gydegruset bestod af småsten med mindste diameter mellem 8 og 32 mm. Det skal her nævnes, at man ved sådanne undersøgelser sigter gruset og vejer hver gruppe for sig. I dette eksempel udgjorde vægten af stenene med diameteren 8-32 mm altså 80% af den samlede prøve.

Hjorth m.fl. (1983) undersøgte gydegruset i et gydeområde i Gudenåen ved Vilholt, hvor åen er langt større end ved Tørring. Som ved Tørring bruges gydebankerne både af ørred og stalling (Hjorth m.fl. 1983, Nielsen 1994b). Gydegruset i de øverste 10 cm af gydebanken var stort set som ved Ernst & Nielsen's undersøgelser. Hjorth m.fl. fandt desuden, at indholdet af fintkornet materiale steg, jo længere de kom ned i gydebanken. I 40-50 cm's dybde bestod 67% af materialet af fintkornet materiale med mindste diameter under 8 mm.

I 1984-85 blev der lavet nye undersøgelser af naturlige gydepladser i danske vandløb, denne gang af Hedeselskabet (Christensen 1988), som undersøgte seks vandløb. Der var ret stor forskel i kornstørrelsen, hovedsagelig p.g.a. et varierende indhold af fintkornet materiale. Kornstørrelsesfordelingen i de bedste gydebanker var dog i god overensstemmelse med Hjorth m.fl.'s undersøgelser.

Andre danske undersøgelser af kornstørrelsen i naturlige gydebanker i otte danske vandløb er beskrevet i Aub-Robinson m.fl. (1988) og Græsbøll m.fl. (1989). De tog prøver i brugte og ubrugte områder. Det viste sig, at gruset i brugte gydebanker indeholdt væsentlig mindre fint materiale (diameter under 4 mm) end den øvrige grusbund. Årsagen er bl.a., at det fintkornede materiale skyller væk, når fiskene gyder. Gennemsnittet for de naturlige gydebanker er vist i tabel 2.1, som minder meget om fordelingen ved de andre danske undersøgelser.

Tabel 2.1

Typisk kornstørrelsesfordeling i naturlige gydebanker fra otte danske vandløb (beregnet efter vægt). Efter Græsbøll m.fl. (1989).

| Mindste kornstr. (mm) | under 4 | 4-8 | 8-16 | 16-32 | 32-64 |
|-----------------------|---------|-----|------|-------|-------|
| Vægtprocent | 22 | 9 | 20 | 30 | 19 |

Sandvandring er et problem

Det er velkendt, at sandvandring er et stort problem i de danske vandløb. Sandvandringen skyldes hovedsagelig den menneskelige udnyttelse af naturen, herunder regulering, dræning, opdyrkning og anlæggelse af asfalterede områder o.lign. (befæstede områder), hvorfra vand, sand m.m. ledes ud i vandløbene. Sandet lægger sig hen over gydebankerne og fylder gydebankens hulrum op med sand. Så dør æg/ungel af iltmangel eller fordi ynglen ikke kan finde vej op gennem gydebanken.

Ørredæg tiltrækker slam

Stuart (1957) fandt ud af, at overfladen af æg i gydebanker syntes at tiltrække slampartikler, så æggene hurtigt kan blive dækket af et lag slam. Alle nybefrugtede æg med et sådant slamlag døde ved hans undersøgelser - det lykkedes ganske vist nogle larver at lave hul i æggeskallen, men de kunne ikke komme ud af ægget. Nogle øjenæg, som blev anbragt i slam i 48 timer, overlevede derimod opholdet, og der kom leve-

Larver i hulrum

dygtige larver ud af ægget. Stuart observerede også, at larvernes overflade syntes at frastøde slampartiklerne. Desuden lå larverne i hulrum i slammet, som de selv havde skabt ved de vandstrømme, der opstod ved deres bevægelser med brystfinnerne og halen. I det første døgn tog de ikke skade af at ligge i slam. Men herefter døde mange larver. Stuart konkluderede, at kortvarige naturlige slambelastninger af vandløb ikke skader æg og larver - men han advarede samtidig om, at æg og yngel ikke tåler vedvarende belastninger af slam fra menneskeskabte udledninger af overfladevand m.m..

Sedimentindlejring bør være under 5-6%

Hermansen & Krog (1985) konkluderede, at ingen af de hidtil menneskeskabte gydebanks har været særligt succesfulde. De fleste er blevet dækket eller fyldt med sand og fint sediment, som stammer fra erosion i vandløbet og fra arealerne op til vandløbet.

Noget af det nyeste litteratur om emnet er lavet af Larsen & Henriksen (1992, 1993), som nøje har undersøgt sandvandringens betydning for æg og yngel i gydebanks. Deres konklusion er, at der ikke kan forventes overlevende æg/yngel, hvis sedimentindlejringen i gydebanks er større end ca. 8 vægt-%. Tilfredsstillende overlevelse forudsætter indlejringer på 5-6% eller mindre.

En interessant oplysning hos Larsen & Henriksen er desuden, at sedimentindlejring- og transport ofte er høj på trods af høje strømhastigheder og renskyttet grusbund. Derfor er det meget vigtigt at nedsætte tilførslen af fintkornet materiale til vandløbene i så stort omfang som overhovedet muligt og at tilrettelægge vedligeholdelsen af vandløbene og deres omgivelser således, at der ikke sker erosion i og langs vandløbene. Hvis der løber for meget vand i vandløbene (som i befæstede områder), kan det også øge erosionen og sandtransporten.

Stor udskylning af jord fra vandløbsnære arealer

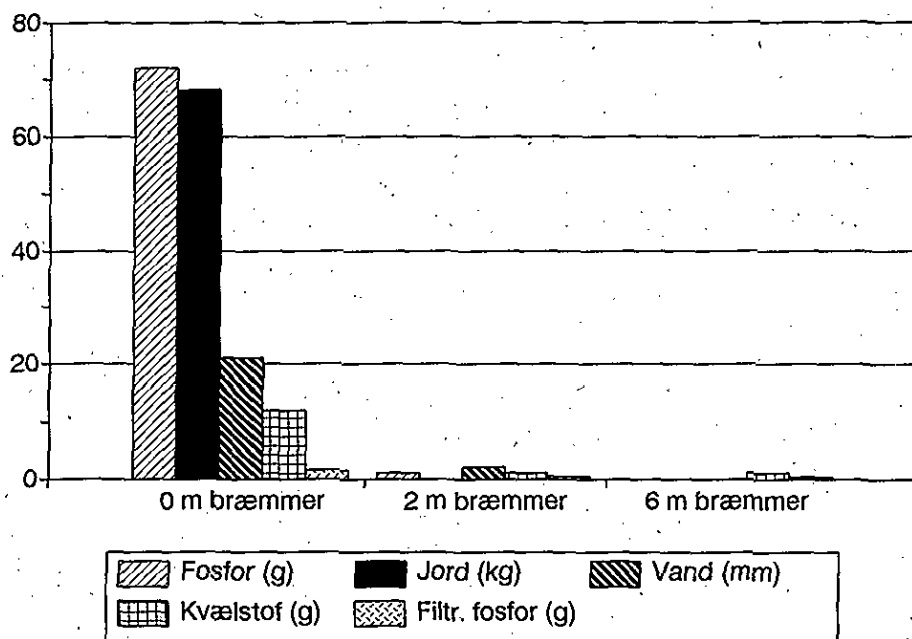
Undersøgelser i 1993-94 har vist, at udskylningen af jord, sand m.m. fra vandløbsnære arealer kan ligge i en størrelsesorden på 10-140 tons pr. km vandløb (Levesen 1995, Levesen & Nielsen 1995). På en 2,9 km lang strækning af Alsted Bæk var der skyllet ca. 400 tons jord ud i vandløbet, så bunden var hævet med mindst 10 cm (Levesen 1995). Æg af fisk og insekter m.m. kan ikke klække under sådanne forhold, så dyre- og plantelivet lider lige så meget som ved kraftige forureninger.

Konklusion

Den generelle konklusion er, at gydegruset er ret ens i alle gode gydeområder, men også at der ofte er problemer med sandvandring i vandløbene.

Figur 2.3

Udskylningen af jord, fosfor m.m. fra arealer uden bræmmer og arealer med 2 og 6 meter bræmmer ved samme nedbørmængde. Omtegnet efter Levesen (1995).



Tilførslen af sand til vores vandløb må nedsættes eller stoppes, hvis vi vil bevare de stærkt udsatte gydelokaliteter. Figur 2.3 viser, at det bl.a. kan gøres ved at have de udyrkede bræmmer langs vandløbene, som det er krævet i vandløbslovens paragraf 69 (se også Miljøstyrelsen 1992). Som en sidste løsning kan det desuden være nødvendigt at anlægge sandfang i vandløbene - men det bedste er at stoppe udledningen, inden sandet når ud i vandløbet. Herved sparer man også udgiften til oprensning af sand i vandløbet, og den fosfor, der er bundet til jordpartiklerne, bliver på marken til gavn for afgrøderne (Levesen 1995, Levesen & Nielsen 1995).

En del af successen med gydebankerne i Gudenåen (omtalt sidst i afsnit 2.1.3) skyldes, at gydebankerne er anlagt nedstrøms Hammer Mølløsø, der virker som sandfang. Desuden blev der anlagt et ekstra sandfang umiddelbart opstrøms de gydebanker, der lå længst ned ad åen. Sandfanget stopper en stor del af det sand, der ellers kunne ødelægge gydebankerne. Men sandfang er kun en nødløsning - det bedste er at stoppe sandet, inden det når ud i vandløbene.

2.1.6 Vandføring

Ørreden stiller ikke specielle krav til vandløbets størrelse og vandføring. Der kan være en god ørredbestand i alle vandløb med frisk strøm, hvis vandet er rent og køligt, og der er mange skjul og føde. Somme tider finder man endda naturlige ørredbestande i vandløb, som kan tørre ud om sommeren. Som eksempel kan nævnes et tilløb til Horsens Fjord (Fiskbæk) - her er der en stor naturlig ørredbestand i en lille bæk med en sommervandføring på 0,2 l/sek. Det svarer til den mængde vand, der kommer ud af en vandhane (Nielsen 1994a). Der er også en god naturlig ørredbestand i Gudenåen ved Vilholt, hvor vandføringen er flere tusinde liter i sekundet (Nielsen 1994b).

Ingen minimumskrav til vandføring

Man kan generelt sige, at der ikke er minimumskrav til vandføringen over en gydebanke ud over, at der altid skal løbe vand, og at der skal løbe vand forbi æg og larver i gruset. Men man skal ved anlæg af nye gydebanker tage hensyn til, at vandhastigheden (vandføringen) hen over gydebanken kan blive så stor, at bundmaterialet skyller væk. Se bl.a. Christensen (1988), Græsbøll m.fl. (1989) og Sørensen m.fl. (1992).

*Store afstrømninger
kan være skadelige*

Store vandføringer kan opstå i regnvejr, når nedbøren løber videre til vandløbene. Det kan give store problemer for vandløbene. Problemet er specielt stort i byområder og ved veje, hvor der er store befæstede områder. Det giver voldsomme udsving i vandføringen fra tørvejr til regnvejr. Vandføringen i vandløbet bør her stabiliseres ved anlæggelse af forsinkelsesbassiner ved de største udledninger (Nielsen m.fl. 1989). Herved sikrer man vandløbet bedst muligt mod uønsket erosion og bortskylning af æg og yngel.

*Danske og udenlandske
undersøgelser*

2.1.7 Vandhastighed

Christensen (1988) giver et sammendrag af egne og andres undersøgelser. De gennemsnitlige vandhastigheder ved gydepladserne i seks mindre danske vandløb lå mellem 46 og 71 cm/sek. De enkelte målinger svingede mellem 17 og 105 cm/sek. Fire udenlandske undersøgelser viste gennemsnitlige vandhastigheder på 31 til 47 cm/sek, altså nogenlunde som ved de danske undersøgelser.

Græsbøll m.fl. (1989) undersøgte 10 danske vandløb. Den gennemsnitlige vandhastighed på gydestrækningerne svingende mellem 9 og 66 cm/sek.

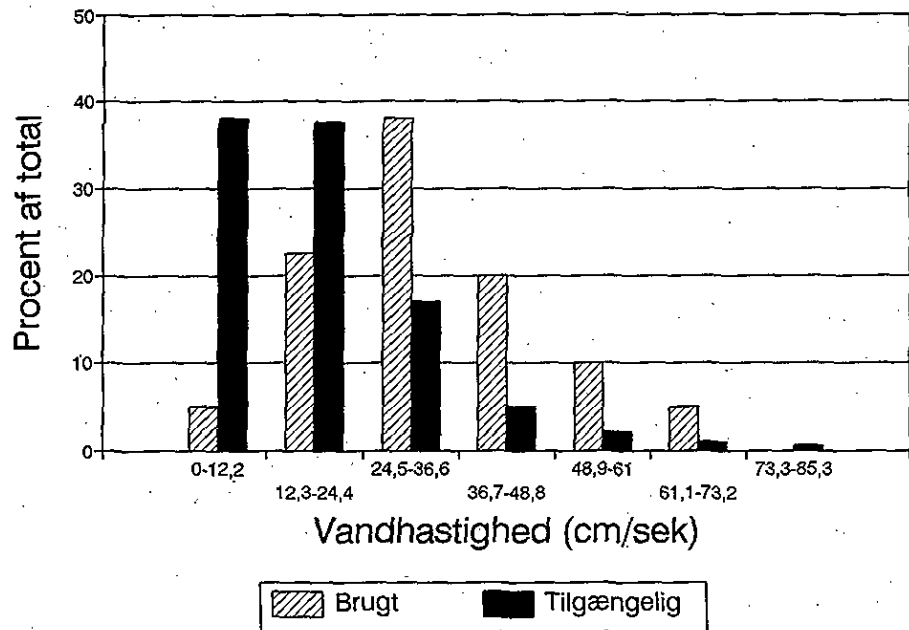
Shirvell & Dungey (1983) mente, at vandhastigheden var mere afgørende for ørredernes gydning end vanddybden. Bækørreder på 32-55 cm (gennemsnit 42 cm), valgte vandhastigheder på 15-75 cm/sek (gennemsnit 39,4 cm/sek). Udenfor gydetiden opholdt de sig ved vandhastigheder på 0-65 cm/sek (gennemsnit 26,7 cm/sek). Grost m.fl. (1990) fandt tilsvarende, at bækørreden fortrinsvis valgte at gyde på strækninger med vandhastigheder på 25-37 cm/sek (figur 2.4), selv om vandhastighederne i vandløbet generelt var mindre. Vandhastigheden på det mest lavvandede sted på den brugte gydebanke svingede mellem 12 og 82 cm/sek med et gennemsnit på 45 cm/sek.

*Vandhastigheder bør
være 25-50 cm/sek*

Selv om der er stor forskel mellem vandløb, er der således god overensstemmelse mellem de nævnte undersøgelser. Vandhastighederne ligger generelt på 25-50 cm/sek. Miljøstyrelsen (1983) anbefaler disse værdier for opvækstområderne for laksefisk og nævner, at under gydningen er den optimale strømhastighed mellem 30 og 75 cm/sek.

Figur 2.4

Fordelingen af vandhastigheden i et gydevandløb for bækørred. Sorte søjler viser vandløbets vandhastigheder generelt, skraverede søjler viser vandhastigheden foran brugte gydebanks. Omtegnet efter Grost m.fl. (1990).



2.1.8 Iltindhold

Æg og fiskelarver i gydebanken er afhængige af frisk tilførsel af ilt og bortførsel af affaldsstoffer fra stofskiftet. Æggenes iltforbrug stiger, efterhånden som larven udvikles. Den kritiske (mest iltkrævende) periode for æggene er i øjestadiet. Larver, der er klækket ved ikke-optimale iltforhold, er mindre, svagere og ikke så konkurrencedygtige (Hermansen & Krog 1980, Christensen 1988).

Klækning ved 2,5 mg/l

Klækning er konstateret ved så lave iltkoncentrationer som 2,5 mg/l i porevandet (Hermansen & Krog 1980). Det er der normalt altid i det strømmende vand. Men æggene ligger begravet i gruset og er afhængige af frisk gennemstrømning. Hvis gydebanken sander/slammer til, ned-sættes iltindholdet ofte så meget, at æg og yngel omkommer, selv om åvandets iltindhold tilsyneladende er højt. Iltindholdet i 20 cm's dybde kan eksempelvis være under halvdelen af iltindholdet i 10 cm's dybde (Sivebæk 1995). Christensen (1988) giver flere eksempler på kritisk lave iltmålinger i porevand.

2.2 Ørredens krav til levesteder

2.2.1 Swim-up stadiet

Ynglens fremkomst

Ynglen kommer ud af æggene omkring 1. april. Man siger, at ynglen er i swim-up (svøm-op) stadiet, når den har brugt sin blommesæk og svømmer fra gydegruset og ud i vandløbet. Nu skal den æde og klare sig selv, ofte i konkurrence med tusindvis af andre yngel.

Det gælder om at sikre så stor overlevelse som muligt af den spæde yngel. Ellers risikerer man, at ørredbestanden bliver for lille, selv om der er gode gydemuligheder. Det samme gælder, når bestanden er baseret på udsætninger.

2.2.2 Territoriel adfærd

En af de første biologer, der beskrev ørredens adfærd, var svenskeren Harry Kalleberg. I en klassisk og ofte citeret artikel beskrev han detaljeret, hvordan antallet af ørred- og lakseyngel er afhængigt af antallet af skjul (Kalleberg 1958). Artiklen var baseret på forsøg med et strøm-akvarie, der var indrettet som et naturligt vandløb, og som fik vand (med fødedyr) fra en nærtliggende elv.

Territorier

Ørreden er territoriehævdende. Kalleberg definerer et *territorie* som et forsvaret areal og *territoriel mosaik* som et mønster af territorier, der ligger op til hinanden. I et territorie er der en *station*, som er det sted, fisken normalt opholder sig, og hvor den er mest aggressiv.

Kalleberg observerede, at ørred- og lakseynglen normalt lå i strømlæ ovenpå bundmaterialet. Herved var fiskene i stand til at holde deres position uden at svømme, selv om der var en ret kraftig vandstrøm over dem. Hvis ynglen havde været ude at søge føde, fandt den tilbage til sin station med få millimeters nøjagtighed. Hvis en større laks eller ørred svømmede forbi, søgte ynglen skjul i bundmaterialet og kunne blive der i dagevis, hvis den var i territoriet hos en større fisk.

Om natten observerede Kalleberg, at noget af ynglen nat efter nat søgte skjul i de samme sovesteder i hulrummene mellem stenene. Samme adfærd er observeret af Lindroth (1955).

Når fiskene blev større, ændrede de adfærd, så de i stedet holdt deres position ved at svømme mod strømmen.

Kalleberg rapporterer, at ørred- og lakseynglens territorier er udprægede bundterritorier. Fisk, der passerede i det åbne vand, blev ikke angrebet nær så hyppigt som ved bunden.

Flere sten gav mere yngel

Da Kalleberg udlagde nogle ekstra sten på bunden, blev territorierne mindre og der var plads til mere yngel. Det samme skete, da han øgede vandhastigheden, så der blev turbulens og nedsat sigtbarhed. Hvis vandhastigheden faldt mod nul, forlod ynglen bunden og svømmede rundt i akvariet.

Hartman (1963) lavede tilsvarende akvarieforsøg med ørreder på 6-9 cm. Han konkluderede, at ørreder på vandløbsstrækninger med ensartet grusbund sandsynligvis vil sprede sig jævnt, mens de vil være klumpvis fordelt, hvis der kun er spredte arealer med gode skjul.

Le Cren (1973) undersøgte nogle engelske bække og bekræftede Kallebergs iagttagelser af ørredens adfærd i akvarier. Ynglen havde typisk en station, hvor den holdt sig i den stille strøm 1-2 cm over bunden. Rundt om stationen var et ovalt territorie på ca. 50 cm², som ynglen forsvarede og brugte til fødesøgning af driftende føde. Det meste yngel havde territorier i langsomt flydende arealer med grusbund og vanddybder på 2-10

cm. Der var dog også yngel med territorier på kanten af dybere vand, i dødvande eller under små sten. Denne yngel syntes at være mindre, hvilket muligvis skyldes, at de svageste var fortrængt til de dårligste standpladser.

*Yngel mest aggressiv
i foråret*

Le Cren nævner videre, at den aggressive adfærd var mest intens i maj og juni, hvor ynglen var 2,5-3,5 cm lange. Senere på året var ynglen ikke så territorial, og ældre fisk forsvarede snarere skjulesteder end territorier.

Både Kalleberg (1958), Hartman (1963), Le Cren (1973) og Mortensen (1977b) nævner, at ørredynglens aggressive adfærd stimuleres ved synet, og at en mere varieret bund kan give skjul og territorier til flere fisk. Dette er i nøje overensstemmelse med alle erfaringer fra ørredvandløb, hvor de største bestande findes i vandløb med varierede fysiske forhold. Det er også princippet i udsætningsplanerne, hvor antallet af udsatte ørreder er afpasset efter antallet af skjulesteder (Larsen 1972, Nielsen & Rasmussen 1982, Christensen m.fl. 1993, Nielsen 1994a).

Kallebergs akvarieobservationer er siden fulgt op med observationer i naturlige vandløb, hvor fiskene er iagttaget af en dykker eller fra bredden (se f.eks. Keenleyside 1962, Keenleyside & Yamamoto 1962, Saunders & Gee 1964, Gibson 1966, Fausch & White 1981, Gardiner 1984, Cunjak & Power 1987, Jowett 1990, Heggenes m.fl. 1991). Det har her vist sig, at fiskene ikke bliver skræmt, hvis dykkeren bevæger sig langsomt. Derfor giver denne type undersøgelser værdifuld information om fiskenes foretrukne *mikrohabitat* (levested lige omkring fisken). Hvis undersøgelserne i stedet var lavet som en traditionel elektrofiskning, ville fiskene fra et større område blive samlet sammen i baljer, så man ikke bagefter vidste, hvor de enkelte fisk blev fanget.

Selv om observation ved dykning således er anerkendt i videnskabeligt arbejde, er metoden først taget i brug i Danmark omkring 1994. Resultater herom forventes afrapporteret af Bangsgaard (1995, under udarbejdelse).

2.2.3 Tæthedsafhængig dødelighed

Kalleberg viste allerede i 1958, at ørreden var territoriehævdende straks efter fremkomsten fra gydegruset, og at antallet af skjul er afgørende for det antal ørreder, der er plads til i et vandløb. Derfor er dødeligheden i denne livsfase *tæthedsafhængig* - dødeligheden målt pr. tidsenhed bliver større, hvis bestandstætheden stiger over den grænse, hvor der er skjul nok.

Meget yngel dør

Mange undersøgelser har siden vist, at en stor del af ørredynglen ofte dør eller vandrer væk få uger eller måneder efter fremkomsten fra gydegruset. I Danmark er det bl.a. beskrevet hos Mortensen (1975, 1977a&b), Larsen (1984), Rasmussen (1986) og Rasmussen (1987).

Årsagen er, at der kun er skjul til et vist antal fisk. Fænomenet kaldes *tæthedsafhængig dødelighed* og er også almindeligt kendt fra undersøgelser af udenlandske ørredbestande (bl.a. Le Cren 1973, Elliott 1984, 1986 & 1994).

Den tæthedsafhængige dødelighed anses normalt for at finde sted i de første få måneder efter fremkomsten fra gydegruset. Herefter anses dødeligheden for at være uafhængig af antallet af fisk. Rasmussen (1986) viste dog, at den tæthedsafhængige dødelighed hos ynglen i en dansk bæk fortsatte helt frem, til fiskene var 17 måneder gamle.

*Forårsdødelighed
afgørende for årgangens
størrelse*

Le Cren (1973) og Mortensen (1977b) konkluderer, at den tæthedsafhængige dødelighed og arealet af egnede opvækstområder for yngel i de yngste stadier oftest bestemmer størrelsen af en laksefiskebestand. Det viser vigtigheden af at sikre ynglens overlevelse i de første måneder efter klækningen - det nytter ikke noget med gode forhold for større fisk, hvis ynglen mangler standpladser i denne livsfase. Bohlin (1977) viste, at etårsørrederne dominerer ynglen i situationer, hvor begge årgange foretrækker samme standplads. Derfor kan en stor årgang medføre en lille årgang året efter, hvis der er mangel på standpladser.

Ved et studie af det samme vandløb i en 25-årig periode viste Elliott (1993), at den optimale ægmængde i et gydevandløb var 79 æg/m². Så var bestanden i ligevægt. Hvis der blev gydt flere æg, var den tæthedsafhængige dødelighed så stor, at der kom færre ørreder ud af det i den sidste ende.

2.2.4 Spredningsadfærd

Ynglen spreder sig hurtigt efter fremkomsten fra gydebanken. Der er kun plads til et vist antal yngel. Resten må trække væk eller dø. Spredningen starter allerede ved fremkomsten fra gydebanken (Mortensen 1977a, Crisp 1991). Efter nogle måneder bliver ørreden stationær (Mortensen 1977a).

*Ynglen spreder sig
straks*

Le Cren (1973), Mortensen (1977a), Solomon (1982) og Elliott (1986) fandt, at overskydende yngel fra en gydebanke hovedsagelig trækker nedstrøms, selv om enkelte også vandrer opstrøms. Ynglen i Le Crens vandløb havde allerede en uge efter fremkomsten fra gruset fordelt sig ligeligt på en 100 meter lang strækning nedstrøms gydebanken. Elliott (1987, her efter Broad 1987) fandt en maksimal nedstrøms vandringsafstand af nyklækket yngel på 37 m ved en vandhastighed på 52 cm/sek).

Når ørrederne bliver ca. 1/2 år gamle, kræver de mere plads og dybere vand. Så vandrer fiskene igen for at finde egnede standpladser. Ved alle studier heraf har vandringerne hovedsagelig fundet sted i oktober-april med meget lidt aktivitet i sommerperioden. Senere i livsforløbet er bækørrederne ret standfaste og flytter sig ikke meget (Solomon 1982).

Vandrer 6-700 meter

Jørgensen & Berg (1991) undersøgte spredningsadfærden hos 8-12 måneder gamle (5-8 cm lange) ørreder, der blev udsat i en dansk bæk. Nogle af fiskene var vilde ørreder fra en anden bæk, resten var dambrugsørreder. De vilde ørreder vandrede generelt mest og spredte sig mere. Længste vandringsafstand for vilde ørreder var 600 meter opstrøms og 600 meter nedstrøms. Længste vandringsafstand for dambrugsørreder var 600 meter opstrøms og 700 meter nedstrøms.

Heggenes (1988c) undersøgte, om vilde ørreder i størrelsen 11-43 cm ændrede vandringsmønster efter udsætning af vilde ørreder (længde 12-28 cm) fra en anden vandløbsstrækning. Undersøgelserne blev lavet i perioden maj-november i en toårig periode. Standfiskene ændrede ikke adfærd, og der var heller ikke forskel på vandringsmønsteret mellem standfisk og udsatte fisk. Fiskene vandrede gennemsnitligt 0 meter. 66% af vandringerne var på mindre end 50 meter, 11% mellem 50 og 100 meter og 23% var større end 100 meter (i begge retninger).

I et andet norsk vandløb undersøgte Hesthagen (1988) bl.a. ørredernes vandring på en 346 m lang strækning. Fiskene var 12-16 cm lange, og undersøgelsen blev lavet i løbet af 2 1/2 måned fra juli til september. Efter mærkning genfangede han 85-89% af dem indenfor en afstand af 45 m fra mærkningsstedet. Der var størst spredning af ørrederne fra de strækninger, hvor bestandstæthederne var størst.

Vinteropholdssteder vigtige

Meyers m.fl. (1992) forsynede store bækørreder med radiosendere og fulgte dem gennem sæsonen. Ørrederne foretog kilometerlange opstrøms vandring om foråret og tilsvarende lange nedstrøms vandring i efteråret, men var ellers ret standfaste. Forfatterne konkluderer, at vandringerne viser betydningen af, at bækørrederne har fri passage på deres vandring mellem sommer- og vinteropholdsstederne. *Desuden at man bør kende deres krav til vinteropholdsstederne bedre, så man kan forbedre deres overlevelses-muligheder om vinteren.* Dette er i overensstemmelse med Cunjak & Power (1987), som foreslog at man i højere grad end hidtil medtager forbedringer af vinteropholdssteder i sin vandløbspleje, når man vil forbedre fiskenes levesteder.

Det generelle billede af ørreden er altså, at den er ret stabil, men at den kan foretage ret lange vandring i forbindelse med gydning eller når den skal finde vinteropholdspladser. Som de næste afsnit vil vise, bruger ynglen grus- og stenbund til vinterskjul, mens både små og store fisk også overvintrer i de dybe høller.

2.2.5 Dybde

Dybden er af afgørende betydning for ynglens overlevelse. Ynglen foretrækker lav vanddybde (figur 2.5) og klarer sig dårligt på dybt vand. Det er først senere i livsforløbet, at den foretrækker dybere vand (Lindroth 1955, Larsen 1972, Le Cren 1973, Egglisshaw & Shackley 1982, Kennedy & Strange 1982, Elliott 1986, Gaudin & Caillere 1990, Bridcut & Giller 1993 m.fl.).

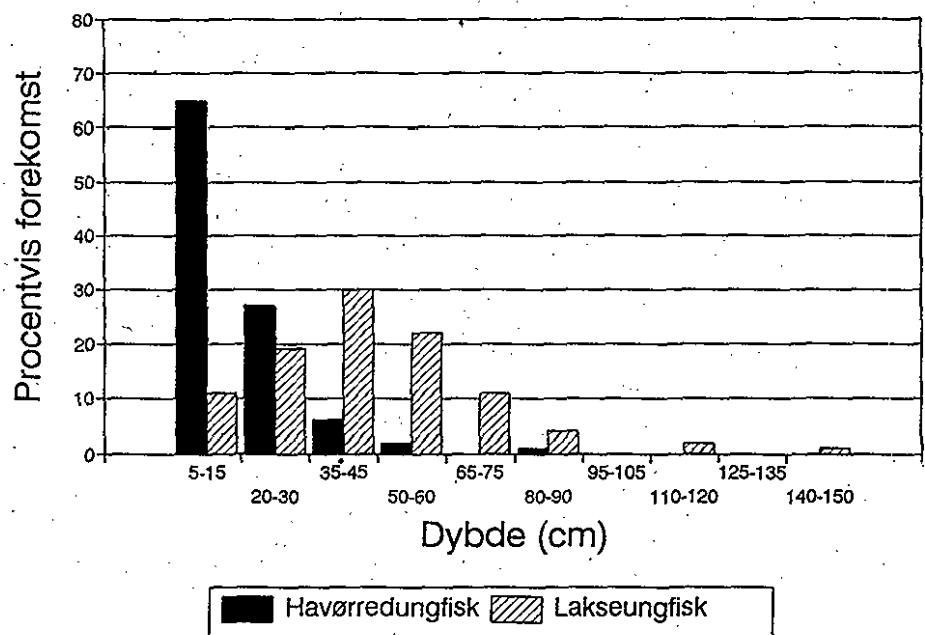
Små ørreder, lav vanddybde

Ud over Lindroths (1955) undersøgelser (fig. 2.5), hvor næsten 65% af de unge ørreder i Indalsälven opholdt sig på vanddybder mellem 5 og 15 cm, og 90% opholdt sig på dybder under 30 cm, er der lavet en del andre undersøgelser over ørredens valg af vanddybder.

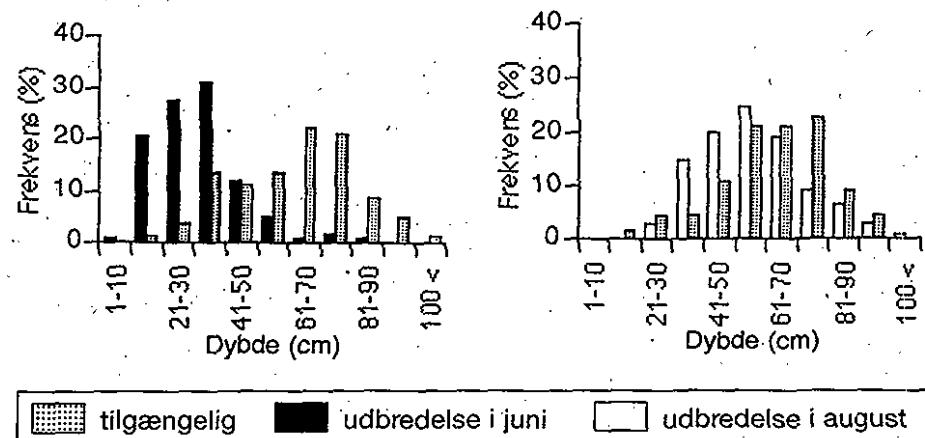
Vejle Amt (upubl.) og Bangsgaard (1993) undersøgte ørredbestanden omkring nogle nyetablerede gydebanks i Vejle Å ved Tørskind i 1992 og 1993. Der blev stort set ikke fanget yngel på trods af, at der ofte ses gydende havørreder på strækningen. For at undersøge, om yngel kan overleve på strækningen, blev der sat ørredyngel ud i maj 1994. Bangsgaard (1995) undersøgte bl.a. deres valg af standplads i forhold til vanddybden en og tre måneder efter udsætningen (figur 2.6):

Måned efter udsætningen var ca. 50% af ynglen på vanddybder under 30 cm på trods af, at der generelt mangler lavvandede områder på trækningen. Fiskenes gennemsnitslængde var 5,6 cm. Tre måneder efter udsætningen var ynglen gennemsnitligt 9,8 cm - nu stod de på dybere vand men var stadig mest udbredt på de mest lavvandede strækninger, som der ikke var så mange af.

Figur 2.5
Udbredelsen i Indalsälven af unge laks og ørreder i forhold til vanddybden. Omtegnet efter Lindroth (1955).



Figur 2.6
Forekomsten af ørredyngel i Vejle Å ved forskellige vanddybder. Ynglen blev udsat i maj 1994 og strækningen blev undersøgt en og tre måneder senere. Data fra Bangsgaard (1995).



Egglishaw & Shackley (1982) viste, at vanddybden, eller nogle faktorer associeret med vanddybden, kan bestemme egnetheden af et vandløb for ungfisk af laks og ørred. De fandt bl.a. en direkte sammenhæng mellem antallet af yngel/et år gamle ørreder og arealet med vanddybder under 10 cm. Broad (1987) påviste også, at ørredynglen foretrak arealerne med vanddybder under 10 cm.

Lidt over 90% af 5-15 cm lange ørreder i to norske vandløb opholdt sig på dybder op til 20 cm (Heggberget 1984). Mange af dem blev fanget på dybder op til 10 cm (55% af ørrederne i det ene vandløb og ca. 90% i det andet).

Ved tre års undersøgelser i en række vandløb blev 56-72% af ørredynglen fanget på vanddybder under 20 cm (Kennedy & Strange 1982). Antallet af yngel var afhængigt af arealet med vanddybder under 15 cm. Antallet af etårsørreder var afhængigt af arealet med vanddybder på 15-30 cm, mens tætheden af større ørreder var afhængigt af arealet med vanddybder over 30 cm. Broad (1987) fandt her, at etårsørreder over 10 cm foretrak vanddybder over 30 cm.

Ved undersøgelser 27 steder i et vandløbssystem fandt Davies m.fl. (1988), at der var en klar sammenhæng mellem ørredernes størrelse og vanddybden. Yngelårgangen dominerede i vandløb, der var under 15 cm dybe. Hvis dybden var over 30 cm, var der ikke ret meget yngel.

Hayes (1991) undersøgte hvilken vanddybde, store ørreder over 40 cm foretrækker. Fiskene foretrak de dybeste områder af vandløbet med vanddybder på ca. 0,4 m/sek (figur 2.7).

Elliott (1986) sammenligner egne undersøgelser med andre. Han konkluderer, at yngelårgangen hovedsagelig findes på lavt vand (gennemsnitsdybder under 20 cm) fra fremkomsten af gydebanken til den første vinter, mens ældre ørreder findes på dybere vand. De unge ørreder vandrer fra de lavvandede strækninger med hurtig vandstrøm til de dybe høller først på vinteren. Så får de bedre skjul og overlevelsesmuligheder ved vinterafstrømninger og aktiviteter fra gydende laksefisk.

Vanddybden afgørende

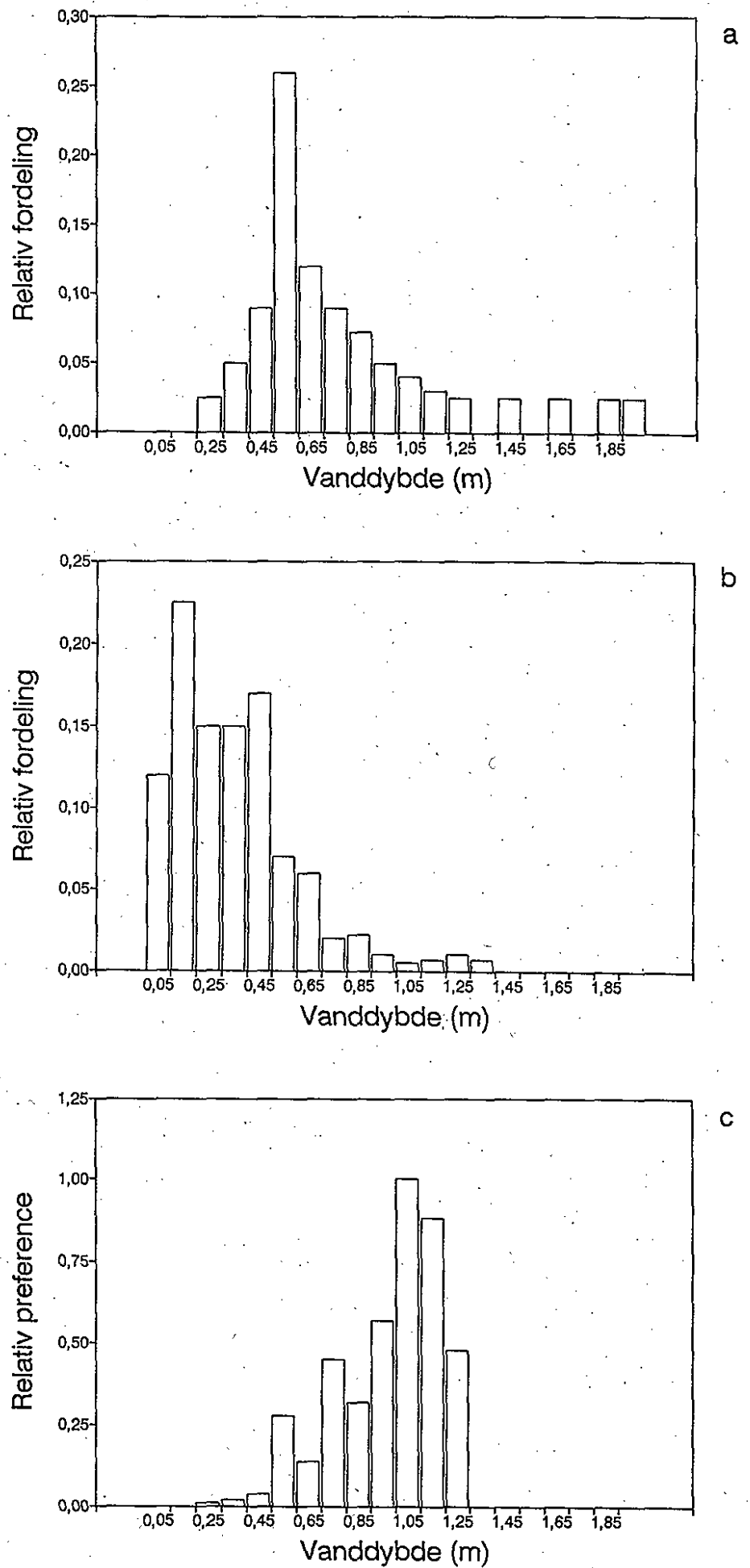
Vanddybden er altså af afgørende betydning for ynglen overlevelse. Arealet af egnede områder med lavt vand og skjul for ynglen er ofte afgørende for ynglens overlevelse, og her er specielt bredarealet vigtigt (se afsnit 2.2.9). Det er meget vigtigt at sikre sådanne områder ved den fremtidige vandløbspleje i Danmark.

2.2.6 Hældning

Ved undersøgelser i vandløb i Nordirland fandt Kennedy & Strange (1982) en signifikant sammenhæng mellem antallet af ørreder på et år eller ældre og gradienten på deres levested. Ørrederne var specielt tilknyttet høllerne, hvor faldet er mindst og vanddybden størst. Delstrækningerne, som indgik i deres analyse, havde typisk gradienter på op til

Figur 2.7

Fordelingen af gennemsnitlige vanddybder (a) udnyttet (b) tilgængelig og (c) foretrukket af bækørreder over 40 cm. Omtegnet efter Hayes (1991).



40-60% selv om der også var et par målinger på næsten 80%. Det er altså meget kraftige gradienter, sammenlignet med danske lavlandsvandløb, hvor kun få delstrækninger i små bække kan nå tilsvarende gradienter.

Der skal være gode gydeforhold, før et vandløb kan have en naturlig ørredbestand. Gydeforholdene er kun gode, hvis vandet løber med en vis hastighed, d.v.s., hvis vandløbets bund falder. Derfor henvises her til afsnit 2.1.4.

2.2.7 Vandføring

Som omtalt i afsnit 2.1.6 er vandføringen ikke særligt afgørende for, om der kan være en ørredbestand. Der er således eksempler på gode naturlige ørredbestande med sommervandføringer mellem 0,2 l/sek og flere tusinde l/sek.

Derimod kan vandføringen på bestemte årstider have betydning for, hvor stor yngelårgangen bliver i et vandløb, sammenlignet med andre år:

Ved undersøgelser gennem en årrække af en bæk i det sydlige England fandt Solomon & Paterson (1980) og Solomon (1982) en klar sammenhæng mellem antallet af yngel i oktober og den gennemsnitlige vandføring i april måned (den første måned efter ynglens fremkomst fra gydegruset). Yngelbestanden var lille ved lave april-vandføringer. Årsagen menes at være, at fiskene ved lav vandføring ikke kan finde skjul under breddernes udhængende vegetation, hvor mange unge fisk normalt bliver observeret. Desuden er den enkelte ørreds territorie mindst ved høj vandføring. Resultatet er en stor dødelighed ved lave vandføringer og deraf følgende lave vandhastigheder.

Davies m.fl. (1988) fandt en klar sammenhæng mellem yngelårgangens størrelse og den gennemsnitlige årlige vandføring samme år. De forklarer det med, at der er stor dødelighed i år med lille vandføring (tørke). Det samme er fundet af Elliott (1993) ved et 25-årigt studie af en engelsk bæk, hvor der havde været tørke tre gange.

Der kan også være en effekt af pludselige udsving i vandløbenes vandføring, som kan resultere i en udskylning/bortvandring af ørreder. Dette er omtalt i afsnit 2.2.8, da det også medfører øget vandhastighed.

2.2.8 Vandhastighed

Inden for visse grænser gælder det, at jo hurtigere vandstrømmen er, og jo mere varieret vandløbet er, jo flere fisk er der plads til (Kalleberg 1958). Vandstrømmen fører føden til ørreden, og en urolig overflade giver gode skjul. Det er en fordel for ørreden at stå i strømlæ i nærheden af en hurtig vandstrøm. Så sparer den kræfter og kan hurtigt finde føde.

Bangsgaards (1995) undersøgelser, som også er omtalt i afsnit 2.2.5, omfattede også ørredynglens standpladser i forhold til vandhastigheden

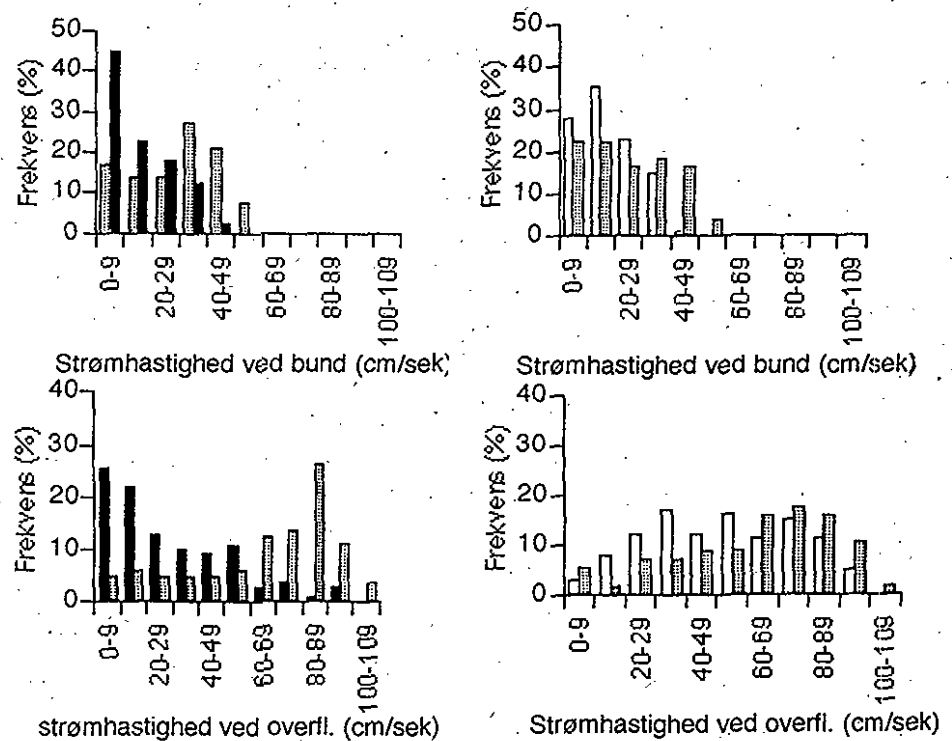
Ørreder i små og store vandløb

Jo hurtigere vandstrøm, jo flere fisk

(figur 2.8). Ynglen foretrak tydeligvis lave vandhastigheder i juni måned, hvor de var to måneder gamle. I august opholdt de sig ved større vandhastigheder, men foretrak stadig de laveste hastigheder.

Figur 2.8

Forekomsten af yngel i Vejle Å ved forskellige vandhastigheder. Ynglen blev udsat i maj 1994 og strækningen undersøgt i juni (sorte søjler) og august (hvide søjler). De prikkede søjler angiver tilgængelige strømshastigheder. Data fra Bangsgaard (1995).



Varierende vandhastighed i varieret vandløb

Hermansen & Krog (1984) og Krog & Hermansen (1985) undersøgte tre danske vandløb med gennemsnitsdybder på 28-72 cm. De fandt, at en stor variation i vandhastighed 7 cm over bunden var den vigtigste faktor for en stor ørredbestand. Variationen skyldtes forskelle i vanddybde og grødevækst i de enkelte vandløb - der var med andre ord stor variation og dermed mange skjul i de vandløb, der havde den største ørredbestand.

Vandhastigheden kan blive så stor, at æg og larver kan blive skyllet væk, som det bl.a. er rapporteret fra en engelsk bæk med vandhastigheder over 1 m/sek ved høje vandføringer (Elliott 1984). Elliott nævner, at bundmaterialet i en anden bæk var stabilt, da vandhastigheden nær bunden aldrig oversteg 0,58 m/sek. Her overlevede en meget stor del af æg og blommesæksyngel i selve gydebanken.

Ottaway & Clarke (1981) anbefaler, at vandhastigheden ikke skal være for stor over en gydebanke, da en væsentlig del af ynglen kan blive skyllet væk, selv ved vandhastigheder under 1/2 m/sek. Stort set al yngel bevægede sig ud af en forsøgskanal med en overfladestrøm på 0,73 m/sek (Ottaway & Forrest 1983).

Anbefalede vandhastigheder

Crisp & Hurley (1991a) sammenligner egne strømvarieforsøg med andre biologers og anbefaler vandhastigheder for yngel på 0,25-0,4 m/sek (de vandhastigheder, hvor det meste yngel er stationær). Disse hastigheder minder meget om dem, ørreden vælger ved gydningen (af-

snit 2.1.7) og dem, som Miljøstyrelsen anbefalede for ørredvandløb i sin vejledning fra 1983.

Ørredyngel, der lige er kommet frem fra gydebanken, spreder sig langt mere ved høj vandhastighed end ved lavere vandhastighed (Kalleberg 1958, Crisp & Hurley 1991b). Ottaway & Clarke (1981) og Ottaway & Forrest (1983) observerede også en ret høj udvandring af yngel, da de øgede vandhastigheden. De advarer om, at man skal huske dette i regulerede vandløb og omkring vandkraftværker, hvor en stor spredning kan være uønsket, hvis der mangler opvækstområder nedstrøms gydebankerne. Crisp & Hurley (1991b) undersøgte det nærmere og fandt, at spredningsraten kan øges 20-30 gange, hvis vandhastigheden på kort tid skifter fra høj til lav eller omvendt (som ved vandkraftværker).

Heggenes (1988a) lavede fældeforsøg for at finde ud af, om lidt større ørreder med en gennemsnitslængde på 9-16 cm vandrede nedstrøms og ud af en lille bæk, hvis vandføringen pludselig blev øget fra ca. 40 l/sek til 350 l/sek. I et enkelt tilfælde steg vandføringen til ca. 4500 l/sek efter regnvejr. Resultaterne viste, at ørrederne generelt var i stand til at blive på deres standpladser. Heggenes mener, at den stenede bund var årsag til, at fiskene kunne finde strømlæ. Han henviser også til andre forfattere, som har fundet, at meget unge ørreder kan blive skyllet ud p.g.a. dårlige svømmeevner, men at risikoen for udskylning mindskes, når fisken vokser. Derfor er hans forsøg ikke modstridende med ovenstående forsøg med nyklækket yngel, hvor den spæde yngel blev spredt nedstrøms ved øget vandhastighed.

2.2.9 Bredderne og vandløbsbredden

Lindroth beskrev allerede i 1955, at ørredynglen opholder sig i et smalt område langs åbredden på dybder op til 20-30 cm. De fleste ungfisk findes på dybder mellem 5 og 15 cm. Han nævner, at ørredynglens standpladser langs bredderne er så typiske, at biologerne efter noget fiskeri får øje for at udpege de standpladser, hvor ørredynglen senere bliver fanget. Ørredynglen findes med forbløffende nøjagtighed langs bredderne.

De fleste læsere med elektrofisketilladelse kan sandsynligvis genkende dette fra egne observationer ved vandløbene, selv om det ikke fremgår af de tusindvis af elektrofiske-blanketter, der er udfyldt ved danske undersøgelser. Fiskene står langs bredderne i de fleste vandløb, selv i de små bække. Når det ikke fremgår af blanketterne, skyldes det (som nævnt i afsnit 2.2.1), at man ved almindelige bestandsanalyser samler fiskene sammen fra en lang strækning med stor variation i vanddybde m.m.. Når man så måler fiskene op, kan man ikke se, hvor de enkelte fisk stod. Det kan man kun registrere i det øjeblik, den enkelte fisk bliver fanget.

Nielsen (1994b) undersøgte ørredynglens forekomst på to strækninger af den 12-25 meter brede og op til 120 cm dybe Gudenå i starten af juni

Ynglen står langs bredderne

måned 1988 og 1989. Ynglen var på dette tidspunkt 3-4 cm lang. Han fangede stort set ikke yngel andre steder end ved bredden, hvor der var mange.

Bangsgaard (1995) udsatte ørredyngel i flere vandløb og undersøgte herefter deres valg af standplads. Figur 2.9 viser ynglens valg af standplads i Vejle Å ved Tørskind. Halvdelen af ynglen blev i juni fanget inden for en afstand af 50 cm fra brinken. 70% opholdt sig inden for en afstand af en meter og 90% inden for to meter fra brinken. I august stod fiskene længere fra brinken - men ca. 75% var stadig inden for to meter fra brinken.

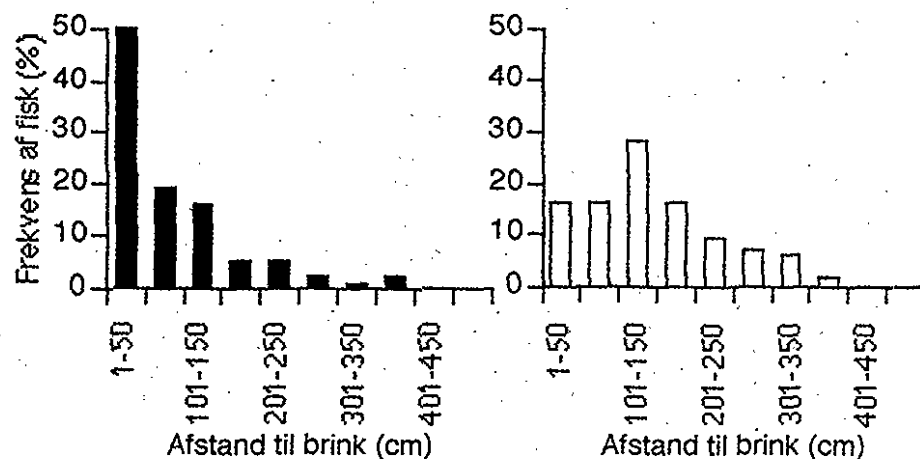
Nielsens (1994b) og Bangsgaards (1995) undersøgelser viser enstemmigt, at bredarealet er meget vigtigt som opvækstområde for den spæde yngel. Det er sandsynligvis arealet af egnet bredområde, der afgør årgangens størrelse via tæthedsafhængig dødelighed.

Ud over de danske undersøgelser er der en del resultater om ørredens tilknytning til bredderne i videnskabelig litteratur:

Bardonnet (1989) beskriver fra et fransk vandløb, at den nyklækkede ørredyngel fandt sine standpladser ved bredden, og at den i modsætning til stallingen ikke fjernede sig ret langt fra gydebankskerne. Det svarer til Nielsens (1994b) resultater.

Figur 2.9

Forekomsten af ørredyngel i Vejle Å i forskellig afstand fra brinken. Ynglen blev udsat i maj 1994 og genfanget i juni (sorte søjler) og august (lyse søjler). Data fra Bangsgaard (1995).



Bredskjul også vigtige for større ørreder

Egglshaw & Shackley (1982) fandt en sammenhæng mellem spredningen af yngel/etårsfisk af ørred og forekomsten af bredskjul. Sammenhængen var tydelig, selv om den ikke var signifikant. Forfatterne henviser til flere andre undersøgelser, der viser det samme (ikke nævnt her).

Heggberget (1984) undersøgte to norske vandløb. 50-60% af 5-15 cm lange ørreder blev fanget inden for en afstand af 1 meter fra bredderne, og ca. 70% blev fanget indenfor to meter.

Hesthagen (1988) undersøgte ørredbestanden i et 3-4 meter bredt norsk vandløb med et strygagtigt forløb og vanddybder på 10-30 cm. Bred-

derne var tæt bevokset, hovedsagelig med birk og pil. Ørrederne var i størrelsen 6-19 cm. 47% af ørrederne blev fanget fra 0-20 cm fra brinken, og 70% blev fanget indenfor en afstand af 70 cm.

I USA er der også lavet en del undersøgelser: Boussu (1954) og Lewis (1969) viste klare sammenhænge mellem antal ørreder og antal overhængende bredskjul i vandløb, der var op til 10 m brede. Gunderson (1968) viste det samme i et vandløb, der var op til 35 m bredt. White (1975) konkluderede efter 10 års undersøgelser i et 1,4-6 meter bredt vandløb, at indsnævring af vandløbet og etablering af kunstige overhængende bredskjul gav flere ørreder, og at det specielt var de større ørreder, der nød godt af bredskjulene. Wesche m.fl. (1987) analyserede sammenhængen mellem ørredbestandene i otte mindre ørredvandløb og de miljøfaktorer, der bestemte bestandenes størrelse. De fandt, at mængden af overhængende bredskjul havde størst betydning for antallet af ørreder. Vegetationen giver skjul, og planternes rødder stabiliserer de underskårne brinker. Forfatterne foreslår, at deres resultater bruges til planlægning af, hvordan naturen udnyttes langs vandløbene.

Hvidsten & Johnsen (1992) fandt en øgning i ørredbestandens størrelse i en norsk elv, hvor der blev lagt sten ud langs bredderne (diameter op til 40 cm). På en anden strækning blev der lagt sten ud langs bredderne og over hele bunden - her steg ørredbestanden også, men ikke mere end der, hvor stenene kun blev lagt langs bredderne. Resultatet viser (indirekte), at ørreden foretrækker skjul langs bredderne frem for midt i elven, hvor vandhastigheden er større.

Vedligeholdelse

Nielsen (1986) giver et godt eksempel på, at ørreden er afhængig af skjul langs bredderne i danske bække. En landmand havde fjernet de underskårne brinker og den udhængende bredvegetation på en 60 meter lang strækning af en dansk bæk med en god, naturlig ørredbestand. Resultatet var, at ørredbestanden var meget lille på denne strækning, mens der var mange ørreder op- og nedstrøms strækningen. Tilsvarende eksempler fra danske vandløb kan findes i Madsen (1994) og Nielsen (1994a).

Alle forfattere beretter således om, at bredarealet er tæt besat med ørreder, såvel store som små. Bredarealet er velegnet som levested og er ofte af afgørende betydning for en årgangs størrelse. Måske har dette hidtil været et lidt overset aspekt i det danske arbejde med vandløbspleje.

Største bestandstæthed i smalle vandløb

Davies m.fl. (1988) sammenligner egne undersøgelser med undersøgelser af Nicholls (1958) og Jackson (1980). De finder alle, at ørredyngel hovedsagelig lever i lavvandede vandløb og når de største bestandstætheder i vandløb, der er under 1 m² i tværsnitsareal.

Efter elektrofiskeri på 1622 svenske vandløbsstrækninger (hvor ørreden forekom 76% af stederne) viser Sers & Degerman (1992) entydigt, at

der er en klar sammenhæng mellem vandløbets bredde og bestandstætheden, opgivet som antal pr. 100 m². Bestandstætheden er størst i de smalleste vandløb og falder med stigende bredde. Sers & Degerman deler vandløbene op efter landskabstype/geografiske beliggenhed, og sammenhængen er entydig alle steder.

Sers & Degermans resultater er epokegørende set i lyset af, at bestandstætheden normalt bliver beregnet som antal/100 m². På denne måde har man hidtil sammenlignet bestandene i vandløb med forskellig bredde. De svenske undersøgelser viser dog, at det kan man ikke umiddelbart gøre.

Ørredbestand bør måske angives pr. meter åbred

Lindroth (1955) mente, at det synes mere tilfredsstillende at angive bestanden, ikke som antal fisk pr. m², men som antal fisk pr. meter åbred. Men hans budskab har tilsyneladende været overhørt eller glemt.

Behov for ny analysemetode

Alle resultater viser nu, at der bør gennemføres en grundig analyse af danske undersøgelsesresultater, så en mere sammenlignelig metode til bestandsopgørelser kan findes. Man bør finde en metode, så man kan sammenligne bestandene i vandløb, der ikke er lige brede. Enten bør man som Sers & Degerman (1992) definere bestandstætheder/100 m² for forskellige breddeintervaller af vandløb. Eller også bør man følge Lindroths (1955) anbefaling og angive antallet pr. 100 m vandløbsbred.

Biologisk set kan det godt forklares, hvorfor der er flest ørreder/m² i de smalleste vandløb. Det skyldes som nævnt i starten af dette afsnit, at ørreden i høj grad står i skjul langs bredderne. Arealet midt i vandløbet bruges kun sjældent af ørreder. Dermed er det også forkert at medregne arealet midt i vandløbet, når man beregner bestandstætheden - i alt fald hvis man sammenligner bestandsstørrelserne i vandløb, der ikke er lige brede.

Da ørreden fra naturens hånd hører hjemme i mange vandløb her hjemme, er det af afgørende betydning at sikre dens skjul langs bredderne. Her er det særdeles vigtigt med en fornuftig vandløbspleje (skånsom vedligeholdelse og bevarelse af planter i vandet og langs bredderne). Kun herved sikres overlevelsen af de fisk, der evt. kommer frem fra gydebankerne.

2.2.10 Bundsubstrat

Heggenes (1988b) viste, at bundsubstratet er et vigtigt skjulested for ørredyngel (32-43 mm), specielt ved lave vandtemperaturer (under 5-10° C). Uanset vandtemperaturen valgte ynglen altid det grove bundsubstrat, når den selv kunne vælge mellem kornstørrelserne 8-16, 20-30 og 50-70 mm. Ynglen kan gemme sig i hulrummene mellem stenene og her finde skjul og strømlæ. Desuden kan ynglen bedre være visuelt adskilt fra artsfællerne, hvilket nedsætter den territorielle adfærd. Heggenes (1988b) anbefaler på baggrund af sine og andres undersøgel-

Bundsubstrat er skjulested

ser, at man øger arealet af substrat med kornstørrelsen 50-70 mm, så ynglen har gode muligheder for skjul.

Shirvel & Dungey (1983) viste tilsvarende, at området ved bunden fungerer som en vigtig standplads for de større ørreder i store vandløb (10-40 m brede). 97% af ørrederne i størrelsen 32-55 cm stod på selve bunden eller højst 10 cm over den, når de skulle søge føde. Området her gav den bedste kombination af passende dybde og vandhastighed.

Grøde giver gode skjul

2.2.11 Grøde

Mortensen (1977b) nævnte, at grødeskæring og oprensninger af vandløb nedsætter den fysiske kompleksitet, så ørredens territorielle adfærd øges. Krog & Hermansen (1985) satte tal på variationen og beviste, at et vandløb fik meget mere varierede strømhastigheder og bedre skjul for ørreden ved ophør af grødeskæring. Herved fik ørreden bedre overlevelsesmuligheder.

Talrige undersøgelser i danske vandløb har siden vist, at Mortensen og Krog & Hermansen havde ret. En mere miljøvenlig grødeskæring giver langt flere ørreder, da ørrederne stadig kan finde skjul efter grødeskæringen (Jensen m.fl. 1994, Madsen 1994, Wiberg-Larsen m.fl. 1994, Nielsen 1994a). Der er flere eksempler på, at ørredbestanden i et varieret vandløb er 10 gange større end i et ensformigt vandløb. Se også afsnit 2.2.9, som handler om vandløbsbreddernes betydning for ørredbestanden.

Overhængende skjul

2.2.12 Øvrige skjul

Cunjak & Power (1987) lavede vinterforsøg med overhængende skjul i en bæk med en gennemsnitlig årsvandføring på 68 l/sek. Skjulene var vandrette plader, som blev udsat 20 cm over vandoverfladen eller i vandet 15 cm over bunden. Ørrederne var 15-30 cm lange (gennemsnit 19 cm). De foretrak de skjul, der var neddykket i vandet, uanset om skjulene var på stryg eller i høller. Cunjak & Power henviser til, at vinterdødeligheden kan være stor hos laksefisk, og at forbedrede skjul kan øge overlevelsen.

Cunjak & Powers "pladeskjul" vil nok ikke vinde indpas i Danmark. Men de viser betydningen af underskårne brinker som fiskeskjul om vinteren (se afsnit 2.2.9).

Laks

2.2.13 Konkurrence med andre fiskearter

Lindroth (1955) mente, at ørredynglen aktivt jager laksen væk fra sine foretrukne standpladser i det lave vand langs bredderne.

Ørredynglen dominerede lakseynglen i en engelsk bæk (Le Cren 1973). Her var ørredens dødelighed proportional med bestandstætheden af ørred alene, mens laksens dødelighed afhang af det totale antal ørreder og laks.

Hvidfinnet ferskvandsulk

Gaudin & Caillere (1990) fandt, at ørredynglen undgår de områder, hvor der er hvidfinnet ferskvandsulk, og at ynglen ofte kan findes i stort antal i nærheden af områder med hvidfinnet ferskvandsulk. Ynglen har også øget nedstrøms spredning, hvis der er hvidfinnet ferskvandsulk til stede.

Kildeørred

Fausch & White (1981) viste, at ørreden fortrængte kildeørreden fra dens foretrukne standpladser.

Ørreder i halvdelen af fiskevandsmålsatte vandløb

2.3 Forslag til vandløbspleje for ørreden

Ca. halvdelen af de danske vandløb, der har en fiskevandsmålsætning i amternes regionplaner, er målsat som gyde- og/eller opvækstvandløb for laksefisk. Ørreden er den dominerende laksefisk i disse vandløb, og den er generelt en indikator for et godt vandløbsmiljø. Derfor arbejder vandløbsmyndighederne bl.a. på at genskabe gode livsbetingelser for ørreden.

Den danske ørred trives godt i de vandløb, der har et godt fald og har fået lov til at ligge uberørt hen. Det gælder uanset, om det er små eller store vandløb. Men det er desværre kun få vandløb, der ligger hen i naturtilstand. Vi må bruge disse vandløb som forbillede, når vi skal genskabe gode vandløb.

Fri fiskepassage er meget vigtigt

Hvis man skal have en naturlig ørredbestand, skal der være fri fiskepassage overalt. Ørreden skal på alle årstider kunne vandre frit mellem gydeområderne og opvækstområderne i vandløb, sø- eller havområder. Desuden skal ørreden kunne vandre fra sommerpladser til vinteropholdssteder i selve vandløbet. Det gælder for alle ørredformer, både bæk, sø- og havørred.

Gydegrusets kornstørrelse og dybde

Ørreden skal også have gode gydeforhold. Dens gydebanker skal have en passende sammensætning af grus. Se tabel 2.1 i afsnit 2.1.5. Gruset lægges ud i et lag på mindst 20 cm, gerne mere. Det er en god ide at udlægge håndsten til stabilisering af gydebankerne. Håndsten langs bredderne giver også ynglen gode skjul efter fremkomsten fra gruset. Uden skjul kan en stor del af dem dø, når de slås om territorier.

Vanddybde

Vanddybden på gydebankerne bør være ret lille, gerne under 15 cm og ikke over ca. 30 cm. Hvis der er for dybt, har ynglen dårlige overlevelsesmuligheder. Der bør også være store arealer med friskstrømmende lavt vand (dybder på 5-15 cm) og grov stenbund langs bredderne et par hundrede meter på hver side af gydebankerne. Så vil en stor del af ynglen overleve, for den klarer sig ikke midt i vandløbet.

Vandhastighed

Vandhastigheden over gydebankerne og i vandløbet generelt bør være på 0,25-0,4 m/sek. Hvis den er højere, kan en stor del af ynglen skylle væk efter fremkomsten. Hvis den er væsentligt højere, kan gydebanken skylle væk.

Gydebankens hældning

Gydebankerne bygges op med en passende hældning, så der trænger frisk vand ned i gruset. Kravet til hældningen varierer med vandløbets størrelse, men hældningen bør være over 4‰ for de mindre vandløb og ikke under 1,5‰ for de større.

Gydebankens længde

Det kan være besværligt for lægfolk at "oversætte" de hældninger, der blandt fagfolk måles i promiller. Derfor er tabel 2.2 udarbejdet med udgangspunkt i, at et mindre fald (styrt) ombygges til en gydebanke:

Tabel 2.2

Længde af gydebanke ved forskellige hældninger på gydebanken og forskelligt fald ved styrt.

| Hældning i ‰ | Fald 10 cm | Fald 30 cm | Fald 50 cm |
|-----------------|------------|------------|------------|
| 2 | 50 m | 150 m | 250 m |
| 4 | 25 m | 75 m | 125 m |
| 8 | 13 m | 38 m | 63 m |
| 12 | 8 m | 25 m | 42 m |
| 16 | 6 m | 19 m | 31 m |

Det er almindeligt, at man ikke laver gydeområderne som en lang gydebanke. Gydegruset udlægges ofte i tæpper på 5-20 meters længde, afbrudt af mellemliggende områder.

Afstand mellem gydebankerne

Der bør være gydebanker for hver 100-200 meter i vandløbene, gerne tættere. Ørredynglen spreder sig ikke langt væk fra gydebankerne. Derfor kommer der til at mangle ørreder på de mellemliggende strækninger, hvis der er for langt mellem gydebankerne.

Sandvandring skal hindres

Det er meget vigtigt at hindre sandvandring i vandløbene. Ellers fylder sandet gydebankerne op, så æg og yngel bliver kvalt. Det gælder også i vandløb med frisk strøm, hvor man ikke umiddelbart forventer tilsandingsproblemer.

Derfor må erosion i og langs vandløbet stoppes, eksempelvis ved først og fremmest at sikre udyrkede bræmmer langs vandløbene, som det er krævet i vandløbslovens paragraf 69 (se også Miljøstyrelsen 1992). Hvis det ikke er nok til at hindre sandvandring, må der evt. laves sandfang som en forhåbentlig midlertidig løsning.

Miljøvenlig vedligeholdelse

En af de vigtigste metoder til at hindre sandvandring og skabe gode fiskeskjul er miljøvenlig vedligeholdelse af vandløbene. Vandløb, der

er hårdt vedligeholdte, er meget ustabile og har kun ringe variation. Hvis en del af planterne får lov at stå i og langs vandløbene, får man stabile forhold og god variation. Der er mange eksempler på, at man herved får genskabt gydebund og ørredbestande, som er mange gange større end tidligere. Den miljøvenlige vedligeholdelse omfatter også sikring af underskårne brinker og udhængende bredvegetation, der er af afgørende betydning for ørreden som fiskeskjul.

3 Laks (*Salmo salar* L.)

Udbredelse

Der er mange laksearter rundt om i verden. Den danske laks er den art, der også kaldes Atlanterhavslaksen. Den findes naturligt i Europa fra den arktiske linie i nord til Portugal/Spanien i syd samt i Island og Grønland. Laksen findes også i det østlige Nordamerika (Lelek 1987, Christensen 1990). Laksen er f.eks. ret almindelig i Sverige, hvor Sers & Degerman (1992) fandt laks på 12% af 1622 vandløbsstrækninger. Den var mest almindelig i vandløb med store afstrømningsområder og langt fra søer. Gennemsnitsantallet de steder, hvor den forekom, var 51 fisk/100 m².

Akut truet

Man ser det samme billede overalt i verden - laksen er akut truet p.g.a. forurening, spærredæmninger, vandløbsregulering, forsurening som følge af syreregn m.m., parasitter og sygdomme (Lelek 1987, Christiani 1991, Lelek 1987, Gibson 1993, Kristensen & Hansen 1994). Forsuring er bl.a. et stort problem i Canada (Lacroix 1989), hvor bl.a. en tredjedel af laksefloderne på Nova Scotia er ødelagt siden 1950'erne (Gibson 1993). I Skandinavien mister man laksebestande ved højere pH end i Nordamerika, hovedsagelig p.g.a. reaktioner mellem opløste organiske stoffer og aluminium (Gibson 1993).

Laksen er på Bern-konventionens liste III om beskyttelsen af Europas vilde dyr og planter samt levesteder (Christiani 1991), og der arbejdes mange steder på at skabe gode forhold for laksen, bl.a. også i Rhinen, hvor bestanden er uddød (Schmidt 1991).

God indikator for vandmiljøet

Laksen er som ørreden en god indikator for vandmiljøets tilstand. Den er afhængig af gode gyde- og opvækstområder i ferskvand, hvor ynglen lever de første par år af deres liv. Herefter trækker de til havs, hvor de lever resten af livet, indtil de skal gyde. De fleste danske laks foretrækker sandsynligvis Nordøstatlanten på deres ædevandringer (Christensen 1990), og det er påvist, at de kan vandre over 100 km i døgnet på disse vandringer (Larsen 1975a). Nogle trækker helt til Grønland - men de vender alle tilbage for at gyde i det vandløb, de forlod som ungfisk. Det betyder, at laksene i høj grad er afhængige af, at de har fri passage på deres vandringer. Bestandene bliver mindre eller forsvinder, hvis der er spærredæmninger eller et for kraftigt fiskeri.

De danske bestande

Det er en ren tilfældighed, at der stadig er en naturlig laksebestand i Danmark. Vi ved, at der indtil starten af dette århundrede var gode laksebestande i Gudenåen og i en del vestjyske vandløb, nemlig Storå, Skjern Å, Varde Å, Sneum Å, Kongeå, Ribe Å og Vidå (Christensen 1990). Men så gik det galt:

Laksen i Gudenåen uddøde, da vandkraftværket ved Tange (Gudenåcentralen) blev bygget. Alle dens gydepladser lå opstrøms spærredæmning-

gen, og den kunne ikke finde den fisketrappe, der blev bygget samtidig med vandkraftværket (Larsen 1975a, Jensen 1982, Ulnits 1993). Det gik også ud over laksebestandene i de vestjyske vandløb, da man ud over at anlægge spærredæmninger også begyndte at regulere vandløbene og lave dræningsarbejder, så vandløbene blev forurenede med okker. Larsen (1975a) forudsagde, at *fortsætter denne udvikling vil laksen snart være en saga blot*. Han fik heldigvis ikke helt ret, selv om alle bestande undtagen Skjern Å-bestanden uddøde, og selv om denne bestand kun overlevede ved et tilfælde. Undersøgelser i slutningen af 1980'erne viste, at opgangen af gydemodne laks kun var på ca. 125 fisk årligt (Dieperink & Wegner 1989).

Laksen på vej frem

Nu er den danske laks også på vej frem igen efter et stort lokalt samarbejde mellem lystfiskere og myndigheder. En arbejdsgruppe gav i 1993 forslag til, hvordan bestandene kunne ophjælpes med udsætninger, vandløbspleje m.m. (Ejbye-Ernst m.fl. 1993), og arbejdet er godt i gang. Laksen er tilbage i de vandløb, hvor den er uddød. Bestandene opretholdes foreløbig af årlige udsætninger - men myndighederne arbejder også med at skabe så gode forhold for laksen, at den kan klare sig selv.

Resten af dette kapitel kan forhåbentlig bruges som inspiration ved dette arbejde.

3.1 Laksens krav til gydepladser

3.1.1 Vanddybde

Laksen foretrækker vanddybder på ca. 20-50 cm til gydning, men gydepladser er dog fundet på vanddybder mellem 9 og 76 cm (Gibson 1993).

*Dybden bør være
20-50 cm*

*Ingen forskel på gyde-
banker fra laks og ørred*

Heggberget (1987) undersøgte ørredens (*Salmo trutta*) og laksens gydepladser og konkluderede, at der kun var små og usystematiske forskelle på vanddybde, vandhastighed, gydegrus og arealet af gydegruberne. Han henviser til andre undersøgelser, hvor man har fundet de brugte gydebanker (gydepladserne) der, hvor høllerne (*pools*) går over i stryg. Her løber vandet hurtigt, og vanddybden er moderat. Heggberget fandt dog ofte gydepladser i høllerne, 1-200 meter opstrøms overgangen til stryg. I flere tilfælde var gydepladserne kun 1-2 meter fra bredderne i lavt vand (10-20 cm).

3.1.2 Brugte gydeområder

Den dybde æggene bliver begravet i, afhænger af hunnens størrelse (Gibson 1993). De såkaldte *grilse*, som kun har tilbragt en vinter i havet, graver kun æggene ned i en gennemsnitlig dybde på 14,2 cm. En 5 kilos hun kan grave 30 cm ned og dække æggene med et 60 cm lag grus. Ottaway & Clarke (1981) nævner, at en gydegrube fra en stor hunlaks kan indeholde op til 20.000 æg. Broad (1987) regnede med et gennemsnitligt antal æg på 5.000.

*Æg dækket af
60 cm grus*

*En gydegrube
for hver hun*

Der var en tæt sammenhæng mellem antallet af brugte gydepladser (gydegruber) og antallet af hunfisk i et skotsk vandløb (Gibson 1993). Det betyder, at man kan tælle gydefisk op ved at tælle gydegruber.

*Max. 2 gydegruber/
1.000 m²*

Heggberget (1987) fandt et gennemsnitligt antal gydepladser pr. gydeområde på 14,7 i Gaula, varierende fra få til over 50. Han nævner, at man ikke fra fly kan se forskel på brugte gydepladser fra laks og ørred. Man må i stedet artsbestemme gydepladsen ved biokemiske undersøgelser eller ved at se på æggenes størrelse (lakseæg er størst).

I et vandsystem med en stor opgang af laks talte Broad (1987) op til 6.000 brugte gydepladser årligt og fandt en maksimal tæthed af brugte gydegravninger på 2 stk/1000 m². Han beregnede, at det ved et ægindhold på 5.000 æg/gydegravning giver en maksimal ægtæthed på 10 æg/m², hvor den anbefalede minimumsværdi er 2,2 æg/m². Den gennemsnitlige ægtæthed i hele systemet oversteg aldrig 2,5 æg/m².

3.1.3 Gydebankens tværprofil og udstrækning

Der er ikke fundet oplysninger om dette. Men en brugt gydeplads fra en stor laks kan sandsynligvis dække et område på indtil flere kvadratmeter.

*Hældning bør
være under 3%*

3.1.4 Hældning på gydebanken

Laksen finder gode gydepladser i områder, hvor gradienten (hældningen) er under 3‰ (Mills 1973, her efter Gibson 1993). Man skal her tænke på, at laksen generelt findes i vandløb med langt større hældning, end man normalt finder i danske vandløb. Derfor skal det forstås således, at laksens gydebanker ideelt set har en gradient tæt på 3‰.

*Groft bundsubstrat
med lidt sand*

3.1.5 Bundsubstrat og sandvandring

Den typiske sammensætning af gydegrus i 15 cm's dybde i et vandløb i New Brunswick var 40-60% sten (diameter 22,2-256 mm), 40-50% grus (2,2-22,2 mm), 10-15% groft sand (0,5-2,2 mm) og 0-3% fint sand (0,06-0,5 mm). Vandgennemstrømningen i porevandet var normalt under 2000 cm/time, nogle steder dog over 5000 cm/time. Der kom ikke yngel frem, hvis gennemstrømningen var så lav som 600 cm/time. Sand reducerede ynglens fremkomst, hvis der var over 8% fint sand eller 16% groft sand (Gibson 1993).

*For meget sand i
danske vandløb*

Dieperink & Wegner (1989) undersøgte bundsubstratet i nogle stryg i Skjern Å systemet i maj måned, altså på et tidspunkt, hvor en eventuel indlejring af sand o.lign. må formodes at være størst og mest problematisk for ynglen efter gydningen i vintermånederne. Indholdet af sand (diameter under 2 mm) var langt over den værdi (8-16%), som Gibson anfører som kritisk - i Skjern Å var der ca. 20% sand, mens der var mere i Karstoft Å (28-78%).

*Også lakseyngel i
små vandløb*

3.1.6 Vandføring

Der er ikke fundet oplysninger om, hvilke størrelser vandløb, laksen foretrækker til gydning. Det er normalt opfattelsen, at laksen gyder i

store vandløb. Men Scruton & Gibson (1993) viser, at lakseynglen i vandløb på Nova Scotia trives bedst i vandløb med vandføringer under 250 l/sek. Derfor må laksen også være i stand til at gyde i små vandløb.

Se evt. også afsnit 3.2.7, som omtaler vandføringens betydning for laksens foretrukne levesteder.

*Bedste vandhastighed
30-50 cm/sek*

3.1.7 Vandhastighed

Gibson (1993) henviser til en del undersøgelser, hvor man har beskrevet den ideelle vandhastighed for gydning. Der synes at være en nedre grænse på 15-20 cm/sek og en øvre grænse på 2 gange hunnens kropslængde/sek. De bedste vandhastigheder beskrives som 30-50 cm/sek. En hun på 70 cm kan altså gyde ved vandhastigheder op til 140 cm/sek, hvilket er meget i danske vandløb. Dieperink & Wegner (1989) målte vandhastigheder over nogle stryg i Skjern Å, hvor vandhastigheden i en væsentlig del af tværsnittet nåede op over en meter/sek. Selv mellemstore laks kan altså uden problemer bruge disse stryg til gydning.

*Æggene kræver
5 mg ilt/l*

3.1.8 Iltindhold

Iltindholdet i gydegrusets porevand må ikke være under 5 mg/l (Gibson 1993). Der må altså ikke være tale om tilslamning eller tilsanding af gydebankerne - så omkommer lakseæggene.

3.2 Laksens krav til levesteder

3.2.1 Swim-up stadiet

Når lakseynglen kommer frem fra gydebankerne, stiller den stort set de samme krav til sine levesteder som gydefisken stiller til gydebankerne (afsnit 3.1): De næste afsnit viser dog, at ynglen spredt sig væk fra gydepladserne, hvis vandhastigheden falder til under ca. 8 cm/sek.

3.2.2 Territoriel adfærd

Laksen har territoriel adfærd og forsvaret territorier lige som ørreden *Salmo trutta* (afsnit 2.2.2). En af de første, der beskrev det, var svenskeren Kalleberg (1958). Han beskrev bl.a. også ud fra akvarieobservationer, at lakseynglen og små lakseungfisk sjældent svømmede, men i stedet lå i strømlæ på groft bundmateriale. Større ungfisk opholdt sig et stykke fra bunden og var med få millimeters nøjagtighed i stand til at holde sig på samme plads ved svømning.

*Lakseyngel forsvarede
territorier*

Alle små laks har territoriel adfærd, lige fra de begynder at æde. Territorierne er udprægede bundterritorier, idet andre fisk kan svømme hen over territoriet i overfladen uden at blive angrebet. Det bliver de derimod, hvis de svømmer langs bunden. Kalleberg fandt ud af, at en måned gammel lakseyngel forsvarede territorier på 0,2-0,3 m², mens større ungfisk og smolt kunne have territorier på over 1 m².

Territoriernes størrelse afhænger af, hvor varieret bunden er - hvis den er meget varieret, er territoriet ikke så stort, og der er plads til flere fisk. Det samme gælder, hvis vandhastigheden er høj. Hvis der er flere fisk end territorier, bliver de overskydende fisk jaget rundt. Hvis vandhastigheden falder mod nul, forlader lakseynglen bunden og går mod overfladen. Det tolkes som et forsvar mod at blive spærret inde i vandpytter ved faldende vandstand.

Keenleyside & Yamamoto (1962) har som Kalleberg beskrevet lakseungfiskenes territorielle adfærd i detaljer efter observationer ved dykning og i akvarier. Deres artikel fylder 30 sider og bekræfter Kalleberg's (1958) iagttagelser.

Symons & Heland (1978) lavede også akvarieforsøg og observerede bl.a., at lakseungfisk over 10 cm ofte jagtede og åd lakseyngel under 6,5 cm.

3.2.3 Tæthedsafhængig dødelighed

Tæthedsafhængig dødelighed i de første måneder

Hyppige undersøgelser gennem tre år i vandsystemet Wye i England (optimalt besat med naturligt produceret lakseyngel) viste, at antallet af overlevende lakseyngel blev styret af tæthedsafhængig dødelighed i en 60 dages periode fra juli til september (Broad 1987). Herefter var dødeligheden konstant og uafhængig af antallet af fisk, så der 11 måneder senere var forsvundet 89% af de fisk, der var til stede i september. Broad sammenligner med andre undersøgelser, hvor der er fundet dødeligheder på ca. 70% årligt og forklarer dødeligheden på 89% med, at der muligvis også er vandret fisk væk, som indgår i tallene som døde.

*Bedste tæthed
11 swim-up yngel/m²*

Efter seks års undersøgelser i vandløb med op til 20 stk. naturligt produceret lakseyngel/m² fandt Gardiner & Shackley (1991) frem til, at den største bestand af lakseungfisk fremkommer ved en tæthed på 11 stk. lakseyngel (swim-up stadiet) pr. m². Hvis der kommer mere yngel frem, sker der en stor tæthedsafhængig dødelighed, så der totalt set bliver færre overlevende. Den tæthedsafhængige dødelighed finder sted i en periode på flere måneder.

*Yngel og etårfsk
konkurrerer indbyrdes*

Kennedy & Strange (1982) fandt, at lakseyngel- og etårfsk kan konkurrere om standpladser, og at det sandsynligvis kan være en kritisk faktor, der bestemmer overlevelsen af ynglen. Ved en anden undersøgelse satte Kennedy & Strange (1986) lakseyngel ud på en fisketom strækning. Ynglen klarede sig fint og voksede op til etårfsk. Da der året efter igen blev sat yngel ud, var der ekstra dødelighed og reduceret vækst hos ynglen som følge af konkurrencen fra etårfskene.

3.2.4 Spredningsadfærd

*En del nedstrøms
spredning*

De brugte gydepladser i et vandløb ligger klumpet fordelt, så det er nødvendigt med en stor spredning af ynglen, når den kommer frem. Ellers udnytter ynglen ikke alle egnede opvækstområder (Broad 1987). Shearer (1992) og Gibson (1993) konkluderer, at den største spredning

sker i nedstrøms retning, så gydepladserne bør ligge opstrøms egnede opvækstområder. Ottaway & Clarke (1981) henviser til, at swim-up lakseyngel i dambrug viser stor tilbøjelighed til nedstrøms spredning umiddelbart inden, de begynder at æde. Det kan lige frem medføre tilstopning af afløb. Fænomenet tolkes som en tilpasning til, at der kan være op til 20.000 lakseæg i en brugt gydegrube, så det er vigtigt at ynglen spreder sig straks efter fremkomsten fra gydebanken.

Ynglen spreder sig især ved lav vandhastighed

Ved forsøg i strømrender med grusbund viste Crisp (1991), at lakseyngel spreder sig meget fra fremkomsten fra gydebanken til slutningen af juni. Han viste desuden, at spredningen var størst ved lavest vandhastighed. Crisp & Hurley (1991a) viste også, at nyklækket yngel af laks spreder sig meget fra gydebanken ved lave vandhastigheder (under 8 cm/sek), hvorimod de spreder sig mindre ved højere vandhastigheder. Det er en god taktik, for de trives bedst ved høj vandhastighed og grov bund. Derfor er det en fordel at sprede sig, hvis de kommer frem i et mindre egnet område.

Drift af vandkraftværker kan forårsage spredning

Crisp & Hurley (1991b) viste ved andre strømrendeforsøg, at laksen spreder sig meget, hvis vandhastigheden pludselig falder i dagtimerne. Spredningsraten kan øges 20-30 gange i forhold til ved stabil vandhastighed. Crisp & Hurley (1991b) anbefaler, at man lokalt vurderer/undersøger, om det er ønskeligt eller ej, at lakseynglen skal sprede sig væk fra gydepladserne. De henviser bl.a. til situationen omkring vandkraftværkerne, hvor driften ofte medfører store udsving i vandføring og vandhastighed over korte tidsperioder. Set med danske øjne kan dette forhold have stor betydning, hvis gydebankerne ligger nedstrøms vandkraftværker som f.eks. i Gudenåen nedstrøms Gudenåcentralen kombineret med mangel på egnede opvækstområder nedstrøms gydebankerne. Som det følgende vil vise, er det ikke kun den spæde yngel, der spreder sig. Laksene flytter sig betydeligt rundt i vandløbet gennem hele den fase, de gennemgår inden udvandringen til havet.

Der er lavet en del undersøgelser af spredningsadfærden hos unge laks i vandløb, men det er som regel først et par måneder efter, at ynglen er kommet frem (sandsynligvis p.g.a. problemer med at fange og mærke swim-up yngel). Her er resultaterne inddelt i studier af naturlige forhold (uden udsætninger) samt i studier af spredningen efter udsætninger:

Spredning i naturlige bestande

Broad (1987) fangede nyklækket lakseyngel og større fisk i fælder og driftnet lige fra det tidspunkt, ynglen kom frem fra gydebankerne. Han konstaterede nedstrøms spredning i en afstand af 190-390 meter og supplerede fældefangsterne med elektrofiskeri i september. På dette grundlag konkluderede han, at ynglen spreder sig omkring en kilometer nedstrøms i løbet af den første sommer.

Shearer (1992) omtaler en undersøgelse, hvor den nyklækkede yngel fra en gydegrube i løbet af fire uger spredte sig til et område fra 166 meter

opstrøms gydegruben til 743 meter nedstrøms. Altså en total spredning på ca. en kilometer.

Saunders & Gee (1964) fangede og mærkede naturligt forekommende yngel og ungfisk af laks i et varieret vandløb med stryg (vanddybde ca. 10 cm, god strøm, grusbund) og høller (lav vandhastighed, dybder på 1/2-1 meter). Undersøgelsen fandt sted fra om sommeren til lidt hen på vinteren. Ynglen blev på de lavvandede stryg efter mærkningen, til det blev efterår - så bevægede de sig ud i høllerne og de dybe stryg. Ungfiskene blev nær det sted, de var blevet fanget og mærket, uanset om de hørte til i høllerne eller strygene. Nogle vendte tilbage, hvis de blev flyttet op til 213 meter i op- eller nedstrøms retning.

Broad (1987) henviser også til flere undersøgelser, hvor man har fundet en stor nedstrøms spredning af yngelårgangen ved slutningen af den første sommer. Fiskene spreder sig på dette tidspunkt for at finde egnede vinteropholdssteder bl.a. med groft bundsubstrat, som de kan gemme sig i. Spredningen medfører samtidig, at fiskene bliver langt bedre fordelt i vandsystemet i den efterfølgende sommer, hvor de er et år gamle.

Gardiner & Shackley (1991) henviser til Egglisshaw & Shackley (1977), som satte en fælde op i et laksevandløb med relativt høje tætheder af unglaks. Fælden fangede nedstrøms vandrende unglaks, både ungfisk på vandring mod havet (smolt) og andre. Formålet var at vurdere, om forsvundne fisk fra en undersøgt strækning vandrede væk eller døde. Konklusionen var, at de yngste fisk sandsynligvis døde, og at det kun var fisk tæt på smoltstadiet, der vandrede væk fra gydeområderne.

Spredning hos udsatte laks

Kennedy (1982, her efter Solomon 1985) udsatte lakseyngel i swim-up stadiet og fandt en begrænset nedstrøms vandring på gennemsnitligt 80 meter og maksimalt ca. 300 meter.

Hesthagen (1988) mærkede etårslaks i et vandløb i juli og genfangede 93-96% af dem tæt på mærkningsstedet en og to måneder senere. Men i september vandrede en del af dem nedstrøms, hvilket tolkes som et forsøg på at finde egnede vinteropholdssteder. Det var hovedsagelig de største laks, der vandrede væk.

Heggenes & Borgstrøm (1991) satte i alt 3.900 lakseyngel ud i maj måned på tre strækninger med forskellig vandhastighed (se også afsnit 3.2.8). Fiskene flyttede sig mest de første 3-4 måneder, hvorefter de var ret stabile. De længste vandringer fandt sted i de første syv uger, hvor over 90 fisk bevægede sig opstrøms. I juli blev der fanget laks helt op til en spærring 800 meter opstrøms. Der blev først konstateret betydelig nedstrøms vandring i september, altså på et tidspunkt, hvor ynglen ellers havde omplaceret sig efter udsætningen.

Heggenes & Borgstrøm sammenligner sine resultater med andre forfattere, der som regel har fundet flest nedstrøms vandringer af lakseyngel.

De henviser bl.a. til Egglshaw & Shackley's (1980) undersøgelser, hvor lakseungfisk blev registreret i faldende tætheder fra udsætningsstedet til 1-200 meter opstrøms og 4-600 meter nedstrøms. De konkluderer, at vandringerne sandsynligvis afhænger af flere faktorer som udsætningslokalitetens egnethed som levested og udsætningstætheden, samt af egnetheden af tilstødende områder og bestandstætheden i disse områder. Retningen af vandringerne kan også være sæsonbestemte med nedstrøms vandringer koncentreret i efteråret og vinteren.

Alle resultater viser således, at der kan være tale om en vis spredning, mest nedstrøms, men også opstrøms. Fiskene fordeler sig tilsyneladende inden for en afstand på max. en km, ofte kun på få hundrede meter. De fleste fisk vandrer først for alvor, når de skal udvandre til havet som smolt.

Vinterspredning hyppig

Det er omtalt i afsnit 3.2.10, at lakseungfisk gemmer sig mellem stenene om vinteren. Det er dog også påvist, at de flytter en del rundt gennem vintermånederne. Cunjak & Randall (1993) viste ved undersøgelser af bestemte vandløbsstrækninger gennem vinteren, at mærkede lakseungfisk flyttede rundt, selv når der var is på floderne. De fangede flest umærkede laks, hvilket viser, at fiskene er meget mobile. Genfangstprocenten sidst på vinteren af de fisk, der blev mærket på de enkelte strækninger før vinteren, var kun 2-30%.

Lakse yngel foretrækker lavt vand

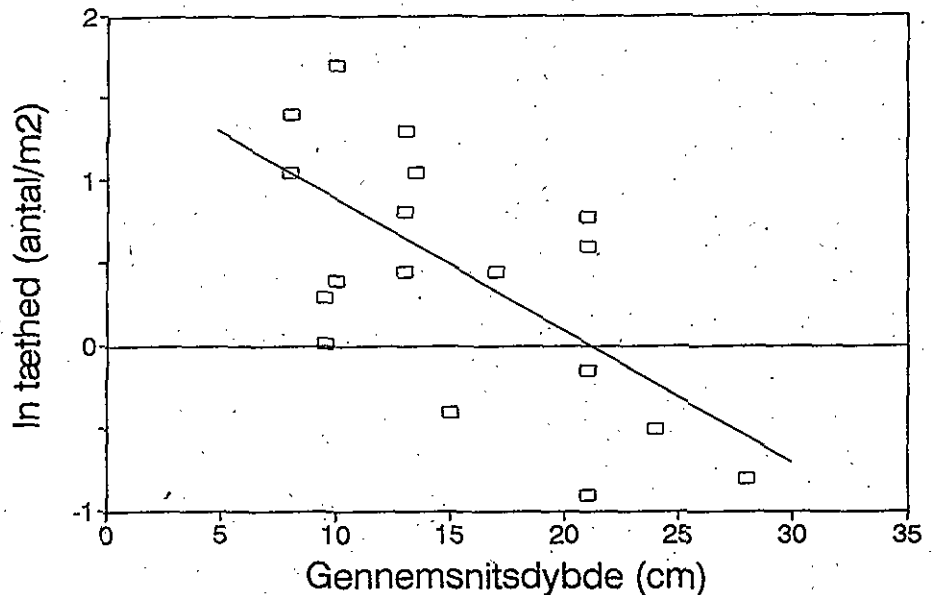
3.2.5 Dybde

Alle undersøgelser i vandløb, hvor der både er laks og ørreder, viser at lakseungfisk findes på lidt dybere vand end de unge ørreder. Se f.eks. figur 2.5 i afsnittet om ørreden. Der er ikke altid enighed om de eksakte foretrukne dybder, hvilket sandsynligvis skyldes forskelle på vandløbene i forskellige lande. Men det gælder generelt, at de fleste ungfisk af laks findes på vanddybder under 1/2 meter eller lavere. Gibson (1993) konkluderer i en længere redegørelse, at lakseyngel under 7 cm er mest almindelig på vanddybder under 15 cm, mens større laks normalt findes på vanddybder over 20 cm.

Keenleyside (1962) observerede laksene ved dykning. Han rapporterer generelt, at der var mest yngel i de lavvandede områder med stryg (op til 50 cm dybe) og små høller (op til en meter dybe). Ungfiskene holdt til i samme områder som ynglen men foretrak som helhed dybere, mere hastigt strømmende vand og mere grov bund. Gibson m.fl. (1993) observerede også laksene ved dykning og fandt tilsvarende, at små laks stod på lavere vand end større laks. I Norge blev ca. 85% af lakseungfiskene (5-15 cm) i to vandløb fanget på vanddybder over 10 cm (Heggberget 1984). Lidt over halvdelen af laksene var på vanddybder under 20 cm og 70-80% var på vanddybder under 30 cm.

Figur 3.1

Sammenhængen mellem den gennemsnitlige vanddybde og antallet af lakseyngel målt på forskellige lokaliteter omkring 1. juli. Den skrå linie (regeres-sionslinien) betegner gennemsnittet. Omtegnet efter Broad (1987).



Vanddybden mest bestemmende for ynglens udbredelse

Ved Broad's (1987) undersøgelser i Skotland foretrak lakseynglen og ungfisken vanddybder under 20 cm. Ynglen var specielt tilknyttet dybder under 10 cm og undgik dybder over 30 cm. Broad fandt, at den mest bestemmende faktor for ynglens udbredelse den første sommer var vanddybden (figur 3.1).

Når fiskene blev et år gamle, var kornstørrelsen af bundsubstratet den vigtigste parameter for fiskenes forekomst om sommeren (se afsnit 3.2.10). Broad kunne ikke påvise andre sammenhænge mellem forekomsten af laks og de fysiske forhold. I Nordirland var lakseynglen signifikant mest udbredt på lavt vand (Kennedy & Strange 1982). I en treårig periode blev 68-75% af ynglen fundet på vanddybder under 20 cm. Etårsfiskene var signifikant tilknyttet områderne med vanddybder på 15-30 cm.

Egglshaw & Shackley (1982) fandt de højeste tætheder af lakseyngel- og etårsfisk i de mest lavvandede vandløbsstrækninger. De konkluderer, at vanddybden, eller faktorer i sammenhæng med vanddybden, kan bestemme egnetheden af et vandløb for unge laks.

Symons & Heland (1978) lavede akvarieforsøg og konkluderede, at lakseyngel under 7 cm foretrak vanddybder på 10-15 cm. Når de blev større (8-9 cm), foretrak de vanddybder på over 30 cm.

Vanddybden bør altid være under 1/2 meter

Konklusionen er altså, at lakseynglen foretrækker vanddybder under ca. 30 cm og gerne lavere. Etårsfiskene klarer sig på lidt dybere vand, men aldrig på mere end ca. 1/2 m.

Flest laks ved 6-12‰

3.2.6 Hældning

Vandløbsgradienten kan have stor betydning for vandløbets egnethed for laks. I vandløb på Nova Scotia var der markant flest et- og toårs laks

på strækninger, hvor gradienten lå på 6-12‰ (Amiro 1993). Tætheden nåede op på næsten 1,5 laks/m², hvor tætheden ved gradienter på 2-4‰ ikke nåede over 0,4 laks/m² (figur 3.2).

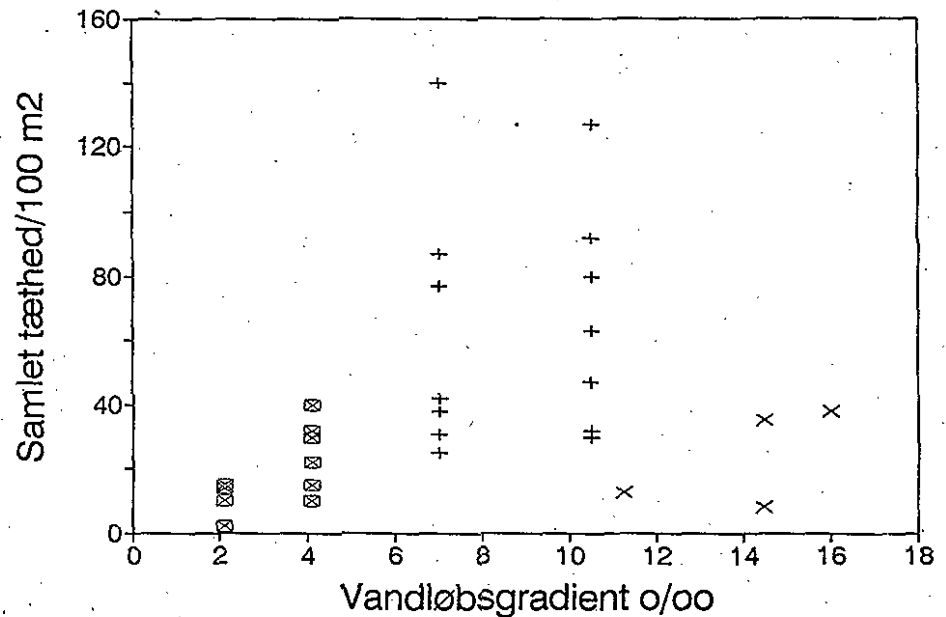
Laksevandløb ved 2-12‰

Elson (1975, her efter Gibson 1993) beskriver generelt de produktive laksevandløb som vandløb med moderat lave til moderat stejle gradienter på 2-12‰. Her kan sammenlignes med Gudenåen ved Vilholt, som normalt opfattes som en af Danmarks bedste lakselokaliteter med et stejlt fald for et så stort danske vandløb - Gudenåen har her (på stryget) et fald på lidt over 2‰ (Nielsen 1994a). De bedste danske laksevandløb kan altså lige netop komme med på Elson's skala.

Ved tre års undersøgelser i Nordirland fandt Kennedy & Strange (1982), at lakseynglen foretrak de lavvandede stryg med et stærkt fald, mens ørredynglen kun foretrak samme område i et af de tre år.

Figur 3.2

Den samlede bestandstæthed (antal/100m²) af et- og toårslaks forskellige steder på tre forskellige strækninger af Little River, Nova Scotia, Canada set i forhold til vandløbets hældning (gradient). De tre strækninger er markeret med forskellige symboler. Omtegnet efter Amiro (1993).



Etårsfiskene hos laks foretrak ikke områder med en speciel gradient, mens de større ørreder generelt undgik strækninger med stor gradient.

Danske omløb og stryg er perfekte laksevandløb

Man kan sammenfatte ovenstående med at sige, at de omløb og stryg, der laves i danske vandløb i disse år, er perfekte levesteder for laks. De har typisk en gradient på 10-15‰, og bunden består af større sten, som giver gode vinterskjul for ungfiskene. Hvis der også blev lavet gydeområder for laks i nærheden, ville alt være ideelt.

Stabil vandføring giver mange fisk

3.2.7 Vandføring

I et sammendrag over de miljømæssige faktorer, der påvirker bestandene af laksefisk i vandløb mest, udpeger Solomon (1985) vandføringen til at have den størst skadelig indvirkning. Det gælder både ekstremt høje vandføringer og tørkesituationer. Tilsvarende er nævnt af Gibson (1993) i et sammendrag over laksen. Han nævner også vigtigheden af

stabile vandføringer om sommeren, så ynglen får gode overlevelsesmuligheder, og om vinteren, så der sikres en stabil gennemstrømning af vand gennem gydebankerne.

Vintervandføringen i elven Orkla i Norge var tidligere 2 m³/sek, men vandføringen blev stabiliseret på 10 m³/sek, da der blev lavet vandkraftanlæg. Herefter blev smoltproduktionen fordoblet fra 4 smolt/100 m² til 7,9 smolt/100 m². Hvidsten & Ugedal (1991) mener, at hovedårsagen til det øgede antal smolt er den stabile vandføring.

Gibson & Haedrich (1988) henviser også til, at en stabil vandføring i et vandløb generelt er en af de vigtigste faktorer i spørgsmålet om produktion af fisk og smådyr. De forklarer de høje laksetætheder og fiskenes gode vækst i to vandløb på Newfoundland med, at der er relativt mange næringsstoffer, en stabil vandføring, gode levesteder og et lille antal fiskearter. Selve spørgsmålet om næringsstoffer skal have en kommentar med på vejen, da alle danske vandløb er ekstremt næringsrige, sammenlignet med vandløbene på Newfoundland. Her er der fra naturens hånd så få næringsstoffer, at man laver forsøg med at hælde gødning i vandet for at forøge fiskeproduktionen.

Små vandløb er gode laksevandløb

Det er normalt opfattelsen, at laksen gyder i store vandløb. Scruton & Gibson (1993) viser dog, at lakseynglen i vandløb på Nova Scotia trives bedst i vandløb med vandføringer under 250 l/sek. Derfor må laksen også være i stand til at gyde i små vandløb.

Laksen foretrækker højere vandhastighed end ørreden

3.2.8 Vandhastighed

De unge laks foretrækker mere hurtigtstrømmende vand end ørreden. Kalleberg (1958) viste, at lakseynglen forlod sine territorier ved bunden, hvis vandhastigheden faldt til 5-10 cm/sek. Ved forsøg med forskellige vandhastigheder under 1 m/sek viste Ottaway & Clarke (1981), at lakseynglen er mest standfast ved høje vandhastigheder, mens det er omvendt for ørredyngel.

I to norske vandløb fandt Heggberget (1984), at 50-75% af ørrederne opholdt sig ved vandhastigheder (overfladevand) på under 10 cm/sek, mens kun 20-25% af laksene blev fanget her. Hvis grænsen blev sat til 20 cm/sek, fangede han 70-95% af ørrederne og kun 45-75% af laksene. Han henviser til, at vandhastighed og dybde generelt stiger med afstanden fra bredden, og at parametrene således afhænger af hinanden.

I Norge laver man dæmninger (styrt) i elvene for at holde på vandet, når man leder en del af vandet bort til elproduktion i turbiner. Heggberget (1987) nævner et eksempel, hvor man lavede bassiner i en elv, så vandhastigheden faldt. Herefter blev ørreden dominerende. Han forklarer det med, at laksen kan udkonkurrere ørreden ved høje vandhastigheder og klarer sig dårligere, når vandhastigheden falder. Han foreslår, at man kan skabe gode lakselokaliteter ved at bygge strømkoncentratorer i

stedet for styrt, så vandstanden hæves, mens vandhastigheden midt i elven samtidig er hurtig.

Ved andre norske undersøgelser blev der sat samme mængde lakseyngel ud på tre vandløbsstrækninger med langsom (16-23 cm/sek), frisk (30-34 cm/sek) og hurtig vandhastighed (42-57 cm/sek) (Heggenes & Borgstrøm 1991). Fiskene forlod ret hurtigt strækningen med langsomt flydende vand, dybe områder og fint bundmateriale. Derimod bevægede laksene sig ikke ret meget rundt fra den hurtigt strømmende strækning, hvor der også var det groveste bundmateriale. I det første år var der 50% mere yngel på den hurtigt strømmende strækning end på strækningen med frisk vandstrøm. I det andet år var der stadig kun få laks på strækningen med langsom vandhastighed, mens der stort set var lige mange på de to andre strækninger.

0,2-0,5 m/sek anbefales

Efter omfattende undersøgelser (bl.a. ved dykning og observation) og sammenligning med andre undersøgelser konkluderer Shustov (1990), at vandhastigheder på 0,2-0,5 m/sek giver de bedste levesteder for unglaks. Så består bundmaterialet af små partikler (sand, grus, sten og større sten), der er kun lidt tilslamning, og vandplanterne er dårligt udviklede. På sådanne strækninger kan der være 1 unglaks (etårsfisk eller ældre) pr. m², hvilket sammenlignet med andre undersøgelser er den øvre grænse for laksetætheder - normaltætheden er 1 unglaks pr. 10 m² (Shustov 1990).

Symons & Heland (1978) anbefaler højere vandhastigheder end ovenstående forfattere. De analyserede 20 års data fra Miramichi-floden og konkluderer, at de højeste bestandstætheder blev fundet ved vandhastigheder på gennemsnitligt 0,5-0,65 m/sek. Her var der 100 yngel og 80 etårs- eller ældre laks pr. 100 m², d.v.s. i alt 180 laks/100 m². Deres bestandstætheder af etårsfisk passer godt med Shustov's (1980) tætheder.

3.2.9 Bredderne og vandløbsbredden

*Ørred langs bredderne,
laksen i det dybere vand*

Ungfisk af laks er ikke så tæt tilknyttet bredderne som hos ørreden. Lindroth (1955) undersøgte ynglens forekomst i Sanvikselven og beskrev ørredens og laksens standpladser således: (*Vi fandt igen den velkendte grænselinie mellem ørreden langs bredderne og laksen i det dybere vand...*).

Gibson (1966) observerede lakseyngel- og ungfisk ved dykning og konkluderede, at de ikke var i nærheden af overhængende skjul som elletrær o.lign. - de opholdt sig i stedet i de åbne områder af vandløbet, selv om de kunne gemme sig under sten, hvis de blev skræmt.

I Norge opholdt 70-80% af ørrederne sig max. 2 meter fra bredderne i to vandløb, mens kun 30-50% af laksen blev fanget i dette område (Heggberget 1984).

Bredden af laksevandløb

Det er en udbredt opfattelse, at laksen ikke findes naturligt i små vandløb, selv om den kan klare sig i dem ved udsætning. Ejbye-Ernst m.fl. (1993) forudsætter således i en handlingsplan for ophjælpning og retablering af de danske laksebestande, at vandløbene som minimum skal have en bundbredde på 3,5 - 4 m. Spørgsmålet er dog, om det er et rimeligt krav. Scruton & Gibson (1993) viser nemlig efter undersøgelser af 242 strækninger af 18 vandløb på Newfoundland, at smalle vandløb med en bredde på under 2 1/2 meter giver lakseynglen de bedste levesteder, mens de større lakseungfisk klarer sig bedst i vandløb, der er under fem meter brede.

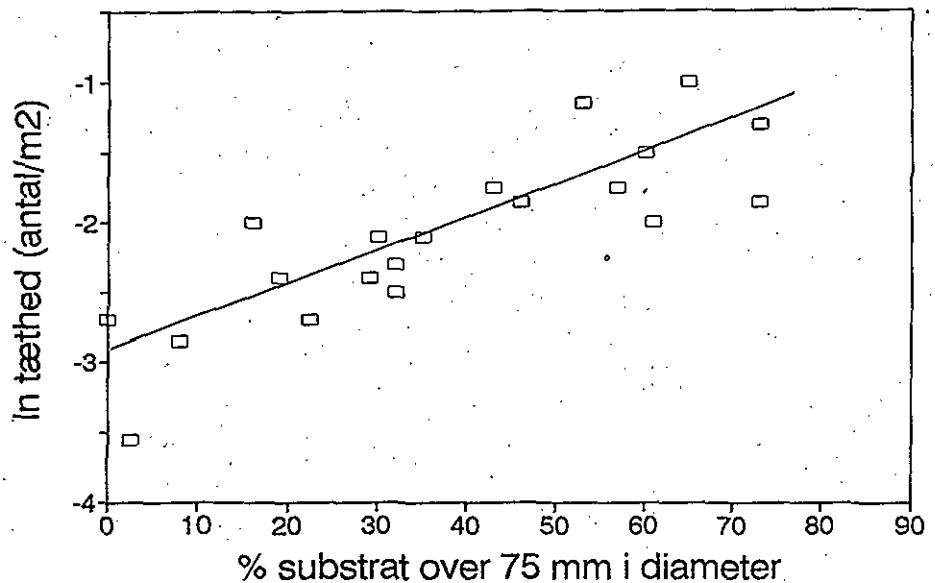
Stigende tæthed af etårslaks med stigende kornstørrelse

3.2.10 Bundsubstrat

Broad (1987) fandt, at den mest bestemmende faktor for ynglens udbredelse den første sommer var vanddybden (afsnit 3.2.5). Men når fiskene blev et år gamle, var kornstørrelsen af bundsubstratet den vigtigste parameter for fiskenes forekomst om sommeren (figur 3.3), så der var stigende tætheder med stigende kornstørrelse. Broad kunne ikke påvise andre sammenhænge mellem forekomsten af laks og de fysiske forhold.

Figur 3.3

Sammenhængen mellem den procentvise andel af kornstørrelser over 75 mm i bundmaterialet og antallet af etårslaks målt på forskellige lokaliteter omkring 1. juli. Den skrå linie (regressionslinien) betegner gennemsnittet. Omtegnet efter Broad (1987).



Rimmer m.fl. (1984, her efter Broad 1987) mener også, at substratstørrelsen er den vigtigste parameter for unge laks om efteråret. Herefter kommer vanddybden.

Unge laks gemmer sig mellem sten om vinteren

Lakseungfiskene stiller andre krav til deres opholdssteder om vinteren end om sommeren. Saunders & Gee (1964) observerede, at ungfiskene gemte sig i gruset i efteråret, og senere undersøgelser har vist, at det er et generelt træk i efterårs- og vintermånederne. Broad (1987) påpeger vigtigheden af, at der er større sten, så større fisk (etårsfisk) også kan skjule sig om vinteren. Det er vigtigt at tage hensyn til dette, når man planlægger vandløbspleje/restaurering.

Cunjak (1988) viste, at lakseungfiskene (5-15 cm lange) overvintrer i hulrummene mellem stenene i et vandløb på Nova Scotia (fald 2,3‰, afstrømning 4,22-12,7 m³/sek). Hans undersøgelser blev lavet i perioden december-april ved vandtemperaturer på 0,5-7,0° C. Fiskene foretrak strygene og gemte sig konstant i strømlæ under sten med en gennemsnitlig diameter på 16,8-23 cm. Mange unglaks overvintrede i gydeudgravninger. Fiskene blev hovedsagelig fundet midt i vandløbet, hvor vandhastigheden var størst, og der var mindst fintkornet sediment i hulrummene mellem stenene. Vanddybderne var gennemsnitligt 40,9-48,9 cm, mens vandhastighederne gennemsnitligt var 38,7-45,7 cm/sek.

Cunjak (1988) henviser til andre undersøgelser (Gibson 1978, Rimmer m.fl. 1983), hvor lakseungfiskene også gemmer sig i bundsubstratet ved vandtemperaturer under 10° C. Rimmer m.fl. (1983) viste, at små laks kunne klare sig med mindre sten end større laks og konkluderede, at substratstørrelsen var den vigtigste for laksen, når den skulle finde et overvintringssted. Herefter kom vanddybden.

Noget tilsvarende er vist hos ørreden (Cunjak & Power 1986, Heggenes 1988b, afsnit 2.2.10).

Et vigtigt aspekt i Cunjak's (1988) undersøgelser er også, at lakseungfiskene ofte overvintrer i brugte gydegravninger. Moderfiskene har ved deres gydeaktivitet sørget for, at hulrummene mellem stenene er skyllet rene - så er der plads til ungfiskene, som også får frisk vandtilførsel.

Lakseungfiskene æder også om vinteren, men Cunjak (1988) så aldrig laks over bunden ved dagslys i vintermånederne. Han henviser til Rimmer (1980) og Gibson (1966), som fandt at ungfiskene undgår lys om vinteren og foretrækker lys om sommeren. På denne baggrund mener han, at lakseungfiskene kommer frem fra deres skjul i de mørke timer.

Den praktiske betydning af de nævnte undersøgelser er, at laksefisk (både laks og ørred) gemmer sig i hulrum mellem sten om vinteren. Det viser også, at der er gode overvintringsmuligheder i de omløb og stryg, der i de senere år er lavet i danske vandløb.

Det kan også være en god ide at lægge store sten ud i vandløbets fulde bredde. Hvidsten & Johnsen (1992) undersøgte bestandene af unge laks og ørreder på forskellige strækninger, hvor man dels lagde sten ud langs bredderne, dels langs vandløbets bredde. Der kom flest laks der, hvor der blev lagt sten i hele vandløbet. Derimod var der lige mange ørreder på de to typer strækninger, hvilket skyldes, at ørreden specielt er tilknyttet bredarealet.

3.2.11 Grøde

Gibson (1993) henviser til franske undersøgelser, hvor man påviste, at en udbredt grødevækst på strygene gav bedre skjul for lakseynglen.

Uroligt vand giver gode skjul

3.2.12 Øvrige skjul

Lakseungfisk kan finde skjul i uroligt vand, blot de ikke kan ses af rovfugle o.lign. (Gibson 1993). Når vandtemperaturen falder til under 9° C om efteråret, forlader de strygene og gemmer sig i hulrummene i bundsubstratet, i dybe høller m.m.. Overlevelsen er dårlig, hvis der mangler gode skjul om vinteren.

Undersøgelser i laksevandløb har også vist, at overlevelsen fra æg til klækning er 74-91%, men herefter og til slutningen af den første vækstsæson er overlevelsen kun 9-31%. Derfor må der være diverse levesteder for de forskellige stadier på forskellige årstider, hvis der skal være en høj lakseproduktion i et vandløb (Gibson 1993).

3.2.13 Konkurrence med andre fiskearter

Heggberget (1987) fandt ikke tegn på, at ørreder og laks gravede hinandens æg op ved gydning, hvilket muligvis skyldtes et lille antal gydefisk - i alt fald henviser han til andre forfattere, som har påvist fænomenet i andre vandløb.

Lindroth (1955) mente, at ørredynglen aktivt jager laksen væk fra sine foretrukne standpladser i det lave vand langs bredderne.

Egglshaw (1970) undersøgte et vandløb med en god naturlig ørred- og laksebestand i en treårig periode. Ynglen kom frem i maj, og i juli var der otte gange så meget lakseyngel som ørredyngel. I oktober var der ikke engang dobbelt så meget lakseyngel som ørredyngel. Når fiskene var knap et år gamle, var de to årgange omtrent lige store, og herefter var der flere ørreder end laks. Han kunne ikke forklare, hvorfor ørreden klarer sig bedre end laksen.

Ørreden dominerer ofte laksen

Ørredynglen dominerede lakseynglen i en engelsk bæk (Le Cren 1973). Her var ørredens dødelighed proportional med bestandstætheden af ørred alene, mens laksens dødelighed afhang af det totale antal ørreder og laks. Tilsvarende er set i andre vandløb.

Udsat lakseyngel klarede sig godt, da de blev sat ud på en fisketom strækning (Kennedy & Strange 1986). Men det lakseyngel, der blev sat ud på en tilstødende strækning med flere aldersgrupper af ørreder og ældre laks, klarede sig dårligere - dødeligheden var over dobbelt så stor, og de voksede dårligere. Det skyldtes dels konkurrence fra ældre laks, dels fra ørrederne.

Danske undersøgelser

I maj 1989 blev der lavet undersøgelser af bestandene af lakseyngel i Karstoft Å og Skjern Å (Dieperink & Wegner 1989). Der var da ca. 1 stk. naturligt produceret lakseyngel/100 m², hvilket er lave tætheder, sammenlignet med udenlandske undersøgelser.

I maj 1990 blev der udsat 20 etårslaks/100 m² i Gels Å. I august var der 7,4 etårslaks/100 m², mens der var 5,3 henh. 3,3 etårslaks/100 m² i sep-

tember og oktober (Olesen 1993). Bestandstætheden faldt altså - spørgsmålet er dog, om nogle af fiskene var gået i vinterhi ved de sidste undersøgelser. I alt fald må bestandstæthederne opfattes som minimumstal.

I 1990-92 blev der sat halvårs- og etårs laks ud i Gudenåen ved Vilholt, hvor der er en god bestand af ørred og stalling. Laksene var 5-10 cm lange og blev sat ud i en tæthed på 10 laks/100 m². Undersøgelser viste, at de klarede sig godt, idet bestanden nogle måneder efter udsætningerne var på samme niveau som udsætningstætheden (Nielsen 1994b). Samtidig var der lige så mange ørreder og stallinger, som der plejede at være. Resultaterne viser derfor, at laksene tilsyneladende ikke konkurrerede med de andre laksefisk ved en udsætningstæthed på 10 laks/100 m².

3.3 Forslag til vandløbspleje for laksen

Laksen og ørreden kræver stort set det samme af vandløbene, både rent vand, gode fysiske forhold m.m.. Derfor henvises til afsnit 2.3, blot med et par bemærkninger, der specielt er rettet mod laksen: Gydebankerne bør have en hældning på ca. 3‰, og vandgennemstrømningen bør være ca. 1-2.000 cm/time. Indholdet af sand må ikke overstige 8%. Vandhastigheden over gydebankerne bør være 30-50 cm/sek, men kan dog være større. Det kan dog give problemer for ynglen, hvis vandhastigheden bliver for stor.

Laksen foretrækker grovere bund end ørreden. Derfor er det en god ide med større sten på de stryg, hvor laksen gyder, og ynglen og ungfiskene vokser op. Der bør kun være få hundrede meter mellem egnede gyde- og opvækstområder, da ynglen og ungfiskene ikke spreder sig mere end nogle få hundrede meter, højst en kilometer, nedstrøms.

Lakseynglen trækker nedstrøms og væk fra gydebankerne, hvis vandhastigheden falder væsentligt. Derfor skal det nøje overvejes lokalt, om drift af stemmewærker ved vandkraftværker o.lign. kan give anledning til uønsket nedstrøms spredning af lakseyngel.

Lakseynglen foretrækker ret lavt vand. Vanddybden omkring opvækstområderne bør være under 20 cm i perioden maj-juni, og den bør ikke overstige 30-50 cm senere på året.

I modsætning til ørreden kræver laksen ikke bredskjul - den er mere tilknyttet det frie vand. Den skal dog have uroligt vand, som skjuler den for rovfugle m.m.. Den finder også skjul i grøde m.m.

Uønsket spredning af yngel

Vanddybden bør være under 20 cm

4 Øvrige laksefisk

4.1 Stalling (*Thymallus thymallus* (L.))

Stallingens udbredelse

I Danmark findes stallingen kun naturligt i nogle syd-vestjyske vandløb i det område, der var isfrit under sidste istid (Ejbye-Ernst 1986). Bestanden i Kongeåen har været uddød, men er nu genetableret som en selv-reproducerende bestand efter udsætninger af yngel i en flerårig periode (Ejbye-Ernst 1993). Stallingen findes også i et østjysk vandløb (Gudenåen) efter en ulovlig udsætning af gydemodne moderfisk i 1930'erne.

Stallingen er klassificeret som sårbar i Europa (Lelek 1987) og er bl.a. uddød i Belgien (Bervoets m.fl. 1990). Arten er på Bern-konventionens liste III om beskyttelsen af Europas vilde dyr og planter samt levesteder (Christiani 1991). Den opfattes som sjælden i Danmark (Christiani 1991), men er ikke umiddelbart truet.

Stallingens udbredelse i Sydvestjylland falder sammen med den del af Danmark, der er påvirket af okker og mangler kalk i jordbunden. Som følge heraf er pH-værdien ofte lav. Mange vandløb i dette område har fået dårlige ørredbestande efter dræning, idet ørreden er mere følsom over for surt, jernholdigt vand end andre fiskearter som gedde, ål, strømskalle m.v. (Geertz-Hansen m.fl. 1984, 1986). Desuden er der flere eksempler på, at ørreden ikke gyder i okkerbelastede vandløbsområder (Geertz-Hansen & Mortensen 1983).

Stallingen kan tåle lav pH-værdi

Stallingen klarer sig tilsyneladende relativt godt i okkerpåvirkede vandløb. Årsagen er sandsynligvis, at stallingen kan klare sig ved pH 5,5 og somme tider lavere (hvor ørreden dør), uden at det påvirker udviklingen af æggene og de yngste stadier (Müller-Haeckel 1984, her efter Witkowski & Kowalewski 1988). Desuden er risikoen for tilslamning af stallingens æg i gydebankerne ikke særlig stor (se senere).

Sers & Degerman (1992) fandt stallinger på 6% af 1622 undersøgte vandløbsstrækninger i Sverige. Den var mest almindelig i brede vandløb langt fra søer. Gennemsnitsantallet de steder, hvor den forekom, var 3 fisk/100 m².

Gydebiologi

Stallingens gydebiologi er undersøgt i Gudenåen af Ernst & Nielsen (1981b, 1983). Stallingen bruger generelt de samme gydepladser som ørreden (se afsnit 2.1 for detaljer), men kan klare sig med et tyndere lag grus og mindre sten.

Stallingen gyder om foråret, mens ørreden gyder om vinteren. Desuden undgår stallingen generelt de mindste vandløb med en bredde på under ca. to meter, som ofte er gode gydevandløb for ørreden. Gydemodne

stallinger vender lige som ørred og laks tilbage til det vandløb, de levede i som ungfisk (Witkowski & Kowalewski 1988).

Vanddybde og vandhastighed

Vanddybden over gydebankerne i Gudenåen varierede mellem 14 og 31 cm (Ernst & Nielsen 1981b, 1983). Jankovic (1964) beskriver, at nogle svenske gydepladser i vandløb med en gennemsnitlig vandføring under 2 m³/sek havde vanddybder på under 15 cm, mens andre havde vanddybder på 20-40 cm. Vandhastigheden var 0,4-0,7 m/sek.

Gönczi (1989) undersøgte 22 gydepladser i to store svenske vandløb (gennemsnitlig vandføring 39 m³/sek og 500-700 m³/sek). Her var vanddybderne "kun" 30-50 cm med et gennemsnit på 36 cm, og vandhastighederne var 23-90 cm/sek (gennemsnit 54 cm/sek). Set i lyset af, at det var virkelig store vandløb, opsøgte stallingen altså de mest lavvandede strækninger lige som i danske vandløb.

Kornstørrelse af gydegrus

Ernst & Nielsen (1981b, 1983) fandt, at ca. 80% af gydegruset bestod af småsten med diameteren 8-32 mm. Hjorth m.fl. (1983) fandt stort set samme kornstørrelse et andet sted i Gudenåen.

Ved svenske undersøgelser fandt Gönczi (1989), at gydegruset bestod af 10-20% sand, 50-70% grus (diameter under 2 cm) og nogle få større sten (diameter over 10 cm). Dette gydegrus var altså ret finkornet, sammenlignet med gruset i Gudenåen. Årsagen er nok, at det stammede fra store vandløb, som dårligt kan sammenlignes med den del af Gudenåen, hvor stallingen findes (opstrøms Mossø). Derfor viser forskellen i kornstørrelse blot, at stallingen kan klare sig med mange typer gydegrus, også det ret finkornede.

Klæbende æg ligger højt i gydebanken

Stallingens æg er klæbende og bliver ikke lagt i gydegruber som hos ørreden. De begravnes blot i de øverste fem cm af gydegruset, altså ikke så langt nede som ørredens æg. Derfor kan man nemt frigøre æg og yngel med en skovl og et fintmasket net, hvis man skal kontrollere en gydebankes indhold (egne observationer, også beskrevet af Kratt & Smith (1977) om den arktiske stalling, *Thymallus arcticus*).

Samtidig klækker stallingens æg efter tre-fire uger, mens ørredens æg ligger 3-4 måneder i gruset. Derfor er stallingens æg ikke nær så sårbare over for tilslamning m.m. som ørredens æg. Det betyder også, at stallingen kan gyde på grusbanker, hvor gruslaget er ret tyndt. Gönczi (1989) fandt kun æg, hvis gruslagets tykkelse var over 5 cm - men det er også et tyndt gruslag, sammenlignet med gruslaget i ørredens gydebanker.

Ynglen spreder sig

Den nyklækkede yngel af stalling spreder sig hurtigt langt nedstrøms for gydebankerne (Nielsen 1994b). Yngel af den arktiske stalling trækker også nedstrøms kort tid efter fremkomsten fra gydebankerne (Kaya 1991). Herved kan nogle gydebanker være med til at befolke kilometerlange strækninger af vandløb i nedstrøms retning. Risikoen er dog også,

at en stor del af ynglen omkommer, hvis der mangler egnede opvækst-områder for ynglen nedstrøms gydebankerne.

Vejle Amt lavede fem gydebanker i Gudenåen opstrøms Tørring i 1986. Gruset var sammensat som i de naturlige gydebanker og det blev lagt ud i et 40 cm tykt lag. Amtets undersøgelser i de følgende år viste, at gydebankerne var fulde af klækkeklare æg af ørred og stalling hvert forår, og at ørred- og stallingbestanden blev meget større (Nielsen 1994b). Ørred-ynglen holdt sig nær gydebankerne, mens stallingynglen trak flere kilometer nedstrøms for gydebankerne.

Konklusionen er, at man ikke kan måle en gydebankes succes for stallingen ved at undersøge bestanden lige omkring gydebanken. Man skal i stedet undersøge lange strækninger nedstrøms for gydebanken.

Der synes at være mange lighedspunkter mellem den europæiske og den arktiske stalling. Derfor refereres her nogle interessante observationer fra Montana: McClure & Gould (1991) observerede 60-68 mm lange stallingyngel i et strømakvarie for at registrere deres foretrukne valg af strømhastigheder, dybder og brug af overhængende skjul. 85% af ynglen opholdt sig ved vandhastigheder under 10 cm/sek og 97% opholdt sig på vanddybder under 31 cm. Ynglen foretrak arealerne med overhængende skjul, hvilket svarer fint til ynglen i Gudenåen (egne observationer).

Den arktiske stalling er dårlig til at svømme efter fremkomsten fra gydebankerne (Clark 1992). Ynglen bliver ført nedstrøms, hvis den kommer ud i den hurtige vandstrøm midt i åen. Det er måske årsagen til, at Clark fandt en sammenhæng mellem høje vandføringer og dårlige årgange af arktiske stallinger.

Ynglen står langs bredderne

Et vigtigt aspekt omkring stallingens biologi er, at ynglen lige som hos ørreden opholder sig langs bredderne de første måneder efter klækningen (Bardonnét 1989, Nielsen 1994b). Der er relativt roligt vand langs bredderne, og ynglen er lille og har dårligt udviklede finner. Derfor kan ynglen finde gode opholdssteder i det rolige vand langs bredderne. Den opholder sig ikke midt i åen før hen på sommeren, selv om der kan være strømlæ. Årsagen er sandsynligvis, at den også kræver lav vanddybde de første måneder efter fremkomsten.

Svømmeevne

Den nyklækkede yngel af stalling svømmer dårligt, men voksne fisk svømmer godt (Ansbæk & Markmann 1980). En kønsmoden stalling (over ca. 30 cm) kan ubesværet svømme 75 cm/sek i længere tid og 190 cm/sek ved forceret svømning i kortere tid. Ved meget kortvarig spurt kan den svømme op til 425 cm/sek. Normal vandhastighed i et vandløb med frisk strøm er under 1 m/sek.

Forslag til vandløbspleje

Stallingen bruger generelt samme gyde- og opvækstområder som ørreden. Derfor vil en god vandløbspleje for ørreden automatisk hjælpe stallingen. Stallingens yngel spreder sig på kilometerlange strækninger

nedstrøms for gydebankerne. Derfor kan der godt være en kilometer eller mere mellem gydebankerne, hvor ørreden kræver en afstand på 1-200 meter. Det er dog vigtigt, at der er gode opvækstområder for stallingynglen mellem gydebankerne. D.v.s. fladvandede bredarealer med rolig vandstrøm og overhængende skjul m.m., altså det samme, som ørreden kræver.

De større stallinger står frit fremme i strømmen, som regel i de dybe huller, hvor store ørreder også ynder at opholde sig. Derfor vil en miljøvenlig vandløbspleje med nænsom grødeskæring og strømrender give gode forhold for både stalling og ørred.

4.2 Helt (*Coregonus lavaretus* (L.))

Heltens udbredelse

I Danmark findes helten kun i Jylland (Nielsen 1994a). Den findes både i en brakvandsform (Rasmussen 1979) og en ren ferskvandsform (Kronborg m.fl. 1984).

Helten er klassificeret som truet i Europa (Lelek 1987). Arten er på Bern-konventionens liste III om beskyttelsen af Europas vilde dyr og planter samt levesteder (Christiani 1991).

Svømmeevne

Den nyklækkede yngel af helt svømmer dårligt, men voksne fisk svømmer godt (Ansbæk & Markmann 1980). En kønsmoden helt (over ca. 30 cm) kan ubesværet svømme 40 cm/sek i længere tid og 130 cm/sek ved forceret svømning i kortere tid. Ved meget kortvarig spurt kan den svømme op til 270 cm/sek. Normal vandhastighed i et vandløb med frisk strøm er under 1 m/sek.

Bruger ikke fisketrapper

Helten er ikke i stand til, eller synes ikke om, at passere fisketrapper, hverken af kammer- eller modstrømstypen (Berg 1988). Desuden har helten svært ved at passere styrt i vandløb. Som eksempel kan nævnes Kodbøl-styrtet i Skjern Å, som i mange år hindrede gydmodne helt i at vandre længere opstrøms. Helten kunne kun passere styrtet i perioder med meget høj vandstand (Berg 1988). Derimod kan helten sagtens passere opstrøms gennem vandløb med stærkt fald som i et omløbsstryg i Storåen ved Holstebro Vandkraftværk (Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen 1992).

Gydevandløb

Helten gyder altid i ferskvand og oftest i vandløbene, selv om den nogle steder gyder i søerne. En minimumsstørrelse for vandløbene synes at ligge på omkring to meters bredde (Berg 1988).

Kronborg m.fl. (1984) viste ved omfattende undersøgelser i Gudenåsystemet omkring Tange Sø, at de fleste helt blev fanget omkring strygene, hvor der var grusbund. De enkelte helt vendte tilbage til det samme vandløb år efter år, selv om der var flere tilløb at vælge imellem. Tilsvarende er set i udlandet.

Gydesubstrat

Helten gyder sine æg omkring december måned. Det ideelle substrat er stenet og gruset bund med vandplanter. I de nedre, tilgængelige dele af store vandløb vil aflejringer i form af sand eller blødere materialer ofte være dominerende. Disse materialer er af ringe kvalitet som gydesubstrat (Berg 1988).

Æggene klæber fast og klækker i det tidlige forår. I modsætning til laks, ørred og stalling svømmer ynglen rundt allerede, mens den har en blommesæk. Blommesækken er fortæret efter 4-6 dage (Kronborg m.fl. 1984).

Nyklækket yngel i vandløb

Hvis ynglen stammer fra gydning i et vandløb, føres den med strømmen ret kort tid efter klækningen. Det skyldes, at larverne er ude af stand til at modstå strømhastigheder på mere end 7-10 cm/sek (Rasmussen 1979). Derfor ender heltynglen i søer eller fjordområder, hvor de vokser op til kønsmoden størrelse.

Leskelä m.fl. (1991) fandt heltlarverne fra gydning i vandløb i de langsomt flydende dele af vandløbene. Bunkkvaliteten og vegetationen varierede i disse arealer fra grus- og stenbund til blød bund med rådende organisk materiale. Ynglen havde ikke territoriell, bundorienteret opførsel som andre laksefisk - de svømmede i flok i de frit flydende vandmasser.

Plejeforslag

I Jylland gik helten kraftigt tilbage, da man begyndte at regulere vandløb, lave styrt og dræne markerne, så der ofte skyllede okker ud i vandløbene. I de senere år har man dog erkendt, at helten ikke kan passere styrt og rørlægninger. Derfor har vandløbsmyndighederne lavet stryg ved mange styrt, så helten kan passere. Desuden laver man nu miljøvenlig vedligeholdelse af vandløbene og bygger okkerrensingsanlæg, så vand- og vandløbskvaliteten i heltens gydevandløb bliver bedre år for år.

Vandløbsmyndighederne er således allerede i gang med de tiltag, der er nødvendige for at sikre gode heltbestande. Men det er nødvendigt med en stor indsats for at sikre helten gode livsbetingelser.

4.3 Snæbel (*Coregonus oxyrhynchus* L.)

Den sjældne snæbels biologi og udbredelse i Danmark er nøje beskrevet af Grøn m.fl. (1988) og Hvidt & Christensen (1990).

Udbredelse

Grøn m.fl. (1988) skriver: Indtil for 60-70 år siden var snæblen almindelig i hele den danske, tyske og hollandske del af Vadehavet. Herfra vandrede den om vinteren op i vandløbene for at gyde. I løbet af 1920'erne og 30'erne forsvandt arten gradvis fra de tyske og hollandske floder. I Danmark blev den efterhånden også mere sjælden, og i den seneste årrække er snæblen kun registreret i større antal i Vidåsystemet i Sønderjylland.

Snæblen findes nu kun i Vidåsystemet og i nogle tilløb til Østersøen (Kristensen & Hansen 1994). Snæblens tilbagegang er også årsagen til, at den betragtes som truet i Europa (Lelek 1987).

Årsagen til snæblens tilbagegang er primært, at dens gydemuligheder er ødelagt p.g.a. forurening, spærringer ved styrt, opstemninger m.m. samt p.g.a. forringede strøm- og bundforhold i vandløbene, forårsaget af regulering og hårdhændet vedligeholdelse.

Biologi

Snæblens biologi er generelt dårligt kendt, da der kun er lavet få undersøgelser herom. Snæblen ligner heltens meget, men har en længere snude og bliver større end heltens. Desuden kan snæblen tåle saltvand med 35‰'s saltindhold (som i Nordsøen), mens heltens kun tåler et saltindhold på ca. 20‰ (Grøn m.fl. 1988).

Snæblens krav til gydepladsen og gydeadfærd formodes at være identisk med andre fisk i heltgruppen (Hvidt & Christensen 1990). Den har også som heltens svært ved at passere styrt m.m.. Derfor henvises her til afsnit 4.2.

Plejeforslag

I de senere år har der været udsat store mængder snæbelyngel i flere vandsystemer i Ribe- og Sønderjyllands amter, og at de udsatte fisk har overlevet i stort omfang. Desuden har amterne arbejdet på at forbedre snæblens gyde- og passagemuligheder i vandløbene. Fremtiden vil vise, om snæblen igen bliver lige så udbredt ved naturlig gydning som tidligere. Udsætningerne er kun en midlertidig løsning som må fortsætte, indtil undersøgelser beviser, at snæblen kan klare sig selv.

4.4 Heltling (*Coregonus albula* L.)

Udbredelse

Heltlingen findes kun i tre danske vandsystemer, nemlig Gudenå, Skals Å og Suså, sidstnævnte sandsynligvis p.g.a. udsætninger (Otterstrøm 1958; Ernst & Nielsen 1981a).

Heltlingen er sjælden i Danmark, men ikke umiddelbart truet (Christiani 1991). I Storbritannien regner man med, at det nok er den mest truede fisk (Maitland & Lyne 1990), og den er også truet generelt i Europa (Lelek 1987).

Gydebiologi

Heltlingen i Danmark er tilknyttet søerne, hvor den også formodes at gyde, da flere af søerne stort set ikke har tilløb. Men den gyder også i vandløb. Næsje m.fl. (1986) og Sandlund (1992) beskriver således, at heltlingen i en norsk sø gyder i et tilløb, hvorefter de nyklækkede larver drifter nedstrøms og ender i søen. Muus & Dahlstrøm (1990) skriver om dens gydebiologi "*søger op i floderne og gyder 700-8.000 æg på sandbund*". Lelek (1987) skriver noget lignende. Derfor kan det ikke udelukkes, at heltlingen også gyder i danske vandløb.

Plejekforslag

Der er endnu ikke kendskab til, at heltlingen gyder i danske vandløb. Derfor er det vanskeligt at stille forslag om vandløbspleje. Indsatsen bør i stedet koncentreres om at sikre rent vand i de søer, hvor heltlingen forekommer - men det forsøger man allerede i alle danske søer.

4.5 Smelt (*Osmerus eperlanus* (L.))

Udbredelse

Smelten findes en del steder i Jylland og på Sjælland (Ernst & Nielsen 1981a). Den er ikke truet, men er dog sjælden på landsplan. Den opfattes som sårbar i Europa (Lelek 1987) og er bl.a. uddød i Belgien (Bervoets m.fl. 1990) og på tilbagegang i Storbritannien (Maitland & Lyne 1990).

Gydebiologi

Smelten lever som regel i søer og fjordområder med lavt saltindhold. Den gyder ofte i vandløb og trækker da op i store stimer. Muus & Dahlstrøm (1990) beskriver, at den gyder sine æg på sandbund, evt. med plantevækst. Lelek (1987) skriver, at æggene klæbes fast til undervandsplanter, mens Urho (1992) beskriver dens gydesubstrat som grus og sten. Da æggene er klæbende, kan forskellige typer af bundsubstrat sandsynligvis bruges.

Plejekforslag

Ud over at sikre fri passage for smelten og en god, miljøvenlig vedligeholdelse af dens gydevandløb er det vanskeligt at pege på egentlige plejekforslag, da smelten tilsyneladende ikke er så kræsen i sit valg af gydesubstrat.

5 Karpefisk

5.1 Elritse (*Phoxinus phoxinus* (L.))

Udbredelse

Elritsen er en typisk vandløbsfisk, som findes i enkelte sjællandske og fynske samt mange jyske vandløb (Larsen 1975a). Den er sandsynligvis den mest udbredte karpefisk og findes næsten over hele Europa samt i de arktiske ferskvandsområder og i det nordlige Asien (Mills 1988). Elritsen kræver iltrigt vand og er følsom over for organisk forurening (Lelek 1987, Bahlo 1991). Den opfattes som sårbar i Europa (Lelek 1987).

Opholdssted og gydebiologi

Elritsens foretrukne opholdssteder er de roligere partier af rene, hurtigtstrømmende vandløb, gerne på dybt vand langs bredderne og uden grusbund (Heese 1984, Spiess & Waterstraat 1990). Den gyder i juni-juli. De klæbende æg afsættes i kager mellem stenene i strømmende vand, og æggene klækker efter 5-10 dage. Larven opholder sig mellem stenene, til blommesækken er svundet ind (Lelek 1987, Muus & Dahlstrøm 1990).

Eklöv & Kristiansen (1990) undersøgte vanddybdens betydning for, hvor mange elritser der blev ædt af rovfisk (aborrer). Elritserne foretrak vanddybder på 30-40 cm, når der ikke var rovfisk. Hvis der var rovfisk, trak de ind på lavere vand. Små elritser opholdt sig stort set kun på lav vanddybde, når der var rovfisk i nærheden, mens nogle af de større elritser blev på dybt vand. Denne adfærd bevirker, at næsten ingen små elritser blev ædt. Eklöv & Kristiansens forsøg viste også, at det kan være vanskeligt at udtale sig konkret om, hvor elritserne kan findes i vandløb.

Ved en undersøgelse af elritseynglens forekomst 2800 steder på 130 strækninger af engelske vandløb fandt Copp (1992), at ynglen foretrak lav vanddybde og vandtemperatur, hurtig vandhastighed og grov bund. Elritsen foretrak vandløb, der var smalle og vekslede mellem stryg og høller.

Sers & Degerman (1992) fandt elritser (alle størrelser) på 24% af 1622 undersøgte vandløbsstrækninger i Sverige. Gennemsnitsbredden af vandløb med elritser var 7,6 meter, mens vandløb uden elritser gennemsnitligt kun var 3,8 meter brede. Middeltætheden var størst på fin bund, hvor der var over 60 elritser/100 m². Ved alle andre bundtyper (sand, grus, sten) var der under 10 elritser/100 m². Den største bestandstæthed var så høj som 2.393 elritser/100 m².

Sers & Degermans (1992) resultater er umiddelbart modstridende med Copp's (1992). Copp undersøgte dog ynglen, mens Sers & Degerman

undersøgte alle størrelser af elritser. Eklöv & Kristiansen (1992) viste, at elritsernes forekomst også er afhængig af, om der er rovfisk til stede. Det gælder dog generelt, at elritsen lige som ørreden kræver varierede vandløb.

Svømmeevne

Fældefangster viser, at elritsen er i stand til at svømme opstrøms gennem et kunstigt anlagt omløbsstryg med et fald på 10-15 promille og vandføringer op til 900 l/sek (Plesner 1993).

Plejekforslag

Elritsen kræver stort set det samme af vandløbene som ørreden, selv om den også trives godt på ensartet bund. Den skal have rent, hurtigt strømmende vand og kan derfor findes i vandløb med et vist fald (ørredvandløb). Det forventes, at plejeprojekter for ørreden også vil give bedre bestande af elritser.

5.2 Grundling (*Gobio gobio* (L.))

Udbredelse

Grundlingen er ret almindelig i Jylland og mere sjælden i resten af landet (Larsen 1975a). Den er udbredt over det meste af Europa, men er næsten forsvundet fra store floder, hvor den tidligere var almindelig (Lelek 1987). Årsagen er, at dens levesteder er blevet ødelagt mange steder.

Opholdssted og gydebiologi

Lelek (1987) skriver: Grundlingen foretrækker de mellemstore vandløb og er afhængig af strømmende vand med en ren bund, når den skal gyde. Det er lige meget, om det er sand- eller grusbund, blot der ikke er slam på bunden. Den kan også klare sig i stillestående vand, hvis der er gode gydeforhold. Voksne grundlinger kan dog leve på blød bund med slam eller mudder. Grundlingen er ikke så krævende med hensyn til iltforholdene som f.eks. den hvidfinnede ferskvandsulk (Bahlo 1988).

I Danmark foretrækker grundlingen generelt hurtigt strømmende vand med fast sten-, grus- eller sandbund (Larsen 1975a), men den findes dog også i nogle danske søer.

Kainz & Gollmann (1990) beskriver, at grundlingen generelt foretrækker områder med ret stærk strøm (over 10 cm/sek). Den foretrækker at opholde sig i stimer lige udenfor de områder i nærheden af bredden, der har stillestående vand og skjul under rødder og buske. Store grundlinger opholder sig næsten altid sammen med andre fiskearter. Normalt er der få grundlinger, sammenlignet med hele fiskesamfundet - men grundlingen kan optræde i betydeligt antal i små næringsberigede og sommervarme vandområder med varieret bund. Den undgår dog de mere forurenede vandområder.

Grossman m.fl. (1987) undersøgte et spansk vandløb ved dykning og observation og fandt ud af, at grundlingen var den karpfisk, der var mest knyttet til bunden. Det skyldes sandsynligvis, at den æder bund-

dyr. Små grundlinger holdt sig nærmere bunden end store, og de fandtes også ind imellem på lavere områder end de store.

I et fransk vandløb, som blev undersøgt i perioden juni-september, foretrak årets yngel de fladvandede bredarealer med dybder under 20 cm, langsom vandstrøm, fin/ren bund og mangel på vandplanter (Copp 1990). Herved adskiller de sig fra en del andre karpefisk, som bl.a. foretrækker vandplanter langs bredderne. Rincón m.fl. (1992) undersøgte også ynglens foretrukne standpladser i et vandløb, men fandt ynglen tilfældigt spredt i juli. I oktober var de foretrukne standpladser ved dybere vand og større mængder grøde og skjul. Rincón m.fl. mente, at et ændret valg af standplads i oktober skyldtes fødesøgning de steder, hvor der var flest smådyr.

Svømmeevne

Stahlberg & Peckmann (1987) fandt, at grundlingen generelt kan modstå en strømhastighed på 55 cm/sek ved længere tids svømning. Hvis der var grusbund, nedsatte grundlingen sin svømmeaktivitet, men kunne til gengæld modstå hurtigere vandhastigheder (p.g.a. lave vandhastigheder hen over den grove bund).

Davidson & Matthiesen (1992) præciserer, at den gennemsnitlige vandhastighed i et stenfyldt vandløb er langt højere end vandhastigheden ved bunden. Derfor kunne alle de fiskearter, der lever i Storåen, passere et kunstigt anlagt omløbsstryk med et fald på 10 promille og vandføringer på op til 1.000 l/sek. De bedste passageforhold for grundling var ikke ved 1.000 l/sek, men ved 400 l/sek. Grundlingen svømmer også fint opstrøms gennem et omløbsstryk i Gudenåen ved Vestbirk Vandkraftværk (Plesner 1993).

Plejeforslag

Lige som elritsen kræver grundlingen stort set det samme af vandløbene som ørreden. Man fanger ofte grundlinger på strygene sammen med små ørreder. Derfor forventes det, at plejeprojekter for ørreden også vil give bedre bestande af grundlinger.

5.3 Løje (*Alburnus alburnus* (L.))

Udbredelse

Løjen er en typisk søfisk, som ofte gyder i små eller store vandløb. Den lever også i større vandløb som Gudenåen og svømmer rundt i stimer nær overfladen. Gydningsen finder sted på lavt vand med hård bund først på sommeren. Æggene klæber fast til grene og sten og klækker efter ca. en uge (Muus & Dahlstrøm 1990).

Copp (1990) undersøgte ynglens valg af standpladser i vandløb i deres første sommer. Mens ynglen af de fleste karpefisk foretrak roligt vand med planter langs fladvandede bredder, så opsøgte løje ynglen dybere vand (over en meter) med vandplanter ud for stejle bredder, ofte med en vis vandhastighed.

Det er ikke lykkedes at finde mere litteratur om løjens krav til de fysiske forhold i vandløb.

Plejekforslag

Løjen kræver lavt vand med grene og sten til gydningen og vandrer ofte op i små vandløb for at gyde. Ynglen trives bedst i de frie vandmasser over en vis dybde og gerne med en vis vandhastighed. Der må gerne være vandplanter på bunden. Derfor vil en miljøvenlig vedligeholdelse af vandløbene sikre gode livsbetingelser for løjen.

5.4 Regnløje (*Leucaspis delineatus* (Heckel))

Udbredelse

Regnløjen er en typisk søfisk, som dog også kan træffes i langsomt flydende vand (Lelek 1987). Den er sjælden i Danmark (Christiani 1991), hvor den kun er fundet i søer (Ernst & Nielsen 1981a). Den er sjælden/sårbar i Europa (Lelek 1987). Arten er på Bern-konventionens liste III om beskyttelsen af Europas vilde dyr og planter samt levesteder (Christiani 1991).

Regnløjen kan forveksles med skallen, men dens skæl sidder bedre fast end skællene hos skallen (Muus & Dahlstrøm 1990).

Gydebiologi

Når fiskene gyder afsættes æggene i båndlignende tråde på undersiden af blade, omkring stængler eller flydende genstande. Klumpen er beskyttet af en primitiv redestruktur af vegetation, som hannen beskytter indtil klækningen (Lelek 1987).

Svømmeevne

Stahlberg & Peckmann (1987) undersøgte hvilken strømhastighed, den kan modstå ved længere tids svømning. Den generelle værdi var 39 cm/sek, men værdien steg, hvis flere regnløjer svømmede i stime. Konklusionen er, at vandhastigheden i vandløb med regnløje ikke bør overstige 39 cm/sek. Forsøget har mere teoretisk end praktisk interesse her hjemme, da regnløjen sjældent findes i vandløb.

Der er ikke fundet andet litteratur om regnløjens krav til fysiske forhold i vandløb.

Plejekforslag

Kendskabet til regnløjens krav til vandløbene er begrænset, og den findes sandsynligvis ikke i mange danske vandløb. Derfor er det vanskeligt at stille forslag til vandløbspleje. Det antages dog, at det bedste plejekforslag vil være at sikre roligt vand med plantevækst langs bredderne, så fiskene kan gyde på planterne og ynglen kan skjule sig i dem efter klækningen. En sådan pleje vil være i overensstemmelse med Copp (1992), som nævner, at sådanne områder er favorable for plantegyddende fisk som f.eks. suder, rudskalle, flire og brasen.

Det ville dog også være en god ide at finde ud af, hvor regnløjen evt. findes i danske vandløb.

5.5 Rimte (*Leuciscus idus* (L.))

Udbredelse

Rimten er som ørreden en vandrefisk, men den tåler ikke stærkt saltvand. De rene vandreformer tilbringer sommeren i brakvand og overvintrer sandsynligvis i vandløbene, hvor gydningen også finder sted i det tidlige forår. Der er dog også sø- eller vandløbsformer på Sjælland, Fyn og det sydvestlige Sønderjylland (Larsen 1975a). Rimten er sjælden/sårbar i Europa, efter at mennesket har skabt forurening og spærringer for dens gydevandring ved dæmninger m.m. (Lelek 1987).

Muus & Dahlstrøm (1990) skriver om rimten: Rimten trækker i marts-april op i strømmende vand for at gyde på stenede eller sandede steder. De svagt klæbrige æg afsættes på vegetation eller sten. De udgydte rimter trækker i store stimer nedover igen. Ynglen klækkes efter 10-20 dage og trækker ligeledes til roligere vand.

Det er ikke lykkedes at finde videnskabelig litteratur om dens krav til fysiske forhold i vandløb:

Plejeforslag

Rimten kræver gode og varierede vandløb, når den skal gyde. Derfor vil en miljøvenlig vedligeholdelse af vandløbene skabe gode forhold for den.

5.6 Smerling (*Noemacheilus barbatulus* (L.))

Udbredelse

Smerlingen er som elritsen en typisk vandløbsfisk, men den er langt mere sjælden end elritsen. Den findes kun i tre danske vandsystemer, nemlig Gudenåen og Kolding Å i Jylland og Vindinge Å på Fyn (Larsen 1975a, Ernst & Nielsen 1981a). Der er lokalt en del fisk i Gjern Å-systemet, Gudenå (Jensen & Olesen 1992), Kolding Å (Frandsen 1991) og Vindinge Å (Petersen 1993). Petersen (1993) nævner, at bestanden i Vindinge Å-systemet er mindre end tidligere, men biolog Peter Wiberg-Larsen fra Fyns Amt har i februar 1995 oplyst, at den ved amtets undersøgelser i 1994 var mere udbredt end tidligere.

Smerlingen er også rapporteret fra et tilløb til Odense Å (Hågerup Å) i 1975, men der hersker tvivl om dette fund (Petersen 1993). Peter Wiberg-Larsen fra Fyns Amt har i februar 1995 oplyst, at amtets teknikere har fisket efter den i 1994 i Hågerup Å. Der var rigt på pigsmerlinger, men ingen smerlinger. Derfor er oplysningen om, at der skulle have været smerlinger i Hågerup Å, sandsynligvis forkert.

Endelig blev der i 1987 fanget en enkelt smerling i Bredstrup Å-systemet syd for Vejle - men arten blev ikke genfanget ved en grundig undersøgelse i 1992 efter en kraftig forurening med ensilagesaft (Nielsen 1993).

Smerlingen er klassificeret som en truet art i "Rødliste '90" (Christiani 1991) og som sjælden/truet i Europa (Lelek 1987). Den er bl.a. fredet i

Belgien, hvor den er truet (Bervoets m.fl. 1990). Modsat gælder det også, at den i Østrig er den mest almindelige lille fiskeart (Kainz & Gollmann 1989a); og Brunken (1989) fandt smerlingen i 52,5% af 63 mindre tyske vandløb. Det er typisk i udenlandske vandløb, at ørred, smerling og hvidfinnet ferskvandsulk dominerer i ørredvandløbene.

Opholdssted og gydebiologi

Det engelske navn for smerling er stone loach (sten-smerling), hvilket viser dens tætte tilknytning til områder med sten.

Smerlingen findes mere eller mindre de samme steder som ørreden, men findes også på de nedre strækninger af større vandløb. Den foretrækker varieret bund med lidt eller moderat slamlag. Det er en bundfisk, som er jævnt spredt på lavvandede strækninger, hvor bunden er tilpas. Den gyder om foråret på sandbund, og æggene lægges normalt i portioner på tre (Lelek 1987).

Hunnen indeholder mange æg - Mills m.fl. (1983b) nævner, at en 75 mm lang hunfisk indeholdt 10.620 æg, hvilket er mange æg for så lille en fisk. Muus & Dahlstrøm (1990) oplyser, at æggene er klæbende, og at de nogle tilfælde afsættes i en fordybning, hvor hannen holder vagt over dem. Andre gange afsættes de på vandplanter eller sten.

Tolerant over for organisk forurening

Smerlingen er ikke specielt krævende m.h.t. vandkvaliteten. Kainz & Gollmann (1990) nævner, at smerlingen som regel opholder sig på lavvandede områder med næsten stillestående vand nær bredderne, ofte under rødderne af græs og buske. De nævner også (lige som Lelek 1987), at smerlingen kan klare sig ved relativt dårlige iltforhold som ved organisk forurening.

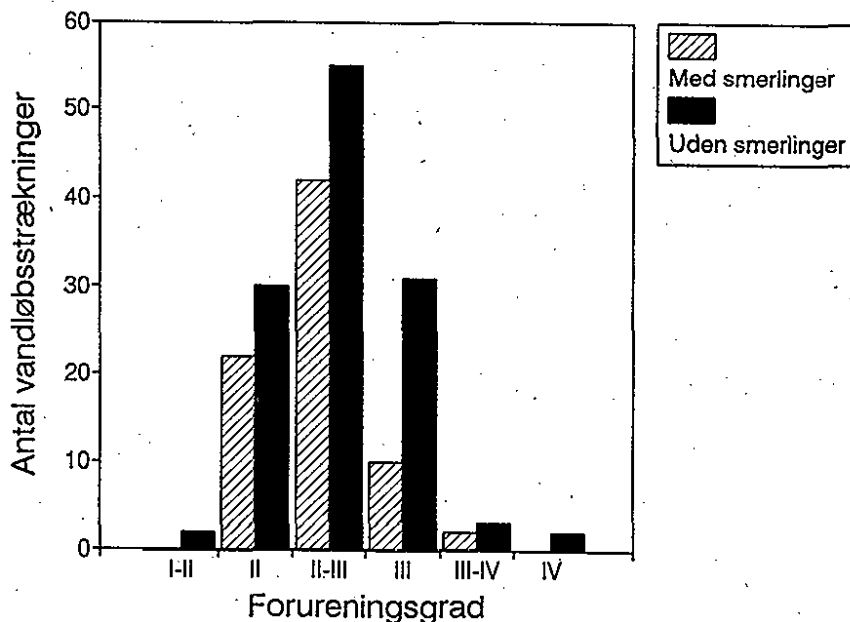
De eneste masseforekomster, Smyly (1955) har set eller hørt om, var i vandløb med en del organisk forurening og uden grusbund. Brunken (1989) fandt, at smerlingen var ret almindelig i relativt forurenede vandløb og mest udbredt i mellemforurenede vandløb (forureningsgrad II-III, se figur 5.1). Derfor konkluderer han, at smerlingen ikke kan bruges som bioindikator for vandkvaliteten. Det bekræftes af undersøgelser i Kolding Å-systemet, Vejle Amt, hvor smerlingen trives i vandløb med en del organisk forurening svarende til Brunkens (1989) observationer på figur 5.1 (oplysning fra Sten Frandsen, Vejle Amt).

Foretrækker lav vanddybde og ret smalle vandløb

De største bestande af smerlinger i Gudenåsystemet blev fundet på strækninger med gennemsnitsdybde under ca. 30 cm (figur 5.2). Det var samtidig ret smalle vandløb, hvilket indikerer, at den trives bedst i forholdsvis små vandløb (Jensen & Olesen 1992). Det samme billede er set i tyske vandløb, hvor smerlingen foretrak 1-3 meter brede vandløb med 2-20 cm vanddybde (figur 5.3). Den findes dog også i bredere vandløb, bl.a. i Vindinge Å på Fyn, hvor den er hyppig ved bredder på 6-7 m (oplysning feb. 1995 fra biolog Peter Wiberg-Larsen, Fyns Amt).

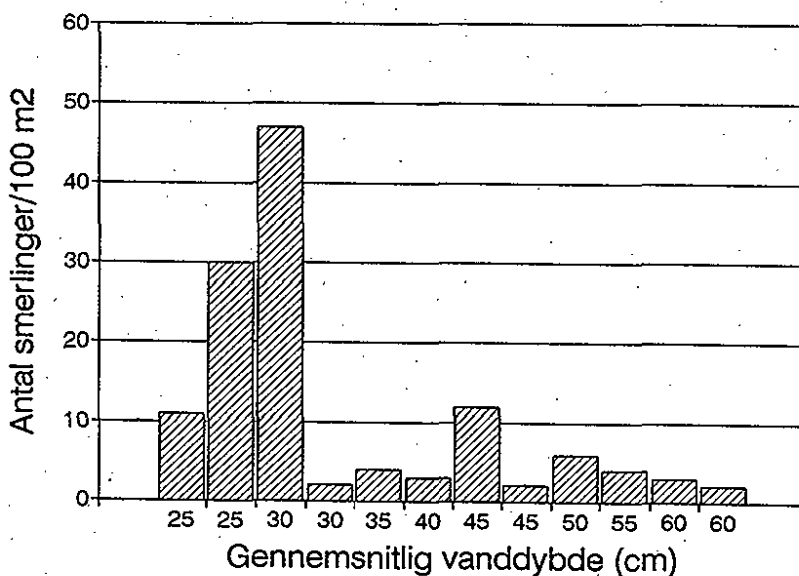
Figur 5.1

Forekomsten af smerlingen på 253 lokaliteter i 63 tyske vandløb set i forhold til forureningsgraden. Omtegnet efter Brunken (1989).



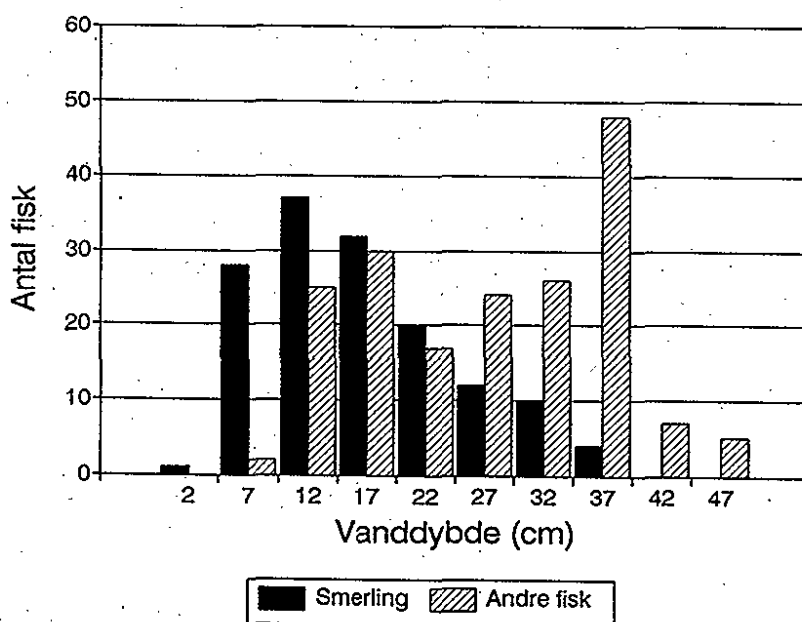
Figur 5.2

Bestandstætheder af smerling (antal/100m²) i forhold til den gennemsnitlige vanddybde på vandløbsstrækninger i Gudenåsystemet. Omtegnet efter Jensen og Olesen (1992).



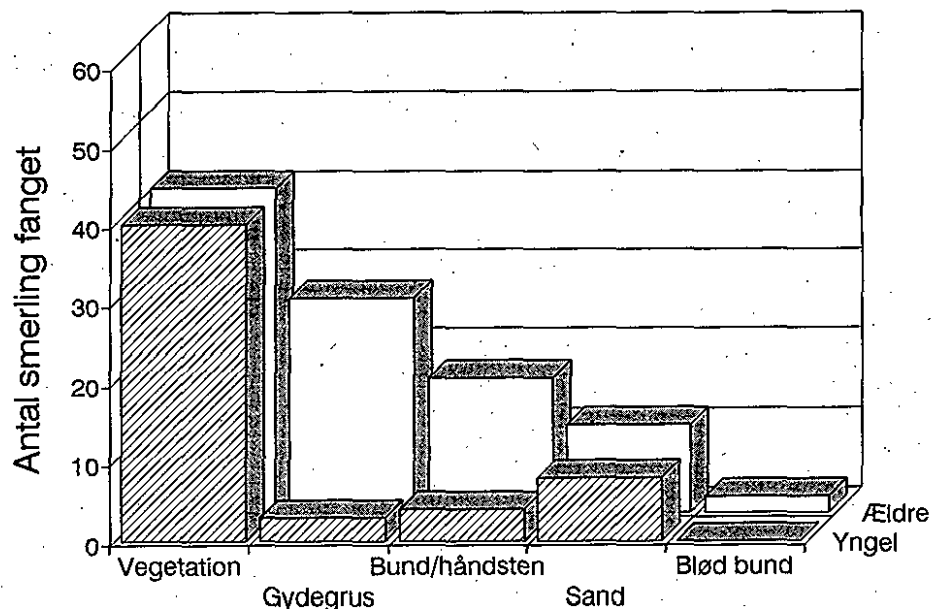
Figur 5.3

Forekomsten af smerling og andre fiskearter (hovedsagelig grundling, 3- og 9-pigget hundestejle) set i forhold til vanddybden. Omtegnet efter Brunken (1989).



Figur 5.4

Antallet af fangne smerlinger ved forskellige bundtyper på vandløbsstrækninger i Gjern Å, Gudenåsystemet. Omtegnet efter Jensen & Olesen (1992).



Smyly (1955) rapporterer efter omfattende studier, at smerlingen tilsyneladende ikke er tilknyttet en bestemt bundtype. Han har fanget den på både sand-, grus- og mudderbund. Lundberg (1988) og Strömberg & Carlberg (1989) fandt også forskellige typer levesteder ved undersøgelser af svenske bestande. En række andre undersøgelser har entydige, men modstridende resultater (se de næste to afsnit):

Jensen & Olesen (1992) fandt, at smerlingens foretrukne tilholdssted var i tilknytning til vegetationen (smalbladet mærke, pindsvineknop og børstebladet vandaks). 73% henh. 42% af ynglen/større smerlinger blev fanget i vegetationen (figur 5.4). Samme resultat er beskrevet af Mills m.fl. (1983) og Welton m.fl. (1983, 1991), hvor smerlingen ved en række forsøg altid foretrak vandplanterne som opholdssted frem for grus- eller stembund.

Copp (1992) undersøgte ynglens forekomst 2800 steder og fandt, at ynglen undgik mudder/slam og foretrak grus- eller stembund; de foretrak også uregulerede vandløb med lav vanddybde, stor vandhastighed og smal bredde. Brunken (1989) skriver direkte, at han ikke kunne bekræfte Smyly's (1955) udsagn om, at smerlingen ikke er tilknyttet en bestemt bundtype. Han melder i stedet, at smerlingen foretrækker grusbund (diameter 3-8 cm). Petersen (1993) fangede fortrinsvis smerlinger på stembund og fangede dem også på sandbund, men ikke mellem vandplanter. Han henviser til flere udenlandske undersøgelser, hvor smerlinger især blev fundet på substrater uden vandplanter.

Petersen (1993) sammenfatter egne og andres resultater således: Smerlingen er fundet i mange forskellige typer af vandløb, med mange forskelle i fauna, størrelse af vandløb, plantedække m.v.. Der er dog en parameter, der går igen: bunden er overvejende stenet og strømmen er aldrig svag. Skjul langs med bredden spiller sandsynligvis også en rolle.

Smerlingen er fundet i kraftigt forsurede vandløb og i moderat forurenede vandløb i Sverige og Tyskland. Men ingen af vandløbene er stærkt eutrofierede eller med kraftigt dække af højere planter. Det synes derfor muligt, at smerlingen vil kunne leve i mange andre danske vandløb.

Det er altså svært at generalisere omkring smerlingen. Smyly nævnte allerede i 1955, at smerlingen ofte mangler i vandløb, hvor man kunne forvente at finde den.

Svømmeevne

Smyly (1955) beskriver smerlingen som en dårlig svømmer, der bruger meget af sin tid i skjul og altid svømmer langs bunden. Derfor er den ikke synligt påvirket af høje vandhastigheder i overfladen.

Jensen & Olesen (1992) registrerede smerlinger i Gudenåsystemet ved alle vandhastigheder mellem 0,3 og 0,7 m/sek. De fandt ikke nogen sammenhæng mellem antal og strømhastighed. Der var dog tendens til, at de fleste smerlinger blev fanget, hvor strømmen var jævn til god (0,5-0,6 m/sek). I tyske vandløb foretrak smerlingen mellemhøje vandhastigheder på 0,2-0,5 m/sek (Brunken 1989). Vandhastigheder over 1 m/sek kan stoppe dens spredning opstrøms i vandløbene, hvor den ved lavere vandhastigheder kan sprede sig 1,5 km/år i opstrøms retning (Bless 1985, her efter Bahlo 1988).

Stahlberg & Peckmann (1987) undersøgte hvilken strømhastighed, smerlingen kan modstå ved længere tids svømning. Den generelle værdi var 0,61 m/sek. Mindre fisk kunne ikke svømme så hurtigt som store. Hvis der var grusbund, nedsatte smerlingen sin svømmeaktivitet, men kunne til gengæld modstå hurtigere vandhastigheder, sandsynligvis p.g.a. lave vandhastigheder hen over den grove bund. Smerlingen øgede sin svømmeaktivitet ved stigende vandhastigheder op til 0,47 m/sek, herefter hvilede den på bunden i lag med lav vandhastighed.

Plejeforslag

Selv om der er ret stor forskel på smerlingens foretrukne levesteder kan man generelt konkludere, at smerlingen i Danmark findes i typiske ørredvandløb. Smyly (1955) nævner, at den ofte skjuler sig sammen med elritser og unge ørreder. Derfor vil plejeprojekter, der tilgodeser ørreden, også give bedre levesteder for smerlingen.

Frandsen (1991) anbefaler, at man beskytter smerlingen og dens levesteder ved at forhindre forureninger og vedligeholde vandløbene så skånsomt som muligt. Petersen (1993) nævner muligheden af at genudsætte smerlingen i vandløb, hvor den før har levet.

Lelek (1987) nævner, at smerlingen er en vigtig fødefisk for ørreden. Kainz & Gollmann (1989a) og Jensen & Olesen (1992) viste, at de største bestande af smerling fandtes i vandløb med få eller ingen rovfisk. Da smerlingen samtidig er sjælden og kan være lokalt truet i Danmark, bør man undlade ørredudsætninger de steder, hvor bestandene er små. Man bør i stedet sikre en miljømæssigt god tilstand af vandløbene,

så bestandene af ørred og smerling kan eksistere sammen i en naturlig ligevægt.

5.7 Pigsmerling (*Cobitis taenia* L.)

Udbredelse

Pigsmerlingen minder om smerlingen af udseende, men kroppen og hovedet er mere flad. Desuden har den under øjet en stikkende torn, som kan rejses (Holcík & Mihálik 1971). Der er ikke pigsmerlinger i Jylland, men arten findes i visse vandløb på Fyn og Sjælland. Man ved i dag mere om artens udbredelse end i 1981, hvor Ernst & Nielsen lavede en opgørelse. Dengang var man ikke sikker på, om den stadig fandtes på Fyn - men biolog Peter Wiberg-Larsen fra Fyns Amt oplyste i februar 1995, at amtets teknikere har fanget mange i Odense Å med tilløb, Vindinge Å og Stavids Å. Der mangler dog en landsdækkende, ajourført oversigt over dens levesteder.

Pigsmerlingen findes over det meste af Europa - Lelek (1987) nævner dog, at den er kendt for at have 9 underarter, selv om man normalt blot taler om *Cobitis taenia*. Arten er på Bern-konventionens liste III om beskyttelsen af Europas vilde dyr og planter samt levesteder (Christiani 1991). Den er bl.a. fredet i Belgien, hvor den er truet (Bervoets m.fl. 1990), og den er klassificeret som sjælden i Europa (Lelek 1987).

Opholdssted og gydebiologi

Pigsmerlingen lever både i mindre vandløb med sandbund og i søer og kanaler, blot vandet er rent, og mudderlaget ikke er for tykt eller klæbende (Lelek 1987). Lelek definerer ikke kravet om, at vandet skal være rent - men biolog Peter Wiberg-Larsen fra Fyns Amt oplyser, at man på Fyn finder fine forekomster ved forureningsgrad II-III, og at man også finder pigsmerlinger ved forureningsgrad III.

Man kender ikke meget til dens biologi, da den lever nedgravet i sandbanker i dagtimerne (kun hoved og halefinne rager op) og kun er aktiv om natten. Den gyder i maj-juni og lægger sine æg på sand, sten, rødder af flydende planter og på undervandsplanter (Holcík & Mihálik 1971, Lelek 1987, Muus & Dahlstrøm 1990). Elektrofiskeri har vist, at den aldrig er dominerende. Man ved så lidt om den, at man ikke ved, om den er i tilbagegang (Lelek 1987).

Lodi & Malacarne (1990, 1991) har i Italien studeret pigsmerlingens gydning i akvarier, men der er ikke mange oplysninger om fiskens krav til fysiske forhold i vandløb: Hannen ruller sig rundt om hunnen og klemmer hende, mens gydningen foregår. De befrugtede æg falder til bunden og klækker i laboratoriet efter 42-48 timer ved 22-25° C. Parringen gentager sig 4-5 gange samme dag med deponering af 30-50 æg hver gang, så der i alt bliver gydt 100-400 æg.

Plejeforslag

Lelek (1987) angiver, at man ikke ved, hvordan man kan pleje pigsmerlingen. Han mener, at forurening kan være den største fare for den. Det

er ikke lykkedes at finde andre konkrete oplysninger om pignmerlingen, som kan give grundlag for forslag til bestandspleje. Da den graver sig ned i sandbanker, er det dog oplagt, at sandbanker er nødvendige for, at den kan trives. Biolog Peter Wiberg-Larsen fra Fyns Amt oplyste i februar 1995, at pignmerlingen tilsyneladende overlever de opgravninger, som Fyns Amt foretager i Stavis Å. Han mener dog, at opgravningerne er årsag til, at bestanden svinger meget.

5.8 Dyndsmerling (*Misgurnus fossilis* (L.))

Udbredelse

Dyndsmerlingen er den mest sjældne fisk i Danmark (Larsen 1975b). Den findes i Vidåsystemet, hvor den bl.a. er fundet i Magisterkogen og i Sølsted Mose nord for Tønder (Ernst & Nielsen 1981a). Larsen (1975b) nævner, at den også nogle gange er fundet på østsiden af det sønderjyske vandskel. Han mener, at det muligvis skyldes drengespredning eller udsætning fra akvarier, hvor den jævnligt holdes. Man ved dog generelt ikke ret meget om, hvor den findes.

Arten er truet i Danmark, og den er på Bern-konventionens liste III om beskyttelsen af Europas vilde dyr og planter samt levesteder (Christiani 1991). Den er bl.a. truet i Holland (Lelek 1987), Belgien (Bervoets m.fl. 1990) og Østrig (Käfel 1993) og er generelt sjælden/sårbar i Europa (Lelek 1987).

Lelek (1987) og Muus & Dahlstrøm (1990) beskriver dyndsmerlingens biologi således:

Opholdssted og gydebiologi

Dyndsmerlingen er en af de bedst tilpassede fisk til at leve under ekstreme forhold incl. periodisk iltmangel. Den lever typisk i udposninger på vandløb, høller og periodisk oversvømmede sumpområder langs større vandløb og i mudrede vandløb med næsten stillestående vand.

Fiskene har gæller, men voksne dyndsmerlinger udnytter også atmosfærisk ilt ved regelmæssigt at stige til overfladen og sluge luft. De optager iltten gennem tarmsystemet, og luften bobler ud af endetarmen. Larverne har veludviklede ydre gæller. Om dagen ligger fiskene nedgravet i mudder. Deres aktivitet når sit maksimum i det sene tussmørke og fortsætter gennem natten. De kan overleve høje vandtemperaturer og kan overleve et års udtørring i mudder, hvor de falder i en slags dvaletilstand. Dyndsmerlingen gyder på planter i april-juni og indeholder 70.000-150.000 æg. De brunlige æg er 1,5 mm og gydes i rater over nogle uger.

Det er let at konstatere, om der er dyndsmerlinger i sumpede vanden røber sig ved larmende at snappe luft i vandoverfladen (Holcík & Mihálik 1971).

I Sønderjylland kaldes dyndsmerlingen for *pif-ål*, da den giver en pibende lyd fra sig, når den bliver fanget (Larsen 1975b). Dens engelske

navn er *weatherfish* (vejrisk), hvilket iflg. Muus & Dahlstrøm (1990) skyldes, at den lige som pignmerlingen og andre bundfisk bliver urolig ved faldende barometerstand (lufttryk).

Plejeforslag

Käfel (1993) henviser til, at fisk i almindelighed er den mest truede dyregruppe, og at 67% af fiskene i Østrig er truet. Han afslutter en gennemgang af dyndsmørlingens biologi og status i Østrig med at konkludere, at den eneste måde at beskytte dyndsmørlingen på er ved at beskytte dens levesteder. Det gælder naturligvis for alle fiskearter, men er specielt vigtigt for en så sjælden art som dyndsmørlingen. Problemet er foreløbig, at man ikke ved ret meget om, hvor arten findes, selv om der er lavet mange fiskeundersøgelser i vandløb i de senere år. Dyndsmørlingen lever mest på lokaliteter, hvor der ikke almindeligvis bliver lavet fiskeundersøgelser - derfor må man specielt beskytte vandhuller og lignende steder, som kan blive ødelagt af forurening eller udtørring.

Lelek (1987) nævner, at dyndsmørlingen indirekte er blevet hjulpet af projekter for fuglebeskyttelse, specielt projekter vedr. hejrer (*Nycticorax nycticorax* (L.), *Botaurus stellatus* (L.) og *Ixobrychus minutus* (L.)) de steder, hvor dyndsmørlingen også findes. De nævnte hejrearter findes ikke i Danmark, men lignende projekter for andre fugle kunne måske kombineres med en pleje af dyndsmørlingens levesteder.

5.9 Skalle (*Rutilus rutilus* (L.))

Udbredelse

Skallen er nok vores mest almindelige ferskvandsfisk. Den findes i næsten alle søer og moser. Skallen er ligeledes meget hyppigt forekommende i større vandløb, hvor den foretrækker de roligtflydende strækninger. Man fanger den sjældent i de egentlige bække. Skallen er så almindelig, at den mange steder bliver kaldt *skidtfisk*. Den er også meget almindelig i Europa.

Mens skallens biologi i de stillestående vande er ret godt belyst, er kendskabet til skallens levevis i vandløb meget begrænset. Man ved således ikke, under hvilke omstændigheder gydningen finder sted, hvis den overhovedet sker i vandløbene (Larsen 1975a). Om foråret vandrer skaller fra søerne dog op og gyder i visse vandløb som f.eks. i Gudenåen ved udløbet i Mossø.

Sers & Degerman (1992) fandt skaller på 9% af 1622 undersøgte vandløbsstrækninger i Sverige. Den var mest almindelig i dybe vandløb med en relativt stor andel af søer i afstrømningsområdet. Gennemsnitsantallet de steder, hvor den forekom, var 12 fisk/100 m².

Copp (1990) undersøgte ynglens valg af standpladser i vandløb i deres første sommer. Ynglen foretrak generelt det samme som ynglen af flere andre karpfisk, nemlig roligt vand og fin/mudret bund med vandplanter langs fladvandede bredder. De unge larver foretrak vanddybder på

0,5-1 m, mens de ældre larver flyttede til 0,2-0,5 m dybt vand. Plantevæksten langs bredderne giver roligt vand og kan give småfiskene skjul for rovfisk.

Svømmeevne

Skallen kan ikke svømme særlig hurtigt, men kan dog klare sig i de danske vandløb. En kønsmoden skalle (over 15-20 cm) kan ubesværet svømme 60 cm/sek i længere tid og 120 cm/sek ved forceret svømning i kortere tid (Ansbæk & Markmann 1980). Normal vandhastighed i et vandløb med frisk strøm er under 1 m/sek.

Skallen svømmer fint opstrøms gennem omløbsstryg i Storåen ved Holstebro Vandkraftværk (Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen 1992) og i Gudenåen ved Vestbirk Vandkraftværk (Plesner 1993). Det viser, at den ikke har problemer med at svømme opstrøms gennem danske vandløb med et stærkt fald. Den udnytter som andre fisk, at vandet løber langsommere langs bunden og brinkerne.

Plejeforslag

Skallen er meget almindelig i de større danske vandløb med roligt flydende vand. Men hvis man lokalt skal lave plejeforanstaltninger, må det være at sikre fladvandede områder med vandplanter langs bredderne. Så får ynglen gode muligheder for at overleve.

5.10 Strømskalle (*Leuciscus leuciscus* (L.))

Udbredelse

Strømskallen findes kun i Vestjylland, hvor den til gengæld er meget almindelig. Den er sandsynligvis den mest almindelige fisk i Skjern Å (Wegner 1982, her efter Pedersen & Poulsen 1987). Dens geografisk begrænsede udbredelse falder sammen med de områder, der var isfri under sidste istid for ca. 10.000 år siden. Vandløbene i dette område er ofte temmelig forurenet med okker, men undersøgelser har vist, at strømskallen er ret hårdfør over for okker (Geertz-Hansen m.fl. 1984, 1986). Lelek (1987) nævner, at strømskallen generelt er mere følsom over for iltmangel (organisk forurening) end over for andre typer forurening.

I Europa er strømskallen klassificeret som ret almindelig nogle steder og sårbar andre steder (Lelek 1987).

Opholdssted og gydebiologi

Strømskallen lever hovedsagelig i de lidt større vandløb, hvor den som regel optræder i stimer. Den gyder i april på lavvandede områder med grusbund, og hunnen indeholder 3.000-27.000 klæbende æg, som er ca. 2 mm i diameter. De klæber sandsynligvis fast til sten, planter m.m. (Larsen 1975a, Lelek 1987, Muus & Dahlstrøm 1990). Overlevelsen fra befrugtning til klækning afhænger meget af slammængden i vandet og substratet og den generelle vandkvalitet (Mills 1981, her efter Pedersen & Poulsen 1987).

Copp (1990) undersøgte ynglens valg af standpladser i vandløb i deres første sommer. Ynglen foretrak generelt samme type standplads som

unglen af flere andre karpfisk, nemlig roligt vand og fin/mudret bund med vandplanter langs fladvandede bredder. De unge larver foretrak det helt lave vand med vanddybder under 20 cm, mens de ældre larver flyttede til 0,2-0,5 m dybt vand.

Overlevelsen af yngel er stærkt afhængig af mulighederne for at finde stille områder langs bredderne med vandhastigheder på omkring to kropslængder/sek, svarende til ca. 2 cm/sek (Mills & Mann 1985, her efter Pedersen & Poulsen 1987).

Copp (1992) fandt, at ynglen af strømskalle foretrak naturlige vandløb, der veksler mellem stryg og høller og har lav vanddybde, smal bredde, lav vandtemperatur, høje vandhastigheder og stor partikelstørrelse i substratet.

Svømmeevne

Strømskallen vandrer langt omkring. Pedersen & Poulsen (1989) viste bl.a., at en strømskalle på 17,3 cm vandrede 24 km på tre måneder. Den svømmer ubesværet opstrøms gennem et omløbsstryg i Storåen ved Holstebro Vandkraftværk (Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen 1992). Det viser, at den ikke har problemer med at svømme opstrøms gennem danske vandløb med et stærkt fald.

Plejeforslag

Strømskallen kræver bl.a. grusbund til gydning og fladvandede områder med stille vandstrøm langs bredderne, så ynglen kan overleve. Men der er så mange strømskaller i det område, hvor den findes, at der ikke er behov for at gennemføre plejeforanstaltninger.

5.11 Rudskalle (*Scardinius erythrophthalmus* (L.))

Udbredelse

Rudskallen findes typisk i søernes bredzone og træffes sjældent i vandløb. Der er stort set ikke fundet litteratur om dens krav til vandløbenes fysiske forhold.

Plejeforslag

Det antages, at det bedste plejeforslag for rudskalle i vandløb er at sikre roligt vand med plantevækst langs bredderne, så fiskene kan gyde på planterne og ynglen kan skjule sig i dem efter klækningen. En sådan pleje vil være i overensstemmelse med Copp (1992), som nævner, at sådanne områder er favorable for plantegyddende fisk som f.eks. suder, rudskalle, flire og brasen.

5.12 Brasen (*Abramis brama* (L.))

Udbredelse

Brasenen er en meget almindelig fisk, som typisk findes i søerne og de større vandløb. Der er ikke fundet litteratur om dens krav til de fysiske forhold i vandløb.

Svømmeevne Brasenen svømmer opstrøms gennem omløbsstryg i Storåen ved Holstebro Vandkraftværk (Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen 1992) og i Gudenåen ved Vestbirk Vandkraftværk (Plesner 1993).

Plejeforslag Se afsnit 5.11.

5.13 Flire (*Blicca bjoerkna* (L.))

Udbredelse Fliren findes stort set de samme steder som brasenen, altså typisk i søerne og de større vandløb. Den ligner brasenen og forveksles ofte med den. Fliren er dog ikke så almindelig som brasenen.

Der er stort set ikke fundet litteratur om dens krav til de fysiske forhold i vandløb.

Plejeforslag Se afsnit 5.11.

5.14 Suder (*Tinca tinca* (L.))

Udbredelse Suderen findes typisk i mindre søer og damme. Den fanges sjældent i vandløb, så der er stort set ikke fundet litteratur om dens krav til de fysiske forhold i vandløb.

Svømmeevne Suderen svømmer fint opstrøms gennem omløbsstryg i Storåen ved Holstebro Vandkraftværk (Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen 1992) og i Gudenåen ved Vestbirk Vandkraftværk (Plesner 1993).

Plejeforslag Se afsnit 5.11.

5.15 Karusse (*Carassius carassius* (L.))

Udbredelse Lige som suderen findes karussen typisk i mindre søer og damme. Den fanges sjældent i vandløb, så der er ikke fundet litteratur om dens krav til de fysiske forhold i vandløb.

Plejeforslag Se afsnit 5.11.

6 Aborrefisk

6.1 Aborre (*Perca fluviatilis* L.)

Udbredelse

Aborren er en meget almindelig fisk i Danmark og Europa, som typisk findes i søerne og de større vandløb. Larsen (1975a) henviser til, at aborrer i Gudenåen "gjorde svære indhug på de opstigende glasål" og henviser også til svenske undersøgelser, hvor man har vist, at aborren kan æde lakseyngel og etårslaks.

Der er ikke fundet litteratur om dens krav til de fysiske forhold i vandløb.

Sers & Degerman (1992) fandt aborrer på 8% af 1622 undersøgte vandløbsstrækninger i Sverige. Den var mest almindelig i vandløb med en relativt stor andel af søer i afstrømningsområdet. Den gennemsnitlige bestandstæthed de steder, hvor den forekom, var 6 fisk/100 m².

Svømmeevne

Aborren kan ikke svømme særlig hurtigt, men kan dog klare sig i de danske vandløb. En kønsmoden aborre kan ubesværet svømme 60 cm/sek i længere tid og 120 cm/sek ved forceret svømning i kortere tid (Ansbæk & Markmann 1980). Normal vandhastighed i et vandløb med frisk strøm er under 1 m/sek.

Aborren svømmer således fint opstrøms gennem omløbsstryg i Storåen ved Holstebro Vandkraftværk (Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen 1992) og i Gudenåen ved Vestbirk Vandkraftværk (Plesner 1993).

Plejeforslag

Det antages, at det bedste plejeforslag for aborre i vandløb er at sikre roligt vand med plantevækst langs bredderne, så fiskene kan gyde på planterne, og ynglen kan skjule sig i dem efter klækningen. En sådan pleje vil være i overensstemmelse med Copp (1992), som nævner, at sådanne områder er favorable for plantegyldende fisk som f.eks. suder, rudskalle, flire og brasen.

6.2 Hork (*Acerina cernua* (L.))

Udbredelse

Horken er en ret almindelig søfisk, som også træffes i vandløb nær søer. Der er ikke fundet litteratur om dens krav til fysiske forhold i vandløb, og der er ikke stillet forslag til vandløbspleje. Men det antages, at den trives bedst i vandløb med roligtflydende vand.

Svømmeevne

Horken svømmer opstrøms gennem omløbsstryg i Storåen ved Holstebro Vandkraftværk (Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen

1992) og i Gudenåen ved Vestbirk Vandkraftværk (Plesner 1993) og kan derfor klare sig i danske vandløb med et stærkt fald.

7 Geddefisk

7.1 Gedde (*Esox lucius* L.)

Udbredelse

Der er gedder i mange større danske vandløb, d.v.s. vandløb, der er over nogle meter brede. Gedden træffes sjældent i små vandløb. Der er generelt flest gedder i de vandløb, der ligger nærmest søer, moser o. lign., hvor gedderne hovedsagelig findes og gyder (Larsen 1975a).

De fleste europæiske geddebestande opretholdes hovedsagelig ved udsætninger. Bestandene er gået tilbage p.g.a. forurening, mangel på egnet gydesubstrat og kraftig overfiskning (Lelek 1987).

Opholdssted og gydebiologi

Gedden gyder i det tidlige forår (marts-maj). Larsen (1975a) skriver, at meget tyder på, at gedden ikke yngler i de egentlige vandløb, og at vandløbsgedderne kommer fra nærtliggende stillestående vande. DosSantos (1991) beretter dog om vandløbsgedder, der gyder i vandløb - men vi ved ikke meget om de danske vandløbsgedder bortset fra, at de sandsynligvis gyder i mange vandkraftsøer.

Ved undersøgelser af store gedder, der var mærket med radiosendere, fandt DosSantos (1991), at de om dagen foretrak vanddybder over ca. 2 meter og vandhastigheder på under 15-20 cm/sek. De foretrukne standpladser var som regel fyldt med vandplanter, som også giver gode skjul for geddeynglen. Om natten trak gedderne ind på ekstremt lavt vand nær vandløbsbredderne, hvor de kun sjældent opholdt sig om dagen. DosSantos advarer om, at driften af vandkraftværker med svingende vandstande kan give gedden dårlige muligheder for at finde egnede opholdssteder om natten.

I et spansk vandløb var gedder og grundlinger de fisk, der opholdt sig tættest på bunden (Grossman m.fl. 1987). Disse undersøgelser blev lavet ved observation (dykning) i dagtimerne. Ved Nielsens (1994b) undersøgelser i Gudenåen, hvor der også blev fanget en del gedder, blev de næsten altid fanget ved bredden, specielt de små gedder (upubl.).

Gedden gyder sine klæbende æg på vandplanter på lavvandede områder (ofte kun 20 cm). Mærkningsforsøg har vist, at de enkelte gedder år efter år bruger den samme yngleplads (Muus & Dahlstrøm 1990, DosSantos 1991). Når de skal finde "deres" yngleplads, vandrer de ofte langt (registrerede vandringer på 56 km både op- og nedstrøms) og passerer eventuelt en del andre egnede pladser (DosSantos 1991).

En stor geddehun indeholder over 1/2 mio. æg, som er op til 3 mm i diameter. Rognen gydes i flere portioner over 3-4 uger, og æggene klækker efter 10-15 dage. Herefter sidder larven i et par uger fasthæftet til plante-

*Ynglen tåler
ikke udtørring*

dele, indtil blommesækken er brugt (Muus & Dahlstrøm 1990). De enkelte æg og larver sidder således fast på vandplanterne i ca. 4 uger på lavt vand. Da gydningen normalt finder sted over mindst en måned, er der således en kritisk periode på mindst et par måneder, hvor en sænkning af vandstanden kan få katastrofale følger for overlevelsen af æg og yngel.

Holland (1987) undersøgte effekten af udtørring på æg og yngel af gedden og den amerikanske sandart *Stizostedion vitreum vitreum*. Formålet var at vurdere de skadelige effekter af skibssejlads på et vandløb, hvor vandstanden som følge heraf jævnligt falder 6-12 cm i en 2-3 minutter lang periode. Set med danske øjne er en sådan undersøgelse interessant i vandløb og søer, der er påvirket af vandkraftværkernes varierende forbrug af vand - det giver hyppige vandstandssvingninger, som dog ofte er af langt større varighed (vandstandssvingninger på op til en meter og en varighed på op til et døgn).

Holland udsatte æg og larver for luft i to-minutters perioder gennem 1, 3, 6 og 12 timer og sammenlignede med en kontrolgruppe af æg og larver, der altid var i vand. Klækkeprocenten af sandart- og geddeæggene var ikke påvirket af, hvor ofte æggene blev udtørret. 53-58% af de udtørrede sandartæg klækkede, svarende til 56% i kontrolgruppen. Tilsvarende klækkede 59-70% af de udtørrede geddeæg og 59% af kontrolgruppen. Æggene kan altså tåle kortvarige udtørninger i to minutters perioder.

Derimod kan larverne ikke tåle kortvarig udtørring, specielt ikke geddelarverne. Kun 1% af geddelarverne med 8-24 udtørninger i døgnet overlevede, mens 83% af larverne i kontrolgruppen overlevede. Ved sandart overlevede 41-51% af de udtørrede, mens 83% af kontrolgruppen overlevede.

Hollands forsøg viser vigtigheden af at holde en stabil vandstand i den periode, hvor geddeæg- og yngel sidder fasthæftet til planterne. Ynglen tåler ikke udtørring, selv i meget korte perioder på to minutter. Det er også tvivlsomt, om æggene kan tåle udtørninger i timevis eller flere dage, som det bl.a. kan ske ved danske vandkraftværker.

Gedden æder ørreder

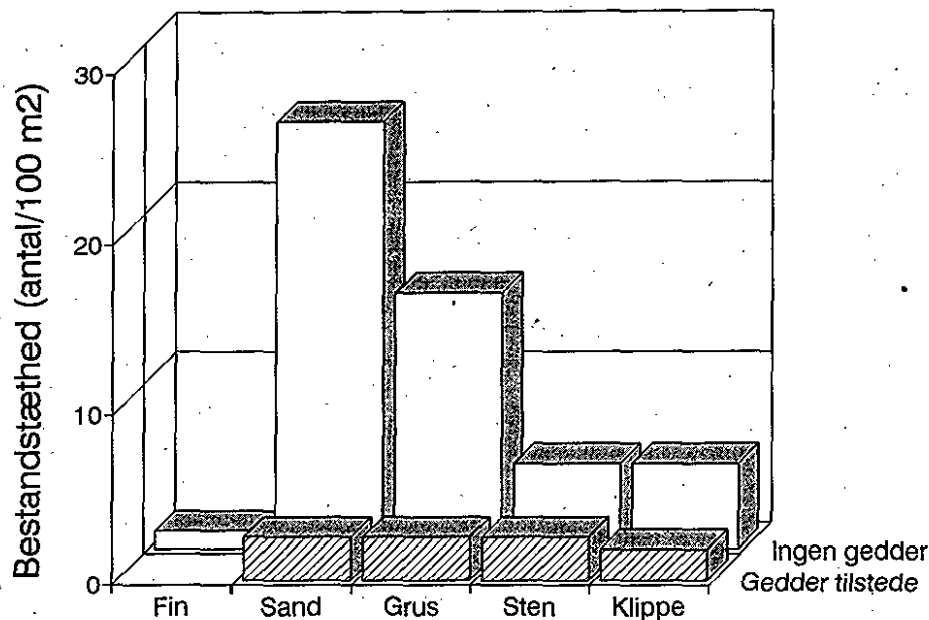
Larsen (1975a) nævner, at *gedden brandskatter laks og ørred* - han henviser til en undersøgelse, hvor man i godt besatte ørredvandløb kunne finde ørred i maven på hver fjerde gedde. Derfor har talrige lystfiskerforeninger i mange år fået tilladelse fra Fiskeriministeriet (nu Landbrugs- og Fiskeriministeriet) til at opfiske gedderne fra de vandløb, hvor de hellere vil have ørreder. Det er dog i modstrid med amternes generelle ønske om et alsidigt dyre- og planteliv i vandløbene.

Adskillige undersøgelser i udlandet bekræfter, at gedden æder ørreder i vandløb. Degermann & Sers (1993) nævner nogle af dem og viser selv en figur over resultaterne af egne undersøgelser (figur 7.1). Deres resul-

tater viser, at der altid var flest ørreder i vandløb uden gedder uanset bundtypen. Det var specielt de større ørreder, der manglede i geddevandløb. Undersøgelser i Gudenåen (Plesner 1994) og Bygholm Å (Larsen & Carl 1994) over dødeligheden af nedtrækkende ørredungfisk (smolt) viste dog ret lave dødeligheder på trods af, at der var gedder i vandløbene.

Figur 7.1

Bestandstæthed af ørred (et år eller ældre) på lokaliteter med forskellig bundtype og med/uden forekomst af gedder. Omtegnet efter Degermann & Sers (1993).



Selv om disse undersøgelser er lavet på trækfisk viser det, at en geddebestand i et vandløb ikke behøver at være uforenelig med en ørredbestand.

Sers & Degerman (1992) fandt gedder på 19% af 1622 undersøgte vandløbsstrækninger i Sverige. Den var mest almindelig på fin bund, men fandtes også på alle andre bundtyper. Gennemsnitsantallet de steder, hvor den forekom, var 2 fisk/100 m².

Svømmeevne

Gedden kan ikke svømme særlig hurtigt (Ansbæk & Markmann 1980). En kønsmoden gedde kan ubesværet svømme 35 cm/sek i længere tid og 45 cm/sek ved forceret svømning i kortere tid. Normal vandhastighed i et vandløb med frisk strøm er under 1 m/sek.

Gedden svømmer fint opstrøms gennem omløbsstryg i Storåen ved Holstebro Vandkraftværk (Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen 1992) og i Gudenåen ved Vestbirk Vandkraftværk (Plesner 1993).

Plejekforslag

Mange geddebestande er begrænset af mangel på egnet gydesubstrat (vandplanter) samt svingende vandstande, som udtørre de æg og larver, der sidder fasthæftet til planterne. Derfor vil den bedste pleje være at undgå unaturlige udsving i vandstanden i perioden fra april til starten af

juni (skabt ved drift af stemmeværker) samt at sikre lavvandede arealer med mange vandplanter. Så får gedderne gode gydebetingelser, og ynglen kan overleve.

8 Ulkefisk

8.1 Finnestribet ferskvandsulk (*Cottus poecilopus* (Heckel))

Udbredelse

Indtil 1994 var den finnestribede ferskvandsulk kun med sikkerhed fundet i Skjern Å's vandsystem (Ernst & Nielsen 1981a). Men i efteråret 1994 fangede Vejle Amts teknikere 5 finnestribede ferskvandsulke i Gudenåen omkring Møllerup Bro (ikke langt fra Gudenåens udspring). Det er ikke afklaret, om arten har været her altid, eller om den er udsat (evt. som følge af, at den tilfældigvis har været i samme bassin som ørreder, der skulle udsættes). Det sidste forekommer sandsynligt, da der er lavet en del fiskeundersøgelser i området, uden at den tidligere har været fanget.

Den finnestribede ferskvandsulk kan lokalt have gode bestande i Skjern Å-systemet. Men da den indtil 1994 kun fandtes her, er den klassificeret som sårbar (Christiani 1991). Den er også på Bern-konventionens liste III om beskyttelsen af Europas vilde dyr og planter samt levesteder (Christiani 1991), og den opfattes som sjælden/sårbar i Europa (Lelek 1987).

Opholdssted og gydebiologi

Sers & Degerman (1992) fandt finnestribet ferskvandsulk på 4% af 1622 undersøgte vandløbsstrækninger i Sverige. Den var mest almindelig på lokaliteter med groft bundsubstrat, som lå højt over havet. Der blev ikke fundet hvidfinnet og finnestribet ferskvandsulk på samme strækninger. Gennemsnitsantallet de steder, hvor den forekom, var 29 fisk/100 m².

Plejeforslag

Arten kræver koldt vand med meget ilt og kan ikke i længere perioder klare sig i vand med et iltindhold på under 8 mg/l (Lelek 1987). Iflg. Muus & Dahlstrøm (1990) minder dens biologi og gydebiologi meget om den hvidfinnede ferskvandsulks. Derfor henvises til afsnit 8.2.

8.2 Hvidfinnet ferskvandsulk (*Cottus gobio* (L.))

Udbredelse

Den hvidfinnede ferskvandsulk (i resten af afsnittet kaldet ulk) fandtes tidligere i Susåens vandsystem på Sjælland, men er nu uddød, sandsynligvis p.g.a. forureninger med ensilagesaft i 1950'erne (Larsen 1971). Dens begrænsede naturlige forekomst i Susåen skyldes, at den indvandrede fra den såkaldte Ancylus Sø under sidste istid for ca. 9.500 år siden. Ancylus Søen lå der, hvor Østersøen ligger i dag (Larsen 1975a).

Den findes i Finland, Sverige, England og i det meste af Europa bortset fra Spanien, Norge og det meste af Italien. Den er bl.a. fredet i Belgien, hvor den er truet (Bervoets m.fl. 1990), og den er sårbar i Europa (Lelek

1987). Derimod er den ikke på listen over truede eller sjældne fisk i Storbritannien, hvor bl.a. knude, snæbel, heltling, helt og smelt er nævnt (Maitland & Lyle 1990).

Sers & Degerman (1992) fandt ulk på 20% af 1622 undersøgte vandløbsstrækninger i Sverige. Den var mest almindelig i vandløb med store afstrømningsområder. Det gennemsnitlige antal de steder, hvor den forekom, var 37 fisk/100 m².

Som det vil fremgå af det følgende, kunne det være et forsøg værd at prøve en genudsætning af ulken de steder, hvor den tidligere har levet. Derfor får arten her en lidt mere bred omtale af sin biologi end de øvrige arter. Formålet er at skabe forståelse for dens miljøkrav, så en evt. udsætning kan ske på et godt grundlag.

Indikator for vand- og vandløbskvalitet

Ulken er almindelig i uforurenede vandløb samt evt. søer. Den træffes på stenbund og kræver lav vandtemperatur og et højt iltindhold. Derfor kan den bruges som indikator for en god vandkvalitet (Lelek 1987, Kainz & Gollmann 1989b, Bless 1990) og en varieret struktur i vandløbet (Bless 1990).

Kainz & Gollmann (1989b) og Bless (1990) nævner direkte, at forureningsgraden ikke må være væsentlig ringere end II. Vandtemperaturen skal ikke overstige 18° C. Dermed er ulken lige som ørreden en meget vigtig indikatorart for såvel vandkvalitet som vandløbskvalitet.

Waterstraat (1992) nævner tilsvarende, at bestandstætheden af ulke på på varierede vandløbsstrækninger lå på 30-60 ulke/100 m², og at bestandstætheden faldt til 10 ulke/100 m² på en strækning, hvor de fysiske forhold blev ændret til et mere ensformigt vandløb.

Spiess & Waterstraat (1990) nævner også, at ulken ikke kunne formere sig mere efter anlæggelsen og driften af et vandreservoir, som gav varmere vand, næringsberigning eller tilmudring af gydepladserne.

Opholdssted og gydebiologi

Lelek (1987), Bisazza & Marconato (1988) og Muus & Dahlstrøm (1990) beskriver ulken således:

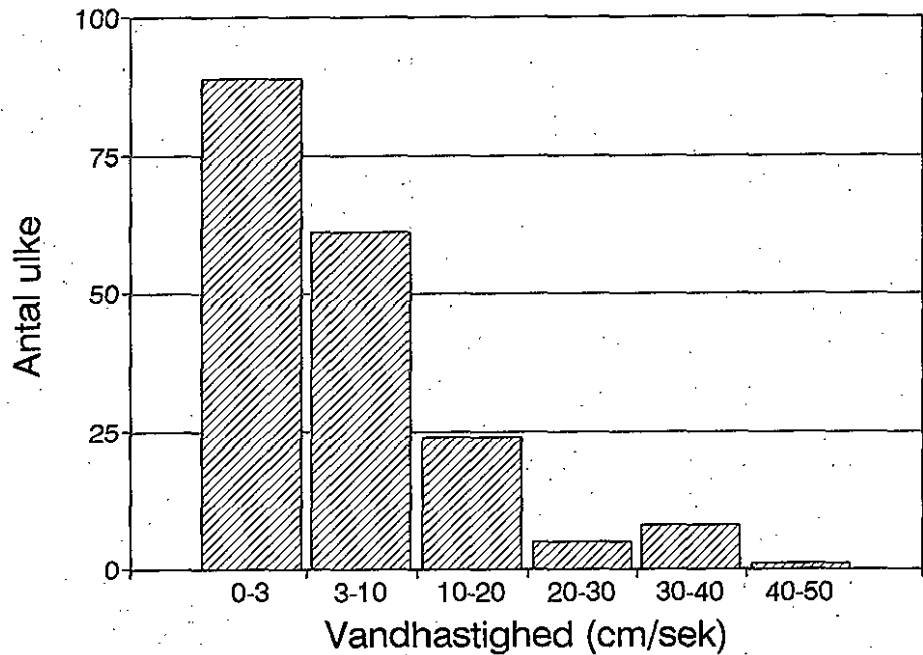
Det er den mest typiske fiskeart i ørredvandløb (ofte helt små vandløb), og den foretrækker lavt vand, hvor den lever mellem sten og andet bundmateriale. Det er ikke nogen udholdende svømmer, og den tilbage lægger kun ganske korte strækninger ad gangen. Ulken har ingen svømmeblære. Den gyder i hulrum under stenene, hvor æggene bliver hæftet fast til "væggene". Hannen vogter æggene i 4-6 uger og vifter uafbrudt frisk vand ind til dem med brystfinnerne, indtil de klækker. Larverne er 6-7 mm lange og tærer på blommesækken i 10-12 dage, mens de ligger passivt mellem bundens sten. Derefter går de på jagt efter smådyr.

Det skal i denne forbindelse fremhæves, at hannen ofte æder nogle af sine egne æg, mens den vogter dem, specielt hvis den ikke kan få anden føde. Måske bliver den kannibal for at undgå at dø af sult, inden æggene klækker (Marconato m.fl. 1993).

Ulken kan både leve i langsomt flydende og hurtigt strømmende vand. Bless (1990) udnævner typiske ulke-vandløb til at have vandhastigheder på 0,2-1,2 m/sek og grus/stenbund med diameter 2-20 cm. Gaudin & Cailliere (1990) undersøgte ulke- og ørredbestanden i et fransk vandløb, der var en meter bredt, og fandt, at ulkene klart foretrak områder med lav vandhastighed (figur 8.1), selv om de godt kunne findes i områder med høj vandhastighed.

Figur 8.1

Antallet af hvidfinnede ferskvandsulke fanget ved forskellige vandhastigheder i en fransk bæk med en bredde på en meter. Hastighederne er målt på det sted, hvor hver enkelt fisk er fanget. Omtegnet efter Gaudin & Cailliere (1990).



Ørredynglen prøvede at undgå områder med lave vandhastigheder. Der var også forskel på valget af levested, set i forhold til mængden af vegetation - her foretrak ulkene områder, hvor der var få planter (0-40% dækning), mens ørredynglen prøvede at undgå disse områder. Gaudin & Cailliere (1990) sammenligner med andre undersøgelser, hvor man finder ulke i stærk strøm. De konkluderer, at ulkene foretrækker lave vandhastigheder, hvis de findes i vandløb med stor variation i vandhastighed. En anden konklusion er, at ørredynglen forsøger at undgå de områder, hvor der er ulke.

Smerlingen og den hvidfinnede ferskvandsulke er generelt tæt knyttet til ørredzonerne i mange europæiske vandløb.

Ulken laver lyde

Som et kuriosum kan nævnes, at begge køn hos ulken udsender akustiske bankelyde hele året rundt, enten som enkeltsignaler eller som en serie af 4-6 lyde (Ladich 1989, 1990). Formålet er at holde andre fisk væk fra de territorier, alle ulke har. Lydene udsendes kun ved trueadfærd eller ved forfølgelse af andre fisk, ikke under kamp. Ulkene pro-

Konkurrence med andre fisk

ducerer lydene ved at gnide brystfinnerne mod hovedskallen, mens de nikker hovedet nedad.

Man anså tidligere ulken for at konkurrere med ørreden om føden. Derfor har man fjernet den fra mange ørredvandløb - men maveundersøgelser har vist, at de ikke spiser det samme (Lelek 1987, Welton m.fl. 1983, 1991). Der er også en del eksempler på, at ulken sameksisterer med laksefisk i vandløb uden at skade dem (Le Cren 1969, Williams & Harcup 1986, Adamicka 1987, Mortensen & Penczak 1988, Korolev 1991, Waterstraat 1992, Degerman & Sers 1993). Derimod er ulken ofte en værdifuld byttedisk for andre fisk som ål (Mann & Blackburn 1991) eller knude, aborre, gedde og stalling (Korolev 1991) samt fiskeædende fugle (Korolev 1991).

Det er dog ikke alle, der er enige heri:

Gaudin (1987) viste, at ulken kan æde lakseyngel, og at lakseynglen aktivt søger at undgå ulkene. Gaudin viste også, at der er en direkte sammenhæng mellem ulkens størrelse og længden af de yngel, den kan æde (fundet ved akvarieforsøg med ørredyngel, *Salmo trutta*). En ulk på 5 cm kan æde yngel under ca. 3 cm's længde, mens ulke på 11 cm kan æde yngel under ca. 6 cm's længde. Ulkene bliver op til ca. 18 cm iflg. Muus & Dahlstrøm (1990). Det kan ud fra en af Gaudin's figurer beregnes, at de i denne størrelse kan æde ørreder på op til 9 cm. Gaudin viste også, at ulkene tilsyneladende kun sjældent æder æg og nyklækkede larver i gruset - men de æder ofte yngel, der lige er kommet frem fra gruset.

Spørgsmålet er blot, om ulkene er gode til at fange ørrederne i naturen, når ørrederne er blevet gode til at svømme. Gaudin (1987) viste jo selv, at ynglen aktivt søger at undgå ulkene, og det er også et faktum, at der i gode vandløb ofte klækker langt mere ørredyngel, end der er plads til få måneder senere. I sådanne tilfælde vil det ikke betyde noget, at ulkene æder nogle af de helt små ørreder.

Plejeforslag

Ulken findes naturligt udbredt i de vandløb, hvor ørreden også lever. Den kræver sten- og grusbund samt rent vand. Derfor kan man kort sige, at plejetiltag for ørreden også vil give gode forhold for den hvidfannede ferskvandsulk.

Det ville det være interessant at genudsætte ulken på de lokaliteter i Susåen, hvor den tidligere har levet. Larsen (1971) beskriver disse lokaliteter i detaljer. Fisk til genudsætning kan sandsynligvis hentes i Sydsverige (se kortskitse i Sers & Degermann 1992), hvor fiskene må forventes genetisk at ligne de ulke, der har levet i Susåen. Hvis det ikke kan lade sig gøre, kan man evt. hente fisk i Nordtyskland eller Polen.

Ulkene svømmer ikke meget omkring i vandløbene. Derfor skal man sprede ulkene godt ved eventuelle udsætninger i Suså-systemet, så de

ikke selv skal genindvandre overalt. Ynglen drifter som lille, men kompenserer ved at svømme modstrøms kort tid efter (Bless 1990). Downhower m.fl. (1990) mærkede ulke, som kun flyttede sig 4-48 m i løbet af syv måneder. Hanner og hunner vandrede efter samme mønster. Waterstraat (1992) henviser til undersøgelser, hvor ulke genindvandrede på en vandløbsstrækning - det tog 20 måneder at genbesætte en strækning på en kilometer, og vandringerne var hovedsagelig opstrøms. Bless (1990) henviser til undersøgelser, hvor ulkene tog 2¹/₂ år om at vandre en kilometer opstrøms.

Ulken stiller generelt de samme krav til vandløbene som ørreden og findes naturligt udbredt de samme steder. Derfor må man forvente, at plejeprojekter for ørreden også vil være til gavn for den hvidfinnede ferskvandsulk.

9 Hundestejler

9.1 3-pigget hundestejle (*Gasterosteus aculeatus* L.)

Udbredelse

Den trepiggede hundestejle findes over hele landet, både i fersk- og saltvand. Larsen (1975a) påpeger, at selv om den tilsyneladende er en ubetydelig fisk, så spiller den en ikke helt ubetydelig rolle i fødekæden ved at omsætte en mængde småorganismer og selv tjene som føde for en række værdifulde fisk.

Lelek (1987) mener, at den trepiggede hundestejle sandsynligvis er den mest almindelige art ferskvandsfisk i det nordlige Europa.

Opholdssted og gydebiologi

Arten findes stort set overalt. Den synes ikke at stille specielle krav til vandløbenes fysiske forhold ud over, at den undgår vandløb med meget hurtig strøm.

Det umiddelbare indtryk her fra landet er, at den trepiggede hundestejle trives godt i let (organisk) forurenede vandløb, hvor der er en stor produktion af små føde dyr. Dette bekræftes af Copp's (1992) undersøgelser, hvor den trepiggede hundestejle adskilte sig fra alle andre fisk ved at være tilknyttet vand med høj ledningsevne som ved spildevandsafløb. Derfor kan den ikke bruges som indikator for vandets renhed.

Den trepiggede hundestejle har en speciel gydebiologi (Muus & Dahlstrøm 1990, m.fl.). Hannen bygger en rede af plantedele o.lign. på lavt vand, og flere hunner afsætter deres æg i reden. Herefter vogter hannen æggene og de nyklækkede unger, til ynglen spredes i vegetationen en uges tid efter klækningen. Ynglen går ofte i stime.

Svømmeevne

Stahlberg & Peckmann (1987) undersøgte hvilken strømhastighed, den trepiggede hundestejle kan modstå ved længere tids svømning. Den generelle værdi var 0,37 m/sek.

Plejeforslag

Den trepiggede hundestejle klarer sig godt alle steder og er så almindelig, at der ikke synes at være grund til at lave plejeforanstaltninger for den. Tværtimod må det forventes, at den vil gå lidt tilbage i antal, når vandet i vores vandområder bliver renere.

9.2 9-pigget hundestejle (*Pungitius pungitius* L.)

Det meste af det, der er beskrevet om den trepiggede hundestejle, gælder også for den nispiggede. Derfor henvises til afsnit 9.1, Larsen (1975a), Lelek (1987) samt Muus & Dahlstrøm (1990).

10 Ålefisk

10.1 Ål (*Anguilla anguilla* (L.))

Udbredelse

Der er 15 ålearter, hvoraf de to findes i Europa (Amerikansk ål *Anguilla rostrata* og vores hjemlige ål *Anguilla anguilla*). En af de største forskelle på de to arter er antallet af ryghvirvler, idet den amerikanske ål har 103-111, mens den europæiske har 110-119. Bisgaard (1990) nævner, at kun ca. 0,3% af vores hjemlige ål er amerikanske ål - derfor bliver den ikke omtalt yderligere her.

Ålen er udbredt over det meste af Europa, idet ålene gyder i Sargassohavet øst for USA, hvorefter ynglen drifter med Golfstrømmen til Europa. Ålen er generelt i tilbagegang. Man regner med, at det skyldes forurening og overfiskning af små ål (Lelek 1987). Ålebestandene i mange vandområder er i dag afhængige af udsætninger, da ålene bliver stoppet af menneskeskabte spærringer ved dæmninger o.lign. (Lelek 1987). Derfor forsøger man at forbedre deres passagemuligheder ved at opsætte ålepas ved spærringerne (Dahl 1989), hvilket i øvrigt er lovbehaftet efter ferskvandsfiskeriloven.

Der kan være mange ål i danske vandløb. Bisgaard (1990) henviser til, at der er fundet op til 1.500 ål/100m². Det normale er dog op til ca. en ål/m². Sers & Degerman (1992) fandt ål på 8% af 1622 undersøgte vandløbsstrækninger i Sverige. Gennemsnitsantallet de steder, hvor den forekom, var 6 ål/100 m².

Stor åleproduktion i danske vandløb

Nielsen (1982) beregnede, at udtrækket af blankål i Brede Å's vand-system var på 24.000 blankål i 1981. Det svarer til en årlig blankålproduktion på 49 kg/ha eller ca. 1/2 kg/100 m², hvilket bringer blankålproduktionen i Brede Å på højde med de bedste vandløb i Europa.

Jensen & Olsen (1989) henviser til en beregning af, hvor mange ål, der kunne være i de danske vandløb, hvis alle betingelser var i orden (fri passage og zoner med naturlig vegetation langs alle vandløb). Regnestykket viser, at der da kunne være en årlig produktion på mindst 1.460 tons ål.

Opholdssted

Ålen er hovedsagelig nataktiv og gemmer sig i vandplanter, trærodde o.lign. i dagtimerne. Den graver sig også ned i mudder- og sandbund. Dens adfærd gør, at den er svær at mærke, hvis det er nødvendigt i forbindelse med fiskeundersøgelser. Udvendige mærker hænger fast, eller der går infektion i sårene (Nielsen 1988). Bisgaard & Pedersen (1991) har dog vist, at man kan mærke ålen med små, indvendige mærker.

Det har været svært at finde litteratur om ålens krav til de fysiske forhold i vandløb på trods af, at der ved litteratursøgningen til denne rapport blev fundet 1.016 videnskabelige artikler om ål. Mann & Blackburn (1991) henviser dog til, at deres undersøgte vandløb havde masser af skjulesteder for ål i tætte puder af vandranunkler midt i åen og tætte bevoksninger langs bredderne, hovedsagelig af sødgræs. Berg & Jørgensen (1994) og Jørgensen & Berg (1994) undersøgte ålebestanden i Gudenåen og konkluderede, at åletætheden syntes at være uafhængig af vandløbsbredden, hvis bredden var under 4-4,5 meter. Hvis åen var bredere, blev bestandstætheden mindre, hvilket kan skyldes manglende vegetation og åleskjul midt i åen. Berg & Jørgensen (1994) nævner, at ålen normalt ikke er begrænset til at opholde sig langs bredderne, hvis blot der er vegetation midt i åen.

Skånsom vedligeholdelse er vigtig

Jørgensen & Berg (1994) påpeger vigtigheden af grødebræmmer og anbefaler, at man laver skånsom vedligeholdelse af vandløbene, så vandløbenes fysiske variation øges. Nielsen (1982) nævner også, at vedligeholdelsen i Brede Å-systemet i en årrække har været lagt an på fjernelse af brinker, sten, rødder og vegetation langs bredderne, og at man som følge heraf samtidig har fjernet størstedelen af de skjul, der er en forudsætning for ålens tilstedeværelse.

Bisgaard (1990) nævner, at hvis man tager en stor klat grøde på land på de ydre åstrækninger, vil der med lidt held falde små glasål ud af grøden. Dette viser sammen med mange upublicerede observationer, at grøden er et vigtigt skjulested for ål.

Mine egne erfaringer efter 15 års undersøgelser af danske vandløb er, at ålen findes overalt i bevoksninger, også i vandpest o.lign. Stenbunker og trærødder fra f.eks. rødel er også gode åleskjul. Man kan dog også hyppigt fange den ved blød bund, hvor den har gravet sig ned (specielt om vinteren).

Omløbsstryg, som er foret med sten for at sikre dem mod erosion, giver mange strømlæ og ualmindeligt gode skjulemuligheder for ål og andre bundfisk. Bangsgaard (1993) elektrofiskede i et ca. 1 meter bredt omløb i Mattrup Å ved Stids Mølle og fangede 74 ål ved 10 gennem-fiskninger af den samme strækning (50 meter lang). Fiskene var svære at fange, da de var skjult i hulrummene mellem stenene. Derfor opgav Bangsgaard at beregne bestanden, som var langt større end de 74 ål. Jørgensen (1993a) fandt også en meget stor ålebestand i omløbet ved Holstebro Vandkraftværk og anbefaler det som et godt levested for ål.

Svømmeevne

Ålen har ikke problemer med at svømme opstrøms i de danske vandløb, med mindre der er egentlige spærringer. Fældefangster har vist, at den uden problemer kan svømme opstrøms gennem omløbsstryg med stort fald og hurtig vandstrøm i Storåen ved Holstebro Vandkraftværk (Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen 1992) og i Gudenåen ved Vestbirk Vandkraftværk (Plesner 1993).

Ålen som rovfisk

Selv om det ligger lidt uden for emnet for denne rapport, kan der her henvises til en interessant engelsk undersøgelse. Mann & Blackburn (1991) undersøgte maveindholdet i 1308 ålemaver fra et engelsk vandløb med ørred- og lakseyngel. Ålene blev fanget i perioden april-september i en femårig periode, og der blev fanget ål flere gange i hver periode. Formålet var at afgøre, om ålen konkurrerede med unge ørreder og laks, enten om føden eller ved at æde dem. De nævner, at mange lystfiskere tror, at ålen æder æg, larver eller yngel af laksefiskene. De fandt, at ålene hovedsagelig levede af insektlarver og krebsdyr. Ål under 30 cm (740 maver) åd kun insektlarver og krebsdyr, men ål over 30 cm supplerede kosten med at æde fisk. Det var mest ål over 40 cm, der åd fisk. Der blev dog kun fundet 11 stk yngel af ørred/laks i maverne. Derimod blev der fundet 145 hyidfinnede ferskvandsulke, 13 smerlinger, 22 trepiggede hundestejler, en strømskalle, 26 bæklampretter og otte ål, som altså var blevet ædt af artsfællerne. Konklusionen var, at det ikke ville have nogen mærkbar effekt på bestandene af ørred og laks, hvis man fjernede ålene fuldstændig. Forfatterne henviser til andre undersøgelser, hvor man nogle steder får flere laksefisk ved en fjernelse af ål, mens det ikke har nogen effekt andre steder.

Plejeforslag

Ålen er som mange andre fisk afhængig af gode passagemuligheder. Desuden skal der være gode skjul ved vandplanter, trærødder, hulrum under sten o.lign.. Den kræver altså varierede vandløb, som f.eks. kan findes der, hvor man vedligeholder miljøvenligt eller slet ikke vedligeholder.

Når man tager grøde op ved grødeskæring, skal man lade det ligge på åbreden et døgn tid. Så kan ålene i grøden finde vej ud i vandløbet igen. Ellers vil mange ål omkomme.

11 Torskefisk

11.1 Knude (*Lota lota* (L.))

Udbredelse

Knuden findes en del steder i Danmark (Larsen 1975a): På Sjælland kendes den fra Furesøen og Susåen, på Fyn fra Odense Å's vandsystem og i Østjylland kun fra Gudenåsystemet. Den mangler nord for Limfjorden og i de himmerlandske åer, mens den til gengæld er meget almindelig i de store vestjyske åer syd for Limfjorden. Den mangler på Bornholm.

Knuden findes næsten over hele Europa (Lelek 1987). Den anses for uddød i Storbritannien (Maitland & Lyle 1990), men det er det eneste sted, den er meldt i tilbagegang (Lelek 1987). Derfor anses den kun for at være sjælden i visse områder (Lelek 1987).

Sers & Degerman (1992) fandt knuder på 21% af 1622 undersøgte vandløbsstrækninger i Sverige. Knuden var mest almindelig i brede, dybe vandløb, og gennemsnitstætheden var 2 knuder/100 m² der, hvor den forekom.

Opholdssted og gydebiologi

Muus & Dahlstrøm (1991) giver en udmærket beskrivelse af knudens biologi: Knuden er en bundfisk, der lever i søer og floder uden for stærk strøm og med køligt, fortrinsvis klart vand. Den forekommer også i svagt brakvand. Unge dyr holder til i bredzonen eller i mindre vandløb, ældre på dybere vand. Den er et udpræget natdyr, der tilbringer dagen passivt under sten, rødder o.lign. (eller i vandplanter o.lign. i vandløb, gerne ved bredderne, forfatterens kommentar). Unge knuder lever af insektlarver, krebsdyr, muslinger og snegle. Ældre knuder supplerer kosten med fisk og rogn.

Hvis vandet bliver for varmt (om sommeren), kan knuden falde i en slags dvaletilstand til ud på efteråret, hvor den igen bliver aktiv (Holcík & Mihálik 1971).

Gydningen finder sted i december-marts over grus-, sand- eller hård lerbund. Mange (navnlig yngre) knuder vandrer op i vandløb for at gyde. Store hunner indeholder op til 5 mio æg, som er 1 mm i diameter. Æggene er vandklare og indeholder en stor oliedråbe, der giver dem omtrent samme vægtfylde som vandet. Uden vandbevægelse synker de dog ofte til bunden. De klækker efter ca. 1 1/2 måned, hvor ynglen er 3 mm lang. Om efteråret måler ynglen 10-15 cm, og man kan da finde dem under sten i vandløb og nær søbredden.

Knuden er ret almindelig inden for sit udbredelsesområde i Danmark. Larsen (1975a) rejste spørgsmålet, om gydning i strømvande fører til

fremkomst af yngel, eller om vandløbsbestandene opretholdes ved op- og nedvandring fra søer i oplandet? Der er endnu ikke lavet undersøgelser i danske vandløb, som kan give svar på Larsens spørgsmål. Men det er sandsynligt, at søer i vandløbene (vandkraftsøer o.lign.) er med til at skabe gode betingelser for knuderne. Kirillov (1989) påviste her, at knudebestanden blev væsentlig større i Vilyuy-floden, efter at der blev bygget et vandreservoir.

Lange vandringer

Breaser m.fl. (1988) mærkede 21 vandløbs-knuder med radiosendere og fulgte dem fra fly hver tredje uge med 59-148 registreringer pr. fisk. Alle fisk vandrede mindst to km, og mange fisk vandrede langt - længste nedstrøms vandring var 68 km, længste opstrøms vandring 84 km og længste afstand mellem to registreringspunkter var 125 km (fisken svømmede både op- og nedstrøms for mærkningsstedet). De længste opstrøms vandringer i korte perioder var 101 km på 13 dage, 58 km på 21 dage, 51 km på 11 dage og 43 km på 9 dage. Disse undersøgelser viser med al tydelighed, at knuden også er en vandrefisk i vandløb, og at den derfor i lighed med laksefisk o.a. også kræver fri passage i vandløbene.

Ud fra Breaser m.fl.'s tal kan det beregnes, at den hurtigst vandrende knude gennem en periode på 13 døgn vandrede opstrøms med en gennemsnitlig hastighed på 324 meter i timen (9 cm/sek). I regnestykket er der ikke taget hensyn til, at den er nataktiv og må have hvilet ind imellem. Desuden har den skullet overvinde en vis strømhastighed - så den har reelt svømmet meget hurtigere, end beregningen viser.

Knuden æder fisk

Lige som det er tilfældet med gedden har en del lystfiskerforeninger haft tilladelse til at fjerne rovfisk som knuden fra vandløbene. For at vurdere hvor mange ørreder, der bliver spist af knuder, undersøgte Voldsgaard (1990) maveindholdet i knuder fra en dansk bæk. 17 ud af 445 knuder havde bækørreder i maven, og største antal ørreder i een mave var seks. Store knuder åd både små og store bækørreder, mens små knuder kun åd mindre ørreder. De knuder, der havde ørreder i maven, målte 26-42 cm, og ørrederne målte 3-19 cm. Set i lyset heraf er det ikke overraskende, at Degermann & Sers (1993) fandt de bedste bestande af ørredyngel i vandløb uden knuder, uanset vandløbets bundtype (figur 11.1). Der var ikke så tydelig en sammenhæng mellem bestandene af ældre ørreder og knuder.

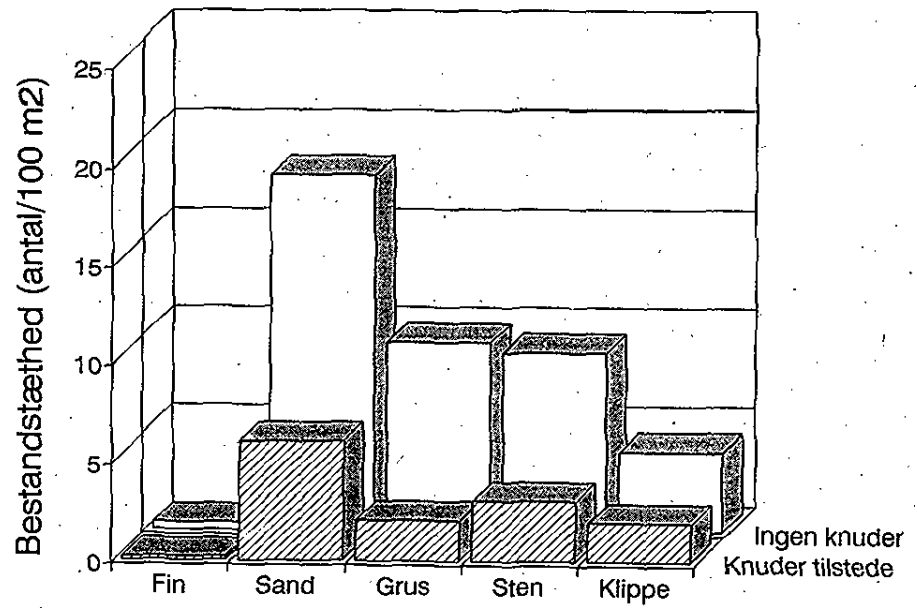
Selv om knuden æder ørreder, er en fjernelse af den ikke foreneligt med miljømyndighedernes generelle mål om at sikre et alsidigt plante- og dyreliv i vandløbene.

Plejeforslag

Der synes ikke at være behov for pleje af de danske knudebestande. De trives fint i de vandløb, hvor der er indskudt søer. Men et forslag kunne være at standse opfiskning og at sørge for gode skjul til knuderne. Det vil sige vandplanter, sten, trærodde m.m.. Desuden skal der være fri passage i vandløbene, da knuden vandrer langt omkring, specielt om vinteren.

Figur 11.1

Bestandstætheder af
ørredyngel på lokaliteter
med forskellig bundtype
og med/uden forekomst af
knuder. Omtegnet efter
Degermann & Sers (1993).



12 Sildefisk

12.1 Majsild (*Alosa alosa* (L.))

Udbredelse

Majsilden er en sildefisk, der bliver op til ca. 70 cm lang. Den lever i saltvand og gyder i ferskvand og findes fra det nordligste Norge til Gibraltar. Den er næsten uddød i det nordlige Europa, sandsynligvis p.g.a. forurening og etableringen af dæmninger i vandløbene, der har spærret for dens vandringer (Lelek 1987, Aprahamian & Aprahamian 1990, Assis 1990, Bervoets m.fl. 1990, Maitland & Lyle 1990, Taverny 1990).

Den er klassificeret som uddød i Danmark (Christiani 1991), men findes dog stadig nogle steder.

Majsilden gyder i ferskvand i maj-juni, og æggene drifter nedstrøms. Når ynglen er blevet 8-12 cm vandrer de ud i havet (Lelek 1987).

Plejeforslag

Det er ikke lykkedes at finde litteratur om dens krav til de fysiske forhold i vandløbene, og majsildens levesteder er dårligt kendte. Det antages dog, at majsilden vil nyde godt af de plejeprojekter, der i disse år gennemføres i de danske vandløb.

12.2 Stavsild (*Alosa fallax* (Lacépède))

Udbredelse

Stavsilden er en sildefisk, der minder meget om majsilden og bliver op til ca. 55 cm lang. Den lever i saltvand og gyder i ferskvand og findes fra den inderste del af den Botniske Bugt til Gibraltar, men har dog også stationære bestande i enkelte søer (Lelek 1987, Muus & Dahlstrøm 1990). Manyukas (1989) beretter, at stavsilden tidligere vandrede 400 km op i Nyamunas floden, men nu er der lavet en vandkraftsdæmning, som hindrer den i at vandre så langt.

Arten er næsten uddød i det nordlige Europa, sandsynligvis p.g.a. forurening, kraftig skibstrafik og etablering af dæmninger i vandløbene, der har spærret for dens vandringer (Lelek 1987, Aprahamian & Aprahamian 1990, Bervoets m.fl. 1990, Manyukas 1989, Maitland & Lyle 1990). Taverny (1990) fandt desuden, at rejefiskeri i perioden, hvor ynglen vandrede nedstrøms, var årsag til en stor dødelighed.

Stavsilden er klassificeret som uddød i Danmark (Christiani 1991), men findes dog stadig nogle steder. Den er bl.a. rapporteret fra Ribe Å, hvor der årligt registreres 5-10 fisk (Ejbye-Ernst 1993).

Stavsilden gyder i vandløb i maj-juni. Æggene, der gydes over sand- eller grusbund, ligger løst på bunden eller driver langsomt med strømmen. Ynglen søger om efteråret ud i havet, hvor resten af opvæksten foregår (Mius & Dahlstrøm 1990).

Plejekforslag

Det er ikke lykkedes at finde litteratur om dens krav til de fysiske forhold i vandløbene, og stavsildens levesteder er dårligt kendte. Det antages dog, at stavsilden lige som majsilden vil nyde godt af de plejeprojekter, der i disse år gennemføres i de danske vandløb.

13 Flyndere

13.1 Skrubbe (*Platichthys flesus* (L.))

Udbredelse

Skrubben er den eneste fladfisk, der vandrer fra saltvand op i ferskvand. Den gyder i havet, men bruger gerne vandløbene som opvækstområder. Der bliver ofte fanget skrubber i danske vandløb, bl.a. i Gudenåen ved Bjerringbro. Disse skrubber er svømmet mindst 40 kilometer op i ferskvand fra Randers Fjord.

På trods af, at man har et stort kendskab til skrubbens biologi i havområderne, kender man kun lidt til deres liv i ferskvand (Weatherley 1989). Derfor lykkedes det kun at finde et par artikler om skrubben i vandløb til denne rapport, selv om der ved EDB-søgningen af litteratur blev fundet 176 artikler ved søgning på artsnavnet alene.

Biologi

Weatherley (1989) beskriver, at skrubben trækker op i vandløbene som yngel og bliver der i op til tre år, før den vandrer ud til havet igen for at gyde. Der er eksempler på, at antallet af skrubber i et britisk vandløb var så stort som 250 skrubber/100 m². Hutchinson & Hawkins (1993) beskriver indvandringen af 7-9 mm lange skrubbelarver til floden Itchen i det sydlige England og henviser til tyske undersøgelser - her har man fundet, at de mindste skrubber foretrækker det mindst saltholdige vand.

Svømmeevne

Skrubben svømmer fint opstrøms gennem et omløbsstryg i Storåen ved Holstebro Vandkraftværk (Jørgensen 1992 & 1993a, Davidsen & Matthiesen 1992). Det viser, at den ikke har problemer med at svømme opstrøms gennem danske vandløb med et stærkt fald.

Plejekforslag

Artiklerne beskriver ikke skrubbens krav til vandløbenes fysiske forhold. Men skrubben er kendt for at grave sig ned, så den trives sandsynligvis bedst på sandbund. Det er dog ikke sandsynligt, at danske vandløbsmyndigheder vil arbejde på at skabe mere sandbund i vores vandløb, da man generelt forsøger at nedsætte sandtransporten og skabe mere varierede bundforhold. Derfor er der ikke stillet forslag til vandløbspleje for skrubben.

14 Konklusion

Denne rapport har generelt vist, at der på mange områder mangler konkret viden om fiskenes krav til vandløbenes tilstand. Eksempelvis er det nævnt i meget litteratur, at *arten kræver køligt vand*, eller *arten tåler ikke forurening*, uden at vandtemperaturerne eller forureningstypen er nævnt konkret. Rapporten indeholder dog også et væld af biologiske oplysninger. Nogle af de vigtigste er samlet i skemaform i dette afsnit, så man hurtigt kan få et overblik og sammenligne forskellige arters miljøkrav.

Tabel 14.1 giver et sammendrag af konkrete oplysninger om de enkelte arter. Konklusionen er bl.a., at der altid er fisk på vandring i vores vandløb, hvilket viser nødvendigheden af helårlig, fri passage.

Mange arter er også afhængige af bredskjul, d.v.s. områder langs bredderne med udhængende bredvegetation, underskårne brinker, trærødder, sten og roligt flydende vand. Sådanne områder findes i upåvirkede vandløb samt i vandløb, hvor man laver miljøvenlig vedligeholdelse. Man bør også tilstræbe at skabe sådanne områder ved restaurering.

Rapporten beskriver ikke hvilke og hvor mange fisk, der skal være i vandløbene, før der er fisk nok og målsætningen er opfyldt. Årsagen er ganske enkelt, at kendskabet til fiskene i de danske vandløb ikke er godt nok. Ganske vist har der i årtier været lavet fiskeundersøgelser i de fleste danske vandløb, men formålet har som regel været at finde ud af, om der skulle sættes ørreder ud. Derfor har man ikke beskæftiget sig med karpefiskene og andre fisk uden økonomisk betydning.

Som eksempel kan nævnes, at man ikke har noget særligt overblik over, hvor arterne overhovedet findes. Den seneste opgørelse er lavet i 1981 og medtager kun sjældne og truede ferskvandsfisk (Ernst & Nielsen 1981a). Den er ikke revideret endnu, selv om det kun kræver en databehandling af eksisterende undersøgelsesdata.

Oplysningerne i denne rapport kan dog bruges til at planlægge, hvordan man evt. kan supplere sin viden om de danske vandløbsfisk, så kendskabet til deres miljøkrav i forskellige typer vandløb bliver bedre. Et sådant kendskab vil være meget værd, når miljømyndighederne skal administrere eller restaurere vandløbene, eller når der evt. skal sættes fisk ud.

Man kan dels lave nye undersøgelser, dels lave dataanalyse på alle de undersøgelsesresultater, der allerede er indsamlet, men aldrig er behandlet statistisk. Dataanalysen kan laves som i Sverige (Sers & Degerman 1992) - her har man f.eks. fundet ud af, at bestands-tæthederne af

ørred i små vandløb er langt større end i store vandløb. Men man har også beskrevet forholdene for alle andre fisk og forsøgt at finde ud af, om de påvirker hinanden.

Tabel 14.1

Sammendrag over fiskenes krav til forskellige forhold i vandløbene. Tallet foran artsnavnet henviser til det afsnit, hvor de er omtalt i rapporten. Kravene om passage i bestemte perioder skyldes vandringer omkring fiskenes gydeid eller i den periode, de eventuelt vandrer som ungfisk. Ud over disse perioder er det en fordel for fiskene, at de også har gode passagemuligheder den øvrige del af året, så de bedst muligt kan sprede sig på egnede opvekstområder. Der er ikke fundet oplysninger om helting, regnløje, rudskalle, dyndsmerling, suder, karusse og hork.

| Navn | Kræver fri opstrøms passage | Kræver fri nedstrøms passage | Bedste vandløbsbredde | Bedste dybde | Bedste vandhastighed cm/sek. | Bedste bundtype | Specielt afhængig af bredskjul | Fordel af miljømæssig vedligeh. |
|----------------------------------|-----------------------------|------------------------------|----------------------------|---|------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|
| 2. Ørred (bæk-, sø- og havørred) | juni-februar | marts-juni + oktober-marts | findes overalt | 10-50 cm gydning 5-20 cm yngel | 25-50 gydning 25-40 yngel | grus | ja, alle størrelser | ja |
| 3. Laks | april-december | marts-juni + oktober-marts | over ca. 2 m | 20-50 cm gydning 10-30 cm yngel | 30-50 gydning 20-50 yngel | grus/sten | nej | ja |
| 4.1 Stalling | marts-maj | april-juni | over ca. 2 m | 15-40 cm gydning 15-40 cm yngel | sandsynligvis som ørred | grus | ja (yngel) | ja |
| 4.2 Helt | november-december | december-februar | over ca. 2 m | sandsynligvis under 50 cm | sandsynligvis under 50 | grus | måske yngel | ja |
| 4.3 Snæbel | november-december | december-februar | sandsynligvis over ca. 2 m | sandsynligvis under 50 cm | sandsynligvis under 50 | grus | måske yngel | ja |
| 4.5 Smelt | marts-maj | april-juni | ikke oplyst | ikke oplyst | ikke oplyst | planter, grus, sten | måske yngel | ja |
| 5.1 Elritse | juni-juli | juni-juli | findes i bække og åer | max. 40 cm | sandsynligvis under 50 | grus t. gydning ellers ikke krav | ja | ja |
| 5.2 Grundling | maj-juni | maj-juni | sandsynligvis over ca. 2 m | sandsynligvis max. 50-100 cm 5-20 cm yngel | sandsynligvis 10-50 | alle typer (uden slam og planter) | ja (yngel) | ja |
| 5.3 Løje | maj-juni | maj-juni | gyder i bække og åer | ingen specielle krav | ingen specielle krav | grene og sten til gydning | nej | måske |

Tabel 14.1 fortsat

| Navn | Kræver fri opstrøms passage | Kræver fri nedstrøms passage | Bedste vandløbsbredde | Bedste dybde | Bedste vandhastighed (cm/sek) | Bedste bundtype | Specielt afhængig af bredskjul | Fordel af miljøvenlig vedligeh. |
|-------------------------------------|-----------------------------|------------------------------|----------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|
| 5.5 Rimte | marts-april | april-maj | sandsynligvis over ca. 2 m | ikke oplyst | ikke oplyst | planter, grus, sten | måske yngel | ja |
| 5.6 Smerling | april-maj | april-maj | 1-3 m brede | under ca. 20 cm | under ca. 50 | ingen krav | ja | ja |
| 5.7 Pigsmerling | maj-juni | maj-juni | sandsynligvis under 5-10 m | ingen oplysninger | ingen oplysninger | sand | ingen oplysninger | ja, lever nedgravet |
| 5.8 Dyndsmerling | | | | | | | | ja, lever nedgravet |
| 5.9 Skalle | april-juni | april-juni | findes overalt | yngel max. 1 m, ældre mere | rolig strøm, under ca. 50 | fin bund m. planter | ja (yngel) | ja |
| 5.10 Strømskalle | april | april-maj | sandsynligvis over ca. 2 m | max. 50 cm | 2 cm/sek (spæd yngel) | grus og fin gydning og ophold | ja (yngel) | ja |
| 5.12 Bråsen | maj-juni | maj-juni | over ca. 5 m | over ca. 1 m | rolig strøm | fin bund m. planter | ja (yngel) | måske |
| 5.13 Flire sandsynligvis som bråsen | | | | | | | | |
| 6.1 Aborre | april-maj | april-maj | sandsynligvis over ca. 2 m | sandsynligvis over ca. 1/2 m | rolig strøm, under ca. 50 | fin + planter | ja (yngel) | ja |

Tabel 14.1 fortsat

| Navn | Kræver fri opstrøms passage | Kræver fri nedstrøms passage | Bedste vandløbsbredde | Bedste dybde | Bedste vandhastighed (cm/sek) | Bedste bundtype | Specielt afhængig af bredskjul | Fordel af miljøvenlig vedligeh. |
|--------------------------------|-----------------------------|------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|-----------------------|--------------------------------|---------------------------------|
| 7.1 Gedde | marts-maj | april-juni | sandsynligvis over 2-3 m | yngel lavt vand ældre dybt vand | rolig strøm, under ca. 35 | fin + planter | ja (yngel) | ja |
| 8.1 Finnestribet ferskvandsulk | marts-maj | april-juni | sandsynligvis ca. 1-5 m | sandsynligvis ca. 2-20 cm | rolig strøm i ørredvandløb | grus/sten | ? | ? |
| 8.2 Hvidfinner ferskvandsulk | marts-maj | april-juni | sandsynligvis ca. 1-5 m | 2-20 cm | rolig strøm i ørredvandløb | grus/sten | ? | ? |
| 9.1, 9.2 Hundestejler | marts-juli | april-september | findes overalt | lavt vand til gydning | under ca. 35 | fin + planter | ja (yngel) | ja |
| 10.1 Ål | april-oktober | juli-oktober | findes overalt | findes overalt | findes overalt | findes overalt | også gode skjul her | ja |
| 11.1 Knude | oktober-marts | december-april | over ca. 5 m, men lever også i bække | sandsynligvis over ca. 1/2 m | sandsynligvis under ca. 50 | sten, rødder, planter | ja | ja |
| 12.1 Majsild | maj-juni | maj-juli | ? | ? | ? | sand/grus | ? | ? |
| 12.2 Stavsild | maj-juni | maj-juli | ? | ? | ? | sand/grus | ? | ? |
| 13.1 Skrubbe | ? | ? | lever i bække og åer | ? | sandsynligvis under ca. 50 | sand | nej | ? |

Referencer

Adamicka, P. 1987: Nahrungsuntersuchungen an der Koppe *Cottus gobio* L.) im Gebiet von Lunz. Österreichs Fischerei 40, 8-10.

Amiro, P. 1993: Habitat Measurement and Population Estimation of Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*). I: R.J. Gibson & R.E. Cutting (ed.): Production of juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in natural waters. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 118, 81-97.

Ansbaek, J. & P.N. Markmann 1980: Spærringer i vandløb. Sportsfiskeren 55 (9), 6-7.

Aprahamian, M.W. & C.D. Aprahamian 1990: Status of the genus *Alosa* in the British Isles; past and present. J. of Fish Biol. 37 (supplement A), 257-258.

Asbirk, S. & S. Søgaard 1991: Rødliste 90. Særligt beskyttelseskrævende planter og dyr i Danmark. Udgivet af Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 222 sider.

Assis, C.A. 1990: Threats to the survival of anadromous fishes in the River Tagus, Portugal. J. of Fish Biol. 37 (supplement A), 225-226.

Aub-Robinson, C., P. Eriksen og B. Kronvang 1988: Etablering af gydepladser i vandløb. Statusrapport for fase I. Rapport fra Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium og Geologisk Institut, Århus Universitet, 124 sider.

Bahlo, K. 1988: Die Fischfauna kleiner Fliessgewässer im Landkreis Northeim (Süderniedersachsen) mit Anmerkungen zu ihrer Gefährdung. Braunsch. naturkd. Schr. 3 Heft 1, 121-135.

Bahlo, K. 1991: Die Fischfauna der Fliessgewässer des Landkreises Gifhorn (Niedersachsen). Braunsch. naturkd. Schr. 3 Heft 4, 1005-1020.

Bangsgaard, L. 1993: Fisketæthed på 14 stryg og omløb i Vejle Amt. Rapport udgivet af Vejle Amt, Teknik og Miljø, 41 sider.

Bangsgaard, L. 1994a: Fiskepassage i vandløb. Vand & Jord 1 (1), 36-38.

Bangsgaard, L. 1994b: Stryg og omløb giver flere fisk. Sportsfiskeren 68 (5): 16-18.

Bangsgaard, L. 1995: Specialerapport ved Odense Universitet, Biologisk Institut, under udarbejdelse. Arbejdstitel Habitatvalg hos ørred-yngel på kunstige og naturlige gydebanker.

Bardonnnet, A. 1989: Occupation de l'espace par les jeunes stades de salmonidés: vie sous gravier, émergence et dévalaison chez l'ombre commun, *Thymallus thymallus* L. 1758. Doktorafhandling fra Claude Bernard Universitetet, Laboratoire de Biologie, Animale et Ecologie, Lyon, Frankrig, 189 sider.

Bardonnnet, A. & P. Gaudin 1990: Diel pattern in emergence in grayling *Thymallus thymallus* Linnaeus, 1758). Can. J. Zool. 68, 465-469.

Bardonnnet, A. & P. Gaudin 1991: Influence of Daily Variations of Light and Temperature on the Emergence Rhythm of Grayling Fry (*Thymallus thymallus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48, 1176-1180.

Berg, S. 1988: Heltbestanden i Ringkøbing og Stadil fjorde - opgangen nov.-dec. 1987. Ringkøbing Fjord Undersøgelser 1986-87, Delrapport nr. 9, 70 sider. Udgivet af Ringkøbing Amtskommune, Teknik og Miljøforvaltningen.

Berg, S. & J. Jørgensen 1994: Stocking experiments with 0+ eels (*Anguilla anguilla* L.) in Danish streams: post-stocking movements, density and mortality. Side 314-325 i I.G.Cowx: Rehabilitation of Freshwater Fisheries, Fishing News Books, 485 sider.

Bervoets, L., J. Coeck & R.F. Verheyen 1990: The value of lowland rivers for the conservation of rare fish in Flanders. Journal of Fish Biology 37 (supplement A), 223-224.

Bisazza, A. & A. Marconato 1988: Female mate choice, male-male competition and parental care in the river bullhead, *Cottus gobio* L. (Pisces, Cottidae). Anim. Behav. 36, 1352-1360.

Bisgaard, J. 1990: Sådan lever ålen i vore vandløb. Sportsfiskeren 65 (8), 20-21.

Bisgaard, J. & M.I. Pedersen 1990: Populations- og produktionsforhold for ål (*Anguilla anguilla* L.) i Bjørnsholm Å-systemet. DFH rapport nr. 378, 76 sider.

Bisgaard, J. & M.I. Pedersen 1991: Mortality and growth of wild and introduced cultured eels (*Anguilla anguilla* (L.)) in a Danish stream, with special reference to a new tagging technique. Dana, Vol. 9, 57-69.

Bless, R. 1985: Zur Regeneration von Bächen in der Agrarlandschaft. Schr.-Reihe Landschaftspflege Naturschutz, Heft 26, 79 s.

Bless, R. 1990: Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (*Cottus gobio* L.). *Natur und Landschaft* 65 (12), 581-585.

Bohlin, T. (1977): Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. *Oikos* 29, 112-117.

Boussu, M.F. 1954: Relationship between trout populations and cover on a small stream. *Journal of Wildlife Management* 18 (2), 229-239.

Breeser, S.W., F.D. Stearns, M.W. Smith, R.L. West & J.B. Reynolds 1988: Observations of Movements and Habitat Preferences of Burbot in an Alaskan Glacial River System. *Transactions of the American Fisheries Society* 117, 506-509.

Bridcut, E.E. & P.S. Giller 1993: Diet Variability in Relation to Season and Habitat Utilisation in Brown Trout, *Salmo trutta* L., in a Southern Irish Stream. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 118, 17-24.

Broad, K.J. 1987: Population dynamics of juvenile salmon of the Wye river system. Ph.D.-thesis fra Department of Applied Biology, U.W.I.S.T., Cardiff, 130 sider + bilag.

Brunken, H. 1989: Lebensraumansprüche und Verbreitungsmuster der Bachschmerle *Noemacheilus barbatulus* (LINNAEUS 1758). *Fischökologie* 1 (1), 29-45.

Christensen, L.B. 1988: Undersøgelser af naturlige og kunstige gydepladser for laksefisk. Hedeselskabets Forskningsvirksomhed, beretning nr. 39, 110 sider.

Christensen, O. 1990: Status for den nordatlantiske laks (*Salmo salar*) i Danmark. Notat fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Charlottenlund, 14 sider.

Christensen, O., S. Pedersen & G. Rasmussen 1993: Review of the Danish Stocks of Sea Trout (*Salmo trutta*). Notat C.M. 1993/M:22 til International Council for the Exploration of the Sea (ICES) fra Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje, Silkeborg. 15 sider.

Christiani, O. 1991: Fisk. Afsnit 6.5, side 157-159 i Asbirk, S. & S. Søgaard (red.) 1991: Rødliste 90. Særligt beskyttelseskrævende planter og dyr i Danmark. Udgivet af Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 222 sider.

Clark, R.A. 1992: Influence of Stream Flows and Stock Size on Recruitment of Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*) in the Chena river, Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 1027-1034.

Copp, G.H. 1990: Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes* 33, 181-193.

Copp, G.H. 1992: An empirical model for predicting microhabitat of 0+ juvenile fishes in a lowland river catchment. *Oecologia* 91, 338-345.

Crisp, D.T. 1991: Stream channel experiments on downstream movement of recently emerged trout, *Salmo trutta* L., and salmon, *Salmo salar* L.-III. Effects of developmental stage and day and night upon dispersal. *J. of Fish Biol.* 39, 371-381.

Crisp, D.T. & M.A. Hurley 1991a: Stream channel experiments on downstream movement of recently emerged trout, *Salmo trutta* L., and salmon, *Salmo salar* L.-I. Effect of four different water velocity treatments upon dispersal rate. *J. of Fish Biol.* 39, 347-361.

Crisp, D.T. & M.A. Hurley 1991b: Stream channel experiments on downstream movement of recently emerged trout, *Salmo trutta* L., and salmon, *Salmo salar* L.-II. Effects of constant and changing velocities and of day and night upon dispersal rate. *J. of Fish Biol.* 39, 363-370.

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.

Cunjak, R.A. & G. Power 1987: Cover use by Stream-Resident Trout in Winter: A Field Experiment. *North American Journal of Fisheries Management* 7, 232-237.

Cunjak, R.A. & R.G. Randall 1993: In-Stream movements of Young Atlantic Salmon (*Salmo salar*) During Winter and Early Spring. I: R.J. Gibson & R.E. Cutting (ed.): Production of juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in natural waters. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 118, 43-51.

Dahl, J. 1990: Ålepas - hvorfor og hvordan? Udgivet af Ferskvandsfiskeriforeningen for Danmark.

Daividsen, S. & J.P. Matthiesen 1992: Fiskeundersøgelse af stryg i Ringkjøbing Amt. *Vækst* 2, 7-8.

Davies, P.E., R.D. Sloane & J. Andrew 1988: Effects of Hydrological Change and the Cessation of Stocking on a Stream Population of *Salmo trutta* L.. *Austr. J. Mar. Freshwater. Res.* 39, 337-354.

Degerman, E. & M. Appelberg 1992: The response of stream-dwelling fish to liming. *Environmental Pollution* 78, 149-155.

Degerman, E. & B. Sers 1993: A Study of Interactions between Fish Species in Streams using Survey Data and the PCA-Hyperspace Technique. *Nordic J. Freshw. Res.* 68, 5-13.

Dieperink, C. & N. Wegner 1989: Gyde- og opvækstområder for laks i Skjern å-systemet. Rapport fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Ferskvandsfiskerilaboratoriet, og Ringkjøbing Amtskommune, Teknik- og Miljøforvaltningen, 57 sider.

DosSantos, J.M. 1991: Ecology of a Riverine Pike Population. Side 155-159 i: *Warmwater Fisheries Symposium 1*, June 4-8 1991, Scottsdale, Arizona. Cooper, J.L., Hamre, R.H. comps. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Stn., Fort Collins, Co USA Washington, DC USA USDA Forest Serv. 1991.

Downhower, J.F., P. Lejeune, P. Gaudin & L. Brown 1990: Movements of the chabot (*Cottus gobio*) in a small stream. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37 (1-2), 119-126.

Egglisshaw, H.J. 1970: Production of salmon and trout in a stream in Scotland. *J. Fish. Biol.* 2, 117-136.

Egglisshaw, H.J. & P.E. Shackley 1977: Growth, survival and production of juvenile salmon in a Scottish stream, 1966-75. *J. Fish. Biol.* 11, 647-672.

Egglisshaw, H.J. & P.E. Shackley 1980: Survival and growth of salmon, *Salmo salar* L., planted in a Scottish stream. *J. Fish Biol.* 16, 565-584.

Egglisshaw, 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.

Ejbye-Ernst, M. 1986: Stallingsens (*Thymallus thymallus* (L.)) udbredelse i Danmark. *Flora og Fauna* 92 (3-4), 89-93.

Ejbye-Ernst, M. 1993: Vandløbenes fiskebestande. Rapport fra Ribe Amt, Teknik og Miljø, 39 sider.

Ejbye-Ernst, M., J. Bisgaard, B. Møller, N.H. Worm, J. Nielsen, P.N. Jensen, P. Geertz-Hansen & J. Jørgensen 1993: Handlingsplan for ophjælpning og retablering af de danske laksebestande. IFF. Rapport Nr. 10, 57 sider.

Eklöv, A. & H. Kristiansen 1990: The effect of depth on perch-minnow interactions: a test of predation efficiency and prey vulnerability. Rapport fra Afdelingen for Økologi, Universitet i Lund, Sverige, 17 sider.

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. 1986: Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout *Salmo trutta* in a lake district stream. *Journal of Animal Ecology* 55, 907-922.

Elliott, J.M. 1987: The distances travelled by downstream moving trout fry, *Salmo trutta*, in a lake district stream. *Freshw. Biol.* 17, 491-499.

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.

Elson, P.F. 1975: Atlantic salmon rivers, smolt production and optimal spawning: an overview of natural production. *Int. Atl. Salm. Foundn. Spec. Publ. Ser.* 6, 96-119.

Ernst, M.E. & J. Nielsen 1981a: Sjældne og truede ferskvandsfisk i Danmark. Meddelelser fra Ferskvandsfiskerilaboratoriet 1/81, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, 70 sider.

Ernst, M.E. & J. Nielsen 1981b: Populationsdynamiske undersøgelser over stalling (*Thymallus thymallus* (L.)) i øvre Gudenå. Biologispeciale ved Institut for Zoologi og Zoofysiologi, Århus Universitet, 159 sider.

Ernst, M.E. & J. Nielsen 1983: Gudenåstallingens (*Thymallus thymallus* (L.)) gydebiologi. Meddelelser fra Ferskvandsfiskerilaboratoriet 1/83, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, 30 sider.

Fausch, K.D. & R.J. White 1981: Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38, 1220-1227.

Frandsen, S.B. 1991: Fiskeundersøgelse i Kolding Å 1990. Rapport fra Vejle Amt, Teknik og Miljø, 10 sider + bilag.

Friberg, N., B. Kronvang, L.M. Svendsen, H.O. Hansen & M.B. Nielsen (1994): Restoration of a channelized reach of the River Gelså, Denmark: effects on the macroinvertebrate community. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol. 4, 289-296.

Gardiner, W.R. 1984: Estimating population densities of salmonids in deep water in streams. *J. Fish Biol.* 24, 41-49.

Gardiner, R. & P. Shackley 1991: Stock and recruitment and inversely density-dependent growth of salmon, *Salmo salar* L., in a Scottish stream. *J. Fish Biol.* 38, 691-696.

Gaudin, P. 1987: Prédation sur le frai des Salmonidés: exemple des Cottidés. I: M.Thibault & R.Billard (ed): Restauration des rivières à saumons. INRA, Paris, 291-296.

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 (1-2), 81-93.

Geertz-Hansen, P. & E. Mortensen 1983: Okkers indvirkning på reproduktionen hos ørred (*Salmo trutta*). Vatten 39, 66-62.

Geertz-Hansen, P., G. Rasmussen & J. Skriver 1984: Fiskebiologiske okkerundersøgelser. Rapport til Miljøstyrelsen, Okkerreddegørelsen, bilag 8, 169 sider + bilag. Udarbejdet af Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Ferskvandsfiskerilaboratoriet.

Geertz-Hansen, P., G. Rasmussen & J. Skriver 1986: Okkers indflydelse på vandløbenes fiske- og smådyrsfauna. Vand & Miljø 3 (4), 155-159.

Gibson, R.J. 1966: Some Factors Influencing the Distributions of Brook Trout and Young Atlantic Salmon. J. Fish. Res. Bd. Canada 23 (12), side 1977-1980.

Gibson, R.J. 1978: The behaviour of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brook trout, *Salvelinus fontinalis*, with regard to temperature and to water velocity. Trans. Am. Fish. Soc. 107, 703-712.

Gibson, R.J. 1993: The Atlantic salmon in fresh waters: spawning, rearing and production. Reviews in Fish Biology and Fisheries 3, 39-73.

Gibson, R.J. & R.L. Haedrich 1988: The exceptional growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo trutta*) in the city waters of St. John's, Newfoundland, Canada. Pol. Srch. Hydrobiol. 35 (3-4), 385-407.

Gibson, R.J., D.E. Stansbury, R.R. Whalen & K.G. Hillier 1993: Relative Habitat Use, and Inter-Specific and Intra-Specific Competition of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) and Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in Some Newfoundland Rivers. I: R.J.Gibson & R.E. Cutting (ed.): Production of juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in natural waters. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 118, 53-69.

Grossman, G.D., A.d. Sostoa, M.C. Freeman & J. Lobon-Cerviá 1987: Microhabitat use in a mediterranean riverine fish assemblage. Oecologia 73, 490-500.

Grost, R.T., W.A. Hubert & T.A. Wesche 1990: Redd Site Selection by Brown Trout in Douglas Creek, Wyoming. Journal of Freshwater Ecology 5 (3), 365-371.

Græsbøll, P., C. Aub-Robinson og B. Kronvang 1989: Etablering af gydepladser i vandløb. Teknisk rapport nr. 22 fra Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 75 sider.

Grøn, P.N., B. Møller, M.B. Nielsen, M. Ejbye-Ernst, & L.K. Larsen (1988): Snæblen - en truet fiskeart. Rapport udgivet af Sønderjyllands- og Ribe Amtsråd, 31 sider.

Gunderson, D.R. 1968: Floodplain use related to stream morphology and fish populations. *Journal of Wildlife Management* 32 (3), 50-514.

Gönczi, A. 1989: A study of physical parameters at the spawning sites of the European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Regulated Rivers: Research & Management*, Vol. 3, 221-224.

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.

Heese, T. 1984: On some problems in biology of minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) (CYPRINIDAE) in the River Skawa. *ACTA ICHTHYOLOGICA ET PISCATORIA* Vol. XIV Fasc. 1-2, 25-41.

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.

Heggberget, T.G. 1987: Reproduction in Atlantic salmon (*Salmo salar*). A summary of studies in Norwegian streams. Udgivet af Directorate for Nature Management, Fish Research division, Tungasletta 2, N-7004 Trondheim, Norge, 205 sider.

Heggnes, J. 1988a: Effects of Short-Term Flow Fluctuations on Displacement of, and Habitat Use by, Brown Trout in a Small Stream. *Transac. Am. Fish. Soc.* 117, 336-344.

Heggnes, J. 1988b: Substrate Preferences of Brown Trout Fry (*Salmo trutta*) in Artificial Stream Channels. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 45, No. 10, 1801-1806.

Heggenes, J. 1988c: Effect of Experimentally Increased Intraspecific Competition on Sedentary Adult Brown Trout (*Salmo trutta*) Movement and Stream Habitat Choice. Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol.45, No. 7, 1163-1172.

Heggenes, J. & Borgstrøm 1991: Effect of habitat types on survival, spatial distribution and production of an allopatric cohort of Atlantic salmon, *S. salar* L., under conditions of low competition. Journal of Fish Biology 38, 267-280.

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. Journal of Fish Biology 38, 259-266.

Hermansen, H. & C. Krog 1980: Fysiske forhold i vandløb - med særlig henblik på deres betydning for bækkørred (*Salmo trutta* L.). Specialeopgave (rapport) ved den naturvidenskabelige embedseksamen, Århus Universitet, Zoologisk Laboratorium, 144 sider.

Hermansen, H. & C. Krog 1984: Influence of Physical Factors on Density of Stocked Brown Trout (*Salmo trutta fario* L.) in a Danish Lowland stream. Fish. Mgmt. 15 (3), 107-115.

Hermansen, H. & C. Krog 1985: A review of brown trout (*Salmo trutta*) spawning beds, indicating methods for their re-establishment in Danish lowland rivers. Side 116-123 i Alabaster, J.S. (red.): Habitat modification and freshwater fisheries. Proceedings of a symposium of the European Inland Fisheries Advisory Commission. Butterworths, London.

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, 639-653.

Hjorth, E.S., N. Lonnebjerg & J. Tryk 1983: Planer om prototype på restaurering med kunstige gydepladser. Sportsfiskeren 58 (12), 24-25.

Holcik, J. & J. Mihálik 1971: Europæiske ferskvandsfisk. Dansk bearbejdelse ved T.W. Langer, Lademann, København, 132 sider.

Holland, L.E. 1987: Effect of Brief Navigation-Related Dewaterings on Fish Eggs and Larvae. North American Journal of Fisheries Management 7, 145-147.

Huet, M. 1959: Profiles and Biology of Western European Streams as Related to Fish Management. Transactions of the American Fisheries Society 88 (3), 155-163.

Hutchinson, S. & L.E. Hawkins 1993: The migration and growth of 0-group flounders, *Pleuronectes flesus* in mixohaline conditions. Journal of Fish Biology 43, 325-328.

Hvidsten, N.A. & O. Ugedal 1991: Increased Densities of Atlantic Salmon Smolts in the River Orkla, Norway, after Regulation for Hydropower Production. American Fisheries Society Symposium 10, 219-225.

Hvidsten, N.A. & B.O. Johnsen 1992: River bed construction: impact and habitat restoration for juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. Aquaculture and Fisheries Management 23, 489-498.

Hvidt, C.B. & I.G. Christensen 1990: Træk af Nordsøsnæblens (*Coregonus oxyrhynchus* L.) biologi i Vidå-systemet. Specialerapport ved Zoologisk Laboratorium, Århus Universitet, 112 sider.

Iversen, T.M., B. Kronvang, B.L. Madsen, P. Markmann & M.B. Nielsen 1993: Re-establishment of Danish streams: restoration and maintenance measures. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, Vol. 3, 73-92.

Jankovic, D. 1964: Synopsis of biological data on European grayling *Thymallus thymallus* (Linnaeus) 1758. FAO Fisheries Synopsis No. 24, Rom.

Jackson, P.D. 1980: Movement and home range of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, in the Aberfeldy River, Victoria. Austr. J. Mar. Freshwater Res. 31, 837-45.

Jenkins, T.M. 1969: Social Structure, Position Choice and Microdistribution of Two Trout Species (*Salmo trutta* and *Salmo gairdneri*) Resident in Mountain Streams. Animal Behaviour Monographs Vol. 2, Part 2, 56-123.

Jensen, A.R. 1988: Havørreden i Tved Å, Ribe Vandsystem, 1986-1987. Specialerapport, Århus Universitet, 61 sider.

Jensen, F. 1982: Gudenå laksen. Natur og Museum 21 (3), 23 sider. Udgivet af Naturhistorisk Museum, Århus.

Jensen, F. & S. Olsen 1989: Ålen. Natur og Museum 28 (3), 31 sider. Udgivet af Naturhistorisk Museum, Århus.

Jensen, F.M. & K. Olesen 1992: Smerlingen *Noemacheilus barbatulus* - En undersøgelse i Gjern Å systemet. Rapport ved den afsluttende eksamen for miljøteknikere på Frederikshavn Tekniske Skole, 23 sider + bilag.

Jensen, J., J. Skriver og L. Skjødsholm 1994: Effekter af miljøvenlig vedligeholdelse i amtsvandløb, Århus Amt, 1987-92. Rapport fra Århus Amt, Natur og Miljø, 38 sider + bilag

Jowett, I.G. 1990: Factors related to the distribution and abundance of brown and rainbow trout in New Zealand clear-water rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24, 429-440.

Jowett, I.G. 1992: Models of the Abundance of Large Brown Trout in New Zealand Rivers. *North American Journal of Fisheries Management* 12, 417-432.

Jørgensen, J. 1992: Fiskepassage ved Holstebro Vandkraftværk. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune, Teknik og Miljøforvaltningen, 22 sider.

Jørgensen, J. 1993a: Fiskepassage ved Holstebro Vandkraftværk. *Vand & Miljø* 10 (1), 13-17.

Jørgensen, J. (red.) 1993b: Fiskepleje. Publikation udgivet af Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje (IFF), Silkeborg, 23 sider.

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.

Jørgensen, J. & S.Berg 1994: Udsætning af ål i vandløb. *Vand & Jord* 1 (1), 25-28.

Kaintz, E. & H.P. Gollman 1989a: Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fliessgewässern. Teil 2: Bartgrundel oder Schmerle. *Österr. Fisch.* 42, 240-245.

Kaintz, E. & H.P. Gollman 1989b: Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fliessgewässern. Teil 1: Koppe, Mühlkopp oder Groppe (*Cottus gobio* L.). *Österr. Fisch.* 42, 204-207.

Kaintz, E. & H.P. Gollman 1990: Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fliessgewässern. *Österr. Fisch.* 43 (4), 80-86.

Kaya, C.M. 1991: Rheotactic Differentiation between Fluvial and Lacustrine Populations of Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*), and implications for the Only Remaining Indigenous Population of Fluvial "Montana Grayling". *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 53-59.

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.

Käfel, G. 1993: Besonderheiten und Gefährdung von *Misgurnus fossilis*. Österreichs Fischerei 46, 83-90.

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.

Keenleyside, M.H.A. & F. Yamamoto 1962: Territorial behaviour of juvenile atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Behaviour 19, 139-169.

Kennedy, G.J.A. 1982: Factors affecting the survival and distribution of salmon (*Salmo salar* L.) stocked in upland trout (*Salmo trutta* L.) streams in Northern Ireland. EIFAC Tech.Pap. 42 (1), 227-242.

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 survival and growth of stocked juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and resident trout, *Salmo trutta* L., in an upland stream. J. Fish. Biol. 28, 479-489.

Kirillov, A.F. 1989: Burbot, *Lota lota*, of Vilyuysk Reservoir. Journal of Ichthyology 28 (2), 49-55.

Knudsen, B. 1989: Gyde-aktivitet, succes/fiasco hos ørred i 11 vandløb ved Randers. Rapport fra Randers Kommune, Naturplejen, Ungdomsbeskæftigelsen, Centralforvaltningen, 176 sider + bilag.

Korolev, V.V. 1991: The Common Sculpin, *Cottus gobio*, of the Upper Pechora river Basin. Journal of Ichthyology 31 (5), 36-41.

Kozel, S.J., W.A. Hubert & M.G. Parsons 1989: Habitat Features and Trout Abundance Relative to Gradient in Some Wyoming Streams. Northwest Science 63 (4), 175-182.

Kratt, L.F. & R.J.F. Smith 1977: A Post-hatching Sub-gravel Stage in the Life History of the Arctic Grayling, *Thymallus arcticus*. Trans. Am. Fish. Soc. 106 (3), 241-243.

Kristensen, P. & H.O. Hansen 1994: European Rivers and Lakes - Assessment of their Environmental State. European Environment Agency, EEA Environmental Monographs 1, 122 sider.

Krog, C. & H. Hermansen 1985: Physical structure and brown trout (*Salmo trutta fario*) populations in small Danish lowland streams. Side 216-222 i Alabaster, J.S. (red.): Habitat modification and freshwater fisheries. Proceedings of a symposium of the European Inland Fisheries Advisory Commission. Butterworths, London.

Kronborg, O., H.V. Pedersen & M. Støckler 1984: En populations-
økologisk undersøgelse af helt, *Coregonus lavaretus* L., i Tange Sø.
Biologispeciale ved Institut for Zoologi og Zoofysiologi, Århus
Universitet, 306 sider.

Kronvang, B., P. Græsbøll, L.M. Svendsen, N. Friberg, A.B. Hald, G.
Kjellsson, M.B. Nielsen, B.D. Petersen & O. Ottosen 1994: Restaurering
af Gels Å ved Bevtøft: Miljømæssig effekt i vandløb og de vandløbs-
nære arealer. Danmarks Miljøundersøgelser. 88 sider. - Faglig rapport
fra DMU nr. 110.

Lacroix, G.L. 1989: Production of Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo
salar*) in Two Acidic Rivers of Nova Scotia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46,
2003-2018.

Ladich, F. 1989: Sound production by the river bullhead, *Cottus gobio*
L. (Cottidae, Teleostei). J. Fish. Biol. 35, 531-538.

Ladich, F. 1990: Vocalization during Agonistic Behaviour in *Cottus
gobio* L. (Cottidae): An Acoustic Threat Display. *Ethology* 84, 193-210.

Larsen, K. 1971: Status 1971 over de danske ferskvandsfisk. Forekomst
og bestandstæthed. - Status over den danske dyreverden, 153-163.
Zoologisk Museum, København.

Larsen, K. 1972: New trends in planting trout in lowland streams. The
result of some controlled Danish liberations. *Aquaculture* 1, 137-171.

Larsen, K. 1975a: Fiskene i de rindende vande. Side 119-162 i Nørre-
vang, A. & T.J. Meyer (red.): Danmarks Natur, bind 5, Politikens Forlag,
492 sider.

Larsen, K. 1975b: Fiskene i søerne. Side 377-418 i Nørrevang, A. & T.J.
Meyer (red.): Danmarks Natur, bind 5, Politikens Forlag, 492 sider.

Larsen, K. 1978: Lystfiskerens billedleksikon - ferskvandsfisk.
Lademann, 143 sider.

Larsen, L.K. 1984: Populationsdynamiske undersøgelser over ørred
(*Salmo trutta* L.) og regnbueørred (*Salmo gairdneri* Rich.) i tilløb til
Hald Sø. Biologispeciale ved Institut for Zoologi og Zoofysiologi,
Århus Universitet, 116 sider + bilag.

Larsen, M. & J. Carl 1994: Population sizes and distributions of pike
(*Esox lucius* L.) and zander (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in Bygholm
Stream and Reservoir. Specialerapport ved Biologisk Institut, Afdeling
for Zoologi, Århus Universitet.

- Larsen, K.H. & P.W. Henriksen 1992*: Sandvandring ødelægger ørredens yngel. *Vand og Miljø* 9 (6), 188-192.
- Larsen, K.H. & P.W. Henriksen 1993*: Sedimenttransportens betydning for naturlig reproduktion af ørred i Havelse Å og Kollerød Å. Rapport om vandmiljøundersøgelser nr. 20 fra Frederiksborg Amt, Teknisk Forvaltning, 20 sider.
- Lelek, A. 1987*: Threatened Fishes of Europe. Vol. 9 i serien The Freshwater Fishes of Europe, AULA-Verlag Wiesbaden, 343 sider.
- Le Cren, E.D. 1969*: Estimates of Fish Populations and Production in Small Streams in England. I: T.G.Northcote (ed.): Symposium on salmon and trout in streams. MacMillan Lectures in Fisheries, Univ. Brit. Col. Vancouver, 269-280.
- Le Cren, E.D. 1973*: The population dynamics of young trout (*Salmo trutta*) in relation to density and territorial behaviour. *Rapports et procès-verbaux des réunions*, Vol. 241-246.
- Leskelä, A., R. Hudd, H. Lehtonen, H. Huhmarniemi & O. Sandström 1991*: Habitats of whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.) s.l.) larvae in the Gulf of Bothnia. *Aqua Fennica* 21 (2), 145-151.
- Levesen, B. 1995*: Bræmmer gavner vandløb. Østjysk Landbrugsrådgivning 5 (1), 4-5.
- Levesen, B. & P.V. Nielsen 1995*: Erosion ved fem vandløb i Vejle Amt 1994. Rapport udgivet af Vejle Amt, Teknik og Miljø, 31 sider + bilag.
- Lewis, S.L. 1969*: Physical Factors Influencing Fish Populations In Pools of a Trout Stream. *Trans. Am. Fish.Soc.* 98 (1), 14-19.
- Lindroth, A. 1955*: Distribution Territorial Behaviour and Movements of Sea Trout Fry in the River Indalsälven: Rep. Inst. Freshwater Res., Drottningholm, Vol. 36, 104-119.
- Lodi, E. & G. Malacarne 1990*: Reproductive behaviour of the spined loach *Cobitis taenia* L. (Pisces, Cobitidae). *Annales des Sciences Naturelles, Zoologie, Paris* 13 (11), 107-111.
- Lodi, E. & G. Malacarne 1991*: Differences in sexual behaviour between two phenotypic states of the spined loach, *Cobitis taenia* L. *J. of Fish Biol.* 38, 312-323.
- Lundberg, S. 1988*: Grönlingens livsmiljö. Fauna och flora Vol. 83, 260-263.

Madsen, B.L. 1994: Vandløbene - ti år med den nye vandløbslov. Miljønyt nr. 10, 217 sider, udgivet af Miljøstyrelsen.

Mann, R.H.K. & J.H. Blackburn 1991: The biology of the eel *Anguilla anguilla* (L.) in an English chalk stream and interactions with juvenile trout *Salmo trutta* L. and salmon *Salmo salar* L.. Hydrobiologia 218, 65-76.

Maitland, P.S. & A.A. Lyne 1990: Practical conservation of British fishes: current action on six declining species. J. of Fish Biol. 37 (supplement A), 255-256.

Manyukas, Y.L. 1989: Biology of the Atlantic Shad, *Alosa fallax fallax* in Kurshskiy Bay. J. Ichthyol. 29 (8), 125-128.

Marconato, A., A. Bisazza & M. Fabris 1993: The cost of parental care and egg cannibalism in the river bullhead, *Cottus gobio* L. (Pisces, Cottidae). Behav. Ecol. Sociobiol. 32, 229-237.

McClure, W.A. & W.R. Gould 1991: Response of Underyearling Fluvial Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*) to Velocity, Depth, and overhead cover in Artificial Enclosures. Northwest Science 65 (5), 201-204.

Meyers, L.S., T.F. Thuemler & G.W. Kornely 1992: Seasonal Movements of Brown Trout in Northeast Wisconsin. North American Journal of Fisheries Management 12, 433-441.

Michelsen, K. 1992: Fiskepassage på 4 lokaliteter i Skjern Å-systemet. Rapport fra Ringkjøbing Amtskommune, Teknik- og Miljøforvaltningen, 34 sider + bilag.

Miljøstyrelsen 1983: Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del I, vandløb og søer. 89 sider.

Miljøstyrelsen 1990: Vandmiljø - 90. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, 1 1990, 205 sider.

Miljøstyrelsen 1992: Ændring af vandløbslovens paragraf 69 om bræmmer. Vejledning nr. 10 fra Miljøstyrelsen, 20 sider.

Mills, C.A. 1981: Egg population dynamics of naturally spawning dace, *Leuciscus leuciscus* (L.). Env. Biol. Fish. 6 (2), 151-158.

Mills, C.A. 1988: The effect of extreme northerly climatic conditions on the life history of the minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.). J. Fish Biol. 33, 545-561.

Mills, C.A., J.S. Welton & E.L. Rendle 1983: The age, growth and reproduction of the stone loach *Noemacheilus barbatulus* (L.) in a Dorset chalk stream. *Freshwater Biology* 13, 283-292.

Mills, C.A. & R.H.K. Mann 1985: Environmentally-induced fluctuations in the year-class strength and their implications for management. *J. Fish Biol.* 27, Suppl. A., 209-226.

Mills, D.H. 1973: Preliminary assessment of the characteristics of the spawning tributaries of the River Tweed with a view to management. *Int. Atl. Salm. Foundn. Spec. Publ.* 4 (1), 145-155.

Mortensen, E. 1977a: The population dynamics of young trout (*Salmo trutta* L.) in a Danish brook. *J. Fish Biol.* 10, 23-33.

Mortensen, E. 1977b: 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. & T.Penczak 1988: Populations, growth, biomass and production of fish in a small stream in north-west Poland. *Ekologia Polska* 36 (3-4), 445-458.

Müller-Haeckel, A. 1984: The reproduction of the grayling (*Thymallus thymallus* L.) in relation to the acidity of coastal stream in northern Sweden. *Fauna Norrland* 2, 1-13.

Muus, B. & P. Dahlstrøm 1990: Europas ferskvandsfisk. Gads natur forum, 224 sider.

Nicholls, A.G. 1958: The population of a trout stream and the survival of released fish. *Austr. J. Mar. Freshwater. Res.* 9, 319-350.

Nielsen, G. 1980: Vandløbspleje og fiskeressourcer. *Salmo trutta* L. - fordelingsmønster og habitatudformning. Specialrapport ved naturvidenskabelig embedseksamen, Københavns Universitet, 100 sider.

Nielsen, G. 1982: Brede Å-vandsystemet. Blankålproduktion 1981. Rapport udgivet af Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Ferskvandsfiskerilaboratoriet, 30 sider.

Nielsen, G. 1986: Dispersion of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to stream cover and water depth. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 33 (3/4), 475-488.

Nielsen, J. 1988: Marking and tagging methods applied to eel, *Anguilla anguilla* (L.). EIFAC Occas. Pap. No. 21, 1-24.

Nielsen, J. 1993: Fiskene i Bredstrup Å 1992. Rapport fra Vejle Amt, Teknik og Miljø, 19 sider + bilagskort.

Nielsen, J. 1994a: Vandløbsfiskenes Verden - med biologen på arbejde. Gads Forlag, København, 202 sider.

Nielsen, J. 1994b: Laksefiskene og kanosejladsen i Gudenåen opstrøms Mossø. Rapport fra Vejle Amt, Teknik og Miljø, 37 sider.

Nielsen, J. 1994c: Restaurering af vandløb i Vejle Amt 1983-93. Rapport fra Vejle Amt, Teknik og Miljø, 76 sider.

Nielsen, J. & G. Rasmussen 1982: Sådan udarbejdes en ørredudsætningsplan. Sportsfiskeren 57 (6), 26-28.

Nielsen, J., K. Rasmussen & J. Zeuthen 1989: Vandløb og veje. Dansk Vejtidskrift nr. 11, 270-272.

Nielsen, L. 1990: Fisk i farver. Politikens Forlag, 248 sider.

Næsje, T.F., O.T. Sandlund & B. Jonsson 1986: Habitat use and growth of age-0 whitefish, *Coregonus lavaretus*, and cisco, *C. albula*. Environmental Biology of Fishes 15 (4), 309-314.

O'Grady, M.F. 1993: Initial observations on the effects of varying levels of deciduous bankside vegetation on salmonid stocks in Irish-waters. Aquaculture and Fisheries Management 24, 563-573.

Olesen, T.M. 1993: Populations-dynamik hos udsatte laks (*Salmo salar* L.) og vild ørred (*Salmo trutta* L.) i et stort vandløb. IFF. Rapport nr 21, 76 sider.

Ottaway, E.M. & A. Clarke 1981: A preliminary investigation into the vulnerability of young trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic salmon (*S. salar* L.) to downstream displacement by high water velocities. J. Fish. Biol. 19, 135-145.

Ottaway, E.M. & D.R. Forrest 1983: The influence of water velocity on the downstream movement of alevins and fry of brown trout, *Salmo trutta* L. J. Fish Biol. 23, 221-227.

Otterstrøm, C.V. 1958: Heltlingen (*Coregonus albula* L.). Ferskvandsfiskeribladet 56 (3), 36-39.

Petersen, E.B. 1993: Smerlingens fødebiologi. Biologispeciale ved Biologisk Institut, Odense Universitet, 81 sider.

*Pedersen, S. & N. Poulsen 1989: Biology of the Dace *Leuciscus leuciscus* (L.) in a Danish lowland stream. DFH rapport nr. 364, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser.*

Plesner, T. 1993: Sådan virker den nye passage ved Vestbirk. Sportsfiskeren 68 (1-2), 32-34.

*Plesner, T. 1994: Udtræk af ørredsmolt (*Salmo trutta* L.) og nedstrøms passage af fisk ved Vestbirk Vandkraftværk på Gudenåen. Speciale-rapport ved Biologisk Institut, Afdeling for Zoologi, Århus Universitet, 60 sider.*

*Rasmussen, A.C. 1987: Undersøgelser af ørredens (*Salmo trutta* L.) biologi i Hagenstrup Møllebæk. Biologispeciale ved Institut for Zoologi og Zoofysiologi, Århus Universitet, 116 sider + bilag.*

*Rasmussen, G. 1986: The population dynamics of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to year-class size. Pol. Arch. Hydrobiol. 33 (3/4), 489-508.*

*Rasmussen, K. 1979: Udbredelse og fødebiologi hos brakvandshelten, *Coregonus lavaretus* (L.) i Nissum Fjord. Meddelelser fra Ferskvandsfiskerilaboratoriet 1/79, Silkeborg, 18 sider.*

Rimmer, D.M. 1980: On the autumnal habitat change of juvenile Atlantic salmon. Doctoral dissertation, University of New Brunswick, Fredericton N.B., 192 sider.

*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.*

Rincón, P.A., P. Barrachina & Y. Bernat 1992: Microhabitat use by 0+ juvenile cyprinids during summer in a Mediterranean river. Arch. Hydrobiol. 125 (3), 323-337.

Sandlund, O.T. 1992: Differences in the Ecology of two Vendace Populations separated in 1895. Nordic J. Freshw. Res. 67, 52-60.

Saunders, R.L. & J.H. Gee 1964: Movements of Young Atlantic Salmon in a Small Stream. J. Fish. Res. Bd. Canada 21 (1), 27-36.

*Schmidt, G.W. 1991: Versuche zur Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in den Rhein-Nebenfluss Sieg. Fischökologie 5, 35-42.*

*Scruton, D.A. & R.J. Gibson 1993: The Development of Habitat Suitability Curves for Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in Riverine Habitat in Insular Newfoundland, Canada. I: R.J. Gibson & R.E. Cutting (ed.): Production of juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in natural waters. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 118, 149-161.*

Sers, B. & E. Degerman 1992: Fiskfaunan i Svenska vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet 3, 1-41. Drottningholm.

Shearer, W.M. 1992: The Atlantic Salmon. Natural History, Exploitation and Future Management. Fishing News Books, 244 sider.

Shirvell, C.S. & R.G. Dungey 1983: Microhabitats Chosen by Brown Trout for Feeding and Spawning in Rivers. Trans. Amer. Fish. Soc. 112 (3), 355-367.

*Shustov, Y.A. 1990: A review of studies of habitat conditions and behaviour of young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the rivers of Karelia and the Kola peninsula. Pol. Arch. Hydrobiol. 37 (1-2), 29-42.*

Sivebæk, F. 1995: Specialerapport ved Odense Universitet, Biologisk Institut, under udarbejdelse. Arbejdstitel: Gydesucces hos laks og ørred på kunstige og naturlige gydebanks.

*Smyly, W.J.P. 1955: On the biology of the stone-loach *Nemacheilus barbatula* (L.). Journal of Animal Ecology, Vol. 24, 167-186.*

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.), 136-145. University of Washington, Seattle, Washington.

Solomon, D.J. 1985: Salmon stock and recruitment, and stock enhancement. J. Fish Biol. 27 (Supplement A), 45-57.

*Solomon, D.J. & D. Paterson 1980: Influence of natural and regulated streamflow on survival of brown trout (*Salmo trutta* L.) in a chalkstream. Env. Biol. Fish. 5 (4), 379-382.*

Spiess, H-J. & A. Waterstraat 1990: Results to the Ecology of Endangered Species of Fish and cyclostomes from Three Streams of Northern and Central Germany. Int. Revue ges. Hydrobiol. 75 (5), 619-638.

Stahlberg, S. & P. Peckmann 1987: The critical swimming speed of small Teleost fish species in a flume. Arch. Hydrobiol. 110 (2), 179-193.

Strömberg, Å. & T. Carlberg 1989: Grönlingsprojekt i fält. Fauna och flora Vol. 84, 78-85.

Stuart, T.A. 1957: Spawning Migration, Reproduction and Young Stages of Loch Trout (*Salmo trutta* L.). Scientific Investigations, Freshwater and Salmon Fisheries Research, Vol. 5, 1-39. Edinburgh.

Symons, P.E.K. 1971: Behavioural adjustment of population density to available food by juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology*, Vol. 40 II, 569-587.

Symons, P.E.K. & M. Heland 1978: Stream Habitats and Behavioral Interactions of Underyearling and Yearling Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *J. Fish. Res. Board Can.* 35, 175-183.

Sørensen, H., P. Landsfeldt M.Lorentzen & J.B. Vierli 1992: Stryg som faunapassage. Erfaringer og ideer. Del af afgangspjækt ved Ingeniørhøjskolen, Horsens Teknikum, 58 sider.

Taverny, C. 1990: An attempt to estimate *Alosa alosa* and *Alosa fallax* juvenile mortality caused by three types of human activity in the Gironde Estuary, 1985-1986. I W.L.T. van Densen, B. Steinmetz & R.H. Hughes (red.): Management of freshwater fisheries. Proceedings of a symposium organized by the European Inland Fisheries Advisory Commission, Göteborg, Sweden, 31 May-3 June 1988. Pudoc. Wageningen, side 215-229.

Ulnits, S. 1993: Laks i Gudenåen. G.E.C. Gads Forlag, København, 124 sider.

Urho, L. 1992: Morphological and ecological differences in the development of smelt and herring larvae in the northern Baltic Sea. *Sarsia* 77 (1), 1-10.

Voldsgaard, G. 1990: Knuden (*Lota lota* (L.)). En undersøgelse i Voel Bæk med specielt henblik på knudens predation af bækørred. DFH rapport nr. 394, Danmarks Fiskeri og Havundersøgelser, 80 sider.

Waterstraat, A. 1992: Populationsökologische Untersuchungen an *Cottus gobio* L. und anderen Fischarten aus zwei Flachlandbächen Norddeutschlands. *Limnologica* 22 (2), 137-149.

Weatherley, N.S. 1989: The diet and growth of 0-group flounder, *Platichthys flesus* (L.), in the River Dee, North Wales. *Hydrobiologia* 178, 193-198.

Wegner, N. 1982: Skjern Å systemets vildfisk 1982. Rapport udgivet af Ringkjøbing Amtskommune.

Welton, J.S., C.A. Mills & E.L. Rendle 1983: Food and habitat partitioning in two small benthic fishes, *Noemacheilus barbatulus* (L.) and *Cottus gobio* L. *Arch. Hydrobiol.* 97 (4), 434-454.

Welton, J.S., C.A. Mills & J.R. Pygott 1991: The effect of interaction between the stone loach *Noemacheilus barbatulus* (L.) and the bullhead *Cottus gobio* L. on prey and habitat selection. Arch. Hydrobiol. 97 (4), 434-454.

Wesche, T.A., C.M. Goertler & C.B. Frye 1987: Contribution of Riparian Vegetation to Trout Cover in Small Streams. North American Journal of Fisheries Management 7, 151-153.

White, R.J. 1975: Trout population responses to streamflow fluctuation and habitat management in Big Roche-a-Cri Creek, Wisconsin. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 2469-2477.

Wiberg-Larsen, P., S. Petersen, T. Rugaard, & P. Geertz-Hansen 1994: Bedre vandløbspleje giver flere fisk. Vand & Jord 1 (6), 263-265.

Williams, R. & M.F. Harcup 1986: Fish production in some River Ebbw tributaries. Pol. Arch. Hydrobiol. 33 (3/4), 319-332.

Witkowski, A. & M. Kowalewski 1988: Migration and structure of spawning population of European grayling *Thymallus thymallus* (L.) in the Dunajec basin. Arch. Hydrobiol. 112 (2), 279-297.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Miljøprojekt fra Miljøstyrelsen, nr. 293

Udgivelsesår: 1995

Titel:

Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold

Undertitel:

Et udvalg af eksisterende viden

Forfatter(e):

Nielsen, Jan

Udførende institution(er):

Resumé:

Rapporten indeholder en sammenstilling af den nyeste viden om de danske fiskearters krav til vandløbenes fysiske udformning. Fiskenes udbredelse og krav til vandløbets bundmateriale, vandstrøm, vegetation m.v. gennemgås, og der gives forslag til, hvordan fiskebestandene bedst plejes. Det konkluderes, at der altid er fisk på vandring i vandløbene, og at det er afgørende at sikre fiskenes muligheder for fri passage. Desuden er det vigtigt at sikre variation i vandløbets fysiske forhold, ligesom det fremgår, at bredzonen er af største betydning for fiskebestandene.

Emneord:

fiskebestand; vandløb; restaurering; økologi

ISBN: 87-7810-354-1

ISSN: 0105-3094

Pris (inkl. 25 % moms): 145,- kr.

Format: A4

Sideantal: 129 s.

Md./år for redaktionens afslutning: april 1995

Oplag: 900

Andre oplysninger: Omslagsfoto: Jan Nielsen

Tryk: Luna-Tryk ApS, København

Trykt på 100% genbrugspapir Cyclus

Miljøprojekt

- Nr. 237: PVC-holdige produkter i den grafiske branche
- Nr. 238: Komposteringsanlæg Århus Nord
- Nr. 239: Renere teknologi i den nordjyske fiskeindustri
- Nr. 240: Evaluering af Det Nordjyske Rammeprogram for Renere Teknologi
- Nr. 241: Differentierede renovationsgebyrer
- Nr. 242: Grøn, statslig indkøbspolitik
- Nr. 243: Planteplankton - økologi
- Nr. 244: Miljøvurderinger og substitutionsovervejelser
- Nr. 245: Tilslutning af industrispildevand til kommunale renseanlæg
- Nr. 246: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1992
- Nr. 247: Principper for fastsættelse af jordkvalitetskriterier
- Nr. 248: Klorparaffiner i Danmark
- Nr. 249: Emission af dioxiner fra pejs og brændeovne
- Nr. 250: Økotoxikologiske kvalitetskriterier for overfladevand
- Nr. 251: Phytoplankton - Ecology
- Nr. 252: Emballagevalg og affaldsproduktion på sygehuse
- Nr. 253: Miljørigtig projektering
- Nr. 254: Ecotoxicological Evaluation of Industrial Wastewater
- Nr. 255: Fældningskemikaliers indhold af miljøfremmede stoffer
- Nr. 256: Mikrobiologiske bekæmpelsesmidler
- Nr. 257: Produktion og miljøforhold i papirindustrien
- Nr. 258: Dyrkningsforsøg med kompost 1989-1993
- Nr. 259: Vandforbrug i fremstillingsindustrien
- Nr. 260: Industrispildevands miljøfarlighed
- Nr. 261: Ozonlagsnedbrydende stoffer - forbrug i 1993
- Nr. 262: Rensemaskine med kulbrinter
- Nr. 263: Grøn indkøbspolitik i amter og kommuner
- Nr. 264: Dagrenovation fra private husholdninger
- Nr. 265: Vægtafhængig dagrenovation - Tinglev Kommune
- Nr. 266: Blæserensning og korrosionsbeskyttelse af stålkonstruktioner
- Nr. 267: Renere teknologi i malteri-, bryggeri- og mineralvandsindustrien
- Nr. 268: Kortlægning af ressourcehåndtering i tekstil vådbehandling
- Nr. 269: Miljøbelastning fra affaldsbehandlingsanlæg
- Nr. 270: Genetisk modificerede herbicidresistente planter
- Nr. 271: Rengøringsfunktionen på sygehuse
- Nr. 272: Kliniske engangsartiklers miljøbelastning
- Nr. 273: Røntgenfunktionens miljøbelastning
- Nr. 274: Miljøfarlige kemikalier på sygehuslaboratorier
- Nr. 275: Ånære arealers samspil med vandløb
- Nr. 276: Demonstrationsejendomme for bedre udnyttelse af husdyrgødning
- Nr. 277: Genetically modified animals
- Nr. 278: Miljøfremmede stoffer i renseanlæg
- Nr. 279: Renere teknologi i Grenås industri
- Nr. 280: Bortskaffelse af elektronikprodukter
- Nr. 281: Miljøprioritering af industriprodukter
- Nr. 282: Neurotoxicology
- Nr. 283: Ammoniakfordampning fra landbruget
- Nr. 284: Indsatsområder for renere teknologi i den grafiske branche
- Nr. 285: Traffic PAH and Other Mutagens in Air in Denmark
- Nr. 286: TIC-nettets indsats for renere teknologi i mindre virksomheder
- Nr. 287: Miljøvurdering af EVOH og EVA
- Nr. 288: Miljøvurdering af LLDPE
- Nr. 289: Electronics and the Environment
- Nr. 290: Male Reproductive Health and Environmental Chemicals with Estrogenic Effects
- Nr. 291: Introduktion til miljøvurdering af elektronikprodukter
- Nr. 292: Mandlig reproduktion og kemiske stoffer med østrogenlignende effekter
- Nr. 293: Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold

Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold

Rapporten indeholder en sammenstilling af den nyeste viden om de danske fiskearters krav til vandløbenes fysiske udformning. Fiskenes udbredelse og krav til vandløbets bundmateriale, vandstrøm, vegetation m.v. gennemgås, og der gives forslag til, hvordan fiskebestandene bedst plejes. Det konkluderes, at der altid er fisk på vandring i vandløbene, og at det er afgørende at sikre fiskenes muligheder for fri passage. Desuden er det vigtigt at sikre variation i vandløbets fysiske forhold, ligesom det fremgår, at bredzonen er af største betydning for fiskebestandene.

Pris kr. 145.- inkl. 25% moms

ISSN nr. 0105-3094

ISBN nr. 87-7810-354-1

Miljø- og Energiministeriet **Miljøstyrelsen**
Strandgade 29 · 1401 København K · Telefon 32 66 01 00