

Fastlæggelse af økologisk kvalitet i søer

Alle vandområder omfattet af EU's Vandrammedirektiv skal gives en økologisk klassificering. Denne klassificering er afgørende for områdernes forvaltning og for, om næringsstofftilførslen eventuelt skal mindskes. I de nye vandområdeplaner forbedres beslutningsgrundlaget, men hvor sikkert kan den økologiske klasse i en sø egentlig fastsættes, og hvordan afhænger sikkerheden af antal måleår?

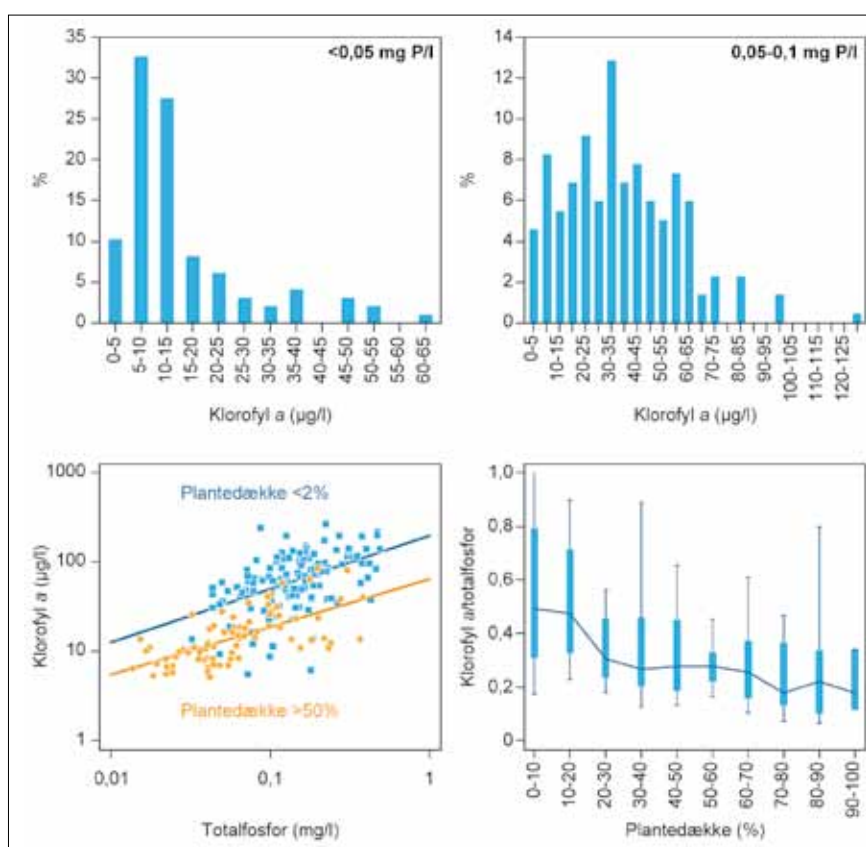
MARTIN SØNDERGAARD, DENNIS TROLLE,
SØREN E. LARSEN & RIKKE BJERRING

Indledning og baggrund

De nye vandområdeplaner for perioden 2015-2021 blev kort før jul sendt i høring af Naturstyrelsen. Disse planer sætter rammerne for de kommende års forvaltning af vores vandmiljø, herunder søerne, og vil have en direkte betydning for deres fremtidige tilstand og udvikling. Hvor de første vandplaner kun anvendte indholdet af klorofyl *a* til at fastsætte søernes økologiske klasse, er de nye vandområdeplaner mere avancerede og gør, som beskrevet i Vandrammedirektivet, i højere grad brug af flere biologiske indikatorer og kvalitetselementer. Det faglige beslutningsgrundlag er dermed væsentligt forbedret, og vandområdeplanerne inddrager nu også data om planteplankton, undervandsplanter og fisk, ligesom der er etableret forbedrede sammenhænge mellem søtilstand og fosfortilførsel. Vandområdeplanerne omfatter i alt 857 søer og inkluderer alle søer større end 5 hektar og nogle søer mellem 1 og 5 hektar.

Afgrænsningen af de fem økologiske klasser, som vandmiljøet skal klassificeres i – fra dårlig til høj økologisk tilstand, hvor Vandrammedirektivet stiller krav om mindst god økologisk tilstand – er dog ikke altid så let og indeholder en række usikkerheder, blandt andet i forhold til prøvetagningen /1/. Det betyder, at det efterfølgende kan være vanskeligt præcist at definere det nødvendige indsatsbehov for at opnå den gode økologiske tilstand.

Selvom de nye vandområdeplaner baserer sig på opdaterede og forbedrede modeller og dermed giver et mere sikkert fagligt beslutningsgrundlag end tidligere, er der dog stadig



Figur 1. Øverst: Fordelingen af klorofyl *a* indholdet i 5 mikrogramms intervaller i lavvandede søer med henholdsvis totalfosforkoncentrationer under 0,05 mg/l (venstre, $n=295$) eller mellem 0,05 og 0,1 mg/l (højre, $n=439$). I de søer, hvor klorofyl *a* alene anvendes til afgrænsning af den gode-moderate tilstand, skelnes der ved 25 $\mu\text{g/l}$ i de lavvandede søer.

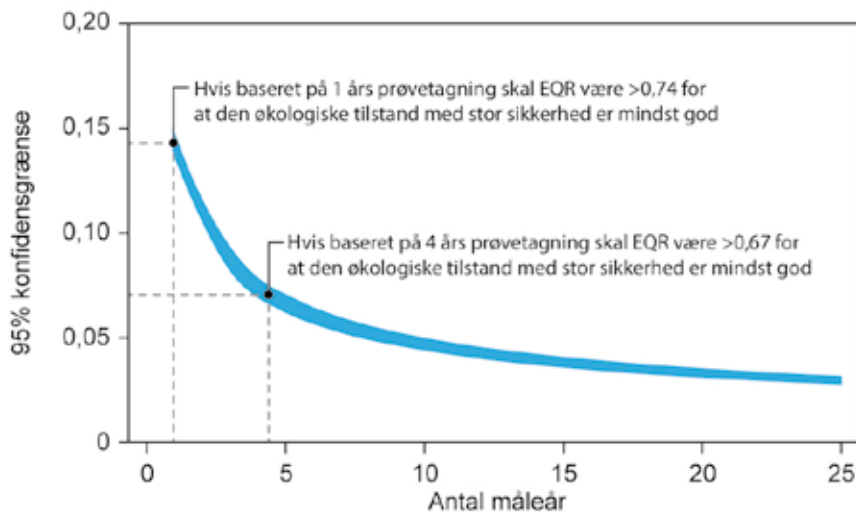
Nederst venstre: Indholdet af klorofyl *a* i lavvandede søer ved forskelligt fosforindhold inddelt efter søer med høj (orange signatur) eller lav (blå signatur) dækningsgrad af undervandsplanter ($n=205$). Bemærk logaritmisk skala.

Nederst højre: Forholdet mellem klorofyl *a* og totalfosforkoncentrationen ($\mu\text{g/l} / \mu\text{g/l}$) i forhold til undervandsplanternes dækningsgrad ($n=456$). I hver boks repræsenterer nederste og øverste linje 10 og 90 % fraktiler og nederste og øverste kant af selve boksen 25 og 75 % kvartiler. Den forbundne værdi for hver boks er medianværdien.

usikkerhedsfaktorer knyttet til den økologiske klassificering. En af disse er de naturlige år-til-år variationer, der ses i søerne og i de indikatorer, der anvendes til at vurdere deres tilstand.

Hvis der kun anvendes et eller få års målinger, bliver tilstandsvurderingen mere usikker.

Dette er temaet i denne artikel. Vi gør blandt andet brug af nogle af de lange tidsserier, som



Figur 2. Sikkerheden (95 %-konfidensinterval) på fastsættelse af den økologiske klasse (EQR-værdi) baseret på planteplanktonindekset ved anvendelse af forskelligt antal prøvetagningsår. Den indtegnede kurve repræsenterer flere forskellige søtyper. Figuren illustrerer eksempelvis, at hvis der kun anvendes ét prøvetagningsår, så vil 95 % af observationerne ved god-moderat grænsen ligge inden for EQR-intervallet 0,46-0,74 (0,6 +/- 0,14).

er indsamlet via overvågningsprogrammet, og som gør det muligt at vurdere, hvad disse variationer betyder for sikkerheden, hvormed den økologiske tilstand kan fastsættes. For at undgå variationer betinget af ændret næringsstofftilgængelighed har vi i disse analyser kun anvendt data fra søer og perioder, som ikke har haft signifikante ændringer i den eksterne næringsstofftilførsel. Udover at beskrive år-til-år variationer og forklare nogle af årsagerne til en høj naturlig variation har vi også lavet en statistisk analyse af, hvordan variationen kan kvantificeres og anvendes til at beregne, med hvilken sikkerhed eksempelvis den gode økologiske klasse kan fastsættes afhængig af antal prøvetagningsår. Baggrund, metoder og resultater af disse analyser er mere udførligt beskrevet i /2/.

Eksempler på år-til-år variationer og årsager til variationerne

Mange af de økologiske forhold i søer varierer både gennem sæsonen og fra år til år. Opblomstringer af blågrønalger optræder typisk sidst på sommeren i de næringsrige søer, men der er også meget stor forskel på, hvor omfattende en opblomstring er fra år til år. Et andet eksempel er søers undervandsplanter, som nogle år næsten kan fylde hele søen, mens deres udbredelse andre år er meget mere begrænset. Begge eksempler har afsmittende effekter på mange andre biologiske og vandkemiske forhold i søerne.

Nogle af de søer, hvor der oftest ses store år-til-år variationer, er de lavvandede og middelnæringsrige søer. Disse søer, som er meget udbredte i Danmark, vil ofte inden for kort tid kunne skifte mellem en klarvandet tilstand domineret af undervandsplanter og en uklar til-

stand domineret af planktonalger. Dette kommer blandt andet til udtryk i disse søers indhold af klorofyl *a*, der stadigvæk anvendes som en af de primære indikatorer til at vurdere søers økologiske tilstand. Ved relativt næringsfattige forhold med totalfosforkoncentrationer under 0,05 mg/l vil indholdet af klorofyl *a* i de fleste lavvandede søer være forholdsvis lavt og inden for et forholdsvis snævert interval, som typisk ligger mellem 5 og 15 $\mu\text{g/l}$ (fig. 1, øverst). Ser man derimod på søerne med et totalfosforindhold mellem 0,05 og 0,1 mg/l, er der meget større spredning på de målte koncentrationer af klorofyl *a*, og alle værdier mellem 0 og 65 $\mu\text{g/l}$ er næsten lige almindelige. De to næringsstoffkategorier med totalfosfor under 0,05 eller mellem 0,05 og 0,1 mg/l repræsenterer henholdsvis den klarvandede, lavvandede sø med få planktonalger, hvor undervandsplanterne dominerer primærproducenterne, og en søtype, som både kan være i en klarvandet tilstand med lavt klorofylindhold og en uklar tilstand med højt indhold af klorofyl *a*.

Effekten af et stort areal dækket af under-



vandplanter kommer tydeligt til udtryk i indholdet af klorofyl *a*. Lavvandede søer, hvor plantedækket er mindre end 2 %, vil ved et givent indhold af totalfosfor have et langt større indhold af klorofyl *a* end søer, hvor plantedækket er mindst 50 % (fig. 1, nederst til venstre). Tilsvarende er mængden af klorofyl *a* produceret per fosformængde højest i søer med lavt plantedække. Hvis plantedækket overstiger omkring 20 %, næsten halveres mængden af klorofyl *a* per fosforenhed (fig. 1, nederst til højre). På den måde er der et tæt sammenspil mellem de forskellige kvalitetselementer.

Skiftet mellem en klarvandet og uklar tilstand i de lavvandede søer, som udover at have stor effekt på indholdet af klorofyl *a* også påvirker mange af de øvrige biologiske og vandkemiske forhold, er kun et forhold ud af mange, som er med til at skabe store år-til-år variationer. Variationer i prøvetagning, analyser, klimatiske forhold og utallige andre biologiske forhold såsom fiskenes ynglesucces og forekomst af filtratorer som eksempelvis den invasive vandremusling er nogle af de andre faktorer, som betyder, at to års målinger i den samme sø ikke nødvendigvis giver samme resultat, selvom der ikke er sket ændringer i næringsstofftilførslen.

Sikkerhed for korrekt økologisk klassificering afhænger af antal prøveår

Et af de fire biologiske kvalitetselementer, som jf. Vandrammedirektivet skal anvendes til at vurdere den økologiske tilstand i søer, er planteplanktonet. Til beskrivelsen af dette kvalitetselement anvendes koncentrationen af klorofyl *a*, andelen af blågrønalger, andelen af gualger og forekomsten af arter, som kendetegner næringsrige eller næringsfattige forhold /1/. Disse fire indikatorer samles til et planteplanktonindeks, som kan antage en EQR-værdi (Ecological Quality Ratio) mellem 0 og 1, hvor 0 er den ringeste økologiske tilstand og 1 den højeste. Grænsen mellem god og

moderat økologisk tilstand, og dermed også grænsen for, hvornår der skal gøres en indsats for at forbedre tilstanden, er ved en EQR-værdi på 0,6/3/. Vi har kigget lidt nærmere på år-til-år variationerne i dette kvalitetselement.

I analysen har vi anvendt planteplankton-data fra 29 søer, hvorfra der findes mindst 4 års prøvetagninger omfattende i alt 206 søår. Analysen viser, at sikkerheden ved fastsættelsen af en EQR-værdi ved anvendelse af planteplanktonindekset øges betydeligt, når antallet af prøvetagningsår øges (fig. 2). Hvis en EQR-værdi baseres på et enkelt måleår, er 95 %-konfidensintervallet omkring 0,14, men hvis EQR-værdien i stedet baseres på fire år, halveres konfidensintervallet. Det betyder, at hvis man med stor sikkerhed (97,5 %) vil kategorisere en sø som værende i mindst god økologisk tilstand på basis af planteplanktonindekset og på baggrund af ét prøvetagningsår, så skal EQR-værdien være over 0,74 (0,6+0,14). Hvis EQR-værdien er fastsat på baggrund af fire års målinger, skal værdien kun være over 0,67 (0,6 + 0,07).

Planteplanktondata findes kun fra et mindretal af de søer, der er lavet vandområdeplaner for, og som alternativ vil der oftest i stedet blot anvendes indholdet af klorofyl *a*. Dette løser dog ikke problemet vedrørende et stort konfidensinterval. Hvis der kun anvendes få måleår, vil indekset generelt variere mindre end de indikatorer, herunder indholdet af klorofyl *a*, der indgår i indekset.

Variationerne, der ses fra år til år i planteplanktonindekset, er kun et eksempel, og lignende forhold findes, hvis man kigger på undervandsplanterne og de indikatorer, der indgår i dette indeks /2/. Der er grund til at antage, at dette i større eller mindre grad vil være gældende for alle indikatorer, der anvendes til at beskrive en økologisk tilstand i vores vandmiljø.

Forvaltningsmæssige aspekter og afsluttende bemærkninger

Som det er illustreret ved anvendelsen af planteplanktonindekset, er der temmelige store variationer i de biologiske indikatorer fra år til år – også i søer, hvor der ikke er væsentlige ændringer i næringsstofforforslen. Konsekvensen er, at en søs klassificering i en vis grad vil afhænge af, hvordan tilstanden lige netop er det eller de år, hvor prøvetagningen finder sted. Risikoen for fejlklassificering og skift mellem to økologiske klasser vil især være stor, hvis en søs økologiske tilstand ligger tæt på grænsen mellem to økologiske grænser. Samtidig baserer vores analyse sig på data fra blot en enkelt målestation i de enkelte søer og tager således ikke højde for den variation i



søernes gennemsnitskoncentrationer af f.eks. planteplankton, der måtte forårsages af rumlige variationer.

Forvaltningsmæssigt, og også set ud fra en ren cost-benefit betragtning, kan det i nogle situationer være fornuftigt med et mere omfattende prøvetagningsprogram – især i søer, som ligger tæt på god-moderat grænsen, og hvor der eventuelt skal iværksættes en indsats over for næringsstofforforslen. Usikker fastlægelse af den økologiske tilstand kan både betyde, at der ikke iværksættes en tilstrækkelig indsats til at kunne opnå en god tilstand (underimplementering), men også at der iværksættes en indsats, hvor det egentlig ikke er nødvendigt (overimplementering) for at opnå en god tilstand.

De nye vandområdeplaner giver et fagligt løft i forhold til at vurdere den økologiske tilstand og sammenhæng med belastning. Naturen er dog ikke sådan at sætte i kasser og rammer, og man må acceptere, at uanset hvilken parameter man ønsker at måle en tilstand med, så vil der bag en gennemsnitlig værdi altid gemme sig en betydelig variation. Variationen kan reduceres ved at øge måle-

frekvensen, men den kan aldrig elimineres. Et godt kendskab til, hvordan en parameter varierer, og hvilken sandsynlighed der er for at opnå en given værdi, kan forbedre både det faglige og politiske beslutningsgrundlag.

Referencer

- /1/ Søndergaard M., Johansson L.S., Lauridsen T.L., Jepsen E. 2012. Status for søerne. Vand og Jord 19: 90-93.
- /2/ Søndergaard M., Trolle D., Larsen S.E., Bjerring R. 2015. Sikkerhed på tilstandsvurderingen i danske søer. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 137 – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.
- /3/ Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Kristensen, E. A., Baatrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Hansen, R. B. & Friberg, N. 2013. Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb: Vurdering af økologisk kvalitet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 78 s. (Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Nr. 59).

MARTIN SØNDERGAARD (ms@bios.au.dk) og RIKKE BJERRING er biologer, mens SØREN E. LARSEN er statistiker og DENNIS TROLLE er ingeniør. Alle forfattere er ansat ved Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, Silkeborg.