



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Tilvejebringelse af fagligt grundlag for fastsættelse af den optimale faunaklasse og målsætningsklasse i vandløb

Arbejdsrapport fra DMU, nr. 157

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Tilvejebringelse af fagligt grundlag for fastsættelse af den optimale faunaklasse og målsætningsklasse i vandløb

Arbejdsrapport fra DMU, nr. 157
2002

Nikolai Friberg
Morten L. Pedersen
Søren E. Larsen
Jens Skriver

Datablad

| | |
|-----------------------|---|
| Titel: | Tilvejebringelse af fagligt grundlag for fastsættelse af den optimale faunaklasse og målsætningsklasse i vandløb |
| Forfattere: | N. Friberg, M.L. Pedersen, S.E. Larsen & J. Skriver |
| Afdeling: | Afdeling for Ferskvandsøkologi |
| Serietitel og nummer: | Arbejdsrapport fra DMU nr. 157 |
| Udgiver: | Miljøministeriet Danmarks Miljøundersøgelser © |
| URL: | http://www.dmu.dk |
| Udgivelsestidspunkt: | Marts 2002 |
| Finansiel støtte: | Ingen ekstern finansiering |
| Bedes citeret: | 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. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse. |
| Layout: | Hanne Kjellerup Hansen |
| ISSN (trykt): | 1395-5675 |
| ISSN (elektronisk): | 1399-9346 |
| Papirkvalitet: | Cyclus print |
| Tryk: | Silkeborg Bogtryk, miljøcertificeret (EMAS reg. nr. DK-S-0084) |
| Sideantal: | 66 |
| Oplag: | 150 |
| Pris: | kr. 50,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse) |
| Internet: | Rapporten findes også som PDF-fil på Danmarks Miljøundersøgelses hjemmeside. http://arbejdsrapporter.dmu.dk |

Købes hos:

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
DK-8600 Silkeborg
Tlf: 8920 14000
Fax: 8920 1414
e-mail: dmu@dmu.dk
www.dmu.dk

Indholdsfortegnelse

| | |
|--|-----------|
| Forord | 5 |
| Sammenfatning | 6 |
| 1 Indledning og baggrund for projektet | 7 |
| 1.1 Formål | 9 |
| 1.2 Projektets forløb | 9 |
| 2 Optimal faunaklasse og målsætningsklasse | 10 |
| 2.1 Optimal faunaklasse | 10 |
| 2.2 Målsætningsklasse | 12 |
| 2.3 Fastsættelse af optimal faunaklasse og målsætningsklasse | 12 |
| 3 Internationale erfaringer med referencekonceptet | 14 |
| 3.1 RIVPACS | 15 |
| 3.2 Andre systemer | 15 |
| 4 Det upåvirkede danske vandløb – hvad er det? | 17 |
| 4.1 De fysiske forhold | 17 |
| 4.2 De biologiske forhold | 18 |
| 5 Tilstanden i dag - findes der referencer? | 20 |
| 5.1 Vandløb med optimal biologisk kvalitet | 20 |
| 5.2 Vandløb med optimal fysisk kvalitet | 21 |
| 6 Opbygning af et referencenet | 23 |
| 6.1 Kriterier for udvælgelsen | 23 |
| 6.2 Referencenettets tæthed | 24 |
| 7 Måleprogram for et referencenet | 26 |
| 7.1 Målefrekvens | 26 |
| 7.2 Måleprogram | 27 |
| 7.2.1 Regioner | 27 |
| 7.2.2 Oplande | 27 |
| 7.2.3 Ripariske forhold (inkl. bræmmer) | 27 |
| 7.2.4 Kemiske forhold | 28 |
| 7.2.5 Fysiske forhold | 28 |
| 7.2.6 Planter | 28 |
| 7.2.7 Invertebrater (DVFI) | 28 |
| 7.2.8 Fisk | 28 |

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 8 | Grundlæggende statistiske metoder | 29 |
| | 8.1 Klassifikation af vandløb med høj biologisk kvalitet (referencer) | 29 |
| | 8.2 Forudsigelse af faunasammensætningen på en vandløbsstrækning | 30 |
| 9 | Retningslinier for fastsættelsen af målsætningsklassen | 33 |
| 10 | Anbefalinger for fremtiden | 35 |
| 11 | Referencer | 36 |
| | Bilag 1. Kort over vandløb med faunaklasse 6-7 (potentielle referencer) | 38 |
| | Bilag 2. Kort over vandløb med optimal biologisk kvalitet (absolutte referencer) | 39 |
| | Bilag 3. Oversigt over strækninger der er fysisk uforstyrrede. Efter Bookes (1984) | 40 |
| | Bilag 4. Forslag til opstilling af et fysisk indeks | 48 |
| | Bilag 5. Retningslinier vedrørende fastsættelse af den optimale faunaklasse | 62 |

Forord

Denne rapport er skrevet på baggrund af projektet "Tilvejebringelse af fagligt grundlag for fastsættelsen af den optimale faunaklasse" påbegyndt i efteråret 1999 af Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vandløbsøkologi. Projektet har involveret kontakt til alle amter, litteratursøgning og en gennemgang af eksisterende og historiske data om vandløbskvalitet i Danmark. Derudover har projektgruppen (rapportens forfattere) løbende diskuteret de indsamlede resultater og den overordnede problemstilling. I rapporten præsenteres hovedresultaterne af de foretagne analyser samt et forslag til et fremtidigt system der kan anvendes til at fastsætte både den optimale faunaklasse og målsætningsklasse på et objektivt grundlag. Det skal understreges at det foreslåede system er udarbejdet af projektgruppen på baggrund af erfaringer fra projektarbejdet samt fra deltagelsen i relevante internationale fora.

Da det skitserede, fremtidige system vil tage en årrække (2-3 år) at udvikle og da det først kan igangsættes når den nødvendige finansiering er fundet, indeholder rapporten i et bilag retningslinier for hvorledes den optimale faunaklasse kan fastsættes indtil en objektiv metode foreligger.

Denne rapport indeholder derudover et forslag til et fysisk indeks som skal anvendes sammen med Dansk Vandløbsfaunaindeks til at belyse de økologiske forhold i vandløb. Et sådant fysisk indeks blev i projektperioden identificeret som et nøgleelement i fremtidens vurdering af vandløbskvalitet. I forbindelse med implementeringen af EU's Vandrammedirektiv skal den hydromorfologiske vandløbskvalitet også fastlægges. Det fysiske indeks der præsenteres her, kan virke som inspiration for hvorledes fysisk kvalitet i vandløb vil kunne beskrives.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe bestående af Jan Steinbring Jensen, Skov- & Naturstyrelsen, Jørn Kirkegaard, Miljøstyrelsen, Hans Thiil Nielsen, Sønderjyllands Amt (udpeget af Amtsrådsforeningen) og Peter C. Dall, Københavns Universitet. Følgegruppen har styrket projektets resultat ved at bidrage med væsentlige kommentarer og inspiration. Vi vil i den anledning gerne have lejlighed til at mindes nu afdøde Peter C. Dall der, som altid, var utrolig hjælpsom og idérig - også i denne sammenhæng.

Der skal desuden rettes en speciel tak til Katrine Rogert Hansen og Anne Gro Thomsen der har været behjælpelige med at indhentede primærdata samt digitalisere referencevandløbene. En tak skal også rettes til Hans Ole Hansen for de faglige kommentarer og den sproglige korrekturlæsning. Projektet og rapporten er finansieret af Skov- og Naturstyrelsen.

Silkeborg 22/2 – 2002

Nikolai Friberg, Morten Lauge Pedersen, Søren Erik Larsen, Jens Skriver

Sammenfatning

Fastlæggelsen af den optimale faunaklasse, dvs. den faunaklasse en vandløbsstrækning ville have hvis den ikke havde været påvirket af menneskelige aktiviteter, skal ske på baggrund af en analyse af vandløbets fysiske, kemiske og biologiske forhold. I denne rapport er redegjort for hvilke data der er nødvendige for at fastlægge den optimale faunaklasse, også kaldet referencetilstanden, på en objektiv måde.

Når EU's Vandrammedirektiv er fuldt implementeret skal de biologiske, kemiske og fysiske forhold i alle vandløb beskrives i forhold til en uberørt referencetilstand. Fastlæggelsen af referencetilstanden har derfor haft international bevågenhed. Metoderne der er benyttet til at analysere og fastlægge referencetilstanden bliver kort gennemgået og der gives et bud på hvorledes et netværk referencevandløb kan opbygges i Danmark. Referencenettet bør mindst være på 200 lokaliteter, fordelt efter oplandsstørrelser, hydrologi og geologiske forhold.

Gennem en analyse af data indsamlet fra amterne i Danmark er forsøgt estimeret hvor mange kilometer vandløb der har absolut referencetilstand og hvor mange kilometer der har potentiel referencetilstand. I alt er identificeret 1969 kilometer med potentiel referencetilstand, meden de absolutte referencer udgør 467 kilometer. Desuden er der givet et bud på hvor mange kilometer vandløb der er fysisk uberørte i det danske landskab. Det drejer sig om i alt 883 kilometer.

De foreslåede metoder til fastsættelsen af den optimale faunaklasse og målsætningklassen vil nødvendigvis medføre at man skal ændre proceduren for hvorledes man bedømmer vandløbenes kvalitet. Der er givet et bud hvorledes dette fremtidige system kan varetages. Desuden er præsenteret et bud på hvorledes den optimale faunaklasse kan fastsættes indtil man har fået opbygget et system med reference vandløb. Den fysiske vandløbskvalitet skal også inkluderes i bedømmelse af vandløbenes kvalitet i fremtiden, derfor er der præsenteret et bud på hvorledes et egentligt system til vurdering af den fysiske kvalitet kunne udformes.

1 Indledning og baggrund for projektet

Vandløb i Danmark varierer naturligt både fysisk-kemisk og biologisk afhængig af forhold såsom vandløbsstørrelse og geografisk placering. Det er kendt at invertebratsamfundets sammensætning ændres ned gennem et vandløb, fra kilde til udløb i havet, ligesom vandmængde og afstrømningsforhold varierer mellem vandløb i Øst- og Vestdanmark.

Menneskelige påvirkninger af vandløbene er mangeartede og varierer både i tid og rum. Vegetationen i vandløbenes oplande er blevet stærkt modificeret gennem de 3000 år, og i dag har vi formentlig kun meget få, historisk set uberørte vandløbsoplande i Danmark. Inden for de sidste ca. 150 år er hovedparten af vore vandløb desuden blevet fysisk modificerede for at sikre dræningstilstanden af tilgrænsede landbrugsarealer. Dette har bevirket at ca. 97 % af alle naturligt forekommende danske vandløb er kanaliserede og opgravede mens kun ca. 3 % har bibeholdt deres naturlige slyngninger og oprindelige fysiske variation (Brookes, 1984). Endelig har der været en stor belastning af vandløbsmiljøet med organisk stof fra spildevand og landbrugsudledninger. Selvom denne belastning er blevet kraftigt reduceret de sidste årtier, har den haft betydning for den regionale udbredelse af vandløbsorganismerne vi ser i dag hvor nogle organismer er helt eller delvist forsvundet fra dele af vores vandløbssystemer som følge af forurening og fysisk forstyrrelse. Desuden er der stadig problemer med regnvandsbetingede udledninger samt spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse der i kombination med ringe fysiske forhold fastholder mange vandløb i en så dårlig tilstand at de ikke opfylder deres målsætning.

Tilstanden på en given vandløbsstrækning er betinget af de naturgivne forhold samt intensiteten og omfanget af de menneskelige påvirkninger. For at kunne forbedre vandløb-enes tilstand, er det nødvendigt at kende betydningen af henholdsvis de naturgivne forhold og de menneskelige påvirkninger og deres indbyrdes samspil.

I dag fastsættes der individuelle målsætninger og kvalitetskrav for vandløb inddelt i tre målsætninger:

- A: Skærpet målsætning – vandløb der i særlig grad skal beskyttes mod kulturpåvirkninger og hvor plante- og dyreliv er upåvirkede;
- B: Generel målsætning – vandløb som accepteres at være svagt påvirkede af kulturbetingede faktorer;
- C-F: Lempet målsætning – vandløb der tillades væsentligt påvirkede af aktiviteter, som kan reguleres gennem regionplanlægningen.

Disse tre kategorier er yderligere underinddelt (tabel 2.1). Langt de fleste vandløb har i dag en B-målsætning. Amterne er tilsynsmyndigheder, og undersøgelser af hvorvidt målsætninger opfyldes foregår primært vha. Analyser af forekomsten af smådyr. Der anvendes en række metoder i de forskellige amter, men i 1998 udgav Miljøstyrelsen en vejledning i biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet (Mil-

jøstyrelsen, 1998). Vejledningen er til brug i forbindelse med amternes generelle tilsyn samt i det nationale overvågningsprogram. Vejledningen omhandler Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) der i overensstemmelse med tidligere metoder er baseret på smådyrssamfund. DVFI opererer med en optimal faunaklasse, der er den bedst opnåelige tilstand, og en målsætningsklasse, der svarer til det nuværende målsætningssystem (for en detaljeret se kap. 2).

I dag mangler der et objektivt system til at fastsætte den optimale faunaklasse for en given vandløbsstrækning. Et sådant system skal tage udgangspunkt i de naturgivne forhold og dermed den enkelte vandløbsstræknings potentiale for at opnå en given tilstand. Systemet skal kunne forudsige sammensætningen af smådyrssamfundet og skal kunne anvendes til både national og regional overvågning af natur- og miljøtilstanden i danske vandløb. Systemet skal både kunne operere på arts- og familieniveau samt DVFI-niveau efter brugernes ønsker. Udgangspunktet for et sådant system (se kap. 3) er at en given faunatilstand kan sammenlignes med hvordan den ville være såfremt der ikke havde været menneskeskabte påvirkninger af vandløbet. En sådan sammenligning er kun mulig hvis der findes datasæt fra uberørte referencevandløb. Kortlægningen af forekomsten af vandløbslokaliteter af høj kvalitet i dag og udarbejdelsen af referencedatabasen vil desuden kunne anvendes i fremtiden til at påvise vandløbsøkologiske effekter af langtidsændringer i globale miljøforhold såsom opvarmning. Vandløbsfaunaen kan til hver en tid gindsamles ligesom referencedatabasen løbende kan udbygges. Grundigt kendskab til vandløb med høj naturkvalitet er desuden væsentligt med henblik på biodiversitetsaspekter, herunder at beskytte og bevare truede arter.

Hele konceptet med at relatere tilstanden på en given vandløbslokalitet med en referencesituation er et af de bærende elementer i EU's Vandrammedirektiv der trådte i kraft ved udgangen af 2000 (Direktiv 2000/60/EF). Vandrammedirektivet, der skal være fuldt implementeret i Danmark i år 2015, er baseret på 5 kvalitetsklasser gående fra høj økologisk kvalitet til dårlig økologisk kvalitet. Målsætningen i Vandrammedirektivet er at alle naturlige vandløb skal opnå mindst god økologisk kvalitet (den næstbedste kvalitetsklasse) inden for knap 15 år. For kunstige og stærkt modificerede vandløb skal der inden for samme periode opnås et godt økologisk potentiale og en god vandkemisk tilstand. Der skal fastsættes referenceforhold for alle typer af naturlige vandløb svarende til høj økologisk kvalitet. Disse referencevandløb danner udgangspunkt for kategoriseringen af de øvrige fire vandkvalitetsklasser. Vandrammedirektivet adskiller sig fra den nuværende forvaltning ved at operere med en klart defineret referencetilstand for alle typer af vandløb og ved at have et bredere økologisk sigte. Således kan både planter, smådyr og fisk indgå som indikatorer i vurderingen af tilstanden ligesom hydromorfologiske kvalitetselementer og kemiske forhold også kan inddrages. Med hensyn til smådyrene er DVFI et klart skridt på vejen mod implementeringen af Vandrammedirektivet da systemet kvalitetssætter vandløbene på baggrund af både deres optimale (referencetilstand) og ønskede tilstand.

1.1 Formål

Formålet med projektet er overordnet at tilvejebringe et fagligt vurderingsgrundlag for hvorledes den optimale faunaklasse kan fastsættes samt at udarbejde retningslinier for fastsættelsen af målsætningsklassen. I forbindelse hermed skal mulighederne for i dag at beskrive den uberørte tilstand (referencetilstanden), i forskellige typer og størrelser af danske vandløb, vurderes. Endelig er formålet at beskrive hvilke fremgangsmåder der kan anvendes for at implementere et fremtidigt system til fastsættelse af den optimale faunaklasse, samt hvilke hjælpemidler der er nødvendige for at kunne fastsætte målsætningsklassen på et ensartet grundlag for hele landet.

1.2 Projektets forløb

Første fase af projektet har bestået i at indsamle følgende informationer:

1. opsamling af international viden på området;
2. identifikation af eksisterende referencevandløb (nutidsreferencer);
3. indsamling af historiske data.

Ad. 1: Opsamling af international viden er primært sket gennem det netværk som projektmedarbejderne har opbygget med relevante, udenlandske institutioner. Derudover er der gennemført en supplerende litteratursøgning og sammenstilling af eksisterende viden.

Ad. 2: Første prioritet var at indsamle data fra potentielle referencevandløb. I den forbindelse blev alle amter kontaktet med henblik på at få en første udpegning af potentielle referencevandløb. I denne første udpegning blev forskellige kriterier anvendt, herunder at faunaklassen skulle være 6 eller 7, at vandløbene fysisk set var naturlige (dvs. umodificerede) samt at de skulle være upåvirkede af vandløbsvedligeholdelse (i minimum 10 år) m.m. Det skal understreges, at denne rundspørge kun var tænkt som første undersøgelse af mulighederne for at finde et tilstrækkeligt antal af upåvirkede vandløb i de forskellige regioner i Danmark. Før et egentlig undersøgelsesprogram igangsættes, er det nødvendigt med en mere gennemgribende analyse, herunder også en vurdering af hvorvidt vandløb i nogle tilfælde har et optimalt økologisk potentiale ved faunaklasser dårligere end 6 (f.eks. 5 eller 4).

Ad 3: Mulighederne for at benytte historiske data til at beskrive referencesituationer blev undersøgt ved litteratur- og datasøgninger.

Anden fase af projektet var at udarbejde indeværende rapport på baggrund af de indsamlede data og foretage en diskussion af disse. Rapporten er et idékatalog til hvorledes et objektivt system kan opbygges til at fastsætte den optimale faunaklasse og målsætningsklassen.

2 Optimal faunaklasse og målsætningsklasse

Begreberne "optimal faunaklasse" og "målsætningsklasse" blev introduceret i vejledningen fra Miljøstyrelsen (1998) til biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Optimal faunaklasse og målsætningsklasse bruges ved anvendelse af Dansk Vandløbsfaunaindeks og erstatter hermed det tidligere system hvor forureningsgraden blev sammenholdt med den målsætning der var fastsat i regionplanen (Miljøstyrelsen, 1983). Der er imidlertid stadig denne sammenhæng idet en forureningsgrad også kan angives som en faunaklasse (tabel 2.1).

Tabel 2.1: Mindstekrav til forureningsgrad for opfyldelse af kvalitetsmålsætninger i vandløb som angivet i "Vejledning i biologisk bedømmelse af vandløb" (Miljøstyrelsen, 1998). Endvidere er angivet sammenhæng mellem forureningsgrad og faunaklasse.

| Målsætning | Forureningsgrad | Faunaklasse |
|--|-----------------|-------------|
| A Særligt naturvidenskabeligt interesseområde | II* | 5* |
| B ₁ Gyde- og yngelopvækstområde for laksefisk | II | 5 |
| B ₂ Laksefiskevand | II | 5 |
| B ₃ Karpefiskevand | II (II-III) | 5 (4) |
| C Vandløb, der alene skal anvendes til afledning af vand | II-III | 4 |
| D Vandløb påvirket af spildevand | II-III | 4 |
| E Vandløb påvirket af grundvandsindvinding | II-III | 4 |
| F Vandløb påvirket af okker | - | - |

* Fastsættes særskilt for det enkelte vandløb

Ved anvendelse af Dansk Vandløbsfaunaindeks betegnes kvaliteten af et vandløbs optimalt opnåelige dyreliv som den *optimale faunaklasse* og den faunaklasse, der skal opnås for at målsætningen er opfyldt, betegnes *målsætningsklassen* (Miljøstyrelsen, 1998)

2.1 Optimal faunaklasse

For at *naturlige* forskelle mellem vandløbene ikke skal være medvirkende til at give et forkert billede af vandløbenes tilstand og dermed en fejlagtig vurdering af de menneskelige påvirkningers betydning, skal der for *hver* vandløbsstrækning fastlægges den faunaklasse der er optimal (Miljøstyrelsen, 1998).

Optimal faunaklasse skal fastsættes for alle vandløb der er målsat i regionplanen, dvs. egentlige naturlige vandløb, kunstige vandløb og søafløb. Den optimale faunaklasse skal altså fastlægges for disse vandløb, som den tilstand de ville have haft såfremt de var upåvirkede af menneskelige aktiviteter.

Den optimale faunaklasse er afhængig af en række faktorer der påvirker den overordnede vandløbskvalitet:

- Vandløbets fysiske forhold, f.eks. strømhastighed og bundsubstratets sammensætning;
- Vandløbets skikkelse og fald;

- Vandføring, herunder variationer over tid f.eks. året;
- Vandkvalitet, f.eks. iltkoncentrationen og forekomsten af miljøfremmede stoffer;
- Zoogeografiske forhold der bestemmer hvorvidt en given organisme overhovedet findes i vandløbets afstrømningsområde;
- Vandløbsstørrelsen, som er afgørende for spredningspotentialer og antallet af habitater.

Nogle af disse faktorer er ikke eller kun minimalt påvirket af menneskelige aktiviteter. Det gælder især faktorer der er knyttet til vandløbets oplande såsom jordtype, topografi og nedbørsmængder (klima). De store regionale forskelle i jordtyper, terræn og nedbørsforhold bevirker naturligt at de fysiske forhold i danske vandløb varierer fra vest mod øst. Derudover er vandløbenes geografiske placering samt deres størrelse ikke direkte påvirket af menneskelige aktiviteter. Med hensyn til zoogeografi kan det være at rentvandskrævende og forureningsfølsomme organismer (DVFI-nøglegruppe 1-organismer) ikke findes i et vandløbssystem i dag, men at de har været der og/eller at de findes i regionen i vandløb af samme størrelse, og derfor kan den optimale faunaklasse sættes til 7.

Andre af de nævnte faktorer er derimod stærkt påvirkede af menneskelige aktiviteter. Udretning, opgravning og grødeskæring har betydet at de fysiske forhold i 97 % af de danske vandløb i dag er menneskeligt påvirkede. Således har mange vandløb i dag lokalt mindre fald, finere bundsubstrat og mindre variation i strømhastigheder end de ville have haft i en naturgiven tilstand. Vandføringsvariationen kan ligeledes være påvirket af opstemninger, byudvikling og vandindvinding. Dette kan medføre, at vandløb eller vandløbsstrækninger udtørres om sommeren selvom de naturligt ville have været vandførende året igennem. Udledning af letomsætteligt organisk stof i spildevand fra f.eks. rensningsanlæg eller spredt bebyggelse vil i perioder kunne sænke iltkoncentrationen i vandløbsvandet til et kritisk lavt niveau for iltkrævende organismer. Miljøfremmede stoffer som pesticider vil ligeledes kunne påvirke faunasammensætningen i vandløb. Langs de fleste vandløb er vegetationen desuden blevet ændret fra den oprindelige skov til et mere lysåbent landskab. Dette gælder også for vandløbsoplandene hvilket kan have betydning for de økologiske forhold i vandløbene. Et eksempel er at tilplantning med nåleskov i sandjordsoplande kan medføre forurening af vandløbet og dermed påvirke faunaens sammensætning i vandløbet.

Når den optimale faunaklasse skal fastsættes, er det derfor vigtigt kun at tillægge de faktorer der med sikkerhed er minimalt påvirket af menneskelige aktiviteter betydning samt at adskille naturlig variation fra menneskeskabt variation. Det vil sige at parametre der er relateret til oplandet, vandløbsstørrelsen og zoogeografiske forhold (fra før mennesket begyndte at udrydde vandløbsorganismer i stor stil) vil kunne bruges til denne fastsættelse.

2.2 Målsætningsklasse

Målsætningsklassen fastsættes ud fra en vurdering af stationens *optimale faunaklasse* og målsætningen for den pågældende vandløbsstrækning (Miljøstyrelsen, 1998). Målsætningen er baseret på en afvejning af de interesser som er knyttet til en vandløbsstrækning, herunder en vurdering af de menneskeskabte påvirkninger mht. Vandkvalitet og fysiske forhold. Såfremt det vurderes at vandløbet ikke vil kunne opnå en optimal tilstand, kan målsætningsklassen sættes lavere end den optimale faunaklasse. Miljøstyrelsen (1998) angiver nogle vejledende værdier som er gengivet i tabel 2.1. Miljøstyrelsen (1998) angiver samtidig at det generelt skal tilstræbes at:

- For A- og B-målsætninger bør den *optimale faunaklasse* være lig med *målsætningsklassen*
- mens det ved C, D, E og F-målsætninger kan accepteres, at målsætningsklassen sættes lavere end den *optimale faunaklasse*.

Nogle vandløb vil formentlig ikke opnå en optimal tilstand og dermed en optimal faunaklasse så længe de er påvirkede. Det kan f.eks. være vandløb der løber igennem et bebygget område og hvor der derfor ikke vil være mulighed for at genskabe et mere naturligt forløb.

2.3 Fastsættelse af optimal faunaklasse og målsætningsklasse

I dag er både fastsættelse af optimal faunaklasse og målsætningsklasse baseret på et subjektivt skøn ud fra de generelle retningslinier der er gengivet i afsnittene 2.1 og 2.2 med udgangspunkt i vejledningen til biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet (Miljøstyrelsen, 1998).

Optimal faunaklasse er et nyt begreb i forbindelse med det generelle tilsyn med vandløbenes kvalitet sammenlignet med det tidligere tilsyn med miljøtilstanden i vandløb. Det har derfor voldt vanskeligheder for de administrerende myndigheder at fastlægge den optimale faunaklasse samt at definere afvigelsen fra målsætningsklassen. Et overordnet problem er at især fastsættelse af optimal faunaklasse kræver et stort overblik over de naturgivne forhold i vandløbet. Dette vanskeliggøres af at der ikke tidligere har eksisteret en klar definition af, hvad der er optimal vandløbskvalitet og dermed et absolut mål at arbejde hen imod. Indsatsen har derfor alene koncentreret sig om en relativ forbedring af tilstanden i danske vandløb.

Med vedtagelsen af EU's Vandrammedirektiv bliver det yderligere vigtigt at kunne definere hvad der er den optimale tilstand eller referencetilstanden. Nationalt og internationalt er det derfor ikke tilfredsstillende såfremt der eksisterer regionale og/eller nationale forskelle i definitionen af den optimale tilstand. Der er derfor behov for et værktøj der på nationalt niveau kan anvendes til at fastsætte den optimale faunaklasse på en given vandløbsstrækning på en objektiv og

reproducerbar måde. De efterfølgende kapitler i indeværende rapport beskriver hvorledes et sådant værktøj kan opbygges med udgangspunkt i nationale og internationale erfaringer.

Det forholder sig anderledes med målsætningsklassen. Den skal fastsættes inden for nogle minimumskrav der i dag er defineret som angivet i tabel 2.1. Disse minimumskrav vil efter implementeringen af Vandrammedirektivet skulle svare til "God økologisk kvalitet" for langt hovedparten af de danske vandløb. Imidlertid vil det være en politisk beslutning om den optimale faunaklasse og målsætningsklassen skal være sammenfaldende. De værktøjer der derfor er brug for, skal ud fra et reproducerbart vurderingsgrundlag kunne fastsætte hvor langt en given vandløbsstrækning er fra at opnå en optimal tilstand, samt give retningslinier for hvor store ændringer/indgreb der skal til for at denne kan opnås. Det kan dernæst politisk besluttes hvorledes målsætningsklassen skal fastsættes ud fra en ressource-mæssig vurdering af mulighederne og tidshorizonten. Målsætningsklassen vil således afspejle et ambitionsniveau for vandløbenes tilstand.

3 Internationale erfaringer med referencekonceptet

Biologisk overvågning af vandløbskvalitet ved hjælp af smådyr er vidt udbredt i Europa og Nordamerika (f.eks. Metcalfe-Smith, 1996). Traditionelt har denne overvågning også i Danmark været baseret på en relativ vurdering af tilstanden, f.eks. opstrøms og nedstrøms en forureningskilde. Imidlertid er der kommet en øget forståelse for at denne indgangsvinkel har sine begrænsninger da de lokaliteter som sammenlignes ikke er statistisk uafhængige (Reynoldson et al., 1997). Som alternativ er brugen af referencevandløb blevet en integreret del af vandløbstilsynet i flere lande. Styrken er at tilstanden sammenlignes med uafhængige strækninger: referencetrækninger og påvirkede strækninger. Det giver en større statistisk styrke i analysen af data samtidig med at tilstanden på en given strækningen relateres til et absolut kvalitetsmål (referencetilstanden for den givne type vandløb).

Der er imidlertid to afgørende forskelle på hvordan referencekonceptet bliver benyttet. I USA benytter man det såkaldte *multimetric* system (Reynoldson et al., 1997; Barbour & Yoder, 2000) hvor referencetilstanden først er defineret ud fra geofysiske forskelle og dernæst ud fra artssammensætningen. Vandløbenes tilstand bliver bedømt ved en række forskellige indeks ("metrics") f.eks. antallet af slørvinger, % skraberer etc. (ud over smådyr indgår også mikroalger og fisk). Ideen er, ud fra summen af disse mange indeks, at få et billede af hele økosystemets tilstand samlet i et tal (Barbour & Yoder, 2000). Afvigelser fra referencetilstanden bestemmes ud fra kvantilanalyser af box-and-whisker plots hvor f.eks. en samlet sum, der ligger mellem 1 % og 25 % percentilen for referencevandløbene, angiver at lokaliteten er påvirket.

I modsætning hertil benyttes der i f.eks. Storbritannien (se også nedenfor) de såkaldte *multivariate* systemer (f.eks. Reynoldson et al., 1997; Wright et al., 2000). For disse systemer gælder det at referencevandløbene først inddeles i grupper på baggrund af artssammensætningen, hvorefter der statistisk udvælges et lille antal miljøvariable der kan forudsige denne artssammensætning. Dernæst benyttes miljøvariablene til at forudsige artssammensætningen på en given referencetrækning og sammenligne denne med den reelt observerede artssammensætning.

En sammenligning af de to metoder, *multimetrics* and *multivariate*, viste at det generelt var *multivariate*-metoderne der havde den bedste præcision (Reynoldson et al., 1997). Imidlertid er det, uanset hvilken metode der anvendes, nødvendigt at kende den artssammensætning som repræsenterer referencesituationen. Denne information kan kun indsamles fra referencetrækninger der er minimalt påvirket af menneskelige aktiviteter.

3.1 RIVPACS

Ideen med at udarbejde et system der kan forudsige faunasammensætningen på en vandløbsstrækning, er engelsk. Arbejdet blev påbegyndt i slutningen af 70'erne under navnet "*River InVertebrate Prediction And Classification System*" (RIVPACS) (Moss et al., 1987; Wright et al., 2000). Formålet med arbejdet var at udvikle et klassifikationssystem for uforurenede engelske vandløb samt at undersøge hvorvidt invertebratsamfundets sammensætning kan forudsiges i sådanne vandløb alene ved hjælp af fysisk-kemiske parametre. Arbejdet har været en succes og har i dag resulteret i at uforurenede referencelokaliteter kan klassificeres til hjælp i naturbevaringssager samt at man ud fra den forudsagte invertebratsammensætning kan undersøge hvorvidt en lokalitet er påvirket. Systemet beregner en forventet værdi som kan være baseret på antallet af taxa med mere end 50 % forekomst eller en score for et biotisk indeks (BMWP og/eller ASPT), og dette sammenlignes med den aktuelle observerede faunaprøve udtaget fra vandløbet. Såfremt forholdet mellem den forventede og observerede værdi er omkring 1, er vandløbet upåvirket hvorimod værdier mindre end 1 indikerer at vandløbet er påvirket af en eller anden form for forurening eller fysisk påvirkning. Det nuværende system: RIVPACS III+ er baseret på næsten 700 referencelokaliteter fordelt i hele Storbritannien og systemet er blevet anvendt til "National River Quality Survey" i 1990 og 1995 (Raven et al., 1998). Systemets store fordel er at det er stedspecifikt, dvs. at den forudsagte værdi nøjagtigt svarer til den vandløbsstrækning hvor prøven tages.

Vigtige erfaringer fra RIVPACS er at de data som skal indgå i referencedatabasen skal være indsamlet og analyseret helt ensartet. Desuden gælder det at prøvetagningsmetoden skal være identisk for de påvirkede vandløb som efterfølgende undersøges. Hvis dette ikke er tilfældet kan forskellen alene afspejle forskelle i prøvetagningsintensitet. En anden vigtig erfaring er at referencenettet skal revurderes kontinuerligt. "Forkerte" referencer, der alligevel viser sig at være påvirkede, skal fjernes fra datasættet mens nye referencer kan lægges til for at øge datagrundlaget. De statistiske analyser er blevet løbende testet med henblik på at raffinere dem yderligere. Imidlertid har den oprindelige indgangsvinkel, der er baseret på klassificering af referencestrækninger ved hjælp af programmet TWINSPAN, vist sig at være den mest velfungerende.

3.2 Andre systemer

Australien har indført "the AUstralian RIVER Assessment Scheme" (AUSRIVAS) der er et system tilsvarende RIVPACS (Davies, 2000). AusRivAS anvendes i det nationale overvågningsprogram og findes tilgængeligt som et program på internettet (adressen er: <http://ausriv.as.canberra.edu.au>). På grund af Australiens størrelse har det været nødvendigt at opbygge 48 modeller for at imødegå den store geografiske variation. I Canada er lignende metoder anvendt i tilsynet med the Great Lakes og Fraser River-oplandet (Reynoldson et al., 2000). Sverige har desuden udviklet et lignende system i forbindelse med Rigsinventeringen i 1995 (f.eks. Johnson & Goedkoop,

2000) og som for Australien er der udviklet forskellige modeller i forskellige økogeografiske regioner. Danske data fra 20 referencevandløb er blevet testet i den svenske model (Region 14 i Sydsverige) som del i et fælles nordisk projekt om overvågning i vandløb og søer (Friberg & Johnson, 1995; Skriver, 2001). Resultaterne var lovende til trods for at indsamlingsmetoderne varierede noget. Den svenske model var i stand til at forudsige faunasammensætningen i danske vandløb med op til 90 % sikkerhed (Friberg & Sandin, unpubl.). Data fra Finland og Norge blev ligeledes afprøvet i den svenske model, og resultaterne peger i retning af at der i fremtiden kan opstilles et nordisk system (NORDPACS) baseret på individuelle modeller fra hver økoregion i Norden.

Udbredelsen af metoder der kan forudsige faunasammensætningen, er voksende. De ligger i naturlig forlængelse af intentionerne i EU's Vandrammedirektiv da de baserer sig på faunaen i upåvirkede referencevandløb. I en foreløbig undersøgelse er 45 små danske vandløb blevet klassificeret i forhold til deres fauna (Friberg, Larsen & Pedersen, unpubl.), og det blev fundet at jordtype og et indeks for topografien i oplandet var gode til at forudsige faunasammensætningen. Denne foreløbige analyse skal tages med forbehold da vandløbene ikke havde referencetilstand, men resultaterne antyder alligevel at der f.eks. findes tilstrækkelig variation i jordtyper i Danmark til at kunne anvendes i opbygningen af en model. Ud fra det vidensgrundlag der findes i dag må det anbefales at opbygge et *multivariate* system tilsvarende RIVPACS, der kan benyttes til at bestemme den optimale faunasammensætning og dermed faunaklasse for hvilken som helst vandløbsstrækning i Danmark.

4 Det upåvirkede danske vandløb – hvad er det?

Danske vandløb i dag bærer præg af menneskets påvirkninger i mere end 3000 år. Imidlertid er det først inden for de sidste 100-150 år at vandløbene er blevet kraftigt og mest direkte påvirket. Derfor kan historiske data måske være en vej til at rekonstruere det upåvirkede danske vandløb.

4.1 De fysiske forhold

Indsamlingen af historiske data om de fysiske forhold i danske vandløb havde primært til formål at afdække hvorvidt der fandtes materiale der beskrev undersøgelser af de vandløbsfysiske forhold tilbage i tid. Disse data skulle ideelt være fra en tid hvor vandløbene var mindre påvirkede af menneskelig aktivitet og således kunne tænkes at være tættere på en egentlig referencesituation. Kvalitative undersøgelser/naturhistoriske beskrivelser af vandløbenes morfologi kan ikke direkte give brugbare resultater til fastlæggelse af referencesituationen, men kan dog medvirke til en forståelse af hvorvidt der har været naturlige morfologiske elementer til stede i de danske vandløbssystemer som nu helt eller delvist er forsvundne.

Biblioteket på Geografisk Institut ved Københavns Universitet ligger inde med den største samling litteratur vedrørende geomorfologiske undersøgelser i danske vandløb. Biblioteket er tilkøbt et netværk af naturvidenskabelige biblioteker, og søgningen skulle således kunne give et totalbillede af litteraturen på området. Der blev gennemført en søgning i bibliotekets database efter undersøgelser af danske vandløb gennem de sidste 150 år.

Udbyttet af søgningerne var lille da det ikke var muligt at udtrække enkeltartikler eller tidsskrifter der kunne tænkes at indeholde historiske undersøgelser. Det vil sandsynligvis være muligt at finde enkelte artikler med historiske undersøgelser ved en manuel og tidskrævende gennemgang af disse tidsskrifter.

De tidsskrifter der potentielt kan indeholde historiske beskrivelser af de fysiske forhold i danske vandløb, er:

- Geografisk Tidsskrift
- Beretninger fra Skalling Laboratoriet.

Disse tidsskrifters historie går tilbage til starten af 1900-tallet, og indholdet fra de første årgange er primært kvalitative beskrivelse for Geografisk Tidsskrifts vedkommende, og undersøgelser på kysten og i marsken i Sønderjylland for Beretninger fra Skalling Laboratoriets vedkommende.

Resultaterne af søgningen viste også at egentlige geomorfologiske undersøgelser i danske vandløb er yderst sjældne selv i nyere tid. Når der foretages undersøgelser er det typisk med det sigte at kvanti-

ficere processer i vandløbet og ikke at beskrive de aktuelle fysiske forhold.

Den eneste opgørelse over vandløb, der fysisk er upåvirkede af menneskelig aktivitet, er lavet af A. Brookes under et ophold i Danmark i 1984. På baggrund af en undersøgelse af kortblade over Danmark fra midten af 1870'erne og frem til 1970'erne opgjorde Brookes antallet af strækninger der på baggrund af deres slyngningsforløb umiddelbart kunne klassificeres som værende upåvirkede (Brookes, 1984; Brookes, 1987). Herudover er der i 2000 lavet to specialerapporter fra Århus Universitet der beskriver tværsnitsarealerne i danske vandløb og den menneskelige påvirkning heraf (Jacobsen, 2000; Juul, 2000). Disse er de eneste kendte undersøgelser der forsøger at beskrive udviklingen i de fysiske forhold i danske vandløb. De fleste andre undersøgelser har haft til formål at beskrive en given proces i vandløbet - oftest sedimenttransporten. De eneste andre konkrete data, der indirekte kunne give en idé om udviklingen i vandløbenes fysiske forhold, er de hydrometriske stationer der har været i drift siden starten af 1900-tallet. Der er dog igen tale om indirekte data som ikke ville kunne give nogen konkrete bud på en fastlæggelse af en referencetilstand.

De store undersøgelser af større vandløbssystemer og oplande, som eksempelvis Suså-undersøgelsen og undersøgelsen af Skjern Å i 1990'erne, har ikke direkte haft til formål at beskrive den fysiske tilstand i vandløbene. Meget få konkrete historiske data kan således udtrækkes fra disse undersøgelser eller kilder brugt i disse undersøgelser.

Tilbage er der kun kulturgeografisk relaterede undersøgelser, lokalitetsbeskrivelser eller lokalhistoriske beskrivelser i mere populær form. Denne type af publikationer vil også kun indirekte kunne bidrage til beskrivelsen af en referencetilstand.

Det må altså konkluderes at det ikke var muligt at fremskaffe et holdbart datamateriale på de fysiske forhold i danske vandløb der kan medvirke til fastlæggelse af en referencetilstand for disse. De kvalitative data som er tilgængelige, vil ikke i nødvendigt omfang kunne bruges til at beskrive referencetilstanden i danske vandløb på en faglig forsvarlig måde.

4.2 De biologiske forhold

Hvordan har dyrelivet set ud i de danske vandløb inden de blev påvirkede af spildevand, fysiske indgreb i form af regulering og vandløbsvedligeholdelse samt andre menneskeskabte ændringer? Det er ikke nødvendigt at gå helt tilbage til lige efter sidste istid. Mange vandløb havde indtil for 100 år siden stadig en meget høj fysisk og biologisk kvalitet - inden påvirkningerne for alvor slog igennem på de biologiske forhold. I dag kan der opnås viden om det oprindelige dyreliv ved at undersøge de upåvirkede vandløb som stadig findes rundt omkring i landet. Men der er her især tale om små vandløb - f.eks. kilder og bække i skovområder.

Kun enkelte større og ganske få helt store vandløb har fortsat et dyreliv der ligner det oprindelige. Det vides fordi der allerede for omkring 100 år siden blev foretaget indsamling af dyrelivet i en række vandløb forskellige steder i landet. En stor del af disse dyr findes fortsat i museernes samlinger, men desværre er en del materiale dog gået tabt for eftertiden. Tidligere indsamlinger af smådyr har i visse vandløb været så omfattende, at der kan dannes et detaljeret billede af den oprindelige sammensætningen af smådyrsfaunaen. Derudover kan det ud fra andre mere spredte indsamlinger erkendes at dyr, der i dag må betragtes som sjældne eller måske uddøde, dengang har været mere udbredte end de er i dag. Visse dele af materialet på museerne er blevet bearbejdet og resultaterne er i nogle tilfælde publiceret, mens andre dele af museumsmaterialet endnu ikke er blevet færdigbearbejdet. Med henblik på at få det bedst mulige indtryk af forholdene som de var førhen vil det derfor være en mulighed at få et antal specialister (f.eks. inden for slørvinger, døgnfluer, biller og vårfluer) til at lave en sammenfatning af de faunamæssige forhold som de vurderes at have set ud - med udgangspunkt i museernes samlinger. Eventuelt kan der laves en bearbejdning af materialet som endnu ikke er nærmere undersøgt.

Det må imidlertid konkluderes at det historiske datamateriale kun kan give rent kvalitative oplysninger om f.eks. hvilke arter der er forekommet i et vandløbssystem. Materialet er ikke fyldestgørende nok til, at artssammensætningen og samfundsstruktur kan rekonstrueres for de forskellige typer af danske vandløb.

5 Tilstanden i dag - findes der referencer?

5.1 Vandløb med optimal biologisk kvalitet

Vandløb med optimal biologisk kvalitet er kortlagt på to måder i denne rapport. Den ene kortlægning er foregået ved, at alle vandløb med en faunaklasse 6 eller 7 er udpeget på amternes recipientkvalitetskort. Dette giver et objektive bud på antallet af kilometer vandløbsstrækning der potentielt har en optimal biologisk kvalitet. Det må forventes, at hovedparten af vandløbene med disse faunaklasser kun i mindre omfang er påvirket af menneskelige aktiviteter og at de fleste egentlige referencevandløb vil indgå i denne gruppe. Denne kortlægning tager ikke højde for at nogle vandløb sandsynligvis har en optimal faunaklasse som er 5 eller lavere da det ikke er muligt ved den her valgte fremgangsmåde at skelne mellem en "naturlig" og en påvirket faunaklasse 5.

Udover denne opgørelse er der ved et rundspørge hos amterne udpeget de vandløbsstrækninger som har en ekstraordinær god biologisk kvalitet bedømt ud fra amtsmedarbejderens subjektive vurdering. Her kan vandløb som naturligt har en faunaklasse lavere end 6-7 indgå. Kortlægningen repræsenterer altså de absolut bedste vandløb inden for de forskellige typer af vandløb der findes i Danmark. I vurderingen af resultaterne skal der imidlertid tages højde for at kortlægningen er baseret på et rent subjektivt skøn, og at dette skal verificeres ved egentlige målinger før en endelige udvælgelse af referencevandløbene (se senere). Derudover skal de udvalgte strækninger også undersøges for botanisk og fysisk referencetilstand hvilket betyder, at de ikke må have været vedligeholdt i en årrække, helst mere end 10 år. Sådanne oplysninger var ikke tilgængelige for alle vandløb i denne kortlægning og er udeladt i denne opgørelse.

På baggrund af informationerne fra amterne blev der oprettet en GIS-database med alle vandløbsstrækninger med en faunaklasse på 6-7. De vandløb som ud fra den subjektive vurdering er kortlagt som referencer, blev indlagt i et separat GIS-tema. Disse to typer af vandløbsstrækninger er fremover benævnt "*potentielle referencestrækninger*" og de "*absolutte referencestrækninger*". GIS-kortene over de to typer vandløbsstrækninger er vist i bilag 1 og 2. I nedenstående tabel 5.1 er vist antallet af kilometer af potentielle og absolutte referencestrækninger. Det kan ses at der i alt er 1969 km potentielle referencestrækninger med faunaklasse 6-7, svarende til ca. 6 % af den samlede vandløbslængde i Danmark. Absolutte referencestrækninger udgør kun 467 km, svarende til ca. 1 % af de danske vandløb. Det kan ligeledes ses af tabellen at der i flere amter er flere kilometer absolutte end potentielle referencestrækninger hvilket formentligt afspejler, at de absolutte referencestrækninger i dag har en faunaklasse lavere end 6-7.

Tabel 5.1: Vandløbslængder med faunaklasse 6-7 angivet i km fordelt efter amter (potentielle referencestrækninger) bedømt efter DVFI og længder af vandløbsstrækninger som anses for at være absolutte referencestrækninger.

| Amt | Potentielle referencer | Absolutte referencer |
|---------------|------------------------|----------------------|
| Nordjylland | 491 | 79 |
| Viborg | 85 | - |
| Århus | 268 | 44 |
| Ringkjøbing | 377 | 91 |
| Vejle | 236 | 41 |
| Ribe | 65 | 126 |
| Sønderjylland | 185 | 15 |
| Fyn | 168 | 6 |
| Vestsjælland | 44 | 14 |
| Storstrøm | 30 | 43 |
| Roskilde | 13 | 0 |
| Frederiksborg | 7 | 8 |
| I alt | 1969 | 467 |

5.2 Vandløb med optimal fysisk kvalitet

En egentlig kortlægning af vandløb med optimale fysiske forhold er ikke foretaget i forbindelse med udarbejdelsen af denne rapport. I stedet er Brookes kortlægning fra 1984 af fysisk umodificerede vandløbsstrækninger i hele Danmark brugt. Denne undersøgelse er den eneste publicerede der har kortlagt graden af fysisk forstyrrelse på landsplan.

Et vandløbs overordnede fysiske forhold kan beskrives ud fra dets forløb/udseende (morfologi). Vandløbet kan være lige, lidt slynget (sinuøse) eller meget slynget (mæandreende). Generelt er naturlige, upåvirkede vandløb mæandreende. Brookes (1984) anvendte vandløbenes overordnede morfologiske udseende til at karakterisere de danske vandløb som enten udrettede eller naturlige. I selve vandløbet er typerne af bundsubstrat, strømforhold, dybdeforhold og plantedække betydende for variationen i de fysiske forhold. I dag findes ingen samlet viden om hvorledes det forholder sig med de fysiske forhold i danske vandløb.

Brookes (1984) vurderede at ca. 97 % af de danske vandløb er kanaliserede som følge af udretninger, uddybninger og regelmæssig hårdhændet vedligeholdelse. Det kan derfor med rimelighed antages at de fysiske forhold på de fleste danske vandløbsstrækninger er forringede. Derudover findes meget få beskrivelser af hvorledes det forholder sig med de fysiske forhold i de få vandløb, der stort set er uberørte af menneskelig aktivitet. Det er med andre ord svært at besvare spørgsmålet om, hvordan et vandløb med optimale fysiske forhold ser ud under danske forhold.

Resultaterne af Brookes undersøgelse er vist i tabel 5.2 hvor antallet af fysisk uberørte lokaliteter er angivet sammen med den totale længde af fysisk uforstyrrede vandløb for hvert af de danske amter. Detaljerede oplysninger vedrørende strækningerne er givet i bilag 3.

Tabel 5.2: Antallet af fysisk uforstyrrede lokaliteter og antallet af kilometer uforstyrret vandløb fordelt på amter (efter Brookes, 1984).

| Amt | Antal lokaliteter | Antal kilometer |
|---------------|-------------------|-----------------|
| Nordjylland | 62 | 146,9 |
| Viborg | 24 | 45,4 |
| Århus | 41 | 35,5 |
| Ringkjøbing | 103 | 248,4 |
| Vejle | 34 | 54,7 |
| Ribe | 50 | 203,9 |
| Sønderjylland | 39 | 79,7 |
| Fyn | 9 | 7,7 |
| Vestsjælland | 6 | 4,3 |
| Storstrøm | 11 | 13,3 |
| Roskilde | 6 | 7,4 |
| Bornholm | 42 | 35,4 |
| Frederiksborg | 1 | 0,1 |
| I alt | 428 | 882,7 |

Der er en tydelig fordeling af de fysiske uforstyrrede strækninger. Der er klart flest kilometer i Vest- og Nordjylland medens der er relativt få i Østjylland og næsten ingen på Fyn og Sjælland. På Bornholm er der dog relativt mange fysiske uforstyrrede. Det samlede antal fysiske uforstyrrede er på 883 km svarende til ca. 3 % af den samlede vandløbslængde. De næsten naturligt fysiske strækninger falder i flere kategorier:

- Store vandløb hvor en total modificering af vandløbet har været næsten umulig (f.eks. Omme Å, Skjern Å, Sneum Å mv.);
- Vandløb på hedesletterne hvor landbrugsdriften ikke har været så intensiv (f. eks. Storå);
- Vandløb i skovområder
- Vandløb i dybde stejle ådale (f.eks. vandløb på Bornholm)
- Vandløb der er blevet restaurerede (er blevet forstyrrede mindst 2 gange).

Opgørelsen i Brookes (1984) dækker kun mæandrerende vandløb og gælder således kun den del af vandløbsstrækningerne der naturligt vil mæandre. I naturen findes der også både lige og sinuøse vandløb, som naturligt ikke er nær så slyngede som et mæandrerende vandløb. Disse vandløb er derfor ikke med i opgørelsen som er angivet i bilag 3.

For at kunne kortlægge antallet af vandløb med referencetilstand er det således vigtigt, at vandløbenes overordnede morfologi først kortlægges. Man skal altså kortlægge hvor stor en del af de danske vandløb der er naturlige og har deres oprindelige fysiske variation. Herefter skal vandløbene inddeles i naturligt slyngede (mæandrerende) og lige vandløb (sinuøse og lige).

For at opnå kendskab til de fysiske forhold i vandløb med referencetilstand er det nødvendigt at udpege et antal vandløb hvis overordnede fysiske forhold er naturlige, og som har en optimal biologisk tilstand. Herefter kan de fysiske forhold på disse strækninger kortlægges vha. feltregistrering.

6 Opbygning af et referencenet

Udgangspunktet og det faglige grundlag for fastsættelse af den optimale faunaklasse er en identifikation og en beskrivelse (primært ud fra smådyrssamfundet) af den uberørte tilstand eller referencetilstanden i forskellige typer af danske vandløb og i forskellige dele af vandløbssystemerne (dvs. øvre og nedre løb).

Til at beskrive den uberørte tilstand skal der udvælges et antal referencestrækninger som skal dække hele spektret af mulige referencestrækninger i Danmark, og efterfølgende skal der gennemføres et måleprogram på de udvalgte lokaliteter.

6.1 Kriterier for udvælgelsen

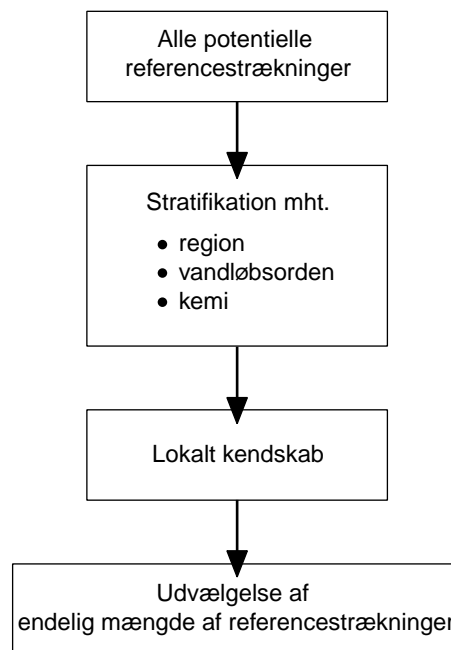
For at sikre en bred dækning af forskellige vandløbstyper i de udvalgte naturlige referencestrækninger skal der udføres en hierarkisk udvælgelsesprocedure, baseret på en stratificering (opdeling) med hensyn til geologiske, fysiske og kemiske faktorer af de vandløbsstrækninger der er omtalt og udpeget i det foregående kapitel.

Udvælgelsesproceduren består af tre trin og er illustreret i figur 6.1. Første trin er som nævnt ovenfor en stratificering af alle de potentielle referencestrækninger som ligger i GIS-databaserne. Der er i Danmark fra vest mod øst regionale forskelle i nedbørsforhold og jordtype der medfører forskelle i de fysiske og kemiske forhold i vandløbene. Derfor skal referencestrækningerne primært opdeles efter deres geografiske placering i Danmark, dvs. efter regioner som kan være enkelte amter eller mere typisk sammenlægninger af flere amter. Nogle af regionerne vil også være defineret ud fra zoogeografiske forskelle, dvs. i regioner som har en anderledes makroinvertebratfauna end andre dele af Danmark, f.eks. Bornholm.

En anden vigtig parameter til opdeling af referencestrækningerne er vandløbsordenen idet det er essentielt at medtage strækninger lige fra udspring til langt nede i vandløbssystemerne, tæt på udløbet til havet. Opdelingen er vigtig fordi det er velkendt at faunasammensætningen ændres ned igennem et vandløbssystem med den største ændringsrate først i systemet. Man skal altså i udvælgelsen have flest strækninger fra de øvre dele af vandløbssystemerne. Ideelt skal der vælges flere strækninger i samme vandløbssystem. Endelig opdeles efter den kemiske variabel alkalinitet. Ved opdelingen dannes grupper af potentielle referencestrækninger, og udvælgelsen kan med fordel udføres efter tilfældighedsprincippet i de enkelte grupper.

Næste trin i proceduren vil være at tage kontakt til de lokale miljømyndigheder for at undersøge om nogle af de potentielle referencestrækninger også kan betegnes som en botanisk reference hvor der ikke har været skåret grøde i mindst 10 år på strækningen. Hvis det er tilfældet, kan de indgå i referencenetet. I denne forbindelse kan

det blive nødvendigt at indsamle information om den aktuelle vedligeholdelsespraksis i vandløbene.



Figur 6.1: Den hierarkiske procedure for udvælgelse af referencestrækninger.

Til sidst foretages den egentlige udvælgelse af referencerne ved først at udvælge strækninger på grundlag af stratificeringen. Dernæst udføres der et måleprogram i felten med registrering af fysiske og kemiske forhold samt fauna (se næste kapitel) på de udvalgte strækninger. Ved analyse af de målte data er det muligt at afdække om nogle af de udvalgte referencer alligevel ikke kan betegnes som egentlige referencestrækninger og derfor skal udelades af datasættet. Data kan således påvise om strækningen er fysisk påvirket eller påvirket af f.eks. udledninger af spildevand eller udledninger fra spredt bebyggelse. Hvis det endelige referencenet bliver for lille efter udvælgelsesproceduren er det nødvendigt at supplere med nye kandidater som ligeledes skal igennem et måleprogram. Det vil også være muligt løbende at udbygge referencedatabasen i fremtiden.

6.2 Referencenettets tæthed

Det totale antal nødvendige referencelokaliteter er vanskeligt at forudsige. I Storbritannien arbejdes med ca. 3 referencelokaliteter per 1000 km² hvilket direkte overført til danske forhold svarer til ca. 130 referencelokaliteter. Imidlertid er variationen i vandløbstyper langt større i Storbritannien end i Danmark, og derfor er det under danske forhold nødvendigt med et større antal lokaliteter for at kunne afsløre reelle forskelle. På baggrund af dette anslås det som udgangspunkt at ca. 200 referencelokaliteter vil være et passende antal til udvikling af et lignende system under danske forhold. Vandløbslokaliteterne udtages således at alle vandløbsstørrelser dækkes f.eks. i følgende størrelsesgrupper defineret ud fra afstanden til vandløbets udspring: <1 km, 5 km, 10 km, 15 km, 20 km og >20 km (nedre strækninger). Da

variationen i faunasammensætning antages at være størst på de øvre vandløbsstrækninger vil disse blive repræsenteret med flere strækninger end de øvrige. Det næste kapitel omhandler hvilket måleprogram der skal udføres på disse udvalgte lokaliteter.

7 Måleprogram for et referencenet

Den primære indikatorgruppe i overvågningen af tilstanden i danske vandløb i dag er invertebraterne. Dette skal afspejle sig i måleprogrammet for referencenet. Det er imidlertid vigtigt at der måles en lang række fysisk-kemisk og biologiske parametre samtidigt med at der tages prøver af invertebratsamfundet. Disse skal dels bruges til at opbygge referencenet og dels til at verificere dette. Derudover vil referencetilstanden for disse øvrige parametre blive fastlagt. Oplysninger om den fysiske referencesituation vil kunne anvendes til at opbygge et fysisk indeks til at fastsætte de fysiske rammer i målsætningsklassen (se senere). Desuden indgår, som nævnt i indledningen, både planter og fisk i EU's Vandrammedirektiv og det vil på den baggrund være naturligt også at inddrage disse biologiske komponenter i et måleprogram for et referencenet.

7.1 Målefrekvens

Indsamlingerne i referencevandløbene (ca. 200 stk.) foregår som udgangspunkt kun én gang. For at minimere effekten af sæsonvariation på faunaprøverne udtages alle prøverne til modelarbejdet om foråret. Dette er desuden i overensstemmelse med prøvetagningstidspunktet i NOVA 2003 og giver mulighed for senere at sammenligne data (Skriver et al., 1999). Yderligere udtages en kvalitativ faunaprøve om sommeren for at få forekomsten af alle invertebratarter på lokaliteterne beskrevet ligesom der foretages en bestemmelse af makrofyarter og dækningsgrader.

For at kunne beskrive den tidlige variation i de fysiske forhold og variationen i artssammensætningen for hhv. planter og invertebrater gennemføres måleprogrammet 3 gange årligt i en delmængde af referencestationerne (f.eks. 25). Der tænkes gennemført en forårsmåling i perioden marts-maj, en sensommermåling hvor vandføringen er lavest i august-september samt en vintermåling i november-januar.

Da der erfaringsmæssigt er meget stor forskel på de hydrologiske forhold fra år til år skal måleprogrammet i disse ca. 25 vandløb gennemføres over minimum to år således at der i et vist omfang tages højde for disse svingninger. Et flerårigt måleprogram giver desuden også mulighed for at teste sammenhænge mellem de fysiske og biologiske forhold ved specifikke målinger i vandløb.

Det er meget vigtigt at bemærke at systemet fremover kun vil være anvendeligt for prøver udtaget om foråret og med den metodik der er beskrevet i vejledningen til Dansk Vandløbsfaunaindeks (Miljøstyrelsen, 1998). På sigt kan det være hensigtsmæssigt at udvikle en model der er baseret på faunaprøver fra alle årstider, da f.eks. tilsyn med punktkilder ofte foretages i sensommeren.

Efter prøvetagning i vandløbene vurderes det ud fra de fysisk-kemiske og biologiske forhold om de kan betragtes som fuldgyldige

referencer. Tvivlsomme vandløb vil blive frasorteret, da det er meget vigtigt at referencedatabasen er rensset for lokaliteter der påviseligt er påvirket, før arbejdet med opstillingen af referencekriterierne påbegyndes.

7.2 Måleprogram

Målinger af vandløbets fysiske forhold, registrering af planter og fisk samt indsamling af invertebratprøver udføres på vandløbsstrækninger over en længde på 20-30 gange vandløbets bredde. Dette gøres for at sikre at der under prøvetagningen er taget højde vandløbets fysiske variation. Inden for strækningen måles der i et stort antal punkter således at variationen i de fysiske og biologiske forhold er dækket af måleprogrammet. De fysiske forhold og planterne skal således bestemmes i mindst 200 kvadrater (25 x 25 cm) på hver strækning medens der skal tages 12 invertebratprøver (= 12 enkelt spark) til bestemmelse efter Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI).

Nedenstående er en liste over hvilke parametre der bør indsamles i forbindelse med etablering af referencenettet.

7.2.1 Regioner

Vandløbsdata for hele landet indsamles således at alle regioner er repræsenteret. Disse regioner (f.eks. Djursland eller Bornholm) skal især defineres ud fra kendte zoogeografiske forskelle samt store overordnede forskelle i jordtyper, klima mv. (f.eks. Vestjylland og Lolland).

7.2.2 Oplande

Det område opstrøms referencestrækningen hvorfra vandløbet får sit vand, er defineret som referencevandløbets opland. For hvert opland skal følgende kortlægges:

- Oplandsareal;
- Jordtype (andelen af sand og ler);
- Topografi (f.eks. udtrykt som forskellen mellem højeste og laveste punkt i oplandet);
- Afstand til udspring (kilde);
- Klima (især nedbør);
- Arealanvendelse (f.eks. andelen af skov/natur og dyrket land).

Alle disse oplysninger er i dag tilgængelige via GIS, men er meget væsentlige da de på nær arealanvendelsen ikke er påvirkede af menneskelige aktiviteter og dermed kan være velegnede til opbygningen af modellen. Arealanvendelsen i stort set alle vandløbsoplande i dag er påvirket af menneskelig aktivitet, og det er derfor vigtigt at have denne parameter med for at fastlægge et acceptabelt grænseniveau for udnyttelsesgraden af referencevandløbenes oplande.

7.2.3 Ripariske forhold (inkl. bræmmer)

De ripariske forhold (inkl. bræmmer) beskrives ud fra transekter på hver side af vandløbsstrækningen i vegetationsmæssige hovedtyper.

Her kan metodikken fra det udvidede biologiske program i vandløb under NOVA 2003 anvendes (Skriver et al., 1999).

7.2.4 Kemiske forhold

Det er især vigtigt at der indgår kemiske variable der er relativt upåvirkede af menneskelig aktivitet. For nogle kemiske variable vil en enkelte prøvetagning være tilstrækkelig (f.eks. makroioner som Cl) mens andre skal tages hyppigere (f.eks. BOD) for at fastlægge koncentrationsniveauet med en rimelig sikkerhed. I hvert af de udvalgte vandløb udtages vandprøver til analyse for følgende stoffer: Alkalinitet, pH, Total-N, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_{23}\text{-N}$, Total-P, $\text{PO}_4\text{-P}$, BOD, Tot-Fe, Opl. Fe, makroioner (f.eks. Na, Cl, K).

7.2.5 Fysiske forhold

I hvert målekvadrat måles der følgende fysiske beskrivende parametre: Bredde, strømhastighed, bundsubstrat, shear-stress, bundens relief og vanddybde. For hver strækning opmåles vandløbets gradient, og i et antal transekter måles vandløbets tværprofil. På grundlag af disse målinger kan variationen i de fysiske forhold beskrives på strækningsniveau vha. statistiske analyser.

7.2.6 Planter

I hvert af de 200 målekvadrater bestemmes tilstedeværende plantearter og deres arealdækning på en skala fra 1-5. Vegetationen på vandløbsstrækningerne beskrives vha. frekvensanalyser og en total artsliste for vandløbsstrækningen.

7.2.7 Invertebrater (DVFI)

Prøverne af strækningernes invertebratfauna tages ifølge vejledningen til DVFI (Miljøstyrelsen, 1998). For at forbedre det statistiske grundlag holdes de 12 sparkeprøver separat i stedet for at pulje dem til én prøve som foreskrevet i vejledningen. I forbindelse med hvert spark registreres dybde, substrat, plantedække samt strømhastighed. Prøverne identificeres til lavest mulige taksonomiske niveau i laboratoriet af det samme hold eksperter, og antallet af invertebrater optælles.

7.2.8 Fisk

Der foretages totale elbefiskninger på alle referencetrækninger. Disse foretages i sammenhæng med de andre biologiske målinger. Strækningerne udfiskes, og der foretages en arts- og antalsbestemmelse for hver strækning. Herefter opgøres tætheder og fiskeproduktion på de befiskede strækninger.

8 Grundlæggende statistiske metoder

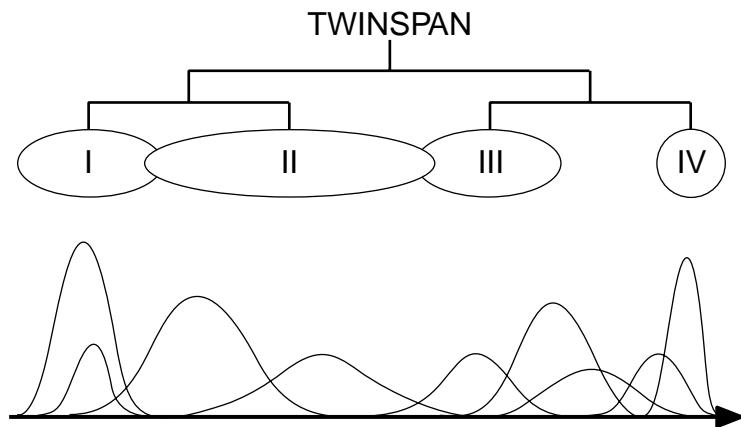
Det følgende er en gennemgang af de statistiske metoder som skal anvendes ved analysen af de indsamlede data i de udvalgte referencelvandløb og til at forudsige faunasammensætningen ud fra givne målinger af fysiske og kemiske variable på vilkårlige vandløbsstrækninger. De statistiske metoder skal kunne følgende:

- give en klassifikation af referencelokaliteter på baggrund af invertebrater,
- forudsige sammensætningen af invertebrater på baggrund af fysiske og kemiske variable på en vilkårlig valgt vandløbsstrækning.

8.1 Klassifikation af vandløb med høj biologisk kvalitet (referencer)

For at kunne klassificere de indsamlede referencelokaliteter, som er lokaliteter i vandløb med høj kvalitet med hensyn til den observerede fauna på lokaliteterne, skal man anvende den statistiske metode TWINSPAN (Two-Way Indicator SPecies Analysis). Denne metode blev udviklet af Hill (1979), og det er blevet vist at denne metode gav de bedste klassifikationsresultater ved udviklingen af det engelske RIVPACS (Moss, 2000). TWINSPAN blev oprindeligt udviklet til klassifikation af vegetationsdata, men har efterfølgende også fundet stor anvendelse inden for klassifikation af vandløbsinvertebrater.

Metoden anvender i klassifikationen både forekomsten (til stede / ikke til stede) og mængde (abundans) af de enkelte arter på lokaliteterne. Lokaliteterne og ligeledes arterne bliver klassificeret ved successive opdelinger på baggrund af ordinationer af lokalitets-/artsmatricen vha. korrespondensanalyse. Som resultat får man 2, 4, 8, 16 osv. klassifikationsgrupper medmindre en minimum-gruppetørrelse er blevet defineret. Ved hver opdeling definerer TWINSPAN såkaldte "indikatorarter" som er karakteristiske for den ene eller den anden af de to grupper der blev defineret ved opdelingen. I indeværende analyse skal TWINSPAN anvendes både på datasæt bestående af forekomst-data (til stede / ikke til stede) og på datasæt bestående af de komplette faunalister hvor antallet af individer af de forskellige taxa er opgivet. Princippet bag TWINSPAN er skitseret i figur 8.1.



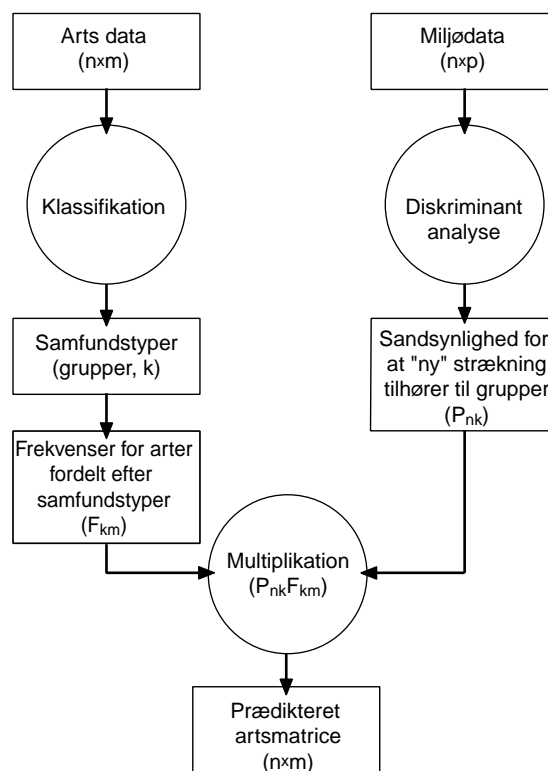
Figur 8.1: Skematisk diagram som viser fordelingen af arter langs førsteaksen i en korrespondensanalyse samt gruppering af lokaliteter i fire grupper.

8.2 Forudsigelse af faunasammensætningen på en vandløbsstrækning

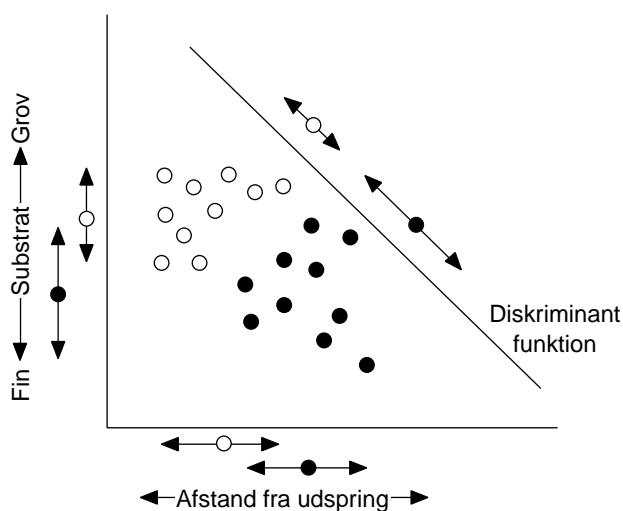
Det andet formål med indsamlingen af data på de udvalgte referencelokaliteter er at udvikle en statistisk model der kan anvendes til at forudsige faunasammensætningen ud fra givne målinger af fysiske og kemiske variable på en given strækning. I det følgende vil den statistiske metode, som skal anvendes til sammenligning af den observerede og forventede faunasammensætning, blive beskrevet.

Den statistiske metode, som vil blive anvendt til modelleringen af faunasammensætningen på strækningerne, består af tre skridt (se figur 8.2). Det første skridt er allerede omtalt, nemlig en klassifikation af referencelokaliteterne i et antal samfundstyper. Klassifikationen udføres ved anvendelse af TWINSPAN.

Det næste skridt er baseret på en teknik kaldet MDA (Multiple Discriminant Analysis), se Moss et al. (1987) og figur 8.3. MDA analyserer gradienter i faunafordelingen baseret på de målte fysiske og kemiske data. Med MDA er det muligt at udvikle en statistisk model der ved hjælp af miljøvariable kan inddele lokaliteter i grupper samt bestemme sandsynligheden for at en lokalitet tilhører en af de etablerede TWINSPAN-samfundstyper. Det er ligeledes muligt at bestemme hvilke miljøvariable der har den største betydning for indelingen. Den statistiske evaluering af den udviklede model består i at se hvor mange referencelokaliteter der bliver korrekt klassificeret i samfundstyper ved anvendelse af modellen.



Figur 8.2: Skematisk diagram som viser de forskellige skridt ved forudsigelse af artssammensætning.



Figur 8.3: Illustration af MDA-metoden. To grupper af lokaliteter er plottet med hensyn til to miljøvariable: Substrat og afstand fra udspring. De to grupper kan ikke adskilles ved brug af én af de to variable, men ved projektion på den rette linie, som angiver diskriminant funktionen, er det muligt at adskille de to grupper alene ved deres position på linien (efter Moss, 2000).

Det sidste skridt i processen er at beregne en matrice som angiver den forventede sammensætning på en given lokalitet ud fra en multiplikation af de estimerede sandsynligheder med de fundne frekvenser af arter i de forskellige samfundstyper.

Datasæt med fysiske og kemiske variable målt på referencestrækningerne vil blive anvendt til at udvikle modeller der kan forudsige faunasammensætningen på forskellige niveauer (komplet faunaliste, liste med familier, kvalitative lister og DVFI).

Med henblik på at evaluere om en given lokalitet er påvirket eller kan opfattes at være i en referencetilstand skal man beregne et forhold mellem observeret og forventet faunasammensætning (en såkaldt Observed/Expected forhold). Hvis forholdet er 1 kan lokaliteten opfattes som upåvirket, men hvis det er mindre end 1 er der tale om en påvirket lokalitet.

9 Retningslinier for fastsættelsen af målsætningsklassen

Overordnet er målsætningsklassen en administrativ enhed der er et udtryk for ambitionsniveauet hos miljø- og planmyndighederne. Derfor er målsætningsklassen et subjektivt begreb og kan af denne grund ikke fastsættes ud fra objektive kriterier som den optimale faunaklasse. Imidlertid er det væsentlig at udarbejde ensartede retningslinier for fastsættelse af målsætningsklassen således at administrationen sker på et fælles grundlag vandløbsmyndighederne imellem.

I dag tyder meget på at det især er de ringe fysiske forhold der fastholder hovedparten af de danske vandløb i en utilfredsstillende tilstand (f.eks. Friberg et al., 1999). De fysiske forhold er langt mere statiske end de kemiske forhold, og de kan derfor beskrives med en mindre prøvetagningsfrekvens. Dette er også rutinemæssigt blevet gjort i forbindelse med vandløbstilsyn, men endnu mangler en standardiseret metode der kan relateres til Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI)-værdien. En anden væsentlig egenskab ved de fysiske forhold er at de kun langsomt går tilbage mod en naturlig tilstand selvom påvirkningen ophører. Eksempler på dette er de mange kanaliserede vandløb hvor bundsubstratet i årtier systematisk er blevet opgravet og dermed fjernet fra vandløbet. Disse vandløb vil, selvom alt vedligeholdelse ophører, formentlig være årtier om at rehabilitere sig naturligt.

Aktiv vandløbsrestaurering er en økonomisk umulighed i den overvejende del af de danske vandløb, i hvert fald inden for en overskuelig tidsramme. Derfor har man reelt den situation at mange vandløb i dag er så fysisk forstyrrede at de ikke vil kunne opfylde andet end en lempet målsætning. Det er derfor vigtigt at udarbejde et system som kan beskrive vandløbenes fysiske tilstand både til hjælp ved målsætningsfastsættelse og til brug ved tilsyn med DVFI. En forudsætning for et sådant fysisk system er at det skal være operativt dvs. at det kan udføres som led i det almene tilsyn af vandløb uden brug af store mængder udstyr og tid. En anden fysisk faktor, som er af afgørende betydning for vandløbskvaliteten, er det hydrologiske regime.

Naturligt er der forskelle i de hydrologiske forhold i Danmark især relateret til jordtypen og beliggenheden i landet og dermed til grundvandsdannelsen i oplandet. Grundvandsoppumpning og dræning har imidlertid betydet, at det hydrologiske regime er blevet ændret i en lang række vandløb. Disse vandløb har fået en meget lille vandføring om sommeren (og er evt. helt udtørrede) og meget store og kraftige afstrømninger om vinteren. De naturlige forskelle i hydrologisk regime vil være afspejlet i faunamodellen til at forudsige den optimale faunaklasse, mens de menneskeskabte ændringer i dette regime skal indgå i en vurdering af de aktuelle fysiske forhold.

For de kemiske forhold er det ikke umiddelbart muligt at lave et lignende feltbaseret system. Egentlige målinger af de kemiske forhold,

andre end de der skal anvendes i modellen til at forudsige den optimale faunaklasse, vil ofte være uhensigtsmæssige idet det kræver for hyppig prøvetagning. Derfor må kendte punktkilder og det estimerede bidrag fra spredt bebyggelse indgå i vurderingen af belastningen af den enkelte lokalitet. Belastning med pesticider kan estimeres vha. erfaringstal og arealudnyttelsen i oplandet.

Igennem allerede gennemførte og igangværende forskningsprojekter ved Danmarks Miljøundersøgelses Afdeling for Vandløbsøkologi er sammenhængene mellem de fysiske og biologiske forhold blevet belyst. På baggrund af resultaterne fra disse projekter kan der sammenstilles tilstrækkelig viden på nuværende tidspunkt til at opstille et habitatindeks, der indeholder de fysiske variable som er nødvendige for at beskrive vandløbets fysiske tilstand. Et forslag til et fysisk habitatindeks er beskrevet i bilag 4. Dette forslag er nu i sin anden version og vil i løbet af 2002 blive testet sammen med andre fysiske indeks i et samarbejde mellem amterne og DMU.

Næste trin er at opstille og afprøve et operativt system. De fysiske forhold registreres i en række modificerede vandløb og sammenlignes med den fysiske tilstand på strækninger i referencevandløb. I alle vandløb skal den biologiske tilstand være kendt. Der foretages en multivariabel analyse på de fysiske data med henblik på at identificere de væsentligste parametre, og resultatet sammenholdes med den eksisterende viden på området både internationalt og vor egen. På denne baggrund opstilles et indeks der afprøves på en række vandløb med stor spændvidde i de fysiske forhold. Indekset justeres efter de erfaringer afprøvningen har givet, og der udarbejdes et udkast til vejledning i brugen af indekset.

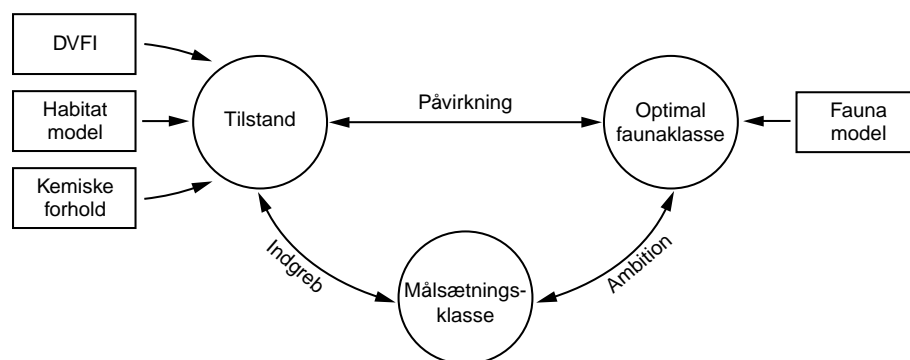
Dernæst kunne indekset afprøves på DVFI-stationerne i NOVA 2003. Resultaterne og brugen af indekset diskuteres på en workshop.

På baggrund af dette kan et færdigt indeks og udarbejdelse af en vejledning i brugen af indekset færdiggøres. Det er vigtigt i den fremtidige brug at vurderingen af de fysiske forhold foretages så standardiseret som muligt og uddannelse af de personer som foretager tilsynet er derfor vigtigt.

Lignende udenlandske systemer har været nogle år undervejs (f.eks. RIVPACS). De nødvendige statistiske redskaber er dog i dag relativt let tilgængelige hvilket betyder man indenfor få år vil være i stand til at kunne præsentere det første bud på et dansk system

10 anbefalinger for fremtiden

Udviklingen af et referencenet, som beskrevet i denne rapport, er primært målrettet mod invertebrater, men vil også give en væsentlig forståelse af de fysiske, kemiske og biologiske forhold (andre end invertebrater) der karakteriserer referencevandløbene. Denne information vil kunne anvendes i arbejdet med at opstille et habitatindeks og til at fastsætte den økologiske kvalitet mht. de øvrige indikatorer (planter og fisk) som indgår i Vandrammedirektivet.



Figur 10.1. Konceptuelt diagram der viser fremtidens bedømmelse af vandløbskvalitet.

Gennemgående for metoderne er at de integrerer over tid, er objektive, operative og kosteffektive.

Metoden til at fastsætte den optimale faunaklasse og det fysiske indeks er tiltænkt en dobbelt funktion: Målsætningsfastsættelsen er et administrativt begreb, men underbygges ved hjælp af de to metoder af de naturgivne og reelle fysiske forhold i vandløbet. Dette kan suppleres af en standardiseret vurdering af den kemiske belastning. Dette gør at målsætninger i fremtiden kan fastsættes på et ensartet grundlag landet over. Metoden til at fastsætte den optimale faunaklasse og det fysiske indeks i kombination fortæller hvilken DVFI-værdi der maksimalt kan forventes under forudsætning af at der ikke er andre påvirkninger af vandløbet. En vurdering af tilstanden ved hjælp af DVFI kan ligeledes relateres til de to metoder. Metoden til at fastsætte den optimale faunaklasse fortæller hvor langt en given vandløbsstrækning er fra referencetilstanden, og det fysiske indeks fortæller hvor meget af denne afstand der kan tilskrives de fysiske forhold alene. Derved bliver vandkvalitetens betydning indirekte belyst uden brug af direkte, omkostningstunge analyser af de vandkemiske forhold.

11 Referencer

Barbour, M.T. & Yoder, C.O., 2000: The multimetric approach to bioassessment, as used in the United States of America. In Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T., (eds.): Assessing the biological quality of fresh waters - RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association. pp. 281-292

Brookes, A., 1984: Recommendations bearing on the sinuosity of Danish stream channels. Technical Report no.6. National Agency of Environmental Protection, Freshwater Laboratory. 130 pp.

Brookes, A., 1987: The distribution and management of channelized streams in Denmark - Regulated Rivers: Research and Management Vol. 1, 1, 13-16.

Davies, P.E., 2000: Development of a national river bioassessment system (AUSRIVAS) in Australia. In Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T., (eds.): Assessing the biological quality of fresh waters - RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association. pp. 113-124.

Friberg, N. & Johnson, R.K. (eds.), 1995: Biological Monitoring of Streams. Methods used in the Nordic Countries based on macroinvertebrates. TemaNord1995: 640. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 58 pp.

Friberg, N., Græsbøll, P. & Larsen, S.E., 1999: De fysiske forhold og tilstanden i mindre vandløb. Vand og Jord, 6, 117-120.

Hill, M. O., 1979: TWINSpan – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and the attributes. Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York. 49 pp.

Jacobsen, M., 2000: Klassifikation af danske vandløb på grundlag af oplandsparametre og vandløbets tværsnit. Specialrapport. Århus Universitet, Geologisk Institut, Geomorfologisk Afdeling.

Johnson, R.K. & Goedkoop, W., 2000: The 1995 national survey of Swedish lakes and streams: assessment of ecological status using macroinvertebrates. In Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T., (eds.): Assessing the biological quality of fresh waters - RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association. pp. 229-240.

Juul, A.R., 2000: Classification of Danish watercourses using cross-section measurements for the Regulative. Specialrapport. Århus Universitet, Geologisk Institut, Geomorfologisk Afdeling.

Metcalf-Smith, J.L., 1996: Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. I Petts, G.E. & Calow, P. (eds.): River. Restoration. Blackwell Science, UK.

Miljøstyrelsen, 1983: Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del I: Vandløb og søer. Miljøstyrelsen, København

Miljøstyrelsen, 1998: Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 5, 1998. Miljøstyrelsen, Miljø-og Energiministeriet.

Moss, D., 2000: Evolution of the statistical methods in RIVPACS. In Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T., (eds.): Assessing the biological quality of fresh waters - RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association. pp. 25-38

Moss, D., Furse, M.T., Wright, J.F. & Armitage, P.D., 1987: The prediction of the macro-invertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology*, 17, 41-52.

Raven, P. J., N.T.H. Holmes, F.H. Dawson, P.J.A. Fox, M. Everard, I.R. Fozzard & K.J. Rouen, 1998. *River Habitat Quality - the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man*. Bristol, Environment Agency: 85 pp.

Reynoldson, T.B., Norris, R.H., Resh, V.H., Day, K.E. & Rosenberg, D.M., 1997: The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 833-852.

Reynoldson, T.B., Day, K.E. & Pascoe, T., 2000: The development of the BEAST: a predictive approach for assessing sediment quality in the North American Great Lakes. In Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T., (eds.): Assessing the biological quality of fresh waters - RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, pp. 165-180.

Skriver, J., Riis, T., Carl, J., Baattrup-Pedersen, A., Ernst, M.E., Frandsen, S.B., Sode, A. & Wiberg-Larsen, P., 1999: Biologisk overvågning i vandløb 1998-2003. Biologisk Vandløbskvalitet (DVFI). Udvidet biologisk program. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 16. 90 pp.

Skriver, J. (Ed.) 2001: *Biological Monitoring in Nordic Rivers and Lakes*. TemaNord 2001: 513. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 109 pp.

Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T., 2000 (eds.): Assessing the biological quality of fresh waters - RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association. 373 pp.

Bilag 1. Kort over vandløb med faunaklasse 6-7 (potentielle referencer).



ArcView temaer med amtsopdelte strækninger med potentiel optimal faunaklasse kan hentes på DMU's hjemmeside www.dmu.dk

Bilag 2. Kort over vandløb med optimal biologisk kvalitet (absolutte referencer).



ArcView temaer med amtsopdelte strækninger med potentiel optimal faunaklasse kan hentes på DMU's hjemmeside www.dmu.dk

Bilag 3. Oversigt over strækninger der er fysisk uforstyrrede. Efter Bookes (1984).

| | | | |
|------|---------------|------|---------------|
| NOR: | Nordjylland | FYN: | Fyn |
| VIB: | Viborg | KØB: | København |
| ARH: | Århus | FRE: | Frederiksborg |
| RIN: | Ringkjøbing | VES: | Vestsjælland |
| RIB: | Ribe | STO: | Storstrøm |
| VEJ: | Vejle | ROS: | Roskilde |
| SØN: | Sønderjylland | BOR: | Bornholm |

| Vandløb | Lokalitet | Længde (m) | Kort ref | Amt |
|--------------------|---------------------------|------------|-------------|-----|
| Urup nordreBæk | Nr Urup til Vesterbæk | 2600 | 1113 I NV | RIB |
| Grindsted Å | Eg Plantage til Ansager Å | 10060 | 1113 I NV | RIB |
| Kærbæk | Hestkær Bæk til Ansager Å | 3500 | 1113 I NV | RIB |
| Ansager Å | 8°46' til Grindsted Å | 4400 | 1113 I NV | RIB |
| Ansager Å | 8°48' til 8°46' | 3000 | 1113 I SV | RIB |
| Ansager Å | Risbøl til 8°48' | 12000 | 1113 I SØ | RIB |
| Varde Å | Grindsted Å til 8°42' | 1600 | 1113 I NV | RIB |
| Holme Å | 8°48' til 8°34' | 17000 | 1113 I SV | RIB |
| Holme Å | Hovborg til 8°48' | 12500 | 1113 I SØ | RIB |
| Skonager Lilleå | nedstrøms Agering | 800 | 1113 I SV | RIB |
| Nørbæk | Præstebro | 600 | 1113 I SV | RIB |
| Grindsted Å | Jerrig | 1800 | 1113 I NØ | RIB |
| Grindsted Å | Dal | 1600 | 1113 I NØ | RIB |
| Engmose Bæk | Grindsted Plantage | 700 | 1113 I NØ | RIB |
| Grindsted Å | Hinum | 200 | 1113 I NØ | RIB |
| Nørrebæk | Sondager Gd | 300 | 1113 I NØ | RIB |
| Ansager Å | Nebel Nørrebæk | 1000 | 1113 I SØ | RIB |
| Nebel Nørrebæk | Søgårde | 1500 | 1113 I SØ | RIB |
| Sønderbæk | Stenderup | 1030 | 1113 I SØ | RIB |
| Agerbæk | Debel | 1000 | 1113 I SØ | RIB |
| Sneum Å | Agerbæk til Nykirke | 12600 | 1113 II NV | RIB |
| Terpling Å | 8°48' til Sneum Å | 3200 | 1113 II NV | RIB |
| Grisbæk . | Grisbæk Gd til Sneum Å | 2900 | 1113 II NV | RIB |
| Vibæk | Vibæk til Sneum Å | 2200 | 1113 II NV | RIB |
| Slebsager Bæk | Neder Slebsager | 1000 | 1113 II NV | RIB |
| Møllebæk | Nørby Gd | 900 | 1113 II NV | RIB |
| Tostbjerg Bæk | Tostbjerg | 600 | 1113 II NV | RIB |
| Holsted Å | Nr Gørding til Sneum Å | 10750 | 1113 II SV | RIB |
| Kongeå | Gredsted | 2100 | 1113 II SV | RIB |
| Darum Bæk | Østerenge | 1700 | 1113 II SV | RIB |
| Holsted Å | 55°31' til Gørklint | 12300 | 1.113 II NØ | RIB |
| Sønderbæk | Gettrup Bæk til Glejbjerg | 3400 | 1113 II NØ | RIB |
| Nørrebæk | Glejbjerg | 2000 | 1113 II NØ | RIB |
| Nørrebæk | Tvilho | 2000 | 1113 II NØ | RIB |
| Astrup Bæk | Astrup | 1750 | 1113 II NØ | RIB |
| Stilde Å | Surhave | 2500 | 1113 II NØ | RIB |
| Holsted Å | 8°52' til Nygård | 3800 | 1113 II SØ | RIB |
| Kongeå | 9°02' til 8°48' | 19750 | 1113 II SØ | RIB |
| Gunderup Bæk | Habrehøj til Egelund | 900 | 1113 IV NØ | RIB |
| Linding Å | Stokbæk til 55°41' | 2550 | 1113 IV NØ | RIB |
| Linding Å | Yderik | 3250 | 1113 IV SØ | RIB |
| Alslev Å | fra Varde Å | 1900 | 1113 IV SØ | RIB |
| Holme Å | Sig | 1350 | 1113 IV SØ | RIB |
| Skovfogedbolig Bæk | Storskov | 2300 | 1212 IV NV | SØN |
| Troldegen Bæk | Troldegen | 1500 | 1212 IV NV | SØN |

| Vandløb | Lokalitet | Længde (m) | Kort ref | Amt |
|-------------------|---------------------------|------------|-------------|---------|
| Gram Å | Jels Å til Gram Slot | 6250 | 1212 IV SV | SØN |
| Nørreå | Snerpe til Gram Å | 4555 | 1212 IV SV | SØN |
| Jels Å | Gram Å til Petersholm | 1500 | 1212 IV SV | SØN |
| Kohave Bæk | Kohave | 850 | 1212 IV NØ | SØN |
| Taps Å | Tingskovhede | 2000 | 1212 IV NØ | SØN |
| Bolbro Bæk | Smedeholm | 2200 | 1212 IV NØ | SØN |
| Lamhave Bæk | Lamhave | 600 | 1212 IV NØ | SØN |
| Kokær Bæk | Kokær | 3000 | 1212 IV NØ | SØN |
| Kokær Bæk | Tagkær | 600 | 1212 IV NØ | SØN |
| Anager Bæk | Anager | 550 | 1212 IV NØ | SØN |
| Engehavn Bæk | Engehavn | 750 | 1212 IV NØ | SØN |
| Bibæk | Pamhule Skov | | 1212 IV SØ | SØN |
| Polsterbæk | Grejsdal | 800 | 1213 I NV | VEJ |
| Grejs Å | Lerbæk Skov | 2200 | 1213 I NV | VEJ |
| Ørum Å | Sønderskov | 1750 | 1213 I NØ | VEJ |
| Gudsø | Gudsø Vig | 550 | 1213 II NV | VEJ |
| Mølleå | Smidstrup Nederskov | 1500 | 1213 II NV | VEJ |
| Mølleå | Follerup Mølle | 2700 | 1213 II NV | VEJ |
| Eltanggård | Lilballe Skov | 1400 | 1213 II NV | VEJ |
| Madsbæk | Nørreskov | 1300 | 1213 II SV | VEJ |
| Bjert Bæk | Bjert Skov | 250 | 1213 II SV | VEJ |
| Julsmund Bæk | Varmark Skov | 500 | 1213 II SV | VEJ |
| Agtrup Bæk | Agtrup Vig | 900 | 1213 II SV | VEJ |
| Drostrup Å | Drostrup | 500 | 1213 III NV | RIB |
| Gesten Å | Drostrupkrog | 950 | 1213 III NV | RIB |
| Åkær Å | Tanggård | 2100 | 1213 III NØ | RIB/VEJ |
| Åkær Å | Hesselvad Bro til Mølleå | 2000 | 1213 III SØ | RIB/VEJ |
| Vester Nebel Å | Solgårdsmark til 55°30' | 8100 | 1213 III NØ | VEJ |
| Vejen Å | 55°30' til Gamst Å | 6000 | 1213 III SV | RIB |
| Vejen Å | Gesten Å til 55°30' | 1050 | 1213 III NV | RIB |
| Kongebæk Dal | Skodborghus Bro til 9°02' | 8800 | 1213 III SV | RIB |
| Kolding Å | Åkær Å til 9°26' | 7200 | 1213 III SØ | VEJ |
| Vester Nebel Å | 55°30' til Kolding Å | 250 | 1213 III SØ | VEJ |
| Vildstrup Å | Vrå | 500 | 1316 III NV | NOR |
| Omme Å | Ringive | 3750 | 1213 IV NV | VEJ |
| Billund Bæk | Vandel Mark | 350 | 1213 IV NV | RIB |
| Omme Å . | Birkebæk til Lykkehus | 4500 | 1213 IV NØ | VEJ |
| Østerbæk | Grøndal Plantage | 980 | 1213 IV SV | VEJ |
| Sønderbæk | Tågelund | 500 | 1213 IV SV | VEJ |
| Vejle Å | Haraldskær | 3200 | 1213 IV SØ | VEJ |
| Egtved Å | Højdalgaard til Holtkro | 2900 | 1213 IV SØ | VEJ |
| Rejsby Å | Rejsby | 4250 | 1112 I SV | SØN |
| Brændstrup Bæk | Storskov | 1200 | 1112 I NØ | SØN |
| Gels Å | Fladså til Gelsbro | 5400 | 1112 I NØ | SØN |
| Fladså | Ribe Å til Gram Å | 6400 | 1112 I NØ | SØN |
| Gram Å | Fladså til 55°17' | 5250 | 1112 I NØ | SØN |
| Gram Å | Mølleeng | 750 | 1112 I SØ | SØN |
| Lille Lyngdal Bæk | Klintrup | 190 | 1214 I NØ | ÅRH |
| Rode Bæk | Rødikgård | 50 | 1214 I NØ | ÅRH |
| Ildal Bæk | Ildal Skov | 600 | 1214 I SV | ÅRH |
| Åsbæk | Addit Skov | 400 | 1214 I SV | ÅRH |
| Gudenå | Voervadsbro | 500 | 1214 I SV | VEJ |
| Sugebæk | Sønderskov | 100 | 1214 I NV | ÅRH |
| Hulbæk | Sønderskov | 120 | 1214 I NV | ÅRH |
| Foldbæk | Låddenbjerg | 150 | 1214 I NV | ÅRH |
| Stabelbæk | nedstrøms Ryvads Bro | 250 | 1214 I SØ | ÅRH |
| Skærbæk | Svingelhus Bakke | 300 | 1214 I SØ | ÅRH |
| Gudenå | Dødeå | 700 | 1214 II NV | VEJ |
| Gudenå | Tønning Skov | 300 | 1214 II NV | VEJ |
| Urup Bæk | Urup | 150 | 1214 II NØ | VEJ |
| Gudenå | Uldum Kær | 500 | 1214 II SV | VEJ |
| Bygholm Å | Korningtil Klaks Mølle | 1600 | 1214 II SV | VEJ |
| Klokkedal Å | Klokkedal | 990 | 1214 II SØ | VEJ |

| Vandløb | Lokalitet | Længde (m) | Kort ref | Amt |
|----------------------|----------------------------|------------|-------------|-----|
| Fiskbæk | Boller Nederskov | 1200 | 1214 II SØ | VEJ |
| Fiskbæk | Rold Skov | 820 | 1214 II SØ | VEJ |
| Boller Nederskov Bæk | Boller Nederskov | 500 | 1214 II SØ | VEJ |
| Smedebæk | Smedebæk | 450 | 1214 III NØ | VEJ |
| Dybdal Bæk | Gyvelhøj | 150 | 1214 III NØ | VEJ |
| Svinebæk | Rørbæk Sø | 500 | 1214 III NØ | VEJ |
| Skjern Å | Holtum til Brande Å | 7900 | 1214 III NV | RIN |
| Holtum Å | Skjern Å til Skibbild | 5000 | 1214 III NV | RIN |
| Holtum Å | Over-Harrild | 1200 | 1214 III NV | RIN |
| Brande Å | Herreedsbro | 500 | 1214 III NV | RIN |
| Brande Å | Sønder-Askjær | 1200 | 1214 III NV | RIN |
| Karup Å | Moselund | 1000 | 1214 IV NV | VIB |
| Bording Å | Frederiksværk til Damholm | 1550 | 1214 IV NØ | RIN |
| Skærbæk | Skærbæk Plantage | 1600 | 1214 IV SØ | RIN |
| Kollund Bæk | Nørre Kollund | 2650 | 1214 IV SV | RIN |
| Fjederholt Å | Skov Olsens Plantage | 1600 | 1214 IV SV | RIN |
| Søby Å | Sandgård | 500 | 1214 IV SV | RIN |
| Hallund Bæk | Kølkær | 1500 | 1214 IV SV | RIN |
| Hallund Bæk | Malmkær | 800 | 1214 IV SV | RIN |
| Gels Å | Stensbæk til Østermark | 1400 | 1112 I SØ | SØN |
| Taps Å | Aller | 1400 | 1212 I NV | SØN |
| Sillerup Bæk | Kobbelhave | 400 | 1212 I NV | SØN |
| Sønderby Bæk | Sønderby | 600 | 1212 IV NV | SØN |
| Lindet Bæk | Lykkegård | 650 | 1212 IV NV | SØN |
| Stampemølle Bæk | Søkrøg | 750 | 1314 III NV | ÅRH |
| Asbæk | Fredhave | 250 | 1314 III NV | ÅRH |
| Jeksen Bæk | Adslev Skov | 500 | 1314 IV SV | ÅRH |
| Århus Å | Edslev Knude | 200 | 1314 IV SV | ÅRH |
| Holtsbæk | Skanderborg | 1520 | 1314 IV SV | ÅRH |
| Sønderbæk | Skanderborg | 430 | 1314 IV SV | ÅRH |
| Madsesbæk | Møllegård til Lilleskov | 1400 | 1314 IV NV | ÅRH |
| Brydebæk | Strongelsbjerg | 550 | 1314 IV NV | ÅRH |
| Hørslev Bæk | Skovby Nord | 230 | 1314 IV NV | ÅRH |
| Borum Møllebæk | Baskær Skov | 1300 | 1314 IV NV | ÅRH |
| Storkesig Bæk | Borum Mølle | 495 | 1314 IV NV | ÅRH |
| Sikær Bæk | Remme | 490 | 1114 I NØ | RIN |
| Sikær Bæk | | 680 | 1114 I NØ | RIN |
| Vorgod Å | 8°43' til 8°44' | 18500 | 1114 I NØ | RIN |
| Vonå | Bjørsløv Plantage | 4250 | 1114 I SV | RIN |
| Rimmerhus Bæk | Nedstrøms Rimmerhus | 1600 | 1114 I SV | RIN |
| Herborg Bæk | Bækgård | 2700 | 1114 I SV | RIN |
| Videbæk | Trøstrup Gd | 1650 | 1114 I SV | RIN |
| Omme Å | 8°41' til Rabæk | 755 | 1114 II NV | RIN |
| Skjern Å | Sr Felding | 2000 | 1114 II NV | RIN |
| Vorgod Å | Lillehøj | 2400 | 1114 II NV | RIN |
| Omme Å | Vestermose til Hoven Å | 5350 | 1114 II SV | RIN |
| Hårkær Bæk | Kærhus | 2600 | 1114 II SV | RIN |
| Hoven Å | Nr Grene | 690 | 1114 II SV | RIN |
| Torsbæk | Nedstrøms Rødebro | 2700 | 1114 II SV | RIN |
| Gundesbøl Å | Tanholm | 670 | 1114 II SV | RIN |
| Tarm Møllebæk | Varisbøl | 1990 | 1114 III SØ | RIN |
| Kirkeå | Bølling | 600 | 1114 III NØ | RIN |
| Slumstrup Bæk | Bølling | 420 | 1114 III NØ | RIN |
| Ganer Å | Kongsholm | 2100 | 1114 III NØ | RIN |
| Herborg Bæk | Opsund | 800 | 1114 IV SØ | RIN |
| Ganer Å | Hanning | 1200 | 1114 IV SØ | RIN |
| Ganer Å | Sædding | 200 | 1114 IV SØ | RIN |
| Ejstrup Bæk | Arup til Hoverdal Plantage | 3100 | 1114 IV NØ | RIN |
| Pølbæk | Gunhildsbjerg | 350 | 1114 IV NØ | RIN |
| Hover Å | Opstrøms Hover K | 500 | 1114 IV NØ | RIN |
| Hover Å | Vr Hjelm | 1200 | 1114 IV NØ | RIN |
| Hover Å | Kundhøje | 400 | 1114 IV NØ | RIN |
| Vorgod Å | Otting til St Alle | 5300 | 1114 I NV | RIN |
| Mølsted Bæk | Mølsted | | 1214 I NV | RIN |

| Vandløb | Lokalitet | Længde (m) | Kort ref | Amt |
|----------------|---------------------------|------------|-------------|-----|
| Abildå | Engvang | 1000 | 1214 I NV | RIN |
| Hummelsmose Å | Volstrup Skov | 1300 | 1115 I SV | RIN |
| Skive Å | Trandum | 990 | 1115 I SØ | RIN |
| Skive Å | Sdr Dueholm | 550 | 1115 I SØ | RIN |
| Strubber Å | Søgård | 670 | 1115 I SØ | RIN |
| Vegen Å | Sørvad til 56°18' | 6600 | 1115 II SV | RIN |
| Vejvad Bæk | Mandsbjerg | 1200 | 1115 II SV | RIN |
| Fuglkær Å | Sr Bjerregårde til 8°33' | 6750 | 1115 II SV | RIN |
| Stokvad Bæk | Vr Skavtrup til Stentoft | 1750 | 1115 II SV | RIN |
| Lundbæk | Nørrelund | 450 | 1115 II SV | RIN |
| Fulgkær Å | Bjerregård | 900 | 1115 II SV | RIN |
| Gryde Å | Horskede Bro | 100 | 1115 II SV | RIN |
| Storå | Østerlund | 2600 | 1115 II NV | RIN |
| Storå | Grydholt | 5200 | 1115 II NV | RIN |
| Tvis Å | Sommerdal til Bakgård | 1600 | 1115 II NV | RIN |
| Halgård Bæk | Halgård | 1800 | 1115 II NV | RIN |
| Vegen Å | Skovlund plantage | 2500 | 1115 II NV | RIN |
| Gryde Å | Sognstrup | 2500 | 1115 II NV | RIN |
| Storå | Stovbæk Krat | 2100 | 1115 II SØ | RIN |
| Storå | Grydholt | 5200 | 1115 II SØ | RIN |
| Storå | Hodsager til 8°46' | 770 | 1115 II NØ | RIN |
| Gindeskov Bæk | Vr Vistorp | 300 | 1115 II SØ | RIN |
| Sunds Nørreå | Fælleddgård | 1800 | 1115 II SØ | RIN |
| Løvenå | Ørre | 1250 | 1115 II SØ | RIN |
| Røjen Bæk | Sdr Talund | 1500 | 1115 II SØ | RIN |
| Lilleå | Nagelkær | 900 | 1115 II NØ | RIN |
| Gindeskov Bæk | Gindeskov | 1500 | 1115 II NØ | RIN |
| Lilleå | Brogårdmark | 1550 | 1115 II NØ | RIN |
| Stavlund Å | Stavlund | 2500 | 1115 II NØ | RIN |
| Ellebæk | Navr | 650 | 1115 III NØ | RIN |
| Storå | Bur | 1600 | 1115 III NØ | RIN |
| Idum Å | Storå til Hestbjerg | 8500 | 1115 III NØ | RIN |
| Lilleå | Råsted | 1600 | 1115 III NØ | RIN |
| Grydeå | Simonstrup | 1100 | 1115 III NØ | RIN |
| Lilleå | 56°18' til Bærkær Bæk | 12000 | 1115 III SØ | RIN |
| Tømmerby Å | Rødebro til 57°05' | 1300 | 1115 II SØ | VIB |
| Tømmerby Å | Frøstrup | 1100 | 1115 III SV | VIB |
| Hansted Mølleå | Hansted | 750 | 1115 II SV | VIB |
| Klostergrøften | Løkken | 600 | 1217 I NØ | NOR |
| Kværnbæk | Ejersted | 1750 | 1217 I SV | NOR |
| Landbæk | Fårup | 650 | 1217 I SV | NOR |
| Lindholm Å | Voerbjerg Kær | 600 | 1217 I SØ | NOR |
| Knasborg Å | Knasborg Bro | 2400 | 1318 II NV | NOR |
| Uggerby Å | Nejst til 57°32' | 9000 | 1318 II SV | NOR |
| Bjørnbæk | Bjørnbæk | 1000 | 1318 II SV | NOR |
| Vogsbæk | Hørmested Bro | 500 | 1318 II SV | NOR |
| Skærum Å | Skærum Nørrehede | 1850 | 1318 II SV | NOR |
| | Øster Skærum | 2900 | 1317 IV NØ | NOR |
| Elling Å | Kvissel | 4200 | 1318 II SV | NOR |
| Åsted Å | Kvissel | 6000 | 1318 II SV | NOR |
| Hørsed Å | Kokholm Rende | 950 | 1116 IV SØ | VIB |
| Binderup Å | Snorup til udløb i havet | 12100 | 1216 I NV | NOR |
| Binderup Å | Mølhøje til Harrild Rende | 3000 | 1216 I SV | NOR |
| Vidkær Å | KyøS kovhuse | 900 | 1216 I NV | NOR |
| Guldbæk | Tårnhøj | 700 | 1216 I NØ | NOR |
| Hasseris Å | Tostrup | 3100 | 1216 I NØ | NOR |
| Sønderup Å | Astrup til Vegger Bro | 16000 | 1216 I SV | NOR |
| Sønderup Å | Sønderup | 8600 | 1216 II NV | NOR |
| Mastrup Bæk | Mastrup | 600 | 1216 I SØ | NOR |
| Halkær Å | Stenildvad | 500 | 1216 II NV | NOR |
| Lerkenfeld Å | Brorstrup til Ll Binderup | 3200 | 1216 II NV | NOR |
| Lerkenfeld Å | St Binderup | 600 | 1216 II NV | NOR |
| Lindenborg Å | Grødbæk til Stubberupgård | 5700 | 1216 II NØ | NOR |
| Villestrup Å | Storearden Skov | 1200 | 1216 II NØ | NOR |

| Vandløb | Lokalitet | Længde (m) | Kort ref | Amt |
|------------------|----------------------------|------------|-------------|---------|
| Egholm Bæk | fra Lindenberg Å | 300 | 1216 II NØ | NOR |
| Simested Å | fra Ålestrup til 9°27' | 8400 | 1216 II SV | VIB |
| Simested Å | Mosegård | 2900 | 1216 II SØ | NOR |
| Hinnerup Å | Hinnerup Bro | 300 | 1216 III NV | VIB |
| Trend Å | Tandrup | 1950 | 1216 III NØ | NOR |
| Tværerbæk | Birken | 900 | 1216 III NØ | NOR |
| Tværerbæk | Birken | 550 | 1216 IV SØ | NOR |
| Lerkenfeld Å | Søkbæk til Storholm | 4200 | 1216 III NØ | VIB |
| Lerkenfeld Å | fra søen til Søndre Holmen | 4500 | 1216 III SØ | VIB |
| Simested Å | 9°26' til 56°37' | 3100 | 1216 III SØ | VIB |
| Skinderup Bæk | Skinderup | 220 | 1216 III SØ | VIB |
| Bruså | Oudrup Østerhede | 600 | 1216 IV SØ | NOR |
| Trend Å | Gunderup | 900 | 1216 IV SØ | NOR |
| Kousted Å | Skowad Bro | 450 | 1215 I SØ | ÅRH |
| Gjeldå | Vejerslev | 1100 | 1215 II SØ | VIB |
| Borre Å | Borridsø Mark til Boballe | 4100 | 1215 II SØ | VIB |
| Gjern Å | Søbyvad til Gjern Plantage | 6750 | 1215 II SØ | ÅRH |
| Geldbæk | Møgelby til Holmen | 2000 | 1215 II NØ | ÅRH |
| Tjærerbæk | Enslevgård til Overmølle | 2800 | 1215 II NØ | ÅRH |
| Houlbjerg Bæk | Houlbjerg Skov | 2000 | 1215 II NØ | ÅRH |
| Faurlund Bæk | Houlbjerg Skov | 300 | 1215 II NØ | ÅRH |
| Granslev Å | Knudstrup | 900 | 1215 II NØ | ÅRH |
| Frislund Bæk | Frislund | 500 | 1215 II NØ | ÅRH |
| Lilleå | Langå til Nygård | 100 | 1215 II NØ | ÅRH |
| Ulstrup Bæk | Østerskov | 250 | 1215 II NØ | VIB |
| Garverbæk | Bøstrup | 550 | 1215 II NØ | ÅRH |
| Sletå | Boskov | 995 | 1215 II NØ | VI B |
| Møllebæk | Bjerring Egeskov | 150 | 1215 II NV | VIB |
| Tange Å | Vodskov | 2150 | 1215 II NV | VIB |
| Skive Å | 56°18' til Karup Å | 19550 | 1215 III NV | RIN/VIB |
| Barslund Bæk | Staulund | 1000 | 1215 III NV | RIN |
| Haderup Å | Højhus | 1555 | 1215 III NV | RIN |
| Resen Bæk | Knolding Bakker | 1300 | 1215 III NV | VIB |
| Sejbæk | Nedstrøms Resen Huse Bro | 2130 | 1215 III NV | VIB |
| Mostgård Bæk | Most Mølle | 255 | 1215 III NØ | NOR |
| Mølleå | Høgghus | 625 | 1215 IV SØ | VIB |
| Jordbro Å | Jordbromølle | 600 | 1215 IV NV | VIB |
| Mønsted Å | Mønsted | 1600 | 1215 IV SV | VIB |
| Hevring Å | Lilleholm | 1950 | 1315 I SV | ÅRH |
| Storteå | Nimtofte | 480 | 1315 II NV | ÅRH |
| Alling Å | Kallehave | 990 | 1315 III NV | ÅRH |
| Lilleå | Lerbjerg til Essendrup | 1800 | 1315 III NV | ÅRH |
| Voermølle Å | Bækkelund | 250 | 1315 III NV | ÅRH |
| Skader Å | Voldum | 700 | 1315 III NØ | ÅRH |
| Revens Møllebæk | Voldum | 700 | 1315 III NØ | ÅRH |
| Spørring Å | Brohuset | 2050 | 1315 III SV | ÅRH |
| Spørring Å | Selling | 230 | 1315 III SV | ÅRH |
| Rosenholm Å | Elkærtoft | 1700 | 1315 III SØ | ÅRH |
| Spørring Å | Christinehøj | 280 | 1315 III SØ | ÅRH |
| Lundgård Bæk | Kalkbrud | 580 | 1315 III NV | NOR |
| Korup Å | Møllesig Gde | 450 | 1315 III NV | NOR |
| Bangsbo Å | Bolmølle til Kilden | 9200 | 1317 I NV | NOR |
| Voer Å | Præstbro til Voersåskrog | 8900 | 1317 II NV | NOR |
| Ganmelsbæk | Store Bjørnstrup | 300 | 1317 II NV | NOR |
| Gerå | Snørholt til Gerå | 4100 | 1317 III SØ | NOR |
| VoersÅ | Ormholt Skov | 1900 | 1317 IV SØ | NOR |
| Sæby Å | Hørby Bro | 550 | 1317 IV SØ | NOR |
| Voers Å | Ormholt Skov | 1900 | 1317 IV SØ | NOR |
| Skærum Å | Ørnvej til Albæk | 1300 | 1317 IV NØ | NOR |
| Krogens Møllebæk | Dalsager | 895 | 1317 IV NØ | NOR |
| Fugtkær Å | Lilleå til 8°33' | 3000 | 1115 III SØ | RIN |
| Idum Å | Ormstrup | 500 | 1115 III SØ | RIN |
| Idum Å | Kærgård | 300 | 1115 III SØ | RIN |
| Tim Å | KlovSIG Sønder Plantage | 650 | 1115 III SØ | RIN |

| Vandløb | Lokalitet | Længde (m) | Kort ref | Amt |
|------------------|----------------------------|------------|-------------|---------|
| Madum Å | Lystbækkær | 1000 | 1115 III SØ | RIN |
| Madum Å | Arbjerg | 600 | 1115 III SØ | RIN |
| Skødbæk | Lemtorp Huse | 360 | 1115 IV NØ | RIN |
| Klostermølle Å | Trælborg | 600 | 1115 IV NØ | RIN |
| Gadebæk | Hedegårde | 1000 | 1115 IV SV | RIN |
| Liver Å | Vestergård | 1600 | 1318 III SV | NOR |
| Liver Å | Gjurup | 1200 | 1318 III SV | NOR |
| Glimsholt Å | Mølskov | 1050 | 1318 III SV | NOR |
| Bjerndrup Mølleå | Povlskro | 350 | 1211 IV NØ | SØN |
| Uge Bæk | Vovle Bro | 1700 | 1211 IV NV | SØN |
| Sløgs Å | Lendemark | 2100 | 1211 IV NV | SØN |
| Møllebæk | Søgård | 755 | 1113 III NØ | RIB |
| Omme Å | Sdr Omme | 2800 | 1114 II SØ | RIB |
| Omme Å | Lundager | 2600 | 1114 II SØ | RIB |
| Omme Å | Omvrå | 1500 | 1114 II SØ | RIB |
| Omme Å | Stigbord | 900 | 1114 II SØ | RIB |
| Korup Å | Møllesig Gårde | 360 | 1316 III NV | NOR |
| Hover Å | Sanddal Plantage | 1600 | 1114 IV SV | RIN |
| Hover Å | Hjelm | 900 | 1114 IV SV | RIN |
| Rohden Å | Daugård Strand | 1100 | 1213 I SV | VEJ |
| Alling Å | Norkær | 900 | 1215 II SV | VIB |
| Karup Å | Munklinde til Rønrose | 2800 | 1215 III SV | VIB |
| Karup Å | Gamle Klynemose | 1780 | 1215 III SV | VIB |
| Karup Å | Hessellund til Købmansgård | 8200 | 1215 III SV | RIN/VIB |
| Rind Å | Ø Høgild til Skovridergård | 5650 | 1114 I SØ | RIN |
| Rind Å | Arnborg | 400 | 1114 I SØ | RIN |
| Fjerderholt Å | Svendlund | 620 | 1114 I SØ | RIN |
| Kjul Å | Sdr Kjul til udløb i havet | 2500 | 1318 III NØ | NOR |
| Uggerby Å | østenåen | 750 | 1318 III NØ | NOR |
| Tversted Å | Tannisby | 1000 | 1318 III NØ | NOR |
| Tversted Å | Tversted til Terpet | 1400 | 1318 III NØ | NOR |
| Varbro Å | Vestergård | 555 | 1318 III NØ | NOR |
| Nejstgård Bæk | Købsted | 600 | 1318 III NØ | NOR |
| Varbro Å | Trindbakke | 500 | 1318 III NØ | NOR |
| Slette Å | Svinkløv Plantage | 600 | 1217 III NØ | NOR |
| Svenstrup Å | Slettestrand | 800 | 1217 III NØ | NOR |
| Skærbæk Å | Svenstrup | 200 | 1115 I SØ | RIN |
| Uggerby Å | Præstgård | 750 | 1318 III NØ | NOR |
| Uggerby Å | Stabæk | 2850 | 1318 III NØ | NOR |
| Ransbæk | Ugerhøj Gd | 1050 | 1318 III NØ | NOR |
| Gøggård Bæk | Gøggård Bro | 800 | 1318 III NØ | NOR |
| Tversted Å | Vejgård | 1500 | 1318 III NØ | NOR |
| Arnå | St Emmerske | 1200 | 1111 I NØ | SØN |
| Grønå | Nolde | 1800 | 1111 I NØ | SØN |
| Gammelå | Lydersholm | 1500 | 1111 I NØ | SØN |
| Gammelå | above Lydersholm | 1050 | 1111 I NØ | SØN |
| Gammelå | Vrågård til Åbøl | 3555 | 1211 IV NØ | SØN |
| Sønderå | Stade til Skelbæk | 6000 | 1211 IV NØ | SØN |
| Sønderå | Eggebæk til Broderup | 3400 | 1211 IV NØ | SØN |
| Bjerndrup Mølleå | Vestergård | 350 | 1211 IV NØ | SØN |
| Gejl Å | Bajstrup | 1100 | 1211 IV NØ | SØN |
| Gejl Å | Stoltelund | 550 | 1211 IV NV | SØN |
| Pulverbæk | Mjanghøj | 525 | 1311 IV NV | SØN |
| Skjern Å | Drangstrup | 1100 | 1114 II NØ | RIN |
| Skjern Å | Tarp | 1000 | 1114 II NØ | RIN |
| Skjern Å | Minds til Skjernå Bro | 13000 | 1114 II NØ | RIN |
| Skjern Å | Sandfeld | 1200 | 1114 II NØ | RIN |
| Døvling Bæk | Døvling | 2200 | 1114 II NØ | RIN |
| Døvling Bæk | Skovbjerg Plantage | 1400 | 1114 II NØ | RIN |
| Karstoft Å | Clasonsborg til Karstoft | 4200 | 1114 II NØ | RIN |
| Omme Å | | 2100 | 1114 II SØ | RIN |
| Pøleå | Nejede Vesterskov | 120 | 1514 II NV | FRE |
| Vrangleskov Bæk | Haraldsted | 240 | 1513 III SV | VES |
| Køge Å | Åsen | 520 | 1513 III SV | ROS |

| Vandløb | Lokalitet | Længde (m) | Kort ref | Amt |
|---------------|--------------------------|---------------|-------------|-----|
| Køge Å | Skovhus Vænge | 1450 | 1513 III SØ | ROS |
| Skensved Å | Navrbjerg Bro | 1150 | 1513 III NØ | ROS |
| Gudum Å | Asgård | 100 | 1413 II SV | VES |
| Gudum Å | Oksebro | 110 | 1413 II SV | VES |
| Tudeå . | Havrebjerg | 1600 | 1413 II SV | VES |
| Tuel Å | Alsted til Flinterup | 430 | 1413 II SØ | VES |
| Ringsted Å | Vrangstrup | 1850 | 1513 III SV | VES |
| Krageskov Bæk | Krageskov | 1900 | 1513 III SØ | ROS |
| Suså | Tamose | 2100 | 1412 I NØ | STO |
| Suså | Egebjerg | 500 | 1512 IV NV | STO |
| Suså | Råen | 500 | 1512 IV NV | STO |
| Møllebæk | Denderup Vænge | 490 | 1512 IV SØ | STO |
| Fladså | Storskov | 600 | 1512 IV SØ | STO |
| Herredsbæk | Kongsted til Bækkeskov | 3200 | 1512 III NØ | STO |
| Krobæk | Sjølte til Bækkeskov | 3950 | 1512 III NØ | STO |
| Orup Bæk | Vindbyholt | 550 | 1512 IV SØ | STO |
| Herredsbæk | Lestrup Hestehave | 490 | 1512 IV SØ | STO |
| Mern Å | Kohave | 400 | 1512 III SØ | STO |
| Mern Å | Bakkehøj | 550 | 1512 III SØ | STO |
| Karlsskov Bæk | Karlsskov | 200 | 1213 II NØ | FYN |
| Holevad Bæk | Mygindlund | 380 | 1312 IV NV | FYN |
| Brændeå | Kerte | 150 | 1312 IV NV | FYN |
| Kongshøj Å | Bredemiste | 520 | 1312 I SØ | FYN |
| Sorteå | Enghave Gd | 430 | 1312 I SØ | FYN |
| Vindinge Å | Vindinge | 2100 | 1312 I NØ | FYN |
| Hågerup Å | Lydinge Haver | 790 | 1312 II NV | FYN |
| Stokkebæk | Venemose | 1460 | 1312 II NØ | FYN |
| Brændeå | Sdr Åby | 1700 | 1212 I NØ | FYN |
| Baggeå | Svartingegård | 1225 | 1812 IV SV | BOR |
| Muleby Å | Muleby Gde | 1550 | 1812 IV SV | BOR |
| Bromme Å | Brommebro | 750 | 1812 IV SV | BOR |
| Muleby Å | Mæby | 950 | 1812 IV SV | BOR |
| Vaseå | Brændesgårde | 1000 | 1812 IV SØ | BOR |
| Blykobbe Å | | 1700 | 1812 IV SV | BOR |
| Myreå | Elleby | 650 | 1812 IV SØ | BOR |
| Gyldenså | Bobakke | 1800 | 1812 IV SØ | BOR |
| Øle Å | Povlsker Plantage | 1500 | 1812 III NØ | BOR |
| Dammebæk | Strandmarken | 995 | 1812 III SØ | BOR |
| Læså | Lille Munkegård | 900 | 1812 III SV | BOR |
| Grødby Å | Pibergård | 750 | 1812 III SV | BOR |
| Øle Å | Bukkevad Bro | 600 | 1812 III SV | BOR |
| Øle Å | Sommergård | 600 | 1812 III SV | BOR |
| Blykobbe Å | Bækkegård til Gyngherred | 3400 | 1812 III NV | BOR |
| Blykobbe Å | Sorthat | 400 | 1812 III NV | BOR |
| Muleby Å | Møllegård | 650 | 1812 IV SV | BOR |
| Præstbæk | Hultegård | 420 | 1812 IV SV | BOR |
| Kelse Å | Kløvedal | 670 | 1812 IV SV | BOR |
| Kobbeå | Solbakke | 500 | 1812 IV SV | BOR |
| Kelse Å | Alstorbakke | 150 | 1812 IV SV | BOR |
| Døndal Å | Døndal | 700 | 1812 IV SV | BOR |
| Tem Å | Brøddegård | 500 | 1812 IV SV | BOR |
| Omme Å | Stakroge | 900 | 1114 II SØ | RIB |
| | Vestergård | 1450 | 1114 II SØ | RIB |
| Køge Å | Gammel Køgegård | 300 | 1513 II SV | ROS |
| Køge Å | Skovhus Vænge | 2060 | 1513 III SØ | ROS |
| Øle Å | Ellegård | 200 | 1812 III NØ | BOR |
| Øle Å | Lyngvad | 450 | 1812 III NØ | BOR |
| Grødby Å | Rundlykkehus | 500 | 1812 III NØ | BOR |
| Bakkebæk | Olsker | 1500 | 1812 IV NV | BOR |
| Nylossker Bæk | | 350 | 1812 III NV | BOR |
| Kampeløkke Å | Brogård | 300 | 1812 IV NV | BOR |
| Tingsted Å | Tingsted | 1000 | 1812 III NV | BOR |
| Tingsted Å | Ringeby | 400 | 1812 III NV | BOR |
| Blykobbe Å | St Gadegård | 500 | 1812 III NV | BOR |

| Vandløb | Lokalitet | Længde (m) | Kort ref | Amt |
|-----------|--------------|---------------|-------------|-----|
| Samsingå | Skovgård | 1000 | 1812 III SØ | BOR |
| Kampeå | Hellingpeder | 1000 | 1812 IV SV | BOR |
| Vaseå | Brændesgårde | 200 | 1812 III NØ | BOR |
| Læså | Vasegård | 50 | 1812 III NV | BOR |
| Møllebæk | | 1500 | 1812 IV NV | BOR |
| Baggeå | | 1100 | 1812 IV NV | BOR |
| Klintebæk | | 1200 | 1812 IV SØ | BOR |
| Risebæk | | 1000 | 1812 IV SØ | BOR |
| Læså | Skagelfaldet | 175 | 1812 III NV | BOR |
| Lilleå | Værmeland | 600 | 1812 III NV | BOR |

Bilag 4. Forslag til opstilling af et fysisk indeks

Baggrund

Foringede fysiske forhold i vandløbene er estimeret som hovedårsagen til at mange målsatte vandløb ikke opfylder deres målsætning i dag. Dansk Vandløbsfaunaindeks-værdien beskriver en given vandløbsstrækningens biologiske tilstand, dvs. summen af alle påvirkninger af strækningen – fysisk, biologisk og kemisk. I tilfælde af at målsætningen på en vandløbsstrækning ikke er opfyldt, skal det vurderes hvad grunden hertil er. For at kunne skille de fysiske forholds betydning for tilstanden fra, er det nødvendigt med en standardiseret metode til beskrivelse af disse forhold. Praxis i dag ved prøvetagning efter DVFI-metoden er at forsøge at tage faunaprøven så repræsentativt som muligt i forhold til de fysiske forhold der forekommer på strækningen (dog skal én af tre sparkeprøver udtages i et stryg). Samtidig registreres eventuel lugt eller farvning af vandet. Desuden registreres substrattyper og strømforhold. Opstillingen af et standardiseret Vandløbsfysisk Indeks vil kunne hjælpe til en bedre tolkning af de fysiske forholds betydning for vandløbskvaliteten i vores vandløb. Det vandløbsfysiske indeks vil kun i et vist omfang være korreleret til de biotiske indikatorer, idet disse er påvirket af andre faktorer end kun den fysiske forstyrrelse. Her beskrives en metode til en objektiv vurdering af de fysiske forhold i vandløb, dels med udgangspunkt i danske og udenlandske erfaringer og dels ud fra de aktuelle forhold i de danske vandløb.

Erfaringer med opstillinger af fysiske indeks

I England er der udviklet et system til en klassificering/beskrivelse af vandløbsfysiske forhold og habitater – the River Habitat Survey (RHS) (Raven et al., 1998c). RHS benytter en standardiseret metode hvor prøvetageren på en 500 meter vandløbsstrækning skal vurdere bl.a.:

- Bræmmeens udseende og planter
- Vandløbsmorfologiske forhold
- Fysiske forhold i vandløbets forskellige habitater
- Forhold i oplandet til strækningen.

Alle data indføres i standardiserede skemaer, og en fysisk habitatvurdering, der ikke er relateret til et biologisk samfund, foretages. Vandløbsstrækninger over hele England kan således sammenlignes da der er udført det samme måleprogram på dem. RHS er baseret på inspektion af vandløbsstrækningerne og vurdering af alle parametre. Det betyder at man har haft svært ved at opnå reproducerbare resultater – forskellige prøvetagere har ikke kunnet komme frem til samme resultater på de samme strækninger. Dette skyldes at systemet er baseret på vurderinger og ikke på målinger. RHS er således ikke foreløbigt objektivt og robust mht. prøvetagning, og der er ikke i systemet en klar kobling mellem habitatkvaliteten og den biologiske vandløbskvalitet målt vha. smådyr.

Men også andre europæiske lande og initiativer beskæftiger sig med vurdering af den fysiske vandløbskvalitet. Både i Frankrig og Tyskland findes systemer der er sammenlignelige med RHS. Den europæiske standardiseringsorganisation CEN arbejder på at udvikle en fælles europæisk standard for måling af fysisk habitat kvalitet. Denne standard er fortrinsvis baseret på de engelske og franske erfaringer på området.

Danske erfaringer

Flere amter har benyttet sig af at vurdere de fysiske forhold i vandløbet i forbindelse med udtagningen af faunaprøver. Her præsenteres to danske bud på et vandløbs-fysisk indeks.

Fyns-indekset

Det fynske indeks er forholdsvist simpelt bygget op, og vurderingen af de fysiske forhold kan relativt hurtigt gennemføres. Indeksverdierne fastlægges ved vurdering, og der foretages ingen må-

linger i vandløbet. Vandløbets grad af regulering beskrives ved en klassificering i tre grupper: ureguleret, noget reguleret og reguleret. Tilstedeværelsen af forskellige substrattyper beskrives i tre grupper – jo grovere substrat jo højere værdi. Indeksverdierne findes ved at værdierne for de substrater der er til stede summeres (maksimalt 11) og ganges med reguleringsværdien. Indekset kan antage værdier mellem 0 og 22 – højest er bedst (Windolf et al., 2000). Indekset er skitseret i Tabel 1.

Tabel 1. Fyns-indekset

| Slyngningsgrad | Værdi | Substrat | Værdi |
|-----------------|-------|-----------------------------------|-------|
| Ureguleret | 2 | Sten | 3 |
| Noget reguleret | 1,5 | Grus, døde grene | 2 |
| Reguleret | 1 | Slam, detritus, sand, vandplanter | 1 |

Århus-indekset

Indekset er bygget op omkring vurderingen af en lang række fysiske forhold i vandløbet (Tabel 2). Tilstedeværelsen af forskellige formelementer og substrattyper skal vurderes sammen med intensiteten i tilstedeværelsen. I modsætning til Fyns-indekset indgår der en negativ vægtning af elementer der regnes for negative i forhold til vandløbsmiljøet. Indeksverdierne beregnes som summen af alle værdierne for de enkelte elementer (Tabel 2). Indekset kan antage værdier mellem -20 og 48. Indeksverdierne vurderes herefter i forhold til vandløbets målsætning. De fysiske forhold beskrives som hhv. gode, acceptable, ikke acceptable eller dårlige inden for visse intervaller af det fysiske indeks. Der skal ikke så høj en indeksværdi til at opnå acceptabel kvalitet for et B3-målsat vandløb som for et A-målsat vandløb. Omvendt skal indeksverdierne ikke være ret lav før de fysiske forhold på en A-målsat strækning angives som ikke acceptable eller direkte dårlige (Kaarup, 1999).

Tabel 2. Århus-indekset.

| Parameter | Intensitet (I) | Faktor (F) | Værdi (=F×I) |
|---|----------------|------------|----------------------|
| Høller og stryg | | x2 | |
| Mæandrering | | x1 | |
| Gydegrus | | x2 | |
| Grus | | x2 | |
| Sten | | x2 | |
| Rødder | | x1 | |
| Grødebanks | | x1 | |
| Underskårne brinker | | x2 | |
| Udhængende vegetation el. træer | | x1 | |
| Anden fysisk variation | | x2 | |
| Negative parametre | | | |
| Sandvandring | | x-2 | |
| Blød ustabil bund | | x-1 | |
| Bredt vandløbsprofil i.fht. vandføring | | x-1 | |
| Nyligt opgravet (lille indgreb = 1 stort indgreb =2) | | x-1 | |
| Reguleret/udgravet | | x-1 | |
| Okker | | x-1 | |
| Indeksverdi | | | Sum af hele kolonnen |
| Intensitet angives som: 1 lille forekomst 2 middel forekomst 3 dominerende | | | |

Fysisk Indeks

De fysiske forhold på en given vandløbsstrækning er et produkt af de naturgivne forhold, indgrib direkte på strækningen samt forholdene i oplandet til strækningen. Ved opstillingen af det fysiske indeks er det vigtigt at man i videst muligt omfang kan skille disse tre typer af påvirkninger fra hinanden og således kvantificere dem hver for sig.

Det fysiske indeks skal kunne relateres til DVFI-værdien, eller andre biotiske forhold på strækningen, dvs. en høj DVFI-værdi skulle gerne afspejle en stor fysisk variation og dermed en høj værdi for det fysiske indeks. Strækninger der er fysisk påvirkede skulle således gerne få en lavere indekssværdi end de upåvirkede strækninger af samme type. Ud fra det fysiske indeks og viden omkring faunaelementernes (smådyr og fisk) udbredelsesmønster skal man kunne forudsige strækningens potentielle faunaklasse og smådyr- og fiskesamfundets sammensætning og tæthed. Dette gøres ud fra en antagelse om at der er knyttet karakteristiske faunasamfund til uforstyrrede vandløb indenfor samme region. Det er desuden vigtigt at indeksets værdier afspejler hvilke indgrebsmuligheder, der kan anvendes for at ændre på den givne tilstand.

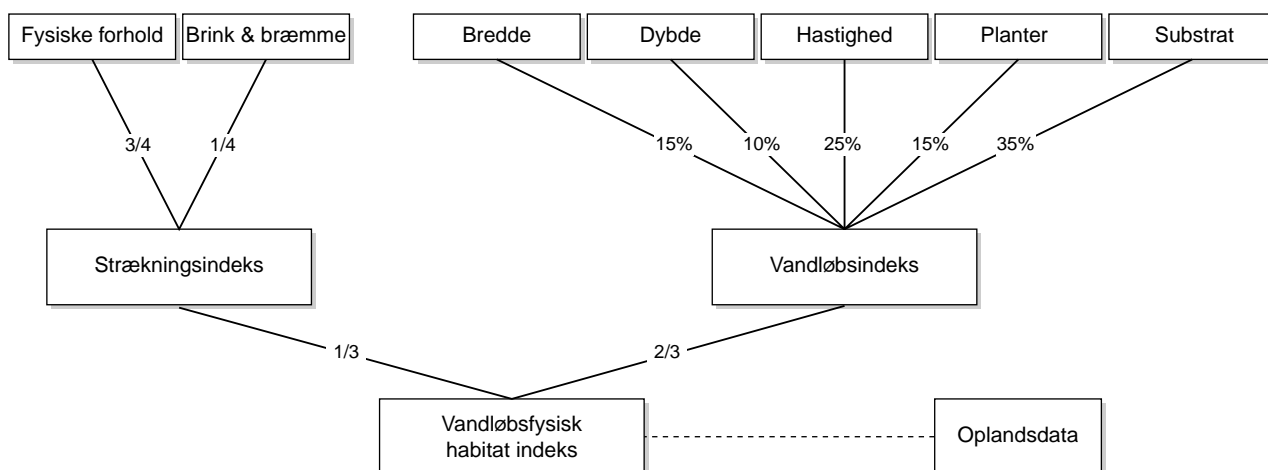
Belært af erfaringerne fra det engelske RHS, som udelukkende er baseret på vurderinger af de fysiske forhold, er det vigtigt at et dansk indeks er baseret på reelle målinger af fysiske parametre i vandløbet, kombineret med vurderinger af forholdene omkring vandløbsstrækningen. En anden vigtig lære der kan drages af de engelske erfaringer, er at de vurderinger der skal foretages, skal være så simple at de til en hver tid kan reproduceres af en anden prøvetager – systemet skal med andre ord være robust.

Systemets opbygning

Det vandløbsfysiske habitatindeks (kaldet VFHI) består som udgangspunkt af 3 dele der hver for sig udtrykker en indekssværdi der kan relateres til vandløbet eller dets nære miljø (figur 1). De tre del-indeks er som følger:

- Vandløbsindeks (opmålt på en 20 m strækning i vandløbet)
- Strækningsindeks (vurderinger foretaget på hele 100 m strækningen i vandløbet på brinken og i bræmmen)
- Ådalsindeks/oplandsindeks (dækker området fra bræmmens kant til ådalsskræntens fod og forhold i oplandet).

Opdelingen i tre indeks er et udtryk for at kvaliteten af en given vandløbsstrækning er styret af forskellige processer og mekanismer der hver for sig yder en påvirkning på vandløbets miljø. Det er også et udtryk for at forskellige forhold i vandløbet varierer med forskellig frekvens og derfor skal vurderes / måles med forskellig intensitet: Den overordnede morfologi i vandløbet ændres kun meget langsomt mens hastigheds-, bredde- og dybdeforholdene i vandløbet kan ændres fra dag til dag hvis vandføringen ændres. Endelig følger planter og andre af vandløbets organismer typisk en årscyklus mht. udbredelse og vækst.



Figur 1. Principskitse af beregningsrutinerne i det vandløbsfysiske habitatindeks

Dataindsamling

Som udgangspunkt arbejdes der på en 100 m strækning der inddeles i fem delstrækninger á 20 m. Denne underinddeling går igen på brinken, i bræmmen og i ådalen (Figur 2). Det betyder at der i alt er 10 brink- og bræmmekvadrater (5 stk. på hver side af vandløbet). Ligeledes er der for hver strækning 10 ådalskvadrater. I selve vandløbet benyttes den midterste af delstrækningerne til målinger til vandløbsindekset mens de fire andre delstrækninger bruges til at fastlægge vandløbets overordnede morfologi til strækningssindekset.

| | | | | |
|--------------|--------------|--------------|--------------|------------------------------------|
| | | | | Ådalen (10 m – skræntfod) |
| | | | | Bræmmen (0 – 10 m) |
| | | | | Brink (vandspejl til kronekant) |
| | | | | Vandløb |
| | | | | Brink (vandspejl til kronekant) |
| | | | | Bræmmen (0 – 10 m) |
| <...20 m...> | <...20 m...> | <...20 m...> | <...20 m...> | Ådalen (10 m – skræntfod) |

Figur 2. Principskitse af delstrækninger og målekvadrater til brug i det fysiske indeks

Oplands- og ådalsoplysninger

Oplandsdata

På oplandsniveau indsamles data om jordbundsforhold: arealanvendelse, tilstedeværelsen af punktkilder og spredt bebyggelse. Desuden identificeres eventuelle mulige påvirkninger fra bymæssig bebyggelse. Disse data indgår ikke direkte i det fysiske indeks, men fungerer som baggrundsdata der skal være med til karakterisere forholdene i oplandet til den undersøgte strækning. Oplandsdata indsamles én gang, og genindsamling foretages kun i det omfang der sker væsentlige ændringer i forholdene i oplandet. Disse oplysninger vil typisk skulle genindsamles med års mellemrum.

Parametre:

- jordbundsforhold
- arealanvendelse
- punktkilder
- spredt bebyggelse.

Ådalsdata

Data fra ådalen indbefatter primært vegetation og arealanvendelse i ådalen fra bræmmens kant til foden af ådalsskrænten. Desuden beskrives ådalens form og bredde. Data i ådalen indsamles én gang i felten og gentages kun når der sker væsentlige ændringer i arealanvendelsen eller vegetations sammensætningen i ådalen. Dette betyder at data sandsynligvis skal indsamles med års mellemrum.

Parametre:

- vegetation
- arealanvendelse
- bredde
- form.

Strækningsindekset

Målingerne i strækningsindekset er delt i to dele. Den ene del fokuserer på at fastlægge de overordnede fysiske forhold i vandløbet, og den anden del på at fastlægge forholdene på brinken og i bræmmen. Strækningsindekset beregnes for hele vandløbsstrækningens 100 meter. Strækningsindekset udgør sammen med vandløbsindekset det vandløbsfysiske indeks. I beregningen af VFHI vægter strækningsindekset med $\frac{1}{3}$.

Brinken og Bræmmen (B.B.I.)

Planterne på brinken kan have stor betydning for vandløbets fysiske kvalitet. Brinken fungerer desuden som bindeled mellem det akvatiske og terrestiske miljø. I mindre danske vandløb er der typiske et stort overlap mellem arter på brinken og plantearterne i vandløbet, således rekrutteres en stor del af vandløbets planter i forstyrrede mindre vandløb fra brinkerne (Baattrup-Pedersen et al., 2001). Planterne på brinken er vigtige for insekternes terrestiske liv i forbindelse med parring, æglægning mv. Ydermere kan træer skygge så væksten af vandplanter hæmmes, og samtidig kan nedfaldne blade fra træerne virke som føde for vandløbets smådyr. Græs og træer på brinken kan være med til at stabilisere ellers ustabile brinker, og dermed medvirke til en begrænsning af sedimenttransporten.

Den del af indekset der beskriver bræmmen, fokuserer primært på vegetationen samt bredden af bræmmen. Samspillet mellem ådalen og bræmmen forsøges også beskrevet i indekset. Således vil en smal græsbevokset bræmme i en opdyrket ådal få en lavere indekxsværdi end en træbevokset bræmme i en ekstensivt dyrket ådal. Bræmmens værdi bestemmes kun én gang med nogle års mellemrum, og ændres kun hvis der sker væsentlige ændringer i sammensætningen af vegetationen eller bræmmens bredde. Målingerne udføres i alle i 5 transekter, ét i hvert af de 5 bræmme-kvadrater. Transektet lægges repræsentativt, midt på strækningen.

$$B.B.I. = Score_{bræmmebredde} + Score_{brinkhøjde} + Score_{vegetation} \quad (1)$$

Tabel 3. Indeksværdier for brink- og bræmmeindekset. Brink vegetationens intensitet opgøres efter følgende nøgle: (0) ingen; (1) 1-25 %; (2) 25-50 %; (3) 50-100 %.

| Parametre | Score |
|---------------------------------|-------|
| Bræmmebredde: | |
| 0-1m | -10 |
| 1-2 m | 10 |
| 2-5 m | 10 |
| 5-10 m | 20 |
| +10 m | 30 |
| Brinkhøjde: | |
| 0-25cm | 20 |
| 25-50cm | 1 |
| 50-100cm | 0 |
| +100cm | -10 |
| Vegetationen på brinken: | |
| Ingen vegetation | -20 |
| Græs & urter – lav | 2 |
| Græs & urter – høj | 5 |
| Tæer | 10 |
| Udhængende vegetation | 10 |

Bræmmen og brinken vægter med $\frac{1}{4}$ i strækningindekset og kan antage værdier mellem (-40) og 80.

Strækningens fysiske forhold (S.F.I.)

En kortlægning af vandløbets overordnede fysiske forhold kan give en ide om den generelle tilstand på strækningen. Dog udelukker kanalisering ikke at der kan være gode fysiske forhold i selve vandløbet. Generelt vil forhold der tyder på stærk regulering i den overordnede beskrivelse, også slå igennem på forholdene i selve vandløbet, og derfor vægte negativt. Store sten og træstammer vægter begge positivt i indekset da de kan virke som refugier for strækningens fauna under ekstreme hændelser. De fysiske forhold i vandløbet beskrives i alle fem delstrækninger, og indeksværdien afspejler dermed gennemsnitsforholdene på hele 100 m strækningen.

De parametre der knytter sig til de fysiske forhold på strækningen, er angivet herunder sammen med den vægt de tillægges i indekset.

Tabel 4. Parametre og vægte i S.F.I.

| Parameter | Score |
|-----------------------------|-------|
| Slyngning | 20 |
| Store sten | 10 |
| Træ / træstammer | 10 |
| Høller og stryg | 40 |
| Sandvandring | -20 |
| Nylig gennemført regulering | -40 |
| Okker | -10 |
| Profiludseende: | |
| Naturligt | 20 |
| Underskårne brinker | 10 |
| Trapez eller kasseformet | -10 |
| Rundt profil | 0 |

De overordnede vandløbsfysiske forhold vægter med $\frac{3}{4}$ i strækningindekset der kan antage værdier mellem -40 og 80.

Beregning af strækningindekset

Indeksværdierne for både bræmmen og strækningen videreføres til beregningen af det vandløbsfysiske habitatindeks. Strækningindekset beregnes som:

$$\text{Strækningssindeks} = \frac{3}{4} \cdot S.F.I. + \frac{1}{4} \cdot B.B.I. \quad (2)$$

Vandløbsindekset

Den anden del af målingerne i vandløbet (intensiv-programmet) udføres på den mellemste 20 m delstrækning i vandløbet. Inden denne udlægges 10 transekter med to meters mellemrum. Hvert transekt deles op i fem lige store dele inden for den vanddækkede horisontale afstand. I hvert kvadrat måles: dybden, hastigheden og dominerende substrat. Tilstedeværelsen af vandplanter registreres også inden for tre funktionelle typer i transektet. I hvert transekt beskrives tværsnitsprofilens udformning, og bredden af vandløbet måles. Vandløbsindekset vægter $\frac{2}{3}$ i det vandløbsfysiske habitatindeks. Vægtene i vandløbsindekset er baseret på analyser af data fra 43 vandløb i Jylland og på Sjælland.

De enkelte delelementer i vandløbsindekset er:

- Bredde (15 %)
- Dybde (10 %)
- Hastighed (25 %)
- Planter (15 %)
- Substrat (35 %)

Den samlede indekssværdi udregnes ved en vægtning af de fem parametre. Vægtene er skrevet i parentes i ovenstående liste:

$$\text{Vandløbsindeks} = 0,15 \cdot B.I. + 0,10 \cdot D.I. + 0,25 \cdot H.I. + 0,15 \cdot P.I. + 0,35 \cdot S.I. \quad (3)$$

Bredde

Bredden opmåles i hvert transekt med 1 cm nøjagtighed. Middelbredden og standardafvigelsen beregnes. Antallet af transekter, hvor bredden er større eller mindre end middelbredden +/- en standardafvigelse, opgøres. Bredde-indekssværdien er lig med over/underskridelsesprocenten. Indekset antager værdier mellem 0 og 100 og vægter med 15 % i vandløbsindekset.

$$B.I. = \frac{\text{Antal afvigelser fra middelværdien} \pm SD}{10} \cdot 100 \quad (4)$$

Dybde

Dybdeforholdene på strækningen indekseres efter to forhold. Dels tages der højde for den totale variation i dybden på strækningen, dels tages der højde for den rummelige variation i form af heterogeniteten i dybdeforholdene. Dybden vægter 10 % i vandløbsindekset.

Dybden måles fem steder i hvert transekt med 1 cm nøjagtighed. På baggrund af de 50 målte dybder udregnes medianværdien og 95 %-konfidensintervallet hertil. Alle målinger grupperes i 5 intervaller. Antallet af gange hvor nabokvadrater ligger i en forskelligt interval, opgøres og divideres med det samlede antal sammenligninger – dette giver målet for variationen. De to størrelser udregnes som følger:

$$\text{Variation} = \left(1 - \frac{\text{Median}}{\text{Konfidensintervallbredde}} \right) \cdot 100 \quad (5)$$

$$Dybde\ heterogenitet = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{10} \sum_{j=2}^{n_i} I(x_j, x_{j-1})}{\sum_{i=1}^{10} \sum_{j=2}^{n_i} 1} I(x, y) \quad (6)$$

Både variationen og heterogeniteten antager værdier mellem 0 og 100.

Det samlede dybde indeks beregnes ved at vægte variation og heterogenitet ligeligt:

$$D.I. = \frac{Dybdeheterogenitet + Variation}{2} \quad (7)$$

Hastighed

Hastigheden er meget svær at vurdere som absolut størrelse. Det vil gøre indekset for tidskrævende at operere med en målt hastighed. Derfor vurderes hastigheden i hvert kvadrat og 2 m opstrøms herfor på en skala med tre værdier:

0 - Ingen vandbevægelse

1 - Flydende vandbevægelse – vandoverfladen er flad og strømmen svag

2 - Strømmende vandbevægelse – vandoverfladen er brudt og uregelmæssig.

Indeksværdien beregnes som en hastighedsheterogenitet kombineret med et mål for hvor stor en andel af vandbevægelsen der er strømmende, dvs. kategoriseret som (2). Dette gøres ud fra en antagelse om at hurtigt strømmende vand generelt er en god indikator for gode fysiske forhold. Antallet af skift i hastighedsgruppe mellem to nabokvadrater divideret med det samlede antal sammenligninger angiver hastighedsheterogeniteten. Hastighedsheterogeniteten beregnes på samme måde som dybdeheterogeniteten. Observationerne grupperes i fem grupper og nabokvadrater sammenlignes. Heterogeniteten er lig procentdelen af sammenligninger hvor nabokvadrater er forskellige. Andelen af kvadrater hvor vandet er kategoriseret som "strømmende" beregnes som procentdel af samlede antal kvadrater (50).

Heterogeniteten og andelen af kvadrater med strømmende hastighed antager begge værdier mellem 0 og 100. Ved beregning af hastighedsindekset vægtes heterogenitet og andelen af hurtigt strømmende vand lige, dvs. indekset beregnes som:

$$H.I. = \frac{\left(\frac{\text{Antal obs. af "2"}}{50} + \text{Hastighedsheterogeniteten} \right)}{2} \quad (8)$$

Vandplanter

Planteindekset kan antage to forskellige formervarianter alt efter om der er tale om skyggede skovvandløb eller lysåbne.

Lysåbne vandløb

I de lysåbne vandløb registreres den dominerende vækst og antallet af plantearter i hvert kvadrat mellem transekterne i tre funktionelle grupper. I hvert kvadrat registreres planterne i arealet opstrøms til næste transekt. De tre vækstformer planterne inddeles i, er:

- Enkelte emergente planter (eks. mærke)
- Åbne tæppelignende grøderformationer og enkeltstående makrofyter (eks. pindsvineknop)
- Tætte grødeøer (eks. vandranunkel).

Planternes vækstformer opgøres for hvert transekt bestående af 5 kvadrater på tværs af vandløbet, og på baggrund heraf tildeles en score:

- Kvadrater uden planter tildeles scoren 0
- Kvadrater kun med emergente planter tildeles scoren 1
- Kvadrater med grødetæpper tildeles scoren 2
- Kvadrater med grødeøer tildeles scoren 4

Ydermere registreres hvor mange forskellige plantearter der vokser sammen i grødeøer og grødetæpper. Jo flere forskellige planter der vokser sammen jo højere score tildeles. Scoren for sammensætningen af grødeøer og tæpper er som følger:

- Grødeøer og tæpper med 1 plantearter får scoren 1
- Grødeøer og tæpper med mellem 2 og 5 plantearter får scoren 2
- Grødeøer og tæpper med over 5 plantearter får scoren 5.

Dette betyder at enkeltstående planter kun kan få scoren 1 pr. kvadrat, medens komplekse vækstsammensætninger i grødetæpper og grødeøer kan få en højere score, da vækstform og artsantal ganges sammen. Et kvadrat med grødeøer med over 5 arter vil således få tildelt scoren: $4 \cdot 5$ (grødeø og over 5 arter) = 20.

Scoren for hver af de 5 kvadrater i hvert transekt summeres, og indeksværdien findes som gennemsnittet for de 10 transekter:

$$P.I. = \sum Score_{vækstform} \cdot Score_{antalarter} \quad (9)$$

På denne måde antager planteindekset værdier mellem 0 og 100.

Skovvandløb

I skovvandløb eller vandløb hvor en stor del af vandløbet er skygget af træer på brinken, bruges en lidt anden indeksering idet der naturligt ikke vil være mange planter i vandløbet. I skyggede vandløb vil elementer der skaber fysisk variation, øger habitatdiversiteten og øger fødeudbuddet, give høje indeksværdier. Grene, træstammer og rødder er alle med til at øge habitatdiversitet og fysisk variation og tilstedeværelsen af disse elementer vil derfor virke positive. Døde blade vil øge fødemængden for smådyr og tæller derfor positivt i indekset. Ovenstående giver følgende indeksering:

Fysisk variation:

- Kvadrater uden rødder, stammer og grene får scoren 0
- Kvadrater hvor der findes rødder, stammer og grene får scoren 2
- Kvadrater hvor der findes rødder, stammer og grene får scoren 4.

Fødeudbud:

- Kvadrater uden blade får scoren 0
- Kvadrater hvor der findes blade dækker mere end 25% af arealet får scoren 2
- Kvadrater hvor der findes blade dækker mere end 25% af arealet får scoren 4.

Scoren for de 5 kvadrater i hvert transekt summeres og indeksværdien findes som gennemsnittet af de 10 transekter:

$$P.I. = \sum Score_{fysisk\ variation} + \sum Score_{fødeudbud} \quad (10)$$

På denne måde antager indekset værdier mellem 0 og 200.

Substrat

Det dominerende substrat registreres i hvert kvadrat i en af kategorierne i nedenstående tabel. Generelt tæller tilstedeværelsen af grus og sten positivt i indekset mens sand og mudder/slam tæller positivt til en vis dækning hvorefter større dækninger bliver regnet negativt i indekset.

Substratet registreres i alle kvadrater, og den procentvise fordeling af de dominerende substrater beregnes. Dækningerne omsættes herefter til en indekxsværdi ved at gange faktorer på procentfordelingen alt efter de enkelte substraters andel. I nedenstående tabel er vist de kritiske værdier for hhv. positiv, negativ og neutral bidrag til indekxsværdien og de dertil hørende faktorer der skal bruges i indekxsberegningen (F-værdier).

Tabel 5. Faktorer til beregning af substratindekset

| | F (positiv=1) | F (neutral=0) | F (negativ=-1) |
|-----------------------------------|---------------|---------------|----------------|
| Sten | 50 % | >50 % | - |
| Grus | 50 % | >50 % | - |
| Sand | 20 % | 20 %-50 % | >50 % |
| Andre: Mudder / slam / ler / tørv | 10 % | - | >10 % |

Substratindekset beregnes herefter som:

$$S.I. = F_{sten} \cdot \%(\text{Sten}) + F_{grus} \cdot \%(\text{Grus}) + F_{sand} \cdot \%(\text{Sand}) + F_{andre} \cdot \%(\text{Andre}) \quad (11)$$

Indekset kan antage værdier mellem (-90) og 100.

Vandløbsfysisk habitat indeks

Det vandløbsfysiske habitat indeks beregnes som en vægtet sum af vandløbsindekset og strækningindekset. Strækningindekset vægtes med 1/3 mens vandløbsindekset vægtes med 2/3 i denne beregning:

$$\text{Vandløbsfysisk habitat indeks} = \frac{1}{3} \cdot \text{Strækningindeks} + \frac{2}{3} \cdot \text{Vandløbsindeks} \quad (12)$$

Dataindsamling og feltmålinger

Oplandsdata kan indsamles fra diverse digitale kortværk samt ved inspektion af kortblade. Disse data bør være de første der indsamles før en eventuel feltregistrering således at man har overblik over belastningsforholdene på strækningen. Bræmme- og ådalsdata kan indsamles i løbet af foråret og sommeren når vegetationen er udviklet. De intensive data i vandløbet skal indsamles sammen med den biologiske prøve således at der er overensstemmelse mellem de biologiske prøve og den detaljerede fysiske opmåling.

Opstilling og aftestning af indekset

Indekset testes i løbet af foråret 2002 i forbindelse med det generelle vandløbstilsyn på en række lokaliteter fordelt over det meste af landet. I forbindelse med selve fauna-prøvetagningen opmåles parametrene til det vandløbsfysiske habitat indeks. Oplandsdata, ådalsdata og data i den ekstensive del af vandløbsprogrammet indsamles ligeledes.

Indeksets robusthed skal testes i forhold til prøvetager. Det er som nævnt ovenfor vigtigt at to uafhængige prøvetagere kan nå frem til samme resultat når målingerne i vandløbet og bedømmelsen af forholdene på brinkerne og i ådalen skal vurderes. Det er nødvendigt i denne proces løbende at redigere og evaluere de målinger og vurderinger der lægges til grund for indekxsberegninger for netop at sikre objektiviteten.

Indekset skal testes på en række udvalgte strækninger med meget forskellige fysiske forhold for at finde ud af om det er robust nok til at virke på strækninger med enten meget gode eller meget dårlige fysiske forhold.

Når der er fastlagt et indeks, som er robust i forhold til prøvetagning og målemetoder, er det vigtigt at få kommunikeret anvendelsen ud til så mange som overhovedet muligt så det forhåbentligt kan integreres i det landsdækkende vandløbstilsyn. Derfor påregnes at afholde en workshop på DMU i efteråret 2002 for amter og andre interesserede.

Indekset skal yderligere testes for sæsonvariationer. Dette må dog gøres løbende efter indeksets introduktion da ressourcerne p.t. ikke er tilstede til denne aftestning.

Der skal sandsynligvis ske en yderligere evaluering af indekset ved at samle alle indeksregistreringer f.eks. hos DMU og analysere på tværs af amter og regioner i Danmark. De nærmere omstændigheder og forudsætninger for denne evalueringsprocedure skal dog aftales på et senere tidspunkt mellem de parter der skal gøre brug af indekset.

Indeksbergningsprogram

Målingerne der ligger til grund for indeksberegningerne, er fåtallige og relativt simple. Det er beregningerne derimod ikke, og det er meningen at indekset skal kunne beregnes vha. et lille stykke software. Det er ligeledes meningen at man skal kunne indlæse sine data i programmet og få det til at beregne indeksværdien. Det vil med tiden også være nemt at ændre indeksberegningen ved blot centralt at lave et nyt program og distribuere dette til brugerne af indekset.

Tidsplan for test af indekset

| | |
|-------------------------|--|
| Januar 2002: | Opstart af arbejdsgruppe der arbejder med aftestning af fysiske indeks |
| Marts – september 2002: | Felttestning af indeks på forskellige vandløbsstrækninger |
| Oktober 2002: | Workshop på DMU. |

Eksempler på beregning af indeksværdier

I nedenstående tabeller er givet fire eksempler på hvorledes beregningen af den vandløbsfysiske habitatindeks foretages. I tabel 6 er angivet den fysiske beskrivelse af vandløbene og i tabel 7 er de tilhørende indeksværdier beregnet.

Beregning af indeksværdier

Tabel 6. Parametre til beregning af indeks i 4 forskellige vandløb.

| Parameter | Vandløb 1 | Vandløb 2 | Vandløb 3 | Vandløb 4 |
|--------------------------|------------|--|--------------------------------|---|
| Substrat | | | | |
| Sten | 50 | 80 | 10 | 40 |
| Grus | 0 | 10 | 5 | 50 |
| Sand | 30 | 5 | 60 | 10 |
| Mudder | 20 | 5 | 25 | 0 |
| Bredde | | | | |
| Antal afvigelser | 0 | 5 | 2 | 5 |
| Antal transekter | 10 | 10 | 10 | 10 |
| Planter i vandløb | | | | I alle 10 transekter findes træ i 2 el. flere kvadrater samt +25% blade |
| Erekte planter | 10 | 0 | 5 (1 art) | |
| Gødetæpper | 0 | 0 | 0 | |
| Grødedør | 0 | 10 (over 5 arter) | 5 (1 art) | |
| Dybde | | | | |
| Konfidensgrænser | 5-50 | 10-90 | 10-60 | 5-20 |
| Medianværdi | 40 | 40 | 40 | 15 |
| Antal forskelle | 5 | 35 | 20 | 10 |
| Antal sammenlign. | 45 | 45 | 45 | 45 |
| Hastighed | | | | |
| 0 | 30 | 5 | 10 | 0 |
| 1 | 15 | 10 | 20 | 10 |
| 2 | 5 | 35 | 20 | 40 |
| Antal observationer | 50 | 50 | 50 | 50 |
| Antal forskelle | 5 | 40 | 20 | 5 |
| Antal sammenlign. | 45 | 45 | 45 | 45 |
| Brænne/brink | | | | |
| Brinkhøjde | 2 m | 0,1m | 0,5 m | 0,1 m |
| Bræmmebredde | 1 m | 25 m | 7 m | +25 m |
| Vegetation | Ingen | 50 % træer, 50 % udhængende vegetation | 75 % græs og urter, 25 % træer | 100 % træer |
| Strømrende | | | | |
| Slyngning | Lige | Mæandrerende | Slynget | Slynget |
| Høller og stryg | Nej | Ja | Ja | Ja |
| Profiludseende | Trapezform | Naturligt | Underskårne brinker | Naturligt |
| Sandvandring | Ja | Nej | Delvist | Nej |

Tabel 7. Beregnede Indeksverdier for de 4 vandløb.

| | Vandløb 1 | Vandløb 2 | Vandløb 3 | Vandløb 4 |
|-------------------------------------|------------|-----------|-------------|-----------|
| Strækningindeks | | | | |
| <i>Brink og bræmme (B.B.I.)</i> | | | | |
| Vegetation | -20 | 40 | 25 | 30 |
| Brinkhøjde | -10 | 20 | 10 | 20 |
| Bræmmebredde | -10 | 30 | 20 | 30 |
| B.B.I.-værdi | -40 | 90 | 55 | 80 |
| <i>Fysisk variation (S.F.I.)</i> | | | | |
| Slyngning | | 20 | 20 | 20 |
| Høl/stryg | | 40 | 40 | 40 |
| Sandvandring | -20 | | | |
| Profiludseende | -10 | 20 | | 20 |
| S.F.I.-værdi | -30 | 80 | 60 | 80 |
| <i>StrækningIndeksværdi</i> | -32,5 | 82,5 | 58,8 | 80 |
| Vandløbsindeks | | | | |
| Bredde (15%) | 0 | 50 | 20 | 50 |
| Dybde (10%) | 11 | 64 | 32 | 11 |
| Hastighed (25%) | 25 | 80 | 42 | 45 |
| Substrat (35%) | 45 | 80 | 70 | 100 |
| Planter (15%) | 10 | 90 | 35 | 100 |
| <i>VandløbsIndeksværdi</i> | 26,6 | 75,4 | 46,5 | 69,9 |
| Vandløbsfysisk habitatindeks | 6,9 | 78 | 50,6 | 73 |

Referencer

- Boon, P. J., J. Wilkinson, et al. (1998). "The application of SERCON (System for Evaluating Rivers for Conservation) to a selection of rivers in Britain." *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8(4): 597-616.
- Bult, T. P., R. L. Haedrich, et al. (1998). "New technique describing spatial scaling and habitat selection in riverine habitats." *Regulated Rivers-Research & Management* 14(1): 107-118.
- Friberg, N., P. Græsbøll, et al. (1999). "Fysiske forhold og tilstand i mindre vandløb." *Vand og Jord* 6(3): 117-120.
- Harper, D. and M. Everard (1998). "Why should the habitat-level approach underpin holistic river survey and management?" *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8(4): 395-413.
- Holmes, N. T. H., P. J. Boon, et al. (1998). "A revised classification system for British rivers based on their aquatic plant communities." *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8(4): 555-578.
- Jeffers, J. N. R. (1998). "Characterization of river habitats and prediction of habitat features using ordination techniques." *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8(4): 529-540.
- Jeffers, J. N. R. (1998). "The statistical basis of sampling strategies for rivers: an example using River Habitat Survey." *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8(4): 447-454.
- Kaarup, P. (1999). "Indeks for fysisk variation i vandløb." *Vand og Jord* 6(4): 136-139.

Raven, P. J., P. J. Boon, et al. (1998a). "Towards an integrated approach to classifying and evaluating rivers in the UK." Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 8(4): 383-393.

Raven, P. J., N. T. H. Holmes, et al. (1998b). "Quality assessment using River Habitat Survey data." Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 8(4): 477-499.

Raven, P. J., N. T. H. Holmes, et al. (1998c). River Habitat Quality - the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. Bristol, Environment Agency: 85.

Wilkinson, J., J. Martin, et al. (1998). "Convergence of field survey protocols for SERCON (System for Evaluating Rivers for Conservation) and RHS (River Habitat Survey)." Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 8(4): 579-596.

Wright, J. F., M. T. Furse, et al. (1998). "River classification using invertebrates: RIVPACS applications." Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 8(4): 617-631.

Windolf, J. (red):, (2000). Vandløb 1999. Vandmiljøovervågning. Fyns Amt.

Bilag 5. Retningslinier vedrørende fastsættelse af den optimale faunaklasse

Indledning

Den optimale faunaklasse fastsættes ud fra det potentielle invertebratsamfund der ville forekomme i den pågældende vandløbstype under upåvirkede forhold. Det er derfor kendskabet til hvorledes invertebratsamfundet ser ud i den pågældende vandløbstype der er afgørende for fastsættelsen af den optimale faunaklasse på en given strækning.

Det invertebratsamfund der giver ophav til den optimale faunaklasse på en given strækning i naturlige vandløb, skal alene være betinget af naturgivne forhold som kun i minimalt omfang er påvirket af menneskelig aktivitet. Disse forhold er:

- afstand til kilde;
- størrelse;
- oplandets egenskaber (topografi, geologi);
- geografisk placering (klima, zoogeografi).

Ovenstående faktorer vil påvirke:

- hydrologisk regime;
- strøm- og substratforhold;
- kemiske forhold;
- fødegrundlag;
- artspulje.

Disse faktorer vil direkte påvirke invertebratsamfundets sammensætning, men på nuværende tidspunkt ved vi ikke hvorledes disse faktorer indvirker på invertebratsamfundet i danske vandløb og kan derfor ikke anvende dem til at forudsige faunasammensætningen på en given vandløbslokalitet. Hvorledes et sådant system baseret på referencelokaliteter kan udarbejdes, er skitseret i selve hovedrapporten. Indtil dette arbejde foreligger er det derfor nødvendigt at fastsætte den optimale faunaklasse alene ud fra kendskabet til hvorledes invertebratsamfundet har været, eller er, i tilsvarende vandløb i samme region.

Faunapotentialet i regionerne i Danmark

Det faunamæssige potentiale i de forskellige regioner i Danmark viser overordnet at der er tilstrækkeligt med DVFI Nøglegruppe 1-taxa og antal positive diversitetsgrupper til, at en DVFI-værdi på 7 kan opnås (Windolf, 1996). En undtagelse er måske Lolland hvor der muligvis kun p.t. forekommer *Sericostoma* et enkelt sted. Også på Bornholm kan DVFI = 7 opnås, og der er faktisk registreret mindst 7 NG1-taxa på Bornholm (Asp og Soewarta, 1994). Derudover kan vandløb i særlige områder, f.eks. Samsø, Langeland og Ærø, ikke opfylde kravet om DVFI = 7 på grund af zoogeografiske forhold. Dette kan også være tilfældet i andre områder som f.eks. Thy.

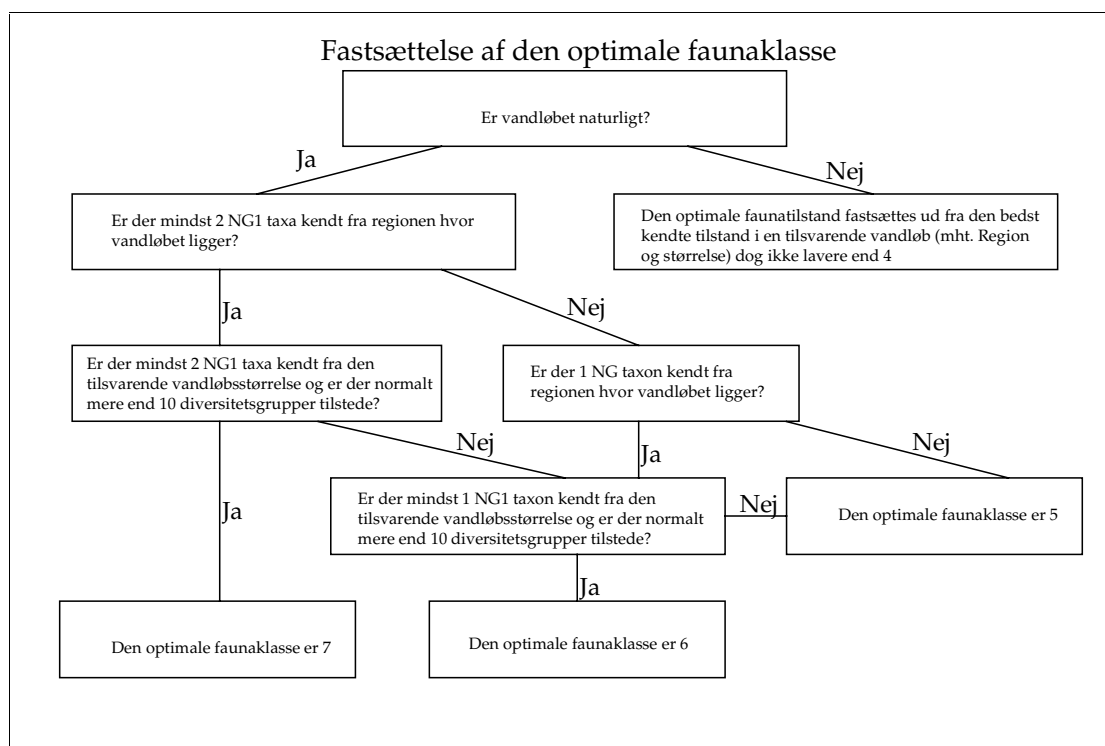
Fastsættelse af den optimale faunaklasse

For kanaler og grøfter skal den optimale faunaklasse fastsættes som den bedst opnåelige tilstand. Det vil sige den tilstand vandløbet kan opnå når det påvirkes minimalt af menneskelige aktiviteter (f.eks. spildevand og/eller opgravning) eller såfremt der foretages en restaurering (f.eks. frilægning af rørlagte grøfter).

Definition af begreber:

- *Naturligt vandløb* – vandløb der er beliggende på et sted hvor der altid naturligt har været et vandløb (vandløbet kan nu være rørlagt, udrettet etc.).
- *Kanal og grøft* – kunstigt vandløb der er skabt af mennesker (f.eks. dræningsgrøfter på lavbundslande eller afvandingskanaler på indvundne landområder som eksempelvis Lammefjorden).
- *Region* – sammenhængende område hvor invertebratsamfundet har en ensartet sammensætning. En operativ mindste størrelse er vandløbssystemet. Flere vandløbssystemer kan slås sammen til større regioner hvis faunaen støtter dette. På øer vil øen være den mindste operative størrelse for regionen. Regionen er således ikke bundet af administrative grænser.
- *Vandløbsstørrelse* – For at gøre størrelsen operativ er det formentlig hensigtsmæssigt med tre størrelser: 1-2 orden, 3-4 orden og > 4 orden.

I nedenstående figur er vist hvorledes den optimale faunaklasse kan fastlægges indtil der foreligger et alternativt system.



Udarbejdelse af det nødvendige vidensgrundlag

En fremgangsmåde kunne være at lave en bruttoartsliste for de repræsentative vandløbstyper og -størrelser i de enkelte regioner. Det vil være nødvendigt at se bort fra amtsgrænser. F.eks. har Ribe og Ringkøbing amter kun et begrænset antal vandløb med udspring i den jyske højderyg, og de har derfor ikke nødvendigvis et overblik over sådanne områders samlede faunamæssige potentiale. I det nævnte eksempel kan supplerende oplysninger hentes fra Vejle og Århus Amter. Et forslag kunne være at udarbejde bruttoartslistor for de forskellige vandløbstyper i f.eks. Vestjylland, Østjylland, Fyn, Sjælland, Lolland-Falster samt Bornholm. Det kan eventuelt være nødvendigt særskilt at tage stilling til enkelte andre regioner som må formodes at have et tyndere faunapotentiale, f.eks. Jylland nord for Limfjorden eller Djursland som tidligere har haft Kolindsund-området som

barriere for spredning (og som jordbundsmæssigt også adskiller sig fra det lerede morænelandskab i resten af Østjylland).

Når disse bruttoartslistes er udarbejdet kan de bruges som udgangspunkt til fastlægge den optimale faunaklasse for en given vandløbsstrækning i henhold til region og vandløbstype.

Det foreslås at Amtsrådsforeningen nedsætter en arbejdsgruppe bestående af de relevante amtsmedarbejdere samt evt. en DMU repræsentant, til at udarbejde bruttolisterne på et så ensartet grundlag som muligt.

Referencer

Asp, S. & Soewarta, T. 1994: Geografisk udbredelse af udvalgte danske vandløbsinvertebrater. Upubliceret specialerapport. Københavns Universitet.

Windolf, J. (red.) 1996: Ferske vandområder- Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser).

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

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

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet*

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

*Overvågningssektionen
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi
Projektchef for det akvatiske område*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.