Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Habitatmodellering i Ledreborg Å

Effekten på ørred ved reduceret vandføring

Faglig rapport fra DMU, nr. 580

[Tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Habitatmodellering i Ledreborg Å

Effekten på ørred ved reduceret vandføring

Faglig rapport fra DMU, nr. 580
2006

Bente Clausen
Morten Lauge Pedersen
Danmarks Miljøundersøgelser

Martin Olsen
Roskilde Universitetscenter

Stig Pedersen
Danmarks Fiskeriundersøgelser

Datablad

Titel:	Habitatmodellering i Ledreborg Å
Undertitel:	Effekten på ørred ved reduceret vandføring

Forfattere:	Bente Clausen[1], Martin Olsen[2], Stig Pedersen[3], Morten Lauge Pedersen[1]
Institution, afdeling:	[1]DMU, Afdeling for Ferskvandsøkologi, [2]Roskilde Universitetscenter, [3]Danmarks Fiskeriundersøgelser

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 580
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Maj 2006
Redaktion:	Bente Clausen og Kurt Nielsen
Faglig kommentering:	Kurt Nielsen, Danmarks Miljøundersøgelser
Finansiel støtte:	Københavns Energi
Bedes citeret:	Clausen, B., Olsen, M., Pedersen, S. & Pedersen, M.L. 2006: Habitatmodellering i Ledreborg Å. Effekten på ørred ved reduceret vandføring. Danmarks Miljøundersøgelser. 58 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 580: http://faglige-rapporter.dmu.dk

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Sammenfatning: Denne rapport beskriver, hvorledes en hydraulisk habitatmodel (RHYHABSIM) kan bruges til beskrivelse af konsekvenserne af ændret vandføring på den tilgængelige habitat for ørreder i vandløb. Modelleringen er foregået på fire strækninger i Ledreborg Å. Habitatmodeller kombinerer en stationær hydraulisk model med en biologisk model. Habitatmodellen beregner det vægtede habitatareal ved forskellige vandføringer på baggrund af modellering af strømhastigheder, dybder og substrat i mange punkter på vandløbsbunden og kombinerer dette med fx ørreders præferencer for parametrene. Valget af de rette præferencekurver er yderst vigtigt for præcisionen i modelleringen, og derfor er der foretaget en analyse af forskellige nationale og internationale data med henblik på at finde de rigtige præferencekurver til brug i modeltesten. Modellen blev derfor afprøvet med præferencekurver udviklet i Danmark og Storbritannien. På baggrund heraf blev det besluttet at bruge danske præferencekurver for yngel og juvenil ørred og inkludere både dybde, strømhastighed og substrat i den endelige modellering. For voksne ørreder blev der benyttet præferencer fra et engelsk vandløb af samme type som Ledreborg Å. Resultaterne viser anvendeligheden og mulighederne ved brug af habitatmodeller i administration af vandløb.

Emneord:	Habitat, modeller, vandløb, vandindvinding, ørred
Layout:	Anne-Dorthe Villumsen
Illustrationer:	Grafisk værksted, Silkeborg
Omslagsfoto:	Ørreder i vandløb. Morten Lauge Pedersen, DMU
ISBN:	978-87-7772-930-0
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	58
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR580.pdf
Kan købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tlf.: 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

1 Indledning 7

2 Ledreborg Å 8

3 Kort beskrivelse af habitatmodeller 10

3.1 Hvad bruges habitatmodeller til? 10
3.2 Den historiske metode 11
3.3 Opbygningen af en habitatmodel 11
3.4 Resultatet af habitatmodellering 12
3.5 Optimale vandføringer og minimumsgrænser 14
3.6 Hvad der kræves for at kunne anvende metoden i Danmark 14
3.7 Perspektiver 15

4 Feltarbejde og dataindsamling 16

4.1 Dataindsamlinger i felten 16
4.2 Data fra vandføringsstationer 22

5 Præferenceværdier 24

5.1 Fastlæggelse af præferenceværdier 24
5.2 Præferencekurver fra udlandet 25
5.3 Præferencekurver fra Danmark 26
5.4 Præferencer brugt i denne rapport 27

6 Resultater af modelleringen 32

6.1 Resultater af den hydrauliske modellering 32
6.2 Resultater af habitatmodelleringen 34

7 Diskussion og konklusion 40

8 Anbefalinger 43

9 Referencer 45

Bilag 1 49

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Forord

Baggrunden for projektet Habitatmodellering i Ledreborg Å er et ønske fra Københavns Energi (KE) om forsøgsvist at anvende modellering af vandløbshabitater til vurdering af de mulige økologiske effekter af reduceret vandføring som følge af vandindvinding på vandløb.

Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Fiskeriundersøgelser har ønsket at afprøve habitatmodeller, samt at opbygge kompetence inden for dette område. Det er nyt at anvende habitatmodeller i Danmark, idet det hidtil har været praksis at fastsætte tilladelige vandindvindinger på grundlag af et skøn over størrelsen af det upåvirkede medianminimum for vandløbenes vandføring. Der foreligger således ikke nogen vejledning på nuværende tidspunkt, som beskriver, hvordan de biologiske samfund i vandløbet påvirkes kvantitativt i forhold ved ændringer i vandløbets vandføring.

Idéen til habitatmodellering i Ledreborg Å udsprang af en række møder i 2004 mellem Københavns Energi, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser (GEUS), Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Roskilde Universitetscenter (RUC) i forbindelse med et projekt ved GEUS vedrørende hydrologisk modellering af Nord- og Østsjælland. Dette projekt havde til formål at estimere grundvandsindvindingens indflydelse på grundvandspotentialerne og vandtilstrømningerne til vandløbene. Oppumpninger af grundvandet er nødvendige for at forsyne København og Østsjælland med drikkevand. Disse oppumpninger påvirker grundvandspotentialet og dermed i sidste ende vandløbene, afhængig af de geologiske forhold og oppumpningernes størrelse. En evaluering af betydningen af grundvandsindvindingens indflydelse på de økologiske forhold i vandløb lå i naturlig forlængelse af dette projekt.

Følgende personer har udgjort styringsgruppen for projektet: Bente Clausen (projektleder), DMU, Stig Pedersen, DFU, Martin Olsen (specialestuderende) og Eva Bøgh, RUC, samt Gyrite Brandt og Michael Landt, Københavns Energi (KE).

Vi takker Jørn Rasmussen, Roskilde Amt for faglig bistand og vandføringsdata, samt Bodil Bruun og Helle Torp Christensen for hjælp med feltarbejdet.

Sammenfatning

Denne rapport beskriver, hvorledes en hydraulisk habitatmodel (RHYHAMSIM) kan bruges til beskrivelse af konsekvenserne af ændret vandføring på tilgængeligheden af ørredhabitater i vandløb. Modelleringen er foregået på fire strækninger i Ledreborg Å ved Roskilde, hvor Københavns Energi har en række kildepladser.

Da habitatmodellering ikke er udbredt i Danmark, er der indledningsvist givet et overblik over erfaringer fra habitatmodellering og anvendelsen i udlandet. Habitatmodeller kombinerer en stationær hydraulisk model med en biologisk model. Habitatmodellen beregner det vægtede habitatareal ved forskellige vandføringer på baggrund af modellering af strømhastigheder, dybder og substrat i mange punkter i vandløbet og kombinerer dette med fx ørreders præferencer for parametrene.

Valget af de rette biologiske præferenceværdier er yderst vigtigt for præcisionen i modelleringen, og derfor er der foretaget en analyse af forskellige nationale og internationale data med henblik på at finde de rigtige præferenceværdier til brug i modeltesten. Testen viste, at præferenceværdierne havde stor indflydelse på modelleringen af det vægtede habitatareal som funktion af vandføringen, men at de forskellige præferenceværdier resulterede i samme kurveforløb for sammenhængen mellem vandføring og vægtet habitatareal. På baggrund af testen blev det besluttet at bruge danske præferencekurver for yngel og juvenil ørred og inkludere både dybde strømhastighed og substrat i den endelige modellering. For voksne ørreder blev der benyttet præferencer fra et engelsk vandløb af samme type som Ledreborg Å.

Ved seks feltrunder i løbet af sommeren 2005 blev der indsamlet fysiske data fra en række typiske tværsnit på de fire strækninger. I hvert tværsnit blev der i en række vertikaler indsamlet samhørende værdier af strømhastighed, dybde og substrat. I RHYHABSIM modellen blev der i hvert eneste punkt beregnet, hvorledes dybde og strømhastigheder ændrede sig med vandføringen i intervallet 0 til 100 l s^{-1}. I RHYHABSIM modellen blev dette kombineret med præferenceværdier for tre aldersgrupper, yngel, juvenil ørred og voksen ørred, og det vægtede habitatareal blev beregnet.

Som eksempel blev der opstillet to scenarier, hvor det blev antaget at habitatarealet blev reduceret med hhv. 30 % og 60 % af det tilgængelige habitatareal ved medianvandføringen. Voksen ørred har generelt brug for mere vand, for at der er nok tilgængeligt habitat, end det er tilfældet for yngel og juvenil ørred. Habitatarealet for yngel og juvenil ørred falder drastisk ved vandføringer under 10-15 l s^{-1}. Medianminimum i Ledreborg ligger mellem 0 og 9 l s^{-1} og er således i den nuværende situation under den vandføring, der kræves af yngel og juvenil ørred. Resultaterne viser anvendeligheden og mulighederne ved brug af habitatmodeller i administration af vandløbene, og det anbefales, at der udføres yderligere aftestninger af habitatmodeller i andre vandløb. Ydermere er det vigtigt, at der i valideringen af modellerne inddrages fiskedata, således at sammenhængen mellem det tilgængelige habitatareal og fisketæthederne kan analyseres.

1 Indledning

Formålet med projektet er at undersøge de fysiske habitater på udvalgte strækninger af Ledreborg Å og foretage habitatmodellering for ørred på disse strækninger i forhold til ændringer i vandføringen.

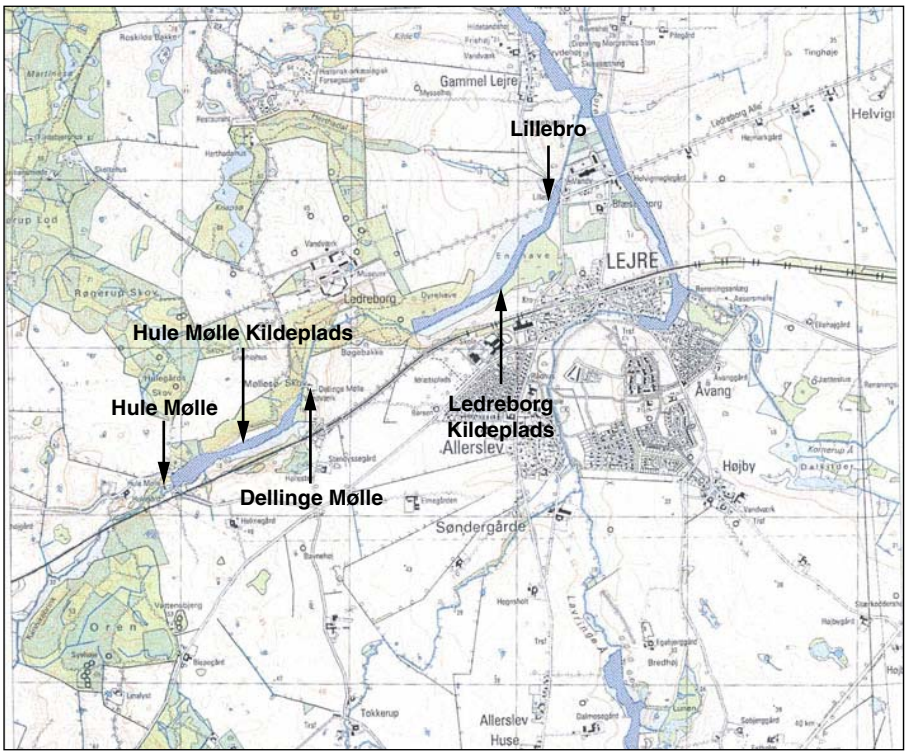
I Danmark bruges blandt andet en god ørredbestand som indikator for gode økologiske forhold i vandløb, og internationalt har man et stort kendskab til de foretrukne habitater for denne art. Det blev derfor besluttet at anvende ørred som indikator i pilotprojektet. Ledreborg Å blev valgt som forsøgsvandløb, da det har en naturlig ørredbestand, og to af Københavns Energis kildeområder (Ledreborg og Hule Mølle) ligger ved vandløbet.

Resultaterne vil blive brugt til første vurdering af habitatmodellering som en metode til at bestemme minimumsvandføringer i fastsættelsen af tilladelige indvindinger, således som det er blevet gjort i mange andre lande, fx Storbritannien, Frankrig, Tyskland, Norge, New Zealand og USA (Dunbar et al., 1998). Det er således hensigten at vurdere muligheden for at inddrage resultatet af habitatmodelleringen i vurderingen af påvirkninger af reduceret vandføring i vandløbene som følge af vandindvinding. I denne rapport vurderes de økologiske effekter alene for ørred i forskellige størrelser.

2 Ledreborg Å

Ledreborg Å er et tilløb til Langvad Å-systemet. Figur 2.1 viser placeringen af de to kildeområder langs åen, hvorfra der er blevet pumpet grundvand til forsyning af Storkøbenhavn i en lang årrække. Ved begge kildeområder er indvindingen blevet reduceret for at øge vandføringen i Ledreborg Å. Ved Hule Mølle blev indvindingen sænket i 1988 fra maksimalt 3,8 mio. m^3 per år til 1,8 mio. m^3 pr år, mens indvindingen ved Ledreborg er blevet sænket gradvist siden ca. 1990 fra 1,2 mio. m^3 pr år til næsten 0 m^3 pr år i dag (Roskilde Amt, 2003).

Figur 2.1
Kort over undersøgelsesområdet med angivelse af København Energi's to kildepladser, Hule Mølle og Ledreborg.



To vandføringsmålestationer, én ved Lillebro nedstrøms Ledreborg kildeplads (st. nr. 520070), og én ved Hule Mølle opstrøms Hule Mølle kildeplads (st. nr. 520088), blev oprettet i henholdsvis 1985 og 1989 for at vurdere effekten af grundvandsindvindingen på Ledreborg Å (Roskilde Amt, 2003). Resultaterne viste, at den væsentligste effekt af den reducerede vandindvinding ved kildepladserne var en forøget afstrømning, primært i vintermånederne (Roskilde Amt, 2003). Der har været flere overvejelser omkring sikring af en øget sommervandføring på de opstrøms dele af Ledreborg Å, som fx oppumpning af grundvand til vandløbet, opmagasinering af vintervand i søer og efterfølgende afledning om sommeren, samt omlægning af indvindingen på Hule Mølle kildeplads (Roskilde Amt, 2003).

Der er en selvreproducerende bestand af ørred på nogle strækninger af Ledreborg Å. På strækningen fra 200 m nedstrøms Hule Mølle til Ledreborg Slot betegnes forholdene for ørred i Ledreborg Å som "meget fine" (Mikkelsen, 1998). På denne strækning har åen et varieret løb, dels i skov, dels i åbent terræn, og der er en del grus på bunden af vandløbet. Dog fandt man ved en undersøgelse af Langvad Å-systemet i 1978 ingen ørred

i hele vandløbssystemet (Roskilde Amtskommune, 1978), men bestanden af ørred er blevet genetableret i løbet af 1990'erne ved hjælp af udsætninger (Henriksen et al., 2002). I Ledreborg Å foretages der ikke længere udsætninger, da yngeltætheden i vandløbet blev vurderet som værende tilfredsstillende ved sidste udsætningsvurdering i 1997 (Mikkelsen, 1998).

Roskilde Amt overvåger tre strækninger i Ledreborg Å ved hjælp af elbefiskninger: nedstrøms Hule Mølle, nedstrøms Dellinge Mølle og ved Lillebro (figur 2.1). El-befiskningsdata fra de tre strækninger viser, at strækningen nedstrøms Dellinge Mølle (svarende til strækning 3 i denne rapport) har den største tæthed af ørred, hvilket kunne tyde på, at de bedste kår for ørrederne er på denne strækning. Vurderinger af hele vandløbet tyder på, at bestanden af ørred i Ledreborg Å varierer meget fra år til år (Henriksen, 1998; 2000; Mikkelsen, 1998).

3 Kort beskrivelse af habitatmodeller

I udlandet har man mange steder konflikter mellem anvendelse af vand fra vandløbet til drikkevand og vandkraftproduktion og hensynet til vandløbets økologiske tilstand. Habitatmodeller anvendes til beregning af den økologiske effekt af vandindvinding i vandløb. I Danmark knytter konflikterne sig primært til indvinding af vand til markvanding og til drikkevand. Der har ikke i Danmark været tradition for at benytte modeller til at vurdere de økologiske konsekvenser af disse indvindinger.

3.1 Hvad bruges habitatmodeller til?

I udlandet har man, ligesom i Danmark, konflikter mellem "out-of-stream" anvendelser af vandløbets vand (fx indvindinger til drikkevand, vanding eller vandkraftproduktion) og "in-stream" anvendelser (typisk opretholdelse af et bæredygtigt dyre- og planteliv). Som hjælp til at løse nogle af disse konflikter, udviklede man i 1980'erne et system ved navn IFIM (Instream Flow Incremental Methodology; Bovee, 1982) til at evaluere de biologiske konsekvenser af ændringer i vandføringen og eventuelt morfologien. Eksempler på computermodeller, der udnytter principperne i IFIM og som bruges til at beregne arealet af de fysiske habitater, er PHABSIM (physical habitat simulation; Bovee, 1982; Milhous et al., 1989) og RHABSIM (river habitat simulation) i USA, RHYHABSIM (river hydraulic habitat simulation; Jowett, 1989) i New Zealand, EVHA (Evaluation of Habitat; Pouilly et al., 1995) i Frankrig, CASIMIR (Jorde, 1997) i Tyskland, og RSS (River simulation system; Killingtviet & Harby, 1994) i Norge.

Habitatmodeller er et redskab til at kvantificere den tilgængelige habitat for forskellige dyr og planter som funktion af vandføringens størrelse. Modellerne har især været anvendt på fisk (Dunbar et al., 1998), men også i mindre grad på makroinvertebrater og vandplanter. Ved at kvantificere dyr og planters krav til vandføringen bliver man bedre i stand til at balancere hensynet til vandløbenes økologiske tilstand mod andre vandanvendelser, for eksempel dambrug eller grundvandsindvinding. Habitatmodeller kan således anvendes til at opfylde nogle af Vandrammedirektivets formål, nemlig at forebygge yderligere forringelse, samt beskytte og forbedre vandløbenes økologiske tilstand – også i et langsigtet perspektiv.

Habitatmodeller er en af de mere avancerede metoder til at beregne, hvad man kunne kalde et økologisk acceptabelt vandføringsregime, og internationalt regnes den for at være den bedste metode til at fastsætte disse vandføringer (Dunbar et al., 1998). Habitatmodeller beskriver alene de fysiske habitater (levestederne), altså den fysiske plads for vandløbets organismer, og vandløbskvaliteten (der også omfatter vandets kemiske kvalitet og andre forhold som fx tilstedeværelsen af spærringer) skal derfor vurderes separat.

3.2 Den historiske metode

Den "historiske metode" er den mest simple metode til at sætte mindsteværdier for vandføringen. Ved denne metode definerer man en minimumsvandføring på baggrund af en statistisk størrelse baseret på vandføringsserier, fx det gennemsnitlige årsminimum. I Danmark har man traditionelt anvendt medianminimum, altså det årsminimum, der i gennemsnit underskrides hvert andet år (Jensen, 1973). Medianminimum blev anvendt af Miljøstyrelsen (1979) som basis for vejledende værdier for vandløbspåvirkningen og i loven om vandforsyning m.v. af 26. februar 1999, kapitel 4, § 22, stk. 4: 'Ved tilladelser til indvinding af overfladevand til dambrug skal der altid opretholdes en vandføring på mindst halvdelen af medianminimumsvandføringen i vandløbet.'

Forudsætningen for den historiske metode er konservativ, nemlig at man sikrer vandløbets økologiske tilstand bedst ved at begrænse påvirkningen af minimumsvandføringen i forhold til den oprindelige tilstand. Dette kan der være en vis fornuft i, men problemet er ofte at definere den oprindelige tilstand, altså at bestemme det upåvirkede medianminimum.

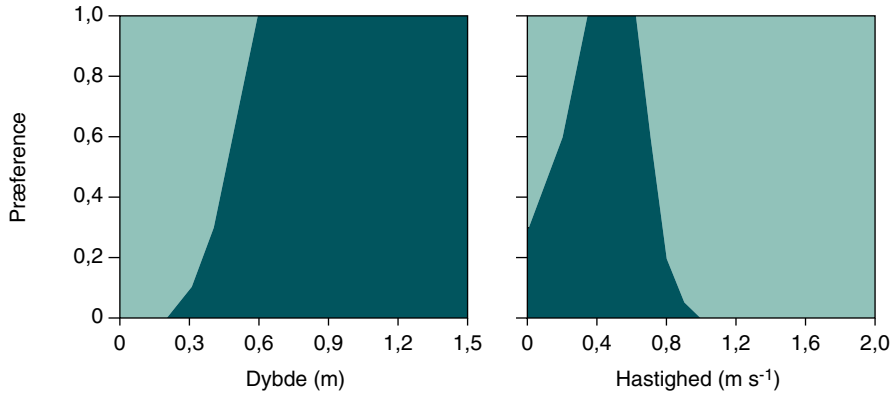
3.3 Opbygningen af en habitatmodel

En habitatmodel bygger dels på observationer af de vigtigste biologiske organismer og hvor de opholder sig (den biologiske del), samt målinger af dybde, vandhastighed og substrat i det vandløb, som skal undersøges (den hydrauliske del).

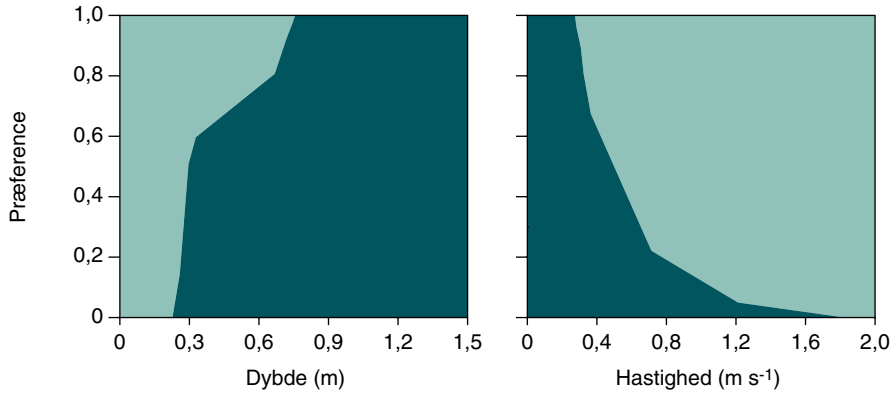
3.3.1 Den økologiske komponent

Præferencekurver er kurver, der beskriver, ved hvilke dybder, hastigheder og substratforhold fx en bestemt fiskeart kan lide eller ikke lide at opholde sig. Præferencekurverne fremstilles på baggrund af visuelle observationer (og evt. eletrobefiskning) for fisk og planter og prøvetagninger for makroinvertebrater. Figur 3.1 viser præferencen på en skala fra 0 (laveste præference) til 1 (højeste præference) for voksne ørreder (*Salmo trutta*) for forskellige dybder og strømhastigheder udviklet på baggrund af observationer i Newzealandske vandløb. Præferenceværdien for en given parameter, vanddybde, substrat eller strømhastighed beskriver altså sandsynligheden for, at organismen vælger en given dybde, substrattype eller strømhastighed (Vismara et al., 2001). Figur 3.2 viser præferenceværdierne for samme art udviklet på baggrund af observationer i nordamerikanske vandløb.

Figur 3.1
Præferenceværdier for voksne ørreder (*Salmo trutta*) i New Zealand (Hayes og Jowett, 1994).



Figur 3.2
Præferenceværdier for voksne ørreder (*Salmo trutta*) i USA (Raleigh et al., 1984).



Kurverne fra New Zealand og Nordamerika ligner hinanden, men der er visse forskelle, især for langsomt strømmende vand. Om forskellen kan begrundes med en eventuel forskellig størrelse på ørrederne, der blev observeret, er uafklaret. Det skal dog påpeges, at det er vigtigt ved etableringen af præferencekurver at angive den alder og størrelse på de organismer, som ligger til grund for kurverne. For ørred er der i forskellige lande udviklet kurver for yngel, ungfisk, voksen ørred, gydende ørred og forekomst af ørredføde (invertebrater).

3.3.2 Den hydrauliske komponent

Målingerne i vandløbet foretages ved et antal transekter ved tre eller flere forskellige vandføringer. Ved ét af besøgene måles vandføringen (inklusiv vandhastighederne og dybderne) og vandstanden på alle transekterne, og substratforholdene vurderes. Ved de andre besøg måles vandføringen kun ved et transekt, mens vandstanden registreres ved alle transekter. På baggrund af målingerne opstilles der en hydraulisk model, der til en given vandføring kan estimere hastighed, dybde og substratforhold på den relevante vandløbsstrækning.

3.4 Resultatet af habitatmodellering

Resultaterne af den hydrauliske modellering kobles nu sammen med præferencekurverne, og det endelige resultat udtrykkes i form af et vægtet habitatareal (Weighted Usable Area (WUA)), der tager højde for den samlede præference eller vægtning af de enkelte faktorer (strømhastighed,

vanddybde og substrat) og arealet ved en specifik vandføring. Herunder er angivet et eksempel på en 100 m vandløbsstrækning, der er lavet habitatmodellering for. Ved en specifik vandføring er vandløbet ca. 10 m bredt (altså et areal på 1000 m^2), og forholdene for voksne ørred under den specifikke vandføring betyder, at vandløbet kan opdeles i tre arealtyper (A, B og C) med forskellige vægtninger af de tre præferencefaktorer (vanddybde, vandstrøm og substrat), som beskrevet i tabel 3.1.

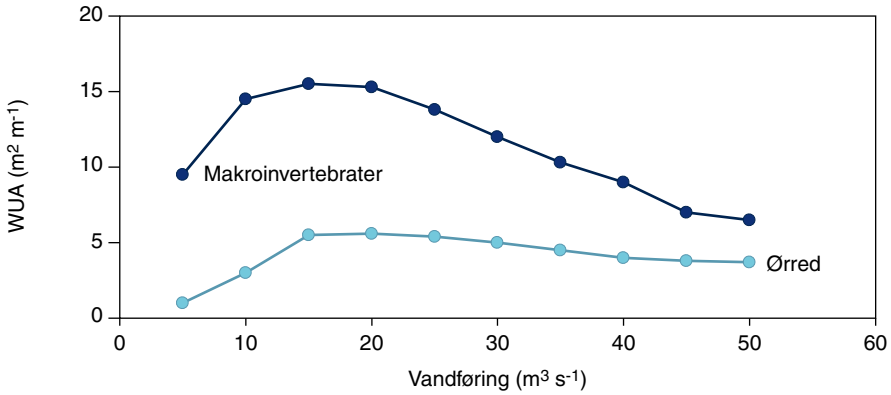
Tabel 3.1 Eksempel på udregning af samlet vægtet habitatareal (WUA) for 1000 m^2 vandløbsareal.

Type	Reelt areal (m^2)	Dybde-præference	Strøm-præference	Substrat - præference	WUA
A	120	1,0	0,8	0,2	19,2 m^2
B	700	0,8	0,8	0,8	358,4 m^2
C	180	0,8	0,5	1,0	72,0 m^2
I alt					449,6 m^2

Det vil sige, at for 120 m^2 vandløbsareal er dybdeforholdene optimale svarende til værdien 1,0 på præferencekurven for voksne ørreder, strømforholdene på de samme 120 m^2 er gode svarende til værdien 0,8 på præferencekurven, mens substratforholdene er ringe svarende til en værdi på kun 0,2 på præferencekurven. Den samlede vægtning for de 120 m^2 er således; 1,0 x 0,8 x 0,2 = 0,16. Den samlede vægtning multipliceres herefter med arealet; 120 m^2 x 0,16 = 19,2 m^2. Det vil sige, at de 120 m^2 vandløbsareal svarer til 19,2 m^2 optimalt vandløbsareal for voksne ørreder. Samme princip gælder for de resterende 880 m^2. Samlet set betyder det, at 1000 m^2 vandløbsareal i det pågældende vandløb svarer til 449,6 m^2 optimalt vandløbsareal, altså 449,6 m^2, hvor vanddybde-, strømhastigheds- og substratforhold har en størrelse, der svarer til en værdi på 1,0 på præferencekurverne for den pågældende størrelse ørred. Det vægtede areal angives enten som en absolut værdi, areal per meter vandløb, eller relativt som en procentværdi. I det nævnte tilfælde vil den absolutte værdi være 449,6 m^2 per 100 m vandløb, dvs. 4,5 m^2 m^{-1}, og den relative værdi vil være 449,6 m^2 1000 m^{-2}, dvs. 45 %.

Resultatet beregnes for forskellige vandføringer, og det endelige resultat er en kurve over det vægtede habitatareal som funktion af vandføringen. Figur 3.3 viser som eksempel resultatet af modelleringen for voksne ørreder og deres føde (makroinvertebrater) i et stort vandløb i New Zealand. Figuren viser, at den optimale vandføring er omkring 15-20 m^3 s^{-1} for de voksne ørreder og 15 m^3 s^{-1} for fiskeføden, og habitatarealet (absolut værdi) reduceres drastisk, når vandføringen falder til under ca. 10 m^3 s^{-1}.

Figur 3.3
Eksempel på resultatet af en habitatmodellering i et stort New Zealandsk vandløb for voksne ørreder (Salmo trutta) og de invertebrater, der udgør ørredføden.



3.5 Optimale vandføringer og minimumsgrænser

Vægtet habitatareal-vandføringskurverne kan således bruges til at identificere de vandføringer, der giver det største vægtede habitatareal, og til at sætte minimumsværdier for vandføringen fx for en given størrelse og art af fisk. Den mindste vandføring, der skal være tilbage i vandløbet for fx at opretholde en bæredygtig fiskebestand, opgøres ved inspektion af kurven, der beskriver det vægtede habitatareal (WUA) som funktion af vandføringen. Minimumsvandføringen identificeres typisk ud fra et af følgende kriterier:

(a) den vandføring, der giver et bestemt absolut habitatareal, (b) den vandføring, der giver et habitatareal svarende til en vis procentdel af den optimale habitatareal, eller (c) den vandføring, der giver et habitatareal svarende til en vis procentværdi af habitatarealet ved medianminimum. Der er mange muligheder for at definere passende kriterier, og dette gøres bedst på baggrund af resultaterne i det konkrete tilfælde og målsætningen for det enkelte vandløb. Det bør også overvejes hvilke arter, man skal basere vurderingerne på, evt. kan man bruge flere arter og så fx vælge den mest følsomme organisme. Det bør understreges, at fastlæggelsen af minimumsvandføringen altid skal ske ud fra en biologisk vurdering af de faktiske forhold i vandløbet. Fastlæggelsen af minimumsvandføringen ud fra en procentvis afvigelse fra forholdene ved medianminimumsvandføringen eller den maksimale udbredelse af habitatareal forudsætter viden om sammenhængen mellem habitatarealet og fisketætheder.

3.6 Hvad der kræves for at kunne anvende metoden i Danmark

Den vigtigste forudsætning for at anvende metoden i Danmark er at udvikle præferencekurver for de vigtigste biologiske komponenter i vandløb. I første omgang kan man fokusere på ørred, da ørreden er en god indikator for vandløbstilstanden. I visse områder, hvor vandløbene som følge af deres udformning ikke naturligt vil rumme ørred, bør det dog overvejes, om andre fiskearter skal anvendes.

Desuden er det hensigtsmæssigt at afprøve metoden i forskellige typer af danske vandløb for at teste og videreudvikle den. For eksempel bør det overvejes, hvorledes vandplanter kan inkorporeres i modellen. Modellerne er typisk blevet anvendt i vandløb uden planter, da dette forenkler den hydrauliske modellering. Denne strategi er dog ikke særlig hensigtsmæs-

sig for danske vandløb, hvor vandplanter er et vigtigt strukturerende element. Metoden har forsøgsvis været anvendt i et specialeprojekt (Lund, 1996; Lund & Clausen, 1998). Yderligere beskrivelser af metoden er foretaget af Clausen et al. (1993), Clausen et al. (2004) og Jowett (1997).

3.7 Perspektiver

Det vurderes, at habitatmodellering er det bedste alternativ til den historiske metode, som hidtil har været anvendt i Danmark. Med habitatmodellering vil man være i stand til at begrunde de fastlagte mindstevandføringer med økologiske argumenter, og der vil skabes et økologisk fundament for at opfylde bestemmelserne i Vandrammedirektivet.

4 Feltarbejde og dataindsamling

4.1 Dataindsamlinger i felten

Der blev i alt gennemført 6 målerunder ved Ledreborg Å. De indsamlede data vedrørende de fysiske forhold i vandløbet blev anvendt til habitatmodelleringen. Herudover blev der udført en række fiskeundersøgelser, hvis resultater ikke afrapporteres her, da undersøgelserne endnu ikke er afsluttet.

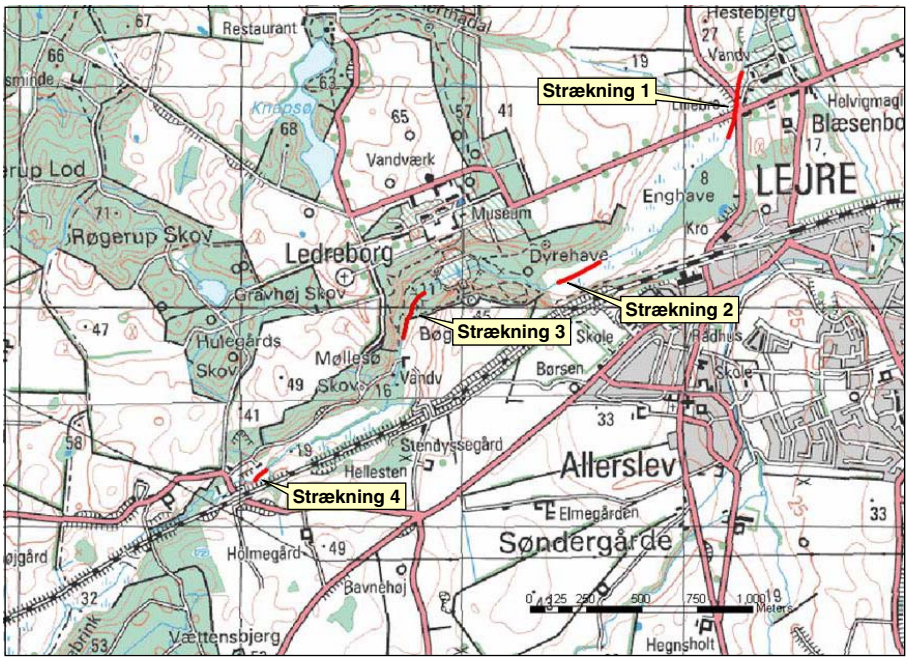
4.1.1 Kortlægning og overordnet beskrivelse af vandløbet

Hele vandløbet blev gennemgået, og der blev foretaget en detaljeret kortlægning af de fysiske forhold på følgende strækninger: fra Lillebro til Hule Mølle; det sydvestlige tilløb fra vejbroen ved Særløse til sammenløbet med tilløbet fra Kisserup; det nordvestlige tilløb fra Kisserup til sammenløbet med den sydvestlige gren.

Registreringer foretaget af Danmarks Fiskeriundersøgelser viser, at der tidligere er fundet både yngel og større ørreder i Ledreborg Å i området fra Lillebro til Hule Mølle, især i området omkring Dellinge Mølle. Det blev derfor besluttet at fokusere på strækningen fra Lillebro til Hule Mølle.

På baggrund af kortlægningen blev der udpeget fire delstrækninger (figur 4.1). Detailbeskrivelser og fotos af strækningerne fremgår af Bilag 1.

Figur 4.1
Placering af de 4 opmålte strækninger på Ledreborg Å.



Strækning 1 200 m omkring Lillebro (100 m opstrøms og 100 m nedstrøms for broen)

Strækning 2 207 m på lysåben, lige strækning ca. 1 km opstrøms Lillebro og nedstrøms skoven ved Ledreborg Slot (langs med indvindingsområde).

Strækning 3 225 m skovstrækning nedstrøms Dellinge Mølle

Strækning 4 70 m lige strækning nedstrøms Hule Mølle (langs med indvindingsområde)

4.1.2 Første målerunde

Strækningerne blev afmærket, opmålt og beskrevet. Nulpunktet for opmålingen blev lagt længst nedstrøms, dvs. afstanden måles i opstrøms retning. Nulpunktet blev markeret med en træpløk.

Tværprofilerne blev valgt, markeret og opmålt. Tværprofilerne blev valgt således, at de mest dominerende bundtyper blev repræsenteret med mindst et tværprofil. Hvert tværprofil blev markeret med en træpløk i den side, hvor den nemmest kunne genfindes. En 1,5 m lang, rund jernstang til registrering af vandstanden blev banket ned i vandløbsbunden nær bredden med toppen 10-20 cm over overfladen (ved første målerunde) medmindre anden pæl fandtes på stedet. Vandstande registreredes herefter i forhold til toppen af metalstangen i tværprofilet eller pælen.

Afstanden på tværs af vandløbet blev opmålt med nulpunkt på højre bred set i opstrøms retning. For hver 30 cm fra nulpunktet blev der målt højde over vandstand (for bred-punkter)/vandstandsdybde (for vandløbspunkter), vandhastighed (for vandløbspunkter) og substrat (alle punkter). Derudover blev positionerne af højre og venstre vandkant noteret sammen med substratsammensætningen i disse punkter.

I denne rapport bruges følgende termer for meso-habitater:

Riffle: Strækning med enten brudt eller ubrudt bølget overflade og relativt lavt og hurtigt strømmende vand.

Pool: Kortere strækning med dybt og langsomt strømmende vand, evt. forårsaget af nedfaldne grene eller væltede træstammer i vandløbet. Kan også findes som de dybere partier i mæanderbuer

Runs: Overgangshabitat mellem riffles og pools. Karakteriseret ved ensformig strømning med rolig overflade og jævn strømhastighed (mellem hastigheden i riffles og pools). Desuden er dybden i runs oftest middel (mellem dybden i riffles og pools).

Ved kortlægningen af strækningerne blev disse opdelt i områder med identiske fysiske forhold (mesohabitater). Dybde, strømhastighed, substrat og vegetationsdækning blev målt i hver habitattype. Tværprofilerne refereres til med strækningsnummer (første ciffer) og tværprofilnummer (andet ciffer). Altså er Profil 3.4 det fjerde profil i opstrøms retning på strækning 3. Vegetation er beskrevet særskilt i afsnit 4.1.5

4.1.3 Beskrivelse af delstrækninger

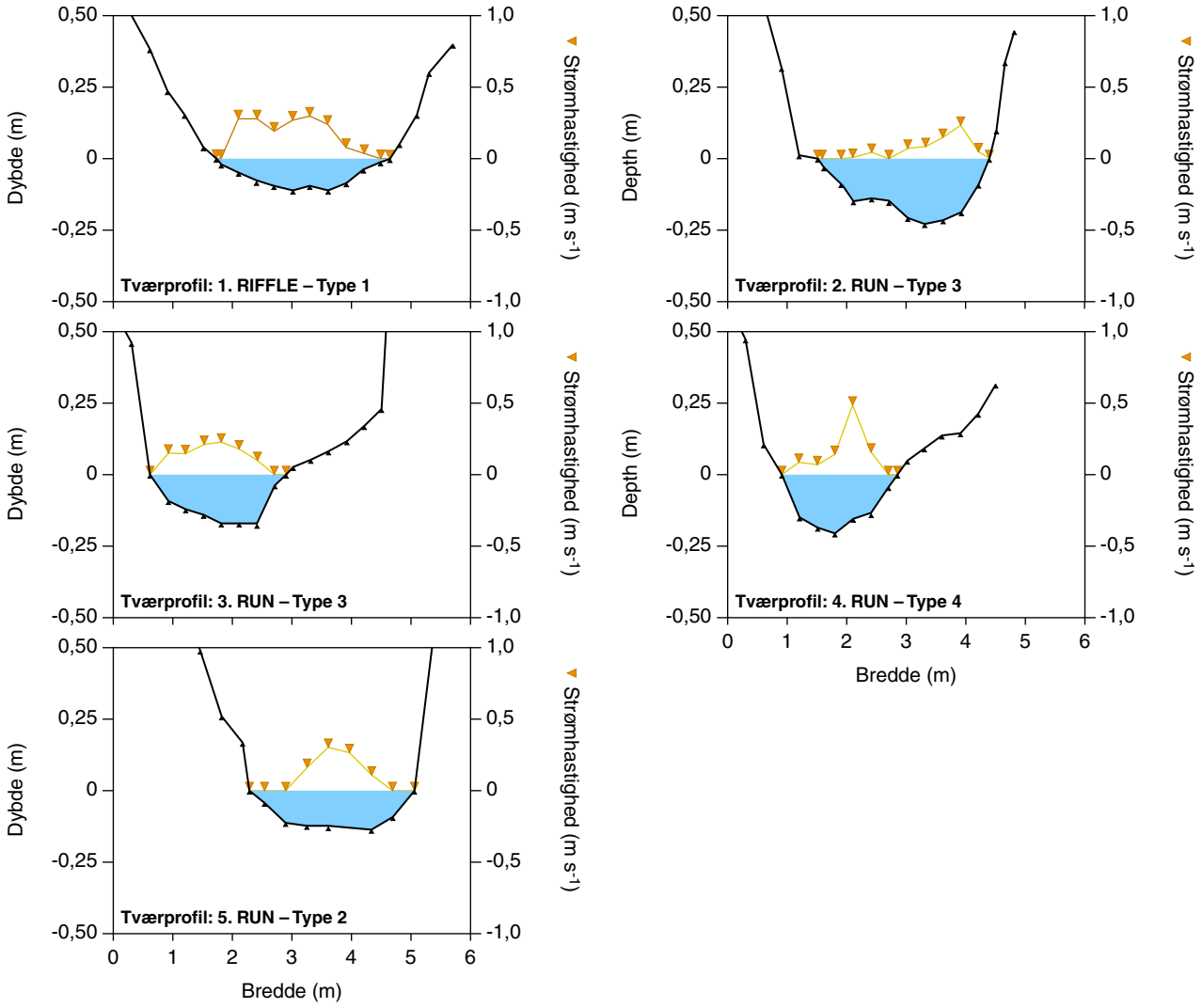
Strækning 1

Strækningen veksler mellem runs og riffles med og uden vegetation. Der blev defineret 4 mesohabitattyper og udlagt 5 profiler, som angivet i tabel

4.1. Der blev lagt to profiler i profiltype 3, da forholdene varierede mere end i de andre profiltyper. Tværprofilerne ses af figur 4.2.

Tabel 4.1. Data vedrørende de målte profiler på strækning 1.

Type	Mesohabitat	Længde (m)	Andel af hele strækningen (%)	Måleprofiler
1	Riffle	35	17.5	1
2	Run, ingen vegetation	76	38	1
3	Run, vegetation, dyb	70	35	2
4	Run, vegetation, lav	19	9.5	1
		200	100	5



Figur 4.2 Tværprofilerne 1-5 på strækning 1.

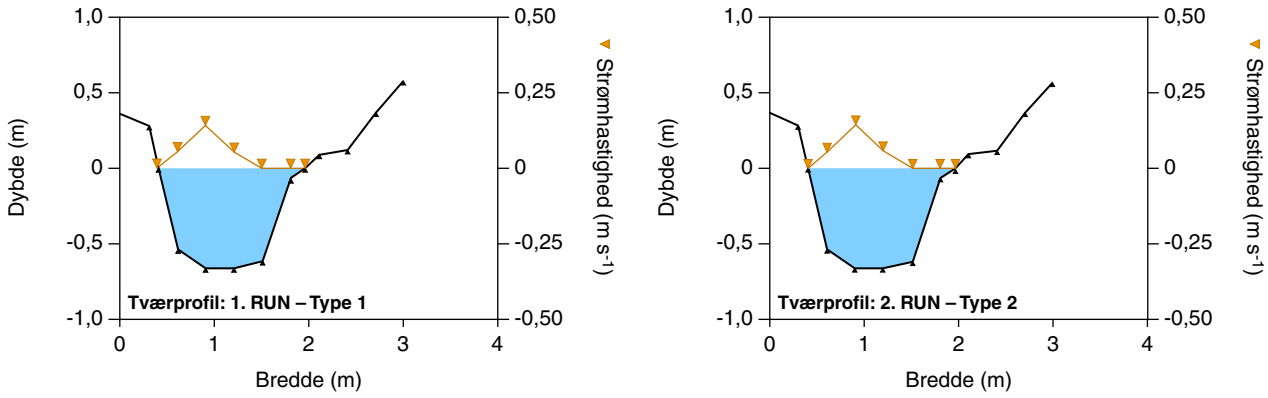
Strækning 2

Strømningen er meget ensformig på strækningen hvorimod dybden varierer noget. Der forekommer derfor kun to mesohabitater eller profiltyper, type 1 med et dybt profil og type 2 med et lavt profil. De to profiler ligger i en afstand af 7 m fra hinanden, er afmærket med træpløkke og har begge jernstænger hamret ned i bunden til aflæsning af vandstanden (tabel 4.2).

Tabel 4.2. Data vedrørende de målte profiler på strækning 1.

Type	Mesohabitat	Længde (m)	Andel af hele strækningen (%)	Måleprofiler
1	Run, lidt veg., dyb	90	43.5	1
2	Run, veg., lav	117	56.5	1
		207	100	2

Vandstand registreres i forhold til jernstænger. Tværprofilerne ses af figur 4.3.



Figur 4.3 Tværprofilerne 1-2 på strækning 2. Bemærk at dybdeskalaen går fra –1 til +1 og hastighedsskalaen fra –0.5 til 0.5. Profilerne er altså noget dybere og med noget lavere strømhastigheder end på strækning 1.

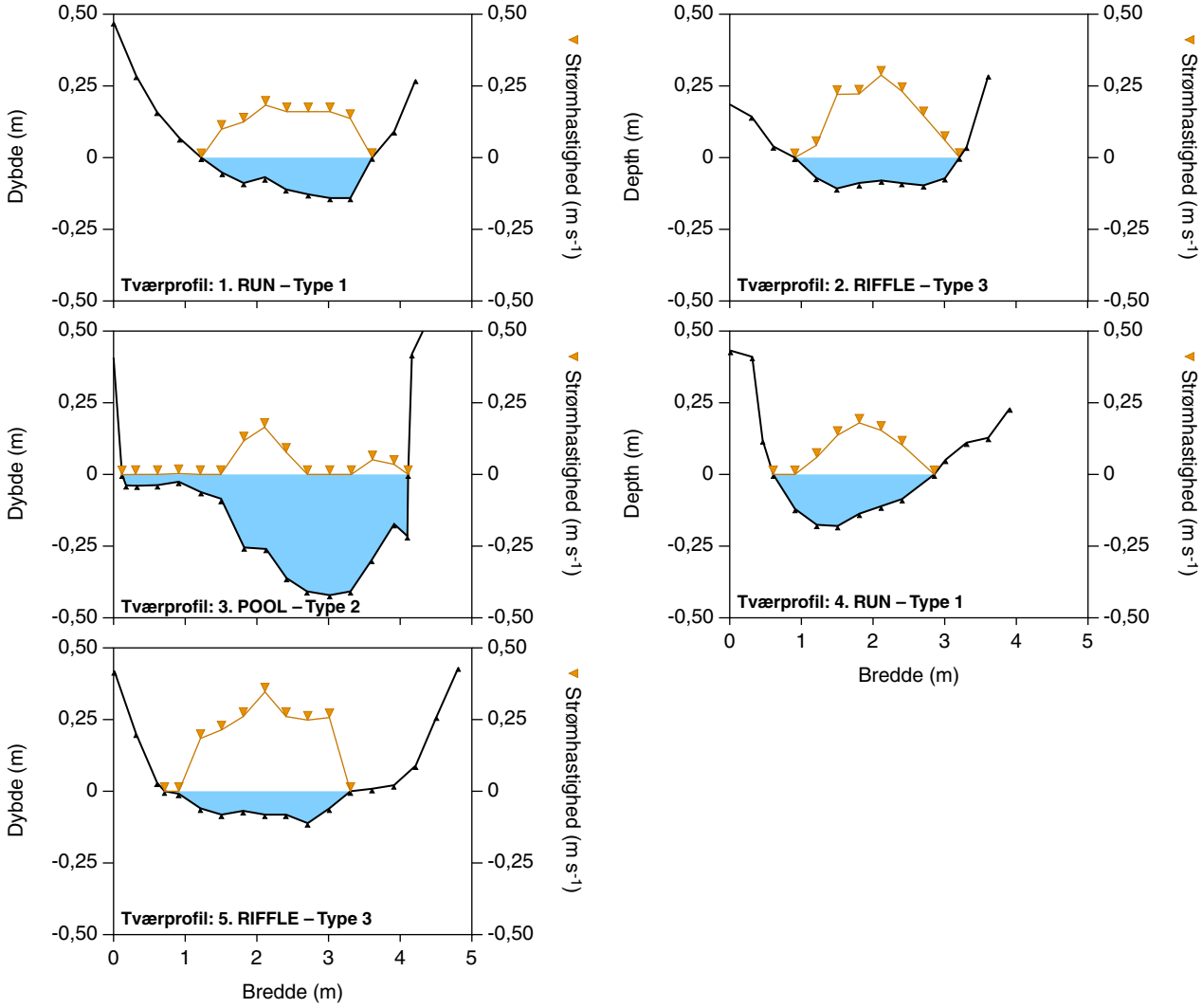
Strækning 3

Strækningen løber gennem skov og er derfor uden vandløbsvegetation. Der blev defineret tre typer, run (1), pool (2) og riffle (3). Run og riffle udgjorde størstedelen af strækningen. Der blev udlagt 5 profiler, to i run, to i pool og en i riffle (tabel 4.3).

Tabel 4.3 Data vedrørende de målte profiler på strækning 3.

Type	Mesohabitat	Længde (m)	Andel af hele strækningen (%)	profil
1	Run	128	56.8	2
2	Pool	17	7.6	2
3	Riffle	80	35.6	1
		225	100.0	5

Der er en pæl med vandstandsbræt ved 210 m. Vandstand registreres i forhold til jernstænger. Tværprofilerne ses af figur 4.4.



Figur 4.4 Tværprofilerne 1-5 på strækning 3. Afstand- og dybdeskalaen er den samme som for strækning 1.

Strækning 4

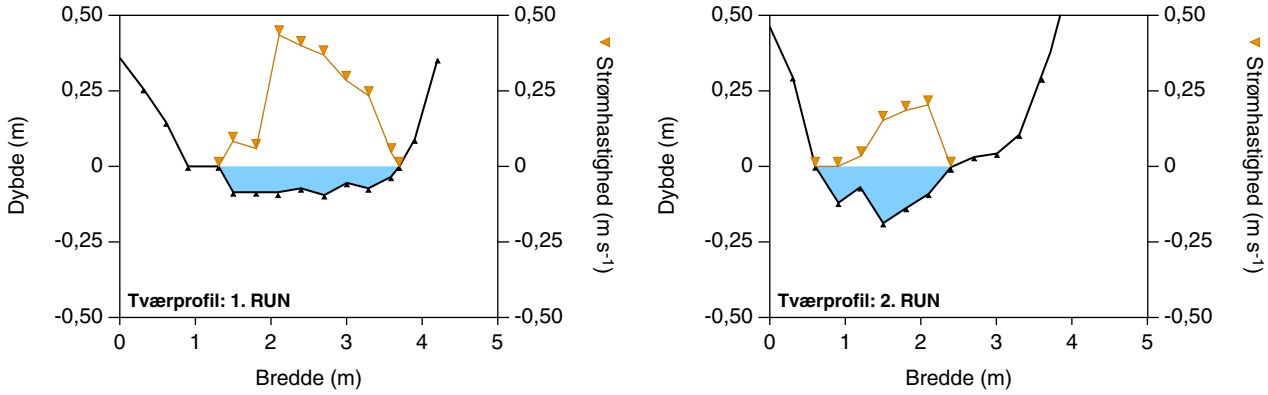
Denne strækning består af en lang riffle med store sten og nogenlunde konstant bredde. Der var mange grønalger på stenene i maj 2005. Strækningen grænser nedstrøms (ved 0 m) til en lysåben strækning og slutter opstrøms ved en grøft med tilløb (ved ca. 70 m).

Der blev defineret 2 profiltyper og lagt to tværprofiler med 11 meters afstand, en i afstand 33 m og en i afstand 44 m fra startpunktet (tabel 4.4).

Tabel 4.4. Data vedrørende de målte profiler på strækning 4.

Type	Mesohabitat	Længde (m)	Andel af hele strækningen (%)	Måleprofiler
1	Riffle, dyb	32	46	1
2	Riffle, lav	38	54	1
		70	100	2

Vandstanden registreres i forhold til top af jernstang. Tværprofilerne ses af figur 4.5.



Figur 4.5 Tværprofilerne 1-2 på strækning 4. Skalaerne er de samme som for strækning 3.

4.1.4 Øvrige målerunder

Der blev foretaget yderligere 4 målerunder, hvor vandføringen blev målt på hver af de fire strækninger, og vandstanden blev registreret ved hvert tværprofil. Datoer for opmålingerne og de målte vandføringer og vandstande fremgår af tabel 4.5.

Tabel 4.5 Vandstand (H) i cm (positiv over top af jernstang og negativ under) ved hver tværprofil og vandføring (Q) i l s^{-1} ved hver delstrækning. X'erne markerer, at der ikke blev lavet målinger.

Dato	24-25. maj		13. juni		28. juni		4-5. juli		23. september	
Tværsnit	Q	H	Q	H	Q	H	Q	H	Q	H
1.1	38.8	-13.8		-10.0		-19.2		-19.8		-19.7
1.2	38.8	-27.5		-30.0		-32.3		-34.0		-33.0
1.3	38.8	-16.3		-20.0		-19.7		-20.6		-20.9
1.4	38.8	-16.4		-20.0		-19.0		-20.6		-20.0
1.5	38.8	21.8	43.8	21.9	20.6	17.9	11.7	16.2	6.0	17.0
2.1	43.6	-11.5		- 8.1		-18.1		-20.8		-21.0
2.2	43.6	- 7.0	49.0	- 3.6	16.4	-13.8	11.8	-16.7	5.2	-16.5
3.1	32.3	-14.1	X	X	16.8	-16.6	9.1	-17.2	6.1	-17.4
3.2	32.3	-16.8		X		-19.4		-20.5		-20.0
3.3	32.3	-16.0		X		-18.6		-19.1		-19.1
3.4	32.3	-14.4		X		-17.8		-18.3		-18.9
3.5	32.3	-10.5		X		-13.1		-13.9		-13.9
4.1	30.4	-18.5	X	X	10.6	-22.1	5.8	-22.8	2.7	-21.6
4.2	30.4	-20.0		X		-25.0		-25.5		-22.4

4.1.5 Vegetation

Egentlig vandløbsvegetation er sparsomt forekommende i Ledreborg Å. I vandløbet er der stort set kun smalbladet mærke (*Berula erecta*) på strækning 1 og opstrøms strækning 2. Bredvegetationen består nedstrøms Ledreborg Slot fortrinsvis af dunhammer (*Typha* sp.), mens strækningen mellem Ledreborg Slot og Hule Mølle er domineret af rød hestehov (*Petasítes*

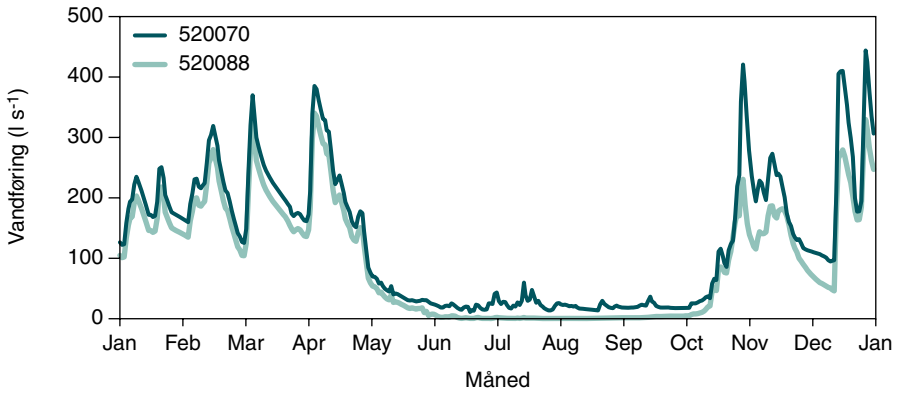
hýbridus). På strækningerne 1, 3 og 4 forekommer trådformede grønalger, på visse steder med stor dækning. Fra ca. 300 m nedstrøms Ledreborg Slot og til Hule Mølle løber vandløbet under træer eller i skov og har overhængende vegetation og vegetationsdækningen i vandløbet er sparsom.

4.2 Data fra vandføringsstationer

De to vandføringsstationer på strækningen fra Lillebro til Hule Mølle er:

Station 520070 er beliggende 175 m opstrøms start strækning 1 (Lillebro) og Station 520088 er beliggende 175 m opstrøms strækning 4 (Hule Mølle). Station 520070 kan ses på vinterbilledet fra strækning 1, Bilag 1. Figur 4.6 viser hydrograferne for de to stationer i 1998.

Figur 4.6
Hydrograferne (døgnværdier) for st. 520070, Ledreborg Å ved Lillebro, og st. 520088, Ledreborg Å ved Hule Mølle, for 1998.



Hydrograferne for 1998 viser, at vandføringen falder i april-maj måned og stiger igen i oktober, og dette er et typisk mønster. Perioden med lave vandføringer falder sammen med planternes vækstsæson og dermed øget fordampning. På station 520088 (Hule Mølle) er sommervandføringen helt nede på 0 l s^{-1}.

Tabel 4.6 viser nogle karakteristiske statistiske værdier for de to stationer i en periode fra sidst i 1980'erne til 2004. Det ses, at low-flow parametrene (medianminimum, gennemsnitlig årlig minimum, 90 % fraktil) er meget lave. For 520088 er de stort set 0, og for 520070 ligger de omkring 10 l s^{-1}.

Tabel 4.6 Statistiske værdier for vandføringen angivet i hele l s^{-1} ved de to stationer i Ledreborg Å. Beregningerne er baseret på døgnværdier.

Stationsnavn	Lillebro	Hule Mølle
Stationsnummer	520070	520088
Periode	14.05.85-31.12.04	01.01.89-31.12.04
Absolut minimum	0	0
Medianminimum	9	0
Gennemsnitlig årlig minimum	8	1
90 % fraktil	11	1
Median	67	55
Gennemsnit	123	111
10 % fraktil	320	288
Gennemsnitlig årlig maksimum	687	660
Absolut maksimum	1484	1300

5 Præferenceværdier

For at foretage habitatmodellering må man kende den modellerede organismes præferencer med hensyn til de fysiske variable, der modelleres i den hydrauliske del af modellen. Præferenceværdier udvikles for det antal fysiske variable, der indgår i den valgte habitatmodel. Dette betyder, at der typisk skal indsamles data om præferenceværdier for vanddybde og strømhastighed og i nogle tilfælde også for substrat. I denne rapport anvendes præferenceværdier for strømhastighed (gennemsnitshastighed i et vertikal), vanddybde og bundssubstrat for ørred. Præferencerne kan kvantificeres med de såkaldte præferencekurver eller "suitability indices" (SUI) (Jowett 1992; Clausen et al., 1993; Dunbar et al. 2001).

5.1 Fastlæggelse af præferenceværdier

Til opstilling af præferenceværdier for en given fiskeart, eksempelvis ørred, observeres positionen af individuelle ørred i vandløbet, og de ønskede faktorer (typisk dybde, strømhastighed og substrat) opmåles for hver enkelt fiskeposition (Raleigh et al., 1984; Heggenes et al., 1991; Johnson et al., 1995). Hermed fås et estimat for den anvendte habitat, og disse værdier skal så vægtes i forhold til den tilgængelige habitat for at opnå et mål for præferenceværdien. Den tilgængelige habitat opmåles ofte i form af observationer i et antal transekter i vandløbet.

I forhold til ørredens livsforløb skal der udvikles separate præferenceværdier for forskellige livsstadier (eller størrelser), da ørreden har forskellige habitatpræferencer gennem sin livscyklus. Der udvikles derfor ofte præferenceværdier for forskellige livsstadier, for eksempel yngel, juvenil, kønsmoden og gydende ørred (Raleigh et al., 1984).

Når et sæt af præferenceværdier udvikles på baggrund af data indsamlet i et vandløb, hvor de senere skal bruges til habitatmodellering, kaldes de stedspecifikke præferenceværdier. Hvis disse skal overføres til andre vandløb kræver det typisk en grundig analyse af både fiskesamfund, de hydrauliske forhold og habitattilgængeligheden, for at sikre, at der er tale om sammenlignelige forhold. Der hersker således diskussion om, hvorvidt præferenceværdier udviklet i ét vandløb i virkeligheden kan overføres til forhold i et andet vandløb, og hvilke parametre, man skal bruge hertil.

Da stedspecifikke præferenceværdier er bekostelige og tidskrævende at udvikle (Raleigh et al., 1984; Dunbar et al., 2001), bruges ofte generelle præferenceværdier fra publicerede studier eller præferenceværdier justeret til de stedspecifikke forhold på baggrund af ekspertviden om vandløbet og den givne organisme i vandløbet (Raleigh et al., 1984; Elliott et al., 1999). Forudsætningen for at anvende generelle præferenceværdier for en organisme er, at organismen reagerer på samme måde uanset hvilket vandløb, den er i, når de samme fysiske vilkår er til stede (Hayes & Jowett, 1994). På trods af at der eksisterer forskelle mellem stedspecifikke og generelle præferenceværdier for dybde og strømhastighed, anbefaler Dunbar et al. (2001) at bruge generelle præferenceværdier til analyser og modellering af lave vandføringer, da de udviser samme form for respons som stedspecifikke under disse forhold. Bovee (1986) vurderer ligeledes, at det vil være hensigtsmæssigt og omkostningseffektivt at udvikle præferenceværdi-

er, som kan anvendes i mange forskellige slags vandløb over et stort område, og som samtidig er forholdsvis præcise.

I de følgende afsnit vil der blive præsenteret resultater fra et udsnit af udenlandske og danske undersøgelser af habitatpræferencer i forskellige vandløbstyper. På baggrund af en diskussion af anvendeligheden af de forskellige præferencekurver udvælges herefter de præferenceværdier, som anvendes til habitatmodelleringen i Ledreborg Å.

5.2 Præferencekurver fra udlandet

I udlandet er der udviklet talrige præferenceværdier for ørred i flere forskellige livsstadier. Tabel 5.1 viser et udsnit af udenlandske studier af ørredens habitatpræferencer for vanddybde, strømhastighed og substrat med angivelse af de optimale værdier. I de tilfælde, hvor der er lavet usikkerhedsbestemmelser på estimaterne af de optimale værdier, er de angivet i form af standardafvigelsen på estimatet. På trods af at de forskellige præferenceværdier er udviklet ved studier i forskellige vandløb, der varierer mht. substrat, vandføring og størrelse, så er der et vist sammenfald i præferenceværdierne for de forskellige livsstadier (tabel 5.1).

Studierne viser, at yngel og juvenil ørred generelt foretrækker lavere dybder end voksen ørred. Undersøgelserne viser også, at yngel og juvenil ørred ofte opholder sig på grus (fint grus til groft grus), mens voksen ørred er mere alsidig i valget af substrat. For gydende ørred er der god overensstemmelse mellem de tre studier, hvor strømhastigheder omkring 40 cm s^{-1} og dybder omkring 30 cm er optimale.

Tabel 5.1 Udenlandske studier af habitatpræferencer for forskellige livsstadier for ørred med hensyn til vanddybde, strømhastighed og substrat. De angivne strømhastigheder er gennemsnitshastigheder i vertikalet. SD (standardafvigelse). De optimale præferencer er i nogle tilfælde aflæst af grafer, og tallene skal derfor ses som vejledende.

Studie	Livsstadie	Vanddybde optimum (cm)	Strømhastighed optimum (cm s^{-1})	Substrat optimum (mm)
Shirvell & Dungey (1983)	Voksen (>30 cm)	65 (SD = 23,4)	26,7 (SD = 11,5)	-
Raleigh et al. (1984)	Voksen	76,2	15,2	0-2
Hayes & Jowett (1994)	Voksen (45-65 cm)	70-100	43-53	>150
Johnson et al. (1995)	Voksen (>27 cm)	40-70	20-40	2-64
Shirvell & Dungey (1983)	Gydende	31,0 (SD = 14,4)	39,4 (SD = 11,0)	14 (SD = 6,0)
Raleigh et al. (1984)	Gydende	24,4-152,4	21,3-51,8	2,5-76,2
Johnson et al. (1995)	Gydende	30	40	2-64
Raleigh et al. (1984)	Juvenil	91,4	15,2	2-64(250)
Johnson et al. (1995)	Juvenil/Yngel	30-50	20-50	2-64
Dunbar et al. (2001)	Juvenil (8-20 cm)	>45	25-38	-
Raleigh et al. (1984)	Yngel	30,5-45,7	18,3	2-64
Bird et al. (1995)	Yngel	20-40	15-65	2,1-64
Dunbar et al. (2001)	Yngel (0-7 cm)	>25	25-38	-

Dunbar et al. (2001) har ud fra feltobservationer i flere typer vandløb udviklet generelle præferenceværdier for to størrelser af juvenil ørred, 0-7 cm og 8-20 cm, for vanddybde og strømhastighed. For strømhastighed er der

overensstemmelse mellem disse præferenceværdier og resultaterne fra de andre studier præsenteret i tabel 5.1 og 5.2, men for vanddybde er der en væsentlig afvigelse. Dunbar et al. (2001)'s præferenceværdi for vanddybde forbliver høje ved større dybder, hvorimod værdierne fra de andre studier falder fra omkring 40-50 cm's dybde for de mindste ørredstørrelser.

I forbindelse med sammenligning af præferenceværdier fra forskellige vandløb og undersøgelser er det vigtigt at erindre, at den tilgængelige habitat kan have stor indflydelse på den valgte habitat. Dette kan medføre bias ved estimering af habitatoptimum, i og med at ørreden ikke kan vælge den optimale habitattype, hvis den ikke er til stede, men i stedet må vælge en mindre optimal habittype (Hayes & Jowett, 1994; Bremset & Berg, 1999). I danske vandløb, der for 90 % vedkommende er fysisk forstyrrede, vil habitatudbuddet være ændret i forhold til de naturgivne forhold. Derfor vil der være et sub-optimalt udbud af habitater set i forhold til reference situationen (Baattrup-Pedersen et al., 2005).

Flere undersøgelser (Shirvell & Dungey, 1983; Heggenes & Saltveit, 1990) har peget på, at strømhastigheden er den vigtigste fysiske faktor for ørredens valg af habitat. Vanddybde har også vist sig at være en vigtig faktor (Heggenes & Saltveit, 1990), og Shirvell & Dungey (1983) konkluderer, at habitat især vælges ud fra optimale kombinationer af dybde og strømhastighed. Bremset & Berg (1999) konkluderer i deres undersøgelse, at vanddybde er en ubetydelig faktor, og at strømhastighed og substrat er langt de vigtigste faktorer. Deres analyser viser endvidere, at strømhastighed og substrat type i væsentligt omfang er korrelerede faktorer.

I RHYHABSIM og lignende modeller behandles de forskellige præferencefaktorer som uafhængige størrelser og vægtes ligeligt. Dette er en simplificering af det komplekse system, som modellerne prøver at simulere, da de mange faktorer er til stede samtidig og vil indvirke på hinanden og dermed skabe en samlet habitatkvalitet (Dunbar et al., 2001). Som en alternativ metode er der udviklet præferencemodeller, hvor de forskellige faktorer betragtes som indbyrdes afhængige (multivariable modeller) (Roussel & Bardonnet, 1996; Lamourorux et al., 1998). En anden tilgang er at anvende dimensionsløse hydrauliske parametre (for eksempel Reynolds tal), som inkorporerer flere af de vigtige fysiske størrelser (Lamouroux & Capra, 2002). Disse nyere tilgange har imidlertid ikke været anvendt rutinemæssigt i habitatmodellering i samme omfang som modellerne med kombination af de én-dimensionelle præferenceværdier.

5.3 Præferencekurver fra Danmark

Habitatmodellering og habitatpræferencer har kun i meget begrænset omfang været brugt i Danmark (Lund, 1996; Lund & Clausen, 1998; Fjordback et al., 2002), og der er kun udviklet få præferenceværdier for ørred i danske vandløb (Bangsgaard & Sivebæk, 1996; Søholm & Jensen, 2003).

Både Bangsgaard & Sivebæk (1996) og Søholm & Jensen (2003) har studeret ørredyngels habitatpræferencer på udvalgte strækninger af Gudenåen, Vejle Å og Hansted Å. Bangsgaard & Sivebæk (1996)'s resultater viser, at ynglen i den tidlige sommer (juni) foretrækker dybder mellem 10 og 40 cm, mens ynglen i august måned foretrækker dybere vand, 30-60 cm. Søholm & Jensen (2003) konkluderer, at yngel (i juni) foretrækker dybder omkring 20 cm, og at dybden ikke må overstige 30 cm. Den optimale dyb-

de antages derfor at være mellem 20 og 30 cm for yngel. Med hensyn til strømhastighed på de foretrukne habitater fandt Bangsgaard & Sivebæk (1996), at hastigheden ved bunden er 0-10 cm s^{-1}, hvorimod Søholm & Jensen (2003) fandt, at gennemsnitshastigheden er omkring 20 cm s^{-1}. Forskellen i den optimale hastighed skyldes sandsynligvis, at den er målt forskellige steder i vertikalet.

Sammenlignes de udenlandske og danske dybdepræferencer for ørredyngel, ses de danske optimale værdier at være lave i forhold til de udenlandske undersøgelser, som har 30 cm som laveste dybde i to ud af tre undersøgelser. Med hensyn til optimale strømhastigheder svarer Søholm & Jensen (2003)'s resultater godt til de laveste optimumværdier i de udenlandske studier (15-20 cm s^{-1}). Forskellen i hvordan strømhastigheden i de to danske undersøgelser er målt, bevirker, at kun Søholm & Jensen (2003)'s resultater umiddelbart kan sammenlignes med de udenlandske.

Lund (1996) foretog habitatmodellering af Elverdamsåen, og i den forbindelse opstillede han præferenceværdier for fire livsstadier af ørred på baggrund af litteratur fra danske og udenlandske undersøgelser. De optimale præferenceværdier fra dette studie kan ses i tabel 5.2.

Tabel 5.2 Lund (1996)'s optimumværdier for habitatpræferencer for forskellige livsstadier af ørred. Optimumværdierne er aflæst af grafer, og tallene skal derfor ses som vejledende. De angivne strømhastigheder er gennemsnitshastigheder i vertikalet.

Livsstadie	Vanddybde optimum (cm)	Strømhastighed optimum (cm s^{-1})	Substrat optimum (mm)
Voksen	>70	<25	2-250
Gydende	20-30	40-70	10-64
Juvenil	20-70	<40	10-250
Yngel	5-40	<30	10-64

Lund (1996)'s hastighedspræferencer for gydende ørred er noget højere end ved de udenlandske studier i tabel 5.1. Lund henviser til en dansk undersøgelse af kunstige og naturlige gydepladser af Christensen (1988), hvor præferencerne ligger mellem 46 og 71 cm s^{-1}, og lignende værdier er fundet hos Grost et al. (1990). For strømhastighed har Lund (1996) optimum ved hastigheder under 30 cm s^{-1}, mod Søholm & Jensen's optimum ved 20 cm s^{-1}. For dybde antager Lund, at optimum ligger mellem 5 og 40 cm, hvilket passer godt overens med Bangsgaard & Sivebæk's tidlige sommer observationer, 10-40 cm.

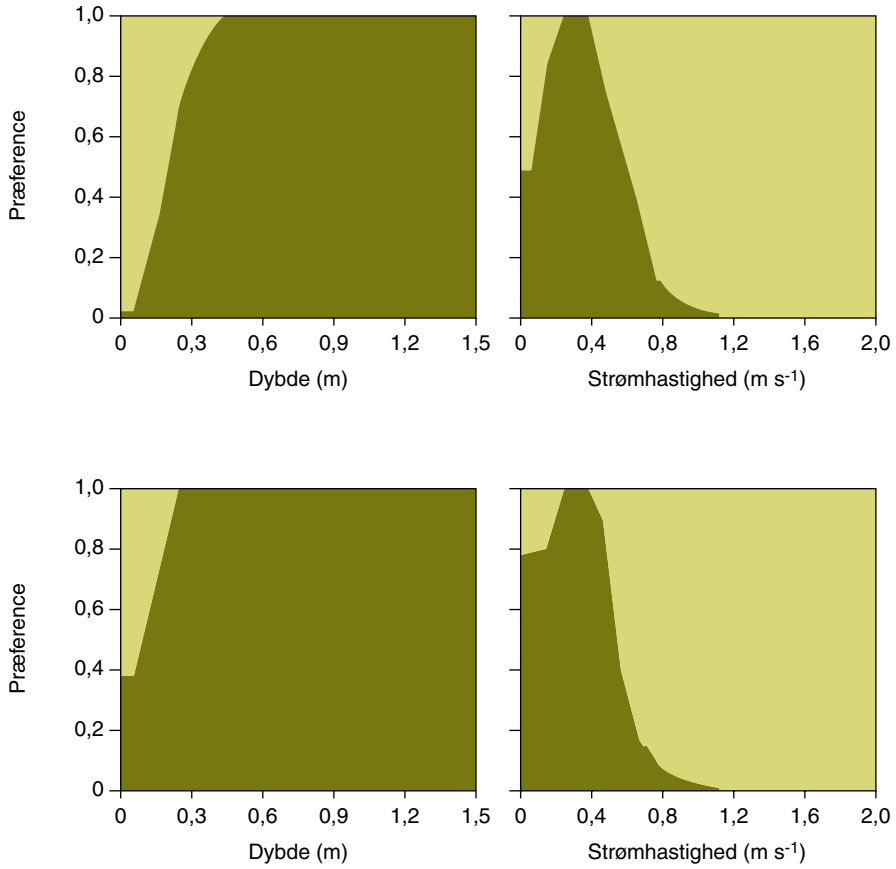
5.4 Præferencer brugt i denne rapport

Da der ikke er udviklet præferenceværdier til dette studie på baggrund af egne feltobservationer, er der i stedet udvalgt og anvendt værdier fra både udenlandske og danske kilder.

5.4.1 Yngre livsstadier – hastighed og dybde

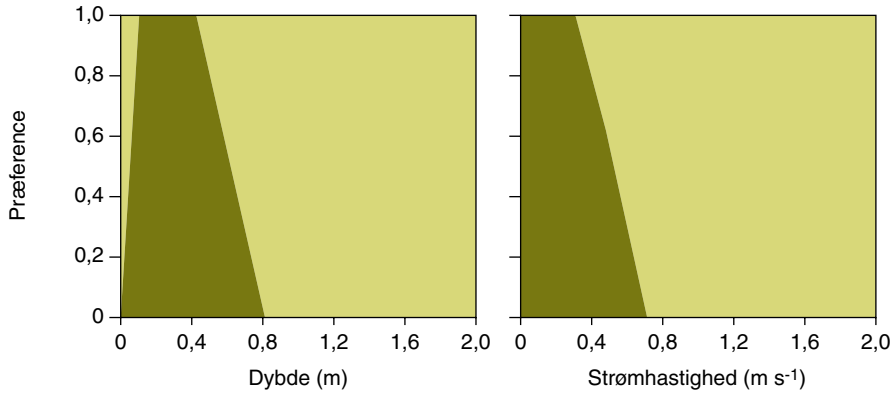
Dunbar et al. (2001)'s generelle præferenceværdier for yngel (0-7 cm) og juvenil ørred (7-20 cm) (figur 5.1 og 5.2) anvendes i denne rapport, da de er udviklet for vandløb, der i størrelse minder om de danske. Fra elbefiskninger lavet i forbindelse med denne rapport og undersøgelser lavet af

Henriksen (1998; 2000) i Ledreborg Å vides det, at ynglen vokser sig større end 7 cm i løbet af den første sommer, og at de etårige ørreder er 15 cm i gennemsnit. Det vil sige, at de nye ørreder tilhører den første kategori (yngel) i foråret og den tidlige sommer, mens de i sensommeren, efterår og vinter tilhører den anden kategori (juvenil). Størstedelen af ørrederne fra Ledreborg Å smoltificerer allerede efter det første år i åen.

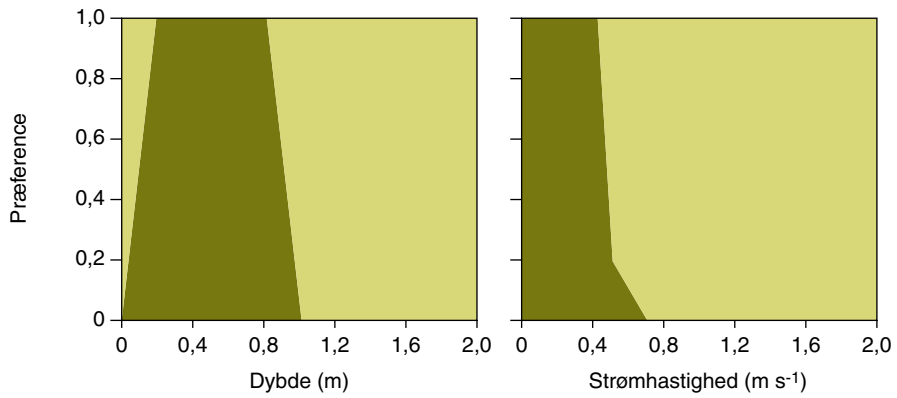


Figur 5.2
Præferenceværdier for juvenil ørred (8-20 cm) efter Dunbar et al., (2001).

Da dybdepræferencerne hos Dunbar et al. (2001) forbliver optimale (1) for større dybder, afviger de fra andre præferenceværdier. Det blev derfor bestemt også at inddrage Lund (1996)'s opstillede præferenceværdier for yngel og juvenil ørred (figur 5.3 og 5.4). Her falder præferenceværdien ved større dybder. En sammenligning af resultaterne fra de to modelkørsler vil således afsløre indflydelsen af forskellen mellem dybdepræferencerne.



Figur 5.3
Præferenceværdier for ørredyngel efter Lund (1996).



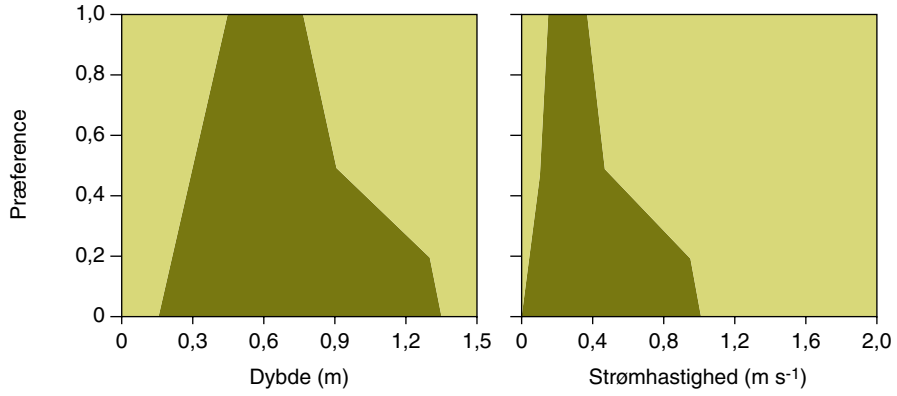
Figur 5.4
Præferenceværdier for juvenil ørred efter Lund (1996).

5.4.2 Voksen ørred – hastighed og dybde

Under tidligere elbefiskninger i Ledreborg Å er der kun fundet få ældre ørred (Henriksen, 1998; 2000). Dette skyldes formentlig et begrænset antal skjul og mangel på områder med tilstrækkelig dybde (Henriksen, 1998). Da voksen ørred sandsynligvis er den mest følsomme organisme i systemet, og bestanden af ældre ørred samtidig formodes at være begrænset af mængden af passende habitater i vandløbet, er modellering af habitatforholdene for ældre ørred derfor interessant.

Til at repræsentere habitatpræferencerne for voksen ørred valgtes Johnson et al. (1995)'s engelske præferenceværdier (figur 5.5), da de er udviklet for vandløb, som i størrelse svarer til de danske.

Figur 5.5
Præferenceværdier for voksen ørred efter Johnson et al. (1995).



5.4.3 Substrat

Da det ikke er muligt at anvende præferenceværdier for substrat fra udlandet på grund af forskellige geologiske forhold, er det valgt her at definere 8 substratklasser, der er repræsentative for forholdene i Ledreborg Å. Tabel 5.3 viser substratbetegnelser og definitioner, der er anvendt i dette studie og i to andre.

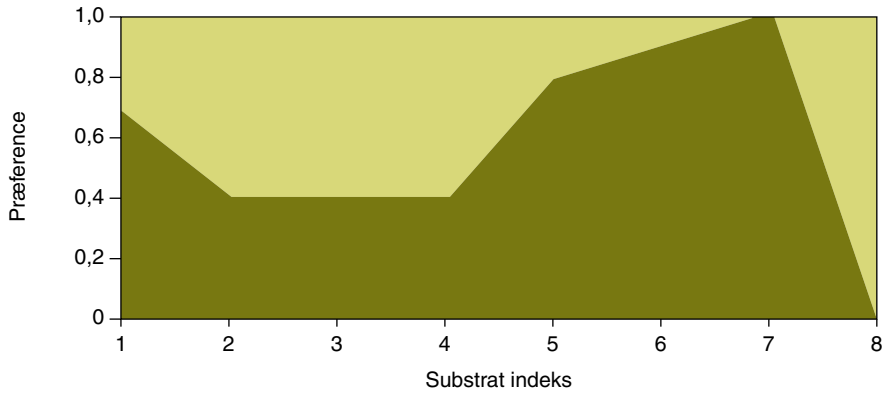
Tabel 5.3 Substrater anvendt i dette og to andre studier. Tallene i parenteserne er partikeldiameter i mm.
Note: CPOM: (Coarse Particulate Organic Matter) er groft organisk materiale, bestående af små og store træstykker og grene samt stængler og blade.

Ledreborg Å	Lund (1996)	Johnson et al. (1995)
Vegetation	Vegetation	Vegetation
Ler	Silt	Mud/Clay
Silt	Sand	Silt (<0,062)
Sand (<2)	Fin grus (2-10)	Sand (0,062-2)
Grus (2-64)	Grus (10-64)	Grus (2-64)
Sten (>64)	Cobbles (64-250)	Rubble (64-250)
CPOM	Boulders (250-4000)	Boulder (250-4000)
Trådalger	Rocks (Bedrock)	Grundfjeld (Bedrock)

Tabel 5.4 og figur 5.6 viser de præferenceværdier for substrat, der er anvendt i denne rapport for alle livsstadier af ørred. Præferenceværdierne er baseret på undersøgelser af habitatvalget af ørred i alderen 0-2 år foretaget af Danmarks Fiskeriundersøgelser og Danmarks Miljøundersøgelser i en række østjyske vandløb, der størrelsesmæssigt er sammenlignelige med Ledreborg Å (DFU, upubliceret materiale).

Tabel 5.4 Præferenceværdier (SUI) for substrat anvendt i denne rapport og af Lund (1996).

Substrat kode		Præferenceværdier – denne rapport	Præference værdier - Lund (1996)		
	Substrattype	Alle livsstadier	Yngel	Juvenil	Voksen
1	Vegetation	0.7	0.8	0.8	0.3
2	Ler	0.4	-	-	-
3	Silt	0.4	0	0	0
4	Sand (<2)	0.4	0	0	0.9
5	Grus (2-64)	0.8	0.5 (fint)	0.5 (fint)	1.0 (fint)
			1.0 (groft)	1.0 (groft)	1.0 (groft)
6	Sten (>64)	0.9	0.9-0.2	1.0-0.1	1.0-0.15
7	CPOM	1.0	-	-	-
8	Trådalger	0	-	-	-



Figur 5.6
Præferenceværdier gældende for alle størrelser af ørred gældende for de substrat typer, som er anvendt i denne rapport (se talværdierne og koderne i tabel 5.4).

Det fremgår af tabel 5.4, at der er nogenlunde overensstemmelse mellem Lund's substratværdier og værdierne brugt i denne rapport, dog ikke helt for silt og sand. Værdierne for silt og sand anvendt i denne rapport er gældende, når substrattypen indgår i et mosaiklandskab med grovere strukturer indbygget. Dette er tilfældet i Ledreborg Å på alle strækninger undtagen strækning 2. Værdien på 0.4 for ler gælder ligeledes kun for forekomster i mosaik med grovere substrattyper. Lavere værdier for silt og sand (se Lund yngel og juvenil) vil være gældende for udstrakte områder med substrattypen uden variation.

Groft organisk materiale omfatter små og større grene, stængler og nedfaldne blade, som er en yderst vigtig habitat for både ørred og makroinvertebrater (Olsen & Friberg, 1997). Groft organisk materiale yder skjul og skaber variation, så ørrederne får en række forskellige vandløbshastigheder at vælge imellem. Den har derfor fået præferenceværdien 1.0.

Med hensyn til vegetation skelnes der i denne rapport mellem egentlige planter og trådformede grønalger (trådalger). Årsagen til den forholdsvis høje præferenceværdi for vegetation for alle tre livsstadier skyldes, at der kun er lidt vegetation i Ledreborg Å (se afsnit 4.1.5), og at denne fungerer som skjul for ørrederne. Alle tidligere observationer af ørred i vandløb og observationer foretaget i Ledreborg Å tyder på, at ørred undgår trådalger, derfor er præferenceværdien for trådalger sat til 0.

6 Resultater af modelleringen

6.1 Resultater af den hydrauliske modellering

6.1.1 Vandføringer

Den hydrauliske modellering blev foretaget for alle profiler på hver af de 4 strækninger i Ledreborg Å. Vandføringsberegningerne for første målerunde (hovedmålerunden) blev foretaget direkte i RHYHABSIM, mens de for de øvrige målerunder blev foretaget med programmet CalQ (Clausen & Jensen, 1995). Resultaterne for første målerunde viste ikke markante afvigelser mellem de beregnede vandføringer inden for hver af de fire strækninger, og gennemsnittet af de beregnede vandføringer blev anvendt som det endelige estimat for vandføringen (tabel 6.1).

Tabel 6.1 De gennemsnitlige vandføringer (beregnet med RHYHABSIM) for hver af de 4 strækninger ved første målerunde. n angiver antal profiler på hver strækning.

Strækning 1	Strækning 2	Strækning 3	Strækning 4
38.8 l s^{-1} (n=5)	43.6 l s^{-1} (n=2)	32.3 l s^{-1} (n=5)	30.4 l s^{-1} (n=2)

Normalt vil man forvente, at vandføringen stiger i nedstrøms retning, dvs. vandføringen vil kunne forventes at stige fra strækning 4 (opstrøms) til strækning 1 (nedstrøms). Dette forekommer, hvor der overvejende er grundvandstilstrømning til vandløbet. Målingerne af vandføringen viser, at vandføringen er en anelse højere (1-12 %) på strækning 2 end på strækning 1 i 3 ud af 5 tilfælde. Dette kan skyldes usikkerhed på vandføringsmålingerne, der normalt ligger på 10 til 20 %. Alternativt kan der være tale om, at grundvandsspejlet ligger lavt i forhold til vandløbet, og der således kan ske nedsivning fra vandløbet til grundvandet. En anden mulighed er, at det oversvømmede moseområde mellem strækning 1 og 2 øger fordampningen og dermed bringer vandføringen ned især først på sommeren.

Som eksempel på variationen i vandføringsmålingerne inden for en strækning er vist resultaterne fra strækning 3 i tabel 6.2. De beregnede vandføringer ligger fra 25 l s^{-1} til 39 l s^{-1} med et gennemsnit på ca. 32 l s^{-1}. Variationen er ikke usædvanlig for tværsnit (pools og riffles), som normalt ikke vælges til at gennemføre målinger, hvor man ønsker et godt estimat på vandføringen (lige strækninger uden grøde og strømning med parallelle strømlinjer).

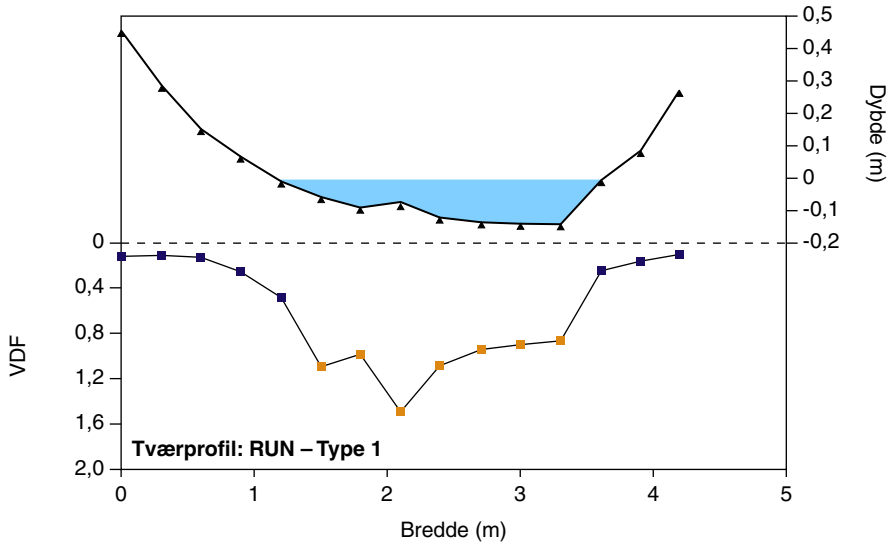
Tabel 6.2 Resultater fra vandføringsberegningerne fra første målerunde på strækning 3 (Udskrift fra RHYHABSIM).

Strækning		Distance (m)	Vandstand (m)	Vandføring ($m^3 s^{-1}$)	Areal (m^2)	Middel strømhastighed ($m s^{-1}$)	Bredde (m)	Engeri koefficient
1	RUN - Type1	1,00	-0,141	0,0308	0,219	0,141	2,40	1,15
2	RIFFLE - Type3	2,00	-0,168	0,0310	0,180	0,173	2,30	1,50
3	POOL - Type2	3,00	-0,160	0,0352	0,867	0,041	4,00	6,52
4	RUN - Type1	4,00	-0,144	0,0250	0,248	0,101	2,25	1,87
5	RIFFLE - Type3	5,00	-0,105	0,0393	0,164	0,239	2,60	1,18
Gennemsnitsvandføring				0,0323				

6.1.2 Velocity distribution factors (VDF)

VDF-faktorerne (Velocity Distribution Factors) beregnes i modellen på baggrund af første rundes vandføringsmålinger. Faktorerne beskriver, hvorledes hastighedsfordelingen er fordelt forskellige steder i tværsnittet. I selve modelleringen forbliver VDF-faktorerne konstante ved de forskellige vandføringer, og det er derfor vigtigt, at modellen bruges til modellering ved vandføringer, der ikke er for forskellige fra den vandføring, der er benyttet til fastlæggelsen af VDF-faktorerne. I punkter i tværprofilet, der er beliggende over vandspejlet, justeres VDF-faktorerne subjektivt ifølge normal praksis ved hydraulisk modellering. Figur 6.1 viser et eksempel på beregnede VDF-værdier (af RHYHABSIM) og estimerede værdier (nær bredderne).

Figur 6.1
Velocity distribution factors (VDF) for Profil 3.1. Værdierne markeret med hvide symboler er beregnet af RHYHABSIM, mens de sorte symboler angiver de værdier, der er estimeret.

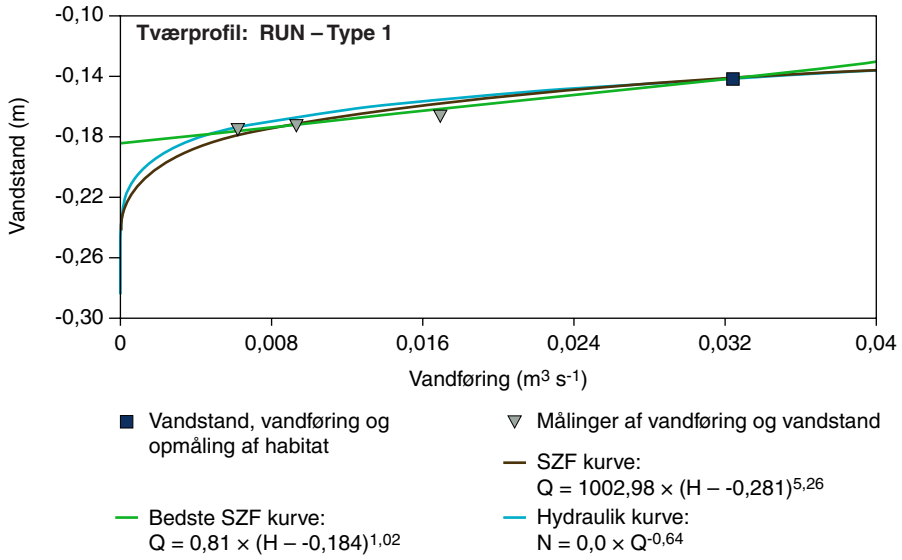


6.1.3 Q-h relationer

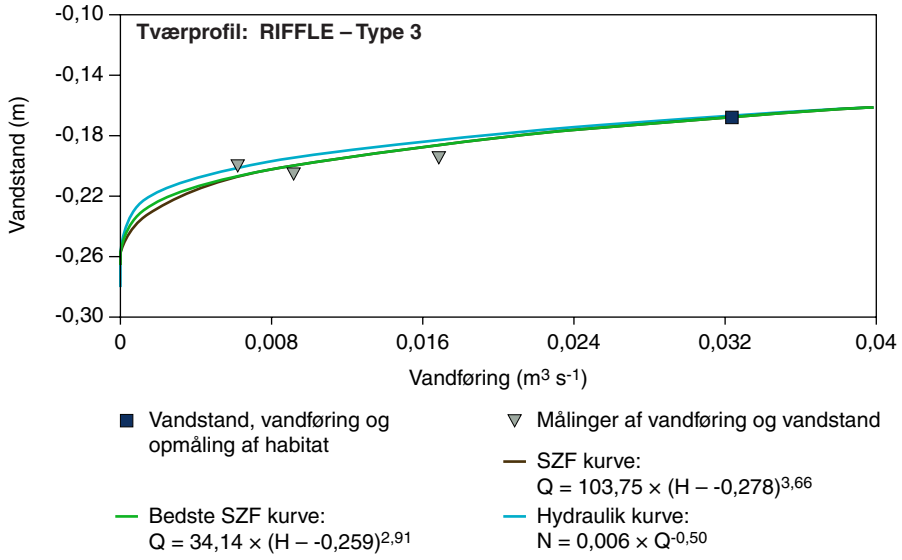
For alle tværprofiler ligger punkterne på Q-h plottet nogenlunde på en linje. I figur 6.2 er vist et eksempel fra strækning 3, profil nr. 1. Vandstanden i september lå i nogle tilfælde en smule højere end i juni, hvilket formodentlig skyldes grøde (se Q-h kurven fra tværprofil 3.2 i figur 6.3). Dette vil være almindeligt forekommende i danske vandløb. I Ledreborg Å var forskellen dog ikke stor, og det blev valgt ikke at justere for grødepåvirkning. I alle tilfælde valgtes Q-h kurve type 1, hvilket er den, der går gennem den

målte 'Stage of Zero Flow, SZF'. Alle kurver lå næsten oven i hinanden, hvilket betyder, at der er en god bestemmelse af Q-h kurven, og valget af typekurve er stort set underordnet (figur 6.2 og 6.3).

Figur 6.2
Q-h kurver for Profil 3.1. Den valgte kurve er den øverste (røde, SZF kurve), men alle typekurverne ligger tæt på hinanden.



Figur 6.3
Q-h kurver for Profil 3.2. Punktet med den laveste vandføring er fra september, og vandstanden ses her at ligge lidt højere end tendensen for de andre punkter. Forskellen er dog ret begrænset (ca. 1 cm).



6.2 Resultater af habitatmodelleringen

6.2.1 Modellering af det vægtede habitatareal

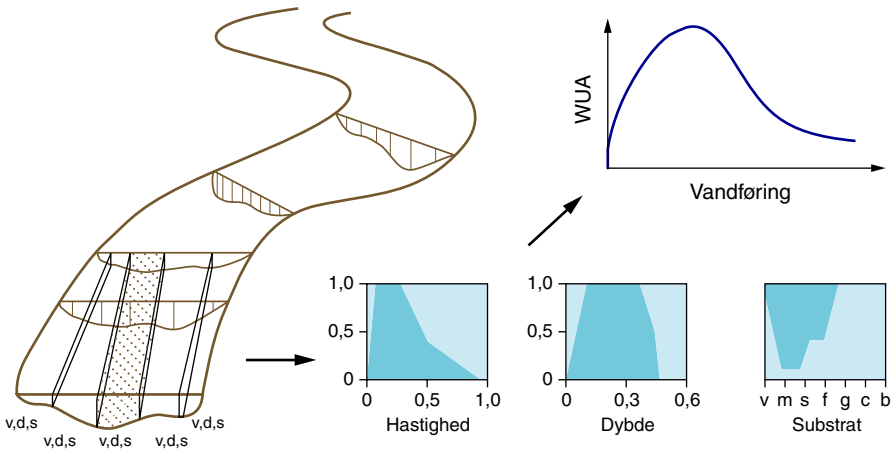
I forbindelse med opmålingen af vandløbets tværsnit opdeles hvert tværsnit i et antal celler, der hver tilhører ét af de målte punkter (figur 6.4). Den hydrauliske komponent af modellen beregner en værdi for dybde, substrat og strømhastighed til hver vandføring, der ønskes modelleret. Indenfor hver celle vægtes dybde, hastighed og substrat for hver vandføring med præferencekurverne efter følgende formel:

Habitatareal (WUA) = SUIhastighed x SUIdybde x SUIsubstrat x Acelle

hvor: Acelle er arealet af cellen og SUI angiver præferenceværdierne for hhv. hastigheden, dybden og substratet i cellen.

På denne måde beregnes en værdi for det vægtede habitatareal (WUA – Weighted Usable Area) i hver celle. Det totale vægtede habitatareal for hver strækning beregnes ved at summere værdier for samtlige celler på strækningen. Der fremstilles en kurve, der beskriver det vægtede habitatareal (WUA) som funktion af vandføringen ved at køre modellen for en række forskellige vandføringer.

Figur 6.4
Beregning af det tilgængelige habitatareal i en celle i et vandløbstværsnit



6.2.2 Modelopsætning

Det vægtede habitatareal, udtrykt i Weighted Usable Area (WUA), blev modelleret for hver 1 l s^{-1} fra 0 til 100 l s^{-1} for hver af de fire strækninger for tre af ørredens livsstadier: yngel, juvenil og voksen.

I afsnit 5 blev præferenceværdierne til modelleringen analyseret og udvalgt. Det blev valgt til denne rapport at teste to sæt præferenceværdier. Præferencerværdierne fra Johnson et al. (1995) og Dunbar et al. (2001) blev brugt som eksempel på udenlandske præferenceværdier (herefter kaldet UK-præferencer). For yngel (0-7 cm) og juvenil (8-20 cm) blev der benyttet præferenceværdier fra Dunbar et al. (2001), mens Johnson et al. (1995) blev brugt som præferencer for voksenstadie (i denne rapport regnet som større end 20 cm). Som eksempel på danske præferenceværdier (hefter kaldet DK-præference) blev benyttet de præferenceværdier, der blev udviklet af Lund (1996). Disse præferencer blev benyttet for yngel og juvenil for dybde og strømhastighed, mens substratpræferenceværdierne blev modificeret, jvf. tabel 5.4.

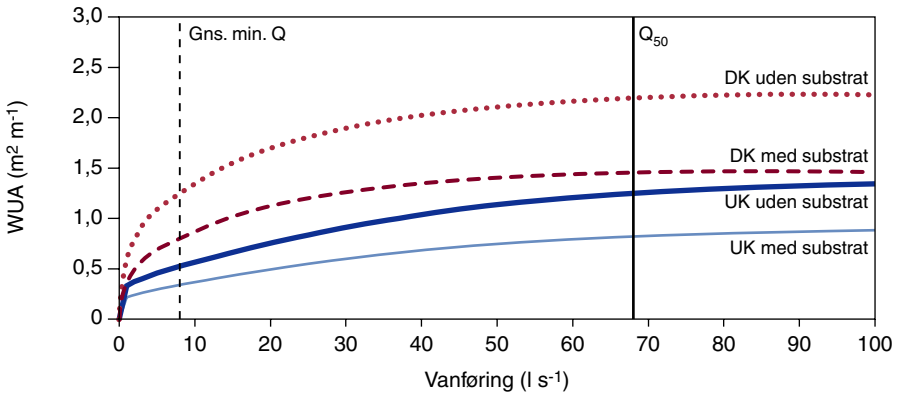
For at vurdere modellens følsomhed overfor forskellige præferencekurver og inddragelsen af substratet i beregninger blev modellen kørt med flere forskellige opsætninger. Følgende kombinationer af præferenceværdier blev benyttet:

DK-præference med substrat (yngel, juvenil)
UK-præference med substrat (yngel, juvenil, voksen)
DK-præference uden substrat (yngel, juvenil)
UK-præference uden substrat (yngel, juvenil)

6.2.3 Sammenligning af modellering med og uden substratpræferenceværdier

For at analysere effekten af at inddrage substratpræferencerne på modelresultatet blev habitatmodelleringen foretaget både med og uden substrat for alle livsstadier og strækninger. Når substratet inkluderes i modelleringen inddrages præferenceværdier for substrat ($SUI_{substrat}$) på samme måde som præferenceværdier for hastighed og dybde, dvs. at WUA for en celle beregnes som $SUI_{hastighed}$ x SUI_{dybde} x $SUI_{substrat}$. Hvis der modelleres uden substrat beregnes WUA som $SUI_{hastighed}$ x SUI_{dybde}. Grunden til at substrat somme tider fravælges er, at værdierne i modellen ikke ændrer sig med vandføringen, dvs. at man multiplicerer WUA med den samme konstante værdi uanset vandføringen. Faktoren varierer dog mellem de forskellige delområder, fordi substratfordelingen ændres mellem de enkelte strækninger, så inddragelse af substratet kan sandsynligvis få betydning, når forskellige strækninger sammenlignes og habitatarealet for et helt vandløb summeres.

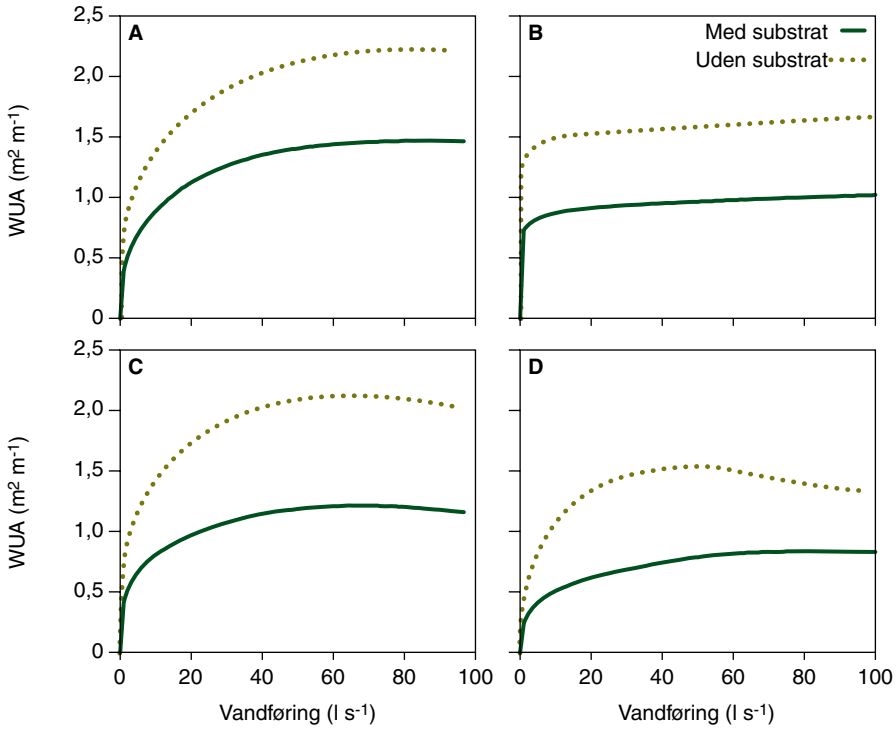
For at vise effekten af substrat vises graferne for habitatarealet (WUA) som funktion af vandføringen for strækning 1 (figur 6.5), hvor både præferencekurverne med og uden substrat er inddraget for både DK og UK. For både DK- og UK-præferencekurverne ligger resultaterne fra modelleringen med substrat lavere end resultaterne fra modelleringen uden substrat. Dette er naturligt nok, da præferencerne altid er lavere end eller lig med 1. Jo flere præferencer, der inddrages, jo mindre bliver det vægtede habitatareal (WUA).



Figur 6.5
Eksempel på habitatarealet (WUA) som funktion af vandføringen for strækning 1 for ørredyngel. Modellering er foretaget for både DK- og UK-præferencekurverne med og uden substrat. I figuren er vandføringens median (Q50) og det gennemsnitlige årsminimum (Gns. min. Q) for station 520070 (Lillebro) medtaget til illustration af vandføringens størrelse i den nedre del af den modellerede strækning Ledreborg Å.

Inddragelsen af substrat i modelleringen ændrer således ikke meget på kurvernes forløb; der fremkommer en nogenlunde parallel kurve, blot lavere. Dette er også tilfældet på de tre andre strækninger (se figur 6.6 for kurverne for yngel). Det betyder, at inddragelsen af substratet i modelleringen ikke har indflydelse på den relative ændring af det vægtede habitatareal (WUA) som resultat af en ændret vandføring.

Figur 6.6
Konsekvensen af at inddrage substrat i modelleringen af det vægtede habitatareal. Det vægtede habitatareal (WUA) er vist som funktion af vandføringen for alle fire strækninger for ørredyngel. (A) strækning 1, (B) strækning 2, (C) strækning 3, (D) strækning 4. Modelleringen er for overskuelighedens skyld kun foretaget for DK-præferencekurverne.



Som beskrevet ovenfor vil man derimod kunne forvente, at inddragelsen af substrat ville spille en rolle ved sammenligning af habitatarealet mellem strækninger med forskelligt substrat. Figur 6.6 viser resultaterne for yngel for alle 4 strækninger fra modelleringer både med og uden substrat. Ligesom ved kurverne for strækning 1 (figur 6.5) afhænger faconen af kurverne stort set ikke af om substrat er inkluderet eller ej. Inddragelsen af substratet har betydning for den absolutte størrelse af det modellerede habitatareal, men det har ikke betydning for den relative ændring i habitatarealet som funktion af vandføringen. Da det er ændringen i det vægtede habitatareal mere end den absolutte størrelse der er interessant er dette ikke kritisk i forhold vurderingen af vandføringens indflydelse på det vægtede habitatareal. Vi har derfor for overskuelighedens skyld valgt i det følgende kun at medtage resultaterne af modelleringen med substrat.

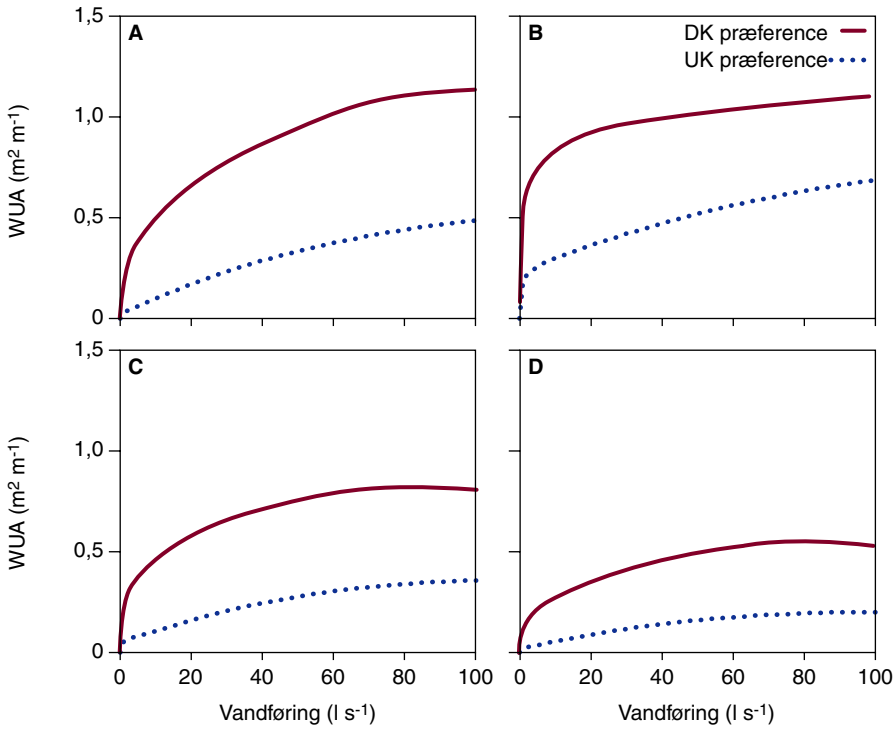
6.2.4 Sammenligning af resultater med DK, UK præferencekurver for yngel og juvenil ørred

Modelleringen af det vægtede habitatareal for yngel er vist i figur 6.5. Det ses, at WUA er størst med DK-præferencerne, hvilket skyldes, at de danske præferencekurver for dybde og hastighed hurtigere antager værdien 1 (altså højeste præference) end UK-værdierne (for hastighed er DK-værdien 1 allerede ved 0, altså hvor der ikke er nogen strøm), se figur 5.1-5.4. Modelleringen af det vægtede habitatareal for juvenil ørred er vist i figur 6.7. Resultaterne er vist for alle strækninger med både DK- og UK-præferencer. Også her ligger resultaterne for DK-præferencerne højere end for UK-præferencerne. Hvis man ordner modelleringerne efter størrelsen af det modellerede habitatareal, giver modelleringen det laveste vægtede habitatareal på strækning 4. Herefter følger strækning 3 og 1. På strækning 2 modelleres det højeste areal for en given vandføring. Ved modellering på DK præferencerne stiger habitatarealet på strækning 1 mere end på

strækning 2 ved store vandføringer, og det modellerede areal er derfor størst på strækning 1 ved vandføringer over 65 l s^{-1}.

Det ser altså ikke ud til, at de høje præferencer for store dybder (figur 5.1 og 5.2) for UK kurverne slår igennem og giver højere habitatareal ved modellering med UK præferencerne i forhold til DK præferencerne. Det skyldes, at dybderne i Ledreborg Å generelt er beskedne. Det er derimod forskellene i præferencekurvernes beskrivelse af præferencen ved de små hastigheder og dybder, der har betydning for resultaterne. Dog er formen og rækkefølgen af habitatarealkurverne som funktion af vandføringen stort set identiske for DK og UK præferencerne. For overskuelighedens skyld inddrages kun DK kurverne i den videre beskrivelse, når habitaterne for yngel og juvenil modelleres.

Figur 6.7
Vægtet habitatareal (WUA) som funktion af vandføringen for alle 4 strækninger. (A) strækning 1, (B) strækning 2, (C) strækning 3, (D) strækning 4. Modellering af juvenil ørred er foretaget med både DK-og UK-præferencekurverne.



6.2.5 Resultater for de 4 strækninger

Resultaterne for modellering med DK præferenceværdierne inklusive substrat er vist i figur 6.8. Det største habitatareal forekommer for de mindste ørred størrelser (bemærk skalaen for WUA aksen er forskellig i de tre figurer). For både yngel og juvenil opnår habitatarealet et maksimum (eller bliver stort set konstant) ved vandføringer på 70-90 l s^{-1}, hvorimod habitatarealet fortsat stiger for voksen ørred ved vandføringer, der er større end 100 l s^{-1}. Dette giver god mening, da præferencerne for strømhastighed og dybde hos voksen ørred har et optimum ved højere værdier, og spændet præferenceværdier generelt er bredere end for yngel og juvenil ørred.

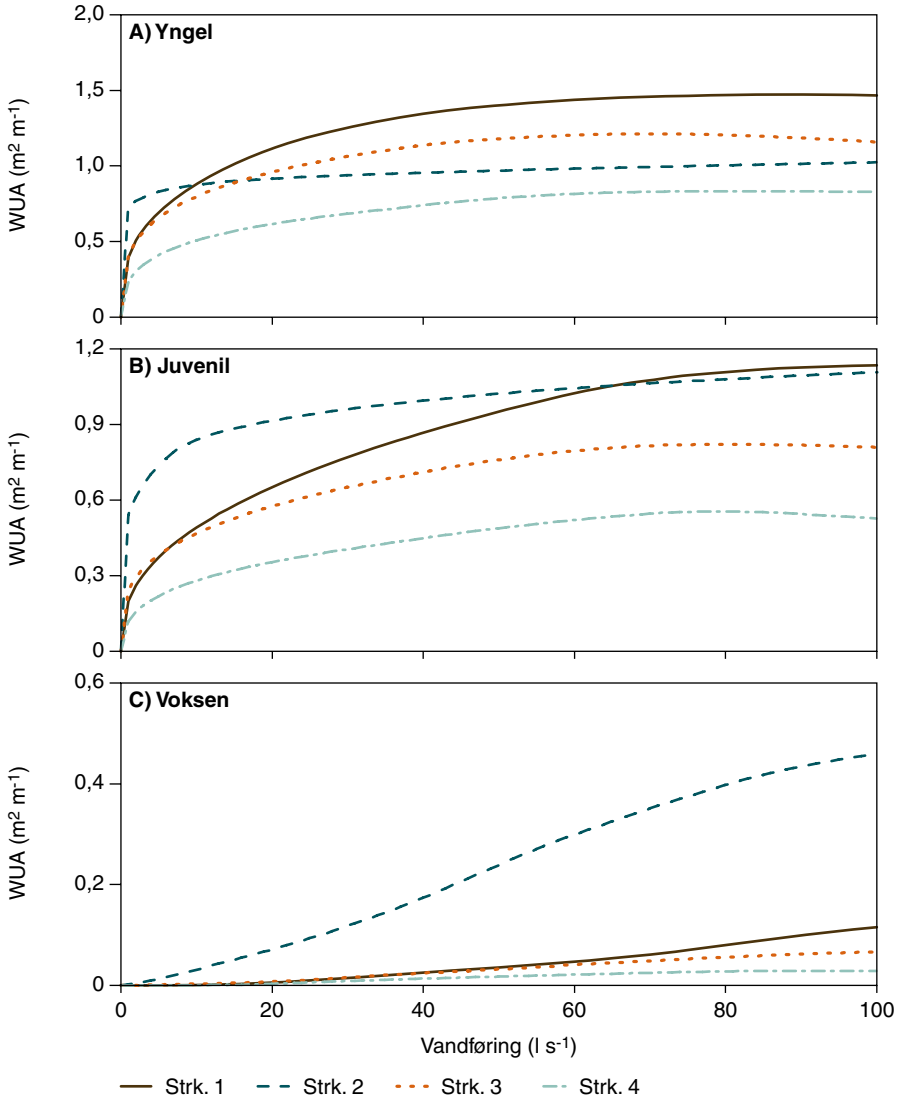
WUA-kurverne for yngel og juvenil har nogenlunde samme form for strækningerne 1, 3 og 4. Her er der et knækpunkt på kurven ved 10-15 l s^{-1}. Dvs. at det vægtede habitatareal falder hurtigt, når vandføringen falder under 10 l s^{-1}. Ved 10 l s^{-1}, er det vægtede habitatareal ca. 60 % af det mak-

simale for yngel og 50-60 % af det maksimale for juvenil ørred for strækningerne 1, 3 og 4.

For strækning 2 er knækpunktet endnu mere markant. For yngel ligger knækpunktet meget lavt, således at der stort set kun skal være 1 l s^{-1}, for at modellen estimerer et habitatareal på 71 % af det optimale, og ved 10 l s^{-1} er habitatarealet 85 % af den optimale. For juvenil ligger knækpunktet ved ca. 10 l s^{-1}, hvor habitatarealet er 76 % af den optimale. Det lave og skarpere knækpunkt for strækning 2 skyldes, at tværprofilerne er smallere og dybere med en flad bund. Dette skyldes primært, at vandløbet på dette sted er udgravet som følge af hårdhændet vandløbsvedligeholdelse og oprensning af bunden. Resultatet for strækning 2 er derfor et artefakt.

For voksen ørred stiger kurverne på hele intervallet 0-100 l s^{-1} som forventet, dvs. at det maksimalt vægtede (og optimale) habitatareal ligger uden for det interval, der er vist. Resultaterne i figur 6.8 viser det højeste habitatareal for strækning 2, da dybden her er den største. Habitatarealet ved 10 l s^{-1} er henholdsvis 1 %, 7 %, 4 % og 0 % af værdien ved 100 l s^{-1}, for strækning 1, 2, 3 og 4. Dvs. de store ørreder kræver generelt en højere vandføring for at deres habitatpræferencer tilgodeses.

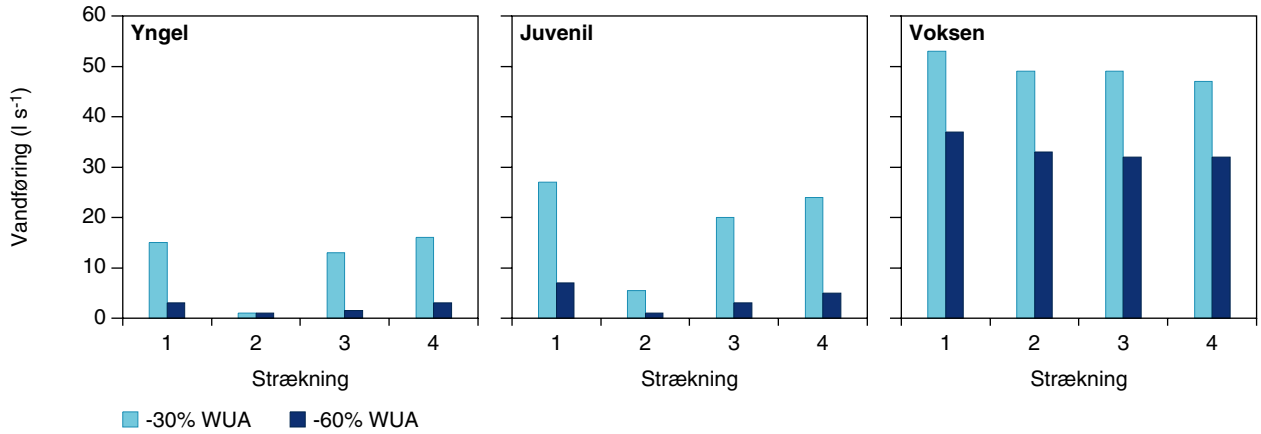
Figur 6.8
Resultater af habitatmodelleringen for (A) ørredyngel, (B) juvenil ørred og (C) voksen ørred. Modelleringen er foretaget for alle 4 strækninger og med præferencerværdier for dybde, strømhastighed og substrat.



7 Diskussion og konklusion

Når resultaterne af habitatmodelleringen skal vurderes, er det nødvendigt at fastsætte nogle kriterier enten for (a) hvor stor den relative reduktion i det vægtede habitatareal må være, eller (b) hvor stort det vægtede habitatareal skal være. En relativ reduktion i forhold til det maksimalt vægtede areal er den internationalt mest benyttede metode, mens en fastlæggelse af et absolut tilgængeligt habitatareal kræver viden om sammenhængen mellem tilgængeligt habitatareal og fiskebestandsstørrelse. Dette haves ikke i det konkrete tilfælde, og derfor vil resultaterne blive vurderet som beregnede relative reduktioner i arealet.

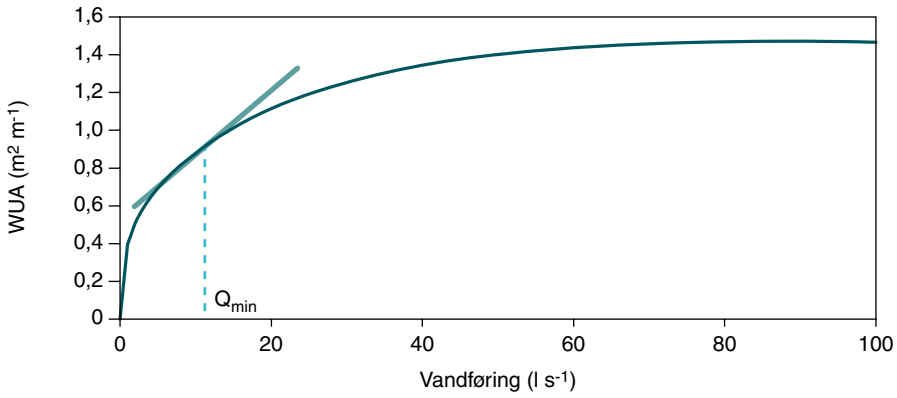
I denne rapport er valgt at vise to scenarier, hvor habitatarealet er reduceret med hhv. 30 % og 60 % i forhold til det vægtede habitatareal ved medianvandføringen ved målestationen ved Lillebro, (67 l s^{-1}), dvs. den vandføring der som gennemsnit forekommer 50 % af dagene i løbet af et år (figur 7.1). Som beskrevet ovenfor kunne ændringen i forhold til det maksimale habitatareal også vurderes. Men eftersom der for voksen ørred ikke indenfor intervallet 0-100 l s^{-1} forekommer maksimalt habitatareal, er der valgt at tage udgangspunkt i det vægtede habitatareal ved medianvandføringen.



Figur 7.1 Mindstevandføringer for yngel, juvenil og voksen ørred bestemt ud fra det kriterium, at det vægtede habitatareal (WUA) ved medianvandføringen på 67 l s^{-1} kan reduceres med henholdsvis 30 % og 60 %.

En alternativ metode, der ofte benyttes, er "knækpunktsmetoden". Denne definerer mindstevandføringen som den vandføring, der forekommer, hvor WUA-vandføringskurven knækker, dvs. på det sted hvor udviklingen i habitatarealet ændres mest som følge af en ændring i vandføringen (figur 7.2.). Denne metode kan kun bruges for yngel og juvenil ørred, da kurverne for voksen ørred ikke har noget knækpunkt. Som nævnt i afsnit 6.2.3 er mindsteværdierne for yngel og juvenil ørred, vurderet med denne metode, ca. 10-15 l s^{-1} for strækningerne 1, 3 og 4. Om denne vandføring så er stor nok til at opretholde en levedygtig bestand, må bero på en analyse af fiskesamfundet i hele Ledreborg Å. Da medianminimumsvandføringen og det absolutte minimum i vandløbet (målt ved målestationen ved Lillebro) ligger på hhv. 9 l s^{-1} og 0 l s^{-1}, så er 10-15 l s^{-1} mere vand end der normalt løber i vandløbet om sommeren.

Figur 7.2
Illustration af princippet i 'knæk-punktsmetoden', hvor mindste-vandføringen (Qmin) findes ud fra den største hældning på WUA/Q kurven.



Figur 7.1 viser, at mindstevandføringen for yngel og juvenil ørred er meget lille på strækning 2. Dette skyldes (som det også blev nævnt i afsnit 6), at WUA-vandføringskurven for yngel og juvenil for strækning 2 har et anderledes forløb end kurverne for de andre strækninger. WUA stiger hurtigt til nær maksimum og forbliver nogenlunde konstant på dette niveau. Årsagen til denne form ligger fortrinsvis i vandløbsprofilet, som er relativt smalt, dybt og med flad bund, således at relativt store dybder opnås selv ved små vandføringer.

Strækning 2 har relativt homogent substrat af fint materiale, og det er muligt at en reduktion af præferenceværdierne for sand og silt ville reducere habitatarealet. Præferenceværdierne på 0,4 var betinget af, at sand og silt forekommer i mosaikagtige mønstre med andre substrattyper, men på strækning 2 udgøres substratet hovedsageligt af silt og sand. På den anden side ville større ørreder antageligt tolerere dette substrat, dersom strømforhold og skjul er passende. Vi har derfor bibeholdt en værdi på 0,4 også på strækning 2.

Som nævnt i afsnit 6.2.3 afspejler de relativt høje habitatarealer for strækning 2 ikke virkeligheden på grund af kanalisering og maskinel vedligeholdelse med deraf følgende forstyrrelser og mangel på variation, overhæng og anden skjul. Elbefiskninger viser, at denne strækning rummer en bestand af fisk, der normalt hører hjemme i søer (gedde, aborre, skalle, ål og suder). Disse træffes dog også andre steder i vandløbet, men ikke i samme omfang som på strækning 2.

Fastsættelsen af den mindst acceptable vandføring må nødvendigvis foregå under overvejelse af de faktisk forekommende sommervandføringer. I Ledreborg Å er vandføringen meget lav om sommeren med værdier helt ned til 0 l s^{-1} i flere år ved de to vandføringsstationer. Resultaterne fra habitatmodelleringen viser dog, at der selv ved en meget lille vandføring skabes habitatareal for yngel og juvenil ørred. Om dette habitatareal er nok til at opretholde en bæredygtig bestand skal vurderes ud fra undersøgelser af fiskebestanden på de forskellige strækninger. Derimod kræves der en del mere vand, end hvad der forekommer på nuværende tidspunkt i sommerperioden for at skabe habitatareal til voksen ørred. I regionalplanen er medianminimumsvandføringen fastsat til 15 l s^{-1} hvilket, vurderet ud fra modellens resultater, giver et meget lille vægtet habitatareal for voksen ørred, mens denne vandføring vil resultere i, at der for yngel og juvenil ørred er hhv. 76 % og 65 % af den maksimale vægtede habitat. Det skal nævnes, at modellen kun er kørt på et snævert vandføringsinterval (som konsekvens af den lave sommervandføring), da det er effekten af la-

ve vandføringer, der undersøges. Resultaterne kan således ikke bruges til at forudsige effekterne af at reducere vandføringen uden for dette interval.

Det skal kraftigt understreges, at habitatmodelleringen ikke inddrager kemiske faktorer såsom iltindhold, vandtemperatur og okker. Målinger af temperatur og iltindhold i Ledreborg Å i sommeren 2005 viste ekstreme værdier, især var iltindholdet meget lavt (2 mg l^{-1}) ved strækning 1. Ørred kan ikke eksistere ved så lavt iltindhold. Der er også blevet konstateret okker på en strækning øverst i vandløbet. Det er derfor afgørende også at inddrage de vandkemiske forhold ved fastsættelse af mindstevandføringer i vandløbet, da iltforholdene ofte er særdeles kritiske om sommeren i mindre sjællandske vandløb.

En fastsættelse af den acceptable mindstevandføring må bero på en politisk beslutning. Resultaterne præsenteret i denne rapport er et eksempel på det faglige grundlag, der kan skabes med habitatmodeller for en sådan eventuel beslutning.

Resultaterne af modelleringen viser også, at modelresultatet afhænger af, hvilke præferencekurver der benyttes til modelleringen af fiskenes habitatpræferencer. For at sikre at resultaterne ligger tæt på de virkelige forhold i vandløbet bør det sikres, at præferencekurverne er repræsentative for det undersøgte vandløb. Ydermere skal der benyttes samme præferencekurver ved sammenlignende undersøgelser af flere vandløb, ellers vil forskelle mellem vandløbene alene kunne henføres til brug af forskellige præferencekurver.

8 Anbefalinger

Denne rapport præsenterer resultaterne af habitatmodellering på 4 strækninger i Ledreborg Å. Rapporten demonstrerer, hvorledes resultaterne kan anvendes til at fastsætte krav til mindstevandføringer i vandløb, fx ved udarbejdelse af regionplaner eller målfastsættelse. I rapporten er benyttet to forskellige kriterier (hhv. 30 % og 60 % reduktion) til at vurdere konsekvenserne af ændringer i vandføringen på habitattilgængeligheden i vandløbet. Disse to kriterier er valgt som eksempler for at illustrere resultaternes brugbar og er ikke biologisk funderet. Valget af præferencekurverne til modelleringen er vigtigt for modelresultatet. Det bør således dels sikres, at præferencekurverne er repræsentative for det undersøgte vandløb for at sikre et troværdigt resultat, dels skal der benyttes samme præferencekurver ved sammenlignende undersøgelser af flere vandløb, ellers vil forskelle mellem vandløbene alene kunne henføres til brug af forskellige præferencekurver. Ved anvendelse af habitatmodeller i administrationen af vandløbene skal der fastsættes kriterier for de mindste tilladte vandføringer. Disse bør fastsættes ud fra en helhedsvurdering af vandløbet og bør afspejle målsætningen eller muligheden for at opnå god økologisk kvalitet.

Resultaterne viser, at habitatarealet for yngel og juvenil ørred reduceres kraftigt, når vandføringen falder under 10-15 l s^{-1}, og det skønnes, at vandføringer herunder er kritisk for at opretholde en bestand af ørred. Habitatarealet for voksen ørred er meget lavt, og der opnås ikke noget habitatoptimum inden for det vandføringsinterval (0-100 l s^{-1}), der er benyttet ved modelleringen. Voksen ørred er altså den mest følsomme organisme. Den præcise vurdering af hvilket habitatareal, der skal til for at opretholde en ørredbestand, kan kun vurderes, når der foreligger kendskab til bestandens tæthed og struktur.

Resultaterne af habitatmodelleringen giver ikke det fulde billede af forholdene for ørred, da de bør kombineres med resultaterne af vandkemiske og fiskeribiologiske studier. Sådanne studier foretages i Ledreborg Å sideløbende med produktionen af denne publikation. Resultaterne forventes afrapporteret i en specialerapport fra Roskilde Universitetscenter. Når disse resultater foreligger, vil det være muligt at vurdere sammenhængen mellem det vægtede habitatareal og ørredbestanden.

Det anbefales, at modelleringsmetoden afprøves i andre og gerne mere vandrige vandløb, da Ledreborg Å er præget af en række forhold udover de fysiske, som sandsynligvis begrænser ørredbestanden. Resultaterne af de fiskeribiologiske undersøgelser matcher derfor ikke resultaterne af habitatmodelleringen (for eksempel er der ingen ørred på strækning 2, hvor habitatarealet er relativt højt). Vandkemiske analyser og undersøgelse af adgangsforholdene for ørred og ørredbestandens populationsdynamik bør derfor indgå som en del af undersøgelserne i et eventuelt fremtidigt studie.

Det bør videre overvejes at afprøve metoden overfor andre arter i vandløb, der ikke er målsat som ørredvandløb, eksempelvis B3-målsætning. Sådanne vandløb har også et naturindhold og er hyppigt forekommende i fx Hovedstadsområdet, hvor de udgør ca. 20 % af vandløbene.

For at forbedre habitatforholdene i Ledreborg Å anbefales det at foretage mere skånsom vandløbsvedligeholdelse på strækningen fra udløbet af skoven omkring Ledreborg Slot til Lillebro, således at der tages hensyn til ørredernes krav til levesteder, herunder tilgængeligheden af skjul (udhængende bredvegetation). Da dybderne i modelleringen har vist sig at være en kritisk faktor anbefales også, at man helt undlader oprensning på skovstrækningen for at sikre en vis vanddybde selv ved lave vandføringer sidst på sommeren og først på efteråret.

Det kunne overvejes at etablere skyggegivende beplantning langs med vandløbet på den åbne strækning mellem Lillebro og Ledreborg Skov for at reducere temperatursvingninger og undgå høje sommertemperaturer, kraftig vækst af bredvegetation og medfølgende lave koncentrationer af ilt. Dette vil også nedsætte behovet for vandløbsvedligeholdelse (Christiansen & Boock, 1987). Det anbefales endvidere at undersøge hvor meget okker, der kommer ud til vandløbet og på hvilke tider af året, da dette kan påvirke den nuværende biologiske tilstand og ørredbestand.

9 Referencer

Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M.L., Skriver, J., Kronvang, B. & Larsen, S.E. (2004)

Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Danmarks Miljø-undersøgelser. 145 s. –

Faglig rapport fra DMU nr. 499. http://faglige-rapporter.dmu.dk

Bangsgaard, L. & Sivebæk, F. (1996) Hvilke levesteder foretrækker ørred-yngel? Vand & Jord 1, 8-11

Bird, D.J., Lightfoot, G.W. & Strevens A.P. (1995) Microhabitat use by young salmon and trout in a southern UK chalk stream, Proc. IFIM 25 annual study course, Lancaster, 99-114.

Bovee, K.D. (1982) A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Instream flow information paper 12, U.S. Fish and Wildlife Service Biological Services Program FWS/OBS-82/26, 248 pp.

Bovee, K.D. (1986) Development and application of habitat suitability criteria for use in the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper no. 21, US Fish and Wildlife Service Biological Report 86(7), 235 pp.

Bremset, G. & Berg, O.K. (1999) Three-dimensional microhabitat use by young pool-dwelling Atlantic salmon and brown trout. Animal Behaviour 58, 1047-1059

Christensen, L.B. (1988) Undersøgelser af naturlige og kunstige gydepladser for laksefisk. Hedeselskabets Forskningsvirksomhed, Beretning nr. 39, 110 pp.

Christiansen, R. & Boock, P. (1987) Beskygning af vandløb. Vækst 2, 8-11+22.

Clausen, B. & Jensen, J.L. (1995) CalQ - A new program to calculate the discharge of rivers. Proceedings for the New Zealand Meteorological and Hydrological Symposium, University of Canterbury, Christchurch, November 12-16, 1995.

Clausen, B., Johnson, I.W & Elliott, R.N. (1993) Økologisk acceptable vandføringer. Vand og Miljø 10(4), 115-119.

Clausen, B., Jowett, I.G., Biggs, B.J.F. & Moeslund, B. (2004) Stream ecology and flow management. In: Hydrological drought – Estimation methods for streamflow and groundwater (ed. L.M. Tallaksen & H.A.J. Van Lanen). Developments in Water Science 48, Amsterdam, Elsevier Sciences B.F, 411-453.

Dunbar, M.J., Gustard, A., Acreman, M.C. & Elliot, C.R.N. (1998) Overseas approaches to setting River Flow Objectives. R&D Technical Report W6-161. Environment Agency and Institute of Hydrology, Wallingford, 83 pp.

Dunbar, M., Ibbotson, A., Gowing, I., McDonnell, N., Acreman, M. & Pinder, A. (2001) Further validation of PHABSIM for the habitat requirements of salmonid fish. R&D Report W6-036, Centre for Ecology and Hydrology, UK.

Elliott, C.R.N., Dunbar, M.J., Gowing, I. & Acreman, M.C. (1999) A habitat assessment approach to the management of groundwater dominated rivers, Hydrological processes, 13, 459-475

Fjorback, C., Pedersen, M.L.., Kronvang, B. and Friberg, N. (2002) Can the RHYHABSIM model be applied for evaluation of habitat improvement following river restoration: Case of remeandering the River Gels, Denmark. ENVIRO Flows 2002. Proceedings of the international conference on environmental flows for river systems incorporating the the 4th International Ecohydraulics Symposium, Cape Town, South Africa, March 2002, 20 pp.

Grost, R.T., Hubert, W.A., Wesche, T.A. (1990) Redd site selection by brown trout in Douglas Creek, Wyoming. Journal of Freshwater Ecology 5(3), 365-371

Hayes, J.W. & Jowett, I.G. (1994) Microhabitat models of large drift-feeding brown trout in three New Zealand rivers. North American Journal of Fisheries Management 14, 710-725.

Heggenes, J. & Saltveit, S.J. (1990) Seasonal and spatial microhabitat selection and segregration in young Atlantic salmon, S.salar L., and brown trout, Salmo trutta L., in a Norwegian river. Journal of fish biology 36, 707-720.

Heggenes, J., Brabrand, Å. & Saltveit, S.J. (1991) Microhabitat use by brown trout, Salmo trutta L. and atlantic salmon, S. salar L., in a stream: a comparison study of underwater and river bank observations. Journal of fish biology 38, 259-266.

Henriksen, P.W. (1998) Ørredbestanden i Langvad Å-systemet 1996-1997 – bestandens sammensætning, smoltproduktion og overlevelse gennem Kattingesøerne. Rapport udarbejdet af Limno Consult for Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, Køgevej 80, 4000 Roskilde, 50 pp.

Henriksen, P.W. (2000) Ørredbestanden i Langvad Å-systemet 1999 – Substratforhold og gydning. Yngelfremkomst. Sommeroverlevelse. Mulighederne for en selvproducerende bestand. Rapport udarbejdet af Limno Consult for Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, Køgevej 80, 4000 Roskilde, 63 pp.

Henriksen, P.W., Frederiksborg, Roskilde, Storstrøms & Vestsjællands amter (2002) Ørreder på Sjælland og Lolland-Falster. Bestande og gydeforhold 1998-2002. Udbredelse og kvalitet af gydeegnet bund, gydningens omfang og lokalisering samt en sammenligning med havørredbestandene

i 1960. Udgivet af Frederiksborg, Roskilde, Storstrøms og Vestsjællands amter, ISBN nr. 87-7800-545-0, 108 pp.

Jensen, J.L. (1973) Afstrømningens medianminimum. Vand, nr. 4.

Johnson, I.W., Elliott, C.R.N. & Gustard, A. (1995) Modelling the effects of groundwater abstraction on salmonid habitat availability in the river Allen, Dorset, England. Regulated Rivers: Research & Management 10, 229-238.

Jorde, K. (1997) Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. (Ecologically based, dynamic regulations for minimum flows at water power stations). Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 90, Universität Stuttgart, 155S.

Jowett, I.G. (1989) River hydraulic and habitat simulation, RHYHABSIM computer manual. New Zealand Fisheries Miscellaneous Report 49, Ministry of Agriculture and Fisheries, Christchurch, New Zealand, 39 pp.

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

Jowett, I.G. (1997) Instream flow methods: a comparison of approaches. Regulated Rivers: Research & Management 13, 115-127.

Killingtviet, Å. & Harby, A. (1994) Multi-purpose planning with the river system simulator – a decision support system for water resources planning and operation. In: Proceedings of the first international symposium on habitat hydraulics, Norwegian Institute of Technology, Trondheim.

Lamouroux, N. & Capra, H. (2002) Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. Freshwater Biology 47, 1543-1556.

Lamouroux, N., Capra, H. & Pouilly, M. (1998) Predicting habitat suitability for lotic fish: Linking statistical hydraulic models with multivariate habitat use models. Regulated Rivers: Research & Management 14(1), 1-11.

Lund, T. (1996) Elverdamsåen. Hydraulikkens og vandføringens betydning for ørredbestandens fysiske vilkår. Specialerapport, Geomorfologisk Afdeling, Geologisk Institut, Aarhus Universitet.

Lund, T. & Clausen, B. (1998) Levevilkår for ørred. Vand og Jord 5, 116-119.

Mikkelsen, J.S. (1998) Udsætningsplan for vandløb til Roskilde Fjord: Distrikt 3 - vandsystem 1-26. Rapport nr. 71, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdelingen for ferskvandsfiskeri, Silkeborg, 27 pp.

Milhous, R.T., Updike, M.A. & Schneider, D.M. (1989) Physical habitat simulation system reference manual - version II. Instream flow information paper 26. United States Fish and Wildlife Service, Fort Collins, Colorado.

Miljøstyrelsen (1979) Vandforsyningsplanlægning 2. del. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr.1/1979.

Olsen, H.-M. & Friberg, N. (1997) Biological stream assessment in Denmark: The importance of physical factors. In: Biodiversity in benthic ecology (ed. N. Friberg & J.D. Carl). Proceedings from Nordic Benthological Meeting in Silkeborg, Denmark, 13-14 November 1997, NERI Technical report no. 266, 89-95.

Pouilly M., Valentin S., Capra H., Ginot V., Souchon Y. (1995) Note technique: Méthode des microhabitats: principes et protocoles d'application. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 336, 41-54.

Raleigh, R.F., Zuckerman, L.D. & Nelson, P.C. (1984) Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Brown trout. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Services Program FWS/OBS-82/10.71.

Roskilde Amtskommune (1978) Rapport for forundersøgelse af Langvad Å-systemet (oplæg til egentlig recipientundersøgelse). Rapport fra Teknisk Forvaltning, Roskilde Amtskommune, 120 pp

Roskilde Amt (2003) Vurdering af vandbalancen i Ledreborg Å-systemet – Februar 2003. Rapport udarbejdet af Roskilde Amt og Aktor Innovation, Teknisk forvaltning, Roskilde Amt.

Roussel, J. M. & Bardonnet A. (1996) Differences in habitat use by day and night for brown trout (Salmo trutta) and sculpin (Cottus gobio) in a natural brook. Multivariate and multi-scale analyses. Cybium. 20(3 suppl.), 43-53.

Shirvell, C.S. & Dungey, R.G. (1983) Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. Transactions of the American Fisheries Society 112, 355-367.

Søholm, M. K. & Jensen, B.H. (2003) Ørredens (Salmo trutta L.) krav til de fysiske forhold i store vandløb med speciel vægt på yngelstadiet: Habitatsundersøgelse, sammenfatning af eksisterende viden og anbefalinger til forbedring af ørredbestande på udvalgte åstrækninger. Specialerapport, 2. version, Biologisk Institut, Odense Universitet, Syddansk Universitet, 169 pp.

Vismara, R., Azzellino, A., Bosi, R., Crosa, G. & Gentili, G. (2001). Habitat suitability curves for Brown Trout (Salmo trutta Fario L.) in the River Adda, Northern Italy: Comparing univariate and multivariate approaches. Regulated Rivers: Research & Management 17, 37-50.

Bilag 1

Beskrivelse af delstrækninger

Strækning 1

Afstand	Beskrivelse	Type	Profil
0-25 m:	Riffle, overdækket med træer	1	1.1
25-32 m:	Run, ingen vegetation (overdækket af træer)	2	
32-73 m:	Run, relativt dybt, med vegetation	3	1.2
73-81 m:	Run, ingen vegetation (overdækket af træer)	2	
81-90 m:	Run, relativt dybt, vegetation og strømrende	3	
90-94 m:	Run, relativt lavt, vegetation og strømrende	4	
94-107 m:	Run, relativt lavt, ingen vegetation (under første bro)	2	
107-125 m:	Run, relativt dybt, stejl højre brink, veg. på venstre brink	3	1.3
125-140 m:	Run, relativt lavt, stejl højre brink, veg. på venstre brink	4	1.4
140-150 m:	Riffle, lavt vand, ingen vegetation (under anden bro)	1	
150-185 m:	Run, ingen vegetation, sten, høje brinker	2	1.5
185-198 m:	Run, ingen vegetation, store sten i siderne	2	
198-200 m:	Run, relativt dybt, siltet bund, siv og strømrende	3	

Strækning 2

Afstand	Beskrivelse	Type	Profil
0-5 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	
5-40 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	
40-47 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	
47-50 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	
50-70 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	
70-78 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	
78-80 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	
80-85 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	
85-98 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	
98-104 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	2.1
104-110 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	2.2
110-121 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	
121-124 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	
124-129 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	
129-135 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	
135-140 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	
140-143 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	
143-146 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	
146-153 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	
153-157 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	
157-159 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	
159-164 m:	Run, relativt dybt, relativt lidt veg. i vandløb	1	
164-207 m:	Run, relativt lavt, relativt meget veg. i vandløb	2	

Strækning 3

Afstand	Beskrivelse	Type	Profil
0-15 m:	Run, 10-20 cm dybt, 2-3 m bredt, lidt grus	1	
15-25 m:	Pool pga. træstammer	2	
25-36 m:	Run, som 0-15 m	1	
36-43 m:	Riffle, gruset	3	
43-69 m:	Run, som 0-15 m	1	3.1
69-88 m:	Riffle, som 36-43 m, dog lidt grovere materiale	3	3.2
88-100 m:	Run, som 0-15 m	1	
100-107 m:	Pool, varieret	2	3.3
107-120 m:	Run, som 0-15 m	1	3.4
120-135 m:	Riffle, som 69-88 m	3	
135-148 m:	Run, som 0-15 m	1	
148-154 m:	Riffle, som 69-88 m	3	
154-167 m:	Run, som 0-15 m	1	
167-178 m:	Riffle, som 69-88 m	3	
178-223 m:	Run/Riffle sekvens vekslende ca. hver 5 m. Lidt sten og alger på den mest opstrøms del.	1/3	3.5
223-225 m:	Riffle med alger og nogle sten	3	

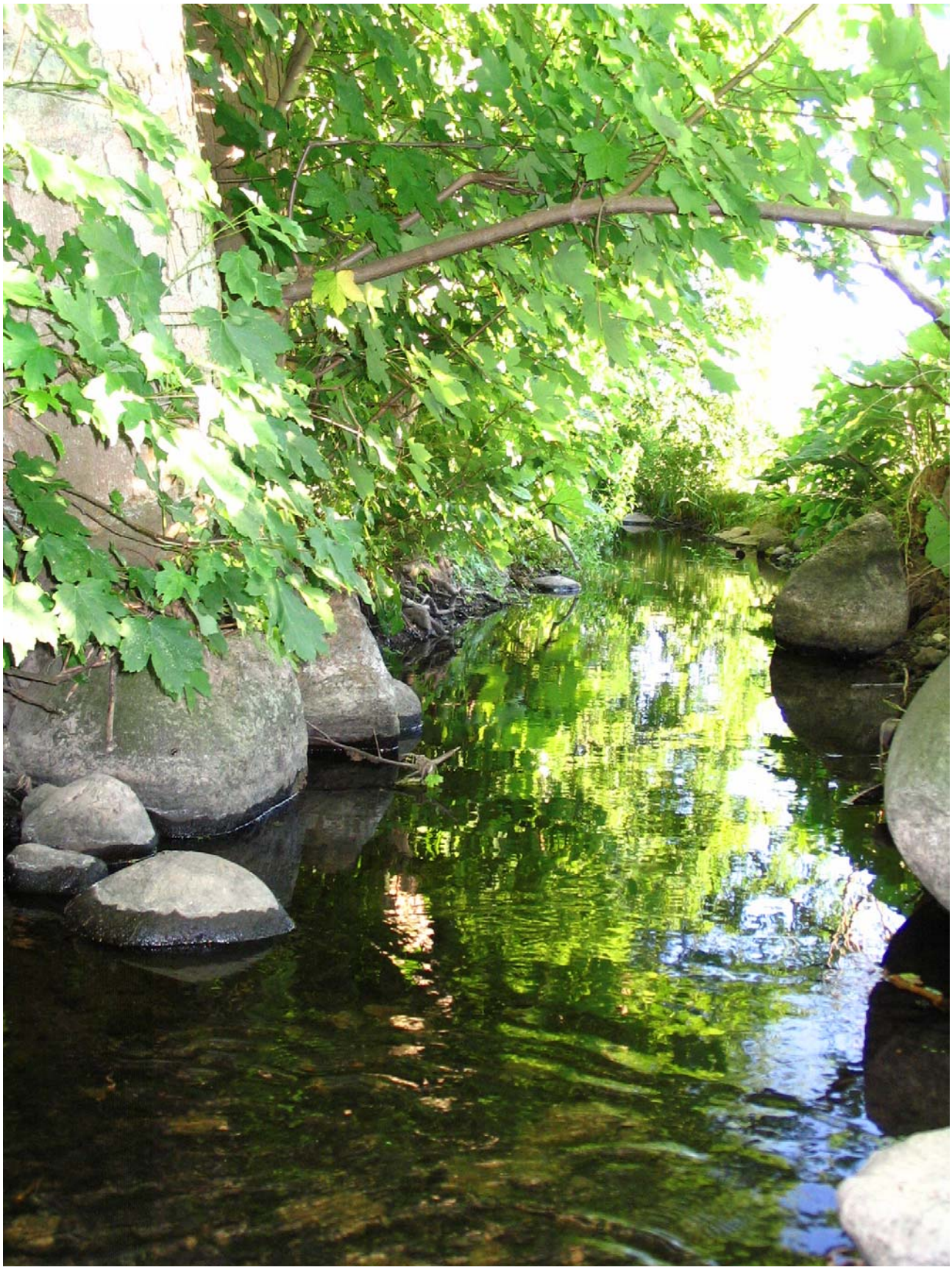
Strækning 4

Afstand	Beskrivelse	Type	Profil
0-7 m:	Riffle, lav	2	
7-15 m:	Riffle, dybere	1	
15-19 m:	Riffle, lav	2	
19-24 m:	Riffle, dybere	1	
24-35 m:	Riffle, lav	2	4.1
35-38 m:	Riffle, dybere	1	
38-41 m:	Riffle, lav	2	
41-44 m:	Riffle, dybere	1	4.2
44-50 m:	Riffle, lav	2	
50-59 m:	Riffle, dybere	1	
59-66 m:	Riffle, lav	2	
66-70 m:	Riffle, dybere	1	

Billeder fra de 4 strækninger i Ledreborg Å

Strækning 1

Strækning 1 vinteren 2004/2005 (Foto: Bente Clausen)



Strækning 1 sommeren 2005 (Foto: Martin Olsen, RUC).

Strækning 2

Strækning 2 vinteren 2004/2005 (Foto: Bente Clausen)

Strækning 2 sommeren 2005 (Foto: Eva Bøegh, RUC).

Strækning 3

Strækning 3 vinteren 2004/2005 (Foto: Martin Olsen, RUC).

Strækning 3 sommeren 2005 (Foto: Martin Olsen, RUC).

Strækning 4

Strækning 4 ved høj vandføring i vinteren 2004/2005 (Foto: Bente Clausen, DMU).

Strækning 4 ved lav vandføring i vinteren 2005/2006 (Foto: Martin Olsen , RUC).

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: http://www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:
DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger samt årsrapporter.
Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.
I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2005

Nr. 533: Fate of mercury in the Arctic (FOMA). Sub-project atmosphere. By Skov, H. et al. 55 pp. (electronic)
Nr. 534: Control of pesticides 2003. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.T. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
Nr. 535: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Af Dahl, K. (red.) et al. 158 s. (elektronisk)
Nr. 536: Aromatiske kulbrinter i produceret vand fra offshore olie- og gasindustrien. Test af prøvetagningsstrategi. Af Hansen, A.B. 41 s. (elektronisk)
Nr. 537: NOVANA. National Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description – Part 2. By Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (eds.). 137 pp., 100,00 DKK.
Nr. 538: Tungmetaller i tang og musling ved Ivituut 2004. Af Johansen, P. & Asmund, G. 27 s. (elektronisk)
Nr. 539: Anvendelse af molekylærgenetiske markører i naturforvaltningen. Af Andersen, L.W. et al. 70 s. (elektronisk)
Nr. 540: Cadmiumindholdet i kammusling Chlamys islandica ved Nuuk, Vestgrønland, 2004. Af Pedersen, K.H., Jørgensen, B. & Asmund, G. 36 s. (elektronisk)
Nr. 541: Regulatory odour model development: Survey of modelling tools and datasets with focus on building effects. By Olesen, H.R. et al. 60 pp. (electronic)
Nr. 542: Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget. Principper og resultater. Af Schou, J.S. & Abildtrup, J. 64 s. (elektronisk)
Nr. 543: Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. By Hasler, B. et al. 173 pp. (electronic)
Nr. 544: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2004, Part 1 Measurements. By Kemp, K. et al. 64 pp. (electronic)
Nr. 545: Naturbeskyttelse og turisme i Nord- og Østgrønland. Af Aastrup, P. et al. 131 pp. (electronic)
Nr. 546: Environmental monitoring at the Nalunaq Mine, South Greenland, 2004. By Glahder, C.M. & Asmund, G. 32 pp. (electronic)
Nr. 547: Contaminants in the Atmosphere. AMAP-Nuuk, Westgreenland 2002-2004. By Skov, H. et al. 43 pp (electronic)
Nr. 548: Vurdering af naturtilstand. Af Fredshavn, J & Skov, F. 93 s. (elektronisk)
Nr. 549: Kriterier for gunstig bevaringsstatus for EF-habitatdirektivets 8 marine naturtyper. Af Dahl, K. et al. 39 s. (elektronisk)
Nr. 550: Natur og Miljø 2005. Påvirkninger og tilstand. Af Bach, H. (red.) et al. 205 s., 200,00 kr.
Nr. 551: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Af Ærtebjerg, G. et al. 94 s. (elektronisk)
Nr. 552: Landovervågningsoplande 2004. NOVANA. Af Grant, R. et al. 140 s. (elektronisk)
Nr. 553: Søer 2004. NOVANA. Af Lauridsen, T.L. et al. 62 s. (elektronisk)
Nr. 554: Vandløb 2004. NOVANA. Af Bøgestrand, J. (red.) 81 s. (elektronisk)
Nr. 555: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 74 s. (elektronisk)
Nr. 557: Terrestriske naturtyper 2004. NOVANA. Af Strandberg, B. et al. 58 s. (elektronisk)
Nr. 558: Vandmiljø og Natur 2004. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 132 s. (elektronisk)
Nr. 559: Control of Pesticides 2004. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
Nr. 560: Vidensyntese indenfor afsætning af atmosfærisk ammoniak. Fokus for modeller for lokal-skala. Af Hertel, O. et al. 32 s. (elektronisk)
Nr. 561: Aquatic Environment 2004. State and trends – technical summary. By Andersen, J.M. et al. 62 pp., DKK 100,00.
Nr. 562: Nalunaq environmental baseline study 1998-2001. By Glahder, C.M. et al. 89 pp. (electronic)
Nr. 563: Scientific and technical background for intercalibration of Danish coastal waters. By Petersen, J.K.& Hansen, O.S. (eds.) et al. 72 pp. (electronic)

2006

Nr. 564: Styringsmidler i naturpolitikken. Miljøøkonomisk analyse. Af Schou, J.S., Hasler, B. & Hansen, L.G. 36 s. (elektronisk)
Nr. 567: Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, south Greenland, 2005. By Glahder, C.M. & Asmund, G. 35 pp. (electronic)
Nr. 569: Anskydning af vildt. Konklusioner på undersøgelser 1997-2005. Af Noer, H. 35 s. (elektronisk)

[Tom side]

Denne rapport beskriver, hvorledes en hydraulisk habitatmodel (RHYHAB-SIM) kan bruges til beskrivelse af konsekvenserne af ændret vandføring på den tilgængelige habitat for ørreder i vandløb. Modelleringen er foregået på fire strækninger i Ledreborg Å. Habitatmodeller kombinerer en stationær hydraulisk model med en biologisk model. Habitatmodellen beregner det vægtede habitatareal ved forskellige vandføringer på baggrund af modellering af strømhastigheder, dybder og substrat i mange punkter på vandløbsbunden og kombinerer dette med fx ørreders præferencer for parametrene. Valget af de rette /præferencekurver er yderst vigtigt for præcisionen i modelleringen, og derfor er der foretaget en analyse af forskellige nationale og internationale data med henblik på at finde de rigtige præferencekurver til brug i modeltesten. Modellen blev derfor afprøvet med præferencekurver udviklet i Danmark og Storbritannien. På baggrund heraf blev det besluttet at bruge danske præferencekurver for yngel og juvenil ørred og inkludere både dybde, strømhastighed og substrat i den endelige modellering. For voksne ørreder blev der benyttet præferencer fra et engelsk vandløb af samme type som Ledreborg Å. Resultaterne viser anvendeligheden og mulighederne ved brug af habitatmodeller i administration af vandløb.

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 978-87-7772-930-0
ISSN 1600-0048