

Kommentarer vedr. Basisanalyse 2013:

Opgave 1.1 Kystvande

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 12. november 2013

Dorte Krause-Jensen (ålegræs), Jacob Carstensen (ålegræs, fytoplankton, klorofyl a), Peter Henriksen (fytoplankton, klorofyl a), Jørgen Hansen (bundfauna) & Alf Josefson (bundfauna)

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Naturstyrelsen
Antal sider: 21

Faglig kommentering:
Henrik Fossing
Kvalitetssikring, centret:
Poul Nordemann Jensen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
<http://dce.au.dk>

Tidligere fremsendte *Retningslinjer for tilstandsvurdering og risikoanalyse i kystvande* (10. september 2013) har været drøftet mellem NST og DCE og resulteret i en opdatering af retningslinjerne, hvor også kvalitetselementerne fytoplankton (klorofyl a) og bundfauna (DKI) er blevet fuldt inddraget i tilstandsvurderingen. Det er disse retningslinjer, der her vurderes/kommenteres.

Notatet imødekommer Naturstyrelsen ønske om en samlet vurdering/kommentering af kapitel 3 *Tilstandsvurdering i Retningslinjer for tilstandsvurdering og risikoanalyse i kystvande*, idet 'kun' dette afsnit blev fremsendt til DCE (3. oktober 2013) ledsaget af supplerende figurer til afsnit 3.1.1 Ålegræs (fremsendt 4. og 6. oktober 2013).

Vurdering og kommentarer

Kapitel 3.1.1 Ålegræs

DCE har vurderet afsnittet vedr. ålegræs, hvilket har resulteret i en række kommentarer samt radikale ændringer af teksten særligt til den foreslåede fremgangsmåde som begrundet. Vi har på den baggrund valgt at indsætte et "nyt" kapitel 3.1.1, som indeholder alle DCEs ændringer samt tilknyttede kommentarer (skrevet i bokse).

Vi foreslår derudover, at der udarbejdes et udtræks/beregningsprogram som overbygning til databasen, som beregner status for de enkelte VRD vandområder ud fra velegnede og godkendte statistiske metoder/modeller, som sikrer bedst mulig brug af den samlede mængde information. Dette vil sikre en mere ensartet vurdering af miljøtilstanden, som er mindre påvirket af subjektive valg for de enkelte delområder. Samtidig kan statistiske modeller også give information om usikkerheden, der er forbundet med tilstandsvurderingen.

DCEs nyredigerede Kapitel 3.1.1:

a. Datagrundlag

Den aktuelle tilstand for kystvande skal vurderes ud fra dybdegrænsen for hovedudbredelsen af ålegræs i et givent VRD-vandområde.

Tilstanden beregnes som gennemsnittet af dybdegrænserne for de transekter der vurderes at repræsentere VRD-vandområdet. De valg og vurderinger der ligger til grund for tilstandsberegningen jf. nedenstående punkter skal beskrives i dokumentationsgrundlaget for basisanalysen.

Tilstanden for VRD-vandområdet sammenlignes med god/moderat grænsen, hvorved det afgøres om der er målopfyldelse eller ej bedømt ud fra kvalitetselementet ålegræs.

I det følgende gennemgås de kriterier der skal anvendes ved beregning af tilstanden.

1-Transekter, der på forhånd udelades af beregningerne af tilstanden

Transekter hvor dybdeudbredelsen er begrænset af substratforhold (bundforhold, fx sten eller grusbund stenet bund) udelades af beregningerne.

Transekter, hvor dybdegrænsen falder sammen med sejlrender eller områdets maksimale dybde udelades i visse tilfælde af statusvurderingen; i andre tilfælde håndteres denne begrænsning statistisk (se punkt 4).

2 - Fastlæggelse af hovedudbredelsen for det enkelte transekt

- a) Hovedudbredelsen på det enkelte transekt defineres som den største dybde med mindst 10 % dækningsgrad.
- b) Hvis den dybeste ålegræsobservation er > 10% dækning anvendes dybden på denne sidste observation som hovedudbredelsen.

3 - Anvendelse af transekter hvor der ikke forekommer ålegræs dækningsgrader > 10% (0-transekter)

DCE-kommentarer:

Som tidligere nævnt anbefaler vi at udelade 0-transekter af beregningerne. Inddragelse af 0-transekter virker arbitrært, og rationalet for denne metodik er ikke angivet og sandsynligvis ikke holdbar. 0-transekter vil typisk forekomme, hvis der har været en kraftigt fysisk eksponering, dvs. der er ingen information om hovedudbredelsen i et nultransekt, og det mest korrekte må være at udelade disse transekter i beregningen af hovedudbredelsen. Meningen med indikatoren er jo, at den skal relatere til menneskeskabt påvirkning og ikke fysisk eksponering.

På denne baggrund foreslår vi at slette den oprindelige tekst (se nedenfor).

Oprindelig tekst, som foreslås slettet:

Forekommer der ikke dækningsgrader af ålegræs større end 10 % noget sted på et transekt, anses transektet for at være et såkaldt 0-transekt og der kan ikke defineres nogen hovedudbredelse for det pågældende transekt. Alle 0-transekter indgår dog i beregningen af tilstanden for vandområdet med den mindste dybde, hvor ålegræs forekommer i området (typisk 0,5 meter for mange fjordområder, kan dog også være dybere på meget eksponerede kyster). Medregning af 0-transekter i den samlede tilstandsvurdering for det givne VRD-vandområde sikrer, at viden om, at der i vandområdet på egnet ålegræs bund (af anden grund end nævnt under pkt. 1) ikke forekommer ålegræs overalt, vil indgå i den samlede tilstandsvurdering for VRD-vandområdet.

4 - Anvendelse af ålegræs-transekter, hvor ålegræsset hovedudbredelse falder sammen med transektets maksimale dybde

I disse tilfælde er det væsentligt at skelne mellem, om miljømålsdybden er lavere eller dybere end transekternes/VRD-vandområdets maksimale dybde:

Hvis miljømålsdybden er dybere end den største dybde i VRD-vandområdet, så kan ålegræssets dybdeudbredelse kun delvist anvendes som indikator. Et delmål for god økologisk tilstand er da, at ålegræssets hovedudbredelse på alle områdets transekter falder sammen med transektets maksimale dybde. Alle områdets transekter skal derfor indgå i vurderingen.

Hvis miljømålsdybden er lavere end den største dybde i VRD-vandområdet, er ålegræssets dybdegrænse en relevant indikator. Også i dette tilfælde bør alle transekter indgå i tilstandsvurderingen, incl. de transekter hvor dybdegrænsen falder sammen med den maksimale dybde. Sådanne tilfælde kaldes censorerede observationer og i beregningen af ålegræssets gennemsnitlige dybdeudbredelse i et område, kan man statistisk tage hensyn til, at disse observationer ikke repræsenterer den absolutte dybdegrænse. Det kræver blot en lidt mere sofistikeret statistisk model (se Carstensen (2010), L&O Methods). Pointen er, at censorerede observationer også indeholder information og derfor ikke bør smides væk.

DCE-kommentarer:

For at kunne håndtere denne type observationer, er det under alle omstændigheder afgørende, at databasen indeholder komplette oplysninger om områdets maksimale dybde. I havrapporternes analyser indgår i øjeblikket alle transekter, fordi oplysningerne om områdets maksimale dybde ikke er komplet udfyldt i databasen, og det derfor ikke er muligt at benytte kriterier, der bygger på disse oplysninger.

Ad Fig. 4c: Den viste fremgangsmåde er ikke korrekt, da beregningen kun kan give slutdybden, selvom den reelle hovedudbredelse er dybere (jvnf. Fig. 4c i andet dokument). Der bør tages højde for censorerede observationer.

Ad.Fig. 4d: Den viste fremgangsmåde i Fig. 4d i andet dokument er ikke korrekt. Alle transekter bør indgå, men 3 af de 4 transekter er censorerede og bør derfor behandles som sådanne observationer.

5 - Arealvægtning

DCE-Kommentarer

Vi mener, at dette afsnit (se oprindelig tekst nedenfor) bør udgå, da det potentielt rummer stor mulighed for individuelle fortolkninger. Alternativt bør det præciseres, at denne type vægtning kun må foretages i enkelte, på forhånd definerede særtilfælde for hvilke det er beskrevet præcist, hvordan vægtningen skal foretages. Hvis et VRD område indeholder to delområder (som i jeres skitserede eksempel) som skal have lige stor vægt, så skal transekterne vægtes i forhold til dette.

Oprindelig tekst, som foreslås slettet:

Vurderes placeringen af transekterne ikke samlet at give et repræsentativt billede af VRD-vandområdet kan transekterne indgå i beregningen med den vægt som transektet vurderes at repræsentere. Består et vandområde eksempelvis af to lige store delområder med en skæv fordeling af transekterne mellem områder skal repræsentativiteten af transekter i den samlede tilstandsbeskrivelse vurderes og vægtes hvis der f.eks er en forskel på de to områder. Vægtningen beskrives i dokumentationsgrundlaget.

I tilfælde hvor kun ét eller få transekter med ålegræs skal repræsentere et større delområde, og det på forhånd vides, at der ikke forekommer ålegræs i

store dele af området, skal dette beskrives i dokumentationsgrundlaget for basisanalysen, hvor også de mulige faktorer, naturgivne såvel som menneskeskabte, der ligger til grund for den manglende udbredelse, skal diskuteres.

b. Beregning af tilstand for områder hvor datagrundlag mht. ålegræs er tilstrækkeligt

DCE-Kommentarer:

Fremgangsmåden er ikke helt korrekt, da der kan være forskellige transekter mellem de forskellige år, hvilke vil give anledning til en større år-til-år variation pga. skift mellem transekter. Det har betydning for usikkerheden på tilstandsvurderingen. I praksis vil det måske ikke betyde det store, men det er ikke teoretisk korrekt. Vi mener derfor, at afsnittet nedenfor bør justeres.

Oprindelig tekst, som foreslås justeret:

For vandområder, hvor der foreligger mere end ét års ålegræsdata beregnes først middelværdien af de observerede dybdegrænser på de enkelte transekter og dernæst middelværdien for områdets transekter for de enkelte år. Dernæst beregnes middelværdien af disse årsmidler for perioden 2007-2012. En egentlig tilstandsvurdering kan kun foretages, hvis der for området foreligger ålegræsdata for mere end ét år i perioden 2007-2012. I øvrige tilfælde foretages en supplerende tilstandsvurdering (se afsnit 3.2 nedenfor).

RETNINGSLINJE

Tilstandsvurderingen baseres på observerede dybdegrænser af ålegræs i perioden 2007-2012, forudsat at der er mindst 2 års data. Foreligger der data for både 2011 og 2012 anvendes alene disse (middelværdi heraf), ellers beregnes middelværdien for hele perioden 2007-12. Middelværdien repræsenterer hermed områdets tilstand.

Resultatet af tilstandsvurderingen foreligger som en tilstand, der sammenlignes med et miljømål, og dermed som en vurdering af om der er målopfyldelse (tilstandsværdi større end eller lig med miljømål) eller ej.

c. Utilstrækkeligt datagrundlag mht. ålegræs

DCE-Kommentarer:

I princippet kan der godt laves en tilstandsvurdering, men usikkerheden på denne bliver stor, da man kun har et enkelt år.

For vandområder, hvor der kun foreligger ét års ålegræsdata i perioden 2007 - 2012 kan der ikke foretages en egentlig tilstandsvurdering. Dette ene års data kan bruges i en supplerende tilstandsvurdering (ikke udarbejdet endnu).

Kapitel 3.1.2 Fytoplankton (klorofyl a)

- 2ndet afsnit: *For åbentvandstyperne i det nordøstatlantiske havområde beregnes en sommermiddel af klorofyl a, udtrykt ved 90%-percentilen (marts-september) af data for perioden 2007-12. Foreslås ændret til:*
 - For åbentvandstyperne i det nordøstatlantiske havområde vurderes tilstanden ud fra 90%-percentilen af klorofyl a målinger (foretaget i marts-september) over perioden 2007-12.
- I 2ndet afsnit skrives, at ... *der skal derefter foreligge mindst 10 målinger i beregningsperioden marts-september...* DCE har tidligere bemærket (senest ved email 25/9 2013), at der som minimum bør foretages 24 klorofyl a målinger årligt for at kunne beskrive den markante årtidsvariation for klorofyl i danske farvande og fjorde med tilstrækkelig sikkerhed. Forudsat at 24 årlige målinger fordeler sig ligeligt over året, betyder det, at der bør foreligge 14 målinger i beregningsperioden marts til september. Ovenstående tekst foreslås derfor ændret til:
 - ... der skal derefter foreligge mindst 14 målinger i beregningsperioden marts-september...
- Sidst i 2ndet afsnit skrives, at ... *Tilstanden udtrykkes ved 90%-percentilen af de puljede data fra 2007-12. Hertil bemærker DCE, at klorofyl a er en meget usikker tilstandsindikator (se DMU rapport #683) og at det derfor bør specificeres, om 90%-percentilen udregnes empirisk eller ud fra en fordelingsantagelse. Såfremt man har en god fordelingsbeskrivelse af 90%-percentilen for klorofyl a, er det mere sikkert at bruge en parametriske beregning.*
- 3die afsnit begynder: *Sommermidlen for åbentvandstyperne i det baltiske havområde samt landsdækkende for fjordtypen M2 udtrykkes ved et aritmetisk gennemsnit (maj-september). Foreslås ændret til:*
 - For åbentvandstyperne i det baltiske havområde (områderne syd for broerne over Bælterne og Øresund) samt landsdækkende for fjordtypen M2 udtrykkes tilstanden ved et aritmetisk gennemsnit (maj-september) af klorofyl a-koncentrationer.
- Endvidere kommenteres det, at teksten kan læses, som om Dybsø Fjord (fjordtype M2) anvendes som værende landsdækkende (implicit mht. miljømål), da der indledningsvis til Kapitel 3.1.2. skrives: *Der foreligger miljømål for klorofyl for alle åbne vandområder (OW-typer) samt for en enkelt fjordtype (Dybsø Fjord, type M2).* Det skal derfor nævnes, at miljømål fra én fjord ikke umiddelbart kan overføres til en anden fjord af samme type.
- 3die afsnit (næstsidste linje):... *forudsat der foreligger 8 målinger i beregningsperioden maj-september.* Med tilsvarende argumentation som for perioden marts-september, foreslås følgende ændring:
 - ...forudsat der for hvert år foreligger mindst 10 målinger i beregningsperioden maj-september...
- I 3die afsnit skrives: *Foreligger der tilstandsdata fra flere stationer for et område, eller fra stationer i et tilstødende lignende vandområde, der vurderes at kunne bruges på lige fod, puljes disse først for hvert år, og derefter beregnes for hvert af årene 2007-12 en middel forudsat...* Hertil bemærker DCE, at hvis det ikke er de samme stationer, som indgår i de forskellige år, indeholder år-til-år variationen i disse beregninger også en rumlig variation. Det har betydning for usikkerheden på tilstandsvurderingen.

Kapitel 3.1.3 Bundfauna

- Beregningsformlen for Dansk Kvalitets Indeks, DKI, revideres pt. af Alf Josefson (DCE) efter anmodning fra NST og forventes at foreligge i december 2013, hvor den tekniske anvisning *TA M19 Blødbundsfauna* samtidigt vil blive opdateret med relevante ændringer. Her vil det fremgå, at tilstandsvurderingen foretages ud fra 20%-percentilen af de beregnede DKI-værdier, hvilket i øvrigt harmoniserer grænsefastlæggelsen med Sverige. Det vil sige, at det ikke er den gennemsnitlige værdi, der er afgørende for tilstandsfastlæggelsen, men derimod at 80% af de beregnede værdier skal være over grænsen for god økologisk tilstand. På den baggrund foreslås den sidste sætning i boxen: *RETNINGSLINJE* ændret til...20%-percentilen skal være større eller lig med 0,68 for, at
- Punkt 3.1.3a – der foreslås indføjet, at indekset er blevet interkalibreret med de øvrige nordiske lande.
- Punkt 3.1.3b – der foreslås flg. ændring: *For hver af disse 6 prøver beregnes en DKI værdi, og områdets DKI værdi fastlægges herefter ud fra beregningen af 20%-percentilen. Følgende tekst slettes derfor: Tilstanden fastsættes ud fra den beregnede gennemsnitlige DKI værdi.*
- Punkt 3.1.3 – Omkring tolkningen af DKI-beregninger på prøvestørrelser, der er mindre end 0,1 m², foreslås der tilføjet, at tolkning afventer, at der udvikles referenceværdier for mindre prøvestørrelser herunder prøvestørrelser baseret på puljer á 5 haps.

Naturstyrelsens kommentarer til ovenstående og DCEs besvarelse (29/10 2013)

DCE har fra Naturstyrelsen (NST) i tre e-mails hhv. 16, 22. og 24. okt. 2013 modtaget kommentarer og spørgsmål til ovenstående *Kommentarer vedr. Basisanalyse 2013: Opgave 1.1 Kystvande*. NSTs kommentarer og spørgsmål omhandler Kapitel 3.1.1 *Ålegræs*, Kapitel 3.1.2 *Fytoplankton (klorofyl a)* samt Kapitel 3.1.3 *Bundfauna* og er nedenfor gengivet i deres helhed efterfulgt af DCEs svar.

Kapitel 3.1.1 Ålegræs

DCE ønsker at understrege, at tidligere fremsendte kommentarer til Kapitel 3.1.1 *Ålegræs* er givet for at sikre størst mulig information om indikatoren 'ålegræssets dybdeudbredelse' ud fra overvågningsprogrammets data. Det er naturligvis NSTs afgørelse, om de vælger at følge DCEs faglige anbefalinger eller vurderer, at det er mere hensigtsmæssigt at benytte andre fremgangsmåder.

NST kommentar:

DCE skriver, at "*Inddragelse af 0-transekter virker arbitrært, og rationalet for denne metodik er ikke angivet og sandsynligvis ikke holdbar*"

Rationalet for metodikken er forsøgt beskrevet i teksten: *Medregning af 0-transekter i den samlede tilstandsvurdering for det givne VRD-vandområde sikrer, at viden om, at der i vandområdet på egnet ålegræsbund (af anden grund end nævnt under pkt. 1) ikke forekommer ålegræs overalt, vil indgå i den samlede tilstandsvurdering for VRD-vandområdet.*

Der er f.eks. eksempler på, at ålegræs på nogle transekter i løbet af overvågningsperioden som mange steder startede i slutningen af 80'erne er forsvundet eller gået tilbage til at dække < 10%. Hvis disse transekter ikke indgår med en værdi (NST foreslået mindste udbredelsesdybde for vandområdet) i den fremadrettede tilstandsvurdering, mister man information om, at tilstanden, i det delområde transektet repræsenterer, er forringet. (hvis transekter i et område, hvor tilstanden forringes, derfor udelades i takt med at de bliver 0-transekter ville en tilstandsvurdering baseret udelukkende på de tilbageblevne teoretisk kunne vise en forbedret tilstand).

Vi er derfor ikke enige i, at inddragelse af 0-transekter beror på et tilfældigt valg.

DCE svar:

DCE er enig i, at en udtynding af ålegræsengene kan resultere i nul-transekter, og vi forstår NSTs argument. Men dybdeudbredelsen skal repræsentere et mål for hvor langt ude ålegræsset kan vokse, hvis substrat og andre fysiske faktorer tillader det. For et normalt transekt vil denne grænse for ålegræssets dybdeudbredelse være forholdsvis veldefineret, og ud fra tilstedeværelsen af ålegræs må det antages, at de fysiske forhold, for at ålegræs kan gro på transektet, er til stede. For et 0-transekt vides ikke, om det er substratet, fysisk eksponering eller lysforhold, som bestemmer dybdeudbredelsen. Derfor er det mest korrekt at udelade et 0-transekt.

Med den erfaring DCE har opnået ved analyse af overvågningsdata, er det endvidere vores opfattelse, at man opnår den bedste information med indikatoren 'ålegræssets dybdegrænse', hvis man udelukkende benytter transekter, hvor dybdegrænsen er registreret. Samtidig inkluderer man også data, der ikke afspejler lysets indflydelse på dybdegrænsen. Det kan generelt ikke anbefales at erstatte "en tabt prøve" (en ikke-repræsentativ prøve) med en arbitrær værdi, da dette vil påvirke de efterfølgende statistiske beregninger.

DCE mener ligesom NST, at ålegræssets arealdække også er en meget vigtig variabel. Men arealdækket er en anden indikator, som opgørelserne af ålegræssets dybdegrænse ikke er designet til at beskrive på tilfredsstillende vis.

NST kommentar:

DCE skriver videre: *0-transekter vil typisk forekomme, hvis der har været en kraftigt fysisk eksponering,*

Kan det dokumenteres? og hvordan kan man f.eks. udelukke menneskelig påvirkning som trawl eller udbredt ålegræs-død som er observeret i forbindelse med overvågningen ovenpå kraftig iltsvind i lavvandede områder?

Områder hvor der naturligt er en stor sediment materialetransport vil oftest ikke være bevoksede og vi skriver netop også i retningslinjerne: 1-Transekter, der på forhånd udelades af beregningerne af tilstanden *Transekter hvor dybdeudbredelsen er begrænset af sejlrender, substratforhold (bundforhold) eller andre fysiske, naturgivne forhold udelades af beregningerne.* Med det sidste i sætningen menes også transekter, hvis der f.eks. som følge af storm kan erkendes en stor materialeaflejring eller borterodering.

DCE svar:

DCE er enig i, at også fysisk eksponering i form af fiskeri med skraberedskaber eller kraftige iltsvind i lavvandede områder kan fjerne ålegræs og potentielt give anledning til 0-transekter. Men hvis man ønsker at beskrive effekter af nærings saltbelastning og dårlige lysforhold på dybdeudbredelsen af ålegræsset, mener DCE, man opnår den bedste information ved at udelade 0-transekter af analysen.

Hvis NST ønsker at beskrive ændringer i arealudbredelsen eller dækningsgraden af ålegræsset, bør der suppleres med indikatorer, der beskriver dette.

NST kommentar:

Så når DCE skriver at: *Meningen med indikatoren er jo, at den skal relatere til menneskeskabt påvirkning og ikke fysisk eksponering.* er vi enige og af den opfattelse, at det netop er, hvad vi gør med inddragelse af 0-transekterne.

(Når det kommer til at få grundlag for at vurdere om der skal ske indsats er det dog væsentligt at holde resultaterne adskilt, således at det kan identificeres om der bør være tale om indsats over for forskellige påvirkningstyper. I relation til eutrofiering skal det således ikke med i vurderingen af hvor langt fra opfyldelse af miljømålet området er (hvis der er stærk indikation for at 0-transektet skyldes f.eks.

bundskrabende redskaber)).

DCE svar:

Vi forstår implikationen af teksten i parentes som, at Naturstyrelsen ønsker at foretage to typer opgørelser af ålegræssets dybdeudbredelse: én opgørelse uden inddragelse af 0-transekter, som skal benyttes til at vurdere effekter af reduktioner i næringssaltbelastningen og én opgørelse med inddragelse af 0-transekter, som skal benyttes til at vurdere evt. effekt af bundskrabende redskaber.

Igen er vores anbefaling 1) at indikatoren 'ålegræssets dybdegrænse' beregnes uden at inddrage 0-transekter og dermed primært reflekterer effekter af næringssaltbelastning og dårlige lysforhold på dybdeudbredelsen og 2) at supplere med indikatorer der beskriver dækningsgrad/arealdække, hvis man bedre vil belyse, hvordan ålegræsbestandene som helhed ændrer sig.

NST kommentar:

Vedrørende anvendelse af transekter hvor slutdybden er mindre end måldybden skriver DCE: *Også i dette tilfælde bør alle transekter indgå i tilstandsvurderingen, incl. de transekter hvor dybdegrænsen falder sammen med den maksimale dybde. Sådanne tilfælde kaldes censorerede observationer og i beregningen af ålegræssets gennemsnitlige dybdeudbredelse i et område, kan man statistisk tage hensyn til, at disse observationer ikke repræsenterer den absolutte dybdegrænse. Det kræver blot en lidt mere sofistikeret statistisk model (se Carstensen (2010), L&O Methods). Pointen er, at censorerede observationer også indeholder information og derfor ikke bør smides væk.*

Vi forstår, at den nævnte metode Censored Data Regression, CDR beregner en teoretisk dybdegrænse ud over slutdybden på transektet ud fra sammenhængen mellem dækningsgrad og dybde indtil slutdybden?) Kan metoden også anvendes på situationer hvor der f.eks. er 100%'s dækning til slutdybden (og i fald den ikke kan, hvordan mener DCE så denne information kan indgå i tilstandsberegningen for hele vandområdet.

I skriver, at metoden er "en lidt mere sofistikeret model", kan det uddybes i forhold til, hvad en beregning kræver, kan "alle" i princippet udføre den. Er metoden f.eks. beskrevet andre steder end i L&O Methods, hvor den ikke umiddelbart er tilgængelig og er det muligt f.eks. at få tilsendt pdf-artiklen, der beskriver metoden?

Tilfælde hvor ålegræsset vokser til slutdybden i vandområder, hvor måldybden er større er forholdsvist begrænsede i antal men skal alligevel meget snart kunne beregnes for at kunne indgå i den igangværende tilstandsbeskrivelse.

DCE svar:

Ja, 'censored data regression' tager højde for, at ålegræs potentielt kan vokse dybere end områdets maksimale dybde, hvis disse falder sammen. Den kan også benyttes i tilfælde, hvor der er 100% dækning af ålegræs ved områdets maksimale dybde. Når man tilretter programmer/udlægger nye transekter, bør man dog så vidt muligt sikre, at transekterne er tilstrækkeligt dybe, ikke begrænsede af substrat og er repræsentative for området.

Det vil kunne lade sig gøre at generere et automatisk dataudtræk fra databasen, der beregner den gennemsnitlige dybdegrænse for ålegræs i hvert område, og hvor 'censored data regression' indgår i de tilfælde, hvor dybdegrænsen falder sammen med områdets maksimale dybde. Men det kræver, at databasen indeholder komplette oplysninger om områdets maksimale dybde.

For uddybende forklaring til metoden henviser DCE til J Carstensen (2010) *Censored data regression: Statistical methods for analyzing Secchi transparency in shallow systems*. *Limnology and Oceanography: Methods* 8, 2010, 376-385

NST kommentar:

DCE skriver vedr. arealvægtning :

DCE-Kommentarer

Vi mener, at dette afsnit (se oprindelig tekst nedenfor) bør udgå, da det potentielt rummer stor mulighed for individuelle fortolkninger. Alternativt bør det præciseres, at denne type vægtning kun må foretages i enkelte, på forhånd definerede særtilfælde for hvilke det er beskrevet præcist, hvordan vægtingen skal foretages.

Hvis et VRD område indeholder to delområder (som i jeres skitserede eksempel) som skal have lige stor vægt, så skal transekterne vægtes i forhold til dette.

Det er sådan set det vi prøver at skrive i afsnittet, at hvis der eksempelvis er dobbelt så mange transekter i et af to lige store delområder, skal de kun vægte det halve af transekterne i det andet delområde. (Når det så er sagt vil det også dreje sig om få tilfælde, idet transekterne jo netop i forbindelse med planlægning af overvågningsprogrammet er forsøgt udlagt, så de repræsenterer hele vandområdet).

DCE svar:

Det er godt, at det kun er få områder, hvor det skønnes nødvendigt at foretage en arealvægtning. DCE mener, det vil være en fordel at præcisere hvilke områder, det drejer sig om, så der ikke er mulighed for at foretage denne type vægtning for flere områder. Der kan også opstå det supplerende problem i forbindelse med denne type vægtning, at indikatoren jo er dårligere bestemt i delområdet med få transekter end i delområdet med mange transekter, og det derfor kan give en fejl at give området med få transekter større vægt.

Principielt burde transekterne jo være udlagt, så de repræsenterer de respektive områder og der derfor ikke burde være behov for vægtning.

NST kommentar:

DCE skriver vedr. beregning af tilstand for områder hvor datagrundlag mht. ålegræs er tilstrækkeligt

DCE-Kommentarer:

Fremgangsmåden er ikke helt korrekt, da der kan være forskellige transekter mellem de forskellige år, hvilke vil give anledning til en større år-til-år variation pga. skift mellem transekter. Det har betydning for usikkerheden på tilstandsúrderingen. I praksis vil det måske ikke betyde det store, men det er ikke teoretisk korrekt. Vi mener derfor, at afsnittet nedenfor bør justeres.

Er det en fejl, at DCE ikke har medsendt et justeringsforslag til teksten? Problemstillingen blev vendt på mødet i Silkeborg d. 26. september. Min opfattelse af konklusionen vedr. dette emne var, at alle var enige om, at man ideelt set burde lave gennemsnit på samme transekter år efter år i forbindelse med tilstandsbeskrivelsen, men at vi er i en situation, hvor overvågningsprogrammet er revideret flere gange i løbet af den samlede overvågningsperiode, nye transekter er kommet til andre er udgået enten som følge af besparelser eller bundforholdene eksempelvis er ændret, så bunden ikke længere er egnet til ålegræs.

DCE benytter jo også selv forskellige transekter for områderne år for år i tidserien for ålegræs i havrapporten.

DCE svar:

Vi er helt enige i, man skal inddrage de transekter i beregningen af middelværdien, som er undersøgt de enkelte år (fraregnet 0-transekter og transekter hvor substratet (fx sten) forhindrer ålegræsvækst). Da det ikke nødvendigvis er de samme transekter, der indgår fra år til år, kan man i beregningen af gennemsnittet korrigerer for dette ved at tage højde for, hvilke transekter der er med. Dette gøres ved at benytte en generaliseret lineær mixed model, som beskriver de rumlige og tidslige variationer samlet, når man beregner middelværdien. En sådan model tager højde for eventuelle effekter af, at undersøgelsestidspunktet ikke er det samme fra år til år, og at der kan ske skift af transekter mellem år. Det er denne type model DCE benytter ved beregning af årsgennemsnit for ålegræssets dybdegrænse i de årlige havrapporter. Denne model/metodik giver også en mere korrekt bestemmelse af usikkerheden på middelværdien.

DCE mener, at det vil være en fordel at definere et udtræksprogram og statistisk analyse, der automatisk foretager beregningen af den gennemsnitlige dybdegrænse i hvert område ud fra de beskrevne principper.

Vi har følgende forslag til formulering af teksten til dette punkt:

For vandområder, hvor der foreligger mere end ét års ålegræsdata beregnes middelværdien for perioden 2007-2012 ud fra en generaliseret lineær mixed model, som beskriver tidlige variationer mellem år, sæsonvariation, variationer mellem transekter og mellem dykkere, som har foretaget målingerne.

Kapitel 3.1.2 Fytoplankton (klorofyl a)

NST kommentar:

Datagrundlag for beregninger

DCE skriver mht. datagrundlaget for brug af 90%-fraktiler marts-september i det nordøstatlantiske område:

- "... DCE har tidligere bemærket (senest ved email 25/9 2013), at der som minimum bør foretages 24 klorofyl a målinger årligt for at kunne beskrive den markante årtidsvariation for klorofyl i danske farvande og fjorde med tilstrækkelig sikkerhed. Forudsat at 24 årlige målinger fordeler sig ligeligt over året, betyder det, at der bør foreligge 14 målinger i beregningsperioden marts til september"

og tilsvarende mht. brug af gennemsnit maj-september i det baltiske område senere at:

- "... forudsat der foreligger 8 målinger i beregningsperioden maj-september. Med tilsvarende argumentation som for perioden marts-september, foreslås følgende ændring (.....) forudsat der for hvert år foreligger mindst 10 målinger i beregningsperioden maj-september ..."

NST har vurderet, at et datagrundlag svarende til ca. 75% af den planlagte overvågning (frekvens 24) vil være tilstrækkelig (om end ikke optimal) til at foretage en tilstandsvurdering. Den planlagte overvågning på 24 gange årligt er ikke nødvendigvis helt jævnt fordelt hen over året på alle stationer, hvilket kan føre til at der fx 'mangler en enkelt måling' i ovennævnte perioder, og force majeure situationer som en vejrbettinget udskydelse eller fremskyndelse af prøvetagning nogle få dage henover perioderne eller som en sygdomsbetinget manglende prøvetagning, der ikke har kunnet kompenseres for, kan føre til noget tilsvarende. I praksis vil de fleste nyere datasæt kunne opfylde det af DCE fremsatte forslag om hhv. 14 og 10 målinger, men NST finder at relativt få 'næsten komplette' datasæt ikke bør kasseres, og har altså sat en nedre grænse for dette på ca. 75%. NST er selvfølgelig klar over at usikkerheden på tilstandsvurderingen er større i sidstnævnte tilfælde. Og det skal samtidig understreges at NST er helt enige i, og selv skriftligt har fremført, at den årlige frekvens for klorofyl (og vandkemi m.m.) som udgangspunkt skal være minimum 24.

DCE svar:

DCE ønsker at understrege, at tidligere fremsendte kommentar vedr. *Datagrundlag for beregninger* er givet for at sikre størst mulig sikkerhed på tilstandsvurderingen ud fra overvågningsprogrammets data. Det er naturligvis NSTs afgørelse, at benytte et mindre antal prøver, men skal i den sammenhæng være opmærksom på, at usikkerheden generelt øges med et mindre prøveantal.

NST kommentar:*90% percentil*

DCE skriver om brug af 90 % fraktilen at:

- "... det derfor bør specificeres, om 90%-percentilen udregnes empirisk eller ud fra en fordelingsantagelse. Såfremt man har en god fordelingsbeskrivelse af 90%-percentilen for klorofyl a, er det mere sikkert at bruge en parametrisk beregning.

NST har ikke forudsat nogen fordeling, men har blot puljet de forhåndenværende data. NST beder DCE om en uddybelse af kommentaren, og om præcist at angive den statistiske metode/tilgang i tilfælde af at en forudgående fordelingsantagelse er nødvendig.

DCE svar:

En empirisk beregning af 90%-percentilen foretages ved at ranke observationerne ud fra antagelsen, at alle observationer tilhører samme fordeling, dvs. samme middelværdi for stationer, år og måneder, som indgår i beregningen. DCE har erfaring for, at denne antagelse ikke er holdbar. Endvidere er en empirisk beregning af 90%-percentilen baseret udelukkende på de højeste observationer i fordelingen, og resten af observationerne bruges i princippet ikke, hvilket medfører en forholdsvis stor usikkerhed på den empirisk beregnede 90%-percentil.

Klorofyl kan tilnærmelsesvist antages at være lognormal fordelt med en middelværdi, som afhænger af station, år og måned for observationen. Denne lidt mere komplekse, men også mere korrekte, beskrivelse benyttes til at give en parametrisk beskrivelse af fordelingen, og ud fra denne parametriske fordelingsantagelse beregnes 90%-percentilen. Disse beregninger bør implementeres i ODA efter standard procedurer udarbejdet af NST i samarbejde med DCE.

NST kommentar:*Fjordtype M2*

DCE skriver at:

- "... teksten kan læses, som om Dybsø Fjord (fjordtype M2) anvendes som værende landsdækkende (implicit mht. miljømål), og at: "Det skal derfor nævnes, at miljømål fra én fjord ikke umiddelbart kan overføres til en anden fjord af samme type".

Der udestår et arbejde med at oversætte/udbrede de interkalibrerede miljømål til alle fjorde – dette er planlagt varetaget i forbindelse med modelprojektet i 1.-2. kvartal 2014. Der foreligger pt. et miljømål for Dybsø fjord, repræsenterende fjordtype M2, og da direktivet er lagt an på en typespecifik tilgang, er denne værdi, indtil ovennævnte arbejde er udført, det bedste bud på en værdi for fjordtypen M2, og er derfor taget i brug i basisanalysen.

DCE svar:

DCE fastholder sin kommentar vedr. *Fjordtype M2*

NST kommentar:*Rumligt datagrundlag*

DCE skriver vedr. at måden data puljes på kan give et uensartet rumligt datagrundlag, at:

- ”Hertil bemærker DCE, at hvis det ikke er de samme stationer, som indgår i de forskellige år, indeholder år-til-år variationen i disse beregninger også en rumlig variation. Det har betydning for usikkerheden på tilstandsvurderingen.

NST er klar over, at usikkerheden øges når datagrundlaget er rumligt uensartet. Mener DCE, at det er de samme stationer, der bør indgå i de forskellige år, og at dette udelukkende er begrundet i en usikkerhedsbetragtning?

DCE svar:

DCE mener, at middelværdien for klorofyl bør beregnes ved hjælp af en Generaliseret Lineær Model, som tager højde for skift mellem stationer og mellem år foruden en sæsonkorrektur. En sådan metode bør implementeres i ODA efter standard procedurer, som udarbejdes af NST i samarbejde med DCE.

Kapitel 3.1.3 Bundfauna

NST kommentar:

DCE mener at DKI skal beregnes med en 20%-fraktil, hvilket NST noterer sig og tager til efterretning.

Kan DCE i den forbindelse oplyse, hvornår vejledningen i beregning af 20%percentilen kan foreligge? NST skal bemærke, at der er meget nært forestående deadlines hv.a. basisanalysens tilstandsvurdering, og ifald vejledningen ikke foreligger snarest (allersenest første halvdel af uge 44) vil DKI-beregninger ikke indgå.

DCE svar:

Det er tidligere meddelt NST (bl.a. af projektleder Peter Henriksen), at projektet: *Udvikling og afprøvning af værktøjer til interkalibrering af planteplankton, makrovegetation og bundfauna i de danske kystområder* afsluttes i uge 48, 2013 med levering af en rapport bl.a. omhandlende udvikling og tilpasning af bundfauna værktøjet, dvs. DKI indekset.

NST kommentar:

Ang. prøvestørrelser mindre end 0.1 m²:

Vurderer DCE, at DKI beregninger baseret på 5 haps (svarende til 0,0715 m²) kan medtages i basisanalysen, når der tilsyneladende forventes udviklet nye referenceværdier for denne prøvestørrelse senere?

I fald DCE mener, at DKI beregninger baseret på 5 haps skal indgå (jf. spørgsmål ovenfor), hvordan foreslår DCE så, at DKI skal beregnes for et vandområde, hvor datagrundlaget både omfatter analyser af 5 prøver ét sted og 42 prøver i et grid et andet sted?

DCE svar:

DCE anbefaler, at DKI-beregninger baseret på 5 hapsprøver indgår i beskrivelsen af vandområdernes miljøtilstand med det forbehold for øje, at den beregnede DKI-værdi er en minimumsværdi. Hvis denne minimumsværdi er højere end den fastsatte referenceværdi for god økologisk tilstand, er konklusionen sikker. Hvis værdien er lavere end den fastsatte referenceværdi, vil tilstanden eventuelt skulle revurderes, når der forligger områdespecifikke omregningsfaktorer eller et sæt referenceværdier "Hmax".

Tilsvarende anbefaler DCE, at alle beregnede DKI-værdier i et givent vandområde indgår i tilstandsvurderingen, selvom DKI beregninger baseret på henholdsvis 5 og 7 hapsprøver ikke umiddelbart kan puljes. På tilsvarende vis gælder, at tilstanden helt sikkert er god, hvis mere end 80 procent af alle beregnede DKI-værdier er højere end grænsen for god tilstand. Hvis færre end 80 procent ligger over grænseværdien er konklusionen, at vandområdet ikke opfylder kriteriet for god tilstand, men denne konklusion kan på tilsvarende vis blive ændret, hvis der i fremtiden udvikles omregningsfaktorer.

Endeligt bør det fremhæves, at hvis der i fremtiden udvikles omregningsfaktorer eller nye referenceværdier for Hmax (5 hapsprøver), så forventes det, at det beregningsteknisk vil være forholdsvis simple beregninger, hvor de fleste mellemregninger fra tidligere kan genbruges i DKI-beregningen.

Naturstyrelsens kommentarer til ovenstående og DCEs besvarelse (12/11 2013)

DCE har fra Naturstyrelsen (NST) i to e-mails hhv. 4 og 5. nov. 2013 modtaget kommentarer og spørgsmål til DCEs besvarelse af 29./10. vedr. ovenstående *Kommentarer vedr. Basisanalyse 2013: Opgave 1.1 Kystvande*. NSTs kommentarer og spørgsmål omhandler Kapitel 3.1.1 *Ålegræs*, Kapitel 3.1.2 *Fytoplankton (klorofyl a)* samt Kapitel 3.1.3 *Bundfauna* og er nedenfor gengivet i deres helhed efterfulgt af DCEs svar.

Kapitel 3.1.1 Ålegræs

Sidetallene nedenfor henviser til dette notat.

NST kommentar:

DCE skriver p. 10: *Ja, 'censored data regression' tager højde for, at ålegræs potentielt kan vokse dybere end områdets maksimale dybde, hvis disse falder sammen. Den kan også benyttes i tilfælde, hvor der er 100% dækning af ålegræs ved områdets maksimale dybde. Når man tilretter programmer/udlægger nye transekter, bør man dog så vidt muligt sikre, at transekterne er tilstrækkeligt dybe, ikke begrænsede af substrat og er repræsentative for området.*

Vi er i tvivl om, hvad "disse" i anden linje hentyder til.

DCE svar:

DCE beklager uklarheden og har omformuleret sætningen til '... at ålegræs potentielt kan vokse dybere end områdets maksimale dybde, hvis **dybdegrænsen og den maksimale dybde** falder sammen'.

NST kommentar:

DCE skriver p. 11: *Det vil kunne lade sig gøre at generere et automatisk dataudtræk fra databasen, der beregner den gennemsnitlige dybdegrænse for ålegræs i hvert område, og hvor 'censored data regression' indgår i de tilfælde, hvor dybdegrænsen falder sammen med områdets maksimale dybde. Men det kræver, at databasen indeholder komplette oplysninger om områdets maksimale dybde.*

- (1) Er det kun i de tilfælde, hvor dybdegrænsen falder sammen med områdets maksimale dybde?
- (2) Skulle der have stået dybdeudbredelsen?

DCE svar:

- (1) Det er vigtigt at databasen indeholder komplette oplysninger om den maksimale dybde for alle områder, så det er muligt at identificere alle områder, hvor ålegræssets dybdeudbredelse/grænse falder sammen med områdets maksimale dybde. Der er også tilfælde, hvor dybdeudbredelsen/grænsen falder sammen med en sejltrende, og det er ligeledes nødvendigt at denne information fremgår af databasen, så også disse tilfælde kan behandles som censored data.
- (2) Vi tænker, det er mest logisk at tale om dybdegrænsen, da det jo er den variabel, vi skal beskrive. Men man kan også skrive dybdeudbredelsen,

eller dybdeudbredelsen/grænsen, som vi har gjort i svaret ovenfor. Det korte af det lange er, at det handler om at identificere de situationer, hvor det er områdets maksimale dybde eller en sejrende, der sætter grænsen for, hvor dybt ålegræsset kan vokse i området.

NST kommentar:

DCE skriver p. 5: *Fremgangsmåden er ikke helt korrekt, da der kan være forskellige transekter mellem de forskellige år, hvilke vil give anledning til en større årtil-år variation pga. skift mellem transekter. Det har betydning for usikkerheden på til-standsvurderingen. I praksis vil det måske ikke betyde det store, men det er ikke teoretisk korrekt. Vi mener derfor, at afsnittet nedenfor bør justeres.*

Er det korrekt forstået, at den fordel man får ved at benytte "en generaliseret lineær mixed model" f.eks. for vandområder, hvor der foreligger mere end ét års ålegræsdata for perioden 2007-2012 og hvor det ikke er nøjagtig de samme transekter fra vandområdet, der er undersøgt de enkelte år, vil være bedre en beskrivelse af variationen og dermed usikkerheden på bestemmelsen af middelværdien. Forstået således, at middelværdien vil være den samme som ved beregning af et "simpelt gennemsnit" af alle transektværdierne.

DCE svar:

Ved at benytte en generaliseret lineær model bliver både middelværdien og usikkerheden på bestemmelsen af middelværdien anderledes, end hvis man beregner et simpelt gennemsnit af data.

Kapitel 3.1.2 Fytoplankton (klorofyl a)

Sidetallene nedenfor henviser til dette notat.

NST kommentar:

DCE skriver p. 14: *Klorofyl kan tilnærmelsesvist antages at være lognormal fordelt med en middelværdi, som afhænger af station, år og måned for observationen. Denne lidt mere komplekse, men også mere korrekte, beskrivelse benyttes til at give en parametriske beskrivelse af fordelingen, og ud fra denne parametriske fordelingsantagelse beregnes 90%-percentilen. Disse beregninger bør implementeres i ODA efter standard procedurer udarbejdet af NST i samarbejde med DCE.*

Kan en sådan beregning udføres vha. enkle standardprocedurer i fx SAS, eller er det fx en beregning i flere trin, som ikke udføres som en standardprocedure? NST vil forhøre sig om muligheden for en umiddelbar dialog herom, således at en hurtig udførelse af beregningen er mulig, hvad enten det fx blot kræver en 'simpel henvisning' eller det kræver en mere udbygget dialog.

NST ønsker i øvrigt at få uddybet om lognormal fordelingen specifikt er foreslået mhp. at tage højde for at flere stationer kan indgå for det samme vandområde, eller at den generelt anbefales (altså uanset om der er én eller flere stationer per vandområde)? I tilfælde af, at der er flere stationer per vandområde, og der er indført sorteringskriterier for datagrundlaget - eksempelvis mindst 2 års data i perioden 2007-12, og mindst xx værdier per årsperiode (marts-september) - skal disse sorteringskriterier da bruges på om-

rådeniveau (altså data puljes inden sorteringskriteriet bruges) eller allerede på stationsniveau (altså stationer der ikke opfylder sorteringskriteriet frasorteres inden de puljes)?

DCE svar:

En sådan beregning kan programmeres ved hjælp af standardprocedurer i eksempelvis SAS. DCE mener, at det vil være en fordel at udarbejde en beskrivelse og efterfølgende programmering i samarbejde med NST, således at alle NST's behov bliver opfyldt.

Metoden kan generelt anbefales, uanset om der er en eller flere stationer. I stedet for at lave sorteringskriterier i datagrundlaget foreslår DCE, at usikkerheden i beregningen kvantificeres og inddrages i tilstandsvurderingen. Der kan så efterfølgende, i dialog mellem DCE og NST, udarbejdes kriterier for, hvornår den samlede usikkerhed er utilstrækkelig til at foretage en vurdering.

NST kommentar:

DCE skriver p. 15: *DCE mener, at middelværdien for klorofyl bør beregnes ved hjælp af en Generaliseret Lineær Model, som tager højde for skift mellem stationer og mellem år foruden en sæsonkorrektion. En sådan metode bør implementeres i ODA efter standard procedurer, som udarbejdes af NST i samarbejde med DCE.*

Vi er usikre på om denne beregning kan udføres som en enkel 'standardprocedure'. Ligesom ovenfor vil NST forhøre sig om muligheden for at indgå en umiddelbar dialog med DCE mhp. en hurtig udførelse af denne beregning.

DCE svar:

Som ovenfor. Disse beregninger kan foretages ved hjælp af standard statistiske rutiner.

Kapitel 3.1.3 Bundfauna

Nedenstående kommentarer er affødet af videomøde den 1.november 2013 mellem DCE og NST.

NST kommentar:

DCE og NST undersøger først i uge 45 om den i DCE's notat angivne metode matcher den metode som ligger til grund for de gældende interkalibreringsresultater for bundfaunaen i de danske farvande.

DCE svar:

Beregningsmetoden for DKI (DKI v.2), som er beskrevet i udkast fremsendt til NST, svarer til både 1) den metode som blev anvendt i den senest gældende interkalibrering (Baltic GIG, NEA 8,9,10) og 2) den endelige metodebeskrivelse for DKI v.2, som vil foreligge i uge 48. Grænsen mellem god og moderat status er interkalibreret og fastsat til 0,68 (dog 0,72 for type BC8 efter afstemning med Tyskland).

Metodebeskrivelsen af DKI (v.2) indeholdt fra starten desuden en beskrivelse af *vurderingskriterier*. Dvs. hvorledes et vandområdes status vurderes i forhold til grænsen mellem god/moderat. Her anbefales det at anvende en

20%-percentil til at fastslå om et område, repræsenteret ved at antal DKI beregninger, ligger over eller under grænsen for god status (dvs. 4 ud af 5 prøver skal være over grænsen, før et områdes status kan betragtes som god). Denne beskrivelse af vurderingskriteriet blev fremsendt til Wiser-databasen sammen med metodebeskrivelsen og er inkluderet i alle tidligere versioner af metodebeskrivelsen. Dette vurderingskriterium er i overensstemmelse med det vurderingskriterium, der anvendes i Sverige.

Interkalibreringsrapporten (Technical report Baltic GIG, Annex I in the EC decision) omhandler alene sammenligning af de forskellige landes metoder (indekser) i forhold til grænseværdierne (hovedsagelig god/moderat grænse) og forholder sig ikke eksplicit, til hvorledes det enkelte vandområde vurderes. De dele af metodebeskrivelsen, som ikke er medtaget i interkalibreringsrapporten, skulle ifølge interkalibreringsrapporten, være samlet på en webside: "The information provided in the present report is only regarding the national methods with results included in the Annex I of the EC Decision. The rest information on national methods, and provided by the work group, is not included in this report, but you can find it in the CIRCA website". Ud over den svenske procedure har DCE ikke noget konkret kendskab til, hvorledes vandområderne i andre EU-lande vurderes i forhold til den grænse, der er fastsat i interkalibreringen for god/moderat tilstand.

NST kommentar:

DCE præciserer først i uge 45 hvorledes NST på foreliggende grundlag kan beregne DKI til brug for basisanalysen; jfr. metodeforslag fremsat af DCE på videomødet.

DCE svar:

Da basisanalysen skal færdiggøres hurtigst muligt, anbefaler DCE, at der inddrages bundfaunadata i basisanalysen fra både punktstationer (dvs. fra stationer med 5 replikater) og fra stationsnet (typiske 42 enkelt stationer), selvom de to dataformater ikke umiddelbart kan sammenlignes. DKI-værdien beregnes som beskrevet i metodebeskrivelsen (DKI v.2.). Hapsprøverne puljes 5 og 7 fra henholdsvis punktstationer og stationsnet, hvorefter DKI-værdien beregnes. Denne anbefaling indebærer, at der vil foreligge en beregnet DKI-værdi fra hver prøvetagning på en punktstation og 6 DKI-værdier fra hver prøvetagning af et stationsnet på 42 prøver. Det er i denne sammenhæng vigtigt, at hapsprøvene puljes efter en på forhånd fastlagt procedure f.eks. 1-7, 8-14... (Dvs. der må *ikke* afprøves og udvælges forskellige kombinationsmuligheder!)

Som tidligere beskrevet, vil DKI-beregningen baseret på 5 hapsprøver være et minimumsestimat: Er den beregnede værdi over grænsen, er dette et holdbart resultat, men er værdien under grænsen for god/moderat tilstand, kan resultatet ændre sig hvis der senere udarbejdes en metode til at omregne DKI resultater for hh. 5 og 7 prøver.

DCE anbefaler endvidere, at vandområdersnes samlede tilstand vurderes ud fra 20%-percentilen således som anbefalet i metodebeskrivelsen (inklusive DKI beregninger baseret på 5 prøver). Dvs. at 4 ud af 5 DKI-beregninger skal ligge over grænsen for god/moderat, før området kan betragtes som værende i god tilstand.

Dette vil være en forholdsvis grov og upræcis fastlæggelse af vandområdets status, men DCE-vurderer, at dette vil være den mest robuste fremgangsmåde med de metoder, der pt. foreligger. Det forventes, at mere fintfølede statistiske metoder i fremtiden vil gøre det mulig, at bestemme 20% percentilen mere præcist for den enkelte station (eksempelvis bootstrapping og randomisering af delprøver før de puljes) og for hele vandområdet.