

VASSDRAGSSIMULATOR.

ØKOLOGISKE DATA PÅ FISK OG BUNNDYR.

FYSISK MILJØ FOR FISK I RENNENDE VANN. SIDE 3

JAN HEGGENES

EFFEKTER AV TEMPERATUR PÅ FISK I RENNENDE VANN. SIDE 37

ARNE JENSEN

MODELLER OG PARAMETRE FOR BUNNDYR PÅ RENNENDE VANN. SIDE 47

SVEIN JAKOB SALTVEIT

INNSJØER. BIOLOGISKE PARAMETRE OG MODELLER. SIDE 61

ÅGE BRABRAND, ARNFINN LANGELAND OG SVEIN JAKOB SALTVEIT

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE (LFI),
ZOOLOGISK MUSEUM, UNIVERSITETET I OSLO.
SARSGT. 1,
0562 OSLO 5

FORFATTERE:

Åge Brabrand, Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, Sarsgt. 1, 0562 Oslo.

Jan Heggenes, Norsk Institutt for Naturforvaltning, Postboks 39, 1432 ÅS-NLH.

Arne Jensen, Norsk Institutt for Naturforvaltning (NINA), Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

Arnfinn Langeland, Norsk Institutt for Naturforvaltning (NINA), Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

Svein Jakob Saltveit, Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, Sarsgt. 1, 0562 Oslo.

**FYSISK MILJØ FOR FISK
I RENNENDE VANN**

JAN HEGGENES

INNHOOLD

	s.
INNLEDNING	5
FISKEARTER - UTBREDELSE OG GENERELL HABITATBRUK ...	7
DATAKILDER	15
Generaliserte data	15
Behov for stedegne data	17
VIKTIGE PARAMETRE	19
Maktohabitatparametre	20
Mikrohabitatparametre	21
ANVENDELSE AV FYSISKE HABITATDATA MOT HYDRAULISK SIMULERING	26
VASSDRAGSSIMULATORER BEGRENSENINGER MHT. MODELLERING AV FISKEHABITAT	31
REFERANSER	33

INNLEDNING

Arbeidet med å bygge en modell for å simulere de hydrofysiske forhold i et vassdrag - Vassdragssimulator - krever input av mange datatyper. En vesentlig datatype i denne sammenheng er økologiske data, deriblant fisk som denne rapporten omhandler, svært viktig. Fisk er viktig både biologisk som i næringskjeden eller i det akvatiske økosystem, og som en viktig nærings-og rekreasjonsressurs for mennesker.

Laksefisk dominerer i norske elver, men en del andre arter kommer inn i større vassdrag, særlig i de sør- og nord-østlige deler av landet. Tradisjonelt har det vært fiskebiologers syn at bestander av salmonider i stor grad reguleres av konkurranse om næring og rom (Chapman 1966), dvs. at i det multi-dimensjonale nisjerom tillegges habitatnisje og næringsnisje samt intra-og interspesifikke interaksjoner. Betydningen av disse variablene varierer med fiskens livsstadium. Det er i utgangspunktet viktig å påpeke at denne rapporten og arbeidet med Vassdragssimulator bare fokuserer på betydningen av de fysiske forhold, dvs. habitatnisje, og hvilken betydning inngrep, f.eks. endringer i vannføring, har for fiskens habitatnisje. Hvor viktig det fysiske miljø i et vassdrag er i forhold til de biologiske faktorer, vil variere fra elv til elv. Det er ikke nødvendigvis en entydig sammenheng mellom de fysiske forhold og bestander av fisk, selv om habitat ofte er en viktig forklaringsvariabel (Binn og Eiserman 1979, Bowlby og Roff 1986, Platts og Nelson 1988). Men generelt er det rimelig å anta at konkurranse om rom, dvs. habitatnisje, vil være viktig i rennende vann pga. den fysiske begrensningen vannhastigheter og relativt lite areal, representerer. Det er også rimelig å anta at jo mer ekstreme de fysiske forhold blir, dvs. med økende gradienter og mindre elvevolum, jo viktigere vil habitat være som en bestandsregulerende faktor for fisken.

Det ville selvsagt vært ønskelig at Vassdragssimulatoren også kunne modellere biologiske forhold som er viktige for populasjonsdynamikken hos fisk. Her står vi imidlertid overfor to problemer som arbeidet med Vassdragssimulator umulig kan gjøre noe ved. For det første er vår kunnskap om sammenhenger mellom biologiske forhold og fiskebiomasse og -produksjon på rennende vann svært mangelfull, slik at det rett og slett ikke finnes nok input-data. For det andre er vi ennå matematisk sett ikke istand til å håndtere flere fiskearter sammen i en modell. Annerledes med fiskens fysiske miljø; vi begynner å få noe data, og vi er istand til å modellere et vassdrag mht. hydrofysiske forhold, selv om dette gjøres på et for fisken forholdsvis grovmasket nivå.

Denne rapporten omhandler status mht. til aktuelle fiskearter, hvilke datakilder vi har, hvilke parametre som er viktige og hvilken aggregeringsgrad disse parametrene bør eller kan ha for å kunne modellere fiskens habitat.

For ordens skyld vil jeg til slutt innledningsvis peke på at selv om Vassdragssimulator er et nytt initiativ her i Norge, så er deler av en slik type modellering forsøkt gjennomført i andre land. Det foreligger flere ulike habitatmodeller og -indekser, særlig for salmonider. Spesielt bør nevnes Instream Flow Incremental Methodology-modellen som er utarbeidet av Instream Flow and Aquatic Systems Group, National Ecology Center, U.S. Fish and Wildlife service, Fort Collins, Colorado (Bovee 1982, 1986). Vassdragssimulator vil ha både likheter og ulikheter med denne modellen. For fiskehabitat vil det være mange paralleller, fordi det er den samme generelle økologiske kunnskap som ligger til grunn, selv om vurderingene ved bearbeidelse og anvendelse av denne kunnskap er vesens forskjellige.

FISKEARTER - UTBREDELSE OG GENERELL HABITATBRUK

LAKS

Atlantisk laks er en typisk elvefisk, og var opprinnelig utbredt i norske elver langs hele kysten fra Iddefjorden ved grensen til Sverige i sørøst til Grense Jakobselv mot Sovjet i nordøst, i alt i 400-500 små og store vassdrag. Imidlertid har flere elvebestander særlig i de sørlige og østlige deler av landet blitt sterkt redusert eller helt utryddet pga. forurensninger. Elvene på Sørlandet har vært særlig utsatt pga. sur nedbør, og flere bestander i større og mindre elver har forsvunnet.

Det fysiske miljø i rennende vann er viktig for flere stadier i laksens livssyklus; for oppvandring til gyteplasser, opphold på elv før og evt. etter gyting, selve gytingen, og ikke minst for alle ungfiskstadier fra rognkorn, klekking, yngel, parr og til smoltstadiet da laksen vandrer ut.

Vi har noe generell erfaring om hvilke fysiske forhold som kreves for at laksen skal vandre opp på elv. Viktigste er vannføring. Dette kan sammenfattes slik at laksen fortrinnsvis vandrer opp på vannføringer som er over middels vannføringer, dvs. flom. Dessverre har vi svært lite mer eksakte, kvantitative kunnskaper utover dette. Vanntemperatur (økning) er også av betydning for oppvandring i noen elver. Tidevann, vær- og vindforhold samt vannkvalitet kan også virke inn. Ulike faktorer har ulik betydning i de forskjellige elver, slik at denne type kunnskap vanskelig kan generaliseres.

Vi vet ikke mye om hvilke habitat-krav laks som oppholder seg på elv før og etter gyting, har. Derimot begynner vi å få en del detaljkunnskap fra enkelte norske elver om hvilke hydrofysiske forhold som er gunstige mht. selve gyting (eg. Heggberget 1988, Heggberget et al. 1989). Fotoperiode, vann-temperatur, vannføring og substrat er parametre som har betydning. Den viktigste fysiske parameter på egg og plomme-

sekkstadiet er vanntemperatur (e.g. Crisp 1988). Vannføring og substrat er også av betydning.

Habitatnisjen til ungfisk av atlantisk laks på elv er bedre kjent enn for andre salmonider (Heggenes 1990), og vi begynner også å få en del data fra noen norske elver (Heggberget 1984, Heggenes og Saltveit 1990). Habitatbruken varierer bl.a. avhengig av habitattilbud (Heggenes 1990). Det er derfor sannsynlig at det er variasjon fra elv til elv, noe som nødvendigvis gjør en større database for Vassdragssimulator enn vi har idag. Viktige fysiske parametre mht. veksten er temperatur og tildels fotoperiode (daglengde) (Jensen 1990). Smoltutvandring bestemmes av flere variable, og dette varierer fra elv til elv. Generelt synes vannføring, daglengde og temperatur å være de viktigste fysiske parametre.

ØRRET

Ørret er vår vanligste fiskeart i rennende vann. Her i landet forekommer den naturlig i alle lavereliggende elver og vann. Siden steinalderen har ørret blitt utsatt også i høyereliggende vassdrag, og er idag vanlig forekommende over hele landet. Imidlertid har ørret forsvunnet fra et stort antall elver og vann i Agderfylkene og de vestlige deler av Telemark pga. forsurening.

Ørret kan være stasjonær på rennende vann gjennom hele sitt livssyklus, eller den kan danne vandrende bestander med gyting og ungfiskstadier på elv eller bekk. Det voksne stadiet finnes da enten i havet, dvs. sjørret, eller i en innsjø. Det er lite som tyder på at habitatbruken på elv er forskjellig for ungstadier av stasjonær eller vandrende ørret. De vil her derfor bli behandlet under ett.

Gyteatferden hos ørret er nøye beskrevet (e.g. Fabricius 1953), men vi har mindre kunnskap om hva som fysisk karakteriserer en god gytehabitat for ørret (Crisp og Carling 1989). Fra norske elver har vi best data for sjørret (Heggberget et al. 1989). De samme fysiske variable som er viktige for laksen, vil generelt også være viktig for ørret på de ulike livsstadier. Den generelle habitatbruken til ungfiskstadiene og delvis også voksen, stasjonær fisk på rennende vann er godt kjent (Heggenes 1988), men mikrohabitatbruk er bare undersøkt for relativt stor ørret (Shirvell and Dungey 1983) og for ungfisk av ørret i sympatri med laks (Heggenes og Saltveit 1990). Det er derfor behov for en større database med bedre kvantifiserte målinger av ørretens habitatbruk, spesielt mikrohabitatbruk. En slik database for norske forhold er under oppbygging.

RØYE

Røya finnes spredt over hele landet. Den er en typisk kaldtvannsfisk, og i Sør-Norge finnes den vanlig i større dype innsjøer og i høyereliggende områder. Stasjonære elvebestander av røye i Sør-Norge finnes bare som kuriositeter, men en del røye vil ofte vandre ut av innsjøer og derfor periodevis finnes på elv, særlig nedstrøms røyevann og om høsten under gytevandringen. Deler av gytebestanden kan også gyte på elv. Nord for Bindalen i Nordland er røya anadrom, dvs. sjørøye som oppholder seg i havet noen uker om sommeren for deretter å vandre opp i ferskvann. Sjørøye er vanlig forekommende i vassdrag med innsjøer hvor hovedtyngden av bestanden oppholder seg i innsjøen. Men deler av sjørøyebestanden kan også oppholde seg på elv. I Nord-Norge finnes røye også som stasjonær art på rennende vann, særlig hvor røye er eneste art.

Vi vet lite om røyas habitatbruk på rennende vann (Heggberget 1984). Det er igangsatt undersøkelser med henblikk på å fremskaffe slike data.

HARR

Harren er den mest typiske elvefisken i vår fiskefauna. I Norge er den utbredt i store deler av Finnmark og forekommer i Troms, Nordland og Nord-Trøndelag. I Hedmark er den vanlig i flere vassdrag, og den finnes i hele Glomma hvor den er særlig vanlig i de øverste deler. Harr er også utbredt i Mjøsa og Gudbrandsdalslågen. Herfra har den spredt seg over vannskillet via Lesjaskogsvann til Rauma i Møre og Romsdal.

Til tross for at harr er en utpreget elvefisk, er dens habitatbruk på rennende vann lite kjent, og vi mangler data som er egnet som input til Vassdragssimulator. Det er imidlertid et forskningsprosjekt igang som kan gi slike data.

SIK

Siken er fortrinnsvis en innsjølevende art som er vanlig forekommende på Østlandet, i Trøndelag og i Finnmark. Spredte bestander finnes i Agderfylkene og på Jæren. Mange innsjøer har bestander som gyter på inn-og/eller utløpselv. I enkelte større elver danner siken anadrome bestander, bl.a. i Neiden, Finnmark, Drammenselva, Buskerud og i Nidelva, Aust-Agder (Borgstrøm og Hansen 1987). Stasjonære, elvelevende bestander av sik finnes også, men disse er lite undersøkt.

Generelt vet vi lite om sikens habitatkrav på rennende vann i Norge, både for elvegytende innsjøbestander, anadrome bestander eller stasjonær, elvelevende sik. Noe kunnskap finnes imidlertid både i Norge (Næsje og Jonsson 1986, Saltveit og Brabrand 1987) og i Sverige. Spesielle habitatundersøkelser på elvelevende sik kjenner jeg ikke til.

LAGESILD

Lagesilda den mest spesialiserte pelagiske zooplanktonspiser i vår fiskefauna, og er derfor en typisk innsjøfisk. I rennende vann er den aktuell fordi enkelte elvegytende bestander forekommer. Etter klekking ved starten på vårflommen, driver lagesildyngelen fra gyteplassen og ned i innsjøen. Det er derfor bare lagesildas krav til gytevandring og gytehabitat som er aktuell i sammenheng med Vassdragssimulator. Data for dette mangler foreløpig.

ØREKYT

Ørekyt er den karpefisken som har størst utbredelse i Norge, og den er hovedsaklig spredt ved menneskets hjelp. Dens utbredelse øker stadig, hovedsaklig pga. bruk som agnfisk, utilsiktede utsetninger sammen med ørretyngel fra vassdrag hvor det også finnes ørekyt, og i forbindelse med overføringer av vann som ledd i vassdragsreguleringer. Idag forekommer den over mesteparten av Østlandet, i Nord-Trøndelag, i Målselvvassdraget i Troms og over store deler av Finnmark. Den har også spredt seg til Vestlandet og forekommer bl.a. i Lærdalselva og. Ørekyt er vanlig forekommende både i innsjøer og på rennende vann, hvor den konkurrerer sterkt med ørret mht. næring.

Ørekyts habitatbruk i norske elver er relativt lite undersøkt, men det er antatt at den konkurrerer med ørret mht. habitat-nisje, særlig på stillere vann. Det foreligger noe data som forsøksvis kan bearbeides mht. foreløpig testing i Vassdrags-simulator.

På Sørøstlandet forekommer også en del andre karpefisk, særlig i Glomma og de nedre deler av Drammenselva og Numedalslågen. Deres begrensede geografiske utbredelse gjør de i første omgang mindre aktuelle i Vassdragssimulator-sammenheng. Generelt for disse artene er at deres habitatnisje er lite kjent, og spesialstudier er derfor nødvendig. Modellering av habitatbruk på rennende vann vil være mest aktuelt for mort, gullbust og vederbuk.

STEINSMETT

Steinsmett er utbredt i det sør-østlige Norge, hvor den er vanlig i Glomma og Tista-vassdraget. Her finnes den tildels i tette bestander. Utbredelsen har også en nordvestlig utløper til Signdalselva i Troms. Steinsmetten lever både i innsjøer og elver fortrinnsvis på steinbunn. Den er en viktig konkurrent til småørret.

Habitatbruken på rennende vann er ikke undersøkt spesielt, men steinsmetten er dyktig til å ta seg opp mot strømmen og tolerere høye vannhastigheter. Den foretrekker steinete bunn. Arten synes derfor å ha en habitatbruk som ikke er ulik ørretens. Steinsmetten er en lite påaktet art, men hvor den forekommer synes den ofte å være istand til delvis å utkonkurrere ørret.

ÅL

Ål er utbredt i vassdrag langs hele Norges kyst. Den har en utrolig evne til å passere vandringshinder, og finnes derfor langt opp i vassdragene, både i innsjøer og på rennende vann. Uvisst av hvilken grunn, stopper ålen i enkelte vassdrag på bestemte høydenivåer, selv om ovenforliggende områder kan nyttes av ålen.

Vi vet lite om ålens krav til fysisk miljø i rennende vann. Erfaringsvis er den mer vanlig forekommende på sakterennende vann med finere bunn, men systematiske undersøkelser av habitatbruk her i landet foreligger ikke. Den er metodisk vanskelig å studere i felt, fordi den har en kryptisk atferd i dagslys.

ABBOR

Abbor er vanlig i hele sør-øst Norge, i kystnære vassdrag i Telemark og Agder-fylkene, samt i enkelte vann i Nordland og Troms, og i store deler av Finnmark. Den er en typisk innsjøfisk, men forekommer også på rennende vann.

Abbores habitatbruk på rennende vann er ikke godt undersøkt under norske forhold. I elvepartier med høye gradienter og høyere vannhastigheter greier abboren seg dårlig. Derimot ser det ut til at den kan danne faste bestander i mer stillestående elvepartier i kulper og holer, og også i store, sakteflytende elver. Det er behov for undersøkelser her i landet for å kartlegge abbores habitatbruk på rennende vann.

GJEDDE

Gjedda har en utbredelse som ikke er ulik abbores; den er vanlig i sørøst Norge, til nedre deler av Skiensvassdraget, og forekommer i en del kystnære, lavereliggende vann ned til Kristiansand. Det er lokale utsatte forekomster rundt Bergen, enkelte spredte forekomster i Trøndelag, Nordland og Troms, og liksom abbores er gjedda igjen utbredt over store deler av Finnmark. Liksom abbores er gjedda en innsjøfisk, men den forekommer også på rennende vann hvor forholdene er innsjølignende, dvs. stille er sakteflytende elvepartier (Borgstrøm og Løkensgård 1984). Habitatbruken på rennende vann er lite kjent under norske forhold, men det arbeides med igangsetting av studier på dette.

LAKE

Laken har en begrenset utbredelse i Norge; den forekommer i grensetraktene fra Halden i Østfold til Lierne i Nord-Trøndelag, og i Nord-Norge langs grensen fra Ankenes i Nordlang til Pasvik i Finnmark.

Laken er en rovfisk, bunnlevende kaldtvannsfisk, og er typisk vanlig i innsjøer på bunnen ned mot de dypere områdene. Men den er også vanlig i elver med kjølig, klart vann hvor strømmen ikke er for sterk. Lakens valg av habitat på rennende vann er imidlertid lite undersøkt, og det foreligger derfor ennå ikke data som er egnet til input i Vassdragssimulator.

FLERARTSSAMFUNN

I habitat-sammenheng har fiskearter som regel blitt behandlet og undersøkt enkeltvis, fordi dette er den enkleste tilnæringsmåte. Imidlertid kan tilstedeværelse av andre arter klart påvirke en arts habitatbruk. Teoretisk vil man forvente at konkurranse med andre arter vil medføre at habitatbruken innsnevres mot optimalområdet. I norske elver har vi ofte en økende artsdiversitet mot elvens nedre deler. Dette kan medføre at arter som er utbredt i hele elvens lengde, f.eks. ørret, har en noe annet habitatbruk i øvre deler av et vassdrag sammenlignet med de nedre, pga. konkurranse fra andre arter. Generelt vil simulering av betydningen til endringer i fysisk habitat være vanskeligere hvor det er flere arter tilstede.

DATAKILDER

Vi har to mulige datakilder for fysisk habitatbruk for fisk i rennende vann; 1) tidligere publiserte arbeider, nasjonalt og internasjonalt, og 2) egne prosjektundersøkelser. I forbindelse med Vassdragssimulator må det bygges opp en database hvor alle relevante data fra tidligere publiserte undersøkelser er med, og som oppdateres etterhvert som mer data fremskaffes i prosjekter med tilknytning til modellen.

GENERALISERTE DATA

Bruk av data fra tidligere publiserte arbeider støter på flere problemer. For det første er forholdsvis lite gjort generelt mht. fysisk habitatbruk. De fleste og beste undersøkelser er gjort på salmonider, men det meste av dette er data som er lite egnet for bruk i Vassdragssimulator. Videre påvirkes habitatbruk hos fisk både av det omgivende fysiske (Parsons og Hubert 1988, Heggenes 1990) og biologiske miljø (Fausch og White 1981, Gatz et al. 1987). Disse forhold har til nå sjelden blitt kvantifisert eller diskutert. Derfor er data fra mange undersøkelser ikke nødvendigvis representative, og kan vanskelig brukes. Videre har mange undersøkelser bare data for få eller lite relevante parametre. Et betydelig problem er at observasjonsmetodene som tidligere har blitt brukt, tildels har vært lite representative. Et annet hovedproblem er de svært store forskjeller i oppløsningen i tid og rom som er brukt i de ulike undersøkelsene, og dermed i kvantifiseringen (eller mangelen på sådan) av de aktuelle habitatparametre. Kvantifiseringen av fysisk habitat krever naturligvis en angivelse av hvilket areal som er undersøkt mht. kombinasjoner av de ulike variable og forekomst av fisk. Tre hovedtyper av oppløsningsgrad har blitt brukt for å beskrive det fysiske miljø i økosystemer i rennende vann.

- (1) Makrohabitat-undersøkelser refererer til studier hvor endringer i fysiske forhold som gjelder hele elver,

vanligvis gradienter i ulike parametre i elvens lengderetning, er forsøkt korrelert med forekomst og tetthet av ulike arter. De tidligste undersøkelser av sammenhengen mellom fysisk miljø og artsforhold, var av denne type (Shelford 1911). Slike studier av "Longitudinal succession of species in the river continuum" ser på endringer i det biologiske samfunn som en funksjon av de gradvise endringer i makrovariable som elvegradient, vannføring, vannkvalitet, vanntemperatur. Dette perspektivet gir en svært grov oppløsning mht. fysisk miljø. Det gir forsåvidt rammebetingelsene, men den kvantitative oppløsningsevne i rom er liten, og en sofistisert modell-analyse på dette nivå alene, gir under norske forhold lite mer-informasjon. Sammenhengen mellom de ulike makrohabitatvariable kan som regel uttrykkes vha. relativt enkle, lineære funksjoner.

- (2) Habitat-undersøkelser refererer til studier hvor de fysiske habitatforhold som er beskrevet, gjelder et gitt areal eller område i en elv, vanligvis på noen (titalls) kvadratmeter. Makrohabitatforholdene blir her ansett for å være rimelig konstante. Den fysiske habitatbeskrivelsen gjelder da de "gjennomsnittlige" forhold for et areal, som så korreleres med antall og eventuelt arter av fisk. Dette var en vanlig metode da studier over betydningen spesielt av fysisk habitat for fisk, begynte å komme i fokus i 1950 og 60-årene, og metoden er fremdeles vanlig brukt. Denne oppløsningsgraden er det man oppnår når elektrofiske er observasjons- eller innsamlingsmetoden. Slike undersøkelser gir et relativt grovmasket bilde av fiskens habitatbruk over et større område, men er likevel istand til å uttrykke habitatbruk med en rimelig grad av kvantitativ oppløsningsevne. Slike undersøkelser kan gi grunnlagsdata som er brukbare i Vassdragssimulator.
- (3) Mikrohabitat-undersøkelser refererer til studier av de fysiske habitatforhold slik de presumptivt oppleves av fisken selv, dvs. målinger av habitat gjøres direkte på

eller ved fiskens posisjon i rennende vann. Dette gir åpenbart den best mulige oppløsningsevne og kvantifisering av de ulike målte habitatvariable. Denne type data vil som regel lett kunne tilpasses bruk i Vassdragssimulator, og er klart å foretrekke når formålet er å simulere mulige endringer i de fysiske habitatforhold for fisk. Makrohabitatforholdene setter rammebetingelsene for mikrohabitatforholdene over tid, mens mikrohabitatforholdene har en direkte og umiddelbar virkning på fisk. Disse to typer av data må derfor integreres i Vassdragssimulator mht. modellering av fysisk miljø for fisk.

BEHOV FOR STEDEGNE DATA

En sentral problemstilling mht. bruk av datakilder i forbindelse med Vassdragssimulator, er i hvilken grad modelleringen kan baseres på input av generaliserte data for fiskens bruk av fysisk habitat, og i hvilken grad in situ studier er nødvendig i hvert enkelt vassdrag. Som det fremgår er stor mangel på data for de fleste arter, og dette nødvendiggjør selvfølgelig stedegne studier iallfall i en tidlig fase. Videre fremgår at for de to arter der flest data finnes, laks og ørret, er kvaliteten og oppløsningsgraden på de ulike datakilder svært variabel. Det er derfor få studier som gir data på en slik form at de er velegnet for input i Vassdragssimulator. Dette tilsier igjen at det uansett i en tidlig fase er nødvendig med stedegne studier av fisk i norske vassdrag for å bygge opp en større database.

Også fra et mer generelt teoretisk synspunkt er en relativt stor database med ulike stedegne studier nødvendig før man kan ta standpunkt til hvorvidt data kan generaliseres, slik at stedegne studier evt. blir unødvendig. Det er to hovedgrunner til dette. For det første påvirkes fiskens habitatbruk av det totale habitattilbudet. Elver er forskjellige, og derfor vil også det fysiske habitattilbudet være det. Vi trenger derfor mye data for å kunne vurdere i hvilken grad habitatbruk

påvirkes av habitattilbud, og hvilke parametre som er viktige i denne sammenheng. Uten slik kunnskap kan input av data fra fremmede vassdrag gi misvisende resultater ved modellering i Vassdragssimulator.

For det andre påvirkes fiskens fysiske habitatbruk av en rekke biologiske faktorer, herunder særlig populasjonstetthet, tilstedeværelse av andre fiskearter og av næringstilgang og næringens fordeling. For å kunne ta hensyn til den mulige kvantitative betydningen av dette, er et stort datamateriale nødvendig. Dersom vi teoretisk kunne forutsette likevektsforhold, dvs. at alle aktuelle fiskepopulasjoner var allopatriske, stabile og nær bæreevne til vassdraget, ville generalisering av data vært mye enklere. Men vi vet at fiskepopulasjoner i de færreste tilfeller er i en slik "ideell" tilstand. Disse problemene forøkes ved at nesten alle habitatundersøkelser er "snap-shot"-studier (Gore og Nestler 1988) gjort på relativt lave vannføringer. Data fra slike undersøkelser kan ikke uten videre overføres til andre vassdrag (Binns og Eiserman 1979, Bowlby og Roff 1986) og heller ikke til andre vannføringer. Det beste utgangspunkt vil derfor være data fra in situ-studier gjort over tid i ett vassdrag og under ulike forhold (Heggenes og Saltveit 1990).

Kvaliteten på datakildene må også vurderes i forhold til mulige innsamlings feil. Slike avvik i data forårsakes hovedsakelig av to forhold; observasjonsmetodikk og ikke-representativ sampling. Alle aktuelle observasjonsmetoder, overflateobservasjon, dykking og elektrofiske, gir samplingavvik (Heggenes et al. 1990). Generelt må observasjonsmetode velges avhengig av type habitat som undersøkes, men direkte observasjon vha. dykking er den metode som er egnet under det bredeste spekter av ulike forhold. På høyere gradienter slik vi ofte har i Norge, kan det være nødvendig å supplere med elektrofiske. Ikke-representativ sampling har vært et problem, fordi flere studier har fokusert på habitater som er antatt gunstige for fisk (Morantz et al. 1986), noe som selvfølgelig kan gi et fortegnnet bilde av habitatbruken.

VIKTIGE PARAMETRE

Fisk kan velge fysisk habitat avhengig av tidspunkt, livsstadium og størrelse. Innsamling av data og all modellsimulering må derfor alltid relateres til dette. Det kan være nødvendig å gjøre ulike simuleringer for ulike stadier og/eller størrelser av fisk.

Det er i utgangspunktet nødvendig å skille mellom to hovedtyper av habitat-parametre. Den første typen er (makro)habitatparametre som setter grensebetingelsene for fiskens utbredelse og biomasse. De vanlige parametrene i denne sammenheng er vannføring, vanntemperatur og vannkvalitet og i noen sammenhenger også sedimenttransport. Resultatet av endringer i disse parametrene er som regel en endring i fiskeartens fordeling i elvas lengderetning. En rekke andre makrohabitatparametre er også indirekte viktige for fisk fordi de bestemmer elvens forløp. Aktuelle parametre er geologi, høyde over havet, gradient, nedbørfeltets utforming og størrelse. Slike parametre blir behandlet under andre datatyper i Vassdragssimulator, og vil derfor ikke bli nærmere diskutert her. Den andre typen er mikrohabitatparametre som direkte bestemmer fiskens in situ habitatvalg. Disse to typer habitat-parametre har svært forskjellige dimensjoner i tid og rom.

Det er imidlertid en nær sammenheng mellom de to typene av parametre. Makrohabitatparametre vil som regel ikke være direkte bestemmende for fiskens habitatvalg, og de vil som regel bli betraktet som konstante i en slik sammenheng. Men makrohabitatparametre vil i stor grad være grovbestemmende for type og forekomst av ulike mikrohabitater i elvens lengderetning. Mikrohabitater vil derfor også delvis ha en sonering i elvens lengderetning. Vassdragssimulator må derfor utformes slik at både makro-og mikrohabitatparametre inkorporeres, og at de kan integreres i modelleringen.

Det er selvfølgelig umulig å måle alle mikrohabitatparametre i hele elvens lengderetning. Derfor må et representativt utvalg av stasjoner for måling av mikrohabitat gjøres. Dette utvalget må reflektere de tilgjengelige typer av habitat, også en eventuell sonering i elvens lengderetning. Det vil her ikke bli gått nærmere inn på hvordan dette utvalget gjøres, fordi det ikke berører selve data-input til Vassdragssimulator.

MAKROHABITATPARAMETRE

Makrohabitatparametre som det er viktig å ha gode data for under norske forhold, er særlig vannføring (herunder også isforhold) og vanntemperatur, og til dels også vannkvalitet. Utover å sette "rammebetingelser", kan disse variablene ha mer direkte betydning mht. mikrohabitatstudier. Vannføring er viktig mht. fysisk habitatbruk hos fisk på flere måter; vannføring kan i noen grad påvirke mikrohabitatbruken direkte (Heggenes og Saltveit 1990), og indirekte gjennom regulering av fisketettheten (Elliott 1985a, Erman et al. 1988). Både ekstremt lave og høye vannføringer og variasjonen i disse kan påvirke biomassen av fisk (Elliott 1985b, Binns og Eiserman 1979). Fordi ekstremisituasjonene kan være viktige, bør vannføringsdata (herunder evt. isforhold) ikke ha en dårligere oppløsning i tid enn døgnmiddel, og foreligge for hver dag i hele året. Igjen pga. ekstremisituasjonenes mulige betydning, er det en stor fordel å ha slike data for en årrekke (Elliott 1985b). Gjennom vannføringsdata kan også vanndekket areal beregnes.

Vanntemperatur påvirker også fiskens habitatbruk direkte, og av særlig interesse under norske forhold er betydelige fysiologiske-og atferdsendringer hos en del salmonider ved lavere temperaturer (Cunjak 1988). Temperatur har også betydning for vandringsmønstre. Dessuten påvirker temperatur selvfølgelig vekst, produksjon og biomasse av fisk og er derved indirekte viktig for habitatbruk (Binns og Eiserman 1979, Bowley og Roff 1986). Målinger av temperatur må fange opp

fluktuasjoner i tid. Om vinteren er disse til dels ubetydelige, og hyppige målinger unødvendig mht. fysisk miljø for fisk. Om sommeren og særlig mot nord og høyere til fjells kan døgnvariasjonen i temperatur til dels være betydelig og nødvendiggjøre målinger flere ganger i døgnet, selv om dette normalt ikke skulle være nødvendig mht. fiskens habitatbruk. Generelt vil døgnmålinger være tilstrekkelig over sommerhalvåret, men hyppigere målinger kan være nødvendig. Temperaturfluktuasjoner i rom er også viktig å fange opp, men det er umulig å si noe generelt om dette. Det vil avhenge av lokale forhold, så som klimasonering, lokale tilsig, tilløpselver, innsjøeffekter, grunnvann o.a., og må derfor vurderes individuelt.

Vannkvalitet kan ha direkte betydning for habitatbruk pga. unnvikelsesreaksjoner, f.eks. ved punktutslipp eller tilførsel av surt vann. Under norske forhold vil slike forhold som regel være lokale eller i høyden regionale. Generelt er vannkvalitet et mindre problem mht. habitatbruk her i landet sammenlignet med de fleste andre europeiske land. Den indirekte betydning kan være mye større gjennom påvirkning på produksjon og dermed næringstilgang, herunder er pH, nitrogen og fosfor særlig aktuelle. Igjen er det vanskelig å si noe generelt om behovet for vannkvalitetsdata og deres oppløsning i tid og rom, utover at det vurderes individuelt for det enkelte undersøkelsesområde. I mange tilfeller vil denne type data være av mindre betydning mht. fiskens bruk av fysisk habitat, og relativt liten oppløsning kan være tilstrekkelig.

MIKROHABITATPARAMETRE

Mikrohabitatparametre som påvirket fiskens habitatbruk in situ direkte, vil være det viktigste input av denne type data i Vassdragssimulator. Imidlertid er det i litteraturen store ulikheter mht. hvilke parametre som er målt, hvordan de er målt og hvilket aggregeringsnivå som er brukt. Ved gjennomgang av publiserte arbeider mht. habitatbruk hos laks og ørret

(Heggenes 1988, 1990), har det likevel vist seg at de forskjellige målte parametre stort sett er variasjoner over og ulik aggregering av fire grunnleggende mikrohabitatvariable: vannhastighet, vandyp, substrat og skjul. Disse parametrene bør såvidt mulig måles i alle studier med sikte på bruk i Vassdragssimulator, og Vassdragssimulator må kunne modellere hvordan disse endrer seg ved ulike alternative inngrep i et vassdrag.

Vannhastighet og vandyp er kontinuerlig variable som er relativt ukompliserte å måle og å behandle statistisk /matematisk. Vannhastighet måles i cm/s. Ved alle fiskeobservasjoner bør snutespiss-hastighet og midlere vannhastighet måles. Det kan være aktuelt også å måle overflatevannhastighet (se avsnitt om skjul). Denne korrelerer sterkt med midlere vannhastighet, unntatt på grunne arealer og/eller ved turbulente forhold. Det er særlig i slike situasjoner at overflatevannhastighet er interessant. Imidlertid er nettopp denne type hydrauliske forhold vanskelige å simulere. Dyp måles i cm. For hver fiskeobservasjon måles totalt vandyp og fiskens høyde over bunn.

Substrat og særlig skjul er disjunkte variable som er betydelig mer vanskelig å måle objektivt, og de er også mer problematiske mht. tallbehandlingen. Det er ingen standardisert måte å angi substratstørrelse på mht. habitatbruk. Tabell 1 gir en størrelsesinndeling som erfaringsvis har god nok oppløsningsevne under de fleste forhold. Denne er brukt i pilotstudier som ligger til grunn for Vassdragssimulator. Avhengig av innsamlingsmetodikk, kan substratsammensetningen estimeres ved bare å angi dominerende substratfraksjon i hvert målepunkt, eller ved å angi både dominerende og subdominerende substratfraksjon i tillegg til å angi størrelse på finfraksjonen. Det første er tilstrekkelig hvor det er mange målepunkter i felt, dvs. god romlig oppløsningsevne, og det andre er nødvendig hvor det er relativt få målepunkter, dvs. dårligere romlig oppløsningsevne. Vassdragssimulator må kunne behandle begge typer substratdata. Generelt vil valg av romlig

oppløsningsevne bli bestemt av substratvariasjonen i vedkommende vassdrag. Ved enkeltobservasjoner av fisk angis substrat ved fiskens posisjonsvalg. Angivelse av fiskens substratbruk må også alltid relateres til et bestemt areal. Dette areal bestemmes av fiskens størrelse og aktivitet. Substrat angitt innenfor en sirkel med diameter 50 cm er ofte hensiktsmessig. Når det gjelder habitatkartlegging av vassdraget, vil i stor grad de samme hensyn ligge til grunn for valg av innsamlingspunkter for hydrauliske data som for substratdata, slik at dette arbeidet som regel kan gjøres samtidig. Den romlige oppløsningsevne bør ikke være dårligere enn noen få kvadratmeter. Oppløsningsevne i tid mht. substrat er sjelden et problem under norske forhold, ettersom de fleste elver har stabile elveleier. Det er derfor som regel tilstrekkelig med innsamling av data 1-2 ganger når det gjelder selve substratkartleggingen til bruk i Vassdragssimulator for simulering av fiskehabitat.

Tabell 1. Klassifisering av substrat for Vassdragssimulator.

Substrat type	m m
Organisk fint materiale	
Organisk grovt materiale	
Leire, silt	0.004 - 0.06
Sand	0.06 - 2
Fin grus	2 - 8
Grus	8 - 16
Småstein	16 - 32
Stein	32 - 64
Små rullestein	64 - 128
Rullestein	128 - 256
Stor rullestein	256 - 384
Blokk	384 - 512
Stor blokk	> 512
Jevnt fjell	
Ujevnt fjell	

Det er heller ingen standardisert måte å angi skjul på, verken hva som regnes som skjul og hvordan grad av skjul skal angis. Angivelse av skjul har dessuten en tendens til å bli subjektiv. Dette er derfor klart den mest problematiske mikrohabitatvariabel i forbindelse med Vassdragssimulator. Generelt kan skjul defineres som noe fisk kan enten skjule seg under ("overhead cover") eller bak ("object cover"). Dette vil som regel være ensbetydende med redusert predasjonsrisiko eller redusert energiforbruk for fisken ved å holde sin posisjon i strømmen. Rent fysisk betyr derfor skjul redusert lys, redusert vannhastighet og/eller økt visuell isolasjon. Skjul estimeres visuelt. Utover dette er det omtrent like mange måter å angi skjul på som det er publiserte undersøkelser. Tabell 2 viser den klassifisering som foreløpig bør brukes i forbindelse med Vassdragssimulator. Grad av skjul må i praksis estimeres subjektivt, og angis i prosent, og må relateres til et bestemt areal. Som regel er det hensiktsmessig å bruke samme arealenhet som for angivelse av substrat. Oppløsningsevnen i rom må være bedre enn for substrat, fordi særlig skjulobjekter kan være sporadisk forekommende og relativt små ($< 1 \text{ m}^2$). I Vassdragssimulator kan skjul som skapes av faste objekter i elveleiet, trolig modelleres relativt uproblematisk gitt en tilstrekkelig oppløsningsevne i rom. Denne type skjul er imidlertid som regel av mindre betydning i norske vassdrag utover det skjul substrat og blokker gir. Objekt-skjul er svært viktig i mange Nord-Amerikanske elver, og habitatstudier derfra har derfor lagt stor vekt på dette. Årsaken er som regel hyppig forekomst av organiske gjenstander, ofte stokker og trær, som er svært viktig som skjul i lav-gradient elver. Under norske forhold er som regel overliggende skjul langt viktigere, og da særlig en brutt vannoverflate, som gir betydelig visuell isolasjon. Overflateturbulens endrer seg imidlertid ofte mye med endret vannføring, slik at den i motsetning til objekt-skjul stiller store krav til oppløsningsevne i tid. Overflateturbulens er dessuten svært vanskelig å modellere. Det er derfor tvilsomt om Vassdragssimulator kan behandle denne type skjul-data. Til en viss grad kan dette kompenseres gjennom bruk av elvegradient og

vannhastigheter i modellen.

Tabell 2. Klassifisering av skjul for Vassdragssimulator.

Ikke skjul
Organisk fint materiale under vann (kvister, lauv o.l.)
Organisk grovt materiale under vann (røtter, trestammer o.l.)
Undervannsvegetasjon
Stein, blokk (som stikker opp over substratet)(angi størrelse)
Andre objekter under vann
Overhengende elvebredd
Overhengende vegetasjon (angi høyde)
Brutt overflate

Ulik aggregering av disse fire grunnleggende mikrohabitatvariable, har gitt opphav til en mengde forskjellige mikrohabitatparametre som f.eks. eroderende elvebredder (eg. skjul), areal stryk/høl (eg. vannhastighet og dyp), eller høl-kvalitet (eg. dyp og skjul. Generelt bør imidlertid ingen automatisk aggregering av de fire grunnleggende mikrohabitatparametre foretas i Vassdragssimulator, fordi de ikke er uavhengig variable. Det vil være meget interessant å se på korrelasjon og clustring av disse variablene når et stort datamateriale foreligger, men inntil videre bør de behandles separat.

Et hovedanliggende mht. stedegne målinger av fiskens habitatbruk, er hvor mange fiskeobservasjoner som er nødvendige for å gi et rimelig bra datagrunnlag. Dette vil avhenge av bredden på habitatnisjen til vedkommende fiskeart som studeres. Dersom en art bruker et stort spekter av habitatforhold, er flere observasjoner nødvendig, og omvendt. For ørret har et antall på 150-200 observasjoner tidligere generelt blitt antydnet som tilstrekkelig (Bovee 1982). Dette har i ettertid vist seg å være altfor lite. Men dersom det forutsettes ellers konstante forhold, f.eks. en bestemt stasjon med en gitt

vannføring og temperatur og en bestemt tetthet av fisk, er dette et rimelig minimumsanslag. I praksis betyr dette at antallet observasjoner må være betydelig større.

ANVENDELSE AV FYSISKE HABITATDATA MOT HYDRAULISK SIMULERING

Et hovedpoeng med økologiske data, herunder fysiske habitatdata for fisk, er at de skal kunne kobles mot simuleringen av hydrauliske forhold i Vassdragssimulator. Hensikten er å forutsi hva som skjer med tilgangen på fiskehabitat under ulike vannføringsalternativer og således kunne sammenligne disse. De underliggende forutsetninger for en slik simulering vil være at:

- 1) hver art kan tolerere et begrenset spekter av fysiske habitatforhold, og
- 2) innenfor toleranseområdet er visse spekter av habitatforhold mer brukt, dvs. mer gunstige for arten enn andre, hvilket betyr at arten har fysiske habitatpreferanser,
- 3) disse fysiske toleranse- og preferanse-forholdene kan defineres og kvantifiseres vha. habitatstudier, og
- 4) vha. hydraulisk simulering kan de vannarealer eller volumer som tilfredsstillere disse toleranse og preferansegrensene kvantifiseres riktig som en funksjon av vannføring og elvemorfologi.

Når det gjelder det siste kan trolig Vassdragssimulator simulere makrohabitatforhold med god oppløsningsevne, slik at rammebetingelsene for mikrohabitatbruken kan modelleres tilstrekkelig godt. Derimot vet vi ikke om Vassdragssimulator har god nok oppløsningsevne til å simulere mikrohabitatforhold på fiskens nivå, dvs. de mikrohabitatforhold som fisken opplever og som er direkte bestemmende for dens in situ habitatvalg. Vassdragssimulator modellerer normalt de gjennomsnittlige habitatforhold innen en "celle" avgrenset av

transekter og målepunkter i tverrsnittet. Dette vil være et relativt stort areal for fisken. Dessuten velger ikke fisken posisjoner på grunnlag av gjennomsnittlige habitatforhold. Derfor vil, iallfall foreløpig, den hydrauliske simulering av de fysiske habitatforhold være for et for fisken relativt sett stort areal eller volum, og ikke på fiskens mikronivå. Det betyr at Vassdragssimulator bare modellerer de fysiske habitatforholdene tilnærmet riktig. I de pilotstudier som er gjort hittil har det vært slik fordi det er altfor kostnadskrevende å samle inn hydrauliske data med en oppløsningsgrad som tilsvarer fiskens mikrohabitatnivå. Teoretisk sett er det imidlertid ingenting i veien for at modellen kan behandle hydrauliske data på et slikt detaljeringsnivå. Før modellen brukes videre, er det nødvendig å gjennomføre et forskningsprosjekt med intensiv innsamling av detaljerte data for hydraulikk og fiskehabitat i en elv. Dette er nødvendig av to grunner. For det første for å teste modellens evne til å simulere på mikronivå. For det andre for å teste samsvaret mellom disse svært detaljerte simuleringene, og de mer grovmaskede simuleringer som vil være det som normalt kan gjennomføres i felt. Det er en absolutt forutsetning at dette forsknings-og utviklingsarbeidet gjøres før man går videre med praktisk anvendelse av Vassdragssimulator.

Det er en del teoretiske og praktiske problemer knyttet til kvantifiseringen av toleranse og preferanseområdene for fisk. Senere års studier på laks og ørret har stort sett vist at begge arter har et større toleranseområde enn tidligere antatt, noe som vanskeliggjør modelleringen. Videre kan mikrohabitatpreferanser kan beregnes og uttrykkes på flere måter, som alle har sine fordeler og ulemper. Valg av preferansefunksjon kan således få betydelige konsekvenser for resultatene av habitatsimuleringer i Vassdragssimulator. Det er særlig to forhold som er av betydning i denne sammenheng. For det første er fiskens habitatbruk, og således også preferanser, miljøavhengig, dvs. habitattilbudet påvirker habitatbruk (Parsons og Hubert 1988, Heggnes 1990). For det andre kan det ikke antas at de ulike mikrohabitatparametre påvirker fiskens

habitatbruk uavhengig av hverandre (Mathur et al. 1985). Det er mye som tyder på at fisk velger optimale kombinasjoner av parametrene (Shirvell og Dungey 1983), men vi vet for lite om dette til å kunne peke på funksjonelle sammenhenger. Det er tre metoder som er aktuelle for å beregne habitatpreferanser: binære kriterier, preferansekurver og multivariable egnethetsfunksjoner (Bovee 1982).

Binære kriterier betrakter et habitatareal eller -volum som enten egnet for fisk dersom det ligger innenfor preferanse-grensene, eller uegnet for fisk dersom det ligger utenfor. Preferansegrensen settes ved den gjennomsnittlige bruk av en habitatvariabel eller kombinasjon av variable; brukes den mer en gjennomsnittlig er den gunstig, og brukes den mindre er den ugunstig. Fordelene med en slik preferansefunksjon er at den er enkel og dessuten konservativ. Den forutsetter ikke selektiv atferd hos fisken innenfor et relativt bredt preferanseområde. Ulempene følger av det samme; mye informasjon kan tapes fordi det skilles så lite, og kriteriet blir lite sensitivt overfor mulige endringer i habitatforhold. Det har vist seg at en del arter har et relativt bredt toleranseområde, men et betydelig snevrere område hvor habitatforholdene synes særlig ugunstige eller særlig gunstige. I en slik situasjon tapes mye informasjon ved en slik binær inndeling. I en pilotstudie for Vassdragssimulator ble en trinær preferanseinndeling brukt; gunstig, middel og ugunstig habitat. Dette gir et betydelig mer nyansert bilde enn binære data, samtidig som stor forsiktighet mht. bedømmelsen av selektiv habitatatferd hos fisk, ivaretas. På bakgrunn av de mange faktorer som det ikke tas hensyn til når habitatbruk hos fisk studeres, er det diskutabelt om det er grunnlag for å bruke en mer selektiv deling av data enn en tredeling av preferansekriteriet.

Preferanse-kurver definerer fiskens habitatatferd som en kontinuerlig funksjon. Kurvens maksimum som representerer det optimale området for en habitatvariabel, gis en vekt-faktor på 1.0. Halene på kurvene indikerer ubrukelig habitat og gis vekt 0. Verdiene mellom 1.0 og 0 beregnes vha. en frekvensanalyse av fiskens valg av verdier for den aktuelle habitatvariabel. Dette kan teknisk sett gjøres på flere ulike måter, men resultatet er i prinsippet det samme. Fordelen med preferansekurver er at de gir stor oppløsningsevne mht. fiskens selektive habitatatferd. Det er som nevnt imidlertid diskutabelt om dette er riktig pga. de mange usikre faktorer. Det kan argumenteres for at den gode oppløsningsevnen er imaginær.

Binære kriterier el.l. og preferanse-kruver har til nå vært den vanlige måten å behandle preferansedata på. Tidligere har disse som regel vært basert på frekvensanalyser over observert habitatbruk hos fisk. Dette gir imidlertid feilaktige resultater, fordi habitatbruk ikke er miljøavhengig. Data for habitatbruk må alltid korrigeres for habitattilbud før habitatpreferanser beregnes. Denne korreksjonen kan gjøres på ulike måter. Foreløpig er en modifikasjon av Ivlevs seleksjonsindeks (Jacobs 1973) brukt i arbeidet med å tilrettelegge preferansedata for Vassdragssimulator:

$$D = \frac{r - p}{(r+p) - 2 rp}$$

hvor r er andel av ressursene brukt av fisk, og p er andel av ressursen tilgjengelig i miljøet.

Denne form for korreksjon er den beste tilnærming vi kan gjøre så langt mht. miljøavhengig habitatvalg. Imidlertid er preferanse-begrepet innfløkt, og bl.a. forutsetter det teoretisk at hver enkelt fisk til enhver tid har et reelt valg mellom alle typer habitat (Shirvell og Dungey 1983). Dette er åpenbart sjelden tilfelle, og korreksjonsprosedyren beskrevet ovenfor må derfor oppfattes som en tilnærming. Selv korrigerte

preferanseverdier er ikke uavhengige av miljø (Heggenes 1990).

Multivariable egnethetsfunksjoner antar at $P(n/M)$ dvs. at P er sannsynligheten for å finne en eller flere fisk gitt et bestemt fysisk miljø (en definert mikrohabitat). Teoretisk sett er en slik funksjon miljøuavhengig, selv om det rent praktisk er svært vanskelig å definere en slik funksjon. Det krever tilfeldig sampling, et svært stort antall observasjoner av fisk; teoretisk må hele populasjonen samples, og det krever også en nøyaktig definering og helt detaljert habitatbeskrivelse av elvearealene som undersøkes. Disse forutsetningene vil aldri bli tilfredsstillt. I praksis observeres først fisk og deretter beskrives dens habitat, dvs. man finn $P(M/F)$ som er sannsynligheten for å finne en bestemt type habitat gitt at en fisk er observert. Funksjonen forutsetter tilfeldig eller representativ sampling. Ulempen er at denne funksjonen er miljøavhengig. Fordelen er at den kan finnes ved godt gjennomført feltarbeid. På samme vis som diskutert ovenfor, kan miljøuavhengighet her tilnærmes ved å korrigere for habitat-tilbudet, dvs.

$$P = \frac{P(M/F)}{P(M)}$$

$P(M)$ er en funksjon som beskriver det fysiske miljø-tilbudet, og dette kan simuleres grovmasket i Vassdragssimulator. Dette er i praksis den samme funksjon som ble beskrevet foran under binære og preferanse-kurve avsnittene. Dette er således så langt vi i praksis kan komme med vår nåværende kunnskap, og dette er den beste funksjon for tilpassing av data til bruk i Vassdragssimulator. Problemet med miljøavhengighet kan derfor til en viss grad avbøtes, mens problemet med å vurdere eventuell uavhengighet mellom habitatvariable krever et meget stort datamateriale. Ut ifra et slikt materiale kan eventuelle komplekse funksjoner avledes og inkorporeres i modellen. Inntil videre må imidlertid hver enkelt mikrohabitatvariabel vurderes separat.

VASSDRAGSSIMULATORER BEGRENSNINGER MHT. MODELLERING AV FISKEHABITAT

Både makro-og mikrohabitatvariable må inkorporeres i Vassdragssimulator for å kunne modellere fiskens fysiske miljø. Makrohabitat setter rammebetingelsene for fiskens utbredelse, produksjon og biomasse, mens mikrohabitat bestemmer fiskens in situ habitatvalg. Imidlertid vil Vassdragssimulator i praksis bare bli brukt til å modellere de fysiske gjennomsnittsforhold for et for fisken relativt stort areal eller volum, og ikke slik fisken opplever sitt mikrohabitat. Simuleringene blir derfor en tilnærming. Før man går videre med bruk av modellen, må det undersøkes hvor god denne tilnærming er.

Den absolutt vesentligste begrensning ved bruk av Vassdragssimulator til å simulere fysisk habitat for fisk er nettopp at den begrenser seg til de fysiske forhold. De biologiske variable, f.eks. næring, konkurranse, predasjon, forhold som ikke kan simuleres i modellen. Dette er ikke noe som hefter ved Vassdragssimulator spesielt, men reflekterer vår mangel på eksakt kvantifiserbar kunnskap om de biologiske variable. Vi vet ikke engang om disse sammenhengene overhode lar seg simulere vha. matematiske funksjoner. Det er derfor åpenbart at det her må være meget store feilmarginer og et stort variasjonsrom som overhodet ikke kan oppfanges i Vassdragssimulator. Derfor kan det ikke understrekes sterkt nok at output fra modelleringen i Vassdragssimulator må brukes med stor forsiktighet mht. prediksjoner om virkninger for fisk av ulike manøvreringsalternativer. Det er fremdeles et stort rom for ulike tolkninger pga. de mange usikre biologiske faktor og evt. for liten oppløsningsevne i simuleringen av de fysiske mikrohabitatforhold. Likevel kan denne tilnæringsmåten gi et langt bedre grunnlag for tverrfaglige diskusjoner og forvaltningsvedtak enn det som har vært tilfelle tidligere, hvor alt har vært basert på skjønn alene.

Tabell 3. Fysiske habitatparametre som må inkorporeres i Vassdragssimulator.

Parameter	Enhet	Romoppløsning	Tidsoppløsning
<u>Makrohabitatparametre</u>			
Vannføring	l s ⁻¹	som for hydraulisk simulering	døgn
Vanntemperatur	0C	bestemmes lokalt	døgn (avhengig av årstid og vassdrag)
Vannkvalitet		bestemmes lokalt	bestemmes lokalt
Fotoperiode			døgn
<u>Mikrohabitatparametre</u>			
Midlere vannhastighet	cms ⁻¹	minst mulig	etter vannføring
Overflate vannhastighet (?)	cms ⁻¹	minst mulig	
Snutevannhastighet(?)	cms ⁻¹		
Vanndyp	cm	minst mulig	etter vannføring
Substrat	mm el. klasse	0.1-10 m ²	tilnærmet konstant
Skjul (?)	type og %	minst mulig	tilnærmet konstant og etter vannføring

Tabell 4. Eksempler på andre avlede fysiske variable som er vist å korrelere med populasjon eller biomasse av ørret.

Sommervannføring (særlig minimum)
 Årlig vannføringsvariasjon
 Maksimum sommer temperatur
 Midlere maksimum sommer temperatur
 Elvebredde
 Overliggende skjul i høler
 Eroderende elvebredder
 Variasjon i % overhengende vegetasjon

REFERANSER

- Binns, N.A. og F.M. Eiserman, 1979. Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. Trans. Am. Fish. Soc. 108: 215-228.
- Borgstrøm, R. og L.P. Hansen, 1987. Fisk i ferskvann. Landbruksforlaget, Oslo.
- Borgstrøm, R. og T. Løkensgard, 1984. Influence of discharge and stream gradient on fish community composition in the regulated River Glåma, Norway. s. 341-350 i A. Lillehammer og S.J. Saltveit: Regulated Rivers. Universitetsforlaget, Oslo.
- Bovee, K.D., 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instr. Flow Inf. Rap. 12, U.S.D.I. Fish and Wildl. Serv. FWS/OBS-82186.
- Bovee, K.D. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the Instream Flow Incremental Methodology. Instr. Flow Inf. Rap. 21, U.S. Fish Wildl. serv. Biol. Rep. 86 (7).
- Bowlby, J.N. og J.C. Roff, 1986. Trout biomass and habitat relationships in southern Onstario streams. Trans. Am. Fish. Soc. 115: 503-514.
- Chapman, D.W. 1966. Food and space as regulators of salmonid populations in streams. Am. Nat. 100: 345-357.
- Crisp, D.T. 1988. Prediction, from temperature, of eyeing, hatching and "swim-up" times for salmonid embryos. Freshw. Biol. 19: 41-48.

- Crisp, D.T. og P.A. Carling, 1989. Observations on siting, structure, dimensions and structure of salmonid redds. J. Fish. Biol. 34: 119-134.
- Cunjak, R.A. 1988. Physiological consequences of overwintering in streams. The cost of acclimatization? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 443-452.
- Elliott, J.M. 1985a. Population regulation for different life stages of migratory trout, Salmo trutta, in a Lake District stream. J. Anim. Ecol. 54: 617-638.
- Elliott, J.M. 1985b. Population dynamics of migratory trout, Salmo trutta, in a Lake District stream, 1966-83, and their implications for fisheries management. J. Fish. Biol. 27 (Suppl. A): 35-43.
- Erman, D.C., E.D. Andrews og M. Yoder-Williams, 1988. Effects of winter floods on fishes in the Sierra Nevada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 2195-2200.
- Fabricius, E. 1953. Laxøringen. S. 31-55 i Haglund, B. (ed.) Lax och øring. Stockholm.
- Fausch, K.D. og R.J. White, 1981. Competition between brook trout (Salvelinus fontinalis) and brown trout (Salmo trutta) in a Michigan stream. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1220-1227.
- Gatz, Jr. A.J., M.J. Sale og J.M. Loar, 1987. Habitat shifts in rainbow trout: competitive influence of brown trout. Oecologica 74: 7-19.
- Gore, J.A. og J.M. Nestler, 1988. Instream, flow studies in perspective. Regulated Rivers 2: 93-101.

- Heggberget, T.G. 1984. Habitat selection and segregation of parr of arctic charr (Salvelinus alpinus), brown trout (Salmo trutta) and Atlantic salmon (Salmo salar) in two streams in North Norway. S. 217-231 i L. Johnson og B.L. Burns (eds.): Biology of the Arctic charr. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.
- Heggberget, T.G. 1988. Timing of spawning in Norwegian Atlantic salmon (Salmo salar). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 845-849.
- Heggberget, T.G., T. Haukebø, J. Mork og G. Ståhl, 1989. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, Salmo trutta L. J. Fish. Biol. 33: 347-356.
- Heggenes, J. 1988. Physical habitat selection by brown trout (Salmo trutta) in riverine systems. Nord. J. Freshw. Res. 64: 74-90.
- Heggenes, J. 1990a. Comparisons of habitat availability and habitat use by an allopatric cohort of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) under conditions of low competition in a Norwegian stream. Holarc. Ecol. 00: 000-000.
- Heggenes, J. og S.J. Saltveit, 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, Salmo trutta L., in a Norwegian river. J. Fish. Biol. 36: 707-720.
- Heggenes, J., Å. Brabrand og S.J. Saltveit, 1990. Comparison of three methods for studies of stream habitat use by young brown trout and Atlantic salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 119: 101-111.
- Jacobs, J. 1974. Quantitative measurement of food selection: a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. Oecologia 14: 413-417.

- Jensen, A.J. 1990. Growth of migratory brown trout Salmo trutta correlated with water temperature in Norwegian rivers. J. Anim. Ecol. 59: 603-614.
- Mathur, D.W.H., E.J. Purdy Jr. og C.A. Silver, 1985. A critique of the Instream Flow Incremental Methodology. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 825-831.
- Morantz, D.L., R.K. Sweeney, C.S. Shirvell og D.A. Longard, 1987. Selection of mincro-habitat in summer by juvenile Atlantic salmon (Salmo salar). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 120-129.
- Næsje, T.F. og B. Jonsson, 1986. Drift of cisco and whitefish larvae in a Norwegian river. Trans. Am. Fish. Soc. 115: 89-93.
- Parsons, G.M. og W.A. Hubert, 1988. Influence of habitat availability on spawning site selection by Kokanees in streams. N. Am. J. Fish. Manage. 8: 426-431.
- Platts, W.S. og R.L. Nelson, 1988. Fluctuations in trout populations and their implications for land-use evaluations. N. Am. J. Fish. Manage. 8: 333-345.
- Saltveit, S.J. og Å. Brabrand, 1987. Predicting the effects of a possible temperature increase due to stream regulation on the eggs of whitefish (Coregonus lavaretus) - a laboratory approach. p. 219-228 In: Craig, J.F. og Bryan Kemper, J. (Eds.). Regulated streams. Plenum Publishing Corporation.
- Shelford, V.E. 1911. Ecological succession: Stream fishes and the method of physiographic analysis. Biol. Bull. 21: 9-34.
- Shirvell, C.S. and R.G. Dungey, 1983. Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. Trans. Am. Fish. Soc. 112: 355-367.

EFFEKTER AV TEMPERATUR PÅ FISK I RENNENDE VANN.

ARNE JENSEN

Innledning

Fisk er vekselvarme dyr, og omgivelsestemperaturen har derfor stor innflytelse på deres vekst og utvikling. Norge er et langstrakt land med store klimatiske variasjoner fra nord til sør. Det er derfor ikke overraskende at vanntemperaturen er en av de viktigste omgivelsesfaktorene som påvirker de forskjellige fiskebestandene våre, og variasjonene vil være stor mellom vassdragene.

Den viktigste gruppen av fisk i Norge som lever hele livet eller deler av sitt liv i rennende vann er laksefiskene, dvs. laks, aure, røye, sik, lagesild og harr. Med unntak av harren gyter de alle om høsten. Laksen gyter i perioden fra oktober til januar, men det er stor variasjon fra vassdrag til vassdrag. Auren gyter vanligvis noe tidligere enn laksen. Under gytingen graver laks, aure og røye eggene ned i grusen i elva. Der blir de liggende til neste vår. Sik og lagesild sprer rogn tilfeldig over elvebunnen. Etter at eggene har klekket, blir yngelen fortsatt liggende nede i grusen en periode og tærer på næringen i plommesekken. Når plommesekken er nesten oppbrukt, kommer yngelen opp av grusen og begynner å ta til seg ytre føde. Hos sik og harr er denne perioden svært kort, mens den varer tre til seks uker hos laks, aure og røye, avhengig av vanntemperaturen.

Yngelen av sik og lagesild driver oftest raskt ut i innsjøen der foreldrene kom fra, mens de andre artene oftest blir stående på elva i flere år.

Når laksungene har nådd en viss størrelse (12-18 cm), smoltifiserer de og vandrer ut i sjøen. Da er de i Norge vanligvis 2-5 år gamle. Etter ett til fire år i sjøen kommer de tilbake som voksen laks for å gyte.

I vassdrag langs kysten vandrer også en betydelig andel av aureungene ut i sjøen (sjøaure), og i Nord-Norge gjelder dette også for røye (sjørøye). I slike vassdrag er det kjent at populasjonene av aure og røye spaltes opp i to komponenter, en stasjonær del (med overvekt av hanner) som oppholder seg i ferskvann hele livet, og en vandrende del (med overvekt av hunner) som går ut i sjøen. Når sjøaure- og sjørøyeungene har nådd en viss størrelse (12-20 cm og 2-5 år), smoltifiserer de og vandrer ut i fjordområdene, hvor de oppholder seg og søker næring om sommeren. I løpet av ettersommeren vandrer både de gytemodne og de umodne individene tilbake til elva der de ble født, og tilbringer vinteren i ferskvann. Den årlige vandringen til og fra sjøen gjentas oftest hvert år resten av livet.

Gyting

Med unntak av harren gyter alle laksefiskene i Norge om høsten. De viktigste parametrene som regulerer gytetidspunktet, er fotoperiode og vanntemperatur. Disse faktorene er imidlertid ikke konstant, men varierer betydelig fra vassdrag til vassdrag. Heggberget (1988) registrerte en betydelig variasjon i gytetidspunkt for ulike norske laksebestander. Noen stammer gyter i oktober, mens andre ikke gyter før i januar. Vanntemperaturen var forskjellig fra elv til elv, med en variasjon mellom 1,6 og 4,8°C under gytingen. Heggberget påviste at gytingen foregikk tidlig om høsten i vinterkalde elver, og utpå vinteren i vintervarme elver. Gytetidspunktet synes å være tilpasset temperaturregimet i hver enkelt elv på en slik måte at yngelen kommer opp av grusen og begynner å spise under mest mulig optimale forhold med hensyn til vanntemperatur og vannføring (Jensen, Johnsen & Heggberget 1990).

Eggstadiet

Utviklingstida for egg hos laksefisk er først og fremst temperaturavhengig. Egg som utvikles ved stabil temperatur klekker tidligere ved høg enn ved lav temperatur. Sammenhengen mellom tempe-

ratur og utviklingstid beskrives oftest ved powerkurver. Tidligere regnet en med at at eggene skal ha et bestemt antall døgng grader for å klekke. Dette er ikke riktig. Ved lave temperaturer kreves et betydelig færre antall døgng grader fram til klekking enn ved høye temperaturer.

Det er usikkert om eggstørrelsen har innflytelse på inkubasjonstida.

Saltveit & Brabrand (1987) antydnet at en temperaturøkning om våren vil ha større effekt på utviklingstida hos egg av sik enn en tilsvarende økning om høsten. Også andre eksperimenter gir grunnlag for å tro at et plutselig temperatursjokk sent i eggutviklingen kan fremskynde klekkingen (Heggberget & Wallace 1984). Hos sik har i tillegg til temperaturen også vannføringen innflytelse på klekkesidspunktet (Næsje & Jonsson 1986).

Aktuell litteratur for modeller som beskriver sammenheng mellom vanntemperatur og utviklingstid for egg:

Laks: Crisp (1981), ligning 1b.

Aure: Crisp (1981).

Røye: Swift (1965), Steiner (1984).

Sik: Brooke (1975).

Plommesekkstadiet

Etter at eggene har klekket, blir yngelen av laks, aure og røye fortsatt liggende nede i grusen i tre til seks uker avhengig av vanntemperaturen. I denne perioden tærer de på opplagsnæringen i plommesekken. Når de har nådd et visst utviklingsstadium, er de istand til å spise næringsdyr fra elva, og kommer opp av grusen. Dette er et svært kritisk stadium. Det er vanlig med over 90 prosent dødelighet de første ukene etter at yngelen kommer opp av grusen.

Den tida det tar fra eggene klekker og til yngelen kommer opp av grusen er vesentlig temperaturavhengig. Størrelsen på eggene synes imidlertid også å ha en viss innflytelse.

Viktige fysiske faktorer med hensyn til overlevelse i dette stadiet er vannføring og vanntemperatur. Aktuelle modeller som beskriver forholdet mellom temperaturen og varigheten av plommesekkstadiet:

- Laks: Crisp (1988), Brännäs (1988) og Jensen et al. (1989).
- Aure: Crisp (1988), Jensen et al. (1989).
- Røye: Wallace & Aasjord (1984).

Ungfisk

Veksten hos ungfisk avhenger vesentlig av næringstilgang, vanntemperatur og fiskens størrelse. Lys (daglengde) og årstid er også av betydning. For aure er det utviklet en modell som beskriver vekst i forhold til temperatur og næringstilgang (Elliott 1975a, b). Denne modellen er testet og justert for norske forhold av Jensen (1990). Til denne modellen er det ikke tilstrekkelig med gjennomsnittstemperatur. Daglig maksimum er også nødvendig.

Veksten hos ungfisk er bedre ved økende enn avtakende daglengde. Det er påvist at laksunger er mindre aktive til å ta føde på ettersommeren enn på forsommeren i eksperimenter der andre faktorer er like (Metcalf et al. 1986).

Eksisterende modeller for norske ferskvannsfisk:

- Aure: Elliott (1975a,b), Jensen (1990).
- Andre fiskearter: Vekstmodell mangler, men det arbeides med en tilsvarende modell for laksunger ved NINA.

Smoltutvandring

Aktuelle parametre som styrer smoltutvandring er vannføring, temperatur og daglengde. Det er forskjellige faktorer som initierer smoltutvandring, og betydningen av disse er forskjellig i ulike vassdrag. Det er derfor behov for å ha kjennskap til hver av disse parametrenes rolle i det enkelte vassdrag. Tabellen nedenfor viser som et eksempel hvordan tidspunkt, vannføring og

vanntemperatur varierer fra vassdrag til vassdrag ved smoltutvandring av laks (Anon. 1989):

Vassdrag	Tidspunkt	Vanntemperatur	Vannføring
Imsa	tidlig i mai	8-10°C	synkende
Orkla	slutten av mai	3-6°C	stigende/høg
Altaelva	beg. av juli	7-11°C	synkende

Laksesmolt utsatt på høy vannføring overlever bedre enn de som settes ut på liten vannføring (Hvidsten & Hansen 1988).

Oppvandring av voksen fisk

Viktigste enkeltfaktor for oppvandring av voksen laks og sjøaure er vannføring. Spesielt flomtopper (ikke for store) er viktige. Vanntemperaturen (økning i temperatur) er en viktig trigger for oppvandring i enkelte elver (Jensen et al. 1986). Andre parametre som er nevnt, er generelle vær-, vind- og tidevannsforhold, dessuten vannkvalitet (Banks 1969).

Utøvelse av fiske

Ved utøvelse av laksefiske er det også to parametre som nevnes som vesentlige for resultatet: vannføring og vanntemperatur (Gee 1980, North 1980). Optimum vanntemperatur i River Severn i England var 18-20°C (North 1980). Effekten av vannføringen avhenger sterkt av den enkelte fiskeplass i samme elv. Noen kulper gir best fiske på lav vannføring, mens andre krever en betydelig høyere vannføring før fangstutbyttet pr. innsats blir optimalt (Jensen 1980, 1983).

Tidsoppløsning for vanntemperaturen

Det må stilles ulike krav til oppløselighet til forskjellige tider på året.

I vekstsesongen (>4 °C) bør det foreligge målinger ca. 6 ganger i døgnet (hver 4. time). Det er da behov både for middeltemperatur og daglig maksimumstemperatur.

Øvrige del av året er det tilstrekkelig med gjennomsnittstemperaturer for perioder på f. eks. 5 dager.

Litteratur

- Anonymous, 1989. Havbeite med anadrome laksefisk i Norge. Innstilling fra forskergruppe nedsatt av Miljøverndepartementet og Fiskeridepartementet. 44 s. Trondheim, desember 1989.
- Banks, J.W. 1969. A review of the litterature on the upstream migration of adult salmonids. J. Fish. Biol. 1, 85-136.
- Brännäs, E. 1988. Emergence of Baltic salmon, Salmo salar L., in relation to temperature: a laboratory study. J. Fish Biol. 33, 589-600.
- Brooke, L.T. 1975. Effect of different constant incubation temperatures on egg survival and embryonic development in lake whitefish (Coregonus clupeaformis). Trans. Am. Fish. Soc. 104, 555-559.
- Crisp, D.T. 1981. A desk study of the relationship between temperature and hatching time for eggs of five species of salmonid fishes. Freshwater Biol. 11, 361-368.
- Crisp, D.T. 1988. Prediction, from temperature, of eyeing, hatching and "swim-up" times for salmonid embryos. Freshwater Biol. 19, 41-48.
- Elliott, J.M. 1975a. The growth rate of brown trout (Salmo trutta L.) fed on maximum rations. J. Anim. Ecol. 44, 805-821.
- Elliott, J.M. 1975b. The growth rate of brown trout (Salmo trutta L.) fed on reduced rations. J. Anim. Ecol. 44, 823-842.
- Gee, A.S. 1980. Angling success for Atlantic salmon (Salmo salar) in the River Wye in relation to effort and river flows. Fish. Mgmt 11, 131-138.
- Heggberget, T.G. 1988. Timing of spawning in Norwegian Atlantic salmon (Salmo salar). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45, 845-849.

- Heggberget, T.G. & Wallace, J.C. 1984. Incubation of the eggs of Atlantic salmon, Salmo salar, at low temperatures. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41, 389-391.
- Hvidsten, N.A. & Hansen, L.P. 1988. Increased recapture rates of adult Atlantic salmon, Salmo salar L., stocked as smolts at high water discharge. J. Fish Biol. 32, 153-154.
- Jensen, A.J. 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stryne-, Loen- og Jostedalsvassdragene i 1979 og 1980, med en oppsummering av tidligere undersøkelser. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Reguleringsundersøkelsene. Rapport nr. 13-1980. 61 s.
- Jensen, A.J. 1983. Oppgang av laks i Vefsnavassdraget i forhold til vannføring og vanntemperatur. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Reguleringsundersøkelsene. Rapport nr. 6-1983. 57 s.
- Jensen, A.J. 1990. Growth of young migratory brown trout Salmo trutta correlated with water temperature in Norwegian rivers. J. Anim. Ecol. 59, 603-614.
- Jensen, A.J., Heggberget, T.G. & Johnsen, B.O. 1986. Upstream migration of adult Atlantic salmon, Salmo salar L., in the River Vefsna, northern Norway. J. Fish Biol. 29, 459-465.
- Jensen, A.J., Johnsen, B.O. & Heggberget, T.G. 1990. Initial feeding time of Atlantic salmon, Salmo salar, alevins compared to river flow and water temperature in Norwegian streams. Environm. Biol. Fish. (In press).
- Jensen, A.J., Johnsen, B.O. & Saksgård, L. 1989. Temperature requirements in Atlantic salmon (Salmo salar), brown trout (Salmo trutta), and Arctic char (Salvelinus alpinus) from hatching to initial feeding compared with geographic distribution. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46, 786-789.
- Metcalf, N.B., Huntingford, F.A. & Thorpe, J.E. 1986. Seasonal changes in feeding motivation of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar). Can. J. Zool. 64, 2439-2446.
- North, E. 1980. The effects of water temperature and flow upon angling success in the River Severn. Fish. Mgmt. 11, 1-9.
- Næsje, T.F. & Jonsson, B. 1986. Drift of cisco and whitefish larvae in a Norwegian river. Trans. Am. Fish. Soc. 115, 89-93.

- Saltveit, S.J. & Brabrand, Å. 1987. Predicting the effects of a possible temperature increase due to stream regulation on the eggs of whitefish (Coregonus lavaretus) - a laboratory approach. P. 219-228 In: Craig, J.F. & Bryan Kemper, J. (Eds.). Regulated streams. Plenum Publishing Corporation.
- Steiner, V. 1984. Experiments towards improving the culture of Arctic charr (Salvelinus alpinus L.). In: Johnson, L. & Burns, B. (Eds). Biology of the Arctic charr. p. 509-521. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.
- Swift, D.R. 1965. Effect of temperature on mortality and rate of development of the eggs of the Windermere char (Salvelinus alpinus). J. Fish. Res. Board Can. 22, 913-917.
- Wallace, J.C. & Aasjord, D. 1984. The initial feeding of Arctic charr (Salvelinus alpinus) alevins at different temperatures and under different feeding regimes. Aquaculture 38, 19-33.

MODELLER OG PARAMETRE FOR BUNNDYR PÅ RENNENDE VANN.

SVEIN JAKOB SALTVEIT

INNHOLD

	s.
INNLEDNING	49
MODELLER	50
Generelt	50
Beregning av optimale forhold	52
Egnethetskurver	53
Andre modeller	55
METODIKK	55
PARAMETRE	
LITTERATUR	58

INNLEDNING

I rennende vann utgjør bunndyr en stor og variert andel av faunaen. Bunndyr representerer et viktig element for unyttelse og omsetting av organisk plantemateriale i elver og bekker. Det organiske materialet er enten produsert som alger og mose eller tilført utenifra; alloktont materiale. Bunndyr utgjør igjen hovedføde til fisk, og fisk tar bunndyr enten som driv eller direkte fra bunnen.

Karakteristisk for norske elver og bekker er sterk variasjon i vannføring gjennom året. Vannføringen er normalt lavest om vinteren og på sommeren, mens den er høyest under vår- og høstflom. Vannbevegelsen er den viktigste regulerende faktor i rennende vann, idet den kontrollerer de fysisk-kjemiske faktorer, bunnssubstratet og til en viss grad temperatur og næring (Macan 1961, Hynes 1970). Dette er igjen viktige faktorer som regulerer utbredelsen av livet i rennende vann (Gregory 1984). Vannhastigheten bestemmer størrelsen på steinene i bunnssubstratet. Jo mer komplekst sammensatt substratet er, desto mer divers er faunaen (Hynes 1970).

Temperaturen er avhengig av de klimatiske forholdene og av grunnvannstilførselen. Temperaturen påvirkes lett av omgivelsene og vil derfor variere gjennom døgnet. Løseligheten av oksygen varierer med temperaturen, og kaldt vann har mest oksygen oppløst. Oksygen er imidlertid sjelden en begrensende faktor i norske elver og bekker. Løste salter vil generelt økte nedover i vassdraget.

På rennende vann finnes bunndyr innen flere ulike typer av habitat. For enkelte grupper er makrovegetasjon svært viktig, mens sand og grus er viktig for gravende former. Generelt finnes imidlertid de høyeste tettheter og den største variasjon på strykestrekning med stein og grov grus.

Bunndyr kan forflytte seg ved vandringer, enten nede i eller på substratet eller ved å la seg drive med strømmen over kortere eller lengre strekninger. Driv oppstår enten ved at dyret tilfeldig mister festet i substratet, f.eks. under flom eller som følge av fødeopptak, klekking og spredning. Driv er et viktig fenomen i rennende vann, og er den viktigste måten bunndyr kan flytte fra dårlige betingelser og kolonisere nye områder på. For fisk og nettspinnende vårfluer er drivende dyr svært viktig føde.

MODELLER.

GENERELT

For fisk er det utviklet flere modeller for å beskrive endringer i fysisk habitat som følge av endringer i vannføring. Gjennom utviklingen av beregningsmodeller for fisk, ble det tatt svært lite hensyn til mulige endringer i bunndyrfaunaen og effekten av disse på fisk. Det ble ved utviklingen av disse modellene antatt at effekten av vannføringsendringer på bunndyr var svært lik de på fisk, og at simuleringer av minstevannføring for fisk også ivaretok bunndyr.

Bunndyr er imidlertid langt mindre mobile enn fisk, noe som begrenser bunndyrenes mulighet til å forflytte seg hurtig under varierende vannføringer. Bunndyrenes begrensede mobilitet gjør derfor at dynamiske modeller som benyttes for fisk blir mindre anvendbare, med unntak av f.eks. ved beskrivelse av driv og vannhastighet/vannføring. Trolig vil statiske modeller, f.eks. beskrivelser av endring i substrat i mange tilfelle være bedre egnet (se senere).

Mange bunndyr har også store begrensninger i toleranse ovenfor endringer i vannhastigheter og vannføring. Hvis slike bunndyr utgjør hovedandelen av bunnfaunaen vil et relativt lite tap i fiskehabitat nødvendigvis ikke medføre et tilsvarende tap i bunndyrhabitat. Er f.eks. fiskebestandens størrelse næringsbegrenset kan resultatet bli større endringer i fiskepopulasjonene enn hva endringer i fiskens fysiske habitat alene tilsier.

For bunndyr er det utviklet modeller for å kunne forutsi endringer i fysisk habitat, tetthet og endringer i tetthet som følge av endringer i vannføring (Gore 1987). Modellene er basert på nøyaktige målinger av vannhastighet, dyp og substratforhold (se også fisk). Dette er de fysiske parametre som betyr mest for utbredelse av evertebrater og som også er de viktigste parametre i en hydraulisk modell. Innsamling av data og utarbeidelse av preferanseverdier skiller seg fra fisk. I det videre arbeid vil også det modell verktøy som benyttes for fisk være vanskelig å bruke. I langt større grad enn fisk, vil bunndyr være avhengig av beskrivelse på mikronivå.

Det er langt dårligere erfaringsgrunnlag for modellarbeid med bunndyr i rennende vann sammenlignet med fisk. Modellarbeid er utført av Gore (1978) og Gore og Judy (1981), mens bruken av vannføringsmodeller på evertebrater er vurdert av Orth og Maughan (1983), Morin et al. (1986), Gore (1987) og Gore og Nestler (1988).

Bruk av modeller for å simulere krav til vannføring hos evertebrater krever et stort antall prøver for å kunne utarbeide preferansekurver. Dette skyldes store variasjoner i individantall mellom prøver. Gore (1987) mener at et minimum på ca. 50 prøver vilkårlig innsamlet langs transekter på typisk elvestrekning er nødvendig. Dette vil også sikre en tilstrekkelig mengde hydrologiske parametre. Velges andre innsamlingsstrategier, kan antall prøver reduseres (Gore 1987), noe som sannsynligvis er nødvendig for å kunne basere tiltak i regulerte elver på makrovertebrater.

Noen modeller er forsøkt utviklet for å beskrive sammenhenger mellom bunndyr tetthet eller diversitet og hydrofysiske parametre.

BEREGNING AV OPTIMALE FORHOLD

Gore (1978) har forsøkt å beskrive preferanse for hastighet, substrat og dyp hos makroinvertebrater i en elv i Montana i USA. Dette baserte han på den antakelse at høyest diversitet og/eller antall individer for en gitt art påvises når optimale forhold er tilstede og at de vil fordele seg rundt dette optimum. Han konstruerte tredimensjonale kurver mellom en biologisk parameter og hydrologiske, som f.eks. mellom diversitet, dyp og hastighet. Optimale hydrologiske forhold for disse to hydrologiske parametre ble indikert som skjæringspunktet for dyp og hastighet der høyeste tetthet eller diversitet ble funnet (se Fig. 1). Videre ble arter som oppviste samme optima som den totale fauna valgt til å indikere optimale hydrauliske forhold.

Optimale forhold kunne også på bakgrunn av Gores data bli beregnet som Froude tall for turbulens; $F = v^2/gd$, der v er gjennomsnittshastighet, d er dyp og g hastighet som følge av gravitasjon. For substrat har tyngdepunktet for optimalt habitat beregnet som Froudes tall en stor fordel, i det det lett angir tetthet i forhold til substratkarakter, en kritisk parameter for evertebrater. Samtidig angir den en hydraulisk parameter som inkluderer hastighet- og dybdesammenhenger.

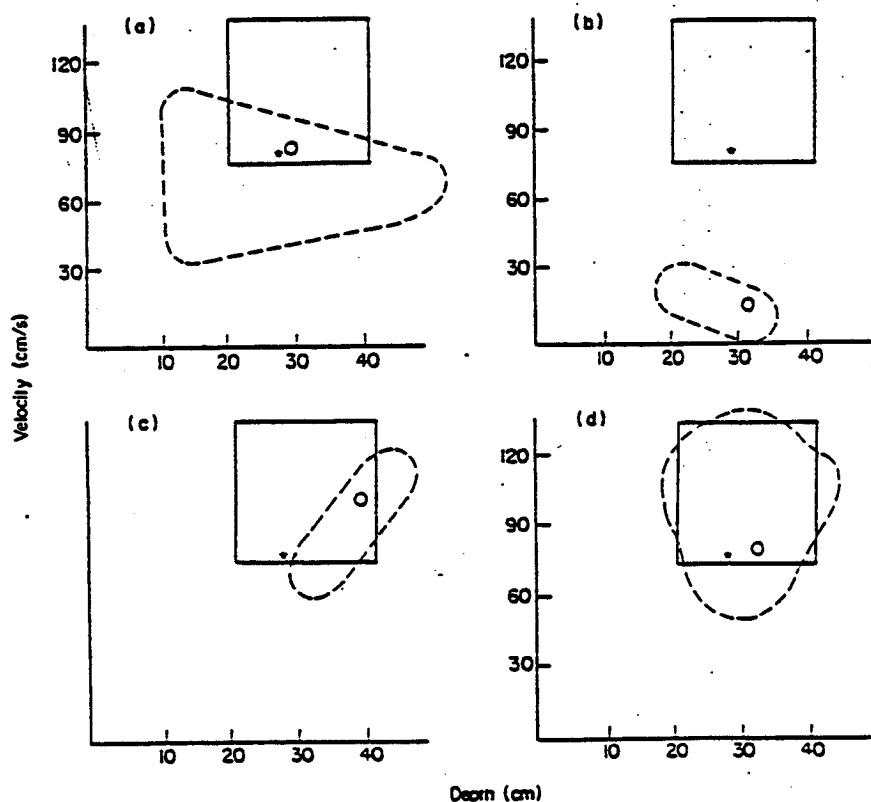


Fig. 1. Variasjoner i toleranse for dyp og vannhastighet for ulike arter i en elv i USA. Kvadrat angir areal for høyest total bunndyr diversitet, mens * angir tyngdepunktet for optimale forhold (Fra Gore 1978).

EGNETHETSKURVER

Da bare de mest foretrukne habitat verdier fremkommer gjennom beregninger av optimale forhold (tyngdepunkt), er disse metodene ikke lett anvendbare i modeller av typer IFIM eller FBV. Imidlertid har Patten (1979) og Gore og Judy (1981) presentert en serie av preferansekurver som kan brukes i slike modeller til å simulere endringer i makrovertebrat habitat som følge av endringer i vannføring. Preferansekurvene for hver art fremkommer fra en omgjøring av et plott av kumulative gjennomsnittsverdier av tetthet fra hver art som en funksjon av vilkårlig valgte tilvekster i vannføring, dyp og substratforhold. Region for størst tilvekstøkning i tetthet presenterer det mest foretrukne segment for habitatfaktoren. Kurver som

angir relativ bruk av fysisk habitat oppnås. Slike kurver kan brukes til å

- indikere endringer i tilgjengelig habitat
- indikere tetthet eller endring i tetthet.

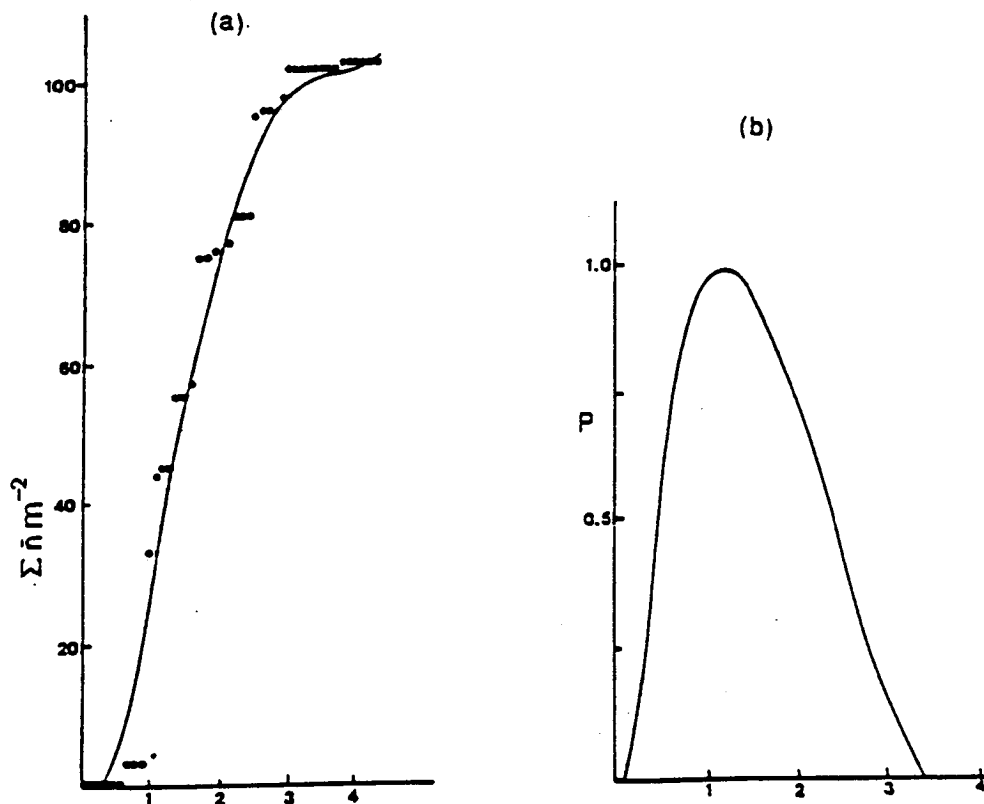


Fig. 2. Plot av cumulative gjennomsnittsverdier av individantall pr. m^2 mot tilvekst i habitatverdi (a) omgjort til preferansekurve (b) (fra Gore 1987).

Det må presiseres at kurver oppnådd for en art i et miljø ikke kan overføres vilkårlig til alle samfunn hvor arten forekommer. Til det er det for mange biotiske interaksjoner man ikke har oversikt over.

Størrelse og kroppsform er i meget stor grad bestemmende for valg av mikrohabitat hos flere grupper av evertebrater. De beste modeller oppnås derfor hvis de baseres på individuelle preferansekurver fremkommer fra analyser av ulike studier i en kohort. Følges disse studiene vil månedlig vannføring bedre bli tilpasset artens artens livssyklus og krav.

ANDRE MODELLER

I tillegg til de såkalte "incremental" metoder (IFIM og FBV), finnes det for modeller som bruker dyp-hastighet-substrat vekselvirkninger for å beskrive utbredelses av bunnlevende makrovertebrater, såkalte "grenseskikt modeller". Det synes som om modeller som viser effekt av turbulent vannføring på substrat er godt egnet til å forutsi endringer i utbredelsen av evertebrater (Gore 1987).

Modeller som simulerer driv og endringer i driv og årsaker til endringer synes ikke å være utviklet. Driv er imidlertid både biologisk og hydraulisk betinget.

METODIKK

Til innsamling av bunndyr må kvantitative metoder benyttes. Flere ulike typer av redskap finnes, men den mest benyttede i Norge er Surber sampler (Brittain og Saltveit 1984). Mengde angis som antall dyr og vekt pr. m² for total mengde bunndyr og for hver enkelt gruppe eller art. Diversitet (H) må beregnes.

Driv av bunndyr samles vha. drivnett. Mengde angis som total antall og antall av ulike arter pr. volumenhet. Døgnvariasjon er nødvendig.

For måling av substratprofil har Gore (1978) konstruert et eget apparat, som muliggjør kartlegging av fordeling av partikkelstørrelse og grad av "imbededness". Apparatet plasseres inne i prøvetakeren som benyttes til innsamling av bunndyr. Substratbeskaffenhet kan også vurderes visuelt og/eller fotografisk (se fisk).

Strategi for innsamling av nødvendige hydrauliske data for beskrivelse av tilgjengelig habitat kan vanskelig følge samme fremgangsmåte som for fisk. Habitatnisje til bunndyr opererer på en helt annen skala enn fisk. Målinger må i langt større grad relateres til bunnen.

For en mer utførlig beskrivelse av inndelingen av elv i strekning, stasjoner og plassering av transekter henvises det til Bovee (1982), Heggenes og Saltveit (1989, 1990). For beskrivelse av tilgjengelig habitat kan de samme parametre som for fisk benyttes, men disse må i langt større grad være relatert til et mikronivå.

Prøvetakning av bunndyr skiller seg noe fra innsamling av fisk. Bunnprøvene tas i transektlinjene, men sted for prøvetaking velges vilkårlig.

PARAMETRE

Viktige parametre for fysisk habitat hos bunndyr er vannhastighet, substrat og dyp. Temperatur er en annen viktig faktor for vurdering av eggutvikling og vekst for eventuelt å kunne forutsi endringer i faunasammensetning som følge av endringer i livssyklus. Parametre og oppløsning vil være svært lik de som måles for fisk.

I enkelte områder vil ødeleggelse av habitat som følge av iserosjon være en betydelig faktor for evertebrater. Vannføring om vinteren må derfor sikres slik at dette unngås. Modeller for tap av habitat både hos makrovertebrater og fisk som følge av isdekke finnes (Johnson 1980, Johnson et al. 1982).

VANNHASTIGHET

Gjennomsnittsvannhastighet måles i avstand fra substratet beregnet som $0.4 \times \text{dyp}$ der prøven tas (Chow 1964) og angis som cm/s. I tillegg kan en gjennomsnittsmåling i vannsøylen brukes i hydrauliske beregninger og for simulering av vannhastigheter for beskrivelse av driv.

SUBSTRAT

Substrat overført til en klassifiseringsskala (se fisk). Målt enten ved egen prøvetakning (se side 55) eller karakterisert ved visuell observasjon. Substrat måles der prøven tas.

DYP

Dyp angis som totalt vanddyp der prøvene tas og måles i cm.

TEMPERATUR

Temperaturen oppgis som døgnmiddel.

LITTERATUR

- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1984. Bunndyr. s. 191-201. I: Vennerød, K. (red.). Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Universitetsforlaget.
- Bovee, K.D. 1982. A guide to stream habitat analysis using instream flow incremental methodology. Instream Flow Info. Paper, 12. U.S. Fish. Wildl. Serv., FWS/OBS-82/26.
- Chow, V.T. (Ed.). 1964. Handbook of Applied Hydrology. McGraw-Hill, New York.
- Gore, J.A. 1977. Reservoir manipulation and benthic macroinvertebrates in a prairie river. Hydrobiologia 55: 113-123.
- Gore, J.A. 1978. A technique for predicting the in-stream flow requirements of benthic macroinvertebrates. Freshwat. Biol. 8: 141-151.
- Gore, J.A. 1987. Development and applications of macroinvertebrate instream flow models for regulated flow management. s. 99-115. In: Graig, J.F. og Kemper, J.B. (red.). Regulated Streams. Advances in Ecology. Plenum Press.
- Gore, J.A. og Judy, Jr., R.D. 1981. Predictive models of benthic macroinvertebrate density for use in instream flow and regulated flow management. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1363-1370.
- Gore, J.A. og Nestler, J.M. 1988. Instream flow studies in perspective. Regulated Rivers, 2: 93-101.

- Gregory, S.V. 1984. Plant- herbivore interactions in stream systems. s. 157-189. I: J.R. Barnes og G.W. Minshall (red.). Stream Ecology. Plenum Press.
- Heggenes, J. og Saltveit, S.J. 1989. Metodikk for fysisk elvebeskrivelse og innsamling av biologiske habitatdata. MVU-rapp. B58, 33.
- Heggenes, J. og Saltveit, S.J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, Salmo trutta L., in a Norwegian river. J. Fish. Biol. 36: 707-720.
- Hynes, H.B.N. 1970. The Ecology of Running Waters. Univ. Toronto Press, Toronto, Ont.
- Johnson, L.S. 1980. Tracking movement and identification of instream flow needs of brown trout (Salmo trutta) by use of radio-isotopes. M.S. Thesis, Univ. Wyoming, Laramie.
- Johnson, L.S., Wichers, D.L., Weshe, T.A. and Gore, J.A. 1982. Instream salmonid habitat exclusion by ice-cover. Water Res. Series No. 84, Wyoming, Laramie.
- Macan, T.T. 1961. Factors that limit the range of freshwater animals. Biol. Rev. 36: 151-198.
- Morin, A., Harper, P.-P., and Peters, R.H. 1986. Microhabitat preference curves of black fly larvae (Diptera: Simuliidae): a comparison of three estimation methods. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1235-1241.
- Orth, D.J. and Maughan, O.E. 1983. Microhabitat preferences of benthic fauna in a woodland stream. Hydrobiologia 106: 157-168.
- Patten, B.D. 1979. Summary report of module B-instream fishery ecosystems. Instream flow criteria and modeling workshop. Colorado State Univ., Exp. Station, IS No. 40.

INNSJØER.

BIOLOGISKE PARAMETRE OG MODELLER.

ÅGE BRABRAND, ARNFINN LANGELAND OG SVEIN JAKOB SALTVEIT

INNLEDNING

Innledningsvis må det presiseres at modellering av biologiske samfunn er vanskelig og at valg av parametre og oppløsning selvfølgelig vil være influert av dette. Det er utarbeidet en rekke modeller for enkle sammenhenger mellom enkeltarter og miljøparametre, og mellom enkle samfunn mellom ulike samfunn. Vanskelighetene ligger spesielt i å beskrive de biologiske parametre (ofte tetthetsavhengige) som predasjon, konkurranse, parasittisme. Dette er faktorer som ofte er mer populasjonsbestemmende enn de abiotiske komponentene. Det er derfor klart lettere med en tilnærming til enkle, abiotisk dominerende miljøer. I praksis betyr dette at vi når det gjelder fisk har konsentrert virksomheten til samfunn med en eller få arter i den (ultra-) oligotrofe delen av trofiskalaen, dvs. der populasjonstettheten er lav. Det er imidlertid også her vi har miljøer som ofte er regulert, og med attraktive fiskearter. Det må bemerkes at vi også her kan ha store populasjonsvariasjoner som utelukkende er biologiske betinget, og som ikke er lett forutsigbare.

Det er prøvd å legge vekt på en tilnærming som er brukervennlig mht. inngrep i vassdrag og med rimelig hensyn til grovhet når det gjelder dagens kunnskap, tilgjengelige metoder og variasjon i type vassdrag dette verktøyet skal omfatte. En del forutsetninger må imidlertid stilles.

Forutsetninger for innsjøer er som følger:

Tot P : 2 - 10 mg/m³

Ikke lysbegrensning, som f.eks. følge av breslam

Fiskeavkastning i intervallet 0.1 - 20 kg/ha

Innsjøens oppholdstid i produksjonssesongen: 6 måneder

Antall fiskearter: 2 - 4

Næringsbegrenset fiskeproduksjon
 Planktivor og/eller bentivor fiskebestand
 Ikke påvirket av surt vann

Generelle data (parametre) om innsjøen kan hentes fra "Vassdragsregisteret". Viktig i denne forbindelse er:

Morfologi, andel av ulike dyp

Høyde over havet

Innsjøareal

Siktedyp

Vegetasjon delt i barskog, løvskog, ingen vegetasjon

Reguleringshøyde

Type av manøvrering, fyllingsgrad vår, sommer, høst

Det er valgt å holde innsjøens ulike soner, littoralsoner, profundalsone og pelagisk sone for seg, fordi disse sonene påvirkes i ulik grad ved de fleste inngrep. Pelagisk sone og littoral sone har ofte hver for seg sine dominerende fiskearter, og næringsgrunnlaget for fisk er forskjellig. For alle soner er det ønskelig at Vassdragssimulatoren skal kunne kvantifisere produksjonsendring ved inngrep, og at nøkkelen vil være produktivt areal eller produktivt volum.

LITTORAL SONE.

Den produktive sone for fisk og evertebrater (bunndyr) i den littorale sone eller strandsonen i innsjøer har vi her definert som området (arealet eller volumet) av innsjøen avgrenset av land og ut til siktedyp. Området er definert ved naturlig normal vannstand eller ved HRV i regulerte innsjøer. Ved regulering vil det produktive areal i littoralsonen reduseres, og vi har antatt at størrelsen på det produktive arealet i magasiner til enhver tid vil være bestemt av reguleringshøyden (siktedyp-reguleringshøyde). Er LRV større enn siktedyp blir den littorale sone lik null når magasinet er nedtappet.

PROFUNDAL SONE.

Denne sonen defineres som arealet eller volumet av innsjøen under siktedypet målt ved normal naturlig vannstand eller i magasin ved HRV. Er LRV større enn siktedypet påvirkes også profundalsonen ved regulering.

Ingen fiskearter vil i oligotrofe innsjøer være karakterisk bare for den profundale sone, men bestå av arter som vandrer inn fra de to andre sonene, gjerne døgnvandring. Dette er den minst produktive sone. Det meste av bunnen er bløtbunn uten vegetasjon. Bunnfaunaen er fattig og lite variert (hovedsaklig fåbørstemark, fjærmygg og muslinger). Røye, lake og sik vil kunne utnytte denne sonen.

PELAGISK SONE.

Denne sonen har vi her definert som det produktive arealet eller volumet av innsjøen som ligger utenfor den littorale og over den profundale sonen. Sonen grenser mot bunn ved siktedyp, men omfatter ikke bunnområder.

Fytoplankton er hovedprodusenter i denne sonen, mens zooplankton som ernærer seg av fytoplankton er hovedføde for fisk.

Artsammensetning og størrelse på zooplankton er bestemt av fiskearter og mengde fisk tilstede. Karakteristiske fiskearter i den pelagiske sone i oligotrofe innsjøer er sik og/eller røye. I enkelte sjøer forekommer krøkle og lagesild. Der ørret opptre allopatrisk kan denne opptre fullstendig som pelagisk art. Fiskeartene vandrer mellom littorale, profundale og pelagiske områder, der døgnvandring og livssyklusstrategi for fisk er avgjørende.

VEGETASJON

Behov for modellutvikling for vannvegetasjon i ferskvann finnes for en rekke sammenhenger mellom vegetasjon og andre trofiske nivå og for direkte effekter på vannvegetasjon, som f.eks.

- vannvegetasjonens betydning for produksjonen i vassdraget, f.eks. sammenhengen vegetasjon - bunndyr - fisk (fugl).
- uønsket vekst/tilgroing av vegetasjon pga. vassdragsreguleringer, forsuring, næringstilførsel.
- uønsket reduksjon/bortfall av vegetasjon pga. vassdragsreguleringer eller sterk overgjødsling.

Vi vet ennå for lite om sammenhengene mellom forekomst av vannvegetasjon og de ulike faktorerers innvirkning, og trenger bl.a. flere empiriske data før modellene kan bli tilfredstillende. Av denne grunn er det spesielt viktig at parametre velges og modeller utvikles av/i samarbeid med vannbotanikere. Vannbotanisk kompetanse finnes i dag overveiende ved NIVA.

Ferdige og foreløpige modeller

- * Nisjeromsmodell kan regne ut vannvegetasjonens sannsynlige nisje i innsjø og hvordan denne endres ved endret vannstandsmønster (Rørslett 1987). Nødvendige parametre er dyp, iserosjon (istykkelse), vannstandsmønster.
- * Artsdiversitetsmodeller finnes det flere av både for innsjøer og rennende vann, som gir sannsynlig artsantall i innsjøer, henholdsvis oligotrofe og eutrofe-mesotrofe innsjøer

(Rørslett og Hvoslef 1986). Nødvendige parametre er innsjøens areal og næringsstatus

En annen modell kan gi sannsynlige artsantall i elver, henholdsvis næringsfattige og næringsrike. Dette er en svært foreløpig modell (Mjelde og Rørslett 1987).

parametre: - elvas fall (km/m)
- næringsstatus

For sammenheng mellom masseforekomst av vannvegetasjon og vannføringsmønster i regulert elv er ingen modell laget. Aktuelle parametre er imidlertid vintervannføring, sommervannføring og artsoversikt. Økt vintervannføring og utjevnet eller redusert sommervannføring, kombinert med redusert isdekke, ser ut til å gi økt forekomst av vannvegetasjon (Rørslett et al. 1989).

- * For sammenheng mellom tilgroingshastighet av vannvegetasjon og innsjøens (elvas) næringsstatus finnes en svært foreløpig modell for beregning av ekspansjon (m/år) av helofyttbelter (sumpbelter) i grunne innsjøer og stilleflytende elver (Erlandsen et al. 1984). Aktuelle parametre er her vegetasjonstype, næringsstatus og fysisk beskrivelse av lokalitetene.

Fytoplankton i innsjøer og begroing i elver er variable som kan klassifiseres under ferskvannsbiologi, men som i Vassdragssimulatoren inngår under emnet vannkvalitet. Jamfør modellene FINNECO, FOSRES og QUAL-2E.

NØDVENDIGE PARAMETRE.

En del nødvendige parametre er gitt under beskrivelsen av de ulike modeller ovenfor. Videre er det nødvendig med informasjon om:

- lysmiljø
- dyp
- vannstandsvekslinger over året (innsjø)
- iserosjon
- vannkjemi
- substrat

ZOOPLANKTON

Zooplankton er en uensartet gruppe av dyr som lever i de frie vannmasser fra overflata og nedover hvor mengden avtar i forhold til redusert næringstilbud. Produksjonen foregår over hele innsjøen også i littoralsonen og nær bunnen. De viktigste grupper er ciliater, rotatorier, copepoder og cladocerer. Av disse utgjør cladocerene de viktigste næringsdyr for fisken. Noen arter copepoder kan også være viktige næringsdyr for fisk. Tilgjengeligheten av zooplankton som føde er bestemt av flere forhold som bevegelighet, synlighet og størrelse som den viktigste faktor. Generelt er det satt en grense på 1 mm som nedre grense for dyr som blir spist av fisk. Men arten Bosmina longispina som er sterkt farget blir spist i utpreget grad selv en ved størrelse ned mot 0.5 mm. Tilgjengeligheten av zooplankton for fisk er også i høy grad bestemt av fiskeartenes evne til å beite på små byttedyr. Eksempler på effektive planktonspisere er sik og røye, men enda mer effektiv er mort som kan beite ned zooplanktonsamfunnet til det ugjenkjennelige med sterk dominans av rotatorier og små krepsdyrarter. Det blir derfor av stor betydning å beregne den andelen av zooplanktonet som er tilgjengelig for fisk.

Kunnskapen om zooplankton er stor og det eksisterer et betydelig omfang av matematiske former og modeller som beskriver populasjonsdynamiske forhold og produktivetet i forhold til blant annet næringstilbud og predasjon. For zooplankton må målet være å konstruere en empirisk modell (regresjon) som beskriver plankton (biomasse) som en funksjon av fytoplankton (biomasse), klorofyll eller total fosfor. Det er funnet at økende fosformengde gir økende zooplanktonmengde.

Men variasjonen er så stor at samme fosformengde kan gi en variasjon i zooplankton på 10 ganger. Det er derfor tvilsomt om fosformengde i en regulerings situasjon vil variere nok til å gi stor nok oppløsning og akseptabel konfidensintervall (presisjon). Desto mer som også den nevnte sammenheng gjelder for hele zooplanktonmengden og ikke for den delen som er tilgjengelig for fisk.

Det må lages oversikt og systematisere empiriske og teoretiske modeller for sammenhenger mellom phytoplankton (tilgjengelig føde for zooplankton), zooplankton og fisk, som også kopler dette til miljøbetingede faktorer som dybdefordeling, partikkelinnhold og temperatur.

METODIKK

Det samles inn kvantitative blandeprøver med rørhenter eller Schindlerfelle fra dypene 0-5 m, 5-10 m, 10-15 m og 15-20. Biomasseberegninger kan gjøres ut fra kjente størrelser på turnover (forholdet mellom produksjon og middelbiomasse) for ulike arter.

PARAMETRE

OPPLØSNING, ENHET

Ledningsevne	µS/cm
Tot - P	µg/l
Tot - N	µg/l
pH	
Organisk stoff	mg/l
Partikkelinnhold, uorganisk	mg/l
Klorofyll	µg/l
Zooplankton biomasse	mg tørrvekt/m ²
Zooplankton tilgj. for fisk	mg tørrvekt/m ²
Artssammensetning	% - fordeling
Individtetthet	antall/m ³
Størrelsesfordeling arter	mm

Metodikk

Schindler-sampler fra 0, 2, 5 og 10 m.

Hydrologiske og fysiske parametre.

Vannkvalitet	Ledningsevne
	Tot-P
	Tot-N
	pH
	Organisk stoff

<u>Parametre</u>	<u>oppløsning, enhet</u>
------------------	--------------------------

Klorofyll

Artssammensetning	Tot. biomasse/m ³
-------------------	------------------------------

Biomasse for fisk/m³

Individtetthet	N/m ³ , 4 enkeltobs. vår, sommer, høst
----------------	---

Størrelsesfordeling	??
---------------------	----

BUNNDYR

For bunndyr finnes flere innsjømodeller, f.eks. CLEANER.

Metodikk

Surber, Core eller sparkeprøver er tilnærmete kvantitative, men bare Core kan brukes på bløtbunn (profundal sone).

Biologiske, hydrologiske og fysiske parametre.

Parametre	Oppløsning, enhet
Substrat	Kornstørrelse, %
Vegetasjon	Dekningsgrad
Temperatur	Ukemiddel i isfri periode
Vannkvalitet	Ledningsevne
Tot-P	
Tot N	
pH	
	Org. stoff

Tetthet	antall /m ²
vekt /m ² (tot. biomasse) (biomasse til fisk)	
Diversitet	antall
Arter	størrelse

FISK

MetodikkEnhet

Bunngarn av ulik maskevidde (litt./pel. sone).	antall/m ² garn natt
Elektrisk fiskeapparat (elv, littoralsoner).	antall/m ²
Hydroakustikk (pelagisk sone).	antall/ha-antall/m ³ eller biomasse

Innsamlede data bør i den grad det er mulig innsamles og bearbeides for kvantitativ behandling og vurdering. Dette er felles for de tre sonene og er angitt til slutt.

For fisk vil produksjonen være direkte avhengig av produksjonen av det foregående trofiske nivå i næringskjeden, vel og merke det som er tilgjengelig for fisk. For zooplankton finnes mye informasjon, for bentisk produksjon mindre. Derimot finnes endel empiriske betraktninger om produksjonsforhold i fiskebestander med utgangspunkt i ulike parametre. Felles for disse modellene er at de skal kunne brukes for å predikere avkastning på grunnlag av enkle inngangsdata. Slike modeller har selvsagt stor praktisk anvendelse i både forvaltning og drift av fiskebestander.

Det er forsøkt å relatere fiskeavkastning til innsjøenes gjennomsnittlige vanddyb (Rawson 1951), totalt innhold av salter (Rawson 1952, Northcote & Larkin 1956), morfoedafisk indeks (totalt innhold av salter/gjennomsnittsdyp, Ryder et al. 1974), primærproduksjon og fytoplantonbiomasse (Oglesby 1977b) og biomasse av makrobenthos (Matuszek 1978). Felles for disse er at de er relativt generelle, at inngangsdata kun er relatert til produksjonsavhengige parametre og ikke til populasjonsdynamiske forhold i fiskebestandene.

Forsøk på samme måte å predikere total fiskebiomasse har vært mindre vellykket, og det er færre arbeider på dette. Moyle (1956) fant en positiv sammenheng mellom fiskebiomasse og totalt fosfor, og Jenkins (1967) fant tilsvarende en positiv sammenheng mellom morfoedafisk faktor og fiskebiomasse i regulerte innsjøer, men prediksjonskraften var relativt svak ($r^2 = 0.40$). Klassifisering av innsjøene etter reguleringsgrad og kjemisk innhold av salter økte utsagnskraften.

Det er valgt å trekke fram et arbeid (Hanson & Leggett 1982) som på basis av litteraturdata har forsøkt å evaluere de ulike relasjoner mellom fiskebiomasse/avkastning og enkle inngangsdata. Resultatet av en rekke regresjoner er gitt i tabellen nedenfor.

TABLE 1. Regression equations, based on data set 1, for estimating the fish yield (FY in kg/ha) from mean depth (\bar{z} in m), lake surface area (A_0 in km²), total dissolved solids (TDS in mg/L), and macrobenthos standing crop (M in kg/ha). MEI = TDS/ \bar{z} .

Simple regressions	r ²	P
(1) $FY=0.133 M/\bar{z}+1.385$	0.48	<0.001
(2) $\log FY=0.311 \log M/\bar{z}+0.112$	0.42	<0.001
(3) $FY=0.012 M+1.293$	0.47	<0.001
(4) $\log FY=0.487 \log M-0.580$	0.53	<0.001
(5) $FY=0.013 TDS-0.096$	0.36	<0.001
(6) $\log FY=0.757 \log TDS-1.187$	0.39	<0.001
(7) $FY=0.002 MEI+2.664$	0.00	<0.870
(8) $\log FY=0.298 \log MEI+0.059$	0.20	<0.025
(9) $FY=-0.018 \bar{z}+3.224$	0.07	<0.193
(10) $\log FY=-0.122 \log \bar{z}+0.439$	0.03	<0.444
(11) $FY=-0.00001 A_0+2.801$	0.01	<0.690
(12) $\log FY=-0.004 \log A_0+0.230$	0.0003	<0.930
(13) $\log M=1.335 \log TDS-0.819$	0.54	<0.001

Av de enkle regresjoner viste fiskeavkastning og biomasse av makrobenthos/gjennomsnittsdyp de beste verdier ($r^2 = 48$). De multiple regresjoner inkluderte biomasse av makrobenthos, totalt oppløste salter, gjennomsnittsdyp og innsjøareal som uavhengig variabel. I andre datasett var imidlertid fiskeavkastning bedre korrelert til totalt fosfor (enkel regresjon, $r^2 = 0.97$). Når det gjaldt fiskebiomasse viste denne best relasjon mot biomasse av makrobenthos/gjennomsnittsdyp.

I hvilken grad, eller om det i det hele tatt, er mulig å benytte disse relasjonene i Vassdragssimulator er umulig å angi. Trolig kan de benyttes til mer å angi effekt av inngrep i relative enn i absolutte størrelser. Til en viss grad vil tilgjengeligheten av data styre valg av modell. For norske forhold og med reguleringer som et viktig inngrep, antas at relasjoner knyttet til biomasse av makrobenthos/gjennomsnittsdyp vil være mest anvendbar. Funksjonelt vil biomasse av makrobenthos inkludere autoktont og alloktont materiale, samtidig som benthos er nært knyttet til fisk gjennom næringskjeden. Det angis her at energioverføring mellom benthos og fisk er nær konstant, og uavhengig av fiskesamfunn. Dette er riktignok knyttet til total fiskebiomasse eller avkastning, og

angir ikke interspesifikke konkurranseforhold som kan forskyve dominansforhold mellom arter. Den negative relasjonen mellom fiskebiomasse/avkastning og gjennomsnittsdyp er forårsaket av at littoralsonen er mer produktiv, og at denne utgjør en større del av det totale bunnareal i grunne sjøer.

Det finnes imidlertid andre modeller for avkastning beregnet på basis av biomasse og naturlig dødelighet (Gulland 1971). Gitt en fiskebestand uten beskatning med biomasse B_0 , vil forventet maksimal potensiell avkastning være:

$$Y_{\max} = x M B_0 ,$$

der x er en faktor som trolig ligger nær 0.5. Når $M B_0$ blir tilnærmet lik årlig produksjon ($M B$) i en ubeskattet bestand i likevekt, angir modellen at potensiell avkastning er omkring halvparten av produksjon i ubeskattet bestand. Erfaringsmessig vil x ligge nærmere 0.7-0.8 (Jensen 1977) for pelagiske/littorale bestander av ørret, røye og sik. Forhold som predasjon og konkurranse er ikke inkludert i Gulland's modell, og modellen bør derfor kun benyttes i fåartssamfunn der individtettheten er lav.

På tross av disse begrensninger kan modellen være formålstjenlig når det gjelder beregning av endret avkastning ved inngrep. De ulike soner av innsjøen behandles separat. Bæreevne og avkastning er basert på produksjon av zooplankton og bunndyr i de ulike soner av innsjøen. Beregninger herfra bør i rimelig grad stemme overens med avkastningstall på fisk.

Nødvendige parametre og oppløsning for fisk er:

<u>Parametre</u>	<u>oppløsning, enhet</u>
Arter	Dominansforhold
Størrelse	
Vekst	
Bestandstetthet	N/ha

Avkastning Biomasse/ha
 Biomasse/ha/år
 C.P.U. (N og biomasse)

LITTERATUR.

- Erlandsen, A., Mjelde, M. og Tærud, J.K. 1984: Rutineovervåking i Nitelva, leira, Vorma og Glomma i Akershis 1983, samt en undersøkelse av makrovegetasjonen i Nitelva og Svellet. NIVA-rapport 0-8000204.
- Gulland, J.A. 1971. The fish resources of the ocean. Fishing News (Books) Ltd., 255 p.
- Hanson, J.M. and Leggett, W.C. 1982. Empirical Prediction of Fish Biomass and Yield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 257-263.
- Matuszek, J.E. 1978. Empirical predictions of fish yields of large North American lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 107: 385-394.
- Mjelde, M. og Rørslett, B. 1987: Modalsvassdraget, Hordaland fylke. Konsekvenser for vannkjemiske og biologiske forhold ved utvidet regulering i Modalsvassdraget. NIVA-rapport 0-87104.
- Moyle, J.B. 1956. Relationships between the chemistry of Minnesota surface waters and wildlife management. J. Wildl. Manage, 20: 303-323.
- Northcote, T.G. and Larkin, P.A. 1956. Indices of productivity in British Columbia lakes. J. Fish. Res. Board Can. 13: 515-540.
- Oglesby, R.T. 1977b. Relationships of fish yield to lake phytoplankton standing crop, production, and morphoedaphic factors. J. Fish. Res. Board Can. 34: 2271-2279.
- Rawson, D.S. 1951. The total mineral content of lake waters.

Ecology 32: 742-746.

Rawson, D.S. 1952. Mean depth and fish production of large lakes. Ecology 33: 513-521.

Ryder, R.A., Kerr, S.R., Loftus, K.H. and Regier, H.A. 1974. The morphoedaphic index, a fish yield estimator - review and evaluation. J. Fish. Res. Board Can. 31: 663-688.

Rørslett, B. 1987: A generalized spatial niche model for aquatic macrophytes. Aquatic. Bot. 29: 63-81.

Rørslett, B. og Hvoslef, S. 1986: Makrovegetasjon i norske innsjøer. II. Empiriske art-areal relasjoner. K.norske Vidensk.Selsk.Mus.Rapp.Bot.Ser. 1986, 2; 76-87.

Rørslett, B., Mjelde, M. og Johansen, S.W. 1989: Effects of hydropower development on aquatic macrophytes in Norwegian rivers: present state of knowledge and some case studies. Regul. Rivers. 3: 19-28 (1989).

OVERSIKT OVER UTGITTE RAPPORTER FRA LABORATORIUM FOR
 FERSKVANNØKOLOGI OG INNLANDSFISKE (LFI), ZOOLOGISK MUSEUM,
 UNIVERSITETET I OSLO.

- 1, 1970. Mårvatn. Rapport om fiskeribiologiske undersøkelser i august 1969.
- 2, 1970. Stolsvannsmagasinet. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 3, 1970. Savalen. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 4, 1971. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970.
- 5, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen 1969 og 1970.
- 6, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970.
- 7, 1971. Innledende undersøkelser av ørret- og abborbestanden i Flyvann i Vestre Slidre. Forslag til tiltak for å øke avkastningen.
- 8, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser på Blefjell.
- 9, 1972. Korttidseffekten av en øket senkning av Mårvann på ørretbestanden.
- 10, 1972. Fisket i Strandavatn i Hol kommune.
- 11, 1972. Fisket i Ustevann, Sløtfjord, Nygårdsvann, Bergsmulvann og Finsevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 12, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser i Feragen, Rien og Hyllingen i Sør-Trøndelag.
- 13, 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the Brown trout population of Mårvann, a Norwegian reservoir.
- 14, 1973. Kontinuasjonsskjønn for strekningen Nomelandsmo - Byglandsfjorden. Reguleringens virkninger på fisket.
- 15, 1973. Regulering av Tronstadvann. Virkninger på fisket.
- 16, 1973. Skjønn - Ytterligere regulering av Nesvatn. Fiske.
- 17, 1974. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. Boksjøområdet, Berbydalen/Indre Iddefjord og Mingevatt/Vestvatn.
- 18, 1974. Dybdefordeling og ernæring hos sik, røye og ørret i Ustevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 19, 1974. Østerdalskjønnet - Savalen. En vurdering av reguleringens virkninger på fisket ved reguleringshøyder på 3.0 og 4.7 m.
- 20, 1974. Lomen kraftverk. Virkninger på faunaen i Øystre Slidre-vassdraget. Del I. Fisk.
- 21, 1974. Oppsamlingskjønn for Norsjø m.v. Ovenforliggende regulerings virkning på fiskebestander og utøvelsen av fisket.
- 22, 1975. Skjoldkreps, Lepidurus arcticus Pallas, i regulerte vann. I. Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. II. Ørekyt og ørrets beiting på skjoldkrepslarver.
- 23, 1975. Fisket i regulerte vann i Hallingdal og Hemsedal. I. Fløvatn/Gyrinosvatn, Vavatn, Stolsmagasinet og Bergsjø.
- 24, 1975. Fisket i Glåma på strekningen Hommelvold-Telneset. Virkninger ved utbygging av Tolga-fallene.
- 25, 1976. Østerdalskjønnet. Glåma mellom Auma og Høyegga. Virkninger på fisket.
- 26, 1976. Utbyggingsplaner for Faslefoss kraftverk. Virkninger på fisket.
- 27, 1976. Skjønn Nisser og Fyresvatn. Ovenforliggende regulerings virkning på fisket i Nisser, Borstadvatn og Fyresvatn/Drang.
- 28, 1976. 1. Øvre- og Nedre Smådalsvatn. En limnologisk undersøkelse med hovedvekt på hydrografi, sommeren 1975. 2. Botnvegetasjonen i Øvre- og Nedre Smådalsvatn sommeren 1975. 3. Bunndyr og fiskebestander i Øvre- og Nedre Smådalsvatn. 4. Fuglefaunaen i Smådalen 1975.
- 29, 1976. Fisket i Aursunden. Forslag til drift.
- 30, 1976. Ørretbestanden i Tinnelva. Virkninger på fisket ved utbygging av fallet mellom Tinnsjøen og Årlifoss.
- 31, 1976. Fiskeundersøkelser i Straumsfjorden, Gjeddevatt, Kilevatn, Topsø og Grøssø.

- 32, 1976. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del I. Bunndyr i Akerselva. Fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mørradalsbekken.
- 33, 1977. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flakksvatn.
- 34, 1978. Reguleringsundersøkelser i Nedre Heimdalsvatn. I. Dyreplankton, bunndyr og ernæring hos ørret. II. Fisk og fiske. III. Innvirkninger på fugl og pattedyr.
- 35, 1978. Skjønn Øvre Otra. Utbyggingens virkninger på fisket i magasinene.
- 36, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyangen, Volbufjorden og Stranderfjorden, Øystre Slidre.
- 37, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nidelva og Gjøv i Åmli, Aust-Agder.
- 38, 1978. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken- Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mørradalsbekken 1976 og 1977.
- 39, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Numedalslågen ved Skollenborg.
- 40, 1979. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med eutrofiering av Vansjø, Østfold.
- 41, 1979. Skjønn Laudal kraftverk. Fiskeribiologiske forhold i Mandalselva og Mannflåvatn.
- 42, 1980. Bunndyr i elver og bekker i Tovdal, Aust-Agder.
- 43, 1980. Smeland kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Logna og Monn, Vest-Agder.
- 44, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin.
- 45, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. II. Registrering av fisk i Randsfjorden ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 46, 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. III. Studier på ørret og sik i Randsfjorden og elvene Etna og Dokka.
- 47, 1981. Undersøkelse av bunndyr og fisk i Store Svarttjern og reguleringsmagasinet Øksne ved Hakavik, Eikernvassdraget, Buskerud.
- 48, 1981. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del III. Status for fisk i innsjøer i Tovdal og Skjeggedal, basert på litteratur.
- 49, 1981. Flytting av Nisserdam i Nidelva, Telemark. Virkninger på fisket.
- 50, 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med endret regulering av Trevatn, Oppland.
- 51, 1981. En vurdering av skader på fisket ved utvandring av fisk via tunneler fra Norsjø til Rafnes og Porsgrunn fabrikker.
- 52, 1981. Registrering av fisk i Gjersjøen ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 53, 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser av Brødbølvassdraget, Kongsvinger, Hedmark.
- 54, 1982. Reguleringsundersøkelser i Flenvassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 55, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Studier på laks- og ørretunger i 1980 og 1981.
- 56, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om bygging av Hekni kraftverk, Aust-Agder, Del. 1. Fisk.
- 57, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Landefoss, Numedalslågen.
- 58, 1983. Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr.
- 59, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om en overføring av Heistadvassdraget til Hovatn, Aust-Agder. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 60, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøene Leirungvatn, Råkåvatn, Utletjønnene og i Finna elv, Oppland.

- 61, 1983. Biologisk undersøkelse av Mari-dalsvannet, Oslo kommune.
- 62, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Skasenvassdraget, Hedmark.
- 63, 1984. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del III. Bunndyr og fisk i Ljanselva.
- 64, 1984. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del IV. En vurdering av den lakseførende del av Tovdalselva.
- 65, 1984. Registrering av fiskebestanden i Våtern med hydroakustisk utstyr.
- 66, 1984. Reguleringsundersøkelser i Skafsåvassdraget, Telemark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 67, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Kosånassdraget i Aust- og Vest-Agder.
- 68, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Eidsfossen, Begna elv, Oppland.
- 69, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Svartangen og Dalelva i Lardal, Vestfold.
- 70, 1984. Fauna i elver og bekker innen Oslo kommune. Del IV. Bunndyr og fisk i Loelva.
- 71, 1985. Reguleringsundersøkelser i Søkkundavassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 72, 1985. Kanalisering nedstrøms Bingsfoss kraftverk i Glomma (Akershus): En fiskeribiologisk vurdering av virkningene på fisk og utøvelsen av fisket.
- 73, 1985. Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984
- 74, 1985. Sundheimselva kraftverk, Vestre Slidre, Oppland. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på fisk og næringsdyr i berørte innsjøer og elvestrekninger.
- 75, 1985. Haukrei kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Finndølavassdraget, Telemark fylke.
- 76, 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sandgrovvatna, Møre og Romsdal.
- 77, 1985. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del V. Bunndyr og fisk i Akerselva.
- 78, 1985. Minstevannføringer i Øystre Slidre-vassdraget: Virkninger på bunndyr, driv og fisk i forbindelse med overføring av vann fra Øyangen til Lomen kraftverk.
- 79, 1985. Randsfjorden: Undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold.
- 80, 1985. Hydroakustisk registrering av fisk i Vånern og Hjalmaren.
- 81, 1985. Skjønn Trollheimen kraftverk. Undersøkelser av laks og ørret i Surna i 1984.
- 82, 1986. Utbyggingsplaner for Kilå-vassdraget, Telemark. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på bunndyr og fisk.
- 83, 1986. Bygging av Skarg kraftverk og ytterlige overføringer til Brokke kraftverk, Aust-Agder. Hydrografi og bunndyr i sidevassdragene til Otra.
- 84, 1986. Temperaturøkning nedstrøms kraftverk: Virkning på utviklingstid av sikrogn. Eksperimentelle studier.
- 85, 1986. Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen. I. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i perioden 1976 til 1985.
- 86, 1986. Brukerundersøkelse av sportsfiske i Numedalslågen ved Skollenborg, Buskerud Fylke.
- 87, 1986. Hydroakustisk registrering av fisk i Storsjøen, Jämtland.
- 88, 1986. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Bunndyr og fisk i Lysakerelva.
- 89, 1986. Fish distribution and density investigated by quantitative echosounding - Some ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs.
- 90, 1986. Tilslamming og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkninger på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure.
- 91, 1986. Skjønn Borgund kraftverk. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986.
- 92, 1986. Fiskedød i Akerselva. Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp.
- 93, 1986. Flomsikring i Sandvikselva. En vurdering av konsekvenser for fisk og utøvelsen av fisket.
- 94, 1987. Lokalisering av kilde for fiske-død i Akerselva, desember 1986.

- 95, 1987. Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. I. Bunndyr og fisk.
- 96, 1987. Tiltaksanalyse for Mjøsa -Endring av fiskebestand.
- 97, 1987. Bunndyrundersøkelser i Kjelavassdraget, Telemark: En vurdering av minstevannføring og forurensningsbelastning.
- 98, 1987. Skjønn Borgund kraftverk. Del III. En vurdering av fiskeutsetting i Lårdalselva, Sogn og Fjordane ovenfor Skjurhaugsfoss.
- 99, 1987. Undersøkelser av bunndyr og fisk Flva mellom Veslevatn og Tisleifjorden, Oppland/Buskerud.
- 100, 1988. Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret.
- 101, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i Slidrefjorden, Oppland fylke. Vurdering av tilslag på settefisk.
- 102, 1988. Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (Salmo trutta L.): Effects of water level fluctuations versus interspecific competition.
- 103, 1988. Modum-prosjektet: Undersøkelse av fisk, bunndyr og driv i Snarumselva og Drammenselva, Buskerud fylke, i forbindelse med endret regulering.
- 104, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføringer til Napetjern kraftverk, Telemark fylke
- 105, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VII. Bunndyr og fisk i Sognsvannsbekken og Frognerelva.
- 106, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VIII. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva.
- 107, 1988. Langtidsutvikling av radiocesium i høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn.
- 108, 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann.
- 109, 1988. The biology and population dynamics of Gammarus lacustris in relation to the introduction of minnows, Phoxinus phoxinus, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake.
- 110, 1989. Overføring av Flisa til Osensjøen, Hedmark; Undersøkelser av konsekvenser for bunndyr og fisk.
- 111, 1989. Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland Fylke.
- 112, 1989. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. IV. Bunndyr og fisk i Mørradalsbekken.
- 113, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen, Rogaland.
- 114, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Otra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Venneslafjorden.
- 115, 1989. Bestandsstruktur hos ørret (Salmo trutta) i Eidisvatn, Færøyene.
- 116, 1989. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del XI. Bunndyr og fisk i Ljanselva 1987 og 1988.
- 117, 1989. Forsknings- og referansevasdrag. Metodikk for fysisk elvebeskrivelse og innsamling av biologiske habitatdata.
- 118, 1989. En vurdering av naturlig rekruttering ovenfor Sjurhaugfoss i Lårdalselva, Sogn og Fjordane.
- 119, 1990. En vurdering av storørretstammene i Hurdalssjøen og Vorm/Glomma i Akershus.
- 120, 1990. Vannbruksplanlegging: Fisk og bunndyr i Liervassdraget.
- 121, 1990. Fornyet konsesjon for Kongsfjord kraftverk. Vurdering av reguleringsvirkninger på laks, røye og ørretunger i Kongsfjordelva, Finnmark, og forslag til ny manøvrering.
- 122, 1990. Effekter på bunndyr og fisk ved en eventuell senking av Totak i Telemark.
- 123, 1990. Småmuslinger i norske vann og vassdrag lokaliteter og miljøforhold.
- 124, 1990. Bunndyrundersøkelser i forbindelse med kalking av innsjøer og tjern på Romeriksåsene.
- 125, 1991. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. II. Lengdefordeling, vekst, tetthet og habitatvalg hos laks og ørretunger.
- 126, 1991. Ørekyt i Lårdalselva, Sogn og Fjordane. Utbredelse og forslag til tiltak.

- 127, 1991. Bunndyr og plankton i de gruvepåvirkete
Visnesvatna på Karmøy, Rogaland.
- 128, 1991. Faunanen i elver og bekker innen Oslo
kommune. XI. Bunndyr og fisk i Loelva
1988 og 1989.
- 129, 1991. Hovedflyplass på Gardermoen:
En fiskeribiologisk konsekvensvurdering.
- 130, 1991. Ørekyt: En litteraturoversikt om økologi
og utbredelse i Norge.