



Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

# Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb

*Faglig rapport fra DMU, nr. 499*

*[Tom side]*



Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

---

# Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb

*Faglig rapport fra DMU, nr. 499  
2004*

*Annette Baattrup-Pedersen*

*Nikolai Friberg*

*Morten Lauge Pedersen*

*Jens Skriver*

*Brian Kronvang*

*Søren E. Larsen*

# Datablad

**Titel:** Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb

**Forfattere:** Annette Baattrup-Pedersen, Nikolai Friberg, Morten Lauge Pedersen, Jens Skriver, Brian Kronvang & Søren E. Larsen

**Afdeling:** Afdeling for Ferskvandsøkologi

**Serietitel og nummer:** Faglig rapport fra DMU nr. 499

**Udgiver:** Danmarks Miljøundersøgelser©  
Miljøministeriet

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

**Udgivelsestidspunkt:** Juni 2004

**Redaktionen afsluttet:** Juni 2004

**Faglig kommentering:** Jan Steinbring Jensen, Skov- og Naturstyrelsen; Mads Ejby Ernst, Ribe Amt; Finn Gunnar Hansen, Storstrøms Amt; Bjarne Moeslund, BioConsult; Christian Dieperink, WaterFrame; Lilian van der Bijl, Danmarks Miljøundersøgelser.

**Finansiell støtte:** Skov- og Naturstyrelsen

**Bedes citeret:** Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M.L., Skriver, J., Kronvang, B. & Larsen, S.E. 2004: Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. 145 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 499. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

**Sammenfatning:** EU's Vandrammedirektiv har til formål at sætte fælles rammer for beskyttelse og forbedring af vandmiljøet. Denne rapport giver forslag til, hvordan begreber som reference, typologi og økologiske tilstandsklasser kan tolkes og anvendes i danske vandløb. Kun meget få danske vandløb opfylder umiddelbart kravene til referencevandløb. Det vurderes, at formålet med referencevandløbene stort set kan opfyldes, selvom ikke alle kriterier for referencetilstand er opfyldt. Rapporten lægger op til, at referencebegrebet udvides til også at indeholde vandløb med lempe udvælgelseskriterier. Det foreslås endvidere i rapporten, at typefastlæggelse af vandløb baseres på størrelse, hvor vandløbsorden, oplandsareal, bredde og afstand til kilde anvendes. På længere sigt anbefales det at overgå til en lokalitetsspecifik typeopdeling. Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI) er det eneste indeks, der hidtil har været benyttet i forbindelse med vurdering af målsætningsopfyldelse i danske vandløb. Det anbefales, at dette indeks fortsat benyttes i forbindelse med vurdering af økologisk kvalitet i vandløb, hvor DVFI 7 overvejende svarer til høj økologisk kvalitet, mens DVFI 5 og 6 svarer til god økologisk tilstand. Ligeledes anbefales det, at der udvikles indeks indenfor kvalitetselementerne vandplanter og fisk.

**Emneord:** Vandrammedirektiv, vandløb, referencetilstand, typologi, økologisk tilstandsklasse

**Layout:** Anne-Dorthe Villumsen & Hanne Kjellerup Hansen

**Tegninger/fotos:** Grafisk Værksted, Silkeborg

**ISBN:** 87-7772-817-3

**ISSN (elektronisk):** 1600-0048

**Sideantal:** 145

**Internet-version:** Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside  
[http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrappporter/rapporter/fr499.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/fr499.pdf)

**Købes hos:** Miljøministeriet  
Frontlinien  
Rentemestervej 8  
2400 København NV  
Tel. 70 12 02 11  
[frontlinien@frontlinien.dk](mailto:frontlinien@frontlinien.dk)  
[www.frontlinien.dk](http://www.frontlinien.dk)

# Indhold

## Forord 7

## 1 Sammenfatning 8

## 2 Introduktion til Vandrammedirektivet: Mål og midler 10

- 2.1 Vandrammedirektivet 10
- 2.2 Referenceforhold og typologi 10
- 2.3 Kvalitetslementer 11
- 2.4 Økologiske kvalitetsklasser 12
- 2.5 Stærkt påvirkede og kunstige vandløb 14
- 2.6 Udviklingsprojekter relateret til VRD 15

## 3 Påvirkninger og målsætningsopfyldelse i vandløb 17

- 3.1 Målsætningsopfyldelse i vandløbene 17
- 3.2 Hydromorfologiske påvirkninger via regulering, vedligeholdelse og vandindvinding 17
- 3.3 Fysisk-kemiske påvirkninger via punktkilder og diffuse kilder 19

## 4 Referencetilstand 21

- 4.1 Referencetilstand i Vandrammedirektivet 21
- 4.2 Fastlæggelse af referencetilstand 22
- 4.3 Referencetilstand i danske vandløb 22
- 4.4 Kriterier for udvælgelse af referencevandløb i Danmark 23
- 4.5 anbefalinger 25

## 5 Typologi 27

- 5.1 Typologi i Vandrammedirektiv sammenhæng 27
- 5.2 Typologi for danske vandløb 29
- 5.3 Typologi i relation til de enkelte kvalitetslementer 30
- 5.4 Opsamling: System A og de enkelte kvalitetslementer 34
- 5.5 Anbefaling om typologi i danske vandløb 35

## 6 Kvalitetslementer til vurdering af økologisk tilstand 38

- 6.1 Fysisk-kemiske kvalitetslementer 38
- 6.2 Hydromorfologiske kvalitetslementer 42
- 6.3 Biologiske kvalitetslementer og påvirkninger 44

## 7 Indeks og økologiske kvalitetsklasser 56

- 7.1 Eksisterende indeks til vurdering af den hydromorfologiske tilstand 56
- 7.2 Hydromorfologiske forhold og indeks til klassifikation af vandløb i Danmark 58
- 7.3 Eksisterende indeks til vurdering af kiselalgesamfundets tilstand 61
- 7.4 Kiselalgesamfund og indeks til klassifikation af vandløb i Danmark 64
- 7.5 Eksisterende indeks til vurdering af makrofytsamfundets tilstand 64
- 7.6 Makrofytsamfund og indeks til klassifikation af vandløb i Danmark 65
- 7.7 Eksisterende indeks til vurdering af makroinvertebratsamfundets tilstand 66

- 7.8 Makroinvertebrater og indeks til klassifikation af vandløb 68
- 7.9 Eksisterende indeks til vurdering af fiskesamfundets tilstand 71
- 7.10 Fiskesamfund og forslag til dansk indeks til klassifikation af vandløbenes tilstand 72
- 7.11 Variation omkring økologiske kvalitetsklasser 78
- 7.12 Anbefalinger 79

## **8 Stærkt modificerede (HMWB) og kunstige (AWB) vandløb 80**

- 8.1 Baggrund 80
- 8.2 Fastsættelse af vandløb som stærkt modificerede (HMWB) eller kunstige (AWB) 80
- 8.3 Stærkt modificerede og kunstige vandløb i Danmark 84
- 8.4 Eksempler på udpegning af vandløb med reduceret krav til miljøtilstanden 86
- 8.5 Fastlæggelse af højt økologisk potentiale (HEP) og godt økologisk potentiale (GEP) 88

## **9 Konklusioner og anbefalinger 89**

- 9.1 Referencetilstand og typologi 89
- 9.2 Biologiske indeks 90
- 9.3 Videre arbejde 91

### **Bilag 4.1 Kvalitetslementer og referencetilstand 92**

- Fysisk-kemisk referencetilstand 92
- Hydromorfologi og referencetilstand 96
- Kiselalger og referencetilstand 96
- Makrofyter og referencetilstand 97
- Makroinvertebrater og referencetilstand 99
- Fisk og referencetilstand 101

### **Bilag 7.1 Makrofytsamfund og grødeskæring - beskrivelse af den fysiske forstyrrelse 104**

- Beskrivelse af MTR metoden 104
- Afprøvning af MTR metoden i 12 vandløb 108
- Resultater 109
- Diskussion 111
- Konklusion 112
- Referencer 112

### **Bilag 7.2 Makrofyter og MTR metoden til vurdering af vandkvalitet - afprøvning på danske vandløb 114**

- Grødeskæring og artsrigdom og diversitet 115
- Grødeskæring og enkeltarter 118
- Grødeskæring og plantekompleksitet 122
- Mulige mål/indeks til vurdering af påvirkning af plantesamfundet fra grødeskæring 124
- Opstilling af mål og afgrænsning i økologiske klasser 129
- Konklusion 129
- Referencer 130

## **Bilag 7.3 Fysisk-kemisk præklassifikation og sammenhæng med de faunamæssige forhold 132**

Kemisk præklassifikation	132
Fysisk præklassifikation	133
Samlet præklassifikation	134
Klassifikation af faunaen (TWINSPAN)	135
Sammenligning af klassifikationer	137
Diskussion	138
Referencer	139

## **Bilag 7.4 Sammenhæng mellem biologiske kvalitetselementer 140**

Datagrundlag	140
Resultater af korrelationsanalyser	141
Konklusion	141
Referencer	145

## **Danmarks Miljøundersøgelser**

### **Faglige rapporter fra DMU**

*[Tom side]*



# Forord

Vandrammedirektivet blev vedtaget 22. december 2000. Formålet med direktivet er at sætte fælles rammer for beskyttelse og forbedring af vandmiljøet i EU. Direktivet er et rammedirektiv, hvilket betyder at en række aspekter i direktivet kan tolkes meget forskelligt. I denne rapport fremsættes en række fagligt begrundede anbefalinger for anvendelse af direktivet for danske vandløb. Rapporten forholder sig til en række centrale problemstillinger, herunder type inddeling af vandløb, fastlæggelse af referencetilstand samt økologisk klassifikation på baggrund af fysisk-kemiske, hydromorfologiske og biologiske kvalitetselementer. Herudover identificerer rapporten også vidensbehov af central betydning for anvendelsen af direktivet for danske vandløb. Der indgår en række bilag til rapporten som giver en uddybende forståelse af de fremsatte anbefalinger.

Rapporten er et produkt af et samarbejdsprojekt mellem Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen og har været fulgt af en styregruppe med deltagelse af Jan Steinbring Jensen, Skov- og Naturstyrelsen, Mads Ejby Ernst, Ribe Amt, Finn Gunnar Hansen, Storstrøms Amt, Bjarne Moeslund, Bio/consult samt Morten Lauge Pedersen, Jens Skriver, Brian Kronvang, Søren E. Larsen, Nikolai Friberg, Kurt Nielsen og Annette Baattrup-Pedersen, Danmarks Miljøundersøgelser. Endvidere har Jens Møller Andersen, Danmarks Miljøundersøgelser, deltaget som observatør i gruppen. Christian Diepe- rink, WaterFrame, har været ansat som konsulent til at varetage udredningsopgaverne vedrørende fisk og har derfor også deltaget i styregruppemøderne. Bjarne Moeslund har endvidere fungeret som faglig rådgiver for Skov- og Naturstyrelsen.

# 1 Sammenfatning

Vandrammedirektivet har til formål at sætte fælles rammer for beskyttelse og forbedring af vandmiljøet i EU. Herunder skal direktivet sikre, at vandmiljøet lever op til god økologisk tilstand senest år 2015. Direktivet er et rammedirektiv hvilket betyder at flere aspekter i direktivet kan tolkes forskelligt. I denne rapport fremsættes en række fagligt begrundede anbefalinger for anvendelse af direktivet for danske vandløb.

Danske vandløb skal klassificeres i en af fem kvalitetsklasser (høj, god, moderat, ringe eller dårlig). Kvaliteten skal fastsættes på baggrund af fysisk-kemiske, hydromorfologiske og biologiske kvalitetselementer. Fastsættelsen af den økologiske kvalitet skal ske på baggrund af afvigelsen fra den upåvirkede tilstand kaldet referencetilstand. Kun ganske få vandløbsstrækninger i Danmark opfylder referencekriterierne som de er beskrevet i direktivet. Som alternativ til at basere referencebeskrivelser på ekspertsøn alene vurderes det at være hensigtsmæssigt at udvide referencebegrebet i forbindelse med anvendelse af direktivet for danske vandløb. I rapporten gives anbefalinger om hvilke principper der kan gælde for udvælgelse af vandløb med lempede referencekriterier, samt anbefalinger om hvordan formålet med referencevandløb kan indfries selvom lempede kriterier anvendes.

Med det formål at sikre den mest korrekte økologiske tilstandsbeskrivelse skal der foretages en typeopdeling af alle vandløbsstrækninger. I rapporten anbefales at danske vandløb typeopdeles ud fra orden, oplandsareal, bredde og afstand til kilde (system A i direktivet).

Type	1	2	3
Orden	1-2	3-4	5
Oplandsareal (km <sup>2</sup> )	<10	<100	>100
Bredde (m)	0-2	2-10	>10
Afstand til kilde (km)	<2	2-40	>40

Imidlertid vil det formentlig sikre en bedre beskrivelse af den økologiske tilstand i danske vandløb at basere typeopdelingen på lokalitetsspecifikke fysiske-kemiske forhold (system B i direktivet). Det anbefales at indsatsen målrettes i de kommende år med henblik på sikre det nødvendige datagrundlag og modelværktøj til en sådan typeopdeling.

De biologiske kvalitetselementer påvirkes alle i større eller mindre grad af næringsstofbelastning, belastning med organisk stof, miljøfremmede stoffer, ændringer i hydrologisk regime, brud i kontinuitet, regulering og opgravning, grødeskæring, forsuring samt okker. Imidlertid er der forskel på kvalitelementernes følsomhed overfor forskellige påvirkningstyper. Der eksisterer en række indeks der benyttes til at vurdere påvirkningsgraden internationalt primært

indenfor kvalitetselementerne mikroalger og smådyr. Nationalt eksisterer der kun *et* indeks indenfor kvalitetselementet smådyr.

Mikroalgernes artssammensætning og dækning påvirkes primært af næringsstoffer, organisk stof, miljøfremmede stoffer, hydrologiske forhold og forsurening. Analyser viser imidlertid at de eksisterende indeks for næringsstoffer kun kan forklare 17-40% af variationen i kiselalgesamfundene, og de vurderes derfor ikke at være tilstrækkelig følsomme til at indikere ændringer i næringsstofniveauer i danske vandløb.

Vandplanters artssammensætning og dækningsgrad påvirkes ligeledes af en række faktorer, men i danske vandløb er det primært ændringer i hydrologiske forhold, regulering og opgravning samt grødeskæring der giver anledning til ændringer i artssammensætning og dækning. For kvalitetselementet vandplanter eksisterer der kun i dag indeks til vurdering af påvirkning fra næringsstoffer. Belastning med næringsstoffer er ikke hovedårsag til forarmning af vandplantesamfundene i danske vandløb. Derfor anbefales det at der udvikles indeks til vurdering af påvirkningsgrad fra især regulering og grødeskæring. På baggrund af analyser i 62 vandløb er der i rapporten forsøgsvis opstillet mål der kan indgå i et egentlig indeks til brug i danske vandløb.

Indenfor kvalitetselementet smådyr anvendes det nationale indeks Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI) til vurdering af vandløbskvalitet generelt. Indekset er primært følsomt overfor ændringer i belastning med organisk stof, men har også vist sig i nogen grad at være følsomt overfor miljøfremmede stoffer, forsurening og okker. Det anbefales at dette indeks fortsat benyttes i forbindelse med vurdering af økologisk kvalitet i vandløb jævnfør Vandrammedirektivet. DVFI 7 bør overvejende svare til høj økologisk kvalitet, mens DVFI 5 og 6 bør svare til god økologisk tilstand. Det anbefales at indekset videreudvikles med henblik på også at beskrive smådyrstæthed, samt at der arbejdes hen imod at udvikle en funktionel indikator indenfor dette kvalitetselement.

Fiskesamfundene påvirkes i danske vandløb primært af miljøfremmede stoffer, brud i kontinuitet, reguleringer og opgravninger, forsurening og okker. Der eksisterer en række internationale indeks til vurdering af fiskesamfundets tilstand. I rapporten opstilles der forslag til et nationalt indeks der tager udgangspunkt i eksisterende international viden. Forslaget indeholder flere elementer der tilsammen beskriver artsantal, forekomst af sensitive og tolerante arter, fødebiologiske typer, andelen af udvalgte taxonomiske grupper, forekomst af vandrefisk, fisketæthed, aldersstruktur m.m. Brug af indekset i forbindelse med implementering af Vandrammedirektivet i danske vandløb forudsætter dog en egentlig afprøvning.

Der er i Vandrammedirektivet åbnet mulighed for at karakterisere vandløb som stærkt modificerede vandområder (HMWB) eller kunstige vandområder i erkendelse af at en række vandløb ikke vil kunne opnå en god økologisk tilstand dels af praktiske, dels af økonomiske årsager. Et foreløbigt skøn tyder på at i størrelsesorden 5.000 km vandløbsstrækning i Danmark kan forventes udpeget som HMWB pga. meget forarmede fysiske forhold.

## 2 Introduktion til Vandrammedirektivet: Mål og midler

I dette kapitel redegøres kortfattet for de overordnede principper i Vandrammedirektivet (VRD) som er væsentlige for implementering af direktivet i Danmark. Desuden gives der en oversigt over relevante arbejdsgrupper og projekter vedrørende VRD, finansieret af EU.

### 2.1 Vandrammedirektivet

Vandrammedirektivet (VRD) blev vedtaget 22. december 2000. Formålet med direktivet (artikel 1) er at give rammer for beskyttelsen af grundvand og overfladevand for herigennem at undgå forringelser og opnå forbedringer. Målene med VRD er:

*Mål for  
Vandrammedirektivet*

- De Europæiske vandområder skal opnå *god økologisk tilstand*
- God tilstand betyder, at de biologiske kvalitetselementer kun afviger lidt fra referencetilstanden - dvs. der opereres med en *absolut og dokumenteret referenceramme*.
- Referencetilstanden er *de økologiske forhold, der findes i en given type vandområde under forhold upåvirkede af menneskelig aktivitet*

VRD skal være indarbejdet i dansk lovgivning ved udgangen af 2003. Det første monitoringsprogram skal igangsættes med udgangen af 2006 og løbe over en 6-årig periode frem til 2013. Som udgangspunkt skal de europæiske vandområder senest ved udgangen af 2015 have opnået god økologisk tilstand.

Vandløb er en selvstændig type af overfladevand i en VRD kontekst, og i det efterfølgende vil fokus være på vandløb og de forhold, der er relevante for implementeringen af VRD i vandløb.

### 2.2 Referenceforhold og typologi

*Det er nyt at der  
introduceres objektive  
kvalitetskrav baseret på  
referencetilstand*

Et helt centralt element i VRD er at vurdering af et vandløbs økologiske tilstand baseres på en objektiv og kvantificerbar tilgang, således at vurderingen bliver reproducerbar og sammenlignelig. Den økologiske tilstand i et givet vandløb bestemmes ved afvigelsen fra den bedste tilstand, dvs. referencetilstanden. Derfor er viden om hvad der karakteriserer vandløb i referencetilstanden helt central for implementering af direktivet. Denne tilgang er ny i forhold til tidligere praksis hvor kvalitetskravene var baseret på en mere subjektiv vurdering. Dog blev der med introduktionen af begrebet optimal faunaklasse ved biologisk vandløbsbedømmelse (Miljøstyrelsen, 1998) taget et initiativ i retning af at fastlægge en egentlig referencetilstand for danske vandløb. Indførelse af begrebet optimal faunaklasse i det regionale tilsyn har været vanskelig, da der er mangelfuld viden om referencetilstanden i mange vandløbstyper. Et grundlæggende pro-

*Vandløbstypologi er central i direktivet*

blem er at stort set alle vandløbsoplande er påvirkede, og at det derfor ofte er vanskeligt at finde vandløb i referencetilstand.

Et andet væsentlig element i VRD er opdeling af vandløb i typer. Formålet med dette er at undgå at vandløb fra vidt forskellige regioner sammenlignes direkte, og dermed at naturlige forskelle fremstår som menneskeskabte påvirkninger (populært for at undgå at sammenligne æbler med pærer). For at sikre dette skal alle vandløb inddeles i en typologi der som minimum skal baseres på geografisk placering (efter Illies invertebratregioner), højde over havet, oplandsareal og geologi.

## 2.3 Kvalitetslementer

Der er overordnet set tre kvalitetslementer i VRD der anvendes i vurderingen af økologisk tilstand i et givet vandløb. Disse tre kvalitetslementer er:

- Fysisk-kemiske elementer ( fysisk-kemiske variable, specifikke syntetiske miljøfarlige stoffer, specifikke ikke syntetiske miljøfarlige stoffer)
- Hydromorfologiske elementer (vandmængder, vandløbets udseende)
- Biologiske elementer (akvatisk flora, makroinvertebrater og fisk)

*Alle biologiske kvalitetslementer skal vurderes*

De biologiske kvalitetslementer medtages ved alle 5 mulige klassifikationer af den økologiske tilstand (høj, god, moderat, ringe og dårlig tilstand, se afsnit 2.4). Såfremt et af de biologiske kvalitetslementer enten ikke findes eller udviser stor variation i referencetilstanden, vil klassifikationen ud fra dette kvalitetslement være uhensigtsmæssig og kvalitetslementet kan udelades. De biologiske kvalitetslementer indeholder akvatisk flora, makroinvertebrater og fisk. Den akvatiske flora henfører i VRD sammenhæng til alger (fytoplankton og bentiske alger) og makrofyter<sup>1</sup>. I Danmark er alle vandløb relativt små, og de kan derfor ikke opretholde egentlige populationer af fytoplankton. På vandløbsstrækninger der ligger nedstrøms søer, kan der dog forekomme fytoplankton, men tæthed og sammensætning vil afspejle søens og ikke vandløbets tilstand. Fytoplankton bør derfor ikke anvendes som kvalitetslement i danske vandløb og vil ikke blive behandlet yderligere i denne rapport. Bentiske alger rummer i bredeste forstand alle grupper af alger (fx kiselalger, grønalger, rødalger), men kiselalger opfattes generelt som de bedste indikatorer for miljøpåvirkning. Det vil derfor være den gruppe der bliver behandlet i det efterfølgende.

---

<sup>1</sup> Termen makrofyte anvendes ofte som en betegnelse for akvatiske planter generelt, og betegnelsen refererer ikke til nogen streng taksonomisk definition. I denne rapport henviser termen makrofyte til de planter der findes i det akvatiske miljø og kan ses med det blotte øje, herunder karplanter, mosser og fasthæftede makroalger (perifyton).

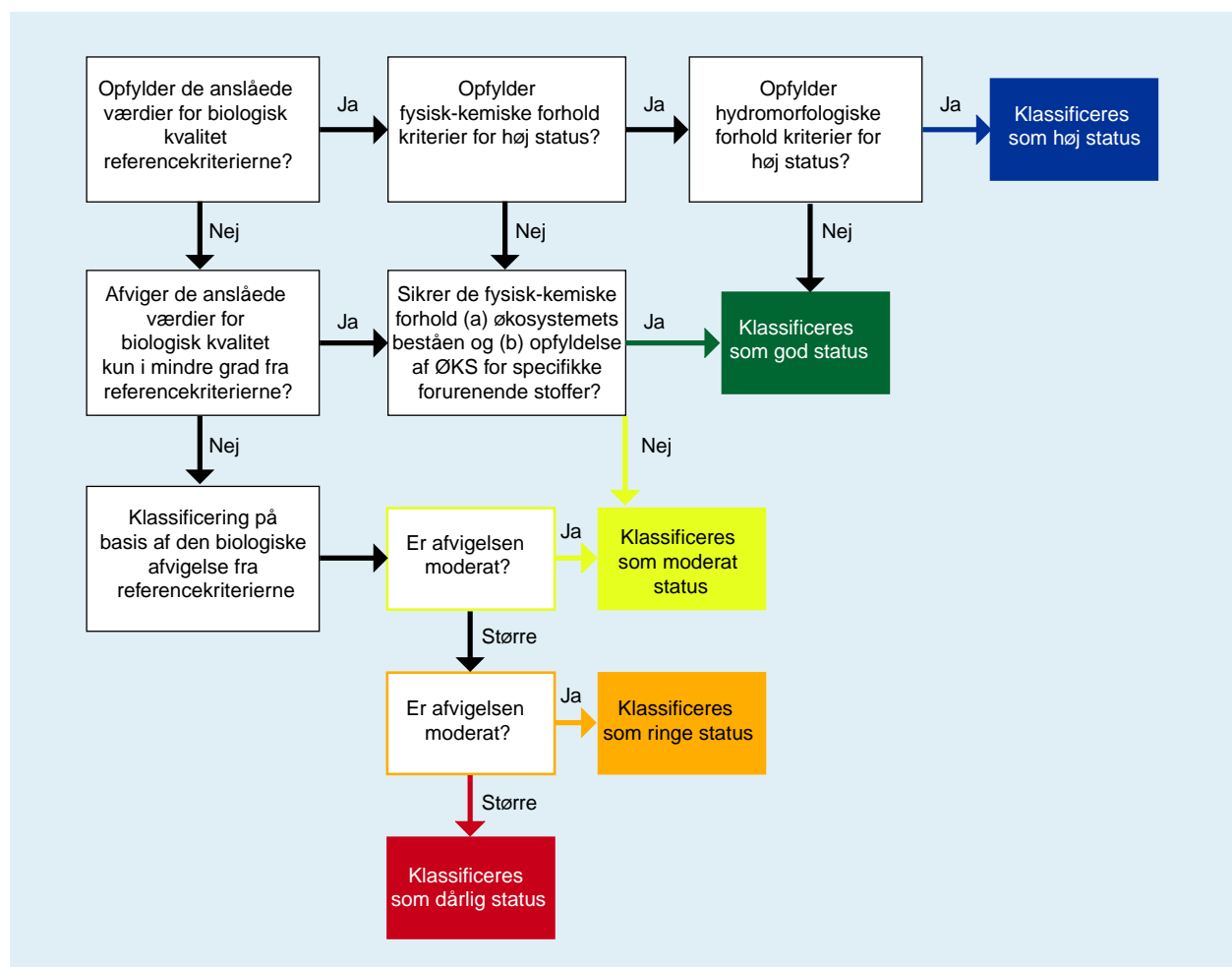
## 2.4 Økologiske kvalitetsklasser

*De biologiske kvalitetselementer vurderes hver for sig, idet den samlede vurdering følger princippet "one out all out"*

De økologiske tilstand i et vandløb kan henføres til en høj, god, moderat, ringe og dårlig økologisk kvalitet. Det er de biologiske kvalitetselementer der er udgangspunkt for, til hvilken kvalitetsklasse et givet vandløb henføres. De biologiske kvalitetselementer vurderes hver for sig, og den samlede vurdering følger princippet "one out all out". Det betyder at den samlede klassifikation følger tilstanden af det kvalitetselement, hvor afvigelsen fra referencetilstanden er størst.

For opnåelse af høj økologisk kvalitet kræves at de biologiske kvalitetselementer er helt upåvirkede eller kun minimalt påvirkede af menneskelig aktivitet. Derudover må de hydromorfologiske og de fysisk-kemiske forhold også kun være minimalt påvirkede (se figur 2.1).

For opnåelse af god økologisk kvalitet kræves at alle biologiske kvalitetselementer opfylder mindst god kvalitet. De fysisk-kemiske kvalitetselementer kan godt være påvirkede i nogen grad, men må dog ikke være mere påvirkede, end at økosystemet fortsat er velfungerende. Samtidigt kræves at indholdet af specifikke forurenende stoffer ikke er højere end visse vejledende værdier. Der er ikke specifikke krav til det hydromorfologiske kvalitetselement.



Figur 2.1 Flowdiagram der viser hvorledes man indeler et givet vandområde, her vandløb, i en økologisk kvalitetsklasse.

Opnåelse af moderat økologisk tilstand kræver at de biologiske kvalitetselementer alle opfylder mindst moderat kvalitet. Der er ikke specifikke krav til hverken de hydromorfologiske forhold eller de fysisk-kemiske forhold.

Ringe økologisk kvalitet fås hvis ét eller flere af de biologiske kvalitetselementer har ringe økologisk tilstand.

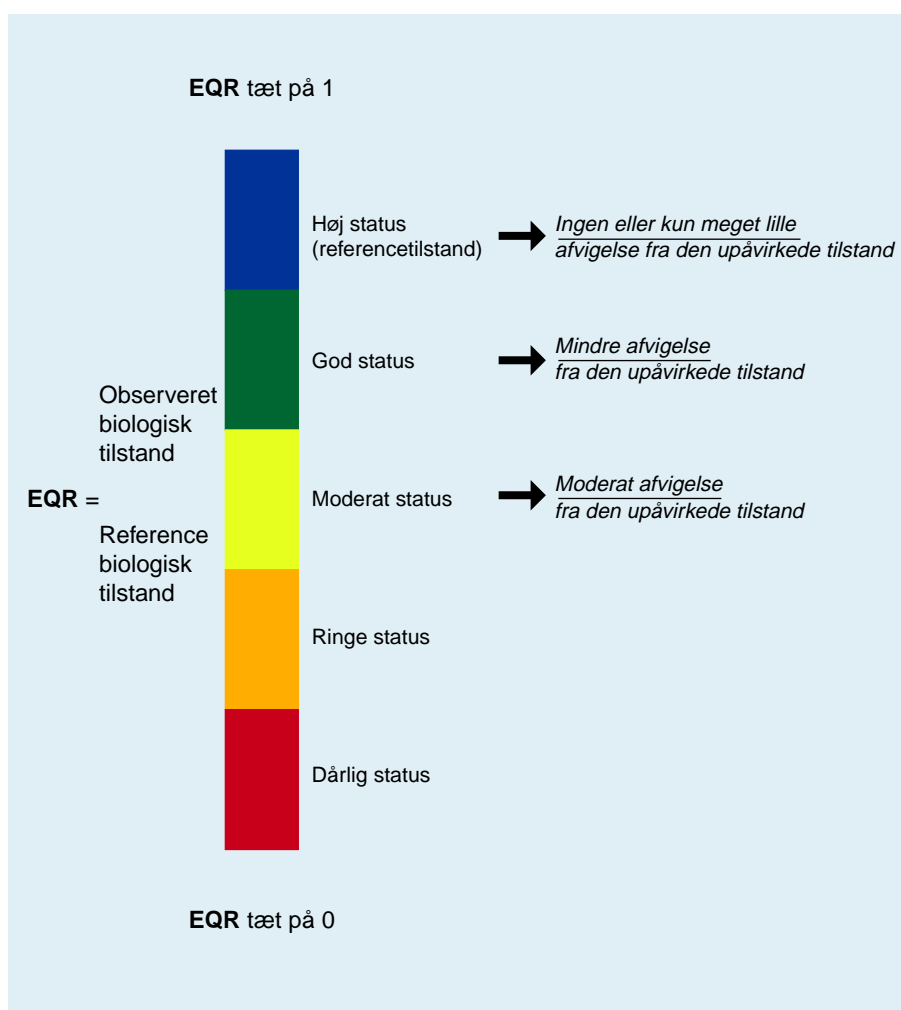
Dårlig økologisk tilstand fås hvis ét eller flere af de biologiske kvalitetselementer har dårlig tilstand.

### Økologisk kvalitetsratio ("EQR")

Den økologiske tilstand udtrykker afvigelsen mellem referencetilstanden og den aktuelt observerede tilstand. Den økologiske tilstand udtrykkes som en EQR ratio fra 0 til 1, hvor værdier tæt på 0 svarer til dårlig økologisk tilstand, mens værdier tæt på 1 svarer til høj økologisk tilstand (figur 2.2).

*Kvaliteten måles ved EQR og måles indenfor hvert kvalitetselement*

I praksis skal der knyttes EQR værdier til både referencetilstand og aktuel tilstand. Disse værdier fås fra udvalgte mål/indeks som beskriver tilstanden af de enkelte biologiske kvalitetselementer (se tabel 2.1). Det er op til det enkelte medlemsland at udvælge hvilke mål/indeks, der anvendes for de enkelte kvalitetselementer.



Figur 2.2 Økologisk kvalitets ratio (EQR). Forholdet mellem den observerede tilstand og referencetilstanden beskriver opdelingen i de økologiske kvalitetsklasser. Derudover skal eventuelle krav til de hydromorfologiske forhold og de fysisk-kemiske forhold være opfyldt.

Med den overordnede fremgangsmåde fastsættes der for hver enkelt mål/indeks indenfor hvert biologisk kvalitetselement separate værdier for EQR på et antal referencelokaliteter.

*Der skal indgå forskellige egenskaber afhængig af kvalitetselement*

**Table 2.1** Egenskaber for de enkelte biologiske kvalitetselementer der skal beskrives med mål/indeks. For hver egenskab kan anvendes ét eller flere mål/indeks. Den samlede klassifikation af de enkelte biologiske kvalitetselementer opnås på baggrund af en samlet vægtning af alle indgående mål/indeks (se nærmere i teksten).

Biologisk kvalitetselement	Egenskaber der skal beskrives ved hjælp af mål/indeks
Makrofyter og kiselalger	Artssammensætning, abundans (fx dækningsgrad, biomasse eller antal)
Makroinvertebrater	Taxonomisk sammensætning, abundans, sensitive og tolerante taxa, diversitet
Fisk	Artssammensætning, abundans, aldersstruktur

*Grænsefastsættelse mellem økologiske kvalitetsklasser*

Den gennemsnitlige værdi af de anvendte mål/indeks benyttes til at normalisere værdierne til 1 (EQR for høj kvalitet). Herefter anvendes spredningen på de beregnede EQR værdier til at fastsætte grænsen mellem høj og god tilstand, fx ved anvendelse af 10 %-fraktilen. Samme fremgangsmåde benyttes for de følgende klasser. Da der typisk vil blive anvendt flere mål/indeks indenfor de enkelte kvalitetselementer, kan der være forskel på hvor EQR værdien skiller mellem de enkelte kvalitetsklasser. I den samlede vurdering indgår alle de mål/indeks der er blevet anvendt for det enkelte kvalitetselement. Det er derfor muligt at opnå et estimat af hvor grænserne ligger for den samlede beregnede EQR værdi.

*Ekspertskøn kan midlertidigt anvendes til grænsefastsættelse mellem økologiske kvalitetsklasser*

Beregning af EQR værdier med den ovenfor skitserede fremgangsmåde forudsætter, at den naturlige variation i diverse mål/indeks beskrives i referencetilstanden (se kaptitel 3). Indtil data fra referencelokaliteter er indhentet og analyseret, kan en alternativ fremgangsmåde baseret på ekspertskøn anvendes. Biologiske data fra et antal lokaliteter der vurderes til at ligge i hele skalaen fra høj til dårlig kvalitet, anvendes til dette formål og skillepunkter på EQR skalaen for mål/indeks mellem vandløbene fastsættes *a priori*. Herefter beregnes EQR værdierne samtidig med at der foretages en rent faglig vurdering på baggrund af de normative definitioner i VRD af, i hvilken klasse de enkelte vandløb skal placeres. Såfremt det vurderes nødvendigt, foretages der en efterfølgende justering af de *a priori* fastsatte grænser mellem de enkelte økologiske kvalitetsklasser.

## 2.5 Stærkt påvirkede og kunstige vandløb

Vandløb, der er fysisk påvirkede men hvor det ikke vurderes umiddelbart samfundsøkonomisk muligt at genskabe de naturlige forhold, kan klassificeres som stærkt modificerede vandløb (HMWB). Det er vigtigt at bemærke at kun ændringer i de fysiske forhold kan retfærdiggøre klassificeringen af et vandløb som HMWB. Den pågældende fysiske påvirkning accepteres, men der er i øvrigt ikke lempede krav fx med hensyn til vandkvalitet. Udover HMWB skal kunstige vand-



løb (AWB) klassificeres for sig selv. Analogt med de 5 økologiske klasser for naturlige vandløb, er der ligeledes 5 kvalitetsklasser for HMWB og AWB:

*Økologisk potentiale i HMWB og AWB*

- Højt økologisk potentiale
- Godt økologisk potentiale
- Moderat økologisk potentiale
- Ringe økologisk potentiale
- Dårligt økologisk potentiale

Højt økologisk potentiale bestemmes ud fra tilstanden hos HMWB og AWB med den bedst opnåelige tilstand indefor hver type. Kvalitetsklassen for en given station bestemmes herefter på samme måde som for et naturligt vandløb, dvs. ved afvigelsen fra den højst opnåelige klasse.

## **2.6 Udviklingsprojekter relateret til VRD**

Under EU vanddirektører og deres Strategic Coordination Groups er nedsat EU arbejdsgrupper der skal give en detaljeret vurdering af indholdet af de enkelte paragraffer og tekniske annekser, som kan hjælpe medlemslandene med implementeringen af VRD. Årsagen hertil er at direktivet er et rammedirektiv, og at en række aspekter derfor kan tolkes meget forskelligt. Grupperne er følgende:

- REFCOND og COAST
- Intercalibration
- HMWB og AWB
- Monitering

### **STAR projektet**

Med støtte fra EU's 5. rammeprogram er der igangsat et projekt i 2002 med det formål at bibringe den nødvendige tekniske viden for at implementere VRD i europæiske vandløb. Projektets titel er:

*Der indgår 200 referencevandløb i STAR*

Agronymet STAR anvendes for "*Standardisation of river classification: Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive*". Projektet løber over en 3-årig projektperiode (primo 2002 til ultimo 2004). I starten var der 11 partnere (Østrig, Tjekkiet, Danmark, Frankrig, Tyskland, Grækenland, Italien, Holland, Portugal, Sverige og England). Konsortiet er fra 2003 blevet udvidet med tre NAS-partnere: Letland, Polen og Slovakiet. I projektet bliver ca. 200 vandløb referencevandløb og vandløb påvirket af forskellige stressorer (fysisk degradering og organisk forurening) undersøgt mht. fysiske-kemiske, hydromorfologiske og biologiske kvalitetselementer. Både kiselalger, makrofyter, makroinvertebrater og fisk bliver indsamlet på alle lokaliteter en gang. God økologisk status i europæiske vandløb kan kun opnås, såfremt der er enighed om hvad god status er, og hvorledes den måles. Derudover giver STAR ny viden om referencetilstanden i en række medlemslande for alle relevante kvalitetselementer. Kvalitet af vandløb kan kun sammenlignes såfremt metoderne er sammenlignelige og deres usikkerhed kendt. VRD's brug

af flere indikatorgrupper kan kun anvendes, når det vides, hvilke grupper, der indikerer hvad, og hvornår hvilke grupper kan anvendes.

Følgende specifikke spørgsmål af relevans for VRD implementering bliver behandlet i projektet:

- Hvilken metode eller organisme-gruppe er i stand til at indikere hvilke stressorer?
- På hvilken skala kan de forskellige metoder anvendes?
- Hvilken metode/indikator kan bruges “early” respektive “late warnings”?
- Hvordan kan resultater fra forskellige metoder sammenlignes?
- Hvordan påvirkes metoderne af fejl?
- Hvordan udskilles “signal” fra “støj”
- Hvad kan standardiseres og **skal** standardiseres i europæisk kontekst?

Flere detaljer om projektet findes på [www.eu-star.at](http://www.eu-star.at). Derudover er et tidligere 5. rammeprogramprojekt, AQEM, der alene fokuserede på makroinvertebrater, ligeledes relevant, og oplysninger om dette findes på [www.aqem.de](http://www.aqem.de)

#### **FAME projektet**

FAME-projektets formål er at udvikle, evaluere og implementere en standardiseret metode til at vurdere den økologiske kvalitet vha. fisk til brug i VRD. Projektet er baseret på allerede eksisterende data fra mere end 2700 vandløb i 16 forskellige økoregioner. FAME-projektet vil udvikle en metode med følgende egenskaber:

- brugbar i hele Europa
- være et værktøj der kan modellere reference- og påvirket tilstand i vandløb
- være et integreret system til at klassificere vandløb i 5 kvalitetsklasser
- brugervenlig (manuel og et PC værktøj)

Yderligere information om projektet kan findes på: [www.fame.boku.ac.at](http://www.fame.boku.ac.at)

*FAME projektet har fokus på kvalitetselementet fisk*

### 3 Påvirkninger og målsætningsopfyldelse i vandløb

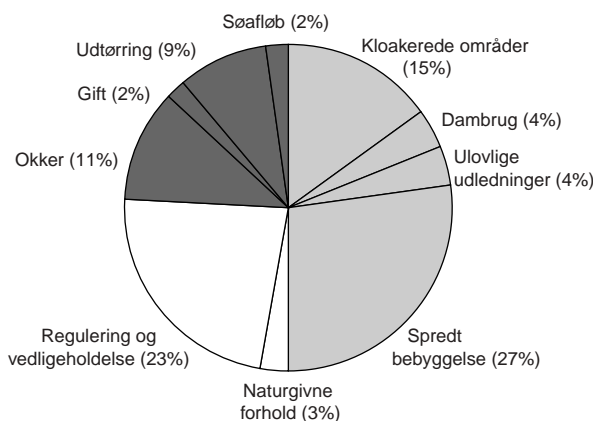
I kapitlet behandles kort de væsentligste fysisk-kemiske og hydro-morfologiske påvirkninger af danske vandløb i dag, og der redegøres for de danske vandløbs målsætningsopfyldelse.

#### 3.1 Målsætningsopfyldelse i vandløbene

*Målsætningsopfyldelsen er kun på ca. 50 %*

Den store rensningsindsats overfor udledninger af organisk stof fra husspildevand og industrier startede allerede i 1970'erne med bygning af mekaniske og biologiske renselanlæg overalt i landet. Siden da er udledningerne af iltforbrugende organisk stof til vandløb faldet dramatisk, og påvirkningen fra punktkilder er i dag væsentligt reduceret. Imidlertid har mange af de danske vandløb stadig ikke en tilfredsstillende tilstand. Således opfyldte kun 50 % af vandløbene i 2002 de fastlagte målsætninger. Målsætningsopfyldelse var 55 % i Jylland og på Fyn og Bornholm, mens den var 34 % på øerne. Målopfyldelsen var 58 % i store vandløb (> 5m), mens den i mindre vandløb (< 5m) var 48 %. Årsagen til den manglende målsætningsopfyldelse er primært påvirkninger af fysisk karakter (figur 2.1) som følge af afvanding af landbrugsarealer samt påvirkning fra spildevand fra spredt bebyggelse.

*Figur 3.1* Årsager til manglende målopfyldelse i danske vandløb i 1993-1996. Der er ingen oplysninger fra Nordjyllands Amt. Lys grå signatur angiver den del af vandløbene som ikke har målsætningen opfyldt på grund af spildevand. Hvid signatur angiver tilsvarende den del hvor de fysiske forhold er årsagen, mens mørk grå angiver andre årsager til manglende målopfyldelse.



#### 3.2 Hydromorfologiske påvirkninger via regulering, vedligeholdelse og vandindvinding

*Mere end 90% af de danske vandløb er regulerede*

Mere end 90 % af de danske vandløb er blevet kanaliserede, hovedsageligt i perioden 1920-1960, med det formål at sikre dræning af de vandløbsnære arealer. Den omfattende kanalisering har medført tab af en lang række habitater i vandløbene (Brookes, 1984; Iversen et al., 1993). Således er både habitater der knytter sig til de grovere substrater i strygene og habitater i de langsomtflydende, delvist afsnørede dele af vandløbet forsvundet. Mange arter af planter og dyr, der er knyttet til disse habitater, har oplevet en markant tilbagegang siden de første reguleringer fandt sted.

*Der mangler kontinuitet på mange vandløbsstrækninger*

Mange vandløb har desuden et brudt forløb fra kilde til udløb i havet. Det er især opstemninger fra møller, kraftværker, dambrug samt egentlige styrt som følge af reguleringerne der bryder vandløbene. Den manglende kontinuitet har medført at ørreder og laks ikke kan nå opstrømsliggende gydepladser. Opstemningerne har også påvirket spredning af andre organismer i vandløbene. De sidste 10-15 år er mange små opstemninger imidlertid blevet fjernet, og der er etableret passager for fisk. Det betyder at spredningsforholdene på langs i vandløbssystemerne er blevet forbedret markant indenfor de seneste år.

*Der foretages opgravninger hvor sandtransporten er stor*

Reguleringer foretages sjældent i dag, men der opgraves fortsat bundmateriale i en række vandløb. Behovet for opgravninger er størst i meget kanaliserede vandløb med stor sedimenttransport. Sedimentet, der fjernes fra bunden, er primært aflejret som følge af ændringer i erosions- og sedimentationforholdene efter reguleringerne. Opgravning i disse vandløb bliver foretaget løbende for at friholde bunden og sikre dræningen af de omkringliggende arealer. Både planter og dyr bliver påvirket af dette indgreb; men påvirkningen afhænger helt af indgrebets størrelse og hyppighed. Opgravning forekommer især i små og mellemstore vandløb og er hovedsageligt et problem i vandløb, der afvander sandede områder fx i Vestjylland.

*Grødeskæring er et meget omfattende indgreb i vandløbets økologi*

Grødeskæring foretages i stort set alle lysåbne vandløb. Grødeskæring udføres primært for at øge afvandingen af de vandløbsnære arealer og for at forhindre at vandløbet oversvømmer. Grødeskæring er en meget væsentlig påvirkning af vandløbsmiljøet, dels fordi grødeskæring foretages i stort set alle vandløb, dels fordi der er afledte effekter på alle vandløbets organismer (Baattrup-Pedersen et al. 2002 og 2003). Plantesamfundene bliver mere homogene med et lavere artsantal i vandløb der grødeskæres. Desuden ændres samfundene således at arter, der tåler grødeskæring, bliver dominerende. Smådyr og fisk bruger planterne som leve- eller skjulesteder, og grødeskæring bevirker derfor at en række leve- og skjulesteder forsvinder. Ved grødeskæring sker der også en frigivelse af sediment når strømhastigheden øges. Dermed øges sedimentationen på nedstrøms strækninger hvilket også bidrager til at ødelægge levesteder.

*Der er mangel på lateral kontinuitet i danske vandløb*

Reguleringer og drift af de vandløbsnære arealer betyder at der er begrænset både hydrologisk og biologisk samspil mellem vandløbene og de tilstødende arealer. Regulerede vandløb er som oftest gravet ned, samtidig med at de vandløbsnære arealer er i landbrugsdrift. Ligeledes er vandløbsbrinkerne ofte påvirkede af gødskning og pesticider. Det betyder at en lang række amfibiske og terrestriske arter ikke findes på de vandløbsnære arealer i regulerede vandløbssystemer, og at disse arter derfor ikke kan sprede sig ud i vandløbet. Brinkerne har også betydning for reproduktionen hos voksenstadier af smådyr og for kvaliteten af vandløbet som levested for en række fisk. Derudover har udnyttelsen af de vandløbsnære arealer i landbrugsmæssig sammenhæng også givet anledning til betydelige forekomster af okker i mange vandløb, primært som følge af dræning af okkerpotentielle jorder. Dette er især et miljømæssigt problem i Vestjylland, mens okkerproblemer i den øvrige del af landet kun optræder lokalt.

*Ændringer i det hydrologiske regime udgør en stor fare for vandløbets biota*

Der er også sket markante ændringer i det hydrologiske regime i forskellige dele af landet. På Sjælland har vandindvindingen til Storkøbenhavn medført at der flere steder periodevis er konstateret meget lav eller slet ingen vand i vandløbene. På de sandede jorde i Vestjylland er det især vandindvinding til markvandingsformål der periodisk kan være et problem i vandløbene. Denne påvirkning vil potentielt udgøre den største fare for de økologiske forhold i de sjællandske vandløb. Ligeledes kan der ikke forventes nogle markante ændringer i vandingsbehovene. Lav vandstand og vandføring og de relaterede effekter på vandets temperatur og iltindhold kan påvirke tilstedeværelsen af alle vandløbets organismer. Vandløbets fysiske respons og påvirkningen af vandløbets organismer ved ændret vandføringsregime kan dog p.t. ikke dokumenteres, da der mangler viden om hvorledes de fysiske forhold og vandløbets organismer påvirkes ved forskellige ændringer i vandføringen i danske vandløb.

### **3.3 Fysisk-kemiske påvirkninger via punktkilder og diffuse kilder**

Punktkilderne omfatter udledninger fra renseanlæg i byerne, særskilte udledninger fra industrier, udledninger fra dambrug, regnvandsbetingede udledninger fra befæstede arealer og veje samt udledninger fra ejendomme i ukloakerede områder (spredt bebyggelse).

Byernes spildevand renses de fleste steder for organisk stof, og i større anlæg også for kvælstof, ved denitrifikation og ved kemisk fældning for fosfor. I Danmark var der i 2001 ca. 1300 anlæg hvoraf ca. 50 % var mindre end 500 personenheder (PE). På de større renseanlæg kan op mod 45 % af spildevandsbelastningen komme fra industrier. I alt blev der i 2001 tilført hvad der svarer til spildevand fra 8,2 mill. PE til renseanlæggene, og der blev udledt ca. 1000 mill.m<sup>3</sup> rensed vand. Cirka halvdelen af udledningen sker til vandløb, mens den anden halvdel sker direkte til kystvandene. Kemisk og en mulig økologisk påvirkning af vandløb må påregnes i en vis afstand fra renseanlæggets udledningsted(er). Længden af vandløbsstrækningen der påvirkes vil være helt afhængig af hvor store udledninger der er tale om og vandløbets egen fortyndingsgrad målt ved vandføringen. Dog kan det rensede spildevand også forhindre udtørring af vandløb. På Sjælland sikrer tilførslen af rensed spildevand således at der er vandføring i mange vandløb året rundt. En del miljøfremmede stoffer (hormonlignende stoffer, phenoler, blødgørere, LAS'er, MTBE, mv.) og tungmetaller udledes også fra renseanlæg og kan derfor også påvirke tilstanden i en vis afstand nedstrøms anlæggene. De samme forhold gør sig gældende for industrielle udledninger. I alt findes der 192 særskilte industrielle udledere i Danmark. Kun ca. 1 % af spildevandet fra særskilte industrier udledes dog til vandløb, mens de resterende 99 % udledes til kystvandene.

*Der er en kemisk og muligvis økologisk påvirkning i en vis afstand fra renseanlæggets udledningsted(er)*

*Dambrug udgør en væsentlig påvirkning i mange vandløbssystemer*

Ferskvandsdambrug udleder også både organisk stof, kvælstof, fosfor og miljøfremmede stoffer i form af medicinrester, antibiotika og tungmetaller. Der findes cirka 360 dambrug (pr. december 2003) i Danmark. Alle er i Jylland og med største produktion i Nordjyllands, Ribe og Ringkøbing amter. Der kan forventes en kemisk og økologisk påvirkning af vandløb nedstrøms for dambrug. Denne påvirkning vil

være meget afhængig af produktionen på dambruget (foderforbruget), rensningsindsatsen på dambruget og fortyndingsgraden i vandløbet i form af vandføringen.

Fra befæstede arealer og veje strømmer der i regnvejr regnvand til vandløb. Desuden kan der ved kraftigt regnvejr ske overløb af vand og stof via overløbsbygværker. Der findes ca. 5100 overløbsbygværker og 9700 separate regnvandsbetingede udløb i Danmark. I 2001 udledtes en vandmængde på ca. 186 mill. m<sup>3</sup> via regnvandsbetingede udløb, heraf ca. 70 % til vandløb og søer. Indholdet af organisk stof, kvælstof og fosfor i regnvandsbetingede udløb kan formentlig kun meget lokalt påvirke koncentrationerne i vandløbet. Dog kan pulshændelser være problematiske for vandløbene, ligesom der kan være problemer i vandløb med ringe fortynding af udledningerne. Regnvandsbetingede udløb indeholder også en række miljøfremmede stoffer (tungmetaller, PAH'er, mv.) som kan påvirke vandløbets vand- og sedimentkemiske tilstand et stykke nedstrøms for udledningsstedet.

#### *Spredt bebyggelse*

Endelig er der udledningerne fra spredt bebyggelse i det åbne land, som omfatter ca. 355.000 ejendomme. Ca. en tredjedel af disse ejendomme nedsiver spildevandet uden dræn, mens ca. 15 % nedsiver med dræn. Desuden har en mindre andel ejendomme rodzoneanlæg, biologisk sandfilter, minirenselanlæg mv. Udledninger af især organisk stof kan ved en lille vandføring i vandløb påvirke den økologiske kvalitet i vandløbet et stykke nedstrøms for udledningsstedet. Der udledes også miljøfremmede stoffer fra spredt bebyggelse (hormonlignende stoffer) som kan påvirke den økologiske kvalitet i vandløb på visse strækninger. Udledningen fra spredt bebyggelse er især et problem i de mindre vandløb. Her kan det være det altoverskyggende problem.

#### *Diffuse forureningskilder*

De diffuse kilder omfatter i Danmark især landbruget og mindre grad skovbrug mv. Anvendelsen af gødningsstoffer og pesticider i landbruget er med til at øge udledningerne af især kvælstof, fosfor og pesticider. Da landbruget omfatter over 60 % af det danske areal, må hovedparten af vandløb derfor forventes at være påvirket af stoftab fra landbrugsarealer.

#### *Atmosfærisk deposition*

Den atmosfæriske deposition af kvælstofforbindelser, forsurende stoffer mv. fra emissioner fra kraftværker, industri, trafik og landbrugsproduktion i Danmark og udlandet vil også bidrage til påvirkningen af den fysisk-kemiske tilstand i vandløb. Størrelsesordenen vil afhænge af de lokale hydrogeologiske og jordbundsmæssige forhold.

## 4 Referencetilstand

Dette afsnit indledes med en beskrivelse af hvorledes referencetilstanden er defineret i Vandrammedirektivet. Efterfølgende gøres rede for hvilke redskaber og muligheder der er til rådighed ved fastsættelsen af referencetilstanden, og i hvilket omfang disse kan benyttes i Danmark. Der redegøres for en metode til kvantificering af referencetilstand i danske vandløb bl.a. ved brug af tillempede referencedata, og slutteligt angives en række anbefalinger for det fremtidige arbejde.

### 4.1 Referencetilstand i Vandrammedirektivet

*Definition af referencetilstand i vandløb*

Referencetilstanden er i VRD defineret som en tilstand der svarer til den uberørte eller kun ubetydeligt påvirkede tilstand. Denne definition tillader en svag påvirkning under forudsætning af at den kun har ubetydelig økologisk effekt. Det betyder at referencetilstanden udgøres ikke blot af den helt uberørte tilstand, men også den meget svagt påvirkede tilstand (Wallin et al. 2002).

Formålet med at anvende vandløb i en referencetilstand er følgende:

- Det garanterer at kvalitetskrav ikke sættes højere, end hvad der er naturligt muligt
- Det er det absolutte mål for den tilstand der opnås ved at forbedre påvirkede vandløbsstrækninger
- Det bruges til at fastsætte kvaliteten på en given vandløbsstrækning ved at kvantificere afvigelsen fra referencetilstanden til den pågældende vandløbsstrækning.

For at sikre at referencevandløb er helt upåvirkede eller ubetydeligt påvirkede, skal oplandet og opstrøms en given strækning opfylde følgende krav (Kristensen & Hansen 1994; Wallin 2002):

- Minimum 90 % af oplandsarealet opstrøms vandløbsstrækningen skal være dækket af naturlig vegetation eller naturnær vegetation (fx plantager, heder, braklagte landbrugsarealer)
- Vandløbet skal overordnet set være fysisk umodificeret, dvs. ikke kanaliseret, upåvirket af vandindvinding, være uden spærringer der forhindrer fri passage af organismer og have en naturlig substratfordeling
- Der må ikke være punktkilder opstrøms vandløbsstrækningen

*Fastlæggelsen af referencetilstanden bruges til fastlæggelse af de 4 andre økologiske klasser*

I forbindelse med implementering af VRD er det af afgørende betydning hvordan referencetilstanden (høj økologisk kvalitet) defineres og fastsættes, idet de 4 øvrige økologiske kvalitetsklasser (god, moderat, ringe og dårlig kvalitet) fastsættes ud fra afvigelsen mellem den aktuelle tilstand og referencetilstanden. Bestemmelsen af den økologiske tilstand foretages på grundlag af biologiske, hydromorfologiske

og fysisk-kemiske kvalitetselementer. De hydromorfologiske elementer omfatter fysiske variable såsom hydrologi, bundforhold, forløb m.m.. De fysisk-kemiske elementer omfatter generelle fysisk-kemiske variable, specifikke syntetiske miljøfarlige stoffer samt specifikke ikke syntetiske miljøfarlige stoffer. De biologiske forhold omfatter kvalitetselementerne bentiske alger, makrofyter, makroinvertebrater og fisk.

## 4.2 Fastlæggelse af referencetilstand

En beskrivelse af referencetilstanden udgør grundlaget for at kunne foretage en økologisk kvalitetsvurdering jævnfør de overordnede principper i VRD. Der eksisterer flere metoder der evt. kan supplere hinanden i forbindelse med en karakteristik af referencetilstanden. Den mest optimale metode er at opbygge et netværk af lokaliteter i referencetilstand. Herved kan den naturlige variation i kvalitetselementerne beskrives. Imidlertid vil det formentlig i mange lande være vanskeligt at opbygge sådanne referencenetværk. I lande hvor der ikke findes vandløb i referencetilstand eller kun findes ganske få, kan det være hensigtsmæssigt at foretage undersøgelser i vandløb hvor kriterierne er lempede. Disse såkaldte tillempede referencevandløb defineres i denne rapport som de vandløb, der har den absolut bedste økologiske tilstand (se afsnit 4.4). Betydningen af at inddrage sådanne vandløb i referencenetværket vil blive behandlet yderligere i afsnit 4.4.

*Viden om referencetilstanden for de enkelte kvalitetselementer kan overføres fra andre lande*

Det kan også være hensigtsmæssigt at supplere med viden om referencetilstand i vandløb i andre lande hvor klima, hydrologi og geologi er sammenlignelig med de vandløb, man ønsker at finde en referencetilstand for. Et sådan supplement vil formentlig umiddelbart kunne give viden om referencetilstand for en række fysisk-kemiske og hydromorfologiske forhold, men kræver, for de biologiske kvalitetselementer, at der tages højde for forskelle i artspuljer mv.

Det er også muligt at beskrive referencetilstand ud fra ekspertvurderinger samt historiske data. Imidlertid vil historiske data som oftest kun have begrænset værdi, da disse data ikke er indsamlet med metoder der kan give en grundig beskrivelse af den økologiske tilstand. Indsamlingerne har fx ofte kun været koncentreret om bestemte taksonomiske grupper i begrænsede områder. Historiske data vil også typisk være af kvalitativ karakter. Det betyder at sådanne data primært kan give vigtige fingerpeg om generelle udviklingstendenser indenfor de enkelte kvalitetselementer, men også at de ikke alene vil kunne beskrive den naturlige variation i kvalitetselementernes tilstand.

## 4.3 Referencetilstand i danske vandløb

*Vandkemiske referencer - kun i kildeområder og skovvandløb*

Som det fremgår af kapitel 4 samt bilag 4.1 er hovedparten af de danske vandløb påvirket kemisk af udledninger fra enten punktkilder eller diffuse kilder. De strækninger der ikke er påvirkede findes i mindre skovvandløb samt i kildeområder. Men også i kildeområder beliggende i skov viser bl.a. indholdet af nitrat i en række tilfælde at



opdyrkning af fjerntliggende dele af oplandet har indflydelse på de vandkemiske forhold, og at vandløbet derfor ikke helt kan betragtes som værende i referencetilstand. De mellemstore og store vandløb vil praktisk taget altid være kemisk påvirkede og have forhøjede værdier i forhold til baggrundstilstanden. I bilag 4.1 er metode for fastsættelse af den fysisk-kemiske referencetilstand beskrevet, og der er på basis af målinger i 7 små vandløb, der afvander skov- og naturoplande, indledningsvis givet et bud på referencetilstanden for næringsstoffer og BI5.

*Maks. 10 % af de danske vandløb vil være fysiske referencer*

Vurderet ud fra vandløbenes overordnede morfologiske forhold har ca. 10 % af den samlede vandløbslængde i Danmark en tilnærmelsesvis upåvirket morfologi (Brookes, 1984). Tallet er dog kun gældende for de mellemstore og store vandløb, da små vandløb og kildebække i skov ikke er med i opgørelsen. Hovedparten af de danske vandløb udsættes endvidere for jævnlige grødeskæringer og oprensninger, så selv om de overordnet set er næsten naturlige, kan forholdene i selve vandløbet være påvirket af disse fysiske indgreb. I skovvandløb sker der også oprensninger af nedfaldne træer og groft substrat, og her forstyrres den naturlige dynamik også jævnlige.

Det er kun i meget begrænset omfang muligt at finde vandløbsstrækninger hvor de biologiske kvalitetselementer er upåvirkede af menneskelig aktivitet. I bilag 4.1 gennemgås viden om de enkelte biologiske kvalitetselementer i en referencetilstand. Det gælder for alle elementer at den eksisterende viden er begrænset, og at den hviler på historiske optegnelser samt ekspertvurderinger. Det betyder at den eksisterende viden om de enkelte kvalitetselementer i referencetilstanden er utilstrækkelig til at danne udgangspunkt for en økologisk kvalitetsvurdering.

#### **4.4 Kriterier for udvælgelse af referencevandløb i Danmark**

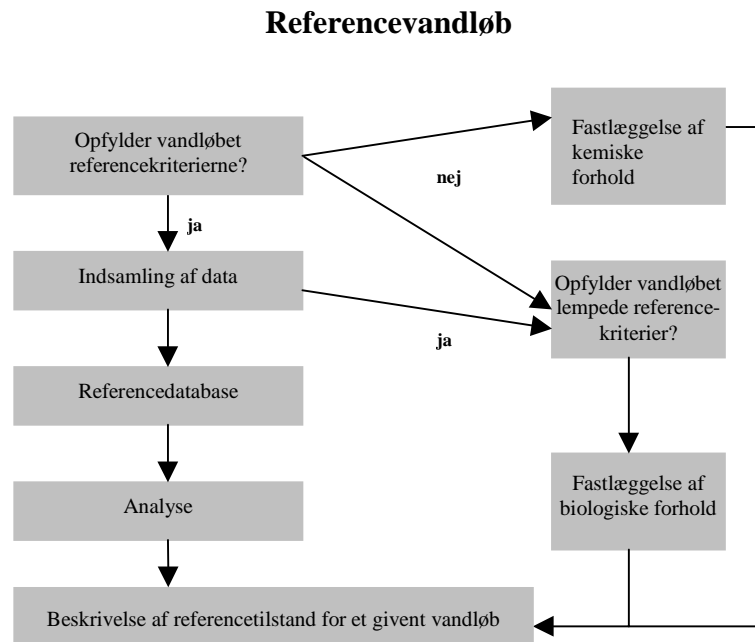
*Der udvælges to typer af referencevandløb – tillempede og ægte referencer*

Kun ganske få vandløbsstrækninger i Danmark vil kunne opfylde referencekriterierne som beskrevet i starten af kapitlet. Det betyder dog ikke at direktivets formål ikke kan løftes på en hensigtsmæssig måde i danske vandløb. En god løsning er at opbygge et referencenetværk der, udover de få referencevandløb der eksisterer i Danmark, også indeholder vandløb med lempede udvælgelseskriterier - såkaldte tillempede referencevandløb. Det vurderes at formålet med at have en referencetilstand (afsnit 4.1) stort set kan opfyldes, selvom ikke alle kriterier for referencetilstanden, fx > 90 % natur i oplandet, er opfyldt. Udvælgelsen af referencevandløb (absolutte eller lempede) bør foregå efter princippet skitseret i figur 4.1.

*Ekspertvurdering af de kemiske forhold i referencetilstanden*

Med hensyn til de fleste kemiske variabler (fx næringsstoffer) er det uacceptabelt at have mere landbrug eller større punktkildebelastning i oplandet. Et præcist estimat af baggrundsniveauer for koncentrationer af især næringsstoffer er vigtigt af hensyn til fx kildeopsplitning. Derfor vil det være nødvendigt at fastlægge de kemiske koncentrationniveauer under referenceforhold på baggrund af ekspertvurdering, anvendelse af data fra tilsvarende vandløbstyper udenfor Danmark eller fra grundvandskoncentrationer i det pågældende område

(samme geologi). De kemiske koncentrationsniveauer, der bliver genereret på denne måde, vil indgå direkte i beskrivelsen af referenceforholdene (figur 4.1).



*Figur 4.1* Principskitse, der viser hvorledes den nødvendige information til beskrivelse af referenceforhold kan genereres. Første kasse indeholder hele gruppen af potentielle referencevandløb. Disse vandløb skal være tilfældigt, stratificeret udvalgt, således at de dækker forskellige vandløbsstørrelser og geografiske regioner. Såfremt de ikke opfylder referencekravene, er der to muligheder. Enten baseres beskrivelsen af referencetilstand udelukkende på ekspertvurderinger, hvilket har store begrænsninger (se afsnit 4.2), eller også lempes kravene, således at vandløb kan indgå i en referencedatabase, selvom et eller flere af kriterierne mht. referencetilstand ikke er opfyldt. Oplysningerne fra eksisterende referencevandløb indsamles og lagres i en database. Med udgangspunkt i denne database kan der efterfølgende udføres statistiske analyser der kan beskrive/forudsige referencetilstanden for en given station. Disse analyser kan være baseret på en på forhånd fastlagt typologi eller prædiktive modeller (predictive models) der forudsiger referencetilstanden pga. stedspecifikke fysisk-kemiske parametre (se kapitel 5). Spørgsmålet ved hver forbindelse af kasserne er, hvorvidt referencekriterierne (absolutte eller lempede) er opfyldt og kan besvares ja/nej.

*Referencetilstanden kan fastlægges i tillempede reference vandløb.*

Med hensyn til biologiske kvalitetselementer er det muligt at disse vurderes at være upåvirkede og dermed formentlig sammenlignelige med den egentlige referencetilstand, selvom de ikke opfylder kriterierne angivet i afsnit 4.1. Eksempler på sådanne tilfælde er følgende:

- En vandløbsstrækning er uforstyrret, og de fleste referencekriterier er opfyldt. Imidlertid er flere strækninger opstrøms blevet kanaliseret tidligere (> ca. 20 år)
- Et vandløb og dets vandløbsnære arealer er fuldkommen uforstyrrede, men der er 50 % landbrug i oplandet

- Vandløbet modtager organisk belastning for spredt bebyggelse i oplandet. Imidlertid er både vandmængde og fysisk kvalitet af en sådan karakter at de minimerer påvirkningen fra den organiske belastning.

*Lempede referencekriterier skal bruges med omtanke og introducerer mulighed for fejlklassificering*

Sådanne vandløb bør indgå i referencedatabasen og i den videre analyse (figur 4.1), selvom de ikke har referencetilstand. Såfremt det ikke er muligt at finde egnede referencevandløb, selvom de lempede referencekriterier anvendes, er det nødvendigt at anvende ekspertvurderinger, historiske data eller brug af data fra referencevandløb udenfor Danmark.

Problemet med at indrage vandløb der ikke er egentlige referencer, er følgende:

1. EQR-værdier  $> 1$  vil kunne forekomme både fordi referencegruppen vil have en relativ stor variation, og fordi nogle lokaliteter vil blive bedre over tid
2. Variationen indenfor referencegruppen vil forventes at blive større og hermed også overlappet med høj og god økologisk kvalitet. Dvs. vandløb med god økologisk kvalitet vil kunne blive misklassificeret som havende høj økologisk kvalitet og omvendt
3. Elementer i "referencetilstanden", som måske er et resultat af menneskelig påvirkning, vil blive tolket som naturgivne, og en målrettet indsats for at forbedre disse forhold vil derfor ikke blive udført.

Det vurderes at punkt 1 og 2 kan accepteres set i lyset af de fordele, der er ved at bruge egentlige eksisterende (nutids-) referencer. EQR-værdier større end 1 vil altid kunne forekomme, også selvom kun egentlige referencer bliver brugt (om end formentlig mindre hyppigt). Denne problemstilling er derfor generel og skal løses på europæisk plan. Misklassificering mellem høj og god økologisk kvalitet er relativ uproblematisk, så længe der kan differentieres mellem god og moderat økologisk kvalitet. Pkt. 3 er et mere fundamentalt problem og afspejler at vi ikke har uberørt natur i Danmark. Reelt kan problemets omfang ikke kvantificeres, men det anbefales at acceptere denne mulige fejlkilde i beskrivelsen af referencetilstanden. En løsning er i fremtiden målrettet at friholde udvalgte vandløbssystemer for menneskeskabte påvirkninger i størst muligt omfang og gennem undersøgelser af disse vandløb få den nødvendige viden til brug for vurderingen af kvaliteten af det øvrige referencenetværk.

## 4.5 Anbefalinger

*Der skal opbygges et net af referencestationer så variationerne i de biologiske og fysisk-kemiske variable kan undersøges i referencetilstanden*

Det anbefales at etablere et referencenetværk i danske vandløb. Princippet for udvælgelse af referencevandløb er at de som udgangspunkt skal opfylde referencekriterierne, enten absolutte eller lempede, samt at de skal være udvalgt tilfældigt, men stratificeret således at de dækker forskellige vandløbsstørrelser og geografiske regioner. Det skal være op til en ekspertvurdering i hvert tilfælde at vurdere hvorvidt en vandløbsstrækning opfylder kriterierne. Vurderingen skal foretages på baggrund af GIS kort, kendskab til punktkilder og regi-

onalt tilsyn med vandløbet. Der skal i de udvalgte vandløb foretages undersøgelser af de hydromorfologiske og biologiske kvalitetselementer. I disse undersøgelser skal der lægges vægt på at få belyst nogle af de karakteristika der gælder for kvalitetselementerne i referencetilstanden, som det er beskrevet i bilag 3.1. Såfremt det ikke er muligt at finde tilstrækkeligt med egnede referencevandløb til at beskrive den naturlige variation, selvom de reducerede referencekriterier anvendes, skal der suppleres med ekspertvurderinger, historiske data eller data fra referencevandløb udenfor Danmark.

## 5 Typologi

I dette kapitel gives baggrunden for opstillingen af en typologi for vandløbene gennem en beskrivelse af de to forskellige tilgange til definitionen af en typologi. Definitionen angives i Vandrammedirektivets bilag. Som følge af manglende data til implementeringen af en typologi efter system B, vurderes det efterfølgende for de enkelte kvalitetselementer hvorledes en typologi baseret på system A kan opstilles. Der angives et foreløbig typologiforslag baseret på system A, og det anbefales efterfølgende, når det fornødne datagrundlag foreligger, at opstille en typologi efter system B.

### 5.1 Typologi i Vandrammedirektiv sammenhæng

*Typologi skal baseres på enten system A eller B*

Vandrammedirektivet angiver at der for vandløb skal formuleres en række typologier inden for hver medlemsstat. Typologien har til formål at sikre en opdeling af vandløbene i typer med relativt homogene karakteristika. For hver type af vandløb skal der beskrives en referencetilstand omfattende alle kvalitetselementerne. I teksten til Vandrammedirektivet er givet to mulige måder at typeopdele vandløbene på:

#### *System A*

Dette system opdeler vandløbene efter økoregion og 4 fastsatte intervaller for højde, størrelse af afstrømningsområdet samt 3 geologiske klasser i oplandet (tabel 5.1). Område 14, der er det baltiske lavlandsområde inklusiv Danmark, er omfattet af de i tabel 5.1 beskrevne klassifikationskriterier:

*Tabel 5.1* Typologi system A – vandløb (European Commission, 2000)

Højde over havet	Højland >800 m Intermediær 200-800 m Lavland <200 m
Størrelse, afstrømningsområde	Små 10-100 km <sup>2</sup> Medium 100-1.000 km <sup>2</sup> Store 1000-10.000 km <sup>2</sup> Meget store > 10.000 km <sup>2</sup>
Geologi	Kalkholdig Silikatholdig Organisk

#### *System B*

System B indeholder de samme elementer som indgår i System A, men inddelingen er ikke fastlåst som i System A. Udover de obligatoriske faktorer indgår en række fakultative (valgfrie) faktorer, der kan inkluderes alt efter relevans for den pågældende medlemsstat. Disse

faktorer inkluderer afstand fra udspring, strømningens energi, bredde, dybde, hældning, morfologisk udseende, vandføringskategori, ådalsprofil, partikulær stoftransport, syreneutraliseringsevne, substratsammensætning, klorid, lufttemperatursvingninger, lufttemperatur og nedbørmængde (tabel 5.2). Benyttes system B, skal der mindst opnås samme opdelingsgrad som ville være opnået med system A. Dette betyder at referenceforholdene indenfor typerne, defineret ud fra System B skal kunne beskrives med mindst samme detaljeringsgrad som ved anvendelse af System A.

Tabel 5.2 Typologi system B – vandløb (European Commission, 2000)

Obligatoriske faktorer	Mulige faktorer
Højde over havet	Afstand fra udspring
Længdegrad	Strømningens energi (som funktion af strøm og hældning)
Breddegrad	Middelvanddybde
Geologi	Middelbredde
Størrelse, afstrømningsområde	Middelhældning
	Morfologisk udseende
	Vandføringskategori
	Ådalsprofil
	Partikulær stoftransport
	Syreneutraliseringsevne
	Gennemsnitlig substratsammensætning
	Kloridindhold
	Lufttemperatursvingninger
	Gennemsnitlig lufttemperatur
	Nedbørmængde

*Referencetilstanden fastlægges forskelligt i system A og B*

De to systemer giver mulighed for at referencetilstanden kan fastlægges på to forskellige måder. Benyttes System A, er der tale om en typespecifik referencetilstand der baserer sig på at den naturlige variation i kvalitetselementerne beskrives indenfor *a priori* definerede typer. Benyttes System B, er der tale om en lokalitetsspecifik referencetilstand der baserer sig på at naturlige variationer i kvalitetselementerne beskrives ud fra variationer i basale fysiske og kemiske parametre lokalt i vandløbene.

*Typologien samler vandløb der ligner hinanden*

Typologi er tænkt som et værktøj til at samle vandløb der ligner hinanden i typer, for at undgå at naturgivne forskelle skal influere på muligheden for at bedømme om et givet vandløb er påvirket eller ej. Typologi er imidlertid en menneskeskabt opdeling af vandløbene der ikke nødvendigvis afspejler de økologiske forhold. Vandløbsøkosystemer er organiseret langs gradienter, og en inddeling af de økologiske forhold i kasser vil introducere grænser der ikke nødvendigvis eksisterer under naturlige forhold. Der kan derfor opstå to hovedtyper af problemer ved brug af system A til typeopdelingen:

- *A priori* definerede vandløbstyper afspejles ikke i de biologiske kvalitetselementer forstået således, at undersøgelser af de enkelte kvalitetselementer i upåvirkede vandløb ikke underbygger den definerede typologi. Det kan betyde at et overvågningsprogram, der er tilrettelagt m.h.p. at dække den definerede typologi, bliver mere omfangsrigt end nødvendigt, da hver type skal have tilstrækkelig mange referencelokaliteter til at der kan foretages en statistisk sikker sammenligning med påvirkede lokaliteter.
- *A priori* definerede vandløbstyper er ikke dækkende for de reelle forskelle i de biologiske kvalitetselementer, hvilket bl.a. kan afspejle at mange fysisk-kemiske og hydromorfologiske forhold lokalt indvirker på de biotiske samfund. Det kan give anledning til uhensigtsmæssige eller forkerte økologiske tilstandsklassifikationer og et uhensigtsmæssigt overvågningsprogram.

System B forudsætter at referencetilstanden beskrives grundigt ned gennem vandløbssystemerne og på tværs af de mulige kombinationer af fysiske og kemiske variable der har betydning for de biotiske samfund (Moss et al., 1987; Wright et al., 2000). Formålet er at man på baggrund af en kombination af fysiske og kemiske parametre på en given vandløbslokalitet kan forudsige hvorledes et referencesamfund ser ud. Metoden er anvendt i *the River InVertebrate Prediction And Classification System* (RIVPACS) som er udviklet i England gennem de sidste 25 år indenfor kvalitetselementet invertebrater. Udover at metoden kan anvendes til at forudsige smådyrsamfundets sammensætning i vandløb med forskellige fysiske og kemiske karakteristika, kan afvigelsen i forhold til referencevandløb med lignende fysiske og kemiske forhold kvantificeres. Der arbejdes p.t. med udvikling af et såkaldt *Plant Prediction And Classification System* (PLANTPACS) i England, som bl.a. har til formål at undersøge om en lignende metode er anvendelig til tilstandsbeskrivelser af makrofytsamfundene i de engelske vandløb. For yderligere information henvises til <http://www.eareports.com/ea/rdreport.nsf>.

## 5.2 Typologi for danske vandløb

*System A eller system B i Danmark?*

Sammenlignet med andre lande i Europa er forskellene i klima, topografi og geologi relativt små i Danmark. Samtidig er vandløbenes længde og oplandenes størrelse også beskedne set i europæisk perspektiv. Således har ca. 85 % af alle vandløb et opland på mindre end 100 km<sup>2</sup>, og kun 5 vandløb har oplande der er større end 1000 km<sup>2</sup>. Ydermere er kun Gudenåen og Storåen længere end 100 km fra kilde til udløb i havet. Dette gør at en umiddelbar implementering af System A kan vise sig at være utilstrækkelig nuanceret til at beskrive de naturlige variationer i de biotiske samfund. For nuværende findes der imidlertid ikke et tilstrækkeligt datagrundlag fra upåvirkede vandløb til at implementere System B. System B forudsætter således at data fra referencevandløb foreligger og kan benyttes i forbindelse med udvikling af modeller til at forudsige de biologiske samfund i et givet vandløb (se senere). Derfor anbefales på kort sigt implementering af system A, dog under forudsætning af at der sker en revurdering af systemet når der foreligger datamateriale fra et større antal

referencelokaliteter som kan forbedre det faglige grundlag for typeopdelingen (se afsnit 5.5).

### 5.3 Typologi i relation til de enkelte kvalitets-elementer

*De fysisk-kemiske forhold ændres ned gennem vandløbssystemerne og med geologien i Danmark*

#### *Fysisk/kemiske forhold*

På trods af de menneskelige påvirkninger af det kemiske miljø træder nogle naturlige forhold igennem. Der er således en markant forskel i vandets indhold af calcium og bikarbonat øst og vest for israndslinien. Alkaliniteten og pH udviser derfor store regionale forskelle i Danmark. I områder med sandede jorde findes typisk de laveste pH og alkalinitetsværdier (typisk vest for israndslinien), medens pH og alkaliniteten generelt stiger jo længere øst på, man kommer. Der kan også forventes en tæt sammenhæng mellem jordbundens sammensætning og overfladevandets indhold af næringsstoffer. En vigtig parameter der vil være med til at styre koncentrationer og tilstedeværelsen af forskellige stoffer, vil derfor være den relative andel af henholdsvis grundvand og overfladevand i vandløbene. I referencetilstanden vil der sandsynligvis ske forudsigelige ændringer i næringsrigdommen ned gennem vandløbssystemet fra de grundvandsfødte kilder til de mellemstore vandløb der domineres af vand fra de øvre jordlag og grundvand, til de store vandløb hvor grundvandsandelen og sammensætning igen får større betydning. Fysisk-kemisk er der derfor basis for en typologi der både tager højde for vandløbets geografiske placering i forhold til israndslinien og for vandløbets størrelse.

*Der er fysiske forskelle ned gennem systemerne, men også lokale forskelle*

#### *Hydromorfologiske forhold*

De hydromorfologiske forhold varierer ned gennem vandløbssystemerne hvilket giver anledning til systematiske og forudsigelige ændringer i vandløbets fysiske forhold, dvs. vandføring, bredde og dybde. Lokale ændringer i topografi, geologi og hydrologi gør imidlertid at faldforhold og substratforhold ikke nødvendigvis udviser en systematisk longitudinal variation, men derimod varierer fra lokalitet til lokalitet (Pedersen, 2003).

*Regionale forskelle i de hydrologiske forhold*

Det hydrologiske regime i vandløbet afhænger primært af to ting, klima og geologi. I Danmark er der traditionelt blevet skelnet mellem grundvandsfødte vandløb beliggende på sandede jorder i Vestjylland og vandløb på lerede jorder i resten af Danmark. De sidstnævnte har en mindre grundvandsandel og modtager en større andel af afstrømningen fra overfladisk afstrømning. Ydermere falder nedbørsmængden fra vest (ca. 1000 mm år<sup>-1</sup>) mod øst (ca. 700 mm år<sup>-1</sup>) hvilket gør, at især vandløbene på Sjælland får tilført mindre vand. Middelfaststrømningen er således ca. 12 l s<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup> for Vestjylland, 10 l s<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup> for Østjylland, 8 l s<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup> for Fyn og 6 l s<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup> for Sjælland. En analyse af forholdet mellem vandløbets dimensioner og vandføringen i en række danske vandløb viste en klar differentiering mellem øst- og vestdanske vandløb (Mernild & Hasholt, 2001) ligesom Brookes (1984) fandt at sammenhængen mellem oplandsarealet og bredde/dybde forholdene varierede i moræne og smeltevandsslette



vandløb. Resultaterne viser, at der forekommer hydromorfologiske forskelle i vandløb på lerede og sandede jorder. Denne forskel er sandsynligvis også uafhængig af nedbørs- og afstrømningsmængder. Hydromorfologisk er der derfor basis for en typologi der tager højde for vandløbenes størrelse og tildels deres geografiske placering og geologi i oplandet. Desuden bør der på længere sigt inddrages forhold, der er knyttet til lokalitetsforholdene, hvor de enkelte strækninger er beliggende. Israndslinien markerer en overordnet differentiering af vandløbene mht. hydromorfologi, men også mere lokale forhold vil have indflydelse på det enkelte vandløbs hydromorfologiske karakteristika.

### *Kiselalger*

Mange af de faktorer der har betydning for arts sammensætningen af kiselalger i upåvirkede vandløb, varierer direkte eller indirekte med vandløbets størrelse. Det være sig næringsstofkoncentrationer, strømhastigheder, fordeling af substrat og makroinvertebrat græssere eller frekvensen af forstyrrelser (fx relativt høje vandføringer) (Van- note et al, 1980; Molloy, 1992).

*pH og alkaliniteten er vigtige for kiselalgesamfundene*

Alkalinitet og pH er andre faktorer der under naturlige forhold varierer i Danmark, og som har indflydelse på kiselalge samfundet. Vest for israndslinien, hvor jordbunden overvejende består af smeltevandssand, er alkalinitet og pH i vandløb lavere end øst for israndslinien hvor kalkholdige moræneaflejringer dominerer. Middelværdierne for alkalinitet og pH er i Vestjylland hhv. 0,6 mmol l<sup>-1</sup> og 6,9 mmol l<sup>-1</sup>, medens de i resten af landet er hhv. 2,2 mmol l<sup>-1</sup> og 7,6 mmol l<sup>-1</sup> (Rebsdorf et al., 1991). Da der internationalt er fundet sammenhænge mellem alkaliniteten, pH og kiselalgesamfundet indenfor denne gradient (Soininen 2002; Wunsam et al. 2002), er det muligt, at denne regionale forskel vil afspejles i kiselalgesamfundenes sammensætning i Danmark. Foreløbige undersøgelser af kiselalgesamfundene i 12 jyske, relativt upåvirkede vandløb tyder også på at pH og alkalinitet er vigtige parametre til forklaring af variationer i arts sammensætningen. Det må derfor forventes at der på baggrund af kiselalgerne skal anvendes en typologi der både tager højde for vandløbets størrelse og oplandets geologi, da dette har indflydelse på pH og alkalinitet.

### *Makrofyter*

*Fysiske og kemiske forhold påvirker makrofyterne*

En lang række faktorer kan have betydning for forekomst og fordeling af makrofyter i upåvirkede vandløb, herunder lys, temperatur, alkalinitet og pH, strømhastighed og bundsubstrat, vandføring og variation i vandføring samt næringsstofstatus. Ofte vil det være et samspil mellem disse faktorer der er afgørende for makrofytsamfundet, og som vil kunne betinge forskelle i makrofytdække og sammensætningen af arter i forskellige vandløb.

*Analyser viser 6 forskellige makrofytsamfund i danske vandløb*

Der eksisterer en større publiceret undersøgelse af makrofytsamfundene i de danske vandløb hvor makrofytsamfundene er relateret til det fysiske-kemiske vandløbsmiljø. Denne undersøgelse blev lavet på 208 vandløbsstrækninger, alle i mere eller mindre grad påvirkede, fordelt rundt i landet i både små, mellemstore og store vandløb (Riis

et al. 2000). Undersøgelsen viste at plantesamfundene kan inddeles i 6 forskellige samfund: et Sparganium emersum-samfund, et Callitriche-samfund, et Myriophyllum alterniflorum-samfund, et Potamogeton-samfund, et Glyceria maxima-samfund og et Batrachium aquatile-samfund (Riis et al. 2000). Der var imidlertid en ringe differentiering mellem de 6 plantesamfund og mange arter forekom i flere af samfundene. Undersøgelsen viste dog at Callitriche-samfundet primært findes i de mindre vandløb, mens Potamogeton-samfundet primært findes i de større vandløb, hvilket indikerer, at vandløbsstørrelsen kan have betydning for plantesammensætningen.

*Alkaliniteten er vigtig for makrofyternes forekomst og tæthed*

En analyse af hvilke faktorer, der har betydning for de fundne plantesamfunds fordeling, viste, at der kun var en ringe korrelation mellem de målte miljøvariable (alkalinitet, lys, strømhastighed, dybde, bredde, bundsubstrater, udnyttelse af vandløbsnært areal, jordtype samt region) og plantesamfundene. Vandløbenes næringsstofstatus blev ikke målt og indgik derfor ikke som variabel i analysen. De svage korrelationer skyldtes formentlig delvist, at grødeskæring ikke indgik som miljøvariabel i analysen, og at mange naturlige sammenhænge derfor blev maskeret af denne kraftige menneskeskabte påvirkning. Det er således bemærkelsesværdigt at dybde og bredde ikke har større indflydelse på plantesamfundene, da disse faktorer i andre lande end Danmark har vist sig at være væsentlige. Alkaliniteten var den vigtigste af de målte miljøfaktorer for hvilke arter der forekommer, og deres hyppighed. Tilgængeligheden af kulstof stiger generelt med stigende alkalinitet. Andre undersøgelser viser at kulstoftilgængeligheden er begrænsende for en række plantearters fotosyntese, hvilket kan være årsag til at alkaliniteten er væsentlig for makrofytsamfundene i danske vandløb. Det skal imidlertid nævnes at betydningen af alkaliniteten for plantesamfundene delvis kan afspejle forskelle i påvirkningsgrad mellem vandløb beliggende i henholdsvis den østlige og vestlige del af landet. Alkaliniteten er således højst i vandløb beliggende i den østlige del af landet hvor de fysiske-kemiske påvirkninger også er størst, mens den er mindst i vandløb beliggende i den vestlige del af landet, hvor påvirkningen er mindst. Det kæver derfor undersøgelser i upåvirkede vandløb (referencevandløb) at klarlægge i hvor høj grad alkaliniteten alene påvirker makrofytsamfundenes forekomst og sammensætning.

*En typologi baseret på størrelse og geologi for makrofyter*

På baggrund af den eksisterende viden, er det størrelsen af vandløbet og alkaliniteten, som overordnet set relaterer sig til vandløbets placering i forhold til israndslinien, der er de væsentligste faktorer af betydning for makrofytsamfundene. En typologi baseret på vandløbsstørrelse og placering i forhold til israndslinien vil derfor være hensigtsmæssig, indtil viden om makrofytsamfund i referencevandløb beskrives og kan danne udgangspunkt for en revurdering af typologien (se 4.5).

#### *Makroinvertebrater*

*Mange forhold påvirker makroinvertebraterne*

Sammensætningen af smådyrfaunaen er i det upåvirkede vandløb bestemt af en række interkorrelerede faktorer, herunder vandløbets størrelse, strømhastighed, bundens substratforhold, herunder tilstedeværende makrofyter, temperaturforhold, vandføring (og variati-

on), vandkemien (alkalinitet, pH og naturligt indhold af næringsstoffer) samt den omgivende naturtype.

*Vandløbets størrelse har betydning*

Betydningen af vandløbets størrelse for faunasammensætningen er vist for danske vandløb af Jacobsen & Friberg (1997). Antallet af arter, taxonomisk sammensætning og sammensætningen af fødebiologiske grupper var i langt højere grad afhængig af vandløbets størrelse end af de omgivende arealers vegetation. I en undersøgelse af 157 "upåvirkede" vandløbsstrækninger blev det ligeledes vist at vandløbets størrelse har afgørende betydning for sammensætningen af vårfluefaunaen (Wiberg-Larsen et al. 2000). Visse arter forekommer næsten udelukkende i små vandløb, mens andre primært forekommer i mellemstore og store vandløb.

*Der er regionale artsforskelle i makroinvertebratsamfundet i Danmark*

På regionalt plan forekommer der flere arter af fx døgnfluer, slørvinger og vårfluer i Jylland end i den øvrige del af landet (Lillehammer 1988; Wiberg-Larsen et al. 2000). Artspuljen er stærkt begrænset i isolerede geografiske områder som fx Bornholm og Vendsyssel. Spredningsbiologiske forhold er afgørende for at fx en række arter der findes i Jylland, ikke er nået til tilsvarende vandløb på Fyn og Sjælland. Der er i Jylland næppe belæg for at foretage en typeopdeling i vestjyske og østjyske vandløb på baggrund af de foreliggende undersøgelser. Makroinvertebratsamfundene viser at de lokale forhold i det fysisk-kemiske miljø samt koloniseringsmuligheder fra tilgrænsende vandløb har større betydning for samfundets sammensætning end regionale forhold. Samlet er der for makroinvertebrater klar hensigtsmæssigt at have en typologi der er baseret på vandløbsstørrelser. Mange af de øvrige faktorer der har betydning for makroinvertebratsamfundets sammensætning, opererer på et lokalt niveau, som er vanskeligt at inkludere i en generel typologi.

*Vandløbets størrelse er vigtig for fiskesamfundets struktur og tæthed*

#### *Fisk*

Det er velkendt at vandløbets størrelse spiller en rolle for artsantal, artsammensætning, ørredtæthed og aldersfordeling i fiskesamfundet. Aldersfordelingen og tætheden af ørred er koblet til gydeområdernes beliggenhed. Der vil være større tæthed og flere yngel på strækninger hvor der foregår gydning. På bredere strækninger med naturlig gydning og længere mellem strygene vil der være en dominans af større individer, dels på grund af den lavere tæthed af gydepladser og dels på grund af nedvandring af større individer. Ligeledes findes der naturligt strækninger i meget små kildebække hvor fisk mangler da udbuddet af levesteder er begrænset og naturligt forhøjede koncentrationer af eksempelvis jern-forbindelser påvirker tilstedeværelsen af fisk.

*Udsætninger præger vandløbenes ørredtæthed, men der er regionale forskelle i yngeltæthed for ørreder*

Der foreligger meget få kvantitative fiskedata fra større vandløb. Det betyder at den nuværende viden om vandløbenes fiskesamfund stort set er begrænset til vandløb under ca. 6 m bredde. Der er store forskelle i tætheden af ørredyngel mellem Vestjylland og resten af landet. Derimod er tætheden af ældre ørred næsten identisk - sandsynligvis som følge af udsætninger.

Størrelsen (bredden) af vandløbet og dets placering i forhold til israndslinien har vist sig at påvirke de tre vigtige mål/indeks: arts-

antal, tæthed af ørredyngel og aldersfordeling af ørred. En typologi kan derfor mht. fisk formentlig basere sig på en opdeling af vandløb efter størrelse samt placering i forhold til israndslinien.

## 5.4 Opsamling: System A og de enkelte kvalitets-elementer

*Få data fra upåvirkede vandløb i referencetilstanden*

Den eksisterende viden om hvordan de enkelte kvalitetslementer fordeler sig som funktion af vandløbenes fysisk-kemiske og hydromorfologiske forhold er mangelfuld i upåvirkede vandløb, som det fremgår af de tidligere afsnit. Imidlertid viser eksisterende data at vandløbenes størrelse overordnet set har betydning for både kiselalge-, makrofyt-, makroinvertebrat- samt fiskesamfundets sammensætning. Ydermere er der for kiselalger og makrofyter, også i det eksisterende datagrundlag, grund til at antage at alkaliniteten har indflydelse på samfundenes sammensætning. Ligeledes er der variationer i fiskesamfundet som funktion af vandløbenes placering i øst- og vestdanmark.

*En samlet vurdering af en størrelsetypologi og typologi i.fht. israndslinien*

I tabel 5.3 er opsummeret hvilke forhold der med den nuværende viden har størst betydning for de enkelte kvalitetslementer. Der er foretaget en graduering fra 1-3 i skemaet, hvor 1 indikerer at der enten er begrænset viden om sammenhængen mellem kvalitetslementet og henholdsvis vandløbsstørrelse og beliggenhed til at understøtte den foreslåede typeinddeling, mens 3 indikerer at der er godt fagligt belæg. Enkelte steder er der i skemaet lavet en stjernemarkering som viser at der er så ringe viden på området, primært fordi der ikke eksisterer undersøgelser i referencelignende vandløb, at gradueringen kan være behæftet med store fejl.

*Tabel 5.3* Vægtning af størrelsesgradientens, og differentiering i forhold til israndsliniens betydning for de enkelte kvalitetslementer (1 = begrænset; 2 = moderat; 3 = stor betydning). \* angiver at sammenhængen med det nuværende vidensgrundlag er usikker.

Kvalitetslement	Størrelsesgradient	Differentiering i forhold til israndslinien
Fysisk-kemiske forhold	2	3
Hydromorfologi	3	2
Makrofyter	2	2*
Kiselalger	2	2*
Makroinvertebrater	2	1
Fisk	3	2

Af tabel 5.3 fremgår det at en typologi kan baseres både på en størrelsesgradient og en regional gradient. Derudover vil naturlige forskelle i hydromorfologiske forhold, fx udtrykt som vandløbshældning, også kunne påvirke det biologiske indhold i vandløb. Hvor en opdeling efter størrelse har en væsentlig, og kendt, betydning for de fleste elementer, er kendskabet og betydningen af israndslinien mere uklar for nogle af elementerne. Dette gælder ligeledes for de hydromorfologiske forhold. Da det eksisterende datagrundlag er baseret på makroinvertebratfaunaen og DVFI, vurderes det at være hensigtsmæssigt

på kort sigt kun at benytte en størrelsestypologi, både fordi det er den mest enkle indgangsvinkel og fordi det begrænser mulighederne for at klassificere vandløb i typer der ikke er biologisk meningsfulde. Det skal imidlertid sikres at et kommende net af referencevandløb udvælges således at det repræsenterer de naturgivne forskelle i danske vandløb mht. geografisk placering og hydromorfologiske forhold. Analyser af referencedata vil afsløre hvorvidt det er nødvendigt at opdele vandløbene i yderligere typer end i de tre størrelseskategorier. Typeopdelingen vil ikke nødvendigvis være den samme for hvert kvalitetselement, fx kan det være nødvendigt at oprette en undertypologi for fisk såfremt yngeltætheder skal anvendes som indikator for økologisk kvalitet (jævnfør afsnit 5.3. om fisk). Udviklingen af et system til fastsætte en lokalitetsspecifik referencetilstand (system B) vil reelt overflødig gøre behovet for en typologi.

*Flere parametre kan fastlægge en størrelsestypologi – bredde, oplandsareal og afstand til kilde*

En typologi baseret på størrelsen af vandløbet kan udtrykkes på flere måder, enten som bredde af vandløbet, afstand til kilde, oplandsareal eller vandløbsorden. Disse parametre er imidlertid korrelerede, men også afhængige af landskabet. Dette betyder at man ikke kan forvente samme afstand til kilde i et fladt landskab som i et kuperet landskab, selvom oplandsarealet er identisk. Ligeledes varierer vandløbsorden mellem landsdelene for lige store arealer og afstande til kilde. Landskabet påvirker altså alle størrelsesparametre. Ved at lave en typologi hvor klassificering af de enkelte strækninger foretages på baggrund af alle parametre, sikres at regionale og lokale variationer i landskabet tages i betragtning på bedst mulig måde. Derved kompenseres også for at der ikke laves en egentlig regional opdeling. De reelle regionale forskelle er sandsynligvis maskeret af de massive menneskelige påvirkninger af vandløbene. Det regionale aspekt er ydermere ikke entydigt, for alle de biotiske komponenter i det de primære indvandringsbarrierer er forskellige.

*Udtørrende vandløb vil indgå i typologien*

Naturligt udtørrende vandløb indgår i den størrelsestype, de hører til når de er vandførende. Det vil helt overvejende være i Type 1. Det forudsættes at naturligt udtørrende vandløb vil indgå som en delmængde i netværket af referencevandløb svarende til deres forekomst i det danske landskab. Om et vandløb er permanent vandførende eller ej vil indgå som et element i forudsigelse af den økologiske kvalitet, når en lokalitetsspecifik metode til at fastsætte referencetilstanden er udviklet.

## 5.5 Anbefaling om typologi i danske vandløb

*Der anbefales 3 typologier efter størrelseskategorier*

Tabel 5.4 illustrerer typefastlæggelse af vandløb i tre størrelsestyper. Hver enkelt vandløbslokalitet vurderes ud fra vandløbsorden, oplandsareal, bredde og afstand til kilde. En lokalitet placeres herefter efter dominansprincippet, dvs. den type hvori flest komponenter falder. I tilfælde af ligelig fordeling mellem to typer, bruges oplandsarealet til typefastlæggelsen.

*Tabel 5.4* Kriterier for typefastlæggelse af vandløb. Hver enkelt vandløbslokalitet vurderes ud fra orden, oplandsareal, bredde og afstand til kilde. En lokalitet placeres herefter efter dominansprincippet, dvs. den type, hvori flest komponenter falder. I tilfælde af ligelig fordeling mellem to typer bruges oplandsarealet til typefastlæggelsen.

Type	1	2	3
Orden	1-2	3-4	≥5
Oplandsareal (km <sup>2</sup> )	<10	<100	>100
Bredde (m)	0-2	2-10	>10
Afstand til kilde (km)	<2	2-40	>40

*Ensartet grundlag for typologien*

Typologien er landsdækkende, og derfor er det også vigtigt at det kortgrundlag der bruges til at typeopdele vandløbene er ensartet og repræsentativt for hele landet. Derfor anbefales det at der benyttes topografiske kort med et målestoksforhold på 1:50.000 til at fastlægge oplandsareal, afstand til kilde og orden. Bredden af vandløbet kan fastlægges ud fra oplysninger i amternes databaser eller ud fra det landsdækkende Areal Informationssystem, AIS. Der kan benyttes et andet kortgrundlag hvis dette findes hensigtsmæssigt, dog er det vigtigt at man sikrer sig at alle amter bruger det samme grundlag, og at det valgte grundlag er sammenligneligt over hele landet.

*På sigt skal skiftes til en typologi baseret på system B*

En fremtidig overvågning af vandløb baseret på en typologi A kan ikke anbefales pga. de tidligere omtalte problemer (se afsnit 5.1). I stedet anbefales at system B indføres, når de nødvendige data er indsamlet fra vandløb med referencelignende karakter i NOVANA programmet samt evt. fra referencevandløb i Østersølandene (se iøvrigt kapitel 4). NOVANA-programmet indeholder både fysisk-kemiske, hydromorfologiske og biologiske kvalitetselementer (makrofyter, makroinvertebrater og fisk) på op mod 800 lokaliteter, der er jævnt geografisk fordelt vha. 40 x 40 km gridnet. Ca. 120 af disse lokaliteter har referencelignende karakter. Systemet kan baseres på prædiktive modeller (predictive modelling) (eller andre matematiske modeller afhængig af indikatorerne/datamaterialet) hvorved sammensætningen af de økologiske kvalitetselementer kan forudsiges for det enkelte vandløb på baggrund af en statistisk klassifikation af referencevandløbene. Både det seneste (NOVA 2003), og det kommende overvågningsprogram (NOVANA) er baseret på et geografisk repræsentativt stationsnet. Dette sikrer at de naturlige gradienter (fx øst/vest og forskelle i vandløbshældning), som muligvis giver signifikante forskelle i de økologiske kvalitetselementer, dækkes ind i forbindelse med inddelingen i klasser. I modsætning til typologi A-systemet vil system B sikre at kun klasser med reelle biologiske forskelle defineres.

*Der skal udvikles modeller der beskriver de fysiske og kemiske parametres betydning for de biologiske samfund*

En typologi baseret på system B forudsætter en målrettet indsats med hensyn til i første omgang udvikling og senere validering af de ovenfor beskrevne modeller samt vidensopbygning i relation til upåvirkede lavlandsvandløb udenfor Danmarks grænser. Der eksisterer i dag viden under danske forhold om en række fysisk-kemiske og hydromorfologiske faktorer der indvirker på de biotiske samfunds sammensætning lokalt i vandløbene. Disse faktorer indgår i de modeller

der skal udvikles for at kunne opfylde kravene til en typologi baseret på system B. Samlet vurderes det at der med en målrettet indsats kan udvikles et overvågningsværktøj til vandløb der indfrier kravene i VRD, som i stort omfang baserer sig på eksisterende viden og som er fagligt af høj kvalitet. Sidstnævnte vil direkte afspejle sig i den sikkerhed hvormed tilstand og udvikling i de danske vandløb kan beskrives.

## 6 Kvalitetslementer til vurdering af økologisk tilstand

Kapitlet giver en præsentation af fysisk-kemiske, hydromorfologiske og biologiske kvalitetslementer og beskriver kort, hvorledes de biologiske kvalitetslementer påvirkes af væsentlige menneskelige aktiviteter.

### 6.1 Fysisk-kemiske kvalitetslementer

De fysisk-kemiske forhold i vandløb indgår som et selvstændigt kvalitetslement i Vandrammedirektivet. Vandrammedirektivet opdeler de fysisk-kemiske variable i tre hovedtyper:

- Generelle fysisk-kemiske variable
- Specifikke syntetiske miljøfarlige stoffer
- Specifikke ikke syntetiske miljøfarlige stoffer

*Vandkemi overvåges både på regionalt og nationalt niveau*

Den eksisterende viden om de fysisk-kemiske forhold i vandløb stammer fra den regionale og statslige overvågning af vandmiljøet. I amterne er der siden starten af 1970'erne foretaget analyser af de vandkemiske forhold i en række vandløb. Siden 1989 er denne overvågning suppleret i det nationale overvågningsprogram i det statslige NOVA program hvor de vandkemiske forhold systematisk er blevet overvåget årligt på en række stationer i mindre, mellemstore og store vandløb. Vandløbsstationerne er udvalgt så de også dækker forskellige landskabstyper, arealanvendelser og belastninger fra punktkildeudledninger. I alt har op mod 300 målestationer indgået i det landsdækkende net af målestationer.

#### 6.1.1 Generelle fysisk-kemiske variable

##### *pH og alkalinitet*

*Danske vandløb er ikke forsurede med få undtagelser*

Generelt er de fleste danske vandløb ikke sårbare overfor forsurelse på grund af jordens store bufferpotentiale i form af kalk i jorden. Vandløb i de følgende tre nedenstående landskabstyper kan imidlertid være forsurede, både hvad angår atmosfærisk deposition af forsurende stoffer samt fra landbrugets anvendelse af gødningsstoffer, sænkning af grundvandsspejl ved oppumpning af drikkevand og vand til markvanding samt ændringer i vegetation specielt ved fældning af løvskov og plantning af nåletræer.

1. Hedesletterne vest for den sidste istids udbredelse (Weichel) har et meget lille kalkindhold, da aflejringerne hovedsageligt er afsat af smeltevand og består af grus og sand.
2. Den forrige istids gamle morænelandskab (bakkeøerne) i Vest- og Sønderjylland har også et mindre kalkindhold på grund af jordbundens forvitring, opløsning og udvaskning af kalkmineralerne.



3. Flyvesandsaflejringer (indsander) som består af meget velsorteret finsand med en meget ringe bufferkapacitet for forsurende stoffer.

En tidligere analyse af forsureningen i danske vandløb har vist, at vandløb med en alkalinitet på op til 1 mmol/l kan være forsurede (Rebsdorf et al. 1991). Forsurede vandløb vil ofte være små og dermed mere påvirkede af vand der kun har haft en kort opholdstid i jorden, ofte i de øverste jordlag. pH kan i forsurede områder (lav alkalinitet) komme ned på en kritisk grænse omkring pH 6 hvor faunaen begynder at blive påvirket.

#### *Iltforhold og belastning med organisk stof*

*Der er stor variation i iltkoncentrationen i vandløb med stor fotosyntetisk aktivitet*

Iltforholdene i vandløb afspejler primært genluftningen, fotosyntese og respiration og belastningen med letomsætteligt organisk stof. Iltindholdet i vandløb fluktuerer meget i den del af året hvor de bentske alger og de højere planter gror. Iltkoncentrationen i vandløb er selvfølgelig afgørende for faunaen. En koncentration af opløst ilt på mindre end 6 mg O<sub>2</sub>/l som døgnminimum kan påvirke fisk. En koncentration på mere end 9 mg O<sub>2</sub>/l eller mere end 70 % mætning er ønskeligt i hovedparten af året (> 50 %) for at undgå økologiske påvirkninger.

*En BI5 på mere end 2 mg O<sub>2</sub>/l er kritisk for faunaen*

Organisk stof tilledes især danske vandløb fra urensset og rensset huspildevand, industrispildevand og afledet vand fra dambrug. Den iltforbrugende virkning af forskellige typer organisk stof måles oftest som det biologiske iltforbrug i en vandprøve over fem døgn ved 20°C (BI5 eller BOD). Hvis BI5 koncentrationen kommer over 2 mg O<sub>2</sub>/l, påvirkes faunaen.

#### *Vandtemperatur*

Vandtemperaturen er bestemt af de hydrogeologiske forhold, men kan påvirkes af udnyttelsen af de vandløbsnære arealer, spildevand og kraftværkers udledning af kølevand mv. Der er som hovedregel ikke økologiske problemer knyttet til disse påvirkninger i danske vandløb. Dog kan der om sommeren, i mindre vandløb med lille vandføring og ringe beskygning, forekomme høje temperaturer og store døgnudsving som muligvis kan påvirke fiskebestandens sammensætning samt nogle arter af makroinvertebrater.

#### *Klorid*

Indholdet af klorid i vandløb skyldes hovedsageligt den naturlige tilstrømning af jord- og grundvand med et kloridindhold frigivet fra de geologiske aflejringer i oplandet. I kystnære egne kan kloridindholdet være højere i vandløb som følge af atmosfærisk nedfald stammende fra havet. Menneskeskabte påvirkninger af kloridindholdet i vandløb stammer fra udledninger af spildevand, gødningsanvendelse i landbruget, vejsaltning samt oppumpning af grundvand til drikkevand og vanding. Kloridindholdet i vandløb er generelt ikke noget problem for den økologiske kvalitet. Dog kan vandløb, der modtager meget vand fra veje og befæstede arealer via regnvandsbetingede udløb, i korte perioder om vinteren have høje koncentrationer af klorid i forbindelse med snesmeltning eller regn på grund af den udbredte anvendelse af salt på veje mv. Disse kloridpulser kan muligvis påvirke makroinvertebratsamfundet og dermed den økologiske kvalitet (Jessen, 2002).

*Alle danske vandløb har et forhøjet kvælstof indhold*

#### *Kvælstofforbindelser*

Kvælstof i vandløb findes under upåvirkede forhold i lave koncentrationer og stammer fra udvaskningen af opløste kvælstofforbindelser til jord- og grundvand som følge af den atmosfæriske deposition, kvæstoffixeringen og mineraliseringen af organisk stof i oplandet. Desuden tilføres vandløb organisk bundet kvælstof i form af nedfaldet af plantedele fra de nære omgivelser og vandløbets egenproduktion af organisk stof i form af planter og dyr. I dag har alle danske vandløb et forhøjet indhold af kvælstofforbindelser pga. tilførslen med spildevand og landbrugets brug af handelsgødning og produktion af husdyrgødning. Den atmosfæriske deposition af kvælstof er således i dag generelt 5-10 gange større end tidligere som følge af ammoniakfordampning fra landbrugets husdyrproduktion, emissioner fra kraftværker, trafik mv. Hertil kommer en større udvaskning af opløste kvælstofforbindelser (nitrat og ammonium) fra især landbrugsjorde som følge af anvendelsen af kvælstof i handelsgødning og tilført husdyrgødning. Meget høje koncentrationer af ammonium og forekomst af fri ammoniak kan forårsage en direkte giftpåvirkning af faunaen. Grænseværdien for fri ammoniak er på 0,025 mg/l ammoniak eller 0,0206 mg N/l. Koncentrationen af fri udassocieret ammoniak er afhængig af ammoniumkoncentrationen samt pH og temperatur. Typisk vil koncentrationer af ammonium på mere end 0,2 mg N/l kunne påvirke faunaen i vandløb.

#### *Fosforforbindelser*

Fosfor findes både i opløst form og især bundet til jordpartikler og indbygget i organisk materiale i vandløb. Under uforstyrrede forhold i oplandet stammer fosfor i vandløb hovedsageligt fra forvitringen af jordens naturlige indhold af fosforholdige mineraler der udvaskes med jord- og grundvand. Derudover tilføres vandløb sediment og organisk stof fra erosionprocesser i opland og vandløb samt planterester fra vegetationen i de vandløbsnære arealer.

Menneskeskabte kilder til fosfor i vandløb er især udledninger fra punktkilder som renseanlæg, industrier, dambrug, spredt bebyggelse og regnvandsbetingede udledninger. I de sidste 20 år er udledningerne af fosfor fra punktkilder til vandløb reduceret betydeligt.

*Der er mange transportveje for fosfor fra landbruget*

En anden kilde til fosfor i vandløb er tabet af fosfor fra landbrugsarealerne, som igennem de sidste 50 år er tilført mere fosfor end der fjernes med afgrøderne. Når jordens bindingskapacitet for opløst fosfat er opbrugt målt ved tilstedeværelsen af jern- og aluminiumhydroxider, er der risiko for en overudvaskning af opløst fosfat fra jorden. Er jorden drænet, kan det udvaskede fosfor hurtigt føres frem til vandløb. Desuden kan overjordens høje indhold af fosfor medføre en større frigivelse af fosfor til overfladisk afstrømmende vand som igen kan nå frem til vandløb. Berigelsen af overjorden med fosfor medfører alt andet lige også at fosfortabet til vandløb ved erosionsprocesser på jorden (vand- og vinderosion) og i selve vandløbet (brinkerosion) er større end under naturlige forhold. Endelig kan dyrkning og jordbearbejdning øge risikoen for erosionsprocesser og dræning kan etablere direkte forbindelser for partikelbundet fosfor der transporteres ned til dræn fra overjorden via sprækker og makroporer.

Af fosforforbindelser er det koncentrationen af opløst uorganisk fosfor som ved lave koncentrationer (<0,1 mg P/l) kan begrænse biomassen i vandløb, både hvad angår bentiske alger og vandplanter (Chambers 1987).

#### *Opløst jern og okker*

Opløste jernforbindelser og partikelbundet jern i form af okker kan begge have stor betydning for de økologiske forhold i vandløb. Ved koncentrationer af opløst jern over 0,5 mg Fe/l påvirkes makroinvertebratsamfundet væsentligt. Okker, der udfældes på bunden af vandløb, er også skadeligt for fisk og makroinvertebrater. Det er dog vanskeligt at sætte en grænse for koncentrationen af total jern i vandløb, hvad angår påvirkning af de økologiske forhold. Hvis den årlige gennemsnitskoncentration af total jern er på mere end 1,5 mg Fe/l, kan der forventes at være en vis påvirkning af de økologiske forhold.

### **6.1.2 Specifikke syntetiske miljøfarlige kemiske stoffer**

De specifikke syntetiske miljøfarlige stoffer omfatter mange stofgrupper. Mange af stofgrupperne kan tilføres vandløb både fra punktkilder og fra diffuse kilder i det åbne land.

De målte koncentrationer af disse organiske kemiske stoffer i vand og sediment skal for at opnå en høj økologisk kvalitet være tæt på nul eller under detektionsgrænsen ved analyse med den mest avancerede analytiske teknik, som generelt er i brug.

I vandløb forventes især stofgruppen pesticider, både herbicider, fungicider og insekticider, at kunne udgøre et problem for de økologiske forhold. Hertil kommer medicin og hjælpestoffer samt de hormonforstyrrende stoffer, som er kunstige og naturlige østrogener, vaskeaktive stoffer (LAS – lineære alkylbensulfonater), nonylphenoler og plastblødgørere (ftalater).

Fælles for disse stoffer er at de kan påvirke den økologiske kvalitet i vandløb via vandfasen og/eller sedimentfasen. Påvirkningen kan forekomme som en akut overdødelighed eller som kroniske skader på planter og dyr i form af deformiteter eller hormonforstyrrelser. Ved bedømmelsen af skadevirkninger arbejder man ud fra økotoxikologiske grænseværdier som er fastsat på baggrund af kontrollerede laboratorie- eller feltforsøg med enkeltstofferne.

De typisk anvendte begreber er LD50, LC50, EC50, NOEC, MPC og NC (se appendiks for definitioner).

Alle de anvendte kvalitetsbegreber kan fastsættes både for stoffer i vandfasen og for stoffer i sedimentfasen (porevand og sediment). Langt de fleste undersøgelser har dog fokuseret på påvirkninger fra vandfasen. Meget få undersøgelser har fokuseret på sedimentfasen, herunder porevæskens indhold af syntetiske stoffer og dennes påvirkning af f.eks. makroinvertebratsamfundet.

Den eksisterende viden om stoffernes forekomst i vand og sediment i danske vandløb er dog yderst begrænset. Forekomsten af oven-

*Begreber for  
økotoksikologiske  
grænseværdier*

nævnte syntetiske kemiske stoffer er undersøgt i få danske vandløb. Den hidtidige overvågningsindsats har ikke afsløret markante problemer med stofferne. Enkelte overskridelser af danske eller udenlandske grænseværdier for udvalgte stoffer er dog konstateret. En undersøgelse af pesticidforekomst i vandløbssediment fra 29 mindre danske vandløb har vist at der i enkelte vandløb kan være effekter på makroinvertebratsamfundet (Friberg et al. 2003). En undersøgelse af fiskebestanden har også påvist hormonforstyrrelser (unisex) fra udledning af hormonlignende stoffer (østrogener) (Christiansen & Plesner 2001).

#### *Specifikke ikke syntetiske stoffer*

Disse stoffer findes naturligt i jordens aflejringer og kan udledes til vandløb ved menneskelige aktiviteter.

Polycykliske aromatisk kulbrinter (PAH) består af kulstof og brint. PAH findes naturligt i atmosfæren, da en del af kosmisk kulstof udgøres af PAH. Hovedårsagen til forekomst af PAH i vandløb er dog menneskelige aktiviteter, idet PAH stammer fra ufuldstændig afbrænding af fossile brændstoffer, olie- og benzinanlæg, asfalt- og tjæreproduktion, overflader med tjære og asfalt mv. PAH'er er konstateret i både vandløb, søer og grundvand. PAH'er er ved målinger i 5 større danske vandløb fundet hyppigst i vandløb i bynære områder.

Ved lave pH-forhold findes aluminium på opløst form og kan ved udvaskning til vandløb være stærkt toksiske for især fisk. Aluminium udvaskes til vandløb som følge af forsuringen i jorden eller som følge af vandindvinding hvor der sker en iltning af jordbundens naturlige indhold af aluminiumsholdige mineraler. Grundvandet kan i visse dele af landet have et meget højt indhold af opløst aluminium og kan derfor ved strømning til vandløb påvirke den økologiske kvalitet, især i sommerperioden, hvor det meste af vandføringen består af dybere grundvand.

Tungmetaller tilføres vandløb fra punktkilder og fra diffuse kilder med overfladisk afstrømmende vand, drænvand og grundvand. I det dybere grundvand findes tungmetallerne naturligt og kan herfra via indsivning påvirke forekomsten i vandløb. Tungmetaller kan også udvaskes fra en jordoverflade til jordvand, øvre grundvand og drænvand, hvor der er sket en opkoncentrering som følge af gødskning, atmosfærisk deposition, slam anvendelse, lossepladser og forurenede grunde. Af tungmetallerne forventes det især at være stofferne bly (Pb), cadmium (Cd), kobber (Cu) og krom (Co) som i enkelte vandløb kan overskride grænseværdier og dermed måske påvirke de økologiske forhold. Det gælder især i vandløb der har lave pH værdier, hvor en større andel af tungmetallerne findes i opløst form.

## **6.2 Hydromorfologiske kvaliteteselementer**

### **6.2.1 Væsentlige påvirkninger af vandløbenes hydromorfologi**

De hydromorfologiske forhold i vandløbet beskrives vha. en række parametre der karakteriserer det fysiske miljø, vandløbets organismer

lever i. En påvirkning af de hydromorfologiske forhold, der ændrer ved naturgivne sammenhænge, vil resultere i at organismernes antal, fordeling eller artssammensætning i vandløbet påvirkes. Dette afsnit vil kort præsentere de væsentligste påvirkninger af de hydromorfologiske forhold i de danske vandløbssystemer og konsekvenserne heraf for det fysiske vandløbs miljø.

*Den fysiske påvirkning er stor i danske vandløb*

De væsentligste påvirkninger af det fysiske vandløbsmiljø er mere udførligt beskrevet i kapitel 2, og den væsentligste fysiske påvirkninger kan sammenfattes som følger:

- Regulering og udretning af vandløb
- Etablering af opstemninger
- Grødeskæring
- Opgravning af bundsediment
- Ændret hydrologisk regime – oppumpning af grundvand, tilledning af vand fra dræn og overløbsbygværker (den eksakte effekt af disse ændringer kendes ikke).

Generelt vil effekterne på det fysiske vandløbsmiljø være en større ensartethed i vandløbet, idet bredde, strøm og dybdeforhold bliver ens. Det betyder øget erosion af sediment fra bund og sider og øget nedstrøms pålejring, idet de naturlige formforskelle i vandløbene, der kan fordele strømningens energi, er væk. Det ændrede vandløbsforløb vil medføre justeringer i vandløbenes længde- og tværprofiler med efterfølgende ustabile bundforhold til følge.

### **6.2.2 Kvalitetssætning af vandløbets fysiske forhold**

*Fysisk indeks til vurdering af fysisk kvalitet*

En vurdering af betydningen af ethvert indgreb i et vandløbs naturlige dynamik indbefatter en vurdering af hvilke forhold der er blevet påvirket. Størrelsen af indgrebet kan så efterfølgende vurderes ud fra en vurdering af forholdenes afvigelse fra en naturlig tilstand. I Danmark har flere amter benyttet et indeks til vurdering af fysisk variation (Kaarup, 1999). Indekset beskriver en række forhold der tænkes at have enten positiv eller negativ effekt på organismerne i vandløbet, og ved at kombinere vurderingen af en række forhold opnås et samlet bud på strækningens fysiske kvalitet. De enkelte forhold og den samlede indekssværdi kan efterfølgende sammenlignes med vandløbets biologiske forhold som eksempelvis fisketæthed, DVFI værdi el.lign. Det fysiske indeks har vist sig at være et fornuftigt redskab til vurdering af vandløbets fysiske tilstand. Indekset har gennemgået en landsdækkende test og er blevet modificeret til brug ved overvågningen af de fysiske forhold i vandløb under NOVANA (Pedersen og Baattrup-Pedersen, 2003).

*Ringede viden om hvordan ændret vandføringsregime påvirker biologiske samfund i danske vandløb*

På nuværende tidspunkt eksisterer kun ringede viden om hvorledes vandløbenes organismer responderer på ændret vandføringsregime, og det er for nuværende ikke muligt at opstille en præcis relation mellem organismernes respons og ændringer i vandføringen for danske vandløb. Der eksisterer dog internationale undersøgelser der har undersøgt effekterne af høje og lave vandføring på vandløbets orga-

nismer (Clausen og Biggs, 1997). Der findes få danske undersøgelser der dokumenterer, at kraftige reduktioner i vandføringen har betydning for vandløbets organismer (Skriver et al., 2001). Der findes for nuværende én vejledning fra Miljøstyrelsen der anbefaler en række procentvise grænser for vandindvindingen alt efter vandløbenes målsætning (Miljøstyrelsen, 1979). Denne vurderes dog at være utilstrækkeligt fagligt underbygget på alle punkter til at kunne finde generel anvendelse.

### 6.3 Biologiske kvalitetselementer og påvirkninger

De biologiske kvalitetselementer påvirkes alle i mere eller mindre grad af menneskelige aktiviteter. I det følgende vurderes hvorledes de væsentligste påvirkninger af danske vandløb ændrer kvalitetselementernes udbredelse, artssammensætning, andelen af forstyrrelsesfølsomme arter samt diversitet.

#### 6.3.1 Kiselalger og påvirkninger

I nedenstående tabel er der lavet en sammenstilling over forskellige typer af påvirkninger af danske vandløb og deres indvirkning på kiselalgernes taxonomiske sammensætning og abundans (antal/tæthed). Der er meget lidt viden om, hvordan kiselalgesamfundet under danske forhold påvirkes. Det gælder derfor, at den givne score er givet på baggrund af erfaringer i Europa.

*Tabel 6.1* Oversigt der viser i hvor høj grad artssammensætningen og tætheden af kiselalger ændrer sig som funktion af forskellige typer af påvirkninger relevante i danske vandløb. Stjernemarkeringer angiver, hvor stor påvirkningen vurderes at være. En \* markerer en svag påvirkning, \*\* en betydelig påvirkning og \*\*\*en markant påvirkning. Denne markering er foretaget ud fra ekspertskøn.

Påvirkning	Kiselalger	
	Artssammensætning (taxa)	Dækning (tæthed)
Næringsstof belastning	***	***
Belastning med organisk stof	***	*
Miljøfremmede stoffer	***	*
Ændret hydrologisk regime	***	*
Brud i kontinuitet	*	*
Regulering og opgravning	*	*
Grødeskæring	*	*
Forsuring	***	*
Okker	**	*

*Kiselalger er udbredte i danske vandløb, men der er store sæsonmæssige udsving*

Den tætte vækst af makrofyter i danske vandløb betinger at der er store sæsonmæssige udsving i algernes forekomst og tæthed. Kiselalger er dog altid vidt udbredte, og variationer i udbredelsen af kiselalgesamfund kan ikke entydigt tilskrives bestemte påvirkninger (Round, 1991; Molloy, 1992; Whitton & Kelly, 1995; Leland, 1995; Stevenson & Pan 1999).

Arts sammensætningen af kiselalger er derimod en vigtig parameter at inddrage i vurdering af kiselalgesamfundets tilstand. Det skal her understreges at arts sammensætningen normalt vurderes for et specifikt substrat (fx sten i stryg) i modsætning til de øvrige kvalitetselementer der vurderes for en given vandløbstrækning og dermed integrerer alle typer af habitater.

Hvor meget en påvirkning ændrer artssammensætningen vil afhænge af påvirkningens størrelse og hyppighed samt af i hvor høj grad samfundet er modstandsdygtigt overfor påvirkningen. Sidstnævnte afhænger af hvilke faktorer der var bestemmende for artssammensætningen før påvirkningen (begrænsende faktorer). Det skal også nævnes at mange af de her beskrevne påvirkninger kan have en indirekte effekt ved fx at influere på tilstedeværelsen af græssere (ændre græsningstryk).

#### *Næringsstofbelastning*

*Eutrofiering påvirker kiselalgernes sammensætning*

Vandløbets næringsstofstatus har stor betydning for sammensætningen af kiselalger. Selvom visse arter kan optage næringsstoffer fra substratet og fra organiske forbindelser, er det vandets koncentrationer af uorganiske næringsstoffer (især nitrat, fosfor og silicium), der har størst betydning (Borchardt, 1996). Arters affinitet for næringsstofferne samt deres evne til at lagre og udnytte dem varierer og kan være afhængig af temperatur og lysforhold. Eutrofiering vil direkte forårsage en ændring af kiselalgesamfundets arts sammensætning, idet arter med konkurrencefordele ved høje næringsstofkoncentrationer i større grad vil dominere. Først ved meget høje næringsstofkoncentrationer (fx  $>0,3 \text{ mg P l}^{-1}$ ) vil en yderligere eutrofiering ikke tydeligt påvirke arts sammensætningen (Kelly & Whitton, 1995).

#### *Belastning med organisk stof*

Organisk belastning vil påvirke arts sammensætningen af kiselalger, idet andelen af forureningstolerante arter vil stige. Det drejer sig især om *Gomphonema parvulum*, *Navicula gregaria*, *Navicula lanceolate*, små *Navicula* og *Sellaphora* spp. samt *Nitzschia* spp. (CEMAGREF, 1982 i Kelly & Whitton, 1995). Man ved meget lidt om hvorfor disse arter er tolerante overfor organisk forurening, men en af teorierne er at de er fakultativt heterotrofe, og/eller at de kan respirere ved lave iltkoncentrationer (Krammer & Lange-Bertalot, 1986)

#### *Miljøfremmede stoffer*

*Arter af Achnantes og Cocconeis er følsomme overfor miljøfremmede stoffer*

Tilstedeværelsen af miljøfremmede stoffer (eg. atrazine, Cu) afspejler sig i kiselalgesamfundets sammensætning. Arter af *Achnantes* og *Cocconeis* er generelt følsomme overfor miljøfremmede stoffer, medens arter af *Navicula*, *Nitzschia* og *Gomphonema* generelt er tolerante og derfor vil dominere kiselalgesamfundet i vandløb påvirket af miljøfremmede stoffer (Sabater et al. 1988; Robinson et al., 1995; Guasch et al., 1998; Navarro et al. 2002). Mange af de arter som er tolerante overfor miljøfremmede stoffer er også tolerante overfor organisk belastning. I et vandløb, der i forvejen er påvirket af organisk belastning, vil kiselalgesamfundet således ikke nødvendigvis ændre sig ved påvirkning af miljøfremmede stoffer.

Høje strømhastigheder  
påvirker primært  
kiselalgesamfundene i høller

#### *Ændret hydrologisk regime*

Et ændret vandføringsregime, hvor store vandføringer giver anledning til høje strømhastigheder samt stor sedimenttransport og ændret deposition i vandløbene, vil kunne påvirke kiselalgesamfundet. Disse ændringer sker primært hvis det finder sted hyppigere end en gang om måneden. I tilfælde af sedimenttransport og/eller høje strømhastigheder, vil de arter der sidder bedst fast på substratet (især arter af *Achnantes* og *Cocconeis*) overleve (Kutka & Richards, 1996). Ændringen vil være mest tydelig i de områder af vandløbet der under normale forhold ikke er udsat for høje strømhastigheder (i høller). På stryg, hvor kiselalgesamfundet i forvejen er påvirket af høje strømhastigheder, vil et mere variabelt vandføringsregime ikke forårsage samme ændring. I tilfælde af deposition vil de arter der er motile (især arter af *Nitzschia* og *Navicula*) kunne bevæge sig op til overfladen og leve videre.

Et mere variabelt vandføringsregime og/eller indvinding af grundvand kan resultere i midlertidig udtørring af et vandløb. Nogle kiselalgerarter kan overleve udtørring i op til 3 år, enten i hvilestadie eller ved at producere hvilesporier (Round et al. 1990). Disse arter vil derfor dominere i vandløb der udsættes for hyppig eller langvarig udtørring.

Det vurderes at en ændring til et mindre variabelt regime end det vi har i Danmark i dag, ikke vil påvirke kiselalgesamfundet.

#### *Brud i kontinuitet*

Kiselalger er vidt udbredte og meget spredningsdygtige hvorfor brud i kontinuitet ikke direkte forventes at påvirke samfundet.

#### *Regulering og opgravning*

Morfologisk forarmning i form af regulering og opgravning vil betyde at visse habitater (fx sten i stryg) forsvinder. Artssammensætningen af kiselalger i tilbageblivende habitater (fx sand) forventes dog ikke at være væsentlig forskellig fra artssammensætningen i tilsvarende habitater før påvirkningen.

#### *Grødeskæring*

Grødeskæring påvirker abundansen af de arter af kiselalger der findes knyttet til planteoverflader, idet deres substrat forsvinder ved en skæring. Mange af disse arter findes imidlertid også på andre substrater og effekten af grønnskæring er derfor begrænset.

#### *Forsuring*

Der er en klar sammenhæng mellem pH og kiselalgesamfundets sammensætning og en forsuring vil derfor ændre artssammensætningen (Planas, 1996). Både episodisk forsuring (forstyrrelse) og permanent forsuring vil forårsage en ændring (Coring, 1996). Effekten af forsuring vil være tydeligst for pH værdier under 5,5 og hvor især arter af *Eunotia* vil dominere. Forsuring har generelt ikke betydning for kiselalgesamfundet i Danmark.



### Okker

Der findes meget lidt information om okkers påvirkning af kiselalgesamfundet. Sode (1981) fandt at jernhydroxid mindskede biodiversiteten og ændrede artsammensætningen af nogle kiselalger (episammiske og epipeliske) i et jysk vandløb (Skærbækken). Observationer fra Sverige tyder på at okkerforekomster ændrer artsammensætningen således, at den domineres af generelt forurenigstolerante arter af *Nitzschia* og *Gomphonema* (Jarlman, pers.comm).

### 6.3.2 Makrofyter og påvirkninger

I nedenstående tabel er der lavet en sammenstilling over de væsentligste påvirkninger af danske vandløb og deres indvirkning på makrofyternes taxonomiske sammensætning og abundans (antal/tæthed).

*Tabel 6.2* Oversigt, der viser i hvor høj grad artssammensætningen og dækningen af makrofyter ændrer sig som funktion af forskellige typer af påvirkninger relevante i danske vandløb. Stjernemarkeringer angiver hvor stor påvirkningen vurderes at være. En \* markerer en svag påvirkning, \*\* en betydelig påvirkning og \*\*\* en markant påvirkning. Denne markering er foretaget ud fra ekspertskøn.

Påvirkning	Makrofyter	
	Artssammensætning (taxa)	Dækning (tæthed)
Næringsstoffbelastning	**	*
Belastning med organisk stof	*	*
Miljøfremmede stoffer	*	*
Ændret hydrologisk regime	***	**
Brud i kontinuitet	*	*
Regulering og opgravning	***	***
Grødeskæring	***	*
Forsuring	**	*
Okker	*	*

#### *Næringsstoffbelastning*

Næringsstoffbelastning har betydning for makrofytudbredelse og sammensætning i mange vandløb (Mesters, 1995). I danske vandløb kan relativ stor vanddybde og høje næringsstoffkoncentrationer betyde at makrofytvæksten er begrænset pga. ringe lystilgængelighed. Det kan skyldes epifytvækst på de fotosyntetiserende organer evt. i kombination med øget skygning i vandfasen. Det gælder fx nedstrøms søer hvor der kan være fytoplankton i vandløbsvandet. Sammensætningen af arter vil også kunne ændres i eutrofierede vandløb. Disse ændringer kan dels afspejle at arter, der kan udnytte de højere næringsstoffkoncentrationer i vandløbsvandet, bliver hyppigere, men de kan også afspejle at arter med tolerance overfor vækst ved forringede lysforhold bliver hyppigere (se endvidere bilag 6.1). Pindsvineknop er en af de arter der kan opretholde vækst ved meget lave lysintensiteter. Imidlertid foreligger der ikke dokumentation for at øgede næringsstoffbelastninger i danske vandløb bidrager til øget forekomst af pindsvineknop. Betydningen af eutrofiering og konsekven-

*Eutrofiering kan påvirke sammensætningen af makrofyter*

ser for plantesamfundene i danske vandløb er nærmere analyseret i bilag 6.1.

#### *Belastning med organisk stof*

Makrofytsamfundene i Danmark vurderes ikke at være påvirkede af belastning med organisk stof.

#### *Miljøfremmede stoffer*

Den eksisterende viden på området er meget begrænset. Dog viser nye resultater at koncentrationer af pesticider skal være væsentligt højere end de værdier der findes i danske vandløb for at påvirke planternes vækst (Cedergren, in prep.). Det betyder at submergente samfund af makrofyter formentlig ikke er påvirkede af pesticider i Danmark. Imidlertid kan arter med emergent vækst (amfibiske og terrestriske arter) være påvirkede af pesticider, men der eksisterer ikke i dag undersøgelser der kan belyse dette.

#### *Ændret hydrologisk regime*

Øget vandføring i især vinter- og forårsperioden vil formentlig påvirke såvel udbredelse som sammensætningen af plantearter. Makrofyterne vil således have vanskeligt ved at etablere sig i forårsperioden ved store afstrømninger, hvilket kan betyde at den maksimale plantebiomasse i vandløbet udvikles senere eller bliver mindre. Sammensætningen af arter vil formentlig også påvirkes således at arter, der kan modstå stort hydraulisk stress tidligt i vækstsæsonen, bliver hyppigere. Omvendt vil reduceret vandføring sandsynligvis betinge en tidligere vækst af makrofyter i vandløbene, dog afhængig af temperaturforhold. En reduceret vandføring kan også medvirke til en opblomstring af trådalger som fx *Cladophora* sp., som udvikler masseforekomst i tørre og varme perioder løstliggende over sedimentet, på sten og indfiltret i den rodfæstede vegetation. Hyppigheden og udbredelsen af terrestriske og ikke mindst amfibiske arter (Riis, 2000) vil med sikkerhed også øges i vandløbene når vandføringen mindskes og det hydrauliske stress reduceres. Derfor ser man i danske vandløb den største effekt af ændret hydrologisk regime i forbindelse med reduceret sommervandføring hvor vandløbene gror til i amfibiske planter.

#### *Brud i kontinuitet*

Søer kan pga. forurening virke som spredningsbarrierer mellem øvre og nedre vandløbsstrækninger og dermed have betydning for sammensætningen af arter. Betydningen er imidlertid ikke kvantificeret.

#### *Regulering og opgravning*

Vandløbsreguleringer har stor betydning for plantesamfundene i vandløb. Tab af stryg og høsekvenser betyder at en lang række naturlige habitater forsvinder og at artsdiversiteten falder (Baattrup-Pedersen & Riis, 1999). Vandløbsarter som kræver stille vand og blød bund, fx vandranke og nogle af vandaksarterne og hybriderne (Moeslund et al., 1990), har deres naturlige voksested i bagvande på uregulerede strækninger og deres udbredelse er derfor begrænset i de fleste regulerede vandløb. Tilsvarende er en række arter, som primært vokser på groft substrat ved højere strømhastigheder, mindre hyppige i regulerede vandløb. Regulering af vandløbsøkosystemet

*Pesticider er ikke generelt et problem for submergente makrofyter*

*Hyppigheden og udbredelsen af terrestriske og amfibiske arter øges i vandløbene når vandføringen mindskes*

*En række vandløbsarter med naturligt voksested i bagvande på uregulerede strækninger har begrænset udbredelse i dag*

påvirker også artsudvekslingen mellem land og vand. Regulerede vandløb er som oftest gravet ned samtidig med at de vandløbnære arealer er i landbrugsdrift. Ligeledes er vandløbsbrinkerne ofte påvirkede af gødskning og pesticider. Det betyder at en lang række amfibiske og terrestriske arter ikke findes på de vandløbnære arealer i regulerede vandløbssystemer, og at disse arter derfor ikke kan sprede sig ud i vandløbet. En meget begrænset udvandring af arter fra land til vand kan betyde at plantesamfundene i primært de små vandløb, hvor spredningsmulighederne er begrænsede, bliver artsfattige selv om det fysiske vandløbsmiljø er godt.

#### *Grødeskæring*

*Grødeskæring har massive effekter på plantesamfundene*

Den tætte plantevækst i vandløbene bevirker at vandløbene udsættes for hyppige grønnskæringer og opgravninger. Grønnskæringer har helt afgørende betydning for vandløbenes planter og betyder at både udbuddet af habitater og deres kvalitet ændres. Grønnskæring kan på nogle vandløbsstrækninger i perioder betynde et egentligt fravær af makrofyter. Det ses primært i vandløb hvor en ustabil vandrende sandbund udsætter vandplanterne for så stort et slid at de har vanskeligt ved at reetablere sig. Eksisterende viden om effekter af grønnskæring peger endvidere på at den mosaikagtige karakter med forekomst af flere arter i grønnskæringer bliver mindre i grønnskærne vandløb samt at flerårige arter bliver mindre hyppige (Moeslund, 2001; Baattrup-Pedersen et al. 2002, 2003; se bilag 6. 2). Artssammensætningen ændres også i de grønnskærne vandløb (Sode 1997; Riis & Sand-Jensen, 2001; Baattrup-Pedersen et al. 2002, 2003; se bilag 6.2). Det er ikke muligt at give et samlet overblik over de danske vandløbsarters følsomhed over for grønnskæring. Alle almindelige og vidt udbredte arter i de danske vandløb er robuste overfor grønnskæring. Det afspejler med stor sandsynlighed at grønnskæring er så væsentlig en påvirkning i vandløbene at kun robuste arter overlever. En stor undersøgelse af plantesamfundene i de danske vandløb viser at samfund med vandpest og pindsvineknop er det hyppigst forekomne plantesamfund i dag (Riis, 2000). Begge arter besidder morfologiske og fysiologiske træk der gør dem robuste overfor hyppige forstyrrelser (Riis & Sand-Jensen, 2001). Plantesamfund med vandstjerne og vandranunkel, som også er to meget almindelige arter, er også meget tolerante overfor forstyrrelser. I modsætning til disse arter er der også en lang række arter som er følsomme overfor forstyrrelser, fx en række storbladede vandaksarter, pilblad og brudelys (Moeslund et al. 1990).

#### *Forsuring*

Forsuring kan give anledning til ændringer i artssammensætningen i danske vandløb. Mosser samt visse trådalger kan blive hyppigere i forsurede vandløb, ligesom liden siv i submers form trives under forsurede forhold (Sode, 1981). Andelen af forsuringstruede vandløb er imidlertid forholdsvis lille, og forsuring vurderes derfor ikke at udgøre en væsentlig påvirkning af makrofytsamfundene i danske vandløb.

#### *Okker*

Makrofyter kan mangle eller være sparsomt udviklede i de stærkt okkerbelastede vandløb, hvor lav pH og høje koncentrationer af fer-

rojern og okkerudfældninger på sediment og planter gør disse vandløb uegnede som voksesteder for planter.

### 6.3.3 Makroinvertebrater og påvirkninger

I nedenstående tabel er der givet en sammenstilling over de almindeligste påvirkninger af danske vandløb og deres indvirkning på makroinvertebratsamfundenes taxonomiske sammensætning, abundans (antal/tæthed), forekomst af sensitive arter samt diversitet.

*Tabel 6.3* Oversigt, der viser i hvor høj grad artssammensætning, abundans, sensitive arter og diversitet af makroinvertebrater ændrer sig som funktion af forskellige typer af påvirkninger relevante i danske vandløb. Stjernemarkeringer angiver hvor stor påvirkningen vurderes at være. En \* markerer en svag påvirkning, \*\* en betydelig påvirkning og \*\*\* en markant påvirkning. Denne markering er foretaget ud fra ekspertskøn.

Påvirkning	Makroinvertebrater			
	Taxonomisk sammen- sætning	Abundans (an- tal/tæthed)	Sensitive arter	Diversitet
Næringsstoffbelastning	*	*	*	*
Belastning med organisk stof	***	**	***	***
Miljøfremmede stoffer	**	***	***	**
Ændret hydrologisk regime	**	**	**	**
Brud i kontinuitet	*	-	*	*
Regulering og opgravning	**	**	**	**
Grødeskæring	**	**	**	*
Forsuring	***	**	***	**
Okker	**	***	**	**

#### *Næringsstoffbelastning*

Makroinvertebrater påvirkes kun i begrænset omfang af næringsstofferne i vandet, og et artsrigt makroinvertebratsamfund med mange krævende og specialiserede former kan forekomme i vandløb på trods af stærkt forhøjede værdier af næringsstoffer i forhold til baggrundstilstanden. Det kan dog ikke udelukkes at visse arter påvirkes enten direkte eller måske snarere indirekte som følge af forhøjet indhold af næringsstoffer. I forbindelse med eutrofiering af sø afløb med planktonalger ses typisk en ændret taxonomisk sammensætning, idet filtrerende arter af bl.a. vårfluer helt kan dominere samfundet. Samtidigt sker der en reduktion i forekomsten af sensitive arter, og diversiteten reduceres betydeligt. Abundansen kan til gengæld være overordentlig høj.

*Makroinvertebrater påvirkes kun i ringe grad af forhøjede næringsstoffkoncentrationer*

*Organisk forurening påvirker både den taxonomiske sammensætning, forekomsten af sensitive arter og diversiteten af makroinvertebrater*

#### *Belastning med organisk stof*

Organisk forurening udgjorde tidligere et problem for makroinvertebratsamfundet i de fleste af vores vandløb. I dag er organisk forurening af væsentligt mindre betydning og er primært et problem i mindre vandløb, bl.a. som følge af udledning af spildevand fra spredt bebyggelse, regnvandsbetingede udledninger, dårligt rensede byspildevand og udledninger fra dambrug (Skriver et al., 1997). Organisk forurening påvirker både den taxonomiske sammensætning, forekomsten af sensitive arter og diversiteten. Den taxonomiske sammensætning ændres idet de mere følsomme arter reduceres i antal eller eventuelt forsvinder helt. Både forekomsten af sensitive arter og diversiteten reduceres i takt med omfanget af den organiske forurening.

#### *Miljøfremmede stoffer*

Overordnet set påvirkes både taxonomisk sammensætning, abundans, forekomsten af sensitive arter og diversiteten af miljøfremmede stoffer. Graden og typen af påvirkning vil dog være helt afhængig af det eller de stoffer der optræder, samt stoffernes koncentrationer. Pesticider anvendt i forbindelse med dyrkning vil fx fuldstændig ændre den taxonomiske sammensætning gennem elimination af insekter og krebsdyr hvorimod andre taxonomiske grupper eventuelt ikke påvirkes. Abundans, forekomst af sensitive arter og diversitet vil alle reduceres som følge af påvirkning fra miljøfremmede stoffer.

#### *Ændret hydrologisk regime*

Et ændret hydrologisk regime kan få stor indflydelse på makroinvertebratsamfundet som kan blive påvirket som følge af mindre vandmængde, mindre strømhastighed, ændrede bundforhold samt ændrede ilt- og temperaturforhold (Extence, 1999). I markante tilfælde vil både den taxonomiske sammensætning, abundansen, forekomsten af sensitive arter samt diversiteten blive påvirket.

#### *Brud i kontinuitet*

Brud i kontinuiteten, f.eks. som følge af rørlægning af vandløb, etablering af opstemninger m.m., kan bevirke at muligheden for kolonisering fra andre dele af vandløbssystemet begrænses i betydeligt omfang. Dette er især et problem hvis en længere vandløbsstrækning er blevet elimineret, og den opstrøms strækning samtidigt har været udsat for andre menneskelige påvirkninger. Rekolonisering af de øvre strækninger kan herefter tage meget lang tid og visse arter vil eventuelt slet ikke have mulighed for at indvandre på ny. Et brud i kontinuiteten i et vandløb betyder imidlertid ikke at der altid vil kunne ses en påvirkning i taxonomisk sammensætning, abundans, forekomst af sensitive arter eller i diversiteten.

#### *Regulering og opgravning*

Makroinvertebratsamfundet påvirkes gennem tabet af egnede habitater, og arter med specielle krav til habitatet vil reduceres i antal eller vil helt forsvinde. Dette gælder især arter knyttet til sten- og grusbund, idet denne bund ofte er blevet gravet op og efterfølgende i mange tilfælde ikke kan dannes på ny fordi vandløbet fastholdes kunstigt i en bestemt skikkelse. Arter, der er generalister uden større

*Opgravninger i vandløb har fjernet en række levesteder for arter knyttet til sten- og grusbund*

krav til habitatet, vil i mange tilfælde kunne overleve medmindre andre forhold samtidigt gør sig gældende.

Den taxonomiske sammensætning ændres som følge af tabet af habitater og det deraf følgende tab af arter. Antallet af sensitive arter reduceres, og tilsvarende reduceres diversiteten. Abundansen vil typisk reduceres i takt med at bundforholdene bliver ustabile, idet en "vandrende sandbund" vil være næsten uden liv.

#### *Grødeskæring*

Makroinvertebratsamfundet påvirkes dels direkte ved grønnskæring gennem fjernelse af plantebiomasse og dyr knyttet til planterne. Derudover påvirkes makroinvertebratsamfundet indirekte gennem ændring af strømhastigheden, ændring i bundforholdene som følge af ændrede hydrauliske forhold m.m. Påvirkningen kan i visse tilfælde være som for regulering og opgravning.

#### *Forsuring*

Påvirkning af makroinvertebratsamfundet som følge af forsuring er velbeskrevet og er især af betydning i flere af vores nabolande (Skriver, 2001). Som følge af de generelt alkaliske jorder i Danmark samt den omfattende udbringning af kalk på landbrugsjord er forsuring af begrænset betydning i Danmark sammenlignet med de øvrige menneskelige påvirkninger af vores vandløb (Skriver et al., 1997). Der har således ikke været behov for anvendelse af forsuringsindeks således, som der har været det i Skandinavien og Tyskland. På lokalt plan, dvs. primært i mindre vandløb i sandjordsområder, kan der dog eventuelt ses en påvirkning af makroinvertebratsamfundet.

#### *Okker*

Okker er primært et problem i vestjyske vandløb. I øvrige områder ses effekter eventuelt på lokalt niveau. Effekten af okkerforbindelser på makroinvertebratsamfundet er beskrevet under danske forhold (Skriver, 1984; Rasmussen & Lindegaard, 1988). Okkerforbindelser influerer både på den taxonomiske sammensætning, abundansen, forekomsten af sensitive arter og diversiteten. Ved mindre okkerbelastning, dvs. koncentrationer af ferro-jern på 0,3-0,5 mg l<sup>-1</sup>, påvirkes kun de mest sensitive arter, især indenfor slørvinger, døgnfluer og vårfluer. Herved ændres også den taxonomiske sammensætning, og diversiteten reduceres. Derimod vil abundansen af makroinvertebratsamfundet som helhed ikke være påvirket ved så lav en påvirkning. Men ved meget kraftig okkerbelastning ses eventuelt en fuldstændig eliminering af makroinvertebratsamfundet. I de danske vandløb vil makroinvertebratsamfundet kun være kraftigt påvirket i de mindste vandløb hvorimod større vandløb kun vil være påvirket i mindre eller moderat omfang.

### **6.3.4 Fisk og påvirkninger**

I nedenstående tabel er der givet en sammenstilling over de almindeligste påvirkninger af danske vandløb og deres indvirkning på fiske-samfundets taxonomiske sammensætning, abundans (antal/tæthed), forekomst af sensitive arter, diversitet og aldersstruktur.

*Der har ikke været behov for anvendelse af forsuringsindeks i Danmark fordi jorden har et højt kalkindhold*

*Selv ved mindre okkerbelastninger påvirkes sensitive arter indenfor slørvinger, døgnfluer og vårfluer*

*Tabel 6.4* Oversigt, der viser i hvor høj grad artssammensætning, abundans, sensitive arter, diversitet og aldersstruktur af fiskesamfundet ændrer sig som funktion af forskellige typer af påvirkninger relevante i danske vandløb. Stjernemarkeringer angiver hvor stor påvirkningen vurderes at være. En \* markerer en svag påvirkning, \*\* en betydelig påvirkning og \*\*\* en markant påvirkning. Denne markering er foretaget ud fra ekspertskøn.

Påvirkning	Fisk				
	Artsrigdom	Individantal (tæthed)	Sensitive arter	Diversitet	Aldersstruktur
Næringsstofbelastning	*	*	*	*	*
Belastning med organisk stof	**	*	**	**	**
Miljøfremmede stoffer	**	**	**	**	***
Ændret hydrologisk regime	**	**	**	**	**
Brud i kontinuitet	***	**	***	**	***
Regulering og opgravning	**	***	**	**	***
Grødeskæring	**	**	**	*	*
Forsuring	***	**	***	**	-
Okker	**	**	***	***	*

#### *Næringsstofbelastning*

Fiskesamfundet påvirkes formentlig ikke i større omfang af de uorganiske næringsstoffer i vandet. Undtaget herfra er ammonium/ammoniak og eventuel svovlbrinte som har en egentlig giftvirkning på fisk. Forhøjede værdier af nitrat og opløst fosfor er derimod ikke kritisk for fisk. Ørred kan således opretholde selvreproducerende bestande med optimal tæthed ved nitrat- og fosforkoncentrationer på henholdsvis 5-8 mg N l<sup>-1</sup> og 0,1-0,2 mg P l<sup>-1</sup> (årsmiddel).

#### *Belastning med organisk stof*

En del arter af fisk stiller krav til højt iltindhold i vandet og er derfor følsomme over for organisk forurening. Dette gælder bl.a. laksefisk, elritse, ferskvandsulk, aborre m.fl. Andre arter, bl.a. karpfisk, hundestejler og ål, er derimod temmelig tolerante over for lavt iltindhold. Samlet set giver fiskesamfundets sammensætning derfor et udtryk for en eventuel belastning med organisk stof. Forurening med organisk stof ændrer samlet set både taxonomisk sammensætning, antallet af sensitive arter, diversiteten og abundansen. Mekanismen er primært at de følsomme arter reduceres og efterhånden forsvinder helt med stigende organisk forurening.

#### *Miljøfremmede stoffer*

Miljøfremmede stoffer kan have enten en direkte eller en indirekte effekt på fiskesamfundet. Effektens størrelse vil afhænge dels af koncentrationerne af miljøfremmede stoffer, og dels af hvilke stoffer der er til stede. En del af de stoffer, der anvendes til sprøjtning af afgrøder i landbruget (insekticider), behøver ikke at have nogen direkte

*Laksefisk, elritse, ferskvandsulk og aborre er følsomme overfor organisk forurening*

effekt på fiskesamfundet, men kan eventuelt have en indirekte effekt gennem ændring af fødegrundlaget for fiskene. Generelt vil artsantal, abundans og forekomst af sensitive arter reduceres ved påvirkning af miljøfremmede stoffer.

#### *Ændret hydrologisk regime*

Et ændret hydrologisk regime kan få stor indflydelse på fiskesamfundet som kan blive påvirket som følge af mindre vandmængde, mindre strømhastighed, ændrede bundforhold samt ændrede ilt- og temperaturforhold. Tre- og ni-piggede hundestejler er f.eks. ofte eneste arter til stede hvor der forekommer periodisk udtørring.

#### *Brud i kontinuitet*

*Brud i kontinuitet har afgørende betydning for en række fiskearter*

Et brud i kontinuiteten i et vandløb har afgørende betydning for de migrerende arter. Dette gælder specielt for de arter der i en del af livet opholder sig i havet. Opstrøms sådanne spærringer forhindres således f.eks. havørred, laks og helt i at nå gydepladserne, mens ål ikke kan nå op til opvækstområderne. Men også andre fiskearter isoleres, og mindre isolerede bestande forhindres i at udveksle genetisk materiale med resten af populationen. I tilfælde hvor der har været andre påvirkninger af isolerede vandløbsstrækninger, fx forurening, kan spærringen eventuelt betyde at rekolonisering af vandløbsstrækningen forhindres helt eller delvist i en kortere eller længere periode.

#### *Regulering og opgravning*

Fiskene påvirkes som følge af ændring og ødelæggelse af vandløbets habitater. I tilfælde, hvor sten- og grusbund bliver gravet op, reduceres muligheden for reproduktion af grusgydende arter bl.a. ørred. Forekomst af ørred vil i sådanne tilfælde ofte være afhængig af indvandring fra andre vandløbsstrækninger, og de yngste årgange vil derfor være stærkt underrepræsenteret. Opgravning og regulering kan således aflæses i ørredernes aldersstruktur. Alt i alt betyder regulering og opgravning at den taxonomiske sammensætning ændres gennem reduktion i forekomsten af sensitive arter, og forøget forekomst af tolerante arter.

#### *Grødeskæring*

*Når der grødeskæres fjernes der skjul for fisk*

Fiskesamfundet påvirkes indirekte af grødeskæring. Dels fjernes skjul fra vandløbet og dels fjernes makroinvertebrater (byttedyr) som er knyttet til grøden. Fjernelse af betydelige dele af grøden betyder at strømforholdene og dermed bundforholdene generelt ændres. Grødeskæringens effekt på fiskesamfundet afhænger af indgrebets omfang og hyppighed. I tilfælde med massiv grødeskæring reduceres forekomsten af arter, der har specielle krav til deres habitat, fx lampretlarver (ammoocoetes), dyndsmørling, finnestribet ferskvandsulk, gedde, stalling, laks og ørred.

#### *Forsuring*

Påvirkning af fisk som følge af forsuring er ikke noget større problem i Danmark, men er velkendt i vore nabolande. Især kombinationen af pH på 5,5-6,0 sammen med aluminium virker stærkt giftigt for fisk.



*Okker er et problem for fisk i mange vestjyske vandløb*

### *Okker*

Hos ørred påvirkes de nedgravede æg ved koncentrationer større end 0,5 mg ferro-jern pr. liter. Den naturlige reproduktion slår derfor fejl selv ved forholdsvis lav okkerbelastning (Geertz Hansen et al. 1984). Voksne ørred påvirkes også, men kan dog klare koncentrationer op til 2 mg pr. liter. I tilfælde med moderat okkerbelastning ses derfor typisk en bestand af fortrinsvis ældre ørred. Okker er især et problem i vestjyske vandløb. Der ses en reduktion i artsantal, abundans og antallet af sensitive arter.

## 7 Indeks og økologiske kvalitetsklasser

I dette kapitel gives der en oversigt over eksisterende nationale og internationale indeks for de hydromorfologiske og biologiske kvalitetselementer. Værdien af disse indeks i dansk sammenhæng vurderes, og der gives anbefalinger om hvilke indeks der eksisterer og bør udvikles/videreudvikles til brug ved vurdering af økologisk tilstand i danske vandløb. Kemiske kvalitetselementer er udeladt i kapitlet, da disse ikke som udgangspunkt skal benyttes til at adskille kvalitetsklasser. I bilag 3.1 angives bud på referencekoncentrationer for centrale kemiske stoffer.

### 7.1 Eksisterende indeks til vurdering af den hydromorfologiske tilstand

De internationale erfaringer med brug af indeks til at karakterisere de hydromorfologiske forhold i vandløb har udspring i enten at kvantificere betydningen af de fysiske forhold for den biologiske tilstand eller som rent beskrivende indeks der angiver kvaliteten af de tilstedeværende habitater (Rosgen, 1994; Raven et al., 1998; Muhar, 2000). Erfaringerne stammer fra mange forskellige typer af vandløb over det meste af verden.

*Der findes en lang række indeks til vurdering af fysisk kvalitet i vandløb*

Fælles for de fleste af de eksisterende metoder er at de tager udgangspunkt i en karakterisering af vandløbet over en længere strækning, typisk 100 m til 500 m lang. Langs denne strækning karakteriseres vandløbets omgivelser (areal anvendelse, vegetationsstruktur, påvirkninger mv.), og vandløbets fysiske forhold (dybde, bredde, substrat, planter) undersøges i transekter. Som supplement karakteriseres tværsnits- og længdeprofiler et antal steder langs vandløbet. Alle de indsamlede informationer samles til en vurdering af den fysiske kvalitet. Alle disse erfaringer er samlet i en "Guidance Standard" (TC 230), som fastlægger rammer for hvilke forhold der potentielt skal vurderes i forbindelse med bedømmelsen af den hydromorfologiske kvalitet i vandløb. Denne standard er direkte rettet mod implementeringen af Vandrammedirektivet.

Rosgen (1994) udviklede en standardiseret metode til at typebestemme vandløb. Metoden er udviklet på Nordamerikanske vandløb og har primært vundet terræn som en metode til karakterisering af vandløb i forskellige typer, alt efter deres udseende, geologi og terrænforhold. Metoden har været brugt til at beskrive, hvorledes vandløb vil respondere på forskellige indgreb i deres naturlige dynamik. Metoden indeholder ikke en egentlig kvantificering af den fysiske kvalitet i vandløbene.

*River Habitat Survey – et veldokumenteret eksempel*

Det mest veldokumenterede eksempel på et hydromorfologisk kvalitetsindeks er det engelske "River Habitat Survey", også kaldet RHS (Raven et al., 1998). Indekset benytter sig af en vurdering af en række forhold i selve vandløbet og i omgivelserne. Ud fra et meget stort

datasæt har det været muligt at etablere en database over stationer med tilnærmelsesvist naturlige fysiske forhold. På baggrund af næsten 15 års erfaring og udbredelse over hele Storbritannien har det således været muligt at sammensætte et indeks, der beskriver den fysiske kvalitet ved at samle alle vurderingerne i én værdi (Raven et al., 1998; Jeffers, 1998; Fox et al., 1998).

I USA har mange delstater udviklet deres egen metode til at karakterisere vandløbenes fysiske forhold. Disse indeks er de fleste steder brugt som en fysisk vurdering til støtte for fiskeundersøgelser. I de fleste stater har man arbejdet aktivt med begreberne "reference stationer" og "påvirkede stationer" i flere år, og således forholdt sig til de hydromorfologiske forhold i forskellige vandløb med forskellig kvalitet. Et eksempel på et indeks er udviklet i Maryland hvor Hall et al. (2002) undersøgte variationen i vandløbenes fysiske karakteristika og vha. multivariate statistiske metoder fandt frem til en kombination af forhold der bedst beskrev fisketæthederne i de undersøgte vandløb. Resultaterne viste at de fysiske forhold i selve vandløbet bedst beskrev biologien.

I de europæiske lande er der udviklet og testet indeks, der i opbygning og struktur minder meget om de eksempler der er givet ovenfor. Den vigtigste fællesnævner er at de forhold, der skal vurderes, fordeles sig på to grupper: Forhold i selve vandløbet, der beskriver variationer i dybde, bredde, strøm og substrat samt forhold udenfor vandløbet der beskriver arealanvendelse og påvirkningen af de vandløbsnære arealer eller ådalen. Udover disse forhold beskriver de forskellige indeks også tilstedeværelsen af forskellige kunstige strukturer i og omkring vandløbet og lader dette influere på indekssværdierne.

*Indeks til vurdering af påvirkningen af vandløbets hydrologiske regime findes ikke*

*Median-minimum og vandløbskvalitet*

De fysiske indeks, der er opstillet i Europa, beskæftiger sig primært med vandløbets fysiske habitater. Indeks eller redskaber til vurdering af påvirkningen af vandløbets hydrologiske regime (vandføringsvariationer) findes ikke. Og egentlige indeks eller redskaber, der kan forudsige effekten af reduceret vandføring, findes heller ikke for danske forhold. I flere lande bruges median-minimum vandføringen som et mål for påvirkningen af vandløb i forbindelse med vandindvinding. Som udgangspunkt vil det dog ikke være muligt at bruge median-minimum på landsplan i Danmark. På trods af et detaljeret kendskab til vandføringsvariationerne på mange målestationer i Danmark, findes der for nuværende ikke præcis viden om hvorvidt median-minimum vandføringens størrelse er et brugbart mål for påvirkning i relation til makroinvertebrater, makrofyter og fisk. Der er dog ingen tvivl om at det hydrologiske regime har betydning også i upåvirkede vandløb, og derfor bør der udvikles et separat mål herfor. De fleste vandløb i Danmark er påvirkede af vandindvinding eller ændret hydrologisk regime i form af drænastrømning til vandløbet, så det vil være svært at finde vandløb især mellemstore og store vandløb med upåvirket hydrologisk regime. Ydermere forekommer vandløb der naturligt har en meget lav sommervandføring eller som er helt udtørrede periodevist i sommermånederne. Da de præcise konsekvenser af ændret hydrologisk regime i vandløb ikke kendes, vil det for nuværende være svært at opstille et indeks til vurdering af hvor meget vand, der kan fjernes fra (eller tilføres) et givent vandløb,

før de økologiske forhold påvirkes. Der findes dog internationale undersøgelser der har benyttet statistiske hydrologiske parametre til at vurdere det hydrologiske regimes indflydelse på vandløbets flora og fauna (Clausen & Biggs, 1997).

Mange danske vandløb er i et vist omfang påvirket af opstemninger fra gamle mølledamme eller kraftværker. Tilstedeværelsen af en opstemning vil lokalt påvirke de hydromorfologiske forhold, og dette er indarbejdet i de fleste eksisterende indeks til kvalitetsvurdering af vandløbenes fysiske forhold. Der er dog også afledte biologiske effekter af opstemningerne, da den naturlige migration og spredning af primært fisk og insekter ikke kan forløbe naturligt. Dette gør at tilstedeværelsen af en opstemning på en strækning ikke er foreneligt med høj økologisk kvalitet. I de tilfælde, hvor der ikke er etableret en effektiv faunapassage, vil tilstedeværelsen ligeledes ikke være forenelig med god økologisk kvalitet. Disse afledte forhold er kun delvist indbyggede i de eksisterende indeks (Raven et al., 1998).

## 7.2 Hydromorfologiske forhold og indeks til klassifikation af vandløb i Danmark

*Fysisk indeks er anvendt rutinemæssigt i Århus amt*

I Danmark har det længe været erkendt at vandløbenes fysiske forhold i nogle tilfælde var en begrænsende faktor for de biologiske forhold. Kaarup (1999) beskrev et indeks der er udviklet til at beskrive den fysiske variation i vandløb i Århus Amt. Indekset bygger, som de internationale indeks, på en vurdering af en række forhold der tænkes at have betydning for vandløbets organismer. Indekset har været brugt i en række amter ved vurderingen af de fysiske forhold sammen med DVFI prøvetagning og elfiskeri. Indekset er opbygget af en række positive og negative forhold, der skal vurderes på den enkelte strækning.

	Intensitet (I: 0-3)	Faktor (F)	Værdi (=I x F)
<b>Positive parametre</b>			
Høller og stryg		x2	
Mæandreende vandløb		x1	
Gydegrus (2-5 cm)		x2	
Grus (<2cm)		x2	
Sten		x2	
Rødder		x1	
Grødebanker		x1	
Underskårne brinker		x2	
Udhængende vegetation / træer		x1	
Anden fysisk variation		x2	
<b>Negative parametre</b>			
Sandvandring		x-2	
Blød ustabil bund		x-1	
Bredt vandløbsprofil i.fht. vandføring		x-1	
Nyligt opgravet (1:lille indgreb; 2: stort indgreb)		x-1	
Reguleret / udrettet / nedgravet		x-1	
Okker		x-1	
<b>Indeksværdi (sum af Værdikolonne)</b>			

Intensitet (i) angives som:

1: Lille forekomst 2: Middel forekomst 3: Dominerende forekomst

## Udvikling af et nationalt fysisk indeks

Efter en landsdækkende test af indekset i løbet af 2002 i samarbejde mellem DMU og amterne, er de forhold, der skal vurderes, blevet ændret, således at der kun indgår forhold der knytter sig til vandløbets naturlige forhold, dvs. negative forhold som eksempelvis nylig opgravning er udgået. Det reviderede indeks bruges også i forbindelse med overvågningen under NOVANA programmet og er opbygget som følger (Pedersen og Baattrup-Pedersen, 2003):

	Intensitet (I: 0-3)	Faktor (F)	Værdi (=I x F)
<b>Strækingsparametre:</b>			
Høller og stryg - % af optimalt antal (0:Ingen, 1:0-25 %, 2:25-75 %, >75 %)		+2	
Slyngningsgrad (0:Lige, 1: Svagt sinuøst, 2:Sinuøst, 3:Mæandrerende)		+1	
Tværsnitsprofil (0:Kanaliseret, 1:Semi-naturligt, 3:Naturligt)		+2	
Bredde variation (0:CV=0-10 %, 1:CV=10-25 %, 2:CV=25-50 %, 3:CV>50 %)		+2	
Nedhængende vegetation – % af brink (0:Ingen, 1:0-25 %, 2: 25-50 %, 3:>50 %)		+1	
Bredde af udyrket vandløbsnært areal (0:0-2m, 1:2-5m, 2:5-10m, 3:>10m)		+1	
Underskårne brinker % af strækning (0:Ingen, 1:0-25 %, 2:25-50%, 3:>50 %)		+1	
<b>Vandløbsparametre:</b>			
Højenergi hastighed - % af vandløbsareal (0:Ingen, 1:0-10 %, 2:10-25 %, 3:>25 %)		+1	
Rødder i vandløbet - % af strækning (0:Ingen, 1:0-10 %, 2:10-25 %, 3:>25 %)		+1	
Emergent vegetation - % af tværsnit (0:Ingen, 1:80-100 %, 2:30-80 %, 3:10-30 %)		+1	
Undervandsvegetation (0:Ingen, 1:>60 %, 2:10-40 %, 3:40-60 %)		+1	
Okkerbelastning - % af strækning (0:Ingen, 1:0-10 %, 2:10-50 %, 3:>50 %)		-2	
Anden fysisk variation % af strækning (0:Ingen, 1:0-10 %, 2:10-20 %, 3:>20 %)		+2	
<b>Substratparametre</b>			
Stendækning - % af strækning (0:Ingen, 1:0-10 %, 2:10-25 %, 3:>25 %)		+2	
Gydegrusdækning - % af strækning (0:Ingen, 1:0-10 %, 2:10-25 %, 3:>25 %)		+2	
Sanddækning - % af strækning (0:>50 %, 1:25-50 %, 2:10-25 %, 3:<10 %)		+1	
Mudder / blød bund - % af strækning (0:Ingen, 1:0-10 %, 2:10-25 %, 3:>25 %)		-2	
<b>Indeksværdi (sum af Værdikolonne)</b>			

Intensitet (i) angives som:

1: Lille forekomst 2: Middel forekomst 3: Dominerende forekomst

Der er i det nuværende fysiske indeks i et vist omfang taget højde for den dobbelt-rolle som planterne spiller i vandløbet, ved at tilstedeværelsen af neddykkede planter bruges som et positivt element i den hydromorfologiske kvalitetsvurdering i vandløbet. Planternes rolle som variationsskabende element i vandløbene er ikke direkte inkluderet i det fysiske indeks. Under NOVANA overvågningsprogrammet indsamles information om den rumlige fordeling af vandplanter på 50 m strækninger (Pedersen og Baattrup-Pedersen, 2003). Resultaterne af denne overvågning vil kunne bruges til at udbygge det fysiske indeks, således at planternes dobbelt-rolle vil blive mere detaljeret beskrevet i et fremtidigt indeks.

## Det fysiske indeks er problematisk i store vandløb

Det fysiske indeks i dets nuværende form har nogle begrænsninger med hensyn til hvilke typer af vandløb det kan benyttes i. Det forventes at det fysiske indeks i dets nuværende form vil være tilstrækkeligt til at bedømme den hydromorfologiske kvalitet i små og mindre danske vandløb. I vandløb der er for store eller for dybe vil kvaliteten af de hydromorfologiske forhold ikke umiddelbart kunne karakteriseres med det fysiske indeks som det foreligger i dag. I store

og dybe vandløb kan en delmængde af de parametre der indgår i det fysiske indeks benyttes til en karakteristik af naturligheden af vandløbets overordnede forløb, hvis der opstilles kriterier for hvilke forhold der skal vurderes i store vandløb samt hvis der gives en anbefaling vedr. længden af den strækning som disse forhold skal vurderes over. Parametrene, der beskriver vegetationen i vandløbet, er bragt i balance med parametre der kan beskrive fysiske variationer i skovvandløb, og indekset kan således benyttes i både lysåbne og skovdækkede vandløb. I tabel 7.1 er vist en oversigt over hvilke mål og indeks der er i brug og hvilke der skal udvikles i forbindelse med vandløbenes hydromorfologiske forhold.

*Flere mål for vurdering af hydromorfologisk tilstand bør udvikles for danske vandløb*

*Tabel 7.1 Forslag til indeks og mål der kan indgå i vurderingen af den hydromorfologiske tilstandsvurdering i vandløb. På nuværende tidspunkt er det kun muligt at opstille vejledende grænser for det fysiske indeks. Grænserne og indeks for hhv. det hydrologiske regime, vandplanternes påvirkning af det fysiske miljø og fysisk indeks i store vandløb kan først fastlægges senere når de rigtige mål er udviklet. Ved det fysiske indeks er vandløbsstørrelsen fra 3-10 meter sat i parentes, da det fysiske indeks kun kan benyttes i en delmængde af denne vandløbsstørrelse.*

Mål	Vandløbsstørrelse	Høj	God	Moderat	Ring	Dårlig
Fysisk Indeks	0-3 m; (3-10 m)	63-53	52-34	33-17	16-0	(-1)-(-12)
Fysisk Indeks	>10 m	Indeks bør udvikles				
Store vandløb						
Planternes fysiske betydning	0-3 m; 3-10 m; >10 m	Mål bør udvikles				
Hydrologisk regime	0-3 m; 3-10 m; >10 m	Mål samt indeks bør udvikles				

*Fastlæggelse af økologiske kvalitetsklasser vha. fysisk indeks*

Det fysiske indeks er kun brugt i meget få vandløb i dets nuværende form og en præcis fastlæggelse af grænserne mellem de enkelte økologiske klasser er derfor forbundet med en vis usikkerhed (tabel 7.1). Som udgangspunkt vil høj hydromorfologisk kvalitet være vandløb, der opnår maksimal indeks værdi eller lidt lavere. Grunden til at høj økologisk kvalitet udgør et interval og ikke en absolut værdi er, at der indgår parametre i indekset der specifikt knytter sig til hhv. lysåbne og skovdækkede vandløb. Det vil således være yderst sjældent at et vandløb opnår maksimal indekseværdi selv i referencetilstand. Grænserne mellem god og moderat økologisk kvalitet er fastlagt ud fra, at nogle parametre skal antage maksimalværdier for at der kan opnås god økologisk kvalitet – dette gælder for tilstedeværelsen af høller og stryg og i skovvandløb skal der være ”anden fysisk variation” til stede, mens der skal være planter i lysåbne vandløb. Grænserne mellem de resterende klasser er også vejledende og er foretaget ved at opdele indekseværdierne i lige store intervaller. Den nuværende fastlæggelse af indekseværdier skal justeres når referencedata foreligger ligesom der på sigt skal inkluderes indekseværdier for naturligheden i det hydrologiske regime, når denne viden foreligger.

*Indeksværdier og grænsefastsættelser skal valideres i referencedatabase*

### 7.3 Eksisterende indeks til vurdering af kiselalgesamfundets tilstand

Indenfor kvalitetsselementet benthiske alger er det valgt at fokusere på kiselalger, da denne gruppe indgår som en obligatorisk del af overvågningen af vandkvalitet i mange europæiske lande (Whitton et al, 1991; Whitton & Rott, 1996; Prygiel et al., 1999) og i USA (Charles, 1996). I Danmark har der ikke været tradition for at anvende kiselalger til overvågning af vandmiljøet, og der eksisterer kun sparsom viden om kiselalgesamfund i danske vandløb. Der er nogle væsentlige fordele ved at anvende kiselalger til overvågning af vandkvalitet. Kiselalgesamfundene påvirkes direkte og relativt hurtigt af fysisk-kemiske ændringer i vandløbsmiljøet. Derudover er de vidt udbredte og meget artsrige (på et par cm<sup>2</sup> findes typisk 30-100 arter), og hver art har et relativt specifikt optimum og tolerance overfor en given faktor. Ligeledes er prøvetagningen simpel, billig og forstyrrer vandløbet minimalt. Europæiske standardmetoder for prøvetagning samt for bearbejdning og analyser af prøver af det benthiske kiselalgesamfund i vandløb er udarbejdet og afventer endelig godkendelse (CEN projekt referencer: prEN13946 og prEN14407).

*Der eksisterer en lang række indeks baseret på kiselalgesamfund der anvendes bredt i USA og Europa*

Tabel 7.2 giver en oversigt over alle de kiselalgebaserede indeks der anvendes i Europa og USA i dag. Alle indeks forudsætter at standardmetoderne for prøvetagningen anvendes. Beregning af de fleste indeks forudsætter identifikation af kiselalgerne til artsniveau.

Der er lavet flere undersøgelser af over 2000 arters økologiske præference og tolerance (Lange-Bertalot, 1979; Hofmann, 1994; van Dam et al 1994, Lenoir & Coste, 1996; Rott et al 1997; Kelly & Whitton, 1995). Det er variationer i beregningen af arters/slægters økologiske præference der er den væsentligste forskel mellem de eksisterende indeks. I Frankrig har man som et led i operationaliseringen af kiselalgebaserede indeks udviklet et software OMNIDIA, der kan beregne mange af de almindeligt anvendte indeks. I OMNIDIA er der mulighed for at man manuelt kan ændre arternes tilskrevne økologiske præference. Derved kan indeks let tilpasses (til fx danske forhold) hvis nye undersøgelser berettiger det.

*Mange kiselalgeindeks vurderer generel vandkvalitet*

De fleste indeks baseret på benthiske kiselalger giver et mål for vandløbs generelle vandkvalitet. Indeksene korrelerer i større eller mindre grad med vandkvalitetsparametre såsom BOD, COD, fosfor, nitrat, pH og konduktivitet, men også med oplandsparametre såsom andelen af landbrug, geologi, m.m. Alle undersøgelser viser at indeksene tydeligt ændrer sig som funktion af menneskelige påvirkninger. Det er mere problematisk at finde de specifikke årsager.

**Tabel 7.2** Oversigt over eksisterende indeks baseret på kiselalgesamfund. I tabellen er angivet hvilke påvirkningstyper de forskellige indeks ændrer sig som funktion af.

	Indeks	Baseret på Zelinka & Marvan, 1961	Reference	Antal arter, der indgår i indeks	Kan udregnes med OM-NEDIA	Anvendes i følgende lande
<b>Generelle tilstandsindeks:</b>						
	IBD	Ja	Lenoir & Coste, 1996	209	*	F, B, L,
	IPS	Ja	Coste (in Cemagref, 1982)	2500	*	F, B, GB, FIN, PL, L, E, P, GR, S, D
	IDG	Ja	Rumeau & Coste, 1988	174 slægter	*	F, B, GB, PL, FIN, MA, S, L
	ILM	Ja	Leclercq & Maquet, 1987	210	*	B, L
	EPI-D	Ja	Dell' Uomo, 1996	93	*	I
	DES	Ja	Descy, 1979	106	*	B, P
	CEE	Ja	Descy & Coste, 1991	208	*	B, F, L, E, P, AND, SP
	DI-CH	Ja	Hurlimann & Niederhauer, 2000	220	*	CH
	IDAP	Ja	Prygiel et al., 1996	91 + 45 slægter	*	F
	RDI	Ja	Fore & Grafe, 2002	105	*	USA
<b>Specifikke påvirkninger:</b>						
<b>Organisk belastning</b>						
	SHE		Steinberg & Schiefele, 1988; Schiefele & Schreiner, 1991	386	*	D, A, B
	Pollution Index		Bahls, 1993	alle arter		USA
	SLA	Ja	Sladeczek, 1986	323	*	P, MA
	ROTT	Ja	Rott et al, 1997		*	A, CH
	DAIpo		Watanabe, 1986	226	*	Japan, MK
	Differential species system		Lange-Bertalot, 1979	100	*	D, CH, A
<b>Eutrofiering</b>						
	Van Dam		Van Dam et al, 1994	776 + 56 slægter	*	NE
	Hofmann		Hofmann, 1994, 1996		*	D, A
	TDI	Ja	Kelly &Whitton, 1995	86	*	GB, FIN, A
	SHE		Steinberg & Schiefele, 1988; Schiefele & Schreiner, 1991	386	*	D, A, B
	TDI	Ja	Schiefele & Kohmann, 1993	105		D, CH, A, GB
	ROTT	Ja	Rott et al, 1999		*	A, CH
	TSI		Pipp et al, 2001			A
	Van Dam		Van Dam, 1994	776 + 56 slægter	*	NE
	Hofmann		Hofmann, 1994, 1996		*	D, A
<b>Miljøfremmede stoffer</b>						
<b>Okker</b>						
<b>Forstyrrelse</b>						
	Siltation Index		Bahls, 1993	alle slægter		USA
	% Adnate		Molloy, 1992	alle slægter		USA
	% Erect or stalked		Molloy, 1992	alle slægter		USA
<b>Ændret hydrologisk regime</b>						

IPS (Indice de Polluo-Sensibilite) og IDG (Indice Diatomique Generique) er udviklet i Frankrig og Belgien, men har været anvendt i mange andre europæiske lande (Prygiel et al., 1999). I IPS indgår over 2500 arters økologiske præference mens IDG baseres på alle slægternes økologiske præferencer. Idet identifikation af kiselalger til slægtsniveau er relativ let, er IDG interessant i overvågningsøjemed, og har vist gode resultater (Kelly et al. 1995). Nogle slægter indeholder dog arter med helt forskellige økologiske præferencer, og anvendelsen af IDG kan være problematisk (Prygiel et al, 1999).

IBD (Indice Biologique Diatomees) er udviklet i Frankrig, og har siden 1999 været en del af det franske overvågningsprogram (Lenoir & Coste, 1996, Prygiel, 2002). IBD er baseret på landsdækkende undersøgelser af sammenhænge mellem artsammensætningen af epilittiske kiselalger og 14 vandkvalitets parametre (temperatur, pH, konduktivitet, suspenderet materiale, BOD, COD, iltindhold, iltmætning,



NTK, ammonium, nitrat, nitrit, ortho-P og klorid). Mere end 2700 prøver er blevet analyseret og brugt til udvikling af den tredje og nyeste version (Prygiel, 2002). Kun arter, der er relativt lette at identificere, er medtaget i IBD. Derved har IBD en praktisk fordel i forhold til IPS og undgår samtidig problemerne ved IDG.

De præsenterede indeks er ofte stærkt korrelerede, men det er forskelligt fra land til land (region til region) hvilket indeks der virker bedst (Prygiel et al. 1999). Mange lande i Europa har foreslået grænseværdier for IPS, IDG og/eller IBD til økologisk klassificering af vandløb (Kwandrans et al., 1999; Descy & Ector, 1999; Prygiel & Coste, 1999; Elorante & Soininen, 2002).

*TDI indekset benyttes til specifikt at vurdere eutrofiering*

Der findes mange forskellige indeks til kvantificering af eutrofiering. Det trofiske diatome indeks TDI, som blev udviklet i England og Skotland, har vist sig særdeles anvendeligt indenfor næringsstofkoncentrationer svarende til dem der findes i danske vandløb (Kelly & Whitton 1995; Kelly et al. 1996; Kelly 1998; Kelly & Whitton 1998; Harding & Kelly 1999; Kelly, 2002). TDI blev udviklet i forbindelse med implementeringen af EU's Spildevandsdirektiv og skal derfor kunne skelne mellem direkte påvirkning af eutrofiering og påvirkninger som følge af organisk belastning. Ved udregning af TDI beregnes derfor også andelen af taxa der er tolerante overfor organisk belastning. Er andelen høj, fx > 40 %, kan en høj TDI værdi ikke entydigt tilskrives eutrofiering (Kelly & Whitton 1995). Ved meget høje næringsstofkoncentrationer, fx ortho-P > 1 mg/L, kan TDI ikke anvendes (Kelly 1998). Endvidere bør det bemærkes, at TDI er udviklet til at kunne overvåge ændringer i næringsstofkoncentrationer i et vandløbssystem og derfor ikke umiddelbart kan anvendes til at sammenligne vandløbssystemer.

Fysiske forstyrrelser såsom sediment transport og høje strømhastigheder vil især påvirke kiselalgesamfundets morfologiske karakteristika (se kapitel 5). Derfor har indeks, som beskriver andelen af arter med en bestemt livsform, fx Siltation Index (% motile arter) (Bahls 1993), % Adnate arter (Molloy 1992), % Erect or stalked arter (Molloy 1992), vist god korrelation med fysisk forstyrrelse (Molloy 1992; Kutka & Richards 1996; Fore & Graf 2002). Disse indeks er simple at beregne og kræver kun identifikation til slægtsniveau.

*En række kiselalgegrupper er defineret i relation til forsuring*

Kiselalgesamfundet vil også påvirkes af forsuring. På baggrund af definitionen af følgende grupper: 1 acidobiontic pH optimum < 5,5; 2 acidophilous pH optimum mellem pH 5,5 og pH 7; 3 circumneutral pH optimum = 7; 4 alkaliphilous pH optimum > 7; 5 alkalibiontic forekommer kun ved pH > 7; 6 indifferenter er der udviklet mange indeks til bestemmelse af et vandløbs pH værdi (fx. Renberg & Hellberg, 1982; Elorante, 1990; Håkansson 1993) eller type (van Dam, 1994; Coring, 1996). Der er stor usikkerhed forbundet med de førstnævnte, hvorimod de sidstnævnte, især det tyske indeks DATA (Diatom Assemblage Type Analysis), viser lovende resultater (Coring, 1996; Jarlman, pers. comm., 2003)

## 7.4 Kiselalgesamfund og indeks til klassifikation af vandløb i Danmark

*Dataanalyser viser at kiselalgesamfund ikke umiddelbart kan beskrive ændringer i vandkvalitet i danske vandløb*

Der er foretaget en række analyser af kiselalgesamfundene i relation til fysisk-kemiske vandløbsmiljøparametre, ligesom diverse indeks er udregnet og relateret til vandløbsmiljøet i 37 danske vandløb (se Johannsen, 2004). Der findes ikke signifikante korrelationer mellem eutrofieringsindeks og næringsstofkoncentrationerne. Indenfor de kemiske vandløbsparametre viser analyserne at kun CEE og DES korrelerer signifikant med næringsstofniveauerne i vandløbsvandet (henholdsvis  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$  og total-P). Korrelationerne er dog relativt svage og kan kun forklare mellem 17 % og 40 % af den fundne variation. CEE udviser den stærkeste korrelation indenfor de vandkemiske parametre. Benyttes den fundne regressionsmodel mellem CEE og  $\text{PO}_4\text{-P}$ , er CEE indekset 12 i vandløb beliggende i naturoplande og 8 i vandløb beliggende i oplande med punktkildeforurening. Benyttes den fundne model mellem CEE og total-P, er indekset på henholdsvis 14 og 7 i de to vandløbstyper. De relativt svage korrelationer og små ændringer i indeksværdierne gør at CEE ikke umiddelbart vurderes at være tilstrækkeligt følsomt til at indikere ændringer i danske vandløbs tilstand.

## 7.5 Eksisterende indeks til vurdering af makrofytsamfundets tilstand

*Makrofyter benyttes til vurdering af vandkvalitet i flere europæiske lande*

Der har ikke i Danmark været tradition for at anvende makrofytbaserede indeks i overvågningen af vandløbsmiljøet, og der er derfor hverken opstillet eller afprøvet makrofytindeks i danske vandløb. Overvågning af vandkvalitet med brug af makrofyter er imidlertid blevet udviklet indenfor de seneste 20 år i Europa (tabel 7.3). For nuværende er Mean Trophic Rank metoden (MTR), udviklet i England i forbindelse med implementeringen af EU's Spildevandsdirektiv (Holmes 1995, 1996), den metode som har fundet størst anvendelse. Indekset er udformet således at en lang række udbredte makrofyter i de engelske vandløb er blevet tildelt en Species Trophic Rank (STR) værdi fra 1-10. Værdien fortæller om artens tolerance overfor eutrofiering, hvor høje værdier tildeles arter, der ikke tåler eutrofiering, mens lave værdier tildeles arter der tolererer eutrofiering. Ved hjælp af disse værdier udregnes et indeks for en vandløbsstrækning på basis af arters tilstedeværelse og hyppighed. Indekset fortæller om den specifikke vandløbsstræknings eutrofieringsgrad på en skala fra 10 til 100, hvor værdier mindre end 20 svarer til eutrofierede forhold, mens værdier større end 80 svarer til meget næringsfattige forhold. Der eksisterer også metoder baseret på makrofyter i Tyskland hvor TIM indekset benyttes (Schneider et al. 2000, 2003), og i Frankrig hvor GIS indekset benyttes (Haury et al. 1996). Begge indeks svarer i de væsentlige dele til MTR indekset.

**Tabel 7.3** Oversigt over eksisterende indeks baseret på makrofytsamfund. I tabellen er angivet hvilke påvirkningstyper de forskellige indeks ændrer sig som funktion af.

	Indeks	Indeksnavn	Land	Måleenhed	Reference
Generelle tilstandsindeks:					
	nej				
Specifikke påvirkninger:					
Organisk belastning	nej				
Eutrofiering	ja	MTR	England	Arters tilstedeværelse og abundans	Holmes 1995, 1996
		GIS	Frankrig		Haury et al. 1996
		TIM	Tyskland		Schneider 2000, Schneider & Meltzer, 2003
Miljøfremmede stoffer	nej				
Okker	nej				
Forsuring	nej				
Regulering og opgravning	nej				
Grødeskæring	nej				
Brud i kontinuitet	nej				
Ændret hydrologisk regime	nej				

## 7.6 Makrofytsamfund og indeks til klassifikation af vandløb i Danmark

MTR indekset har vist sig at være anvendeligt, også indenfor næringsstofkoncentrationer svarende til de koncentrationer der findes i danske vandløb. Da en række af de arter der indgår i MTR indekset også findes i den danske vandløbsflora, er det i forbindelse med nærværende projekt valgt at afprøve MTR indekset på danske vandløb. Indenfor projektets rammer har det ikke været muligt at indsamle nye data. Det betyder at afprøvningen har været begrænset til 12 vandløb, idet kun data fra vandløb hvor makrofytsamfundene er beskrevet med den metode, der ligger til grund for MTR indekset, indgår. Resultaterne af analyserne er beskrevet i bilag 7.1.

*MTR indekset er ikke følsomt nok til at indikere ændringer i vandkvalitet i danske vandløb*

På baggrund af denne afprøvning kan det ikke anbefales at implementere MTR indekset som mål for danske vandløbs eutrofieringsgrad. Det skyldes at indekset ikke er tilstrækkeligt følsomt til at indikere væsentlige ændringer i eutrofieringsgrad ved markante ændringer i næringsstofkoncentrationen i de undersøgte vandløb. Imidlertid vil det være hensigtsmæssigt at afprøve MTR indekset på et større datasæt.

Som beskrevet i kapitel 5 udgør de fysiske påvirkninger af vandløbene i form af reguleringer og vandløbsvedligeholdelse mere væsentlige trusler for makrofytsamfundene i danske vandløb end eutrofiering. I forbindelse med vandløbsreguleringer er de vandløbsnære arealer de fleste steder blevet inddraget i landbruget. Udretninger samt nedgravning af vandløbet og drift af de vandløbsnære arealer betyder at der er begrænset både hydrologisk og biologisk samspil mellem vandløbene og de tilstødende arealer. Dette samspil er væsentligt for vandløbets struktur og funktion, og det er derfor vigtigt at identificere indikatorer for dette. Det er sandsynligt at forekomst af

en række plantearter/grupper vil være velegnede som indikatorer, da mange arter vil kunne findes både på de vandløbsnære arealer og i vandløbet. Det anbefales at undersøge dette forhold. Såfremt plantearter er velegnede indikatorer, bør disse indarbejdes i et makrofytindeks (tabel 7.4).

*Bilag 7.2 viser hvordan makrofyter kan indgå i vurdering af økologisk kvalitet*

I bilag 7.2 vises i en række analyser hvordan plantesamfundene påvirkes af vandløbsvedligeholdelse. På baggrund af analyserne er der foreslået en række mål/indeks der alle kan bidrage med vigtige informationer om plantesamfundets påvirkningsgrad, og som derfor kan indgå i forbindelse med udviklingen af et makrofytindeks eller multimetriske til vurdering af makrofytsamfundets tilstand (tabel 7.4).

*Det anbefales at der udvikles mål baseret på makrofyternes rigdom, sammensætning og fordeling*

**Tabel 7.4** Forslag til mål/indeks der kan indgå i et makrofytindeks eller multimetriske til vurdering af makrofytsamfundets tilstand. Målene/indices beskriver påvirkningsgrad fra grødeskæring i vandløbet samt fysiske modifikationer, som påvirker samspillet mellem vandløbet og det vandløbsnære areal. Indenfor nogle mål/indeks er der foretaget en afgrænsning af de økologiske kvalitetsklasser. Denne afgrænsning er baseret på analyser i 62 primært vestvendte vandløb med forskellig grødeskæringsintensitet (se bilag 7.2). Det vurderes dog at de alle er relevante i danske vandløb, dog under hensyntagen til størrelsesforskelle. I afgrænsningen kan der ikke skelnes mellem henholdsvis høj og god samt ringe og dårlig økologisk kvalitet.

Mål/indeks	Vandløbsstørrelse	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
Forekomst/dækning af indikatorarter i vandløb for samspil mellem vandløb og vandløbsnære arealer		Mål/indeks bør udvikles				
Shannon diversitet	0-3 m; 3-10 m; >10 m	>2,0		1,0-2,0		<1,0
Dækning af enkelt pindsvineknop	3-10 m; >10 m?	<40 %		40-60 %		>60 %
Samlet dækning af karakteristiske arter	3-10 m; >10 m?	>40 %		20-40 %		<20 %
Plantekompleksitet - midterzone	3-10 m; >10 m?	>30 %		10-30 %		<10 %
Plantesamfundets rumlige fordeling		Mål/indeks bør udvikles				
Plantesamfundets egenskaber		Mål/indeks bør udvikles				

## 7.7 Eksisterende indeks til vurdering af makroinvertebratsamfundets tilstand

*Makroinvertebrater benyttes i mange lande til vurdering af vandløbstilstand*

Makroinvertebrater er gennem årene i mange lande blevet brugt til klassificering af den miljømæssige tilstand. Der er blevet udviklet en lang række forskellige indekser (tabel 7.5). Disse er typisk blevet udviklet til anvendelse i et bestemt geografisk område eller til anvendelse i et bestemt land. De første indekser blev udviklet med henblik på beskrivelse af organisk forurening (Woodiwiss 1964), men indekser til be-

skrivelse af andre påvirkninger – fx forsuring - er senere kommet til (Raddum et al. 1988). I Danmark anvendes DVFI systemet til beskrivelse af den biologiske vandløbskvalitet. Systemet blev oprindeligt, i en tidligere udgave, udviklet med henblik på beskrivelse af organisk forurening (Andersen et al. 1984), men der er senere opnået erkendelse af at DVFI også i et vist omfang afspejler andre menneskelige påvirkninger, fx fysisk forarmning, okker, pesticider m.m (Olsen & Friberg 1999; Skriver 1984). Indekset vil også kunne beskrive kraftig forsuring, men vil næppe være følsomt over for svag og moderat forsuring.

Fælles for de fleste indeks er at de alle i et vist omfang beskriver både taxonomisk sammensætning, diversitet og forekomsten af sensitive taxa. De sidste to størrelser indgår således direkte i DVFI indeksskemaet til beregning af faunaklassen som "diversitetsklasser" og "nøglegrupper". Dette mønster går igen i hovedparten af de nationale indeks der i dag anvendes i Europa (tabel 6.5).

*Abundans, taxonomisk sammensætning, diversitet og forekomst af sensitive/tolerante taxa skal indgå i vurdering af økologisk tilstand*

Ved klassificering efter Vandrammedirektivet skal abundans indgå tillige med taxonomisk sammensætning, diversitet og forekomst af sensitive/tolerante taxa (Wallin et al. 2002). Antallet af individer i en prøve anvendes ofte som en særskilt oplysning i forbindelse med den enkelte faunaliste, og det bør vurderes hvorledes individantallet i en prøve på tilfredsstillende vis kan sammenkobles med DVFI værdien og eventuelt yderligere ét indeks for generel økologisk kvalitet. Dette for at give det endelige samlede udtryk for makroinvertebratfaunaen.

**Table 7.5** Oversigt over eksisterende indeks baseret på makroinvertebratsamfund. I tabellen er angivet hvilke påvirkningstyper de forskellige indeks ændrer sig som funktion af. Tax=taxonomisk sammensætning, div=diversitet, sen=forekomst af sensitive arter.

	Indeks	Indeksnavn	Land	Målbar enhed	Reference
<b>Generelle tilstandsindeks:</b>					
	ja	DVFI	DK, Sverige	tax, div, sen	Miljøstyrelsen 1998
		BMWP, ASPT	UK	tax, div, sen	Armitage et al. 1983
		BMWP, ASPT modifikation	Spaien	tax, div, sen	Alba Tercedor & Pujante 2000
		IBGN	Frankrig	tax, div, sen	AFNOR 1992
		EPT taxa	mange lande	tax, div, sen	Lenat 1988
		Shannon-Wiener	mange lande	relativ abundans	Shannon 1948
<b>Specifikke påvirkninger:</b>					
<b>Organisk belastning</b>					
	ja	DVFI	DK, Sverige	tax, div, sen	Miljøstyrelsen 1998
		BMWP, ASPT	UK	tax, div, sen	Armitage et al. 1983
		BMWP, ASPT modifikation	Spaien	tax, div, sen	Alba Tercedor & Pujante 2000
		IBGN	Frankrig	tax, div, sen	AFNOR 1992
		Saprobieindekset	Tyskland, Østrig	tax, div, sen	Friedrich 1990; Moog 1995
		IBE	Italien	tax, div, sen	Ghetti 1997
		BBI	Belgien, Portugal	tax, div, sen	De Pauw & Verhooren 1983
<b>Eutrofiering</b>					
Miljøfremmede stoffer	nej				
Okker	nej				
Forsuring	ja	Forsuring-sindeks	Norge, Sverige	tax, div, sen	Raddum & Fjellheim 1988; Henrikson & Medin 1986
		Forsuring-sindeks	Tyskland		Braukmann 1995
Regulering og opgravning	nej				
Grødeskæring	nej				
Brud i kontinuitet	nej				
Ændret hydrologisk regime	ja		UK	tax, div, sen, abundans	Extence et al. 1999

## 7.8 Makroinvertebrater og indeks til klassifikation af vandløb

### *Udbygning af makroinvertebratbaseret indeks*

I det følgende beskrives et forslag til et indeks bestående af flere indeks/mål, et såkaldt multi-metric, som kan benyttes til klassificering af vandløb ud fra makroinvertebratsamfundet i henhold til Vandrammedirektivet. Forslaget er udarbejdet med henblik på at opnå en samlet bedømmelse hvor der indgår følgende hovedelementer: taxonomisk sammensætning, abundans, diversitet og forekomst af sensitive og ikke-sensitive taxa. Forslaget skal betragtes som et eksempel,

da flere/andre indeks/mål muligvis skal inddrages. Dette kræver et egentligt analysearbejde, hvor resultatet af multi-metric vurderingen sammenholdes med en uafhængig vurdering (ekspertvurdering, fysisk-kemisk klassifikation af en række vandløbs tilstand; se i øvrigt bilag 7.3).

*Inddeling i økologiske kvalitetsklasser vha. DVFI*

*Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI)*

Der er en indarbejdet tradition på regional og national basis for anvendelsen af dette indeks der i varierende omfang afspejler de fleste af de i tabel 7.5 beskrevne påvirkninger. Indekset belyser forekomst af sensitive taxa (nøglegruppetaxa), diversitet (positive og negative diversitetsgrupper) og i nogen udstrækning taxanomisk sammensætning. Det kvantitative aspekt (abundans) beskrives stort set ikke. I tabel 7.6 er angivet en skala for omsætning af DVFI til økologiske kvalitetsklasser.

*Tabel 7.6* Økologisk kvalitetsklasse og DVFI. Inddelingen i økologiske kvalitetsklasser er baseret på ekspertskøn.

Økologisk kvalitetsklasse – DVFI				
Dårlig (1)	Ringe (2)	Moderat (3)	God (4)	Høj (5)
1 og 2	3	4	5 og 6	7

*EPT taxa i indeks*

*EPT taxa (arter)*

Forekomsten af EPT taxa, dvs. antallet af forskellige taxa af døgnfluer, slørvinger og vårfluer, giver et overordnet mål for forekomsten af sensitive arter (selv om visse EPT arter/taxa ikke kan betragtes som særligt sensitive). Derudover er forekomst af et stort antal EPT taxa også et udtryk for en stor artsrigdom (selv om det ikke er hele faunen, der medtages). Ved anvendelse af antallet af EPT taxa er det nødvendigt at tage hensyn til vandløbsstørrelsen, idet artsantallet af både døgnfluer og vårfluer i høj grad er en funktion af vandløbets størrelse (Jacobsen & Friberg 1997, Wiberg-Larsen et al. 2000).

Et første udkast til antal af EPT-arter i de fem økologiske klasser ved forskellige vandløbsstørrelser kunne være:

*Tabel 7.7* Økologisk kvalitetsklasse og EPT taxa. Inddelingen i økologiske kvalitetsklasser er baseret på ekspertskøn. Antal EPT taxa kan evt. også udtrykkes som antal slægter eller familier.

Økologisk kvalitetsklasse – forekomst af EPT taxa (arter)					
Bredde	Dårlig (1)	Ringe (2)	Moderat (3)	God (4)	Høj (5)
0-2 m	0-1	2-3	4-6	7-11	> 12
2-10 m	0-3	4-5	6-10	11-15	> 16
> 10 m	0-3	4-7	8-12	13-17	> 18

*Abundans skal indgå i vurdering af økologisk tilstand*

*Antal af individer i sparkeprøven*

Antallet af individer i DVFI sparkeprøven kan anvendes som udtryk for abundansen. Der er givet følgende bud på antallet af individer indenfor de enkelte økologiske klasser, idet det er forsøgt at tage stilling til både organisk forurening, okker og miljøfremmede stoffer. Ved organisk forurening øges antallet af individer, mens en påvirkning af okker eller miljøfremmede stoffer vil reducere individantallet.

**Tabel 7.8** Økologisk kvalitetsklasse og individantal. Inddelingen i økologiske kvalitetsklasser er baseret på ekspertsøn.

Økologisk kvalitetsklasse - individantal				
Dårlig (1)	Ringe (2)	Moderat (3)	God (5)	Høj (5)
< 50	50-200	200-500		
eller	eller		500-3000	500-3000
> 10.000	5.000-10.000	3.000-5.000		

Det vurderes ikke hensigtsmæssigt at skelne på antalsbasis mellem god og høj kvalitet. God kvalitet tildeles derfor samme scoreværdi som høj kvalitet (=5).

#### *Diversitetsindeks*

Diversitetsindeks belyser i nogen omfang taxonomisk sammensætning. Der skal foretages en nærmere vurdering af hvilket indeks der i givet fald kan trækkes ind i den samlede vurdering af den økologiske kvalitet.

### **7.8.1 Samlet indeks (multi-metric) til vurdering af økologisk tilstand ud fra makroinvertebratfaunaen**

For hver af de 4 ovennævnte indeks/mål foretages en tildeling af en score fra 1 til 5. Herefter summeres score værdierne. Det foreslås at der laves en vægning hvor DVFI har dobbelt vægt:

**Tabel 7.9** Forslag til beregning af samlet score for makroinvertebratsamfundet baseret på mål/indeks angivet ovenfor.

Beregning af samlet score for makroinvertebratsamfundet		
DVFI	2 x score	beregnet score værdi
EPT taxa (arter)	1 x score	beregnet score værdi
Antal	1 x score	beregnet score værdi
Diversitetsindeks	1 x score	beregnet score værdi
		Sum = score (DVFI+EPT+Antal+Diversitet)

#### *Forslag til inddeling i økologiske kvalitetsklasser i udbygget makroinvertebratbaseret indeks*

Den samlede score vil ligge i intervallet 5 til 25. Der foreslås følgende skala for inddeling i økologiske klasser på baggrund af den samlede score:

**Tabel 7.10** Forslag til inddeling i økologisk kvalitetsklasse med brug af beregnet score i tabel 7.9. De mål/indeks der indgår i scoren, er DVFI, EPT taxa, antal individer og diversitetsindeks.

Omsætning af samlet score til økologisk klasse				
Dårlig	Ringe	Moderat	God	Høj
5-8	9-12	13-18	19-22	23-25

Det her foreslåede multimetriske indeks skal afprøves på et større datasæt. Ligeledes skal der foretages en analyse af forekomsten af EPT taxa i reference vandløb af forskellig størrelse, samt en vurdering af hvilket diversitetsindeks der bør indgå til beskrivelse af faunaen. På



sigt bør der også arbejdes hen imod udvikling af et indeks, der indeholder funktionelle aspekter af makroinvertebratsamfundet.

## 7.9 Eksisterende indeks til vurdering af fiske-samfundets tilstand

Fisk har gennem årene i en række lande været brugt til estimering af den biologiske kvalitet i vandløb. Der er blevet udviklet et antal forskellige indeks både i Europa og USA (tabel 7.11).

*Ørred har været brugt i den regionale overvågning*

I Danmark har fiskesamfundet kun været anvendt af enkelte amter i monitoringsmæssig sammenhæng. Og dette har primært været tilfældet i mindre vandløb hvor ørredtæthed og antallet af arter også i begrænset omfang har været anvendt ved vurdering af om fiskevandsmålsætningerne har været opfyldt.

**Tabel 7.11** Biotiske indeks baseret på fiskefaunaen. I tabellen er angivet hvilke påvirkningstyper de forskellige indeks ændrer sig som funktion af. Rich=Artsrigdom, tax=taxonomisk sammensætning, div=diversitet, sen=forekomst af sensitive arter, age=aldersstruktur, feed=fødebiologiske typer, abun=abundans

	Indeks	Indeksnavn	Land	Målbar enhed	Reference
Generelle tilstandsindeks:					
	Ja	IBI	USA	Rich, tax, sen, age, feed, abun	Karr 1981; Karr et al. 1986
	Ja	IBI-modifikation	Frankrig	Rich, tax, sen, feed, abun	Oberdorff & Hughes 1992
	Ja	IBI-modifikation	Frankrig	Rich, tax, sen, age, feed, abun	Oberdorff & Porcher 1994
	Ja	FIX	Sverige	Rich, tax, sen, age, abun	Appelberg et al. 1999
	Ja	IBI-modifikation	Belgien	Rich, tax, age, feed, abun	Belpaire et al. 2000
	Ja	IBI-modifikation	Lithauen	Rich, tax, feed, abun	Kesminas & Virbickas 2000
	Ja	IBI-modifikation	Belgien	Rich, tax, div, sen, age, feed, abun	Kestemont et al. 1998
	Ja	IBI-modifikation	Danmark	Rich, tax, sen, age, feed, abun	Dieperink 2003
Specifikke påvirkninger:					
Eutrofiering	Ja		Frankrig	Rich, tax, sen, feed, abun	Oberdorff & Hughes 1992
Miljøfremmede stoffer	Ja		Lithauen; Belgien;	Forekomst af hybrider, samt af syge og abnorme individer	Kesminas & Virbickas 2000 Didier & Kestemont 1996 Belpaire et al. 2000
Okker	Nej				
Forsuring	Ja	PHisces	Sverige	Forekomst af forsuringfølsomme arter og livsstadier	Degerman & Lingdell 1993 Appelberg et al. 1999
Regulering og opgravning	Ja		Frankrig Danmark	Relativ forekomst af grusgydende individer	Oberdorff & Hughes 1992 Dieperink 2003
Grødeskæring	Nej				
Brud i kontinuitet	Ja		Spanien	Rich, tax, div,	Reyes-Gavilán et al. 1996
Ændret hydrologisk regime	Ja		USA	Rich, tax, age, abun	Bain et al. 1988
			USA	Rich, tax, sen, age, feed, abun	Wang et al. 1996
			USA	Rich, tax, sen	Poff & Allan 1995

*Mål for ørredtæthed er ikke tilstrækkeligt i Vandrammedirektivet*

I forbindelse med Vandrammedirektivet er det imidlertid ikke tilstrækkeligt kun at anvende så få udtryk for fiskefaunaen, idet Vandrammedirektivet forudsætter at hele fiskesamfundet inddrages ved klassifikationen (European Communities 2003b). Dette indebærer at såvel taxonomisk sammensætning, abundans og aldersstruktur skal indgå i klassifikationen. Det er derfor nødvendigt at udvikle et egentligt indeks baseret på danske forhold til klassifikation af fiskefaunaen. Firmaet WaterFrame er derfor af DMU blevet anmodet om at sammenfatte den eksisterende viden om fiskefaunaen i danske vandløb med specielt henblik på anvendelse i forbindelse med monitorering samt om at udarbejde et forslag til et dansk fiskeindeks (Dieperink 2003).

## **7.10 Fiskesamfund og forslag til dansk indeks til klassifikation af vandløbenes tilstand**

*IBI er udgangspunkt for opstilling af dansk indeks*

Det amerikanske IBI indeks er blevet valgt som udgangspunkt for opstilling af et dansk indeks. Dette indeks opfylder de overordnede krav med hensyn til Vandrammedirektivet. Indekset er endvidere på tilfredsstillende vis blevet anvendt både i sin oprindelige form i USA, men har også senere vist sig at fungere i modificerede udgaver, idet systemet er blevet tilpasset til de aktuelle forhold i andre geografiske områder, bl.a. Europa. En arbejdsgruppe under Nordisk Ministerråd har desuden anbefalet at IBI-indekset også bør udgøre udgangspunktet for tilsvarende indeks i de nordiske lande (Malmquist et al. 2001). Indekset skal modificeres til danske forhold, bl.a. fordi det oprindelige IBI indeks er baseret på forekomst af taxonomiske grupper som ikke findes i Europa, men derudover også fordi indekset oprindeligt er udviklet i et område med en væsentligt mere artsrig fiskefauna end den der forekommer i Danmark.

De mål, der lægges til grund for det danske fiskeindeks, er i vid udstrækning baseret på det oprindelige IBI (Karr 1981) som er modificeret af Fausch et al. (1984; 1990) og Karr et al. (1986) og efterfølgende tilpasset til europæiske forhold (Appelberg et al. 1999; Oberdorff & Hughes 1992; Oberdorff & Porcher 1994; Didier & Kestemont 1996; Reyes-Gavilán et al. 1996; Kestemont et al. 1998; Belpaire et al. 2000; Kesminas & Virbickas 2000; Oberdorff et al. 2001a,b).

*Forslag til dansk fiskeindeks*

Tabel 7.12 giver en oversigt over hvilke mål der foreslås anvendt i et dansk fiskeindeks. Forslaget til indeks indeholder 12 delelementer (måleparametre) som hver især beskriver artsantal, forekomst af sensitive og tolerante arter, fødebiologiske typer, andelen af udvalgte taxonomiske grupper, forekomst af vandrefisk, abundans, aldersstruktur m.m. Som helhed vurderes indekset derfor at imødekomme de overordnede krav i forbindelse med Vandrammedirektivet. Ved beregning af indekset sammenfattes de 12 delelementer i én fælles indekxsværdi som kan antage værdier (score) i intervallet 12-60. Hvert delelement kan bidrage med en delscore i intervallet 1-5. Alle delelementernes scorer summeres (dvs. vægter ens).

Det skal bemærkes at udkastet til et dansk fiskeindeks er foreløbigt, idet der efterfølgende skal ske en afprøvning og testning af det opstillede fiskeindeks ud fra de data der indsamles i NOVANA pro-

grammet. Der kan eventuelt også foretages en afprøvning på data fra egentlige referencevandløb fra lavlandsområder i vore nabolande. Herefter vil det kunne afgøres om indekset kan fungere i sin nuværende udformning eller om forslaget til indeks skal modificeres. Dette kan f.eks. ske i form af fjernelse af nogle af de opstillede delelementer, introduktion af nye delelementer eller ved at foretage en vægtning af delelementerne.

*Tabel 7.12* Oversigt over mål der foreslås anvendt i et fiskeindeks samt inddeling i kvalitetsklasser for hvert mål under hensyntagen til forskelle i typologi (se Dieperink 2003).

Mål	Vandløbs- bredde (m)	Region	Score		
			5	3	1
Total antal fiskearter	0-2 m	Alle	3	2	1
	2-8 m		4	2-3	1
Antal sensitive arter	Alle	Alle	2	1	0
Antal bentiske arter	Alle	Alle	2	1	0
Antal driftsædende arter	Alle	Alle	2	1	0
Procentdel individer 3- eller 9-pigget hundestejle	Alle	Alle	<25	25-50	>50
Procentdel individer omnivore	Alle	Alle	<2	2-5	>5
Procentdel individer invertivore	Alle	Alle	>40	20-40	<20
Procentdel individer piscivore	Alle	Alle	>5	1-5	<1
Antal ørredyngel pr. m vandløb	0-2 m	Vestjylland	>0,5	0,25-0,5	<0,25
	2-10 m	Vestjylland	>0,25	0,13-0,25	<0,13
	0-2 m	Østdanmark	>2,0	1,0-2,0	<1,0
	2-10 m	Østdanmark	>1,9	0,9-1,9	<0,9
Antal arter af vandrefisk	Alle	Alle	2	1	0
Procentdel årsyngel af ørred	0-2 m	Alle	>70	40-70	<40
	2-10 m	Alle	>40	20-40	<20
Procentdel individer af litofile gydere	Alle	Alle	>10	5-10	<5

Der er i forslaget til dansk fiskeindeks endvidere givet et forslag til klassifikation i de fem økologiske klasser som anvendes i Vandrammedirektivet. Denne klassifikation er foretaget ud fra indeksets samlede score (tabel 7.13).

Tabel 7.13 Forslag til klassifikation af vandløb ved hjælp af fiskefaunaen. Indekset er baseret på en samlet score der beskriver fiskefaunaen (Dieperink 2003).

Økologisk klasse	Forslag til fiskeindeks score
Høj tilstand	55-60
God tilstand	47-54
Moderat tilstand	38-46
Ringe tilstand	26-37
Dårlig tilstand	12-25

Det skal bemærkes at forslaget til fiskeindeks er baseret på analyser af eksisterende datamateriale. Da referencetilstanden ikke er beskrevet for hverken små, mellemstore eller store vandløb, vil de opstillede scorer kunne ændre sig i forbindelse med beskrivelse af måleparameterens værdier i referencevandløb.

Der er i det følgende givet en gennemgang af de enkelte delelementer som indgår i forslaget til et dansk fiskeindeks (Dieperink 2003).

#### Total antal fiskearter

#### Artsantallet er lavt i danske vandløb

Dette mål er det hyppigst anvendte, men er problematisk i Danmark, fordi det fordrer at der naturligt er et rimeligt højt artsantal. Fausch et al. 1990 anbefaler at der ikke bør være mindre end 5 arter på en upåvirket lokalitet. I danske kildeområder finder man sjældent dette artsantal. De hyppigste arter i de mindste danske vandløb er ørred, ål, bæklampret og 3- og 9-pigget hundestejle, og det er kun sjældent man ved elfiskeri på strækninger over ca. 50 m finder alle disse arter i de helt små bække. Det er der to løsninger på: den ene er at undlade at anvende fiskeindekset i de mindste vandløb, fx under 1 m's bredde; den anden er at sikre at befiskningerne sker over så lange strækninger at der ikke er arter der undgår registrering. Svenske undersøgelser har vist at man, ved undersøgelser der foregår ved vadende elfiskeri, bør fiske over strækninger af minimum 200-300 m's længde for at opnå en repræsentativ indsamling af alle tilstedeværende arter (Degerman & Sers 1994).

Fælles for de hidtidige europæiske IBI-afprøvninger har været et forholdsvist lavt artsantal i de undersøgte vandsystemer. IBI har været anvendt med succes på vandsystemer med blot 11 (Oberdorff & Porcher 1994) og 13 fiskearter (Didier & Kestemont 1996), og hvor der har været endnu færre arter til stede på de enkelte lokaliteter. IBI har også været anvendt i små, kolde vandløb i Nordamerika hvor det er blevet tilpasset til vandløbslokaliteter med 2-9 arter (Leonard & Orth 1986).

For artsantallet er anvendt samme klassifikationsgrænser for østdanske og vestjyske vandløb, men forskellige grænser for små (0-2 m brede) og mellemstore (2-8 m brede) vandløb. Et lille vandløb tildes score 5 hvis der er tre eller flere arter til stede, men to arter medfører en score på 3, og én art giver en score på 1 (tabel 7.12). I de mellemstore vandløb skal der være fire eller flere arter for at udløse scoren 5, mens scoren 3 tildes lokaliteter med to eller tre arter. Hvis der kun er én art til stede i et mellemstort vandløb, gives scoren 1.

Det bemærkes at måleparameteren er følsom overfor udsætninger, der bevirker, at artsantallet øges så der opnås en kunstigt forøget score.

*Flodlampret og knude er eksempler på intolerante arter*

#### *Antal intolerante fiskearter*

I godt miljø vil alle arter, både tolerante og intolerante, kunne træffes, men dette er ikke tilfældet i dårligt miljø hvor de intolerante arter typisk mangler. Derfor er antallet af intolerante arter i sig selv et udtryk for økologisk kvalitet. Som intolerante klassificeres alle de arter der er uddøde, gået tilbage eller er lokalt forsvundet som følge af menneskelige forstyrrelser. Som beskrevet tidligere omfatter denne kategori arter som flodlampret og knude der i Danmark er gået kraftigt tilbage i de sidste 100 år. En række arter udover disse to kan karakteriseres som intolerante (Dieperink, 2003). Især udsætninger af ørred på lokaliteter uden naturlig gydning kan være medvirkende til at denne parameter scorer højere.

*Ål og bæklampret er bentiske arter med udbredelse i hele Danmark*

#### *Antal bentiske fiskearter*

Dette mål er udtryk for fisk, der lever i eller umiddelbart over bundsubstratet og derfor er stærkt afhængige af stabile forhold (Oberdorff & Hughes, 1992). Som bentiske regnes alle arter der æder og reproducerer i bentiske habitater (Dieperink, 2003). To udprægede bentiske arter, ål og bæklampret, er udbredt over stort set hele landet. Hvis ål og bæklampret er tilstede på samme lokalitet, vil lokaliteten score de maksimale 5 point for denne måleparameter, uanset vandløbets bredde (tabel 7. 12).

*Ørred, 3- og 9-pigget hundestejle er alle eksempler på driftædende fiskearter*

#### *Antal driftædende fiskearter*

Som driftædende arter er meget bredt defineret alle arter der ikke lever bentisk. Udtrykket "driftædende" er her anvendt synonymt med "water column species" (Oberdorff & Hughes 1992) og omfatter typisk arter der er aktive svømmere, der lever af drift i vandsøjle og ved overflade. Dermed omfatter definitionen også en art som gedden der ikke tager sin føde fra drift, men på den anden side heller ikke lever i tilknytning til bunden. Blandt de mest hyppigt forekommende arter i denne kategori er ørred og 3- og 9-pigget hundestejle.

#### *Andel af individer der er 3-pigget eller 9-pigget hundestejle*

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

*Fordeling af fødefunktionelle grupper skal indgå i indeks*

#### *Andel af individer der er omnivore*

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

Som omnivore (altædende) er defineret arter der indtager en betydelig del af både plantemateriale og smådyr i føden. Definitionen omfatter således ikke filtrerende og detritivore (æder dødt organisk materiale) dyr som fx lampretlarver. Danske arter af omnivore fisk er opført i Dieperink (2003).

#### *Andel af individer der er invertivore*

De fleste danske vandløbsfisk kan karakteriseres som invertivore (ædende smådyr), så en høj andel af invertivore individer svarer til et uforstyrret fødegrundlag. Danske arter af invertivore fisk er opført i Dieperink (2003). Arter som fx aborre, ørred og knude er typisk invertivore som små og skifter som ældre over til en føde med et større indhold af andre fisk. Sådanne nicheskift er almindelige hos fisk, og der er i Dieperink (2003) givet et forslag til, hvordan man kan registrere fisk der med alderen (og størrelsen) skifter fødegrundlag.

#### *Andel af individer der er piscivore*

Fiskeædende arter (piscivore) udgør toppen af den trofiske struktur i vandløbene, og denne måleparameter adskiller vandløbslokaliteter af høj og moderat økologisk kvalitet. Hvilke arter og størrelsesgrupper der kan registreres som fiskeædende, fremgår af Dieperink (2003).

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

#### *Antal ørredyngel pr. m vandløb*

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

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

Især de talrige 0-årige ørredyngel er nært knyttet til bredzonen, hvor deres overlevelse er afhængig af egnede skjulesteder. Tidligere har man især kvantificeret ørredens forekomst ved dens tæthed, dvs. antal pr. vandareal, typisk 100 m<sup>2</sup>, men dette mål medfører betydelige forskelle imellem brede og smalle vandløb (Nielsen 1997). Små og store vandløb vil kunne sammenlignes direkte ved at angive antallet af ørredyngel pr. løbende meter vandløb (Nielsen 1997; Vejle Amt 2002). Det er fordi ørredynglen i de første uger efter fremkomst fra gydebankerne er meget territoriehævdende og har stor indbyrdes aggressivitet. Antallet af overlevende i perioden maj-juni er betinget af skjulmulighederne på steder med lavt vand og lav strømhastighed. Denne habitat findes i de fleste danske vandløb kun langs bredderne, og derfor bliver det bredarealet der afgør hvor mange ørreder, der overlever og senere på sommeren kan søge ud på dybere og hurtigere strømmende vandløbsafsnit.

*Tætheden af ørredyngel fortæller om vandløbets kvalitet*

*Aldersfordeling af ørred kan belyse om der er udsætning eller brud i kontinuitet*

#### *Andel af årsyngel blandt ørred*

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

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

*Ørred, ål og skrubbe er gode indikatorer for kontinuitet i danske vandløb*

#### *Antal af vandrefisk*

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

En god forekomst af vandrefisk indikerer at fiskene har fri bevægelighed gennem vandløbet til og fra havet, og dermed at der i vandsystemet ikke findes opstemninger eller lignende spærringer for vandrefisk (Jowett et al. 1996; Reyes-Gavilán et al. 1996).

Ørred, ål og skrubbe er de arter som der med størst hyppighed figurerer som vandrefisk i danske vandløb, idet selv skrubber skønnes i stand til at vandre de ca. 150 km, som de længste danske vandløb er, hvis der ikke var passagehindringer. Skrubber er fx en hyppig art nedenfor Tangeværket i Gudenåen, omkring 40 km fra Randers Fjord.

En ret stor del af de arter der kan karakteriseres som vandrefisk (Dieperink, 2003), har en meget lokal dansk udbredelse (fx rimte, havlampret, flodlampret og snæbel), og grundlæggende er det altså ørred, ål og skrubbe der udgør grundlaget for denne måleparameter.

Mange af de mest populære sportsfisk er vandrefisk, og derfor er det vigtigt at bemærke at dette mål er følsomt overfor udsætninger af ørred, laks, helt, snæbel og ål der kan medvirke til at forhøje dens score kunstigt.

*Gydebanker og vandløbskvalitet*

#### *Andel af individer der er lithofile gydere*

Denne måleparameter er tidligere er anvendt for at skelne mellem lokaliteter hvor vandløbets substrat er blevet påvirket ved fjernelse af groft substrat, forøget sedimenttilførsel som følge af dræning, eller ændringer i det hydrologiske regime som følge af skovning, bebyggelse m.m. (Lydy et al. 2000). Dermed rammer måleparameteren direkte ind på et af de mest udbredte problemer for de danske vandløb.

Lithophile gydere omfatter især arter indenfor laksefisk og lampretter, men også elritse og strømskalle og knude gyder fortrinsvis på hårdt og gruset substrat (Dieperink 2003). Udsætninger af ørred og laks kan forøge værdien af denne måleparameter og medvirker dermed til at den scorer for højt. Udsætning af ål kan derimod reducere scoren for denne måleparameter.

## 7.11 Variation omkring økologiske kvalitetsklasser

Som det er beskrevet i foregående afsnit, vil en vurdering af den økologiske tilstand angivet som en kvalitetsklasse blive baseret på beregning af et enkelt eller flere indeks for de forskellige kvalitetselementer. Beregning af indeks udføres på grundlag af overvågningsdata i vandløbet, og som konsekvens vil beregningen af værdien af det enkelte indeks være behæftet med usikkerhed. Det betyder at der er en sandsynlighed, lille eller stor, for at misklassificere vandløbet, dvs. data giver at vandløbet tilhører en anden kvalitetsklasse end den gør i virkeligheden.

### *Usikkerheder og økologiske kvalitetsklasser*

Præklassifikationen beskrevet i bilag 7.3 af omtrent 100 vandløb og dels baseret på fysisk-kemiske målinger og dels på sammensætningen af smådyrsfaunaen viste, at inden for de samme klasser vil kemiske variable og DVFI-værdien variere mere eller mindre. Dette er et udtryk for den naturlige variation mellem vandløb. Der vil ligeledes være en variation mellem målinger på den samme station i det samme vandløb. Dels kan kemien være forskellig alt efter afstrømningens størrelse på prøvetagningstidspunktet og størrelsen af stikprøven, som anvendes til bestemmelse af det typiske niveau af de kemiske størrelser. Faunasammensætningen, og dermed beregning af de forskellige indeks (fx DVFI), vil være afhængig af årstid og indsamlingsmetode. Endvidere er de fysiske opmålinger af målestationerne underlagt subjektive vurderinger. Dette giver som nævnt anledning til usikkerhed på målinger på den samme station.

Der er i tidligere undersøgelser foretaget randomiseringsberegninger af et stort antal forskellige faunalister for at undersøge DVFI-værdiens afhængighed af hvilke arter og i hvilke antal, man fandt på stationen. Resultaterne viste at nogle faunalister kunne give meget forskellige DVFI-værdier ved bare at ændre lidt på artssammensætningen mens andre var mere robuste.

Principielt bør usikkerheden bestemmes hver gang man foretager en beregning af en kvalitetsklasse. Dette indebærer umiddelbart et stort arbejde med mange beregninger. Det vil være mere hensigtsmæssigt hvis man ud fra pilotførsøg, internationale interkalibreringer og/eller empiriske data kan estimere usikkerheder for de enkelte elementer således at man kan anvende en standardusikkerhed på beregningerne, og dermed gøre styrkeberegninger mere overkommelige.



## 7.12 anbefalinger

*Indeks bør anvendes til vurdering af økologisk kvalitet.*

Vandrammedirektivet kræver at der eksisterer metoder til vurdering af kvalitetselementernes tilstand. Indeks er af stor værdi i den sammenhæng. Dels fordi indekxsværdier kan benyttes direkte i vurderingen af den økologiske tilstand dels fordi en række indeks er udviklet med det formål at undersøge betydningen af specifikke påvirkninger. De biologiske kvalitetselementer påvirkes alle af menneskelige aktiviteter i og i umiddelbar nærhed af vandløbene, og ændringer i samfundene kan direkte relateres til disse påvirkninger. Der eksisterer ikke signifikante interkorrelationer mellem de biologiske kvalitetselementer (se bilag 7.4), og alle elementer bør derfor som udgangspunkt inddrages i kvalitetsvurderingen. Makroinvertebratsamfundet, i form af Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI), er det eneste indeks der hidtil har været benyttet i forbindelse med overvågningen af vandløbsmiljøet i Danmark. Det anbefales at dette indeks fortsat benyttes i forbindelse med vurdering af økologisk kvalitet i vandløb. Det anbefales endvidere at indeks baseret på makroinvertebratfaunaen videreudvikles, således at flere mål/indeks indgår. Det anbefales også at der arbejdes hen imod også at udvikle en funktionel indikator indenfor dette kvalitetselement. En række analyser viser at kiselalgesamfundene i danske vandløb kun i begrænset omfang ændrer sig som funktion af ændringer i påvirkningsgraden (Johanssen 2004). På den baggrund anbefales det i første omgang at undlade kiselalger i kvalitetsvurderingen af danske vandløb. I forbindelse med indeværende projekt er de første initiativer taget med henblik på at udvikle mål/indeks for makrofyter og fisk til brug ved vurdering af økologisk tilstand. De her opstillede mål/indeks er foreløbige og skal videreudvikles og afprøves på et større datasæt der dækker såvel referencelokaliteter som påvirkede lokaliteter. Det anbefales at denne videreudvikling og afprøvning forgår som en del af den endelige implementering af Vandrammedirektivet i danske vandløb.

*Der bør arbejdes på at udvikle indeks indenfor makrofyter og fisk*

## 8 Stærkt modificerede (HMWB) og kunstige (AWB) vandløb

### 8.1 Baggrund

*Vidtrækkende fysiske ændringer af europæiske lavlandsvandløb*

Den intensive udnyttelse og modificering af landskabet i Europa har haft vidtrækkende konsekvenser for de ferske vandområder. For vandløbene har det medført at der er blevet foretaget en række indgreb med henblik på afvanding af landbrugsarealer, regulering og befæstning i bymæssige områder, sejlads m.m. Disse fysiske indgreb har i mange tilfælde haft væsentlige konsekvenser for de økologiske forhold i vandløbene. Især i de europæiske lavlandsområder har indgrebene i vandløbene været betydelige på grund af disse områders potentielle egnethed som landbrugsområder. Fysisk upåvirkede vandløb er derfor manglende eller meget fåtallige i store dele af Europa. Der er i Vandrammedirektivet åbnet mulighed for at karakterisere vandløb som stærkt modificerede vandområder (engelsk betegnelse, HMWB) eller kunstige vandområder (engelsk betegnelse, AWB) i erkendelse af, at sådanne vandløb ikke vil kunne opnå en god økologisk tilstand alene gennem forbedring af vandkvaliteten, dels af praktiske og dels af økonomiske årsager. Kravene til den økologiske tilstand i disse vandløb vil derfor på en række områder være lempe- de i forhold til vandløb der ikke er omfattet af denne karakteristik.

*Omfang af udpegningen i Danmark?*

Danske vandløb har gennem årene været udsat for betydelig fysisk påvirkning i form af rørlægning og kanalisering. På strækningbasis betyder dette at ca. 90 % af vores vandløb er blevet reguleret. Derudover foretages i de fleste vandløb et til flere årlige tilbagevendende grødeskæringer med henblik på at sikre de afvandingsmæssige forhold. Som følge af ovenstående kan det derfor antages at hovedparten af de danske vandløb kan klassificeres som HMWB. Der er i det følgende foretaget en gennemgang af de generelle retningslinier for udpegningen af europæiske vandløb som stærkt modificerede (European Communities 2003a). Der er endvidere foretaget en vurdering af omfanget af en sådan udpegning i Danmark.

### 8.2 Fastsættelse af vandløb som stærkt modificerede (HMWB) eller kunstige (AWB)

Proceduren for udpegning af vandløb som HMWB og AWB er gennemgået i en rapport fra en arbejdsgruppe nedsat under vandinspektørerne (CIS Working Group 2.2). Heri gennemgås en 11 trins procedure (nøgle) som gennem besvarelse af en række konkrete spørgsmål fører frem til karakterisering af et givet vandløb (eller gruppe af vandløb) som enten naturligt, stærkt modificeret eller kunstigt. Rapporten gennemgår også proceduren for fastsættelse af den bedst tænkelige tilstand (maksimalt økologisk potentiale) samt procedure for fastsættelse af minimumskrav til vandløbets fremtidige tilstand (godt økologisk potentiale) for vandløb fastsat som HMWB og AWB. Proceduren for fastsættelse af HMWB og AWB er vist i figur 8.1.

### 8.2.1 Udpegning som stærkt modificerede vandløb (HMWB)

Det helt overordnede krav til vandløb der udpeges som HMWB er at disse er fysisk modificerede, at denne fysiske modifikation er forårsaget af en anvendelse af vandløbet eller oplandet, som fortsat nødvendiggør det fysiske indgreb, samt at vandløbet p.t. ikke kan og heller ikke senere forventes at ville kunne, opfylde kravet om god økologisk kvalitet.

I proceduren for fastsættelse af vandløb som HMWB foretages først en foreløbig udvælgelse af vandløb som HMWB på baggrund af spørgsmålene frem til og med trin 6 i figur 8.1.

*Afgrænsning af ensartede vandområder*

I trin 1 foretages en afgrænsning af vandløbet i homogene strækninger der har nogenlunde samme fysiske baggrund. Strækninger skal ikke være for korte, da det betyder at et vandløbssystem derved bliver opdelt i for mange småbidder. Der kan her foretages en inddeling i grupper, så fx en række små vandløbsspidser med samme karakteristika placeres i samme "water body", og der foretages en samlet vurdering af disse med hensyn til om de skal karakteriseres som HMWB. Forhold, der kan betinge opdeling i passende strækninger, kan fx være vandløbsstørrelse, topografi og geologi af det omgivende land, forgreninger af vandløbet, væsentlige forskelle i bundforholdene fx betinget af forskellige faldforhold etc.

*Er vandløbet kunstigt?*

Trin 2 skal afklare om vandløbet evt. skal klassificeres som kunstigt (AWB). Det er her et krav at vandløbet i givet fald skal være "skabt ved menneskelig aktivitet". Der skal således være tale om et "nyt" vandløb hvorimod et vandløb, der er blevet flyttet i sit fysiske forløb i ådalen, ikke kan klassificeres som kunstigt, men derimod enten som naturligt eller som stærkt modificeret.

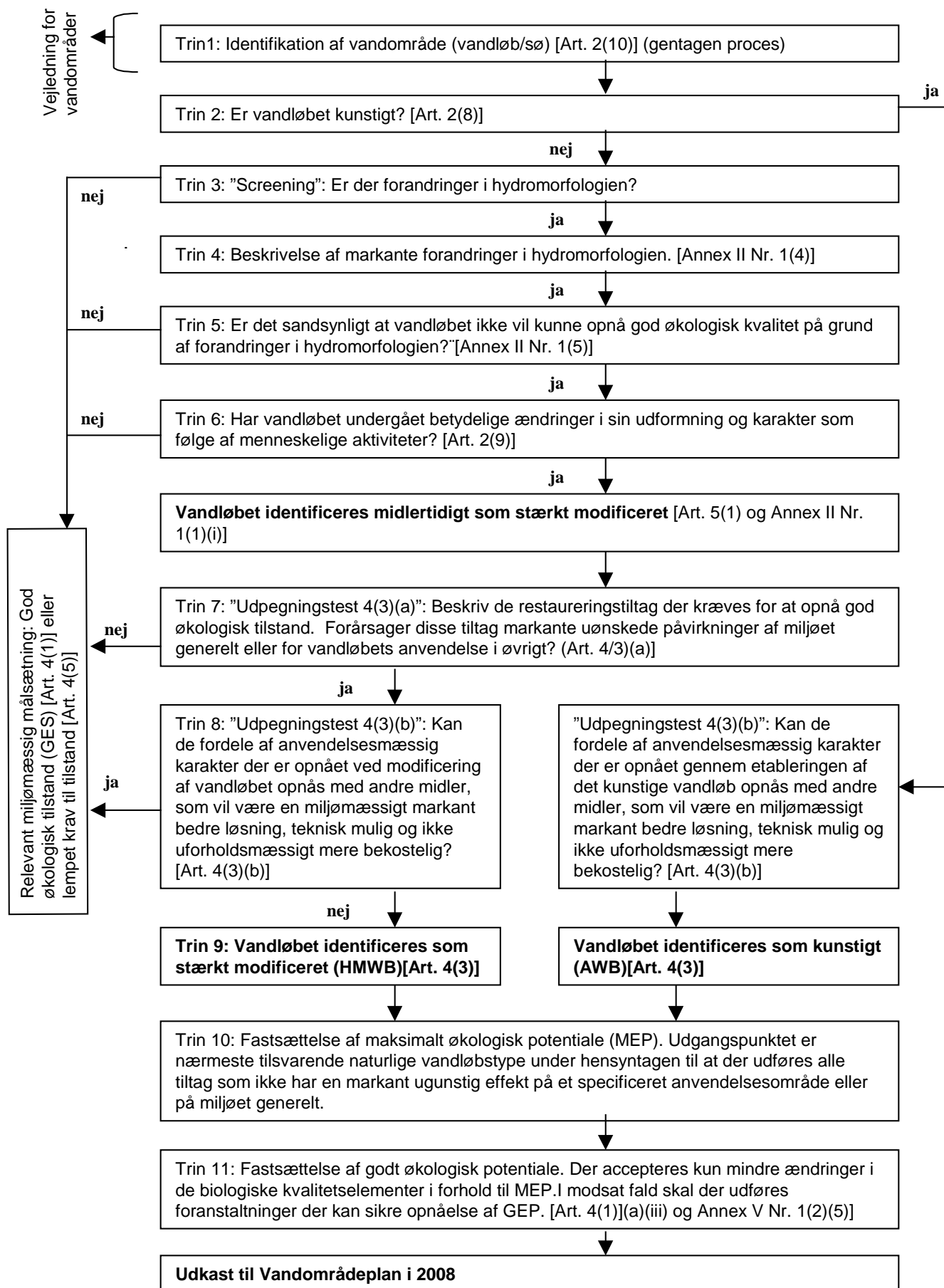
*Er der ændringer i hydromorfologien?*

Processen i den foreløbige udvælgelse starter i trin 3. Spørgsmålet om hvorvidt der er forandring i hydromorfologien, vil i Danmark stort set altid kunne besvares med et ja. Næsten overalt er der gennem tiden foretaget mindre eller større indgreb enten i form af regulering, ændring af afstrømningsforløbet (hydrografen) som følge af landbrugsmæssig udnyttelse (dræning), indvinding af vand i oplandet til vanding eller til anvendelse som drikkevand eller udledning af overfladevand fra befæstede arealer.

*Beskrivelse af ændringer i hydromorfologien*

I trin 4 beskrives ændringer i hydromorfologien. Der kan her være tale om en række forskellige indgreb, fx rørlægning, regulering, grødeskæring, vandindvinding, opstemning, dræning og befæstning af større dele af oplandet. Alt sammen aktiviteter der i større eller mindre omfang kan påvirke de hydromorfologiske forhold.

Trin 5 og 6 er begge meget vigtige ved den foreløbige udpegning af vandløb som HMWB.



Figur 8.1 Trinene i processen til udpegning af stærkt modificerede (HMWB) og kunstige (AWB) vandløb.

*Kan vandløbet ikke opfylde god økologisk kvalitet som følge af hydromorfologiske ændringer?*

I trin 5 skal det afgøres hvorvidt det er sandsynligt at vandløbet ikke kan opfylde kravet om opnåelse af god økologisk kvalitet som følge af de hydromorfologiske forandringer der forudsættes beskrevet i trin 4. Mangel på potentiale til opnåelse af god økologisk kvalitet som følge af andre menneskelige påvirkninger, som fx spildevandsudledning eller okkerudvaskning, kan ikke medføre at et vandløb udpeges som HMWB. For at udpegnings som HMWB kan foretages, skal der således være tale om betydelige ændringer af den hydromorfologiske tilstand. Disse kan både være ændringer i vandløbets afstrømningsforhold og/eller ændringer af morfologien og/eller bundforholdene. Der skal være tale om at de fysiske ændringer er betinget af en nuværende anvendelse. Dette indebærer at en nuværende vandløbsvedligeholdelse ikke alene berettiger til udpegnings af vandløbet som HMWB, såfremt vedligeholdelsen udelukkende er baseret på et gældende regulativ, men hvor de omgivende arealer i en længere periode har henligget uden landbrugsmæssig drift. Dvs. at behovet for afvanding er ophørt.

Et andet væsentligt aspekt af trin 5 er at vandløb, der selv om de overordnet set er fysisk modificerede, ikke kan udpeges som HMWB, såfremt vandløbet alligevel må forventes at kunne opfylde god økologisk kvalitet. Dette vil være tilfældet mange steder hvor vandløb er udrettet og eventuelt også ligger dybere i terrænet end tidligere, men hvor der alligevel findes varierede bundforhold som følge af de eksisterende faldforhold mv. I sådanne tilfælde kan der godt forekomme en smådyrfauna med en del strøm- og rentvandskrævende arter. Vandløbet kan samtidigt huse en god bestand af ørred og andre fisk og være voksested for en varieret vandløbsflora.

*Er vandløbets karakter og udseende betydeligt ændret?*

I trin 6 skal det afklares, om vandløbet har undergået betydelige ændringer i sin karakter og sit udseende som følge af menneskelig aktivitet. For at et vandløb kan betragtes som betydeligt forandret, skal der være tale om en væsentlig forandring i den naturlige tilstand, dvs. i vandløbets udseende. Denne forandring i karakter skal være permanent og skal samtidigt være en konsekvens af en specificeret brug.

Derudover skal der typisk være tale om en væsentlig forandring af både de hydrologiske forhold og af vandløbets morfologi. Dette indebærer at et vandløb som er påvirket af indvinding af overfladevand eller grundvand (ændret hydrologi) ikke kan udpeges som HMWB såfremt vandløbets fysiske forløb og bundforhold er naturlige.

*Kan god økologisk kvalitet opnås gennem restaurering eller lignende?*

Inden et vandløb kan udpeges endeligt som HMWB med lempede krav til den økologiske tilstand skal trin 7 og 8 besvares. Det skal således afklares hvilke foranstaltninger der er nødvendige for at en god økologisk tilstand eventuelt kan opnås (trin 7). Dette kan f.eks. ske gennem restaurering af vandløbet. Der skal også tages stilling til om sådanne foranstaltninger vil påvirke anvendelsen af vandløbet og dets omgivelser i negativ retning. Endelig skal det afgøres, om restaureringsforanstaltninger vil have en negativ påvirkning af det øvrige miljø.

*Er der andre muligheder for tiltag?*

I trin 8 skal det herefter afgøres, om der er andre måder hvorpå den specificerede brug af vandløbet og dets omgivelser kan opretholdes, men således at den fysiske påvirkning fjernes. Det kunne fx være, at en oppumpning af vand fra vandløbet (til markvanding) ændres til en tilladelse til oppumpning fra en boring et stykke fra vandløbet. Herved kan de miljømæssige forhold eventuelt sikres, så god økologisk tilstand kan opfyldes samtidig med at den landbrugsmæssige drift ikke forringes.

I forlængelse af ovenstående skal det klarlægges, om en sådan alternativ løsning er teknisk mulig samt om det vil være en bedre miljømæssig løsning. Og endelig skal der tages stilling til, om dette vil være uforholdsmæssigt dyrt.

*Endelig udpegningsområde HMWB*

Såfremt konklusionen på trin 8 enten er at der ikke findes alternative løsninger eller at disse formentlig ikke er bedre for miljøet eller at de er for bekostelige, kan vandløbet herefter endeligt udpeges som værende stærkt modificeret (HMWB). Det er dog en forudsætning for udpegningsområdet som stærkt modificeret at den manglende mulighed for vandløbet til at opnå god økologisk tilstand reelt er betinget af den fysiske forandring af vandløbet og ikke af andre forhold som fx udledning af spildevand eller forekomst af okker. Er dette tilfældet skal vandløbet udpeges som naturligt.

*Hvad er kunstige vandløb?*

### **8.2.2 Udpegningsområde kunstige vandløb (AWB)**

Vurdering af, om et vandløb kan udpeges som kunstigt, foretages ud fra en afvejning af, om vandløbet kan betragtes som "skabt ved menneskelig aktivitet". Dette indebærer at der ikke tidligere må have været vandløb det pågældende sted, men at vandløbet er helt nyt. Flytning af et eksisterende vandløb til en ny placering i en vandløbsdal berettiger således ikke til en karakterisering som AWB, men kan eventuelt berettige til udpegningsområde HMWB.

Ved den endelige afvejning af om et vandløb skal fastsættes som kunstigt skal trin 8 i figur 8.1 (test 4 (3) (b)) gennemføres på samme måde som for stærkt modificerede vandløb.

## **8.3 Stærkt modificerede og kunstige vandløb i Danmark**

I det følgende er det forsøgt at give en oversigt over hvor mange vandløb der i Danmark er i en sådan tilstand at de ifølge forskrifterne kan udpeges som henholdsvis stærkt modificerede og kunstige. Endvidere er det søgt at skabe et overblik over disse vandløbs hidtidige administrative status. Der er i Danmark ca. 25.000 km vandløb med en målsætning i amternes regionplaner (Miljøstyrelsen 1983).

### **8.3.1 Stærkt modificerede vandløb i Danmark**

En række fysiske indgreb giver mulighed for udpegningsområde af et vandløb som stærkt modificerede, såfremt den tidligere omtalte udpegningsprocedure er gennemgået, og betingelserne er opfyldt (afsnit 8.2.1). Blandt de vigtigste fysiske indgreb i danske vandløb er rør-

lægning, kanalisering, vedligeholdelse af vandløbet, fx i form af grødeskæring og fjernelse af plantebiomasse og bundmateriale, etablering af spærringer og dræningaktiviteter.

*HMWB udpegningen i Danmark: vandløbenes fysiske tilstand og hidtidige administrative status*

I Danmark har ca. 90 % af de egentlige (naturlige) vandløb på et eller andet tidspunkt været reguleret over kortere eller længere strækninger. Ud af de naturlige åbne vandløb er der ca. 25.000 km vandløb som har en målsætning i regionplanerne, og som dermed må siges at have en miljømæssig interesse. Der foregår til stadighed fysiske indgreb i hovedparten af vores vandløb, primært i form af grødeskæring, men i et vist omfang også i form af opgravning og vedligeholdelse af bestemte profildimensioner. Disse tal giver umiddelbart anledning til at forvente at en meget stor del af de danske vandløb vil falde ind under kategorien HMWB og til dels også AWB. Spørgsmålet er derfor hvor stor en del af de danske vandløb der opfylder kriterierne for udpegning som HMWB eller AWB? I en tidligere sammenstilling af data fra amterne fremgår det at ca. 3.000 km vandløb ikke opfyldte målsætningen på grund af de fysiske forhold (Skriver et al. 1997). Alle disse vandløb vil være potentielle kandidater til den foreløbige udpegning som HMWB. Men derudover vil en del vandløb med opfyldt målsætning også være inde i billedet til udpegning, idet disse vandløb i henhold til de nuværende regionplaner allerede har lempede krav. Det drejer sig fx om ca. 1.000 km vandløb med lempet målsætning (primært C og E) og om ca. 3.000 km vandløb med målsætningerne B3 og B0/B4, idet en del amter har lempede krav til faunatilstanden i disse vandløb (faunaklasse 4, tidligere forureningsgrad II-III) som følge af mere eller mindre forarmede fysiske forhold. Alt i alt er der således formentlig tale om ca. 7.000 km vandløb der er fysisk modificerede i et eller andet omfang, og hvor kravet om god økologisk kvalitet p.t. ikke vurderes at være opfyldt.

*Et skøn over omfanget af HMWB i Danmark*

I forbindelse med den endelige udpegning af HMWB må det forventes, at en del af disse vandløb bliver vurderet til at kunne opnå god økologisk kvalitet gennem forbedring af de fysiske forhold (restauration og ændret vedligeholdelse). Et forsigtigt skøn kan være at dette sidste gælder for ca. 2.000 km B1 og B2 målsatte vandløb som hidtil ikke har haft målsætningen opfyldt. I forbindelse med den endelige udpegning kan det således, ud fra et forsigtigt skøn forventes, at i størrelsesordenen 5.000 km vandløb (ca. 20 % af de målsatte vandløb) kan blive endeligt udpegede som HMWB.

### **8.3.2 Kunstige vandløb i Danmark**

*Kun få kunstige vandløb i Danmark*

Der må kun forventes at blive udpeget få kunstige vandløb i Danmark. Det vil bl.a. dreje sig om kanaler der er gravet med henblik på afvanding samt kanaler der er gravet med det formål at føre vand til reservoirer, engvandingssystemer og dambrug. Fx vil nord- og sydkanalen ved Skjern Å, kanalerne der fører vand fra Grindsted Å og Varde Å til Karlsgårde Sø samt kanalerne i Tøndermarsken kunne karakteriseres som kunstige vandløb. Samlet set bliver der formodentligt næppe tale om at udpege mere end nogle få hundrede km vandløb som kunstige.

## 8.4 Eksempler på udpegning af vandløb med reduceret krav til miljøtilstanden

*Vandløb med DVFI på 5 eller højere kan ikke udpeges som HMWB*

I forbindelse med den foreløbige udpegning af vandløb som HMWB vil vurderingen af, om god økologisk tilstand kan opnås, komme til at hvile på den nuværende viden, dvs. helt overvejende på kendskabet til smådyrfaunaen. Dette indebærer at minimumskravet for opfyldelse af god økologisk kvalitet jfr. kapitel 6 i første omgang anbefales at blive baseret på en DVFI værdi på mindst 5.

Såfremt vandløb, der er væsentligt fysisk modificerede, alligevel allerede kan, eller senere forventes at kunne opfylde en DVFI værdi på 5, kan disse vandløb ikke udpeges som HMWB.

*Visse fysisk forarmede vandløb kan udpeges som HMWB*

En del vandløb kan på grund af de fysiske forhold ikke forventes at kunne opfylde en DVFI værdi på 5. Disse vandløb kan udpeges som HMWB, såfremt årsagen er et tidligere eller nuværende fysisk indgreb som fortsat er betinget af en nuværende anvendelse af vandløbet eller dets omgivelser. Derudover er det et krav for udpegning som HMWB at vandløbets fysiske forhold ikke på sigt kan forbedres indenfor en rimelig økonomisk ramme.

*Fysiske påvirkninger der muliggør udpegning som HMWB*

Vandrammedirektivet angiver en række menneskeskabte modifikationer som kan give anledning til udpegning som HMWB. Af størst betydning for danske forhold er regulering, rørlægning, vandløbsvedligeholdelse i form af grødeskæring og opgravning, vandindvindning, hydraulisk stress som følge af etablering af store befæstede arealer samt strækninger i forbindelse med opstemninger (dambrug, mølledamme og reservoirsøer).

I mange tilfælde vil flere af ovennævnte påvirkningsfaktorer virke samtidigt, og spørgsmålet er derfor hvorledes der kan laves et objektivt udtryk for den enkelte påvirkningsfaktor såvel som et samlet udtryk for påvirkningsgraden af alle faktorer som kan anvendes i forbindelse med beslutningen om udpegning som HMWB. Et forsøg på dette er gjort i forbindelse med pilot projektet for Odense Å (Fyns Amt 2003). Efter inddeling af vandløbssystemet i en række delstrækninger og beskrivelse af de indgreb der er foretaget (og eventuelt fortsat foregår), er der for hver påvirkningsfaktor foretaget en vurdering af påvirkningsgraden på en skala fra 0-3. Der er herefter truffet et valg for, hvornår en given vandløbsstrækning udpeges som stærkt modificeret som er baseret på dels graden af påvirkning fra den enkelte faktor og dels den samlede længde af strækningen, som er påvirket (tabel 8.1).

*Første erfaringer med HMWB udpegning i danske vandløb*

Fyns Amts arbejde med udpegning af stærkt modificerede vandløbsstrækninger blev primært foretaget som et "skrivebordsarbejde" i erkendelse af at vandområdedistrikterne kun i begrænset omfang vil få mulighed for besigtigelser og egentlige målinger i felten. I forbindelse med gennemgangen i Ryds Å oplandet viste det sig dog nødvendigt at foretage enkelte tilsyn i felten. Fyns Amt konkluderede på baggrund heraf at der er behov for at få klarlagt hvilket niveau af detaljering, der bør tilstræbes ved en sådan registrering i felten.



*Table 8.1* Oversigt over kriterier der forsøgsvis er anvendt til udpegning af stærkt modificerede strækninger i Ryds Å deloplandet (Fyns Amt 2003)

Fysisk påvirkning	Omfang (andel af strækning i %)
Rørlægning	> 50
Regulering (grad 2-3)	> 75
Rørlægning + regulering (grad 2-3)	> 75
Vedligeholdelse (grad 3)	> 50
Hydraulisk stress (væsentlig påvirkning)	> 50

*Behov for udvikling af operationelle værktøjer*

Et andet element, der er trukket frem i ovennævnte undersøgelse, er at Fyns Amt finder at der er behov for at udarbejde operationelle og entydige metoder til vurdering af omfanget af fysisk modifikation. Amtet har således i mangel af bedre valgt at anvende en subjektiv skala (0-3) for påvirkningsgraden. Det er imidlertid ikke klart hvordan en række af forskellige påvirkningsfaktorer er blevet vurderet, når de forekommer samtidigt.

Som omtalt tidligere kan vandløb med god økologisk tilstand ikke udpeges som stærkt modificerede. Såfremt klassificeringen alene baseres på en vurdering af smådyrfaunaen svarer dette til faunaklasse 5. En fysisk tilstand i vandløbet, der understøtter faunaklasse 5 eller bedre, bør derfor medføre at vandløbet ikke kan udpeges som stærkt modificeret. Såfremt et vandløb ikke understøtter faunaklasse 5, bør spørgsmålet derfor være: hvad skal der til for, at dette er tilfældet? Hvis spørgsmålet om hvad der skal til for at opnå faunaklasse 5 kan besvares, ved vi dermed hvilke foranstaltninger, der skal foretages, og der kan laves en vurdering af de økonomiske konsekvenser.

*Fysisk indeks som en del af HMWB udpegningen?*

En mulighed kunne derfor være at beregne et fysisk vandløbsindeks fx som opstillet i NOVANA, og herefter lade dette udgøre udgangspunktet for vurderingen af, om et givet vandløb skal udpeges foreløbigt som HMWB. I et tidligere arbejde har Kårup (1999) vist at der er en god sammenhæng mellem et indeks for den fysiske kvalitet med både smådyrfaunaens sammensætning (forureningsgraden) og ørredbestandens tæthed. Der bør imidlertid i sammenhæng med Vandrammedirektivet ikke foretages en kobling mellem forskellige målsætninger for vandløb og et fysisk indeks. Men i stedet mellem fysisk indeks, størrelse af vandløbet og faunaklassen.

En sådan vurdering af et vandløb som enten naturligt eller stærkt modificeret kommer således til at basere sig på en anden skala end den der blev valgt ved Fyns Amts gennemgang af Ryds Å systemet. Det bør afklares med hvilken sikkerhed et fysisk indeks kan anvendes, og ligeledes bør det afklares, om anvendelsen (primært opmåling og registrering) er realistisk ud fra en rent ressourcemæssig betragtning.

## **8.5 Fastlæggelse af højt økologisk potentiale (HEP) og godt økologisk potentiale (GEP)**

For vandløb der udpeges som enten stærkt modificerede eller som kunstige, gælder at der vil kunne formuleres lempede krav til miljøtilstanden. Udgangspunktet er at der skal beskrives en slags "referencetilstand" kaldet højt økologisk potentiale, som alene er bestemt ud fra de biologiske forhold. Højt økologisk potentiale (HEP) er en form for referencetilstand hvor alene den fysiske tilstand er (og accepteres at være) forandret i en sådan grad at den ikke skal/kan gøres til genstand for forbedringer, mens alle øvrige påvirkninger forudsættes at være ubetydelige. Godt økologisk potentiale (GEP) svarer til en mindre afvigelse fra HEP og er den tilstand, der er målet ved den lempede målsætning.

## 9 Konklusioner og anbefalinger

### 9.1 Referencetilstand og typologi

*Opbygning af  
referencedatabase og  
lempede referencekriterier*

Der findes kun meget få danske vandløb der umiddelbart opfylder kravene til referencevandløb *sensu* Vandrammedirektivet. Det betyder at det ikke er praktisk muligt i Danmark at opbygge en tilstrækkelig stor referencedatabase, som dækker forskellige vandløbsstørrelser og regioner. I stedet anbefales det at der opbygges en referencedatabase hvor der, udover vandløb der lever op til referencekriterierne, også indgår vandløb hvor referencekriterierne lempes. Kravet til disse vandløb er, som for de egentlige referencevandløb, at de udlægges tilfældigt, men stratificeret således at de dækker forskellige vandløbsstørrelser og geografiske regioner.

*Problemer ved introduktion  
af lempede referencekriterier*

Problemet med at indrage vandløb der ikke er egentlige referencer, er følgende:

1. EQR – værdier  $> 1$  vil kunne forekomme, både fordi referencegruppen vil have en relativ stor variation, og fordi nogle lokaliteter vil blive bedre over tid
2. Variationen indenfor referencegruppen vil forventes at blive større og hermed også overlappet med høj og god økologisk kvalitet. Dvs. vandløb med god økologisk kvalitet vil kunne blive misklassificeret som havende høj økologisk kvalitet og omvendt
3. Elementer i "referencetilstanden", som måske er et resultat af menneskelig påvirkning, vil blive tolket som naturgivne, og en målrettet indsats for at forbedre disse forhold vil derfor ikke blive udført

Det vurderes at pkt- 1 og 2 kan accepteres set i lyset af de fordele der er ved at bruge egentlige eksisterende (nutids-) referencer. EQR værdier større end 1 vil altid kunne forekomme, også selvom kun egentlige referencer bliver brugt (om end formentlig mindre hyppigt). Denne problemstilling er derfor generel og skal løses på europæisk plan. Misklassificering mellem høj og god økologisk kvalitet er relativ uproblematisk, sålænge der kan differentieres mellem god og moderat økologisk kvalitet. Pkt. 3 er et mere fundamentalt problem og afspejler at der ikke eksisterer uberørt natur i Danmark. Reelt kan problemets omfang ikke kvantificeres, men det anbefales at acceptere denne mulige fejlkilde i beskrivelsen af referencetilstanden. En løsning er i fremtiden målrettet at friholde udvalgte vandløbssystemer for menneskeskabte påvirkninger i størst muligt omfang og gennem undersøgelser af disse vandløb få den nødvendige viden til brug for vurderingen af kvaliteten af det øvrige referencenetværk.

*Ekspertvurderinger,  
historiske data og vandløb  
uden for Danmarks grænser  
kan inddrages*

Såfremt det ikke er muligt at finde et tilstrækkeligt antal vandløb med lempede referencekriterier, skal der suppleres med vandløb hvor der anvendes ekspertvurderinger, historiske data samt undersøgelser i referencevandløb udenfor Danmark.

*På kort sigt anbefales en typologi baseret på vandløbsstørrelse, mens der på længere sigt anbefales en mere lokalitetsspecifik typologi*

Formålet med opbygning af en referencedatabase er at beskrive den naturlige variation i kvalitetselementerne og benytte denne i forbindelse med kvalitetsvurderingen på en given vandløbslokalitet. På kort sigt anbefales at der benyttes en typeopdeling af vandløbene efter størrelser (system A), hvor vandløbsorden, oplandsareal, bredde og afstand til kilde anvendes som udgangspunkt for kvalitetsvurderingen. Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI) er det eneste indeks der er benyttet i forbindelse med vandløbenes tilstandsvurdering og er derfor valgt som det bærende element i typeopdelingen. Det anbefales imidlertid at denne typologi på sigt erstattes af en typeopdeling der kan tage højde for betydningen af lokale forskelle i fx bundsubstrater, fald m.m. for de biologiske kvalitetselementer (system B). Dette bør ske når der foreligger data fra referencevandløb (se afsnit 9.3.1) samt modeller til at forudsige de biologiske kvalitetselementer i referencetilstanden. I modsætning til typologi A-systemet vil system B sikre at kun klasser med reelle biologiske forskelle defineres.

## 9.2 Biologiske indeks

*Makrofyt-, makroinvertebrat- og fiskeindeks bør udvikles/videre udvikles i forbindelse med implementering af Vandrammedirektivet*

Vandrammedirektivet kræver at de biologiske kvalitetselementers tilstand kan vurderes. I den sammenhæng er indeks af stor værdi, dels fordi indeksværdier kan benyttes direkte i vurderingen af den økologiske tilstand, dels fordi en række indeks er udviklet med det formål at undersøge betydningen af specifikke påvirkninger. Makrofyt-, makroinvertebrat- og fiskesamfundene påvirkes alle af menneskelige aktiviteter i og i umiddelbar nærhed af vandløbene, og ændringer i samfundene kan direkte relateres til disse påvirkninger. Den eksisterende viden om kiselalgesamfundene er begrænset i Danmark. Imidlertid viser en række analyser at kiselalgesamfundene kun i begrænset omfang ændrer sig som funktion af menneskelige påvirkninger (Johansen, 2004). På den baggrund anbefales det derfor i første omgang at undlade kiselalger i kvalitetsvurderingen af danske vandløb. Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI) er det eneste indeks der hidtidig har været benyttet i forbindelse med overvågningen af vandløbsmiljøet i Danmark. Det anbefales at dette indeks fortsat benyttes i forbindelse med vurdering af økologisk kvalitet i vandløb, hvor DVFI 7 overvejende svarer til høj økologisk kvalitet, DVFI 5 og 6 svarer til god, DVFI 4 svarer til moderat, DVFI 3 svarer til ringe og DVFI 1 og 2 svarer til dårlig økologisk kvalitet. Naturgivne forhold kan dog betyde at DVFI 6 og 5 også kan afspejle høj økologisk kvalitet (Friberg et al. 2002, bilag 5). Det anbefales at indeks indenfor kvalitetselementet makroinvertebrater videreudvikles med henblik på også at kunne vurdere makroinvertebratsamfundets tæthed, samt at der arbejdes hen imod også at udvikle en funktionel indikator indenfor dette kvalitetselement. Ligeledes anbefales at der udvikles indeks indenfor kvalitetselementerne makrofyter og fisk. Det hidtidige arbejde med udvikling af indeks indenfor disse kvalitetselementer er lovende og det anbefales at udviklingen af indeks for disse kvalitetselementer foregår som en del af implementeringen af direktivet i danske vandløb.

## 9.3 Videre arbejde

### 9.3.1 Opbygning af referencedatabase

En forudsætning for implementering af Vandrammedirektivet i danske vandløb er at en referencedatabase opbygges. Formålet med databasen er at undersøge og beskrive fysisk-kemiske og biologiske kvalitetselementer i referencevandløb. I forbindelse med stationsudvælgelsen i NOVANA er der udlagt vandløbsstationer således at de mindst påvirkede danske vandløbsstrækninger, i det omfang det har været muligt, er udvalgt. Imidlertid skal der suppleres med flere stationer for at antallet af stationer er tilstrækkeligt til at beskrive den naturlige variation i de forskellige kvalitetselementer. Det er også nødvendigt at supplere med viden om kvalitetselementer i vandløb der er mindre påvirkede end de danske, altså i egentlige referencevandløb i lavlandssystemer. Sådanne undersøgelser kan foretages i samarbejde med fx Litauen, hvor der eksisterer lavlandsvandløb der i langt højere grad er upåvirkede og som er sammenlignelige med danske vandløb. Et andet væsentligt element er en udvikling og validering af prædiktive modeller, hvilket ikke er en del af NOVANA. Der eksisterer i dag viden under danske forhold om en række fysisk-kemiske og hydromorfologiske faktorer der indvirker på de biotiske samfunds sammensætning lokalt i vandløbene. Disse faktorer vil indgå som en integreret del i de modeller der ønskes udviklet for at opfylde kravene til en system B indgangsvinkel til at forudsige de biologiske kvalitetselementer i referencetilstanden.

### 9.3.2 Udvikling og videreudvikling af indeks til vurdering af økologisk kvalitet i vandløb

Med henblik på at vurdere de biotiske samfunds tilstand skal der udvikles eller videreudvikles indeks indenfor kvalitetselementerne makrofyter, makroinvertebrater og fisk. DVFI er hidtil blevet brugt i forbindelse med vurdering af vandkvalitet i vandløb. Vandrammedirektivet er imidlertid orienteret mod både vandløbets struktur og funktion. Eftersom alle de mål der indgår i NOVANA har strukturel karakter, vil det også være nødvendigt at udvikle mere funktionelle indikatorer, fx hvorledes fødenettet er opbygget i vandløb langs en påvirkningsgradient.

### 9.3.3 Kvalitetsklasser og fastlæggelse af grænser for indeks mellem disse

Variationen i de biotiske samfund skal analyseres med henblik på at kunne fastlægge økologiske tilstandsklasser i vandløb med brug af indeks indenfor kvalitetselementer makrofyter, makroinvertebrater og fisk.

*Referencevandløb i NOVANA*

*Der skal udvikles både strukturelle og funktionelle indikatorer*

*Statistiske analyser skal benyttes ved fastlæggelse af økologiske tilstandsklasser*

## Bilag 4.1

### Kvalitetslementer og referencetilstand

#### Fysisk-kemisk referencetilstand

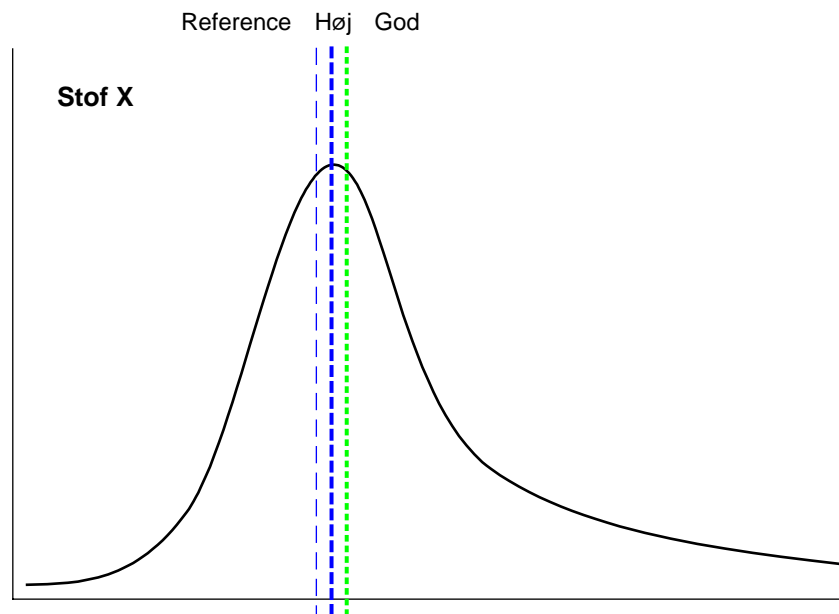
I forhold til referencetilstanden er langt hovedparten af de danske vandløb påvirket kemisk af udledninger fra enten punktkilder eller diffuse kilder. Det betyder at hvad angår overfladevand kan kun indsamlede data fra upåvirkede skov- og naturoplande inddrages i en statistisk analyse. Desuden kan der eventuelt støttes op med analyser af grundvands- og kildedata i forskellige georegioner af Danmark, hvor der er sikkerhed for at menneskeskabte tiltag ikke har ændret på grundvandsmagasinerne vandkvalitet hvad angår de enkelte fysisk-kemiske variable.

Den vandkemiske referencetilstand er stofs specifik og skal være en grænseværdi som fastsættes regionalt i forhold til de naturbetingede forhold med kun en svag menneskelig påvirkning. Hertil kommer at der skal være en økologisk effekt af stoffet (dvs. betydning for opnåelse af god tilstand) for at det giver mening. Dette er dog formentlig tilfældet for langt de fleste stoffer hvis ellers koncentrationen (påvirkningen) bliver tilstrækkelig stor.

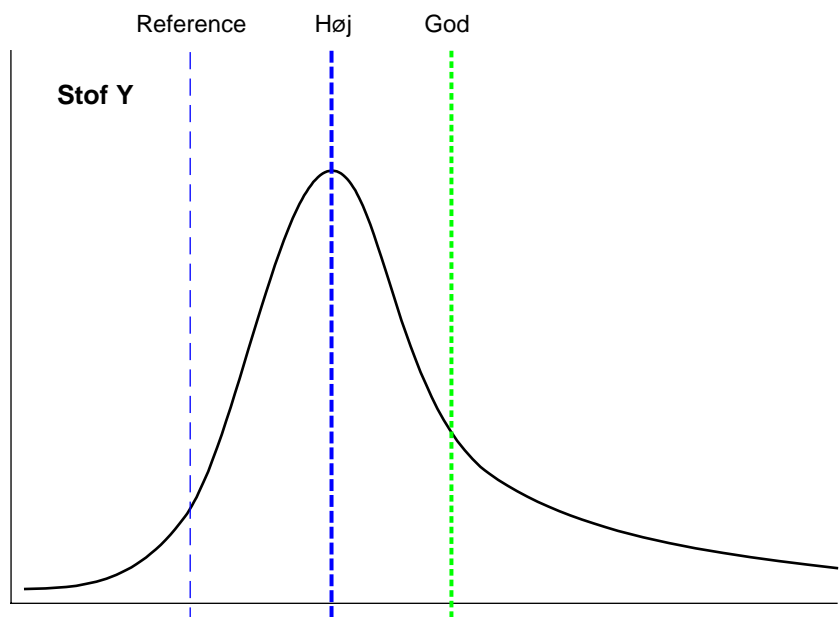
Den vandkemiske referencetilstand anvendes i praksis på følgende måde: Såfremt et vandområde ikke er i god økologisk tilstand, vurderes det om årsagen kan være overskridelse af de generelle vandkemiske kriterier for god økologisk tilstand. Hvis dette er tilfældet foretages operationel overvågning for at fastlægge årsager til de forhøjede stofkoncentrationer og en analyse af den nødvendige indsats for at opnå en god økologisk tilstand. Hvis de forhøjede stofkoncentrationer viser at være naturbetingede justeres beskrivelsen af referencetilstand og krav til god tilstand i overensstemmelse hermed.

Referencetilstanden bør fastsættes som en værdi eller med et meget smalt interval for de enkelte stoffer. Figur 1 og 2 illustrerer hvor referencetilstanden for stoffer ligger i forhold til høj og god tilstand. Referencetilstanden vil for alle stoffer ligge til venstre for det vandkemiske krav for opnåelse af en høj tilstand, der igen ligger til venstre for den vandkemiske krav for opnåelse af en god økologisk tilstand (se figur 1 og 2). Hvordan grænserne fastsættes vil være stofs specifikt og ud fra de enkelte stoffers påvirkning af de biologiske forhold. For nogle stoffer vil der stor forskel mellem reference, høj og god tilstand og for andre stoffer vil der ikke være så store forskelle som vist i figur 1 og 2.

Figur 1 Eksempel med fastsættelse af kriterier for koncentration af stof X i forhold til vandløb – kriterier for referencetilstand, høj og god tilstand er tæt på hinanden.



Figur 2 Eksempel med fastsættelse af kriterier for koncentration af stof Y i forhold til vandløb – kriterier for referencetilstand, høj og god tilstand er langt fra hinanden og det kan diskuteres om vi kan fastsætte kriterier for høj/god tilstand for vi har ikke viden om effekter



Hvis referencetilstand, høj og god tilstand fastsættes som egentlige grænseværdier skal Vanddistriktet iværksætte en opfølgende overvågning (Operational/Investigative) hvis den økologiske tilstand i et vandløb ikke er god på trods af opfyldelse af de kemiske og fysiske kriterier for en høj/god tilstand. Hvis det vandkemiske kriterium derimod er for bredt fastsat risikerer man at acceptere at vandområdet aldrig kan opnå en god tilstand selvom det egentligt var muligt at regulere på en eventuel belastning. Omvendt kunne det også være tilfældet at det kemiske kriterium lige netop i dette område af naturlige grunde er ringere end forudset hvilket forhindrer opnåelse af en god økologisk kvalitet. Det kan man først afdække via en opfølgende monitoring i lokalområdet – det kan ikke forudses i de landsdækkende

de/regionale kriterier der skal fastsættes ud fra den eksisterende viden.

I tabel 1 er der lavet det første bud på referencetilstanden i vandløb hvad angår næringsstoffer og BI5, alene ud fra målingerne i de 7 små skov- og naturoplande, hvor der eksisterer data. Det skal pointeres at målingerne er fra vandløb der afvander små oplande og at der kan være andre forhold som har betydning i større vandløb som vil påvirke referencetilstanden, bl.a. indsigning af dybere reduceret grundvand (fosfat, ferrojern, opløst organisk stof), omsætning og tilbageholdelse af næringsstoffer i søer og vådområder, mv.

*Tabel 1* Gennemsnitskoncentration af kvælstof- og fosforforbindelser samt BI5, og vandføringsvægtet gennemsnitskoncentration beregnet for de 7 skov- og naturoplande i NOVA programmet i perioden 1989-2001.

	Gennemsnitlig koncentration (± 95% konfidensinterval)	Gennemsnitlig Vandføringsvægtet koncentration (± 95% konfidensinterval)
opløst orthofosfat fosfor (DRP)	0,024±0,014 mg P/l	0,022±0,014 mg P/l
partikulært fosfor (PP)	0,032±0,020 mg P/l	0,031±0,016 mg P/l
total fosfor (TP)	0,056±0,030 mg P/l	0,054±0,024 mg P/l
nitrat-kvælstof (NO <sub>3</sub> )	0,69±0,53 mg N/l	0,81±0,60 mg N/l
ammonium-kvælstof (NH <sub>4</sub> )	0,032±0,027 mg N/l	0,039±0,035 mg N/l
partikulært organisk kvælstof (PON)	0,39±0,11 mg N/l	0,46±0,12 mg N/l
total kvælstof (TN)	1,11±0,65 mg N/l	1,27±0,72 mg N/l
biologisk iltforbrug (BI5)	1,07±0,22 mg O <sub>2</sub> /l	1,14±0,22 mg O <sub>2</sub> /l

Det er vigtigt at fastsætte referencetilstand for de enkelte fraktioner af næringsstoffer da de for en del har forskellig oprindelse og dermed skal der anvendes forskellige virkemidler til en eventuel indsats.

I vandløb er det selvfølgelig hovedsagelig BI5 og ammonium/ammoniak der regulerer, men der bør også fastsættes referenceværdier for f.eks. opløst fosfat der har betydning for bentiske alger og makrofyter – og dermed på insekter og fisk. Den eksisterende viden om den regulerende effekt af opløst fosfor på bentiske alger og makrofyter er begrænset under danske forhold.

I vandløb er det især kritisk også at se på ferrojern og total jern (okker) som jo regulerer forholdene i mange vandløb. Igen er der regionale forskelle hvor reduceret grundvand kan bidrage med ferrojern til vandløb (samspil grundvand – vandløb). De kan nok ikke udpeges endnu, så derfor er det vigtigt med en referencetilstand. En endelig fastlæggelse af referencetilstand for jern må vente på udpegnings af grundvandsmagasiner i grundvandsdirektiv og formentlig den nye typologi på samspil mellem grundvand og overfladevand. pH og alkalinitet er kun et problem meget få steder så det er et spørgsmål om det er nødvendigt med en referencetilstand.



Hvad angår jern bør der også udmeldes en referenceværdi. Igen bør den være regionaliseret i forhold til landskabstyper og mængde tilstrømmende grundvand (og dermed afhængig af region og vandløbsstørrelse).

Der må i første omgang igen anvendes et interval så længe der ikke er mere konkret viden f.eks.:

ferrojern: < 0,3 mg/l

Total jern: < 1,0 mg/l

Nedenstående data om kvælstof, fosfor og BOD ser også fornuftige ud når der sammenholdes med data fra Litauen (dog kun fra 2 vandløb). I vandløb i skov- og naturområder i Litauen er NO<sub>3</sub> koncentrationen mindre end i danske vandløb, formentlig pga. en mindre atmosfærisk deposition. Den højere BI5 koncentration (beregnet ud fra BI7) i skov- og natur vandløb i Litauen end i danske, kan skyldes at der i Litauen er mange søer med opvækst af alger i de uforstyrrede vandløbssystemer, hvor der indtil nu er målt på referencetilstanden. Et bredere materiale fra andre regioner af Litauen uden organisk produktion i søer vil formentlig give lavere værdier.

*Tabel 2* Gennemsnitskoncentration af kvælstof- og fosforforbindelser samt BI5 for de 7 skov- og naturolande i NOVA programmet i perioden 1989-2001 samt for skov og naturvandløb i Litauen.

	Nitrat-N	Total N	Opløst fosfat	Total P	BOD
Danmark:	0,69 mg N/l	1,11 mg N/l	24 µg P/l	56 µg P/l	1,1 mg O <sub>2</sub> /l
Litauen:	0,33 mg N/l	0,79 mg N/l	22 µg P/l	48 µg P/l	2,1 mg O <sub>2</sub> /l (BOD <sub>7</sub> ); BI5 = 2,1/1,35 = 1,6

Fastsættelse af referencetilstanden for de specifikke syntetiske miljøfarlige kemiske stoffer kan formentlig bedst baseres på princippet om at de slet ikke må kunne spores ved de på et givet tidspunkt bedste analytiske teknikker. Det betyder at de målte koncentrationer af specifikke syntetiske miljøfarlige kemiske stoffer i vand og sediment skal være tæt på nul eller under detektionsgrænsen ved analyse med den mest avancerede analyseteknik som er i brug for at opnå en høj økologisk kvalitet. Anvendelsen af ovenstående definition på referencetilstanden er problematisk både når det drejer sig om "tæt på nul" og "under detektionsgrænsen" idet det er flydende begreber. Der arbejdes i EU (IMPRESS) med at udvikle et princip til hvordan niveauerne for de syntetiske stoffer skal fastlægges i referencetilstanden. Desuden har EU udpeget de Prioriterede Miljøfarlige Stoffer i overensstemmelse med Artikel 16(3) i Vandrammedirektivet.

For de specifikke miljøfremmede stoffer, der både findes naturligt og som frigives til jord og vand ved menneskelig aktiviteter, må koncentrationsområdet ikke være højere end der normalt findes i referencetilstanden for at opnå en høj økologisk kvalitet. Det betyder at

referencetilstanden for disse stoffer skal fastsættes på lignende måde som ved de generelle fysisk-kemiske variable.

Fastsættelse af referencekoncentrationer for metaller, tungmetaller og PAH'er kræver at der forefindes overvågningssdata fra kildebække og vandløb der afvander upåvirkede oplande. På grund af den atmosfæriske spredning af PAH'er og tildels tungmetaller må der samtidig fokuseres på eksisterende data fra undersøgelser af jordbundens naturlige indhold af PAH'er og tungmetaller. Desuden kan målinger af PAH'er og tungmetaller i øvre og nedre grundvand der er beskyttet fra nedsivning med jordvand anvendes i fastlæggelsen af referencetilstanden.

## **Hydromorfologi og referencetilstand**

Et naturligt vandløbs hydromorfologiske tilstand ændrer sig i et karakteristisk mønster ned gennem vandløbssystemet. Den øgede tilførsel af vand fra oplandet og det generelle forløb fra højtliggende områder mod havet medfører således systematiske ændringer i vandløbets udseende, transportevne, substratforhold og levesteder for flora og fauna fra kilde til udløb (Vannote et al., 1980; Sand-Jensen & Lindegaard, 1996; Knighton, 1998). Samtidig bidrager lokale forskelle i topografi, geologi og hydrologi også til hydromorfologiske forskelle i og mellem vandløb. Der mangler dog i dag eksakt og kvantificerbar viden om de hydromorfologiske forhold i en reference tilstand i danske vandløb. Det skyldes dels at der ikke er foretaget sådanne typer af undersøgelser, men også at over 90 % af de danske vandløb er fysisk regulerede (Brookes, 1984; Iversen et al., 1993). Vandløbsstrækninger med en hydromorfologisk tilstand der tilsvarende en referencetilstand findes hovedsageligt i områder, hvor det ikke har været fysisk muligt eller økonomisk fordelagtigt at opdyrke de omkringliggende arealer, eksempelvis i områder med stejl topografi. De fleste referencestrækninger er derfor beliggende i skove samt i nogle relativt store vandløb, hvor det har været svært at regulere hele forløbet. Desuden findes vandløb i referencetilstand i få områder i Vestjylland, hvor der er udlagt militære øvelsesterræner. Undersøgelser i disse samt i vandløb i vandløbssystemer omkring Østersøen med lignende geologi, terræn og klimaforhold vil formentlig give den bedste viden om de hydromorfologiske elementer i en referencetilstand i danske vandløb.

## **Kiselalger og referencetilstand**

Kiselalger (Bacillariophyceae) er mikroskopiske encellede alger, hvis cellevægge består af silicium (kisel). Kiselalger er vidt udbredte og spiller en fundamental rolle som primærproducenter i aquatiske økosystemer. Med en artsrigdom på mere end 1000 almindelige arter, udgør kiselalger en væsentlig del af vandløbs biodiversitet.

Der findes både planktoniske og bentiske kiselalger. De bentiske arter, som er de mest udbredte i vandløb, vokser både på sten (epilitiske arter), i sediment (episammic/epipelic) og på makrofyter/makroalger (epiphytiske). De fleste arter kan forekomme overalt, men artsammensætningen varierer, idet arterne kan være mere eller

mindre konkurrencedygtige i de forskellige habitattyper. Nogle arter er motile, idet de kan udskille sekreter, der skubber dem i en bestemt retning. Disse arter vil derfor ofte dominere i habitater, der er udsat for om- og aflejringer af substrat, eg. sediment, da de kan bevæge sig op til overfladen og dermed til lys. Andre arter, der sidder tæt og godt fast på substratet, har en fordel ved høje strømhastigheder og/eller stort græsningstryk (Round et al., 1990; Molloy, 1992).

Artssammensætningen bestemmes grundlæggende af vandets kemiske og fysiske karakteristika, og der findes veldokumenterede sammenhænge mellem artsammensætningen og fosfor, nitrat, pH, alkalinitet, konduktivitet,  $BI_5$ , temperatur og salinitet (Pan et al. 1996). Disse sammenhænge maskeres dog ofte af naturlige fysiske forstyrrelser såsom høj strømhastighed, sandvandring (deposition og "slibning") og græssere. Fysiske forstyrrelser vil især påvirke kiselalgesamfundets morfologiske karakteristika e.g andelen af henholdsvis epilitiske, episammiske og epifytiske arter. Selvom mængden af lys i visse tilfælde kan påvirke artsammensætningen, vil de dominerende arter oftest forblive de samme (Round, 1991).

Kiselalger har en høj reproduktions rate (få dage) og reagerer derfor hurtigt på ændrede tilstande. Efter en kortvarig forstyrrelse, fx høje strømningshastigheder, vil kiselalgesamfundet retableres i løbet af 4 uger (Round, 1991; Stevenson & Pan, 1999). Dette temporale aspekt er vigtigt at tage i betragtning, når man skal vælge metode til identifikation/beskrivelse af en påvirkning.

Kiselalgesamfundene er generelt dårligt beskrevet i danske vandløb. Niels Foged (Foged 1947-48, 1982) har beskrevet kiselalger i fynske og bornholmske vandløb, men ingen af disse kan betragtes som referencelokaliteter. Anette Sode (Sode, 1981) har undersøgt sammensætningen af kiselalger i et jysk vandløb med referencelignende karakter (Skærbækken). For at kunne anvende kiselalger i tilstandsvurdering vil det derfor være nødvendigt at undersøge sammensætningen af disse på danske referencelokaliteter. Det vil evt. være hensigtsmæssigt at koble disse undersøgelser med undersøgelser i referencevandløb i andre områder i økoregionen som fysisk-kemisk og morfologisk ligner de danske lavlandsvandløb.

## **Makrofyter og referencetilstand**

Skønsmæssigt har omkring 75% af den samlede vandløbslængde i Danmark samfund af makrofyter i dag og de spiller en væsentlig rolle i vandløbene dels som primærproducenter dels fordi de skaber levesteder for andre vandløbsorganismer og bidrager til morfologisk/fysisk variation i vandløbet. I Danmark findes 80-90 egentlige vandplanter (vaskulære hydrofyter), 17 kransnålsalger (charophyter), 15-20 mosser (bryofyter) og 100 sumpplanter (helefyter) og en stor del af dem findes i og i umiddelbar tilknytning til vandløbene.

En række forhold er bestemmende for makrofytdække og sammensætningen af arter i vandløbene. Blandt disse kan nævnes lys, temperatur, alkalinitet, pH, strømhastighed, bundsubstrat, vandføring og variation i vandføring, næringsstofstatus og biotiske interaktioner.

Makrofyterne vil typisk mangle helt i vandløb med stenbund og høj strømhastighed samt på overskyggede strækninger. Overskyggede strækninger findes både i skovvandløb, i vandløb med overhængende urtevegetation samt i vandløb som er omgivet af buske og træer. Makrofyterne kan også mangle helt eller være indskrænket til bredzonen i de nedre vandløb fordi skygningen i vandfasen er høj og evt. forstærket af planteplankton, som er tilført fra opstrøms søer.

Den dokumenterede viden om makrofyter i de danske vandløb stammer primært fra en større undersøgelse på 208 vandløbsstrækninger fordelt rundt omkring i landet (Riis, 2000) samt fra det nationale overvågningsprogram (NOVA) hvor der indgår undersøgelser af plantesamfundene i 80 mindre vandløb i landbrugsoplande. Disse vandløb er imidlertid alle påvirkede i forskellig grad og den eksisterende viden om makrofyter i referencetilstanden er derfor af mere historisk karakter. Historiske optegnelser indikerer at makrofyter formentlig var et væsentligt element i middelstore og store vandløb også tidligere. Det afspejler, at lysforholdene formentlig var relativt gode i disse vandløb trods et mere udbredt skovdække. Endvidere blev der også til stadighed blevet skabt åbent land med forbedrede lysforhold for vandløbsplanterne ved kanterrosion i vandløbene inden de omfattende vandløbsreguleringer, hvilket også stedvis har kunnet betinge et veludviklet makrofytdække. Endelig har der eksisteret flere træløse kildeområder med fremvældende grundvand langs vandløbene.

De historiske data peger også på at plantesamfundene var væsentlig forskellige fra de plantesamfund der kendes fra vandløbene i dag. De første egentlige undersøgelser af vandløbsvegetationen i Danmark er fra midtjyske vandløb omkring 1900 tallet. Baagøe og Kølpin Ravn ekskursionsberetning (Baagøe & Ravn 1886) giver det klare indtryk at vandløbsvegetationen var artsrig og varieret mange steder og at den forekom i store tætheder. Vegetationen i Gudenåen rummede et stort antal af ægte vandplanter og var domineret af storbladede vandaksarter bla. *langbladet*, *glinsende*, *hjerterbladet* og *bændel vandaks* samt *P. fluitans*, en krydsning mellem *glinsende* og *svømmende vandaks*. Også andre veldefinerede krydsninger af vandaks nævnes fra Gudenåen samt i Raunkiærs værk (Raunkiær, 1895-1899) om de danske blomsterplanters naturhistorie. Skjernåen havde også en artsrig undervandsvegetation i 1895 på den undersøgte strækning fra Borris til Skjern. Som i Gudenåen dominerede den artsrige vandaksvegetation, men vegetationen indeholdt også undervandsbestande af *enkelt pindsvineknop*, *søkgøleaks*, *pilblad*, *gul åkande* og *flodklaseskærm*. Vegetationen i Skjernåen var dog mindre sammenhængende og der fandtes større vegetationsfrie banker, som muligvis kan tilskrives en mere ustabil sandbund samt at grøden blev skåret, hvilket ikke skete i Gudenåen.

Udover de ovenfor nævnte vandaksarter viser de historiske data at *vandranke* og *flodklaseskærm* var udbredte på strækninger i Skjernå- og Storåsystemet. *Vandranke* var eksempelvis en meget udbredt art i Vorgod å. Begge arter var også dengang begrænset til nogle få vandløbssystemer, men i modsætning til i dag var bestandene store.

Med den nuværende viden kan følgende opsummeres om makrofytsamfundene i referencetilstanden:

- tætte bestande i mellemstore og især store vandløb
- flere arter og større kompleksitet
- mindre abundans af forstyrrelsestolerante arter
- mange storbladede vandaksarter og vandakshybrider
- kredsbladet vandranunkel og aks-tusindblad hyppigere
- enkelt pindsvineknop mindre hyppig

Med henblik på at opnå en mere eksakt og kvantificerbar viden om makrofytsamfundene i referencetilstanden kræves at der indsamles viden om samfundene i de mindst påvirkede danske vandløb. Det skal være vandløb som er upåvirkede af grødeskæring og opgravninger og hvor de hydromorfologiske forhold er relativt upåvirkede. Denne viden bør kombineres med indsamling af viden om makrofytsamfundene i referencevandløb i områder omkring Østersøen med lignende geologi, terræn og klimaforhold. Sådanne undersøgelser vil kunne give vigtig viden om makrofytfordeling og diversitet i upåvirkede vandløb og sammenligninger med de danske referencevandløb vil gøre det muligt at undersøge værdien af forskellige typer af indikatorer, der er robuste overfor forskelle i spredningshistorie.

## **Makroinvertebrater og referencetilstand**

I Danmark forekommer flere tusinde arter fordelt på en række forskellige taxonomiske grupper lige fra insekter og krebsdyr til snegle, muslinger, orme m.fl.

Makroinvertebrater findes fra kilder og bække til de største floder. Der har i Europa været tradition for anvendelse af makroinvertebrater til biologisk vandløbsbedømmelse i gennem de sidste 100 år. Anvendelsen af makroinvertebrater skyldes bl.a. at visse arter er meget sensitive og forsvinder allerede ved meget små ændringer i vandets kvalitet. Andre arter er derimod forholdsvis tolerante og forekommer næsten overalt. Enkelte arter er utroligt hårføre og kan klare meget betydelige påvirkninger af livsbetingelserne.

En række forhold bestemmer arternes fordeling og sammensætning i vandløbene. Blandt disse kan nævnes strømhastigheden, substratets sammensætning, temperaturen, vandløbets størrelse, vandets mængde, variation i afstrømningen, forekomst og diversitet af makrofyter, de vandløbsnære arealers vegetation og fysiske struktur m.m. samt fødeudbud, -mængder og biotiske interaktioner (Jacobsen & Friberg 1998; Olsen & Friberg 1999b; Wiberg-Larsen et al. 2000). Længs et naturligt vandløb vil der være karakteristiske variationer i det fysiske miljø og føden ned gennem systemet, hvilket vil give sig udslag i en karakteristisk sammensætning af forskellige fødefunktionelle grupper. Specifikke arters udbredelse og tilstedeværelse er desuden også styret af spredningsmuligheder mv.

Monitering af vandløbenes tilstand har i Danmark gennem mange år været en del af det regionale tilsyn. I de senere år er der desuden som et led i overvågningsprogrammet indsamlet årlige data fra over 1000 lokaliteter. Der eksisterer derfor en betydelig viden om makroinvertebratfaunaen i danske vandløb. Data fra 12 amter er samlet i en fæl-

les database (WINBIO) og oplysninger vil kunne udtrækkes centralt. Data fra Overvågningsprogrammet er samlet hos Danmarks Miljøundersøgelser. Disse indsamlinger dækker imidlertid helt overvejende påvirkede vandløb, hvilket betyder at en stor del af den eksisterende viden om makroinvertebrater i referencetilstanden er af historisk karakter. Især insektgrupperne slørvinger, døgnfluer og vårfluer (de såkaldte EPT taxa) er relativt godt beskrevet i de historiske data, medens andre grupper af makroinvertebrater ikke er særligt velundersøgte på landsplan, hvilket gør det svært at udtale sig om hvorledes udbredelsemønstre og hyppigheder mv. har udviklet sig.

Med den nuværende viden kan følgende opsummeres om makroinvertebratsamfundene i referencetilstanden:

- flere arter som i dag er forsvundet som følge af forurening og fysisk forarmning
- en del arter der i dag betragtes som sjældne var mere udbredte og forekom med større hyppighed end i dag
- mange rentvandskrævende arter især indenfor slørvinger, døgnfluer og vårfluer
- større artsrigdom og diversitet

*Tablet 2* Arter af smådyr som betragtes som uddøde i Danmark, men som tidligere var kendt fra én eller flere lokaliteter. Enkelte af disse arter har endda været ret udbredte. J=Jylland, VJ=Vestjylland, ØJ=Østjylland, Sj=Sjælland.

	Sidste fund i Danmark	Tidligere udbredelse
<b>Døgnfluer</b>		
<i>Baetis buceratus</i>	1956	VJ
<i>Baetis digitatus</i>	1955	J og Sj
<i>Baetis muticus</i>	1918	J og Sj
<i>Heptagenia longicauda</i>	1912	ØJ
<i>Siphonurus lacustris</i>	1918	ØJ
<b>Slørvinger</b>		
<i>Perlodes dispar</i>	1955	ØJ
<i>Dinocras cephalotes</i>	1949	ØJ og VJ
<b>Guldsmede</b>		
<i>Onychogomphus</i>	???	Sj
<b>Vårfluer</b>		
<i>Micrasema setiferum</i>	1917	ØJ
<i>Hydroptila forcipata</i>	1907	Sj
<i>Hydroptila occulta</i>	1948	ØJ

I forbindelse med en undersøgelse af udbredelsen af referencevandløb i Danmark blev det opgjort hvor mange kilometer vandløb der kunne anses for at være i referencetilstand (både fysisk og vurderet ud fra makroinvertebraterne). Opgørelsen viste at ca. 1% af de danske vandløbsstrækninger havde et optimalt makroinvertebratsamfund, medens ca. 6% havde potentiel referencetilstand, dvs. DVFI værdi 6 eller 7 (Friberg et al. 2002). Opgørelsen viste samtidig at vandløbene med reference fauna primært fandtes i vandløb beliggende i skove på dårlige jorde og med relativt højt fald samt i nogle større vandløb i Ribe Amt. Denne undersøgelse bør danne basis for egentlige undersøgelser af makroinvertebratsamfundene i referencetilstanden. Imidlertid er der ikke en god dækning af alle vandløbsstørrelser og det vil

derfor være nødvendigt at supplere med referencelokaliteter i upåvirkede områder omkring Østersøen. Hvor der naturligvis er forskelle på artsniveauet mellem disse vandløb og de danske, vil der på et på mindre detaljeret taksonomisk niveau, fx DVFI niveauet, kun være meget små forskelle. Derfor vil vandløb udenfor Danmark godt kunne indgå som et operativt element i fremtidigt overvågningsprogram i relation til VRD, da artsniveauet i denne sammenhæng ikke er påkrævet.

## Fisk og referencetilstand

Fisk forekommer i vandløbene fra helt små øvre strækninger til den nedre flod. Fisk kan dog mangle i de mest kildenære dele samt i vandløb der tørrer ud. På baggrund af forskelle i artssammensætningen fra de øvre strækninger til den nedre flod har fiskene været anvendt til opdeling af vandløb i en øvre ørredzone, en mellemste stallingzone samt en nedre karpfiskezone. Fra Danmark kendes ca. 50 arter med forekomst i ferskvand. En stor del af disse forekommer også i søer. Vandløbsfiskene er flerårige. Ørred f.eks. kan blive 5-8 år, mens Støren, der dog ikke længere forekommer i Danmark, kan blive meget ældre.

Ved udspringet af et naturligt vandløb vil fiskesamfundet være forholdsvist arts- og individfattigt, domineret af 0-årige ørred, tre- og nippiget hundestejle, ål og bæklampret. Der kan forekomme okkerholdige kildeområder hvor der ingen eller næsten ingen ørred er, dels på grund af uegnet gydesubstrat, dels på grund af okker. Allerede ved en bredde af 1-2 m vil der være selvreproducerende ørredbestande i de fleste vandløb, og her vil man forvente en alders- og størrelsesfordeling med flest 0-årige ørred (typisk under 10 cm lange), og enkelte større og ældre fisk i de dybere høller. Ved en bredde af 2 meter kan man finde langt flere arter, typisk vil det dreje sig om skalle, gedde, aborre, elritse, grundling, knude (ferskvandskvabbe). Det vil være karakteristisk for et referencevandløb at der vil være naturlige stryghøl sekvenser i hele vandløbets længde, og det medfører at der i kort afstand fra udspringet vil kunne findes dybere høller, hvor der kan leve både større ørred, og rovfisk som f.eks. gedder. Tilsvarende vil naturlige høl-stryg sekvenser i de nedre dele af de danske vandløb (med bredder over ca. 10 m) medføre at der enkelte steder kan være stryg med egnede gydeforhold for ørred, og dermed ørredyngel.

Der er gennem årene indsamlet mange data ved elbefiskning i de mindre vandløb (op til 8 meters bredde) – i alt fra ca. 7000 stationer. Derimod er der kun et sparsomt datamateriale fra de større vandløb. Data indsamles af Danmarks Fiskeriundersøgelser og i et vist omfang af amterne. Der findes en central database hos Danmarks Fiskeriundersøgelser. Disse data dækker imidlertid helt overvejende påvirkede vandløb. Derfor er den eksisterende viden om fiskesamfundene i referencetilstanden primært af historisk karakter.

Mulighederne for at finde egentlige referencelokaliteter i Danmark er stærkt begrænsede. At nogle arter er forsvundet er især problematisk for brugen af fisk som indikatorer, da fiskefaunaen er artsfattig i Danmark. Undersøgelser i danske vandløb som er fysisk uforstyrre-

de, med en udbredt bredvegetation, stor substratdiversitet, varierende dybdeforhold, naturlige vandføringsvariationer (regime), en repræsentativ artssammensætning af naturligt forekommende fiskearter, og minimal menneskelig påvirkning kan give vigtig viden om fiskesamfundet i referencetilstanden. Det anbefales at undersøgelser i disse vandløb suppleres med dataindsamlinger i tilsvarende vandløb i nærliggende geografiske områder. Østersøregionen kunne for Danmarks tilfælde være et område hvorfra der kunne hentes supplerende oplysninger om referencetilstande.

## Referencer

Baagøe, J. & Ravn, F.K. 1886. Ekursioner til jyske søer og vandløb i sommeren 1895. *Botanisk Tidsskrift*, 20: 288-326.

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.

Jacobsen, D. & Friberg, N. 1997. Macroinvertebrate communities in Danish streams: The effect of riparian forest cover. I: K. Sand-Jensen & O. Pedersen (Eds.) *Freshwater Biology. Priorities and development in Danish Research*. G.E.C. Gad, København: 208-222.

Molloy, J.M., 1992. Diatom communities along stream longitudinal gradients. *Freshwater Biology*, 28. 59-69.

Olsen, H.M. & Friberg, N. 1999a. Biological stream assessment in Denmark: The importance of physical factors. I: Nikolai Friberg & Jonathan David Carl (Eds.) *Biodiversity in Benthic Ecology*. Faglig rapport fra DMU, nr. 266.

Raunkiær, C. 1895-99. *De danske blomsterplanters naturhistorie*. Gyldendal, København.

Riis T. 2000. Distribution and abundance of macrophytes in Danish streams. Ph.D thesis. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark. 100 pp.

Round, F.E., 1991. Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology*, 3. 129-145.

Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G., 1990. *The Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge.

Sand-Jensen, K. & Lindegaard, C. (1996): *Økologi i vandløb og søer*. Gads Forlag, København.

Sode, A. (1981). The effect of ferric hydroxide on periphytic algal production and biomass and total oxygen consumption of sediment in a small Danish stream. Specialrapport, Biologisk Institut, Odense Universitet, 49 sider+figurer.

Stevenson, R.J. & Pan, Y., 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Stoermer, E.F. and Smol, J.P.



(eds.): *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press. Cambridge. 11-40.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E. (1980): The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137.

Wiberg-Larsen, P., Brodersen, K.P., Birkholm, S., Grøn, P. & Skriver, J. 2000. Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. *Freshwater Biology* 43: 633-647.

## Bilag 7.1

# Makrofyter og MTR metoden til vurdering af vandkvalitet – afprøvning på danske vandløb

### Beskrivelse af MTR metoden

Mean Trophic Rank (MTR) er en metode til at vurdere vandkvalitet i vandløb baseret på hyppigheden af forskellige arter af alger, levermosser, mosser samt en- og tokimbladede plantearter med forekomst i vandløb. Metoden er udviklet i England (Holmes et al. 1999) og bruges i dag rutinemæssigt i forbindelse med vurdering af vandkvalitet i engelske vandløb.

Indekset er baseret på at en lang række udbredte arter i de engelske vandløb er blevet tildelt en STR (Species Trophic Rank) værdi fra 1-10. Værdien fortæller om artens tolerance overfor eutrofiering og fremgår af tabel 1. Høje værdier indikerer at arter er intolerant overfor forhøjede næringsstofkoncentrationer, mens lave værdier indikerer tolerance/præference. Ved hjælp af disse værdier og arternes dækning på en given strækning udregnes en MTR værdi. Denne værdi fortæller om det specifikke vandløbs forureningsgrad.

Tabel 1 viser hvilke slægter og arter der indgår i beregningen af MTR samt arternes STR. Som det fremgår af tabellen indgår en række arter indenfor de fleste grupper. Indekset vil derfor kunne beregnes i forskellige vandløbstyper med dominans af forskellige grupper eller slægter.

Metoden er baseret på at plantearters forekomst undersøges på en 100 m vandløbsstrækning enten ved vadning i vandløbet eller fra brinken. Såfremt vandet er uklart benyttes vandkikkert eller videokamera. Tilstedeværelse af STR-arter (tabel 1) noteres sammen med arternes dækning. Dækningen vurderes ud fra arternes forekomst i vandløbet i følgende dækningsgradsklasser (SCV, species cover value): 1: <0,1 %; 2: 0,1-1 %; 3: 1-2,5 %; 4: 2,5-5 %; 5: 5-10 %; 6: 10-25 %; 7: 25-50 %; 8: 50-75 % og 9: >75 %. Herefter udregnes de enkelte arters CVS (cover value score) ved multiplikation af arternes STR værdier med deres SCV. En given vandløbsstræknings MTR beregnes herefter således:

$$\text{MTR} = (\text{sum af CVSs} / \text{sum af SCVs}) \times 10$$

MTR værdien for vandløb varierer typisk mellem 20 og 80, hvor 20 findes i stærkt forurenede vandløb mens 80 findes i uforurenede vandløb.

**Tabel 1** Species Trophic Rank (STR) værdier for makrofyter. Værdierne anvendes til beregning af MTR indekset (Holmes et al. 1999).

**Gennemsnitlig pointsliste over trofiske arter, med seneste synonymer**

Noters:

- 1.Navne på 'fremhævede arter er indikeret med >og er skrevet i fed skrift.
- 2.Seneste synonymer (Syn.) er medtaget i listen. Autoritet er kun medtaget hvis udelukkelse ville give anledning til forvirring.
- 3.'Inklusiv hybrider' betyder at hybrider af de viste arter skal inkluderes i den taksonomiske gruppe til point-givning
- 4.Til og med 1996 blev *Stigeocionium tenue* tildelt en STR på 1. Disse arter er efterfølgende blevet fjernet fra pointlisten.

ALGER	SYNONYM(ER), BEMÆRKNINGER, HYBRIDER	STR
Batrachospermum arter		6
Hildenbrandia rivularis		6
Lemanea fluviatillis		7
>Vaucheria species		1
>Enteromorpha species		1
>Hydrodictyon reticulatum		3
>Cladophora aggregate	Inkluderer alle arter undtagen <i>C. aegagropila</i> and <i>C. rhizoclonium</i> (Synonymer for <i>C. aegagropila</i> : <i>C. sauteri</i> , <i>Aegagropila sauteri</i> )	1

LEVERMOSSER		
>Chiloscyphus polyanthos		8
Jungermania atrovirens	Syn. <i>Solenostoma triste</i>	8
>Marsupella emarginata		10
>Nardia compressa	Syn. <i>Alicularia compressa</i>	10
Pellia endiviifolia	Syn. <i>P. fabbroniana</i>	6
Pellia epiphylla		7
>Scapania undulata		9

MOSSER		
Amblystegium fluviatile	Syn. <i>Solenostoma triste</i>	5
>Amblystegium riparium		1
Blindia acuta	Syn. <i>Alicularia compressa</i>	10
>Brachythecium plumosum	Syn. <i>P. fabbroniana</i>	9
Brachythecium rivulare		8
Brachythecium rutabulum		3
Bryum pseudotriquetrum		9
Calliergon cuspidatum		8
Cinclidotus fontinaloides		5
Dichodontium flavescens		9
Dichodontium pellucidum		9
Dicranella palustris	Syn. <i>D. squarrosa</i> or <i>Anisothecium palustris</i>	10
>Fontinalis antipyretica		5
>Fontinalis squamosa		8
>Hygrohypnum ochraceum	Syn. <i>Hypnum ochraceum</i>	9
>Hygrohypnum luridum	Syn. <i>Hypnum palustre</i>	9
>Hyocomium armoricum	Syn. <i>H. flagellare</i>	10
Philonotis fontana		9
Polytrichum commune		10
Racomitrium aciculare		10
>Rhynchostegium riparioides	Syn. <i>Eurynchium riparioides</i>	5
>Sphagnum species		10
Thamnobryum alopecurum		7

BREGNER & PADDEROKKER		
>Azolla filiculoides		3
Equisetum fluviatile	Inkluderer hybrider	5
Equisetum palustre	Inkluderer hybrider	5

<b>TOKIMBLADET</b>		
>Apium inundatum	Syn. <i>Sison inundatum</i>	9
>Apium nodiflorum	Syn. <i>Sium nodiflorum</i> . Include hybrids.	4
>Berula erecta	Syn. <i>Sium erecta</i> or <i>Siella erecta</i>	5
Callitriche species intermediate		non scoring
>Callitriche hamulata	Syn. <i>C. intermedia</i> ssp <i>hamulata</i>	9
>Callitriche obtusangula		5
>Ceratophyllum demersum		2
>Hippuris vulgaris		4
>Littorella uniflora		8
Lotus pedunculatus	Syn. <i>L. uliginosus</i>	8
>Menyanthes trifoliata		9
Montia fontana		8
>Myriophyllum alterniflorum		8
>Myriophyllum spicatum		3
>Myriophyllum species	Ubestemmelige arter, men IKKE <i>M. aquaticum</i> ( <i>M. brasiliense</i> )	6
>Nuphar lutea	Inklusiv hybrider	3
>Nymphaea alba		6
>Nymphoides peltata	Syn. <i>Limnanthemum</i>	2
Oenanthe crocata	Syn. <i>O. phellandrium</i>	7
>Oenanthe fluviatilis		5
Persicaria amphibia	Syn. <i>Polygonum amphibium</i>	4
Potentilla erecta	Syn. <i>Tormentilla erecta</i> or <i>Comarum erecta</i> . Include hybrids.	9
>Ranunculus aquatilis	Inklusiv hybrider	5
>Ranunculus circinatus		4
Ranunculus flammula		7
>Ranunculus fluitans	Inklusiv hybrider	7
Ranunculus hederaceus		6
Ranunculus omiophyllus	Syn. <i>R. lenormandii</i> . Inklusiv hybrider	8
>Ranunculus peltatus	Syn. <i>R. aquatilis</i> ssp. <i>peltatus</i> . Inklusiv hybrider	4
>Ranunculus penicillatus	Brug denne kategori for historiske data når underarterne typerne ikke er registreret.	5
>Ranunculus penicillatus subspecies penicillatus	Inklusiv hybrider	6
>Ranunculus penicillatus subspecies pseudofluitans	Inklusiv hybrider. Synonyms: <i>R. pseudofluitans</i> <i>R. aquatilis</i> v. <i>pseudofluitans</i> <i>R. peltatus</i> v. <i>pseudofluitans</i> <i>R. penicillatus</i> v. <i>caicareus</i> <i>R. penicillatus</i> v. <i>vertumnus</i>	5
-variety calcareus		5
-variety vertumnus		5
Ranunculus sceleratus		2
>Ranunculus trichophyllus	Inklusiv hybrider	6
>Ranunculus species indeterminate	Kun <i>Batrachium</i> eller akvatiske arter. Inklusiv hybrider.	6
Rorippa amphibia	Syn. <i>Nasturtium amphibia</i> or <i>Sisymbrium amphibia</i> . Inklusiv hybrider.	3
>Rorippa nasturtium-aquaticum	Syn. <i>Nasturtium officinale</i> or <i>Sisymbrium nasturtium-aquaticum</i> -	5
Rumex hydrolapathum	Inklusiv hybrider	3
>Veronica anagallis-aquatica	Inklusiv hybrider	4
>Veronica catenata	Syn. <i>V. aquatica</i>	5
>Veronica anagallis-aquatica / catenata indeterminate	Hybrider af <i>V. anagallis-aquatica</i> og <i>V. catenata</i> , eller ubestemmelige former af disse arter	4
Veronica scutellata		7
Viola palustris		9

<b>ENKIMBLADET</b>		
Acorus calamus		2
Alisma pldskf antago-aquatica	Inklusiv hybrider	3
Alisma lanceolatum		3
Bolboschoenus maritimus	Syn. <i>Scirpus maritimus</i> or <i>Schoenoplectus maritimus</i>	3
<b>&gt;Butomus umbellatus</b>		5
Carex acuta	Syn. <i>C. gracilis</i> Curtis. Inklusiv hybrider.	5
Carex acutiformis	Inklusiv hybrider	3
Carex riparia	Inklusiv hybrider	4
Carex rostrata	Syn. <i>C. ampullacea</i> . Inklusiv hybrider.	7
Carex vesicaria	Syn. <i>C. inflata</i> . Inklusiv hybrider.	6
Catabrosa aquatica	Syn. <i>Aira aquatica</i>	5
Eleocharis palustris	Syn. <i>Scirpus palustris</i> . Inklusiv hybrider.	6
<b>&gt;Eleogiton fluitans</b>	Syn. <i>Scirpus fluitans</i> or <i>Isolepis fluitans</i>	10
<b>&gt;Elodea canadensis</b>	Syn. <i>Anacharis canadensis</i>	5
<b>&gt;Elodea nuttallii</b>	Syn. <i>Anacharis nuttallii</i> or <i>Hydrilla nuttallii</i>	3
Glyceria maxima	Bemærk at <i>G. notata</i> (Syn. <i>G. plicata</i> ), <i>G. fluitans</i> , <i>G. declinata</i> ikke scorer points.	3
<b>&gt;Groenlandia densa</b>	Syn. <i>Potamogeton densus</i>	3
<b>&gt;Hydrocharis morsus-ranae</b>		6
Iris pseudacorus		5
<b>&gt;Juncus bulbosus</b>		10
<b>&gt;Lemna gibba</b>		2
<b>&gt;Lemna minor</b>		4
<b>&gt;Lemna minuta</b>	Syn. <i>L. minuscula</i>	3
<b>&gt;Lemna trisulca</b>		4
Phragmites australis	Syn. <i>P. communis</i>	4
Potamogeton species indeterminate		non-scoring
<b>&gt;Potamogeton alpinus</b>	Inklusiv hybrider	7
<b>&gt;Potamogeton berchtoldii</b>	Inklusiv hybrider	4
<b>&gt;Potamogeton crispus</b>		3
<b>&gt;Potamogeton freisii</b>	Inklusiv hybrider	3
<b>&gt;Potamogeton gramineus</b>	Inklusiv hybrider	7
<b>&gt;Potamogeton lucens</b>	Inklusiv hybrider	3
<b>&gt;Potamogeton natans</b>	Inklusiv hybrider	5
<b>&gt;Potamogeton obtusifolius</b>		5
<b>&gt;Potamogeton pectinatus</b>	inklusive 'former'	1
<b>&gt;Potamogeton perfoliatus</b>		4
<b>&gt;Potamogeton polygonifolius</b>	Inklusiv hybrider	10
<b>&gt; Potamogeton praelongus</b>	Inklusiv hybrider	6
<b>&gt;Potamogeton pusillus</b>	Syn. <i>P. panormitanus</i> . Inklusiv hybrider.	4
<b>&gt;Potamogeton trichoides</b>	Inklusiv hybrider	2
<b>&gt;Sagittaria sagittifolia</b>		3
<b>&gt;Schoenoplectus lacustris</b>	Syn. <i>Scirpus lacustris</i> . Inklusiv hybrider.	3
<b>&gt;Sparganium emersum</b>	Syn. <i>S. simplex</i> . Inklusiv hybrider	3
<b>&gt;Sparganium erectum</b>	Forskellige underarter.	3
<b>&gt;Spirodela polyrhiza</b>	Syn. <i>Le, nna polyrhiza</i>	2
Typha latifolia	Inklusiv hybrider	2
Typha angustifolia		2
<b>&gt;Zannichellia palustris</b>		2

## Afprøvning af MTR metoden i 12 vandløb

Da de danske vandløb generelt er planterige og har høje plantedækninger er det i forbindelse med implementeringen af Vandrammedirektivet oplagt at undersøge om der kan findes indikationer for at vandplanter under danske forhold kan indikere et vandløbs eutrofieringsgrad.

I forbindelse med et EU-projekt i Afdeling for Ferskvandsøkologi, Danmarks Miljøundersøgelser der p.t. kører i afdelingen (<http://www.eu-star.at/frameset.htm>) er der lavet undersøgelser af plante-, invertebrat- og fiskesamfund, samt fysisk-kemiske forhold i 12 danske vandløb (tabel 2). Kun disse data ligger til grund for beregningerne af MTR i det følgende, hvilket skyldes at det er de eneste planteundersøgelser i danske vandløb foretaget med den engelske registreringsmetode, hvilket er en forudsætning for at beregningerne kan gennemføres. I disse vandløb er der endvidere foretages plante-registreringer med den danske metode, hvor arters dækning kvantificeres ved registreringer i ca. 150-200 undersøgelseskvadrater (NO-VA-2003 metoden). I dette datasæt er det derfor også muligt at sammenligne de to metoder.

De 12 undersøgelsesvandløb er udvalgt under hensyntagen til formål defineret i ovenfor omtalte projekt (<http://www.eu-star.at/frameset.htm>). Næringsstofkoncentrationerne varierer imidlertid mellem vandløbene. Total-P varierer således mellem 31-116  $\mu\text{g l}^{-1}$ , mens total-N varierer mellem ca. 1-8  $\text{mg l}^{-1}$  (tabel 2). Dette relativt brede næringspektrum gør datasættet anvendeligt til en afprøvning af MTR.

*Tabel 2* Oversigt over undersøgelsesvandløbene samt diverse vandløbskarakteristika. Forkortelser: sil=silikat, cal=kalk.

Vandløb	Vandløbssystem	Afstand til kilde (km)	Oplandsareal ( $\text{km}^2$ )	Vandløbsbredde (m)	Højde (moh)	Geologi	Total- N ( $\text{mg l}^{-1}$ )	Total - P ( $\text{mg l}^{-1}$ )
Karstoft Å	Skjern Å	29	175	6,6	19	sil	2,83	0,042
Matstrup Å	Gudenå	17	73	7,7	60	cal	4,06	0,091
Lindenberg Å	Lindenberg Å	9	50	4,3	12	cal	6,4	0,068
Sunds Nørre Å	Storå	16	64	5,1	37	sil	0,91	0,031
Rind Å	Skjern Å	28	184	8,1	35	sil	3,0	0,038
Kastbjerg Å	Kastbjerg Å	15	87	4,3	7	cal	7,97	0,097
Fjederholt Å	Skjern Å	18	100	5,8	45	sil	3,43	0,031
Tange Å	Gudenå	19	52	5,2	25	cal	1,59	0,069
Skibsted Å	Lindenberg Å	15	60	6,0	6	cal		
Skals Å	Skals Å	18	172	5,8	10	cal	6,79	0,093
Ry Å	Ry Å	23	110	5,6	8	cal	4,03	0,116
Ryom Å	Grenå	18	81	7,1	1	cal	2,93	0,075

## Resultater

For kun ca. halvdelen af de fundne arter er der angivet en STR-værdi (tabel 1). Disse arter udgør mellem halvdelen og op til ca. 80 % af den totale plantedækning i vandløbet (tabel 4).

De arter, der blev fundet i de undersøgte vandløb og som er tildelt en STR-værdi, fremgår af tabel 5. Langt de fleste arter er karakteristiske ved hverken at være hyppige i helt næringsfattige vandløb eller helt næringsrige vandløb. Kun aflagbladet vandaks og hår-tusindblad har STR-værdier i den ende af skalaen, som indikerer meget næringsfattige forhold i vandløbsvandet, mens dunhammer findes i den ende af skalaen, som indikerer forurenede forhold.

*Tabel 3* Plantekarakteristika i undersøgelsesvandløbene. Herunder antal og dækning af STR arter (tabel 1) til brug for beregning af MTR.

Vandløb	Dækning, total	Antal arter, total	Antal STR-arter	Antal STR-arter i %	STR-dækning i %
Karstoft Å	15	12	5	42	53
Mattrup Å	5	9	4	44	50
Lindenberg Å	10	6	3	50	73
Sunds Nørre Å	70	18	11	61	72
Rind Å	25	19	11	58	75
Kastbjerg Å	30	14	6	43	35
Fjederholt Å	40	17	10	59	64
Tange Å	15	8	5	63	79
Skibsted Å	40	11	5	45	52
Skals Å	50	9	6	67	83
Ry Å	25	11	6	55	54
Ryom Å	5	8	5	63	67

De beregnede MTR-værdier for de undersøgte vandløb ligger mellem 13 og 37 (tabel 4). Disse værdier er relativt lave (skala 10-100) og indikerer at alle de undersøgte vandløb har en middel til stærk forringet vandkvalitet.

I den foreliggende afprøvning af MTR indeksets anvendelighed i danske vandløb er total-P og total-N benyttet som udtryk for næringsstoffbelastningen. Mere relevante mål kunne være koncentrationen af ortho-fosfat og nitrat, som begge benyttes i internationale studier og som fortæller mere om tilgængeligheden af næring i vandfasen. Derfor vil man kunne forvente stærkere korrelationer mellem disse næringsioner og MTR. Imidlertid eksisterer der ofte stærke korrelationer mellem total-N og nitrat samt total-P og fosfat i danske vandløb. I overvågningsvandløbene er korrelationen mellem total-P og fosfat på 0,97 og mellem total-N og nitrat på 0,99. Det betyder at brug af ortho-fosfat og nitrat nok ikke vil ændre væsentligt på korrelationernes styrke og konklusionerne.

**Tabel 4** Oversigt over STR værdi for enkeltarter fundet i undersøgelsesvandløbene.

Art	STR
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	3
<i>Batrachium aquatile</i>	5
<i>Berula erecta</i>	5
<i>Carex rostrata</i>	7
<i>Elodea canadensis</i>	5
<i>Equisetum fluviatile</i>	5
<i>Fontinalis sp.</i>	5
<i>Glyceria maxima</i>	3
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	6
<i>Iris pseudacorus</i>	5
<i>Lemna minor</i>	4
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	8
<i>Potamogeton crispus</i>	3
<i>Potamogeton natans</i>	5
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	4
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	10
<i>Rumex hydrolapathum</i>	4
<i>Sparganium emersum</i>	3
<i>Sparganium erectum</i>	3
<i>Typha latifolia</i>	2
<i>Typha angustifolia</i>	2
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	4

**Tabel 5** Oversigt over beregnede MTR værdier for undersøgelsesvandløbene.

Vandløb	MTR
Karstoft Å	18
Matstrup Å	22
Lindborg Å	30
Sunds Nørre Å	37
Rind Å	31
Kastbjerg Å	13
Fjederholt Å	29
Tange Å	36
Skibsted Å	17
Skals Å	28
Ry Å	21
Ryom Å	20

Resultatet af analyserne ses i tabel 6.

**Tabel 6** Resultat af regressionsanalyser mellem MTR og henholdsvis total P og total-N i undersøgelsesvandløbene.

Variabel	Model	r	p
P-total	MTR=35-134 * P-total	0,5	0,11
N-total	MTR= 33-1,8 * N-total	0,5	0,11

Umiddelbart viser analyserne at der eksisterer en svag sammenhæng mellem P-total og MTR (tabel 6) og mellem N-total og MTR (tabel 6). En nærmere analyse af disse sammenhænge viser at der ikke umid-



delbart er et mønster mellem andelen af STR-arter og deres dækning og koblingen mellem MTR og næringsrigdom. Det betyder at relationen ikke styrkes ved kun at medtage vandløb med mange STR arter med høj dækning.

## Diskussion

MTR værdier for undersøgelsesvandløbene er lave (13-37) og findes indenfor et meget begrænset spektrum sammenholdt med vandløb i fx England eller Frankrig. De lave MTR værdier og det begrænsede spektrum afspejler formentlig at danske vandløb alle er lavlandsvandløb som generelt har høje næringsstofkoncentrationer. De høje næringsstofkoncentrationer afspejler dels en naturlig næringsrigdom dels forskellige former for belastning via diffuse udledninger og punktkilder. De målte næringsstofkoncentrationer i undersøgelsesvandløbene er meget typiske i danske vandløb og dækker det spektrum i koncentrationer som er målt i overvågningsvandløbene (tabel 7). De laveste total-N (0,909 mg l<sup>-1</sup>) og total-P (0,031 mg l<sup>-1</sup>) koncentrationer, målt i Sunds Nørreå (tabel 2) er på niveau med niveauerne i vandløb i naturoplande (tabel 7) og giver anledning til en MTR værdi på 37. Denne værdi er højere end i de øvrige vandløb, hvilket indikerer at vandkvaliteten er bedre, men den absolutte værdi indikerer at vandløbet har en middel til stærk forringet vandkvalitet (vandløb med høj vandkvalitet har en MTR på omkring 70-80).

*Tabel 7* Typeinddelte tidsvægtede årsgennemsnit (1989-2002) af total-N og total-P (mg l<sup>-1</sup>) i NOVA vandløbene. Antallet af vandløbsstationer fremgår i parentes.

Type	Total-N	Total-P	Fosfat	Nitrat
Naturoplande (n=7)	1,21	0,055	0,022	0,77
Landbrugsopplande (fosfor; n=38)	6,41	0,164	0,091	5,64
Vandløb med punktkilder (n=78)	5,81	0,337	0,237	4,91
Vandløb med dambrugsudledninger (n=15)	4,50	0,155	0,0661	3,78
Vandløb i bebyggede områder (n=5)	2,24	0,177	0,0727	1,11
Landbrugsopplande (kvælstof; n=63)	5,76	0,183	0,106	5,19

De fundne modeller mellem MTR og total-N og total-P (tabel 6) har korrelationskoefficienter på 0,5 (p=0,11) og de fundne sammenhænge er derfor ikke stærke. Anvendes de foreliggende modeller imidlertid (tabel 6) vil en halvering i total-P koncentrationer fra 120 ug l<sup>-1</sup> til 60 ug l<sup>-1</sup>, som er en væsentlig reduktion set med danske øjne, kun give anledning til at MTR værdien ændres fra 19 til 27, begge værdier som set med internationale øjne indikerer at vandløbet er næringsstofbelastet. Ændringen indikerer dog, såfremt den engelske inddeling benyttes, at vandløbet flyttes en klasse fra klassen <20 til klassen 20-40, altså fra stærkt forringet til middel til stærk forringet vandkvalitet. Tilsvarende findes ved en halvering i total-N fra 6 mg l<sup>-1</sup> til 3 mg l<sup>-1</sup> at MTR værdien ændres fra 22 til 28, hvilket igen er en relativ begrænset ændring.

Umiddelbart er der mange faktorer udover vandløbsvandets kemiske sammensætning der influerer på fordelingen og dækningen af makrofyter i danske vandløb. Den vigtigste blandt disse er de fysiske forhold primært graden af forstyrrelse i form af grødeskæring

(Baattrup-Pedersen et al. 2003). Med henblik på at analysere om forskelle i grødeskæringsintensiteter mellem undersøgelsesvandløbene er med til at betinge forskelle i beregnede MTR værdier for vandløbene er der foretaget beregninger af MTR værdier i vandløb som ikke grødeskæres. Analysen er her foretaget ud fra plantedækningsgrader (SCV) bestemt med den danske NOVA 2003-metode og ikke med den engelske metode som i undersøgelsesvandløbene. Imidlertid viser data fra vandløb hvor begge metoder er benyttet at de to metoder kan sammenlignes, idet der eksisterer god overensstemmelse mellem plantedækningen vurderet ud fra de to metoder ( $r=0,90$ ,  $p<0,001$ ). Analysen er imidlertid svækket af at de ikke-grødeskårne vandløb har noget lavere N-total værdier ( $0,9-3,2$  mg N-total  $l^{-1}$ ) end de oprindelige undersøgelsesvandløb. Resultatet af analysen viser at MTR niveauet er det samme som i undersøgelsesvandløbene, men også at der ikke længere findes sammenhænge mellem N-total og MTR og mellem P-total og MTR. Det kan afspejle to forhold. For det første at den begrænsede variation i N-total betinger så små ændringer i MTR at det ikke kan afspejles i en egentlig korrelation. Det kan imidlertid også betyde at de fundne sammenhænge mellem MTR og henholdsvis N-total og P-total, som fundet i undersøgelsesvandløbene helt eller delvis er betinget af andre forskelle i vandløbene. Ofte vil arter der er tolerante eller har præference overfor forhøjede næringsstofkoncentrationer således også være arter der er tolerante overfor eller begunstigede af andre typer af menneskelige forstyrrelser. Derfor er det muligt at en høj forstyrrelsesintensitet alene vil kunne betinge en lav MTR værdi trods lave næringsstofkoncentrationer. Desværre foreligger der ikke p.t. data hvor denne hypotese kan testes.

## Konklusion

MTR har vist sig anvendeligt i engelske vandløb til en vurdering af eutrofieringsgraden. Danske vandløb har mange lighedspunkter med de engelske lavlandsvandløb, både hvad angår artssammensætning og naturlig næringsrigdom.

Imidlertid viser de her gennemførte analyser at det spektrum i MTR der kan beregnes for typiske danske vandløb er snævert. Det betyder at relativt store ændringer i næringsstofbelastninger set med danske øjne ikke vil give anledning til væsentlige ændringer i MTR værdier. På det nuværende grundlag kan det derfor ikke anbefales at implementere MTR indekset i forbindelse med overvågning af de danske vandløbs tilstand i forbindelse med implementering af Vandrammedirektivet.

## Referencer

Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. & Riis, T. 2003. Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams - influence of environmental factors and weed cutting. - *Hydrobiologia* 495: 171-179.

Holmes, N. H. T, Newman J.R., Dawson F. H., Chadd, S., Rouen, K. J & Sharp, L. 1999: Mean trophic rank: a users manual, R&D Technical Report, Environment Agency, Bristol.

## Bilag 7.2

# Makrofytsamfund og grødeskæring – beskrivelse af den fysiske forstyrrelse

### Grødeskæring og makrofytsamfund i lysåbne vandløb

Grødeskæring praktiseres skønsomt i mere end 90% af alle lysåbne vandløb som oftest 2 gange årligt (Baattrup-Pedersen et al., 2000). Plantebiomassen skæres typisk bort i en strømrende som er cirka totredjedele af vandløbets bredde. Effekterne af grødeskæring på vandløbenes plantesamfund i danske vandløb er dokumenteret (Moeslund, 1988; Sode 1997; Moeslund, 2001; Baattrup-Pedersen et al., 2002; Baattrup-Pedersen & Riis, 2003; Baattrup-Pedersen et al. 2003), men der eksisterer ikke kendte kvantificerbare sammenhænge mellem mål som artsantal, artsdiversitet, artssammensætning og artsfordeling i vandløbet som funktion af grødeskæringsintensiteten. Med udgangspunkt i undersøgelser på 62 vandløbsstrækninger vil der i det følgende blive analyseret om sådanne sammenhænge kan etableres. Dernæst vil der på basis af analyserne forsøgsvis blive opstillet mulige mål/indeks, der kan indgå i et samlet indeks til kvantificering af makrofytsamfundenes økologiske tilstand, ligesom grænser for adskillelse af de økologiske kvalitetsklasser for de givne mål foreslås.

### Datagrundlag

Datagrundlaget er desværre begrænset af at, der kun foreligger få undersøgelser, hvor der dels er foretaget kvantificerbare undersøgelser af makrofytsamfundene, dels er foretaget undersøgelser af de fysisk-kemiske forhold samt indhentet oplysninger om grødeskæringspraksis og frekvens. Datagrundlaget i nærværende analyse stammer fra i alt 62 vandløbsstrækninger. Disse vandløbsstrækninger ligger primært i Jylland. I tabel 1 er redegjort for i hvilken sammenhæng data er indsamlet, indsamlingsår, størrelse på vandløbsstrækning, hvilket vandløbssystem vandløbet er beliggende i, samt henvisning til hvor data er publiceret.

I 36 af de undersøgte vandløb gennemføres grødeskæring, mens 16 af de undersøgte vandløb ikke grødeskæres. I alt 7 vandløb strømrendeskæres en gang årligt, 16 strømrendeskæres 2 gange årligt, 1 vandløb strømrendeskæres 3 gange årligt og 1 vandløb strømrendeskæres 4 gange årligt. Derudover indgår 7 vandløb hvor hele vandløbsbunden skæres 2 gange årligt og 1 vandløb hvor hele bunden skæres 3 gange årligt. Disse forskellige praksis i grødeskæring er grupperet i 6 grødeskæringsintensiteter, som er fremkommet ved multiplikation af andelen af vandløbsbund der skæres med hyppigheden af skæringer og er følgende: 0 (ingen skæring), 0,67 (strømrende 1 gang årligt), 1,33 (strømrende 2 gange årligt), 2 (strømrende 3

gange årligt eller fuld skæring af hele vandløbsbunden 2 gange årligt), 2,67 (strømmende 4 gange årligt), 3 (fuld skæring 4 gange årligt). Tabel 2 viser en oversigt over fysiske kemiske karakteristika som er målt eller beregnet i de undersøgte vandløb.

*Tabel 1* Oversigt over vandløb der indgår i undersøgelsen, deres beliggenhed samt henvisning til hvor data er publiceret.

	Antal	Bredde	Vandløbssystem	Publiceret
Specialestuderende, 2001	20	3-9 m	Skjern å, Storå, Ribe å, Varde å, Vidå, Madum å, Fåremølle å	Under udarbejdelse
Undersøgelse af effekter af regulering på vandløbenes plantesamfund, 1998	14	3-9 m	Skals å, Simested å, Karup å, Lerkenfeld å, Gudenå	Freshwater Biology, 1998
EU-STAR (EU-projekt som kører pt.)	12	4-8 m	Skjern å, Gudenå, Lindemborg å, Storå, Kastbjerg å, Skals å, Ry å, Grenå	www.eu-star.at
Mindre undersøgelse af effekter af vandløbsvedligeholdelse	2	1-4 m	Ribe å, Storå	Hydrobiologia, 2002
Overvågning (NOVA 2003), 1998	14	0-3 m	Liver å, Villestrup å, Simested å, Gudenå, Skjern å, Sneum å, Konge å, Ålebæk, Mølleå, Romdrup å, Valsgård bæk, Stokkebækken, Tange å, Fannegrøft	Hydrobiologia, 2003

*Tabel 2* Oversigt over fysisk-kemiske variable i undersøgelsesvandløbene. Se tekst for yderligere information.

Oplysninger til brug ved analyser
Vandløbstype, reguleret eller ureguleret
Grødeskæring, andel af biomasse som fjernes fra bund (0, 2/3 1)
Grødeskæringsfrekvens
Grødeskæringsintensitet, biomasse der fjernes x frekvens
Vandløbsbredde
Størrelseskategori: 0-3 m, 3-10 m, >10 m
Alkalinitet
Total-N
Total-P
Dybde
Dækningsgrad af sten, grus, fint grus, groft og fint sand, mudder, silt, tørv, debris
Dybdehomogenitet
Substrathomogenitet

## Grødeskæring og artsrigdom og diversitet

Af de i alt 62 vandløbsstationer havde 10 vandløbsstationer meget lave plantedækninger (<20%). Fem af disse var beliggende i det åbne land og 5 var beliggende i skov. Disse vandløb blev udelukket fra de efterfølgende analyser. Størrelsesfordelingen på de resterende stationer fremgår af tabel 3. I mange af de følgende analyser er der dels blevet analyseret på hele datasættet (52 stationer), dels på de forskellige størrelseskategorier 0-3 m, 3-10 m og >10 m. I praksis vil det dog sige at kun størrelseskategorien 3-10 m er medtaget i de videre analy-

ser, da datagrundlaget i de to andre størrelseskategorier er for begrænset.

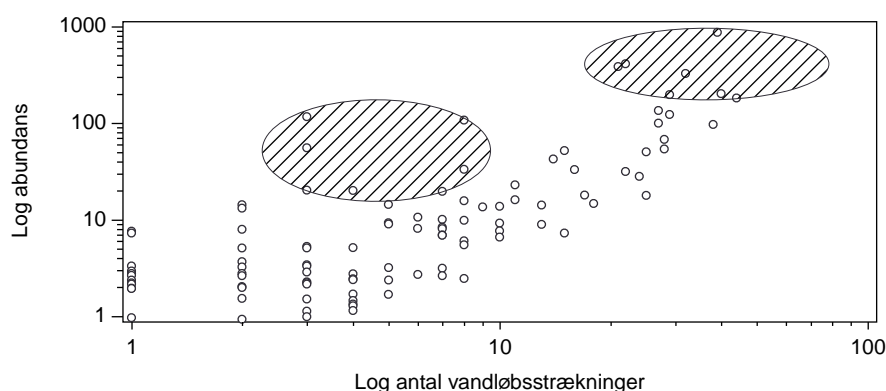
*Tabel 3* Oversigt over antal af vandløb der indgår i analyserne indenfor de angivne størrelsesintervaller.

Vandløbsbredde (m)	Antal vandløb
1-2	2
2-3	6
3-4	9
4-5	4
5-6	10
6-7	5
7-8	8
8-9	5
9-10	2
14-15	1

Der blev fundet i alt 171 forskellige plantearter i de 52 vandløb. Hovedparten af disse arter var terrestriske arter med levested i vandløbet. Disse arter udgjorde dog kun en ganske lille andel af den samlede dækning, hvor de submergente arter udgjorde den største andel. I de følgende analyser indgår alle de plantearter der findes i selve vandløbet uafhængigt af om det er submergente, amfibiske eller terrestriske arter. Plantearter på brinken er ikke medtaget.

Alle de arter der var udbredte var generelt også meget hyppige lokalt på vandløbsstrækningerne (se skraverede område øverst til højre i figur 1). De mest udbredte arter var følgende: Vandstjerne sp., smalbladet mærke, pindsvineknop, rørgræs og vandpest. Dog var der enkelte hovedsageligt submergente plantearter, som kun fandtes på få vandløbsstrækninger (2-5), men som var hyppige på disse strækninger. Det var bl.a. hår-tusindblad, rust vandaks, børstebladet vandaks, hjertebladet vandaks samt tykbladet ærenpris, vandarve og brudelys (se skraverede område til venstre i figur 1).

*Figur 1* Figuren angiver arternes hyppighed lokalt i vandløbene som funktion af deres udbredelse. I alt 52 vandløbsstrækninger og 171 arter indgik i undersøgelsen. De skraverede områder inkluderer dels vidt udbredte og hyppige arter (øverst th) og ikke særlig udbredte men lokalt hyppige (tv).



Artsantallet og diversiteten i vandløbene korrelerede signifikant til grødeskæringsintensitet og total kvælstofindhold i vandløbsvandet (tabel 4). Der var ikke signifikante korrelationer mellem kvælstofindholdet i vandløbsvandet og vandløbsstørrelse eller mellem kvælstofindholdet og grødeskæringsintensitet. Total kvælstofindholdet i vandløbsvandet er formentlig korreleret til påvirkningsgraden i bredere forstand og kan derfor tolkes som en generel kulturpåvirkningsgrad. Der var ikke signifikante korrelationer mellem artsantal og diversitet og andre af de målte eller beregnede variable i tabel 2. Det

betyder at der ikke umiddelbart er nogen effekt af vandløbsstørrelse på artsrigdommen og diversitet, hvilket man ellers ville forvente (Vannote et al. 1980). Det afspejler formentlig at påvirkningen fra grødeskæring er så stor at den dækker over naturlige variationer i artsrigdom og diversitet som kan opstå på baggrund af størrelsesforskelle (se næste afsnit, hvor en korrelation findes indenfor de vandløb der ikke grødeskæres).

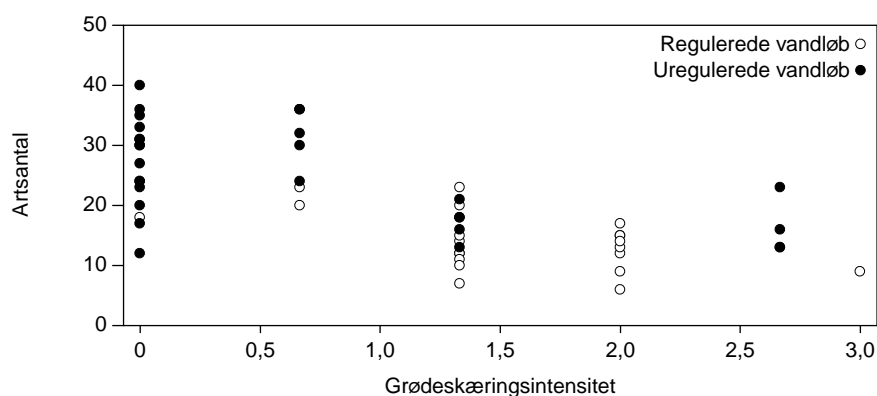
*Tabel 4* Oversigt over signifikante spearman rank korrelationsværdier mellem artsantal samt artsdiversitet og målte/beregnete variable (tabel 2). Alle de i tabel 2 nævnte variable indgik i analyserne.

Variabel	r	p-værdi
<i>Artsantal</i>		
Grødeskæringsintensitet	-0,68	<0,0001
Total-N	-0,40	0,0135
<i>Artsdiversitet</i>		
Grødeskæringsintensitet	-0,74	<0,0001
Total-N	-0,38	0,0201

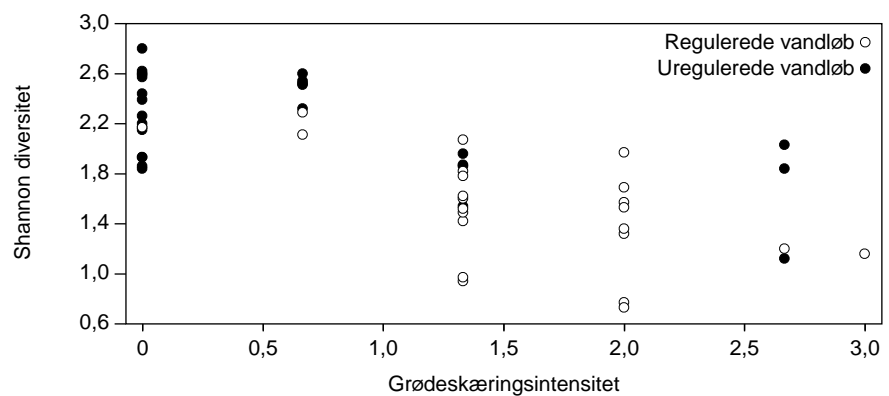
Som tabel 4 viser falder artsantallet og shannon diversiteten signifikant med grødeskæringsintensitet (figur 2 og 3; ANOVA,  $p < 0,05$ ). Artsantallet og diversiteten falder mere markant med grødeskæringsintensitet i regulerede vandløb end i uregulerede vandløb (2-way ANOVA,  $p < 0,05$ ), hvilket også fremgår af figur 2 og 3.

I de vandløb der ikke grødeskæres (grødeskæringintensitet 0 på figur 2 og 3) er der en relativ stor variation i både artsantal og diversitet. Korrelationsanalyser viser at forskelle i dækningsgraden af sten, grus og fint sand er den primære årsag til forskelle i artsantal mellem vandløbene, idet artsantallet stiger med øget dækning af sten og grus ( $r = 0,64$  henholdsvis  $0,54$ ;  $p < 0,05$ ) og falder med øget dækning af fint sand ( $r = -0,62$ ,  $p < 0,05$ ). Artsantallet øges også med stigende vandløbsstørrelse, hvilket dog kun er statistisk signifikant på 10%-niveau ( $r = 0,44$ ;  $p < 0,08$ ). Der findes også en signifikant sammenhæng mellem artsdiversiteten og vandløbsstørrelse ( $r = 0,55$ ;  $p < 0,05$ ), men ikke til de øvrige parametre.

*Figur 2* Artsantal på de undersøgte vandløbsstrækninger som funktion af grødeskæringsintensitet. Artsantallet falder mere markant med grødeskæringsintensitet i regulerede vandløb end i uregulerede vandløb. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



Figur 3 Artsdiversitet på de undersøgte vandløbsstrækninger som funktion af grødeskæringsintensitet. Artsdiversiteten falder mere markant med grødeskæringsintensitet i regulerede vandløb end i uregulerede vandløb. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



Med det formål at analysere hvad der betinger den forholdsvis store variation i artsantal og diversitet i de grødeskårne vandløb er residualværdier beregnet og sammenhænge til andre variabler analyseret. Denne analyse viser at variationen i artsantallet indenfor de grødeskårne vandløb falder med stigende dybdehomogenitet. Det betyder at artsantallet varierer mindst mellem grødeskårne vandløb som har en meget ens fordeling af bunddybder. Tilsvarende falder variationen i artsdiversiteten mest med stigende substrathomogenitet, hvilket betyder at artsdiversiteten varierer mindst mellem vandløb med en meget homogen fordeling af bundsubstrater mellem hinanden. Det betyder at dybde- og substratfordelinger er væsentlige for artsantal og diversitet og at størrelsen af disse variabler skal medtages i en vurdering af plantesamfundets tilstand.

En analyse af sammenhænge mellem de dominerende arter i vandløbene og artsantal og diversitet viser at artsantallet stiger med stigende forekomst af smalbladet mærke ( $r=0,41$ ) og svømmende vandaks ( $r=0,35$ ). Disse analyser viser endvidere at artsdiversiteten falder med stigende dækningsgrader af enkelt pindsvineknop ( $r=-0,40$ ), mens den stiger med stigende dækningsgrader af smalbladet mærke ( $r=0,52$ ) og svømmende vandaks ( $r=0,32$ ).

## Grødeskæring og enkeltarter

Brugen af enkeltarter som indikatorarter for en given påvirkning kan umiddelbart virke problematisk. Det skyldes bl.a. at arter kan være fraværende pga. spredningsmæssige barrierer og fordi der eksisterer et relativt ringe kendskab til naturlige variationer i vandløbsfloraen. Det betyder at en art kan være fraværende af naturlige årsager, hvilket fejlagtigt kan tolkes at være en effekt af en menneskelig påvirkning. Med henblik på at undersøge om der er umiddelbare indikationer af at enkeltarter påvirkes forskelligt af grødeskæring er hyppigheden af arter, som på samme tid er meget udbredte og lokalt hyppige i datasættet (se figur 1), undersøgt. Brugbarheden af disse analyser kan revurderes på et større datasæt i forbindelse med en egentlig opstilling af et indeks.

Korrelationsanalyser viser at vandløbsstørrelse, fordeling af bundsubstrater samt grødeskæringsintensitet er blandt de væsentligste parametre af betydning for hyppigheden af enkelt pindsvineknop og vandpest med øget forekomst af disse arter med stigende vandløbs-



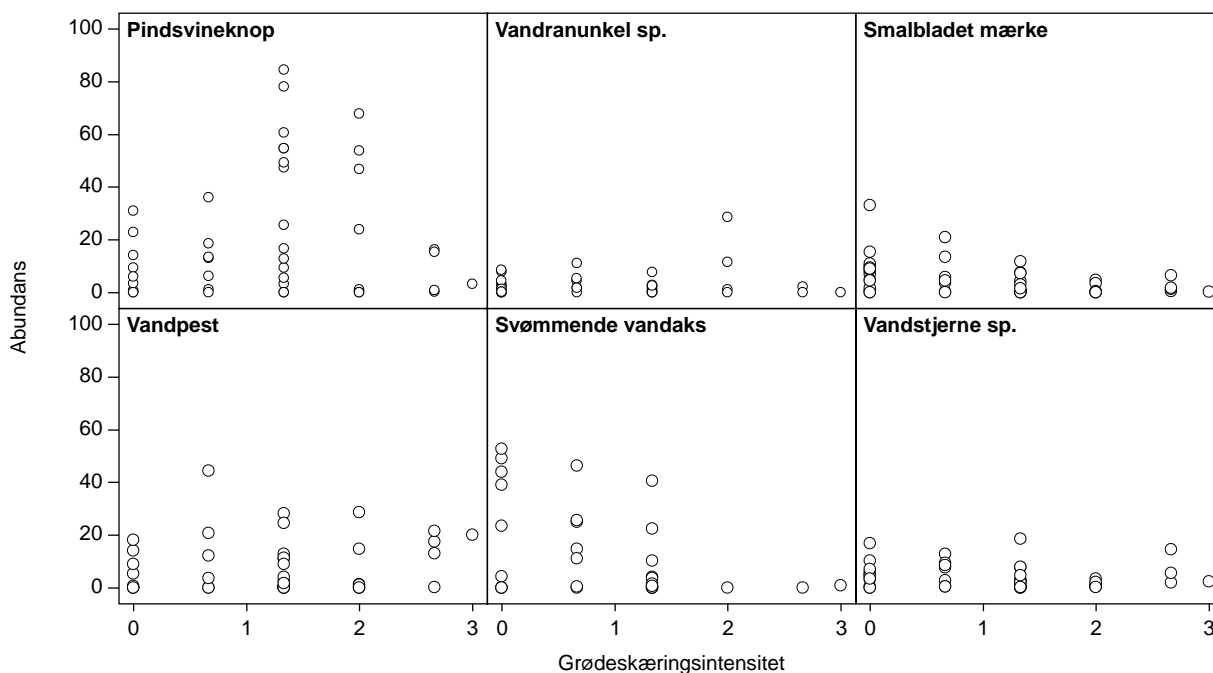
størrelse, jævnhed i fordelingen af substrater på vandløbsbunden og grødeskæringsintensitet. Omvendt ses at smalbladet mærke og svømmende vandaks bliver mindre hyppige med øget grødeskæringsintensitet samt en jævn dybdefordeling i vandløbet. Derudover korrelerer disse arters forekomst også til, for smalbladet mærkes vedkommende, alkalinitet, samt for svømmende vandaks vedkommende dækning af silt og groft sand (tabel 2,  $p < 0,05$ ).

*Tabel 5* Oversigt over signifikante spearman rank korrelationsværdier mellem enkelt arters dækning og målte/beregnete variable (tabel 2). \* $p < 0,05$ . \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,0001$ . Alle de i tabel 2 nævnte variable indgik i analyserne.

	Enkelt pindsvineknop	Vandranunkel sp.	Smalbladet mærke	Vandpest	Svømmende vandaks	Vandstjerne sp.
Grødeskæring, andel af biomasse som fjernes fra bund (0, 2/3 1)	0,29*	-	-0,40**	-	-	-
Grødeskæringsfrekvens	0,36**	-	-0,36**	0,39**	-0,31*	-
Grødeskæringsintensitet, biomasse der fjernes x frekvens	0,30*	-	-0,40**	0,35*	-0,35*	-
Vandløbsbredde	0,61***	-	-	0,50**	0,37**	-
Alkalinitet	-	-	0,49**	-	-	-
Total-N	-	-	-	-	-0,37*	-
Dækning af groft sand	-	-	-	-	0,31*	-
Dækning af silt	-	-	-	-	-0,34*	-
Dybdehomogenitet	-	-	-0,28*	-	-0,36**	-
Substrathomogenitet	0,53***	-	-	0,38**	-	-

De umiddelbare forskelle der eksisterer i de forskellige plantearters hyppighed som funktion af grødeskæringsintensitet, kan tolkes som forskelle i arternes følsomhed overfor forstyrrelser i form af grødeskæring. Figur 4 viser dækningen af de enkelte arter som funktion af grødeskæringsintensitet. Det fremgår af figuren at enkelt pindsvineknop findes med høj dækning både i vandløb som ikke grødeskæres og vandløb som grødeskæres. Med henblik på at undersøge om det fundne mønster delvist afspejler en afhængighed mellem dækningen af pindsvineknop og vandløbsstørrelse, er dækningen af pindsvineknop plottet som funktion af grødeskæringsintensiteten indenfor de forskellige størrelseskategorier foreslået i kapitel 3 (0-3 m, 3-10 m og >10 m). Pindsvineknop findes med lav dækning i et af undersøgelsesvandløbene i kategorien 0-3 m men dens hovedudbredelse findes indenfor størrelseskategorien 3-10 m. Derfor tegner der sig det samme mønster hvis dækningen af pindsvineknop afbildes som funktion af grødeskæringsintensiteten indenfor denne størrelseskategori som hvis alle vandløb medtages (data ikke vist). I vandløb med middel grødeskæringsintensitet er variationen i pindsvineknops hyppighed størst, men det er også her den er mest hyppig. Det ser også ud som om arten bliver mindre hyppig ved de høje skæringsintensiteter. Dette resultat skal dog tolkes med forsigtighed, da kun i alt 5 af de undersøgte vandløbsstrækninger er udsat for skæringsintensiteter større end 2, svarende til mere end enten 2 gange fuld skæring eller 3 gange strømrendeskæring. Endvidere viser andre undersøgelser at enkelt pindsvineknop findes med høj dækning i vandløb der udsættes for meget hyppige skæringer, bl.a. i Nørreå, hvor der grødeskæres 6-8 gange årligt (ikke publicerede data). Hyppigheden af vandranunkel sp. som inkluderer flere arter af vandranunkel samt vandstjerne sp., som inkluderer flere arter af vandstjerne, er relativt upåvirkede af

grødeskæringsintensiteten i de undersøgte vandløb og findes kun med relativ lav dækning. Vandpest er også relativt upåvirket men findes med noget højere dækninger end de to førnævnte grupper. Det samme mønster tegner sig hvis kun vandløb i størrelseskategorien 3-10 m, som er den størrelseskategori i undersøgelsesvandløbene, hvor vandpest primært forekommer, medtages (data ikke vist). Endelig findes smalbladet mærke og svømmende vanddaks med en relativ høj hyppighed i vandløb med relativt lave grønnskæringsintensiteter for derefter at falde i hyppighed. Dette billede ses tydeligst hos smalbladet mærke.



Figur 4 Hyppighed af udvalgte arter af makrofyter som funktion af grønnskæringsintensitet i undersøgelsesvandløbene. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.

### Karakteristiske arter

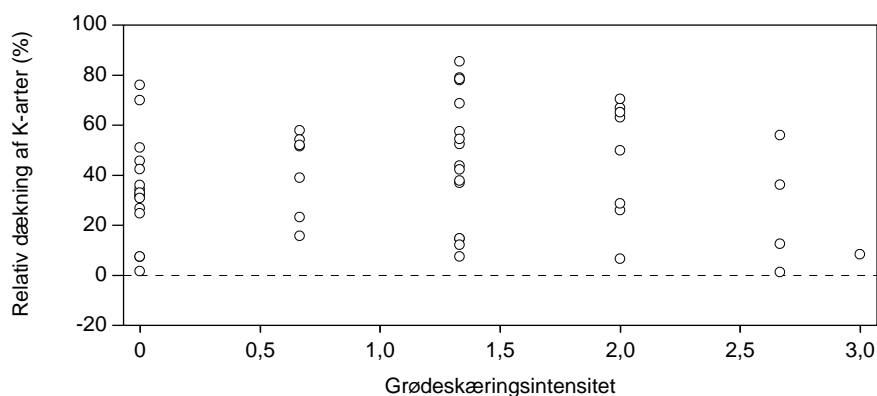
Der er en række arter som man, med det nuværende kendskab til arters følsomhed overfor grønnskæring, vil kunne bruge sammen med andre mål/indeks til at vurdere i hvor høj grad plantesamfundet er påvirket af grønnskæring. Mange af de arter der indgår i forbindelse med vurdering af bevaringsstatus for naturtypen vandløb med planter (3260 ifølge habitatdirektivet) er følsomme overfor påvirkninger i form af grønnskæring (tabel 6, Søgaard et al. 2003). I det følgende analyseres om der er en sammenhæng mellem forekomst af disse arter og grønnskæringsintensitet. Gruppen af arter benævnes samlet karakteristiske arter og indeholder både karakteristiske arter for naturtype 3260 og arter der vidner om uforstyrret vegetationsudvikling jævnfør Søgaard et al. (2003).

**Tabel 6** Oversigt over karakteristiske og særlige arter, der skal benyttes i forbindelse med vurdering af naturtype 3260 – Vandløb med planter bevarelsesstatus jævnfør habitatdirektivet.

Arter der indgår i bevaringsmålsætninger for naturtype 3260	Hårfliget vandranunkel, strand-vandranunkel, storblomstret vandranunkel, almindelig vandranunkel, almindelig kildemos (mosser). Alle arter af tusindblad, vandstjerne, vandaks og vandkrans, svømmende sumpskærm og flod-klaseskærm. Smalbladet mærke, tykbladet ærenpris, lancetbladet ærenpris, vandkarse, , brudelys, pilblad, manna sødgræs
---	---

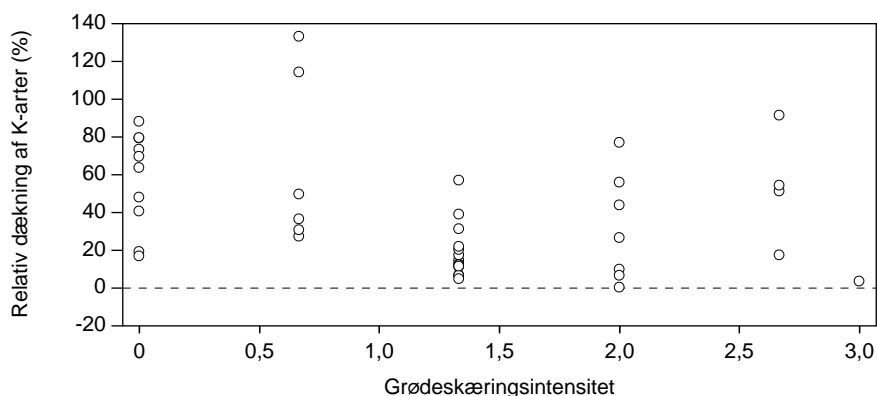
Figur 5 viser at der er stor variation i den relative dækning af karakteristiske arter i vandløbene og at der ikke umiddelbart eksisterer en sammenhæng mellem den relative dækning af karakteristiske arter og grødeskæringsintensitet. Det skyldes formentlig flere forhold. For det første er ikke alle af de medtagne arter følsomme overfor grødeskæring fx eksisterer der ikke dokumentation for at fx hjertebladet vandaks, vandstjerne og vandranunkel påvirkes af grødeskæring. For det andet kan en del af variationen skyldes at alle størrelseskategorier af vandløb er medtaget. En række af de i tabel 6 nævnte karakteristiske arter er imidlertid arter der primært har høj dækning i større vandløb (>3 m).

**Figur 5** Den relative dækning af karakteristiske arter jævnfør habitatdirektivet (type 3260) som funktion af grødeskæringsintensitet i undersøgelsesvandløbene. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



I figur 6 er kun vandløb i størrelseskategorien 3-10 m medtaget. Figuren viser, at sammenhængen mellem dækning af karakteristiske arter og grødeskæringsintensitet stadig er svag men dog signifikant ( $r = -0,31$ ,  $p < 0,05$ ).

**Figur 6** Den relative dækning af karakteristiske arter jævnfør habitatdirektivet (type 3260) som funktion af grødeskæringsintensitet i undersøgelsesvandløbene. Kun større vandløb indgår i figuren (3-10 m bredde).



## Grødeskæring og plantekompleksitet

Planters fordeling på vandløbsbunden påvirkes af grønnskæring (Moeslund, 2001; Baattrup-Pedersen et al. 2002; Baattrup-Pedersen et al. 2003). Flere undersøgelser i danske vandløb har vist at plantesamfundene bliver mere ensformige og at forskellige arter blander sig mindre mellem hinanden i grønnskæringspåvirkede vandløb. Ofte vil blot 1-2 arter dominere lange strækninger i sådanne vandløb, mens flere arter vil blande sig mellem hinanden i mindre påvirkede vandløb. Ændringer i den rumlige fordeling af planter på vandløbsbunden som funktion af grønnskæring ses illustreret i figur 7. Figuren er fremkommet ved at antallet af arter i et stort antal (>150) undersøgelseskvadrater er opgjort (0,25 cm x 0,25 cm) og summeret indenfor klasserne: 0 arter, 1 art, 2 arter, 3 arter osv. . Af figur 7 fremgår at frekvensfordelingerne er mere jævne i de ikke grønnskærte vandløb samt i de vandløb, der kun skæres 1 gang årligt. Med henblik på at beskrive disse frekvensfordelinger i et samlet mål er der opstillet følgende statistiske mål:

$$I = N \cdot \mu^2 \sum_{i=1}^N \frac{(n_i - \hat{m}_i)^2}{m_i},$$

hvor

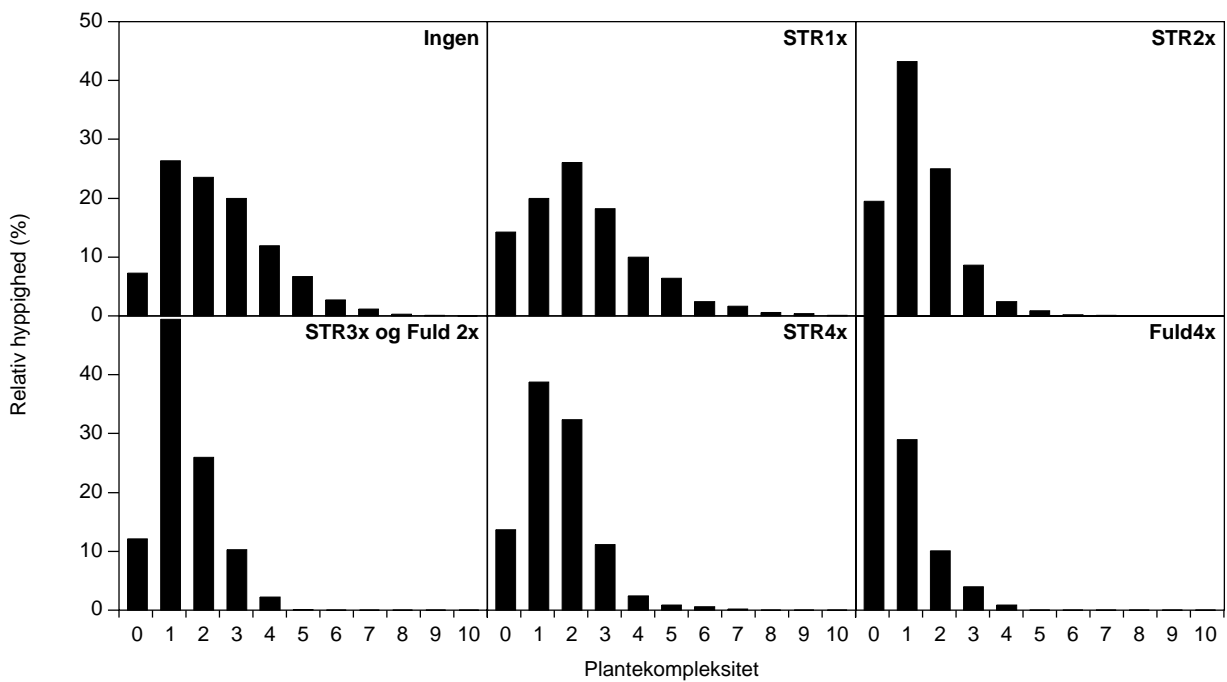
$N$  = antal frekvensklasser,

$$\mu = \frac{\sum_{i=1}^N i \cdot n_i}{\sum_{i=1}^N n_i}, \text{ "gennemsnitlig frekvens,}$$

$n_i$  = antal kvadrater med frekvens  $i$ ,

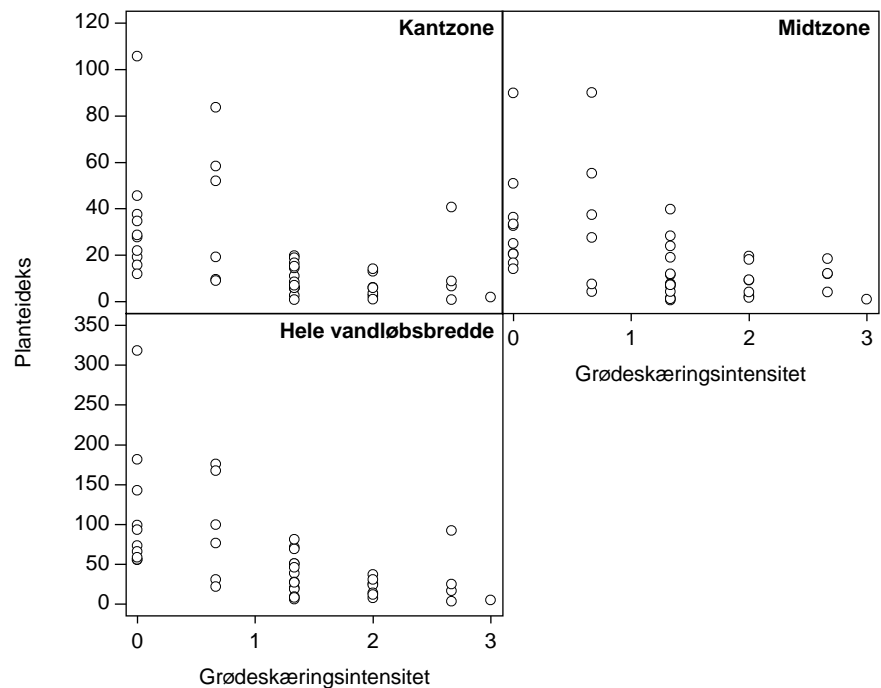
$$\hat{m}_i = \frac{\sum_{i=1}^N n_i}{N}, \text{ gennemsnit antal kvadrater i hver frekvensklasse.}$$

Dette mål benævnes herefter plantekompleksitet. Med henblik på at analysere om grønnskæringsintensiteten påvirker plantekompleksiteten er beregninger foretaget for alle de undersøgte vandløb, både for hele vandløbet og for henholdsvis kant- og midterzone. Grunden til at der inddeles i henholdsvis kant- og midterzone er, at det kun er midterzonen der skæres i en række af vandløbene. Derfor kan det være hensigtsmæssigt kun at kigge på denne zone i sammenligningen (figur 8).



Figur 7 Frekvensfordelinger der illustrerer plantekompleksiteten i undersøgelsesvandløbene ved forskellige grødeskæringsintensiteter. Plantekompleksiteten er udtrykt som antallet af arter i mindre undersøgelseskvadrater (0,25x0,25 cm) placeret i transekter på tværs af vandløbet. Ingen= ingen grødeskæring, STR udtrykker at grødeskæring foretages i strømrørende henholdsvis 1,2 og 3 gange årligt. FULD udtrykker at grødeskæring foretages i hele vandløbets bredde henholdsvis 2 og 3 gange årligt.

Figur 8 Plantekompleksitet beregnet vha. opstillet udtryk som funktion af grødeskæringsintensitet. Plantekompleksiteten er beregnet for 2 zoner separat i vandløbet, henholdsvis kantzone og midtzone samt for hele vandløbet. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



Plantekompleksiteten varierer signifikant med både vandløbsstørrelse samt grødeskæringsintensitet (two-way ANOVA,  $p < 0,05$ ). I det følgende er kun foretaget analyser indenfor størrelseskategorien 3-10 m. Indenfor denne størrelseskategori er der ikke længere nogen signi-

fikant betydning af vandløbsstørrelse for plantekompleksiteten. Resultater viser, at plantekompleksiteten varierer med grødeskæringsintensiteten både når hele vandløbet medtages og når kun henholdsvis kant- og midterzone medtages (ANOVA,  $p < 0,05$ ). Mønstret er imidlertid stort set det samme. Som for de ovenfor beskrevne mål er der også stor variation, og denne variation er størst i de vandløb der ikke grødeskæres, samt i de vandløb der grødeskæres 1 gang årligt.

## Mulige mål/indeks til vurdering af påvirkning af plantesamfundet fra grødeskæring

I vurderingen af værdien af de enkelte mål/indeks brugbarhed til opstilling af samlet indeks for makrofyter som indikatorer for grødeskæringsintensitet inddrages kun informationer fra de dele af datasættet og tilhørende analyser der ligger indenfor følgende grødeskæringsintensiteter: ingen (0), strømrende 1 gang årligt (0,67), strømrende 2 gange årligt (0,67) og strømrende 3 gange årligt eller fuld 2 gange årligt (1,33). Informationer fra de sidste to grødeskæringsintensiteter medtages ikke, idet data grundlaget vurderes at være for spinkelt (henholdsvis 4 og 1 vandløb). Det skal også understreges at datasættet er begrænset og at de foreslåede mål/indeks bør revurderes på et større datasæt, som også inkluderer østdanske vandløb, i forbindelse med det videre arbejde i opstilling af et indeks.

Tabel 7 giver en oversigt over mål/indeks der med det nuværende vidensgrundlag vurderes at være velegnede til at indgå et samlet indeks til vurdering af makrofytsamfundenes tilstand i vandløb. Nedenfor vil de enkelte mål/indeks blive diskuteret.

*Tabel 7* Oversigt over mål/indeks der kan indgå i et samlet makrofytindeks baseret på makrofyt forekomst, dækning og rumlige fordeling i danske vandløb.

---

### Mål/indeks som kan indgå i samlet makrofytindeks

---

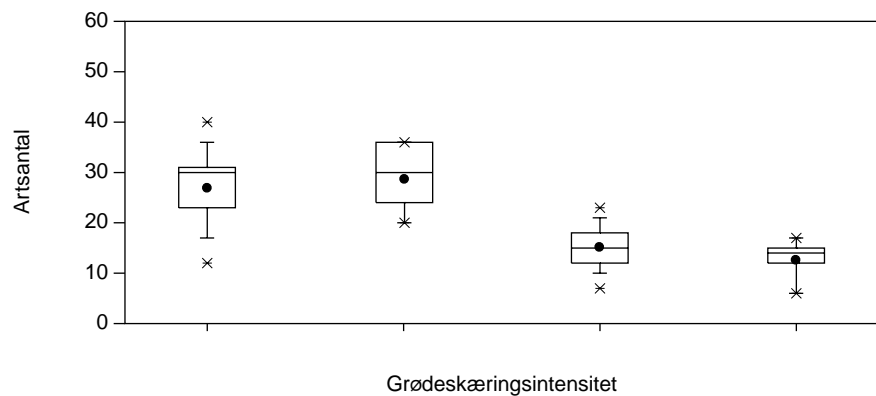
Shannon diversitet  
Dækning af enkelt pindsvineknop  
Samlet dækning af karakteristiske arter  
Plantekompleksitet  
Plantesamfundets egenskaber

---

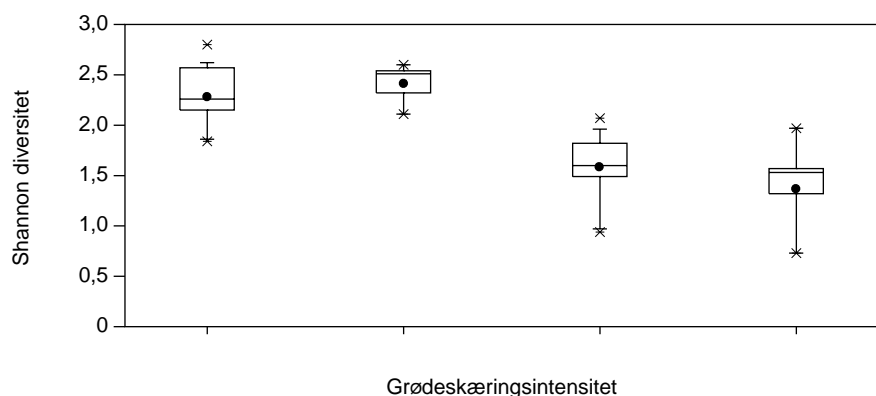
### Artsdiversitet

Grødeskæringsintensiteten påvirker både artsantal og artsdiversitet negativt. Denne effekt bliver tydelig ved intensiteter større end 0,67, hvilket svarer til grødeskæring hyppigere end 1 gang årligt i strømrende. Figur 9 og 10, som er statistiske plots over artsantal og diversitet som funktion af grødeskæringsintensiteten, viser imidlertid tydeligt at der er store overlap i artsantal og diversitet mellem de forskellige grødeskæringsintensiteter.

**Figur 9** Statistisk plot (boxplot) der viser artsantal i undersøgelsesvandløbene som funktion af grødeskæringsintensitet. Maksimum og minimum værdier kan ses som streger, 99% og 1% værdier som krydser og gennemsnitsværdien som en firkant. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



**Figur 10** Statistisk plot (boxplot) der viser artsdiversitet i undersøgelsesvandløbene som funktion af grødeskæringsintensitet. Maksimum og minimum værdier kan ses som streger, 99% og 1% værdier som krydser og gennemsnitsværdien som en firkant. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



Af tabel 8 fremgår middelværdier samt 95% og 5% fraktiler for artsantal og diversitet indenfor de forskellige grødeskæringsintensiteter. Det vurderes umiddelbart at den store variation i artsantal gør dette mål uegnet til at skelne mellem de forskellige kvalitetsklasser. Imidlertid er der relativt klare forskelle i diversiteten mellem de to grupper: Ingen/1 gang i strømrende og mere end 1 gang i strømrende (tabel 8), hvilket gør dette indeks velegnet at inddrage i et samlet indeks.

**Tabel 8** Middelværdier samt øvre (95%) og nedre (5%) fraktiler for henholdsvis artsantal og diversitet ved forskellige grødeskæringsintensiteter.

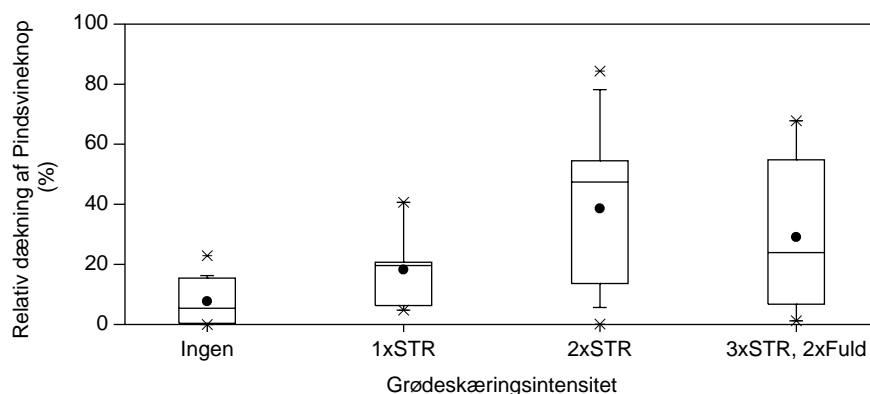
		Ingen (n=16)	1STR (n=7)	2STR (n=16)	3STR, 2 FULD (n=8)
Artsantal	Middelværdi	27	29	15	13
	5%	12	20	7	6
	95%	40	36	23	17
Diversitet	Middelværdi	2,28	2,41	1,59	1,37
	5%	1,84	2,11	0,94	0,73
	95%	2,80	2,60	2,07	1,97

### Enkelt pindsvineknop

Enkelt pindsvineknop bliver hyppigere i vandløb som er udsat for grødeskæringsintensiteterne: 2 gange strømrende samt 3 gange strømrende eller 2 gange fuld skæring. Den øgede forekomst er signifikant. Ydermere indikerer stor forekomst af enkelt pindsvineknop at diversiteten er lav. Det gør at dækningen af denne art vil kunne være et velegnet mål at inddrage i samlet indeks. Imidlertid er der forholdsvis stor variation på dækningen af pindsvineknop i datasættet.

Det betyder at enkelt pindsvineknop kun bør indgå i samlet indeks som et mål der kan tælle negativt såfremt dækningen af arten bliver markant stor, samtidig med at dækningen af andre arter er lav. Det vil bl.a. afspejle sig i at diversiteten er lav, at den relative dækning af karakteristiske arter er lav og at plantekompleksiteten er lav (se nedenfor). Dækningsgraden af pindsvineknop vil kun være relevant at inddrage indenfor størrelseskategorien 3-10 m og evt. >10 m, hvilket det dog ikke har været muligt at analysere med de her eksisterende data.

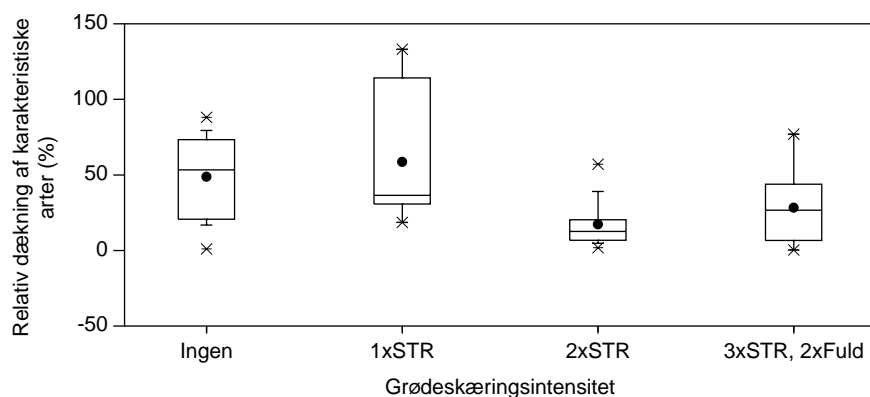
**Figur 11** Statistisk plot (boxplot) der viser den relative dækning af pindsvineknop i undersøgelsesvandløbene som funktion af grødeskæringsintensitet. Maksimum og minimum værdier kan ses som streger, 99% og 1% værdier som krydser og gennemsnitsværdien som en firkant. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



### Karakteristiske arter

De karakteristiske arter er defineret i forbindelse med udarbejdelse af bevaringsmålsætninger for naturtype 3260 (se tabel 6, Søgaard et al. 2003). Disse arter er karakteristiske for naturtypen vandløb med planter. Figur 12 viser et statistisk plot over dækningen af karakteristiske arter indenfor størrelseskategorien 3-10 m.

**Figur 12** Statistisk plot (boxplot) der viser den relative dækning af karakteristiske arter jævnfør habitatdirektivet (type 3260) i undersøgelsesvandløbene som funktion af grødeskæringsintensitet. Maksimum og minimum værdier kan ses som streger, 99% og 1% værdier som krydser og gennemsnitsværdien som en firkant. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



Tabel 9 giver en oversigt over middelværdier og 5% samt 95% fraktil for dækningen af karakteristiske arter i undersøgelsesvandløbene.

**Tabel 9.** Middelværdier samt øvre (95%) og nedre (5%) fraktiler for dækning af karakteristiske arter i undersøgelsesvandløbene (3-10 m) ved forskellige grødeskæringsintensiteter.

		Ingen (n=10)	1STR (n=6)	2STR (n=15)	3STR, 2 FULD (n=7)
Dækning af K-arter	Middel- værdi	58	65	18	31
	5%	17	27	5	1
	95%	88	133	57	77

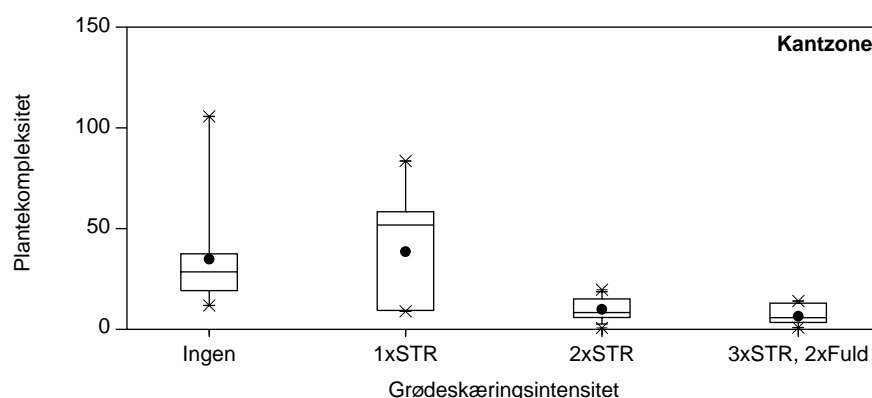


Der er overlap i dækningen af karakteristiske arter mellem de forskellige grødeskæringsintensiteter. Det betyder, at dækningen af karakteristiske arter med stor sandsynlighed ikke alene vil kunne bruges som mål for plantesamfundets tilstand, men i stedet kan indgå sammen med andre mål i et samlet indeks. Dækningen af karakteristiske arter er kun fundet relevant indenfor størrelseskategorien 3-10 m i det eksisterende datagrundlag, men vil formentlig også være brugbart i de andre størrelseskategorier, da hovedparten af arterne også er typiske i små og store vandløb. Det har dog ikke været muligt at analysere dette med de her eksisterende data.

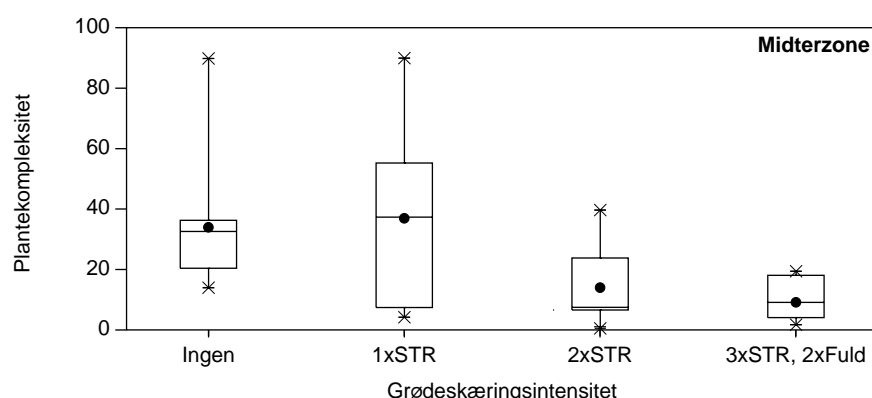
### Plantekompleksitet

Plantekompleksiteten falder i vandløb der udsættes for grødeskæringer hyppigere end 1 gang årligt. Det betyder at fordelingen af planter på vandløbsbunden bliver mere homogen i disse vandløb. Som for de øvrige mål/indeks er der stor variation i plantekompleksiteten især i de vandløb der ikke grødeskæres og i de vandløb der kun skæres 1 gang årligt. Figur 13, 14 og 15 viser statistiske plots over plantekompleksiteten indenfor størrelseskategorien 3-10 m i henholdsvis hele vandløbet samt i kant- og midterzone. Tabel 10 giver en oversigt over middelværdier og 5% samt 95% fraktiler indenfor størrelseskategorien 3-10 m i undersøgelsesvandløbene.

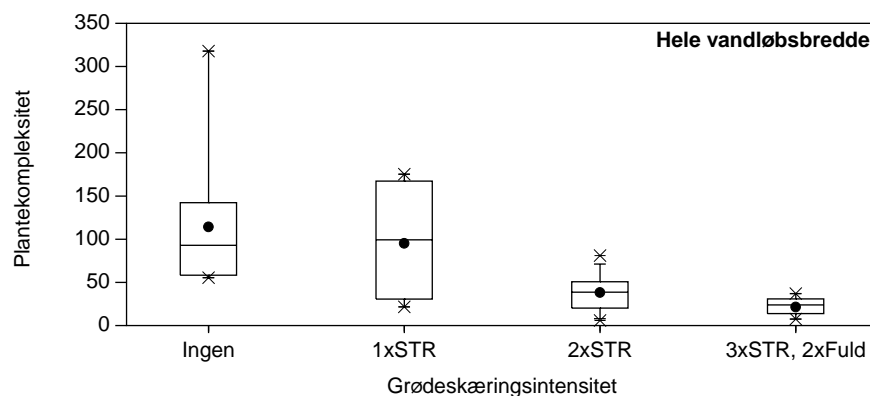
*Figur 13* Statistisk plot (boxplot) der viser plantekompleksitet i kantzonen i undersøgelsesvandløbene som funktion af grødeskæringsintensitet. Maksimum og minimum værdier kan ses som streger, 99% og 1% værdier som krydser og gennemsnitsværdien som en firkant. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



*Figur 14* Statistisk plot (boxplot) der viser plantekompleksitet i midterzone i undersøgelsesvandløbene som funktion af grødeskæringsintensitet. Maksimum og minimum værdier kan ses som streger, 99% og 1% værdier som krydser og gennemsnitsværdien som en firkant. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



Figur 15 Statistisk plot (boxplot) der viser plantekompleksitet i hele vandløbsbredde i undersøgelsesvandløbene som funktion af grødeskæringsintensitet. Maksimum og minimum værdier kan ses som streger, 99% og 1% værdier som krydser og gennemsnitsværdien som en firkant. I alt 52 vandløbsstrækninger indgik i undersøgelsen.



Tabel 10 Oversigt over middelværdier og 5% samt 95% fraktiler for plantekompleksiteten i undersøgelsesvandløbene (3-10 m) ved forskellige grødeskæringsintensiteter.

Plante-komplek-sitet		Ingen (n=10)	1STR (n=6)	2STR (n=15)	3STR, 2 FULD (n=7)
Hele vandløbet	Middel-værdi	114	95	38	21
	5%	55	22	6	8
	95%	118	175	81	37
Kantzone	Middel-værdi	35	39	10	6
	5%	12	9	1	1
	95%	106	84	20	14
Midterzone	Middel-værdi	34	37	14	9
	5%	14	4	1	2
	95%	90	90	40	19

Den store variation kan delvis være betinget af at også undersøgelseskvadrater uden planter indgår i analyserne. I vandløb vil der ofte være strømrender helt frie for planter, hvilket vil bevirke at plantekompleksiteten bliver forholdsvis mere ens i vandløb med lav plantedækninger også selvom planternes fordeling på bunden er inhomogen. Ligeledes kan variationen være betinget af at undersøgelseskvadraternes størrelse er for lille til at afspejle grødeøernes kompleksitet. Derfor vil det være hensigtsmæssigt at gennemføre analyser på større undersøgelseskvadrater. Der er ikke tvivl om, at et udtryk for planternes rumlige fordeling på vandløbsbunden er af stor værdi i et samlet indeks og at der derfor bør arbejdes videre med at opstille et mål for dette.

### Planteegenskaber

Brugen af enkeltarter er som beskrevet ovenfor påvirkelig overfor naturlige variationer i arters forekomst, hvilket betyder at fravær af en eller flere arter ikke behøver at indikere at et givet vandløbs økologiske tilstand har ændret sig. Derfor er det hensigtsmæssigt at bruge arters egenskaber eller karaktertræk (traits) i forbindelse med vurdering af påvirkninger. I relation til grødeskæring er der en række træk som man vil forvente vil afspejle grødeskæringsintensiteten. Det er væksthastighed, produktionen af vegetative spredningsenheder, frøproduktionen, morfologiske karakteristika, livscyklus mm. (Barat-Segretain et al, 1998; Greulich & Bornette 1999; Nichols & Shaw, 1986; Sabbatini & Murphy, 1996; Wilby 2000). Styrken ved at udvikle

et mål baseret på arters egenskaber bør undersøges i det videre arbejde med opstilling af et indeks.

## Opstilling af mål og afgrænsning i økologiske klasser

I tabel 11 ses et forslag til afgrænsning af de økologiske klasser ved brug af mål/indeks behandlet i afsnit 1.4. Der forsøges ikke indenfor rammerne at dette projekt at nå frem til et samlet indeks som beskriver plantesamfundenes tilstand.

Det fremgår klart af tabellen at ingen af mål/indeks alene kan adskille alle 5 økologiske tilstandsklasser fra hinanden.

*Tabel 11* Forslag til mål der kan indgå i et samlet indeks og afgrænsning af de økologiske kvalitetsklasser indenfor hvert mål. Værdierne er baseret på analyser i 62 primært vestvendte vandløb med forskellig grødeskæringsintensitet. Det vurderes dog at målene også er relevante for østdanske vandløb.

Mål	Vandløbsstørrelse	Høj	God	Moderat	Ring	Dårlig
Shannon diversitet	0-3 m; 3-10 m; >10 m	>2,0		1,0-2,0		<1,0
Dækning af enkelt pindsvineknop	3-10 m; >10 m?	<40%		40-60%		>60%
Samlet dækning af karakteristiske arter	3-10 m; >10 m?	>40%		20-40%		<20%
Plantekompleksitet - midterzone	3-10 m; >10 m?	>30 %		10-30 %		<10 %
Plantesamfundets egenskaber				Mål bør udvikles		

Datagrundlaget er i dette bilag som nævnt begrænset til primært vestvendte vandløb. Der er imidlertid ikke grund til at forvente at de her opstillede mål ikke vil være anvendelige i østvendte vandløb evt. med mindre modifikationer især hvad angår de karakteristiske arter. Dog skal dette selvfølgelig eftervises ved inddragelse af data fra sådanne vandløb.

## Konklusion

De her gennemgåede analyser viser klart at plantesamfundene påvirkes af grødeskæring. Ligeledes viser analyserne, at de her foreslåede mål/indeks formentlig alle vil kunne bidrage med vigtige informationer om i hvor høj grad plantesamfundet er påvirket af grødeskæring. Det betyder at de hensigtsmæssigt kan indgå i et samlet indeks.

Imidlertid er der stor variation indenfor de fleste grødeskæringsintensiteter. For nogle af de opstillede mål/indkes er variationen størst i de vandløb der ikke grødeskæres og de vandløb der kun grødeskæres 1 gang årligt. Analyserne viser, at forskelle i det fysiske vandløbsmiljø (vandløbsstørrelse, dybde- og substratfordelinger) samt kemiske vandløbsmiljø er årsag til en stor del af denne variation. Derfor er det overordentlig vigtigt at undersøge og beskrive den naturlige variation i plantesamfundene i et stort antal egentlige referencevandløb eller vandløb med lempede kriterier (se kapitel 3), hvor størrelsesvariationen dækkes og hvor det fysiske-kemiske vandløbsmiljø er tilnærmelsesvis upåvirket. Sådanne undersøgelser vil være en for-

udsætning for at der kan opstilles et egentligt makrofytindeks og med en vægtning af de her foreslåede samt evt. supplerende mål/indeks.

## Referencer

Barrat-Segretain, M-H., Bornette, G. & Hering-Vilas-Bôas, A. 1998. Comparative abilities of vegetative regeneration among aquatic plants growing in disturbed habitats. *Aquatic Botany* 60: 201-211.

Baatrup-Pedersen, A., Skriver, J. & Wiberg-Larsen, P. 2000. Weed-Cutting Practice and Impact on Trout Density in Danish Lowland Streams. - *Verhandlungen internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27: 674-677.

Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. & Riis, T. 2002. Long-Term Effects of Stream Management on Plant Communities in Two Danish Lowland Streams. - *Hydrobiologia* 481: 33-45

Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. & Riis, T. 2003. Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams - influence of environmental factors and weed cutting. - *Hydrobiologia* 495: 171-179.

Baatrup-Pedersen, A. & Riis, T. 2003. Impacts of different weed cutting practices on macrophyte species diversity and composition in a Danish stream. - *River Research and Application* (In press): 13-06-2003.

Greulich S. & Bornette, G. 1999. Competitive abilities and related strategies in four aquatic plant species from an intermediately disturbed habitat. *Freshwater Biology* 41: 493-506.

Moeslund, B. 1988. Grøedeundersøgelser i sønderjyske vandløb. Sønderjyllands amt. 91 sider

Moeslund, B. 2001. Vegetation i Gudenåen. Gudenåkomiteen. 105 sider.

Nichols, S.A. & Shaw, B.H., 1986. Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia* 131: 3-21.

Sabbatini, M. R. & K. J. Murphy, 1996. Submerged plant survival strategies in relation to management and environmental pressures in drainage channel habitats. *Hydrobiologia* 340: 191-195.

Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E., Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Bregnballe, T., Madsen, J., Baatrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Møller, P.F., Riis-Nielsen, T. & Buttenschøn, R.M. 2003. Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 457. [Http://faglige-rapporter.dmu.dk](http://faglige-rapporter.dmu.dk)

Sode, A. 1997. Effekt af strømrendeskæring på vandføringsevne, sammensætning og mængde af grøde i Ringe Å. Fyns Amt. Natur- og Vandmiljøafdelingen. 78 pp.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, Sedell J. R. & Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 130-137.

Wilby N. J., Abernethy, V. J. & Demars, B. O. L. 2000. Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology*, 43: 43-74.

## Bilag 7.3

# Fysisk-kemisk præklassifikation og sammenhæng med de faunamæssige forhold

### Kemisk præklassifikation

Der er i alt 92 målestationer med samhørende værdier af vandkemi og smådyr til brug ved præ-klassifikationen. Sammen med indsamlingen af smådyr er der foretaget en vurdering af de fysiske forhold. Disse feltvurderinger indgår i præ-klassifikationen som de fysiske beskrivelser af strækningerne. Denne beskrivelse er særdeles overordnet og har primært til formål at støtte smådyrsindsamlingen. Præ-klassifikationen er foretaget ved først at dele stationerne op efter forskellige koncentrationsniveauer på  $\text{BI}_5$  og jern og derefter kombinere den kemiske klassifikation med en fysisk klassifikation, på baggrund af oplysninger om substratet, strømhastigheden og okkerudfældninger. Desuden er der i præ-klassifikationen taget hensyn til evt. forsurening ved at inddrage alkaliniteten.

### Jern forbindelser

Rasmusen og Lindegaard (1988) arbejde viser stor spredning i effekten af jern på invertebrater når det måles som total jern. Effekten er mere entydig for jern målt som  $\text{Fe}^{2+}$ , hvor der kan opsættes markante grænser for påvirkningen af smådyrssamfundet. Endvidere er forholdet mellem Total jern og  $\text{Fe}^{2+}$  ikke entydigt i vandløbene.

Da resultaterne for total jern ikke er entydige, kan det være svært at lægge faste grænser ind for hvornår jern påvirker smådyrene. Ud fra Rasmusen og Lindegaard (1988) ser det ud til at der er en mulig effekt  $2 \text{ mg l}^{-1}$  og en sikker effekt ved koncentrationer over  $5 \text{ mg l}^{-1}$ .

---

Ingen eller svag påvirkning	Koncentrationen altid under $1 \text{ mg l}^{-1}$
Nogen påvirkning	Gennemsnits koncentrationen på $1 \text{ mg l}^{-1}$ eller derover
Stærk påvirkning	Gennemsnitskoncentrationen på $5 \text{ mg l}^{-1}$ eller derover eller udbredt okker påvirkning af vandløbet

---

### Organisk stof

Jensen og Andersen (1981) undersøgte sammenhængen mellem smådyrssamfund, koncentrationen af nedbrydeligt organisk stof og vandets strømhastighed. På baggrund af denne undersøgelse er der indlagt to skæringspunkter ved hhv.  $2 \text{ mg l}^{-1}$  og  $6 \text{ mg l}^{-1}$ . Disse grænser bruges som kriterier for hvornår indholdet af det organiske stof i vandløbet har en betydning for faunaen. Vandløbssystemet er tidsligt dynamisk og et simpelt gennemsnit vil derfor ikke nødvendigvis væ-

re en god indikator for belastningen. Derfor blev der opstillet dynamiske betingelser for opdelingen af belastningen med organisk stof. I nedenstående tabel er angivet 5 klasser for organisk belastning.

1	Ingen eller svag påvirkning	Kun enkelte overskridelser af $2 \text{ mg l}^{-1}$ i løbet af de sidste 3 år
2	Nogen påvirkning	$2 \text{ mg l}^{-1}$ overskrides i 10% af målingerne i 2 ud af de sidste 3 år eller i over 50% af målingerne i et af de sidste 3 år
3	Moderat påvirkning	$2 \text{ mg l}^{-1}$ overskrides i 50% af målingerne i 2 ud af de sidste 3 år
4	Kraftig påvirkning	$2 \text{ mg l}^{-1}$ overskrides i 50% af målingerne i 2 ud af de sidste 3 år og $6 \text{ mg l}^{-1}$ overskrides i 2 ud af de sidste 3 år.
5	Stærk påvirkning	$6 \text{ mg l}^{-1}$ overskrides altid

### Alkalinitet og pH (forsuring)

Ved pH under 6 kan der optræde skadelige koncentrationer af f.eks. aluminium i vandløbsvandet. Stationer med pH under 6 kan derfor adskilles. Ved en alkalinitet på  $0,2 \text{ mmol l}^{-1}$  (Rebsdorf mfl., 1991) kan der forekomme effekter på smådyrsfaunaen i vandløbet. Vandløb med en alkalinitet under denne grænse kan derfor potentielt anses som forsurede.

### Fysisk præklassifikation

Klassifikationen er baseret på de felt oplysninger om vandløbets fysiske udseende der indberettes sammen med faunaprøven i forbindelse med DVFI prøvetagningen i det nationale overvågningsprogram. Strømhastigheden blev vurderet på en skala fra 1 til 5, hvor 1 er den hurtigste strømhastighed. Grupperne 6 og 7 beskriver mere eller mindre tørre vandløb. Substratet beskrives med en intensitetsangivelse (1-3) for i alt 11 substrater.

Før klassifikationen blev feltskemaernes strømhastigheds- og substratgrupper omregnet til 4 substrat og 4 strømhastighedsgrupper efter følgende skemaer:

#### Substrat

	Beskrivelse
1	Groft substrat dominerer på strækningen
2	Groft substrat med sand og evt. lidt blød bund eller mudder
3	Sand dominerer, blød bund eller mudder tilstede – kan indeholde lidt groft materiale
4	Blød bund eller mudder dominerer – med lidt sand eller groft

## Strømhastighed

Beskrivelse	
1	Frisk strøm dominerer
2	God strøm dominerer
3	Jævn strøm dominerer
4	Ringe strøm dominerer

De to værdier for substrat og strømhastighed bliver kombineret til i alt fire fysiske klasser efter nedenstående skema:

Fysisk klasse	Substrat	Strøm
1	1	1
	2	1
2	1	2
	1	3
	3	1
	2	2
3	2	4
	4	2
	2	3
	3	2
	3	3
	3	3
4	3	4
	4	3
	4	4

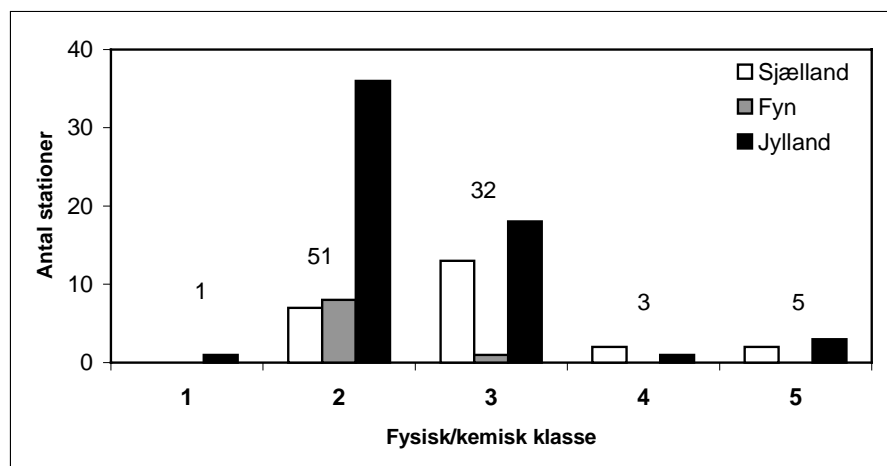
## Samlet præklassifikation

På baggrund af opdelingen i klasser for organisk belastning og fysiske forhold følges nedenstående tabel for at placere den enkelte station i en given fysisk/kemisk klasse.

Fysisk / kemisk klasse	Organisk klasse	Fysisk klasse
1	1	1
2	1	2,3
	2	1,2
	3	1
3	1	4
	2	3,4
	3	2,3
	4	2
4	3	4
	4	3
5	Klasse 5 eller	okker domineret vandløb
	4	4



Figur 1 Resultatet af præklassifikationen



I alt 92 stationer havde tilstrækkelige oplysninger om vandkemi og fysiske forhold til at indgå i præ-klassifikationen. Stationerne fordelt på de fysiske/kemiske klasser som vist i nedenstående figur 1.

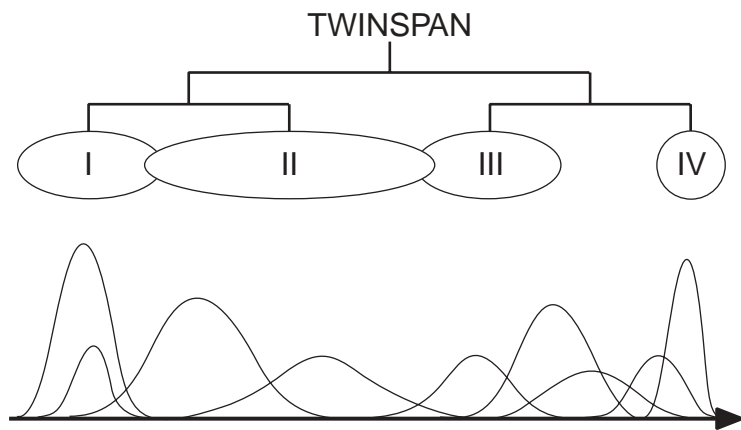
Der er en regional gradient i præ-klassifikationen idet der er en tendens til at der procentvis er flere stationer i klasse 3-5 på Sjælland end i Jylland.

## Klassifikation af faunaen (TWINSPAN)

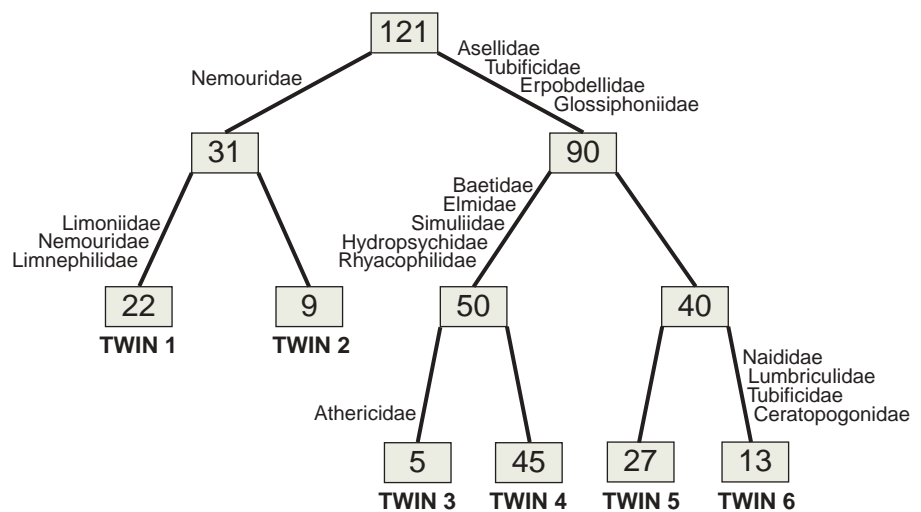
Klassifikationen af smådyrsamfundene på de 121 stationer blev foretaget med den statistiske metode TWINSPAN (Two-Way Indicator Species Analysis). Denne metode blev udviklet af Hill (1979), og det er blevet vist, at denne metode gav de bedste klassifikationsresultater ved udviklingen af det engelske RIVPACS (Moss 2000). TWINSPAN blev oprindeligt udviklet til klassifikation af vegetationsdata, men har efterfølgende også fundet stor anvendelse inden for klassifikation af vandløbssmådyr.

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 et antal klassifikationsgrupper, dvs. grupper af stationer med en karakteristisk faunasammensætning i forhold til de andre definerede grupper. I denne analyse er anvendt en mindste gruppe størrelse på 5. Dvs. der skal være mindst 5 lokaliteter for at der dannes en TWINSPAN gruppe. Ved hver opdeling definerer TWINSPAN såkaldte "indikatorarter", som er karakteristisk for den ene eller den anden af de to grupper, der blev defineret ved opdelingen. I indeværende analyse er TWINSPAN analysen foretaget 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. I TWINSPAN analysen på abundans-data er der anvendt følgende cut-levels: 0, 2, 5, 10, 20. Disse intervaller angiver hvor mange individer der skal være på stationer med samme abundans af en given art. I begge analyser er alle faunalisterne aggregeret til familieniveau. Princippet bag TWINSPAN er skitseret i figur 2.

Figur 2 Skematisk diagram som viser fordelingen af arter langs førsteaksen i en korrespondensanalyse samt gruppering af lokaliteter i fire grupper.



Figur 3 TWINSpan analyse på familieniveau på 121 stationer



Resultatet af TWINSpan analysen er vist i figur 3, hvor de enkelte grupper og de familier der skiller de enkelte grupper er vist. Her er vist resultatet af analysen på abundans-data. Generelt var tendenserne i tilstedeværelse/ikke-tilstedeværelse data de samme. Der var 85% overlap mellem stationerne i de to TWINSpan analyser. Derfor er kun vist den ene analyse.

I tabel 3 er vist nogle fysiske og kemiske nøglevariable for hver af de 6 TWINSpan grupper. Generelt er der en stigende biologisk og kemisk kvalitet fra gruppe 1 (høj) mod gruppe 6 (lav). TWINSpan gruppe 3 har dog også høj biologisk kvalitet og generelt er vandløbene lidt bredere end i de andre TWINSpan grupper.

**Tabel 1** Nøgleværdier for de enkelte TWINSpan grupper. Alle tal er gennemsnitsværdier, undtaget er dog DVFI hvor intervallet er angivet sammen med den dominerende værdi i parentes. For strøm og substrat er angivet dominerende type.

	TWIN1	TWIN2	TWIN3	TWIN4	TWIN5	TWIN6
Bredde (m)	1,5 (0,5-4,5)	4,9 (1,1-11,0)	8,5 (5,0-16,0)	6,1 (0,8-21,5)	5,6 (0,6-50,0)	5,5 (1,5-30,0)
Substrat	1-3 (2)	1-4 (3)	2-3 (2)	1-3 (2)	1-4 (2)	1-4 (4)
Strøm	1-3 (2)	1-3 (3)	1-2 (2)	1-3 (2)	1-4 (3)	2-3 (3)
DVFI	4-7 (5)	4-6 (5)	6-7 (6)	4-7 (4)	1-6 (4)	2-4 (3)
Tot-N	5,9	4,7	5,4	6,2	5,8	5,9
Tot-P	0,10	0,12	0,17	0,26	0,22	0,25
pH	7,7	7,5	7,7	7,8	7,8	7,7
Alk	2,36	2,13	2,19	2,82	5,53	3,69
BI5	1,32	1,53	1,91	2,12	2,54	4,62

Af tabellen fremgår det at TWINSpan analysen beskriver en gradient, hvor TWIN1 gruppen er den "reneste". På baggrund af de kemiske og fysiske data i tabel 1 vurderes det at det er de fysiske forhold i TWIN3 der gør at stationerne i denne gruppe opretholder en høj faunaklasse.

Som supplement til udregningen af DVFI værdien er der blevet foretaget en ekspertvurdering af faunalisterne. Ekspertvurderingen har bestået i at gruppere stationerne i hhv. høj, god, moderat, ringe og dårlig kvalitet på baggrund af artsammensætningen og abundansen på stationerne. Ved brug af denne metode kan enkelte arter eller artskomplekser med særlige egenskaber og sjældne arter få en større vægt end ved en objektiv klassifikation som TWINSpan metoden.

## Sammenligning af klassifikationer

I nedenstående tabeller er de enkelte klassifikationer sammenlignet. I tabellerne er med gråt markeret stationer der er klassificeret korrekt. I hvert enkelt tilfælde er det desuden forsøgt at inddrage typologien. Med det nuværende datasæt vil det give anledning til stor usikkerhed at forsøge at dele stationerne op efter størrelsestypologien. Derfor er det i dette afsnit ikke inkluderet resultater hvori der indgår en opdeling efter typologien.

### Fysisk/kemisk klassifikation – DVFI

	DVFI1_2	DVFI3	DVFI4	DVFI5	DVFI6	DVFI7
FK1-høj	0	0	0	0	0	1
FK2-god	0	1	15	22	6	7
FK3-moderat	0	4	14	8	4	2
FK4-ringe	0	1	1	1	0	0
FK5-dårlig	3	1	1	0	0	0

60 % klassificeret korrekt

### Fysisk/kemisk klassifikation – TWINSPAN

	FK1-høj	FK2-god	FK3-moderat	FK4-ringe	FK5-dårlig
Twinspan1&3	1	19	0	2	0
Twinspan2	0	5	6	1	1
Twinspan4	0	19	12	1	0
Twinspan5	0	6	8	1	3
Twinspan6	0	2	6	0	1

51% klassificeret korrekt

### TWINSPAN – DVFI

	DVFI1_2	DVFI3	DVFI4	DVFI5	DVFI6	DVFI7
Twinspan1&3	0	0	1	10	6	10
Twinspan2	1	0	2	4	1	0
Twinspan4	0	0	22	19	3	1
Twinspan5	2	7	10	6	2	0
Twinspan6	1	6	6	0	0	0

86% klassificeret korrekt

### Ekspert vurdering af fauna- Fysisk/kemisk klassifikation

	Invert_høj	Invert_god	Invert_moderat	In- vert_ringe	In- vert_dårlig
FK1-høj	0	1	0	0	0
FK2-god	4	26	19	2	0
FK3-moderat	0	9	15	8	0
FK4-ringe	0	1	1	1	0
FK5-dårlig	0	0	1	3	1

47% klassificeret korrekt

## Diskussion

Overordnet set er der en god overensstemmelse mellem de forskellige klassifikationer og mellem 47% og 80% af vandløbene bliver klassificeret korrekt når de anvendte metoder sammenlignes. Resultatet af analysen viser at det formentlig bliver svært at adskille god og moderat økologisk tilstand ved hjælp af DVFI. For at kunne adskille god og moderat økologisk kvalitet er det sandsynligvis nødvendigt at benytte en kombination af DVFI og en TWINSPAN analyse suppleret med indeks der beskriver et eller flere aspekter af strukturen i smådyrssamfundet. Analysen viser også at der vil være en rimelig stor variation ved brugen af DVFI på de økologiske kvalitetsklasser og at overvejelser vedr. tolerancen overfor denne variation er relevante.

I TWINSPAN analyserne er der inddraget oplysninger om vandløbets størrelse. Generelt er der ikke nogen sikker tendens en differentiering langs en størrelsesgradient. Vandløbsstørrelserne fordeler sig jævnt i 5 af de 6 TWINSPAN grupper. I gruppe 3 er der en tendens til at der kun indgår større vandløb. En TWINSPAN analyse på stationerne i de tre størrelseskategorier er dog svær at gennemføre pga. det lave antal stationer i meget små og meget store vandløb. Resultaterne afspejler primært forholdene i mellemstore vandløb, dvs. vandløb der er 3-6 meter brede.

Der er en generel regional tendens i data, således vil vandløb på Sjælland generelt blive grupperet i en dårligere fysisk/kemisk klasse end tilsvarende vandløb i Jylland. Den samme tendens afspejler sig i DVFI værdier og TWINSPAN klasser, hvor de sjællandske vandløb generelt har lavere DVFI. I forbindelse med TWINSPAN analysen vil de sjællandske vandløb ofte blive klassificeret forkert, dvs. sammen med vandløb med bedre fysik/kemi. Dette betyder at faunaen i disse vandløb generelt er mere forureningspåvirket end den fysisk/kemiske klasse egentlig viser. Omvendt kan nogle jyske vandløb, med gode fysiske forhold, blive klassificeret forkert fordi klassifikationen ikke indbefatter lige netop de forhold der har betydning i det konkrete tilfælde.

Kvaliteten af de data der ligger til grund for den fysisk/kemiske præklassifikation har en kvalitet der er lige i underkanten af det nødvendige. Dette betyder at den kemiske gruppering isoleret set fungerer rimeligt, mens den fysiske gruppering er væsentlig mere usikker. Alt i alt medfører dette en vis usikker på præklassifikationen. Ydermere er den eksakte klassifikation af betydningen af hhv. organisk belastning og okker /jern behæftet med en vis usikkerhed, da der er indbygget en korrelation til det fysiske miljø. Der er i præklassifikationen forsøgt at fastsætte nogle dynamiske kriterier, men det må generelt vurderes at datamaterialet er for spinkelt, især på det fysiske område, for at præklassifikationen kan udføres optimalt.

Der er en tendens til at den procentuelle andel af forkert klassificerede stationer er det samme når stationerne fordeles på de tre størrelsesklasser der er angivet i typologiafsnittet. Datamaterialet bliver dog så tyndt i to af størrelsesgrupperne at en egentlig præsentation og diskussion af disse resultater ikke vil give yderligere informationer.

## Referencer

Andersen, J.M. & Jensen, J. 1981. Sammenhæng mellem forureningsgraden i vandløb og koncentrationen af biologisk nedbrydeligt organisk stof i vandet. - *Vatten* 2: 115-121.

Hill, M.O. 1979. TWINSPAN – A FORTRAN programme 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, 49pp.

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.

Rasmussen, K. & Lindegaard, C. 1988. Effects of iron compounds on macroinvertebrate communities in a Danish lowland river system. – *Water Res.* 22 (9): 1101-1108.

Rebsdorf, A., Thyssen, N. & Erlandsen, M. 1991. Regional and temporal variation in pH, alkalinity and carbon dioxide in Danish streams, related to soil type and land use. *Freshwater Biology* 25: 419-435.

## Bilag 7.4

# Sammenhæng mellem biologiske kvalitetselementer

### Datagrundlag

Dette bilag indeholder resultater af korrelationsanalyser foretaget med henblik på at vurdere interkorrelationen mellem de i Vandrammedirektivet nævnte biologiske kvalitetselementer samt deres afhængighed af det fysisk-kemiske vandløbsmiljø. Analyserne er foretaget på basis af undersøgelser i 12 danske vandløb i forbindelse med et EU-projekt - STAR projektet (<http://www.eu-star.at/frameset.htm>). Tabel 1 og 2 giver oversigter over lokaliteterne samt fysisk-kemiske vandløbskarakteristika. Metodebeskrivelser findes på den anførte hjemmeside under protocols. Det skal indledningsvis understreges at datamaterialet er begrænset, og at de her fundne resultater derfor skal tolkes med forsigtighed.

Vandløbene har generelt ikke særligt høje plantedækninger og kun Sunds Nørreå og tildels Skibsted å har plantedækninger typiske for lysåbne vandløb i Danmark (tabel 1). I tabel 3 er givet en oversigt over diverse brugte mål for de enkelte kvalitetselementers tilstand i vandløb. Der er en nærmere beskrivelse af de her brugte indeks i kapitel 6 samt i separat rapport (Dieperink, 2003).

*Tabel 1* Oversigt over undersøgelsesvandløbene samt diverse vandløbskarakteristika. Se ovenfor anførte hjemmeside for flere detaljer.

Vandløb	Vandløbs-system	Afstand til kilde (km)	Oplands-areal (km <sup>2</sup> )	Højde (moh)	Geologi og typologi	Påvirkning	Estimeret påvirkningsgrad	Total- N (mg l <sup>-1</sup> )	Total - P (mg l <sup>-1</sup> )	Makrofytdækning (%)
Karstoft Å	Skjern Å	29	175	19	sil	-	5	2,83	0,042	14%
Mattrup Å	Gudenå	17	73	60	cal	-	5	4,06	0,091	13%
Lindborg Å	Lindborg Å	9	50	12	cal	-	5	6,4	0,068	7%
Sunds Nørre Å	Storå	16	64	37	sil	-	5	0,91	0,031	77%
Rind Å	Skjern Å	28	184	35	sil	mor	5	3,0	0,038	21%
Kastbjerg Å	Kastbjerg Å	15	87	7	cal	mor	4	7,97	0,097	19%
Fjederholt Å	Skjern Å	18	100	45	sil	mor	4	3,43	0,031	36%
Tange Å	Gudenå	19	52	25	cal	mor	4	1,59	0,069	22%
Skibsted Å	Lindborg Å	15	60	6	cal	mor	3			35%
Skals Å	Skals Å	18	172	10	cal	mor	3	6,79	0,093	28%
Ry Å	Ry Å	23	110	8	cal	mor	3	4,03	0,116	29%
Ryom Å	Grenå	18	81	1	cal	mor	2	2,93	0,075	10%

**Tabel 2** Oversigt over middelværdi, medianværdi samt minimum og maksimum værdier for en række målte og beregnede fysisk-kemiske karakteristika i undersøgelsesvandløbene.

Parameter	Middelværdi	Medianværdi	Minimum og maximum
Plantedækning	26%	21%	7-77%
Alkalinitet	1,3 meqv l <sup>-1</sup>	0,64 meqv l <sup>-1</sup>	0,5-3,8 meqv l <sup>-1</sup>
N-total	4,85 mg l <sup>-1</sup>	3,35 mg l <sup>-1</sup>	0,90-11,13 mg l <sup>-1</sup>
P-total	0,082 mg l <sup>-1</sup>	0,070 mg l <sup>-1</sup>	0,031-0,190 mg l <sup>-1</sup>
Dybde	63 m	63 m	42-91 m
Dækning, sten	2,1%	1,2%	0-6,9%
Dækning, grus	11,8%	3,2%	0-41,9%
Dækning, fint grus	3,1%	1,1%	0-9,6%
Dækning, groft sand	15,9%	15,0%	0-39,9%
Dækning, fint sand	50,2%	48,6%	21,8-86,9%
Vandløbsbredde	6,1 m	5,8 m	4,3-8,2 m
Dybdehomogenitet*	0,12	0,12	0,10-0,20
Substrathomogenitet**	0,78	0,79	0,51-0,92
Fysisk indeks			
Århus indeks	14,8	9,5	-8-43
Strækningssindeks	72	100	-4-124
Vandløbsindeks	33	34	6-55
Grødeskæringsintensitet***	1,42	1,33	0-3

\*dybdehomogeniteten er et udtryk der afspejler variationen i dybden. Er dybdehomogeniteten stor svarer det til at der er meget lidt variation i bunddybderne i vandløbet.

\*\* substrathomogeniteten er et udtryk der afspejler variationen i sammensætningen af bundsubstrater. Er substrathomogeniteten stor svarer det til at der er en meget lidt variation i substratsammensætningen.

\*\*\*beregning af grødeskæringsintensitet er beskrevet i bilag 2.

**Tabel 3** Oversigt over middelværdi, medianværdi samt minimum og maksimum værdier for diverse indeks for de biologiske kvalitetselementer i vandløbene.

Parameter	Middelværdi	Medianværdi	Minimum og maximum
Kiselalger			
Antal arter	36	34	31-47
Shannon diversitet	3,7	3,6	3,2-4,4
IPS	14,9	15,2	12,8-16,7
IDG	13,8	13,5	12,4-15,6
IBD	14,8	14,5	11,6-17,7
TDI	61,8	57,8	48-81
%PT	21	21	6-39
Makrofyter			
Antal arter	12	10	4-21
Shannon diversitet	1,3	1,3	0,3-2,1
Makroinvertebrater			
DVFI	5,7	5	3-7
Fisk			
Fiskeindeks	48	50	30-60
Antal arter	4,9	4,5	3-7
Ørred pr. m	0,79	0,24	0-2,97
Yngel pr. m	0,49	0,02	0-2,43
Ørred pr. 100 m <sup>2</sup>	17,7	2,84	0-79,68
Yngel pr. 100 m <sup>2</sup>	11,0	0,2	0-60,6

## Resultater af korrelationsanalyser

Resultater af korrelationsanalyserne mellem de biologiske kvalitetselementer er vist i en matrix i tabel 4. Tabellen viser at der er stor interkorrelation mellem de enkelte indeks indenfor kvalitetselementerne kiselalger og fisk, samt mellem DVFI og kiselalgesamfundenes diversitet. Der eksisterer også signifikante korrelationer mellem fiskeyngel og kiselalgeindeks.

Resultater af korrelationsanalyser mellem de biologiske kvalitetselementer og det fysiske-kemiske vandløbsmiljø er vist i tabel 5. De fysiske indeks er udviklet i et samarbejde mellem amter og Danmarks Miljøundersøgelser. Kiselalgerne artsantal og diversitet er signifikant korreleret til nogle fysiske vandløbskarakteristika (dækningen af sten på vandløbsbunden, dybdehomogenitet og til de fysiske indeks) samt til grødeskæringsintensitet. Der findes ikke signifikante korrelationer til de kemiske mål. Makrofyternes artsantal og diversitet korrelerer til dybdehomogeniteten. Planternes dækning i undersøgelsesvandløbene er lav og giver derfor ikke et godt billede af betydningen af de fysiske-kemiske vandløbskarakteristika og makrofytsamfundenes tilstand. Der henvises i stedet til bilag 6.2. DVFI korrelerer til en række af de fysiske mål og grødeskæringsintensitet. Der er relativt stærke korrelationer mellem DVFI og alle de fysiske indeks. Fiskeindekset korrelerer til vandløbsdybde og fordelingen af bundsubstrater på vandløbsbunden, med øget værdi for indekset med stigende vanddybder. Til gengæld findes, overraskende nok, ikke signifikante korrelationer til de fysiske indeks, hvorimod antallet af ørreder pr. 100 m<sup>2</sup> korrelerer signifikant med Århus indekset.

### **Konklusion**

Der eksisterer ikke signifikante interkorrelationer mellem kvalitetselementerne i undersøgelsesvandløbene. Det betyder, at det på baggrund af disse analyser må anbefales at inddrage alle elementerne i en vurdering af et vandløbs samlede økologiske tilstand. Til gengæld eksisterer en række relativt stærke korrelationer mellem de enkelte mål/indeks indenfor kvalitetselementerne kiselalger og fisk. Det betyder, at det vil være hensigtsmæssigt nærmere at vurdere hvilke mål/indeks der bidrager med mest information om elementernes tilstand under danske forhold.



Tabel 4 Korrelationsanalyser mellem de biologiske kvalitetselementer. \*p<0,05; \*\* p<0,01; \*\*\*p<0,001:

		Kiselalger							Makrofyter		Makroinvertebrater	Fisk					
		Antal arter	Shannon diversitet	IPS	IDG	IBD	TDI	%PT	Antal arter	Shannon diversitet	DVFI	Fiskeindeks	Antal arter	Ørred pr. m	Yngel pr. m	Ørred pr. 100 m <sup>2</sup>	Yngel pr. 100 m <sup>2</sup>
Kiselalger	Antal arter	1,000															
	Shannon diversitet		1,000							0,694*							
	IPS			1,000			-0,833**	-0,898**									
	IDG				1,000	0,907***	-0,824**	-0,688*						-0,667*			-0,667*
	IBD					1,000	-0,833**										
	TDI						1,000										
	%PT							1,000									
Makrofyter	Antal arter							1,000	0,808								
	Shannon diversitet								1,000								
Makroinvertebrater	DVFI									1,000							
Fisk	Fiskeindeks										1,000		0,822***	0,724**	0,815**	0,724**	
	Antal arter											1,000					
	Ørred pr. m												1,000	0,915***	0,993***	0,915***	
	Yngel pr. m													1,000	0,908***	1,000***	
	Ørred pr. 100 m <sup>2</sup>														1,000	0,908***	
	Yngel pr. 100 m <sup>2</sup>																1,000

Table 5 Korrelationsanalyser mellem de biologiske parametre og fysisk-kemiske vandløbskarakteristika. \*p<0,05; \*\* p<0,01; \*\*\*p<0,001

	Kiselalger								Makrofyter		Makroinvertebrater	Fisk					
	Shannon diversitet	Antal arter	Shannon diversitet	IPS	IDG	IBD	TDI	%PT	Antal arter	Shannon diversitet	DVFI	Fiskeinds	Antal arter	Ørred pr. m	Yngel pr. m	Ørred pr. 100 m <sup>2</sup>	Yngel pr. 100 m <sup>2</sup>
Grødeskæringsintensitet	-0,681*										-0,683*						
Vandløbsdybde												0,586*			0,497*		
Dækning af sten	-0,736*	-0,815**															
Dækning af fint grus																	
Dækning af fint sand																	
Vandløbsbredde																	
Dybdehomogenitet				-0,761*					-0,638*	-0,636*							
Substrathomogenitet											-0,630*	-0,748**					
Århus indeks	0,686*										0,686*					0,523*	
Strækingsindeks											0,685*						
Vandløbsindeks	0,783**										0,733**						

## **Referencer**

Dieperink, C (2003). Fisk og naturkvalitet i vandløb. Rapport udarbejdet for Danmarks miljøundersøgelser. WaterFrame. 56 sider.

# Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

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

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

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

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

*Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet*

## Publikationer:

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

## Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

### 2003

- Nr. 454: Naturintegration i Vandmiljøplan III. Beskrivelse af tiltag der, ud over at mindske tilførsel af næringsalte fra landbrugsdrift til vandområder, også på anden vis kan øge akvatiske og terrestriske naturværdier. Af Andersen, J.M. et al. 67 s. (elektronisk)
- Nr. 455: Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Nielsen, K. et al. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 456: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 457: Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Søgaard, B. et al. 2. udg. 460 s. (elektronisk)
- Nr. 458: Udviklingen i Vest Stadil Fjord 2001-2002. Af Søndergaard, M. et al. 25 s. (elektronisk)
- Nr. 459: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Af Andersen, M.S. & Strange, N. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 460: Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-Term report 2000-2002. By Palmgren, F. et al. 92 pp. (electronic)
- Nr. 461: Control of Pesticides 2002. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K. & Christoffersen, C. 30 pp. (electronic)
- Nr. 462: Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Pihl, S. et al. 130 s. (elektronisk)
- Nr. 463: Screening for effekter af miljøfarlige stoffer på algesamfund omkring havneanlæg. Af Dahl, K. & Dahllöf, I. 37 s. (elektronisk)
- Nr. 464: Dioxin i bioaske. Dioxinmåleprogram 2001-2003. Viden om kilder og emissioner. Af Hansen, A.B. et al. 40 s. (elektronisk)
- Nr. 465: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 62 s. (elektronisk)
- Nr. 466: Atmosfærisk deposition 2002. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 467: Marine områder 2002 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Rasmussen, M.B. et al. 103 s. (elektronisk)
- Nr. 468: Landovervågningsoplande 2002. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 131 s. (elektronisk)
- Nr. 469: Søer 2002. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 63 s. (elektronisk)
- Nr. 470: Vandløb 2002. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) 76 s. (elektronisk)
- Nr. 471: Vandmiljø 2003. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 157 s., 100,00 kr.
- Nr. 472: Overvågning af Vandmiljøplan II - Vådområder 2003. Af Hoffmann, C.C. et al. 83 s. (elektronisk)
- Nr. 473: Korrektion for manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken. Af Asferg, T. & Lindhard, B.J. 28 s. (elektronisk)
- Nr. 474: Miljøundersøgelser ved Mestervig 2001. Af Aastrup, P., Tamsfort, M. & Asmund, G. 47 s. (elektronisk)
- Nr. 475: Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Af Søndergaard, M. (red.) et al. 140 s. (elektronisk)
- Nr. 476: Vandrammedirektivet og danske søer. Del 2: Palæoøkologiske undersøgelser. Af Amsinck, S.L. et al. 118 s. (elektronisk)
- Nr. 477: Emissions of Greenhouse Gasses and Long-Range Transboundary Air Pollution in the Faroe Islands 1990-2001. By Lastein, L. & Winther, M. 59 pp. (electronic)
- Nr. 478: Evaluering af Københavns Amts prioriteringssystem. Stofspecifik prioritering af punktkilder. Af Jensen, T.S. & Sørensen, P.B. 79 s. (elektronisk)
- Nr. 480: Danske søer - fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger. VMP III, Fase II. Af Søndergaard, M. et al. 37 s. (elektronisk)
- Nr. 481: Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Sewage Sludge and Wastewater. Method Development and validation. By Christensen, J.H. et al. 28 pp. (electronic)

### 2004

- Nr. 482: Background Studies in Nuussuaq and Disko, West Greenland. By Boertmann, D. (ed.) 57 pp. (electronic)
- Nr. 483: A Model Set-Up for an Oxygen and Nutrient Flux Model for Århus Bay (Denmark). By Fossing, H. et al. 65 pp., 100,00 DDK.
- Nr. 484: Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. Af Teilmann, J. et al. 86 s. (elektronisk)
- Nr. 485: Odense Fjord. Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Af Nielsen, K. et al. 274 s. (elektronisk)
- Nr. 486: Dioxin in Danish Soil. A Field Study of Selected Urban and Rural Locations. The Danish Dioxin Monitoring Programme I. By Vikelsøe, J. (electronic)
- Nr. 487: Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb. Pesticidhandlingsplan II. Af Ravn, H.W. & Friberg, N. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 488: Tools to assess the conservation status of marine habitats in special areas of conservation. Phase 1: Identification of potential indicators and available data. By Dahl, K. et al. 94 pp., 100,00 DKK
- Nr. 489: Overvågning af bæver Castor fiber i Flynder å, 1999-2003. Af Elmeros, M., Berthelsen, J.P. & Madsen, A.B. 92 s. (elektronisk)
- Nr. 490: Reservatnetværk for trækkende vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. Af Clausen, P. et al. 142 s., 150,00 kr.
- Nr. 491: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 2002/2003. Af Asferg, T. 24 s. (elektronisk)

EU's Vandrammedirektiv har til formål at sætte fælles rammer for beskyttelse og forbedring af vandmiljøet. Denne rapport giver forslag til, hvordan begreber som reference, typologi og økologiske tilstandsklasser kan tolkes og anvendes i danske vandløb. Kun meget få danske vandløb opfylder umiddelbart kravene til referencevandløb. Det vurderes, at formålet med referencevandløbene stort set kan opfyldes, selvom ikke alle kriterier for referencetilstand er opfyldt. Rapporten lægger op til, at referencebegrebet udvides til også at indeholde vandløb med lempede udvælgelseskriterier. Det foreslås endvidere i rapporten, at typefastlæggelse af vandløb baseres på størrelse, hvor vandløbsorden, oplandsareal, bredde og afstand til kilde anvendes. På længere sigt anbefales det at overgå til en lokalitetsspecifik typeopdeling. Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI) er det eneste indeks, der hidtil har været benyttet i forbindelse med vurdering af målsætningsopfyldelse i danske vandløb. Det anbefales, at dette indeks fortsat benyttes i forbindelse med vurdering af økologisk kvalitet i vandløb, hvor DVFI 7 overvejende svarer til høj økologisk kvalitet, mens DVFI 5 og 6 svarer til god økologisk tilstand. Ligeledes anbefales det, at der udvikles indeks indenfor kvalitets-elementerne vandplanter og fisk.