

**Responsum om
det retlige grundlag for
recipientmålregulering
af vandløb**

Indholdsfortegnelse

1. Historisk baggrund	2
1.1 Før den første miljøbeskyttelseslov	2
1.2 Den første miljøbeskyttelseslov fra 1973	4
1.3 Ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1975	4
2. EU's recipientregulering	6
2.1 De fem ældre EU-direktiver	6
2.2 Byspildevandsdirektivet og nitratdirektivet	7
2.3 Den danske gennemførelse af EU's vanddirektiver	8
3. Fiskevandsdirektivet - direktiv 78/659	9
3.1 Behandling af forslag til fiskevandsdirektiv i Danmark	10
3.2 Behandling af forslag til fiskevandsdirektiv i EU	10
3.3 Orientering af Kommissionen i 1980	11
3.4 Fiskevandsdirektivet har direkte effekt	13
4. Lovændringen i 1982	14
5. Miljøstyrelsens vejledning om recipientskvalitetsplanlægning, 1/1983	16
5.1 Fastsættelse af kvalitetsmål	16
5.2 Krav til konkrete udledninger	18
5.3 Kontrol med vandkvalitetsmålene	18
5.4 Kan saprobiesystemet hjemles med forsigtighedsprincippet ?	20
5.5 Sammenfattende om vejledningen sammenholdt med EU-reglerne	23
5.6 Vejledningens retsvirkninger	24
5.7 Miljøstyrelsens udlægning af fiskevandsdirektivet og vejledningen i 1991	27
6. Miljølovsreformen 1991/92	28
7. Fiskevandsdirektivets gennemførelse i udvalgte amters regionplaner	29
7.1 Nordjyllands Amts regionplan	29
7.2 Vestsjællands Amts regionplan	30
7.3 Fyns Amts regionplan	30
7.4 Ribe Amts regionplan	31
7.5 Ringkøbing Amt	32
7.6 Sammenfattende om amternes praksis	33
8. Anvendelse af fiskevandsdirektivet i dansk retspraksis	35
8.1 Miljøklagenævnets praksis	35
8.2 Domstolssager	36
8.3 Kommentar til landsrettens straffedom	37
8.4 Sammenfattende om retspraksis	39
9. Korrespondance mellem Kommissionen og miljøministeriet	40
9.1 Oversigt over modtagne akter	40
9.2 Sammenfatning af forløbet	43
9.3 Uddybende belysning af korrespondancen i 1992	43
9.3.1 Den formelle implementering af fiskevandsdirektivet	44
9.3.2 Fiskevandsdirektivets parametre	44
9.4 Sammenfattende vurdering af ministeriets oplysninger til Kommissionen	45
10. Sammenfattende om tiden frem til miljømålslovens vedtagelse i 2003	47
11. Vandrammedirektivet og miljømålsloven	48
11.1 Hovedprincipperne i vandrammedirektivet for så vidt angår vandløb	48
11.2 Miljømålsloven	51
11.3 Sammenfattende	55
12. Sammenfatning og konklusion	57
Bilag 1: Notat fra Uffe Baller	
Bilag 2: Notat fra Konsulent Jens Kristian Nielsen	

Opdraget og modtagne materialer

Nedenstående redegørelse er udarbejdet efter henvendelse fra Steen W. Laursen, Dansk Landbrugsrådgivning, og efter nærmere aftale med vicedirektør i Dansk Landbrug, Niels Peter Nørring, der har bedt om en juridisk redegørelse om det retlige grundlag for recipientkvalitetsmålreguleringen. Opdraget omfatter ud over en gennemgang af gældende danske regler, en historisk belysning og en vurdering af, om EU-reglerne er implementeret korrekt i dansk ret, og om amterne har fulgt EU-reglerne, idet hovedvægten er forudsat lagt på det såkaldte fiskevandsdirektiv, 78/659. Til brug for min analyse har jeg modtaget de akter, som Dansk Landbrugsrådgivning har modtaget fra Skov- og Naturstyrelsen på baggrund af begæring af aktindsigt i korrespondance med EU-Kommissionen om fiskevandsdirektivet. Som grundlag for bedømmelsen af amternes praksis har jeg modtaget et notat fra konsulent Jens Kristian Nielsen vedrørende grundlaget for recipient-kvalitetsplanlægningen i Ringkøbing Amt med det seneste tillæg til regionplan, amtets opgørelse over opfyldelse af vandkvalitetsmål i 2001 baseret på ca. 900 vandområder samt amtets beskrivelse af vandkvalitet i oplandene til Stadil Fjord og Ringkøbing Fjord fra 1991. Jeg har herudover selv foretaget en undersøgelse af fire andre amters regionplaner. Endelig har jeg modtaget en redegørelse fra advokat Uffe Baller, der samtidigt har bistået med kommentarer og uddybende spørgsmål. Advokat Uffe Ballers redegørelse er vedlagt dette resposum som bilag, og det samme gælder konsulent Jens Kristian Niensens notat.

1. Historisk baggrund

1.1 Før den første miljøbeskyttelseslov

De første antaster til en recipientkvalitetsregulering i dansk ret går tilbage til ændringen af vandløbsloven i 1969, uden spørgsmålet dog ses nærmere overvejet og uden lovgrundlaget i øvrigt var klart. Før dette tidspunkt var forurening af vandmiljøet alene reguleret på grundlag af vandløbsloven, vandforsyningsloven og sundhedsvedtægterne og havde alene karakter af regulering af specifikke udledninger. Formålet med vandløbs- og vandforsyningsloven var primært at løse de konflikter, der opstod om udnyttelse af vand til forskellige formål og for vandløbsloven suppleret af behov for effektiv afledning af vand. Administrationen af vandløbslovens og vandforsyningslovens regler var henlagt til landvæsenskommissioner og landvæsensretter, mens de lokale sundhedskommissioner havde ansvaret for sundhedsvedtægterne.¹

Ved ændringen af vandløbs- og vandforsyningsloven i 1969 blev en begrænset del af kompetencen overført til de nye kommuner, der opstod på grundlag af kommunalreformen, således at kommunalbestyrelserne bl.a. overtog ansvaret for offentlige vandløb. Samtidigt bevirkede den øgede opmærksomhed om forureningsproblemer, at forureningsbekæmpelse med lovændringen blev tillagt en mere central rolle i både vandforsyningsloven og vandløbsloven.

Vandløbsloven blev ændret (ved lov 147/1969) på grundlag af spildevandskommissionens betænkning, men tilpasset kommunalreformen.² Som et centralt led i ændringen af vandløbsloven

¹ Vandløbsloven og vandforsyningslovens historie er belyst af *Barfod*, Dansk Miljøret, 1977, p. 258 ff og p. 275 ff. Sundhedsvedtægterne er omtalt i samme værk af *Haagen Jensen*, p. 16 ff. Se tillige: *Tolstrup* og *Barfod*, Vandløbs- og vandforsyningsloven, 1975, p. 63 ff og p. 308 ff.

² Se FT 1968/69, A, sp. 1332.

blev der i vandløbslovens § 5a indført krav om tilladelse til udledning af spildevand, idet § 5b dog indeholdt en undtagelse for husholdninger og landbrugsbedrifter, men med mulighed for at landvæsensretterne greb ind.³ Samtidigt fik landbrugsministeren i vandløbslovens § 88b bemyndigelse til at fastsætte regler for kommunerne og amternes tilsyn og kontrol. Ændringerne af vandløbsloven gav anledning til omfattende politiske diskussioner, der især drejede sig om, hvem der skulle afholde udgiften til den forureningsbekæmpelse, der var tilsigtet med loven, men uden at der i Folketingets betænkning ses nærmere overvejelser om bemyndigelsen i § 88 b.⁴

På grundlag af vandløbslovens § 88b udstedte Landbrugsministeren bkg. 252/1970 om tilsyn med vandløb og kontrol med forurening af vandområder. Ifølge bkg. 252/1970, § 3 skulle amtsrådene udarbejde oversigter over de offentlige vandløbs "forurening med spildevand og over forureningskilder" med henblik på at gribe ind efter relevant lovgivning.

Som bidrag til administrationen af disse regler udsendte Landbrugsministeriet i 1970 "*Vejledning om fremgangsmåden ved bedømmelse af recipientens forureningsgrad*". Da bkg. 252/1970 alene krævede kortlægning af forureningskilder til de offentlige vandløb, tog vejledningen alene sigte på spildevandsudløb, hvilket fremgår udtrykkeligt af indledningen, hvor det anføres:

"Ved hvert spildevandsudløb foretages normalt undersøgelser af recipienten på tre steder, nemlig overfor (modstrøms for), umiddelbart neden for og et passende stykke neden for udløbet".

Som grundlag for vurdering af vandløbets forureningstilstand, skulle amterne klassificere vandløbenes forurening efter fire forureningsklasser I-IV, med IV som den mest forurenede, og hvor vejledningen angav, at "III og IV kan ikke tolereres, [mens] II og især II-III også i nogle tilfælde [vil] ligge uden for, hvad der kan tillades".

Som metode til at fastslå forureningen angav vejledningen tre metoder: (1) den organoleptiske, der består i direkte iagttagelse af bund og lugt; (2) den kemisk-fysiske metode, der består af målinger på stedet og analyse af udtagne vandprøver, hvor man især skulle undersøge iltforholdene, idet det dog oplyses, at "mens vandprøver fra selve spildevandsudløbet er nødvendige, vil prøver fra recipienten ofte være upåkrævede"; og (3) den biologiske metode - også betegnet *saprobiemetoden*. Om den biologiske metode anføres uddybende, at faunaundersøgelsen består af to grupper: forureningsindikatorer (der kun optræder ved forureningsgrad IV) og forureningsdominanterne, der "kan optræde i store indvidtal ved forureningsgraderne IV og III". Om forureningsgrad II anføres, at denne er præget af et stort antal plante- og dyreformer. Forureningsdominanterne er praktisk talt borte".

Reglerne i bkg. 252/1970 blev ophævet med bkg. 177/1974, idet reguleringen var overgået til Ministeriet for forureningsbekæmpelse på grundlag af mbl-1973, mens landbrugsministeriets vejledning først bortfaldt med Miljøstyrelsens vejledning 1998/5.

Forhistorien har interesse, fordi den viser, hvordan recipientkvalitetsplanlægningen startede. I vandløbsloven fra 1970 og bkg. 252/1970 blev recipientkvalitetsplanlægning opfattet som en

³ Se FT 1968/69, A, sp. 1337.

⁴ Se FT 1968/69, B, sp. 839 ff.

kortlægning af stationære forureningskilder, hvorfor kontrollen med vandløbskvaliteten orienterede sig mod at måle større påvirkninger fra spildevandsudledninger. Dette blev bestemmende for de målemetoder, som man anviste, og som dannede grundlag for amtsrådenes kortlægning og administration fra 1970.

1.2 Den første miljøbeskyttelseslov fra 1973

Den første miljøbeskyttelseslov fra 1973 (lov nr. 372/1973 - i det flg. mbl-1973) byggede i forhold til vandløbsforurening videre på ændringen af vandløbsloven i 1969, men med en lidt ændret terminologi. Efter § 61 i mbl-1973 skulle amterne på grundlag af oplæg fra kommunerne gennemføre undersøgelser og vurderinger af forureningskilder med forslag til fremtidig placering af særlig forureningsstunge virksomheder. Reglen blev suppleret af § 22, hvorefter der kun kunne meddeles tilladelse til spildevandsudledning, hvis spildevandet opfyldte retningslinierne i de spildevandsplaner, som kommunerne skulle udarbejde efter lovens § 21. Meningen var dog på sigt at etablere en egentlig recipientregulering, hvilket fremgår af lovbemærkningerne, hvor det bl.a. anføres, at med den daværende mbl §§ 21-22 og § 61

“.. fastlægges rammerne for den kortlægning og planlægning, som vil udgøre grundlaget for de lokale og centrale myndigheders beslutninger om den mest velegnede anvendelse af jordarealer, vandløb og andre elementer, der tilsammen udgør forudsætningerne for det menneskelige miljø. Tilvejebringelsen af en sådan planlægning af den ønskede miljøkvalitet har bl.a. stor betydning på spildevandsområdet. Det vil således ofte være en vigtig forudsætning for at tilvejebringe grundlaget for dispositioner mht. f.eks. rensningsanlæg, at der forinden er truffet beslutning om den ønskede kvalitet af recipienterne inden for et område. Sådanne kvalitetsplaner må af hensyn til den nødvendige koordination tilvejebringes af amtskommunen på grundlag af oplæg fra kommunerne. Først når der er truffet afgørelse mht. det ønskede vandkvalitetsniveau inden for området, vil der være tilvejebragt et sikkert grundlag for de fremtidige dispositioner”⁵

Selv om motiverne angiver, at regulering af udledning af spildevand fra de enkelte kilder forudsatte, at der forud var taget stilling til recipientkvaliteten, var reglerne herom sparsomme og primært rettet mod den kommunale spildevandsplanlægning. Motiverne forudsatte, at amterne først kortlagde forureningskilder, hvilket må opfattes som en videreførelse af den ordning, der blev fastlagt ved landbrugsministeriets bkg. 252/1970. Først herefter skulle amtsrådene efter motiverne vedtage kvalitetsplaner for recipienterne. Problemet var, at loven ikke indeholdt regler for sådanne recipientkvalitetsplaner, og der var ej heller noget grundlag herfor i den daværende lands- og regionplanlov. Lovens udformning betød derfor, at kortlægningen begrænsede sig til kilderne, og at recipientkvalitetsplanlægningen var begrænset til de kommunale spildevandsplaner samt den geografiske placering af kommende kilder.

1.3 Ændringen af miljøbeskyttelsesloven i 1975

I forbindelse med revision af kommuneplanloven i 1975 besluttede Folketinget under behandlingen af lovforslaget at ændre ordlyden af § 61 i mbl-1973 (lov nr. 288/1975). Med ændringen blev begrebet “undersøgelser og vurderinger af forureningskilder” erstattet af “kortlægning af forureningskilder” og “forslag til den fremtidige placering af virksomheder” blev ændret til “planer for den fremtidige beliggenhed af virksomheder”, som skulle “baseres på hensynet til omgivelsernes sårbarhed [...], de enkelte områders fremtidige anvendelsesmuligheder og behovet for de pågældende virksomheders placering inden for området”. Endelig blev § 62

⁵ Se FT 1972/73, A, sp. 3965 - min fremhævelse.

ændret, således at den angav, at indtil regionplaner var vedtaget, var de planer, som amterne skulle vedtage efter mbl § 61 vejledende for administrationen af mbl. Ændringen var ifølge motiverne begrundet med ønske om en mere hensigtsmæssig koordination mellem den fysiske planlægning og planlægningen efter miljøbeskyttelsesloven.⁶

Meningen med lovændringen i 1975 var at fremhæve planlægningsperspektivet i forhold til vandforurening. Recipientkvalitetsreguleringen var dermed begrænset til den fremtidige placering af virksomheder, men havde ikke indflydelse på de eksisterende kilder ud over, hvad der blev opfanget af de kommunale spildevandsplaner. Problemet var yderligere, at Folketing og Miljøministeriet overså, at der ikke på daværende tidspunkt var hjemmel i lands- og regionplanloven til recipientkvalitetsmål i regionplanerne. Først i 1982 blev en sådan formel hjemmel tilvejebragt i planloven, hvilket delvist var foranlediget af en række EU-direktiver, der dog skulle have været gennemført flere år før, jf. nærmere ndf.

Det må på denne baggrund foreløbigt konkluderes, at frem til ændringen af miljøbeskyttelsesloven og lands- og regionplanloven i 1982 bestod recipientkvalitetsregulering i Danmark i "planer", som var vejledende for administration af miljøbeskyttelsesloven. Dette forklarer, hvorfor de empiriske studier tyder på, at amterne i løbet af 1970'erne administrerede videre på grundlag af landbrugsministeriets bekendtgørelse og vejledning fra 1970. Dette forklarer tillige, hvorfor amterne fortsatte med at basere kortlægningen af forureningstilstanden på en biologisk bedømmelse (saprobiemetoden), idet reglerne fra 1970 alene forudsatte, at der skulle ske en kortlægning af betydelige forureningskilder med henblik på efterfølgende at tage stilling til, om indgreb var nødvendig - og landbrugsministeriet havde med vejledningen angivet, at dette kunne ske på grundlag af en biologisk bedømmelse. Som konsekvens heraf havde amterne ansat et betydeligt antal biologer, der naturligt nok foretrak at anvende de målemetoder, som de var fortrolige med. Altsammen betød det, at de danske myndigheder kom til at hænge fast i en metode, der havde sit grundlag i et helt andet lovgrundlag end recipientkvalitetsreguleringen, som denne er defineret i EU-retten. Som det vil fremgå har denne misforståelse af recipientkvalitetsregulering vist sig ganske sejlivet og er en af årsagerne til, at der fortsat er betydelige problemer med at opfylde EU-reglerne.

⁶ Se FT 1974/75, B, sp. 632.

2. EU's recipientregulering

Modsat den danske retsudvikling, var EU's regler om bekæmpelse af vandforurening fra begyndelsen baseret på recipientregulering af vandløb og søer ud fra det hovedsynspunkt, at det er nødvendigt at tage stilling til vandkvaliteten i recipienten inden man regulerer de enkelte kilder - og omvendt, at kvalitetskrav til recipienten måtte være bestemmende for, hvad der kunne tillades udledt. Inspireret af den amerikanske Clean Water Act byggede reglementerne på, at kravene til vandkvalitet i en vis udstrækning må afhænge af det enkelte vandområdes anvendelse (badning, drikkevand, fiskeri, m.v.) og overlod det til medlemsstaterne at udpege, hvilke vandområder der faldt ind under de forskellige typer anvendelse, men på grundlag af de af EU fastsatte kriterier. Selv om direktiverne blev vedtaget i 1975-1979, var det først i 1982, at der i Danmark blev etableret et lovgrundlag for gennemførelse af direktiverne, hvilket dog skete på en måde, der ikke fuldt ud modsvarer EU-reglerne. Inden omtale af de danske regler, er det derfor nødvendigt med en kort oversigt over de relevante EU-regler, hvor jeg har valgt at udskyde en omtale af vandrammedirektivet til selvstændig behandling ndf. under pkt. 11.

2.1 De fem ældre EU-direktiver

I forhold til recipientregulering af vandløb og søer er fem ældre direktiver relevante, nemlig:

Direktiv 75/440 om kvalitetskrav til overfladevand, som anvendes til fremstilling af drikkevand i medlemsstaterne

Direktiv 76/160 om kvaliteten af badevand

Direktiv 78/659 om kvaliteten af ferskvand, der kræver beskyttelse eller forbedring for at være egnet til at fisk kan leve deri (i det følgende fiskevandsdirektivet)

Direktiv 79/923 om kvalitetskrav til skalddyrvande

Direktiv 76/464 om forurening, der er forårsaget af udledning af visse farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø (i det følgende direktiv 76/464)

Den måde recipientregulering sker efter de fem direktiver, deler sig i to principielt forskellige grupper. De fire første direktiver omfatter alene bestemte vandområder (enten udpegede eller afgrænset ved bestemte karakteristika), mens direktiv 76/464 omfatter hele EU's vandmiljø fra den vandførende grøft til det dybe hav.

Den anden forskel er, at de fire første direktiver fastsætter en bindende vandkvalitetsnorm, der ifølge EF-domstolen har karakter af en resultatforpligtelse, som skal opfyldes, medmindre der foreligger en af de beskudte hjemlede undtagelser i direktivet. For at sikre fælles reference, fastsætter disse fire direktiver bindende krav til måltagning og analyse. Fælles for de fire direktiver er, at de ikke angiver emissionsnormer, men alene forudsætter, at medlemsstaterne iværksætter de fornødne tiltag for at sikre, at målet opfyldes.

Heroverfor står direktiv 76/464, som kombinerer vandkvalitetsmålsætninger med emissionsnormer. For enkelte farlige stoffer som cadmium, kviksølv m.fl. har EU i direktiv 76/464 og de senere datter-direktiver fastsat bindende kvalitetsmål og emissionsnormer. For de øvrige farlige stoffer, som er listet i bilag til direktiv 76/464, stiller direktiv 76/464 krav om: (1) at medlemsstaternes myndigheder fastsætter kvalitetsmål (recipientmål) for de enkelte vandområder, (2) at der stilles krav om tilladelse som betingelse for direkte og indirekte tilførsel af disse stoffer til vandmiljøet fra punktkilder med angivelse af grænseværdier, og (3) at der udarbejdes handlingsplaner for nedbringelse af forureningen fra ikke-punkt-kilder.

Forskellen mellem direktiv 76/464's kvalitetsmål og de fire øvrige direktivers vandkvalitetsnormer er, at kvalitetsmål efter direktiv 76/464 er *retningsgivende*, mens vandkvalitetsnormer efter de fire første direktiver er *bindende* resultatforpligtelser. Det er følgelig i direkte modstrid med EU-retten, hvis der tillades udledning i vandmiljøet af forurenende stoffer, som fører til en overskridelse af de bindende kvalitetsnormer efter de fire første direktiver. Omvendt forudsætter direktiv 76/464, at der er fastsat kvalitetsmål for en recipient som administrationsgrundlag for meddelelse af de enkelte tilladelser - men overskridelse af kvalitetsmål efter direktiv 76/464 udgør ikke i sig selv en overtrædelse af EU-retten.

2.2 Byspildevandsdirektivet og nitratdirektivet

På bl.a. dansk initiativ vedtog EU i 1991 to andre direktiver om forebyggelse af vandforurening, nemlig direktiv 91/271 om rensning af byspildevand (byspildevandsdirektivet) og direktiv 91/676 om beskyttelse af vand mod forurening forårsaget af nitrater, der stammer fra landbruget (nitratdirektivet). Efter begge direktiver skal medlemsstaterne efter de i direktiverne anførte kriterier udpege sårbare områder, som er særlig følsom over for forurening med næringssalte. For disse sårbare områder stilles skærpede krav til forureningsforebyggelse. I byspildevandsdirektivet kommer dette til udtryk ved skærpede krav til rensning af spildevand fra større byområder, når det drejer sig om udledning til sårbare områder. I nitratdirektivet kommer dette til udtryk ved, at medlemsstaterne skal vedtage særlige handlingsprogrammer for nedbringelse af landbrugets forurening med nitrater til de sårbare vandområder.

Nitrat- og byspildevandsdirektivet adskiller sig fra recipientreguleringen under de fem ældre direktiver ved, at der ikke på forhånd for de enkelte vandområder fastsættes bindende kvalitetsmål, der herefter danner grundlag for forebyggelsen af direkte og indirekte udledning fra kilderne. I stedet skal medlemsstaterne efter de i direktiverne fastsatte kriterier udlægge sårbare områder, for hvilke der gælder skærpede krav til forureningsforebyggelse.

Efter *nitratdirektivets* artikel 3 skal medlemsstaterne kortlægge de vandområder, der indeholder mere end 50 mg. nitrat/liter eller kan komme til at indeholde mere end 50 mg. nitrat/liter, som sårbare vandområder.⁷ For de sårbare vandområder skal medlemsstaterne efter artikel 5 udarbejde handlingsplaner til nedbringelse af forureningen, og disse planer skal som minimum opfylde kravene i bilag III.⁸ For generelt at nedbringe nitratforureningen fra landbruget skal medlemsstaterne ifølge artikel 4 opstille et kodeks for godt landsmandskab i overensstemmelse med kriterierne i nitratdirektivets bilag II.⁹ Endelig skal medlemsstaterne inden udgangen af 1993 have etableret et overvågningsprogram, der overholder de kriterier, som er fastsat i nitratdirektivets artikel 6. Det fremgår af EF-domstolens praksis, at den nationale implementering

⁷ Se f.eks. C-258/00, *Kommissionen mod Frankrig*: Nitratdirektivets bestemmelser om udpegning af sårbare zoner er til hinder for, at medlemsstaterne opstiller kriterier for udpegningen, som muliggør en begrænsning af direktivets anvendelsesområde. Frankrig blev dømt for ikke at have udpeget Seine-bugten som følsomt område, under hensyn til det høje nitratinhold i bugten, som via den Engelske Kanal medførte eutrofiering af den østlige del af Nordsøen.

⁸ Se C-322/00, *Kommissionen mod Holland*: Nitratdirektivet kræver anvendelsesnormer, der sikrer ligevægt mellem kvælstoftilførsel og afgrødens forventede behov, hvorfor medlemsstaterne ikke kan opfylde nitratdirektivets krav ved at pålægge afgift på for meget tilført gødning. Medlemsstaterne har pligt til at iværksætte supplerende foranstaltninger, når der konstateres behov herfor.

⁹ Se C-161/01, *Kommissionen mod Tyskland*: Vedrørende kravene til godt landmandskab: Afdampning ved udbringning af husdyrgødning begrundet ikke et fradrag i den nitratdirektivets fastsatte maksimumgrænse for udbringning af husdyrgødning til 170 kg kvælstof pr. hektar i sårbare zoner.

skal forpligte myndighederne til at overholde de i direktivet fastsatte frister.¹⁰

Efter *byspildevandsdirektivet* skal medlemsstaterne udlægge de ferskvandsområder, flodmundinger og kystnære vandområder, der er “eutrofierede, eller som i nær fremtid kan blive eutrofierede, hvis der ikke træffes beskyttende foranstaltninger”, som følsomme vandområder. ‘*Eutrofiering*’ er ifølge byspildevandsdirektivets artikel 2(11) defineret som

“vands berigelse med næringssalte, især kvælstof- og/eller phosphorforbindelser, der medfører øget algevækst og udvikling af højere former for planteliv, som igen resulterer i en **uønsket forstyrrelse af balancen mellem organismerne i vandet og af vandets kvalitet.**” (min fremhævelse).

I traktatbrudssag mod Frankrig har EF-domstolen fastslået, at ‘eutrofiering’ skal fortolkes på grundlag af TEF artikel 174, hvorefter EU’s miljøpolitik skal bidrage til bevarelse, beskyttelse og forbedring af miljøkvaliteten, samt til beskyttelse af menneskers sundhed. Under hensyn hertil fastslog EF-domstolen, at begrebet ‘uønskede’ ikke alene angår vandøkosystemer. “*Uønskede forstyrrelser*” omfatter således “betydelige negative virkninger fra øget algevækst ikke blot på flora og fauna, men også på mennesker, jord, vand, luft og landskaber”, som er et resultat af udledninger af byspildevand. Som sårbare vandområder skal medlemsstaterne derfor udlægge ikke alene de områder, hvor tilførsel af næringssalte skader vandets økosystemer, men tillige de områder, hvor tilførsel af næringssalte skader turisme, fiskeri, dambrug, drikkevand, indsamling af skaldyr eller kølning af industrianlæg.¹¹ I sagen mod Frankrig førte dette til, at Frankrig bl.a. blev dømt for ikke at udlægge vandområder, hvor eutrofiering ikke skadede økosystemer i vandmiljøet, men hvor skummet fra eutrofieringen var stærkt generende for turismen.

2.3 Den danske gennemførelse af EU’s ‘vanddirektiver

Selv om de fem “gamle” direktiver allerede skulle være gennemført i 1970'erne trak den danske implementering ud. Den præcise årsag kendes ikke, men det er nærliggende at antage, at Miljøministeriet i første omgang ikke var klar over reglernes rækkevidde. Hvad angår direktiv 75/440, direktiv 76/464 og direktiv 76/160 gav de ikke i første omgang anledning til lovændringer, formentlig fordi Miljøministeriet antog, at gennemførelsen kunne ske inden for den daværende miljøbeskyttelseslovs rammer. Først efter vedtagelse af fiskevandsdirektivet blev der taget initiativ til lovændring. Både af denne grund og fordi det især er fiskevandsdirektivet, der har interesse for den foreliggende problemstilling, er det fundet hensigtsmæssigt med en mere indgående belysning af direktivets indhold og forløbet frem til vedtagelsen.

Byspildevandsdirektivet og nitratdirektivet blev som nævnt til på bl.a. dansk foranledning og var fra dansk side tænkt som en gennemførelse af danske principper for recipientregulering i EU. Kommissionen fandt dog ikke at de danske regler levede op til nitratdirektivet, hvorfor Kommissionen indledte en traktatbrudsprocedure i midten af 1990'erne. Dette gav anledning til den anden vandmiljøhandlingsplan, hvor alle vandområder i Danmark blev udlagt som sårbare vandområder efter nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet. Hvorvidt gennemførelsen i øvrigt fuldt ud modsvarer EU-reglerne, som disse fortolkes af EF-domstolen, ligger uden for nærværende opdrag og skal derfor ikke belyses nærmere.

¹⁰ Se C-396/01, *Kommissionen mod Irland*: Irland dømt for ikke at have gennemført den i nitratdirektivet krævede en kortlægning af alle vandområder, for ikke at have udpeget alle sårbare zoner, for ikke at overvåge disse, for ikke at have vedtaget handlingsprogrammer der opfyldte direktivets krav, og for ikke at forpligte miljøministeren til at overholde direktivets frister og referencemetoder.

¹¹ C-280/02, *Kommissionen mod Frankrig*, præmis 14, 16, 22 og 24.

3. Fiskevandsdirektivet - direktiv 78/659

Formålet med fiskevandsdirektivet er at fastsætte fælles krav til vandkvalitet. Direktivet angår ifølge artikel 1 kvaliteten af ferskvand i de vandområder, medlemsstaterne udpeger som områder, der kræver beskyttelse eller forbedring for at være egnet til, at fisk kan leve deri. Principielt kan direktivet omfatte alle ferskvandsområder, men direktivets regler indskrænker sig til regler for laksefiskvande og karpefiskvande.

Efter direktivets artikel 4 skulle medlemsstaterne senest i juli 1980 have udpeget de vandområder, der efter direktivet er klassificeret som laksefiskvande eller karpefiskvande. Manglende udpeging eller utilstrækkelig udpeging udgør efter EF-domstolens praksis et traktatbrud.¹²

Direktivets artikel 2 og 3 fastsætter regler for, hvordan krav til vandkvaliteten skal fastsættes. Dette er nærmere uddybet i direktivets bilag I, der angiver 14 parametre for vandkvalitet med angivelse af mindstehyppighed for prøvetagning og analysemetode, hvoraf der for hovedparten er bindende grænseværdier og bindende krav om prøvetagning og analyse.¹³

For karpefiskvand og laksefiskvand skulle medlemsstaterne ifølge direktivets artikel 5 sikre, at de i direktivet fastsatte mål for vandkvalitet var opfyldt senest i juli 1985. Direktivets krav til vandkvalitet udgør efter EF-domstolens faste praksis en retligt bindende resultatforpligtelse, der alene kan fraviges i de i artikel 11 anførte tilfælde (særlige metrologiske eller geologiske forhold).¹⁴ Som led i opfyldelsen af forpligtelsen efter artikel 5 skal medlemsstaterne vedtage bindende handlingsprogrammer. Manglende vedtagelse af tilstrækkelige handlingsprogrammer og/eller manglende orientering af Kommissionen herom anses ligeledes som et traktatbrud.¹⁵ Fiskevandsdirektivets artikel 6 og artikel 7(1) og bilag I fastsætter regler for, hvor ofte og hvorledes medlemsstaterne skal kontrollere, om vandet overholder de kvalitetskrav, som er fastsat i medfør af direktivet. Artikel 7(2) indeholder regler for, hvornår disse krav til prøvetagning kan fraviges, hvoraf fremgår, at dette kun er muligt, hvis vandets kvalitet er væsentligt bedre end de fastsatte mål, idet der i artikel 6(2) er en undtagelse for naturkatastrofer.

Artikel 7(3) indeholder regler for, hvorledes en medlemsstat skal reagere, hvis prøvetagning viser, at vandet ikke svarer til de fastsatte mål. Efter sin formulering angiver bestemmelsen to konsekvenser. Først skal årsagen undersøges, og hvis denne må konkluderes at være forurening, skal der træffes "passende foranstaltninger". Reglen indeholder således både en undersøgelsespligt og en handlepligt, omend handlepligten er ganske upræcis. Ifølge artikel 7(4) skal medlemsstaterne fastsætte de nøjagtige prøvetagningssteder under hensyn til de kriterier, som er anført i artikel 7(4).

¹² Se: sag 322/86, C-291/93 og C-225/96.

¹³ De ni obligatoriske parametre er: (1) temperatur; (2) iltindhold; (3) surhedsgrad; (8) phenolforbindelser; (9) mineralolie; (10) ammoniak; (11) ammonium; (12) chlor; og (14) zink. For de resterende fem parametre (der bl.a. omfatter nitritter, organiske stoffer (BI₃), fosfor og kobber), skal medlemsstaterne fastsætte vejledende værdier. Supplerende er forudsat, at øvrige parametre for vandkvalitet er gunstige.

¹⁴ Se: C 298/95.

¹⁵ Se: C 435/99 og C 67/02.

Artikel 9 giver medlemsstaterne hjemmel til at fastsætte strengere værdier for vandkvalitetsnormer samt at fastsætte andre parametre end de i direktivet anførte. Almindeligvis opfattes reglen som en minimumsklausul. Dette er ikke helt dækkende. Bestemmelsen giver alene medlemsstaterne mulighed for at sætte strengere grænseværdier end direktivets og at supplere med andre parametre. Men beføjelsen forudsætter, at direktivets parametre er gennemført på den i direktivet foreskrevne måde.

Foreløbigt sammenfattende bemærkes, at fiskevandsdirektivet må anses for en udtømmende harmonisering på den måde, at direktivet udtrykkeligt tager stilling til, hvornår direktivets regler kan fraviges. De i direktivet fastsatte parametre, målemetoder og kvalitetskrav kan derfor kun fraviges, hvor dette er hjemlet i direktivet. Den omstændighed, at en medlemsstat mener at have en "bedre løsning" for forureningsbekæmpelse, fritager ikke medlemsstaten for at opfylde alle direktivets krav.

3.1 Behandling af forslag til fiskevandsdirektiv i Danmark

Mens jeg i forhold til en del andre miljødirektiver fra 1970'erne er i besiddelse af de løbende instrukser til den danske delegation under forhandlingerne, gælder dette ikke de ovf. omtalte vanddirektiver. Den eneste oplysning, som jeg har fra den danske behandling angår forslaget til fiskevandsdirektiv og er et kort notat til Folketingets Markedsudvalgs møde den 19. maj 1978, hvori det oplyses:

- * at fiskevandsdirektivets omfatter laksefiskvande og karpefiskvande,
- * at medlemsstaterne skal udpege berørte vandområder løbende og første gang inden for to år
- * at udpegning kan revideres, hvis der opstår uforudsete faktorer
- * at medlemsstaterne skal fastsætte bindende kvalitetskrav for "de fleste af de i forslaget nævnte parametre (stoffer)".
- * at medlemsstaterne skal udtage prøver og analyser året rundt, normalt én gang om måneden
- * at direktivforslaget kræver en ændring af den daværende miljøbeskyttelseslovs § 8, således at der etableres "hjemmel til at fastsætte bindende vandkvalitetsnormer".

I forhold til det efterfølgende forløb er det af interesse, at Markedsudvalget var orienteret om, at direktivet kræver ganske omfattende målinger, idet det specifikt oplyses, at "der [skal] udtages prøver og analyseres året rundt, jf. ifølge forslaget normalt én gang pr. måned". To år senere meddelte Miljøstyrelsen til Kommissionen, at man ikke ville gennemføre en så omfattende kontrol. For det andet er der grund til at hæfte sig ved, at Markedsudvalget blev orienteret om, at der skulle fastsættes bindende kvalitetskrav for en række parametre. Der savnes dog oplysning om, at disse parametre er helt forskellige fra det faunaklassificeringssystem med fire målsætningsklasser, som amterne hidtil havde arbejdet med på grundlag af Landbrugsministeriets vejledning fra 1970.

3.2 Behandling af forslag til fiskevandsdirektiv i EU

Sammenholdes med Kommissionens oprindelig forslag til direktiv om fiskevandskvalitet, kan det konstateres, at forslaget er blevet ændret, idet direktivforslaget oprindeligt omfattede en del andre fiskearter end laks og karper, nemlig: "ferskvandsarter af naturlig diversitet" og "arter, der anses for at være ønskelige for forvaltning af vandressourcen".¹⁶

¹⁶ Kommissionens forslag til direktiv, artikel 1(2) - se EFT 1976, C.202/3.

Som en anden vigtig ændring af forslaget kan nævnes, at der efter Kommissionens forslag til direktiv var yderligere to parametre for vandkvalitet, nemlig: parameteret, "andre skadelige stoffer", der omfatter både nedbrydelige og persistente stoffer, og parameteret "blandinger af skadelige stoffer". Disse to parametre udgik og blev i den endelige formulering erstattet af "almindelige bemærkninger" til bilag I, hvori forudsættes at forekomsten af andre skadelige stoffer er beskeden. Også på andre punkter blev de bindende parametre og målemetoder ændret. I artikel 5 skete en præcisering af, at direktivets kvalitetsmål er bindende fem år efter vedtagelsen, og der blev i artikel 11 præciseret, hvornår direktivets krav kan fraviges.

Det fremgår endvidere af de såkaldt hemmelige forhandlingsprotokoller til vedtagelse af fiskevandsdirektivet, at især de fastsatte parametre og målemetoder for vandkvalitet påkaldte sig betydelig opmærksomhed fra en række medlemsstater. Selv om protokollerne efter EF-domstolens faste praksis ikke tillægges betydning ved fortolkning af direktivet, er de af interesse for, hvilke spørgsmål der blev lagt vægt på ved den politiske behandling af direktivet. Rådet og Kommissionen udtalte således i den 2. erklæring, at artikel 6's krav om "95% månedlige prøvetagninger", skal forstås som mindst 11 ud af 12 prøver om året. Protokollen understreger dermed, at netop minimumskrav til prøvehyppighed var genstand for betænkeligheder, hvorfor der i hvert fald som minimum skal gennemføres 11 prøvetagninger om året. For det andet viser protokollerne, at flere delegationer - men ikke Danmark - kom med særudtalelser. Således tog den belgiske delegation forbehold vedrørende parameter for "total ammonium" og Kommissionen kom med to erklæringer om ilt og kobber og med erklæring om rapportering. Endelig tyder den 3. erklæring fra Kommissionen på, at der var uenighed om adgangen til at vedtage nye parametre ved en revisionskomite-procedure. Sammenfattende viser protokollerne, at netop parametrene og målemetodernes bindende karakter gav anledning til politiske drøftelser, men at man ikke fra dansk side tog noget forbehold.

3.3 Orientering af Kommissionen i 1980

Fiskevandsdirektivet skulle ifølge direktivets artikel 17 være gennemført i medlemsstaterne den 18/7 1980 og medlemsstaterne skulle på dette tidspunkt efter artikel 4 have foretaget den første udpegning. Med henblik på opfyldelse af denne forpligtelse fremsendte den danske regering den 3/7 1980 en underretning til Kommissionen i form af en otte siders redegørelse + bilag. Underretningen oplyser, at Danmark har valgt at foretage en foreløbig udpegning af vandområder på grundlag af amternes foreløbige recipientkvalitetsplanlægning og vedlægger et kortbilag over udlagte vandløb, som omfatter ca. 21.000 km. vandløb som omfattet af direktivet.¹⁷ Som begrundelse for den omfattende udlægning af fiskevandsområder anfører Miljøministeriet i skrivelsen til Kommissionen, at der i Danmark er sket en foreløbig recipientkvalitetsplanlægning, men at samspillet med de kommunale spildevandsplaner indebærer,

*"at endelige recipientkvaliteter først vil kunne fastsættes i løbet af årrække [...]. Selvom Danmark har iværksat disse procedurer flere år før vedtagelse af [fiskevandsdirektivet], er der for mange vandløbs vedkommende ikke nået en sådan afklaring, at der i dag kan være fuld sikkerhed for, at målsatte kvalitet kan opnås. I denne usikkerhed indgår naturligvis også det forhold, at **de af amtsrådene oprindeligt fastsatte kvalitetskriterier ikke nødvendigvis har været i overensstemmelse med de i direktivet fastsatte grænseværdier**. Man har derfor i Danmark vurderet, om man af denne grund alene [...] skulle udpege et mindre antal vandområder, for hvilke der allerede i dag er rimelig sikkerhed for, at de [i 1985] kan opfylde direktivets krav, eller om man til Kommissionen skal indberette stort set hele mængden af*

¹⁷ Se Mogens Moe: Miljøret - miljøbeskyttelse, 2000, p. 70.

vandløb, der af amtsrådene er udpeget til fiskevande. En række forhold taler imod en særlig udpegelse af en mindre mængde særlige 'EF-fiskevande'. Det vil være til **skade for troværdigheden af det samlede nationale recipientkvalitetsplanlægningsystem**, at der arbejdes med en dobbelt kvalitetsgradering, [...] En udpegelse af et mindre antal særlige EF-fiskevande kunne f.eks. medføre, at der ikke ofredes så meget opmærksomhed på de øvrige vandløb, således at udbygningen af rensningsforanstaltninger for disse vandløb vil halte bagefter. [...] Man kan således befrygte, at **direktivets meget vidtgående kontrolforanstaltninger** vil blive koncentreret om sådanne særligt udpegede vandområder, hvilket givetvis vil være en dårlig prioritering af de midler, som samfundet kan stille til rådighed for kontrol, idet en mere intensiv kontrol bør koncentreres om de områder, hvor der er størst behov for vurderingen af yderligere indgreb [...] Man har derfor valgt i udpegelsen at tage udgangspunkt i det i dag foreliggende, endnu **foreløbige recipientkvalitetsplanlægningsgrundlag**, således at man dog i overensstemmelse med artikel 4(3) **forbeholder sig enhver ret til på grund af forhold - herunder økonomiske - der ikke er forudsat på tidspunktet for udpegelsen, at foretage ændringer i udpegelsen.**"(min fremhævelser).

Det fremgår af citatet, at Miljøministeriet var klar over, at de af amterne fastsatte kvalitetskrav ikke modsvarede direktivet, og at en række udpegede vandløb ikke kunne ventes at opfylde direktivets krav i 1985. Begrundelsen for at man alligevel udpegede så mange vandløb var, at det modsatte ville skade troværdigheden af det gamle system og føre til en uheldig prioritering af indsatsen. Gav udpegningen problemer med EU-retten, ville ministeriet bruge den ret, som ministeriet antog man havde efter artikel 4(3) til at ændre udpegningen.

Underretningen til Kommissionen oplyser endvidere, at administrationen af reglerne vil ske via amternes recipientkvalitetsplanlægning under lands- og regionplanloven (uanset der på daværende tidspunkt manglede hjemmel). I den forbindelse peges på, at der vil "være den vanskelighed, at de af amtskommunernes benyttede målsætningsformuleringer for fiskevande ikke er helt synonyme med direktivets begreber 'laksefiskevande' og 'karpefiskevande'". Dette skyldes, at "amtsrådene har haft en vis frihed til selv at formulere målsætningerne," hvor der anvendes andre begreber som "ørredvand", yngle- og gydeområder for laksefisk", "almindeligt fiskevand" og "passagevand". Bag disse betegnelser gemmer sig dog et andet faktum, som ikke fremgår af meddelelsen til Kommissionen, nemlig at forekomsten af forskellige fisk også blev anvendt som et parameter for at vurdere vandkvalitet. Heraf følger med andre ord to principielt forskellige tilgange til at fastlægge vandkvalitet: - Efter det danske system var forekomsten af bestemte fiskearter et kriterium eller et mål for at udlægge et vandområde som fiskevand - og dermed også et logisk parameter. Modsat er direktivets system, at overlade det til medlemsstaterne at udlægge områder, som herefter skal overholde bestemte fysisk/kemiske egenskaber. Denne principielle forskel kom til at præge den senere gennemførelse.

Vedrørende kontrollen anføres i underretningen af Kommissionen, at med de mange små vandløb i Danmark, vil det være meget byrdefuldt at overholde direktivets krav, hvorfor man i Danmark har valgt at anvende det såkaldte saprobiesystem, hvor vandløbskvaliteten bestemmes på grundlag af en faunabedømmelse. Endelig oplyses, at det formelle lovgrundlag ikke er på plads, men at dette vil ske ved en senere ændring af den daværende miljøbeskyttelseslov § 8.

Det kan uden videre konstateres, at den danske underretning ikke lever op til direktivets forpligtelser. Dels var det formelle lovgrundlag ikke på plads. Dels var oplysningerne om lands- og regionplanloven som hjemmel til recipientkvalitetsplanlægning forkert. Dels var oplysningerne om forskelle i udpegningsgrundlag ufuldstændige. Og endelig er der ikke i direktivet hjemmel til en fravigelse af målemetoder for fiskevande. Den omstændighed, at den danske regering i

underretningen argumenterer for, at det vil være en u hensigtsmæssig anvendelse af ressourcer at følge direktivets ordning, har ikke retlig valør, men er et politisk synspunkt, der burde være kommet frem under direktivets vedtagelse. Selv om underretningen ikke gav anledning til reaktioner fra Kommissionen, er dette ikke udtryk for en stiltiende accept og er helt uden retsvirkning. Det fremgår således af EF-domstolens faste praksis, at denne type underretning ikke fritager en medlemsstat for at opfylde et direktiv, og at Kommissionens passivitet ikke kan tages som udtryk for en stiltiende accept.

3.4 Fiskevandsdirektivet har direkte effekt

Den manglende formelle gennemførelse af fiskevandsdirektivets regler i 1980 betød ikke, at direktivet ikke var gældende i Danmark. I det omfang direktivets bestemmelser har direkte effekt, var bestemmelserne direkte bindende for amterne tilbage fra 1980 og skulle anvendes uanset manglende formel gennemførelse. Ifølge EF-domstolens praksis har en direktivbestemmelse direkte effekt, når reglen er tilstrækkelig præcis og ubetinget.

Sammenholdes disse kriterier med fiskevandsdirektivet, forekommer det oplagt, at direktivets bindende parametre og målemetoder for vandkvalitet opfylder betingelserne for direkte effekt. Derimod opfylder direktivets regler om udpegning af vandområder omfattet af direktivet formentlig ikke betingelserne for direkte effekt. Såfremt den danske regering ikke havde udpeget vandområder omfattet af fiskevandsdirektivet, ville amterne derfor næppe have været forpligtet til at anvende direktivets regler.

Spørgsmålet er herefter, om den danske regerings underretning af Kommissionen i 1980 indebærer, at amterne alligevel var forpligtet til at anvende direktivets regler fra 1980. For et bekræftende svar taler, at regeringen med underretningen havde fastlagt, hvilke vandløb der var omfattet af direktivet, og at det herefter må anses for et internt dansk problem, at dette ikke var fastlagt på anden vis i gyldige forskrifter. Men imod denne udlægning taler, at det først var med lovændringen i 1982, at der var et formelt lovgrundlag for udpegningen, idet den retlige status af Miljøministeriets udpegning i 1980 af vandløb er noget uklar. Svaret har dog alene historisk interesse, idet direktivets parametre og målingsmetoder for vandkvalitet i hvert fald fra lovændringen i 1982 må anses at have direkte effekt.

4. Lovændringen i 1982

Selv om ministeriet allerede i 1978 ved behandling af forslaget til fiskevandsdirektiv oplyste Markedsudvalget om, at direktivet krævede en lovændring, var det først i 1982, lovændringen blev gennemført - uden ændringen i øvrigt blev gennemført på en måde, der fuldt ud modsvarer fiskevandsdirektivet, som det vil fremgå af det følgende.

Frem til lovændringen i 1982 var der hverken i miljøbeskyttelsesloven eller anden lovgivning i Danmark noget klart retligt grundlag for recipientkvalitetsregulering, idet den i 1975 indføjede ændring af miljøbeskyttelsesloven ikke toghøjde for, at lands- og regionplanloven ikke indeholdt regler om optagelse af vandrecipientmål i regionplanerne. Konsekvensen var, at der frem til 1982 ikke i lovgivningen var etableret noget grundlag for at give recipientkvalitetsplanerne retsfølger, når bortses fra de kommunale spildevandsplaner.

Forløbet frem til lovændringen i 1982 kan kort beskrives således. På grundlag af bekendtgørelse 252/1970 fremkom landbrugsministeriet med vejledning om saprobiemetoden, og det var denne metode amterne fulgte både før og efter ikrafttræden af den første miljøbeskyttelseslov i 1974. Problemet med den første miljøbeskyttelseslov var, at der ikke var hjemmel til andet end registrering, men ikke til recipientkvalitetsplanlægning. For at rette op herpå og med henblik på at integrere denne aktivitet i regionplanerne foreslog ministeriet i 1975, at reglerne udtrykkeligt omfattede kortlægning og planer, hvilket Folketinget vedtog. Problemet var, at hverken ministerium eller Folketing var opmærksom, at der dels manglende hjemmel i lands- og regionplanloven og dels manglede hjemmel i miljøbeskyttelsesloven til at gøre planerne bindende. Dette var baggrunden for 1982-ændringen.

Ved en ændring i 1982 af den daværende Lands- og Regionplanlovs § 7, blev amtsrådene forpligtet til at optage mål for vandkvaliteten i regionplanen. Samtidigt blev amterne i den daværende miljøbeskyttelseslovs § 61a forpligtet til i samarbejde med kommunerne at kortlægge forureningstilstanden i vandløb og søer. På grundlag af denne kortlægning skulle amtsrådene efter § 61e fastsætte recipientskvalitetsmål og planer for disses opfyldelse, hvilket skulle fastlægges efter forhandling med de berørte kommuner.

Kortlægningen af forureningstilstanden i vandløb og søer skulle endvidere efter § 61f danne grundlag for arealudlæg til særligt forurenende virksomhed. Endvidere blev der i den daværende miljøbeskyttelseslovs § 8 indføjet en bemyndigelse til, at Miljøministeren til opfyldelse af EU-forpligtelser kunne fastsætte bindende regler for kvalitetskrav til overfladevand, idet ministeren indtil da alene havde hjemmel til at udstede vejledninger, som det også understreges i motiverne til loven, hvor det i øvrigt understreges, at indgreb overfor bestående virksomheder må ske under hensyn til de økonomiske konsekvenser, jf. henvisningen til den daværende § 1, stk. 3 i miljøbeskyttelsesloven. Endelig fremgår det af motiverne, at de bindende regler ministeren fastsætter efter § 8 skulle indgå i recipientkvalitetsstyringen efter den daværende miljøbeskyttelseslovs § 61e.¹⁸ De anførte lovændringer ses ikke at have givet anledning til nærmere drøftelser under Folketingets behandling, hvilket formentlig skyldes, at lovændringen skete sammen med en større revision af miljøbeskyttelsesloven, hvor der var andre emner, der optog opmærksomheden, hvortil kommer, at lovændringerne i §§ 61-61g blev præsenteret som

¹⁸ FT 1981/82, tillæg A, sp. 342-343.

en “præcisering”.

Sammenholdt med EU-reglerne gav ændringen af lands- og regionplanloven og tilføjelsen af §§ 61a - 61f til miljøbeskyttelsesloven et formelt lovgrundlag for at gennemføre direktiv 76/464, idet den daværende miljøbeskyttelseslovs § 61 b forudsatte, at ministeren fastsatte nærmere regler for recipientkvalitetsplanlægningen. Tilsvarende gav den ændrede § 8 i miljøbeskyttelsesloven formelt lovgrundlag for at gennemføre bindende kvalitetskrav efter direktiv 75/440 om kvalitetskrav til overfladevand til fremstilling af drikkevand, direktiv 76/160 om kvaliteten af badevand, direktiv 79/923 om kvalitetskrav til skaldyrvand og fiskevandsdirektivet.¹⁹

¹⁹ Badevandsdirektivet var ganske vist formelt implementeret ved bekendtgørelse nr. 143/1978 og direktiv 75/440 om vand til drikkevand var formelt implementeret ved bekendtgørelse nr. 162/1980 - men i begge tilfælde savnes et sikkert lovgrundlag for at gøre kvalitetsnormerne bindende for udledningskrav.

5. Miljøstyrelsens vejledning om recipientkvalitetsplanlægning, 1/1983

Da lovgrundlaget for gennemførelse af fiskevandsdirektivet og de øvrige direktiver om vandkvalitet havde karakter af en bemyndigelse, afhang implementeringen af direktiverne af, om ministeren også udnyttede bemyndigelserne og fastsatte bindende regler ved bekendtgørelse. Dette skete imidlertid ikke. I stedet udsendte Miljøstyrelsen Vejledning 1/1983 i recipientkvalitetsplanlægning for vandløb og søer. Da der ikke er tale om en bekendtgørelse, men en vejledning, er dette ikke efter EF-domstolens praksis tilstrækkeligt til at opfylde fiskevandsdirektivets krav til bindende vandkvalitetsnormer, ligesom vejledningen ikke opfylder direktiv 76/464's krav.²⁰

Vejledningens indhold tyder på, at Miljøministeriet valgte at sætte sig mellem to stole. På den ene side ønskede ministeriet at bygge recipientkvalitetsplanlægningen på den kortlægning, som amterne havde gennemført i sidste halvdel af 1970'erne på grundlag af saprobiesystemet. Men på den anden side var Danmark forpligtet af EU-direktiverne, der anvendte andre parametre og andre målemetoder. Konsekvensen var, at udpegningsgrundlaget for danske vandområder fra begyndelsen hvilede på andre parametre og målemetoder end fiskevandsdirektivets, hvilket også tydeligt fremgår af den ovf. omtalte underretning af Kommissionen.

Med vejledningen videreførte Miljøstyrelsen det gamle system, hvormed fiskevandsdirektivets parametre og målemetoder blev frataget deres reelle betydning. Dette hang som nævnt oprindeligt sammen med to forhold: dels at kortlægningen fra begyndelsen koncentrerede sig om særligt forurenede områder, og dels med det manglende lovgrundlag for recipientkvalitetsplaner i regionplanerne og de manglende regler for at gøre recipientkvalitetsmålene bindende ved lovens administration.

Ifølge vejledningen består **recipientkvalitetsplanlægningen** af tre elementer: (1) fastlæggelse af kvalitets- og anvendelsesmålsætninger; (2) beregning af udlederkrav; og (3) tilsyn med vandområderne.

5.1 Fastsættelse af kvalitetsmål

Mht. første led - fastlæggelse af kvalitets- og anvendelsesmålsætninger - angiver vejledningen, at denne skal ske i fire trin:

- [a] kortlægning af forureningstilstanden og belastningen fra de enkelte kilder;
- [b] indsamling af oplysninger om hvilke interesser der knytter sig til det pågældende vandløb/sø, hvor der uddybende (p. 24) sondres mellem: særligt naturvidenskabeligt interesseområde, fredning, gyde- og vækstområde for laksefisk, laksefiskevand, karpefiskevand, erhvervsfiskeri, andre rekreative interesser, badning, dambrug, dræning, vedligeholdelse, rørlægning, spildevandsafledning, vandindvinding direkte fra vandløb eller fra opland, energi;

²⁰ I 1992 fik Miljøministeriet (langt om længe) udstedt bekendtgørelse nr. 75/1992 om grænseværdier for udledning af liste I-stoffer. Problemerne var dog langt fra løst, dels manglende regler for liste II-stoffer og dels antog ministeriet fejlagtigt, at reglerne kun omfattede direkte udledning, selvom direktiv 76/464's krav om tilladelse udtrykkeligt også omfatter indirekte udledning, jf. EF-domstolens dom i *Van Rooij* [C 231/97] og i *Nederhoff* [C-232/97]. Først med bekendtgørelse 92 1/1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet blev et formelt lovgrundlag indført for recipientkvalitetsstyring - og igen manglede man en løsning på de såkaldte liste II-stoffer.

[c] konsekvensvurdering og afvejning af modstridende interesser;
[d] fastlæggelse af recipientkvalitetsmål med angivelse af forudsætninger, økonomiske konsekvenser og hvordan målet opfyldes.

Vejledningen forudsætter dermed, at en gyldig recipientkvalitetsplanlægning kræver, at der sker en kortlægning af forureningstilstand og de forskellige interesser, som knytter sig til de enkelte vandområder, og at målsætning sker på grundlag af en konsekvensvurdering og afvejning af de ofte modstridende interesser. Yderligere forudsætter vejledningen, at målet suppleres af en anvisning på, hvordan målet nås med **vurdering af de økonomiske og miljømæssige konsekvenser**. Dette understreges yderligere s. 29-30 på følgende måde:

“Konsekvensvurderinger er således et centralt led i afvejningsprocessen og [...] er grundlaget for at fastsætte betingelser for, at givne målsætninger kan fastholdes, eller at anvise veje til opfyldelse af ønskede målsætninger. [...] Konsekvensvurderingernes omfang vil være afhængige af karakteren af de interesser, der er knyttet til recipienten og af recipientens følsomhed over for indgreb. Er interesserne få og konsekvenserne beskedne, og er recipienten robust, kan simple konsekvensvurderinger være tilstrækkelige. Hvis omvendt der er tale om store og alvorlige konsekvenser i økologisk set værdifulde recipienter, vil det være nødvendigt med dybtgående konsekvensvurderinger i form af egentlige modelberegninger.”

Vedrørende **fastlæggelse af recipientmålsætning** stilles generelt krav om, at amtet “tilvejebringer oplysninger om de økonomiske konsekvenser ved forskellige indgreb” (s. 33) - men herudover sondres mellem tre tilfælde:

- (1) *hvis vandløbets forureningstilstand svarer til målsætningen*, skal anføres, “hvilke konsekvenser (herunder økonomiske konsekvenser) denne målsætning har eller i planperioden vil kunne få for de øvrige sektorinteresser, f.eks. at recipienten ikke kan påregnes anvendt som modtager af spildevand [...]” (s. 31)
- (2) *hvis behov for forbedring af vandløbets tilstand for at nå målet*, skal anføres konsekvenser for andre interesser, inden for hvilket tidsrum målsætningen påregnes opnået, og hvilke foranstaltninger der må gennemføres “med angivelse af de dermed forbundne omkostninger.” (s. 32)
- (3) *hvis målet indebærer en forringelse af vandkvaliteten*, skal angives, hvilke hensyn der begrundes en sådan lempelse (s. 32).

For den konkrete **fastsættelse af målsætninger** giver vejledningen (s. 36) valg mellem otte forskellige mål-grupper:

- A) vandløb for særlige naturelementer ønskes beskyttet
- B1) gyde- og vækstområde for ørred og andre laksefisk,
- B2) laksefiskevand, “vandløb der skal kunne anvendes som opvækst og opholdsområde for ørred og laksefisk (herunder anvendes til ørredopdræt på dambrug)”
- B3) karpefiskevand, vandløb der skal kunne anvendes som opholds- og opvækstområde for ål, aborre, gedde og karpefisk
- C) vandløb, der alene anvendes til vandafledning
- D) vandløb påvirket af spildevand
- E) vandløb påvirket af grundvandsindvinding
- F) vandløb påvirket af okker

For de forskellige målsætninger er i vejledningens kapitel 5 fastsat nærmere kvalitetskrav og grænseværdier, der bygger på fiskevandsdirektivets parametre. I tabel 3 og tabel 9 er anført 14 parametre for kvalitetskrav for laksefiskevand og karpefiskevand. Sammenholdes med direktivet

kan det konstateres, at tabellen medtager yderligere: “forureningsgrad”, “restvandføring” og “jernforbindelser” (okker). Men i forhold til fiskevandsdirektivet mangler tre parametre, nemlig: “fosfor” (men uden grænseværdi, kun anbefaling), “nitritter” (med vejledende grænseværdi, men ikke bindende grænseværdi), og “kobber” (med vejledende grænseværdi, men ikke bindende grænseværdi). Dette må sammenholdes med fiskevandsdirektivets artikel 3, hvorefter medlemsstaterne *skal* fastsætte værdier for alle 14 parametre. Med det forbehold, at jeg ikke har undersøgt, om de tre parametre for vandkvalitet fremgår af andre vejledninger for vandrecipientkvalitetsplanlægning, synes vejledningen ikke at opfylde direktivets krav, da de tre nye “danske” parametre for restvandføring, forureningsgrad og jernforbindelser ikke kan erstatte de tre parametre i direktivet. Derimod hjemler fiskevandsdirektivets artikel 9 mulighed for at vedtage kvalitetskrav for andre værdier, men det forudsætter, at direktivets 14 parametre er anvendt i overensstemmelse med direktivets regler.

5.2 Krav til konkrete udledninger

Vejledningens kapitel 6 indeholder principper for, hvordan vandkvalitetsmålene skal omsættes ved stilling til de **konkrete udledninger**. Som grundlag for regulering af de konkrete udledninger anføres s. 61 en række forhold, der må tages hensyn til: hvilke stoffer og mængder der udledes, baggrundkoncentrationer af udledte stoffer og andre stoffer, størrelse og beliggenhed af andre udledninger, vandløbets hydrauliske og biologiske forhold og vandløbets omgivelser.

Sammenholdes med fiskevandsdirektivet er der ikke noget i vejen for, at der opstilles kriterier, som kan sikre, at vandkvaliteten overholdes. Problemet er, at det styrende mål for vandkvalitet ikke er de kemiske fysiske krav, men derimod den klassificering i forureningsgraderne I-IV, som blev etableret i 1970'erne på grundlag af saprobiemetoden med visuel fauna-undersøgelse. Dette bliver tydeligt i vejledningen s. 63, hvor det om forureningsgrad (klasserne I-IV) anføres, at forureningsgraden afhænger af bl.a. koncentrationen af organisk stof BI_5 . På linie med fiskevandsdirektivet indeholder vejledningens kapitel 5 grænseværdier for organiske stoffer, (BI_5). Men mens direktivet foreskriver, at indholdet af organiske stoffer skal beregnes på grundlag af koncentrationen af ilt-molekyler efter Winkler-metoden, angiver vejledningens kapitel 6 (s. 63), at indholdet af organiske stoffer kan beregnes på grundlag af saprobiemetoden suppleret af strømforhold og angiver en omregningsfaktor til forureningsgrad.

Når dette sammenholdes med, at amterne indtil da alene havde brugt saprobiemetoden og klassificeret efter de fire forureningsklasser, er det nærliggende at læse udsagnet således, at amterne ikke skal anvende Winkler-metoden, men i stedet skal anvende saprobiemetoden suppleret af strømforhold ved bestemmelse af indholdet af organiske stoffer. Dette fremstår ikke som et supplement til fiskevandsdirektivets parametre, men som en ændring, der ikke er hjemlet i direktivet.

5.3 Kontrol med vandkvalitetsmålene

Kontrollen med, at de enkelte vandområder overholder de fastsatte mål, skal ske efter de i vejledningens kapitel 7 anførte retningslinier. Ifølge disse retningslinier gælder der for vandløb et såkaldt normalprogram. Første del af normalprogrammet omhandler placering af kontrolstationer, hvor der sondres mellem *tilstandskontrol* (defineret som “biologisk og eventuel fysisk-kemiske målinger”) og *transportkontrol* (defineret som måling af kemiske variabler og måling af vandføring). Anden del af normalprogrammet angiver kontrolomfang og metode, og tredje del omhandler kontrol med målsætninger.

Vedrørende kontrol med målsætninger angives s. 72-73, hvilken kontrol der skal anvendes over for seks forskellige recipienter, nemlig: (1) særligt naturvidenskabeligt interesseområde, (2) fiskevandmålsætninger; (3) vandløb, der anvendes til afledning af vand; (4) vandløb påvirket af spildevandsudledning; (5) vandløb påvirket af vandindvinding; og (6) vandløb påvirket af okker.

Ud fra strukturen er det nærliggende at tro, at fiskevandsområder skal følge fiskevandsdirektivets krav til kontrol. Dette er ikke tilfældet, men vejledningen er udformet på en måde, så denne helt afgørende afvigelse fra fiskevandsdirektivet ikke umiddelbart opdages, hvorfor der er behov for lidt mere fyldig gennemgang.

Under kontrolomfang anføres s. 70 om tilstandskontrol:

“Tilstandskontrollen omfatter biologiske og eventuelt fysiske målinger. De biologiske undersøgelser består af en bedømmelse efter saprobiesystemet og en elbefiskning med henblik på opgørelse af fiskebestandens størrelse og sammensætning. Saprobieundersøgelsen udføres indtil videre i overensstemmelse med landbrugsministeriets vejledning [.. og] gennemføres 2 gange årligt”.

Videre understreges s. 71:

*“Såfremt de biologiske undersøgelser har vist en forureningsgrad mindre eller lig II og/eller en normal fiskebestand (i overensstemmelse med den pågældende målsætning) og en belastningsvurdering ikke indikerer, at målsætningen er truet, er der efter styrelsens vurdering **ikke behov for at foretage målinger af de i kapitel 5 beskrevne variable**. Såfremt målingerne viser, at fiskevandmålsætningen ikke er opfyldt, vil der være behov for at undersøge udledningerne i oplandet, herunder gennemføre en opsporing og standsning af eventuelle ulovlige udledninger”.* (mine fremhævelser).

Og endelig understreges s. 72 om kontrol med målsætninger, at

“kontrollen [med fiskevandmålsætninger] udføres i overensstemmelse med det under 7.1.1 beskrevne normalprogram.”

Vedrørende transportkontrol anføres s. 72 om kontrolomfang, at

“Det allerede eksisterende net af permanente vandføringsmålestationer udbygges, så der for hvert vandssystem findes en eller eventuelt flere stationer til karakterisering af vandets afstrømning. Foruden vandføringsmålingen foretages ved disse stationer 1 gang/måned målinger af de i tabel 3 og 9 nævnte variable [svarer stort set til fiskevandsdirektivets, jf. ovf. under 5.1], samt eventuelle supplerende målinger afhængig af lokale forhold. Efterhånden som der opnås kendskab til vandkvalitetens variationer og forureningskilderne, kan måleomfanget reduceres.”

Af vejledningen følger således, at der mht. tilstandskontrol og kontrol med målsætninger kun skal kontrolleres to gange årligt, hvilket er en klar overtrædelse af direktivets krav om kontrol mindst 11 gange om året. Når vejledningens angivelse af transportkontrol ikke opfylder direktivet, er det fordi den er uden forbindelse med kontrol med målsætningen, hvilket formentlig også er forklaringen på, at der kun i beskeden udstrækning er foretaget de målinger, som ellers fulgte af vejledningens bestemmelser om transportkontrol. Vejledningens beskrivelse lægger dermed op til, at amterne *ikke skal anvende fiskevandsdirektivets* regler for kontrol, men i stedet anvende saprobiesystemet, hvilket også i sig selv er en overtrædelse af fiskevandsdirektivets krav til målemetode. Men heraf følger, at vejledningen forudsætter, at de fire forureningsklasser efter

saprobiesystemet kan angive, om fiskevandsdirektivets parametre er overholdt. Dette er i klar modstrid med direktivet og svarer til at måle appelsiner med bananer. Det er endvidere værd at bemærke, at hvis der efter sprobiesystemet konstateres en forureningsgrad på over II, udløser det efter vejledningen ikke kemiske-fysiske målinger, men derimod en pligt til at opspore forureningskilder. Dette hænger sammen med, at fysiske og kemiske målinger efter vejledningen i realiteten fremstår som en eventuel-mulighed ved tilstandskontrollen.

Sammenfattende kan det derfor konkluderes, at vejledningen bestemmelser om kontrol er i modstrid med fiskevandsdirektivet. Hertil kommer, at vejledningen indeholder en selvmodsigelse, idet Miljøstyrelsen tilsyneladende ikke var opmærksom på, at efter landbrugsministeriets vejledning fra 1970 skulle der udføres fysisk/kemiske målinger af de rene vandløb - dvs. vandløb der er klassificeres som I, II eller II-III. Det fremgår af vidneafhøring og ekspertudsagn i en straffesag, at konsekvensen af denne modsigelse har været, at i hvert fald Nordjyllands Amt ikke siden omkring 1980 har foretaget iltmålinger til korrektion af faunabedømmelsen, hvilket ellers var forudsat i Landbrugsministeriets vejledning fra 1970.²¹

5.4 Kan sprobiesystemet hjemles med forsigtighedsprincippet ?

Som det er fremgået indtager sprobiesystemet den centrale rolle i den recipientkvalitetsregulering og overvågning, som fastlægges i Miljøstyrelsens vejledning, idet vejledningen forudsætter, at sprobiesystemet erstatter fiskevandsdirektivets parametre, når det drejer sig om tilstandskontrol af vandløbene. Fiskevandsdirektivet giver som nævnt ikke mulighed for at *erstatte* direktivets parametre med andre parametre, hvorfor dette i alle tilfælde er i modstrid med fiskevandsdirektivet. Men det kan i forlængelse heraf overvejes, om systemet kan forsvares med, at det giver en lige så pålidelig angivelse af vandløbenes kvalitet som fiskevandsdirektivets parametre. Svaret herpå beror naturligvis primært på en naturvidenskabelig vurdering, men har betydning, når det skal vurderes, om sprobiesystemet eventuelt kan hjemles med forsigtighedsprincippet, der fremgår af EU-traktatens artikel 174(2) og efter EF-domstolens praksis må anses for gældende ved den nuværende nationale gennemførelse af EU-regler, som fiskevandsdirektivet.

En fysisk/kemisk måling måler den aktuelle vandkvalitet for de parametre, som måles. Derimod udgør en faunaundersøgelse ikke et aktuelt retvisende billede af vandløbets vandkvalitet, da faunamæssige forbedringer indtræder over en længere periode. Dette kommer til udtryk i DMU's rapport, Vandløb 2002, hvor der konstateres en meget betydelig forbedring af den biologiske vandkvalitet, hvorom DMU anfører:

“En helt tredje og nok så væsentlig forklaring på de konstaterede faunamæssige forbedringer er, at faunaen kun responderer gradvist på de forbedrede livsbetingelser i vandløbene. Processen er langsom, og det kan i mange tilfælde tage lang tid, før faunaen spredes og koloniserer tidligere forurenede vandløbsstrækninger. Forklaringen på en del af de forbedringer, der er sket i faunaklassen i de senere år, skal derfor utvivlsomt ses i lyset af den miljømæssige indsats, der er foretaget i kommuner og amter gennem en længere årrække.” (rapporten s. 19).

Heraf følger, at en positiv faunabedømmelse ikke nødvendigvis er udtryk for en aktuel god vandkvalitet, men for at vandkvaliteten over en længere periode har været gennemsnitlig god. Dette indebærer, at faunabedømmelse kan være nyttig i et længere tidsperspektiv, men omvendt

²¹ Vestre Landsrets dom af 6/11 2003, i ankesag S-1169-99.

ikke er adækvat til at sikre konkret opfyldelse af fysisk/kemiske vandkvalitetskrav, da faunabedømmelsen ikke afspejler den faktiske vandkvalitet.

Hertil kommer, at nyere videnskabelige undersøgelser viser, at den biologiske faunabedømmelse ikke giver et retvisende billede af vandløbenes forurening, da faunabedømmelsen påvirkes ganske afgørende af vandløbets fysiske forhold (bunddybde og form). I vandløb, som kemisk er målt som uforurenede vandløb, er således ved faunabedømmelse målt forurening som faunaklasse 4 efter Dansk Vandløbsfaunaindeks, hvilket forskerne alene kan forklare med de fysiske forhold.²² Den omstændighed, at en måltagning efter saprobiemetoden eller Dansk Vandløbsfaunaindeks viser en forureningsgrad, vil således ikke nødvendigvis være udtryk for nogen forurening, men kan i stedet være en afspejling af rene fysiske forhold, der kan være naturbestemte.

De anførte videnskabelige artikler bekræftes af de undersøgelser, som dambrugene siden 1989 har været forpligtet til at tage af vandløbskvaliteten op- og nedenstrøms dambrug af to af fiskevandsdirektivets parametre (BI5 og ammonium). Ifølge en undersøgelse af 453 dambrugs indberetninger fra 1991-1993 faldt det gennemsnitlige BI5-indhold fra 1991 til 1993 fra 1,98 mg/l til 1,36 mg/l og det gennemsnitlige indhold af ammonium svingede mellem 0,09 mg/l og 11 mg/l, mens angivelserne efter saprobiesystemet tydede på en højere forurening.²³

Den faglige pålidelighed af saprobiesystemet er tillige belyst i en sagkyndig skønserklæring i en nyligt afsagt landsretsdom, hvor der var rejst spørgsmål ved den faglige lødighed af saprobiesystemet og dets forenelighed med fiskevandsdirektivet.²⁴ I erklæringen anføres, at landbrugsministeriets vejlednings beskrivelse af, hvorledes prøver indsamles og analyseres *“er ikke særlig præcis. [...] Som følge heraf kan forskellige fagfolk fremkomme med forskellige vurderinger, idet den enkelte [biologs] erfaringsgrundlag og baggrund udgør udgangspunktet for bedømmelsen.”*

Til spørgsmålet om sikkerheden ved en visuel vurdering af saprobiemetoden som parameter for vandløbskvaliteten i forhold til laboratorieundersøgelser anføres i erklæringen, *“at grundlaget for en bedømmelse er mere fyldestgørende for prøver bearbejdet i laboratoriet. Den enkelte medarbejders erfaring spiller imidlertid en stor rolle, og det vurderes at en trænet person godt kan udføre en betryggende fastsættelse i felten af forureningsgraden efter Landbrugsministeriets vejledning, idet målet med vejledningen primært var at identificere ret stærkt og overordentligt stærkt forurenede vandløb”*. Men samtidigt understreges:

“at den endelige artsliste [...] vil være underlagt en faglig/subjektiv bedømmelse. Dette indebærer, at det endelige resultat (forureningsgraden) kan variere mellem forskellige eksperter”.

²² Se Hans-Martin Olsen og Nikolai Friberg: De fysiske forhold og dansk vandløbsfaunaindeks (Vand & Jord, 6. årg. september 1999, s. 113) samt Nikolai Friberg, Peter Græsbøll og Søren Erik Larsen: Fysiske forhold og tilstand i mindre vandløb (Vand & Jord, 6. årg. september 1999, s. 117).

²³ Oplysningerne hidrører fra konsulent Jens Kristian Nielsen, der tillige har oplyst, at Miljøstyrelsen i en rapport har vurderet dambrugenes undersøgelse, uden det dog har været muligt at fremskaffe denne rapport inden afslutning af nærværende responsum.

²⁴ Vestre Landsrets dom af 9/2 2005, 10. afd. i B-0240-01.

Om sammenhængen mellem saprobiesystemets forureningsgrad og indholdet af BI5 oplyses, at

“forureningsgrader II eller bedre [vil] kunne forekomme, når BI5 koncentrationen ikke overstiger 3mg O₂ l⁻¹. [...] Denne sammenhæng påvirkes dog af strømhastigheden, [...] Jo større strømhastighed jo større geniltning og jo højere BI5 kan vandløbet tåle. [...] Med jævn strømhastighed vil BI5 koncentrationer højere end 3mg O₂ l⁻¹ typisk medføre forureningsgrader højere end II. Omvendt vil der ikke nødvendigvis kunne slutes at et 3mg O₂ l⁻¹ vil give en forureningsgrad II eller bedre, idet en række andre forhold i vandløbet kan påvirke faunaen og forhindre rentvandsfaunaen i at indfinde sig. [...] [Ved] en høj forureningsgrad (III og IV) kan der slutes fra en høj forureningsgrad til et højt BI5 niveau.”

Ifølge den sagkyndige erklæring giver saprobiesystemet således ingen sikkerhed for en retvisende angivelse af, om vandløbet opfylder fiskevandsdirektivets krav til BI5, medmindre der er tale om stærkt forurenede vandløb. Om omvendt er forureningsgraden efter saprobiesystemet ikke nødvendigvis udtryk for, at der er en forurening.

Det må på denne baggrund af ovenstående sagkyndige vurderinger udelukkes, at der sagligt er belæg for, at saprobiesystemet kan erstatte fiskevandsdirektivets parametre. Spørgsmålet er herefter, om det vil være i overensstemmelse med forsigtighedsprincippet at anvende saprobiesystemet som et supplerende parameter for fiskevandskvalitet ud fra synspunktet, at det uanset mangler bidrager til en bedre vandkvalitet end fiskevandsdirektivets parametre.

På den ene side indebærer forsigtighedsprincippet ifølge en række EF-domme, at medlemstaterne selv fastsætter deres eget beskyttelsesniveau for miljøbeskyttelse, og at myndigheder kan gribe ind, selv om der er videnskabelig usikkerhed om risikoen ved den aktivitet, som der gribes ind over for. En rent hypotetisk risiko er dog ikke tilstrækkelig til at gribe ind. Men på den anden side viser de hidtidige EF-domme, at forsigtighedsprincippet kun kan anvendes, når myndighederne anvender en særlig fremgangsmåde, hvor der først gennemføres en risikovurdering og efterfølgende beslutes en risikohåndtering. Adskillelsen mellem risikovurdering og risikohåndtering skal ifølge EF-dommene hindre vilkårlig retsanvendelse. Af samme grund stilles der krav om, at risikovurderingen består af forskellige faser, hvor der først tages stilling til den acceptable risikotærskel, og hvilke risici man vil acceptere på det pågældende område. Først herefter vurderes, hvilke risici de pågældende aktiviteter frembyder. Kun hvis disse risici overstiger den forud fastsatte risikotærskel, går man til andet led, som omfatter risikohåndteringen, hvor der bl.a. skal ske en afvejning af risici ved de påtænkte foranstaltninger sammenholdt med risici ved at lade være med at gribe ind. Endelig fremgår det af de samme EF-domme, at forsigtighedsprincippet ikke indebærer nogen lempelse af kravet om lovhjælp.²⁵

Sammenholdes EF-domstolens praksis med det faunabaserede saprobiesystem, vil saprobiesystemet uanset dets mangler kunne opfange nogle aspekter af dårlig vandkvalitet. Det følger dog uden videre af manglerne, at saprobiesystemet ikke kan stå alene, og at det skal have fornøden hjemmel i lov. Men hertil kommer, at hvis anvendelsen af saprobiesystemet støtter sig på forsigtighedsprincippet, skulle der forud være foretaget en risikovurdering med fastsættelse af acceptable usikre risici og en konsekvensvurdering. Som det er fremgået af ovenstående, var denne betingelse ikke opfyldt, da systemet blev indført. Og selv om der efterfølgende er gennemført videnskabelige vurderinger af saprobiesystemets mangler og usikkerhed, er der fortsat

²⁵ For en mere fyldig belysning af EF-domstolens retspraksis henvises til min artikel i Ugeskrift for Retsvæsen, 2003, s. 153: Forsigtighedsprincippet - fra luftighed til hard law.

ikke taget stilling til den acceptable risikotærskel. Hertil kommer yderligere, at amternes anvendelse af systemet ikke er baseret på en sådan risikotærskel, men tværtimod tyder på, at man har taget forholdsvis afslappet på overskridelser af de mål, som er fastsat på grundlag af saprobiesystemet. Heraf følger ikke i sig selv, at saprobiesystemet ikke kan indføres som et supplerende parameter for vandkvalitet, men alene, at saprobiesystemet ikke kan hjemles med henvisning til forsigtighedsprincippet.

5.5 Sammenfattende om vejledningen sammenholdt med EU-reglerne

Sammenholdes vejledningen med direktiv 76/464 om udledning af bestemte farlige stoffer i Fællesskabets vandmiljø, er der det formelle problem, at vejledningen ikke er bindende for borgerne og dermed utilstrækkelig for opfyldelse af EU-forpligtelsen.²⁶ I forhold til direktiv 76/464 mangler vejledningen at stille krav om recipientkvalitetsmål for alle de farlige stoffer, som er omfattet af bilag I og bilag II til direktiv 76/464. Som konsekvens heraf savnes et administrationsgrundlag for meddelelse af tilladelser til udledning af disse stoffer i vandmiljøet. Hertil kommer, at vejledningen primært er rettet mod punktkilder, mens direktiv 76/464 kræver, at der som led i recipientkvalitetsreguleringen skal vedtages handlingsplaner for ikke-punkt kilder. I forhold til landbruget medtager vejledningen alene vandindvindingsbehovet.

Sammenholdes vejledningen med fiskevandsdirektivet (78/659), er det ligeledes et problem, at vejledningen ikke er bindende. Ses der på terminologien, gennemfører vejledningen en recipientkvalitets*planlægning*, mens fiskevandsdirektivet kræver en recipientskvalitets*regulering*. Det kan diskuteres, om dette udgør en overtrædelse, da vejledningen angiver, at recipientkvalitetsmålene skal være bindende for administrationen af miljøbeskyttelsesloven og et formelt grundlag herfor var etableret i den daværende miljøbeskyttelseslovs § 61e. Hvad angår udlægningen af områder, er det ikke i modstrid med fiskevandsdirektivet, at der forud for udpegningen skal ske en konsekvensvurdering, hvor der tages hensyn til andres berettigede interesser i de pågældende vandområder. Problemet var og er, at regeringen allerede i 1980 på grundlag af amtsrådenes indberetninger overfor Kommissionen havde udlagt de forskellige vandløb som fiskevandsområder, hvormed der efter direktivet er begrænset mulighed for at ændre vandløbenes status. Hertil kommer, at de empiriske undersøgelser i forbindelse med nærværende resposum tyder på, at amterne hverken i 1985 eller senere i større omfang har overvejet, om udpegning af vandløb som fiskevandsområder skal opretholdes.

Det helt centrale problem er imidlertid vejledningens regler om kontrol med vandkvaliteten. Vejledningens regler er i alt væsentligt baseret på saprobiesystemet, hvor vandløb på grundlag af en faunabedømmelse inddeles i fire forureningsklasser. Som vejledningens kapitel 5 er udformet er ”forureningsgraden” et supplerende parameter (hvilket er muligt efter fiskevandsdirektivets artikel 9). Dette kan tale for, at det også er muligt at opstille særlige nationale metoder til måling af, om det nationale parameter er overtrådt. Når denne mulighed formentlig må afvises, er det fordi både parameter og målemetode i vejledningens kapitel 7 ikke anvendes som supplement, men som substitut for EU-forpligtelserne, uden der er hjemmel hertil i direktivet. heraf. Set i dette perspektiv, vil det stride med EU-rettens effektive virkning, hvis

²⁶ Det fremgår af EF-domstolens faste praksis, at også direktiver der angiver bindende miljøkvalitetsnormer skal gennemføres i national ret på en måde, der er direkte bindende for borgerne. Se f.eks. sag 361/88, *Kommissionen mod Tyskland* om luftkvalitet for svovldioxid og C 298/95, *Kommissionen mod Tyskland* om direktiv 78/659 om fiskevandskvalitet.

medlemsstaterne på denne måde fuldstændigt kan omgå deres EU-forpligtelser. Det er muligt, at EF-domstolen vil acceptere, at en supplerende regel kan anvendes samtidig, men i dette tilfælde lægger vejledningen op til, at der ikke udtages prøver og analyseres for de fastsatte parametre i direktivet, men i stedet anvendes helt andre prøver og analysemetoder - og dette er de anvisninger, som amterne har fulgt, jf. nærmere ndf. i afsnit 7.6. Dermed fremstår parameteret "forureningsgraden" ikke som et supplement, men som en substitut til direktivets parametre for vandkvalitet. Den afvigende målemetode får dermed virkning, der går langt videre end en monitoringsforskel. Som konsekvens heraf er det ikke kun målemetoden, der er i åbenbar modstrid med fiskevandsdirektivets krav, men også brugen af de fire forureningsklasser som det eneste bærende parameter. Og som nævnt ovf. i afsnit 5.4 kan dette heller ikke støttes på forsigtighedsprincippet.

Som et yderligere problem kan nævnes, at fiskevandsdirektivets artikel 5 forudsætter, der udarbejdes handlingsprogrammer, som tager hensyn til alle 14 parametre. Dette forudsætter, at der også udarbejdes handlingsplaner for ikke-punkt-kilder. Men vejledningen angiver alene, at der ved placering af kontrolstationer skal tages hensyn til "spredte kilder". Derimod er vejledningens øvrige ordvalg rettet mod punkter ("udledningsstedet" og "spildevandsudledning"). Hvor kvalitetskrav er overskredet, anviser vejledningen (s. 71 nederst) alene, at amtet skal undersøge punktkilder, mens planer for nedbringelse af forurening fra ikke-punkt-kilder ikke omtales. Dette er næppe tilstrækkeligt til at opfylde kravet i fiskevandsdirektivets artikel 5 om udarbejdelse af programmer til sikring af vandkvaliteten – og vil ej heller opfylde kravene om handlingsplaner i direktiv 76/464. Sådanne planer er tillige nødvendige, hvis byrden for forbedret vandkvalitet ikke kun skal pålægges punkt-kilder.

5.6 Vejledningens retsvirkninger

Bedømt efter danske ret isoleret kan Miljøstyrelsens vejledning 1/1983 ikke anses som bindende for hverken borgere eller myndigheder, men alene som retningslinier for myndigheder. Og retningslinierne kan fraviges, når dette begrundes, ligesom myndighedernes tilsidesættelse af vejledningen ikke er forbundet med sanktioner.

Der er imidlertid to grunde til, at denne antagelse må modificeres. For det første forudsatte motiverne til vedtagelsen af den daværende mbl § 8 i 1982 klart, at bemyndigelsen omsættes til bindende regler. Således anføres:

"Indenfor EF er der [...] i de seneste år vedtaget en række direktiver, der bygger på såkaldte bindende immissionsregler [...]. Til at opfylde disse direktiver er der derfor nu behov for at skabe hjemmel for ministeren til at fastsætte kvalitetskrav, der er bindende for myndighedernes administration og planlægning i medfør af love. Ved den foreslåede ændring af § 8 søges der derfor skabt hjemmel for, at ministeren kan fastsætte sådanne kvalitetskrav med den virkning, at myndighederne skal lægge dem til grund ved lovens administration, og således at der kan gribes ind over for eksisterende eller fremtidige forurenende virksomheder, anlæg m.v. i det omfang dette måtte være nødvendigt for at tilgodese opfyldelsen af kvalitetskravene. I de situationer, hvor der ikke er tale om at opfylde EF- eller folkeretlige forpligtelser i øvrigt, vil eventuelle kvalitetskrav alene blive fastsat som vejledende normer." (FT 1981/82, A, sp. 342).

Ud fra princippet om EU-konform-fortolkning af nationale regler er det derfor nærliggende at udlægge vejledningen som direkte bindende for myndighederne, i det omfang vejledningens regler angår EU-forpligtelser.

For det andet blev der med miljøbeskyttelseslovens § 61e, stk. 4 indført en udtrykkelig regel om, at “recipientkvalitetsplanen skal lægges til grund ved administration af sager efter miljøbeskyttelsesloven”. Hermed var planen tillagt retsvirkninger, der gik langt videre end det “virke for” princip som gælder for regionplaner, idet recipientkvalitetsplanen havde umiddelbar betydning for de enkelte udledere til vandmiljøet, hvilket i motiverne udtrykkes således:

“Mht. forslag til den ny bestemmelse i § 8, stk. 4 bemærkes, at da der er tale om kvalitetskrav (immissionskrav), er det ifølge sagens natur nødvendigt, at myndighederne, for at grænseværdierne kan omsættes til virkelighedens verden, får de nødvendige beføjelser til at regulere også eksisterende forhold. Problemerne kan anskues på linie med forholdene i forbindelse med udmøntning af recipientkvalitetsplanlægningen gennem konkrete afgørelser, der også kan få indflydelse på eksisterende anlæg. [...] Da der samtidigt er tale om generelle reguleringer, der ganske vist ‘omsættes’ gennem konkrete afgørelser, kan immissionskrav efter § 8 og bestemmelserne om deres gennemførelse på en vis måde betragtes som en parallel til bestemmelserne i den gældende lovs § 6. Fælles for disse regelsæt såvel som recipientkvalitetsplanlægningen efter § 61e, at de direkte eller indirekte kan komme til at berøre virksomheder og anlæg, der er blevet godkendt efter lovens kapitel 5. Uanset, at der herved kan tænkes situationer, hvor indgreb kan blive nødvendige i medfør af den gældende lovs § 44 og på trods af bestemmelsen i § 44, stk. 4 [retsbeskyttelsen], må myndighederne naturligvis konkret vurdere den enkelte virksomheds forhold og afpasse eventuelle indgreb - dels under hensyn til de tidsmæssige rammer der måtte være fastlagt for opnåelse af de her omhandlede kvalitetskrav - dels under hensyn til lovens § 1, stk. 3 [inddrage samfundsøkonomiske hensyn].” (sp. 342-343)

Motiverne tyder således på parallelitet mellem den del af recipientkvalitetsplanen, der angår EU-forpligtelser og den øvrige del af recipientkvalitetsplanen, hvilket i motiverne til § 61e udtrykkes på følgende måde:

“Forslaget tilsigter en præcisering af de eksisterende bestemmelser om recipientkvalitetsplanlægning, således at denne styrkes som et koordinerende styringsinstrument i forhold til spildevandsplanlægningen og den konkrete administration af loven. Samtidigt understreges den nære sammenhæng med regionplanlægningen [...]. I Recipientkvalitetsplanen og i regionplanen skal fastsættes en grov række- og tidsfølge for opfyldelse af de målsætninger, som ikke er opfyldt ved planens udarbejdelse. Miljøministeren fastsætter nærmere regler om recipientkvalitetsplanlægningens indhold samt om planernes tilvejebringelse og revision i sammenhæng med regionplanlægningen [...] Recipientkvalitetsplanen er bindende for administration af loven, herunder for spildevandsplanlægningen fra det tidspunkt, der første gang i godkendte regionplaner eller godkendte tillæg til disse er optaget retningslinier for vandkvaliteten i samtlige de i amtskommunen beliggende vandområder. Herudover vil retningslinier i regionplanerne have de i lands- og regionplanlovens § 15 [...] beskrevne retsvirkninger. En væsentlig del af de omkostninger, der er forbundet med recipientkvalitetsplanens gennemførelse, vil som hovedregel påhvile kommunerne.” (sp. 358).

Motivudtalelserne tyder dermed på, at Folketinget forudsatte, at de retningslinier ministeren fastsatte i henhold til lovens forskellige bemyndigelser var umiddelbart bindende for amternes administration af loven. Dette forklarer ligeledes den særlige procedure, som i § 61e, stk. 2 var fastsat i tilfælde af uenighed mellem amtsrådet og en kommunalbestyrelse. Sammenholdes vejledningens indhold med motivudtalelserne, tyder det på, at en række elementer i vejledningen må læses som umiddelbart bindende for amterne.

For det første må fremgangsmåden ved fastsættelse af kvalitetsmål anses som bindende. Dette indebærer, at recipientkvalitetsplanen kun gyldigt kan vedtages, hvis der forud er sket: kortlægning af forureningstilstand, kilder og interessenter, konsekvensvurdering af økonomi og

økologi samt afvejning af modstridende interesser. Der vil herved yderligere kunne henvises til, at motiverne generelt angiver, at

”når der stilles krav til virksomhederne, sker der i øvrigt en afvejning mellem miljøhensyn og andre hensyn, bl.a. de omkostninger, som kravene medfører for virksomhederne, og virkningen på virksomhedernes beskæftigelse og valuta-indtjening” (FT 1981/82, A, sp. 323).

Der må dog gøres den modifikation, at udlægning af vandområder omfattet af fiskevandsdirektivet skal ske i henhold til direktivets artikel 4. Da Danmark havde foretaget en foreløbig udpegning, kunne der efter artikel 4, stk. 3 kun ske ændring pga. forhold, der ikke var forudset ved udpegningen og under hensyn til den generelle bestemmelse i direktivets artikel 8, hvorefter direktivets gennemførelse ikke må føre til forringelse af vandkvaliteten. Som konsekvens heraf kunne amterne muligvis undtage vandløb, der ikke opfyldte fiskevandsdirektivets krav, hvis den oprindelige udlægning var baseret på utilstrækkeligt kendskab, og vandløbet i forvejen havde en ringere vandkvalitet.

For det andet skulle recipientkvalitetsplanen være ledsaget af en tidsplan og en redegørelse om de økonomiske konsekvenser både i forhold til kommunernes spildevandsplanlægning og i forhold til andre udledere. Efter motiverne synes denne tidsplan at være en gyldighedsbetingelse for planens bindende virkning. Denne antagelse underbygges yderligere af, at det modsatte vil føre til vilkårlighed over for de enkelte udledere.

For det tredje indebar den daværende § 61e, stk. 4 sammenholdt med motiverne, at de konkrete krav til de enkelte udledere skulle fastsættes på grundlag af recipientkvalitetsmålene, men med den tilføjelse, at der for de EU fastsatte kvalitetsmål var afskåret den afvejning, som ellers var forudsat ved lovens administration. På netop dette punkt giver vejledningen anledning til betydelige problemer, da vejledningen ikke anvender de af EU fastsatte parametre for måling af vandkvalitet. Da fiskevandsdirektivets krav til målemetoder må anses for umiddelbart bindende for myndighederne, skulle amterne i relation til fiskevandsområderne B2 (laksefiskvande) og B3 (karpefiskvand) have set bort fra vejledningens anvisninger. Problemet er, at denne uoverensstemmelse slår tilbage til udpegningsgrundlaget, der ligeledes efter vejledningen er bundet op på det såkaldte saprobiesystem, hvor vandløb på grundlag af en faunabedømmelse inddeles i fire forureningsklasser.

De tre aspekter giver anledning til at overveje, om disse krav til recipientkvalitetsplanen har betydning for, hvilke krav myndighederne skal stille til de enkelte udledere. Henset til at Folketinget lagde vægt på planens mulige indgribende virkning er det nærliggende at antage, at krav, der begrundes i recipientkvalitetsplanen, forudsætter, at planen er gyldig vedtaget - og dermed at planen er vedtaget efter den anførte fremgangsmåde og indeholder de fornødne oplysninger om forudsætninger og tidsplan. I forhold til fiskevandsdirektivet er der grund til at overveje et selvstændigt fjerde spørgsmål. Efter vejledningen kunne der for vandløb, hvis vandkvalitet er ringere end II, foretages en undersøgelse i overensstemmelse med fiskevandsdirektivets regler. Selv om der ses bort fra denne uhjemlede begrænsning af fiskevandsdirektivets målemetoder, tyder dette på, at krav til de enkelte udledere begrundet i at vandløbskvaliteten i fiskevand var ringere end II forudsætter, at der er foretaget målinger efter fiskevandsdirektivet, selv hvis man lægger vejledningen til grund.

5.7 Miljøstyrelsens udlægning af fiskevandsdirektivet og vejledningen i 1991

I forbindelse med mine undersøgelser har jeg modtaget et notat fra Miljøstyrelsen af 19/4 1991 om opfyldelse af fiskevandsmålsætninger i relation til udledning af spildevand. Notatet anfører:

*“Vurderingen [af] om fiskevandsmålsætninger er opfyldt skal først og fremmest baseres på biologiske forhold. Hvis disse forhold indicerer, at målsætningen ikke er overholdt, tillægges dette afgørende betydning, uanset om fysiske eller kemiske grænseværdier er overholdt. Målsætningen er heller ikke overholdt i de tilfælde, hvor de fysiske og kemiske grænseværdier ikke er overholdt, og den biologiske vurdering ikke giver sikre holdepunkter for, at målsætninger er overholdt. Ved anvendelsen af saprobiesystemet må man således være opmærksom på, at vurderingen ikke alene kan baseres på den biologiske vurdering. **Er en fiskebestand tilstede, og er forureningstilstanden acceptabelt bedømt efter saprobiesystemet, skal overskridelser [af fysiske og kemiske grænseværdier] forårsaget af naturbetingede forhold ikke forhindre, at det pågældende vandløb fastholdes som fiskevand.**” (mine fremhævelser).*

Som det fremgår, antog Miljøstyrelsen i 1991, at det var saprobiesystemet suppleret af en vurdering af fiskebestanden, der primært skulle anvendes som kriterium for om fiskevandsdirektivets målsætninger var opfyldt. Dette understreger nok en gang, at saprobiesystemets fire forureningsklasser og den faunabaserede bedømmelse ikke af Miljøstyrelsen blev opfattet som et supplement til fiskevandsdirektivets 14 parametre, men som erstatning for disse.²⁷ Hertil må imidlertid anføres, at der hverken i loven eller motiverne er noget klart holdepunkt for, at de administrative myndigheder kan fravige fiskevandsdirektivets parametre for vandkvalitet og overvågning, hvorfor legaliteten af myndighedernes håndtering også fra et traditionelt dansk forvaltningsretligt perspektiv forekommer tvivlsomt.

²⁷ Det manglende kendskab til fiskevandsdirektivets parametre genfindes i øvrigt i den seneste 5. udgave af Mogens Moe's, Miljøret (2004), hvor det side 74 anføres: “Fiskevandsdirektivets begreber har spillet en stor rolle i amternes hidtidige fastsættelse af målsætninger, herunder ‘naturvidenskabeligt referenceområde’ (skærpet målsætning), fiskevandsmålsætning i forskellige kategorier (hvor højest svag forurening accepteres) og lempet målsætning. Fiskevandsdirektivets ideer om forbedring af miljøtilstanden var imidlertid for ambitiøse, og de blev ikke efterlevet i praksis”. Udsagnet overser, at de anførte parametre ikke stammer fra fiskevandsdirektivet, men fra den danske vejledning.

6. Miljølovsreformen 1991/92

Med miljølovsreformen i 1991/92 bortfaldt det formelle grundlag for, at recipientkvalitetsmål var bindende for meddelelse af udledningstilladelser og den kommunale spildevandsplanlægning. Baggrunden herfor var Lotz-udvalgets anbefalinger om forenklinger og skyldes formentlig, at udvalget slet ikke overvejede denne del af de EU-retlige forpligtelser.²⁸ Konsekvensen var og er, at der savnes et klart lovgrundlag for at forvalte recipientkvalitetsmål i overensstemmelse med direktiv 76/464. Da der ligeledes mangler bindende regler for fiskevandsdirektivets vandkvalitetskrav, beror en efterlevelse af EU-reglerne på de enkelte udledningstilladelser og direktivernes direkte virkning (trods manglende nationale regler).

Ganske vist søgte Miljøministeriet i 1996 at rette op på den manglende gennemførelse af direktiv 76/464 med bekendtgørelse 921/1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet. Bekendtgørelsen mangler dog fortsat en løsning på flere af liste II-stofferne, ligesom den ikke løser problemet med manglende bindende vandkvalitetsnormer efter fiskevandsdirektivet. Hjemlen til bekendtgørelsen er tillige tvivlsom i lyset af de klare motivudtalelser, men kan muligvis forsvares med en såkaldt EU-konformfortolkning, idet det næppe har været Folketingets mening at ignorere EU-reglerne.

I forhold til liste II-stofferne er problemet, at EU-retten forudsætter, der fastsættes kvalitetsmål for recipienten, før der fastsættes emissionskrav til de forskellige udledere til recipienten. Da EU-retten ikke har fastsat sådanne krav, og da der ej heller er fastsat generelle mål for alle liste II-stofferne, skal amterne fastsætte disse krav. Men ifølge bekendtgørelsen 921/1996 § 3, stk. 3, skal dette ske efter anvisning fra Miljøstyrelsen, der for en række stoffer ikke har udarbejdet de relevante beregningsforudsætninger.

²⁸ Se FT 1990/91, tillæg A, sp. 1523 og sp. 1547. Se tillige Arealudvalgets betænkning, 1985, p. 58 f.

7. Fiskevandsdirektivets gennemførelse i udvalgte amters regionplaner

I meddelelsen til Kommissionen fra 1980 oplyste Miljøministeriet, at gennemførelsen af fiskevandsdirektivet vil ske via amternes regionplaner, men påpegede som nævnt ovf., at der kunne opstå problemer. Det er i dette lys interessant at undersøge, om amternes regionplaner faktisk gennemfører fiskevandsdirektivet, hvorfor jeg har valgt at undersøge regionplanen for 2001 i fire amter, nemlig Nordjyllands Amt, Fyns Amt, Vestsjællands Amt og Ribe Amt. Herudover har jeg fra konsulent Jens Kristian Nielsen modtaget forskelligt materiale fra Ringkøbing Amt.

7.1 Nordjyllands Amts regionplan

Regionplanen indeholder et afsnit om anvendelsesmål for vandløb, hvor det oplyses, at

“Basismålsætningerne B1, B2, B3 og B4 anvendes for de fleste vandløb. Ved fastsættelse er målsætning for det enkelte vandløb tages der udgangspunkt i vandløbstypen, som er et resultat af landskabsform, jordbund og afstrømningsforhold, tidligere reguleringer m.v.vandkvalitet i vandløb. De fleste af vandløbene er egnede som fiskevand og har fastsat en fiskevandsmålsætning”. (s. 212).

Yderligere oplyses, at

“Målsætningen for fiskebestandens størrelse beror på den tæthed i ørredbestanden, som kan indfinde sig i miljøvenlig vedligeholdte vandløb med god vandkvalitet. [...] For at en basismålsætning er opfyldt, må der højest ske en mindre påvirkning af det naturlige dyre- og planteliv i overensstemmelse med beskrivelserne af høj og god økologisk tilstand i EU’s vandrammedirektiv” (s. 213).

Som parametre for basismålsætningerne B1, B2 og B3 anføres 10 forskellige parametre, men i forhold til Miljøstyrelsens vejledning mangler parameter for klor, zink, olie, restvandføring og forureningsgrad.

Efter at have anført at vandløb uden fiskevandsinteresser er målsat med lempet målsætning omtales **“kvalitetsmål”**, der ifølge regionplanen

“bygger på en vurdering af vandløbene som levested for smådyrssamfund. For hovedparten af de nordjyske vandløb, som er omfattet af det regionale vandløbstilsyn, udtrykkes kvaliteten som forureningsgrad (saprobiesystemet). Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI) anvendes ved nationale overvågningsstationer samt ved punktkilder. [...] For at vurdere målopfyldelse er det for den enkelte undersøgelse nødvendigt at foretage en konkret vurdering af faunalisten ud fra erfaring for, hvilken faunasammensætning der indikerer en organisk belastning, og for hvorledes de fysiske forhold kan have indflydelse på faunasammensætningen. Forureningstilstanden angives som saprobiegrad, jf. Landbrugsministeriets vejledning fra 1970.” (s. 213).

Efterfølgende oplyses, hvad det ny DVFI, som blev introduceret med Miljøstyrelsens vejledning fra 1998, går ud på, mens fiskevandsdirektivet så vidt ses slet ikke nævnes.

Kommentar: Det fremgår af det anførte, at regionplanens mål for vandkvalitet er baseret på biologiske vurderinger - og ikke fysisk/kemiske prøver. I relation til udlægning og overvågning af fiskevand savnes overvejelser om overholdelse af fiskevandsdirektivets parametre. Kun en begrænset del af de i Miljøstyrelsens vejledning 1983/1 anførte parametre er nævnt, og det er uklart, om amtet faktisk måler, om disse parametre er opfyldt. Derimod fremgår det udtrykkeligt,

at amtet fortsat anvender Landbrugsministeriets vejledning fra 1970. Det kan supplerende anføres, at det af en nylig afsagt Vestre Landsretsdom udtrykkeligt fremgår, at Nordjyllands Amt alene foretager saprobiebedømmelser, og at "amtet holdt op med at tage kemiske prøver, fordi de ikke kunne bruges til noget fornuftigt".²⁹ Af vidneafhøringer i en straffesag af en af amtets medarbejder fremgår tillige, at "der var to begrundelser for at ophøre med kemiske målinger, dels at amtet havde opnået en sådan erfaring i bedømme dyrelivets sammensætning at man derigennem kunne sige, at der var den og den belastning, og dels ressourceforbruget."³⁰

7.2 Vestsjællands Amts regionplan

Regionplanen indeholder et afsnit om vandløb, hvor det oplyses, at målsætningerne for de enkelte vandløb skal opfyldes inden 2008, og at der til målsætningerne knytter sig kvalitetskrav og grænseværdier i henhold til vejledning i recipientkvalitetsplanlægning og EU's fiskevandsdirektiv (s. 95). I redegørelsen anføres uddybende (s. 219), at basismålsætningen har som mål, at vandløbene skal have et naturligt alsidigt dyre- og planteliv, men samtidigt fremgår, at denne basismålsætning er sammenfaldende med fiskevande, hvor der sondres mellem fire forskellige fiskevandsmålsætninger. Om opfyldelse af de hidtidige planer anføres, at amtet har ca. 700 målestationer, hvoraf kun ca. 40% i 1998/1999 opfyldte "målsætningens krav til faunaklasse. Herudover foretager amtet en biologisk bedømmelse." (s. 220).

I de vedlagte kortbilag oplyses supplerende:

"Målsætningerne kan groft opdeles i 3 hovedtyper: Skærpet målsætning: Her er der tale om særlig værdifulde vandløb med gode fysiske forhold og et interessant dyreliv, der i særlig grad fortjener beskyttelse. Basismålsætning: Her er der stadig tale om højt målsatte vandløb, der skal kunne rumme et alsidigt plante og dyreliv. F.eks. skal der i B1 og B2 målsatte vandløb kunne trives en vis ørredbestand, hvorfor der kræves rent vand og gode fysiske forhold. Lempet målsætning: I disse vandløb tillades en vis grad af påvirkning fra det omgivende samfund. Det kan være en påvirkning fra vandindvinding eller en mere hårdhændet grødeskæring af vandløb for at tilgodese landbrugets afvandringsbehov."

Kommentar: Uanset den indledende henvisning til fiskevandsdirektivet, viser det efterfølgende indhold, at vandkvalitet fastsættes og vurderes på grundlag af en fauna-bedømmelse, og fiskevandskvalitet opfattes i regionplanen som udtryk for, at en vis mængde fisk kan trives i vandløbet. Dette forklarer tillige, at amtets oplysninger om kontrol alene refererer til de faunaundersøgelser og biologisk kontrol, men intet oplyser om fysisk/kemiske undersøgelser.

7.3 Fyns Amts regionplan

Regionplanen indeholder et afsnit 7.3 om vandløb, søer og kystvande, hvori det bl.a. anføres (s. 223)

"at Fyns Amt anvender andre målsætningsbetegnelser for vandområderne end de, som er angivet i Miljøstyrelsens vejledning i recipientkvalitetsplanlægning (Vejledning nr. 1/1983 og 2/1983)."

Af regionplanens figur 7.3.1 (s. 224) fremgår, at Miljøstyrelsens kategorier B1 for gyde- og yngleopvækstområder for laksefisk og B2 laksefiskevand i Fyns Amt regionplan er erstattet af

²⁹ Vestre Landsrets dom af 9/2 2005, 10. afd. i B-0240-01.

³⁰ Vestre Landsrets dom af 6/11 2004, i ankesag S.-1169-99.

“gyde- og yngleopvækstområder for laksefisk”, hvormed amtet helt har opgivet regler for laksefiskevande. Yderligere fremgår, at karpefiskevand i Fyns Amts regionplan er erstattet af “fiskevand til lyst- og/eller fiskeri”.

Supplerende henvises til Miljøstyrelsens vejledning 1983/1, og det nævnes, at “*flere vandområder er internationalt udpeget som beskyttelsesområder eller ligger inden for sådanne områder. Det gælder de såkaldte Ramsar-områder, EF-fuglebeskyttelses-områder og EF-habitat-områder.*”

Ifølge regionplanen (s. 225) skal

“de fleste vandløb [...] være egnede som ‘fiskevand til lyst- og/eller fiskeri’ eller som ‘gyde- og yngleopvækstområder for laksefisk’. Det betyder, at vandløbene skal huse et naturligt og alsidigt plante- og dyreliv”.

Det oplyses (s. 226), at amtets årlige rapport om vandløbenes tilstand viser om målsætningerne er opfyldt, og at “*i 1999 havde 39% af de undersøgte stationer i vandløbene en tilfredsstillende miljøkvalitet, bedømt ud fra biologiske kriterier*”. En samlet status over 25 års indsats fremgår af rapporten “Fyns vandmiljø 2000”. Den omtalte rapport indeholder et særligt afsnit om vandløb, hvor det bl.a. anføres (s. 87):

“Faunaens sammensætning afhænger bl.a. af vandløbenes størrelse, strøm- og bundforhold samt af vandløbets indhold af iltforbrugende stoffer (BI₅) og giftstoffer. Smådyrene er derfor velegnede til at beskrive et vandløbs miljøtilstand”.

Kommentar: Regionplanen viser, at Fyns Amt ikke anvender vejledningens parametre og helt ser bort fra fiskevandsdirektivet. I stedet har amtet opstillet sine egne parametre for vandkvalitetsmål baseret på biologiske vurderinger - og ikke på fysiske/kemiske kriterier. Regionplanen er således et eksempel på, at hverken målsætning eller kontrol med vandkvalitet for Fyns Amts fiskevande er i overensstemmelse med fiskevandsdirektivet.

7.4 Ribe Amts regionplan

Regionplanen indeholder et afsnit om vandløb, hvor det indledningsvis oplyses, at der er fastsat kvalitetsmål for alle offentlige vandløb samt de private vandløb, der er omfattet af naturbeskyttelsesloven. Om målsætningerne oplyses (s.226), hvor store strækninger vandløb der er udlagt efter de forskellige målsætninger. Heraf fremgår på linie med Miljøstyrelsens vejledning, at der gælder en skærpet målsætning for særligt naturvidenskabelige interesseområder, og at der for hovedparten af de øvrige vandløb gælder en “basismålsætning”. Basismålsætningen omfatter Miljøstyrelsens kategorier B1 for gyde- og yngleopvækstområder for laksefisk, B2 for laksefiskevand, B3 karpefiskevande - og at der for samme kategorier er udlagt en del okkerholdige vandløb, som klassificeres som særskilte kategorier. Af skemaet i regionplanens s. 227 fremgår, at målsætningen for B1-B3 begrænser sig til en angivelse af faunaklasse efter Dansk Vand Fauna Indeks - idet der herudover blot er en bred henvisning til Miljøstyrelsens vejledning 1983/1 og EF-fiskevandsdirektivet efterfulgt af følgende forbehold:

“Det skal bemærkes, at Ribe Amt indtil videre kun har anvendt Dansk Vandløbs Fauna Index i forbindelse med de biologiske vandløbsbedømmelser omkring dambrugene og på de nationale overvågningsstationer.”

Kommentar: Regionplanen tyder på, at Ribe Amt alene anvender faunamål, og at henvisningen til vejledningen og fiskevandsdirektivet ikke spiller nogen rolle for vurdering og kontrollen med vandkvaliteten.

7.5 Ringkøbing Amt

For Ringkøbing Amt foreligger ikke alene regionplanen, men tillige det undersøgelsesmateriale fra perioden 1988-1991, som konsulent Jens Kristian Nielsen har indsamlet. Resultatet af Jens Kristian Niensens undersøgelser er sammenfattet i et notat, der er vedlagt nærværende responsum. Efter det foreliggende skete udpegningen af vandløb i 1985 uden forudgående analyser af vandkvalitet, uden undersøgelser af de økonomiske konsekvenser og uden afvejning. I det væsentlige baserede recipientkvalitetsmålene sig på den enkelte medarbejders skøn og "sunde fornuft" - uden der var nogen klar forventning om, at målene skulle opfyldes, eller hvordan det skulle ske. Amtets rapport fra 1991 om vandløb i opland til Stadil Fjord og Ringkøbing Fjord viser således, at kun 6% af vandløbene opfyldte de fastsatte kvalitetsmål. Bedømmelsen af vandkvaliteten skete efter saprobiemetoden suppleret af en pH-analyse - men uden, at rapportens forfattere ses at have overvejet de i fiskevandsdirektivet fastsatte krav til analysemetode.³¹

Ifølge Jens Kristian Nielsen er målsætninger revideret i 1993, 1997 og 2001, hvilket er sket på baggrund af statslige udmeldinger, nye undersøgelser og ny faglig viden. Det fremgår af amtets opgørelse over vandløbskvaliteten i 2001, at der er sket en betydelig forbedring i forhold til 1991 - men om dette skyldes nedjustering i målsætning, forbedret vandkvalitet eller en kombination er uklart.

I 2003 har Ringkøbing amt vedtaget et tillæg til regionplanen for vandområder. Det oplyses indledningsvis, at *målet* er at beskytte, bevare og genskabe naturgivne kvaliteter i vandområder. Til brug herfor er vandområderne er opdelt i tre overordnede målsætninger for vandkvalitet, nemlig skærpet målsætning, basismålsætning og lempet målsætning. Basismålsætningen er, at der er et alsidigt dyre- og planteliv, der ikke eller kun svagt er påvirket af menneskers påvirkning som f.eks. spildevand. For vandløb er indholdet i basismålsætning opdelt i syv kategorier: B0: uden fiskevandsinteresse; B1: for gyde- og yngleopvækstområder for laksefisk; B1(F): for gyde- og yngleopvækstområder for laksefisk påvirket af okker; B2: laksefiskevand, B2(F): laksefiskevand påvirket af okker; B3: karpefiskvande; B3(F) karpefiskvande påvirket af okker.

Om miljøtilstanden i vandløb oplyses side 21, at målsætningen er helt eller delvist opfyldt på 40% af de målsatte vandløbsstrækninger, ikke opfyldt på 37 og ikke vurderet på de resterende 23%. Sammenholdes med amtets egen opgørelse kan det konstateres, at målsætningen kun er fuldt opfyldt på lidt over 30% af de målsatte vandløb. Det oplyses, at for de 1.540 km. vandløb målsat som fiskevandløb er både kvalitet og fiskebestand undersøgt, og disse undersøgelser viser, at vandløbskvaliteten er opfyldt på over 50% af strækningerne, og at fiskebestandens tilstand er tilfredsstillende på 32% af strækningen. Den manglende opfyldelse skyldes bl.a. okker. Det er uklart, hvorledes vandkvaliteten faktisk er målt. På den ene side refereres s. 25 til Dansk Vand Fauna Indeks, men på den efterfølgende side er medtaget et skema, hvor tillige medtages temperatur, og en række kemiske parametre (opløst ilt, pH-værdi, jernforbindelser, organisk stof, kvælstof, klor, klorid og farveabsorbans). Supplerende omtales s. 30 og frem den biologiske bedømmelse og forholdet mellem de gamle målsætninger af Dansk Vand Fauna Indeks, som

³¹ Ringkøbing Amts rapport om vandløb i oplandene til Stadil Fjord og Ringkøbing Fjord, 1991, s. 2.

angives i forhold til de forskellige basismålsætninger. Sammenholdes det med amtets detaljerede oversigt over ca. 900 målinger, må det konstateres, at oversigten alene refererer til basismålsætningerne, hvormed det er uklart, om der er foretaget andet end en biologisk bedømmelse.

Kommentar: Regionplanen tyder på, at Ringkøbing Amt alene anvender faunamål, og at henvisningen til vejledningen og fiskevandsdirektivet ikke spiller nogen rolle for vurdering og kontrollen med vandkvaliteten.

7.6 Sammenfattende om amternes praksis

Undersøgelsen af de fire amters senest vedtagne regionplaner og gennemgang af materialet fra Ringkøbing Amt tyder på, at amternes vandrecipientplanlægning i forhold til vandløb i alt væsentlig har fokuseret på det faunabaserede forureningsindeks, og at amterne ikke i praksis har anvendt de parametre som fremgår af fiskevandsdirektivet.

Med det forbehold at undersøgelsen er begrænset til fem amter, bekræfter den de konklusioner, der fremgår af advokat Uffe Ballers vedlagte notat.

Forløbet i amternes kortlægning, fastsættelse af vandkvalitetsmål og kontrollen hermed kan herefter sammenfattende beskrives som følger.

Amternes kortlægning af vandløbenes vandkvalitet blev formentlig påbegyndt i begyndelsen af 1970'erne på grundlag af landbrugsministeriets bekendtgørelse og vejledning fra 1970. Dette betød, at kortlægningen var koncentreret om de særligt forurenende kilder, og at man baserede vurderingen på saprobiesystemet og dets fire forureningsklasser. Med miljøbeskyttelsesloven fra 1973 og lovændringen i 1975 blev kortlægningen udvidet til de samlede vandløb, men metoden blev bibeholdt, uanset den oprindeligt sigtede på spildevandsudledninger. Dette var formentlig baggrunden for, at der i amternes indberetninger fra 1970'erne optrådte en række forskellige typer fiskevande, som det fremgår af Miljøministeriets meddelelse til Kommissionen i 1980, idet fiskevande blev opfattet som udtryk for, hvor forskellige typer fisk kunne eller burde kunne trives, uden dette dog havde nogen formaliseret retsvirkning. Den manglende retsvirkning (hvor målene alene fremstod som gode hensigter) forklarer tillige, hvorfor et så stort antal vandløb blev udlagt som fiskevande. Efter lovændringen i 1982 og med baggrund i Miljøstyrelsens vejledning 1983/1 blev den oprindelige udlægning af fiskevande indføjet i regionplanerne, uden der så vidt vides skete nævneværdige ændringer eller overvejelser om betydningen af fiskevandsdirektivet. Den omstændighed, at miljøbeskyttelseslovens § 61e gjorde udlægningen bindende for regulering af udledning, ses ikke at være tillagt nævneværdig betydning. Dette skyldtes bl.a., at der heller ikke med regionplanerne i 1985 blev sat et endeligt åremål for, hvornår kvalitetskravene skulle være opfyldt, selv om sådanne frister efter motiverne til lovændringen i 1982 og vejledningen synes at være en gyldighedsbetingelse. Kvalitetsmålene fremstod som hensigter, og kontrollen med kvalitetsmålene begrænsede sig til det faunabaserede saprobiesystem, der i praksis afløste fiskevandsdirektivets parametre. Selv om der i løbet af 1980'erne og 1990'erne skete en forfinelse af den faunabaserede kvalitetsmåling fortsatte amterne i samme spor som de var begyndt. Når vandløbskvaliteten i løbet af perioden tydeligvis er blevet forbedret, kan det derfor næppe tilskrives amternes vandrecipientplanlægning og regulering, men må derimod tilskrives andre retlige indgreb over for de forskellige forureningskilder til vandmiljøet iværksat bl.a. på grundlag af de forskellige vandmiljøhandlingsplaner. Efter Miljøstyrelsen med vejledning 1998/5

ophævede Landbrugsministeriets vejledning fra 1970 er amterne begyndt at anvende Dansk Vandløbs Fauna Indeks til erstatning for saprobiesystemets fire forureningsklasser, omend der fortsat i Nordjyllands Amts regionplan fra 2001 henvises til Landbrugsministeriets vejledning.

Sammenholdt med udformningen af Miljøstyrelsens vejledning 1983/1 forekommer amternes forvaltning af opgaven forståelig, men det er lige så klart, at den er i modstrid med fiskevandsdirektivets krav til fastsættelse af vandkvalitet og den i direktivet krævede kontrol.

8. Anvendelse af fiskevandsdirektivet i dansk retspraksis

Fiskevandsdirektivet er kun i få tilfælde indgået i bedømmelsen af danske miljøsager.

8.1 Miljøklagenævnets praksis

Den så vidt ses første større sag, hvor direktivet blev påberåbt og fik betydning var Miljøklagenævnets afgørelse af 28. maj 1997 i sag om udledning af kølevand fra Fynsværket (trykt i MAD 1997.432). Direktivet var påberåbt af Dansk Sportsfiskerforbund, men var ignoreret af såvel Fyns Amt som Miljøstyrelsen. Derimod udtalte Miljøklagenævnet, at fiskevandsdirektivet må anses for bindende for meddelelse af udledningstilladelser, idet nævnet dog gik ud fra, at direktivet ikke udelukkede, at amtet fastsatte en ny og mere lempet målsætning for vandløbet.

Herudover indgik fiskevandsdirektivet i fire afgørelse fra Miljøklagenævnet af 20/11 2002 om udledningskrav fra forskellige rensningsanlæg, hvor nævnet i den første sag bl.a. udtalte:

“Nævnet er på denne baggrund enig med Miljøstyrelsen i, at Frederiksborg Amt må revurdere påbudet, såfremt det ved fornyede recipientvurderinger skulle vise sig, at målsætningen (fortsat) ikke er opfyldt. I denne forbindelse bør amtet først og fremmest vurdere kravværdierne til de ovenfor nævnte parametre (BI_5 , NH_3+NH_4-N , temperatur og ilt) og i forbindelse hermed tage stilling til, hvorvidt disse skal suppleres med absolutkrav eller om allerede fastsatte absolutkrav skal ændres. Særligt for så vidt angår temperatur- og iltkravene bør amtet herunder være opmærksom på de krav, der er fastsat for disse parametre i Fiskevandsdirektivet, jf. direktiv 78/659, bilag I.”³²

De tre øvrige afgørelser om Nr. Herlev Renseanlæg, Gadevang Renseanlæg og Hillerød Centralrenseanlæg gentager samme udsagn, hvilket understreger, at Miljøklagenævnet anser de i fiskevandsdirektivet anvendte parametre og målemetoder for bindende i relation til udlederkrav.

Samme bindende retsvirkning af fiskevandsdirektivets parameter fremgår af Miljøklagenævnets afgørelse om Buderup Dambrug af 6/2 2001, hvor nævnet bl.a. udtalte:

“Nævnet skal vedrørende iltkravet bemærke, at den lange opholdstid i dambruget om sommeren øger temperaturen væsentligt, hvilket i sig selv sænker iltindholdet i vandet ved fast iltprocent. Om iltmingskravet er tilstrækkeligt til, at de vejledende og bindende grænseværdier, der er indeholdt i fiskevandsdirektivet og Miljøstyrelsens vejledning nr. 1/1983 om recipientkvalitets planlægning for vandløb og søer, overholdes således at dambruget ikke er medvirkende årsag til en forringelse af iltforholdene i åen, bør undersøges af Nordjyllands Amt i den kommende 4-års periode.”

Konsekvensen heraf i forhold til regionplanerne er dog noget uklar, idet Miljøklagenævnet i to afgørelser om vandindvinding blot synes lægge til grund, at det pågældende vandområde i “recipientkvalitetsplanen var målsat højere end eller lig med fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri”.³³ Nævnet forholder sig dermed ikke til, om det i forhold til fiskevandsdirektivet er muligt at erstatte direktivets mål og parametre med et andet mål og andre parametre.

³² Miljøklagenævnets afgørelse vedrørende Hammersholt Renseanlæg, j. nr. 12-24.

³³ Miljøklagenævnets afgørelse af 25/9 1998 og afgørelse af 14/7 1999.

Tilsvarende tillagde Miljøklagenævnet i en sag om genoptagelse af miljøgodkendelse af Skærdal Dambrug det ikke betydning, at recipienten, der i regionplanen var udlagt som laksefiskevand, var målsat efter Dansk Vandløbs Fauna Indeks,³⁴ og altså uden de i direktivet anvendte parametre. Begæringen om genoptagelse var begrundet i uenighed med de af amtet foretagne faunaundersøgelser af vandløbets kvalitet, hvor det dog alene var kvaliteten og ikke legaliteten, der var omtvistet. Det sidste kan betyde, at nævnet ikke overvejede spørgsmålet. En vidneafhøring af en af Miljøklagenævnets ankechefer i en straffesag mod et dambrug bekræfter, at Miljøklagenævnet i praksis har set bort fra fiskevandsdirektivets parametre og kravet om kemiske målinger i landbrugsministeriets vejledning. Ankechefen udtalte således, at Miljøklagenævnet fra “starten af 1980'erne har fundet det forsvarligt at tilrettelægge [vandrecipientkvalitetskontrollen] således, at saprobieundersøgelser var grundlaget for administrationen og man har set bort fra de andre metoder nævnt i vejledningen [landbrugsministeriets fra 1970]”.³⁵

8.2 Domstolssager

Der foreligger ingen dansk dom, der tager stilling til, om den danske recipientkvalitetsplanlægning er i overensstemmelse med fiskevandsdirektivet. Så vidt ses er direktivet kun blevet påberåbt i fire sager for danske domstole. Den første sag var om udsættelse af bæver, hvor Dansk Sportsfiskerforbund påstod, at udsættelsen bl.a. var i strid med fiskevandsdirektivet. Landsretten fandt udsættelsen i strid med EU's direktiv 92/43 om beskyttelse af vilde dyr og planter og deres naturlige levesteder (habitatdirektivet), men fandt ikke, at fiskevandsdirektivet var overtrådt. Dommen er trykt i UfR 2004.622 V. Den anden dom blev afsagt den 9/2 2005 og angik et dambrug, som i sag mod amt påstod fastlæggelse af foderkvoter på grundlag af saprobiesystemet ugyldig med henvisning til fiskevandsdirektivet og krævede erstatning fra amtet. Landsretten afviste imidlertid, at amtet var rette sagsøgte, da Miljøklagenævnet var bekendt med, at amtet ikke havde foretaget kemiske målinger og havde foretaget fuld prøvelse af, om saprobiesystemet var fagligt forsvarligt.³⁶ Dommen indeholder derfor ingen stilling til fiskevandsdirektivet, og de faglige vurderinger af saprobiesystemets anvendelse og pålidelighed, der fremgår af dommen, er omtalt forskellige steder ovenfor.

De to sidste domme var straffesager mod dambrug. I den første sag gjorde tiltalte indsigelse mod beregningsgrundlaget for de i miljøgodkendelsen tildelte foderkvoter, som var fastsat ved Miljøklagenævnets afgørelse i 1992. Tiltalte henviste til, at undersøgelser af vandkvaliteten ikke var sket efter reglerne i Miljøstyrelsens vejledning 1983/1 og fiskevandsdirektivet. Byretten afviste indsigelsen med, at amtet ikke havde tilsidesat de i vejledningen fastsatte retningslinier for saprobiebedømmelse, hvorfor der ikke var grundlag for at antage, at amtets eller klageinstansernes afgørelser var ugyldige eller behæftet med en sådan usikkerhed, at de ikke kunne lægges til grund for vurderingen af, om tiltalte havde handlet strafbart. Landsretten lagde omvendt til grund, at amtets undersøgelser ikke havde fulgt vejledningen, men fandt ikke, at dette gjorde afgørelserne ugyldige, da der alene var tale om vejledninger. Den omstændighed at vejledningen byggede på fiskevandsdirektivet kunne ifølge landsretten ikke føre til, at myndighederne var afskåret fra at skride ind over for en forurenende virksomhed, hvor

³⁴ Miljøklagenævnets afgørelse af 15/9 2003, j. nr. 13/162-67.

³⁵ Vestre Landsrets dom af 6/11 2003 i ankesag S-1169-99.

³⁶ Vestre Landsrets dom af 9/2 2005, 10. afd. i B-0240-01.

forureningen var konstateret ved den af amtet anvendte metode. Tiltalte blev herefter idømt en bøde på 534.000 kr. og konfiskation af en anslået fortjeneste på 2,2 mio. kr., idet retten lagde til grund, at overtrædelsen havde betydet skade på miljøet eller fare herfor.³⁷

Den anden straffesag svarede på dette punkt til den første straffesag, og her henholdt byretten sig til landsrettens dom, idet den supplerende udtalte, at “der ikke er fremsat begæring om forelæggelse af spørgsmål for EF-domstolen”, hvilket kunne tyde på, at byretten var i tvivl om landsrettens vurdering var i overensstemmelse med byrettens.³⁸

8.3 Kommentar til landsrettens straffedom

Denne tvivl forekommer forståelig, når det supplerende må lægges til grund, at Danmark ikke korrekt har gennemført fiskevandsdirektivet, og at fiskevandsdirektivet må anses for direkte bindende for amtet som recipientkvalitetsmyndighed. Dette bliver endnu tydeligere, når landsrettens ræsonnement sammenholdes med tiltaltes to anbringender. Det ene var, at en anvendelsen af saprobiemetoden som grundlag for vurdering af vandkvalitet er i modstrid med fiskevandsdirektivet. Det andet var, at undersøgelsesmetoden var i modstrid med Landbrugsministeriets vejledning fra 1970 og med Miljøstyrelsens vejledning fra 1983, hvor den sidste implementerer fiskevandsdirektivet, og hvorved tiltalte tillige henviste til Højesterets dom i UfR 2000.1380 H vedrørende støjvejledningen. Landsretten afviste det første anbringende med, at fiskevandsdirektivet “ efter formål og ordlyd ikke indebærer, at myndighederne er afskåret fra at skride ind over for en forurenende virksomhed, hvor forureningen er konstateres efter saprobiemetoden”. Det andet anbringende blev afvist af landsretten med, at vejledningerne alene er vejledende og “ ikke er til hinder for, at der træffes forholdsregler over for en forurenende virksomhed alene på grundlag af en biologisk bedømmelse af et vandløbs forureningsgrad”.

Landsrettens dom forudsætter således, at hvis de påbudte foderkvoter er sket på et fejlagtigt grundlag, må påbuddet tilsidesættes som ugyldigt. Denne udlægning forekommer i overensstemmelse med Miljøklagenævnets praksis, jf. nævnets afgørelse i KFE 1993.283, der netop angik dokumentation for forureningspåvirkning ved tildeling af foderkvoter, hvor nævnet stadfæstede en forhøjelse af foderkvoten med følgende begrundelse:

“ Der foreligger imidlertid ingen dokumentation for, at produktionen er foregået uden påvirkning af vandløbets målsatte forureningstilstand, idet Ringkjøbing Amtskommune ikke i 1986-88 har gennemført forureningsgradsbedømmelser ved dambruget. Nævnet finder det beklageligt, at Ringkjøbing Amtskommune ikke har foretaget forureningsgradsbedømmelser i den periode, der er relevant for dambrugsbekendtgørelsens administration. De manglende forureningsgradsbedømmelser indebærer, at der ikke foreligger den dokumentation, der er nødvendig for at bedømme, om bestemmelsen i dambrugsbekendtgørelsens bilag 1, punkt 2, sidste afsnit, kan anvendes på Herborg Dambrugs forhold. Nævnet finder dog ikke, at den manglende dokumentation kan komme Herborg Dambrug til skade.”

Når landsretten afviste, at der i straffesagen var grundlag for at underkende grundlaget for tildeling af foderkvoter, skyldes det formentlig tiltro til, at der var taget højde herfor i den

³⁷ Vestre Landsrets dom af 6/11 2003 i ankesag S-1169-99.

³⁸ Retten i Hobro, dom af 29/11, 2004 i SS 23/00. Dommen er anket.

afgørelse, som Miljøklagenævnet tog i 1992 vedrørende dambruget. Herved overses imidlertid, at der ikke er grund til at antage, at Miljøklagenævnet i 1992 overvejede fiskevandsdirektivet og dets eventuelle betydning for beregning af forureningspåvirkning ved tildeling af foderkvoter. Denne antagelse er begrundet med, at fiskevandsdirektivet først synes tillagt større betydning i nævnet senere i 1990'erne, jf. den ovf. omtalte afgørelse om Fynsværket.

Spørgsmålet er herefter, om der efter EU-retten er pligt til at anvende fiskevandsdirektivets parametre ved fastsættelse af forureningsbegrænsningskrav til virksomheden. Som det er fremgået af de ovf. omtalte nyere afgørelser fra Miljøklagenævnet, anser nævnet i den nyere praksis, at dette må besvares bekræftende. Dette har tillige indflydelse på bedømmelse af det andet anbringende om vejledningens retlige bindinger. Ganske vist antages det almindeligvis, at en vejledning undtagelsesvis kan fraviges, når der foreligger særlige grunde - forudsat der gives en begrundelse. Men dette gælder ikke, hvis vejledningen gennemfører EU-direktiver, idet vejledningen så netop skal sikre overensstemmelse mellem EU-retten og den nationale rets anvendelse, hvormed direktivers bindende virkning for myndigheder uden videre finder anvendelse.

Sammenholdes med motiverne til lovændringen i 1982 fremgår det, at de ændrede regler om recipientkvalitetsplanlægning skulle sikre, at udledningstilladelser skulle sikre overholdelse af EU' s vandkvalitetsdirektiver med udtrykkelig fremhævelse af fiskevandsdirektivet.

Disse omstændigheder medfører imidlertid ikke automatisk, at amtet var afskåret fra at stille skærpede vilkår for forureningen fra dambrug. Denne adgang beror på svaret på to andre præjudicielle spørgsmål. Det ene er, om der i den daværende miljøbeskyttelseslov var hjemmel til at stille krav til foderkvoter på grundlag af en visuel biologisk bedømmelse af de berørte vandløbs forureningsgrad, selv om der ikke kunne påvises en faktisk forøget forurening ved godkendelsen af større foderkvoter. Det andet spørgsmål er, om fiskevandsdirektivet har nogen betydning for besvarelsen af det første spørgsmål.

Svaret på det første spørgsmål er efter min opfattelse, at der næppe i den daværende miljøbeskyttelseslov var hjemmel til i miljøgodkendelser at fastsætte foderkvoter, hvis der ikke var sandsynliggjort en øget forureningspåvirkning. Denne antagelse støtter jeg på, at der var tale om bestående dambrug, hvorfor miljøgodkendelsen må ses i lyset af det samlede forureningsbegrænsende tiltag. Den omstændighed, at der med dambrugsbekendtgørelsen blev etableret et lovgrundlag for tildeling af foderkvoter indebærer ikke, at der forud for denne generelle regulering kunne pålægges tilsvarende begrænsninger i miljøgodkendelser uafhængigt af forureningsforholdene. Det er således ikke principielt udelukket, at det tilledte vand til dambruget er renere, når det forlader dambruget i kraft af nyere rensningsteknologi. Er dette tilfældet, giver det ikke i forhold til forureningsproblemerne mening at stille krav om lave foderkvoter, da dambruget i så fald virker som en rensnings- frem for som en forureningsmekanisme. Disse overvejelser peger på, at så længe foderkvoter alene kunne reguleres ved miljøgodkendelser, må kravene til dokumentation for forureningspåvirkning være større end efter dambrugsbekendtgørelsen.

Ved bedømmelsen af amtets oplysningspligt af sagen, kan amtets manglende kemiske målinger næppe begrundes med økonomiske hensyn, da amtet uafhængigt af dambrugets miljøgodkendelse i forvejen var forpligtet til at foretage de kemiske undersøgelser regelmæssigt efter

fiskevandsdirektivet. Så vidt jeg forstår, angik den omtvistede målemetode i straffesagerne iltindholdet, hvor der ifølge fiskevandsdirektivet er krav om minimum 11 prøver om året. Havde amtet overholdt sine forpligtelser efter fiskevandsdirektivet, ville der have været fornødent oplysningsgrundlag af sagen. Den omstændighed, at en enkelt ansat biolog i amtet har en anden opfattelse af, hvilke prøver der er tilstrækkelige, kan ikke fritage amtet fra sine forpligtelser efter EU-retten. Dette forhold peger på, at de påbudte produktionslofter hvilede på et utilstrækkeligt oplyst grundlag, som alene skyldtes, at amtet ikke opfyldte sine forpligtelser efter EU-retten, hvorfor eventuelle økonomiske prioriteringer ikke kan tillægges betydning. Det følger af det anførte, at fiskevandsdirektivet må tillægges betydning i relation til myndighedens oplysningspligt af sagen.

Spørgsmålet er herefter, om fiskevandsdirektivet ud over oplysningspligten selvstændigt påvirker en myndigheds adgang til at kræve forureningsbegrænsning, idet fiskevandsdirektivets artikel 9 giver medlemsstaterne mulighed for at fastsætte strengere værdier for de udpegede vandområder og fastsætte supplerende parametre. Problemet er, at saprobiemetoden ikke var et supplement til direktivet, men i praksis har erstattet direktivets parametre og målemetoder for vandkvalitet. Det er i dette lys tvivlsomt, om myndighederne kan påberåbe sig minimumsklausulen, da denne forudsætter, at direktivet i øvrigt er overholdt. Dette synspunkt bygger dels på, at EF-domstolen i *van den Burg* (sag 169/89) udlagde en minimumsklausul således, at der var tale om udtømmende harmonisering, hvormed artikel 9 kun finder anvendelse, når betingelserne i denne bestemmelse er opfyldt. En sådan udlægning har delvis støtte i traktatbrudssagen mod Tyskland (C-298/95), hvor EF-domstolen udtalte, at de generelle tyske programmer for reduktion af forureningen i vandområder med spildevand ikke nødvendigvis svarer til den mere specifikke målsætning i direktiv 78/659.

Endelig er der anledning til at gøre nogle bemærkninger til strafudmålingen. Landsretten lagde til grund, at overtrædelsen har betydet “ skade på miljøet eller fare herfor”, hvilket var bestemmende for anvendelse af det forhøjede straffniveau. Dette må sammenholdes med, at myndighederne havde tilsidesat de i fiskevandsdirektivet fastsatte krav til at foretage målinger, både hvad angik antallet af prøver og analysemetoder. Dette tyder på, at betingelserne for at bringe de skærpede omstændigheder for strafudmåling i anvendelse ikke er opfyldt.

8.4 Sammenfattende om retspraksis

Den beskudne praksis om anvendelse af fiskevandsdirektivet tyder på, at direktivet først blev “ opdaget” i slutningen af 1990'erne. Herefter har Miljøklagenævnet fulgt den praksis, at direktivets parametre er bindende, uden nævnet dog eksplicit har forholdt sig til kontrolmetoder eller i øvrigt underkendt gyldigheden af faunabedømmelser på grundlag af saprobiemetoden eller det senere Dansk Vandløbs Fauna Indeks.

Af de fire domme, hvor fiskevandsdirektivet ses indgået i det retlige bedømmelsesgrundlag, er det primært de to straffesager, hvor domstolene har overvejet direktivets betydning nærmere. I landsretsdommen fra 2003 afviste retten, at myndighedernes manglende overholdelse af fiskevandsdirektivet kunne afskære myndigheden fra at stille krav til en udleder - men uden at landsretten tilsyneladende var opmærksom på sammenhængen mellem måling af vandkvalitet og udlederkrav eller direktivets direkte virkning sammenholdt med de betydelige mangler ved den danske gennemførelse. En afklaring heraf vil dog kræve en præjudiciel forelæggelse for EF-domstolen, som antydet i den senere byretsdom.

9. Korrespondance mellem Kommissionen og miljøministeriet

Dansk Landbrugsrådgivning søgte den 12. november 2004 om aktindsigt i miljøministeriets korrespondance med EU-Kommissionen om den danske gennemførelse af fiskevandsdirektivet. Skov- og Naturstyrelsen har besvaret henvendelsen den 25. januar 2005 med fremsendelse af diverse akter, idet styrelsen dog har understreget, at der mangler akter for perioden før 1987. Til brug for nærværende udredning har jeg modtaget kopi af de akter, Dansk Landbrugsrådgivning har modtaget. Nedenfor gives først en oversigt over de modtagne dokumenter og deres indhold. Herefter følger en vurdering af de akter, der påkalder sig særlig interesse og afslutningsvis gives en sammenfattende vurdering af de informationer, som fra dansk side er tilgået Kommissionen.

9.1 Oversigt over modtagne akter

Nedenstående kronologiske oversigt over modtagne dokumenter er angivet ud over dato, afsender (DK= den danske miljøministerium og EU=EU-Kommissionen) og kort angivelse af indhold. Samtidigt er anført korrespondance, som ikke er modtaget, men som er nævnt i andre dokumenter - hvilket er markeret med en * i venstre margin.

DK: 17/10 1979: Danmark gør Kommissionen opmærksom på, at der er problemer med at
* gennemføre fiskevandsdirektivet - *skrivelsen er ikke modtaget.*

EU: 27/12 1979: Præciserer at pligt til udpegning af vandområder efter fiskevandsdirektivet skal ske inden juli 1980.

EU: 23/4 1980: Rykker for oplysning om dansk gennemførelse.

DK: 3/7 1980: Underretning om dansk gennemførelse (refereret ovf. i afsnit 3.3).

DK: 26/2 1986: Underretning om den danske gennemførelse i regionplanerne - *dokumentet er ikke
* modtaget*, men omtales i skrivelse af 8/8 1991.

..... (frem til 1987 kan der mangle dokumenter ifølge Skov- og Naturstyrelsen)

EU: 24/4 1989: Henleder opmærksomheden på, at EF-domstolen i sag 322/86 har fastslået, at medlemsstaterne efter fiskevandsdirektivet og skaldyrvandedirektivet er forpligtet til at udpege områder efter "kriterierne og procedurerne for udpegning" i de to direktiver og at underrette Kommissionen.

EU: 26/5 1989: Indkaldelse af møde med nationale eksperter til 13. juni 1989.

DK: 22/6 1989: Miljøstyrelsen gør Kommissionen opmærksom på, at udpegning af fiskevandsområder og skalddyrvande efter de danske regler "er en amtskommunal opgave, hvor udpegningen får *bindende karakter* ved optagelse og godkendelse af recipientkvalitetsplanernes målsætninger i de amtskommunale regionalplaner". Uddybende anføres: "*det fremgår af de nu godkendte regionplaner, at størstedelen af danske ferskvands- og kystvandsområder er udlagt med målsætninger, der er baseret på kvalitetskravene i de to direktiver*", og at "*de to direktivers kvalitetskrav og tilknyttede bestemmelser om kontrol [er] indbygget i Miljøstyrelsens vejledninger i recipientkvalitetsplanlægning*". Endelig oplyses, at "*oversigt over prøvetagningssteder og parametre fremgår af de amtskommunale programmer, som ikke er sammenfattet i en landsdækkende oversigt.*"

- EU: 15/12 1989: Med henblik på kommende rapport om den nationale gennemførelse af fiskevandsdirektivet og for at sikre ensartede oplysninger beder Kommissionen om, at de nationale rapporter indeholder flg. bestemte oplysninger: a) liste over udpegede vandområder; b) *“prøveudtagningshyppigheden for hvert prøveudtagningssted”*; c) *“de målte parametre og bestemmelser om fastsættelse af nye parametre”*; d) undtagelse fra de bindende værdier; e) resumé over programmer til mindskelse af forurening.
- DK: 3/7 1992: Meddelelse til Kommissionen om, at Danmark i 1986 har fremsendt redegørelse for gennemførelse af fiskevandsdirektivet - **ikke modtaget**.
*
- EU: 8/8 1991: Beder om supplerende oplysninger om fiskevandsdirektivets gennemførelse i Danmark med henvisning til et brev fra DK fra 3/7 1990, hvori anføres, at Kommissionen i et brev fra DK af 26/2 1986 skulle have modtaget regionplanerne, idet disse er bortkommet (de to omtalte breve er ikke blandt de modtagne akter).
- DK: 11/10 1991: Orienterer om indhold i regionplanerne fra 1985, og det anføres bl.a., disse planer inkluderer: *“conditions for the actions to be taken to fulfil the quality objectives, estimates of the costs combined with the implementation of actions and timetables for the implementation of actions”*. Supplerende henvises til forskellige publikationer og studier fra Miljøstyrelsen.
- EU: 6/2 1992: Beklager at informationer fra Danmark om gennemførelse af fiskevands-direktivet er bortkommet, hvorfor man beder om at få informationerne på ny.
- DK: (udateret) Svar på EU's skrivelse af 6/2 1992, hvor det oplyses, at man ikke kan fremskaffe det tidligere fremsendte materiale - men i øvrigt henholder sig til Miljøstyrelsens vejledning om recipientkvalitetsplanlægning fra 1983.
- EU: 3/8 1992: Redegør for medlemsstaternes forpligtelser efter fiskevandsdirektivet og anmoder om ministeriets kommentarer til de oplysninger, som Kommissionen har registreret vedrørende den danske implementering. Kommissionen redegør for vigtigheden af, at direktivets parametre kontrolleres. Om den danske gennemførelse anføres de love, som Kommissionen har registreret, og at Danmark har udpeget 21.000 km. vandløb som omfattet af fiskevands-direktivet. Om referenceværdier anføres: *“Direktivet indeholder bestemmelse om, at medlemsstaterne skal fastsætte værdier for en række fysisk-kemiske parametre for de udpegede vandområder. **Danmark har ikke fastsat disse værdier.** Miljøstyrelsen [...] har dog udarbejdet et system med kvalitetsmålsætninger for kystvandsområderne. For vandløbene fordeler disse målsætninger sig i tre niveauer med stadig mindre krav.”*
- DK: 29/10 1992: Miljøstyrelsens kommentarer til Kommissionens vurdering, hvor det i relation til love og administrative bestemmelser anføres, at *“de regionale myndigheder ifølge miljøbeskyttelsesloven har været pålagt en forpligtelse til at gennemføre en planlægning af vandområdernes kvalitet, herunder at udpege og fastsætte målsætninger for vandområderne samt udarbejde **handlingsplaner med tidsfrister til opfyldelse af målsætningerne**”*. I forhold til Kommissionens bemærkning om referenceværdier anføres: *“**Det er ikke korrekt, at Danmark ikke har fastsat kvalitetskrav for fysisk-kemiske parametre tilknyttet vandområder, der skal opfylde fiskevandskvalitet**”*.
- DK 27/11 1992: Følgeskrivelse til Miljøstyrelsens kommentar, hvori supplerende anføres, at hvad

angår fiskevandsdirektivet “forventer den danske regering, at de regler, som for tiden er under udarbejdelse til sikring af kvalitetsmålsætningerne forbliver i overensstemmelse med kravene i direktivet”.

- EU: 13/9 1993: Report on the protection and management of freshwater resources in Europe
- DK: 12/6 1997: Foreløbigt svar til den danske afrapportering til Kommissionen i henhold til direktiv 91/692 om gennemførelse af bl.a. fiskevandsdirektivet i 1996, hvori varsles, at datamateriale vil blive fremsendt senere.
- DK: 27/6 1997: Den danske afrapportering til Kommissionen i henhold til direktiv 91/692 om gennemførelse af forskellige vanddirektiver (herunder fiskevandsdirektivet). Af rapporten fremgår, at miljøministeriet **ikke kan besvare**, antallet og størrelsen af udpegede vandområder omfattet af fiskevandsdirektivet, og heller ikke kan besvare, om vandkvaliteten er i overensstemmelse med direktivet. Til spørgsmålet om, hvorvidt fiskevandsdirektivet er gennemført i dansk lovgivning, er det danske svar: “delvist”. Vedrørende **parametre** har ministeriet svaret, at der er fastsat bindende G-værdier for 11 af fiskevandsdirektivets parametre. Til skemaet om **kontrol** med direktivets fysisk-kemiske parametre, svarer miljøministeriet, at i vandløb er fem af parametrene kontrolleret, nemlig: (3) pH-værdi; (4) opslemmede stoffer; (5) indholdet af opløst ilt for at måle organisk belastning; (6) fosfor; og (11) ammonium. Ifølge skemaet er forureningsgrad kontrolleret som et yderligere fastsat parameter.
- DK: 14/7 1997: Den endelige danske rapport om gennemførelse af fiskevandsdirektivet, hvori er vedlagt datamateriale, men uændret besvarelse af Kommissionens spørgsmål.
- EU: 24/10 1997: Bemærkning om at den endelige danske rapport er kommet for sent.
- EU: 12/6 1998: Kommissionens indkaldelse af rapport for 1998.
- DK: 7/10 1999: Den danske afrapportering til Kommissionen i henhold til direktiv 91/692 om gennemførelse af de forskellige vanddirektiver (herunder fiskevandsdirektivet) for 1998. Den overvejende del af rapporten angår direktiv 76/464, men om fiskevandsdirektivet anføres, at materialet baserer sig på det nationale overvågningsprogram som for 1998 omfattede 440 vandløbsstationer, hvor der to gange årligt er foretaget en biologisk bedømmelse af vandkvaliteten. Det oplyses, at Danmark har udpeget 9654 vandløbsstrækninger på i alt 17.238 km. som omfattet af fiskevandsdirektivet, men ministeriets svar til, om vandløbs-kvaliteten er i overensstemmelse med direktivets krav, er: “kan ikke oplyses”, og om gennemførelse af direktivet i national ret svares: “delvist”. Vedrørende **parametre** anfører ministeriet, at der er fastsat bindende G-værdier for 11 af fiskevandsdirektivets parametre, men med følgende fodnote: “Opfyldelse af fiskevandsmålsætningerne i vandløb forudsætter en vandløbskvalitet svarende til faunaklasse 5 eller højere bedømt efter Dansk Vandløbsfaunaindeks”. Til et uddybende spørgsmål om **overensstemmelse** svarer ministeriet: “oplysninger om vandløb omfattet af det nationale overvågningsprogram fremgår af bilag 3(1996), bilag 4(1997) og bilag 5(1998). Der foreligger ikke oplysninger om øvrige vandløb.” Vedrørende **parametre** anfører ministeriet, at “vandløbenes overensstemmelse generelt er **kontrolleret** ved biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet under anvendelse af Dansk Vandløbsfaunaindeks” - men besvarer spørgsmålene om begrundelser “for manglende overholdelse [..], for undtagelser og [..] om forudsatte forholdsregler i forbedringsplaner” med: “kan ikke oplyses”.

9.2 Sammenfatning af forløbet

Forløbet i korrespondancen mellem Kommissionen og miljøministeriet kan på grundlag af de foreliggende akter kort sammenfattes således. I 1979 blev miljøministeriet opmærksom på problemer med at gennemføre fiskevandsdirektivet, hvilket gav anledning til en skriftveksling, hvor Kommissionen fastholdt, at Danmark var forpligtet til at gennemføre direktivet. I 1980 meddelte Danmark, at direktivet foreløbig er gennemført, men af meddelelsen fremgår, at en korrekt udpegning først vil ske i 1985. I 1986 meddelte Danmark, hvordan fiskevandsdirektivet er gennemført i regionplanerne, men indholdet i denne meddelelse er forlist hos Kommissionen og foreligger ifølge miljøministeriet heller ikke i Danmark.

I 1989 påbegyndte Kommissionen en undersøgelse af, hvordan fiskevandsdirektivet er gennemført i de enkelte medlemsstater og understreger i den forbindelse vigtigheden af kontrol med direktivets parametre. I forhold til Danmark er tidligere meddelelser tilsyneladende gået tabt i Kommissionen, og Danmark oplyser i 1990 og 1991, at disse ikke kan rekonstrueres. Af Kommissionens udkast til beskrivelse af den danske gennemførelse fra 1992 fremgår dog, at Kommissionen må have fået meddelelse om lovændringen i 1982 samt yderligere oplysninger efterfølgende, som dog ikke fremgår af de modtagne akter. Af korrespondancen fra 1992 fremgår, at Kommissionen ikke mente, at Danmark havde gennemført fiskevandsdirektivets parametre korrekt, hvilket blev bestridt fra dansk side.

I den danske afrapportering fra 1997 om gennemførelse af fiskevandsdirektivet fremgår, at fiskevandsdirektivet kun er gennemført "delvist" i dansk ret, at der mangler overblik over, hvor mange vandløb som opfylder fiskevandsdirektivets kvalitetskrav. Besvarelsen af Kommissionens spørgeskema giver indtryk af, at Danmark anvender og kontrollerer 11 af fiskevandsdirektivets parametre, hvilket bestyrkes af, at de vedlagte omfattende oversigter over målinger af de enkelte vandløb som parameter angiver "I" eller "G" - dvs. fiskevandsdirektivets betegnelser for de bindende henholdsvis vejledende grænseværdier. Herudover hævder miljøministeriet i rapporten, at der i danske vandløb kontrolleres fem af fiskevandsdirektivets fysiske-kemiske parametre, nemlig: (3) pH-værdi; (4) opslemmede stoffer; (5) biokemisk iltforbrug; (6) fosfor; og (11) ammonium.

Den danske afrapportering fra 1999 om gennemførelse af fiskevandsdirektivet er i relation til spørgeskemaet stort set sammenfaldende med svaret fra 1997. Det fremgår, at fiskevandsdirektivet kun er gennemført i "delvist" i dansk ret, at der mangler overblik over, hvor mange vandløb som opfylder fiskevandsdirektivets kvalitetskrav, og besvarelsen af Kommissionens spørgeskema giver indtryk af, at Danmark anvender og kontrollerer 11 af fiskevandsdirektivets parametre. Derimod adskiller de vedlagte oversigter over målinger af de enkelte vandløb sig ved, at angive parametrene B, B1, B2 og B3, dvs. de betegnelser som anvendes i regionplanerne med reference til saprobiesystemet henholdsvis Dansk Vandløbsfaunaindeks.

Det må noteres, at de modtagne akter viser, at skriftvekslingen mellem Kommissionen og miljøministeriet vedrørende fiskevandsdirektivet omfatter yderligere dokumenter også efter 1987, jf. Kommissionens skrivelse af 27. december 1979 og af 8. august 1991.

9.3 Uddybende belysning af korrespondancen i 1992

Korrespondancen mellem Kommissionen og miljøministeriet i 1992 påkalder sig særlig interesse, fordi det er det eneste tidspunkt, hvor Kommissionen ses at stille nærgående spørgsmål

ved den danske gennemførelse af fiskevandsdirektivet. Det er følgelig af interesse, på hvilket oplysningsgrundlag Kommissionen tilsyneladende opgav at forfølge sagen yderligere.

9.3.1 Den formelle implementering af fiskevandsdirektivet

I Kommissionens skrivelse af 3/8 1992 anfører Kommissionen om den danske gennemførelse af fiskevandsdirektivet i "1. love og administrative bestemmelser":

- * Lov nr. 373 af 13/6 1973 om miljøbeskyttelse
- * Cirkulære nr. 92/1974 om spildevand
- * Lovbekendtgørelse 95/1980 om lands- og regionplanlægning
- * Miljøbeskyttelsesloven - december 1982
- * Miljøstyrelsens vejledning i recipientkvalitetsplanlægning 1/1983
- * Cirkulære af 10. oktober 1984 om recipientkvalitetsplanlægning

Meningen med denne del af forespørgslen er naturligvis at sikre, at Kommissionen har de korrekte oplysninger om den danske implementering. Miljøstyrelsens svar i notat af 29. oktober 1992 er imidlertid følgende - gengivet i sin helhed:

"ad.1: Love og administrative bestemmelser

Det bør til de refererede love og administrative bestemmelser bemærkes:

- *at de regionale myndigheder ifølge miljøbeskyttelsesloven har været pålagt en forpligtelse til at gennemføre en planlægning af vandområdernes kvalitet, herunder at udpege og fastsætte målsætninger for vandområderne samt udarbejde handlingsplaner med tidsfrister for opfyldelse af målsætningerne*
- *at Miljøstyrelsen har udarbejdet vejledninger, som fastlægger efter hvilke principper udpegningen af vandområder og fastsættelse af områdernes målsætninger og kvalitetskrav skal ske*
- *at de regionale myndigheder i cirkulære om recipientkvalitetsplanlægning af 10. oktober 1994 blev forpligtet til at følge Miljøstyrelsens vejledninger i deres planlægning."*

Kommentar: Det kan noteres, at Miljøstyrelsen ikke korrigerer de af Kommissionen anførte love mv. - selv om det er åbenbart, at de er forældede og misvisende. Miljøstyrelsen oplyser således ikke, at Folketinget i 1991 vedtog en ny miljøbeskyttelseslov, som betød at recipientkvalitetsmål ikke længere er bindende for miljømyndighedernes administration, og at lands- og regionplanloven fra 1. januar 1992 blev erstattet af planlægningsloven. Den manglende korrektion af disse oplysninger indebærer i sig selv, at svaret er vildledende - og da Miljøstyrelsen må antages at være bekendt med ændringen af loven i 1992, er dette næppe utilsigtet. Det samme kan anføres, når Miljøstyrelsen hævder, at regionplanerne indeholder tidsfrister for opfyldelse af målene, da det er almindelig kendt, at amternes regionplaner netop ikke indeholder faste frister for opfyldelse af recipientkvalitetsmål. Endelig giver svaret indtryk af, at fiskevandsdirektivets kvalitetsmål er indarbejdet i regionplanerne, jf. ligeledes miljøministeriets skrivelse af 22. juni 1989 og ministeriets skrivelse 27. november 1992, hvor det anføres, at regeringen forventer "at de regler, som for tiden er under udarbejdelse til sikring af kvalitetsmålsætningerne forbliver i overensstemmelse med kravene i direktivet".

9.3.2 Fiskevandsdirektivets parametre

I Kommissionens skrivelse af 3. august 1992 anføres om "2. valg af referenceværdier":

"Direktivet indeholder bestemmelse om, at medlemsstaterne skal fastsætte værdier for en række fysisk-kemiske parametre for de udpegede vandområder. Danmark har ikke fastsat disse værdier. Miljøstyrelsen [...] har dog udarbejdet et system med kvalitetsmålsætninger for kystvandsområderne. For vandløbene

fordeler disse målsætninger sig i tre niveauer med stadig mindre krav. De strengeste målsætningen gælder for vande, der har særlig interesse for videnskaben. Det andet niveau (*B: generelle målsætninger') finder anvendelse på fiskevande og omfatter tre kategorier svarende til de betingelser, der er nødvendige for at laksefisk kan yngle, henholdsvis at laksefisk (herunder også opdrættede ørreder) og karpefisk kan leve i vandet. De mindst strenge målsætninger gælder for vandløb, der direkte påvirkes af affald/udledninger, vandløb, der anvendes som recipienter og vandløb, der ikke har interesse for fiskeavl. Før søernes vedkommende er der defineret tre grupper af målsætninger, hvor den ene er en basismålsætning, som tager hensyn til kriterierne i direktivet."

Til denne kritik af den manglende danske gennemførelse af fiskevandsdirektivets parametre anfører Miljøstyrelsen i notatet af 29. oktober 1992:

"Det er ikke korrekt, at Danmark ikke har fastsat kvalitetskrav for fysisk-kemiske parametre tilknyttet vandområder, der skal opfylde fiskevandskvalitet. Det må endvidere være en fejl når det i dette afsnit beskrives, at der er udarbejdet 'et system med kvalitetsmålsætninger for kystområderne. Følgende bør derfor medtages: Miljøstyrelsens vejledning i recipientkvalitetsplanlægning, fastlægger et system for kvalitetsmålsætninger for vandløb og søer. For både vandløb og søer fordeler disse målsætninger sig i tre niveauer. Det mellemste niveau skal sikre en bred beskyttelse af miljøkvaliteten i vandområderne. Målsætningerne på dette niveau tager udgangspunkt i, at områdernes kvalitet skal kunne opfylde kravene, der finder anvendelse på fiskevande i relation til fiskevandsdirektivet. Derfor er der i vejledningen fastsat fysisk-kemiske parametre svarende til direktivets kravsværdier. I Danmark skyldes størstedelen af forureningsproblemerne i vandløbene udledning af letnedbrydeligt organisk stof og der lægges derfor stor vægt på en biologisk bedømmelse af vandløbenes kvalitet efter saprobiesystemet, hvor forureningsgrad I er helt uforurenede forhold og forureningsgrad IV er meget stærkt forurenede forhold. For fiskevande er fastsat en kravsværdi for forureningsgraden på II eller bedre svarende til en svag forureningspåvirkning." (mine fremhævelser).

Kommentar: Miljøstyrelsens svar må anses som positivt urigtigt, i det styrelsens svar giver indtryk af, at fiskevandsdirektivets parametre anvendes og kontrolleres, således at den biologiske bedømmelse af vandløbskvalitet alene er et supplement til de fysisk-kemiske kvalitetskrav og målinger. En tilsvarende vildledende information fremgår af den måde, som ministeriet i 1997 og 1999 afrapporterede den danske gennemførelse, hvor svaret på spørgeskemaet i begge tilfælde giver indtryk af, at fiskevandsdirektivets parametre anvendes og kontrolleres i de danske vandløb, der er udlagt som fiskevande.

9.4 Sammenfattende vurdering af ministeriets oplysninger til Kommissionen

De foreliggende akter viser, at miljøministeriets informationer til Kommissionen objektivt ikke giver et dækkende billede af den danske gennemførelse af fiskevandsdirektivet.

I forhold til den **formelle gennemførelse** af fiskevandsdirektivets krav i dansk lovgivning er informationerne ufuldstændige. Miljøministeriet undlod at orientere Kommissionen om den væsentlige lovændring i 1992, der betød, at recipientmål kun er omfattet af 'virke for forpligtelsen' for regionplaner, ligesom oplysning om gennemførelse af parametre fejlagtig giver indtryk af, at fiskevandsdirektivet parametre og kontrolkrav er gennemført i bindende regler.

I forhold til **udlægning af vandområder** under fiskevandsdirektivet giver miljøministeriets svar fra 1989 og 1991 indtryk af, at amternes har anvendt fiskevandsdirektivets kriterier som grundlag for udlægning af vandområder, og at der forud er sket en konsekvensvurdering af omkostninger.

I forhold til fiskevandsdirektivets *parametre* for vandkvalitet giver miljøministeriets informationer indtryk af, at direktivets parametre er gennemført som dansk ret, og at den biologiske bedømmelse efter saprobiesystemet og senere Dansk Vandløbsfaunaindeks er et supplerende parameter.

I forhold til fiskevandsdirektivets krav til *kontrol* med direktivets kvalitetsmål giver ministeriets svar så sent som i 1997 indtryk af, at der i alle vandløb omfattet af fiskevandsdirektivet føres kontrol med i hvert fald fem af direktivets parametre.

I forhold til fiskevandsdirektivets krav om *opfyldelse af kvalitetsmål* har ministeriet fejlagtigt oplyst, at amternes regionplaner indeholder planer med frister for opfyldelse af direktivets mål.

Samlet har informationerne fra miljøministeriet til Kommissionen svinget mellem mangelfulde oplysninger til direkte usande oplysninger. Dette kan vanskeligt opfattes som andet end en bevidst vildledning af Kommissionen, da ministeriet må antages at være bekendt med sin lovgivning og dens gennemførelse i amterne. I de fleste tilfælde er vildledningen sket ved udeladelse af oplysninger, eller ved den måde oplysninger sammenstilles på. Men på mindst fire punkter har ministeriet givet Kommissionen oplysninger, der må betegnes som *bevidst usande*, når oplysningerne sammenholdes med Miljøstyrelsens notat af 19/4 1991 (se afsnit 5.7). Dette gælder for det første, ministeriets oplysning i 1992 om, at fiskevandsdirektivets *parametre* er gennemført i dansk ret. Dette gælder for det andet oplysningen i 1997 om, at vandløb kontrolleres for fem af direktivets parametre. Dette gælder for det tredje oplysningen i 1989, om at fiskevandsmålsætninger er baseret på kvalitetskravene i fiskevandsdirektivet. Dette gælder for det fjerde den vedholdende gentagelse af, at amternes regionplaner indeholder frister for opfyldelse af målene.

10. Sammenfattende om tiden frem til miljømålslovens vedtagelse i 2003

Begyndelsen til recipientkvalitetsplanlægning i Danmark var ændringen af vandløbsloven i 1969 og landbrugsministeriets bekendtgørelse og vejledning fra 1970. Reglerne var i alt væsentligt rettet mod særligt forurenede vandløb og var baseret på det biologisk funderede saprobiesystem med dets fire forureningsklasser. Selv om reglerne blev overført til miljøbeskyttelsesloven og Miljøministeriet var principperne for monitorering de samme.

Det historiske forløb viser endvidere, at Miljøministeriet selv misforstod regelgrundlaget, og at det først var i 1982, der blev etableret lovhjemmel til bindende recipientkvalitetsplanlægning - en lovhjemmel som i øvrigt blev fjernet med miljølovsreformen i 1991, uden ministeriet ses at have overvejet, at dette var i modstrid med EU-retten. Samme manglende forståelse har præget ministeriets forhold til EU-reglerne, idet der fortsat mangler en korrekt dansk gennemførelse af fiskevandsdirektivet. De formelle mangler modsvares af tilsvarende faktiske mangler, idet amterne ikke har anvendt fiskevandsdirektivets krav til målemetoder, men fortsatte med saprobiesystemet - og siden slutningen af 1990'erne er gået over til at anvende Dansk Vandløbs Fauna Indeks. Ud over ukendskab til EU-reglerne er forklaringen formentlig tillige, at det i både Miljøstyrelsen og amterne primært er biologer og ikke kemikere og hydrologer, som har ansvaret for forvaltningen af vandkvalitet.

Forløbet giver grundlag for at konkludere: (1) at miljøministeriet misforstod lovgrundlaget i 1973 og 1975; (2) at amterne håndterede opgaven som en praktisk miljøkortlægning og på grundlag af ændringen i 1975 gennemførte en recipientkvalitetsplanlægning, der ikke var bindende, men blot tjente som rettesnor for den kommunale spildevandsplanlægning; (3) at Miljøministeriet anvendte nogle parametre for udlægning af fiskevandsområder, der ikke er sammenlignelige med fiskevandsdirektivet, nemlig amternes udlægning af forskellige fiske baseret på saprobiesystemets forureningsklasser; (4) at lovændringen i 1982 gjorde planerne bindende fra 1985, uden at dette ses at have givet amterne anledning til at overveje konsekvenserne eller fastsætte frister; (5) at vejledningen fra 1983 i modstrid med fiskevandsdirektivet videreførte saprobiesystemet fra 1970; (6) at amterne ikke var opmærksom på, de var bundet af fiskevandsdirektivets regler for prøvetagning, analysemetoder og vandkvalitet – men opfattede recipientkvalitetsmål som en ”virke-for” forpligtelse på linie med andre elementer i regionplanen; (7) at lovgrundlaget for den bindende virkning af recipientkvalitetsplaner bortfaldt med miljølovsreformen i 1991, uden man overhovedet ses at have overvejet, at dette var i modstrid med bl.a. fiskevandsdirektivet; (8) at Danmark i forhold til Kommissionen misinformerer om den danske gennemførelse af fiskevandsdirektivet, bl.a. ved at undlade at omtale lovændringen i 1992 og ved at give indtryk af, at de danske myndigheder anvender fiskevandsdirektivets parameter for vandkvalitet og har sat en frist for opfyldelse af direktivets kvalitetsmål.

Forskellen mellem de oprindelige danske parametre og målemetoder for vandkvalitet og EU's parametre og målemetoder fik dermed konsekvenser, som rakte langt videre. I forhold til EU's fiskevandsdirektiv betyder det, at Danmark fortsat ikke har implementeret direktivet korrekt i lovgivningen. Men det betyder også, at udlægningen af fiskevande er sket på et fejlagtigt grundlag, og at vandløbene almindeligvis ikke er målt efter direktivets forskrifter. Dette forklarer tillige, hvorfor en stor del af vandløbene ikke opfylder fiskevandsdirektivets krav til vandkvalitet. Det vil på dette grundlag være noget vanskeligt at lægge de hidtidige udlægninger af fiskevande til grund ved gennemførelsen af EU's vandrammedirektiv, jf. nærmere ndf.

11. Vandrammedirektivet og miljømålsloven

11.1 Hovedprincipperne i vandrammedirektivet for så vidt angår vandløb

Vandrammedirektivet,³⁹ der trådte i kraft den 22. december 2000, er et forsøg på at erstatte den spredte lovgivning med en mere sammenhængende regulering af forvaltningen af vandmiljøet, hvor der bliver taget hensyn til de forskellige til tider modstridende interesser i vandmiljøet. Direktivet afløser over en længere periode fire af de ældre vandkvalitetsdirektiver,⁴⁰ hvilket hænger sammen med fristerne for gennemførelse af de forskellige forpligtelser under vandrammedirektivet. En del af de gældende direktiver om vandmiljøet opretholdes dog uændret.⁴¹ Vigtigt for den foreliggende problemstilling er, at fiskevandsdirektivet fortsat er fuldt ud gældende frem til december 2013.

Vandrammedirektivet må opfattes som en udbygning af de ældre direktivers regler om vandrecipientkvalitetsregulering, hvor der sker en præcisering af de retlige forpligtelsers indhold. Efter vandrammedirektivet skal medlemsstaterne gennemføre en slags *basisanalyse* af de enkelte vandområders karakteristika og forureningsproblemer. På grundlag heraf skal medlemsstaterne fastsætte *miljømål* for de forskellige vandområder samt vedtage en *overvågningplan* og en *indsatsplan* og en *vandområdeplan*, der muliggør opfyldelse af miljømålene i december 2015. Hvad der nærmere ligger i disse krav uddybes i det følgende.

Kortlægning og vurdering: Den i vandrammedirektivet krævede basisanalyse af de enkelte vandområder adskiller sig både fra de ældre danske regler om kortlægning af vandløb og fra fiskevandsdirektivets regler om udlægning af fiskevande. Efter vandrammedirektivets artikel 5 skal den indledende analyse af de enkelte vandløb således omfatte tre forhold, nemlig: (1) en kortlægning af vandløbenes geografiske, biologiske, fysiske og kemiske karakteristika, jf. bilag II; (2) en vurdering af de menneskeskabte påvirkninger (forurening, vandindvinding m.v.), jf. bilag II; og (3) en økonomisk analyse af vandanvendelsen, jf. bilag III. Det fremgår af vandrammedirektivets artikel 5(1), at dette arbejde skal være afsluttet i december 2004.

Miljømål: Vandrammedirektivets artikel 4 fastsætter nærmere kriterier for, hvilke miljømål medlemsstaterne skal fastsætte for de enkelte vandområder. Udgangspunktet er efter artikel 4(1)(a), at medlemsstaterne skal iværksætte de nødvendige tiltag "med henblik på at opnå" god

³⁹ Den officielle betegnelse er: Direktiv 2000/60 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

⁴⁰ Det drejer sig om: direktiv 75/440 om kvalitetskrav til overfladevand, som anvendes til fremstilling af drikkevand og de hertil knyttede måledirektiver (77/795 og 79/869) bortfalder i december 2007. Derimod bortfalder fiskevandsdirektivet (78/659), direktiv 79/923 om kvalitetskrav til skaldyrvand, direktiv 80/68 om beskyttelse af grundvandet mod forurening forårsaget af visse farlige stoffer og hovedparten af direktiv 76/464 om forurening forårsaget af udledning af visse farlige stoffer i vandmiljøet først i december 2013. Reglen i artikel 6 i direktiv 76/464 om vedtagelse af grænseværdier for bilag I-stoffer bortfaldt dog med vandrammedirektivets vedtagelse, og for reglen om handlingsplaner i artikel 7 i direktiv 76/464 er indført en overgangsordning i vandrammedirektivets artikel 22(3)

⁴¹ De vanddirektiver, som også på sigt opretholdes er: byspildevandsdirektivet (direktiv 91/271 om rensning af byspildevand), nitratdirektivet (direktiv 91/676 om beskyttelse af vand mod forurening forårsaget af nitrater, der stammer fra landbruget), drikkevandsdirektivet (direktiv 80/778 om drikkevandskvalitet som ændret ved direktiv 98/83) og badevandsdirektivet (direktiv 76/160 om badevandskvalitet - forventes ændret i nær fremtid).

økologisk og god kemisk tilstand for alt overfladevand i overensstemmelse med de mere detaljerede regler i bilag V, idet der dog i artikel 4(4) er åbnet for fristforlængelser. Herfra gælder dog en undtagelse for “kunstige og stærkt modificerede vandområder”, hvilket sigter til menneskeskabte vandområder og vandområder, der er betydeligt forurenede. De nærmere betingelser for, hvornår vandløb er omfattet af undtagelsen for “kunstige og stærkt modificerede vandområder”, er fastsat i artikel 4(3).

Det fremgår imidlertid af artikel 4(1)(c), at når det drejer sig om beskyttede områder, skal medlemsstaterne senest i december 2015 “overholde alle krav og mål [...] medmindre andet er fastsat i de fællesskabsretsakter, i henhold til hvilke de enkelte beskyttede områder er oprettet”. Yderligere angiver artikel 4(2), at hvis mere end ét af målene i artikel 4(1) gælder for et vandområde “anvendes det strengeste”. Undtagelsen for “kunstige og stærkt modificerede vandområder” kan derfor næppe anvendes for vandløb, der er udlagt som beskyttede områder efter vandrammedirektivets artikel 6. For vandløb i beskyttede områder vil medlemsstaterne formentlig alene kunne benytte den mere begrænsede undtagelsesmulighed i artikel 4(5), hvorefter mål og krav kan fraviges for bestemte vandområder, hvis opfyldelse er “uopnåelig eller forbundet med uforholdsmæssige omkostninger” og forudsat, at betingelserne i artikel 4(5)(a)-(d) er opfyldt. Undtagelsen kan efter artikel 4(9) kun anvendes, hvis der er mindst samme beskyttelsesniveau som efter gældende EU-regler. Herudover indeholder artikel 4(6) en generel undtagelse for midlertidig forringelse af vandkvaliteten og artikel 4(7) for bæredygtige nye aktiviteter og ændringer i fysiske karakteristika.

Beskyttede områder: Som det fremgår af det ovf. anførte, er medlemsstaternes mulighed for at fravige målene for god vandkvalitet i vandrammedirektivet stærkt begrænsede, når det drejer sig om vandløb i beskyttede områder. De ‘*beskyttede områder*’ omfatter ifølge artikel 6 og bilag IV:

- * overfladevandområder, der er udlagt til indvinding af drikkevand
- * vandområder udlagt til beskyttelse af økonomiske vigtige akvatiske arter
- * badevandsområder
- * følsomme vandområder udlagt efter nitratdirektivet eller byspildevandsdirektivet
- * vandområder inden for EU-fugle- eller habitatområder

De særlige regler om miljømål for beskyttede områder er i Danmark ikke en undtagelse, men den generelle regel, fordi Folketinget i forbindelse med den anden vandmiljøhandlingsplan har valgt at udlægge *alle* danske vandløb som følsomme vandområder efter nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet. Dette må betyde, at alle danske vandløb er omfattet af de særlige regler for beskyttede områder. Danmark har derfor begrænsede muligheder for at fravige vandrammedirektivets krav til god vandkvalitet, idet der herefter næppe er mulighed for at anvende undtagelsen i artikel 4(3) for ‘*kunstige og stærkt modificerede vandområder*’ på danske vandløb, medmindre dele af vandløbene ikke længere er udlagt som følsomme vandområder efter nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet.

Vandkvalitetsklasser: Af bilag V pkt. 1.4.2 fremgår, at klassificering af økologisk tilstand for vandløb er inddelt i fem klasser (fire for stærkt modificerede vandområder), ligesom der i pkt. 1.4.3 er fastsat regler for klassificering af vandløbenes kemisk tilstand.

Overvågningsplan: De nærmere krav til overvågning af vandområdemes tilstand er fastsat i

artikel 8(1) samt bilag V. Afbilag pkt. 1.1.1 fremgår, at tilstandsovervågning af økologisk kvalitet af overfladevand omfatter tre parametre, nemlig: (*) biologiske elementer, (*) hydromorfologiske elementer, og (*) kemiske og fysiske elementer. Efter pkt. 1.2 sondres mellem seks kvaliteter af økologisk tilstand (hvilket adskiller sig fra det danske system), og i pkt. 1.3 er fastsat kriterier for overvågningssteder, overvågningsfrekvens og prøvetagning (internationale standarder - 1.3.6). Bilag V pkt. 1.4 fastsætter kriterier for klassificering og god vandkvalitet, der bedømmes på grundlag af tre parametre: 1.4.1:regler for sammenlignelige biologiske overvågningsresultater; 1.4.2: regler for klassificering af økologisk tilstand i fem klasser - (fire for stærkt modificerede vandområder) og 1.4.3: regler for klassificering af kemisk tilstand. Efter artikel 8(2) skal medlemsstaterne have vedtaget planer for overvågning senest i december 2006.

Emissionskontrol: Nærmere kriterier for kontrol med punktkilder og diffus forurening er fastsat i artikel 10. Kontrollen skal efter artikel 10(2) være på plads i december 2012, medmindre der er særregler.

Indsatsprogram: Med henblik på at opfylde de fastsatte miljømål skal der for hvert vanddistrikt vedtages et indsatsprogram. Nærmere kriterier for indsatsprogrammets indhold er fastsat i vandrammedirektivets artikel 11(2), 11(3), 11(4) og 11(6) + bilag VI. Retsvirkningen af indsatsprogrammet fremgår af artikel 11(5), hvorefter manglende opfyldelse af planen medfører krav om undersøgelse af årsag, revision af udledningstilladelser, iværksættelse af yderligere forureningsbegrænsningstiltag og om nødvendigt revision af indsatsprogrammet. Indsatsprogram for alle vandområder skal senest være vedtaget i december 2009, jf. artikel 11(7), og planen skal være ført ud i livet senest i december 2012.

Vandområdeplan: For hver vanddistrikt skal der tillige vedtages en vandområdeplan. De nærmere krav til indholdet i vandområdeplanerne fastsat i artikel 13(4) og (5), suppleret af bilag VII og bilag II pkt. 1.4. Vandområdeplanerne skal senest være vedtaget i december 2009, jf. artikel 13(6).

Indsats mod særligt forurenende stoffer: Bekæmpelse af særligt forurenende stoffer fra punktkilder og diffuse kilder skal ske efter den kombinerede metode, der anføres i artikel 10. Hvilke stoffer, som omfattes af disse regler, forudsættes efter artikel 16 fastsat i efterfølgende beslutninger.⁴² Gennemførelsen af denne kontrol skal senest ske i december 2012, medmindre forpligtelsen følger af andre EU-regler, hvilket ofte vil være tilfældet.

Sanktioner: Efter vandrammedirektivets artikel 23 skal medlemsstaterne fastsætte passende og effektive sanktioner for overtrædelse af de nationale regler, som vedtages for at opfylde direktivets regler.

Frister: Den formelle gennemførelse af vandrammedirektivets regler til national regler skulle efter artikel 24 være afsluttet i december 2003. Herudover indeholder vandrammedirektivet en række frister for, hvornår de forskellige faser i recipientreguleringen skal være afsluttet, Fristen for hvornår medlemsstaterne senest skulle have vurderet vandområderne og angivet de beskyttede områder var december 2004. Fristen for, hvornår overvågningsplan senest skal være vedtaget og

⁴² Dette er sket ved Europa-Parlamentets og Rådets beslutning 2455/2001 om vedtagelse af en liste over prioriterede stoffer inden for vandpolitik.

iværksat, er december 2006. Fristen for, hvornår indsatsprogram og vandområdeplan senest skal være vedtaget, er december 2009, og fristen for, hvornår indsatsplanen skal være ført ud i livet er december 2012. Fristen for, hvornår målene for vandkvalitet skal være opfyldt, er som udgangspunkt 2015. Derimod angiver vandrammedirektivet ingen frist for, hvornår miljømålene for de enkelte vandområder skal være fastsat efter artikel 4.

Ud fra konteksten kan dog indirekte udledes en frist, da det ikke er muligt at fastsætte indsatsplan eller vandområdeplanen, før miljømålene er fastsat. Da indsatsplanerne og vandområdeplanerne senest skal være vedtaget i december 2009, må miljømålene nødvendigvis være fastsat noget tidligere - bl.a. fordi vedtagelse af indsatsplanerne og vandområdeplanerne er omfattet af reglerne om forudgående miljøvurdering og offentlig høring fastsat i det såkaldte SMV-direktiv.⁴³ Hertil kommer, at også overvågningsplanen refererer til miljømål, hvilket kan tale for, at miljømålene skal være fastsat forud for overvågningsplanen, som senest skal fastlægges i december 2006. Dette tyder på, at miljømålene for de enkelte vandområder skal være fastsat i december 2006.

Endelig bemærkes, at med EU's nye miljøansvarsdirektiv (2004/35) er mål og indsatsplaner under vandrammedirektivet tillagt en yderligere retsvirkning. Mål og indsatsplaner er således stipulerende for, hvad der efter miljøansvarsdirektivet anses som skade og dermed kan kræves genoprettet eller økonomisk kompenseret.

11.2 Miljømålsloven

Den formelle gennemførelse af vandrammedirektivets regler er i Danmark sket ved lov nr. 1150 af 17/12 2003 om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder, populært betegnet miljømålsloven. Den formelle gennemførelse af vandrammedirektivets regler synes således sket inden udløb af den i direktivet fastsatte frist. Som det vil fremgå, er dette dog ikke fuldt ud tilfældet.

Myndighed: Efter miljømålsloven er amterne udpeget som den myndighed, der skal forestå gennemførelsen af vandrammedirektivets krav om kortlægning, overvågning, målfastsættelse og planlægning, idet Folketinget har valgt at inddele Danmark i 13 vanddistrikter, som nogenlunde svarer til amtsgrænserne. Om denne opdeling vil blive fastholdt med kommunalreformen er uklart.

Basis-analysen: Kravene i vandrammedirektivets artikel 5 om basisanalyse af de forskellige vandområder er gennemført ved lovens §§ 5 og 6, idet nærmere regler herfor er fastsat ved bekendtgørelse nr. 811 af 15/7 2004 om karakterisering af vandforekomster, opgørelse af påvirkninger og registre over beskyttede områder. Selv om de danske regler om basisanalysen på de fleste punkter er i overensstemmelse med EU-reglerne, er det ikke helt klart, om bekendtgørelsen indeholder de fornødne regler om typespecifikke referenceforhold og identifikation af belastninger for så vidt angår referencer til gældende vandkvalitetsnormer, som er indeholdt i vandrammedirektivets bilag II, pkt. 1.3 og 1.4. Mens vandrammedirektivets bilag II pkt. 1.4 kræver, at den første basisanalyse skal baseres på de oplysninger, der er indsamlet på grundlag af bl.a. fiskevandsdirektivet, fremgår noget tilsvarende ikke af loven eller af bkg. 811/2004. Endelig savnes i bekendtgørelsen krav om, at myndighederne skal "vurdere, hvor

⁴³ Direktiv 2001/42 om vurdering af bestemte planer og programmets indvirkning på miljøet. Betegnelsen SMV står for Strategisk Miljøvurdering. Direktivet er i dansk ret gennemført ved lov om miljøvurdering af planer og programmer.

påvirkelige overfladevandområdernes tilstand er for de forskellige belastninger”, ligesom både lov og bekendtgørelse mangler den i direktivet fastsatte frist, hvorefter basisanalysen for alle vandområder skulle være afsluttet inden december 2004. Ud over at det er en formel fejl, at fristen ikke fremgår af loven, er det store problem, at arbejdet med basisanalyserne af de forskellige vandløb langt fra er færdiggjort.

Overvågningsprogram: Efter miljømålslovens § 22 er det forudsat, at ministeriet og amterne deler opgaven med at overvåge vandmiljøet. Loven indeholder ikke de i vandrammedirektivets artikel 8 og bilag V fastsatte krav til overvågningen, men efter § 22, stk. 3 kan ministeren fastsætte nærmere regler. Sådanne regler er dog ikke fastsat indtil nu, selv om overvågningsprogrammerne skal være vedtaget senest i december 2006. Det er i den sammenhæng et selvstændigt problem, at amterne så vidt vides fortsat anvender enten saprobiesystemets fire forureningsklasser eller Dansk Vandløbs Fauna Indeks syv klasser, idet vandrammedirektivet anvender andre parametre og andre forureningsklasser. Det vil med andre ord ikke være muligt at anvende Dansk Vandløbs Fauna Indeks uændret som grundlag for overvågning af vandkvalitet efter vandrammedirektivet. Igen må det anses som en fejl, at der ikke i lov eller bekendtgørelse er fastsat de i vandrammedirektivet fastsatte krav til overvågningsprogram mht. parametre, mål, udtagningsfrekvens mv. inden implementeringsfristens udløb i december 2003, ligesom det er en fejl, at fristen for vedtagelse af overvågningsprogrammet ikke fremgår af lov eller bekendtgørelse. Det er i øvrigt uklart, i hvilket omfang opgaven helt overgår til staten med kommunalreformen.

Vandplan: Efter miljømålslovens § 3 skal der vedtages en vandplan for hvert vanddistrikt og planen skal indeholde de i § 4 anførte elementer, som så vidt ses svarer til vandrammedirektivets artikel 13 og bilag VII. Men det er en fejl, at loven ikke angiver, at disse vandplaner senest skal være vedtaget i december 2009.

Indsatsplan: Efter miljømålslovens § 23 skal der udarbejdes et indsatsprogram for hvert vanddistrikt. Indsatsprogrammet skal ifølge § 24 udarbejdes på baggrund af basisanalysen og resultaterne af overvågningsprogrammet og skal sikre opfyldelse af miljømålene inden for de fastsatte tidsfrister. Vedrørende indsatsplanens indhold angiver § 25 nogle minimumskrav, som ikke modsvarer vandrammedirektivets artikel 11. Ministeren kan dog efter miljømålslovens § 26 fastsætte nærmere regler for indholdet i indsatsplanen, hvorfor vandrammedirektivets mere detaljerede regler må forventes gennemført som bekendtgørelse. Det fremgår af § 25, stk. 2, at de i indsatsprogrammet forudsatte foranstaltninger senest skal være gennemført i december 2012, men loven mangler direktivets krav om, at indsatsplanen skal være vedtaget senest i december 2009. Tilsvarende er det en fejl, at alle de i vandrammedirektivets artikel 11 fastsatte krav til indsatsplanen ikke fremgår af lov eller bekendtgørelse inden implementeringsfristens udløb.

Frister: Miljømålsloven indeholder næsten ingen af de i vandrammedirektivet fastsatte frister for gennemførelse af de forskellige faser af den kommende vandrecipientregulering. Sammenholdes med EF-domstolens praksis må dette formentlig i sig selv anses som et traktatbrud, især fordi den faseinddelte gennemførelse af vandrammedirektivet udgør det centrale omdrejningspunkt, hvorfor det er vigtigt, at de forskellige frister fremgår udtrykkelig af national ret.⁴⁴

⁴⁴ Se f.eks. C-396/01, *Kommissionen mod Irland*, hvor Irland dømt for ikke at forpligte miljøministeren til at overholde nitratdirektivets frister og referencemetoder

Sanktioner: Miljømålsloven indeholder ingen sanktioner for overtrædelse af lovens regler eller regler og beslutninger, der træffes i medfør af loven. Også dette er en klar overtrædelse af EU-retten.

Miljømål: Miljømålslovens §§ 11 og 12 svarer i hovedsagen til vandrammedirektivets artikel 4(1). Efter § 12 skal al overfladevand senest i december 2015 “have opnået en god tilstand, jf. dog §§ 15-20”. Undtagelserne i §§ 15-20 svarer til undtagelserne i vandrammedirektivets artikel 4(3)-(9). Undtagelserne i miljømålslovens §§ 16-20 giver ikke anledning til bemærkninger, men forekommer i overensstemmelse med vandrammedirektivet. Derimod er det mere problematisk, at Folketinget og Miljøministeriet i miljømålslovens § 15 forudsætter, at Danmark kan bruge undtagelsen for “*kunstige og stærkt modificerede overfladevandområder*”, selv om Danmark har udlagt alle overfladevandområder som følsomme vandområder efter nitratdirektivet. Ministeriets udlægning forekommer tvivlsom, da vandrammedirektivets artikel 4(1)(c) mest nærliggende må fortolkes således, at *beskyttede vandområder* efter vandrammedirektivets artikel 6 ikke kan udlægges som kunstige og stærkt modificerede overfladevandområder. Problemet er, at Folketinget ikke ses at have overvejet sådanne vidtgående afledte følger af, at al overfladevand blev udlagt som følsomme vandområder efter nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet. Den samme manglende omtanke, der kendetegnede den danske gennemførelse af fiskevandsdirektivet (som belyst ovf), synes således at gentage sig i relation til de nyere direktiver.

I relation til fiskevandsdirektivet må fremhæves et særligt problem, da motiverne til miljømålsloven giver indtryk af, at de danske recipientkvalitetsmål umiddelbart kan danne grundlag for fastsættelse af miljømål efter vandrammedirektivet. Således anføres i bemærkningerne til miljømålsloven:

“Alle ferskvandsområder er i dag målsat i det danske system, som er baseret på EU’s fiskevandsdirektiv (78/659). Fiskevandsmålsætningerne svarer til vandrammedirektivets mål om mindst god tilstand. De marine kystvande er i dag målsat med udgangspunkt i en ‘generel målsætning’, som ligeledes forudsættes at svare til god tilstand. For både de ferske vande og kystvandene er der for visse lokaliteter fastsat henholdsvis skærpede mål og lempede mål. Amtskommunerne skal således gennemføre en oversættelse/tilretning af de eksisterende målsætninger fra regionplanen til vandrammedirektivets terminologi ved generelt at oversætte til miljømålet godtilstand, og hvor der er skærpede målsætninger, eller hvor tilstanden i overfladevandområderne faktisk er bedre end kravene til god tilstand, skal det sikres, at disse højere mål fastholdes.” (min fremhævelse).

Hertil må for det første bemærkes, at de danske fiskevandsmålsætninger ikke modsvarer fiskevandsdirektivets krav, som det er belyst ovenfor. For det andet anvender vandrammedirektivet andre og flere parametre for god vandkvalitet end både fiskevandsdirektivet og de danske recipientkvalitetsmål. For det tredje overser udsagnet hensigten med den i vandrammedirektivets artikel 5 krævede basisanalyse. Meningen med denne analyse er at få et mere præcist indblik i vandløbenes tilstand og påvirkning, end der er etableret efter de gældende regler. Selv om den hidtidigt indsamlede viden under de ældre direktiver forudsættes anvendt (jf. bilag II, pkt. 1.4), kræver direktivet mere omfattende kortlægning af flere parametre suppleret af en økonomisk analyse.

Selv om motiverne til miljømålsloven angiver, at der både skal anvendes biologiske, fysiske, kemiske og hydromorfologiske parametre, kan flere passager i motiverne give indtryk af, at det først og fremmest er de biologiske parametre, som skal anvendes. Således anføres om

basisanalysen:

“For de enkelte overfladevandområder inden for hver type skal tilstanden vurderes i relation til om målet god tilstand kan forventes opfyldt. Vurderingen skal først og fremmest ske på grundlag af biologiske parametre, men også fysisk-kemiske støtteparametre skal anvendes, og det skal angives, hvilket interval disse parametre skal ligge i.” (min fremhævelse).

Udsagnet kan give indtryk af at direktivet viderefører de metoder, der har været anvendt i Danmark, selv om det tydeligt fremgår af vandrammedirektivet, at fysiske og kemiske parametre ikke alene anvendes som støtte, da der er selvstændige krav til god kemisk vandkvalitet. Hertil kommer, at de biologiske parametre, som anvendes i vandrammedirektivet adskiller sig fra de biologiske parametre, som danske myndigheder anvender i dag.

Der er derfor ikke grundlag for at hævde, at vandrammedirektivet blot forudsætter en næsten automatisk videreførelse af de tidligere udlægninger. Tværtimod kan der som følge af den tidligere fejlagtige håndtering af EU's forskellige vanddirektiver opstå problemer, fordi vandrammedirektivets artikel 4(9) synes at udelukke en forringelse af vandkvaliteten. Spørgsmålet er så, om dette skal forstås som reference til den faktiske vandkvalitet - eller om den tidligere udlægning af vandområder efter fiskevandsdirektivet er bindende for den kommende målsætning for de enkelte vandområder. Selv om vandrammedirektivets rationale tilsiger, at det er de faktiske forhold, der er i fokus, modsiges denne udlægning af, at fiskevandsdirektivet er gældende frem til december 2013. Frem til dette tidspunkt, skal amterne således overvåge udlagte fiskevandsområder og sikre at vandkvaliteten overholdes i henhold til fiskevandsdirektivets regler. Da det er evident, at betydelige vandløbsstrækninger omfattet af fiskevandsdirektivet ikke opfylder de bindende kvalitetsmål i dette direktiv, kunne dette tale for en revision af udpegningen, men om dette er muligt i større udstrækning er uklart. Om myndighederne ved den fremtidige vandrecipientsplanlægning er bundet af den tidligere udlægning af fiskevandsområder, må derfor bero på, i hvilket omfang det efter fiskevandsdirektivet er muligt at ændre udpegningen af områder under hensyn til, at dette var baseret på alvorlige misforståelser af EU-reglerne. Selv om direktivet ikke hjemler fravigelse af direktivets regler på grund af medlemsstaternes misforståelse af reglerne, kan der ikke ses bort fra, at misforståelsen i det foreliggende tilfælde vil afskære den i vandrammedirektivet forudsatte afvejning af forskellige interesser i forvaltningen af vandressourcerne. Det sidste kan tale for, at der ikke tillægges den tidligere udlægning en sådan binding.

I forhold til Folketinget og anvendelsen af Dansk Vandløbsfaunaindeks som kriterium for målopfyldelse foreligger et særligt aspekt. På den ene side var over for Folketinget oplyst, at udpegningen af fiskevandløb kunne overføres til vandrammedirektivet, men uden oplysning om de mangler, som er afdækket med nærværende undersøgelse. På den anden side peger de ovf. i afsnit 5.4 omtalte undersøgelser på, at i hvert fald nogle vandløb overholder fiskevandsdirektivets fysisk-kemiske mål, selv om de ikke opfylder målene efter Dansk Vandløbsfaunaindeks. Dette kan tale for, at en mulig binding af den tidligere udlægning af fiskevandløb i alle tilfælde skal bedømmes efter fiskevandsdirektivets parametre og ikke efter Dansk Vandløbsfaunaindeks. Det må her tillægges betydning, at der ikke fra lovgiver foreligger noget klart mandat i lovs form til, at Miljøstyrelsen fraviger fiskevandsdirektivets mål og parametre (se afsnit 3.1 og 4), og at en administration beslutning med så vidtgående økonomiske følger almindeligvis må kræve klar hjemmel i lov.

11.3 Sammenfattende

Den formelle danske gennemførelse af vandrammedirektivets regler er utilstrækkelig. Manglerne minder på flere punkter om forløbet ved gennemførelse af fiskevandsdirektivet, idet der fortsat savnes danske regler som fuldt ud modsvarer vandrammedirektivets parametre for overvågning og målsætning af god vandkvalitet og de mere detaljerede regler for indsatsplan. Hertil kommer, at ministeriet tilsyneladende ikke har været opmærksom på konsekvenserne af, at alle danske vandløb er udlagt som følsomme vandområder efter nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet, ligesom der i den formelle gennemførelse mangler de i direktivet anførte frister for gennemførelse af de forskellige faser i den kommende recipientregulering under vandrammedirektivet. Motivernes oplysning om, at fiskevandsmålsætningerne kan overføres til de kommende planer er ikke korrekt, og motiverne kan tillige give indtryk af, at vandrammedirektivet primært bygger på biologiske parametre - omend de øvrige parametre dog nævnes flere steder.

Der er dog ikke alene tale om formelle overtrædelser. Allerede på nuværende tidspunkt overtræder Danmark vandrammedirektivets materielle krav, idet myndighederne ikke i december 2004 havde afsluttet basisanalysen af alle vandløb.

Vandrammedirektivet indeholder som nævnt ingen direkte frist for, hvornår miljømål skal være fastsat for de enkelte vandløb. Men da kravene til overvågning efter vandrammedirektivets bilag V afhænger af, hvilke miljømål der gælder, vil det næppe være muligt at fastlægge og gennemføre overvågningen uden, at der forud er taget stilling til de konkrete miljømål for de enkelte vandløb. Og da overvågningsprogrammerne senest skal være vedtaget i december 2006, må miljømålene nødvendigvis være fastsat tidligere. I alle tilfælde skal miljømålene fremgå af de vandplaner og indsatsplaner, som skal være vedtaget inden december 2009.

Det må forventes, at et af de kommende stridspunkter bliver, i hvilket omfang Danmark er bundet af de tidligere udlægninger af vandløb efter fiskevandsdirektivet - henholdsvis den noget senere udlægning af følsomme vandområder efter nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet. Ganske vist viser indholdet af vandrammedirektivets artikel 4(3)-(7), at de kommende miljømål for vandløb også må tage hensyn til økonomi og andre problemer, som kan hindre god vandkvalitet. Meningen med dette er formentlig både at sikre mere realistiske mål og en effektiv håndhævelse af målene. Men her over for står vandrammedirektivets artikel 4(9), som angiver:

“Der skal tages skridt til at sikre, at anvendelsen af de nye bestemmelser, herunder anvendelsen af stk. 3, 4, 5, 6 og 7, garanterer mindst det samme beskyttelsesniveau som den eksisterende fællesskabslovgivning.”

Spørgsmålet er, om (og i hvilket omfang) der ved fastsættelse af de kommende miljømål kan tages hensyn til det svælg der er mellem mål og realitet i den hidtidige recipientkvalitetsplanlægning i Danmark. Argumentet for et bekræftende svar er, at de danske myndigheder misforstod reglerne og ikke var opmærksom på den bindende virkning, hvorfor udlægning af vandløb under fiskevandsdirektivet mere har tjent som en hensigt end som en bindende resultatforpligtelse. Følges denne argumentation, kan der ikke accepteres yderligere forringelser af vandkvaliteten, men der ville kunne ses bort fra den formelle udlægning af vandløb. Argumentet for det negative svar er, at fiskevandsdirektivet fortsat er gældende, og at direktivet indeholder regler for, hvornår en udpegning af et område kan ændres, hvorfor vandrammedirektivet ikke må anvendes til at omgå den beskyttelse, som følger af fiskevandsdirektivet. Det forekommer ikke muligt ud fra den foreliggende praksis at bedømme,

hvordan EF-domstolen vil afgøre spørgsmålet. Endelig kan man naturligvis vælge den udlægning (som hidtil synes fremherskende hos myndighederne), at når Kommissionen ikke hidtil har anlagt sag mod en ellers åbenbar manglende gennemførelse af fiskevandsdirektivet, kan der ses bort fra retsvirkningen af direktivet. Det sidste synes dog mere at have med opdagelsesrisiko end med materielle regler at gøre, hvorfor jeg vil afstå fra at forfølge dette synspunkt yderligere.

12. Sammenfatning og konklusion

Sammenfattende kan det konstateres, at fiskevandsdirektivet og flere af EU's andre ældre direktiver om recipientkvalitetsplanlægning hverken formelt eller reelt er gennemført korrekt i Danmark. Formelt mangler lov eller bekendtgørelse, som gør fiskevandsdirektivets kvalitetsmål, parametre og krav til overvågning bindende for myndigheder og borgere.

Reelt er problemet for det første, at danske myndigheder stort set ikke har anvendt fiskevandsdirektivets parametre og analysekrav i recipientreguleringen, men i stedet har baseret udpegning, klassificering, mål og overvågning på det faunabaserede saprobiesystem, der gravist blev forfinet- og siden 1998 gradvist afløst af Dansk Vandløbs Fauna Indeks. Når det er lykkedes miljøministeriet at undgå traktatbrudssag fra EU-Kommissionen, kan det bedst forklares med, at Kommissionen har fået vildledende oplysninger og flere tilfælde direkte usande oplysninger. Ministeriet har således besvaret Kommissionens kritik af den danske implementering af fiskevandsdirektivets med, at amterne anvender og kontrollerer direktivets fysisk-kemiske parametre for vandkvalitet. Tilsvarende har ministeriet over for Kommissionen vedholdende hævdet, at amternes regionplaner indeholder frister for opfyldelse af vandkvalitetsmålene - selv om ministeriet umuligt kan være uvidende om, at dette ikke er tilfældet.

Det andet reelle problem er, at et meget stor del af vandløbene efter det oplyste ikke opfylder fiskevandsdirektivets krav, hvilket dog er behæftet med den usikkerhed, at der kun i beskedent omfang er foretaget målinger af direktivets parametre. Der kan således ikke ses bort fra, at den af amterne anvendte biologiske faunabedømmelse kan give misvisende oplysninger om vandløbets forureningsgrad, som det nærmere er omtalt ovf. i afsnit 5.4.

Uanset den manglende formelle gennemførelse i dansk ret må det lægges til grund, at fiskevandsdirektivets kvalitetsmål, parametre og krav til overvågning af vandkvaliteten er umiddelbart bindende for amtskommunerne, som indtil nu er de primære danske recipientmyndigheder. Den måde som den danske udpegning af vandløb under fiskevandsdirektivet er sket på, kan imidlertid give anledning til tvivl om, hvordan den bindende virkning skal fortolkes, da udpegning af vandløb ikke er sket på grundlag af fiskevandsdirektivets parametre, men på grundlag af en klassificering og metodik, som går tilbage til 1970.

Såvel den juridiske som de empiriske undersøgelser tyder således på, at amternes kortlægning af vandløbenes vandkvalitet blev påbegyndt i begyndelsen af 1970'erne på grundlag af landbrugsministeriets bekendtgørelse og vejledning fra 1970. Dette betød, at kortlægningen var koncentreret om de særligt forurenende kilder, og at man baserede vurderingen på saprobiesystemet og dets fire forureningsklasser. Med miljøbeskyttelsesloven fra 1973 og lovændringen i 1975 blev kortlægningen udvidet til de samlede vandløb, men metoden blev bibeholdt, uanset den oprindeligt sigtede på spildevandsudledninger.

Dette var formentlig baggrunden for, at der i amternes indberetninger fra 1970'erne optrådte en række forskellige typer fiskevande, som det fremgår af Miljøministeriets meddelelse til Kommissionen i 1980, idet fiskevande blev opfattet som udtryk for, hvor forskellige typer fisk kunne eller burde kunne trives, uden dette dog havde nogen formaliseret retsvirkning. De fastsatte mål var ikke i den daværende lov tillagt klare retsvirkninger og blev alene opfattet som gode hensigter, hvilket samtidigt forklarer, hvorfor et så stort antal vandløb blev udlagt som

fiskevande.

Efter lovændringen i 1982 og med baggrund i Miljøstyrelsens vejledning 1983/1 blev den oprindelige udlægning af fiskevande indføjet i regionplanerne fra 1985, uden der så vidt vides skete nævneværdige ændringer eller overvejelser om betydningen af fiskevandsdirektivet. Den omstændighed, at miljøbeskyttelseslovens § 61e gjorde udlægningen bindende for regulering af udledning, og at motiverne krævede forudgående konsekvensvurdering af de fastsatte mål, ses heller ikke efterfølgende at være tillagt nævneværdig betydning. Således ses der ikke forud for regionplanerne i 1985 gennemført konsekvensvurderinger, og der blev heller ikke med regionplanerne i 1985 sat frister for, hvornår kvalitetskravene skulle være opfyldt, selv om sådanne frister efter motiverne til lovændringen i 1982 og vejledningen synes at være en gyldighedsbetingelse. Kvalitetsmålene fremstod som hensigter, og kontrollen med kvalitetsmålene begrænsede sig til det faunabaserede saprobiesystem. På linie med amterne antog Miljøstyrelsen, at saprobiesystemet i praksis kunne erstatte fiskevandsdirektivets parametre, som det fremgår af Miljøstyrelsens notat fra 1991. Dette skete uden hensyn til, at Folketingets behandling af forslag til fiskevandsdirektiv og motiverne til lovændringen i 1982 klart forudsatte en gennemførelse af fiskevandsdirektivets parametre for vandkvalitet og overvågning.

Den bindende virkning af recipientkvalitetsmål blev ophævet med miljølovsreformen i 1991, uden at Folketinget var informeret om, at dette var i modstrid med fiskevandsdirektivet. Ændringen blev ikke oplyst til Kommissionen. Tværtimod besvarede miljøministeriet i 1992 Kommissionens kritik med, at fiskevandsdirektivets parametre for vandkvalitet er gennemført og kontrolleres, hvilket ministeriet fastholdt i en lidt modificeret version i 1997. Tilsvarende fastholdt miljøministeriet over for Kommissionen i hele perioden, at regionplanerne indeholder frister for opfyldelse af fiskevandsdirektivets kvalitetsmål, selv om det var åbenbart, at dette ikke var tilfældet. Oplysningerne er ikke blot vildledende, men i flere tilfælde direkte usande.

Uanset der i løbet af 1980'erne og 1990'erne skete en forfinelse af den faunabaserede kvalitetsmåling fortsatte amterne i samme spor som de var begyndt. Efter Miljøstyrelsen med vejledning 1998/5 ophævede Landbrugsministeriets vejledning fra 1970 er amterne begyndt at anvende det biologisk baserede Dansk Vandløbs Fauna Indeks til erstatning for saprobiesystemets fire forureningsklasser, omend der fortsat i Nordjyllands Amts regionplan fra 2001 henvises til Landbrugsministeriets vejledning.

Den beskedne danske praksis om anvendelse af fiskevandsdirektivet tyder på, at direktivet først blev "opdaget" i slutningen af 1990'erne. Herefter har Miljøklagenævnet fulgt den praksis, at direktivets parametre er bindende, uden Miljøklagenævnet dog eksplicit har forholdt sig til overvågningsmetoder eller i øvrigt underkendt gyldigheden af faunabedømmelser på grundlag af saprobiemetoden eller det senere Dansk Vandløbsfaunaindeks. Kun i fire domme ses fiskevandsdirektivet indgået i det retlige bedømmelsesgrundlag, og kun i de to straffesager har domstolene overvejet direktivets betydning nærmere. I landsretsdommen fra 2003 afviste retten, at myndighedernes manglende overholdelse af fiskevandsdirektivet kunne afskære myndigheden fra at stille krav til en udleder - men uden landsretten tilsyneladende var opmærksom på sammenhængen mellem måling af vandkvalitet og udlederkrav eller direktivets direkte virkning sammenholdt med de betydelige mangler ved den danske gennemførelse. En afklaring heraf vil dog kræve en præjudiciel forelæggelse for EF-domstolen, som antydtes i den senere byretsdom.

Den danske gennemførelse af vandrammedirektivet med miljømålsloven fra 2003 synes at lide af en del af de samme mangler, som har kendetegnet den danske gennemførelse af fiskevandsdirektivet - både formelt og reelt. Formelt savnes fortsat danske regler som fuldt ud modsvarer vandrammedirektivets parametre for overvågning og målsætning af god vandkvalitet og de mere detaljerede regler for indsatsplan. Hertil kommer, at ministeriet tilsyneladende ikke har været opmærksom på konsekvenserne af, at alle danske vandløb er udlagt som følsomme vandområder efter nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet, ligesom der i den formelle gennemførelse mangler de i direktivet anførte frister for gennemførelse af de forskellige faser i den kommende recipientregulering under vandrammedirektivet. Motivernes oplysning om, at fiskevandsmålsætningerne kan overføres til de kommende planer er ikke korrekt. Grundet den lange indfasningsperiode af vandrammedirektivet er det kun i begrænset omfang muligt at tale om faktiske overtrædelser. Indtil nu er kun udløbet én af fristerne i vandrammedirektivet, nemlig fristen for basisanalysen af de forskellige vandområder, som skulle være afsluttet i december 2004 - og denne frist har de danske recipientmyndigheder ikke overholdt. Så foreløbigt må konstateres, at Danmark faktisk har overtrådt den eneste del af vandrammedirektivet, som det er muligt at overtræde.

Analysen giver grundlag for at konkludere:

- at miljøministeriet misforstod lovgrundlaget for recipientkvalitetsplanlægning i 1973 og 1975;
- at amterne i 1970'erne håndterede recipientkvalitetsplanlægning som en praktisk miljøkortlægning, der var overladt til biologer baseret på landbrugsministeriets vejledning fra 1970 og på grundlag af lovændringen i 1975 påbegyndte en recipientkvalitetsplanlægning, der ikke var bindende, men blot tjente som rettesnor for den kommunale spildevandsplanlægning;
- at Miljøministeriet anvendte nogle parametre for udlægning af fiskevandsområder, der ikke er sammenlignelige med fiskevandsdirektivet, nemlig amternes udlægning af forskellige fiskevande baseret på saprobiesystemets forureningsklasser;
- at lovændringen i 1982 gjorde planerne bindende fra 1985, uden at dette ses at have givet amterne anledning til at overveje konsekvenserne i forhold til mål, konsekvensvurderinger, overvågning eller frister;
- at vejledningen fra 1983 i modstrid med fiskevandsdirektivet videreførte saprobiesystemet fra 1970, idet angivelsen af 11 af fiskevandsdirektivets parametre efter vejledningen ikke var forudsat anvendt i amternes almindelige overvågning;
- at Miljøstyrelsen med vejledningen uden klart grundlag i lov og uden støtte i motiverne i hovedsagen erstattede fiskevandsdirektivets parametre for vandkvalitet og kontrol med det faunabaserede saprobiesystem;
- at amterne ikke var opmærksom på, de var og er bundet direkte af fiskevandsdirektivets regler for prøvetagning, analysemetoder og vandkvalitet – men opfattede recipientkvalitetsmål som en ”virke-for” forpligtelse på linie med andre elementer i regionplanen;
- at amterne ikke har gennemført den forudgående konsekvensvurdering, der var forudsat i motiverne og fremhævet i vejledningen som grundlag for fastlæggelse af vandkvalitetsmål for de enkelte vandløb;
- at amterne ikke i regionplanerne fastsatte frister for opfyldelse af kvalitetsmål som forudsat i motiverne, anført i vejledningen og meddelt til Kommissionen;

at lovgrundlaget for den bindende virkning af recipientkvalitetsplaner bortfaldt med miljølovsreformen i 1991, uden Folketing eller Miljøministeriet tilsyneladende overvejede, at dette var i modstrid med bl.a. fiskevandsdirektivet;

at Kommissionen ikke har modtaget oplysninger om lovændringen i 1992, men tværtimod blev informeret om, at fiskevandsdirektivets parametre blev anvendt og var bindende;

at det først var i slutningen af 1990'erne, at fiskevandsdirektivet direkte indgår i sager ved rekursmyndigheder og domstole, uden at direktivets parametre og krav til overvågning dog anvendes i nævneværdigt omfang i amterne;

at fiskevandsdirektivet fortsat ikke er korrekt gennemført i dansk ret, selv om direktivet er gældende frem til 2013;

at fiskevandsdirektivet uanset den manglende formelle gennemførelse i dansk ret må anses for direkte bindende for myndighederne;

at miljøministeriets informationer til Kommissionen om den danske gennemførelse af fiskevandsdirektivet må anses for vildledende og i flere tilfælde for usande;

at det faunabaserede saprobiesystem og Dansk Vandløbsfaunaindeks ikke kan hjemles med henvisning til forsigtighedsprincippet, som dette fortolkes af EF-domstolen, men alene efter fiskevandsdirektivet kan hjemles som et supplerende parameter;

at motiverne til miljømålsloven fejlagtigt giver indtryk af, at vandløb udlagt som fiskevande af amterne kan overføres til vandrammedirektivets system;

at den danske gennemførelse af vandrammedirektivet formelt er mangelfuld, fordi der savnes danske regler som fuldt ud modsvarer: (1) vandrammedirektivets parametre for overvågning og målsætning af god vandkvalitet, (2) de mere detaljerede regler for indsatsplan og (3) direktivets frister for gennemførelse af de forskellige faser i den kommende recipientregulering;

at Folketing og miljøministerium tilsyneladende ikke har været opmærksom på konsekvenserne af, at alle danske vandområder er udlagt som sårbare områder efter nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet, og at der derfor er begrænsede muligheder for at fravige vandrammedirektivets krav til god vandkvalitet;

at danske myndigheder ikke har udarbejdet den i vandrammedirektivet krævede basisredegørelse for de forskellige vandområder inden for den i direktivet fastsatte frist.

Konsekvenserne af den hidtidige mangelfulde gennemførelse af EU-reglerne giver anledning til betydelig tvivl. Ganske vist må det antages, at fiskevandsdirektivets krav til vandkvalitet, parametre og overvågning er bindende for amterne og staten, ligesom amterne og staten direkte er forpligtet til at overholde vandrammedirektivets forskellige frister. Men det ligger lige så fast, at myndighederne ikke har opfyldt denne forpligtelse, og at dette bl.a. skyldes, at myndighederne har anvendt andre kriterier for udpegning, målfastsættelse og overvågning end EU-reglerne foreskriver. Kritik fra Kommissionen om mangelfuld implementering er fra miljøministeriets side imødegået med vildledende informationer og i flere tilfælde positivt usande oplysninger.

I forhold til de konkrete sager, hvor udfaldet er afhængig af recipientkvalitetsmål, indebærer dette, at gyldigheden af miljømyndighedernes afgørelser i mange tilfælde formentlig er afhænge af, om myndighederne har anvendt fiskevandsdirektivets parametre og krav til overvågning.

Det store spørgsmål er imidlertid, om den danske stat og amterne er bundet af de tidligere fejltagelser og misforståelser. Hvis svaret er bekræftende, vil det i første omgang betyde, at alle hidtidigt udlagte fiskevandløb normalt ikke kan skifte status, og at amterne følgerigt skal

iværksætte en overvågning af alle disse vandløb i overensstemmelse med fiskevandsdirektivets parametre og analysemetoder samt sikre, at direktivets vandkvalitetskrav umiddelbart overholdes. I anden omgang vil det betyde, at der i Danmark vil være beskedne muligheder for at fravige vandrammedirektivets krav til god vandkvalitet, hvormed de tidligere fejl bliver styrende for de kommende målsætninger. Hertil kommer det selvstændige element, at udlægning af alle danske vandområder som sårbare områder efter nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet, giver beskedne muligheder for at fravige vandrammedirektivets krav til god vandkvalitet. De økonomiske konsekvenser af et bekræftende svar på 'det store spørgsmål' er således nærmest uoverskuelige.

Imod et bekræftende svar taler, at forløbet tydeligt viser, at udlægningen af områder har været baseret på misforståelser af EU-reglerne, og at traktatbrudssøgsmål mod den efterfølgende målsætning og overvågning af vandløbskvaliteten blev afværget ved aktiv misinformering af EU-Kommissionen. Hvis myndighederne er bundet af de tidligere fejl, vil det være i modstrid med hensigten med vandrammedirektivet, som netop er, at der sker en konkret afvejning af forskellige interesser efter en nøje fastlagt procedure, *før* der fastsættes mål for de enkelte vandområder.

Såfremt der skal ses bort fra de hidtidige misforståelser, må det formentlig forudsætte et effektivt opgør med de tidligere fejl. Dette vil for det første kræve en korrekt gennemførelse af fiskevandsdirektivet, der som nævnt er i kraft indtil 2013. Det vil for det andet kræve, at amterne revurderer, om udpegningen som fiskevande kan opretholdes for alle de nuværende vandløb, der er udlagt som fiskevand. Det vil for det tredje kræve, at amterne (eller statslige myndigheder) sikrer overvågning af vandløbskvaliteten i overensstemmelse med fiskevandsdirektivets parametre og skrider effektivt ind, hvis direktivets kvalitetskrav overskrides. Det vil for det fjerde kræve, at der tages stilling til, om udlægning af alle vandområder som sårbare områder under nitratdirektivet og byspildevandsdirektivet kan opretholdes under hensyn til retsvirkningerne i vandrammedirektivet. Endeligt vil det kræve, at myndighederne får gennemført den i vandrammedirektivet krævede basisanalyse.

Peter Pagh
den 14. februar 2005