

RAPPORT TIL DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER

Fisk og natur- kvalitet i vandløb

RAPPORT TIL DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER

Fisk og naturkvalitet i vandløb

RAPPORT UDARBEJDET FOR
Danmarks Miljøundersøgelser • Afdeling for Ferskvandsøkologi
Vejløvej 25
DK-8600 Silkeborg
Tlf. 89 20 14 00
Sagsbehandler: Jens Skriver

RAPPORT UDARBEJDET AF
WaterFrame
Hejnæsvej 4 • DK-8680 Ry
Tlf.: 87 88 30 90
Sagsbehandler: Christian Dieperink

Marts 2003

INDHOLDSFORTEGNELSE

0. Sammenfatning	3
1. Baggrund og formål	5
2. Indledning	6
<i>Fisk som biologiske indikatorer</i>	6
<i>Eksisterende fiskemonitering</i>	6
<i>Bonitering for ørred</i>	7
<i>Fiskevandsmålsætninger</i>	8
<i>Index of Biotic Integrity, IBI</i>	9
<i>Europæiske fiskeindex</i>	11
3. Ferskvandsfiskenes historiske udbredelse	13
<i>Indvandringshistorie</i>	13
<i>Det seneste århundrede</i>	14
<i>Almindeligste arter</i>	16
4. Referencetilstand	17
5. Typologi	19
<i>Store og små vandløb</i>	20
<i>Regionale forskelle</i>	20
<i>Artsantal</i>	21
<i>Ørredtæthed</i>	23
<i>Aldersfordeling af ørred</i>	24
<i>Vandløbstyper og referenceværdier</i>	25
6. Måleparametre	28
<i>Total antal fiskearter</i>	28
<i>Antal intolerante arter</i>	29
<i>Antal af benthiske arter</i>	29
<i>Antal af driftædende arter</i>	30
<i>% af individer der er omnivore</i>	30
<i>% af individer der er invertivore</i>	30

<i>% af individer der er piscivore</i>	31
<i>Antal ørredyngel pr. m vandløb</i>	32
<i>% årsyngel blandt ørred</i>	32
<i>% af individer der er lithophile gydere</i>	33
7. Kvalitetsklasser	34
<i>Høj tilstand</i>	34
<i>God tilstand</i>	34
<i>Moderat tilstand</i>	34
<i>Ringe tilstand</i>	35
<i>Dårlig tilstand</i>	35
<i>Omregninger</i>	35
8. Afprøvning af fiskeindekset	36
<i>Små vandløb</i>	36
<i>Mellemstore vandløb</i>	38
<i>Tidslig variation</i>	39
<i>Stærkt modificerede vandløb</i>	39
<i>Vurdering af fiskeindekset</i>	41
9. Metodevalg	42
<i>Intervaller</i>	42
<i>Valg af stationer</i>	42
<i>Befiskningen</i>	43
<i>Udstyret</i>	43
<i>Feltprocedurer</i>	44
<i>Ressourceforbrug</i>	44
10. Litteratur	45
Bilag 1	53
Bilag 2	54
Bilag 3	55

O

Sammenfatning

EU's nye vandmiljøplan, Vandrammedirektivet, foreskriver at den biologiske overvågning i fremtiden gennemføres med udgangspunkt i de organismer, der lever i vandet, dvs. vandplanter, smådyr og fisk. Organismer, der konstant lever i vandet, vil bedre end vandkemiske øjebliksmålinger kunne give et tidsligt integreret billede af vandets økologiske egnethed til at understøtte livsprocesser, og dermed at kunne tjene som potentielt drikkevand.

Til klassifikation af den økologiske tilstand vil fiskefaunaens sammensætning, tæthed og aldersstruktur fremover være et af de kvalitetselementer der skal overvåges i alle europæiske vandløb, søer og overgangsvande. Fisk er en organismegruppe der er forholdsvis længelevende, og en påvirkning af livsbetingelserne for fisk vil derfor ofte kunne måles flere år efter hændelsen er indtruffet. Samtidig er fisk så mobile, at deres fravær eller tilstedeværelse på en given lokalitet kan bære udsagn om livsbetingelserne indenfor et samlet vandområde. Formålet med indeværende rapport er at beskrive hvordan denne overvågning af fisk kan gennemføres i danske vandløb.

Indledningsvis beskrives hvilke metoder der hidtil i Danmark og i udlandet har været anvendt til at vurdere fiskesamfundets kvalitet. Derpå gennemgås de historiske optegnelser over danske fiskearters geografiske forekomst for at udpege de mest miljøfølsomme arter. Dernæst undersøges hvorvidt danske vandløb kan opdeles i typer på baggrund af fiskesamfundene, og den oprindeligt upåvirkede tilstand, referencetilstanden, beskrives for hver type. Danske vandløbs fiskefauna kan opdeles i 6 typer der defineres af to regioner (afgrænset af isens stilstandslinje), og tre størrelsesgrupper af vandløb (≤ 2 meters bredde; 2-8 meters bredde; ≥ 8 meters bredde). Fiskefaunaen i kildevandløb under én meters bredde bør ikke eller kun undtagelsesvist inddrages i bedømmelse af naturkvalitet, fordi disse vandløb fra naturens side kan være meget arts- og individfattige. Desuden mangler der at blive indsamlet fiskedata fra de større danske vandløb med bredder over 8 m, så disse kan kvalitetsbedømmes ligesom de små og mellemstore vandløb. Dybe (>1 m) vandløbslokaliteter dækkes ikke af noget nuværende monitoringsprogram. Kun hjemmehørende og naturligt reproducerende fisk, forelås medtages i vurderingen af fiskesamfundets tilstand.

Der kendes fra udlandet metoder, som med baggrund i undersøgelser af vandløbs fiskediversitet, forekomst, tæthed og fordeling på alder, fødeindtag og habitatkrav, kan estimere den økologiske kvalitetstilstand. Den grundlæggende metode til vurdering af vandløbs kvalitet, Index of Biotic Integrity (IBI), blev oprindeligt udviklet for nordamerikanske vandløb (Karr 1981), men er siden med stor succes blevet tilpasset og anvendt også i Europa, heriblandt i Sverige, Belgien, Frankrig, Litauen og nu Danmark. Det foreslåede danske fiskeindeks bygger på erfaringerne fra IBI og anvender 12 forskellige måleparametre hvis score tilsammen gradueres i 5 tilstandsklasser, fra dårlig til høj økologisk tilstand.

Afslutningsvis gennemgås kravene til stationsvalg, befiskningsmetodik, og udstyr med henblik på at sikre indsamlingen af egnede data til brug for det endelige danske overvågnings- og klassifikationssystem. Med hensyn til indsamlingsprocedurer i felten er der ved at blive lagt sidste hånd på de kommende europæiske standarder for fiskeindsamling i såvel store som små vandløb. Det anbefales at der opstilles nye feltprocedurer for indsamling af fisk fra vandløb, for at opnå at alle arter registreres i forhold til deres relative tilstedeværelse. De nuværende befiskningsprocedurer er ikke tilstrækkelige til at sikre at der indsamles et tilstrækkeligt stort antal individer fra alle stationer.

Det anbefales at der gøres en indsats for at belyse fiskesamfundene i de største danske vandløb. Typeinddelingens relevans skal checkes for vandløb med bredder over 8 m.

Vandløb med naturligt ringe faldforhold og manglende grusforekomster kan vise sig at falde udenfor de opstillede referenceværdier, og det må anbefales at emnet analyseres nøjere med henblik på enten at redefinere de eksisterende referenceværdier eller opstille en lav-gradient vandløbstype med egen referencetilstand.



Baggrund og formål

Beskyttelse af vandressourcer har høj prioritet i både dansk og europæisk lovgivning. Vandrammedirektivet¹ er EU's nye vandmiljøplan, som skal sikre rent drikkevand for de kommende generationer. I denne plan indgår bl.a. overvågning af fiskefaunaens sammensætning, tæthed og aldersstruktur til vurdering af økologisk tilstand i alt fersk overfladevand. Opgaven med at opstille et system til overvågning af vandkvaliteten er lagt ud til de nationale myndigheder.

Vandrammedirektivet (herefter benævnt VRD) sigter mod at klassificere alle akvatiske miljøer med udgangspunkt i deres oprindeligt naturlige tilstand, den såkaldte referencetilstand. Der skal for alle områder af Europa opstilles kategorier af de naturligt forskellige vandområder (typologien) som individuelt skal beskrives ud fra deres naturlige tilstand og funktion, hvis de var ladet uforstyrret fra menneskelig påvirkning. Dette giver selvfølgelig anledning til at spørge: hvornår var ”oprindeligt”? Men der er ikke kun tale om at gå X antal år tilbage for at definere en given miljøtilstand som ”oprindeligt”. Det er i lige så høj grad et spørgsmål om at beskrive miljøets tilstand i dag hvis det var upåvirket af mennesker. Det er en vanskelig opgave, for ligesom der ikke eksisterer mange oplysninger om vandmiljøets nøjagtige tilstand for flere hundrede eller måske tusinde år siden, er titusinder års evolutionære tilpasninger mellem mennesker og deres omgivelser ikke noget man bare kan forestille sig ikke var hændt. En måde at belyse problemstillingen på er ved at analysere gradienter af menneskelige påvirkninger, som vi kender dem i dag, sammenholde dem med målinger i miljøet, og derpå forsøge at ekstrapolere tilbage mod en ”naturlig baggrundstilstand”.

Formålet med denne rapport er at beskrive hvordan fiskesamfundet afspejler den økologiske kvalitet i vandløbet. Analysen vil omfatte en opdeling af danske vandløb i typer med forskellig naturlig baggrundstilstand, en beskrivelse referencetilstanden i det danske system af vandløbstyper, og forslag til danske indikatorer og måleparametre, som baserer sig på fiskesamfundet.

¹ Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger

2

Indledning

Fiske som biologiske indikatorer

Vandkvalitet kan måles med fysiske og kemiske målinger, men specielt i vandløb er sådanne vandprøver øjebliksbilleder af påvirkninger, der i teorien kan variere ubegrænset i tidsrummet imellem prøvetagningerne. Derfor benytter man i dag i højere grad biologiske indikatorer for vandets kvalitet. Fordi de konstant lever i vandet afspejler samfundene af dyr og planter med deres antal, bestandsstruktur og artssammensætning bedre vandets biologiske kvalitet. Makrofytter, invertebrater og fisk besidder alle egenskaber der gør dem egnede som kvalitetselementer i forbindelse med miljøovervågning.

Fisk integrerer rumlige og tidlige aspekter over en bred trofisk skala. Fisk er repræsenteret på stort set alle niveauer i fødenettet (omnivore, planktivore, herbivore, invertivore, piscivore), og fordi fisk er forholdsvis længe-levende og ofte bevæger sig vidt omkring, integrerer de miljøforholdene over større tidsrum og over større områder end makrofytter og invertebrater (Karr et al. 1986). Derfor vil et fiskeindeks kunne supplere med ny information som ikke kan opfanges af hverken fysiske, hydrologiske eller kemiske målinger, eller af overvågning af makrofytter og invertebrater.

Fiskesamfundet ændrer struktur i takt med at den økologiske kvalitet ændres, f.eks. som følge af menneskelige forstyrrelser. De overordnede faktorer der bestemmer miljøkvaliteten i vandløb er kemi, hydrologi, energi, biotiske faktorer og habitatstruktur (Karr et al. 1998). Men spørgsmålet er med hvilken detaljeringsgrad fiskesamfund afspejler menneskeskabte miljøpåvirkninger. Hvor følsomme er fiskesamfundene overfor forstyrrelser, og kan de forskellige påvirkningers effekt skelnes?

Eksisterende fiskemonitering

I Danmark er der to offentlige instanser der rutinemæssigt indsamler data om fiskebestande i vandløb; amterne og Danmarks Fiskeriundersøgelser.

Amterne udfører, som led i deres interne almindelige miljøtilsyn, rutinemæssige undersøgelser af vandløbenes fiskebestande. Monitoringen er amterne indbyrdes ikke standardiseret mht. til tidspunkt på året, udstyr eller indsamlingsmetodik, og derfor er disse data ikke anvendt i denne sammenhæng. Fiskeundersøgelser i vandløb er en del af det nationale overvågningsprogram for vandmiljøet (NOVA), og her indsamler amterne på standardiseret måde data fra ca. 80 stationer fra mindre vandløb (< 3 m's bredde). Data fra NOVA-programmet rapporteres til Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), der forestår den videre behandling. NOVA-data er for enkelte stationer anvendt til afprøvning og verifikation af et dansk fiskeindeks.

Hvert efterår foretager Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU) elbefiskninger i de potentielt ørredførende vandløb. Der er mange tusinde stationer og derfor et replikationsinterval på 6-9 år. Data fra disse undersøgelser er af DFU udlånt til opstilling og kalibrering af et dansk fiskeindeks for vandløb.

Bonitering for ørred

Mange danske vandløb har ikke den grusbund som er nødvendig for at ørreder kan gyde og reproducere sig naturligt. Via klækning på dambrug hjælper DFU ørrederne over den mest kritiske inkubationsperiode. Udsætningerne foretages efter en vurdering af lokaliteternes egnethed og efter en elektrobefiskning der viser den aktuelle tæthed af ørred. Da formålet med DFU's monitorering er at foretage supplerende udsætninger af ørred hvor der skønnes behov, er der opbygget et system hvor hver vandløbslokalitet bedømmes ud fra dens vurderede bærekapacitet (en habitats evne til at understøtte biologisk produktion) for ørred af forskellige aldersgrupper (Mortensen & Geertz-Hansen 1996).

DFU's boniteringssystem er opdelt i 6 klasser (klasse 0-5) efter hvor mange ørred der forventes at kunne leve på den pågældende lokalitet. Yderpunkterne 0 og 5 betegner den for ørred uegnede eller optimale lokalitet, henholdsvis. Hvilken aldersgruppe af ørred der kan forventet på en lokalitet, afgøres af den gennemsnitlig vanddybde, idet små ørreder foretrækker lavt vand og større ørred dybere vand (tabel 1).

Tabel **Fejl! Ukendt argument for parameter..** Ørreders foretrukne vanddybde øges med stigende alder og størrelse. Efter Mortensen og Geertz-Hansen (1996).

	Fiskelængde efteråret	i Foretrukne vanddybde
½-års ørred	6 - 8 cm	10 – 15 cm
1½-års ørred	10 – 15 cm	15 – 40 cm
Ældre ørred	Over 17 cm	Over 40 cm

Boniteringssystemet er et redskab for at kunne øge vandløbets biomassetilvækst af ørred via udsætning, og er derfor en slags areal-baseret produktionsmodel, hvor ørredernes tæthed angives som antal individer pr. 100 m² vandløbsbund.

Udsætninger af ørred vanskeliggør imidlertid mulighederne for at vurdere vandløbenes tilstand som gyde- og opvækstområde for ørred. På grund af ørredudsætninger er der mange danske vandløb hvor man ikke finder en naturlig tæthed og aldersspredning. Andelen af udsatte fisk er ukendt, og så længe man fortsætter med at udsætte ørred i alle aldersgrupper vil det være vanskeligt at anvende den samlede ørredtæthed som mål for vandløbets økologiske tilstand. DFU løser selv dette problem ved ikke at udsætte ørreder i vandløbene de år hvor der foretages monitoring. Men ørreder fra tidligere års udsætninger vil kunne være tilstede og påvirke fangsterne, og yngelfangsterne tillægges derfor størst værdi som økologisk indikator. Det mest direkte udtryk for en lokalitets evne til at understøtte hele ørredens livscyklus, er mængden af naturligt produceret yngel der har overlevet både inkubationen i grusbunden og de første måneder som fritsvømmende fisk.

Mængden af naturligt produceret yngel kan sammenlignes ud fra antal årsyngel pr. 100 m² vandløbsbund, men store (brede) og små (smalle) gydevandløb har med dette mål systematisk uensartede tætheder om efteråret. De største tætheder (som antal pr 100 m²) af yngel findes i de små vandløb. Tætheden af årsyngel i små og store vandløb sammenlignes bedre ved opgørelse som antal årsyngel pr meter vandløbsbred (Nielsen 1997). Det er mængden af egnet bredareal der i ørredens første livsstadier er afgørende for hvor mange individer der kan overleve på en lokalitet. Da boniteringssystemets måleenhed ikke er tilpasset de naturgivne forskelle imellem vandløbslokaliteter af forskellig størrelse, kan det ikke uden justering anvendes i sammenhæng med vandrammedirektivet. Samtidig er boniteringssystemet ikke tilpasset de regionale forskelle i vandløbenes naturlige ørredproduktivitet (se afsnit om typologi og referencetilstand).

Fiskevandsmålsætninger

At anvende fisk i miljøovervågning er således ikke noget nyt, men har i Danmark længe været anvendt i forbindelse med målsætninger for vandløbene. Fiskevandsmålsætningerne har i de forskellige amter været udmøntet i konkrete krav til vandløbenes fiskebestande. Specielt har der været lagt vægt på antallet af ørred og på antallet af fiskearter, f.eks. i Vejle amt (tabel 2).

Tabel **Fejl! Ukendt argument for parameter..** Vejle Amts minimumskrav til fiskebestandene i fiskevandsmålsatte vandløb der er mindst én meter brede. Tre- og ni-pigget hundestejle medregnes ikke.

Krav til fiskebestand	A	B1	B2	B3
Antal ørreder pr. m. vandløb	1,5	1,0	0,25	-
Antal fiskearter (inklusive bæklampret og flodkrebs)	-	-	2	2

I Vejle amts klassifikationssystem indgår ikke fiskesamfund fra de mindste vandløb, der fra naturens side kan være fisketomme selvom de i øvrigt indeholder et godt og alsidigt samfund af smådyr. Samtidig er der set bort fra de mest forurenings- og forstyrrelses-tolerante fiskearter. Ved at opgøre ørredtætheden som antal individer per løbende meter vandløb opnår man at bestandstætheder i smalle og brede vandløb bedre kan sammenlignes (Nielsen 1997).

Muligheden for at genanvende fiskevandmålsætningerne i forbindelse med vandrammedirektivet falder derfor lige for, og vil derfor blive gennemgået i det følgende.

EU har i fiskevandsdirektivet² defineret to ”typer” af vande, nemlig:

- Laksefiskvande (vande, hvori der lever eller vil kunne leve fisk, der tilhører arter såsom laks (*Salmo salar*), ørred (*Salmo trutta*), stalling (*Thymallus thymallus*) og helt (*Coregonus* sp.));
- Karpefiskvande (vande, hvori der lever eller vil kunne leve fisk af karpefamilien (*Cyprinidae* eller af arter såsom gedde (*Esox lucius*), aborre (*Perca fluviatilis*) og ål (*Anguilla anguilla*)).

Disse to ”typer” af ferskvande er i Danmark blevet anvendt til fiskevandmålsætninger, dvs. B₁, B₂, og B₃ vandløb, afhængigt af om vandløbet skal kunne anvendes som gyde- og yngelopvækstområde for ørred og laksefisk (B₁), som opvækst – og opholdsområde for ørred og andre laksefisk (B₂), eller som opholds- og opvækstområde for ål, aborre, gedde og karpefisk (B₃). I vejledningen (Miljøstyrelsen 1983) træffes valget mellem de tre fiskevandmålsætninger på grundlag af det eksisterende fiskesamfund og de fysiske forhold i vandløbet, især vanddybde og strømhastighed. Målsætningen som karpefiskevand (B₃) anbefales især anvendt for vandløbenes langsomt flydende strækninger; ”bl.a. kanaler m.v., der er skabt i forbindelse med landvinding og reguleringsarbejde” (Miljøstyrelsen, 1983). Denne type vandløb vil med vandrammedirektivet tilhøre kategorien ”stærkt modificeret”, og vil derfor ikke skulle henføres til en naturlig referencetilstand. Hvis der i Danmark findes vandløb og vandløbsstrækninger, som i deres oprindelige naturtilstand ikke ville kunne understøtte en naturlig bestand af laksefisk, så er det formodentlig især på grund af ringe naturlige faldforhold, f.eks. i moseområder. Denne type vandløb er ikke særlig udbredt i Danmark, hvorimod den er almindelig i f.eks. Litauen. Men da ”karpefiskvande” efter fiskevandsdirektivets definition således ikke er en udbredt, naturgiven vandløbstype i Danmark, vil det ikke hensigtsmæssigt at genbruge fiskevandsdirektivets definitioner på karpefiskevand og laksefiskevand som grundlag for en typeopdeling af vandløbenes fiskesamfund.

² Rådets direktiv (78/659/EØF af 18. juli 1978) om kvaliteten af ferskvand der kræver beskyttelse eller forbedring for at være egnet til at fisk kan leve deri.

Fra udlandet kendes andre klassifikationssystemer, der ligeledes udnytter at fiskesamfund afspejler kvaliteten af og nicherigdommen i deres habitat. De fleste bygger på det oprindeligt nordamerikanske Index of Biotic Integrity, eller IBI (Karr 1981), der er et multimetrisk system, hvor vandløbets tilstand bedømmes ud fra et antal måleparametre (såkaldte *metrics*).

De grundlæggende ideer i IBI-indekset er, at fiskesamfundet undergår en række karakteristiske ændringer når vandløbets økologiske kvalitet nedbrydes. Fausch et al. (1990) har givet nogle eksempler på hvad disse ændringer kunne være:

- Reduktion i antallet af oprindelige arter, antallet af specifikke taxa, og antallet af arter i specielle niches.
- Reduktion i antallet af intolerante arter.
- Forøgelse af andel individer der tilhører en tolerant art.
- Reduktion i andelen af trofiske specialister (f.eks. toppredatorer).
- Forøgelse af andel trofiske generalister, specielt omnivorer.
- Generel reduktion i fisketæthed.
- Forøgelse i prevalens af eksternt synlige sygdomme, parasitter, og morfologiske anomalier.
- Forøgelse af andel individer der tilhører introducerede arter.

Disse ændringer er i IBI kvantificeret i 12 *metrics* (måleparametre) som scores i et pointsystem hvis samlede score er indekssværdien. Indekssværdien er derefter inddelt i 5 tilstandsklasser, fra meget dårlig til udmærket tilstand (Karr 1981).

De 12 *metrics* er inddelt i tre overordnede grupper (Karr 1981; Karr et al. 1986): 1) Artssammensætning; 2) Trofisk sammensætning, og 3) Abundans og kondition. På denne måde integrerer IBI forskellige kvalitetselementer på tværs af fiskesamfund, populationer og individer.

Imidlertid er referencetilstand ikke en konstant absolut størrelse, men kan variere mellem økoregioner (zoogeografisk zonerings), typer af vandløb (f.eks. bjergvandløb, lavlandsvandløb), og variere med lokaliteternes placering i vandsystemet (afstand til sø/hav/større delvandsystem). Derfor er det afgørende først at opdele vandløb på økoregioner og på relevante typologier, inden det er muligt at give en fyldestgørende karakteristik af et fiskesamfund i referencetilstand for en given lokalitet.

Hvis der ikke er uforstyrrede vandløb der kan anvendes som referencelokaliteter kan man i stedet vælge at anvende mindst-påvirkede vandløbslokaliteter til at estimere hvordan de enkelte måleparametre i et oprindeligt uforstyrret vandløb har set ud (Fausch et al 1984).

En vigtig senere tilføjelse til IBI er hvordan den upåvirkede referencetilstand kan defineres og tilpasses regionale forskelle. Flere af de foreslåede måleparametre afhænger af vandløbets størrelse (målt som f.eks. vandløbsorden) og zoogeografi (f.eks. artsrigdom). Fausch *et al.* (1984) foreslog at anvende 95 % fraktilen af hver af de fundne måleparametre som grænse for definitionen af referencetilstanden. De enkelte måleparametres scores reguleres i henhold til disse 95 % fraktiler. Selv i forholdsvis degraderede systemer er der ofte enkelte lokaliteter som kan kaldes ”mindst-påvirkede” og hvis fiskesamfund på én eller flere måleparametre afspejler den nærmest upåvirkede tilstand (Fausch *et al.* 1984).

IBI kvantificerer altså vandløbets kvalitet ved graden af afvigelse fra referencetilstanden. Hertil anvendes et pointsystem, således at jo bedre miljøkvalitet, desto højere score gives for den pågældende biologiske måleparameter. Det nordamerikanske IBI omfatter 12 måleparametre som hver bidrager med en score af 1, 3 eller 5 point til en samlet score på 12 - 60 point.

IBI-indekset blev oprindeligt udviklet for nordamerikanske vandløb, der har en langt højere artsrigdom end danske vandløb. Derfor må et dansk fiskeindeks tilpasses det lavere artsantal, mindre oplandsstørrelser, kortere afstand til havet mm., som karakteriserer danske vandløb.

Europæiske fiskeindex

I Europa har IBI dannet basis for flere nationalt tilpassede udgaver. Oberdorff og Hughes (1992) anvendte en modificeret udgave af IBI i Seinen, og siden er lokalt tilpassede fiskeindex afprøvet i Meuse floden i Belgien (Didier & Kestemont, 1996), i svenske vandløb (Appelberg *et al.* 1999), i Flanderen (Belpaire *et al.* 2000), i Litauen (Kesminas & Virbickas 2000), og i Schweiz (Schager & Peter 2002). De europæiske systemer bygger alle på fiskesamfundenes overordnede artssammensætning, trofiske sammensætning, og fiskenes sundhedstilstand, men der er betydelige forskelle i den underliggende typologi, hvilke måleparametre der er valgt, i antallet af måleparametre og hvordan måleparametrene er scoret og udmøntet i kvalitetsklasser.

Et flertal af de gennemførte europæiske IBI'er anvender vandløbenes størrelse som grundlag for en typeopdeling. Men hvor man i Litauen har valgt at anvende vandløbets længde (fra udspring) som grundlag for en størrelsesinddeling (Kesminas & Virbickas 2000), anvender man i Belgien Huet's (1959) vandløbszoner i bl.a. barbe- og brasen-regioner, baseret på vandløbets hældning og dominerende fiskearter (Belpaire *et al.* 2000). Oplandsarealet anvendes af Oberdorff & Hughes (1992), af Didier & Kestemont (1996) og af Kestemont *et al.* (2000).

Antallet af måleparametre i de hidtil rapporterede europæiske IBI varierer fra 6 (Schager & Peter 2002), 7 (Appelberg *et al.* 1999), 8 (Belpaire *et al.* 2000), 9 (Kesminas & Virbickas 2000) til 12 (Oberdorff & Hughes 1992; Kestemont *et al.* 2000) og 13 (Didier & Kestemont 1996).

Antallet af arter, tilstedeværelsen af intolerante arter, andelen af omnivore fisk, reproduktion af indikatorarter, og tæthed af ørred er anvendt som måleparametre i flere af de europæiske IBI-versioner.

Scorene fra måleparametrene er i de fleste europæiske IBI-tilpasninger givet samme vægtning (Oberdorff & Hughes 1992; Didier & Kestemont 1996; Appelberg *et al.* 1999; Belpaire *et al.* 2000; Kestemont *et al.* 2000), men Kesminas & Virbickas (2000) og Schager & Peter (2002) har valgt at differentiere mellem den vægt hvori de enkelte måleparametre bidrager til den samlede indekssværdi og tilstandsklassifikation.

Multivariate metoder

En anden model som med gode resultater er anvendt i Storbritannien, er at udvælge et antal referencelokaliteter (så mange som muligt) og undersøge deres fysiske, kemiske og biologiske miljøvariabler på en standardiseret måde. Derefter analyseres referencelokaliteternes miljøvariabler med således at man får et billede af hvilke naturlige grupperinger (vandløbstyper og f.eks. taxa af invertebrater) der med størst hyppighed findes. Fordelene ved dette system er at det er muligt at bedømme den enkelte lokalitets fiskefauna uden først at have defineret en bestemt typologi som vandløbene grupperes og måles efter. Ulemperne ved denne model er primært, at den baserer sig på en statistisk beskrivelse af referenceværdier som ikke let kan visualiseres. Metodens krav om et stationsnet af upåvirkede referencestationer, er det endnu i 2003 ikke muligt at efterleve i Danmark.

3

Ferskvandsfiskenes historiske udbredelse

Indvandringshistorie

En lokalitets økologiske tilstand kobles ofte sammen med antallet af arter. Som hovedregel mindskes antallet af arter i takt med at habitater nedbrydes. Derfor bygger de fleste biologiske målemetoder for økologisk tilstand på et mål for den ”oprindelige” artsrigdom, der sammenlignes med den nuværende.

Af Europas i alt ca. 110 arter af ferskvandsfisk lever i Danmark ca. 40 oprindeligt hjemmehørende arter. Den europæiske fauna af ferskvandsfisk er forholdsvis artsfattig i sammenligning med f.eks. Nordamerika, hvilket kan skyldes dårligere muligheder for rekolonisering i den postglaciale varmeperiode. Efter ti tusind år er der en del fiskearter der endnu ikke er vendt tilbage. Samtidig har de forholdsvis små og korte danske vandløb ikke gjort det nemmere for nye arter at sprede sig. Mange arter har specialiseret sig til et liv i sommervarmt, stillestående vand, og vil ikke kunne etablere bestande i små og kolde vandløb. Forholdsvis få arter af ferskvandsfisk er i stand til at passere gennem havvand fra ét vandløb til et andet. Ændringer i havvandstanden kan også have haft en negativ effekt på genkoloniseringen af de danske vandløb, et forhold der eksempelvis har haft betydning for den forholdsvis lave artsdiversitet nord for Limfjorden.

Fiskenes genindvandring siden istiden er tilsyneladende overordnet foregået ad to forskellige korridorer. Ferskvandsfiskene var under sidste istid fortrængt langt mod syd og sydøst i Europa. Da isen trak sig tilbage fra Danmark genindvandrede fiskene ad to ruter: dels via de syd- og sydøstlige tilløb til en stor ferskvandssø hvor Østersøen ligger i dag og dels via nordpå rindende floder fra det centrale Vesteuropa (Larsen 1980). Denne genindvandringsteori finder støtte i at der for nogle fiskearter kan iagttages vidt forskellige nuværende (og historiske) udbredelsesområder. Til de vestlige indvandrere hører stalling, strømskalle, finnestribet ferskvandsulk, dyndsmerling og snæbel, mens de østlige indvandrere er hvidfinnet ferskvandsulk, regnløje, rimte, pigsmertling og muligvis malle (Larsen 1980). De vestligt indvandrede arter findes overvejende i Vestjylland, og kan være medvirkende til at vandløbsfisk i dette område udpeges som en særlig type (se afsnit om typologi).

Det oprindelige zoogeografiske fordelingsmønster er i løbet af de seneste århundreder blevet vanskeligere at genkende fordi arterne er blevet flyttet en del omkring indenfor landet. Dette omfatter f.eks. ørred, helt, regnløje, stalling, og finnestribet ferskvandsulk. Samtidig har de indirekte menneskelige påvirkninger været betydelige. Siden omkring 1900 har fiskeri, forurening og habitatødelæggelser medført at arterne hvidfinnet ferskvandsulk, malle og stør er uddøde, mens majsild og stavsild kun sporadisk rapporteres fra kysterne. Samtidig har dog udsætninger og udslip fra dambrug tilført nye fiskearter; bitterling, fjeldørred, græskarpe, kildeørred, lille hundefisk, regnbueørred og sandart.

Det geografiske fordelingsmønster af danske ferskvandsfisk blev første gang grundigt beskrevet omkring år 1900 (Otterstrøm 1912, 1914, 1917). Det er derfor nærliggende at søge en zoogeografisk status i dette materiale, men man skal være opmærksom på at der har været sket omflytninger af fisk længe inden år 1900. For eksempel vidner karpens betydelige udbredelse i Danmark om en meget stor omflytningsaktivitet tilbage i middelalderen. En måske endnu ældre omflytnings- og udsætningsaktivitet gælder karussen, der ligesom karpens kan findes overalt i landet, selv på de små øer i Kattegat.

Fiskenes zoogeografiske spredning er stor, og det maksimale artsantal vil derfor kunne variere imellem regionerne (tabel 3).

Tabel 3. Antal arter af ferskvandsfisk i danske amter.

	SØN	RIB	VEJ	RIN	ÅRH	VIB	NOR	FYN	BOR	VES	STO	ROS	FRE	KØB
Antal arter i dag	33	32	32	33	32	31	24	27	12	27	23	21	23	22
Ændring siden 1900	7	4	4	5	5	2	3	3	-3	3	1	-2	1	2

Den største artsrigdom findes i de jyske amter syd for Limfjorden. På øerne og Bornholm er der færre fiskearter, og det var tilsyneladende også det generelle billede omkring år 1900. Overordnet er der kommet flere arter til i løbet af det seneste 100 år, men i Jylland har tilgangen af nye arter været større end i Østdanmark (tabel 3).

Enkelte fiskearter har ændret deres udbredelse betydeligt (tabel 4). Flodlampret og knude er de to arter der er gået mest tilbage i Danmark. Flodlampretten er afhængig af gode passageforhold fra havet og tilstedeværelse af egnet groft gydesubstrat (grus) i vandløbene, og knuden er en art der også generelt i Skandinavien er gået tilbage i det seneste århundrede (Malmquist et al. 2000). Arter indenfor de mere primitive fiskefamilier (lampretter, stører, laksefisk, ålefisk, sildefisk) er typisk blandt de intolerante arter, og er ofte de første der påvirkes efter menneskelige forstyrrelser (Oberdorff & Hughes 1992).

Regnløje, løje, smerling og grundling er de oprindelige arter der har haft størst spredning (tabel 4). Særlig smerlingens spredning fra Kolding Å til Århus amt og til Fyns amt kan undre, da den er uden rekreativ værdi og vanskeligt kan være spredt naturligt fordi den dårligt tåler saltvand. Regnløje, løje og grundling er i en

række tilfælde med sikkerhed blevet spredt via deres anvendelse til agnfisk. Ikke overraskende er der blandt de introducerede fiskearter sket størst spredning af arter der udnyttes til rekreativt fiskeri (sandart, regnbueørred, kildeørred og græskarpe).

Tabel 4. Fiskearter med øget/reduceret udbredelse i perioden fra ca. 1900 til 2000

Dansk navn	Latinsk navn	Forskydning (antal amter)
Flodlampret	<i>Lampetra fluviatilis</i>	-5
Knude (ferskvandskvabbe)	<i>Lota lota</i>	-4
Heltling	<i>Coregonus albula</i>	-3
Brasen	<i>Abramis brama</i>	-2
Smelt	<i>Osmerus eperlanus</i>	-2
Elritse	<i>Phoxinus phoxinus</i>	-1
Flire	<i>Blicca björkna</i>	-1
Skrubbe	<i>Platichthys flesus</i>	-1
Bitterling	<i>Rhodeus sericeus</i>	1
Bæklampret	<i>Lampetra planeri</i>	1
Finnestribet ferskvandsulk	<i>Cottus poecilopus</i>	1
Fjeldørred	<i>Salvelinus alpinus</i>	1
Helt	<i>Coregonus lavaretus</i>	1
Lille hundefisk	<i>Umbra pygmaea</i>	1
Strømskalle	<i>Leuciscus leuciscus</i>	1
Suder	<i>Tinca tinca</i>	1
Sølvkaruds	<i>Carassius auratus</i>	1
Laks	<i>Salmo salar</i>	2
Rimte	<i>Idus idus</i>	2
Stalling	<i>Thymallus thymallus</i>	2
Stavsild	<i>Alosa fallax</i>	2
Grundling	<i>Gobio gobio</i>	3
Græskarpe	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	3
Smerling	<i>Noemacheilus barbatulus</i>	3
Kildeørred	<i>Salvelinus fontinalis</i>	5
Løje	<i>Alburnus alburnus</i>	5
Regnløje	<i>Leucaspis delineatus</i>	7
Sandart	<i>Stizostedion lucioperca</i>	10
Regnbueørred	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	11

Almindeligste arter

Otterstrøms (1912, 1914, 1917) beskrivelse af fiskenes udbredelse er meget fuldstændig, og det er derfor muligt at foretage en detaljeret optegnelse af danske fiskearters forekomst omkring år 1900 (bilag 1), og i dag (bilag 2). Otterstrøms undersøgelser er i det følgende benyttet som retningsgivende for hvilke hjemmehørende fiskearter, der vil kunne betegnes som ”naturligt landsdækkende udbredte”, og hvilke der er gået mest tilbage gennem de seneste hundrede år.

Fra danske ferskvandsområder kendes i dag knap 50 arter af fisk og lampretter. Heraf er flere udsatte og deres tilstedeværelse kan ikke betegnes som naturlig.

Der er stor geografisk spredning på arternes udbredelse. Kun 12 fiskearter findes udbredt overalt, i den forstand at de for ca. 90 år siden (Otterstrøm 1912; 1914; 1917) blev fundet i alle amter. Nøglearterne er aborre, brasen, gedde, karpe, karusse, knude, nipigget hundestejle, skalle, skrubbe, trepigget hundestejle, ørred og ål. Heraf er skrubben en saltvandsfisk, der ikke behøver ferskvand og kun lejlighedsvis trækker op i ferskvand for at finde føde, mens karpn er en udsat art. Herudover er der et halvt dusin andre arter, som ikke var udbredt i alle amter, men som med deres hyppige forekomst i vandløb vil kunne supplere. Disse arter er bæklampret, elritse, flodlampret, hork, rudskalle, smelt og suder. Det er med basis i disse 10-20 almindeligste arters biologi at der i de følgende kapitler beskrives generaliserede typer af fiskesamfund og defineres referencetilstand og egnede miljøfølsomme variabler.

4

Referencetilstand

En beskrivelse af den naturlige baggrundstilstand udgør grundlaget for at kunne foretage en økologisk kvalitetsvurdering som krævet i VRD. Derfor er referencetilstanden meget afgørende. Menneskelig påvirkning af en vandløbslokalitet konstateres og bedømmes ofte ved afvigelser fra de fysiske, kemiske og biologiske forhold der findes på en ”kontrol-lokalitet” uden påvirkning, dvs. en referencelokalitet. Der er imidlertid problemer med at definere referencetilstand ud fra enkeltlokaliteter, først og fremmest af statistisk art, men også fordi referencelokaliteten kan være påvirket af samme ukendte påvirkning som mere massivt påvirkede lokaliteter, f.eks. sur nedbør. Derfor bør der så vidt muligt opbygges et referencenetværk af lokaliteter, som kan beskrive den naturlige variation i de udvalgte måleparametre imellem referencelokaliteterne.

De ideelle referencelokaliteter vil være fysisk uforstyrrede, med et slynget forløb (mæandrerende), have en udbredt riparisk (bred-) vegetation, stor substratdiversitet, varierende dybdeforhold, et naturligt vandføringsmønster (hydrograf), en repræsentativ og divers artssammensætning af naturligt forekommende arter, og minimal menneskelig påvirkning.

Ved udspringet af et idealiseret referencevandløb vil fiskesamfundet være forholdsvist arts- og individfattigt, domineret af 0-årige ørred, tre- og ni-pigget hundestejle, ål og bæklampret. Der kan findes naturlige kildeområder hvor der ingen eller næsten ingen ørred er, både på grund af manglende egnet gydesubstrat og på grund af stort okkerindhold. Allerede ved en bredde af 1-2 m vil der være selvreproducerende ørredbestande i de fleste vandløb, og her vil man forvente en alders- og størrelsesfordeling med flest 0-årige ørred (typisk under 10 cm lange), og enkelte større og ældre fisk i de dybere høller. Ved en bredde af 2 meter kommer der gradvist flere arter, typisk elritse, grundling, knude (ferskvandskvabbe), skalle, gedde og aborre, men ørred og de øvrige arter fra de mindste vandløb vil også fortsat findes i de lidt større vandløb. Når bredden kommer over 6-8 meter vil fiskesamfundet igen begynde at skifte, idet de mest strømkrævende og stenbundskrævende arter vil blive erstattet af især arter af karpefisk. Der mangler dog en grundig analyse af fiskesamfundene i disse ikke-vadbare danske vandløb hvor elfiskeri kun kan foretages fra bredden eller fra båd.

Det vil være karakteristisk for et referencevandløb at der vil være naturlige stryghøl sekvenser i hele vandløbets længde, og det medfører at der i kort afstand fra udspringet vil kunne findes dybere høller (0,3-0,7 m dybe), hvor der kan leve både

større ørred, og rovfisk som f.eks. gedder. Tilsvarende vil naturlige stryg-høl sekvenser i de nedre dele af de danske vandløb (med bredder over ca. 8 m) medføre at der enkelte steder kan være stryg med egnede gydeforhold for ørred, og dermed ørredyngel.

De praktiske muligheder for at finde menneskeligt upåvirkede vandløbslokaliteter er i et intensivt opdyrket landbrugsland som Danmark, stærkt begrænsede. Uden mennesker ville landet være dækket af skov, hvilket i princippet burde indebære, at kun skovvandløb kunne opnå betegnelsen ”referencevandløb”. Uden mennesker ville der formodentlig også være et par fiskearter (ferskvandsulk, stør og måske malle) ekstra tilstede i dag. At inkludere disse arter i definitionen på et upåvirket vandløbs fiskefauna ville dog medføre at man kun ved at genudsætte arten eller ved at væbne sig med geologisk tålmodighed kunne opnå den optimale økologiske kvalitet. Men da mange fiskearter evolutionært har tilpasset sig genetisk til de vandløb de lever i, er man strengt taget ikke i stand til at genskabe en ”uforstyrret og oprindelig tilstand” hvis en art først er uddød.

I nogle områder vil der ikke kunne findes upåvirkede referenceforhold. I stedet kan der måske anvendes data fra tilsvarende type-specifikke vandløb i nærliggende geografiske områder. Østersøregionen kunne for Danmarks tilfælde være et område hvorfra der kunne hentes supplerende oplysninger om referencetilstande. Hvis ingen sådanne lokaliteter forefindes, må man forlade sig på empiriske modeller, historiske data eller på bedste skøn.

5

Typologi

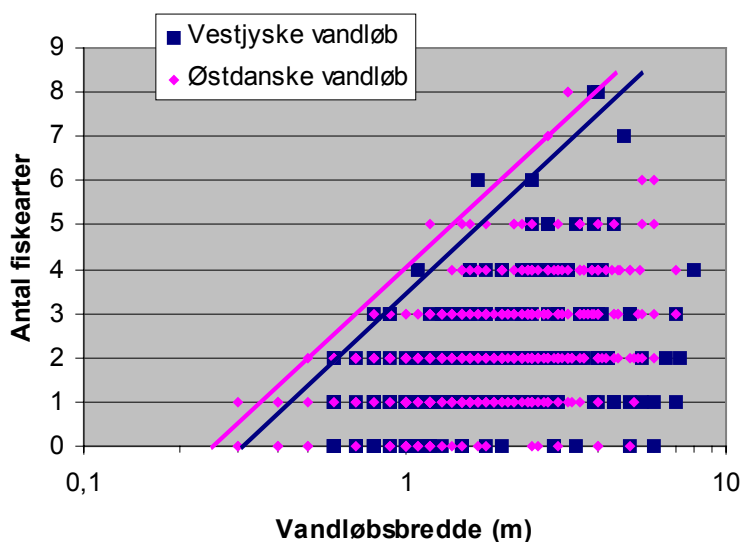
De naturgivne livsbetingelser kan selv i nabovandløb være forskellige. Naturlige forskelle har stor betydning når man forsøger at kvantificere den menneskelige påvirkning ud fra afvigelser fra den ”upåvirkede naturtilstand”. Forskellene kan være meget markante og pludselige, f.eks. i bjergområder med forskellig jordbundsgeologi, eller mere gradvise hvor f.eks. hældning, nedbørmængder og temperatur varierer geografisk. For at muliggøre sammenligninger mellem vandsystemer er det derfor nødvendigt at opstille generaliserede vandløbstyper på basis af sammenlignelige fysiske, kemiske, hydromorfologiske, biotiske og energetiske forhold.

Selvom danske vandløb er typiske lavlandsvandløb hvor der overalt er en moderat hældning, så kan der alligevel optræde store forskelle i grundlæggende fysiske forhold og dermed livsbetingelserne for fiskene. Et eksempel kunne være de nedre dele af Grenå der forløber på hævet havbund. Med en ringe hældning og lav substratdiversitet (mangel på grussubstrat) vil store dele af Grenåen ikke naturligt kunne tjene som gydevand for grusgydende (lithophile) arter såsom laksefisk og lampretter. Hvis tilstedeværelse eller mængde af grussubstrat indgik som et element i definition af den upåvirkede referencetilstand, kunne sådanne vandløbslokaliteter kun holdes indenfor typefastsættelsen ved at sikre tilstrækkeligt brede marginer for referenceværdierne. Tilsvarende vil gælde for vandløb i lavtliggende moseområder. Denne type vandløb vil have naturligt ringe livsbetingelser for laksefisk. Viser det sig at denne type lokaliteter i et fiskeindex som IBI scorer dårligere end iøvrigt sammenligneligt påvirkede vandløb, må man udvide grænserne for referenceværdierne, eller oprette en særlig typebeskrivelse for vandløb der løber over grusfattede jorder og med ringe faldforhold.

Små og store vandløb

Vandløbets størrelse, især dybden, spiller stor rolle for hvilke fisk der kan leve der. Store fisk fordrer tilsvarende stor vanddybde, og vanddybden er en væsentlig årsag til at små bække og kildeområder er så relativt artsfattige. Jo større vandløb, desto flere fiskearter kan der leve. Sammenhængen mellem vandløbsstørrelse og antal fiskearter er navnlig tydelig for vandløb fra 0-2 meters bredde (figur 1). Vandløbsbredde er angivet i figur 1, fordi der ikke foreligger oplysninger om oplandsareal, vandføring eller maksimal vanddybde på de undersøgte lokaliteter, men det skal pointeres at oplandsareal eller medianminimumsvandføring ville være bedre at bruge i typeopdelingen.

Bredden af små vandløb hænger meget sammen med bredvegetationen. Hvis der er træer, er urtevegetationen skygget væk, og der er kun træernes rødder til at fastholde brinkerne. Gennemsnitsbredden mindskes typisk når vandløbet kommer ud i det åbne efter at have løbet i skov eller under træer langs bredden. Derfor er vandløbsbredde ikke nogen god karakter for adskillelse af vandløbenes fiskefauna, men blot det eneste mål for vandløbenes størrelse, som der foreligger tilstrækkeligt med fiskedata for.



Figur 1. Antallet af fiskearter som funktion af vandløbets bredde. Linjer for det maksimale artsantal er påtegnet. Data fra Danmarks Fiskeriundersøgelser udsætningsplaner for Varde Å, Skjern Å, Kolding Å, Gudenå og fynske vandløb.

Regionale forskelle

Geologisk og hydrologisk adskiller østdanske vandløb sig meget fra vestjyske. Da denne opdeling også ses i fiskenes zoogeografiske udbredelse, så der er her måske baggrund for en mere generel typeopdeling af danske vandløbs fiskesamfund. Isstrømmens hovedtilstandslinje i Midtjylland ved afslutningen af seneste istid (Weichsel) skabte en markant hydrologisk grænse. I Vestjylland dannedes hedesletter af flygtigt materiale (især sand) der blev transporteret af smeltevandsfloderne, og i resten af landet blev der aflejret randmoræner med mere varieret partikelsammensætning. I områder med moræneaflejringer er vandløbenes substrat derfor mere varieret og mere stabilt end på sandede jorder. Morænebakkerne i Østdanmark medfører at vandløbene her typisk har større hældning end i Vestjylland. I Vestjylland har kanalisering og regulering bevirket fjernelse af grussubstrater, som vandløbene på grund af geologien ikke af sig selv har kunnet grave frem igen. Mange østdanske vandløb har derimod kunnet gennemgået en delvis selvrestaurering fordi de er beliggende på mere hældende og mere grusholdige jorder.

På grund af de ældre og mere udvaskede jorder, er der vest for isens stilstandslinje i Syd- og Vestjylland betydelig ringere koncentrationer af kisel og kalk i vandløbene. Mange vestjyske vandløb har et naturligt højt indhold af jern (Geertz-Hansen & Mortensen 1983), der kan medføre en betydelig forringelse af livsgrundlaget for planter og dyr. Vandløb i Vestjylland er mere sure og mere jernholdige, men indeholder samtidig lavere koncentrationer af plantenæringsstoffer end vandløb i resten af landet (Kronvang et al. 2000). Både nedbørmængder og nedsivning til grundvandet er størst i Vestjylland. Derfor finder man i det hydrologiske regime betydelige forskelle henover hovedstilstandslinjen. Vandløbenes vandføring er i Vestjylland mest stabile, fordi $\frac{3}{4}$ af vandføringen kommer via grundvandet, mens næsten halvdelen af vandføringen i Østdanmark kommer direkte via overfladeafstrømning (Kronvang et al. 2000).

Spørgsmålet er derfor, om de vestjyske vandløb adskiller sig så meget, at de ikke umiddelbart kan sammenlignes med vandløb fra resten af landet. På baggrund af eksisterende data fra Danmarks Fiskeriundersøgelser skal i det følgende undersøges om der for fiskefaunaen synes at være behov for at inddеле danske vandløb i to typer, en vestjysk og en østdansk vandløbstype.

Men der er en risiko ved en sammenligning på grundlag af nuværende forhold. En forskel i fiskefaunaen på tværs af vandskellet i Midtjylland kunne skyldes menneskeskabte forskelle imellem regionerne, f.eks. omfanget af grødeskæring eller af antallet af spærrende opstemninger. Derfor skal der foretages en sammenligning af mindst-påvirkede vandløbslokaliteter (tilnærmede referencelokaliteter) fra de to områder. Ved at udvælge de bedste 5 % af vandløbslokaliteterne, og anvende deres fiskefauna som udtryk for mindst påvirkede, kan man estimere de upåvirkede referenceforhold (Fausch et al. 1984, Karr et al. 1986; Lyons et al. 2001).

Mindst-påvirkede lokaliteter være det nærmeste man i Danmark kan komme referencetilstanden, og derfor skal de danne rygrad i sammenligninger af mulige vandløbstyper (øst og vest for stilstandslinjen) og for at definere reference- og grænseværdier i et dansk fiskeindeks (se kapitlerne 5, 6 og 7). I Danmark er der primært to måleparametre der har fundet anvendelse når fisk benyttes til at beskrive naturkvalitet i vandløb. Disse er artsantal og tæthed af ørredbestanden (Vejle Amt 2001). Derfor er disse specielt gennemgået.

Artsantal

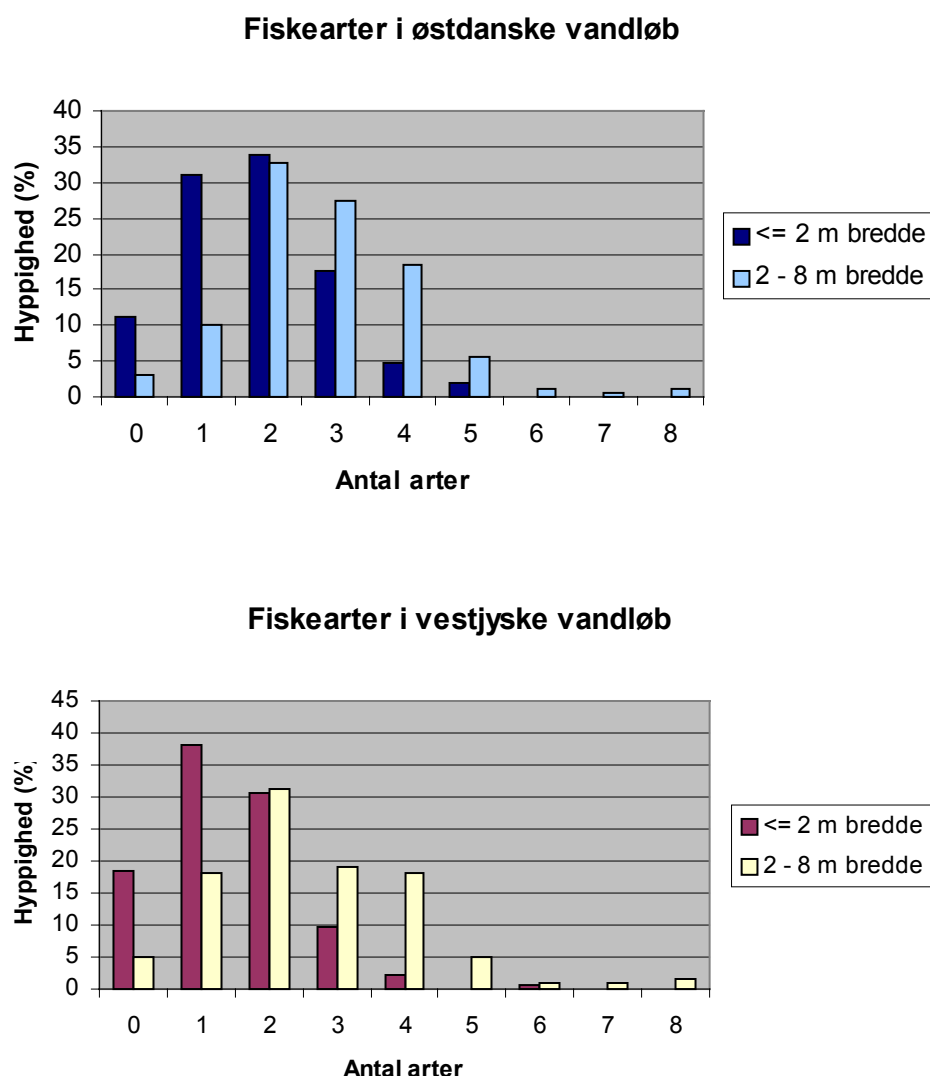
Antallet af fiskearter stiger med vandløbets størrelse målt i bredde, dybde, vandføring og oplandsareal (Allan 1995). Dette gælder også for danske vandløb (se figur 1), men der foreligger ingen kvantitative sammenligninger af fiskefaunaen danske vandløb med bredder over ca. 8 m. Data fra elektrofiskeundersøgelser dækker typisk over vandløb med bredder fra 0,5 m til ca. 6 meters bredde.

De helt små vandløb i f.eks. kildeområder kan være naturligt fiskearts- og individfattige. Derfor bør fiskefaunaen i vandløb under én meters bredde ikke eller kun undtagelsesvist inddrages i fastsættelse af naturkvalitet.

Med hensyn til antallet af fiskearter, er der en tendens til lidt større artsrigdom i østdanske end i vestjyske vandløb (figur 1). Det reelle antal arter er dog undervurderet i undersøgelserne, der alene har til formål at beskrive bestandstætheder af ørred, laks og ål. -Og igen er de undersøgte stationer ikke udvalgt som potentielle referencelokaliteter, og regionale forskelle i menneskelige påvirkninger kan derfor overskygge de grundlæggende, naturbetingede forskelle.

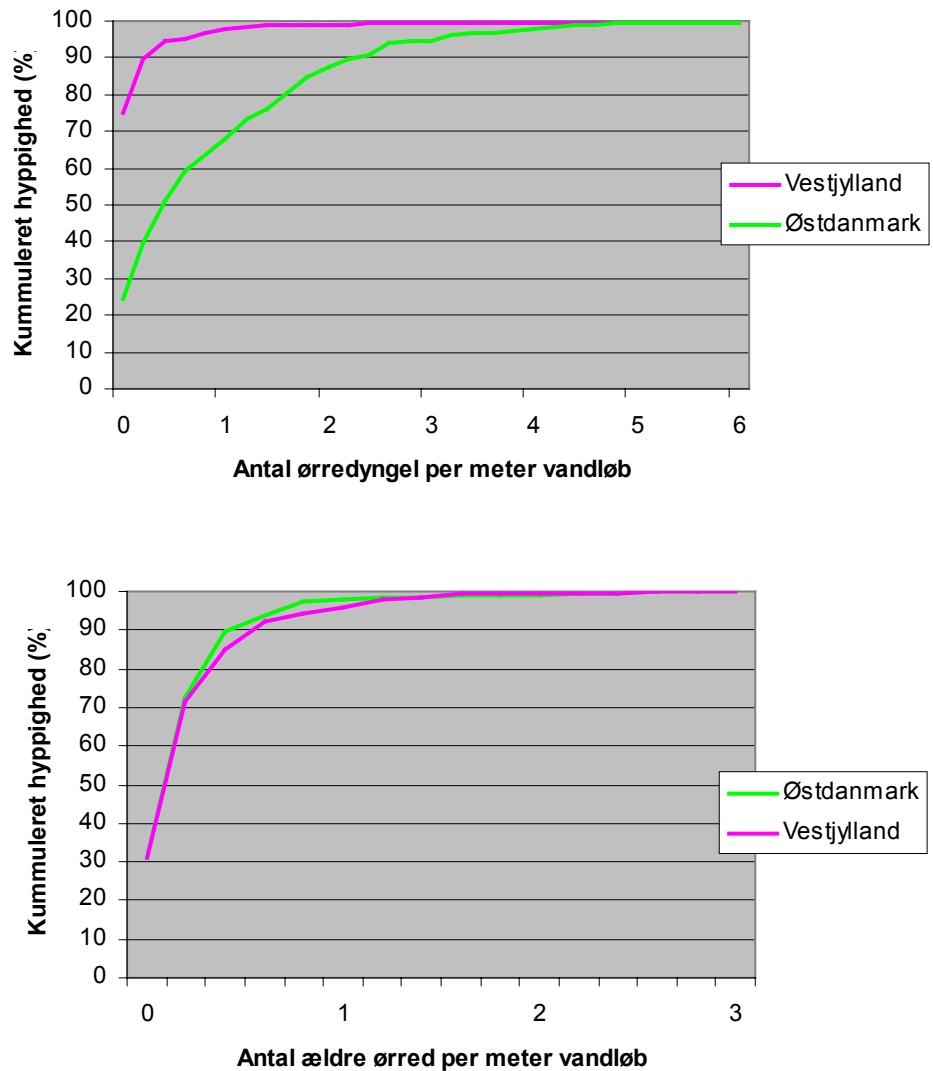
De bedste 5 % af de 0-2 m brede vandløb har i begge regioner mere end 4 arter, og de bedste af de 2-8 m brede vandløb har alle mere end 5 arter. Artsantal kan derfor anvendes som beskrivende parametre for mindst-påvirkede vandløb, idet værdien er afhængig af vandløbets bredde.

Man finder stort set lige mange fiskearter i øst- og vestdanske vandløb, og forskelle i artsrigdom kan ikke begrunde oprettelse af særlige øst- og vestdanske vandløbstyper.



Figur 2. Antal af fiskearter i 706 vestjyske og østdanske vandløbslokaliteter. Bearbejdet fra data indsamlet af Danmarks Fiskeriundersøgelser (Udsætningsplan for Varde Å, Skjern Å, Gudenaå, Kolding Å, og fynske vandløb).

Det er velkendt at vestjyske vandløb generelt har en lavere tæthed af ørred end lokaliteter i det østlige Jylland og på øerne (Nielsen 1997). Men den større østdanske ørredtæthed gælder kun for ørredyngel, da tætheden af ældre ørred er nærmest ens i de to områder (figur 3). Udsætninger kan være en medvirkende årsag til at forskelle i naturlig yngelproduktion ikke giver sig udslag i tilsvarende forskelle i tætheder af ældre ørred.



Figur 3. Tæthed af ørred i 706 vestjyske og østdanske vandløbslokaliteter. Bearbejdet fra data indsamlet af Danmarks Fiskeriundersøgelser (Udsætningsplan for Varde Å, Skjern Å, Gudenå, Kolding Å, og fynske vandløb).

Forskellene i yngeltæthed lader til at være begrundet i naturlige forskelle. De bedste 5 % af de østdanske vandløbslokaliteter har tætheder af ørredyngel som ligger 4-5 gange over det niveau man finder i de bedste 5 % af vestjyske vandløbslokaliteter (figur 3 og tabel 5). Også ved 99% fraktilen fastholdes dette mønster.

Tabel 5. Ørredtæthed (antal per m vandløb) i de bedste vestjyske og østdanske vandløb, udtrykt som 95 % fraktiler. Bearbejdet fra ca. 700 lokaliteter undersøgt af Danmarks Fiskeriundersøgelser (Udsætningsplan for Varde Å, Skjern Å, Gudenå, Kolding Å, og fynske vandløb).

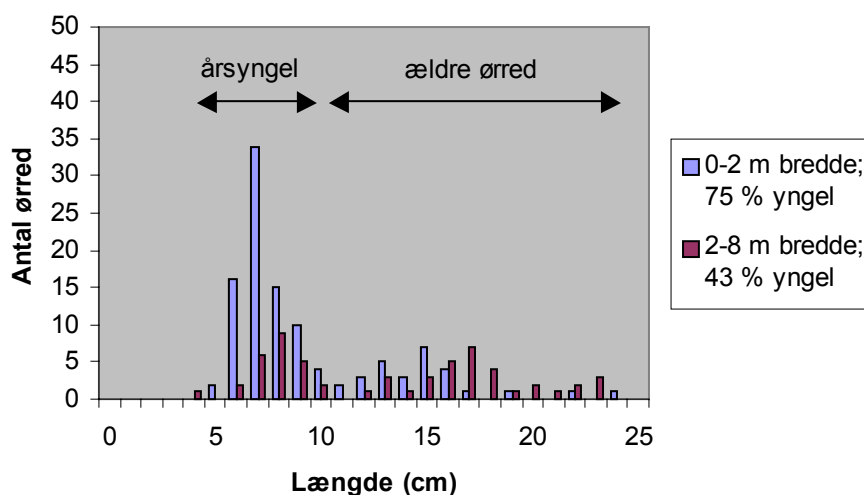
Vandløbsbredde	Vestjylland		Østdanmark	
	Yngel	Ældre	Yngel	Ældre
0 – 2 meter (incl.)	0,74	0,42	3,02	0,56
2 – 8 meter (excl)	0,37	0,78	2,83	1,06
Alle	0,61	0,70	3,00	0,82

Ørredtæthed er en af de vigtigste karakterer ved vurdering af danske vandløbs naturkvalitet (Nielsen 1997), og de fundne forskelle på tværs af vandskellet i Jylland medfører at der for fiskefaunaen bør oprettes to typer, der inddrager denne naturlige forskellighed.

Aldersfordeling af ørred

En anden vigtig måleparameter der relaterer sig til ørreders reproduktion, tæthed og overlevelse, er forholdet mellem aldersgrupperne. I en sund og naturligt reproducerende ørredbestand vil der omkring gydeområderne være flere 0-årige (yngel) end ældre ørreder (figur 4). I vandløb fra 0-2 m's bredde vil der være naturlig reproduktion i gydegruset i hvert stryg. Det vil der også være i 2-8 m brede vandløb, men der er dels længere mellem strygene, dels vandrer ørreder nedstrøms efterhånden som de vokser sig større. Det betyder at forholdet mellem 0-årige og ældre ørreder ændres med vandløbets størrelse.

De foreliggende data fra udsætningsplaner indeholder mange ældre fisk der er resultat af udsætninger, og derfor kan disse data ikke anvendes til at beregne forholdet mellem 0-årige og ældre ørred. I stedet er der anvendt data fra danske vandløb hvor der ikke udsættes ørred, ligesom en optimal aldersfordeling er vurderet ud fra små engelske referencevandløb. Typisk vil 75-95 % af ørredbestanden i de små vandløb i august-september være årsyngel (Elliott 1994). I mellemstore vandløb vil kun lige godt halvdelen af ørrederne være 0-årige.



Figur 4. Længdefordelinger af ørreder i små (0-2 m brede) og mellemstore (2-8 m brede) danske vandløb. Konstrueret eksempel på hvordan forholdet mellem aldersgrupper typisk forskydes.

Vandløbstyper og referencenværdier

Størrelsen (bredden) af vandløbet og dets placering i forhold til isens stilstandslinje har vist sig at påvirke de tre vigtige måleparametre artsantal, tæthed af ørredyngel og aldersfordeling af ørred.

Sammenfattende bør et dansk fiskeindeks derfor opdeles på i alt 6 typer af vandløbsstørrelse og region, som baseres på følgende sæt karakteristika for fiskesamfund i referencetilstand (tabel 6). Der foreligger ikke tilstrækkelige fiskedata til at karakterisere fiskesamfund i vandløb over 8 meters bredde.

Tabel 6. Karakteristiske værdier for fiskesamfund i referencetilstand i små og mellemstore danske vandløb. Beregnet som 95 % fraktiler på befiskningsdata fra Danmarks Fiskeriundersøgelser.

Kategori	Bredde [0 – 2 m]	Bredde] 2 – 8 m [Bredde ≥ 8 m
Østdanske vandløb	<ul style="list-style-type: none"> • 3,0 ørredyngel pr. m • 4 fiskearter tilstede • 75-95 % årsyngel af ørred 	<ul style="list-style-type: none"> • 2,8 ørredyngel pr. m • 5 fiskearter tilstede • ca. 60 % årsyngel af ørred 	? ingen kvantitative data
Vestjyske vandløb	<ul style="list-style-type: none"> • 0,7 ørredyngel pr. m • 4 fiskearter tilstede • 75-95 % årsyngel af ørred 	<ul style="list-style-type: none"> • 0,4 ørredyngel pr. m • 5 fiskearter tilstede • ca. 60 % årsyngel af ørred 	? ingen kvantitative data

Som grænseværdier for det danske fiskeindeks's måleparametre er foretaget en inddeling i klasser hvor 33 og 67 procents grænserne af værdierne i tabel 5 anvendes i et scoringssystem (tabel 7).

Fiskeindekset i tabel 7 skal opfattes som et forslag til hvordan man kan kvantificere og samle de mest typiske antropogene påvirkninger af danske vandløbsfisk i ét samlet multimetrisk indeks. Fiskeindekset er i sin nuværende form et første skridt på vejen. Det vil på længere sigt være formålstjenligt om dette evalueringssystem løbende evalueres med henblik på forbedringer. Der har i den nuværende proces kun været ressourcer til analyser af enkelte måleparametres afhængighed af vandløbsstørrelser og regionale forskelle.

Tabel 7. Typespecifikke måleparametre og scoresystem i det danske fiskeindeks for vandløbs fiskesamfund. Kun naturligt hjemmehørende arter medtages. Se også bilag 3.

Måleparameter	Vandløbsbredder (m)	Region	Score		
			5 (bedst)	3	1 (værst)
1) Total antal fiskearter	[0 – 2]	Alle	≥3	2	1
] 2 – 8]		≥4	2-3	1
2) Antal af intolerante arter	Alle	Alle	≥2	1	0
3) Antal af benthiske arter	Alle	Alle	≥2	1	0
4) Antal af driftædende arter	Alle	Alle	≥2	1	0
5) % af individer der er 3- eller 9-pigget hundestejle	Alle	Alle	<25	25-50	>50
6) % af individer der er omnivore	Alle	Alle	<2	2-5	>5
7) % af individer der er invertivore	Alle	Alle	>40	20 - 40	<20
8) % af individer der er piscivore	Alle	Alle	>5	1 – 5	<1
9) Antal ørredyngel pr. m vandløb	[0 – 2]	Vestjylland	>0,5	0,25 - 0,5	<0,25
] 2 – 8]	Vestjylland	>0,25	0,13 - 0,25	<0,13
	[0 – 2]	Østdanmark	>2,0	1,0 - 2,0	<1,0
] 2 – 8]	Østdanmark	>1,9	0,9 - 1,9	<0,9
10) Antal arter af vandrefisk	Alle	Alle	≥2	1	0
11) % årsyngel blandt ørred	[0 – 2]	Alle	>70	40 - 70	<40
] 2 – 8]	Alle	>40	20 - 40	<20
12) % af individer der er lithophile gydere	Alle	Alle	>10	5 - 10	<5

6

Måleparametre

De måleparametre der lægges til grund for det danske fiskeindeks (tabel 7) er i vid udstrækning baseret på det oprindelige IBI (Karr 1981), som modificeret af Fausch et al. (1984; 1990) og Karr et al. (1986), og efterfølgende tilpasninger til europæiske forhold (Oberdorff & Hughes 1992; Oberdorff & Porcher 1994; Didier & Kestemont 1996; Kestemont et al. 1998, 2000; Belpaire et al. 2000; Kesminas & Virbickas 2000; Oberdorff et al. 2001a,b). Kun naturligt hjemmehørende fiskearter medtages i de forskellige måleparametre.

Total antal fiskearter

Denne måleparameter er en af de hyppigst anvendte, men er problematisk i Danmark ligesom i det øvrige Skandinavien, fordi parameteren fordrer at der naturligt er et rimeligt antal arter. Fausch et al. 1990 anbefaler at der ikke bør være mindre end 5 arter på en upåvirket lokalitet. I danske kildeområder finder man sjældent dette artsantal. I DFU's database, hvor der kun er fisket på stationer der visuelt vurderes at kunne huse ørred (og dermed er i den "gode" ende), er der i små og mellemstore vestjyske vandløb 5-18 % af stationerne hvor der ikke findes fisk. Tilsvarende er 3-11 % af de østdanske vandløb fundet fisketomme. Det skal dog samtidig nævnes at disse befiskninger ikke sigter mod at finde alle tilstedeværende arter, men primært at bestemme tætheden af ørred. En justeret feltprocedure vil sandsynligvis kunne øge antallet af fiskearter der påtræffes ved elfiskeri.

De hyppigste arter i de mindste danske vandløb er ørred, ål, bæklampret, 3- og 9-pigget hundestejle, og det er kun sjældent man ved elfiskeri over ca. 50 m's strækninger finder alle disse arter i de helt små bække. Det er der to løsninger på: den ene er at undlade at anvende fiskeindekset i de mindste vandløb, f.eks. under 0,5 meters bredde; den anden er at sikre at befiskningerne sker over så lange strækninger, at der ikke er arter der undgår registrering. Svenske undersøgelser har vist at man ved undersøgelser der foregår ved vadende elfiskeri bør fiske over strækninger af minimum 200-300 m² for at sikre at der fanges et tilstrækkeligt antal individer af den dominerende fiskeart (Degerman & Sers 1999).

Fælles for de hidtidige europæiske IBI-afprøvninger har været et forholdsvist lavt artsantal i de undersøgte vandssystemer. IBI har været anvendt med succes på vandssystemer med blot 11 (Oberdorff & Porcher 1994) og 13 fiskearter (Didier & Kestemont 1996), og hvor der har været endnu færre arter tilstede på de enkelte

lokaliteter. IBI har også været anvendt i små, kolde vandløb i Nordamerika, hvor det er blevet tilpasset til vandløbslokaliteter med 2-9 arter (Leonard & Orth 1986).

For denne måleparameter er anvendt samme klassifikationsgrænser for østdanske og vestjyske vandløb, men forskellige grænser for små (0-2 m brede) og mellemstore (2-8 m brede) vandløb. Et lille vandløb tildeles score 5 hvis der er tre eller flere arter tilstede, men to arter medfører en score på 3 og én art giver en score på 1 (tabel 7). I de mellemstore vandløb skal der være fire eller flere arter for at udløse scoren 5, mens scoren 3 tildeles lokaliteter med to eller tre arter. Hvis der kun er én art tilstede i et mellemstort vandløb, gives scoren 1.

Det bemærkes, at måleparameteren kan være følsom overfor udsætninger af naturligt hjemmehørende fiskearter såsom f.eks. ål og ørred. Disse udsætninger vil kunne bevirke at artsantallet øges, så der opnås en kunstig forøget score.

Antallet af fiskearter er typisk højt hvor vandløb gennemløber en sø, og selvom disse fiskearter er naturlige på den pågældende lokalitet, så vil de medvirke til at scoren for denne måleparameter forhøjes ”kunstigt”. Løsningen er formodentlig at undlade at placere befiskningsstationer i nærheden, f.eks. 500 m fra vandløbs ind- eller udløb af søer eller lignende stillestående vandområder.

Antal af intolerante arter

Fisk kan udvise følsomhed overfor mange forskellige stressorer, både biotiske, fysiske og kemiske. I et godt miljø vil både tolerante og intolerante arter kunne påtræffes, men i et ringere miljø vil de intolerante arter som regel være blandt de første der forsvinder. Derfor er antallet af intolerante arter i sig selv et udtryk for økologisk kvalitet. Som intolerante klassificeres alle de arter der er uddøde, gået tilbage eller er lokalt forsvundet som følge af menneskelige forstyrrelser. Ørred, bæklampret, elritse og gedde er eksempler på almindeligt forekommende arter som med forskellige begrundelser kan kaldes intolerante. Som beskrevet i kapitel 3 omfatter denne kategori tillige arter som flodlampret og knude, der i Danmark er gået kraftigt tilbage i de sidste 100 år. En række arter udover disse to kan karakteriseres som intolerante (se bilag 3, der bygger på Oberdorff & Hughes's (1992) definitioner).

Udsætninger af ørred, både yngel og ældre fisk, på lokaliteter uden naturlig gydning kan være medvirkende til at give denne måleparameter en bias.

Antal af benthiske arter

Denne måleparameter er udtryk for fisk der lever i eller umiddelbart over bundsubstratet, og derfor er stærkt afhængige af stabile forhold (Oberdorff & Hughes, 1992). Som benthiske regnes alle arter der æder og reproducerer i benthiske habitater (se bilag 3). To udprægede benthiske arter, ål og bæklampret, er udbredt over stort set hele landet. Hvis ål og bæklampret er tilstede på samme lokalitet, vil lokaliteten score de maksimale 5 point for denne måleparameter, uanset vandløbets bredde (tabel 7).

Antal af driftædende arter

Denne og den foregående måleparameter sikrer at et højt artsantal ikke alene bidrager til høj samlet score uden at arterne er fordelt på både bundlevende og driftædende arter, og vandløbet dermed viser sig i stand at understøtte flere nicher. Som driftædende arter er –meget bredt- defineret alle arter der ikke lever som benthiske. Udtrykket ”driftædende” er her anvendt synonymt med ”water column species” (Oberdorff & Hughes 1992) og omfatter typisk arter, der er aktive svømmere der lever af drift i vandsøjle og ved overflade. Blandt de mest hyppigt forekommende arter i denne kategori er ørred, 3- og 9-pigget hundestejle.

% af individer der er 3- eller 9-pigget hundestejle

Hundestejler er nogle af de mest tolerant danske fiskearter, og en høj andel af hundestejler på en lokalitet er ofte et tegn på en dårlig økologisk tilstand. Denne måleparameter træder i stedet for den oprindelige IBI-parameter ”andel af individer der er green sunfish”. Den henviste til en meget tolerant og allestedsværende art, der i Danmark kan sammenlignes med 3- og 9-piggede hundestejler, som derfor er benyttet i stedet.

% af individer der er omnivore

Fisk dækker stort set alle trofiske niveauer i vandløbene, og derfor beskriver deres fordeling på fødefunktionelle grupper om der sker forandringer i vandløbets fødegrundlag. Rationalet for de tre trofiske måleparametre er under et, at påvirkninger af et vandløbs energistrømme vil afspejle sig i de trofiske niveauer, således at fisk med specialiseret fødeoptag (invertivore og piscivore) får vanskeligere ved at klare sig, mens arter med et bredere fødeoptag (omnivore) får forholdsvis nemmere ved at klare sig (Karr et al. 1986; Oberdorff & Hughes 1992).

Som omnivore (altædende) er defineret arter der indtager en betydelig del af både plantemateriale og smådyr i føden. Definitionen omfatter således ikke filtrerende og detritivore (æder dødt organisk materiale) dyr som f.eks. lampretlarver. Danske arter af omnivore fisk er opført i bilag 3.

% af individer der er invertivore

De fleste danske vandløbsfisk kan karakteriseres som invertivore (ædende smådyr), så en høj andel af invertivore individer svarer til et uforstyrret fødegrundlag. Danske arter af invertivore fisk er opført i bilag 3. Arter som f.eks. aborre, ørred og knude er typisk invertivore som små, og skifter som ældre over til en føde med et større indhold af andre fisk. Sådanne niche-skift er almindelige hos fisk, og der er i bilag 3 givet et forslag til hvordan man kan registrere fisk der med alderen (og størrelsen) skifter fødegrundlag.

% af individer der er piscivore

Fiskeædende arter (piscivore) udgør toppen af den trofiske struktur i vandløbene, og denne måleparameter adskiller vandløbslokaliteter af høj og moderat økologisk kvalitet. Hvilke arter der kan registreres som fiskeædende, fremgår af bilag 3. Ørred, aborre, knude og ål er arter der i løbet af livscyklus skifter fra en fortrinsvis invertbrat-baseret til en fiske-baseret diæt. For at indregne dette nicheskift på en nem måde, er det i bilag 3 defineret at alle individer over 10 cm regnes for 50 % invertivore og 50 % piscivore. Hvis en befiskning derfor resulterer i 10 ørreder, hvoraf de 5 er over 10 cm lange, er der på stationen 25 % piscivore individer.

Det bemærkes at udsætninger af ørred ældre end 0-årgangen kan medvirke til at denne måleparameter scorer for højt.

Antal ørredyngel pr. m vandløb

Ørreders tæthed har i mange år været anvendt som mål for vandløbs naturkvalitet i Danmark. Ørreden er den dominerende fiskeart i de små vandløb indtil 8-10 meters bredde, og samtidig den vigtigste indikatorart for danske vandløbs økologiske kvalitet (Nielsen 1997; Malmquist et al. 2001). ”Antal ørredyngel pr. m vandløb” er udtryk for ørreders succesfulde reproduktion og overlevelse.

På grund af udsætninger kan en høj ørredtæthed ikke umiddelbart tages til indtægt for at ørrederne udviser naturlig reproduktion og har en god overlevelse. Ørreder udsættes i mange forskellige aldersklasser, så især ældre årgange af ørred kan være fisk der stammer fra udsætning. Derfor er måleparameteren fokuseret på tilstedeværelsen af ørredyngel, som der er mindst risiko for stammer fra udsætning. Men yngeludsætning bør –som når DFU foretager elektrobefiskninger– kunne suspenderes i nærheden af overvågningslokaliteter.

I de første måneder som fritsvømmende fisk er ørredyngel nært knyttet til bredzonen, hvor deres overlevelse er afhængig af egnede skulesteder. Tidligere har man især kvantificeret ørredens forekomst ved dens tæthed, dvs. antal pr. vandareal, typisk 100 m⁻², men dette mål medfører betydelige forskelle imellem brede og smalle vandløb (Nielsen 1997). Små og store vandløb vil kunne sammenlignes direkte ved at angive antallet af ørredyngel pr. løbende meter vandløb (Nielsen 1997; Vejle Amt 2002). Det er fordi ørredynglen i de første uger efter fremkomst fra gydebankerne er meget territoriehævdende og har stor indbyrdes aggressivitet. Antallet af overlevende i perioden maj-juni er betinget af skjulmulighederne på steder med lavt vand og lav strømhastighed. Denne mikrohabitat findes i de fleste danske vandløb kun langs bredderne, og derfor bliver det bredareale der afgør hvor mange ørreder der overlever og senere på sommeren kan søge ud på dybere og hurtigere strømmende vandløbsafsnit.

I praksis anvender man ved efterårsundersøgelser ofte længden 10 cm som grænse for adskillelsen af danske ørred i årsyngel (0-årige, eller 0+ ørred) og ældre ørred.

Antal arter af vandrefisk

Vandrefisk der vandrer mellem fersk- og saltvand er anvendelige som indikatorer for et vandsystems kontinuitet. Kontinuitet er et af de hydromorfologiske kvalitetselementer, der i VRD defineres ved (høj kvalitetstilstand): "Vandløbets kontinuitet forstyrres ikke af menneskelig aktivitet og muliggør akvatiske organismers uhindrede vandring samt sedimenttransport".

En god forekomst af vandrefisk indikerer at fiskene har fri bevægelighed gennem vandløbet til og fra havet, og dermed, at der i vandsystemet ikke findes impassable opstemninger eller lignende spærringer for vandrefisk (Jowett et al. 1996; Reyes-Gavilán et al. 1996). Historien har vist at mange fiskepassage-fremmende tiltag (modstrømstrapper, kammertrapper, gitterværker, omløb) ofte ikke fungerer tilstrækkeligt godt, og dette åbner måleparameteren en mulighed at kunne afsløre.

Ørred, ål, og skrubbe er de arter der med størst hyppighed figurerer som vandrefisk i danske vandløb. Skrubben er f.eks. en hyppig art nedenfor Tangeværket i Gudenåen, omkring 40 km fra Randers Fjord.

En ret stor del af de arter der kan karakteriseres som vandrefisk (bilag 3) har en meget lokal dansk udbredelse (f.eks. laks, rimte, havlampret, flodlampret og snæbel), og grundlæggende er det altså ørred, ål og skrubbe der udgør grundlaget for denne måleparameter.

Mange af de mest intensivt bestandsplejede arter er vandrefisk, og derfor er det vigtigt at bemærke at denne måleparameter er følsom overfor udsætninger af ørred, laks, helt, snæbel og ål, der kan medvirke til at forhøje dens score kunstigt.

% årsyngel blandt ørred

Aldersfordelingen af ørreder er vigtig, fordi den viser omfanget af lokal gydeaktivitet. Men for at bestemme omfanget af naturlig ørredgydning må man undlade udsætning af yngel og halvårsørred. Alternativt kunne man måske forestille sig at udsatte ørreder blev mærket så de vil kunne genkendes fra de vilde fisk.

Kun hvis antallet af årsyngel står i et passende forhold til antallet af ældre ørred kan man tillade sig at gå ud fra at der foregår lokal gydning, klækning og overlevelse af ørreder. Der kan nemlig godt være mange ørreder på en lokalitet selvom den ikke kan karakteriseres som værende af høj økologisk kvalitet, f.eks. som følge af en passagehindring, der får de vandrende fisk til at stime sammen, eller hvis der f.eks. er tale om udsætninger.

Som tidligere nævnt ændres forholdet mellem 0-årige og ældre ørreder typisk med vandløbets størrelse, således at der i små vandløb vil der være naturlig reproduktion i gydegruset i hvert stryg, men samtidig sker der herfra ofte en netto udvandring af ældre ørred der tager ophold i dybere partier af vandløbet. Derfor er måleparameterens grænseværdier forskellige for små og mellemstore vandløb. Udsætning af ørred kan påvirke scoren for denne måleparameter i begge retninger, afhængig af den aldersgruppe der udsættes.

% af individer der er lithophile gydere

Denne måleparameter er tidligere er anvendt for at skelne mellem lokaliteter hvor vandløbets substrat er blevet påvirket ved fjernelse af groft substrat, forøget sedimenttilførsel som følge af dræning, eller ændringer i det hydrologiske regime som følge af skovning, bebyggelse m.m. (Lydy et al. 2000). Dermed rammer måleparameteren direkte ind på et af de mest udbredte problemer for de danske vandløb. Lithophile gydere omfatter især arter indenfor laksefisk og lampretter, men også elritse og strømskalle og knude gyder fortrinsvis på hårdt og gruset substrat (se bilag 3). Udsætninger af ørred og laks kan forøge værdien af denne måleparameter og medvirker dermed til at den scorer for højt. Udsætning af ål kan derimod reducere scoren for denne måleparameter.



Kvalitetsklasser

Fiskeindekset er et forslag til hvordan man kan udtrykke fiskesamfundets økologiske kvalitet i tal og tilstandsklasser. Alle vandområder i Europa skal med VRD klassificeres ved anvendelse af biologiske måleparametre indenfor 5 klasser af økologisk tilstand: høj – god – moderat – ringe – dårlig. Specielt grænsen mellem høj og god tilstand er vigtig fordi den definerer hvad der må betegnes som ”referencetilstand”, og grænsen mellem moderat og god tilstand der adskiller acceptabel fra uacceptabel økologisk tilstand. Tilstandsklasserne defineres ved:

Høj tilstand

Artssammensætning og tæthed svarer fuldstændig eller næsten fuldstændig til uberørte forhold. Alle typespecifikke miljøfølsomme arter forekommer. Fiskesamfundenes aldersstruktur viser næsten ikke tegn på menneskeskabt forstyrrelse og indikerer ikke manglende reproduktion eller udvikling for nogen bestemt art.

God tilstand

Der er i forhold til de typespecifikke samfund svage ændringer i artssammensætning og -tæthed som følge af menneskeskabte påvirkninger af fysisk-kemiske og hydromorfologiske måleparameterer. Fiskesamfundenes aldersstruktur viser tegn på forstyrrelse som følge af menneskeskabte påvirkninger af fysisk-kemiske eller hydromorfologiske måleparameterer og indikerer i nogle få tilfælde manglende reproduktion eller udvikling for en bestemt art, idet nogle aldersklasser eventuelt ikke forekommer.

Moderat tilstand

Fiskearternes sammensætning og tæthed afviger i mindre grad fra de typespecifikke samfund som følge af menneskeskabte påvirkninger af de fysisk-kemiske eller hydromorfologiske måleparameterer. Fiskesamfundenes aldersstruktur viser betydelige tegn på menneskeskabt forstyrrelse, idet en mindre andel af de typespecifikke arter ikke forekommer eller har en meget lav tæthed.

Ringe tilstand

Vandområder, der viser tegn på større ændringer i værdierne for de biologiske måleparameterer for den pågældende type overfladevandområde, og hvori de relevante biologiske samfund afviger væsentligt fra, hvad der normalt gælder for den pågældende type overfladevandområde under uberørte forhold, klassificeres som ringe.

Dårlig tilstand

Vandområder, der viser tegn på alvorlige ændringer i værdierne for de biologiske måleparameterer for den pågældende type overfladevandområde, og hvori store dele af de relevante biologiske samfund, der normalt karakteriserer den pågældende type overfladevandområde under uberørte forhold, ikke forekommer, klassificeres som dårlige.

Ommregninger

De anvendte overvågningssystemer skal angive grænseværdier for tilstandsklasserne som et tal mellem 0 og 1. Fiskeindekset kan tilpasses direktivets krav om økologiske tilstandsklasser ved at omregne indeksets scorer efter formlen:

$$\text{EQR-score} = \{(\text{Fiskeindex score}-12)/(60-12)\},$$

Hvor EQR står for den økologiske kvalitetsratio (Ecological Quality Ratio), et tal mellem 0 og 1. En station med fisk vil kunne score fra 12 til 60 point, hvor den højeste score svarer til den mindste afvigelse fra den naturlige referencetilstand. IBI-indexets oprindelige grænseværdier var diskontinuerte for at muliggøre en faglig vurdering af lokaliteter hvis samlede scorer lå mellem to tilstandsklasser (Karr 1981), men der er i Danmark tradition for at anvende kontinuerte tilstandsintervaller, og derfor er der anvendt følgende inddeling:

Klasse	Oprindelig IBI score	Fiskeindex score	EQR-score
Høj tilstand	57-60	55-60	0,89-1,00
God tilstand	48-52	47-54	0,73-0,88
Moderat tilstand	39-44	38-46	0,54-0,71
Ringe tilstand	28-35	26-37	0,29-0,52
Dårlig tilstand	12-23	12-25	0,00-0,27

8

Afprøvning af fiskeindekset

For at få en fornemmelse af hvordan fiskeindekset fungerer, er i dette kapitel gennemgået eksempler fra en række vandløbsstationer der ikke har været benyttet til opstilling af de typespecifikke måleparametre (kapitel 5 og 6), men som er indsamlet i forbindelse med NOVA-programmet. Alle fiskearter er opgjort ved kvantitative dobbeltbefiskninger.

Små vandløb

Fiskeindekset er afprøvet på et par små vandløb fra Sjælland, Lolland-Falster, og Nordjylland, som ikke var repræsenteret blandt de regioner hvorfra grunddata indledningsvist blev anvendt.

Det første vandløb er Fladså øst for Næstved, hvor der er gennemført NOVA-tilsyn i både 1998 og 2000. Der er fiskedata fra oktober, indsamlet på en 50 m strækning:

Fladså v. Lille Tvede, Storstrøms amt

Dato (ÅÅÅÅMMDD)	19981012	20001013
Gennemsnitsbredde (m)	1	1,3
Længde (m)	50	50
Antal 0+ ørred	49,2	8,0
Antal ældre ørred	17,0	19,1
Antal ål	1	0
Antal 9-pigget hundestejle	0	5
Antal aborre	2	6
Fiskeindeks –score	52	44
EQR-værdi	0,83	0,67
Tilstand	God	Moderat

Den mindskede tæthed og dårligere aldersstruktur hos ørrederne, og fraværet af ål, er hovedårsagerne til at denne lokalitet scorer dårligere i fiskeindekset, så bedømmelsen af tilstanden falder fra god til moderat fra 1998 til 2000.

Seerdrup Å syd for Slagelse har vis naturlig reproduktion af ørred, men derudover er der kun registreret ål. Yngeltæthed og ørredernes aldersfordeling er hovedårsager til at fiskeindeksets værdi trækkes ned, men stationen scorer pænt i begge år, og opnår en EQR-bedømmelse som god, henholdsvis moderat-god.

Seerdrup Å, Vestsjællands amt

Dato (ÅÅÅÅMMDD)	19981006	20000828
Gennemsnitsbredde (m)	1	1,8
Længde m	50	50
Antal 0+ ørred	16	3,0
Antal ældre ørred	23,5	6,0
Antal ål	13,5	18
Fiskeindeks –score	48	46
EQR-værdi	0,75	0,71
Tilstand	God	Moderat

Det næste vandløb er Haraldsted Å lidt nord for Ringsted ikke langt fra Haraldsted Sø. Størrelsesmæssigt ligger dette vandløb lige på den definerede typespecifikke grænse mellem små og mellemstore vandløb (2 m's bredde). Det bemærkes at de to befiskninger ikke er udført på samme årstid, eller over samme strækningslængde:

Haraldsted Å opstrøms Haraldsted by, Sjælland

Dato (ÅÅÅÅMMDD)	19980929	20000401
Gennemsnitsbredde (m)	2	2
Længde	50	100
Antal 0+ ørred	0	0
Antal ældre ørred	0	0
Antal 3-pigget hundestejle	5	3
Antal 9-pigget hundestejle	3	0
Antal suder	2	0
Antal gedde	5	1
Antal aborre	5	0
Antal karudse	0	1
Fiskeindeks –score	34	32
EQR-værdi	0,46	0,42
Tilstand	Ringe	Ringe

Fiskearterne bærer præg af at der er en sø i nærheden af stationen. Der er ingen ørred, hverken som yngel eller ældre, og ingen ål, og dette er hovedårsagerne til at begge stationer scorer lavere i fiskeindekset end Fladså, ikke langt derfra. De to undersøgelser i Haraldsted Å ville have fået samme score og dermed enslydende bedømmelse, hvis de havde været lidt bredere, og derved ville være bedømt ud fra typen af mellemstore, østdanske vandløb. Forskellen i fiskeindeks-scoren fra 1998 til 2000 skyldes alene at hundestejler udgør 60 % af individerne i 2000 mod kun 40

% i 1998. Eksemplet viser at man metodemæssigt må sikre at der indsamles tilstrækkeligt mange individer til at det ikke bliver tilfældigheder der afgør et vandløbs bedømmelse.

Mellemstore vandløb

De næste stationer er lidt bredere, og selv om det er de samme stationer der er undersøgt de to år, medfører målte forskelle i gennemsnitsbredde at vandløbet det ene år bedømmes ud fra typen af små, og det andet år som mellemstore vandløb.

Varbro Å er beliggende lidt nord for Hjørring og har udløb til Nordsøen. Ved befiskningerne er begge gange fundet skubbe, et tegn på gode passageforhold. Vandløbet har kun sporadisk naturlig reproduktion af ørred, og en generel lav tæthed af ældre ørred. Det er især disse måleparametre (9 og 11) der trækker fiskeindeks-scoren ned. Artsfordelingen er pæn, men igen er der ikke mange individer. Årsagen til forskellen i bedømmelse mellem de to år er antallet af intolerante arter (kun én i 1998), og antallet af driftædende arter (kun én art i 1998). Igen ses det at få stor betydning at der registreres blot 1 ål, 1 lampret og 1 skrubbe.

Varbro Å, Nordjyllands amt

Dato (ÅÅÅÅMMDD)	19980923	20000928
Gennemsnitsbredde (m)	2	3
Længde (m)	50	50
Antal 0+ ørred	0	1
Antal ældre ørred	15,7	12,3
Antal grundling	1,0	0
Antal ål	5,7	1,0
Antal skrubbe	1,0	3,1
Antal 3-pigget hundestejle	0	4,3
Antal 9-pigget hundestejle	0	1,0
Antal lampret	0	1,0
Fiskeindeks –score	48	52
EQR-værdi	0,75	0,83
Tilstand	God	God

Det næste vandløb, Valsgårds Bæk, er et nordligt tilløb til Mariager Fjord. Vandløbet har en meget høj tæthed af ørredyngel, og en god aldersfordeling. Det ene år findes der kun ørred, ikke andre arter, mens der det andet foruden ørred findes ål (ét eksemplar), hundestejler og et stort antal bæklampret. På grund af primært det lave artsantal (1 art) i 1998, bedømmes stationen til at have en moderat tilstand. To år senere bedømmes stationen, - p.g.a. de ovenfor nævnte arter og en højere tæthed af ørredyngel - pludselig til den maksimale værdi i fiskeindekset! Tilstandsbedømmelsen skifter derfor fra moderat til høj økologisk tilstand. Der er ikke sandsynligt at lokaliteten har forbedret sig så meget på to år. Utilstrækkelig indsamling er en mere sandsynlig årsag til at i hvert fald lampretter ikke blev registreret i 1998.

Valsgårds Bæk, Nordjyllands amt

Dato (ÅÅÅÅMMDD)	19980930	20001102
Gennemsnitsbredde (m)	2	3,3
Længde	50	50
Antal 0+ ørred	171,6	408,2
Antal ældre ørred	48,5	38,6
Antal ål	0	1
Antal 3-pigget hundestejle	0	4
Antal bæklampret	0	99
Fiskeindeks –score	42	60
EQR-værdi	0,63	1,00
Tilstand	Moderat	Høj

Tidslig variation

Der er i NOVA-programmet kun siden 1998 blevet indsamlet fiskedata, så der foreligger ikke langtidsserier som ville kunne anvendes til at belyse den tidslige variation i fiskesamfundet. Fyns amt har dog indsamlet data fra Stokkebækken på Østfyn også i 1999, og derfor kan data derfra give et indtryk af fiskesamfundets variation og fiskeindeksets følsomhed.

Stokkebækken ved Dyregård, Fyn

Dato (ÅÅÅÅMMDD)	19981006	19991013	20001003
Gennemsnitsbredde (m)	3	3	2,75
Længde (m)	50	50	50
Antal 0+ ørred	22,2	6,0	5,0
Antal ældre ørred	32,6	18,2	28,3
Antal ål	81	45,9	53,6
Antal 3-pigget hundestejle	1	0	0
Antal skrubbe	18,5	10,4	2,0
Fiskeindeks – score	54	48	48
EQR-værdi	0,88	0,75	0,75
Tilstand	God	God	God

Stokkebækkens fiskesamfund er meget ens på de tre befiskninger, og de eneste forskelle er den svagt højere tæthed af ørredyngel og tilstedeværelsen af hundestejle i 1998. Forskellen medfører at stationen scorer højest i 1998, men at dens tilstand stadig ligger i samme kategori; god økologiske tilstand. Betydningen af en grundig og fuldstændig beskrivelse af fiskesamfundet understreges igen.

Stærkt modificerede vandløb

For at et fiskeindeks skal kunne opfange og måle dårlig økologiske kvalitet skal det være følsomt også i den dårlige ende af kvalitetsskalaen. Det gælder her, ligesom i

afgrænsningen i den "høje ende" af skalaen, at undersøge de indgående måleparametres variabilitet i tid og rum, og fastsætte passende grænseværdier.

VRD tillader under særlige omstændigheder at der kan anvendes en speciel kvalitetskategori for overfladevandområder der er kunstige eller er blevet stærkt modificeret af menneskelig aktivitet. "Stærkt modificerede vandløb" er dermed en kategori for de lokaliteter der ikke vurderes at ville kunne opnå en god økologisk tilstand uden enten negative sideeffekter, eller uforholdsmæssige tekniske/økonomiske ulemper.

Definitionen på *Kunstigt vandområde* er "Forekomst af overfladevand skabt ved menneskelig aktivitet", og definitionen på *Stærkt modificeret vandområde* er: "Forekomst af overfladevand, der som et resultat af fysiske ændringer som følge af menneskelig aktivitet i væsentlig grad har ændret karakter."

Kunstige vandløb kan med ovennævnte definition være afløb fra rensningsanlæg, ud- eller overløb af drænrør fra befæstede arealer, eller vandløb hvoraf en betydelig del af vandet kommer fra afværgeboringer ved grundvandsforurening. Som et eksempel på sidstnævnte er Store Vejleå ved Vallensbæk, der både modtager overløb fra motorvejen sydvest for Kbh., og grundvand fra afværgeboringer.

Stærkt modificerede vandløb kan f.eks. være opstemmede, hårdt vedligeholdte eller dybt nedgravede og regulerede vandløb. Vandløb, som er på et tidspunkt er blevet hårdt vedligeholdte eller regulerede, og som ikke har genvundet den naturlige mæandring, det naturlige varierede substrat og tilsvarende karakteristika for uforstyrrede vandløb, kan ud fra definitionen betegnes som stærkt modificerede. Dermed er der i princippet åbnet op for at størstedelen af de danske vandløb kan komme ind under denne kategori.

Men det kan i praksis være vanskeligt at afgøre hvornår en lokalitet tilhører den ene eller den anden gruppe. En overgangsform mellem de to kategorier er f.eks. grøfter der konstant fører vand på en lokalitet som uden grøftning blot ville være et meget vådt, lavtliggende kildeområde. Selve processen med afgrænsning af hvilke vandløb eller dele af vandløb der skal kategoriseres som kunstige eller stærkt modificerede, er beskrevet i en foreløbig vejledning fra en arbejdsgruppe under vanddirektørerne (CIS arbejdsgruppe 2.2, 2002).

Fra NOVA-databasen kan fremhæves et enkelt eksempel på et vandløb som kan betegnes som stærkt modificeret, på grund af regulering og vedligeholdelse:

Amtsvandløb 37L, vest for landevej v. Holeby, Storstrøms amt

Dato (ÅÅÅÅMMDD)	19980930	20001016
Gennemsnitsbredde (m)	0,6	1,0
Længde (m)	50	100
Antal 0+ ørred	0	0
Antal ældre ørred	0	0
Antal 9-pigget hundestejle	2647	75
Fiskeindeks –score	22	22
EQR-værdi	0,21	0,21
Tilstand	Dårlig	Dårlig

Her er der kun registreret hundestejler, og selv om de det ene år optræder i store mængder, så kan det ikke give anledning til nogen høj score i fiskeindekset, og stationen bedømmes som værende af dårlig økologisk tilstand.

Vurdering af fiskeindekset

De ovenfor givne eksempler på fiskeindeksets anvendelse giver anledning til optimisme med hensyn til indeksets anvendelighed, men eksemplerne kan ikke erstatte den grundige gennemprøvning af indekset, som skal til hvis det skal anvendes i praksis. Men fiskeindekset viser sig at være rimeligt følsomt overfor de karakteristiske ændringer der sker med vandløbs fiskesamfund når miljøtilstanden degraderes. Den største usikkerhed ved indekset er dets følsomhed overfor tilstedeværelse eller ikke tilstedeværelse af en enkelt art. Mange gange gav registreringen af et enkelt individ af f.eks. ål eller lampret en betydende forskel. Derfor bør der arbejdes med at opstille målrettet feltprocedure og en ensartet metodik, der samtidig sikrer at antallet af individer i prøverne forøges.

Fra udlandet kendes mange afprøvninger af den statistiske pålidelighed af IBI og tilsvarende regionalt tilpassede fiskeindeks (se f.eks.: Angermeier & Karr 1986; Leonard & Orth 1986; Karr et al. 1987; Steedman 1987; Fore et al. 1994; Hughes et al. 1998; Lyons et al. 2001). Det drejer sig om undersøgelser af rumlig og tidslig stabilitet, følsomhedsanalyser af de enkelte måleparametre, interreplikat variation m.m. som ligeledes bør gennemføres for at validere det danske fiskeindeks.

Der behøver ikke at være fuldstændig overensstemmelse mellem fiskebaserede tilstandsvurderinger og de der er baserede på hydromorfologi, makrofytflora og invertebratfauna. De forskellige metoder har hver især deres selvstændige og unikke berettigelse i, at de har forskellig fokus. På den anden side bør heller ikke være alt for store forskelle mellem disse bedømmelsessystemer. Det må derfor anbefales at der iværksættes en oparbejdning af de foreliggende danske overvågningsdata, med henblik på en sammenlignende analyse af de forskellige biotiske og hydromorfologiske bedømmelsessystemer.



Metodevalg

Det er afgørende at der er velegnede, systematiske og reproducerbare fiskedata til rådighed for de kommende miljøvurderinger af de danske vandløb. Derfor er der i dette kapitel berørt nogle metodemæssige overvejelser som et overvågningssystem for danske vandløbsfisk bør tage højde for.

Intervaller

Overvågningsbefiskninger bør tilpasses det tidsinterval som de valgte måleparametre kan integrere over. Det vil, med det foreliggende sæt måleparametre, betyde at der i små og mellemstore danske vandløb hvor ørredbestanden minimalt består af 2 årgange af fisk, ikke bør være mere end 2 års interval mellem overvågningsbefiskninger. I de største vandløb (> 8 m's bredde) kunne der måske være 3 års interval mellem overvågningen af fiskesamfundet.

Valg af stationer

Placeringen af stationer afhænger selvfølgelig af de spørgsmål man vil have besvaret ved undersøgelsen. På grund af større mobilitet (i vandområdet) integrerer fiskesamfundene – i forhold til makrofyter og makroinvertebrater - forholdsvis store arealer. Det kunne derfor forsvares at benytte et mere grovmasket stationsnet for fisk end for de øvrige biologiske kvalitetselementer.

Stationeringen bør foretages med udgangspunkt i oplandsstørrelsen ned gennem vandløbet, hvor det præcise stationsvalg er en funktion primært af oplandsarealet eller vandføringen. Derved undgår man at det bliver placeringen af broer og tilkørselsveje der bliver udslagsgivende.

Beliggenheden af stationen i vandsystemet kan være meget afgørende for det tilstedeværende fiskesamfunds artssammensætning. For eksempel kan vandløbsstationer i umiddelbar nærhed af større vandløb eller søer betyde at der findes et fiskesamfund præget af fisk der foretrækker dybere og stillestående vand (Osborne & Wiley 1992; Osborne *et al.* 1992; Degerman & Sers 1994). Hvis fiskeindekset er følsomt overfor ydre påvirkninger fra nærliggende søer eller større vandløb, kan man forsøge at justere måleparametrenes grænseværdier eller simpelthen undgå at placere stationer sådanne steder.

Stationen skal have en størrelse så vandløbets naturlige indhold af fiskearter beskrives mest repræsentativt. Derfor er det nødvendigt at have både stryg og høller repræsenteret på stationerne så alle fiskenes potentielle levesteder dækkes af befiskningen. Derfor anbefales at man ikke anvender en fast stationslængde, men i stedet befisker et minimum af to stryg-høl-stryg sekvenser, svarende til 15-20 gange gennemsnitsbredden, hvis vandløbet ikke har et mæanderende (slyngt) forløb. I små vandløb med en begrænset fiskebestand er det i særlig grad vigtigt at fange alle forekomende arter, og der bør ikke fiskes kvalitativt over mindre strækninger end 100 m. Dette er i overensstemmelse med udenlandske anbefalinger (Karr *et al.* 1986).

Befiskningen

Formålet med befiskningen er at få en repræsentativ prøve af fiskesamfundet med mindst mulig indsats. Hidtil har man i de vadbare vandløb (dybder under 1 m) i Danmark foretaget absolutte bestandsestimater ved at fiske samme strækning igennem to eller flere gange (udtyndingsmetoden). Denne metode er temmelig tidskrævende men samtidig ganske præcis. Den samme indsats kunne sandsynligvis bruges bedre ved kun at fiske kvantitativt efter ørred i den ene stryg-høl delstrækning og i den anden delstrækning kun fiske en enkelt gang (kvalitativt). Formålet med en kvantitativ dobbeltbefiskning er at få præcise tal for ørredbestandens tæthed, som kan sammenlignes direkte med ældre danske data. Ved IBI-monitoring i udlandet er anvendelsen af enkeltbefiskning mest udbredt (e.g. Angermeier & Karr 1986; Osborne *et al.* 1992; Schleiger 2000).

I vandløb der er for dybe til at vade, må man fiske fra båd, og her vil man ikke behøve dobbeltbefiskninger, idet der ikke er et ældre datagrundlag at sammenligne med. Ved bådfiskeri må man være omhyggelig med at fiske efter samtlige potentielle fiskearter. Lampretter, der ikke gerne letter sig fra vandløbsbunden, kan eventuelt indfanges ved vadefiskeri fra bredden. I øvrigt er en europæisk standard for elfiskeri i ferskvand (prEN 14011: Water quality - Sampling of fish with electricity) p.t. under udarbejdelse.

Udstyret

Valget af udstyr vil afhænge af de lokale forhold (bredde, dybde, ledningsevne og temperatur), men generelt skal man sørge for at effekten er tilstrækkelig stor. I små vandløb kan man anvende ned til 0,5 kW, mens det i største vandløb (over 8 meters bredde) typisk er nødvendigt med effekter på 2-4 kW (Mortensen & Geertz-Hansen 1999). Batteridrevet elfiskeudstyr kan kun anbefales til de mindste vandløb.

I mellemstore og store vandløb (over 2 m's bredde) bør der i enderne af stationen anvendes et fintmasket stopnet (0,25 m maskevidde) der blokerer for fisk der flygter fra strømmen. Nogle arter, f.eks. strømskalle og stalling, lader sig kun vanskeligt fange uden stopnet.

Feltprocedurer

Da alle individer vægtes lige bør der under fiskeriet udvises stor omhu, så selv de mindste individer fiskes repræsentativt i forhold til deres abundans på stationen. Alle individer artsbestemmes og længdemåles til nærmeste cm. Dermed kan man eventuelt senere omregne til biomasse ud fra længde-vægt relationer. Larver af bæk-, flod- og havlampret, der er vanskelige at artsbestemme i felten, kan rubriceres under ét.

Ressourceforbrug

Ressourceforbruget ved elfiskeundersøgelser afhænger af vandløbets størrelse, herunder om stationen er vadbar eller om der skal fiskes fra båd. I de fleste vadbare vandløb vil et elfiskehold der består af to mand kunne overkomme 3-6 stationer pr. arbejdsdag under de ovenfor beskrevne forudsætninger.

Tak

Mange har bidraget ved rapportens tilblivelse, så derfor skal der lyde tak til Danmarks Fiskeriundersøgelser og Danmarks Miljøundersøgelser for at stille data til rådighed, og til Erik Tveskov, Henrik Jespersen, Eilif Byrnak, Thorsten Møller Olesen, Jan Nielsen, Finn Gunnar Hansen, Heine Glüsing, Peter Kaarup, Jørn V. Rasmussen, Peter Bandholtz Jørgensen, Lis Larsen, Allan Jensen, Tom Rugaard og Rolf Christiansen på miljøafdelingerne i amterne for data om udbredelsen af fiskearter, og til Jan Nielsen, Mads Ejbye Ernst, Finn Gunnar Hansen, Bjarne Moeslund, Lars Kjellerup Larsen, Jan Steinbring Jensen, Jens Skriver, Annette Sode, Peter Wiberg og Kim Aarestrup for kommentarer og forslag til rapporten.

10

Litteratur

Aadland L.P. 1993. Stream habitat types: Their fish assemblages and relationship to flow. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 790-806.

Adams S.M., editor. 1990. Biological indicators of stress in fish. *American Fisheries Society Symposium* 8.

Allan J.D. 1995. *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London UK.

Angermeier P.L. & Karr J.R. 1986. Applying an Index of Biotic Integrity Based on Stream-Fish Communities: Considerations in Sampling and Interpretation. *North American Journal of Fisheries Management* 6 (3): 418-429.

Appelberg M., Bergquist B.C. & Degerman E. 1999. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams - a preliminary approach. *Verh. Int. Ver. Limnol.* (in press).

Bain M.B., Finn J.T. & Booke H.E. 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* 69 (2): 382-392.

Belpaire C., Smolders R., Auweele I.V., Ercken D., Breine J., Van Thuyne G. & Ollevier F. 2000. An index of biotic integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434: 17-33.

Cimdins P. 1999. River typology: parameters for evaluation of their environmental state. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences, section B, 1-2 (570-571):* 99-106.

CIS arbejdsgruppe 2.2, 2002. Guidance document on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies. Final draft, <http://www.sepa.org.uk/hmwbworkinggroup/>.

Degerman E. & Sers B. 1994. The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of Freshwater Fish* 3: 116-122.

Degerman E. & Sers B. 1999. *Elfiske*. Fiskeriverket Information (3). 69 p.

Didier J. & Kestemont P. 1996. Relationships between mesohabitats, ichthyological communities and IBI metrics adapted to a European river basin (the Meuse, Belgium). *Hydrobiologia* 341: 133-144.

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

Fausch K.D., Karr J.R. & Yant P.R. 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 39-55.

Fausch K.D., Lyons J., Karr, J.R. & Angermeier P.L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8: 123-144.

Fore L.S., Karr J.R. & Conquest L.L. 1994. Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 51: 1077-1087.

Friberg N., Pedersen M.L., Larsen S.E. & Skriver J. 2002. Tilvejebringelse af fagligt grundlag for fastsættelse af den optimale faunaklasse og målsætningsklasse i vandløb. 66 s. Arbejdsrapport fra DMU nr. 157.

Ganasan V. & Hughes R.M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* 40 (2): 367--383.

Geertz-Hansen P. & Mortensen E. 1983. Okkers virkning på reproduktionen hos ørred (*Salmo trutta*). *Vatten* 39: 55-62.

Harris J.H. 1995. The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology* 20: 65-80.

Harris J.H. & Silveira R. 1999. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology* 41 (2): 235--252.

Hay C.J., van Zyl B.J. & Steyn G.J. 1996. Quantitative assessment of the biotic integrity of the Okavango River, Namibia. *Water South Africa* 22: 263-284.

Hill B.H., Herlihy A.T., Kaufmann P.R., Stevenson R.J., McCormick F.H. & Johnson C.B. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 50-67.

Hlasek L.J., Fisher W.L. & Turton D.J. 1998. Use of the index of biotic integrity to assess water quality in forested streams of the Ouachita Mountains ecoregion, Arkansas. *Journal of Freshwater Ecology* 13 (2): 181-192.

Hocutt C.H. 1981. Fish as indicators of biological integrity. *Fisheries* 6 (6): 28-31.

- Holmgren K. & Appelberg M. 2000. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *Journal of Fish Biology* 57: 1312-1330.
- Horwitz R. J. 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological monographs* 48: 307-321.
- Huet M. 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fish management. *Trans. Am. Fish. Soc.* 88: 155-163.
- Hughes R.M. & Gammon J.R. 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 196-209.
- Hughes R.M., Kaufmann P.R., Herlihy A.T., Kincaid T.M., Reynolds L. & Larsen D.P. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55 (7): 1618-1631.
- Hughes, R. M. & Oberdorff T. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. Pages 79-93 in T. P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC. Boca Raton, FL.
- Hugueny, B., Camara S., Samoura B. & M. Magassouba. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish communities in a west African river. *Hydrobiologia* 331:71-78.
- Jennings M. J., Lyons J., Emmons E.E., Hatzenbeler G.R., Bozek M., Simonson T.D., Beard T.D. & Fago D. 1999. Toward the development of an index of biotic integrity for inland lakes in Wisconsin. Pages 541-562 in T. P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC. Boca Raton, FL.
- Jowett I.G., Richardson J. & McDowall R.M. 1996. Relative effects of in-stream habitat and land use on fish distribution and abundance in tributaries of the Grey River, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 30: 463-475.
- Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 (6): 21-27.
- Karr J.R. 1991. Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1 (1): 66-84.
- Karr J.R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41 (2): 221-234.
- Karr J.R., Fausch K.D., Angermeier P.L., Yant P.R. & Schlosser I.J. 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication 5. 28 p.

- Karr, J.R., Yant P.R., Fausch K.D. & Schlosser I.J. 1987. Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwestern streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 1-11.
- Kerans B.L. & Karr J.R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4 (4): 768-785.
- Kesminas, V. & Virbickas T. 2000. Application of an index of biotic integrity to rivers of Lithuania. *Hydrobiologia* 423: 257-270.
- Kestemont P., Didier J., Dewandel F. & Micha J.C. 1998. Preliminary results on the adaptation of a biotic index of fish integrity to a European river basin (the Meuse, Belgium). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1243-1244.
- Kestemont, P., Didier J., Depiereux E. & Micha J.C. 2000. Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. *Archives of Hydrobiology Supplement* 121: 321-348.
- Knoben, R.A.E., Roos, C. and van Oirschot M.C.M. 1995. Biological assessment methods for watercourses. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment, 86 p.
- Koizumi, Noriyuki, Matsumiya & Yoshiharu. 1997. Assessment of stream fish habitat based on index of biotic integrity. *Bull. Jap. Soc. Fish. Oceanogr.* 61 (2): 144-156.
- Kronvang B., Svendsen L.M., Ovesen, N.B. & Hoffmann C.C. 2000. Ådale og vandløb. Side 11-28 i Sand-Jensen K. & Friberg N. (eds.): *De strømmende vande*. Gads forlag, København.
- Larsen K. 1980. Arternes udbredelse inden for Danmark og deres indvandring til landet. In Nørrevang A. & Lundø J. (eds.) *Danmarks Natur* 5: 153-155.
- Leonard P.M. & Orth D.J. 1986. Application of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 115: 401-414.
- Logan P. & Furse M. 2002. Preparing for the European Water Framework Directive – making the links between habitat and aquatic biota. *Aquatic conservation: Marine and freshwater systems* 12: 425-437.
- Lorenz C.M., van Dijk G.M., van Hattum A.G.M. & Cofino W.P. 1997. Concepts in river ecology: implications for indicator development. *Regulated Rivers: Research and Management.* 13: 501-516.
- Lydy M.J., Strong A.J. & Simon T.P. 2000. Development of an index of biotic integrity for the Little Arkansas River Basin, Kansas. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 523-530.
- Lyons J., Piette R.R. & Niermeyer K.W. 2001. Development, Validation, and Application of a Fish-Based Index of Biotic Integrity for Wisconsin's Large

Warmwater Rivers. Transactions of the American Fisheries Society 130 (6): 1077-1094.

Malmquist H.J., Appelberg M., Dieperink C., Hesthagen T. & Rask M. 2001. Fish. Chapter 8 in Skriver J. (ed.): Biological monitoring in Nordic rivers and lakes. TemaNord 2001: 513. 109 p.

McCormick F.H., Hughes R.M., Kaufmann P.R., Peck D.V., Stoddard J.L. & Herlihy A.T. 2001. Development of an Index of Biotic Integrity for the Mid-Atlantic Highlands Region. Transactions of the American Fisheries Society 130 (5): 857-877.

Meng L., Orphanides C.D. & Powell J.C. 2002. Use of a fish index to assess habitat quality in Narragansett Bay, Rhode Island. Transactions of the American Fisheries Society 131 (4): 731-743.

Miljøstyrelsen 1983. Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del I Vandløb og søer. Vejledning nr. 1/1983.

Miller D.L., Leonard P.M., Hughes R., Karr J.R., Moyle P.B., Schrader L.H., Thompson B.A., Daniels R.A., Fausch K.D., Fitzhugh G.A., Gammon J.R., Halliwell D.B., Angermeier P.L. & Orth D.J. 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. Fisheries 13: 12-20.

Miljøstyrelsen 2002. Redegørelse om vandområdedistrikter i Danmark. Miljøstyrelsen vandrammedirektivside på internettet: <http://www.mst.dk/vand/05050000.htm>

Miller R.R., Williams J.D. & Williams J.E. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. Fisheries 14(6): 22-38.

Minns C.K., Cairns V.W., Randall R.G. & Moore J.E. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes' areas of concern. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51: 1804-1822.

Mortensen E. & Geertz-Hansen P. 1996. Elektrofiskeri til bestemmelse af fiskebestande i vandløb. 2. udg. Teknisk anvisning fra DMU nr. 13, 38 s.

Muhar S. & Schwartz M. 2000. Assessing rivers with high and good habitat integrity in the Alpine region as a foundation for conservation programmes; applications in Austria. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 669-673.

Nielsen J. 1997. Ørreden som miljøindikator. Miljønyt 24: 53 s. Miljø- og Energiministeriet, København. IBN 87-7810-934-5.

O'Connor W.C.K. & Kennedy R.J. 2002. A comparison of catchment based salmonid habitat survey techniques in three river systems in Northern Ireland. Fisheries Management and Ecology 9: 149-161.

Oberdorff T. & Hughes R.M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. Hydrobiologia 228: 117-130.

- Oberdorff T. & Porcher J.P. 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture* 119: 219-235.
- Oberdorff T., Pont D., Hugueny B. & Chessel D. 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology* 46 (3): 399-415.
- Oberdorff T., Pont D., Hugueny B. & Porcher J.P. 2001. Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of river "health" in France. *Freshwater Biology* 47: 1-23.
- Onorato D., Marion K.R. & Angus R.A. 1998. Longitudinal variations in the ichthyofaunal assemblages of the upper Cahaba River: Possible effects of urbanization in a watershed. *Journal of freshwater Ecology* 13: 139-154.
- Osborne L.L. & Wiley M.J. 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 671-681.
- Osborne L.L., Kohler, S.L., Bayley P.B., Day D.M., Bertrand W.A., Wiley M. & Sauer R. 1992. Influence of stream location in a drainage network on the index of biotic integrity. *Transactions of the American Fisheries Society* 121: 635-643.
- Ostrand K.G. & Wilde G.R. 2002. Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of freshwater fish* 11: 137-149.
- Otterstrøm C.V. 1912. Fisk I. Pigfinnefisk. *Danmarks Fauna* Bd. 11.
- Otterstrøm C.V. 1914. Fisk II. Blødfinnefisk. *Danmarks Fauna* Bd. 15.
- Otterstrøm C.V. 1917. Fisk III. Tværmunde m.m. *Danmarks Fauna* Bd. 20.
- Paller M. H. 1995. Interreplicate variance and statistical power of electrofishing data from low-gradient streams in the southeastern United States. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 542-550.
- Pires A.M., Cowx I.G. & Coelho M.M. 1999. Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. *Journal of Fish Biology* 54 (2): 235--249.
- Poff N.L. & Allan J.D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76 (2): 606-627.
- Przybylski M. 1996. Variation in fish growth characteristics along a river course. *Hydrobiologia* 325: 39-46.
- Rahel F.J. & Hubert W.A. 1991. Fish assemblages and habitat gradients in a Rocky Mountain-Great Plains stream: Biotic zonation and additive patterns of community change. *Transactions of the American Fisheries Society* 120: 319-332.
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Charpier P., Dawson F.H., Naura M. & Boon P.J. 2002. Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of

rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 405-424

Reyes-Gavilán F.G., Garrido R., Nicieza A.G., Toledo M.M. & Braña F. 1996. Fish community variation along physical gradients in short streams of northern Spain and the disruptive effects of dams. *Hydrobiologia* 321: 155-163.

Roth N., Southerland M., Chaillou J., Klauda R., Kazyak P., Stranko S. Weisberg S., Hall I. Jr. & Morgan I. 1998. Maryland biological stream survey: Development of a fish index of biotic integrity. *Environmental Monitoring and Assessment* 51: 89-106.

Schleiger S.L. 2000. Use of an Index of Biotic Integrity to Detect Effects of Land Uses on Stream Fish Communities in West-Central Georgia. *Transactions of the American Fisheries Society* 129 (5): 1118--1133.

Schlosser I.J. 1990. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: implications for environmental management and assessment. *Environmental Management* 14 (5): 621-628.

Scrimgeour G.J. & Wicklum D. 1996. Aquatic ecosystem health and integrity: problems and potential solutions. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15(2): 254-261.

Simon T.P. & Lyons J. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. Pages 245-262 in W.S. Davis and T.P. Simon (eds.) *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Lewis. Boca Raton, FL.

Simon T.P. & Sanders R.E. 1999. Applying an index of biotic integrity based on great river fish communities: considerations in sampling and interpretation. Pages 475-505 in T.P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC. Boca Raton, FL.

Smogor R.A. & Angermeier P.L. 2001. Determining a Regional Framework for Assessing Biotic Integrity of Virginia Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 130 (1): 18--35.

Steedman R.J. 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 492-501.

Stewart-Oaten A., Murdoch W.W. & Parker K.R. 1986. Environmental impact assessment: „Pseudoreplication“ in time? *Ecology* 67 (4): 929-940.

Suter G.W. 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12: 1533-1539.

Thoma R.F. 1999. Biological monitoring and an index of biotic integrity for Lake Erie's nearshore waters. Pages 417-461 in T.P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC. Boca Raton, FL.

- Toham A.K. & Teugels G.G. 1999. First data on an index for biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West-African river system. *Hydrobiologia* 397: 29-38.
- Uldal A., Dalsgaard I., Dieperink C., Møllergaard S. & Buchmann K. 1995. Sygdomsstatus hos fisk udsat i dambrugsbelastede vandløb. Projekt rapport fra Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. 26 s + bilag.
- Vejle Amt 2002. Vandområdeplan, Generel del, august 2002. Redigeret af Marianne Bjerre. ISBN 87-7750-71-6. 72 s.
- Wang L., Lyons J., Kanehl P. & Gatti R. 1996. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22 (6): 6-12.
- Whittier T.R. 1999. Development of IBI metrics for lakes in southern New England. Pages 563-582 in T.P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC. Boca Raton, FL.
- Whittier T.R., Hughes R.M. & Peck D.V. 2001. Comment: test of an index of biotic integrity. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 169-172.
- Wiberg-Larsen P., Brodersen K.P., Birkholm S., Grøn P.N. & Skriver J. 2000. Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. *Freshwater Biology* 43: 633-647.
- Williams L.R., Toepfer C.S. & Martinez A.D. 1996. The relationship between fish assemblages and environmental gradient in an Oklahoma prairie stream. *Journal of Freshwater Ecology* 11: 459-468.
- Wolter C. & Vilcinskas A. 1997. Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 6: 174-181.
- Yoder C.O. & Smith M.A. 1999. Using fish assemblages in a state biological assessment and criteria program: essential concepts and considerations. Pages 17-56 in T. P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC. Boca Raton, FL.

Bilag 1

Danske ferskvandfisk's forekomst omkring år 1900.

Fiskenes fordeling indenfor nuværende amtsgrænser. Oplysninger bearbejdet fra Danmarks Fauna (Otterstrøm 1912, 1914, 1917). Justeringer er angivet med *.

1 = tilstede i amtet; 0 = ej tilstede

Art	SØN	RIB	VEJ	RIN	ÅRH	VIB	NOR	FYN	BOR	VES	STO	ROS	FRE	KØB
Aborre	<i>Perca fluviatilis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bitterling	<i>Rhodeus sericeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brasen	<i>Abramis brama</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bækklampret	<i>Lampetra planeri</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1
Dyndsmørling	<i>Misgurnus fossilis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elritse	<i>Phoxinus phoxinus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0
Finnestribet ferskvandsulk	<i>Cottus poecilopus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fjeldørred	<i>Salvelinus alpinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Flire	<i>Blicca björkna</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1
Flodlampret	<i>Lampetra fluviatilis</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0
Gedde	<i>Esox lucius</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Grundling	<i>Gobio gobio</i>	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0
Græskarpe	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Havlampret	<i>Petromyzon marinus</i>	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0
Helt	<i>Coregonus lavaretus</i>	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Heltling	<i>Coregonus albula</i>	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0
Hork	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
Hvidfinnet ferskvandsulk	<i>Cottus gobio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Karpe	<i>Cyprinus carpio</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Karusse	<i>Carassius carassius</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Kildeørred	<i>Salvelinus fontinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Knude (ferskvandskvabbe)	<i>Lota lota</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Laks	<i>Salmo salar</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Lille hundefisk	<i>Umbra pygmaea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Løje	<i>Alburnus alburnus</i>	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1
Majsild	<i>Alosa alosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Malle	<i>Silurus glanis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nipigget hundestejle	<i>Pungitius pungitius</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pigsmerling	<i>Cobitis taenia</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0
Regnbueørred	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Regnløje	<i>Leucaspis delineatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Rimte	<i>Idus idus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1
Rudskalle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
Sandart	<i>Stizostedion lucioperca</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skalle	<i>Rutilus rutilus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Skrubbe	<i>Platichthys flesus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Smelt	<i>Osmerus eperlanus</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1
Smerling	<i>Noemacheilus barbatulus</i>	0	*1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Snæbel	<i>Lavaretus oxyrinchus</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stalling	<i>Thymallus thymallus</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stavsild	<i>Alosa fallax</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Strømskalle	<i>Leuciscus leuciscus</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stør	<i>Acipenser sturio</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Suder	<i>Tinca tinca</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
Sølvkaruds	<i>Carassius auratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trepigget hundestejle	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ørred	<i>Salmo trutta</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Bilag 2

Danske ferskvandfisk's forekomst i år 2000.

Fiskenes nutidige fordeling, baseret på oplysninger fra amterne.

1 = tilstede i amtet; 0 = ej tilstede

Art	SØN	RIB	VEJ	RIN	ÅRH	VIB	NOR	FYN	BOR	VES	STO	ROS	FRE	KØB
Aborre	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bitterling	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Brasen	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1
Bæklampret	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
Dyndsmørling	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elritse	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0
Finnestribet ferskvandsulk	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fjeldørred	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Flire	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0
Flodlampret	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Gedde	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Grundling	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0
Græskarpe	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Havlampret	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0
Helt	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Heltling	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Hork	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
Hvidfinnet ferskvandsulk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Karpe	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Karusse	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Kildeørred	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Knude (ferskvandskvabbe)	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	0
Laks	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0
Lille hundefisk	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Løje	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1	1
Majsild	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Malle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nipigget hundestejle	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pigsmerling	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0
Regnbueørred	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0
Regnløje	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1
Rimte	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1
Rudskalle	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
Sandart	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1
Skalle	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Skrubbe	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
Smelt	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1
Smerling	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Snæbel	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stalling	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stavsild	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Strømskalle	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stør	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Suder	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Sølvkaruds	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Trepigget hundestejle	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ørred	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ål	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Bilag 3

Danske fiskearters opdeling i funktionelle grupper

For arter med betegnelsen I/P regnes alle individer ≤ 10 cm's længde for invertivore, mens større individer regnes for 50 % invertivore og 50 % piscivore. Som "driftædende" er defineret alle arter der ikke lever i eller på vandløbsbunden. I = Invertivor (invertebrat-ædende); P = Piscivor (fiske-ædende); H = Herbivor (planteædende); FF = filtrerende dødt organisk materiale; PA = parasitisk; O = Omnivor (altædende).

Dansk navn	Latinsk navn	Føde-funktion	Tolerance	Benthisk ell. driftædende	Vandrefisk	Lithophil gyder
Aborre	<i>Perca fluviatilis</i>	I/P	-	Driftædende		
Bitterling	<i>Rhodeus sericeus</i>	H	-	Driftædende		
Brasen	<i>Abramis brama</i>	I	-	Benthisk		
Bæklampret	<i>Lampetra planeri</i>	FF	Intolerant	Benthisk		Lithophil
Dyndsmerling	<i>Misgurnus fossilis</i>	I	Intolerant	Benthisk		
Elritse	<i>Phoxinus phoxinus</i>	I	Intolerant	Driftædende		Lithophil
Finnestribet ferskvandsulk	<i>Cottus poecilopus</i>	I	-	Benthisk		
Fjeldørred	<i>Salvelinus alpinus</i>	I/P	-	Driftædende	Vandrefisk	Lithophil
Flire	<i>Blicca björkna</i>	I	-			
Flodlampret	<i>Lampetra fluviatilis</i>	FF/PA	Intolerant	Benthisk	Vandrefisk	Lithophil
Gedde	<i>Esox lucius</i>	P	Intolerant			
Grundling	<i>Gobio gobio</i>	I	-	Benthisk		Lithophil
Græskarpe	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	H/O/I	-			Lithophil
Havlampret	<i>Petromyzon marinus</i>	FF/PA	Intolerant	Benthisk	Vandrefisk	Lithophil
Helt	<i>Coregonus lavaretus</i>	I	-	Driftædende	Vandrefisk	
Heltling	<i>Coregonus albula</i>	I	Intolerant	Driftædende		
Hork	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	I	-	Benthisk		
Hvidfinnet ferskvandsulk	<i>Cottus gobio</i>	I	Intolerant	Benthisk		
Karpe	<i>Cyprinus carpio</i>	O	-	Benthisk		
Karusse	<i>Carassius carassius</i>	O	Tolerant	Driftædende		
Kildeørred	<i>Salvelinus fontinalis</i>	I/P	-	Driftædende		Lithophil
Knude (ferskvandskvabbe)	<i>Lota lota</i>	I/P	Intolerant	Benthisk		Lithophil

Bilag 3 (fortsat)

Dansk navn	Latinsk navn	Føde-funktion	Tolerance	Benthisk ell. driftædende	Vandrefisk	Lithophil gyder
Laks	Salmo salar	I/P	Intolerant	Driftædende	Vandrefisk	Lithophil
Lille hundefisk	Umbra pygmaea	I	-	Driftædende		
Løje	Alburnus alburnus	I	-	Driftædende		
Majsild	Alosa alosa	I	Intolerant	Driftædende	Vandrefisk	
Malle	Siluris glanis	P	Intolerant	Benthisk		
Nipigget hundestejle	Pungitius pungitius	I	Tolerant	Driftædende		
Pigsmørling	Cobitis taenia	I	-	Benthisk		
Regnbueørred	Oncorhynchus mykiss	I/P	-	Driftædende	Vandrefisk	Lithophil
Regnløje	Leucaspis delineatus	I	Tolerant	Driftædende		
Rimte	Idus idus	I	-	Driftædende	Vandrefisk	
Rudskalle	Scardinius erythrophthalmus	O	Tolerant	Driftædende		
Sandart	Stizostedion lucioperca	P	-			
Skalle	Rutilus rutilus	O	Tolerant	Driftædende		
Skrubbe	Platichthys flesus	I	-	Benthisk	Vandrefisk	
Smelt	Osmerus eperlanus	I	-	Driftædende	Vandrefisk	
Smerling	Noemacheilus barbatulus	I	-	Benthisk		Lithophil
Snæbel	Lavaretus oxyrinchus	I	Intolerant	Driftædende	Vandrefisk	
Stalling	Thymallus thymallus	I	Intolerant	Driftædende		Lithophil
Stavsild	Alosa fallax	I	Intolerant	Driftædende	Vandrefisk	
Strømskalle	Leuciscus leuciscus	I	-	Driftædende		Lithophil
Stør	Acipenser sturio	I	Intolerant	Benthisk	Vandrefisk	Lithophil
Suder	Tinca tinca	O	-			
Sølvkaruds	Carassius auratus	O	-	Driftædende		
Trepigget hundestejle	Gasterosteus aculeatus	I	Tolerant	Driftædende		
Ørred	Salmo trutta	I/P	Intolerant	Driftædende	Vandrefisk	Lithophil
Ål	Anguilla anguilla	I/P	-	Benthisk	Vandrefisk	

