

Kommentarer til NST-udkast om retningslinier til Basisanalyse 2013 i søer

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 30. september 2013

Martin Søndergaard og Torben L. Lauridsen

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Naturstyrelsen
Antal sider: 16

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>

Indhold

Kommentarer til "Basisanalyse 2013: Retningslinjer for vurdering af tilstand i søer"	3
Kommentarer til "Basisanalyse 2013: Retningslinjer for risikovurdering for søer"	5
Referencer	5
Bilag	6

DCE er blevet bedt om at kommentere og kvalificere det faglige grundlag af NST's oplæg til retningslinjer for tilstandsvurdering og risikoanalyse baseret på foreliggende overvågningsdata. De følgende kommentarer og bemærkninger er baseret på to fremsendte udkast: "Basisanalyse 2013: Retningslinjer for vurdering af tilstand i søer" dateret 24.9.2013 og "Basisanalyse 2013: Retningslinjer for risikovurdering for søer", dateret 11. september 2013. Begge udkast blev tilsendt af Kjeld Sandby Hansen 24.9.13 og er vedhæftede dette notat som bilag.

DCE's bemærkninger begrænses alene til faglige elementer og ikke til hvorvidt retningslinjerne i juridisk forstand er i overensstemmelse med Vandrammedirektivets bestemmelser og dansk lovgivning.

Kommentarer til "Basisanalyse 2013: Retningslinjer for vurdering af tilstand i søer"

DCE har følgende kommentarer (rækkefølge af emnerne er som de præsenteres i udkastet) til "Basisanalyse 2013: Retningslinjer for vurdering af tilstand i søer":

Anvendelse af "ældre" data. Det angives flere steder i dokumentet, at ældre overvågningsdata (eksempelvis "de seneste data.." afsnit 1, og afsnit 2.1.1: "inddrages tidligere måleår") kan anvendes i vurderingen af tilstand. Det bør præciseres og standardiseres, hvor gamle data må være for stadigvæk at kunne anvendes i tilstandsvurderingen.

Anvendelsen af intervaller for støtteparametre (tabel 1.1). I tabel 1.1 angives for støtteparametrene total P og total N de vejledende grænser for kvalitetsklasser for søtype 9 og 10. Ved grænsen mellem Høj/god og God/moderat er angivet et interval for både total N og total P. I afsnit 2.1.1 er der givet et eksempel på hvordan total P anvendes som støtteparameter, men DCE bemærker, at det i øvrigt ikke er præciseret, i hvilke situationer den lave eller høje ende af intervallet skal anvendes.

Anvendelsen af klorofyl til at vurdere den økologiske tilstand. I afsnit 2.1.1 angives, hvorledes den økologiske tilstand kan vurderes på baggrund af indholdet af klorofyl på linje med, hvad der blev gjort i vandplan 1. DCE har i den forbindelse ikke forholdt sig til, at Vandrammedirektivet beskriver at fire biologiske kvalitetselementer skal indgå i den økologiske klassificering, men bemærker at det i den sammenhæng ikke er godt gjort, at det er tilstrækkeligt at vurdere tilstanden på baggrund af indholdet af klorofyl.

Anvendelsen af støtteparametre. I afsnit 2.1.1 beskrives, hvorledes indholdet af fosfor indgår i tilstandsvurderingen, og der angives koncentrationer på henholdsvis >0,126 mg P/l i lavvandede søer og >0,045 mg P/l i dybe søer for, hvornår værdierne anses at være for høje til at understøtte det målte klorofylindhold ved god-moderat grænsen. DCE bemærker her, at den angivne beregningsmetode ikke er underbygget af faglige analyser.

Tabel 2.2. I tabelteksten til tabel 2.2 henvises til tabel 4.3, men en sådan findes ikke i dette dokument.

Anvendelsen af klorofylintervaller. Under omtalen af tabel 2.2 beskrives det, hvornår den laveste og højeste værdi af de angivne klorofylintervaller anvendes. Kun hvis det vurderes, at søen har en naturlig lavere referenceværdi

for klorofyl a end gennemsnittet for søtypen anvendes den laveste værdi. Endvidere anføres, at hvor det ikke kan afgøres om der er en høj eller lav referencetilstand anvendes den høje ende. DCE bemærker, at det ikke er anvist, hvordan søer vurderes at have en naturlig lavere referenceværdi for klorofyl, samt at det ikke er faglig understøttet tilgang at vælge den høje ende af intervallet, hvis det ikke kan afgøres om søen har en høj eller lav referencetilstand.

Dybe søer behandles som lavvandede. Det angives at dybe søer, hvor mere end en tredjedel af søen er lagdelt i mindre end 1 måned, behandles som lavvandede søer. Dette må medføre, at dybe søer, hvor op til 2/3 af arealet er lagdelt hele sommeren, vil blive betragtet som lavvandede søer. Denne sondring mellem, hvad der betragtes som dybe og lavvandede søer, er ikke underbygget af analyser. I interkalibrerings-sammenhæng er for de tre interkalibrede søtyper (L-CB1, L-CB2 og L-CB3) tidligere anvendt en sondring i middeldybden ved henholdsvis 3-15m, <3 m, og 3-15 m (Poikane et al. 2009).

Klassificeringen af andre søtyper end søtype 1, 9 og 10. I afsnit 2.1.1 (tabel 2.3) beskrives hvilke klorofylgrænser, der anvendes til at beskrive høj-god og god-moderat grænserne for alle danske søtyper. DCE skal bemærke, at grænserne for andre søtyper end de interkalibrerede søtyper 1, 9 og 10 ikke er fagligt understøttet.

Afsnit 3 i afsnit 2.2. Første sætning er ufuldstændig. Dette påvirker også den efterfølgende sætning.

Søtyper, hvor undervandplanter anvendes i tilstandsvurderingen. Det bemærkes at kun søtype 9 og 10 er interkalibrerede hvad angår anvendelsen af undervandsplanter til tilstandsvurderingen.

Tabel 2.4. Der er ikke vist en tabel 2.4 (men tabel 2.5).

Vegetationsundersøgelser i søer på 1-5 ha (afsnit 2.2). Der angives en oversættelse af vegetationsdata opnået i forbindelse med habitatdirektivets registreringer til anvendelse ved beregning af undervandsplanteindekset. DCE vurderer, at dette er den bedste tilgang til at anvende primærdato opnået ved habitatdirektivets registreringer, men at oversættelsen er ikke baseret på en faglig analyse.

Anvendelsen af ældre fytoplanktondata (afsnit 2.3). Det angives, at planktonundersøgelser fra før 2001 kan anvendes, hvis det på baggrund af udviklingen i klorofyl- og næringsstofindhold vurderes, at den fortsat er repræsentativ for søens tilstand. Der er ikke lavet nogen analyse af i hvilket omfang dette er muligt, og hvad det mere præcis indebærer.

Søtyper, hvor planteplankton anvendes i tilstandsvurderingen. Det bemærkes at kun søtype 9 og 10 er interkalibrerede, hvad angår anvendelsen af planteplankton til tilstandsvurderingen.

Retningslinjer for vurdering af målopfyldelse for fisk

Det er angivet at en sø med middeldybde >3 m, godt kan være funktionelt lavvandet, hvis der ikke optræder stabil lagdeling og omvendt at en sø med middeldybde <3, kan være funktionelt dyb, hvis der optræder stabil lagde-

ling. DCE bemærker, at det ikke er anvist, hvordan stabil eller ikke stabil lagdeling vurderes.

I næstsidste afsnit nævnes at undersøgelsers repræsentativitet fra før 2007 skal vurderes ud fra ændringer i klorofyl og næringsstofniveau. DCE bemærker, at kriterier herfor ikke er beskrevet, om end det er nævnt at dette vil ske efterfølgende. Der bør være en præcisering af på hvilken baggrund kriterier tænkes udvalgt.

Kommentarer til "Basisanalyse 2013: Retningslinjer for risikovurdering for søer"

DCE har følgende kommentarer (rækkefølge af emnerne er som de præsenteres i udkastet) til "Basisanalyse 2013: Retningslinjer for risikovurdering for søer":

Anvendelsen af klorofyl a til risikovurdering. Det bemærkes at klorofyl a ikke er et selvstændigt kvalitetselement, men indgår i kvalitetselementet fytoplankton.

Tabel 1. Der mangler en forklarende tekst.

Tabel 1. Sikkerheden ved risikovurderingen. Tabel 1 baserer sig alene på, om klorofylindholdet er over eller under den angivne grænse for god-moderat tilstand (søjle 1 og 2). Dermed forholder risikovurderingen (søjle 5) sig ikke til den usikkerhed, der ligger i fastsættelsen klorofylindholdet (som eksempelvis udtrykt ved år-til-år variationer i søers indhold af klorofyl a ved uændrede belastningsforhold). Det bemærkes ydermere at usikkerheden, hvorved det kan angives at en sø er i risiko for eller ikke i risiko for manglende målopfyldelse, øges når den målte klorofylværdi ligger tæt på god-moderat grænsen.

Tabel 1. DCE har generelt ikke forholdt sig til teksten i bemærkningsfelterne, da disse angives at blive fjernet i den endelige version. Uden bemærkninger kan skemaet være vanskeligt at forstå - eksempelvis vil de fire første søjler i de to første række være identiske, men risikovurderingen vil angives forskelligt.

Tabel 1. Række to og række tre er identiske.

Tabel 1. Bemærkninger vedr. sørestauring. I søjlen "Risikovurdering" angives "ikke i risiko for målopfyldelse" hvortil bemærkes, at erfaringerne med sørestauringer i Danmark viser, at der ikke nødvendigvis skabes permanente effekter ved et restaureringsindgreb.

Anvendelsen af ikke interkalibrerede kvalitetselementer. Det bemærkes at indices for fisk, fytobenthos og benthic fauna ikke er interkalibrerede. Det bemærkes yderligere at fytobenthos i vandrammedirektivet ikke er beskrevet som et selvstændigt kvalitetselement, men omfattes af det biologiske kvalitetselement " Macrophytes and phytobenthos".

Referencer

Poikane S. 2009. Water Framework Directive intercalibration technical report: part 2: lakes. JRC Scientific and Technical Reports.

Bilag

Bilag 1

Vfkg Sø 24.9.2013

UDKAST

Basisanalyse 2013: Retningslinjer for vurdering af tilstand i søer

1. Introduktion

I forbindelse med basisanalysen 2013 gennemføres en tilstandsvurdering og en vurdering af risikoen for ikke at nå målopfyldelse i 2021. Retningslinjerne for tilstandsvurderingen for søer fremgår af dette afsnit, mens retningslinjerne for risikovurderingen fremgår af afsnittet ”Retningslinjer for risikovurdering for søer.”

Retningslinjer for vurdering af tilstand i søer, der indgår i basisanalysen.

I basisanalysen vurderes tilstanden i den enkelte sø for hvert af de målte biologiske kvalitetselementer samt de øvrige fysisk-kemiske kvalitetselementer. Nedenstående retningslinjer beskriver, hvordan de enkelte kvalitetselementer skal vurderes. I basisanalysen beskrives tilstanden for hvert enkelt kvalitetselement. Der foretages ikke en samlet vurdering af tilstanden.

Tilstandsvurderingen skal desuden lægges til grund for vurderingen af risikoen for ikke at opfylde miljømålet.

Fysisk-kemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer

De fysisk-kemiske- og hydromorfologiske kvalitetselementer (støtteparametre), skal understøtte de biologiske kvalitetselementer. De vejledende fosfor- og kvælstofværdier, der understøtter klorofylniveauerne i de forskellige tilstandskasser fremgår af tabel 1.1. Anvendelse af støtteparameteren fosfor er nærmere beskrevet under afsnittet om klorofyl.

Som for de biologiske kvalitetselementer anvendes som udgangspunkt middel af tidsvægtede sommergennemsnit for perioden 2007-2012, men i søer, hvor der ikke foreligger data fra denne periode inddrages de seneste data forud for perioden. Støtteparametrene er vejledede i forhold til tilstandsvurderingen og indgår altså ikke som selvstændigt kvalitetselement.

	Parameter	Høj/god	God/moderat	Moderat/Ringe	Ringe/Dårlig
Type 9, Lavvandede søer	Total P (µg/l)	27 - 32	59 - 70	159	259
	Total N (mg/l)	0,48-0,55	0,85-0,96	1,76	2,50
Type 10 Dybe søer	Total P (µg/l)	8 - 13	15 - 25	69	172
	Total N (µg/l)	0,08 - 0,15	0,18 - 0,33	1,08	3,14

Tabel 1.1 Vejledende grænser for kvalitetsklasser for fysisk-kemiske støtteparametre for søtype 9 og 10. Grænserne er beregnet ud fra empiriske sammenhænge mellem klorofyl og næringsstofferne fosfor og kvælstof, Jf. retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer, Vandplaner 2010-2015.

Hydromorfologiske elementer omfatter vandtilstrømning, opholdstid, forbindelse til grundvandsforekomster samt morfometriske forhold som dybdeforhold, volumen og bundforhold.

Dybdeforholdene indgår i søtyperne, mens tilstrømningen af vand og næringsstoffer samt de morfometriske forhold indgår i forbindelse med vandplanens vurdering af indsatsbehov. Ud over betydningen for typologien, indgår de hydromorfologiske elementer ikke specifikt i basisanalysen.

2. Tilstandsvurdering

2.1 Tilstandsvurdering på baggrund af klorofyl a

Tilstanden i forhold til klorofyl a vurderes som udgangspunkt på samme måde som i 1. vandplan, jf. nedenstående retningslinjer.

2.1.1 Biologiske kvalitetselementer, klorofyl

Klorofyl indgår som et mål for biomassen i kvalitetselementet fytoplankton. Der er gennemført en EU interkalibrering for klorofyl, og i de tilfælde hvor der kun er målt klorofyl, og ikke de øvrige parametre til måling af et fuldt fytoplanktonindeks, anvendes klorofyl til at vurdere økologisk tilstand på linje med, hvad der blev gjort i vandplan 1.

Tilstanden vurderes som udgangspunkt som middel af tidsvægtede sommergennemsnit indenfor 6 års perioden 2007-2012. Hvis der ikke findes måleår med tidsvægtede sommergennemsnit indenfor perioden 2007-2012, inddrages tidligere måleår, dog således at tilstandsvurderingen markeres som usikker (f.eks. angives i parentes), hvis den alene bygger på data fra før 2001, jf. tabel 2.1.. Ved vurdering af høj eller god tilstand indgår støtteparameteren fosfor i tilstandsvurderingen. Med udgangspunkt i empiriske sammenhænge mellem fosfor, kvælstof og klorofyl, er der etableret værdier for P og N svarende til de grænseværdier for klorofyl, som adskiller kvalitetsklasserne, jf. tabel 1.1. Herved kan det vurderes, om støtteparametrene understøtter det målte klorofylindhold. Tilstandsvurderingen angives som usikker (f.eks. markeret med parentes), hvis de målte værdier for støtteparametrene ikke understøtter det målte klorofylindhold. Dette kan være tilfældet, hvis klorofylindholdet er lavt, men et højt indhold af næringsstoffer – specielt fosfor, viser, at der er potentiale for opvækst af en større algemængde. Dette beror på en konkret vurdering, men som udgangspunkt vil gælder, at tilstanden ikke understøttes af klorofylindholdet, hvis støtteparameteren fosfor er mere end 80 % over niveauet for grænsen god/moderat. For fosfor i lavvandede søer: $1,8 * 0,07 = 0,126 \text{ mgP/l}$, i dybe søer $1,8 * 0,025 = 0,045 \text{ mgP/l}$.

Hvor det på grund af manglende viden om de enkelte kvalitetselementer ikke er muligt at vurdere tilstanden, angives dette.

Sønavn	Klorofyl-a, µg/l, sommermiddel	EQR	Økologisk klasse
Lillesø	80	0,09	Ringe
Storesø	9	0,43	God
Mellemsø	(43)	(0,17)	(Moderat)

Tabel 2.1: Eksempel på oversigt over den økologiske tilstand i hovedvandoplandets søer, udtrykt ved overfladevandets klorofylindhold som middel for sommerperioden (1/5-1/10) samt som EQR. Sommermidler bygger normalt 5 målinger, men også år med 4 målinger er medtaget. Tilstandsvurderinger, der bygger på data fra før 2001 er anført i parentes.

Søernes tilstand præsenteres som økologiske klasser i tabel og på web-gis. For søtype 2, 9 og 10 anvendes de grænseværdier for klorofyl a der fremgår af, tabel 2.2. For de øvrige søtyper tages udgangspunkt i grænseværdierne der fremgår af tabel 2.3.

Hvor søer bliver omfattet af bestemmelserne om stærkt modificerede vandområder, jf. afs. xxx, opstilles der specifikke krav til de relevante biologiske kvalitetselementer, der tager højde for de fysiske ændrings indflydelse på de biologiske forhold. Tilstanden vurderes herefter som det økologiske potentiale i områderne. I basisanalysen svarer økologisk potentiale til økologisk tilstand, idet de hydromorfologiske ændringer, der har givet anledning til udpegning som stærkt modificerede områder, ikke forhindrer opnåelse af en tilstand, der svarer til god tilstand.

Søtype	Referencetilstand, klorofyl a (µg/l)	Grænser mellem økologiske tilstandsklasser							
		Høj/god		God/moderat		Moderat/ringe		Ringe/dårlig	
		EQR	Klorofyl a (µg/l)	EQR	Klorofyl a (µg/l)	EQR	Klorofyl a (µg/l)	EQR	Klorofyl a (µg/l)
2	2,45 – 3,72	0,57	4,3 – 6,5	0,31	8,0 – 12,0	0,14**	27**	0,06**	56**
9, lavvandet	6,24 – 7,5	0,63	9,9 – 11,7	0,30	21,0 – 25,0	0,13**	56**	0,08**	90**
10, dyb	2,53 – 3,85	0,55	4,6 – 7,0	0,32	8,0 – 12,0	0,14**	27**	0,07**	56**

Tabel 2.2: Grænser mellem økologiske tilstandsklasser udtrykt som klorofyl a koncentration og EQR. Grænseværdierne bygger på EU-kommissionens interkalibreringsbeslutning. Se også tabel 4.3. Forslag til grænseværdier er markeret med ** og er ekstrapoleret på baggrund af faglig rapport fra DMU, nr. 475.

I tabel 2.2 er anvendt et interval for grænsen mellem de enkelte tilstandsgrænser. Intervallerne skal ses i lyset af, at de enkelte typer er så bredt defineret, at der inden for typerne eksisterer en naturlig variation.

- Det laveste værdi anvendes, hvis det vurderes at søen naturligt har en lavere referenceværdi for klorofyl a end gennemsnittet for søtypen.
- Omvendt kan den højeste værdi anvendes, hvis søen naturligt er mere næringsrig og har højere klorofylniveau end gennemsnittet for søtypen.
- I tilfælde hvor det ikke muligt at afgøre om en sø har en høj eller lav referencetilstand anvendes den højeste ende af intervallet som miljømål.
- Dybe søer, hvor mere end en tredjedel af søen er lagdelt i mindre end 1 måned, behandles som lavvandede søer. Her anvendes den laveste værdi i intervallet for lavvandede søer.

	Høj / god	God / moderat	Antal i DK (%)
Søtype			
1	4,3 – 6,5	8 – 12	6
2 (L-CB 3)	4,3 – 6,5	8 – 12	3
3	4,3 – 6,5	8 – 12	<1
4	4,3 – 6,5	8 – 12	0
5	4,3 – 6,5	8 – 12	<1
6	4,3 – 6,5	8 – 12	<1
7	4,3 – 6,5	8 – 12	0
8	4,3 – 6,5	8 – 12	0
9 (L-CB 2)	9,9 – 11,7	21 – 25	49
10 (L-CB 1)	4,6 – 7,0	8 – 12	24
11	9,9 – 11,7	21 – 25	5
12	4,6 – 7,0	8 – 12	0
13	9,9 – 11,7	21 – 25	5
14	4,6 – 7,0	8 – 12	3
15	9,9 – 11,7	21 – 25	2
16	4,6 – 7,0	8 – 12	0

Tabel 2.3. Oversigt over grænser for høj/god og god/moderat økologisk tilstand for klorofyl a (sommergennemsnit 1. maj – 1. september) baseret på interkalibreringsresultatet for søtyperne 2, 9 og 10. Øvrige værdier er interkalibreringsresultatet transformeret til de øvrige danske søtyper.

Beregning af sommermiddel

Beregningsmetoden af tidsvægtet sommermiddel foretages efter samme metode som DCE anvender, således:

Ved grænseflader, fx for sommerperioden 1. maj til 31. september, kan der ekstrapoleres værdier ud over perioden med indtil 6 uger (42 dage) fra måletidspunktet. Dvs. hvis man skal lave sommern gennemsnit og har en måling d. 15. maj, så kan der ved ekstrapoleringen hen til 1. maj anvendes målinger indtil d. 3. april (hvis de findes). Hvis der ikke er målinger indenfor 6 ugers perioden, ekstrapoleres med en konstant værdi tilbage til 1. maj.

Når der laves sommern gennemsnit, beregnes kun gennemsnit, hvis der mindst er 4 målinger i perioden 1. maj – 31. september. Hvis der ikke er målinger indenfor en 6 ugers periode fra sommerperiodens endepunkter, beregnes ikke sommern gennemsnit. Ifølge Novana programmet skal der være målinger en gang om måneden i sommerperioden, altså 5 målinger, men fra tidligere år kan der foreligge et lavere antal målinger.

Denne beregningsmetode adskiller sig en smule fra metoden anvendt i STOQ. Derfor kan der forekomme mindre afvigelser i forhold til sommern gennemsnit beregnet af STOQ, og som tidligere er anvendt i vandplanerne. I 2. vandplanperiode er det den her beskrevne metode, der er gældende, og evt. ændringer skal rettes til efter denne.

Da grænsen mellem klasserne er angivet med 1 decimal – eksempelvis 12,0 for dybe søer, angives middelværdien ligeledes med 1 decimal. Eksempelvis vil en middelværdi på både 11,96 og 12,04 i en dyb sø angives som 12,0, og dermed betyde målopfyldelse.

2.2 Retningslinjer for vurdering af tilstand for undervandsplanter i søer.

Indeks vedr. undervandsplanter kan beregnes efter Søndergaard, M. m.fl. (2013): Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb, hvis man for søerne har udført en vegetationsundersøgelse efter de tekniske anvisninger, der har været gældende for Novana-programmet siden 2004, samt kender søernes areal, dybde og typologi.

Der anvendes som udgangspunkt vegetationsdata fra perioden 2007-2012. Ud fra vegetationsundersøgelser i denne periode og retningslinjerne i Søndergaard m.fl. (2013) bestemmes EQR. Hvis der er flere undersøgelser i perioden 2007-2012 inddrages alle, og EQR beregnes som gennemsnit af de enkelte EQR. (alternativt kan EQR beregnes ud fra et gennemsnit af hhv. dækningsgrad/dybdegrænse og antal indikatorarter. Dette skal afklares)

Efter en faglig vurdering kan data tilbage til 2004 anvendes, da der ikke er lavetinddrages. Dette kan gøres, hvis det på baggrund af andre undersøgelser, primært klorofyl, vurderes, at tilstanden er uændret, således at vegetationsundersøgelsen stadig må anses for at være repræsentativ for den aktuelle tilstand. Hvis flere undersøgelser inddrages, beskrives tilstanden ved et gennemsnit af de enkelte EQR-værdier.

Data anvendes til at beregne en samlet score ud fra de points, der tildeles på baggrund af:

- Antal indikatorarter (type 2, 9 og 10)
- Dybdegrænse, m (søer med middeldybde < 3 m, type 2 og 10)
- Relativt plantedækket areal (RPA), % (søer med middeldybde > 3 m, type 9)

Uanset søtypen regnes en sø som lavvandet hvis middeldybden er < 3 m og dyb hvis middeldybden er > 3 m).

På baggrund af vurdering fra DCE kan indekset kun bruges på de EU-interkalibrerede klarvandede og ferske søtyper: dybe kalkfattige søer samt lavvandede og dybe kalkrige søer (type 2, 9 og 10). Af disse er de dybe kalkfattige søer ikke omfattet af EU-interkalibreringen, man må i denne sammenhæng opfattes som en national søtype.

Indikatorarter

Indikatorarterne udgøres af 21 arter, der er særligt tilknyttet næringsfattige søer (tabel 2.2.1 og 2.2.2 i "Søndergaard, M. m.fl. (2013). Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb"). Antal arter fra denne liste findes ved udtræk fra Stoq.

Dybdegrænse (type 2 og 10)

Undervandsplanternes maksimale dybdegrænse i meter udtrækkes fra Stoq.

Relativt plantedækket areal, RPA (type 9)

Undervandsplanternes relativt plantedækkede areal i % udtrækkes fra Stoq.

Ud fra ovennævnte værdier udregnes en samlet score for den enkelte sø, og på basis af denne beregnes søens økologiske kvalitetsratio, EQR. Ud fra EOR-værdien fastsættes søens økologiske tilstandsklasse, jf. tabel 1.

EQR	0,8-1	0,6-0,8	0,4-0,6	0,2-0,4	0-0,2
Tilstandsklasse	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig

Tabel 2.5. Grænser mellem økologiske tilstandsklasser udtrykt som EQR

Beregning af score og EQR er beskrevet i Box 2.2.1 i "Søndergaard, M. m.fl. (2013). Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb". Ved at sammenligne den økologiske tilstand med det fastsatte miljømål, kan det vurderes, hvorvidt søen opfylder målet for kvalitetselementet undervandsplanter.

Søer på 1-5 ha

Søer < 5 ha indgår ikke i vandrammedirektivets overvågningsprogram, men overvåges i forhold til habitatdirektivet. I forbindelse med denne overvågning fastlægges søernes naturtilstand ud fra en vegetationsundersøgelse, jf. TA nr. S10: "Naturtypebestemmelse samt vegetationsundersøgelse, feltmålinger og udtagning af vandprøver til brug ved tilstandsvurdering af søer og vandhuller < 5 ha." I denne forbindelse bestemmes søens naturtilstand ud fra bl.a. dækningsgrad og artssammensætning af undervandsvegetationen, altså de samme parametre, som indgår i vegetationsindekset for lavvandede søer. Detaljeringsgraden er dog mindre, idet undersøgelsen er

mere ekstensiv, og dækningsgraden bliver vurderet i intervallerne: 0%, >0-5%, 5-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%. Desuden bestemmes dybdegrænsen ikke.

Ved oversættelse til undervandsplanteindekset for lavvandedes søer vil en dækningsgrad på 0% give 0 points, >0-5 % give 2 points, 5-25% give 6 points, 25-50% give 7 points og > 50% give 9 points.

For dybe søer vil en sådan oversættelse ikke kunne foretages.

2.3 Retningslinjer for vurdering af målopfyldelse for planteplankton

Kvalitetsklasse for planteplankton vurderes på baggrund af nedenstående, jf. Søndergaard, M., m.fl. (2013): Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb:

Ud fra seneste planktonundersøgelse bestemmes (tidsvægtet sommermiddel):

% blågrønalger

% gulalger

Antal af indikatorarter for næringsrige og næringsfattige forhold

Klorofyl a koncentration

Som udgangspunkt anvendes undersøgelser fra perioden 2007-2012, men undersøgelser tilbage til 2001 kan anvendes. Undersøgelser fra før 2001 kan kun anvendes, hvis det på baggrund af udviklingen i klorofyl- og næringsstofindhold vurderes, at den fortsat er repræsentativ for søens tilstand.

For bestemmelse af kvalitetsindikatoren inddeles søerne i tre grupper:

- 1) Alkaliniteten er < 1 og middeldybden < 3 m (søtype 1 og dele af søtype 9)
- 2) Alkaliniteten er > 1 og middeldybden < 3 m (søtype 9)
- 3) Alkaliniteten er > 1 og middeldybden > 3 m (søtype 10)

Man skal således være opmærksom på, at alkalinitetsgrænserne ikke følger grænserne for søtyperne, hvor der skelnes mellem om alkaliniteten er større eller mindre end 0,2 meq/l.

Ud fra ovenstående beregnes planteplankton-EQR og Økologisk klasse.

På baggrund af vurdering fra DCE, kan indekset kun bruges i de klarvandede, ferske søtyper: Lavvandede, lavalkaline søer samt lavvandede og dybe alkaliske søer (type 1, 9 og 10), og således ikke i f.eks. brunvandede søer og brakvandssøer.

2.4 Retningslinjer for vurdering af målopfyldelse for fisk

Økologisk kvalitetsklasse for fisk vurderes på baggrund af nedenstående, jf. M. Søndergaard m.fl. (2013): Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb: Dette indeks er et nationalt indeks, idet der endnu ikke er foretaget en EU interkalibrering af kvalitetselementet fisk.

Ud fra seneste fiskeundersøgelse efter det nationale overvågningsprogram for søer bestemmes:
NPUE (total fangst (antal) pr. garn)

% rovfisk > 10 cm (biomasse)
% skalle og brasen (biomasse af skalle, brasen og hybrider af disse)
Individbiomasse (i total fangst)

Ud fra ovenstående beregnes fiske-EQR og økologisk klasse for henholdsvis dybe (middeldybde > 3 m) og lavvandede (middeldybde < 3 m) søer. Skelnen mellem dybe og lavvandede søer følger reglerne for typologien således, at en sø med middeldybde > 3 m godt kan være funktionelt lavvandet, hvis der ikke optræder stabil lagdeling. I det tilfælde behandles den som lavvandet. Omvendt kan en lavvandet sø være funktionelt dyb, og behandles som sådan, hvis den har stabil lagdeling.

Indekset er udviklet på baggrund af fiskeundersøgelser i 5 søtyper, dog med lavvandede alkaliske søer som den altdominerende type. DCE vurderer, at indekset som udgangspunkt kun dækker søtype 9 og 10. Lavvandede søer svarer således til type 9 og dybe søer til type 10.

Som udgangspunkt anvendes undersøgelser fra 2007-2012. Hvis der ikke er undersøgelser i denne periode anvendes seneste undersøgelse fra før 2007. Anvendes undersøgelse fra før 2007 vurderes ud fra evt. ændringer i klorofyl- og næringsstofindhold, om den fortsat er repræsentativ for søens tilstand. Kriterier for dette vurderes nærmere efterfølgende. Hvis ikke udelades den af tilstandsvurderingen.

Hvis der inddrages flere fiskeundersøgelser i tilstandsvurderingen, beregnes EQR for hvert år, hvorefter tilstanden beskrives ud fra et gennemsnit af EQR'erne.

2.5 Fytobentos

Indeks ikke udviklet endnu

2.6 Bentisk fauna

Indeks ikke udviklet endnu

2.7 Miljøfarlige forurenende stoffer

Håndteres af MFS-gruppen

2.8 Anvendelse af flere indices

I basisanalysen beskrives tilstanden for hvert indeks for sig.

Bilag 2

Ringkøbing
J.nr. NST-421-00362
Ref. Gufkr/kjsha
Den 11. september 2013

Basisanalyse 2013. Retningslinjer for risikovurdering for søer.

Retningslinjer for vurdering af risikoen for ikke at opfylde miljømålet i 2021.

I forbindelse med risikovurderingen foreslås nedenstående principper anvendt i forhold til klorofyl a (tabel 1). Risikoen vurderes således i forhold til både vurderingen af tilstand og udvikling i vandplan 1 og de efterfølgende målinger, som er indeholdt i Basisanalysen.

Forslag til principper for inddragelse af kvalitetselementerne fytoplankton, vegetation og fisk fremgår det efterfølgende afsnit.

Målopfyldelse i BA13 (Klorofyl)	Målopfyldelse i 2015 jf. 1. vandplan (Klorofyl)	Undtagelse i 1. vandplan	Indsats i 1. vandplan	Risikovurdering	Bemærkninger (sø)
Ja	Ja	Nej	Nej	● Ikke i risiko for manglende målopfyldelse	
Ja	Ja	Nej	Nej	● I risiko for manglende målopfyldelse	Søer med stigende tendens i klorofyl. Målopfyldelse understøttes ikke af støtteparametre. Ekspertvurdering. Kriterie skal besluttes i forbindelse med baselinefremskrivning.
Ja	Ja	Nej	Nej	● I risiko for manglende målopfyldelse	Søer med stigende tendens i klorofyl. Målopfyldelse understøttes ikke af støtteparametre. Ekspertvurdering. Kriterie skal besluttes i forbindelse med baselinefremskrivning.
Ja	Ukendt	Nej	Nej	● I risiko for manglende målopfyldelse	Målopfyldelse usikker – bygger kun på et enkelt års målinger i perioden 2011-12
Nej	Ja	Nej	Nej	● I risiko for manglende målopfyldelse	Søer, hvor seneste målinger for første gang viser manglende målopfyldelse
	Nej	Nej	Fuld (incl. sørestauring)	● Ikke i risiko for manglende målopfyldelse	Sørestauring Fuld indsats P (ingen intern P-belastning, da restaureringen forventes at føre til målopfyldelse). Vi kan dog ikke være sikre på at indsatsen bliver gennemført, hvis det ikke sker er den i risiko.

Comment [Kjsa1]: Bemærkningskollonnen forventes fjernet i den endelige version, og formentlig erstattet af noter i tabellen. I øjeblikket er den mest til internt brug.

		Ja	Ja	● I risiko for manglende målopfyldelse	Søer med indsats overfor ekstern belastning, evt. med intern belastning
			Ingen	● I risiko for manglende målopfyldelse	Fx søer hvor ekstern belastning er nedbragt, men med intern belastning. Søer med ukendt belastning
	Ukendt	-	-	● I risiko for manglende målopfyldelse	
Ukendt	-	-	-	● Risiko for manglende målopfyldelse kan ikke vurderes	

Tabel 1

Som det fremgår, foreslås søerne inddelt i to risikogrupper:

- = Ikke i risiko for manglende målopfyldelse i 2021
- = I risiko for manglende målopfyldelse i 2021

Inddragelse af øvrige biologiske kvalitetselementer

Hvor kun klorofylldata foreligger benyttes disse til tilstandsvurdering og risikovurdering, evt. suppleret med støtteparametrene fosfor og kvælstof, jf. Retningslinjer for tilstandsvurdering og tabel 1.

Øvrige kvalitetselementer inddrages således:

Hvor der foreligger data til beregning af fytoplanktonindeks, benyttes dette til tilstandsvurderingen, hvis søen tilhører en af de søtyper, indekset kan bruges på. Derved indgår klorofylmålingen i fytoplanktonindekset, og udgår som selvstændig parameter til vurdering af tilstand.

Hvor der foreligger data til beregning af indices for bundvegetation og fisk, benyttes disse til tilstandsvurderingen, hvis søen tilhører en af de søtyper, indekset kan bruges på. Fytobentos og bentisk fauna indgår ikke i tilstandsvurderingen i basisanalysen, da der endnu ikke er udviklet indices til tilstandsvurdering for disse. Dette forventes nået til Vandplanen.

Tilstandsvurdering

I basisanalysen vurderes tilstanden i de enkelte søer særskilt for hvert kvalitetselement. Den samlede tilstand vurderes ikke.

Risikovurdering

Der foretages ikke i basisanalysen en fremskrivning til 2021 af de enkelte kvalitetselementer, da der ikke er faglig baggrund for at gøre dette. Risikovurderingen foretages og præsenteres for hvert kvalitetselement for sig, da indsatsen til opnåelse af målopfyldelse kan være forskellig fra element til element.