



# ANVENDELSEN AF HYDROMORFOLOGISKE KVALITETSELEMENTER TIL UNDERSTØTTELSE AF ØKOLOGISK TILSTANDSVURDERING I SØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 317

2019



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# ANVENDELSEN AF HYDROMORFOLOGISKE KVALITETSELEMENTER TIL UNDERSTØTTELSE AF ØKOLOGISK TILSTANDSVURDERING I SØER

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 317

2019

Martin Søndergaard  
Liselotte S. Johansson  
Annica Olesen  
Eti Levi

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 317
Titel:	Anvendelsen af hydromorfologiske kvalitetselementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer
Forfattere:	Martin Søndergaard, Liselotte S. Johansson, Annica Olesen & Eti Levi
Institutioner:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	Maj 2019
Redaktion afsluttet:	April 2019
Faglig kommentering:	Torben L. Lauridsen
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung- Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Søndergaard, M., Johansson, L.S., Olesen, A. & Levi, E. 2019. Anvendelsen af hydromorfologiske kvalitetselementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Videnskabelig rapport nr. 317 <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR317.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR317.pdf</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Søers hydromorfologiske forhold skal indgå i den overordnede vurdering af søers økologiske tilstand. I denne rapport er relevansen og anvendelsen af seks hydromorfologiske elementer vurderet på baggrund af litteraturstudier og analyser af danske data. I forhold til de vandkemiske forhold vurderes de hydromorfologiske forhold generelt at spille en ringe rolle for de biologiske kvalitetselementer. I det omfang der findes relevante data, viser disse, at der er store forskelle imellem søer og også fra år til år og gennem sæsonen. Fastlæggelsen af hydromorfologiske afgrænsninger i forhold til en referencetilstand må derfor tage udgangspunkt i den specifikke sø.
Emneord:	Vandrammedirektiv, hydromorfologiske elementer, søer, referencetilstand.
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Martin Søndergaard
ISBN:	978-87-7156-399-3
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	48
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR317.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR317.pdf</a>

# Indhold

<b>Sammenfatning</b>	<b>5</b>
<b>1. Baggrund</b>	<b>6</b>
<b>2. Formål og indhold</b>	<b>7</b>
<b>3. Data og metoder</b>	<b>8</b>
3.1 Litteraturstudie	8
3.2 Data	8
3.3 Multivariate analyser	8
<b>4. Hydromorfologiske kvalitetselementers betydning for biologiske kvalitetselementer</b>	<b>10</b>
4.1 Fytoplankton	10
4.2 Anden akvatisk flora (makrofyter og fyto­benthos repræsenteret ved kiselalger)	11
4.3 Fisk	11
4.4 Makroinvertebrater	12
4.5 Andre landes nationale overvågning og afgrænsning af hydromorfologiske parametre	12
4.6 Opsummering	19
<b>5. Analyser af danske hydromorfologiske data</b>	<b>20</b>
5.1 Vandtilførsel	21
5.2 Hydraulisk opholdstid	23
5.3 Forbindelse til grundvand	24
5.4 Vandstand	25
5.5 Sediment	28
5.6 Søbred, struktur	30
<b>6. Multivariate analyser</b>	<b>33</b>
6.1 Analyser af 76 søer (ekskl. data om vandstandsvariationer)	33
6.2 Analyser af 25 søer (inkl. data om vandstandsvariationer)	37
6.3 Konklusioner af multivariate analyser	39
<b>7. Konklusioner, forslag og anbefalinger</b>	<b>40</b>
7.1 Relevans af hydromorfologiske kvalitetselementer	40
7.2 Typespecifikke referenceforhold	41
7.3 Fremgangsmåde ved anvendelsen af de hydromorfologiske kvalitetselementer	41
7.4 Forslag og anbefalinger til afgrænsninger	42
<b>8. Referencer</b>	<b>44</b>

*[Tom side]*

## Sammenfatning

I EU's vandrammedirektiv er det beskrevet, hvordan søers hydromorfologiske forhold skal indgå i den overordnede vurdering af søers økologiske tilstand. De hydromorfologiske forhold omfatter seks elementer: 1) vandstrømmingens volumen og dynamik, 2) vandets opholdstid, 3) forbindelse til grundvandsforekomster, 4) variation i søens dybde, 5) volumen og bundforhold og 6) søbreddens struktur.

Disse seks elementer er analyseret nærmere i denne rapport med henblik på at vurdere deres relevans for danske søer og for eventuelt at kunne anvise metoder til, hvordan værdier for de hydromorfologiske elementer kan anvendes i vurderingen af den økologiske tilstand. I rapporten anvendes flere forskellige angrebsvinkler: litteraturstudie af, hvordan de hydromorfologiske variable kan tænkes at påvirke de biologiske kvalitetselementer, hvordan man forholder sig til de hydromorfologiske variable i andre lande, analyse af danske hydromorfologiske data og multivariate analyser.

Overordnet set vurderes de hydromorfologiske elementer at spille en ringe rolle for de biologiske kvalitetselementer i forhold til den rolle, de vandkemiske forhold (næringsstoffer m.m.) har. For specifikke søer kan især variationer i vanddybde, søbreddens struktur og bundforholdene påvirke flere af de biologiske forhold. Det er undersøgt, hvordan Sverige, Estland, Tyskland og Skotland anvender og angiver afgrænsninger for de hydromorfologiske elementer, og især for Sverige findes præcise afgrænsninger i forhold til en referencetilstand.

Analyser af de danske hydromorfologiske data begrænses i betydelig grad af de tilgængelige data og i nogle sammenhænge også af, hvor godt indsamling af danske data beskriver hydromorfologiske forhold. I alle de tilfælde, hvor der findes data, er der dog tale om store forskelle imellem søer og også inden for de enkelte søer igennem sæsonen og fra år til år. Dette gælder eksempelvis for søernes vandtilførsel og for variationer i søernes vanddybde. Det synes ikke muligt at etablere afgrænsninger af de hydromorfologiske data for grupper af søer (søtyper), og fastlæggelsen af hydromorfologiske afgrænsninger i forhold til en referencetilstand må derfor tage udgangspunkt i den specifikke sø.

De multivariate analyser kunne kun gennemføres for op til 76 søer, og det betyder, at resultaterne af disse analyser må tages med forbehold. Analyserne bekræfter dog, at de hydromorfologiske elementers betydning for de biologiske kvalitetselementer generelt er ringe i forhold til betydningen af de vandkemiske forhold.

Ved anvendelsen af de hydromorfologiske elementer som støtte til vurdering af danske søers økologiske tilstand foreslås det for den enkelte sø først vurderet, om nogle af de hydromorfologiske elementer kan være årsag til, at målsætningen ikke er opfyldt. Hvis dette er tilfældet, vil det være nødvendigt at fastsætte de hydromorfologiske referenceforhold for den specifikke sø. Dette kan ske på baggrund af målinger gennem én eller to planperioder (6-12 år), så de naturlige variationer kan vurderes. Efter fastlæggelse af de søspecifikke referenceforhold foreslås afgrænsningen mellem de økologiske tilstandsklasser indtil videre fastlagt med udgangspunkt i det system og de værdier, der anvendes i Sverige.

# 1. Baggrund

Vandrammedirektivets implementering indebærer, at der skal anvendes fire biologiske kvalitetselementer (planteplankton, anden akvatisk flora, fisk og bentiske makroinvertebrater) til at beskrive den økologiske tilstand i søer.

Ud over de biologiske kvalitetselementer skal også søers hydromorfologiske og fysisk-kemiske forhold indgå i vurderingen af den overordnede økologiske klassificering ved at understøtte de biologiske kvalitetselementer (se fx DCE-rapport 139/Søndergaard & Lauridsen, 2015). De fysisk-kemiske forhold er gennemgået i Søndergaard m.fl. (2019/undervejs), mens de hydromorfologiske forhold er emnet i denne rapport. De hydromorfologiske forhold er inddelt i tre hydrologiske og tre morfologiske elementer.

De hydrologiske elementer omfatter (den engelske version af direktivtekst angivet i parentes):

- vandstrømningens volumen og dynamik (quantity and dynamics of water flow)
- opholdstid (residence time)
- forbindelse til grundvandsforekomster (connection to groundwater body)

og de morfologiske elementer:

- variation i søens dybde (lake depth variation)
- volumen og bundforhold (quantity, structure and substrate of lake bed)
- søbreddens struktur (structure of the lake shore).



## 2. Formål og indhold

Formålet med dette projekt er at undersøge, om der på baggrund af danske data kan fastlægges niveauer for vandrammedirektivets hydromorfologiske kvalitetselementer, så de understøtter de EU-fastsatte niveauer for de biologiske kvalitetselementer, dvs. alger (fytoplankton), anden akvatisk flora (undervandsplanter og fytobenthos, repræsenteret ved bentiske kiselalger), bunddyr (makroinvertebrater) og fisk. Det skal også vurderes, om det er muligt at fastsætte grænseværdier for de enkelte hydromorfologiske kvalitetselementer, og i givet fald hvordan, fordelt på de forskellige kvalitetsklasser i hhv. høj-god, god-moderat, moderat-ringe og ringe-dårlig tilstand for danske søtyper. Endelig er det formålet – hvor det er muligt – at fastlægge typespecifikke referenceforhold for de enkelte hydromorfologiske kvalitetselementer i høj tilstand.

Projektet omfatter:

- 1) et litteraturstudie foretaget på baggrund af national og international viden om sammenhængen mellem de biologiske forhold og de hydromorfologiske kvalitetselementer
- 2) en vurdering af de enkelte hydromorfologiske kvalitetselementers betydning for de økologiske kvalitetselementer, og i hvilket omfang de er relevante for danske forhold
- 3) multivariate analyser af sammenhænge mellem hydromorfologiske kvalitetselementer og økologiske kvalitetselementer
- 4) en analyse af relevante eksisterende data fra NOVANA med henblik på at fastsætte niveauer for de hydromorfologiske kvalitetselementer i forhold til den økologiske tilstand vurderet på baggrund af de biologiske kvalitetselementer
- 5) empiriske analyser med henblik på at etablere sammenhænge mellem de biologiske kvalitetselementer og de enkelte hydromorfologiske kvalitetselementer, hvor dette er relevant.

## 3. Data og metoder

### 3.1 Litteraturstudie

Litteraturstudiet er gennemført ved at søge efter relevant litteratur, primært fra nærtliggende og sammenlignelige EU-lande.

### 3.2 Data

Analysen er gennemført for de elementer og søtyper, hvor datagrundlaget vurderes tilstrækkeligt, og som, bl.a. på baggrund af litteraturstudiet, vurderes at have betydning og være relevant for den økologiske tilstand i forhold til de biologiske tilstandselementer anvendt i danske søer.

Analysen og vurderinger tager udgangspunkt i eksisterende national og international litteratur på området samt de danske databaser, der er opbygget i forbindelse med overvågningen af søer. Dermed anvendes i nogle sammenhænge danske data indsamlet siden 1989. For det hydrologiske regime undersøges og vurderes: vandstrømningens volumen og dynamik, opholdstid og forbindelse til grundvandsforekomster. For de morfologiske forhold undersøges og vurderes: variation i søens dybde, søens volumen og bundforhold og søbreddens struktur. Hvad angår betydningen af forbindelse til grundvandsforekomster, henvises til et nyligt afsluttet projekt mellem MST, GEUS og AU om grundvands potentielle påvirkning af den økologiske tilstand i søer (Nilsson m.fl., 2019).

### 3.3 Multivariate analyser

Der er gennemført multivariate statistiske analyser til vurdering af eventuelle betydende parametre og sammenhænge mellem de hydromorfologiske kvalitetselementer, andre fysisk-kemiske forhold og de biologiske kvalitetselementer. I de multivariate analyser er der anvendt det datasæt, som MST har etableret forud for de nuværende vandområdeplaner, og det omfatter således primært data, der dækker perioden 2004-2013. Datasættet er suppleret med informationerne om sedimentdata og vandstandsvariationer hvis der har været mindst fem målte værdier af enten lokal vandstand eller vandstand i forhold til havniveauets middelværdi (DNN/DVR90). Data om bredzonens modifikationer er ikke indeholdt i analysen, fordi der kun var data fra 35 søer.

Der er anvendt "Distance-based redundancy analysis" (db-RDA) ved at bruge "Euclidean dissimilarity index" med henblik på at fastsætte betydningen af de hydromorfologiske kvalitetselementer for de biologiske kvalitetselementer. Dette er gjort ved at sammenholde de hydromorfologiske elementer med de beregnede EQR-værdier (ecological quality ratio, som udtrykker den økologiske tilstand på en skala mellem 0 og 1, hvor 0 er den laveste og 1 den højeste økologiske tilstand) for fytoplankton, undervandsplanter og fisk. Der foreligger endnu ikke beregnede EQR-værdier for fyto-benthos eller makroinvertebrater. Derudover blev der gennemført Monte Carlo permutationstests for at vurdere betydningen af de involverede variable.

Data for EQR-værdier blev forberedt ved at fjerne søer med manglende værdier (nødvendigt for analysen), dvs. kun søer, hvor der er data for kvalitetselementerne fytoplankton, fisk og undervandsplanter, indgår i analysen. Dette resulterede i tilstrækkelige data fra i alt 85 søer. For de hydromorfologiske variable

blev der anvendt den samlede vandtilførsel (water flow), den hydrauliske opholdstid (residence time), vandstandsvariationer (lake depth variation), beregnet som maksimums-/minimumsværdier for målt vandstand, glødetab på overfladesediment og tørstofindhold af overfladesediment.

De hydromorfologiske data blev koblet til vandkemiske data og EQR-værdier for de tre biologiske kvalitetselementer, hvilket resulterede i data fra i alt 76 søer. Hvis data om vandstandsvariationer medtages i analyserne, falder antallet af søer til 25, og derfor blev db-RDA analyserne gennemført både med og uden data om vandstandsvariationer. I afsnit 6 er der givet en nærmere beskrivelse af de forskellige typer af analyser.

Forud for analysen blev data log-transformerede, og data med "variance inflation factor (VIF) >10 fjernet for at udelukke "redundant constraints and highly multicollinear variables" (Oksanen m.fl., 2018). Analyserne blev gennemført ved at anvende programpakken R version 3.5.1 (R Development Core Team, 2018), og db-RDA analyserne blev gennemført ved at bruge "vegan R package" (version 2.5-2) (Oksanen m.fl., 2018).

## 4. Hydromorfologiske kvalitetselementers betydning for biologiske kvalitetselementer

I dette afsnit vurderes, hvordan de seks hydromorfologiske kvalitetselementer indvirker på de biologiske forhold i søer, herunder de biologiske kvalitetselementer. Formålet er at kunne vurdere de enkelte hydromorfologiske kvalitetselementers betydning for de biologiske kvalitetselementer, og i hvilket omfang de er relevante for danske forhold. Afsnittet bygger på erfaringer fra danske forhold, men også på et litteraturstudie, hvor det undersøges, hvordan man i andre lande ser på betydningen af de hydromorfologiske forhold, og hvordan sammenhængen ses mellem de hydromorfologiske kvalitetselementer og de biologiske forhold.

Gennemgangen tager udgangspunkt i en rapport fra den skotske miljøstyrelse, hvor resultaterne fra et litteraturstudie præsenteres, omfattende hydromorfologiske parametre og deres betydning for de biologiske kvalitetselementer (SEPA, 2009). Erfaring og viden samt referencerne i denne rapport er anvendt i vidt omfang. Litteraturstudiet omfatter også erfaringer fra videnskabelige studier vedrørende søers hydromorfologiske parametres effekt på diverse biologiske forhold i søer.

Det er endvidere undersøgt, om der findes eksempler på, hvordan andre lande håndterer, og eventuelt fastsætter, afgrænsninger af hydromorfologiske kvalitetselementer i forhold til at understøtte de forskellige økologiske klasser via de forskellige biologiske kvalitetselementer (fytoplankton, undervandsplanter, fytobenthos, bunddyr og fisk) – især i forhold til grænsen mellem god og moderat økologisk klasse.

### 4.1 Fytoplankton

Søers hydrologiske forhold, herunder opholdstid og fluktuationer i vandstands niveau, kan påvirke fytoplanktonsamfundet på flere måder (SEPA, 2009; Leira & Cantonati, 2008; Jones & Elliott, 2007). For danske søer er der data, der tyder på, at hvis den hydrauliske opholdstid bliver meget kort (få dage), så har det negativ indflydelse på muligheden for at opbygge en fytoplanktonbiomasse, fordi denne hele tiden skylles ud (Søndergaard m.fl., 2018). Indirekte effekter af vandstandsændringer på fytoplanktonsamfundet kan også ske via påvirkninger af undervandsplanternes udbredelse (Bakker & Hilt, 2016). En anden følge af ændret vandstands niveau, der påvirker fytoplanktonet, kan være ændret vind-induceret opblanding af vandet, herunder også graden af lagdeling og ændret næringsstoffdynamik mellem vand og sediment (Blottière m.fl., 2017).

Ændret kontakt og tilførsel af grundvand kan påvirke næringsstofftilførslen og dermed også fytoplanktonet. I Danmark vil stort input af grundvand normalt betyde mere næringsfattige forhold og god vandkvalitet, som det blandt andet er set i danske råstofsøer (Søndergaard m.fl., 2017). En reduceret andel af grundvand vil derfor alt andet lige kunne forværre de økologiske forhold, men generelt er der kun ringe viden om grundvandets indflydelse på danske søer (Nilsson m.fl., 2019).

## 4.2 Anden akvatisk flora (makrofyter og fytobenthos repræsenteret ved kiselalger)

Undervandsplanter (makrofyter) og fytobenthos kan påvirkes af flere af de hydromorfologiske elementer. Eksempelvis vil ændringer i dybdeforhold som følge af vandstandsændringer også påvirke lysforholdene og dermed vækstbetingelser for både undervandsplanter og fytobenthos. Et sænket vandspejl og dermed lavere vanddybde ved blæst kan føre til øget sedimentophvirvling, øget næringsstofindhold på grund af opkoncentrering i et mindre vandvolumen og effekten af sedimentophvirvling samt til øget klorofylindhold (Jeppesen m.fl., 2015). Det er blandt andet set i den lavvandede sø Vörtsjärv i Estland. I Jeppesen m.fl. (2015) er der angivet en række cases fra andre lande, hvor effekten af sænket grundvandsspejl beskrives, herunder den græske sø Doirani, hvor tørkeperioder sammen med vandindvinding førte til øget eutrofiering.

De lavvandede forhold i mange danske søer betyder, at relativt små ændringer i vandstand eller lysforhold kan have stor indflydelse på, hvor stor en del af søbunden planterne potentielt kan vokse på. I nogle søer, eksempelvis Hygym Nor, kan en forholdsvis beskedne ændring i vandstanden også føre til omfattende ændringer i det samlede søareal. Store vandstandsfluktuationer kan påvirke substrat- og vækstforholdene for både undervandsplanter og fytobenthos (Van Geest m.fl., 2005; Leira & Cantonati, 2008; Evtimova & Donahue, 2016).

Sedimentforholdene kan have stor betydning for undervandsplanternes vækstforhold (Dong m.fl., 2017). Fra danske forhold er det påvist, hvordan sedimentets struktur kan påvirke mulighederne for vækst af grundskudsplanter i de klarvandede lobeliesøer. I Pedersen m.fl. (2016) og Sand-Jensen & Møller (2014) er det eksempelvis påvist, hvordan risikoen for, at grundskudsplanterne taber rodfæstet, er højere, hvis sedimentets indhold af finkornet organisk stof øges, og sedimentet bliver mere vandholdigt. En udvikling af et mere organisk rigt og vandholdigt sediment sættes normalt i forbindelse med øget eutrofiering og kan derfor anses som menneskeskabt.

Ændringer i grundvandstilstrømningen kan påvirke plantevæksten (Périllon & Hilt, 2016). I Hampen Sø i Midtjylland er det eksempelvis vist, at væksten af to arter af undervandsplanter, strandbo (grundskudsplante) og hår-tusindblad (langskudsplante), var positivt påvirket af indsivning af grundvand (Frandsen m.fl., 2012). Effekten var relateret til øget uorganisk kulstof og i mindre grad øget næringsstofftilgængelighed. Ligeledes er det fundet, at grundvandsindsivning har en positiv effekt på biomassen af epibentiske alger (herunder kiselalger) grundet en øget næringsstofkoncentration ved indsivningsstedet (Hagerthey & Kerfoot, 1998).

## 4.3 Fisk

Søers dybdeforhold har betydning for, hvilke fiskesamfund der findes i søen, og disse kan dermed påvirkes af ændret vandstand (Mehner m.fl., 2005; SEPA, 2009; Miranda, 2011). Vanddybde og vandstandsforhold vil have indvirkning på de tilgængelige habitater for fisk, og reduceret vandstand kan have negativ indflydelse på reproduktion af fisk, da lav vandstand både kan inhibere gydning og øge dødeligheden af fiskeæg (SEPA, 2009).

Ændringer i søbreddens struktur kan påvirke både vækstrate og den rumlige fordeling af fisk (Schindler m.fl., 2000; Scheuerell & Schindler, 2004). Årsagen

kan være et fald i antallet af refugier, eventuelt som følge af et fald i makrofytbiomassen som konsekvens af stigende arealanvendelse af søbredden (Radomski & Goeman, 2001).

Input af grundvand vurderes normalt ikke til at have en effekt på fiskesamfund (Sanders m.fl., 2011; Cooney & Allen, 2006), men der er ikke gennemført studier under danske forhold.

#### **4.4 Makroinvertebrater**

Bundforholdene og herunder især tilstedeværelsen af makrofyter er en vigtig faktor for bundlevende makroinvertebraters levevilkår. Derfor vil de hydromorfologiske parametre, som er vigtige for makrofyter (se afsnit 4.2), også være vigtige for makroinvertebrater. Ved vurdering af den økologiske tilstand på baggrund af makroinvertebratsamfund er hydromorfologiske parametre blevet anset som mindre vigtige end forekomsten af makrofyter og fisk (SEPA, 2009).

Vandstandsfluktuation kan være med til at ændre makroinvertebratsamfundet, som eksempelvis kan komme til udtryk ved, at flere snegletaxa findes i søer med lav vandstandsvariation i forhold til søer med høj vandstandsvariation, formentlig som følge af ændret fødetilgængelighed (Evtimova & Donahue, 2016).

Ændret vandstand kan via ændringer af vind- og bølgepåvirkning have effekter på fysiske miljøforhold for bløddyr, enten direkte eller gennem ændring af makrofythabitater, hvor søsiden med stærk vindpåvirkning, kan have den laveste hyppighed og rigdom af bløddyrsamfund (Genovese m.fl., 2016).

Menneskelige påvirkninger på søbreddens struktur for at hindre erosion (fastholdelsesvægge, bølgebrydere) og rekreativ anvendelse (strand/badning) kan have en negativ effekt på flere grupper af makroinvertebrater (Brauns m.fl., 2007). Artsrigdommen falder, når antallet af tilgængelige habitater i littoralzonen reduceres, og en undersøgelse af 46 søer fra hele Europa (heriblandt to danske søer) viste, at makroinvertebratdiversitet bliver mere ensartet som konsekvens af udviklingen af søbredden til menneskelig arealanvendelse (McGoff m.fl., 2013).

#### **4.5 Andre landes nationale overvågning og afgrænsning af hydromorfologiske parametre**

En undersøgelse i 2011 viste, at kun to medlemslande i EU har angivet afgrænsninger for morfologiske og/eller hydrologiske parametre i søer, og kun ét medlemsland har sat afgrænsning for det hydrologiske regime i forhold til vandrammedirektivets tilstandsklasser (Arle m.fl., 2016). Undersøgelsen viste ikke, hvilke medlemslande der havde fastsat afgrænsningerne. Det er her forsøgt undersøgt nærmere, hvorvidt flere europæiske lande siden 2011 har inkorporeret hydromorfologiske parametre i deres vandområdeplaner, samt om de har fastsat afgrænsninger for parametrene i relation til tilstandsvurderinger. Der er fundet information fra Sverige, Estland, Tyskland og Skotland, som gennemgås nedenfor.

#### 4.5.1 Sverige

I Sverige klassificeres den økologiske tilstand ud fra de samme biologiske kvalitetselementer som i Danmark. I de tilfælde, hvor de biologiske kvalitetselementer viser en god eller høj tilstand, inddrages de fysisk-kemiske kvalitetselementer som støtteparametre. Hvis både de biologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer viser høj tilstand, inddrages de hydromorfologiske kvalitetselementer. Ved sammenligning af kvalitetselementer er det kvalitetselement, som klassificeres til den værste tilstand, udslagsgivende. De hydromorfologiske kvalitetselementer kan forringe den økologiske tilstand fra høj til god (HVMFS, 2013).

I Sverige klassificeres den hydromorfologiske tilstand i søer ved tre kvalitetselementer: konnektivitet, hydrologisk regime og morfologisk tilstand, som hver baseres på flere parametre. Nedenfor vil det kort gennemgås, hvordan de to kvalitetselementer 'hydrologisk regime' og 'morfologisk tilstand' bestemmes under svenske forhold. Tilstanden vurderes ofte i forhold til nogle referenceforhold, som beregnes specifikt for hver sø eller en gruppe af søer, som hører under den samme hydromorfologiske type (baseret på geologiske forhold under søens dannelse). Yderligere information om beregning af parametre kan findes i HVMFS (2013), hvorfra det meste af nedenstående information er inddraget. De parametre, som indgår i både vurderingen af det hydrologiske regime og den morfologiske tilstand, er nye modificerede parametre i planperioden for 2015-2021, hvor der i den tidligere planperiode blev anvendt andre parametre til tilstandsvurderingen (Länsstyrelsen, 2019).

##### Hydrologisk regime:

Det hydrologiske regime beskrives ud fra tre parametre: 1) vandstandsvariation, 2) afvigelse i vinter- og sommervandstand og 3) ændringer i vandstandsniveau. Det hydrologiske regime klassificeres hovedsageligt på nationalt niveau af SMHI (Sveriges meteorologiske og hydrologiske institut), hvor der anvendes modelberegnete data fra modellen S-HYPE, som kan beregne de regulerede og uregulerede vandstandsforhold. Modellen indeholder daglige vandstandsmålinger fra 1981-2010 og kan beregne årsvariationer for de store magasiner, men ikke uge-, døgn- og timevariation for mindre søer (Länsstyrelsen, 2019; SMHI, 2019). Tilstandsvurderingen for kvalitetselementet hydrologisk regime bestemmes ud fra den af parametrene, som har den værste tilstand. I nedenstående tabeller (Tabel 4.5.1, 4.5.2 og 4.5.3) ses afgrænsningerne for parametrene i relation til vandrammedirektivets tilstandsklasser.

Vandstandsvariation i søer beskrives som den gennemsnitlige afvigelse (i meter) mellem den nuværende vandstand og den ikke-regulerede vandstand i referenceforholdet (Tabel 4.5.1). Der bør anvendes en tidsserie for vandstandsvariationen fra de seneste 10 år eller kortere, men minimum et år (HVMFS, 2013).

**Tabel 4.5.1.** Tilstandsgrenser for vandstandsvariation i søer under svenske forhold (HVMFS, 2013).

Tilstand	Klasse	Vandstandsvariation i søer
Høj	5	Vandstandens middelfrigelse fra uregulerede forhold er mindre end 0,05 m.
God	4	Vandstandens middelfrigelse fra uregulerede forhold er mere end 0,05 m til 0,25 m.
Moderat	3	Vandstandens middelfrigelse fra uregulerede forhold er mere end 0,25 til 1 m.
Ringe	2	Vandstandens middelfrigelse fra uregulerede forhold er mere end 1 m til 3 m.
Dårlig	1	Vandstandens middelfrigelse fra uregulerede forhold er mere end 3 m.

Afvigelsen i vinter- eller sommervandstand beregnes som den gennemsnitlige afvigelse (i meter) i vinterperioden (1. november – 31. marts) eller sommerperioden (1. juni – 31. august) mellem den nuværende vandstand og den ikke-regulerede vandstand under referenceforhold (Tabel 4.5.2). Perioden med den værste tilstand angiver tilstanden for parameteren (HVMFS, 2013).

**Tabel 4.5.2.** Tilstandsgrenser for afvigelse i vinter- eller sommervandstand under svenske forhold (HVMFS, 2013).

Tilstand	Klasse	Afvigelse i vinter- eller sommervandstand
Høj	5	Vandstandens middelfavgelse fra uregulerede forhold i vinter- eller sommerperioden er mindre end 0,05 m.
God	4	Vandstandens middelfavgelse fra uregulerede forhold er mere end 0,05 m til 0,25 m.
Moderat	3	Vandstandens middelfavgelse fra uregulerede forhold er mere end 0,25 til 1 m.
Ringe	2	Vandstandens middelfavgelse fra uregulerede forhold er mere end 1 m til 3 m.
Dårlig	1	Vandstandens middelfavgelse fra uregulerede forhold er mere end 3 m.

Vandstandens variationshastighed i svenske søer beskrives som en forskel i vandstand mellem to tilstødende døgn i forhold til den naturlige uregulerede vandstandsforandring (Tabel 4.5.3). Der anvendes en tidsserie, der er repræsentativ for de seneste 10 år eller som minimum det seneste år (HVMFS, 2013).

**Tabel 4.5.3.** Tilstandsgrenser for vandstandens variationshastighed i svenske søer (HVMFS, 2013).

Tilstand	Klasse	Vandstandens variationshastighed i søer
Høj	5	Variationshastigheden afviger med højst 5 % fra referenceforholdet.
God	4	Variationshastigheden afviger med mere end 5 % fra referenceforholdet, men højst 15 % fra referenceforholdet.
Moderat	3	Variationshastigheden afviger med mere end 15 %, men højst 50 % fra referenceforholdet.
Ringe	2	Variationshastigheden afviger med mere end 50 %, men højst 200 % fra referenceforholdet.
Dårlig	1	Variationshastigheden afviger med mere end 200 % fra referenceforholdet.

#### Morfologisk tilstand

Den morfologiske tilstand beskrives som tilstanden for en sø i forhold til variation i søens dybde, søens form, dens struktur og substrat samt struktur i de lavvandede og tilgrænsende oversvømmede områder i forhold til referenceforholdene (HVMFS, 2013).

Klassifikationen af søens morfologiske tilstand i Sverige sker ud fra følgende parametre: 1) ændring i søens form, 2) bundsubstrat, 3) struktur af de lavvandede områder, 4) nærområdet omkring søen og 5) struktur og funktion af de nærtliggende oversvømmede områder (HVMFS, 2013). Sammenligning af de enkelte parametre med kvalitetselementet sker ud fra en gennemsnitlig tilstand for samtlige parametre (1-5). Nedenstående tabeller viser tilstandsgrenserne for de fem parametre (Tabel 4.5.4, 4.5.5, 4.5.6, 4.5.7 og 4.5.8). De sidste to parametre (4 og 5) klassificeres nationalt via et projekt kaldet VMHyMO ved hjælp af nationale geografiske analyser (GIS-analyser) (Vattenmyndigheterna, 2013). Klassificeringen af de andre parametre foretages, hvis datagrundlaget tillader det. Et kig på den svenske vandinformationsportal VISS (Vatteninformations-system Sverige) viser, at det i langt de fleste tilfælde er de sidste to parametre, som udelukkende udgør grundlaget for tilstandsvurderingen, mens der for meget få søer er angivet en tilstand af en eller flere af de andre tre parametre, og dette er ofte på basis af en ekspertvurdering. Dette skyldes, at der ikke er udviklet en generel metode til bestemmelse af bundsubstrat og strukturer i lavvandede områder (Vattenmyndigheterna i samverkan, 2015).

Parameteren 'søens form' beskrives som en procentvis forandring af søbredens udvikling i forhold til referenceforholdet (Tabel 4.5.4) (HVMFS, 2013). Ændringer i søens form beregnes ved hjælp af følgende formel:



$$\text{Ændring i søens form [\%]} = \frac{\left(\frac{SL_p}{2 * \pi * SA_p}\right) - \left(\frac{SL_r}{2 * \pi * SA_r}\right)}{\left(\frac{SL_r}{2 * \pi * SA_r}\right)} * 100$$

Hvor  $SL_p$  = kystlinjens nuværende længde (m),  $SA_p$  = nuværende søareal ( $m^2$ ),  $SL_r$  = kystlinjens længde jf. referenceforhold (m) og  $SA_r$  = søens areal jf. referenceforhold ( $m^2$ ).

Klassificering af bundsubstratet i svenske søer indebærer en vurdering af kornstørrelsessammensætningen og den rumlige variation af bundsubstratet i forhold til den oprindelige tilstand i relation til referenceforholdet (Tabel 4.5.5). Kornstørrelsessammensætningen vurderes ud fra dominerende kornstørrelser i bestemte størrelsesklasser. I bundsubstratparameteren indgår også forekomsten af dødt ved og andet organisk stof, som indgår i bundsubstratet (HVMFS, 2013).

Strukturer i det lavvandede område i søer indebærer forekomst af strukturer som sedimentationsformer (fx. revler og klitter), erosionsformer og dødt ved. Derudover indgår også strukturer, som findes ved indløb og udløb af søen, og forekomst af kunstige strukturer (Tabel 4.5.6) (HVMFS, 2013).

Parameteren 'nærområdet omkring søer' beskrives som den procentvise andel af nærområdets areal, som aktivt anvendes til mark eller andre anlagte arealer (Tabel 4.5.7). Nærområdet omkring søer er det område, som grænser op til søen, og defineres som området, der findes fra søens kystlinje og indtil 30 meter i det omkringliggende landområde (HVMFS, 2013).

De oversvømmede områder omkring søer beskrives som den procentvise andel af søens mulige oversvømmede områder, som aktivt anvendes til mark eller andre anlagte arealer, eller hvor sådanne arealer mangler (på grund af menneskelig aktivitet), i forhold til referenceforholdene (Tabel 4.5.8) (HVMF, 2013).

**Tabel 4.5.4:** Tilstandsgrenser for forandring af søers form (HVMFS, 2013).

Tilstand	Klasse	Søens form
Høj	5	Søens form afviger med højst 5 % fra referenceforholdet.
God	4	Søens form afviger med mere end 5 %, men højst 15 % fra referenceforholdet.
Moderat	3	Søens form afviger med mere end 15 %, men højst 35 % fra referenceforholdet.
Ringe	2	Søens form afviger med mere end 35 %, men højst 75 % fra referenceforholdet.
Dårlig	1	Søens form afviger med mere end 75 % fra referenceforholdet.

**Tabel 4.5.5:** Tilstandsgrenser for bundsubstrat i søer (HVMFS, 2013).

Tilstand	Klasse	Bundsubstrat i søer
Høj	5	I højst 5 % af søens bundareal afviger bundsubstratet væsentligt fra referenceforholdet.
God	4	I mere end 5 %, men højst 15 % af søens bundareal afviger bundsubstratet væsentligt fra referenceforholdet.
Moderat	3	I mere end 15 %, men højst 35 % af søens bundareal afviger bundsubstratet væsentligt fra referenceforholdet.
Ringe	2	I mere end 35 %, men højst 75 % af søens bundareal afviger bundsubstratet væsentligt fra referenceforholdet.
Dårlig	1	I mere end 75 % af søens bundareal afviger bundsubstratet væsentligt fra referenceforholdet.

**Tabel 4.5.6.** Tilstandsgrenser for struktur på det lavvandede område i svenske søer (HVMFS, 2013).

Tilstand	Klasse	Struktur i det lavvandede område i søer
Høj	5	I højst 5 % af det lavvandede område er de naturlige strukturer væsentligt forandret fra referenceforholdet.
God	4	I mere end 5 %, men højst 15 % af det lavvandede område er de naturlige strukturer væsentligt forandret fra referenceforholdet.
Moderat	3	I mere end 15 %, men højst 35 % af det lavvandede område er de naturlige strukturer væsentligt forandret fra referenceforholdet.
Ringe	2	I mere end 35 %, men højst 75 % af det lavvandede område er de naturlige strukturer væsentligt forandret fra referenceforholdet.
Dårlig	1	I mere end 75 % af det lavvandede område er de naturlige strukturer væsentligt forandret fra referenceforholdet.

**Tabel 4.5.7.** Tilstandsgrenser for nærområdet omkring svenske søer (HVMFS, 2013).

Tilstand	Klasse	Nærområdet omkring søer
Høj	5	Højst 5 % af overfladevandsforekomstens nærområde udgøres af anvendt mark eller anlagte arealer.
God	4	Mere end 5 %, men højst 15 % af overfladevandsforekomstens nærområde udgøres af anvendt mark eller anlagte arealer.
Moderat	3	Mere end 15 %, men højst 35 % af overfladevandsforekomstens nærområde udgøres af anvendt mark eller anlagte arealer.
Ringe	2	Mere end 35 %, men højst 75 % af overfladevandsforekomstens nærområde udgøres af anvendt mark eller anlagte arealer.
Dårlig	1	Mere end 75 % af overfladevandsforekomstens nærområde udgøres af anvendt mark eller anlagte arealer.

**Tabel 4.5.8.** Tilstandsgrenser for oversvømmede områders struktur og funktion omkring svenske søer (HVMFS, 2013).

Tilstand	Klasse	Oversvømmede områders struktur og funktion omkring søer
Høj	5	I højst 5 % af overfladevandsforekomstens oversvømmede områder forekommer anvendt mark eller anlagte arealer eller mangel på strukturer i forhold til referenceforhold.
God	4	I mere end 5 %, men højst 15 % af overfladevandsforekomstens oversvømmede områder forekommer anvendt mark eller anlagte arealer eller mangel på strukturer i forhold til referenceforhold.
Moderat	3	I mere end 15 %, men højst 35 % af overfladevandsforekomstens oversvømmede områder forekommer anvendt mark eller anlagte arealer eller mangel på strukturer i forhold til referenceforhold.
Ringe	2	I mere end 35 %, men højst 75 % af overfladevandsforekomstens oversvømmede områder forekommer anvendt mark eller anlagte arealer eller mangel på strukturer i forhold til referenceforhold.
Dårlig	1	I mere end 75 % af overfladevandsforekomstens oversvømmede områder forekommer anvendt mark eller anlagte arealer eller mangel på strukturer i forhold til referenceforhold.

## 4.5.2 Estland

I Estland anvendes to hydromorfologiske kvalitetselementer, som svarer til henholdsvis de hydrologiske forhold (kvalitetselement for ændringer i vandniveau) og de morfologiske forhold (tilstand af vandbeskyttelseszone, søbredens struktur, ændringer i sødybde og bundforhold) (Keskonnaminister, 2009). I Estland anvendes hydromorfologiske kvalitetselementer kun i tilstandsvurderingen, når den økologiske tilstand af overfladevandsforekomsten er vurderet som høj efter undersøgelse af de økologiske kvalitetselementer og de fysisk-kemiske kvalitetselementer som støtteparametre. Tilstanden af de hydromorfologiske parametre bedømmes ud fra ekspertvurderinger under en afgrænsning af 'høj', 'god' eller 'ringe' hydromorfologisk tilstand (Tabel 4.5.9).

**Tabel 4.5.9.** Tilstandsvurdering af hydromorfologiske kvalitetselementer under estiske forhold. Oversat fra § 30 i Keskkonnaminister (2009).

Tilstandsvurdering af hydromorfologiske kvalitetselementer	Hydrologiske forhold
Høj	Alle hydromorfologiske kvalitetsparametre er ca. de samme som under naturlige forhold. Forholdene tillader overfladevandsforekomsten at opnå høj økologisk tilstand.
God	Vandregimet og morfologiske forhold er ikke meget forskellige fra de naturlige forhold. Forholdene tillader overfladevandsforekomsten at opnå god økologisk tilstand.
Ringe	Vandregimet og morfologiske forhold varierer signifikant fra de naturlige forhold. Forholdene tillader ikke, at overfladevandsforekomsten opnår god økologisk tilstand.

### 4.5.3 Tyskland

I Tyskland benyttes to hydromorfologiske kvalitetselementer til understøttelse af de biologiske kvalitetselementer. De to hydromorfologiske kvalitetselementer er: 1) Vandbalance, som indeholder parametrene 'forbindelse til grundvand', 'vandstandsdyamik' og 'opholdstid', og 2) morfologi, som indeholder parametrene 'dybdevariation', 'struktur og substrat af bundforhold' og 'struktur af den ripariske zone' (UBA, 2018).

Vandbalancen for en sø bestemmes via data indsamlet fra myndigheder og/eller GIS-data. Det kan være data fra fx vandstandspejlinger, vandindvindingsstilladelser, arealanvendelse og højdemodeller. Hvis en tilstrækkelig mængde data ikke er tilgængelig, laves en ekspertvurdering. Der opereres med seks belastningsgrupper, hvor hver belastningsgruppe indeholder flere parametre (Tabel 4.5.10) (UBA, 2018). Belastningsgrupperne er et udtryk for de menneskelige påvirkninger af søens vandbalance, hvor det er nødvendigt at kende anvendelsen og belastningen af søens vandbalance.

Mindst én parameter fra hver belastningsgruppe skal anvendes til tilstandsvurderingen, hvor hver belastningsgruppe tilstandsvurderes via fem klasser (1: uforandret-meget lidt forandret, 2: lidt forandret, 3: moderat forandret, 4: kraftigt forandret og 5: meget kraftigt-fuldstændig forandret), og baseres enten på data eller en ekspertvurdering.

Det morfologiske kvalitetselement bestemmes som nævnt ud fra dybdevariationer, bundforhold (mængde, struktur og substrat) og struktur af søbredden. Undersøgelse af dybdevariationer foretages i de forskellige tyske delstater i forbindelse med national overvågning af søer, mens undersøgelse af bundforhold udføres, hvis der findes relevans for dette i forbindelse med vurdering af økologisk og kemisk tilstand. Et nationalt program er lavet til undersøgelse af søbreddens struktur, hvor hovedsageligt luftfotos, kortdata og geologiske informationer inddrages til vurderingen for at minimere antallet af stedspecifikke undersøgelser, som er mere ressourcekrævende. Der anvendes tre zoner (lavvandet, bred og riparisk zone) ved søen til vurdering af søbreddens tilstand. I vurderingen opdeles zonerne i homogene sektioner af 100-1000 m, hvor der kigges på, hvorvidt der er sket ændringer i dækningsgrader i rørsumpen, og om der findes menneskeligt anlagte strukturer, og derudover undersøges arealanvendelsen (German Environment Agency, 2017). Metoden, der anvendes til de morfologiske parametre, er en modificering af en international metode kaldet *Lake Habitat Survey* (LHS), som også benyttes i flere andre lande til vurdering af morfologiske parametre (Rowan m.fl., 2006; Ciampittello m.fl., 2017). Metoden kunne principielt også anvendes under danske forhold, men det ville kræve, at den først prøves af på nogle testsøer, så dens anvendelighed kunne vurderes.

**Tabel 4.5.10.** Belastningsgrupper benyttet i tysk klassificering af vandbalance i søer. Oversat fra UBA (2018).

Belastningsgruppe	Kriterie	Beskrivelse af kriterie
<b>Ændringer/anvendelse af oplandsareal</b>	Hydrologisk relevant areal-anvendelse	Vurdering af det arealvægtede gennemsnit af de hydrologisk relevante jordbrugsklasser i afvandingsområdet i henhold til vandbalancens naturlige niveau.
	Dræning	Vurdering af andelen af kunstig jorddræning ved dræn, pumpestationer, sluser og grøfter i hele afvandingsområdet.
<b>Vandudtag</b>	Fjernelse af overfaldevand	Fjernelsesraten fra overfladevandsforekomster i relation til den gennemsnitlige årlige udstømning.
	Fjernelse af grundvand	Omfanget af vandudtag fra grundvandsforekomster, som har indflydelse på vandbalancen i overfladevandsforekomsten.
<b>Vandtilførsel</b>	Vandtilførsel til overfladevandsforekomster	Tilførselsraten til overfladevandsforekomster i relation til den gennemsnitlige årlige udstømning.
	Vandtilførsel til grundvandsforekomster	Omfanget af vandtilførsel til grundvandsforekomster, som har indflydelse på vandbalancen i overfladevandsforekomsten.
<b>Udvidelse og strukturer</b>	Tilbageholdelseeffekt fra dæmninger	Kunstig vandtilbageholdelse ved hjælp af dæmninger i forhold til den gennemsnitlige årlige udstømning.
<b>Forandringer i engområder</b>	Arealtab af naturlige engområder	Tab af areal af naturlige engområder: forhold mellem nuværende og oprindelige engarealer.
	Tab af vandbalance relateret til engfunktioner	Alternative parametre til beskrivelse af tab af vandbalance relateret engfunktioner.
<b>Andre belastninger</b>	Afhænger af sagen	Andre belastninger på vandbalancen, som ikke via ovenstående belastningsgrupper dokumenteres, defineres og dokumenteres særskilt.

#### 4.5.4 Skotland

I Skotland benyttes vandstands niveau som en parameter for det hydrologiske regime. Det er her den eneste parameter for hydromorfologiske kvalitetselementer, hvor der angives en afgrænsning i forhold til tilstandsvurdering (Tabel 4.5.11) (SEPA, 2014). Afgrænsningen er miljøkvalitetsstandarder lavet af UK Technical Advisory Group (UKTAG, 2013), og som efterfølgende er inkorporeret i den skotske overvågning.

I Skotland anvendes metoden LHS til at indsamle data til vurdering af de morfologiske parametre i skotske søer. Metoden går ud på at inddele søen i 4-10 'Hab-plots', hvor en undersøgelse af forskellige parametre relateret til bredzonekarakteristik, stressfaktorer og modifikationer af det hydrologiske regime finder sted. Undersøgelsesresultaterne kan efterfølgende anvendes i et pointsystem, som kan anvendes til vurdering af søens økologiske tilstand (Rowan m.fl., 2006). I Storbritannien anvendes redskabet Lake MImAS, som bruges til at vurdere, hvor meget systemet kan holde til, før morfologiske ændringer påvirker søens økologiske tilstand (Ciampittiello m.fl., 2017). Der beregnes et mål for omfanget af ændringer af ni morfologiske parametre, herunder ændringer af brinker, bundforhold og strukturer i og omkring søen, som herefter sammenholdes med den pågældende søtype. Herved bestemmes en 'relative hazard score' af SEPA for hver af de morfologiske parametre, som er relevant for søen, hvorefter en grænseværdi beregnes for 1) bredzonen og 2) søen eksklusiv bredzonen. Disse grænseværdier kaldes 'morphological condition limits' og tildeles 'høj', 'god', 'moderat' eller 'ringe' tilstand (SEPA, 2014). Det er procentvise grænser, der indikerer, at hvis disse overskrides, er der en risiko for, at søens tilstand eller morfologiske forhold forringes (Ciampittiello m.fl., 2017).

**Tabel 4.5.11.** Tilstandsvurdering af vandstand i skotske søer (SEPA, 2014). Søoverfladeareal er: 1) det areal af søens overfladevand fra bredden og ud til en dybde, der er 5 m dybere end dybdegrænsen for rodfæstede planter eller bundlevende alger. Hvis det dybeste sted i søen er mindre end dybden anvendt i 1), er søoverfladeareal = hele søens areal. Med referencetilstand menes der fravær af parametre, som kan påvirke overfladearealet af søen eller dybden, hvor planter og bundlevende alger vokser (SEPA, 2014).

Tilstandsklasse	Daglig maksimal reduktion i referencetilstanden af søoverfladeareal i 99 % af dage pr. år
Høj	1 %
God	5 %
Moderat	10 %
Ringe	20 %

## 4.6 Opsummering

Blandt de hydromorfologiske støtteparametre er det især variation i søens dybde, der har betydning for de fire biologiske kvalitetselementer. Derudover er søbreddens struktur vigtig for særligt makroinvertebrater og fisk, mens bundforholdene har en indvirkning især på samfund af makrofyter og bentske invertebrater.

De fire undersøgte lande (Sverige, Estland, Tyskland og Skotland) har udarbejdet metoder og afgrænsninger til flere af de hydromorfologiske parametre (Tabel 4.5.12), hvor parametrene vurderes på baggrund af data eller ekspertvurderinger.

**Tabel 4.5.12.** Anvendte hydromorfologiske parametre i Sverige, Estland, Tyskland og Skotland og metoder, der anvendes til klassificering.

	Hydrologiske elementer	Metode	Morfologiske elementer	Metode
<b>Sverige</b>	1) Vandstandsvariation 2) Afvigelse i vinter- og sommervandstand 3) Ændringer i vandniveau	1-3 klassificeres af SMHI (Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut) baseret på modellering	1) Ændring i søens form 2) Bundsubstrat 3) Struktur af lavvandede områder 4) Nærområdet omkring søen 5) Struktur og funktion af nærliggende oversvømmede områder	1-3 klassificeres, hvis der er tilstrækkeligt data-grundlag 4-5 klassificeres via nationale GIS-analyser
<b>Estland</b>	1) Ændringer i vandniveau	Ekspertvurdering	1) Vandbeskyttelseszone 2) Søbreddens struktur 3) Ændringer i sødybde og bundforhold	1-3 ekspertvurdering
<b>Tyskland</b>	1) Forbindelse til grundvand 2) Vandstandsdynamik 3) Opholdstid	1-3 dataindsamling fra myndigheder og/eller GIS-data eller ekspertvurderinger	1) Dybdevariation 2) Struktur og substrat af bundforhold 3) Struktur af den ripariske zone	1-2 feltdata 3 feltdata (inddrages, hvis det er relevant)
<b>Skotland</b>	1) Vandstand	Målestationer	9 parametre, herunder bredzone, bundforhold og strukturer	Dataindsamling og beregninger

## 5. Analyser af danske hydromorfologiske data

I dette afsnit anvendes eksisterende data, der er indsamlet i forbindelse med overvågningen af danske søer gennemført siden 1989. Dette er gjort med henblik på at belyse, i hvilket omfang der findes anvendelige data, og på hvilken måde de eventuelt kan indgå i vurderingen af de hydromorfologiske forhold i danske søer. Det vurderes også, hvorvidt der kan fastsættes en referencetilstand for hydromorfologiske kvalitetselementer.

For nogle af de hydromorfologiske kvalitetselementer findes der kun meget få data eller data, som kun i et vist omfang er relevante til at beskrive de elementer, der indgår som hydromorfologiske kvalitetselementer. I Tabel 5.1.1 er det angivet, hvilke typer af danske overvågningsdata der vurderes at have størst relevans, og som her er anvendt som et udtryk for de seks hydromorfologiske kvalitetselementer.

**Tabel 5.1.1.** Forekomsten af eksisterende danske data, der er mest relevante til at beskrive de seks hydromorfologiske kvalitetselementer.

<b>Hydromorfologiske kvalitetselementer</b>	<b>Eksisterende relevante typer af data (anvendt her)</b>
Vandtilførsel (vandstrømningens volumen og dynamik)	Søers vandtilførsel og dens variation fra år til år (månedlig minimum og maksimum).
Hydraulisk opholdstid (opholdstid)	Den hydrauliske opholdstid.
Grundvand (forbindelse til grundvandsforekomster)	Informationer/data findes kun for enkelte søer. Der henvises til grundvandsrapport (Nilsson m.fl., 2019).
Vandstand (variation i søens dybde)	Vandstandsmålinger og vandstandens variation.
Sediment (volumen og bundforhold (struktur og substrat))	Sedimentets indhold af tørstof og organisk stof (glødetab). Der findes ingen data om søbundens (sedimentets) volumen.
Søbred (søbreddens struktur)	For enkelte søer findes informationer/viden om eksempelvis påvirkning af søbred via rekreativ anvendelse (badning m.m.), men der findes ingen systematisk indsamling af data. Der er anvendt data (%-andel af søbredden modificeret) indsamlet i forbindelse med prøvetagning af benthiske makroinvertebrater.

I afsnittet analyseres også, om der kan etableres signifikante sammenhænge mellem hydromorfologiske kvalitetselementer og de biologiske kvalitetselementer (fytoplankton, undervandsplanter og fisk). Sammenhænge søges etableret for alle søer, eller for de to danske søtyper, søtype 9 og 10, hvorfra der findes flest data (for danske søtyper se Søndergaard mfl, 2018). Det er ikke muligt at etablere sammenhænge med fytobenthos og makroinvertebrater, da der endnu ikke findes endeligt udviklede og beregnede indices for disse kvalitetselementer, og de har derfor heller ikke været anvendt i forbindelse med udarbejdelsen af de nuværende vandområdeplaner.

De indices, der anvendes til at beskrive den økologiske tilstand (EQR-værdien), tager primært udgangspunkt i, at påvirkningsfaktoren er eutrofiering. Dette er blandt andet anvendt til at beskrive empiriske sammenhænge mellem de enkelte kvalitetselementer og næringsstofindhold, hvilket i sidste ende også anvendes til at beregne et eventuelt indsatsbehov over for den eksterne fosfortilførsel. I forhold til de hydromorfologiske data og kvalitetselementer, så betyder det også, at der primært kan forventes (gode) sammenhænge med

de biologiske kvalitetselementer i det omfang, hvor de hydromorfologiske kvalitetselementer også er et udtryk for en næringsstofpåvirkning. Nogle af de hydromorfologiske kvalitetselementer kan desuden være mere indirekte relateret til næringsstofindhold, eksempelvis vil sedimentationen af organisk stof og opbygningen af organisk materiale i søbunden øges, når eutrofieringen øges. Det betyder, at eventuelle sammenhænge mellem hydromorfologiske kvalitetselementer og biologiske kvalitetselementer kan være indirekte via næringsstofindholdet.

## 5.1 Vandtilførsel

Tilførsel af vand måles med forskellig intensitet i en række søer. I dette afsnit præsenteres kort data vedr. vandtilførsel (vandvolumen) og variationen (dynamik) i tilførslen til søer. For mere detaljerede gennemgange af hydrauliske forhold henvises til de årlige NOVANA-rapporteringer. Variationerne i vandtilførsel vil betyde tilsvarende variationer i den hydrauliske opholdstid.

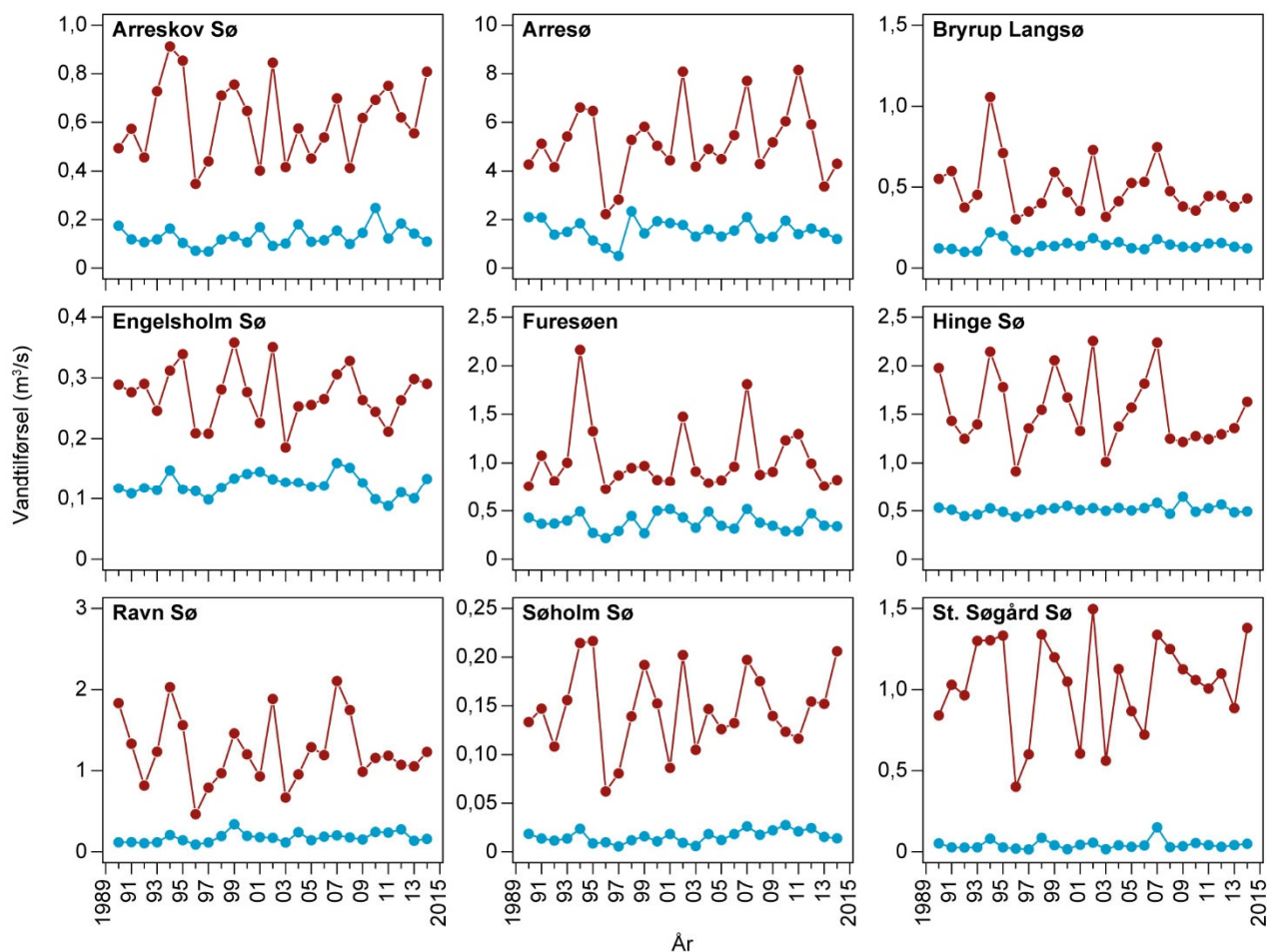
### 5.1.1 Vandvolumen

Det vandvolumen, der tilføres søer, afhænger først og fremmest af størrelsen af søernes opland. Derved er der meget stor forskel på de mængder vand, som søerne modtager (Figur 5.1.1, Tabel 5.1.2, Tabel 5.2.1). Den samlede vandvolumen, som tilføres søerne, varierer da også rigtig meget imellem de 476 søer, hvorfra der er data (Tabel 5.2.1). Blandt de søer, hvor vandtilførslen er beregnet, modtager den sø, der tilføres mest vand, således 97.000 gange så meget vand som den, der tilføres mindst. De 10 % af søerne, der tilføres mest vand, tilføres mere end 215 gange så meget vand som de 10 % af søerne, der tilføres mindst vand.

Som månedsmåned minimum modtager nogle af søerne kun få liter pr. sekund (eksempelvis Borup Sø), mens andre søer som månedsmaksimum modtager over 29.000 liter pr. sekund enkelte år (Tystrup Sø). I de fleste søer er maksimumstilførslen af vand betydeligt større end minimumstilførslen, men det varierer meget fra sø til sø, hvor stor forskellen er.

### 5.1.2 Dynamik

Der er en betydelig variation i de månedlige maksimums- og minimumsværdier af vandtilførsel fra år til år (Figur 5.1.1, Tabel 5.1.2). Der er ligeledes også stor forskel på, hvor meget både minimumsvandføringen og maksimumsvandføringen varierer fra år til år. Ørn Sø har en relativt stabil vandtilførsel, hvor eksempelvis minimumsvandføringen kun varierer mellem 832 og 1.146 l/s (dvs. en faktor 1,37) igennem de 20 måleår, mens den i Gundsømagle Sø varierer mellem 18 l/s og 249 l/s (dvs. en faktor 13,9). Tilsvarende varierer maksimumstilførslen over tid med en faktor 1,62 i Ørnsø, men med en faktor 7,30 i Bryrup Langsø. I de fleste søer varierer maksimumsvandtilførslen mere end minimumstilførslen, fx i Hinge Sø, hvor minimumsvandføringen varierer mellem 437 og 581 l/s, mens maksimumsvandføringen varierer mellem 913 og 2.256 l/s.



**Figur 5.1.1.** Ni NOVANA-søer med 25 års målinger af vandtilførsel (y-akse ( $\text{m}^3/\text{s}$ )) fra 1989 til 2015, vist som månedlig minimum (blå) og månedlig maksimum (rød) for hvert år.

**Tabel 5.1.2.** De 18 søer fra NOVANA-overvågningen, hvor der findes dataserier med mindst 14 års målinger af den gennemsnitlige månedlige vandtilførsel. Vandtilførslen er den samlede tilførsel beregnet på baggrund af vandføringsmålinger samt estimering af øvrig tilførsel. For hver sø er vist fordelingen (angivet som minimum, 10 % fraktile, 90 % fraktile og maksimum) af den månedlige minimums- og maksimumsvandføring over måleperioden. n angiver antal måleår siden 1989.

Sø	Minimumstilførsel ( $\text{m}^3/\text{s}$ )				Maksimumstilførsel ( $\text{m}^3/\text{s}$ )			
	Min.	10 %	90 %	Maks.	Min.	10 %	90 %	Maks.
Arreskov Sø, n=25	0,068	0,091	0,180	0,248	0,346	0,412	0,845	0,912
Arresø, n=25	0,499	1,134	2,095	2,333	2,218	3,356	7,708	8,158
Borup Sø, n=22	0,002	0,002	0,010	0,036	0,054	0,105	0,314	0,380
Bryrup Langsø, n=25	0,099	0,104	0,186	0,221	0,302	0,349	0,730	1,056
Engelsholm Sø, n=25	0,087	0,099	0,148	0,160	0,185	0,209	0,339	0,358
Fårup Sø, n=14	0,247	0,279	0,337	0,339	0,439	0,489	0,704	0,705
Furesøen, n=25	0,218	0,271	0,499	0,516	0,724	0,757	1,475	2,164
Hinge Sø, n=25	0,437	0,459	0,564	0,644	0,913	1,218	2,145	2,256
Lille Søgård Sø, n=22	0,004	0,004	0,019	0,078	0,315	0,490	1,084	1,239
Ørnsø, n=20	0,832	0,837	1,094	1,146	1,038	1,130	1,584	1,682
Gundsømagle Sø, n=20	0,018	0,020	0,103	0,249	0,211	0,332	1,480	1,533
Ravn Sø, n=25	0,090	0,114	0,244	0,339	0,463	0,791	1,884	2,106
Søgård Sø, n=22	0,014	0,017	0,065	0,099	0,361	0,581	0,976	1,325
Søholm Sø, n=25	0,006	0,009	0,024	0,027	0,062	0,086	0,206	0,216
St. Søgård Sø, n=25	0,015	0,016	0,080	0,151	0,401	0,601	1,340	1,497
Tissø, n=22	0,464	0,588	1,218	1,787	1,667	4,296	11,907	13,667
Tystrup Sø, n=22	0,673	0,891	2,381	3,552	3,994	9,929	22,536	29,229
Vesterborg Sø, n=25	0,005	0,006	0,012	0,038	0,183	0,289	1,017	1,231



### 5.1.3 Referencetilstand

Det giver ikke mening at tale om en generel referencetilstand for hverken vandvolumen tilført eller for vandtilførslens dynamik for søer eller grupper af søtyper. Vandtilførslen er primært afhængig af oplandsstørrelse og søens morfologiske forhold og kan ikke knyttes til specifikke søtyper. Om nødvendigt må der fastsættes søspecifikke referenceforhold, dvs. man vil være nødt til at kende vandtilførslen og dens dynamik for de enkelte søer i den menneskelige upåvirkede tilstand.

### 5.1.4 Sammenhæng med de biologiske kvalitetselementer

I Tabel 5.1.3 er der angivet analyser for de empiriske sammenhænge mellem det totale vandinput og de tre biologiske kvalitetselementer. Som det fremgår, er der kun én af sammenhængene, som lige netop er statistisk signifikant ( $p=0,049$ ). Dette understreger, at vandtilførsel ikke er afgørende for de biologiske kvalitetselementer og dermed har ringe relevans som element i vurderingen af den økologiske tilstand.

**Tabel 5.1.3.** Sammenhæng mellem log10 transformerede hydromorfologiske data (total vandtilførsel, vand\_ind) og EQR-værdien for de tre biologiske kvalitetselementer: undervandsplanter (mak-eqr), planteplankton (fyto-eqr) og fisk (fisk-eqr). 'Ikke signifikant' angiver en p-værdi  $>0,05$ . Angivet er antal søer (n), der indgår i analysen, p-værdi og forklaringsværdien ( $r^2$ ). Analysen er vist for alle søer og specifikt for søtype 9 og søtype 10.

Hydromorf. parameter	Biologisk element	Sammenhæng
Vandtilførsel, alle	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=394
Vandtilførsel, alle	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=112
Vandtilførsel, alle	Fisk eqr	$\text{Log}_{10}(\text{vand\_ind}) = -0,39 \cdot \text{fisk-eqr} + 6,62$ , n=171, $p=0,049$ , $r^2=0,02$
Vandtilførsel, type 9	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=212
Vandtilførsel, type 9	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=69
Vandtilførsel, type 9	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n= 119
Vandtilførsel, type 10	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=64
Vandtilførsel, type 10	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=23
Vandtilførsel, type 10	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=39

## 5.2 Hydraulisk opholdstid

Søers hydrauliske opholdstid vil afspejle den variation, der findes i den samlede tilførte vandvolumen, samt den variation, der skyldes forskelle i søernes vandvolumen.

### 5.2.1 Data fra danske søer

Den hydrauliske opholdstid varierer rigtig meget imellem de 476 søer, hvorfra der findes data (Tabel 5.2.1). Opholdstiden varierer således mellem 0,007 (0,3 dag) og 15,26 år, svarende til en faktor mellem maksimum og minimum på over 20.000. 10 % af søerne har en opholdstid på under 0,017 år (6,2 dage), og 10 % har en opholdstid på over 2,05 år, svarende til en faktor på 120.

**Tabel 5.2.1.** Fordelingen af vandvolumen tilført (millioner  $\text{m}^3/\text{år}$ ) og den beregnede årlige gennemsnitlige hydrauliske opholdstid (år). Der er data fra 476 søer (1990-2014).

Parameter	Middel	Min	10 %	25 %	Median	75 %	90 %	Maksimum
Vandvolumen	15,98	0,0066	0,1514	0,396	1,569	8,202	32,69	642,5
Opholdstid	0,8719	0,0007	0,0171	0,052	0,1817	0,797	2,046	15,26

## 5.2.2 Referencetilstand

Det giver ikke mening at tale om en generel referencetilstand for søer eller grupper af søtyper, idet vandets hydrauliske opholdstid er afhængig af oplandsstørrelse og søens morfologiske forhold. Om nødvendigt må der fastsættes søspecifikke referenceforhold, dvs. man må kende den enkelte søs hydrauliske opholdstid (og dens variation) under menneskelige upåvirkede forhold.

## 5.2.3 Sammenhæng til de biologiske kvalitetselementer

I Tabel 5.2.3 er der angivet analyser for de empiriske sammenhænge mellem den hydrauliske opholdstid og de tre biologiske kvalitetselementer. Kun for søtype 10 er der tale om signifikante sammenhænge med de biologiske kvalitetselementer og med forholdsvis beskedne  $r^2$ -værdier (0,18-0,25). Sammenhængen er positiv, hvilket formentlig er et udtryk for, at søer med lang opholdstid generelt af andre årsager også vil have et mindre næringsstofindhold og dermed påvirke de biologiske forhold.

**Tabel 5.2.3.** Sammenhæng mellem log10 transformerede hydromorfologiske data (hydraulisk opholdstid, tw) og EQR-værdien for de tre biologiske kvalitetselementer: makrofyter (mak-eqr), planteplankton (fyto-eqr) og fisk (fisk-eqr). Ikke signifikant angiver en p-værdi >0,05. Angivet er antal søer (n), der indgår i analysen, p-værdi og forklaringsværdien ( $r^2$ ). Analysen er vist for alle søer og specifikt for søtype 9 og søtype 10.

Hydromorf. parameter	Biologisk element	Sammenhæng
Opholdstid, alle	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=394
Opholdstid, alle	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=112
Opholdstid, alle	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=171
Opholdstid, type 9	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=212
Opholdstid, type 9	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=69
Opholdstid, type 9	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=119
Opholdstid, type 10	Mak-eqr	$\text{Log}_{10}(\text{tw})=1,32*\text{mak-eqr} - 0,64$ , n=64, p=0,001, $r^2=0,18$
Opholdstid, type 10	Fyto-eqr	$\text{Log}_{10}(\text{tw})=1,98*\text{fyto-eqr} - 0,69$ , n=23, p=0,038, $r^2=0,19$
Opholdstid, type 10	Fisk-eqr	$\text{Log}_{10}(\text{tw})=1,25*\text{fisk-eqr} - 0,38$ , n=39, p=0,001, $r^2=0,25$

## 5.3 Forbindelse til grundvand

### 5.3.1 Data fra danske søer

Bortset fra studier af enkelte søer (se for eksempel CLEAR-projektet, Nilsson m.fl., 2016), findes der ingen oplysninger om søers forbindelse til grundvandsforekomster. I forbindelse med den generelle overvågning af danske søer indsamles ingen data, der beskriver, hvorvidt og i hvilket omfang søer eventuelt har forbindelse til grundvandsforekomster. Der er for nylig udviklet en modelmæssig indgang til at vurdere eventuelle interaktioner mellem grundvand og søvand (Nilsson m.fl., 2019), men beregningerne er usikre og kræver specifikke undersøgelser af forholdene for den enkelte sø.

### 5.3.2 Referencetilstand

Det giver ikke mening at tale om en generel referencetilstand for søer eller søer grupperet i søtyper, idet interaktioner med grundvandet må forventes at være yderst variable på tværs af de nuværende søtyper. Interaktioner vil afhænge af hydrauliske og geologiske forhold, som ofte er ukendte og ikke kan forventes at knytte sig til specifikke søtyper. Om nødvendigt må der fastsættes søspecifikke referenceforhold.

### 5.3.3 Sammenhæng med de biologiske kvalitetselementer

Det er ikke muligt at angive empiriske sammenhænge mellem grundvandsinput og de biologiske kvalitetselementer på grund af manglende data.

## 5.4 Vandstand

### 5.4.1 Data fra danske søer

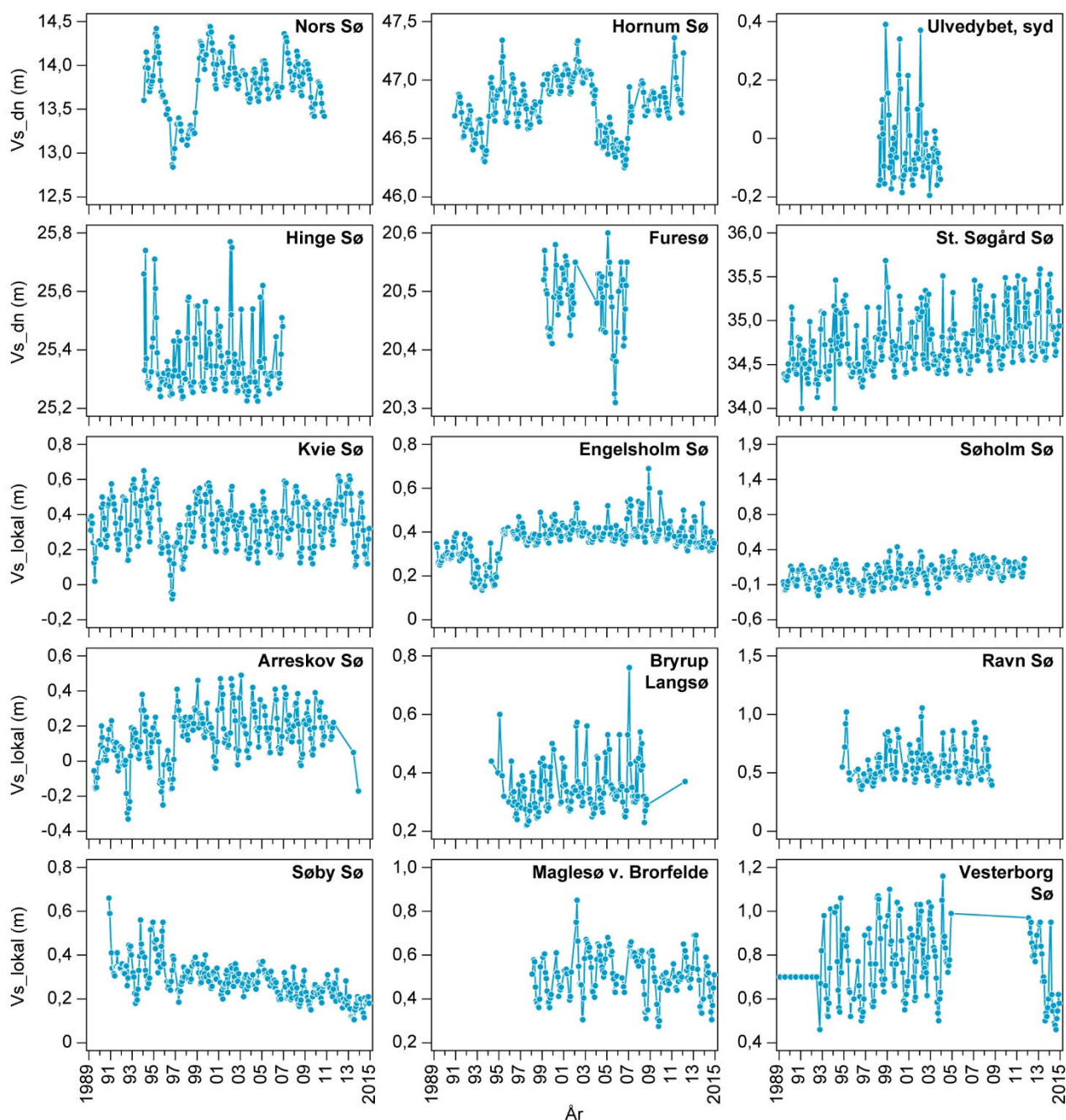
Vandstanden undersøges i mange af overvågningssøerne, men gennem tiden i meget varierende omfang. I dette afsnit præsenteres vandstandsmålinger fra 15 søer i kontrolovervågningen af udvikling (KU-søer), hvor der findes de længste tidsserier (Figur 5.4.1). Data fra KU-søerne formodes at omfatte de mest pålidelige målinger af vandstande i danske søer. I de multivariate analyser (se kapitel 6) indgår også vandstandsmålinger fra andre danske søer i det omfang, de findes. Vandstanden er i mange søer ofte reguleret ved hjælp af opstemninger og stigning. Det betyder, at de variationer, der ses, ikke nødvendigvis er et udtryk for de vandstandsvariationer, der ville forekomme, hvis søen ikke var reguleret. Vi har ikke data fra søerne i dette datasæt til at afgøre, hvor stor en andel af søerne der er reguleret ved hjælp af opstemninger og stigning, og i hvilken grad den naturlige vandstandsvariation er påvirket.

Analyserne viser, at der i alle de 15 KU-søer er betydelige variationer i løbet af året og fra år til år (Figur 5.4.1). I nogle af søerne, fx Store Søgaard, Søholm og Søby, er der tydeligvis en jævn udvikling over måleperioden, som også er statistisk signifikant. I andre søer er der sket niveauskift, fx Arreskov Sø og Hornum Sø, inden for en ret kort tidsperiode, som formentlig skyldes, at man har reguleret vandstanden.

De generelle sæsonmæssige variationer for alle søerne er vist via den normaliserede vandstand i Figur 5.4.2. Det ses, at den højeste vandstand (udtrykt som medianværdi) normalt opnås i vinterperioden (februar) og den laveste vandstand i sommerperioden (august). Som medianværdi ligger den normaliserede sæsonmæssige vandstand ca. 0,1 m højere om vinteren og ca. 0,1 m lavere om sommeren i forhold til årsgennemsnittet.

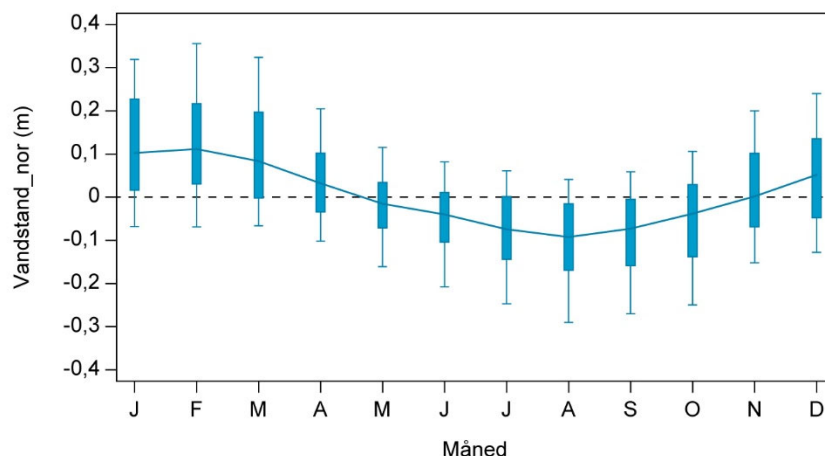
For de 15 søer som gennemsnit er variationen (maksimum – minimum) på årsbasis 0,77 m. Hvis der kun anvendes vinterværdier, er variationen 0,63 m, og hvis der kun anvendes sommerværdier (juni, juli, august), er den 0,48 m (Tabel 5.4.1).

Der er store forskelle de 15 søer imellem. Størst er variationen i Store Søgaard Sø med 1,69 m og mindst i den bynære Furesø med 0,29 m. Hvis der alene anvendes vandstandsdata fra de tre sommermåneder (juni-august), er variationen væsentlig mindre, og gennemsnitforskellen mellem maksimum og minimum i de 15 søer på 0,48 m og 80 % af variationen ligger inden for 0,28 m. Det gør ingen større forskel i vandstandsvariationer, hvis der alene kigges på de 10 søer, som ikke har ændret sig signifikant over måleperioden.



**Figur 5.4.1.** Variationer i vandstand blandt 15 KU-søer (jf. NOVANA-overvågningsprogrammet) med lange tidsserier. Vandstand kan være udtrykt både som 'lokal' vandstand' (vs\_lokal) og som vandstand i forhold til havniveauets middelværdi (vs\_dn) afhængig af, hvilken type der har været angivet flest data fra. Der er angivet månedsmiddelværdier. I fem af søerne (Store Søgård Sø, Engelsholm Sø, Søholm Sø, Arreskov Sø og Søby Sø) har der gennem måleperioden været signifikante ændringer (SAS, proc reg.,  $p < 0,001$ ) i vandstanden. I nogle søer, eksempelvis Arreskov Sø i 1997, kan der være gennemført indgreb med henblik på at ændre vandstanden.

**Figur 5.4.2.** Den normaliserede sæsonmæssige vandstand for alle 15 KU-søer. Normaliseringen er foretaget ved at trække den gennemsnitlige vandstand for hele måleperioden fra den gennemsnitlige månedlige værdi for alle år og måneder.



**Tabel 5.4.1.** Variation i vandstand i de 15 KU-søer vist i Figur 5.4.1. Variationen er vist som forskel mellem minimum og maksimum, forskel mellem 10 % og 90 % fraktil og forskel mellem 25 % og 75 % fraktil. Forskellene er vist for alle data (hele året), for vintermåneder (december, januar, februar) og sommermåneder (juni, juli, august). N angiver det samlede antal vandstandsmålinger på årsbasis (der er anvendt lokal vandstand eller dansk normalnul som i Figur 5.1.1). I de to nederste rækker er vist gennemsnittet for alle søerne, herunder i den nederste række (gennemsnit, søer u. ændr.) også variationen for de 10 søer, hvor der ikke været signifikante ændringer over måleperioden (se også Figur 5.1.1).

Sø	Hele året (m)			Vinter (m)			Sommer (m)		
	Min.-maks.	10-90	25-50	Min.-maks.	10-90	25-50	Min.-maks.	10-90	25-50
Nors Sø, n= 163	1,61	0,89	0,40	1,40	1,03	0,43	1,07	0,79	0,30
Kvie Sø, n= 297	0,73	0,43	0,21	0,44	0,31	0,18	0,55	0,24	0,12
Engelsholm Sø, n= 293	0,55	0,18	0,06	0,36	0,25	0,11	0,30	0,15	0,06
Søholm Sø, n= 205	0,63	0,36	0,20	0,47	0,25	0,08	0,54	0,25	0,14
Arreskov Sø, n= 244	0,82	0,37	0,17	0,66	0,34	0,19	0,67	0,35	0,19
Hornum Sø, n= 221	1,11	0,60	0,34	0,87	0,50	0,33	0,84	0,63	0,32
Ulvedybet, n= 64	0,59	0,31	0,28	0,57	0,48	0,31	0,29	0,20	0,12
Bryrup Langsø, n= 145	0,54	0,34	0,08	0,48	0,26	0,16	0,13	0,08	0,05
Hinge Sø, n= 148	0,54	0,28	0,12	0,49	0,32	0,21	0,16	0,08	0,03
Ravn Sø, n= 144	0,69	0,38	0,19	0,55	0,35	0,21	0,26	0,12	0,05
Søby Sø, n= 285	0,55	0,18	0,10	0,43	0,19	0,09	0,30	0,17	0,08
Magle Sø, n= 165	0,57	0,28	0,15	0,35	0,17	0,12	0,30	0,22	0,12
Furesøen, n= 65	0,29	0,14	0,09	0,19	0,13	0,07	0,14	0,13	0,07
Vesterborg Sø, n= 188	0,71	0,46	0,28	0,58	0,38	0,26	0,37	0,28	0,17
St. Søgård Sø, n= 298	1,69	0,81	0,43	1,59	0,87	0,45	1,27	0,46	0,18
Gennemsnit alle søer	0,77	0,40	0,21	0,63	0,39	0,21	0,48	0,28	0,13
Gennemsnit, søer u. ændr.	0,74	0,41	0,21	0,59	0,39	0,23	0,41	0,28	0,14

## 5.4.2 Referencetilstand

Det giver ikke mening at tale om en generel referencetilstand for søers eller grupper af søtypers vandstand, idet vandstanden afhænger af oplandsmæssige, klimatiske og morfologiske forhold. Om nødvendigt må der søges fastsat søspecifikke referenceforhold.

### 5.4.3 Sammenhæng med de biologiske kvalitetselementer

I Tabel 5.4.2 er der angivet analyser for de empiriske sammenhænge mellem vandstandsvariationer (maksimum - minimum) og de tre biologiske kvalitetselementer. Ingen af sammenhængene er statistisk signifikante, og det peger på, at de variationer, der ses i danske søer, ikke har væsentlig indflydelse på de biologiske kvalitetselementer.

**Tabel 5.4.2.** Sammenhæng mellem log<sub>10</sub> transformerede hydromorfologiske data (vandsandsvariation udtrykt som maksimum-minimum vandstand for tilgængelige data, vand\_var) og EQR-værdien for de tre biologiske kvalitetselementer: makrofyter (mak-eqr), planteplankton (fyto-eqr) og fisk (fisk-eqr). Ikke signifikant angiver, at p-værdien er >0,05. Angivet er antal søer (n), der indgår i analysen, p-værdi og forklaringsværdien (r<sup>2</sup>). Analysen er vist for alle søer og specifikt for søtype 9 og søtype 10.

Hydromorf. parameter	Biologisk element	Sammenhæng
Vand_var, alle	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=166
Vand_var, alle	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=46
Vand_var, alle	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=66
Vand_var, type 9	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=71
Vand_var, type 9	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=23
Vand_var, type 9	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=45
Vand_var, type 10	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=18
Vand_var, type 10	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=7
Vand_var, type 10	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=12

## 5.5 Sediment

Til og med 2017 blev der som udgangspunkt taget prøver af sedimentet hvert 6. år i de søer, som indgik i kontrolovervågningen, og derudover i udvalgte søer i programmet for den operationelle overvågning jf. NOVANA-programmet. Beskrivelsen i dette afsnit bygger på disse data. Prøvetagningen omfatter normalt tre stationer placeret på dybder, der repræsenterer arealer mellem 70 og 90 % af maksimumsdybden. Der foretages ikke prøvetagninger i littoralzonen. På hver station analyseres der for næringsstofindhold, tørstofindhold og indhold af organisk stof (glødetab). I teknisk anvisning S06 er der givet en nærmere beskrivelse af sedimentprøvetagningen (Johansson, 2017). I analysen her anvendes data fra overfladesedimentet på tørstof og organisk indhold til at beskrive sedimentets struktur.

Der findes mere detaljerede studier af sedimentforholdene fra et mindre antal søer undersøgt i andre sammenhænge end NOVANA, og de viser, at sedimentforholdene i nogle søer kan være forholdsvis homogene, mens sedimentets beskaffenhed, herunder tørstofindholdet, kan være meget heterogen i andre søer. Søers sedimentforhold vil ofte udvise en betydelig heterogenitet betinget af dybdeforhold og vindpåvirkning samt forskelle mellem sedimentationsområder, transportområder og erosionsområder. I søer med store horizontale variationer vil analyser fra tre stationer give en usikker beskrivelse af de generelle sedimentforhold.

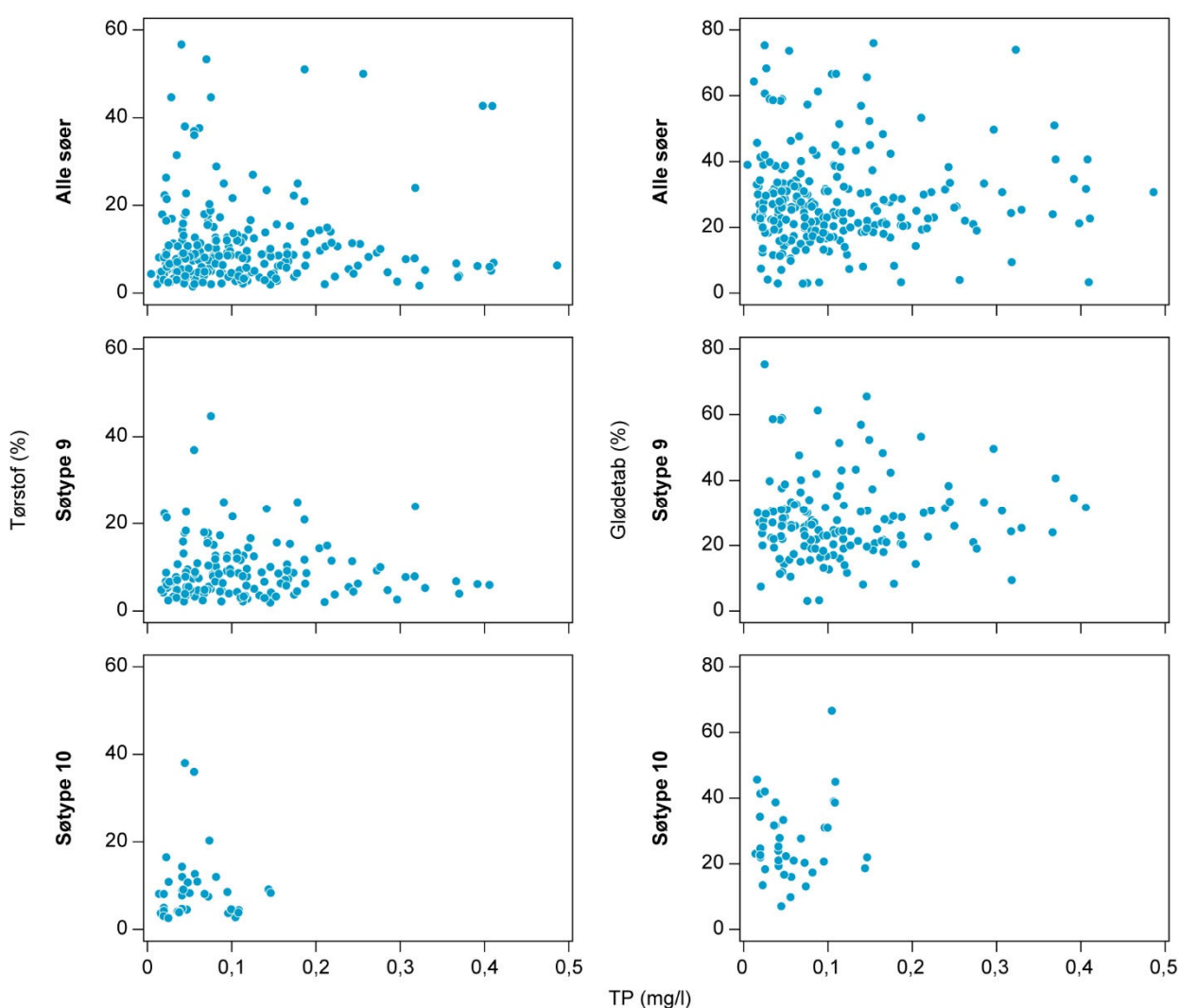
### 5.5.1 Data fra danske søer

Overfladesedimentets indhold af tørstof og glødetab for 262 søer med sedimentdata er vist i Tabel 5.5.1. Det samlede datamateriale dækker over betydelige variationer, hvor tørstofindholdet varierer fra 1,5 til 56,7 % og glødetabet fra 2,2 til 76 %.

Både tørstofindhold og glødetab varierer meget i forhold til søernes gennemsnitlige fosforindhold og uden klare sammenhænge, og dermed ser søers forskellige eutrofieringsniveau ikke ud til at komme til udtryk i overfladesedimentets indhold af tørstof eller organisk stof (Figur 5.5.1). Højt tørstofindhold ses dog primært i søer med lavt fosforindhold, men der er ikke nogen signifikant sammenhæng mellem tørstofindhold og fosforindhold (lineær regression,  $p > 0,05$ ). Der ses ikke andre væsentlige sammenhænge, hvis der alene anvendes data fra enten søtype 9 eller søtype 10 (Figur 5.5.1).

**Tabel 5.5.1.** Fordelingen af tørstofindhold (% af vådvægt) og glødetab (% af tørvægt) i overfladesedimentet fra de 262 søer, hvorfra der er data. Overfladesedimentet omfatter normalt sediment fra 0-2 cm's dybde.

Parameter	Middel	Minimum	10 %	25 %	Median	75 %	90%	Maksimum
Tørstof	10,7	1,5	3,3	4,5	7,8	12,1	22,3	56,7
Glødetab	28,7	2,2	12,7	19,3	26,0	34,3	51,0	76,0



**Figur 5.5.1.** Tørstof og glødetab i overfladesedimentet (normalt 0-2 cm) i forhold til overfladevandets sommergennemsnitlige TP-indhold. Vist for alle søer øverst og nederst for søtype 9 og søtype 10. Kun vist for TP-værdier under 0,5 mg/l.

## 5.5.2 Referencetilstand

Sedimentforholdene varierer betydeligt på tværs af søer, og der synes ikke at være baggrund for at etablere en generel referencetilstand for søer eller grupper af søtyper med hensyn til sedimentforhold (tørstof og glødetab). Om nødvendigt må der søges fastsat søspecifikke referenceforhold.

## 5.5.3 Sammenhæng med de biologiske kvalitetselementer

I Tabel 5.5.2 er der angivet analyser for de empiriske sammenhænge mellem overfladesedimentets glødetab og tørstofindhold og de tre biologiske kvalitetselementer. For ingen af de undersøgte sammenhænge er der tale om signifikante sammenhænge. Dette peger på, at de data, som indgår i analyser af danske søers sedimentforhold, ikke har væsentlig indflydelse på de biologiske kvalitetselementer.

**Tabel 5.5.2.** Sammenhæng mellem log10 transformerede sedimentdata (tørstofindhold og glødetab i %) og EQR-værdien for de tre biologiske kvalitetselementer: makrofyter (mak-eqr), planteplankton (fyto-eqr) og fisk (fisk-eqr). Ikke signifikant angiver, at p-værdien er >0,05. Angivet er antal søer (n), der indgår i analysen, p-værdi og forklaringsværdien ( $r^2$ ). Analysen er vist for alle søer og specifikt for søtype 9 og søtype 10.

Hydromorf. parameter	Biologisk element	Sammenhæng
Tørstof%, alle	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=232
Tørstof%, alle	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=104
Tørstof%, alle	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=142
Glødetab%, alle	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=232
Glødetab%, alle	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=104
Glødetab%, alle	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=142
Tørstof%, type 9	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=135
Tørstof%, type 9	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=65
Tørstof%, type 9	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=101
Glødetab%, type 9	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=135
Glødetab%, type 9	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=65
Glødetab%, type 9	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=101
Tørstof%, type 10	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=40
Tørstof%, type 10	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=18
Tørstof%, type 10	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=32
Glødetab%, type 10	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=40
Glødetab%, type 10	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=18
Glødetab%, type 10	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=32

## 5.6 Søbred, struktur

I de fleste danske søer er bredzonen formentlig kun modificeret i ringe grad, men der indsamles kun få data, der kan anvendes til at beskrive søbredden i danske søer. Ligeledes findes der kun ringe viden om, hvordan graden af modificering påvirker den økologiske klassificering, herunder hvordan den eventuelt påvirker forekomsten af makroinvertebrater. Se Wiberg-Larsen & Rasmussen (2016) for mere baggrund vedr. forekomsten af makroinvertebrater.

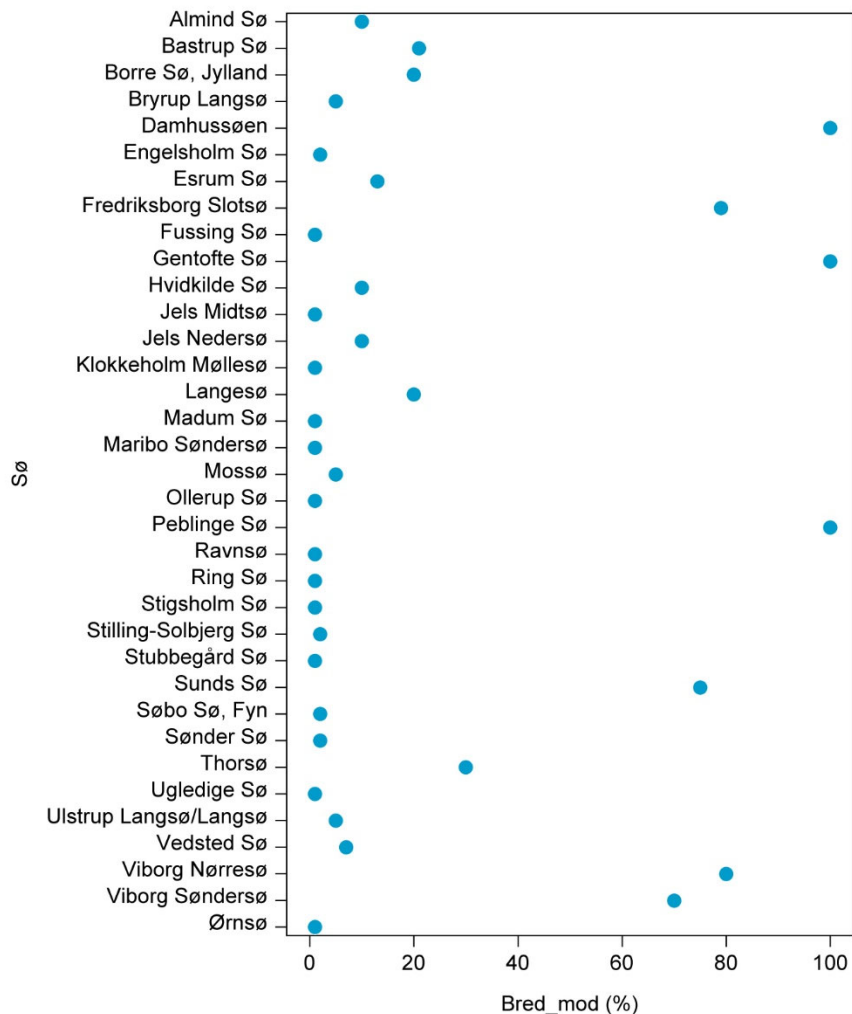
I forbindelse med udviklingen af kvalitetsindeks for bentiske makroinvertebrater er der fra 35 søer indsamlet informationer om, i hvilken grad bredzonen er modificeret. Disse data er her anvendt til at vurdere sammenhænge med de biologiske kvalitetselementer.



### 5.6.1 Data fra danske søer

De 35 søer, som er undersøgt i forbindelse med indsamlingen af makroinvertebrater, viser, at søer, hvor en stor del af bredzonen er modificeret, først og fremmest er bynære søer (Figur 5.6.1). Dette gælder søer som Damhussøen, Peblinge Sø og Gentofte Sø, hvor 100 % af søbredden er modificeret, mens omkring 80 % af søbredden er modificeret i andre bynære søer som Frederiksborg Slotsø, Viborg Nørresø og Viborg Søndersø. I de andre undersøgte søer er kun en ringe del af bredzonen modificeret og ofte under 10 %.

**Figur 5.6.1.** Graden af bredzone-modifikationer (Bred\_mod angivet som % af den samlede bredzone-længde) i 35 søer undersøgt i forbindelse med indsamling af prøver til analyser af makroinvertebrater.



### 5.6.2 Referencetilstand

Referencetilstanden for strukturen for søers søbred er ingen menneskelig påvirkning, dvs. 0 %.

### 5.6.3 Sammenhæng med de biologiske kvalitetselementer

I Tabel 5.6.1 er der angivet analyser for de empiriske sammenhænge mellem andelen af bredzonen, som er modificeret, og de tre biologiske kvalitetselementer. For de fleste relationer er der ikke tale om signifikante sammenhænge, men i to tilfælde er der signifikante sammenhænge med EQR-værdien beregnet for fisk og i et tilfælde EQR-værdien beregnet for fytoplankton. Sammenhængen er i alle tre tilfælde positiv, dvs. højere EQR-værdi ses ved øget

grad af bredmodifikation. Der er ikke umiddelbart nogen biologisk forklaring, og på grund af det lille antal søer, som indgår i analyserne (n=14-26 for de signifikante sammenhænge), skal analyseresultaterne tages med forbehold, men dominansen af bynære søer, hvoraf nogle er manipulerede, blandt søerne med høj grad af bredmodifikation kan eventuel påvirke resultaterne.

**Tabel 5.6.1.** Sammenhæng mellem log10 transformerede bredzonedata (%andel, som er modificeret, bred\_mod%) og EQR-værdien for de tre biologiske kvalitetselementer: makrofyter (mak-eqr), planteplankton (fyto-eqr) og fisk (fisk-eqr). Ikke signifikant angiver, at p-værdien er >0,05. Angivet er antal søer (n), der indgår i analysen, p-værdi og forklaringsværdien (r<sup>2</sup>). Analysen er vist for alle søer og specifikt for søtype 9 og søtype 10.

Hydromorf. parameter	Biologisk element	Sammenhæng
Bred_mod%, alle	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=32
Bred_mod%, alle	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=20
Bred_mod%, alle	Fisk-eqr	$\text{Log10}(\text{bred\_mod}\%) = 0,99 \cdot \text{Fisk-eqr} + 0,30$ , n=26, p=0,019, r <sup>2</sup> =0,21
Bred_mod%, type 9	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=20
Bred_mod%, type 9	Fyto-eqr	$\text{Log10}(\text{bred\_mod}\%) = 3,10 \cdot \text{Fyto-eqr} - 0,57$ , n=14, p=0,024, r <sup>2</sup> =0,36
Bred_mod%, type 9	Fisk-eqr	$\text{Log10}(\text{bred\_mod}\%) = 1,82 \cdot \text{Fisk-eqr} + 0,02$ , n=18, p=0,001, r <sup>2</sup> =0,54
Bred_mod%, type 10	Mak-eqr	Ikke signifikant, n=11
Bred_mod%, type 10	Fyto-eqr	Ikke signifikant, n=5
Bred_mod%, type 10	Fisk-eqr	Ikke signifikant, n=8

## 6. Multivariate analyser

Alle biologiske forhold, herunder de biologiske kvalitetselementer, som anvendes til at vurdere den økologiske kvalitet i søer, afhænger af mange forhold, og ofte vil en enkelt faktor kun kunne forklare en del af den variation, der ses. I dette afsnit anvendes multivariate analyser med henblik på at undersøge, i hvilket omfang forskellige forklarende og afhængige variable grupperer sig i forhold til de biologiske kvalitetselementer. Multivariate analyser er gennemført på flere niveauer, hvoraf flere indeholder ret få data, så analyserne må derfor tages med forbehold:

- 1) Søer eksklusiv data om vandstandsvariationer (i alt 74-76 søer)
  - Sammenhænge mellem hydromorfologiske data og biologiske EQR-værdier (76 søer)
    - For alle søer
    - For søtype 9
    - For søtype 10
  - Sammenhænge mellem hydromorfologiske data, biologiske EQR-værdier og vandkemiske data (74 søer)
    - For alle søer
    - For søtype 9
    - For søtype 10
- 2) Søer inklusiv data om vandstandsvariationer (i alt 25 søer)
  - Sammenhænge mellem hydromorfologiske data og biologiske EQR-værdier
  - Sammenhænge mellem hydromorfologiske data, biologiske EQR-værdier og vandkemiske data.

Figureerne, som disse analyser producerer, skal læses sådan, at:

- Længden af miljøparameteren (fra centrum (0,0) til spidsen af pilen (x,y) udtrykker styrken for hver parameter i forhold til at kunne forklare variationen i EQR-værdien. Jo længere pil, desto tættere koblet er denne parameter til EQR-værdierne.
- Retningen af pilenes spids indikerer retningen af sammenhængen (positiv eller negativ sammenhæng) imellem parametre eller imellem parametre og EQR-værdier.
- Den vinkelrette afstand fra EQR-værdien til pilen indikerer styrken af sammenhængen mellem en specifik EQR-værdi og en parameter – kortere afstand betyder stærkere relation.
- Vinklen mellem pilene (vektorerne) indikerer relationerne til parametrene; små vinkler betyder stærkere sammenhæng.

### 6.1 Analyser af 76 søer (ekskl. data om vandstandsvariationer)

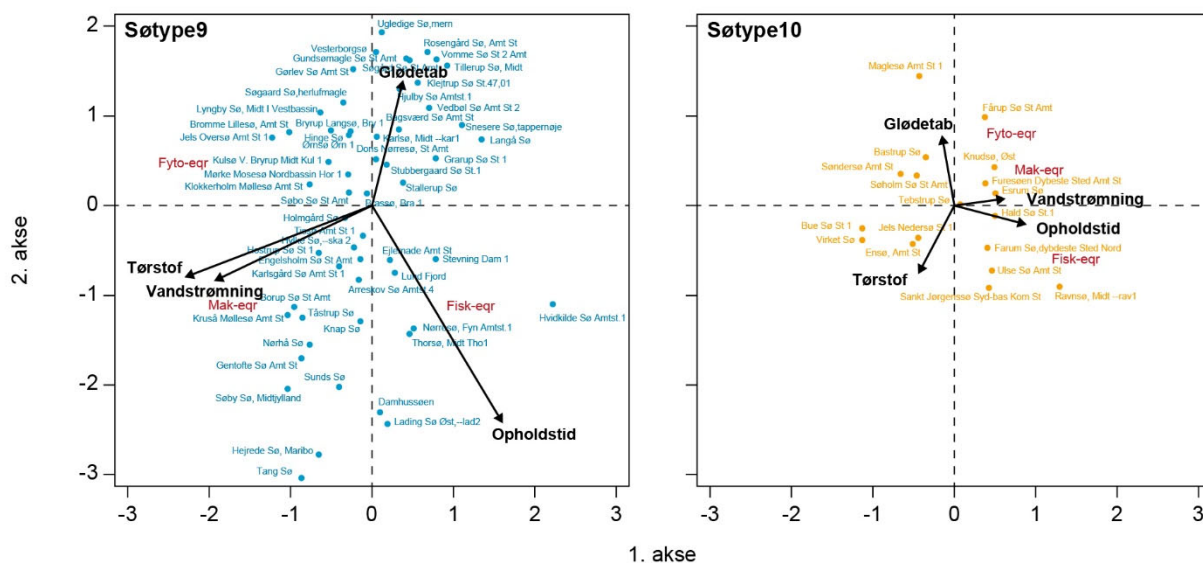
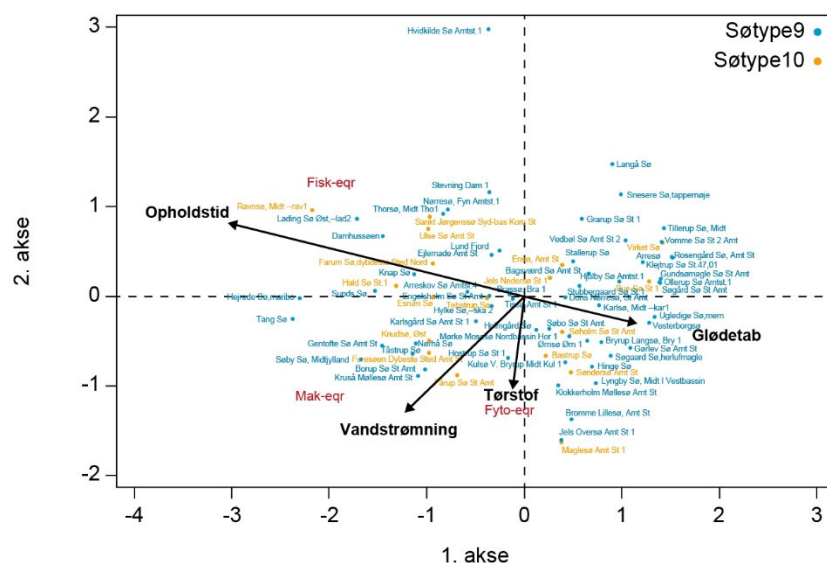
#### 6.1.1 Sammenhænge mellem hydromorfologiske data og biologiske EQR-værdier

Resultaterne af db-RDA analyserne, som ikke omfatter data om vandstandsdata, er vist i Figur 6.1.1 og Tabel 6.1.1. Analyserne medtager alene de

hydromorfologiske variable (ikke vandkemiske data), og det fremgår, at disse kun forklarer 8 % af den totale variation i EQR-værdierne, hvoraf 1. akse står for de 6,4%. Endvidere viste Monte Carlo-testen, at ingen af akserne var signifikante, og blandt de hydromorfologiske variable var kun opholdstiden signifikant ( $p < 0,05$ , 499 random permutations).

Monte Carlo-testen med "backwards selection", hvor analysen kun omfattede søtype 9-søer viste, at tørstofindhold var signifikant (resultater ikke vist), men at det kun forklarede 1 % af den totale variation, og at variationen i alle fire hydromorfologiske variable havde en forklarings-værdi på kun 4 %. For søtype 10-søerne var både opholdstid og vandtilførsel signifikante (Monte Carlo-test, resultater ikke vist), og alle fire hydromorfologiske variable forklarede 42 % af variationen. For især søtype 10-søerne må der dog tages forbehold over for det begrænsede antal søer, der indgår i analysen.

**Figur 6.1.1.** Resultater fra db-RDA analysen, der omfatter EQR-data for de tre biologiske kvalitetselementer og de hydromorfologiske variable (sorte pile). Sønavne er angivet med blå for søtype 9 og med gul for søtype 10.



**Figur 6.1.2.** Resultater fra db-RDA analyserne, der omfatter EQR-data for de tre biologiske kvalitetselementer og de hydromorfologiske variable (sorte pile) vist specifikt for søtype 9 og 10.

**Tabel 6.1.1.** Resultater fra Monte Carlo-permutationstest for de 76 søer, hvor der medtages hydromorfologiske variable, men ikke kemiske variable. 'Total forklaret varians' er variansen forklaret ved alle de involverede variable. 'Forklaret varians' for hver af de involverede variable blev fundet ved at gennemføre analyser for hver variabel individuelt (fx EQR-værdier versus glødetab, og derfor er summen ikke nødvendigvis lig med 'total forklaret varians' fra hovedanalysen. Analyser af de enkelte variable er gennemført for at give en oversigt over deres andel af forklaringen. Signifikante variable er angivet med \*.

Analyse	Akse/Variabel	p	Varians forklaret (%)	1.-akse scorer	2.-akse scorer	Total forklaret varians (%)	
76 søer (ekskl. vandstandsvariation)	Akse	1.-akse	0,220	6,4			
		2.-akse	0,770	1,6			
	Variable	Opholdstid	0,034 *	4,1	-0,39	0,11	8,1
		Vandstrømning	0,118	1,1	-0,16	-0,17	
		Glødetab	0,473	0,6	0,15	-0,04	
		Tørstof	0,384	0,3	-0,01	-0,14	
58 søer (søtype 9)	Akse	1.-akse	0,740	3,4			
		2.-akse	0,940	1,3			
	Variable	Opholdstid	0,560	1,2	0,17	-0,25	4,8
		Vandstrømning	0,390	0,8	-0,20	-0,09	
		Glødetab	0,360	0,3	0,04	0,14	
		Tørstof	0,220	1,1	-0,24	-0,08	
18 søer (søtype 10)	Akse	1.-akse	0,053	39,6			
		2.-akse	0,961	2,7			
	Variable	Opholdstid	0,036 *	12,3	0,44	-0,10	42,5
		Vandstrømning	0,144	6,1	0,31	0,04	
		Glødetab	0,176	2,9	-0,07	0,39	
		Tørstof	0,109	5,2	-0,22	-0,37	
25 søer (inkl. vandstandsvariation)	Akse	1.-akse	0,051	29,6			
		2.-akse	0,969	2,9			
	Variable	Opholdstid	0,008 **	6,6	0,34	-0,11	33,1
		Vandstrømning	0,008 **	7,8	0,37	0,10	
		Glødetab	0,375	0,3	0,02	-0,04	
		Tørstof	0,342	1,4	-0,13	-0,05	
		Vandstandsvariation	0,388	4,0	-0,20	-0,33	

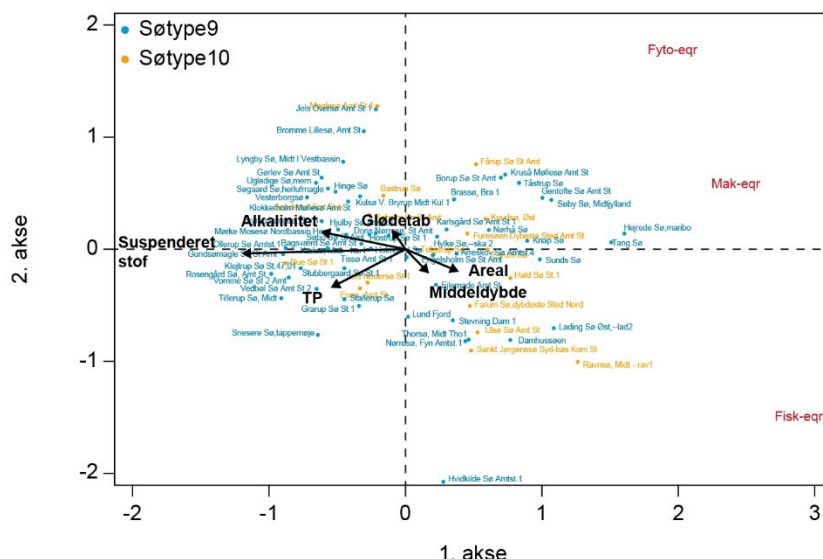
### 6.1.2 Sammenhænge mellem hydromorfologiske data, vandkemiske data og biologiske EQR-værdier

Resultaterne af db-RDA analyserne, som også omfatter fysisk-kemiske data (74 søer), er vist i Figur 6.1.3 og Tabel 6.1.2. I alt forklarer de betydende variable her 56 % af variationen, hvor kun 1.-aksen er signifikant. De mest betydende variable var de fysisk-kemiske variable, hvor suspenderet stof kommer ud som den mest forklarende variabel. Den eneste hydromorfologiske variabel, der kommer signifikant ud, er glødetabsværdien i overfladesedimentet, men glødetabsværdien relaterer sig til 2.-aksen og er dermed af mindre betydning end de øvrige variable.

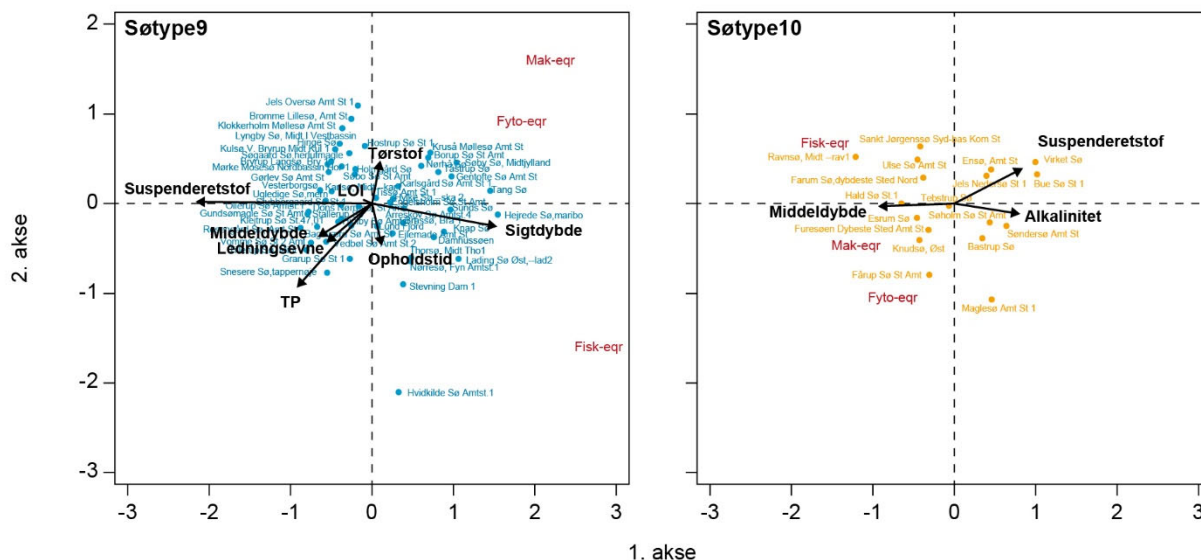
**Tabel 6.1.2.** Resultater fra Monte Carlo-permutationstests for de 76 søer, hvor der medtages både hydromorfologiske variable og vandkemiske variable. 'Total forklaret varians' er variansen forklaret ved alle de involverede variable. 'Forklaret varians' for hver af de involverede variable blev fundet ved at gennemføre analyser for hver variabel individuelt (for eksempel EQR-værdier versus areal), og derfor er summen ikke nødvendigvis lig med 'total forklaret varians' fra hovedanalysen. Analyser af de enkelte variable er gennemført for at give en oversigt over deres andel af forklaringen. Hydromorfologiske variable er angivet med fed. Signifikante variable er angivet med \*.

Analyse	Akse/Variable	p		Forklaret vari- ans (%)	1.-akse scorer	2.-akse scorer	Total forklaret variens (%)
74 søer (ekskl. vandstandsvariation)	Akse	1.-akse	0,001 ***	49,9	-	-	56,1
		2.-akse	0,110	3,7	-	-	
	Signifikante variable	Areal	0,029 *	4,8	0,25	-0,13	
		Middeldybde	0,001 ***	1,5	0,11	-0,14	
		Totalfosfor	0,012 *	9,9	-0,33	-0,21	
		Total alkalinitet	0,020 *	11,5	-0,38	0,10	
		<b>Glødetab</b>	<b>0,021 *</b>	<b>0,6</b>	<b>-0,06</b>	<b>0,11</b>	
		Suspenderet stof	0,001 ***	37,9	-0,73	-0,02	
56 søer (søtype 9)	Akse	1.-akse	0,001 ***	61,4	-	-	70,3
		2.-akse	0,010 **	6,5	-	-	
		Middeldybde	0,001 ***	4,2	-0,22	-0,12	
	Signifikante variable	Sigt dybde	0,015 *	21,4	0,52	-0,09	
		Totalfosfor	0,007 **	9,9	-0,31	-0,31	
		<b>Glødetab</b>	<b>0,007 **</b>	<b>0,2</b>	<b>-0,03</b>	<b>0,01</b>	
		Suspenderet stof	0,015 *	41,2	-0,72	0,01	
		Ledningsevne	0,040 *	3,9	-0,19	-0,15	
		<b>Tørstof</b>	<b>0,010 **</b>	<b>0,8</b>	<b>0,03</b>	<b>0,16</b>	
		<b>Opholdstid</b>	<b>0,003 **</b>	<b>1,2</b>	<b>0,04</b>	<b>-0,16</b>	
18 søer (søtype 10)	Akse	1.-akse	0,001 ***	56,8	-	-	64,6
		2.-akse	0,139	7,6	-	-	
	Signifikante variable	Middeldybde	0,030 *	43,8	-0,76	-0,01	
		Total alkalinitet	0,020 *	30,8	0,64	-0,08	
		Suspenderet stof	0,090	36,2	0,67	0,32	
25 søer (inkl. vandstandsvariation)	Akse	1.-akse	0,001 ***	50,5	-	-	67,0
		2.-akse	0,054	15,1	-	-	
	Signifikante variable	Areal	0,008 **	11,6	-0,38	-0,17	
		Middeldybde	0,063	8,0	0,27	-0,49	
		Sigt dybde	0,002 **	27,4	0,26	-0,30	
		Totalfosfor	0,013 *	14,7	-0,61	0,14	
		Totalkvælstof	0,007 **	1,5	-0,34	0,01	
		pH	0,060	8,7	0,01	-0,20	
		<b>Vandstandsvariation</b>	<b>0,057</b>	<b>4,0</b>	<b>0,17</b>	<b>0,18</b>	

**Figur 6.1.3.** Resultater fra db-RDA analysen, der omfatter EQR-data for de tre biologiske kvalitetselementer og de hydromorfologiske og vandkemiske variable (sorte pile). Sønavne er angivet med blå for søtype 9 og med gul for søtype 10.



I Figur 6.1.4 er analyserne vist, når de foretages på kun søtype 9 og søtype 10. For søtype 9 forklares 70 % af den samlede variation, og for søtype 10 forklares 65 %. De mest signifikante variable er middeldybde og totalfosfor (TP) i søtype 9. Signifikante hydromorfologiske variable var glødetab, tørvægt og opholdstiden. Blandt de fysisk-kemiske variable var middeldybde, sigtdybde, TP, suspenderet stof og ledningsevne vigtige. I søtype 10 var middeldybde, alkalinitet og suspenderet stof signifikante, men mængden af data fra denne søtype er lav, og analyseresultaterne må tolkes med forsigtighed.



**Figur 6.1.4.** Resultater fra db-RDA analyserne, der omfatter EQR-data for de tre biologiske kvalitetselementer og de hydromorfologiske og vandkemiske variable (sorte pile) vist specifikt for søtype 9 og 10.

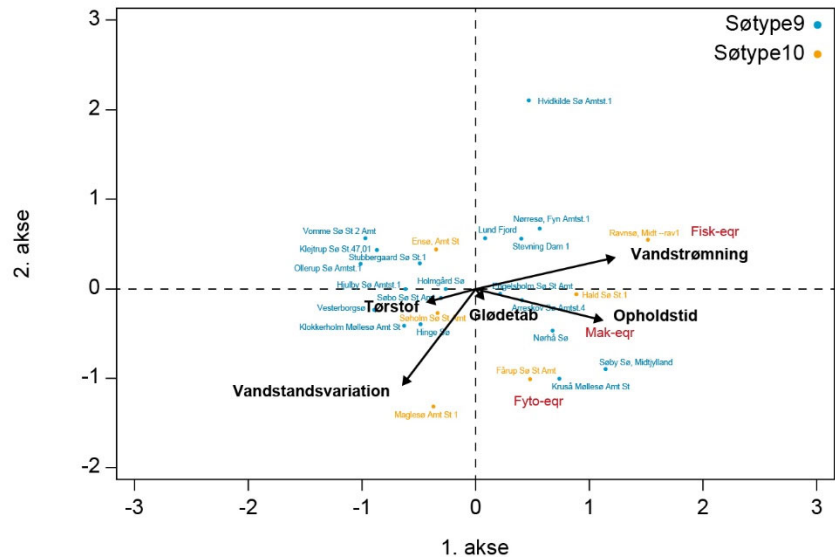
## 6.2 Analyser af 25 søer (inkl. data om vandstandsvariationer)

Analysen, hvor også data omkring vandstandsvariationer inkluderes blandt de hydromorfologiske variable, omfatter kun 25 søer, og resultaterne må tages med forbehold.

### 6.2.1 Sammenhænge mellem hydromorfologiske data og biologiske EQR-værdier

Når alene de hydromorfologiske variable og de biologiske kvalitets-elementers EQR-værdier anvendes, viste den multivariate analyse, at de hydromorfologiske variable forklarede 33 % af den totale variation i EQR-værdierne. Monte Carlo-testen viste endvidere, at førsteaksen var marginalt signifikant ( $p < 0,01$ ), og blandt de hydromorfologiske variable var opholdstid og den samlede vandtilførsel signifikante ( $p < 0,05$ , 499 random permutations) (Tabel 6.1.1, Figur 6.2.1).

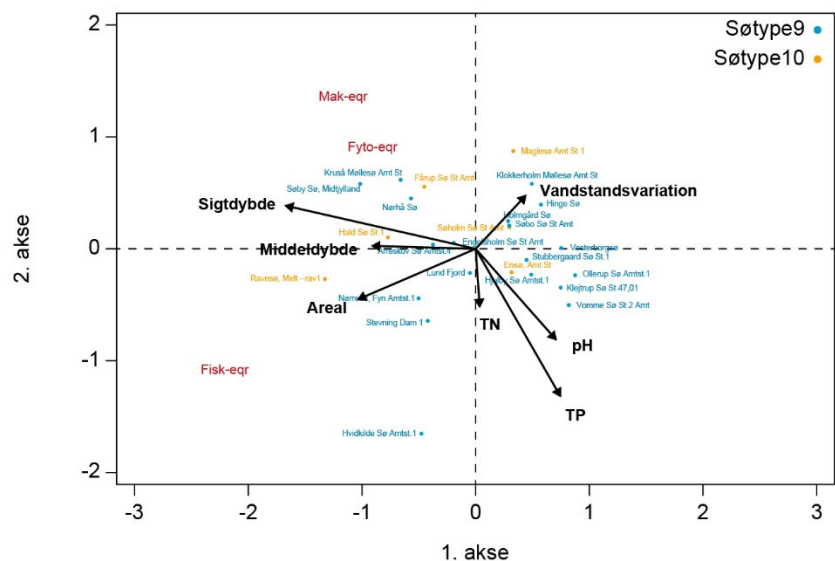
**Figur 6.2.1.** Resultater fra db-RDA analysen, der omfatter EQR-data for de tre biologiske kvalitetselementer og de hydromorfologiske variable (sorte pile) for de 25 søer med vandstandsdata. Sønavne er angivet med blå for søtype 9 og med gul for søtype 10.



### 6.2.2 Sammenhænge mellem hydromorfologiske data, biologiske EQR-værdier og vandkemiske data

Når både de hydromorfologiske og vandkemiske data anvendes for de 25 søer med vandstandsdata, kan i alt 67 % af EQR-værdiernes variation forklares (Figur 6.2.2 og Tabel 6.1.2). De meste betydende variable var søareal, sigtddybde, totalfosfor (TP) og totalkvælstof (TN).

**Figur 6.2.2.** Resultater fra db-RDA analysen, der omfatter EQR-data for de tre biologiske kvalitetselementer og de hydromorfologiske og vandkemiske variable (sorte pile) for de 25 søer med vandstandsdata. Sønavne er angivet med blå for søtype 9 og med gul for søtype 10.





### **6.3 Konklusioner af multivariate analyser**

Overordnet indikerer de multivariate analyser, at de hydromorfologiske variable spiller en underordnet rolle i forhold til de vandkemiske variable (næringsstofindhold) og i forhold til at kunne forklare variationer i de biologiske kvalitetselementers EQR-værdier. Analyserne kan ikke afvise, at hydromorfologiske kvalitetselementer kan spille en betydende rolle i specifikke søer.

I analysen, som kun sammenstiller de hydromorfologiske variable og de biologiske EQR-værdier, og som dermed alene tager højde for den forklaringsværdi, som de hydromorfologiske variable giver, ser de hydromorfologiske variable ikke ud til at være så betydende i søtype 9 som i søtype 10, hvor især opholdstid og vandtilførsel er vigtige. Endvidere viser forskellen mellem analysen af de 76 søer (ekskl. vandstandsvariationer) og de 25 søer (inkl. vandstandsvariationer), at de hydromorfologiske variable formentlig er mere betydende i nogle søer end i andre. Der må dog tages forbehold for den forholdsvis beskedne mængde data.

## 7. Konklusioner, forslag og anbefalinger

I dette afsnit gives en kort opsamling af analyserne omkring anvendelsen af hydromorfologiske kvalitetselementer og muligheden for at fastsætte søtype-specifikke referenceforhold. Endvidere gives forslag og anbefalinger til, hvordan en afgrænsning af de hydromorfologiske kvalitetselementer for de forskellige økologiske klasser kan foretages. Konklusioner og anbefalinger er baseret på de parametre, som bedst vurderes at kunne udtrykke de hydromorfologiske kvalitetselementer på baggrund af eksisterende danske data.

I forvaltningsmæssig sammenhæng kan der være situationer, hvor det er nødvendigt med mere omfattende indgreb, hvis hydromorfologiske kvalitetselementer er årsag til manglende målopfyldelse. Dette kan eksempelvis være, hvis der via menneskelig påvirkning er dannet et løst og organisk rigt sediment, som ikke tillader eller hæmmer væksten af en ellers naturligt forekommende bundvegetation af grundskudsplanter. Her kunne det være relevant at gennemføre en restaurering og fjerne det øverste sedimentlag med henblik på at etablere en vegetation, som ikke eller kun i ringe grad afviger fra den af mennesker upåvirkede sø (høj eller god økologisk tilstand). Det er en metode, der blandt andet har været anvendt i Holland (Pedersen m.fl., 2016). Der er også eksempler fra danske småsøer, blandt andet Birkesø ved Viborg (Viborg Kommune, hjemmeside) og Marbæk-søerne ved Ribe (Ejbye-Ernst m.fl., 2001), hvor man har søgt at fremme væksten af grundskudsplanter ved at fjerne sediment.

### 7.1 Relevans af hydromorfologiske kvalitetselementer

De vandkemiske forhold, herunder især indholdet af næringsstoffer, vil i langt de fleste tilfælde overskygge betydningen af hydromorfologiske kvalitetselementer. De fleste af de hydromorfologiske kvalitetselementer vurderes således at have ingen eller kun ringe relevans i forhold til at understøtte en vurdering af en god økologisk tilstand vurderet på baggrund af de biologiske kvalitetselementer. For nogle af de hydromorfologiske kvalitetselementer kan der via kobling til næringsstofindhold findes signifikante sammenhænge med de biologiske kvalitetselementer. I Tabel 7.1.1 er der givet en oversigt over, hvor stor relevansen af de hydromorfologiske kvalitetselementer vurderes at være for de enkelte biologiske kvalitetselementer.

**Tabel 7.1.1.** De seks hydromorfologiske kvalitetselementer, og i hvilken grad de overordnet vurderes relevante for de biologiske kvalitetselementer og den måde, de anvendes til at vurdere den økologiske kvalitet. -: ingen relevans, \*: ringe relevans, \*\*: nogen relevans, \*\*\*: betydelig relevans. #) effekten opnås indirekte via påvirket næringsstofforførsel. Tabellen skal betragtes som en ekspertvurdering og er ikke baseret på analyser i denne rapport.

Hydromorfologisk kvalitetselement	Relevans for				
	Fytoplankton	Makrofyter	Fytobenthos	Invertebrater	Fisk
Vandstrømningens volumen og dynamik	*	-	-	-	-
Hydraulisk opholdstid	*	-	-	-	-
Forbindelse til grundvandsforekomster <sup>#</sup>	**	*	*	*	*
Variation i søens dybde (vandstand)	*	**	*	*	-
Volumen og bundforhold (struktur og substrat)	-	**	-	*	*
Søbreddens struktur	*	*	*	**	*

## 7.2 Typespecifikke referenceforhold

Som udgangspunkt vil det være nødvendigt at kunne fastsætte typespecifikke referenceforhold for de enkelte hydromorfologiske kvalitetselementer i høj økologisk tilstand, hvis de skal anvendes som elementer i den økologiske tilstandsvurdering. Referencetilstanden for de hydromorfologiske kvalitetselementer i de enkelte søer er imidlertid ofte ukendt, og det vil således være nødvendigt at indsamle søspecifikke data om referenceforhold dér, hvor de hydromorfologiske kvalitetselementer vurderes at være relevante at anvende. I nogle tilfælde, eksempelvis for vandstandsdata, kan variationer i vandstanden give et fingerpeg om, hvilken størrelsesorden vandstanden i søer normalt bevæger sig inden for, men som analyserne af eksisterende data viser, vil der ofte være tale om store variationer fra sø til sø.

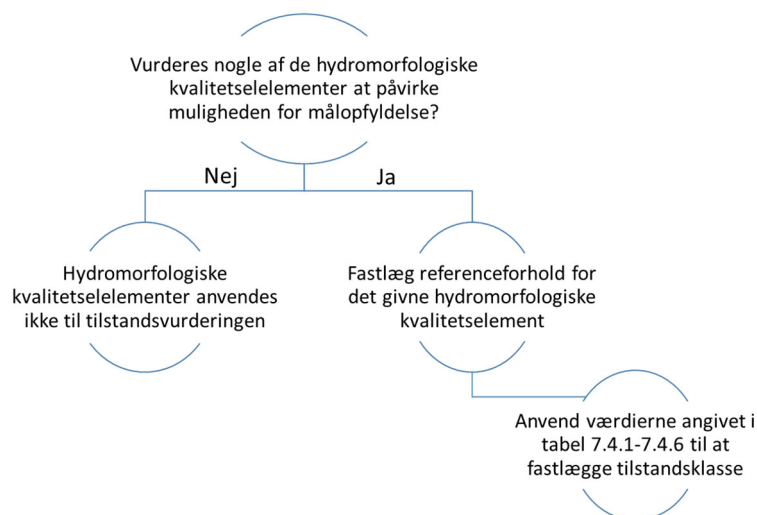
For søer, som vurderes ikke at være påvirket af menneskelige aktiviteter, kan målinger i en eller to planperioder (svarende til 6-12 år) danne grundlag for fastlæggelse af en referencetilstand for en given sø. Det vil være vigtigt at have tilstrækkeligt med data til at vurdere sæsonmæssige og år-til-år variationer, så der kan tages højde for naturlige variationer, når referencetilstanden fastsættes.

Det bemærkes, at tilgængelige data formentlig ofte i nogen udstrækning vil stamme fra søer, hvor de hydromorfologiske kvalitetselementer allerede i større eller mindre omfang er påvirket af menneskelige aktiviteter. Eksempelvis vil en del vandstandsdata anvendt i disse analyser formentlig stamme fra søer, hvor vandstanden allerede reguleres. Dette aspekt må tages med i vurderingen af data for den enkelte sø.

## 7.3 Fremgangsmåde ved anvendelsen af de hydromorfologiske kvalitetselementer

I betragtning af, at hydromorfologiske kvalitetselementer normalt vurderes at være væsentligt mindre betydende end eksempelvis indholdet af næringsstoffer, foreslås en fremgangsmåde ved anvendelse af hydromorfologiske kvalitetselementer til tilstandsvurdering, som vist i Fig. 7.3.1. Fremgangsmåden tager udgangspunkt i, at hydromorfologiske kvalitetselementer kun anvendes, hvis der er formodning om, at en søs manglende målopfyldelse skyldes hydromorfologiske kvalitetselementer. Hvis dette ikke kan udelukkes, anbefales det, at de hydromorfologiske kvalitetselementer undersøges nærmere for den pågældende sø, herunder deres referencetilstand.

**Figur 7.3.1.** Forslag til fremgangsmåde ved anvendelse af de hydromorfologiske kvalitetselementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer.



## 7.4 Forslag og anbefalinger til afgrænsninger

Det ringe kendskab til de danske søers hydromorfologiske referenceforhold betyder også, at der mangler beskrivelser eller analyser af, hvor store afvigelser fra referencetilstanden der er acceptable i forhold til at opfylde kravene for en given økologisk tilstand. I afsnit 4.5 blev det undersøgt, hvordan andre lande forholder sig til disse problemstillinger. Her viste Sverige sig at være det land, hvor der er fastsat de mest detaljerede grænser for, hvordan tilstandsklasser kan defineres på baggrund af afvigelser fra referencetilstanden. De svenske dokumenter redegør dog ikke nærmere for, hvordan de forskellige procentuelle afvigelser fra referencetilstanden er fremkommet, og det er usikkert, hvorvidt de er rimelige at anvende for danske forhold. Der kan eventuelt være tale om administrativt fastsatte værdier. I mangel af bedre og indtil der fremkommer danske data, der kan anvendes, foreslås de svenske kriterier og værdier dog anvendt, som angivet i tabel 7.4.1-7.4.6. I alle tilfælde skal vurderinger af eventuelle afvigelser tage udgangspunkt i påvirkningen fra menneskelige aktiviteter.

### 7.4.1 Vandstrømningens volumen og dynamik

Forslag i forhold til anvendelsen af vandstrømningens volumen og dynamik (her den samlede vandtilførsels variation) som støttelement til vurdering af økologisk kvalitet er angivet i Tabel 7.4.1.

**Tabel 7.4.1.** Tilstandsgrenser for vandtilførsel.

Tilstandsklasse	Afgivelse fra referencetilstand
Høj	Afvigelsen i vandtilførslen er højst 5 % forandret fra referencetilstanden.
God	Afvigelsen i vandtilførslen er >5-15 % forandret fra referencetilstanden.
Moderat	Afvigelsen i vandtilførslen er >15-35 % forandret fra referencetilstanden.
Ringe	Afvigelsen i vandtilførslen er >35-75 % forandret fra referencetilstanden.
Dårlig	Afvigelsen i vandtilførslen er mere end 75 % forandret fra referencetilstanden

### 7.4.2 Opholdstid

Forslag i forhold til anvendelsen af den hydrauliske opholdstids variation som støttelement til vurdering af økologisk kvalitet er angivet i Tabel 7.4.2.

**Tabel 7.4.2.** Forslag til tilstandsgrenser for hydraulisk opholdstid.

Tilstandsklasse	Afgivelse fra referencetilstand
Høj	Afvigelsen i hydraulisk opholdstid er højst 5 % forandret fra referencetilstanden.
God	Afvigelsen i hydraulisk opholdstid er >5-15 % forandret fra referencetilstanden.
Moderat	Afvigelsen i hydraulisk opholdstid er >15-35 % forandret fra referencetilstanden.
Ringe	Afvigelsen i hydraulisk opholdstid er >35-75 % forandret fra referencetilstanden.
Dårlig	Afvigelsen i hydraulisk opholdstid er mere end 75 % forandret fra referencetilstanden.

### 7.4.3 Forbindelse til grundvandvandsforekomster

Forslag i forhold til anvendelsen af afvigelse af forbindelse til grundvandsforekomster som støttelement til vurdering af økologisk kvalitet er angivet i Tabel 7.4.3.

**Tabel 7.4.3.** Forslag til tilstandsgrenser for forbindelse til grundvand.

Tilstandsklasse	Afgivelse fra referencetilstand
Høj	Afvigelsen i forbindelse til grundvand er højst 5 % forandret fra referencetilstanden.
God	Afvigelsen i forbindelse til grundvand er >5-15 % forandret fra referencetilstanden.
Moderat	Afvigelsen i forbindelse til grundvand er >15-35 % forandret fra referencetilstanden.
Ringe	Afvigelsen i forbindelse til grundvand er >35-75 % forandret fra referencetilstanden.
Dårlig	Afvigelsen i forbindelse til grundvand er mere end 75 % forandret fra referencetilstanden.

#### 7.4.4 Variationer i søens dybde

Forslag i forhold til anvendelsen af variationer i søens dybde (her vandstandens variation) som støttelement til vurdering af økologisk kvalitet er angivet i Tabel 7.4.4.

**Tabel 7.4.4.** Forslag til tilstandsgrenser for vandstandsvariation i søer. Uregulerede forhold svarer til referencetilstanden. I afsnit 4.5.1 er der også angivet variationer i forhold til vinter- og sommervandstand.

Tilstandsklasse	Vandstandsvariation i søer
Høj	Vandstandens middelafrvigelse fra uregulerede forhold er mindre end 0,05 m.
God	Vandstandens middelafrvigelse fra uregulerede forhold er mere end 0,05 m til 0,25 m.
Moderat	Vandstandens middelafrvigelse fra uregulerede forhold er mere end 0,25 til 1 m.
Ringe	Vandstandens middelafrvigelse fra uregulerede forhold er mere end 1 m til 3 m.
Dårlig	Vandstandens middelafrvigelse fra uregulerede forhold er mere end 3 m.

#### 7.4.5 Volumen og bundforhold

Forslag i forhold til anvendelsen af volumen og bundforhold (her søers bundsubstrat, sedimentets indhold af tørstof og organisk stof) som støttelement til vurdering af økologisk kvalitet er angivet i Tabel 7.4.5.

**Tabel 7.4.5.** Forslag til tilstandsgrenser for bundsubstrat i søer. Som udtryk for værdier af bundsubstrat kan anvendes indhold af tørstof og organisk stof (glødetab).

Tilstand	Bundsubstrat i søer
Høj	I højst 5 % af søens bundareal afviger bundsubstratet væsentligt fra referencetilstanden.
God	I mere end 5 %, men højst 15 % af søens bundareal afviger bundsubstratet væsentligt fra referencetilstanden.
Moderat	I mere end 15 %, men højst 35 % af søens bundareal afviger bundsubstratet væsentligt fra referencetilstanden.
Ringe	I mere end 35 %, men højst 75 % af søens bundareal afviger bundsubstratet væsentligt fra referencetilstanden.
Dårlig	I mere end 75 % af søens bundareal afviger bundsubstratet væsentligt fra referencetilstanden.

#### 7.4.6 Søbreddens struktur

Forslag i forhold til anvendelsen af søbreddens struktur (her graden af modifikation af søers bredzone) som støttelement til vurdering af økologisk kvalitet er angivet i Tabel 7.4.6.

**Tabel 7.4.6.** Forslag til tilstandsgrenser for andel af modificeret bredzone i søer.

Tilstand	Bredzone i søer
Høj	Højst 5 % af søens bredzone afviger væsentligt fra referencetilstanden.
God	Mere end 5 %, men højst 15 % af søens bredzone afviger væsentligt fra referencetilstanden.
Moderat	Mere end 15 %, men højst 35 % af søens bredzone afviger væsentligt fra referencetilstanden.
Ringe	Mere end 35 %, men højst 75 % af søens bredzone afviger væsentligt fra referencetilstanden.
Dårlig	Mere end 75 % af søens bredzone afviger væsentligt fra referencetilstanden.

## 8. Referencer

- Arle, J., Mohaupt, V., & Kirst, I. (2016). Monitoring of surface waters in Germany under the Water Framework Directive—A Review of approaches, methods and results. *Water*, 8(6), 217. <https://doi.org/10.3390/w8060217>
- Bakker, E. S., & Hilt, S. (2016). Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms: options for management. *Aquatic Ecology*, 50(3), 485–498. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9556-x>
- Blottière, L., Jaffar-Bandjee, M., Jacquet, S., Millot, A., & Hulot, F. D. (2017). Effects of mixing on the pelagic food web in shallow lakes. *Freshwater Biology*, 62(1), 161–177. <https://doi.org/10.1111/fwb.12859>
- Brauns, M., Garcia, X., Walz, N., Pusch, M. T., Brauns, M., Garciat, X., ... Pusch, M. T. (2018). Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. Published by: British Ecological Society. Linked references are available on JSTOR for this article: Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebra, 44(6), 1138–1144. <https://doi.org/10.1111/lillj.1365-2664.2007.01376.x>
- Ciampittiello, M., Dresti, C., & Saidi, H. (2017). A review of assessment approaches for lake hydro-morphology before and after the European Water Framework Directive (WFD). *Current World Environment*, 12(3), 491–506. <https://doi.org/10.12944/CWE.12.3.03>
- Cooney, P. B., & Allen, M. S. (2006). Effects of introduced groundwater on water chemistry and fish assemblages in central Florida lakes. *Hydrobiologia*, 556(1), 279–294. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0936-4>
- Dong, B., Qin, B., Li, W., & Gao, G. (2017). Growth and community composition of submerged macrophytes in Lake Taihu (China): Assessment of Changes in Response to Sediment Characteristics. *Wetlands*, 37(2), 233–243. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0861-5>
- Ejbye-Ernst, M., Jepsen, E. O., & Reschat P. (2001). Sedimentfjernelse i søer. *Vand og Jord*, 8, 61–66.
- Evtimova, V. V., & Donohue, I. (2016). Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes. *Freshwater Biology*, 61(2), 251–264. <https://doi.org/10.1111/fwb.12699>
- Frandsen, M., Nilsson, B., Engesgaard, P., & Pedersen, O. (2012). Groundwater seepage stimulates the growth of aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, 57(5), 907–921. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02747.x>
- Genovese, A., Hudon, C., Martel, A. L., & Cattaneo, A. (2016). Molluscan assemblages under multiple stressors in a large fluvial lake. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 188(4), 289–307. <https://doi.org/10.1127/fal/2016/0916>
- German Environment Agency (2017). Waters in Germany: Status and assessment. Dessau-Roßlau.

Hagerthey, S. E., & Kerfoot, W. C. (1998). Groundwater flow influences the biomass and nutrient ratios of epibenthic algae in a north temperate seepage lake. *Limnology and Oceanography*, 43(6), 1227–1242. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.6.1227>

HVMFS. (2013). Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19), 1. Hentet fra <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning-lagar/foreskrifter.html>

Jeppesen, E., Brucet Balmana, S., Naselli-Flores, L., Papastergiadou, E., Stefanidis, K., Nöges, T., Nöges, P., Attayde, J. L., Zohary, T., Coppens, J., Bucak, T., Menezes, R., Sousa Freitas, F. R., Kernan, M., Søndergaard, M. & Beklioglu, M. (2015): Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia* 750: 701-727.

Johansson, L. S. (2017). Udtagning af sedimentprøver til analyse for næringsstoffer og totaljern i søer. [http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/S06\\_vers4\\_20171012\\_endelig.pdf](http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/S06_vers4_20171012_endelig.pdf)

Jones, I. D., & Elliott, J. A. (2007). Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. *Freshwater Biology*, 52(6), 988–997. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01746.x>

Keskkonnaminister (2009). Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord. Hentet 12. december 2018, fra <https://www.riigiteataja.ee/akt/13210253?leiaKehtiv>

Leira, M., & Cantonati, M. (2008). Effects of water-level fluctuations on lakes: An annotated bibliography. *Hydrobiologia*, 613(1), 171–184. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9465-2>

Länsstyrelsen (2019). <http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/ekologisk-statuspotential/hydro-kvalitetsfaktorer/Pages/default.aspx>. Set den 13.02.2019

McGoff, E., Solimini, A. G., Pusch, M. T., Jurca, T., & Sandin, L. (2013). Does lake habitat alteration and land-use pressure homogenize European littoral macroinvertebrate communities? *Journal of Applied Ecology*, 50(4), 1010–1018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12106>

Mehner, T., Diekmann, M., Brämick, U., & Lemcke, R. (2005). Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology*, 50(1), 70–85. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01294.x>

Miranda, L. E. (2011). Depth as an organizer of fish assemblages in floodplain lakes. *Aquatic Sciences*, 73(2), 211–221. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0170-7>

- Nilsson, B., Engesgaard, P., Kidmose, J. B., & Kazmierczak, J. (2016). Grundvand og søer. *Vand og Jord*, 23, 72–75.
- Nilsson, B., Søndergaard, M., Johansson, L. S., Olesen, A., Kazmierczak, J., Thorling, L., & Trolldborg L. (2019). Vurdering af grundvandet kemiske og kvantitative påvirkning af søer. Rapport til Milstyrelsen fra GEUS og AU.
- Oksanen J. (2018).  
<https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>
- Pedersen, O., Baadstrup-Spohr, L., Madsen-Østerbye, M., Kristensen, E., Kragh, T., Andersen, M. R., Andersen, F. Ø., & Sand-Jensen, K. (2016). Lobeliesøer - trusler og restaurering. *Vand og Jord*, 2, 63–66.
- Périllon, C., & Hilt, S. (2016). Groundwater influence differentially affects periphyton and macrophyte production in lakes. *Hydrobiologia*, 778(1), 91–103. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2485-9>
- Radomski, P., & Goeman, T. J. (2001). Consequences of human lakeshore development on emergent and floating-leaf vegetation abundance. *North American Journal of Fisheries Management*, 21(1), 46–61. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2001\)021<0046:COHLDO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2001)021<0046:COHLDO>2.0.CO;2)
- Rowan, J. S., Carwardine, J., Duck, R. W., Bragg, O. M., Black, A. R., Cutler, M. E. J., ... Boon, P. (2006). Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*, 16, 637–657. <https://doi.org/10.1002/aqc.786>
- Sanders, T. G. J., Biddanda, B. A., Stricker, C. A., & Nold, S. C. (2011). Benthic macroinvertebrate and fish communities in Lake Huron are linked to submerged groundwater vents. *Aquatic Biology*, 12(1), 1–12. <https://doi.org/10.3354/ab00318>
- Sand-Jensen, K., & Møller, C. L. (2014). Reduced root anchorage of freshwater plants in sandy sediments enriched with fine organic matter. *Freshwater Biology*, 59, 427–437.
- Scheuerell, M. D., & Schindler, D. E. (2004). Changes in the spatial distribution of fishes in lakes along a residential development gradient. *Ecosystems*, 7(1), 98–106. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0214-0>
- Schindler, D. E., Geib, S. I., & Williams, M. R. (2000). Patterns of fish growth along a residential development gradient in north temperate lakes. *Ecosystems*, 3(3), 229–237. <https://doi.org/10.1007/s100210000022>
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). (2015). Appendices to the river basin management plan for the Scotland river basin district : 2015 – 2027. Hentet fra <https://www.sepa.org.uk/media/163444/appendices-to-the-river-basin-management-plan-for-the-scotland-river-bsin-district-2015-2027.pdf>
- Scottish Environment Protection Agency (SEPA). (2009). Hydromorphological Literature Reviews for Lakes.



Scottish Environment Protection Agency (SEPA). (2014). Environmental Protection - The Scotland River Basin District (Standards) Directions 2014, 75. Hentet fra <http://www.scotland.gov.uk/Publications/2014/08/6532/downloads>

SMHI (2019). <https://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenwebb/om-data-i-vattenwebb/regleringspaverkan-i-sjoar-och-vattendrag-1.32819>. Set den 13.02.2019.

Søndergaard, M., & Lauridsen, T. L. (2015). Anvendelsen af kvalitetslementer i ikke-interkalibrerede danske søtyper. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 139. [dce2.au.dk/pub/SR139.pdf](http://dce2.au.dk/pub/SR139.pdf).

Søndergaard, M., Johansson, L.S., & Levi, E. E. (2018). Danske søtyper. Aarhus Universitet, DCE Nationalt Center for Miljø og Energi. (Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Nr. 282).

Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S., & Jeppesen, E. (2017). Tilstanden i danske råstofsøer. *Vand & Jord*, 24, 116–113.

Søndergaard M., Davidson T.A., Olesen A., Levi E., Johansson L.S.. (2019/undervejs). Anvendelsen af fysisk-kemiske kvalitetslementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer. Aarhus Universitet, DCE Nationalt Center for Miljø og Energi. (Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Nr. xxx).

UKTAG. (2013). UKTAG Environmental Standards Phase 3 Final Report. *UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive, 2013* (November 2013).

Umweltbundesamt (UBA). (2018). Unterstützende Qualitätskomponenten. Hentet 12. december 2018, fra [https://www.gewaesserbewertung.de/index.php?article\\_id=33&clang=0](https://www.gewaesserbewertung.de/index.php?article_id=33&clang=0)

Van Geest, G. J., Wolters, H., Roozen, F. C. J. M., Coops, H., Roijackers, R. M. M., Buijse, A. D., & Scheffer, M. (2005). Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 539(1), 239–248. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-4879-y>

Vattenmyndigheterna (2013). Förklaringstexter – morfologiska förhållanden. Hentet 13. februar 2019, fra <https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary.aspx?referenceLibraryID=51620>

Vattenmyndigheterna i samverkan (2015). Klassificeringen av Hydromorfologiska parametrar - En översiktlig beskrivning av metoder och tillvägagångssätt.

Viborg Kommune, hjemmeside. Restaurering af Birkesø. [https://kommune.viborg.dk/Borger/Natur,-miljoe-og-affald/Soer-og-vandloeb/Soer/Projekter\\_i\\_soer/Birkesoe](https://kommune.viborg.dk/Borger/Natur,-miljoe-og-affald/Soer-og-vandloeb/Soer/Projekter_i_soer/Birkesoe)

Wiberg-Larsen, P., & Rasmussen, J. J. (2016). A new Danish macroinvertebrate index for lakes - a method to assess ecological quality. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 38 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 223.  
<http://dce2.au.dk/pub/SR223.pdf>

*[Tom side]*

## ANVENDELSEN AF HYDROMORFOLOGISKE KVALITETSELEMENTER TIL UNDERSTØTTELSE AF ØKOLOGISK TILSTANDSVURDERING I SØER

Søers hydromorfologiske forhold skal indgå i den overordnede vurdering af søers økologiske tilstand. I denne rapport er relevansen og anvendelsen af seks hydromorfologiske elementer vurderet på baggrund af litteraturstudier og analyser af danske data. I forhold til de vandkemiske forhold vurderes de hydromorfologiske forhold generelt at spille en ringe rolle for de biologiske kvalitetselementer. I det omfang der findes relevante data, viser disse, at der er store forskelle imellem søer og også fra år til år og gennem sæsonen. Fastlæggelsen af hydromorfologiske afgrænsninger i forhold til en referencetilstand må derfor tage udgangspunkt i den specifikke sø.