

Vurdering af grundvandets kemiske og kvantitative påvirkning af søer

Bertel Nilsson, Martin Søndergaard, Liselotte Sander Johansson,
Annica Olesen, Jolanta Kazmierczak, Lærke Thorling
& Lars Trolborg

DE NATIONALE GEOLOGISKE UNDERSØGELSER
FOR DANMARK OG GRØNLAND,
ENERGI-, FORSYNINGS- og KLIMAMINISTERIET



GEUS

Vurdering af grundvandets kemiske og kvantitative påvirkning af søer

Bertel Nilsson¹, Martin Søndergaard², Liselotte Sander Johansson²,
Annica Olesen², Jolanta Kazmierczak¹, Lærke Thorling¹
& Lars Trolborg¹

¹De Nationale Geologiske Undersøgelser for
Danmark og Grønland (GEUS)

²Aarhus Universitet



Rapportering af Miljøstyrelsens projekt

Vurdering af grundvandets kemiske og kvantitative påvirkning af søer

Forfattere:

Bertel Nilsson

Martin Søndergaard

Liselotte Sander Johansson

Annica Olesen

Jolanta Kazmierczak

Lærke Thorling

Lars Trolborg

Forkortelsesliste

CLEAR	forskningsprojekt om sørestaurering
CLEAR søer	søer der er undersøgt i forhold til grundvandsforhold i CLEAR projektet
DEM	digital højdemodel
DG	detektionsgrænse
DK-model	den nationale vandressource model
DVG	drikkevandsgrænsen
DVK	drikkevandskrav
EQS	miljøkvalitetsstandard
GRUMO	det nationale grundvandsovervågningsprogram
GVF	grundvandsforekomst
HYMER	vandløbsdatabase ved Orbicon
Jupiter	grundvandsdatabase ved GEUS
KT sø	kontrolovervågning af tilstand i målsatte søer
KU sø	kontrolovervågning af udvikling i målsatte søer
MFS	miljøfarlige forurenende stoffer
MKK	miljøkvalitetskrav
N 2000 GATØ	grundvandsafhængige terrestriske økosystemer i Natura2000 områder
NOVANA	det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur
NOVANA søer	intensivt undersøgte søer i NOVANA programmet
OP sø	operationel overvågningssø
TS	tørstof
VandWeb	kommunalt web-baseret screeningsværktøj til administration af vandindvindingstilladelser
VOP	vandområdeplaner

Indhold

Forkortelsesliste	4
Resume	8
1. Baggrund og formål	10
2. Eksisterende viden om kvantitativ og kemisk kontakt mellem grundvand og søer	12
2.1 Forureningsbelastningen af søer i relation til vandområdeplanerne	12
2.2 Vandbalancen for søer	13
2.3 Konceptuelle sømodeller	14
2.4 Kvantitativ bestemmelse af vandbalancen	14
2.5 Metoder til bestemmelse af grundvandsindsivning	16
2.6 Indstrømningens heterogenitet	19
2.7 Effekter af grundvandsindvinding	19
2.8 Næringsstofbudgetter og deres betydning for søers tilstand	19
2.9 Opsummering	20
3. Nationale monitoringsprogrammer for søer og grundvand og metoder til vurdering af grundvandsforekomsters påvirkning af søer i andre lande	21
3.1 Situationen i Tyskland	22
3.2 Situationen i Sverige	23
3.3 Situationen i England	27
3.4 Situationen i Holland	28
3.5 Situationen i Estland	29
3.6 Opsummering	31
4. Nationale monitoringsprogrammer for søer og grundvand i Danmark	33
4.1 Historik	33
4.2 Overvågningsprogrammer	33
4.2.1 Søovervågning	34

4.2.2	Grundvandsovervågning	35
4.2.3	Datagrundlag	35
4.3	Delprogrammer	36
4.4	Opsummering	36
5.	Relevante forurenende stoffer i søer og grundvand	38
5.1	Næringsstoffer	38
5.2	Metaller og andre uorganiske sporstoffer	40
5.3	Pesticider	42
5.4	Andre organiske miljøfarlige forurenende stoffer	42
5.5	Bruttostofliste	45
5.6	Opsummering	46
6.	Trinvis metode til vurdering af kvantitativ og kemisk påvirkning fra grundvandsforekomsterne på målsatte søer	47
6.1	Kvantitativ tilstandsvurdering	47
6.2	Kemisk tilstandsvurdering	49
6.3	Opsummering	51
7.	Analyse af grundvandets kvantitative påvirkning af målsatte søer med DK-modellen og supplerende metoder	52
7.1	Metode til beregning af kontakten mellem grundvandsforekomst og målsatte søer med DK modellen	52
7.2	Tilstrømningsforhold for målsatte søer (> 100 ha) vurderet med DK-modellen og den digitale højdemodel	54
7.3	<i>Segment approach</i> -metoden (søer <100ha)	57
7.4	EC i søvandet og EC faktor metoden (søer <100ha)	58
7.5	Vandbalancemetoden (søer <100 ha og >100ha)	61
7.6	Søvandstandmetoden (søer <100ha)	63
7.7	Evalueret af kontakten mellem grundvand og sø for testsøerne	64
7.8	Opsummering	66
8.	Test af trinvis metode på udvalgte søer	67

8.1	Testsøer.....	68
8.1.1	Testsø 1: Hampen Sø.....	68
8.1.2	Testsø 2: Ravn Sø	69
8.1.3	Testsø 3: Væng Sø	70
8.1.4	Testsø 4: Arresø.....	72
8.1.5	Opsummering.....	73
9.	Anbefalinger	74
9.1	Data tilgængelighed	74
9.2	Manglende viden	74
9.3	Modelleringsbehov	75
9.4	Videreudvikling af den foreslåede trinvis metode.....	75
10.	Referencer	76
Bilag		82
	Bilag A: Grundvandsforekomsters kemiske tilstand samt vurdering af tilstand fastsat i EU's vandrammedirektiv og grundvandsdirektiv.....	83
	Bilag B: Næringsstoffer og andre vandkemiske og fysiske parametre	88
	Bilag C: Kontakt mellem grundvand og CLEAR søer.....	101
	Bilag D: Kontakt mellem grundvand og intensivt monitorerede søer.....	102

Resume

Miljøstyrelsen har igangsat flere forsknings- og udviklingsprojekter med henblik på at tilvejebringe viden og fastlægge metoder, der kan vurdere hvordan og i hvilket omfang, indholdet af forurenende stoffer (inklusiv næringsstoffer) og vandindvinding i grundvandsforekomster vil påvirke tilstanden i tilknyttede målsatte overfladevandsområder og grundvandsafhængige terrestriske økosystemer: vandløb, kystvande, søer og grundvandsafhængige terrestriske økosystemer i natura 2000 områder (N 2000 GATØ). Denne rapport er afrapporteringen af grundvandets kemiske og kvantitative påvirkning af tilknyttede målsatte søer.

I dette projekt er relevant viden om interaktionen mellem grundvand og søer i Danmark gennemgået. Litteraturgennemgangen viser, at der findes begrænset international litteratur baseret på danske studier. De seneste 10-15 års case studier i Danmark og i noget længere tid i udlandet (f.eks. USA og Tyskland) har imidlertid vist, at vand- og næringsstofbidraget fra grundvandet kan være ret betydeligt og i sig selv forklare en begyndende næringsstofbelastning eller en egentlig eutrofiering af søer. Der er desuden tilvejebragt et overblik over arbejdet med overvågning samt vurdering af grundvandsforekomster og ferske overfladevandområder i Tyskland, Sverige, England, Holland og Estland. Der er taget kontakt til institutioner i de fem lande for at undersøge, hvordan de nationalt set håndterer en eventuel kontakt mellem grundvand og søer i forhold til vurdering af kemisk og kvantitativ tilstand af grundvandsforekomster. Af responsen fremgår det, at ikke alle lande er lige langt i metodeudviklingen, men at Sverige, England og Estland har udviklet generelle metoder til tilstandsvurdering af grundvandsforekomster (kemisk og kvantitativ tilstand), når disse forventes at have en påvirkning på overfladevandsforekomster.

Projektet omfatter en gennemgang af, hvilke data fra det nationale program for overvågning af vand og natur (NOVANA), der er til rådighed, når det skal vurderes, hvilken påvirkning forurenende stoffer i grundvandsforekomster har på tilknyttede målsatte søer. Gennemgangen af hvilke stoffer og parametre, som overvåges i NOVANA, viser, at der findes stoffer som overvåges på tværs af delprogrammerne for grundvand og søer. Disse stoffer danner grundlag for nærværende projekt. Der er væsentlige forskelle i praksis for overvågningsprogrammerne for grundvand og søer, hvorfor der ikke er et gennemgående fælles datagrundlag at arbejde med. En væsentlig udfordring er at de fleste kemiske stoffer i søer analyseres i sedimentet, mens de i grundvandsovervågningen udelukkende måles i vandfasen, hvilket besværliggør sammenligning af koncentrationsniveauer. Flere stoffer og stofgrupper måles i begge delprogrammer for grundvand og søer. Næringsstoffer (kvælstof og fosfor) og metaller har størst relevans for nærværende projekt. Pesticider indgår ikke som parameter, da der er fundet få forekomster i de få overvågede søer.

Projektet indeholder tillige en udarbejdelse af og vejledning til anvendelse af et digitalt kort, der viser kontakten mellem grundvandsforekomsterne og de målsatte overfladevande. Med

afsæt i dette gennemgås i projektet en trinvis metode, der gør det muligt at vurdere en grundvandsforekomsts potentielle påvirkning af målsatte søer, herunder hvilke data, der skal tilvejebringes for at gennemføre valide vurderinger efter den foreslåede trinvis metode.

Den anviste metode anvendes til vurdering af henholdsvis kvantitativ påvirkning og kemisk påvirkning af målsatte søer fra grundvandsforekomster. Metoden til kvantitativ påvirkning er i nærværende arbejde udbygget med nationale karakteriseringer af kontakten mellem grundvandsforekomsten og de målsatte søer dels ud fra beregningsresultater fra DK-modellen, dels nationale geologiske, hydrologiske og klimatiske data.

Den foreslåede metode har en recipientbaseret tilgang på målinger fra målsatte søer. Metoden til vurdering af kemiske påvirkning er begrænset til de tilfælde, hvor der foreligger kemiske målinger i de målsatte søer. Metoden tager generelt udgangspunkt i målinger fra NOVANA-delfprogrammerne for grundvand og sø. Identifikationen af kendte underjordiske punktkilder under trin 4, skal tage udgangspunkt i regionernes jordforureningsdata og risikoanalyser.

Metoden der anvendes til vurdering af kvantitativ påvirkning af søer benytter DK-modellen, der vurderes at være egnet til at bestemme kontakten mellem grundvandsforekomster (GVF) og målsatte søer større end 100 ha, idet DK-modellens rumlige opløsning i dag er for grov til at beregne kontakten mellem grundvand og sø for søer mindre end 100 ha. For søer mindre end 100 ha kan anvendes fire metoder: 1) *segment approach*-metoden (baseret på grundvandsdatabase(Jupiter), DK-model og den digitale højdemodel (DEM)); 2) elektrisk ledningsevne (EC) i søvand og EC faktor metoden (baseret på NOVANA og Jupiter data); 3) Vandbalancemetode (baseret på data fra Danmarks Meteorologiske institut (DMI), vandløbsdatabasen HYMER, det kommunale screeningsværktøj VandWeb og DK-model data); 4) søvandstandmetoden (baseret på NOVANA og DEM data). *Segment approach*-metoden kan anvendes på 431 målsatte søer; EC metoden på 256 målsatte søer og vandbalancemetoden på alle målsatte søer, hvor der eksisterer et overjordisk tilløb og/eller afløb.

Testen af den trinvis metode på både den kvantitative og kemiske påvirkning i tre ud af fire testsøer har kunne gennemføres til metodernes trin 4 eller 5. Trin 5 i den kemiske påvirkning har præg af en ekspertvurdering. Der kan være behov for udvikling af en simpel kvantitativ metode til beregning af diffus stofbelastningen af en målsat sø. Desuden er der behov for udvikling af et værktøj til vurdering af, hvornår 50% diffus stofbelastningen af en sø er overskredet.

1. Baggrund og formål

Ved udarbejdelsen af vandområdeplanerne for anden planperiode (2015-2021) konkluderede Miljøstyrelsen, at der ikke var et tilstrækkeligt videngrundlag til at vurdere i hvilket omfang, forurenende stoffer og vandindvinding i de danske grundvandsforekomster: 1) påvirkede den kvantitative, samt kemiske og økologiske tilstand i tilknyttede målsatte overfladevandområder og/eller 2) medførte en væsentligt skade på terrestriske økosystemer, som er direkte afhængige af en grundvandsforekomst og beliggende i Natura 2000 områder (N 2000 GATØ). Dette aspekt af grundvandsforekomsternes samspil med de målsatte overfladevandsområder og N 2000 GATØ indgik derfor ikke i vurderingen af grundvandsforekomsternes (samlede) kemiske og kvantitative tilstand. I konsekvens heraf blev der heller ikke fastsat tærskelværdier¹ for forurenende stoffer på grundlag af et konkret vurderet behov for beskyttelsen af de målsatte overfladevande (herunder søer) og N 2000 GATØ.

På denne baggrund har Miljøstyrelsen igangsat flere forsknings- og udviklingsprojekter med henblik på at tilvejebringe viden og fastlægge metoder, der kan vurdere hvordan og i hvilket omfang, indholdet af forurenende stoffer og vandindvinding i grundvandsforekomster vil påvirke tilstanden i tilknyttede målsatte overfladevandsområder og grundvandsafhængige terrestriske økosystemer: vandløb, kystvande, søer og N 2000 GATØ. Denne rapport er afrapporteringen af grundvandets kemiske og kvantitative påvirkning af tilknyttede målsatte søer. Videnstatus for sammenhængen mellem tilstanden i grundvand og overfladevand er tidligere vurderet i Miljøstyrelsen (2002).

I dette projekt er relevant viden om interaktionen mellem grundvand og søer i Danmark gennemgået. Der er tilvejebragt et overblik over arbejdet med overvågning samt vurdering af grundvandsforekomster og ferske overfladevandområder i Tyskland, Sverige, England, Holland og Estland. Projektet omfatter en gennemgang af hvilke data fra det nationale program for overvågning af vand og natur (NOVANA), der er til rådighed, når det skal vurderes, hvilken påvirkning forurenende stoffer i grundvandsforekomster har på tilknyttede målsatte søer. Projektet indeholder tillige oplysninger om og vejledning til anvendelse af et digitalt kort, der viser kontakten mellem grundvandsforekomsterne og de målsatte overfladevande. Med afsæt i dette gennemgås i projektet en metode, der gør det muligt at vurdere en grundvandsforekomsts potentielle påvirkning af målsatte søer, herunder hvilke data der skal tilvejebringes for at gennemføre valide vurderinger efter metoden.

Reglerne om krav til en grundvandsforekomsts kemiske og kvantitative tilstand samt vurderingen af denne tilstand er fastsat i EU's vandrammedirektiv og grundvandsdirektiv (Bilag A). Grundvandets kemiske og kvantitative tilstand vurderes på bl.a. på baggrund af en generel kvalitetsvurdering af grundvandets indvirkning på overfladevand og terrestrisk natur. Derudover

¹ En tærskelværdi er et kvalitetskrav for grundvand, som en medlemsstat har fastsat efter grundvandsdirektivets artikel 3.

vurderes grundvandets kemiske tilstand i forhold til de fastsatte træskelværdier for grundvandet, indtrængning af fx saltvand og trends, jf. definitionen af god kemisk tilstand i vandrammedirektivet. Med hensyn til kemisk påvirkning af overfladevand vurderes det, om god økologisk og kemisk tilstand kan opnås for grundvandsforekomster jf. vandrammedirektivet. Projektet skal desuden bidrage til tilstandsvurderinger af grundvandets kemiske og kvantitative tilstand i henhold til vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet, samt EU's Guidance Document No. 18 (EU, 2009), EU's Guidance Document No. 26 (EU, 2010), EU's Guidance Document No. 28 (EU 2012), CIS Technical Report No. 9 2015-093 (EU, 2015) samt UKTAG (2012a, 2012b).

2. Eksisterende viden om kvantitativ og kemisk kontakt mellem grundvand og søer

Ved et første kig ud over vandoverfladen af en dansk sø kan man få indtryk af, at vandstanden i søen udelukkende er betinget af nedbør, fordampning, og hvad der ellers findes af vand til- og fraførsel via overfladiske tilløb og afløb, men dette er ikke altid tilfældet. Også mindre synlige faktorer, så som indsivning af grundvand i søer og nedsivning af søvand til grundvand spiller en rolle i mange søer. Grundvandets betydning for søer har været relativt ukendt, når vand- og stofbalancer for søer skulle kvantificeres (Miljøstyrelsen, 2002). De seneste 10-15 års case studier i Danmark og i noget længere tid i udlandet (f.eks. USA og Tyskland) har imidlertid vist, at vand- og næringsstofbidraget fra grundvandet kan være ret betydeligt og i sig selv forklare en begyndende næringsstofbelastning eller egentlig eutrofiering af søer (Kidmose med flere, 2013; Kidmose med flere, 2015; Karan med flere 2014).

Der er mange forklaringer på, at grundvandsbidraget har været overset for søer. Grundvandsudvekslingen er som regel usynlig (undtagelsen kan være okkerholdige kildevæld). Mængden af grundvand, der siver ind i søer, kan være meget lille, men hvis stofkoncentrationen i det indstrømmende grundvand er stor, kan det være af betydning for stofbalancen i søen. Indstrømningsfordelingen i søens bund/bredzone er ofte meget heterogen i rum og tid, hvilket gør det vanskeligt at bestemme et repræsentativt gennemsnit for hele søens areal med en enkelt målemetode. Til at mindske usikkerheden på kvantificering af vandbalance og stofbalance for hele søen er det blevet mere almindeligt at anvende flere målemetoder kombineret med modellering. Direkte målinger med seepagemetre (halve tønder til måling af grundvandsind/udsivning i søbund), piezometre (vandstandsrør) og temperaturspyd repræsenterer en meget lokal skala og kan være forbundet med stor usikkerhed, hvis disse målinger ekstrapoleres til hele søens bundareal. Hovedparten af grundvandsindsivning vil ofte ske nær søbredden med en eksponentiel aftagen væk fra søbredden. Da vanddybden typisk er lille i bredzonen er det her lettest at lave direkte målinger af indstrømningen. I visse tilfælde sker indstrømningen af grundvand ved vanddybder på mere end 2 til 3 Meter, hvilket instrumentelt vanskeliggør målingerne (f.eks. i Hampen Sø og Nørresø). I søer, hvor både grundvandsindstrømning og søvandets nedsivning i grundvandet begge er store i mængde, men hvor nettoudvekslingen er lille, kan grundvandsbidraget let overses. For at opnå en fælles konceptuel forståelse for grundvand-sø udvekslingen kræves derfor et tæt samarbejde mellem hydrogeologer, overfladevandshydrologer og ferskvandsøkologer.

2.1 Forureningsbelastningen af søer i relation til vandområdeplanerne

Ved udarbejdelsen af vandområdeplanerne (VOP) for anden planperiode (2015-2021) konkluderede Miljøstyrelsen som nævnt ovenfor, at der ikke var et tilstrækkeligt videngrundlag til at vurdere i hvilket omfang, forurenende stoffer i de danske grundvandforekomster for det første påvirkede den kemiske og økologiske tilstand i tilknyttede målsatte overfladevandområder og/eller for det andet medførte en væsentligt skade på grundvandsafhængige økosystemer,

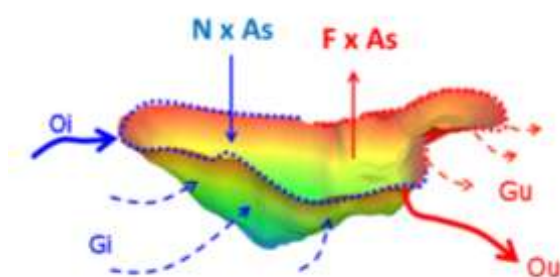
som er direkte afhængige af en grundvandsforekomst. I EU's Guidance Document No. 18 (EU, 2009 – figur 8) og Guidance Document No. 9 (EU, 2015 – Fig. 1.4) er begge steder beskrevet en testprocedure, hvor det anføres, at hvis en grundvandsforekomst bidrager med mere end 50% af **forureningsbelastningen** (vandmængde x stofkoncentration) til et given overfladevandssystem (*associated surface water body*), så er grundvandsforekomsten ikke i god kemisk tilstand. I de tilfælde hvor forureningsbelastningen overstiger 50%, kan dette altså både ske ved en lille grundvandsindstrømning med en høj stof koncentration og ved en højere grundvandsindstrømning med en lavere stofkoncentration. Med andre ord vil selv en forholdsvis beskeden grundvandsindstrømning kunne påvirke den økologiske og kemiske tilstand i tilknyttede målsatte søer, hvis stofkoncentrationen i det indstrømmende grundvand er høj.

2.2 Vandbalancen for søer

De enkelte led i søernes vandbalanceligning er vist i nedenstående ligning:

$$(Gi+N+Oi) - (Gu+F+Ou) = \Delta V/\Delta t = 0$$

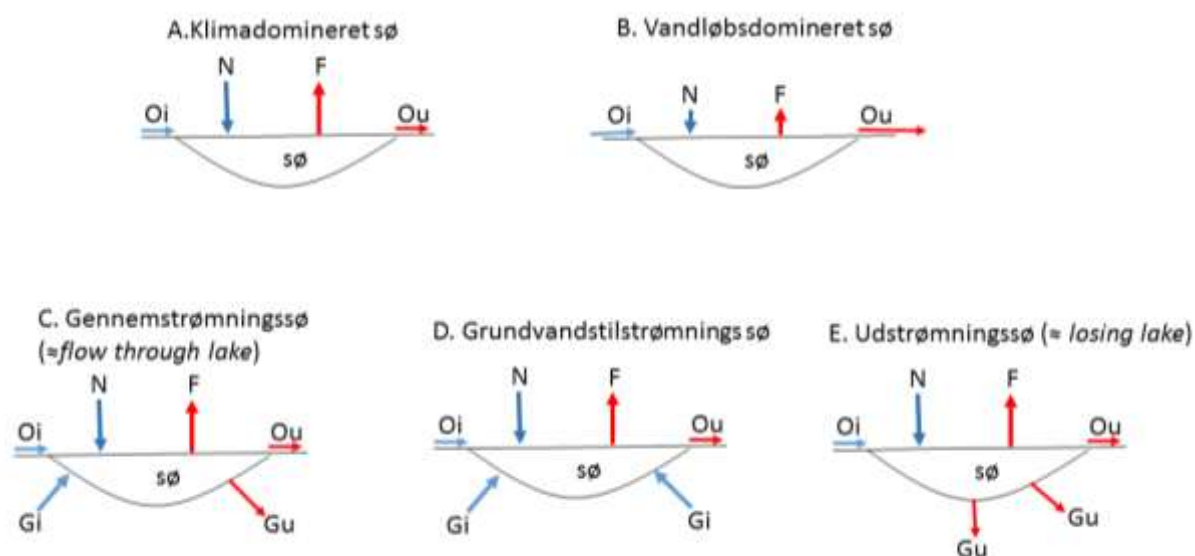
hvor grundvand ind i søen (G_i), nedbør (N) og overfladisk indløb (O_i) via vandløb, grøft, dræn eller kildevæld på søbredden tilsammen er den mængde vand, der tilføres søen. Søvand ud af søbunden til grundvandsmagasinet (G_u), potentiel fordampning (F), og overfladisk afstrømning (O_u) via grøfter eller naturlig vandløb er den mængde vand, der løber ud af søen. $\Delta V/\Delta t$ er ændringen i søens vandvolumen (her antaget til nul). Som et eksempel viser figur 2.1 en konceptuel model for grundvandsudvekslingen i Hampen Sø, Midtjylland. Hampen Sø er valgt som eksempel, da den igennem de seneste har været undersøgt intensivt og bidraget væsentligt til udvikling af metoder til vurdering af vandbalancer for danske søer.



Figur 2.1: Vandbalance for søer. Vandbalancens enkeltled for en sø (eksempel Hampen Sø). Nedbør (N), fordampning (F), overfladisk indstrømning via vandløb eller grøft (O_i), og overfladisk udstrømning via vandløb eller grøft (O_u). Endelig er vist grundvandsindstrømning til søen (G_i) og søvands udstrømning via søbunden til grundvandsmagasinet (G_u). De enkelte led kan f.eks. opgives i enheden $m^3/\text{år}$. Søens overfladeareal er angivet som A_s (Fra Kidmose, 2010).

2.3 Konceptuelle sømodeller

Baseret på de hydrogeologiske forhold omkring en sø kan søer inddeles i fem konceptuelle typer. I figur 2.2 er øverst vist to typer helt uden forbindelse til grundvandssystemet, og vandbalancen for disse søer er enten domineret af de klimatiske forhold (nedbør og fordampning) (type A) eller overfladisk tilløb og afløb (type B). Nederst i figur 2.2 er vist tre forskellige typer, der er kendetegnet ved strømning af grundvand ind og/eller søvand ud af søen til grundvandszonen (type C til E). De tre typer benævnes gennemstrømningssø (Type C), grundvandstilstrømningssø (type D) og udstrømningssø (type E).



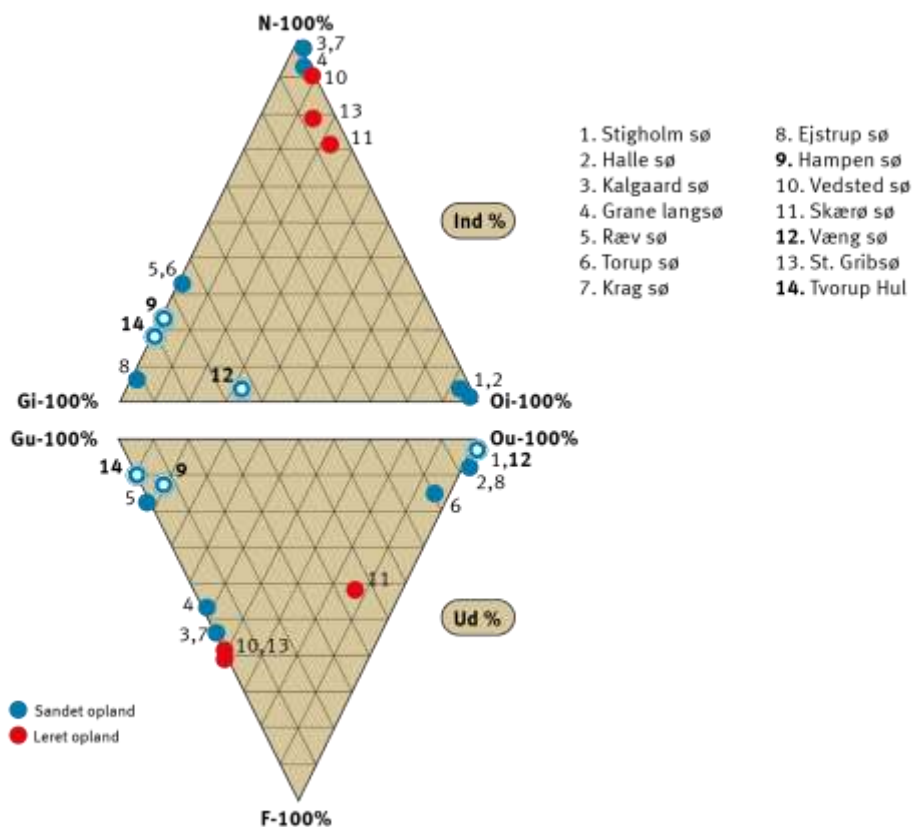
Figur 2.2: Konceptuelle modeller over vandbalancer for søer med eller uden kontakt til grundvandet.

2.4 Kvantitativ bestemmelse af vandbalancen

Center for sørestaurering (benævnt CLEAR) eksisterede i perioden 2006-2016 og havde bl.a. til formål at opbygge en større viden om kobling af grundvand, søer og biologi (Andersen og Jensen, 2016; Nilsson og Engesgaard, 2016). Centeret var et forsknings samarbejde mellem tre af landets universiteter (Odense, Aarhus og København) samt de Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS). En detaljeret vandbalance blev bestemt for 14 søer, som indgik i dette projekt (herefter kaldet CLEAR søer, figur 2.3). I nærværende projekt arbejdes videre med 12 af de 14 CLEAR søer omtalt i Figur 2.3 (undtaget er Krag Sø og Tvorup Hul).

Beregning af vandbalancen for CLEAR søerne er baseret på forskellige metoder, men hovedsageligt på direkte målinger og/eller grundvandsmodellering i 2D eller 3D. Søernes placering er vist i figur 7.1. I figur 2.3 er den procentvise fordeling af vandbalancen vist i et piper-diagram med ind-budgettet i den øverste trekant og ud-budgettet i den nederste trekant. CLEAR søerne kan inddeles i tre hovedgrupper: søer i kontakt med grundvandet (type C-E), vandløbsdominerede søer (type B) og klimadominerede (type A) søer. De to første grupper omfatter udelukkende søer i sandede oplande, mens de klimadominerede søer findes i både sandede og lerede oplande. De rent grundvandsdominerede søer omfatter Tvorup Hul, Ræv Sø og Hampen Sø, mens de rent vandløbsdominerede søer er Stigsholm Sø og Halle Sø. Dertil kommer en kombination af disse to grupper, der omfatter Torup Sø, Ejstrup Sø og Væng Sø, der alle karakteriseres ved en stor grundvandsindstrømning (G_i) og en stor overfladisk udstrømning (O_u). Eksempelvis viser vandbalancen for Væng Sø, at mængden af overfladisk indstrømmende grøftevand (O_i) er 7,5 gange større end mængden af den årlige nedbør på søen, og alligevel er søen karakteriseret ved, at 66% af vandtilførslen udgøres af indsvivende grundvand. Den tredje gruppe af søer hvor vandbalancen er præget af klimatiske forhold, omfatter søer i sandede oplande; Kalgaard Sø, Grane Langsø og Krag Sø, samt søer i lerede oplande; Vedsted Sø, Skærsø og Store Gribssø. Ind-budgettet for disse søer er styret af nedbør på selve søen og tilstrømmende vandløb (O_i), mens ud-budgettet er præget af potentiel fordampning, mens resten tabes via søens bund til grundvandsmagasinet. Data indikerer, at Skærsø og Vedsted Sø begge taber vand til grundvandsmagasinet gennem "geologiske vinduer" i søbunden, der via mere sandede sedimenter står i hydraulisk kontakt med det underliggende grundvandsmagasin. Det er forhold som søernes placering i landskabet, den omgivende geologi og klimatiske forhold, der i fællesskab betinger, hvilken vandbalance der gælder for den enkelte sø.

Undersøgelsen af CLEAR søerne viser således, at grundvandsbidraget kan være ganske betydeligt i visse søer, men det er ikke undersøgt, hvor udbredt det gælder for danske søer generelt. For at kaste lys over denne problemstilling er der i nærværende projekt lavet en sammenligning mellem de "kendte" vandbalancer for CLEAR søerne og 18 søer, som bliver intensivt undersøgt i NOVANA (herefter kaldet NOVANA søer). I NOVANA søerne er der anvendt almindeligt accepterede metoder til bestemmelse af grundvandsbidraget til søer. Evalueringen af vandbalancen for NOVANA søerne er præsenteret i kapitel 7, og det viser sig, at hovedparten af de 18 søer potentielt er i kontakt med grundvand, mens 4-5 af søerne sandsynligvis ikke er i kontakt med grundvand.



Figur 2.3: Vandbalancen til 14 danske søer (CLEAR søer) er opgjort som et ind-budget (øverste trekant) og et ud-budget (nederste trekant). Ind-budgettet består af nedbør (N), grundvandsindsivning (Gi) og overfladevandsindstrømning (Oi). Ud-budgettet består af søvandsudstrømning til grundvandet (Gu), overfladevandsudstrømning (Ou) og fordampning (F). Søerne er fordelt på sandede oplande (blå) og lerede oplande (røde) (Fra Nilsson med flere, 2016a).

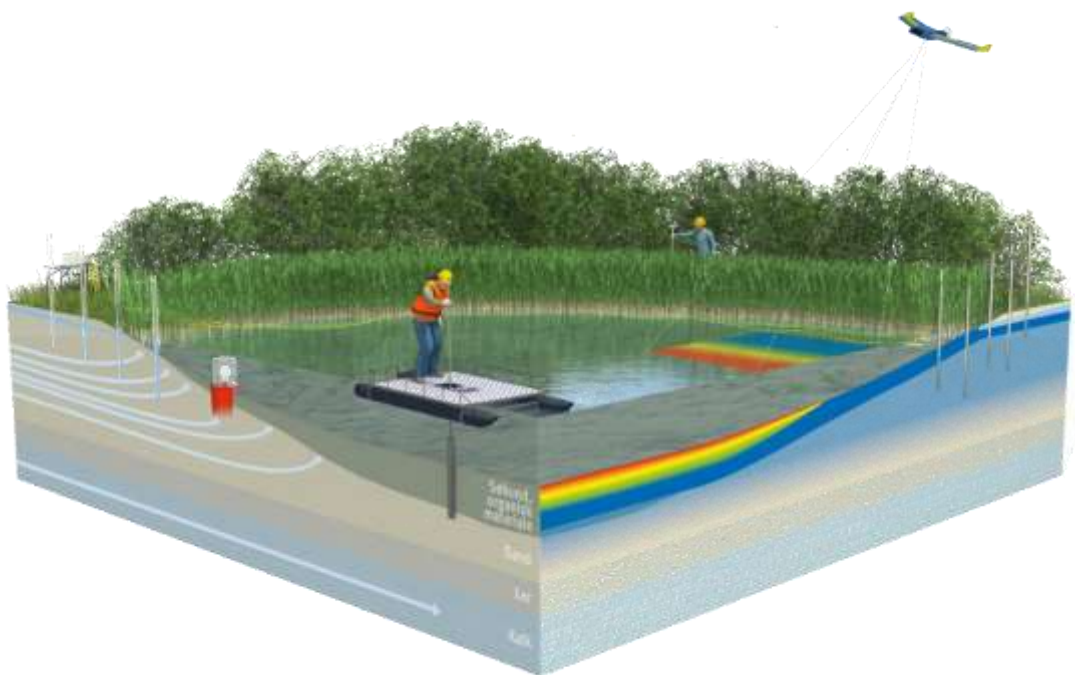
2.5 Metoder til bestemmelse af grundvandsindsivning

Grundvandsbidraget til søerne kan bestemmes med en række metoder (tabel 2.1 og figur 2.4). Alle disse metoder er indgående beskrevet i Kalbus med flere (2006), Rosenberry med flere (2008) og Kazmierczak med flere (2016). Ofte sker den dominerende indstrømning af grundvand nær søbredden, hvilket er belejligt, da målinger derfor er relativt nemme at udføre. Til gengæld sker søvandets udstrømning til grundvandet typisk på større vanddybder, og udstrømningen vil derfor være mere besværlige at måle, da det kræver hjælp fra dykker. CLEAR projektet har i udstrakt grad benyttet en "multi-tracer" metode, hvor naturlige tracere som temperatur og vands stabile isotoper sammen med f.eks. kvælstof og fosfor bruges til at kortlægge hvor, hvornår og hvor meget vand, der siver ind/ud samt hvor det kommer fra. Metoderne med temperatur og vands stabile isotoper udnytter, at der er forskel mellem grundvand

og søen, f.eks. er temperaturen af dansk grundvand ca. 8°C, hvor søen om sommeren eller vinteren er henholdsvis ca. 20 og 2°C. Ligeledes vil fordampning fra søens overflade give et større indhold af de tunge ilt-isotoper i søen (^{18}O , der ikke fordamper så let som ^{16}O) end i grundvandet, hvilket også kan udnyttes til at udpege ind-/udsivningsområder. Da de anvendte målemetoder alle repræsenterer en punktskala, er det nødvendigt at opstille en grundvandsmodel, der kan knytte de lokale målinger sammen til et regionalt billede af udvekslingen mellem grundvand og søvand.

Erfaringerne fra CLEAR-projektet er i god overensstemmelse med udenlandske undersøgelser, der viser, at det er lettere at bestemme indsivning af grundvand til søer end udsivning af søvand til grundvandsmagasinerne, da udsivningszonen ofte er meget fokuseret og udgør et mindre areal af søens bund. Ydermere er det mere krævende at bestemme grundvandsbidraget til søer beliggende i et leret opland end i et sandet opland. I lerede oplande vil udvekslingen af vand mellem grundvandet og søen ske gennem sandlinser/lag (geologiske vinduer). Disse vinduer kan – med udfordringer – lokaliseres med geofysiske metoder.

De ovenfor præsenterede metoder kan anvendes i de tilfælde, hvor der er behov for en detaljeret undersøgelse (se kapitel 6) af grundvandets kontakt til en specifik sø. Dette sker i den kvantitative og kemiske metodes trin 3, se figur. 6.1 og 6.2.



Figur 2.3: Principskitse af de mest almindeligt brugte målemetoder til bestemmelse af grundvandsindsivning til en sø (Nilsson med flere, 2016b).

Tabel 2.1: Metoder anvendt til bestemmelse af grundvandsbidraget til CLEAR søerne. Alle metoderne kan i kombination bruges til bestemmelse af grundvandsindstrømning til en sø, mens udstrømningen af søvand til grundvandsmagasinet bedst bestemmes ved en kombination af pejlinger, seepagemeter målinger og stabile isotoper.

Metode	Parameter	Bemærkning
Pejlinger	Hydraulisk gradient (i) mellem grundvand og søens overflade ($i = \Delta h/L$)	Kræver en boring tæt ved søbredden. Viser kun retning af udveksling (ind/udstrømning). Hurtig ligevægt i sand og meget langsomt i ler. Kan være svært at måle præcis, da forskellen mellem det hydrauliske trykniveau i grundvand og søens vandstand kan være <1cm. L er afstand mellem boringens filter og søbunden.
Darcy	Fluks (q) og hydraulisk ledningsevne af søbund (K)	Fluksen i et punkt bestemmes ved $q=K \cdot i$ (m/d). K bestemmes ved hydrauliske tests eller kornstørrelsesfordeling. Ønskes fluksen over et bestemt areal (A) bestemmes den ved $Q=q \cdot A$ (m ³ /d).
Tracer	Q (m ³ /d), bestemt ved: Vand (indsivning) Stabile isotoper (ilt) og temperatur Aldersdatering (fx tritium-helium) Næringsstoffer	Direkte målinger ved brug af seepagemeter Indirekte målinger; effektiv til at skelne mellem grundvand og sø. Ved brug af model kan indsigning (q) udregnes. Lokale og regionale strømninger samt tilsyneladende alder fastlægges Nyttig til kortlægning af næringsstofbelastningen
Næringsstof		Effektiv til integration af dynamisk grundvand-sø system. Beregner udveksling (Q) mellem grundvand og sø

2.6 Indstrømningens heterogenitet

Opgørelsen af indstrømningen gennem søbunden kan som nævnt variere ganske betydeligt i både tid og rum og kan i visse hydrogeologiske situationer udgøre en udfordring for den kvantitative og kemiske tilstandsvurdering. Et detaljeret studium i Væng Sø med "*Distributed Temperature Sensor*" kabler instrumenteret i søbunden på et 6x25m plot viste, at grundvandet ikke strømmede ind i de samme zoner med samme kraft hen over året (Sebok med flere, 2013). Da indstrømningen til søen er påvirket af grundvandets strømning i hele søens opland, vil selv små ændringer i trykniveau resultere i variationer i indstrømning i rum og tid. Udenlandske undersøgelser viser, at i karstområder (typisk grundvandsmagasiner af kalk med komplekse sprække/hule systemer) vil tilstrømningen variere særlig meget (Taylor og Greene, 2008). Danske søer med hydraulisk kontakt til en karstificeret kalkundergrund (f.eks. Madum Sø og Vandet Sø) vil antagelig udvise samme karakteristika (Nilsson og Gravesen, 2018). Der er dog behov for yderligere vandbalance- og næringsstofstudier af danske karstsøer.

2.7 Effekter af grundvandsindvinding

Der findes en del litteratur om, hvordan indvinding af grundvand nær søer og vådområder kan påvirke overfladevandssystem kvantitativt eller kvalitativt (Sophocleous, 2000, Rosenberry med flere, 2016). Så vidt vides, findes der ingen egentligt publicerede danske undersøgelser af grundvandsindvindingers påvirkning af nærliggende søer. I et review af internationale erfaringer angiver Jeppesen med flere (2015), hvordan én af effekterne af grundvandsindvinding kan være sænket vandspejl og dermed lavere vanddybde. Dette kan ved blæst føre til øget sedimentophvirvling, øget næringsstofindhold på grund af opkoncentrering i et mindre vandvolumen og effekten af sedimentophvirvling, samt øget klorofylindhold som set i den lavvandede Vörtsjärv sø i Estland. I samme publikation er der beskrevet en række cases fra andre lande, som påviser effekter af grundvandsindvinding, herunder blandt andet fra den græske sø Do-irani, hvor tørkeperioder sammen med vandindvinding førte til øget eutrofiering.

En estisk undersøgelse af tre søer beliggende i et kvartærgeologisk landskab, som minder meget om danske forhold, tjener også til illustration af vandindvindingens potentielle betydning for den kvantitative tilstand (Vainu og Terasmaa, 2016). Her blev grundvandsindvindingen forøget med ca. 50% i et kildefelt nær de tre søer, og som følge heraf blev vandstanden i søerne sænket med 0,3-0,7 m samtidig med, at vandstanden i grundvandsmagasinet faldt 0,8 m. Den ene af de tre søer er karakteriseret som en gennemstrømningssø (svarende til Hampen Sø, Figur 2.1), hvor søen modtager grundvand i den ene ende og i den anden ende taber vand gennem søbunden til grundvandsmagasinet. Undersøgelsen af søbunden indikerer, at de estiske søer påvirkes af grundvandsindvinding.

2.8 Næringsstofbudgetter og deres betydning for søers tilstand

Næringsstofftilførslen til søer er afgørende for deres økologiske tilstand. Høj tilførsel fører til uklart vand, reduceret biodiversitet og forringet økologisk kvalitet (Jeppesen med flere, 1997;

Søndergaard med flere, 1999; Kidmose med flere, 2015). Kvantificering af næringsstofftilførsel er således også et meget centralt element i forhold til at vurdere søers tilstand, og hvad der eventuelt skal til for at forbedre deres tilstand. Dermed er kvantificeringen af næringsstofftilførsel til søer også afgørende for udarbejdelsen af vandområdeplaner i forbindelse med implementeringen af EU's vandrammedirektiv og således i sidste ende for forvaltningen af de danske søer. Især er en vurdering af fosfortilførslen vigtig, fordi dette næringsstof anses som begrænsende for produktionen af planteplankton, der er af afgørende betydning for den generelle vandkvalitet i søen. I nogle sammenhænge er også tilførslen af kvælstof vigtig (Olsen med flere, 2016). Etableringen af et retvisende næringsstofbudget er derfor særdeles vigtig for at kunne udarbejde det bedste forvaltningsgrundlag, herunder også at vurdere betydningen af udvekslingen med grundvandet i de tilfælde, hvor det vurderes at være relevant.

Herudover kan indstrømmende grundvand også påvirke søvandets kvalitet, hvis grundvandet indeholder miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) og tungmetaller, som kan påvirke organismer i søen negativt. Der findes kun meget få undersøgelser, som dokumenterer disse forhold, og i Danmark gennemføres kun begrænset antal målinger af tungmetaller i søer. Den seneste overvågningsrapport viste, at for størstedelen af fiskenes vedkommende oversteg kviksølvkoncentrationen vandrammedirektivets miljøkvalitetskrav, mens det generelle fødevarekrav blev overskredet i få tilfælde (Johansson med flere, 2018). Det er dog næppe sandsynligt, at tungmetalindholdet i fisk kan henføres til påvirkning fra grundvandet.

2.9 Opsummering

Baseret på hydrogeologiske forhold for en sø kan Vandplan 2 søer inddeles i fem konceptuelle typer med hensyn til kontakten mellem grundvand og søer.

3. Nationale monitoringsprogrammer for søer og grundvand og metoder til vurdering af grundvandsforekomsters påvirkning af søer i andre lande

I dette kapitel opsamles viden fra andre landes tilgang til håndtering af interaktioner mellem grundvand og søer samt overvågning af grundvand og søers tilstand igennem relevante internationale monitoringsprogrammer i andre lande. Der er taget kontakt til 13 institutioner i fem forskellige lande for at undersøge, hvordan disse lande håndterer analyser af interaktioner mellem grundvandsforekomster og overfladevande, se tabel 3.1. Oplysninger og henvisninger er modtaget fra samtlige lande, men ikke fra alle de kontaktede institutioner. Foruden direkte kontakt til institutioner er der også foretaget søgninger på relevante hjemmesider. Landene er udvalgt af geografiske årsager, da disse lande ligger tæt på Danmark og i nogen grad har søer, grundvandsforhold, geologiske og klimatiske forhold, som er sammenlignelige med danske forhold.

Tabel 3.1: Kontaktede institutioner i fem nærvædliggende lande, som har forhold, der er sammenlignelige med de danske. Angivet er også kilder til information fundet på internettet. Der er ikke modtaget svar fra alle nævnte institutioner.

Lande	Institutioner	Internet kilder
Tyskland	Umweltbundesamt Delstater: Nordrhein-Westfalen Schleswig-Holstein Brandenburg Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe	www.umweltbundesamt.de
Sverige	Vattenmyndigheterna: Västerhavets Vattendistrikt Norra Östersjöns Vattendistrikt Sveriges Geologiska Undersökning (SGU)	www.vattenmyndigheterna.se www.sgu.se
England	Department for Environment, Food & Rural Affairs The Environment Agency	www.gov.uk
Holland	Helpdesk Water, Rijkswaterstaat WVL	www.helpdeskwater.nl
Estland	Keskkonnaministeerium Tallinn University Institute of Ecology	www.envir.ee

3.1 Situationen i Tyskland

Kilde til oplysninger

Information er søgt ved *Umweltbundesamt* (UBA / *German Environment Agency*) i form af rapporter fra nettet. Skriftlige oplysninger og dokumenter er også tilsendt via mail fra UBA og delstaten Schleswig-Holstein.

Overvågning og monitorering

Grundvand og overfladevand overvåges og monitoreres i de forskellige delstater (Länder) via et kontrolovervågningsnetværk og et operationelt netværk af overvågningsstationer både for den økologiske og kemiske tilstand af overfladevand, og for kvantitet og kvalitet af grundvand.

På landsplan har delstaterne total set 4.892 kontrolsteder og 2.273 operationelle overvågningssteder til overvågning af grundvandets kemiske kvalitet, og ca. 6.000 monitoringssteder til overvågning af grundvandsforekomsters kvantitative tilstand. Herudover benyttes 800 overvågningssteder til årlige rapporter til EEA (*European Environment Agency*). I grundvand undersøges otte stoffer (bl.a. nitrat, ammonium og arsen) og pesticider med hver deres fastsatte tærskelværdi til bestemmelsen af den kemiske kvalitet. Tætheden af grundvandsstationerne i Tyskland er 3,5 station pr. 1000 km² (German Environment Agency, 2017).

For overfladevand bestemmes den kemiske kvalitet via miljøkvalitetsstandarder (EQS) for i alt 68 stoffer fordelt på syv stofgrupper (bl.a. metaller og herbicider), hvor 45 prioriterede miljøfremmede stoffer samt fem andre stoffer fra vandrammedirektivets liste også er inkluderet (German Environment Agency, 2017). EQS udtrykkes ofte som total koncentration i vand og i enkelte tilfælde som opløst koncentration. Der måles altid et årligt gennemsnit (AA-EQS) og for bestemte stoffer med høj toksicitet angives en maksimal tilladt koncentration (MAC-EQS), som ikke må overskrides. For bioakkumulerende stoffer måles en biota-EQS. Overvågningen foregår i et netværk med 257 repræsentative monitoringsstationer i overfladevand (LAWA netværket). Delstaterne er desuden også forpligtet fra EU til at måle stoffer fra en 'Watch liste' ved 24 overvågningsstationer (German Environment Agency, 2017).

I søer undersøges biologiske kvalitetselementer (fytoplankton, makrofyter, makroinvertebrater og fisk), hydromorfologiske kvalitetselementer (morfologi og hydrologisk regime, herunder link til grundvand) og fysisk-kemisk kvalitet (total fosforkoncentration og sigtbarhed i vandsøjlen), men kun de biologiske kvalitetselementer indgår i bestemmelse af den økologiske tilstand. Igennem LAWA overvåges 69 repræsentative steder i stillestående vand, og data rapporteres til EEA (German Environment Agency, 2017).

Monitorering og analyse af tilstand

En nylig undersøgelse af den kemiske tilstand af grundvandsforekomster i Tyskland (foretaget i forbindelse med anden generations vandplaner i 2016) indikerede, at 34,8% af alle forekomster havde dårlig kemisk tilstand, hvilket primært skyldes forurening med nitrat (27,1%) og pesticider (2,8%) fra landbruget. I forhold til den kvantitative status havde kun 4,2% af grundvandsforekomster ikke god kvantitativ tilstand i 2016 (German Environment Agency, 2017).

Status for søer i Tyskland er, at 26% og 9% af søerne har hhv. ringe og dårlig økologisk tilstand p.g.a. høje næringsstof-inputs af kvælstof (N) og fosfor (P) fra landbruget, mens 18% har god økologisk tilstand. Ingen tyske søer opnår god kemisk tilstand, da der er fundet kviksløvforurening i biota som overstiger biota-EQS i alle søer.

LAWA, som er en tysk arbejdsgruppe nedsat til at arbejde med vandrelaterede emner, har de seneste to år arbejdet med interaktioner mellem grundvand og overfladevand. Der er dog ingen implementeringer i de tyske vandplaner på nuværende tidspunkt. En tilbagemelding fra delstaten Schleswig-Holstein vidner om, at der her ikke er problemer med kemiske påvirkninger fra grundvand, da grundvandsforekomsterne med dårlig tilstand skyldes nitrat, men at deres overfladevandsforekomster generelt ikke har et nitratproblem. Deres fokus er derfor på den eventuelle kvantitative påvirkning fra grundvand til overfladevand, dog uden at have meget viden herom endnu. For at bestemme den kvantitative status benyttes viden om grundvandsniveauet og vandbalancer, hvor LAWA udsendte en rapport om metoder til bestemmelse af kvantitativ tilstand i grundvand i 2011 (LAWA, 2011). Undersøgelser af den kvantitative tilstand igangsættes, når en flowrelateret forseelse af miljømålet (kemisk og/eller økologisk) registreres af den relevante myndighed.

Tyskland har endnu ikke en definition på hvordan et grundvandstilknyttet økosystem defineres, ej heller hvordan de definerer en væsentlig kvantitativ påvirkning på overfladevand.

3.2 Situationen i Sverige

Kilde til oplysninger

Information er søgt i form af rapporter ved *Vattenmyndigheterna* på nettet. Skriftlige oplysninger og dokumenter er fremsendt på mail fra Sveriges Geologiske Undersøgelser (SGU) og *Västerhavets Vattendistrikt*.

Overvågning og monitoring

Sverige er inddelt i fem vanddistrikter med en vandmyndighed for hvert distrikt. Vandforvaltningen udarbejdes i seksårige forvaltningscykler i dialog med vandmyndighederne og berører myndigheder og kommuner, men vandmyndighederne har ansvaret for at fastlægge en handlingsplan for de forskellige vanddistrikter.

Der foretages kontrol og operationel overvågning af den kvantitative tilstand af grundvandsforekomster, som blandt andet har til formål at give en pålidelig vurdering af virkningerne på tilknyttede terrestriske og akvatiske økosystemer, som antropogene ændringer kan have på grundvandsstanden (f.eks. ved grundvandsindvinding) (*Vattenmyndigheterna i samverkan*, 2017a). I dag overvåges kun 2% af alle grundvandsforekomster med fokus på kvantitativ tilstand i den nationale overvågning udført af SGU (*Vattenmyndigheterna i samverkan*, 2017a). I overvågningen af den kemiske tilstand i grundvand overvåges flere grundvandsforekomster (110 stationer, svarende til 4%), hvor også mange stationer indgår i flere lignende overvåg-

ningsprogrammer (nationalt, regionalt og kommunalt) (totalt set 528 stationer). I kontrolovervågningen overvåges 20 stoffer med fastsatte tærskelværdier i hvert distrikt. I den operationelle overvågning overvåges 5-13 stoffer alt afhængigt af hvilket distrikt, der er tale om.

I søerne overvåges fysisk-kemiske (næringsstoffer, ilt, forsurening) og biologiske (fytoplankton, makrofyter, bundfauna og fisk) kvalitetsparametre i forbindelse med overvågning af den økologiske tilstand. Herudover overvåges metaller (arsen, krom, kobber og zink) og ammoniak ved nogle søstationer. I kontrolovervågningen af den kemiske tilstand overvåges 40-46 stoffer, heriblandt metaller og pesticider, mens der i den operationelle overvågning måles mellem 2-17 stoffer afhængigt af distriktet.

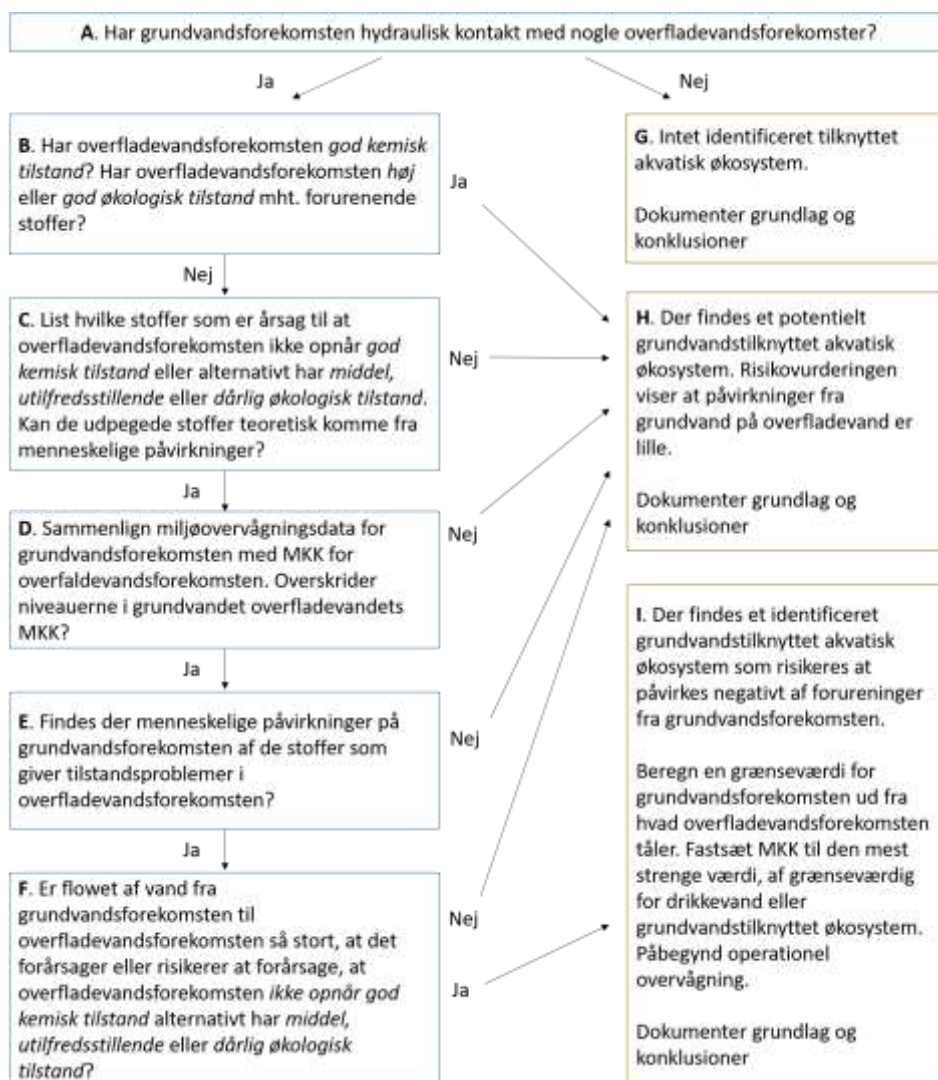
Monitering og analyse af tilstand

Samtlige overfladevandsforekomster i Sverige bedømmes til at være i risiko for ikke at opnå god kemisk tilstand, da grænseværdien for kviksølv og polybromeret diphenylether (PBDE) overskrides i alle overfladevande (Vattenmyndigheterna i samverkan, 2017a).

Generelt anses 98% af grundvandsforekomster i Sverige for at være i god tilstand både for kvantitet og kvalitet, men dette skal ses i lyset af, at i forhold til kvantitativ tilstand, overvåges kun 2% af alle grundvandsforekomster på nationalt niveau. Sverige har ikke haft særlig fokus på beskyttelse og overvågning af grundvandsforekomster, men der sættes mere fokus på dette i forvaltningscyklussen for 2016-2021 (Vattenmyndigheterna i samverkan, 2017b), hvor SGU i 2016 begyndte at arbejde på at forbedre viden, metoder og redskaber til grundvandets interaktioner med overfladevand for både kvantitet og kvalitet.

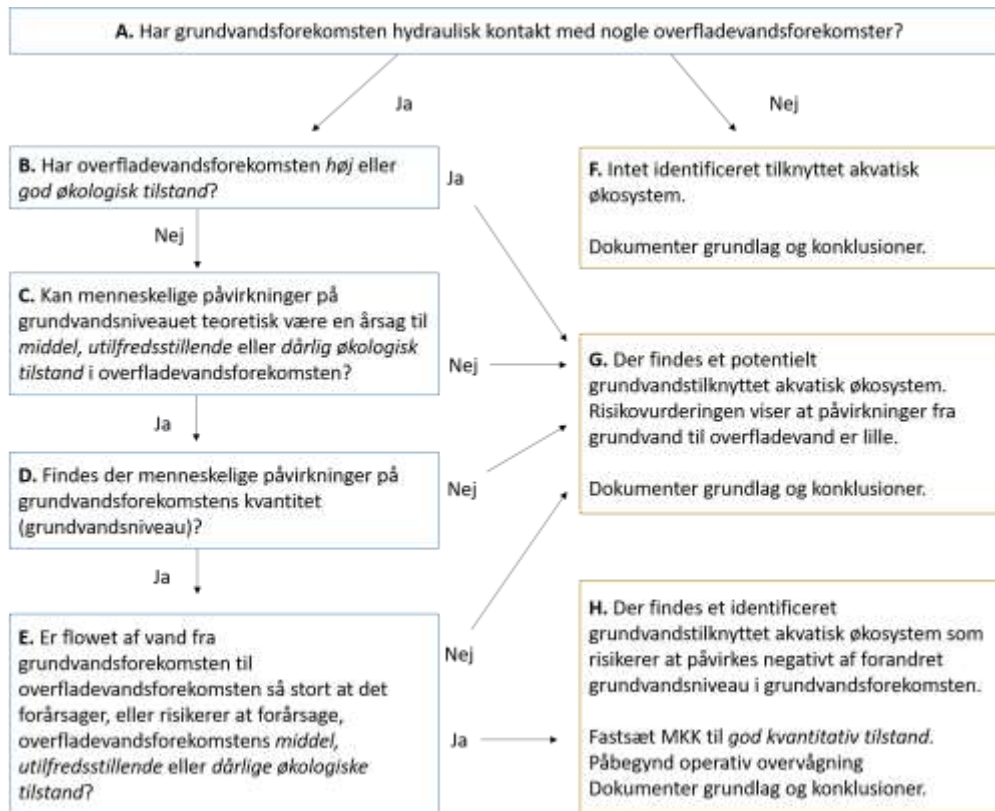
En ny rapport fra 2018 giver vejledning til, hvordan svenske vandforvaltere fremadrettet bør håndtere interaktioner mellem grundvand og overfladevand for at imødekomme vandrammedirektivet (SGU, 2018). Heri findes blandt andet rutediagrammer for, hvilke trin der bør foretages, når det skal bedømmes om grundvand kan have kemiske og kvantitative påvirkninger på tilknyttet overfladevand (Figur 3.1 og 3.2).

Kemisk påvirkning



Figur 3.1: Rutediagram til arbejde med grundvandsforekomsters kemiske påvirkning på en overfladevandsforekomst. Oversat fra SGU (2018). MKK = miljøkvalitetskrav.

Kvantitativ påvirkning



Figur 3.2: Rutediagram til arbejde med grundvandsforekomsters kvantitative påvirkning på en overfladevandsforekomst. Oversat fra SGU, 2018. MKK = miljøkvalitetskrav.

Fremgangsmåden er først at se på, om der er en kontakt mellem grundvandsforekomsten og en nærliggende sø, som skal undersøges i den indledende kortlægning af grundvandsforekomsten. Der tages derfor udgangspunkt i grundvandsforekomsten, og ikke i søen. Herefter undersøges det, om tilstanden af en given sø er i dårlig tilstand i forhold til den kemiske og økologiske tilstand baseret på den almindelige tilstandsvurdering. Er tilstanden ikke god, ses herefter på hvilke stoffer, der er årsag hertil, og om der eventuelt kan være en påvirkning fra grundvandet. Herefter vurderes det, om de givne påvirkninger kan være antropogene (menneskeskabte). Herefter kan der eventuelt tillægges grundvandsforekomsten en ny tilstandsvurdering, hvis denne kan påvirke søen i en negativ retning. I arbejdet med ovenstående metoder benyttes parametre og stoffer, som er med til at bestemme den kemiske og økologiske tilstand af søen. Derved inkluderes der overvågningsdata, som tidligere har været udslagsgivende for at vurdere tilstanden af søen (eksempelvis forurenende stoffer). Sverige har valgt at definere et grundvandstilknyttet akvatisk økosystem som værende "økosystemer i overfladevand som gennem hydraulisk kontakt med en grundvandsforekomst udveksler betydende mængder vand med denne" (SGU, 2018).

3.3 Situationen i England

Kilde til oplysninger

Information er søgt ved regeringen i Storbritannien i form af rapporter på nettet fra *Environment Agency* og *Department for Environment, Food & Rural Affairs* (www.gov.uk). Yderligere information og dokumenter er tilsendt på mail fra *Environment Agency*.

Overvågning og monitorering

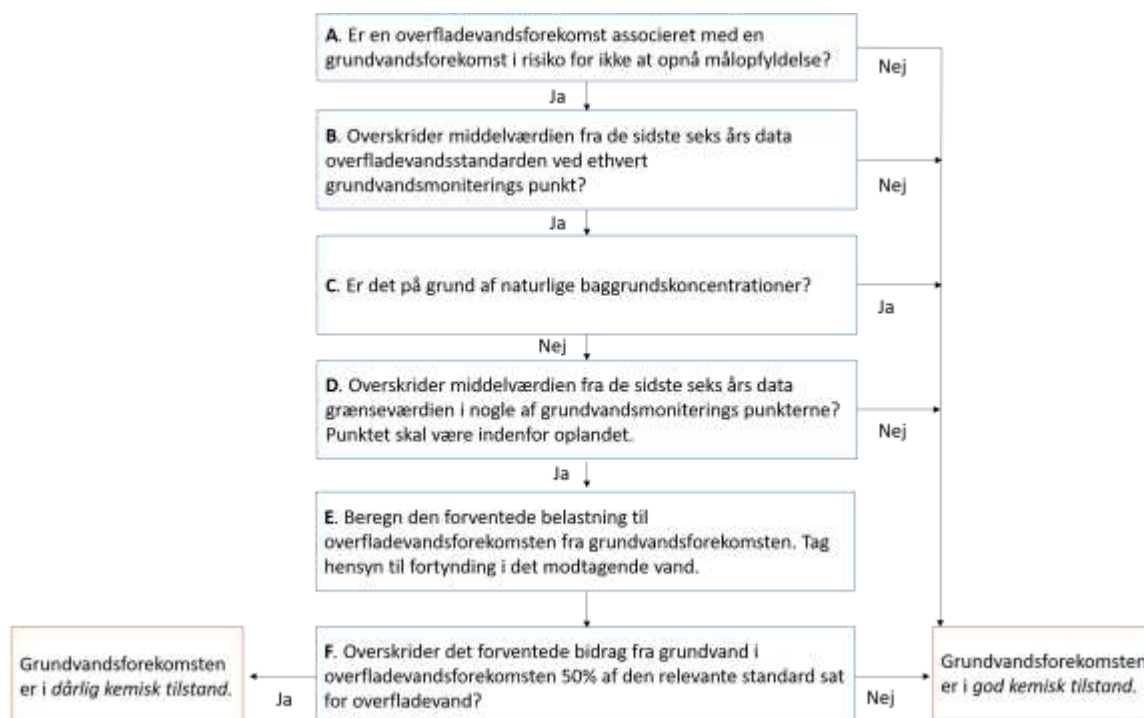
England og Wales har 11 vanddistrikter, hvoraf syv forvaltes i England (www.gov.uk). *Department for Environment, Food & Rural Affairs* (Defra) er regeringsafdelingen med hovedansvaret for vandforvaltningspolitik i England. Et stort nationalt miljøprogram (NEP) er et handlingsprogram for vandvirksomheder, som er udviklet af *Environment Agency* (EA). NEP sørger for at firmaer bidrager til miljøforbedring og møder kravene i EU-direktiver (f.eks. vandrammedirektivet) ved at beskrive de miljøforbedrende mål, der skal foretages. NEP er opbygget af et overvågningsprogram samt foranstaltninger til forbedring af vandkvalitet, vandressourcer og biodiversitet. NEP sørger også for, at der ikke indvindes for meget grundvand ved at sikre en balance mellem forbruget af grundvand fra virksomheder og behovet i miljøet. EA er hovedorganisationen for vandforvaltning og miljøregulering og sørger for at udarbejde og opdatere vandplaner (*River Basin Management Plans*) (Environment Agency, 2016).

Monitorering og analyse af tilstand

Ifølge risikovurderinger ville omkring 97% af alle vandforekomster (overfladevand, kystvand og grundvand) i England have god kemisk tilstand i 2015 baseret på EQS målt i vandsøjlen. I 2015 var 45% af grundvandsforekomster dog i dårlig kemisk tilstand, hvilket primært skyldes nitrat (81% af tilfældene). England havde ikke inkorporeret biota-EQS på daværende tidspunkt, og det kan derfor forventes, at færre vandforekomster opnår god kemisk tilstand, når denne parameter inddrages i fremtiden (Environment Agency, 2016).

EA udsendte i 2005 en videnskabelig rapport vedrørende interaktioner mellem grundvand og overfladevand i "kontaktzonen" (hyporheisk zone) for at imødekomme vandrammedirektivet mere effektivt (Smith, 2005). Rapporten har hovedsageligt fokus på interaktioner mellem grundvand og vandløb og kommer ikke nærmere ind på interaktioner, der kan forekomme mellem grundvand og søer. I England findes der dog iflg. rapporten fra EA heller ikke så mange grundvandsfødte søer.

Derudover er et partnerskab, UKTAG (*UK Technical Advisory Group*, sammensat af forskellige britiske organisationer, etableret for at give koordinerede råd til de videnskabelige og tekniske aspekter af vandrammedirektivet. UKTAG udvikler blandt andet vejledningsdokumenter til institutioner, som beskriver hvordan institutionerne forventes at fortolke vandrammedirektivet. Heri fremgår det også, hvordan institutioner i England bør udføre de forskellige test angivet i vandrammedirektivet i forbindelse med den kemiske klassificering (UKTAG, 2012a) og den kvantitative klassificering (UKTAG, 2012b) af grundvand. Foruden dette er der lavet en skematisk af, hvilken procedure der kan foretages i forbindelse med den kemiske påvirkning (figur 3.3). Der findes ikke et tilsvarende diagram for den kvantitative påvirkning.



Figur 3.3: Rutediagram over arbejdet med kemisk påvirkning fra grundvand til overfladevand i England. Oversat og simplificeret fra UKTAG, 2012a.

Denne fremgangsmåde forløber delvist som den svenske, hvor der først kigges på, om der er forbindelse mellem en sø og en grundvandsforekomst, hvor den tilknyttede sø er i risiko for ikke opnå god tilstand. Herefter observeres det, om der findes overskridelser af krav og grænseværdier til overfladevand igennem overvågningsdata for grundvandsforekomsten, og om disse eventuelle overskridelser kan skyldes naturlige forhold. Til sidst beregnes den forventede belastning fra grundvand til sø, og overskrider dette bidrag 50%, er grundvandsforekomsten i dårlig kemisk tilstand.

3.4 Situationen i Holland

Kilde til oplysninger

Information er søgt ved *Rijkswaterstaat* (www.helpdeskwater.nl) og EU. Skriftlige oplysninger er fremsendt på mail fra *Helpdesk Water* i Holland.

Overvågning og monitoring

Ministry of Infrastructure and Water Management er den ansvarlige autoritet for implementering af vandrammedirektivet i Holland med den nationale enhed "*Rijkswaterstaat*". 12 provinser (*Provinces*) er ansvarlige for vandforvaltning på regionalt niveau, 24 vandmyndigheder (*Waterboards*) er ansvarlige for deloplandene, og kommunerne har det lokale ansvar. Kun staten og vandmyndighederne har direkte vandforvaltningsautoriteter. Grundvandet administreres af de 12 provinser, og grundvandet er delt op i 23 grundvandsforekomster, hver bestående

af flere grundvandsmagasiner. Holland har fire vanddistrikter, hvor alle fire er internationalt delt med Belgien, Frankrig, Luxemburg og/eller Tyskland (Rijkswaterstaat, 2011).

Monitering og analyse af tilstand

Halvdelen af grundvandsforekomsterne er påvirket af signifikante kvælstof- og fosforbelastninger, hvor 55% af kvælstof og 65% af fosfor stammer fra landbruget. Overudnyttelse af grundvand anses ikke som værende et problem i Holland, da grundvandsindvinding foregår på et bæredygtigt niveau (European Commission, 2012a).

I Holland har de indtil nu benyttet sig af STONE-modellen til blandt andet at finde kemiske interaktioner mellem grundvand og overfladevand. STONE-modellen er en model, som danner basis for brug af data om næringsstoffer og tungmetaller fra databasen "*Landelijke Emissieregistratie*" (ERC). ERC danner herefter grundlag for udvaskningsdata i "*KRW-Verkenner*", som er en hollandsk database og et analyseredskab til vandrammedirektivet. Men ifølge udviklerne er brugbarheden af STONE-modellen på regionalt niveau ikke tilstrækkelig, og derfor skal modellen og databaserne bruges med omhu. Dette skyldes, at der ikke er tilstrækkelig tillid til kvaliteten af udvaskningsdata i databaserne (Verhagen med flere, 2008). Af samme grund er man i Holland i gang med at forbedre en model, som kan bruges til at beregne næringsstoffer til og fra overfladevand (både fra overfladenær og dybtliggende grundvand). Den forbedrede model skal være færdig i slutningen af 2018 og er en del af den nationale vandplan for 2016-2021 (Ministry of Infrastructure and the Environment & Ministry of Economic Affairs, 2015). STONE-modellen er en del af en national hydrologisk model (*Netherlands Hydrological modelling Instrument: NHI*), som kan beregne kvantitative interaktioner mellem grundvand og overfladevand. Men Holland har andre regionale modeller, som også kan modellere kvantitative interaktioner, og som ikke kommer til samme resultat som NHI. Derfor er der også her en del diskussioner omkring disse modeller.

3.5 Situationen i Estland

Kilde til oplysninger

Information er søgt ved EU i form af tilstandsrapporter på nettet og Miljøstyrelsen i Estland (*Keskkonnaagentuur*) (www.envir.ee). Skriftlige oplysninger er fremsendt på mail fra *Tallinn University Institute of Ecology*.

Overvågning og monitering

Miljøstyrelsen i Estland er den styrende myndighed i de tre vanddistrikter i Estland. De har etableret en vandforvaltningskommission, som arbejder med forberedelse og implementering af de estiske vandplaner. Regeringen sørger for, at der laves en plan for implementering af måleprogrammerne. To af vanddistrikterne deles med Rusland og Letland, men der findes ingen internationale planer for disse distrikter. Der findes 109 monitoringsstationer for søer og 353

grundvandsstationer i vandplanerne. De fleste stationer findes i kontrolovervågningen både for søer og grundvand. I monitoringen af grundvand overvåges 265 stationer i forhold til kvantitativ overvågning (European Commission, 2012b). I Estland dækker søer 5% af landet, hvilket betyder at der findes en sø for hver 40-50 km².

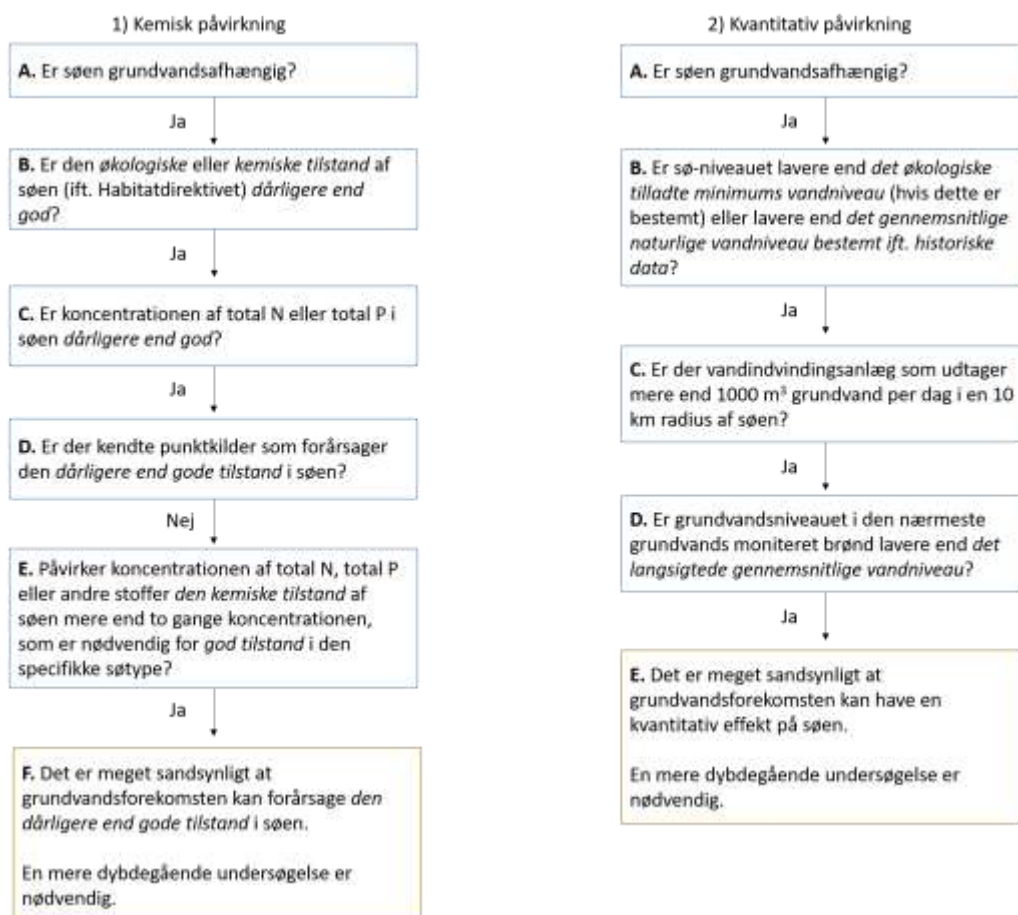
Totalt set er 25 forskellige grundvandsforekomster i Estland blevet lokaliseret, og tilstanden af hver enkelt bestemmes via forskellige kvalitetsparametre som sulfat, klorid, nitrat, fenoler, olieprodukter og jern (Estonian Environment Agency, 2014).

Den økologiske tilstand i estiske søer bestemmes på basis af biologiske og fysisk-kemiske kvalitetselementer. Den kemiske tilstand bestemmes ud fra tilstedeværelsen af 33 miljøfarlige forurenende stoffer listet i Bilag X i vandrammedirektivet (Estonian Environment Agency, 2014).

Monitoring og analyse af tilstand

I 2013 var 62% af de estiske overfladevandsforekomster i god eller høj tilstand. De resterende 38% har ikke opnået målopfyldelse, hvilket hovedsageligt skyldes fosfor og nitrogen fra spildevandsanlæg, skove og dyrkningsarealer. I Estland har 63% af søerne god økologisk tilstand, og generelt vurderes den kvalitative tilstand i grundvandet til at være god (Estonian Environment Agency, 2014).

Sammen med Miljøstyrelsen i Estland har *Tallinn University Institute of Ecology* i 2015 udført et studie med det formål at bestemme om overfladevand, som er tilknyttet grundvandsforekomster, er i dårlig tilstand eller er i risiko for at blive det på grund af grundvandsforekomsters påvirkning. Her blev der udarbejdet en konceptuel model og en metode til opsætning af et monitoringsnetværk. Arbejdet med dette projekt genoptages i år. *Tallinn University Institute of Ecology* har pr. mail oplyst om metoden udviklet i projektet i 2015, som også er inkluderet i de estiske vandplaner for 2015-2021. Metoden er beskrevet i figur 3.4 nedenfor.



Figur 3.4: Rutediagrammer over spørgsmål til bestemmelse af grundvandets 1) kemiske og 2) kvantitative påvirkning på en sø. Ophbygget ud fra mailkorrespondance med Tallinn University Institute of Ecology i Estland.

Metoden er baseret på en simpel metode (ja/nej spørgsmål), som er gjort af hensyn til forvaltningsmyndighederne for at mindske antallet af analyser og målinger. Dog var det i de fleste tilfælde ikke muligt at udføre de givne test til fulde, fordi der enten ikke eksisterede data på koncentrationen af total N eller total P i søen, eller - mere problematisk – fordi der ikke var målt koncentration af N eller P i grundvandet. Ved bestemmelse af den kvantitative effekt var der meget få data, da vandniveauet kun måles i tre søer. Metoden er derfor ikke gennemført i praksis endnu.

3.6 Opsummering

Der er taget kontakt til institutioner i fem forskellige lande (Tyskland, Sverige, England, Holland og Estland), for at undersøge hvordan de nationalt set håndterer en eventuel kontakt mellem grundvand og søer i forhold til vurdering af kemisk og kvantitativ tilstand af grundvandsforekomster. Af responsen fremgår det, at ikke alle lande er lige langt i metodeudviklingen, men at

Sverige, England og Estland har udviklet generelle metoder til tilstandsvurdering af grundvandsforekomster (kemisk og kvantitativ tilstand), når disse forventes at have en påvirkning på overfladevandsforekomster.

4. Nationale monitoringsprogrammer for søer og grundvand i Danmark

4.1 Historik

Den systematiske nationale overvågning af vandmiljøet i Danmark startede med den første Vandmiljøplan i 1987, og det efterfølgende overvågningsprogram med start i 1989. Den nuværende programbeskrivelse af Det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur (NOVANA) gælder for perioden 2017-2021 (Miljøstyrelsen med flere, 2017) og erstatter således NOVANA 2011-2015 (Naturstyrelsen, 2011) og NOVANA 2016 (Naturstyrelsen, 2016). Med en revision af NOVANA i 2010 blev overvågning af søer i henhold til habitatdirektivet flyttet fra delprogrammet for natur til delprogram for sø. Data i dette projekt er indsamlet i forbindelse med de nævnte programperioder i NOVANA.

Miljøfarlige forurenende stoffer (MFS), tidligere kaldet miljøfremmede stoffer, blev inddraget med overvågningen af overfladevand og spildevand i NOVA-2003 (Miljøstyrelsen, 2000), mens pesticider har været en del af overvågningen af grundvand fra programmets start. Listen over overvågede MFS i NOVA-2003 startede med ca. 180 stoffer, men er efterfølgende blevet revideret ad flere omgange, således at der nu er fokus på måling af stoffer, for hvilket der er forpligtelse fra direktiver til at overvåge eller andre forpligtelser for overvågning, såsom nationale behov. Matricerne, hvori stofferne måles (sediment, vand eller fisk), kan være forskellige i de overvågede systemer. Dette skyldes, at revisionen har målrettet analyser mod de matricer, hvori stofferne forventes at forekomme. Dette har dog den betydning for nærværende projekt, at sammenligneligheden mellem stoffer fundet i grundvand og søer kan være svær, da de ofte måles forskellige steder. Endvidere videreføres overvågning ikke, hvis tidligere resultater viser, at stoffet stort set ikke – eller slet ikke – påvises, har uændrede koncentrationsniveauer eller hvis tekniske analyser ikke kan foretages på et for lavt koncentrationsniveau (Miljøstyrelsen med flere, 2017).

4.2 Overvågningsprogrammer

I overvågningen af overfladevand skelnes der mellem kontrol- og operationel overvågning, som krav i vandrammedirektivet (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016). Ved kontrolovervågning beskrives den generelle tilstand og udvikling, hvorfor overvågningen udføres ved udvalgte stationer, som er repræsentative såvel geografisk som typemæssig. Operationel overvågning finder sted ved stationer, som er i risiko for ikke at opnå målopfyldelse, eller hvor der ikke er tilstrækkelig viden om overfladevandets tilstand. I den årlige rapport om søovervågning i NO-

VANA opdeles data i kontrol- og operationel overvågning, mens der for grundvand ikke foretages samme skelnen. Dette skyldes, at den eneste forskel på de to typer af overvågning i grundvand er prøvetagningsfrekvensen, som er hyppigere i den operationelle overvågning.

4.2.1 Søovervågning

De danske vandområdeplaner omfatter i alt 857 søer, hvoraf størstedelen overvåges i én eller anden grad med jævne mellemrum. Dertil kommer ca. 3.000 småsøer og vandhuller < 5 ha, som i løbet af den indeværende seksårige programperiode overvåges i henhold til habitatdirektivet². Flere af de søer, som overvåges i henhold til habitatdirektivet, overvåges også i henhold til vandrammedirektivet (Miljøstyrelsen med flere, 2017).

For søer, der overvåges i henhold til vandrammedirektivet, findes der kontrolovervågning og operationel overvågning i søer > 5 ha, mens der for småsøer i størrelsen 1-5 ha kun udføres operationel overvågning, og kun for de søer, som er med i vandområdeplanerne (VOP). Disse søer overvåges med henblik på at vurdere økologisk tilstand og indsatsbehov i forhold til vandrammedirektivet. Kontrolovervågningen af søer > 5 ha omfatter 198 søer, hvoraf 18 søer undersøges mere intensivt end de resterende 180. Der findes lange tidsserier for flere parametre i disse søer, da 15 ud af de 18 søer har været overvåget siden 1989. Disse 18 søer betegnes KU-søer (kontrolovervågning af udvikling). De resterende 180 søer betegnes KT-søer (kontrolovervågning af tilstand), og de fleste har været med i programmet siden 2004, nogle i længere tid. Den operationelle overvågning omfatter i 2016-2021 413 søer > 5 ha. Disse søer betegnes OP-søer > 5 ha. Den operationelle overvågning af småsøer 1-5 ha omfatter søer, som er med i vandområdeplanerne, og betegnes OP-søer 1-5 ha (Miljøstyrelsen med flere, 2017).

Habitatdirektivet omfatter søer > 5 ha, der indgår i kontrolovervågningen i henhold til vandrammedirektivet og som findes i Natura 2000 habitatområder. Søer > 5 ha, som ikke indgår i denne kontrolovervågning, men som findes i habitatområder indgår også i habitatdirektivets overvågning. For søer < 5 ha (småsøer 1-5 ha og vandhuller < 1 ha) findes der et særskilt undersøgelses- og tilstandsvurderingsprogram, som udføres med henblik på at vurdere naturtilstand i forhold til habitatdirektivet. Der overvåges i alt 192 småsøer og 228 vandhuller i kontrolovervågningen i den 6-årige programperiode, mens kortlægningen af naturtyper i søer omfatter ca. 200 småsøer og ca. 2.000 vandhuller.

Det skal gøres klart, at overvågningen i henhold til henholdsvis vandrammedirektivet og af småsøer og vandhuller < 5 ha, der er omfattet af habitatdirektivet, ikke foretages på samme måde i NOVANA, og ikke overvåges for samme stoffer og parametre. I de småsøer og vandhuller < 5 ha, der ikke er med i vandområdeplanerne og kun er omfattet af habitatdirektivet, overvåges der hverken metaller, pesticider eller andre MFS. I nærværende projekt vil der derfor i

² 1992/43/EØF

de fleste tilfælde kun være tilstrækkeligt datagrundlag til at kunne inddrage søer, der er omfattet af vandområdeplanerne (de fleste > 5 ha) i vurderingen om, hvorvidt en grundvandsforekomst kan påvirke tilstanden i en sø.

4.2.2 Grundvandsovervågning

I overvågningen af grundvand indgår ca. 1.060 indtag i kontrolovervågningen, hvoraf ca. 740 indtag indgår i den operationelle overvågning i programperioden 2017-2021. Der udføres kontrolovervågning én gang i løbet af programperioden, mens den operationelle overvågning finder sted de øvrige år.. Derudover udføres der jf. vandrammedirektivet også en kvantitativ overvågning af grundvand, som omfatter manuel pejling af grundvandsstanden på ca. 1.320 indtag samt automatisk pejling på 150 indtag. Dette gøres for at vurdere tilstand og udvikling i grundvandsstanden.

4.2.3 Datagrundlag

I dette projekt vil beskrivelsen af grundvandets kemiske og kvantitative påvirkning på søer primært være baseret på data fra overfladevandsovervågningen i NOVANA 2011-2015 og 2016. Grundvandsdata vil primært inddrages fra grundvandsovervågningen i perioden 2000-2013, for de parametre hvor der tidligere er lavet tilstandsvurderinger (Vandplan 2), og 2000-2016 for andre parametre. Ydermere kan der inddrages data om oppumpede vandmængder fra vandindvindere (almene vandværker, markvandere mm) ved dataudtræk fra den fællesoffentlige database, Jupiter . Jupiterindeholder blandt meget andet information om blandt andet vandstandspejlinger og analyser af grundvand og drikkevand, fra såvel NOVANA programmet som vandværker, jordforureningsundersøgelser mm. Ved arbejdet med de nye vandplaner (2019) inddrages data fra NOVANA 2017-21 suppleret med data fra NOVANA 2011-2015 og 2016.

Overvågning af stoffer i overfladevand sker i vandfasen, sedimentet og/eller i fisk i søer, mens det for grundvand kun sker i vandfasen. MFS og metaller måles i sedimentet i søer, hvorfor der ikke kan laves en direkte sammenligning mellem koncentrationerne i grundvand og påvirkningen i overfladevand. Her vil der alene kunne foretages en relativ vurdering i forhold til koncentrationsniveauer.

Jordforureningsdata kan være relevante at inddrage i forhold til grundvandets påvirkning på overfladevand, hvis overvågning viser, at der er en grundvandsforurening som følge af jordforurening. Overvågningen af grundvandsforureningen, målinger og data, varetages af regionerne, og er ikke alle tilgængelige i Jupiter databasen. Hvis en tilstandsvurdering af overfladevand viser, at der er en påvirkning fra grundvandet, som evt. kan skyldes jordforurening, kan yderlige data dog indhentes fra regionerne.

4.3 Delfprogrammer

Overvågningen af forskellige systemer opdeles i delfprogrammer i NOVANA, således at søer og grundvand udgør hver sit delfprogram, hvor en årlig rapportering om tilstanden udgives for hvert delfprogram. Derudover findes et delfprogram for stoftransport og landovervågning, hvor opgørelser af søers vand- og næringsstofbalancer, vandkemiske målinger og vandføring i til- og afløb fra nogle søer overvåges. Data fra disse programmer kan være relevante at inddrage i nærværende projekt.

De vandkemiske og kvantitative data i overvågningen af grundvand og søer kan opdeles i følgende overordnede grupper:

1. Næringsstoffer og andre vandkemiske og fysiske parametre
2. Metaller og andre uorganiske sporstoffer
3. Pesticider
4. Andre organiske miljøfarlige forurenende stoffer
5. Biologiske kvalitetselementer
6. Kvantitativ tilstandsparametre

Punkt 1-4 indgår i begge delfprogrammer, mens punkt 5 kun indgår i delfprogrammet for søer, og punkt 6 kun i delfprogrammet for grundvand.

Der skelnes i vandfasemålinger mellem det totale indhold og det opløste indhold af de enkelte stoffer. Det totale indhold bestemmes på ufiltrerede prøver, mens det opløste indhold bestemmes på filtrerede prøver. Næringsstoffer og uorganiske sporstoffer analyseres i grundvand som det opløste indhold (filtrerede prøver) (Thorling, 2012), hvor næringsstoffer i søer analyseres som det totale indhold (ufiltrerede prøver) eller opløst indhold afhængig af de enkelte stoffer (Johansson og Lauridsen, 2011). Metaller/sporstoffer i søer måles kun i sedimentet. Pesticider og andre MFS analyseres som det totale indhold i begge programmer, men måles udelukkende i vandfasen i grundvand og overvejende i sediment i søer (med undtagelse af pesticider) (Johansson, 2011; Thorling, 2012).

I bilag B gennemgås hvilke stoffer og måleparametre inden for de ovennævnte grupper, der indgår i de enkelte delfprogrammer. De stoffer, som er med i overvågningen i delfprogrammerne, er angivet med krav til detektionsgrænse ifølge Bekendtgørelse nr. 974 om kvalitetskrav til miljømålinger, 2018 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018) eller i enkelte tilfælde detektionsgrænser angivet i den årlige NOVANA rapport for søer (Johansson med flere, 2018). Væsentlige ændringer fra NOVANA 2011-2015 til NOVANA 2017-2021 er angivet i bilag B.

4.4 Opsummering

Gennemgangen af hvilke stoffer og parametre, som overvåges i NOVANA, viser, at der findes stoffer som overvåges på tværs af delfprogrammerne for grundvand og søer. Disse stoffer danner grundlag for nærværende projekt. Overvågningsprogrammerne er ikke indrettet til at danne parallel mellem de forskellige akvatiske systemer, men skabt for at imødekomme natio-

nale behov. Derfor er der ikke et gennemgående fælles datagrundlag at arbejde med. Derudover måles de fleste kemiske stoffer i søer i sedimentet, mens de i grundvandsovervågningen alle måles i vandfasen, hvilket besværliggør sammenligning af koncentrationsniveauer.

5. Relevante forurenende stoffer i søer og grundvand

I nærværende projekt udvælges stoffer, som er relevante i forhold til at registre en eventuel påvirkning fra grundvand til søer. Udvælgelsen af stoffer i projektet er baseret på følgende kriterier:

- Stofferne indgår i overvågning på tværs af delprogrammerne grundvand og søer
- Stofferne er hyppigt fundet i koncentrationer over kvalitetskrav eller alternativt påvist hyppigt
- Stofferne er på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer

5.1 Næringsstoffer

De relevante målinger af vandkemiske parametre for nærværende projekt deles op i kvælstofmålinger og fosformålinger (tabel 5.1 og tabel 5.2).

I søer beregnes både sommer- og (i de tilfælde, nedenstående kriterier kan opfyldes) årsgennemsnit af både kvælstof og fosfor. Årsgennemsnittet beregnes, når der findes minimum én måling fra de tre vinterperioder (oktober-november, december-februar, marts-april) samt minimum fire målinger i sommerperioden maj-september. Ved hjælp af disse målinger interpoleres data, så der fremkommer en værdi for alle dage på hele året, og på disse værdier foretages et vægtet gennemsnit for året. Sommergennemsnittet beregnes ved hjælp af minimum fire målinger i perioden maj-september, hvor der interpoleres til dagsværdier i denne periode, hvorefter et vægtet sommergennemsnit findes.

Nitratkoncentrationer udtrykkes i grundvand som hele stoffet (dvs. molekylet NO_3), mens det i søer måles som kvælstofandelen i nitrat (dvs. atomet N, kaldet nitrat-N). Derfor er koncentrationerne i tabel 5.1 omregnet fra nitrat til nitrat-N for grundvandsmålingerne for bedre sammenligning af koncentrationsniveauer i de to systemer. Dog er sammenligning af nitrat- eller kvælstofkoncentrationer mellem grundvand og søer vanskelig, da bidraget til søer fra grundvand afhænger af andelen af oxideret grundvand, som når frem til søen. Koncentrationen i nitratholdigt grundvand er typisk omkring 11 mg-N/l (50 mg nitrat/l). Da grundvandet, som si-ver ind i søen, udsættes for en høj fortyndingsfaktor på grund af et stort søvolumen, kan mængden af udvasket nitrat, som når frem til søen, måske være vigtigere end selve nitratkoncentrationen i grundvandet.

Der måles kun nitrat og ortho-fosfat i de 18 intensivt overvågede KU-søer (samt i udvalgte søer med "udvidet program"), og disse målinger er derfor ikke repræsentative for alle danske søer. Derimod måles sommerværdier af total kvælstof og fosfor ud over de 18 KU-søer også i 180 KT-søer, og dermed i en større andel af de danske søer. Total kvælstof overvåges dog ikke i grundvand, men da normalt kun en meget lille brøkdel (ca. 0,1%) af total kvælstof er organisk

kvælstof, antages det at nitratmålingerne i grundvand også kan repræsentere en total kvælstofværdi, da langt størstedelen af total kvælstof i grundvand findes som nitrat.

Tabel 5.1: Kvælstofmåleparametre overvåget i grundvand og søer. Grundvandsdata: Kun nitrat overvåges igennem grundvandsovervågningen. Data er fra 2016 fra 773 stationer, og er angivet som den procentvise andel af stationer, som har en koncentration inden for et givent koncentrationsinterval (Thorling med flere, 2018). Sø-data: Total kvælstof (N) (sommerværdier) måles både i KU-søer og KT-søer, mens total N (år) kun måles i KU-søer. Nitrat måles kun i KU-søer og OP-søer > 5 ha. På grund af fejlbehæftede laboratorieanalyser af total N i 2015-2016 er data fra 2014 medtaget i stedet. Data er fra 18 KU-søer på nær total N (sommer) som også indeholder koncentrationer fra 180 KT-søer (Johansson med flere, 2016 og 2018).

	Grundvand (GRUMO 2016) n = 773				Søer (2014-2016 – se tabeltekst) n = 18 (KU) eller 180 (KT) søer		
Kvælstof (mg-N/l)	<0,2 mg-N/l	0,2-5 mg-N/l	5-11 mg-N/l	>11 mg-N/l	Gns.	Median	Min-maks
Total N (år)	-	-	-	-	1,68	1,48	0,33-4,51
Total N (sommer)	-	-	-	-	KU = 1,27 KT = 1,22	KU = 0,99 KT = 1,06	KU = 0,30-3,69 KT = 0,28-6,85
Nitrat (NO ₃ -N) (år)	44,6%	20,7%	16,3%	18,4%	0,78	0,41	0,06-2,93
Nitrat (NO ₃ -N) (sommer)	-	-	-	-	0,30	0,11	0,02-1,34

Tabel 5.2: Fosformåleparametre. Grundvandsdata: Data er fra 2016 fra 1127 stationer, og er angivet som den procentvise andel af indtag, som har en koncentration inden for et givent koncentrationsinterval. I grundvand måles kun årlige gennemsnit af fosfor (P). Sø-data: Total P (sommerværdier) måles både i KU-søer og KT-søer, mens total P (år) kun måles i KU-søer. Ortho-fosfat-P (opløst fosfor) måles kun i KU-søer og OP-søer > 5 ha. På grund af fejlbehæftede laboratorieanalyser af total P i 2015-2016 er data fra 2014 medtaget i stedet. Data er fra 18 KU-søer på nær total P (sommer), som også indeholder koncentrationer fra 180 KT-søer (Johansson med flere, 2016 og 2018).

	Grundvand (GRUMO 2016) n = 1127 stationer				Søer (2014-2016 – se tabeltekst) n = 18 (KU) eller 180 (KT) søer		
Fosfor (mg-P/l)	<0,01 mg-P/l	0,01-0,1 mg-P/l	0,1-1 mg-P/l	1-10 mg-P/l	Gns.	Median	Min-maks
Total P (år)	~15%	~65%	~20%	~1%	0,093	0,057	0,017-0,466
Total P (sommer)	-	-	-	-	KU = 0,087 KT = 0,152	KU = 0,053 KT = 0,075	KU = 0,014-0,272 KT = 0,006-3,555
Ortho-fosfat-P (år)	~35%	~55%	~10%	~1%	0,017	0,009	0,002-0,067
Ortho-fosfat-P (sommer)	-	-	-	-	0,013	0,005	0,001-0,075

I tabel 5.1 og 5.2 angives de generelle nitrat- og fosforkoncentrationer i grundvand som fundprocenter i koncentrationsintervaller. Dette skyldes, at der ikke beregnes gennemsnit i grundvandsovervågningen, da der er stor spredning på koncentrationerne fundet i grundvandsindtag og data ikke er normalfordelte på tværs af indtagene, hvorfor en angivelse af en gennemsnitsværdi vil ikke være retvisende for koncentrationsforholdene i grundvand. Generelt kan det siges, at gennemsnitsværdierne for total P og ortho-fosfat i søer ligger inden for det koncentrationsinterval, som hyppigst er fundet i grundvandsovervågninger, mens gennemsnitsværdien af nitrat i søer ligger i samme interval som ca. 20% af grundvandsindtagene.

Da kvælstof og fosfor er to stoffer, som har stor indvirkning på søers tilstand, anbefales det kraftigt, at disse stoffer indgår som måleparametre i projektet.

5.2 Metaller og andre uorganiske sporstoffer

Nedenfor vises de metaller, som overvåges i både grundvand og søer (tabel 5.3).

Indholdet af metaller i grundvand skyldes primært de geologiske forhold omkring et grundvandsmagasin, og er i lavere grad fremkommet ved antropogen aktivitet. Derfor vil der generelt være høje baggrundsværdier, som der skal tages højde for.

Tabel 5.3: metaller og sporstoffer. Andel af indtag med fund og mediankoncentrationer i grundvandsovervågningen (80 indtag) og søsediment (97-101 søer) i kontrolovervågningen (Thorling med flere, 2016; Johansson med flere, 2018). Kravværdien er kvalitetskravværdien for drikkevand 'ved indgang til ejendom' (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016). MKK = miljøkvalitetskrav, TS = tørstof.

Metaller/sporstoffer	Grundvand (2015)			Søer (2011-2016)	
	n = 80 indtag			n = 97-101 søer	
	Antal indtag med konc. > kravværdi/antal indtag	Hyppighed af indtag med konc. > kravværdi	Median konc. (µg/L)	Hyppighed af fund > MKK	Median konc. (mg/kg TS)
Aluminium (Al)	24/79	30%	8,60	-	6.900
Arsen (As)	5/80	6%	0,43	-	6,2
Bly (Pb)	6/80	8%	0,22	5%	29
Cadmium (Cd)	3/80	4%	0,08	7%	0,74
Kobber (Cu)	3/80	4%	1,65	-	18
Nikkel (Ni)	28/134*	21%*	1,50*	-	14
Zink (Zn)	11/80	14 %	1,65	-	100

* data fra 2013 (Thorling med flere, 2015b)

Alle metaller i søsediment er fundet i koncentrationer, som ligger over detektionsgrænserne (Johansson med flere, 2018). Detektionsgrænserne er i dette tilfælde fra NOVANA rapporten om søer, og ikke de generelle detektionsgrænser, som står angivet i bekendtgørelsen (Miljø- og fødevarerministeriet, 2017b).

Bly og cadmium er de eneste stoffer blandt de målte metaller, hvor der er fastsat miljøkvalitetskrav i sedimentet. Det er derfor alene baseret på disse to metaller, at en tilstandsvurdering kan finde sted i relation til kemisk tilstand for søer. Bly og cadmium overskrider miljøkvalitetskravene i henholdsvis 5 og 7 % af de undersøgte søer. De to stoffer er dog blandt de stoffer med de laveste fundhyppigheder med koncentrationer højere end kravværdi og miljøkvalitetskrav i både grundvand og søer. Dette kan skyldes, at bly og cadmium i vandmiljøer primært stammer fra atmosfærisk deposition (Boutrup med flere, 2015).

De hyppigste overskridelser af kvalitetskravværdien for drikkevand i grundvand findes for aluminium (30%), nikkel (21%) og zink (14%). Disse tre er blandt de stoffer med højeste median koncentration i søer, hvoraf den højeste koncentration findes for aluminium (6900 mg/kg tørstof (TS)), herefter zink (100 mg/kg TS) og nikkel (14 mg/kg TS). Nikkel findes derudover på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer. I tabel 5.3 er nikkelværdier fra 2013 indtaget i stedet for de nyeste data, da data fra 2015 ikke var repræsentative grundet en stor andel af målingerne var fra surt vand, hvilket øger nikkelkoncentrationen.

Arsen er på forhånd udvalgt som et af de stoffer, som skal indgå i nærværende projekt (vurderet af Miljøstyrelsen). Selvom arsenindholdet i grundvand primært stammer fra naturlige processer kan indholdet påvirkes af oppumpning af grundvand og sænkning af grundvandsspejlet, da dette kan føre til iltning af pyrit og derved frigivelse af arsen. Derfor er stoffet medtaget i dette projekt.

Kobber er fundet i få indtag med koncentrationer over kravværdien for drikkevand (Bekendtgørelse, 2017). Sammenlignet med de andre stoffer er mediankoncentrationen i søer dog relativ høj. Dette kan skyldes, at udvaskning af gylle fra landbrugsjord samt anvendelsen af kobber i dambrug er potentielle kilder til kobber (og zink) i overfladevand (Bak med flere, 2015).

Kviksølv er på listen over prioriterede stoffer på vandrammedirektivets liste, og blev i overvågningsperioden 2011-2015 målt i søsediment og i fisk i kontrolovervågningen, og måles i den kommende programperiode 2017-2021 i fisk både i kontrol og operationel overvågning. Kviksølv i fisk har værdier over miljøkvalitetskrav i flere søer (Johansson *med flere*, 2018), og er derfor en af grundene til, at nogle søer ikke opnår målopfyldelse. Kviksølv måles ikke længere i grundvand, og derfor er det nødvendigt at anvende ældre data til vurdering af, om der kan være en sammenhæng mellem kviksølv i grundvand og kviksølv i søer.

Det anbefales at alle ovenstående metaller/sporstoffer indgår som relevante stoffer i nærværende projekt. Dette skyldes, at grundvandet, på grund af naturligt høje baggrundsværdier fra geologiske forhold, kan være en eventuel kilde til metaller i søer.

5.3 Pesticider

Der overvåges langt flere pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvand end i søer. I kontrolovervågningen i søer blev kun fire pesticider overvåget i programperioden 2011-2015, hvoraf kun isoproturon indgik i overvågningen af både grundvand og søer. De andre pesticider, som overvåges i begge programmer, overvåges kun i den operationelle overvågning af søer og kun i fire søer.

Pesticider er kun registreret i meget få søer (0-4%) (Johansson *med flere*, 2018), og det vurderes derfor, at pesticider ikke bidrager væsentligt til forureningen af søer.

5.4 Andre organiske miljøfarlige forurenende stoffer

Aromatiske kulbrinter:

Der er ingen aromatiske kulbrinter, som overvåges på tværs af delprogrammerne Grundvand og Sø, hvorfor der ikke er grundlag for at inddrage stofgruppen i nærværende projekt.

Blødgørere:

DEHP og DNP er de to blødgørere, som overvåges på tværs af delprogrammerne, og hvor der foreligger data fra programperioden 2011-2015. Fundhyppigheden i grundvandsovervågningen

er mindre end 5% i perioden 2011-2014 for de to stoffer, mens fundhyppigheden er markant højere for DEHP og DNP i sediment i søovervågningen i perioden 2011-2015 (tabel 5.4).

Tabel 5.4: Blødgørere. Andel af indtag med fund i grundvand (814 indtag) og kontrolovervågning i søer (78-82 søer) i NOVANA (Thorling med flere, 2015a, Johansson med flere, 2016). DG = detektionsgrænse, DVK = drikkevandskrav.

Blødgørere	Grundvand (2011-2014) n = 814 indtag		Søer (2011-2015) n = 78-82 søer
	Vand		Sediment
	Andel indtag med fund > DG (%)	Andel indtag med fund > DVK (%)	% fund > DG
Di (2-ethylhexyl)-phthalate (DEHP)	3,9	0,1	63
Diisonylphthalat (DNP)	2,5	-	47

Den lave fundhyppighed i grundvand indikerer imidlertid ikke stor relevans for påvirkning af disse stoffer fra grundvand til sø. Dibuthylphthalat (DBP) overvåges i grundvand og bliver i programperioden 2017-2021 også overvåget i søer. Fundhyppigheden i grundvand (0,1% af antal indtag > DG) indikerer dog heller ikke stor relevans for dette stof i nærværende projekt.

Phenoler:

Af de otte phenoler, som overvåges i grundvand og søer, er det kun tre, der overvåges på tværs af delprogrammerne. Det er summen af nonylphenoler, NP1EO og NP2EO.

Det er kun summen af nonylphenoler som er fundet i indtag over detektionsgrænsen i grundvandsovervågningen (tabel 5.5). Det er derfor ikke relevant at inddrage NP1EO og NP2EO, da disse phenoler ikke er fundet i grundvand over detektionsgrænsen. Der er ikke fundet koncentrationer over miljøkvalitetskravet i nogle af søerne i perioden 2011-2015 (Johansson med flere, 2018). Summen af nonylphenoler kan medtages i nærværende projekt, men da MKK ikke er overskredet i søer, og da nonylphenoler i grundvand ikke kan fraskrives at stamme fra naturlig herkomst, antages det dog ikke at være af særlig høj relevans.

Tabel 5.5: Phenoler. Andel af indtag med fund i NOVANA i grundvand (814 indtag) og i kontrol-
 overvågning i søer (75-82 søer) (Thorling med flere, 2015a, Johansson med flere, 2018). DG =
 detektionsgrænse, DVK = drikkevandskrav, MKK = miljøkvalitetskrav

Phenoler	Grundvand (2011-2014)		Søer (2011-2015)	
	n = 814 indtag		n = 75-82 søer	
	Vand		Sediment	
	Andel indtag med fund > DG (%)	Andel indtag med fund > DVK (%)	% fund > DG	% fund > MKK
Nonylphenoler, sum	8,7	1,1	12	0
Nonylphenol- monoethoxyla- ter (NP1EO)	0,0	-	17	-
Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)	0,0	-	19	-

5.5 Bruttostofliste

Baseret på den indsamlede viden omkring stoffer og stofgrupperes forekomst i grundvand og søer, er der udarbejdet en bruttostofliste over de stoffer og stofgrupper, som kan medtages i nærværende projekt (tabel 5.6).

Tabel 5.6: Bruttoliste over stoffer, som overvåges på tværs af overvågningsprogrammerne for grundvand og søer, og som kan indgå i nærværende projekt.

Stofgruppe	Stoffer	Måling i søer	Bemærkninger for søer	Bemærkninger for grundvand
Næringsstoffer	Nitrat (-N)	Vand	NO ₃ -N	NO ₃
	Total N		Ufiltreret og filtreret	Kun filtreret
	Total P			
	Ortho-fosfat-P			
Metaller/sporstoffer	Arsen (As)	Sediment		Især naturlig baggrund
	Bly (Pb)*			
	Cadmium (Cd)*			
	Kobber (Cu)			
	Nikkel (Ni)			
	Zink (Zn)			
	Kviksølv (Hg)*	Biota		
Pesticider	Ingen relevante		Pesticider fundet i få søer (0-4% i 2011-2015)	
Blødgørere	Di(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	Sediment		Få fund i stofgruppe
	Diisonylphthalat (DNP)			
	Dibutylphthalat (DBP)			
Phenoler	Nonylphenoler, sum*	Sediment		Få fund i stofgruppe
	Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)			
	Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)			

**Der er fastsat Miljøkvalitetskrav (MKK) for stoffet i sediment eller biota (kviksølv) (Miljø- og fødevareministeriet, 2017b).*

Baseret på ovenstående tabel anbefales det, at næringsstoffer og metaller indgår i analysen af, hvorvidt grundvand kan have en effekt på søers tilstand. Stofgrupperne pesticider, blødgørere og phenoler har mindre relevans, da pesticider sjældent findes i søer, mens de listede blødgørere og phenoler sjældent findes i grundvand.

5.6 Opsummering

Flere stoffer og stofgrupper måles i begge delprogrammer for grundvand og søer. Næringsstoffer (kvælstof og fosfor) og metaller har størst relevans for nærværende projekt, hvor stofgrupperne blødgørere og phenoler kan inddrages, hvis der opstår behov for dette. Pesticider vil ikke indgå som parameter i nærværende projekt, da der er fundet få forekomster i de få søer, hvori pesticider overvåges.

6. Trinvis metode til vurdering af kvantitativ og kemisk påvirkning fra grundvandsforekomsterne på målsatte søer

I dette kapitel beskrives fremgangsmåderne (metoderne) til vurdering af, om en given målsat sø ikke opnår målopfyldelse som følge af kvantitative eller kemiske påvirkninger fra en underliggende grundvandsforekomst (Figur 6.1 og 6.2). De foreslåede metoder er inspireret af den svenske tilgang om kemisk og kvantitativ påvirkning (SGU, 2018). Metoden til vurdering af kvantitativ påvirkning er i nærværende arbejde udbygget med nationale karakteriseringer af kontakten mellem grundvandsforekomsten (GVF) og de målsatte søer ud fra dels beregningsresultater fra DK-modellen (Højbjerg med flere, 2015) samt nationale geologiske, hydrologiske og klimatiske data (se også afsnit 7).

6.1 Kvantitativ tilstandsvurdering

Trin 1

Der tages stilling til om søens målsætning er opfyldt. Såfremt der er målopfyldelse vurderes det, at testen ikke er relevant for det pågældende vandområde. Hvis søen ikke har målopfyldelse fortsættes til trin 2.

Trin 2

Det vurderes om den manglende målopfyldelse med stor sandsynlighed skyldes andre kendte påvirkninger end grundvandet. Såfremt dette er tilfældet vurderes det, at testen ikke er relevant for det pågældende vandområde. Hvis den manglende målopfyldelse ikke lader sig forklare med andre kendte påvirkninger fortsættes til trin 3.

Trin 3

Gennemførsel af trin 3 forudsætter, at den relevante sø med stor sandsynlighed er knyttet til grundvandsforekomster. Koblingen af en eller flere grundvandsforekomster til konkrete overfladevandsområder sker i trin 3.

Grundvandets mulige påvirkning af søen vurderes. Først tages der stilling til, om grundvandsforekomsten har potentiel hydraulisk kontakt (PK) til søen. Uanset søernes størrelse kan der udføres en analyse af kontakten mellem grundvand og sø ved at anvende et afstandskrav på mindre end 3 meter mellem toppen af grundvandsforekomsten og søbunden omtalt i afsnit 7.1 (figur 7.1). Metoden er nærmere beskrevet i Nilsson med flere (2019). For søer større end 100 ha kan kontakten for målsatte søer yderligere vurderes med DK-modellen og den digitale højdemodel, som beskrevet i afsnit 7.2 Alternativt kan vandbalance metoden anvendes hvis data er tilgængelige (afsnit 7.4). For målsatte søer < 100 ha benyttes i stedet de fire supplerende metoder beskrevet i kapitel 7. Hvis analysen resulterer i, at der ikke findes nogen potentiel

kontakt, vurderes det usandsynligt, at vand fra grundvandsforekomsten bidrager til en kvantitativ påvirkning af søen. Derfor vurderes det, at testen ikke er relevant for det pågældende vandområde. Såfremt analysen indikerer potentiel kontakt mellem søen og de tilknyttede grundvandsforekomster går vurderingen videre til trin 4.

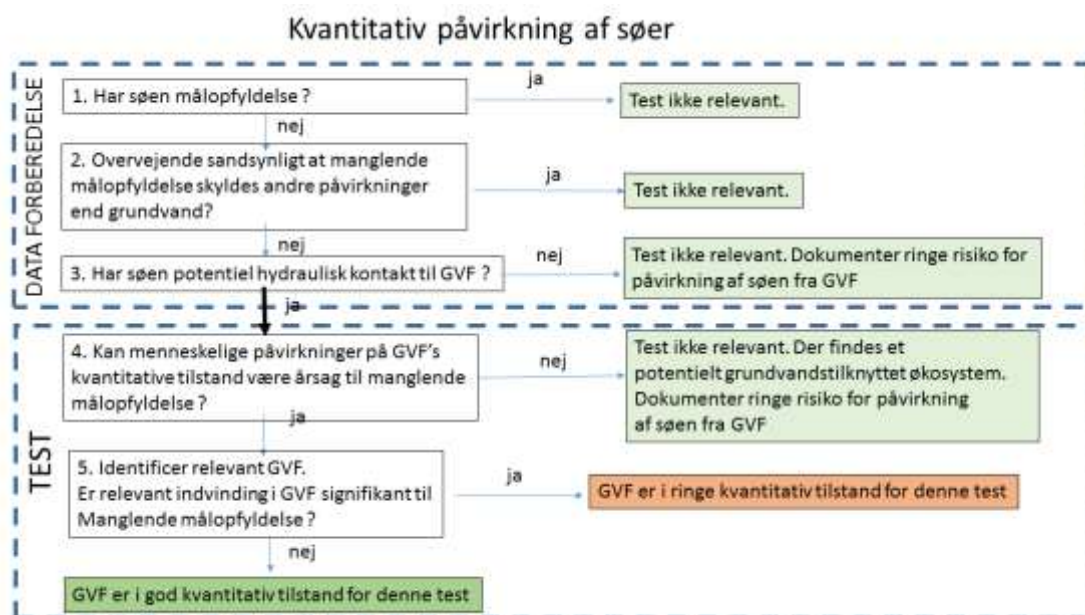
Trin 4

Der udføres en analyse af, om antropogene påvirkninger af grundvandsstanden (grundvandsindvinding) i den eller de tilknyttede grundvandsforekomster, kan være årsag til, at søen ikke har målopfyldelse. Dette vurderes ved at lave en GIS-analyse af, om der sker grundvandsindvinding i en 2 km buffer zone omkring søen. Er dette ikke tilfældet, er testen ikke relevant for det pågældende vandområde. Konstateres der derimod indvinding går vurderingen videre til trin 5.

Trin 5

I dette trin tages der udgangspunkt i DK-modellens beregninger af grundvandsressourcens udnyttelsesgrad i grundvandsforekomsten med potentiel hydraulisk kontakt til en målsat sø / et målsat vandhul. Hvis udnyttelsesgraden er større end 30 % af den naturlige grundvandsdannelse, er der risiko for at flowet af grundvand fra GVF til den målsatte sø er mindsket (Henriksen og Sonnenborg, 2003). Herefter foretages en ekspertvurdering af om søens manglende målopfyldelse helt eller delvist kan tilskrives denne reduktion i grundvandsstanden.

Såfremt ekspertvurderingen tilskriver grundvandsindvinding som en signifikant årsag til manglende målopfyldelse i søen/vandhullet, vurderes grundvandsforekomsten at være i ringe kvantitativ tilstand for så vidt angår det tilknyttede akvatiske økosystem. Hvis grundvandsindvinding ikke vurderes at være signifikant medvirkende til manglende målopfyldelse i søen, vurderes grundvandsforekomsten at være i god kvantitativ tilstand for så vidt angår det tilknyttede akvatiske økosystem.



Figur 6.1: Metode til vurdering af kvantitativ kontakt mellem målsatte søer og grundvandsforekomsterne (GVF).

6.2 Kemisk tilstandsvurdering

Trin 1

Der tages stilling til om søens målsætning er opfyldt. Såfremt der er målopfyldelse vurderes det, at testen ikke er relevant for det pågældende vandområde. Hvis søen ikke har målopfyldelse fortsættes til trin 2.

Trin 2

Det vurderes om den manglende målopfyldelse med stor sandsynlighed skyldes andre kendte påvirkninger end grundvandet (for eksempel for høj næringsstofindhold i det overfladevand, som strømmer til søen). Såfremt dette er tilfældet vurderes det, at testen ikke er relevant for det pågældende vandområde. Hvis den manglende målopfyldelse ikke lader sig forklare med andre kendte påvirkninger fortsættes til trin 3.

Trin 3

Gennemførelse af trin 3 forudsætter, at den relevante sø/vandhul med stor sandsynlighed er knyttet til grundvandsforekomster. Koblingen af en eller flere grundvandsforekomster til konkrete overfladevandsområder sker i trin 3.

Grundvandets mulige påvirkning af sø vurderes. Proceduren er nærmere beskrevet i trin 3, afsnit 6.1.

Trin 4

Der udføres en analyse af om antropogene påvirkninger af grundvandets kemiske sammensætning i den eller de tilknyttede grundvandsforekomster kan være årsag til manglende målopfyldelse. Til dette formål udarbejdes en liste over de relevante næringsstoffer og miljøfarlige forurenende stoffer for en given målsat sø. Herefter vurderes, om hver enkelt stof kan stamme fra antropogen påvirkning. Såfremt der ikke identificeres nogle problematiske stoffer, hvis op-rindelse skyldes antropogen påvirkning, vurderes det, at testen ikke er relevant for det pågældende vandområde.

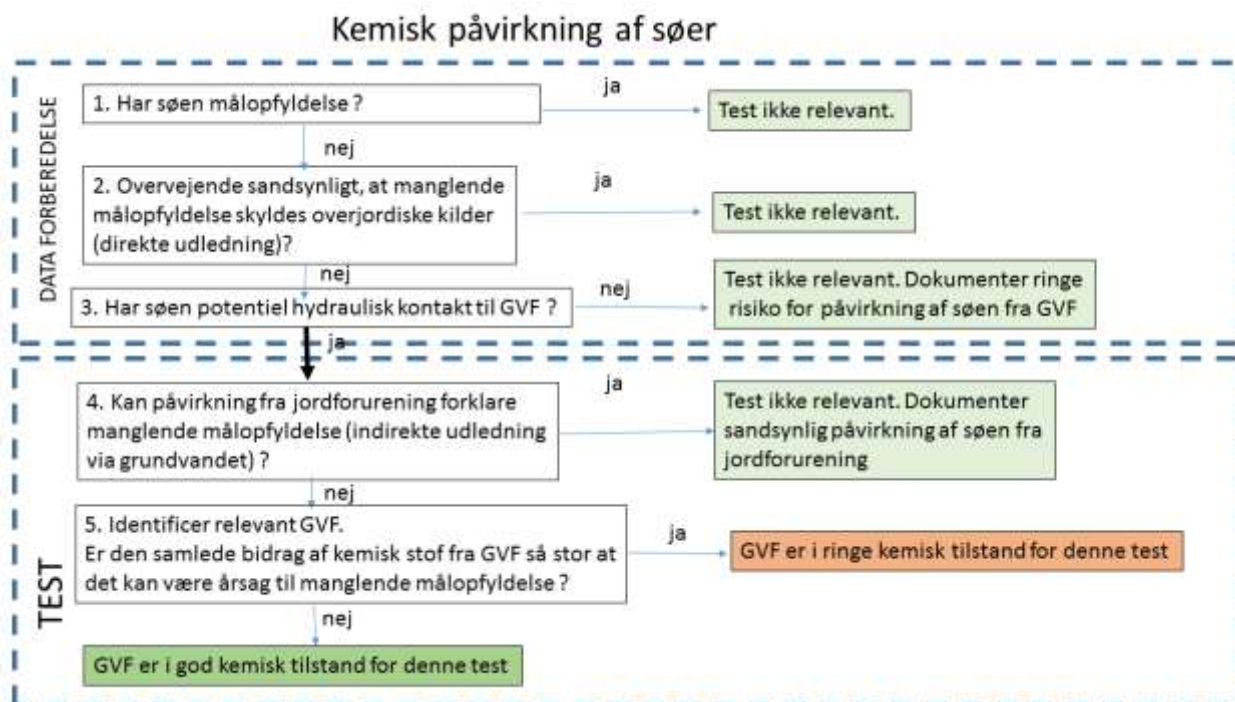
Trin 5.

Der udføres en ekspertvurdering af, om den samlede tilførsel (flow og koncentrationer) af et forurenende stof forårsaget af antropogen aktivitet kan være årsag til manglende målopfyldelse. Hvis dette er tilfældet, vurderes kilder og årsager, og der påbegyndes eventuelt en operativ overvågning af den målsatte sø og af tilstrømmende grundvand. Til vurderingen kan anvendes alle tilgængelige grundvandsdata (herunder fra grundvandsovervågningen) for en 10-12 års periode i en bufferzone på op til 500m fra søbredden, som sammenholdes med analyser af de enkelte stoffer for søer.

I trin 5 inddrages underjordiske punktkilder. Ved Regionernes seneste bearbejdede screening af risiko i en op til 250m bufferzone omkring overfladevande (vandløb, søer og kystvande), blev der udpeget ca. 1.200 lokaliteter på landsplan. I forbindelse med Vandplan 3-arbejdet vil det være muligt at vurdere den potentielle stofbelastningen fra hver enkelt af de 1.200 underjordiske punktkildebelastning på de målsat søer med Miljøstyrelsens screeningværktøj (https://mst.dk/media/mst/9489368/vejledning_til_screening.pdf).

Baseret på en ekspertvurdering, afgøres om minimum 50 % af fluxen af problemstofferne kommer fra et eller flere af de tilknyttede grundvandsforekomster.

Såfremt ekspertvurderingen anslår, at mindst 50 % af den forurenende stoftransport stammer fra grundvandsforekomsten, vurderes grundvandsforekomsten at være i ringe kemisk tilstand for så vidt angår påvirkningen af det tilknyttede akvatiske økosystem. Hvis mindre end 50 % af den forurenende stoftransport stammer fra grundvandsforekomsten, vurderes grundvandsforekomsten at være i god kemisk tilstand for så vidt angår påvirkningen af det tilknyttede akvatiske økosystem



Figur 6.2: Metode til vurdering af kemisk påvirkning mellem målsatte søer og grundvandsforekomsterne (GVF).

6.3 Opsummering

Der er anvist en trinvis metode til vurdering af henholdsvis kvantitativ påvirkning og kemisk påvirkning af målsatte søer fra grundvandsforekomster.

7. Analyse af grundvandets kvantitative påvirkning af målsatte søer med DK-modellen og supplerende metoder

Til analyse af kontakten mellem grundvand og søer i trin 3 på figur 6.1 og 6.2 (test af GVF kvantitative/kemiske tilstand) er der udført forskellige metodiske analyser med DK-modellen for alle målsatte søer uanset størrelse (Figur 7.1), for målsatte søer over 100 ha, samt supplerende metoder for søer under 100 ha (Tabel 7.1). De supplerende metoder er nærmere beskrevet i afsnit 7.2-7.6. Resultaterne fra de udviklede metoder er valideret op mod kendte vandbalancer bestemt for 12 CLEAR søer og efterfølgende testet på 18 intensivt monitorerede målsatte søer fra det nationale overvågningsprogram (NOVANA søer). En sammenlignende analyse af kontakten mellem grundvand og søer er vurderet med DK-modellen og de supplerende metoder er vist i Bilag C (CLEAR søer) og i Bilag D (NOVANA søer). Placeringen af CLEAR søerne, NOVANA søerne samt alle målsatte søer er vist på Figur 7.2.

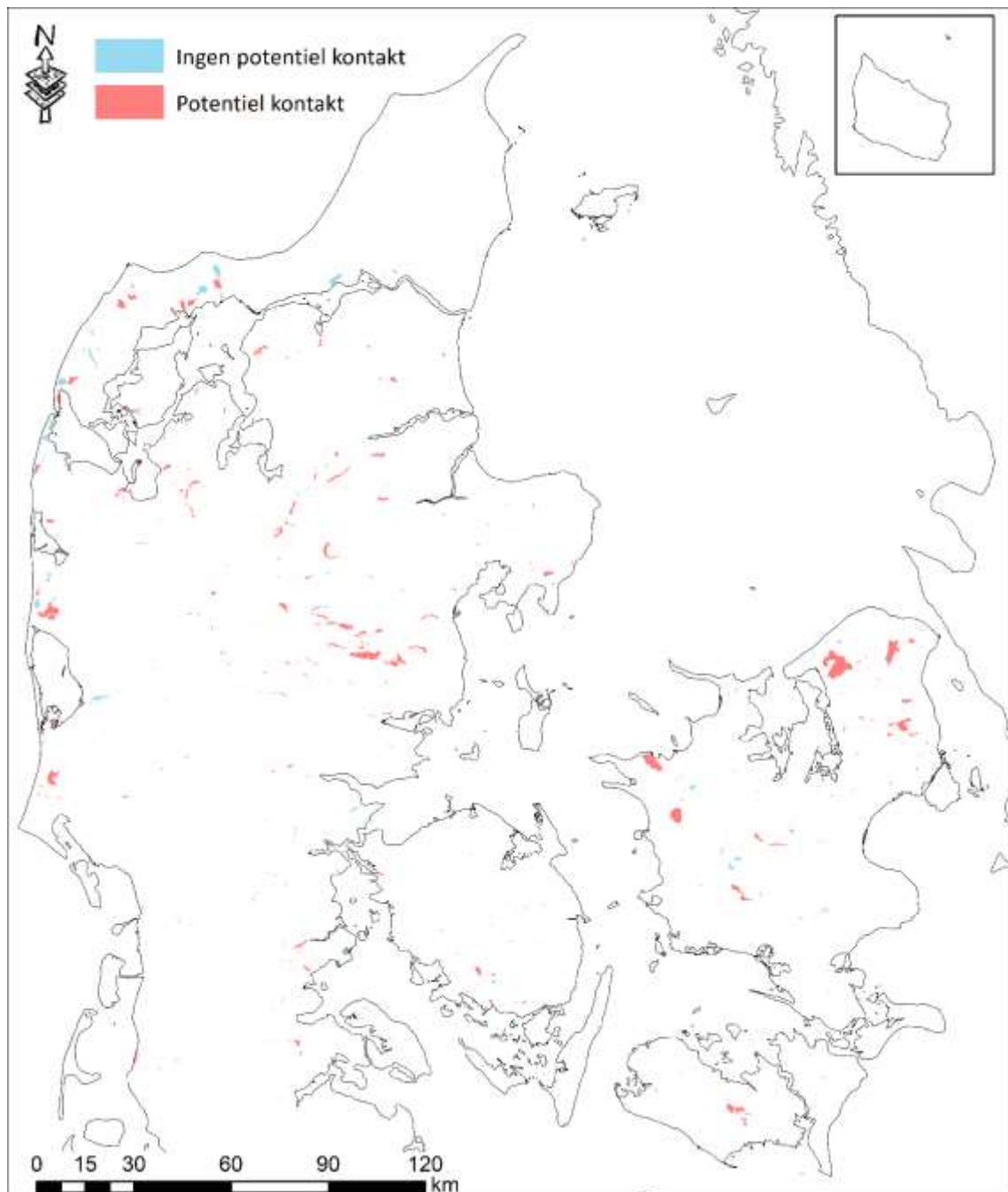
Tabel 7.1 Metoder til bestemmelse af kontakt mellem grundvandsforekomst (GVF) og målsatte søer

Søareal	Metode til bestemmelse af GVF-sø kontakt	Datakilder
>100 ha	- DK-model - vandbalance	DK-model, DEM DMI, HYMER, VandWeb, DK-model
<100 ha	- <i>Segment approach</i> - EC i søvand og EC faktor - Vandbalance - søvandstand	Jupiter, DK-model, DEM NOVANA, Jupiter DMI, HYMER, VandWeb, DK-model NOVANA, DEM

7.1 Metode til beregning af kontakten mellem grundvandsforekomst og målsatte søer med DK modellen

Med DK-modellen er beregnet et landsdækkende kort for den potentielle kontakt mellem grundvandsforekomsterne og målsatte vandplan 2 søer. Karakteriseringen af kontakten er baseret på en analyse, hvor afstanden mellem toppen af grundvandsforekomsten og søbunden er ≤ 3 meter (potentiel kontakt) eller mere end 3 meter (ingen potentiel kontakt). Figur 7.1 viser det landsdækkende kort hvor de målsatte søer er inddelt i "ingen potentiel kontakt" og "potentiel kontakt" mellem grundvandsforekomst og sø baseret på dette 3 meter afstandskriterium. Det er muligt at underinddele i flere afstandskategorier end potentiel/ingen potentiel kontakt ved 3 meter afskæringskravet, men det vurderes at der er for stor usikkerhed forbun-

det med at underinddele i fx god, mindre god og ingen kontakt, på grund af rumlige skalaudfordringer med geologien i DK-modellen på mindre end 500m skala. Procedure for beskrivelsen af grundvandsforekomsternes kontakt til overfladevands elementerne er nærmere beskrevet i Troldborg med flere (2014) og Nilsson med flere (2019).



Figur 7.1: Potentiel kontakt mellem grundvandsforekomster og målsatte vandplan 2 søer. Potentiel kontakt er vist med rød farve og ingen kontakt med blå farve, baseret på et afstands-krav på ≤ 3 meter (potentiel kontakt) og over 3 meter (ingen potentiel kontakt).

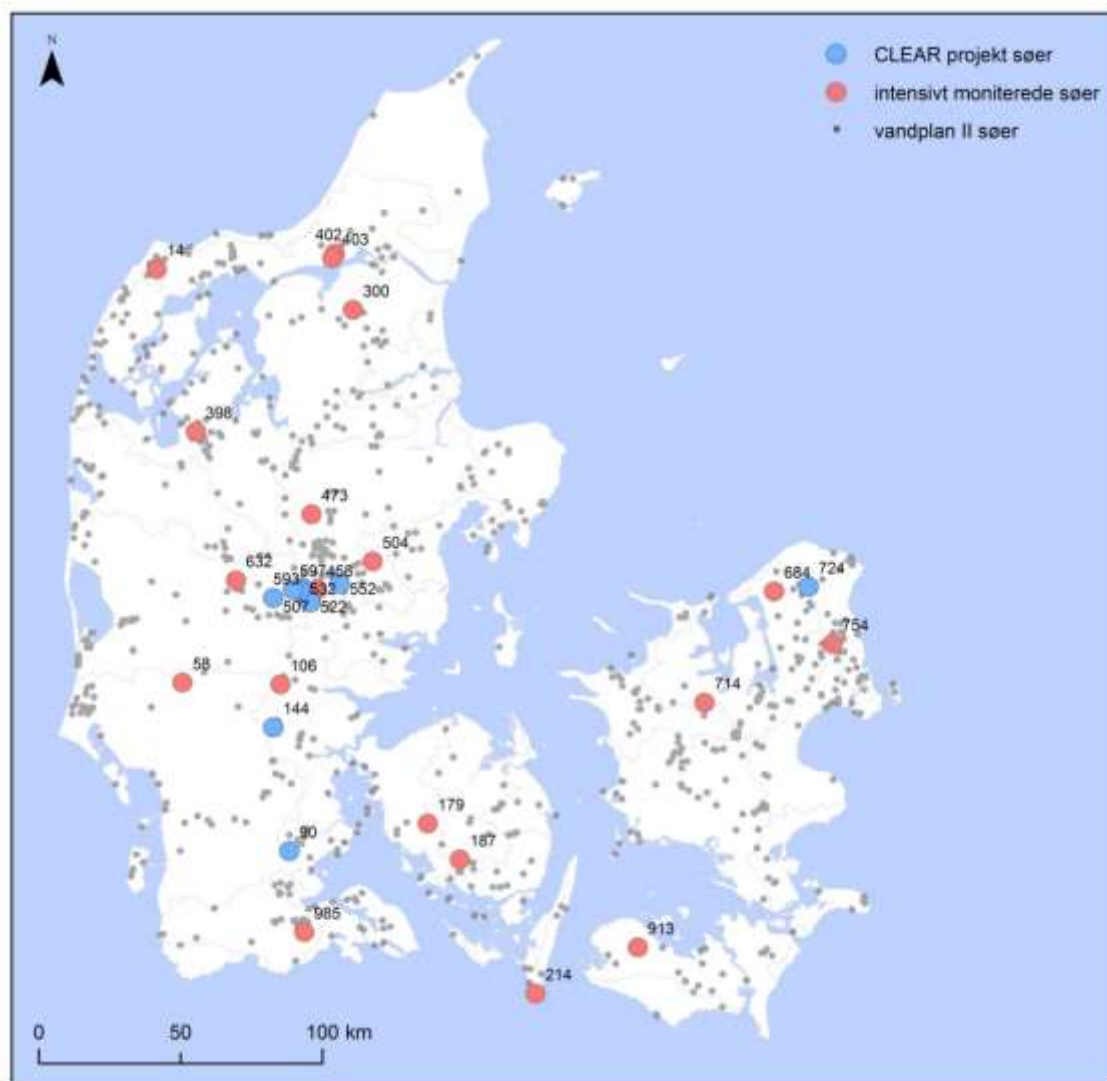
7.2 Tilstrømningsforhold for målsatte søer (> 100 ha) vurderet med DK-modellen og den digitale højdemodel

DK-modellen er anvendt til at vurdere grundvand-sø kontakten for målsatte søer større end 100 ha på landsplan. 89 målsatte søer af de 857 søer har et søareal på > 100 ha (Figur 7.3).

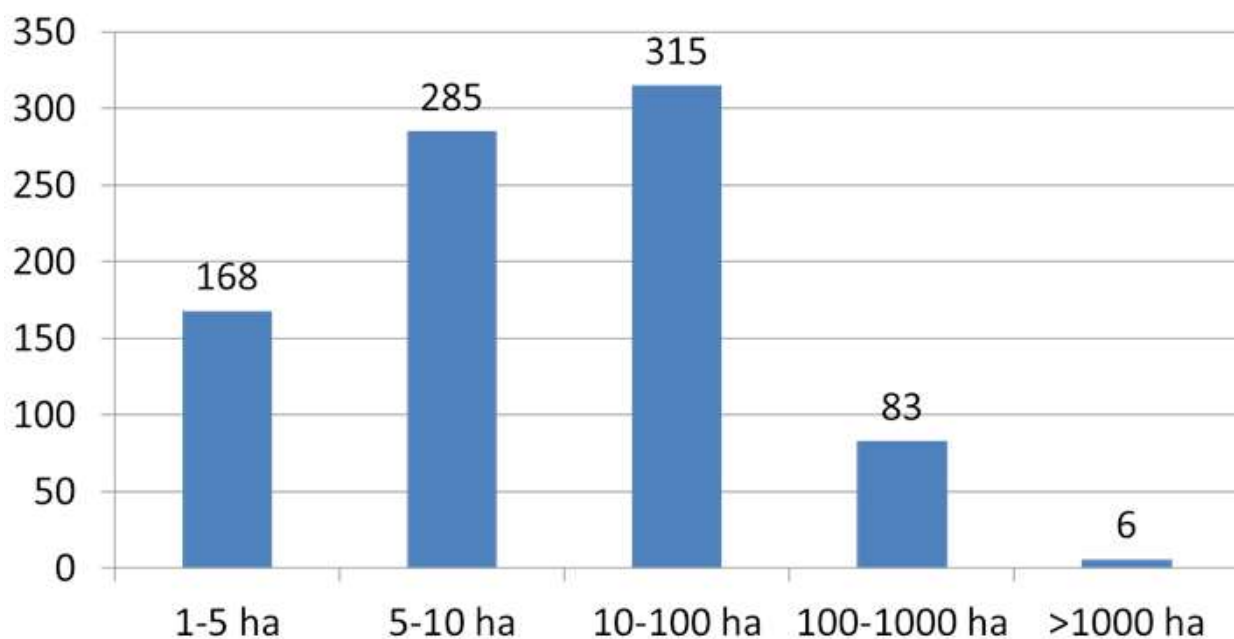
Hydraulisk gradient mellem søen og grundvandsmagasinet er beregnet som forskellen mellem grundvandets trykniveau bestemt med DK-modellen og søens vandstand bestemt ud fra Geodatastyrelsens digitale højdemodel (DEM) i 1,6x1,6m opløsning (a) i midten af søen og (b) i punkter langs søens bred. Søvandstande fra DEM er sammenlignet med feltmålinger af vandstand i 113 målsatte søer. I 40% af søerne var der overensstemmelse mellem DEM bestemmelsen og feltmålinger indenfor 10cm nøjagtighed, 30% af søerne havde en nøjagtighed på 10-20cm og 8% af søerne viste en forskel på mere end 50cm. DEM bestemmelsen af søvandstanden er således i overvejende grad acceptabel.

For hvert analysepunkt i søbredden er forskellen i vandstand mellem søens vandstand og grundvandsspejlet i DK-modellens øverste beregningslag nærmest søen blevet bestemt og på baggrund af dette er den hydrauliske gradient blevet beregnet. Bemærk, at hvor forskellen er $\leq$ 1cm, er der ingen udveksling af vand mellem søen og grundvandet (*no flow*). Hvis vandstanden i søen er højere end i grundvandsmagasinet, er der søvandsudstrømning til det underliggende grundvandsmagasin. Omvendt, hvis grundvandsspejlet står højere end vandstanden i søen, sker der potentielt grundvandsindstrømning til søen, og denne benævnes en grundvandspåvirket sø. Figur 7.3 viser kontakten mellem grundvand og den 4000ha store Arresø, der kan klassificeres som en gennemstrømningssø (type C). Det skal bemærkes ind- og udstrømningszonerne langs søbredden af Arresø ikke er verificeret ved feltmålinger.

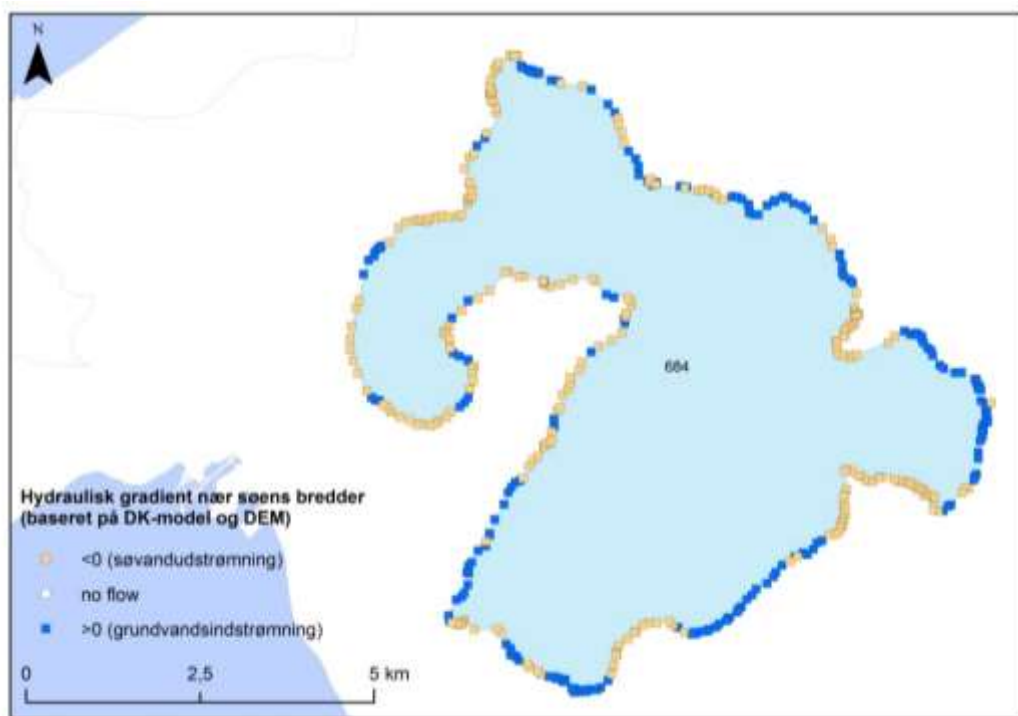
DK-modellens diskretisering (500x500m grids) anses for den væsentligste kilde til usikkerhed, da modellen har tendens til at overestimere grundvandets trykniveau nær søbredden. Test af metoden viser, at til trods for usikkerheden med brug af DK-modellen ved at sammenligne forskel i vandstand langs søbredden i forhold til vandstand i søens midte med grundvandsspejlet, opnås bedste resultater.



Figur 7.2: Placering af Vandplan 2 søer (grå cirkler). Desuden er de 12 CLEAR søer (blå cirkler) og de 18 intensivt monitorerede søer (NOVANA søer) (røde cirkler) vist, hvor de anvendte metoder til analyserekontakten mellem grundvand og søer testet. Se tekst for søernes navne. CLEAR søerne er: Stigholm Sø (522), Halle Sø (471), Kalgaard Sø (479), Grane Langsø (466), Ræv Sø (507), Torup Sø (532), Ejstrup Sø (593), Hampen Sø (597), Vedsted Sø (90), Skær Sø (144), Væng Sø (552), St. Gribssø (724). NOVANA søerne er: Nors Sø (14), Kvie Sø (58), Engelsholm Sø (106), Søholm Sø (179), Arreskov Sø (187), Keldsnor (214), Hornum Sø (300), Tranemose (398), Ulvedybet (402), Ulvedybet syd (403), Bryrup Langsø (458), Hinge Sø (473), Ravn Sø (504), Søby Sø (632), Arresø (684), Maglesø v. Brorfelde (714), Furesø (754), Vesterborg Sø (913), Store Søgård Sø (985). Nummeret refererer til søernes nummer på figur 7.2.



Figur 7.3: Antallet af målsatte søer fordelt på størrelse (i ha)



Figur 7.4: Kontakten mellem grundvand og søer defineret ud fra hydrauliske gradientforhold langs søbredden, hvor grundvandsindstrømning (blå prikker) og søvandudstrømning (gule prikker) er angivet i Arresø (684).

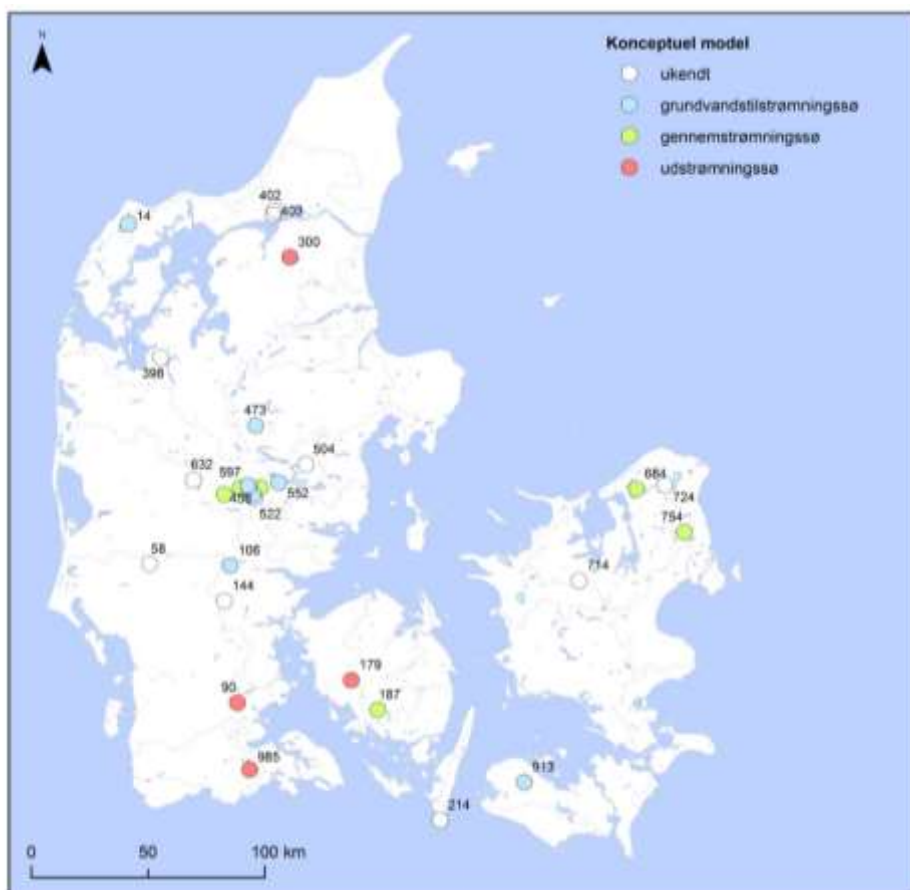
7.3 *Segment approach*-metoden (søer <100ha)

Retningen af vandudvekslingen mellem grundvandet og søen kan beregnes med en simplificeret udgave af Darcy's lov (Rosenberry og LaBaugh, 2008):

$$Q = -K A (h_b - h_{sø})/L,$$

hvor Q er grundvandsindstrømningen, K er den hydrauliske ledningsevne af søbunden, A er tværsnitsarealet, $(h_b - h_{sø})$ er forskellen i vandstand mellem en boring (h_b) og søens vandstand ($h_{sø}$), samt afstanden mellem boringen og søbredden (L). Oftest er det besværligt at skaffe oplysninger om K og A, når man skal lave landsdækkende overblik fra skrivebordet. Derfor kan vi ikke beregne grundvandsbidraget i vandmængder til søen, men vi kan få oplyst strømningsretningen af vandudvekslingen mellem grundvandet og søen, alene ved at bestemme den hydrauliske gradient (med **fed** i ligningen). Til test af *segment approach*-metoden er anvendt vandstandsdata fra de 12 CLEAR søer og 18 NOVANA søer fra perioden 2007-2016 og vandstandsdata fra boringer (mindst en måling i perioden) i Jupiter databasen i en afstand op til 500 meter fra søbredden. Søbredden blev inddelt i segmenter vinkelret på grundvandets strømningsretning i DK-modellen og for hvert segment blev forskellen mellem vandstanden i boring og sø beregnet, så retningen af vandudvekslingen kunne bestemmes. Baseret på *segment approach*-metoden kan søerne inddeles i tre typer (Figur 7.5): gennemstrømningssøer (type C), grundvandstilstrømningssøer (type D) og udstrømningssøer (type E). Sikkerheden, hvormed metoden kan forudsige søtypen, stiger med antallet af tilgængelige observationsboringer nær søen.

Metoden kan anvendes på 431 af de målsatte søer, hvor der findes vandstandsdata i Jupiter databasen for perioden 2007-2016. Hvis vandstanden i søen ikke er målt i den undersøgte periode, kan det anbefales at benytte vandstandsdata fra den digitale højdemodel (1,6x1,6m opløsning).



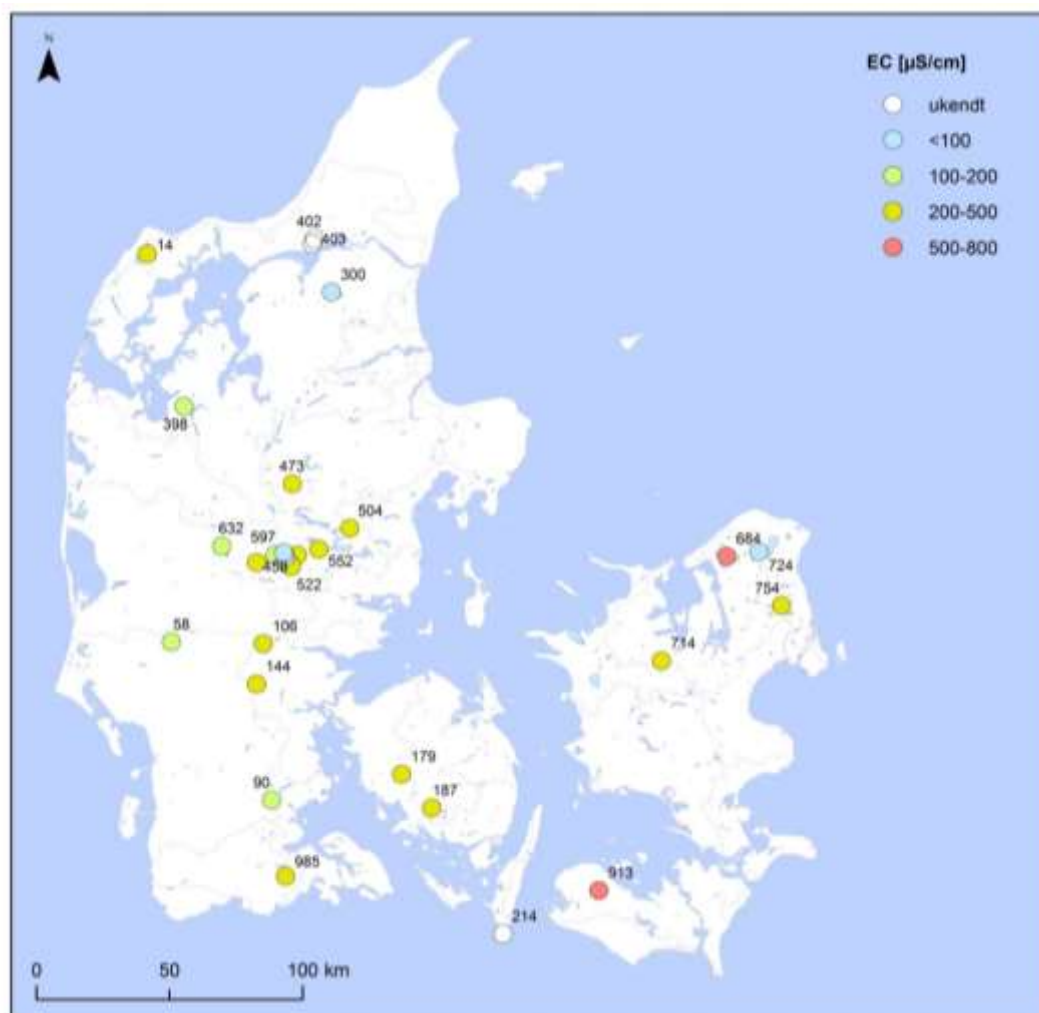
Figur 7.5: Identifikation af konceptuelle sømodeller præget af vandudveksling mellem grundvand og sø med segment approach-metoden. Baseret på denne metoden kan søerne inddeles i tre søtyper (jf. Figur 2.2): Grundvandstilstrømningssø (blå cirkler), gennemstrømningssøer (grønne cirkler) og udstrømningssøer (røde cirkler). Søer, hvor metoden ikke kunne bestemme en søtype, klassificeres som ukendt (hvide cirkler). Stationsnumre er nævnt øverst i teksten i dette afsnit.

7.4 EC i søvandet og EC faktor metoden (søer <100ha)

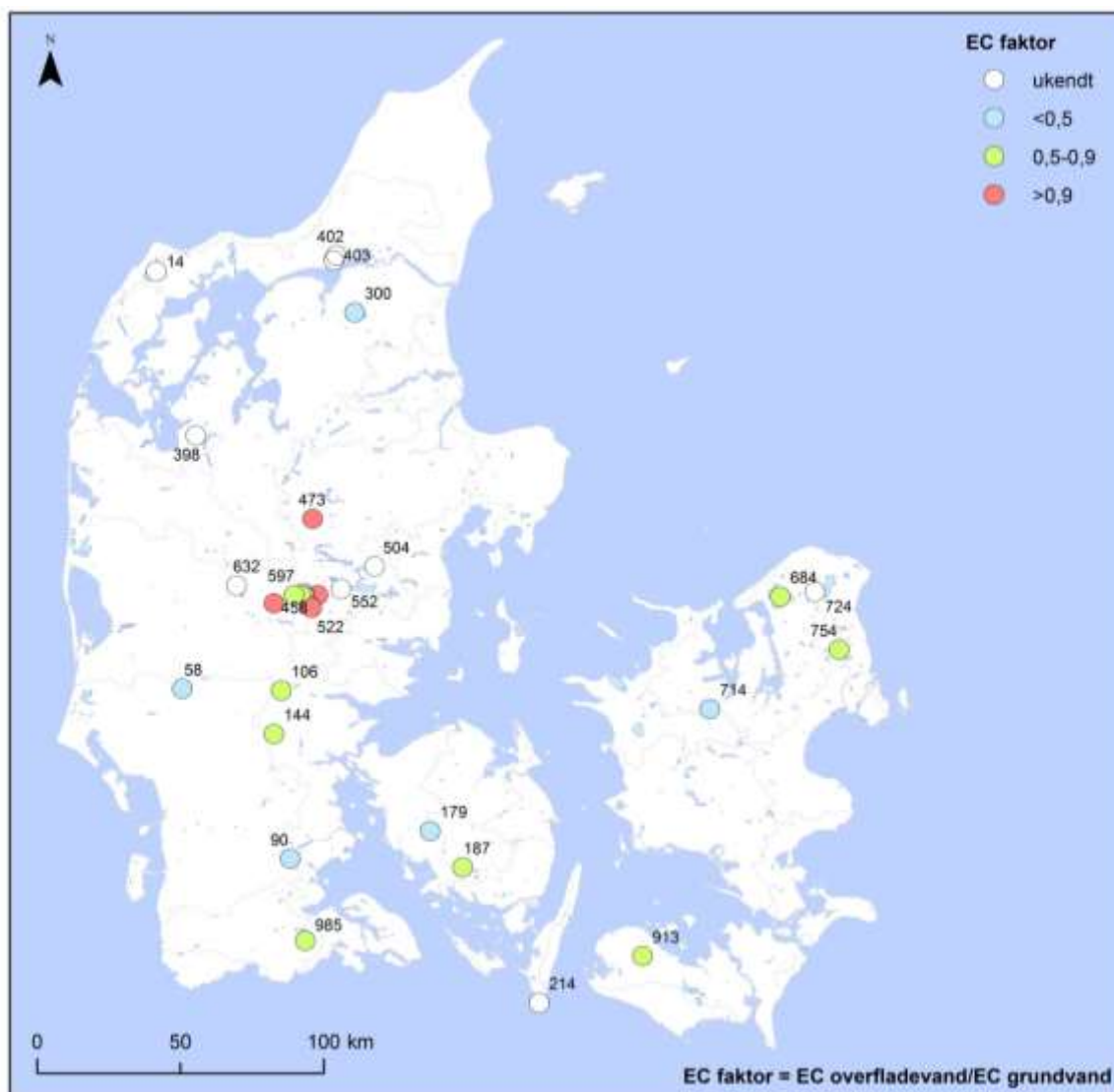
Måling af elektrisk ledningsevne (EC) i vandprøver fra søvandet kan anvendes til at identificere søer, der mest sandsynligt ikke modtager grundvand, altså søer uden forbindelse mellem grundvand og sø. Der er EC data fra 641 Vandplan 2 søer. EC i regnvand i Danmark er <100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, så søer med EC <100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i søvandet vil mest sandsynligt være præget af regnvand. Regnvandsdominerede søer svarer til type A (Klimadominerede søer, Figur 2.2). Figur 7.6 viser EC værdier i søvandet, og det ses at kun få søer kan klassificeres som regnvandsprægede. Typisk dansk grundvand vil have EC værdier på over 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, idet grundvand har vekselvirket med jord og sediment. Blot ca. 15 % af GRUMO indtag ligger under en ledningsevne på 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og blot 1% under 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

En anden mere præcis måde at identificere søer uden kontakt til grundvandet, er via bestemmelsen af en EC faktor ($EC_{sø}/EC_b$) mellem søvandet ($EC_{sø}$) og en EC gennemsnitsværdi i grundvandsboringer (EC_b) i en bufferzone med en afstand op til 500m fra søbredden for perioden 1989 til 2016 (Figur 7.6). Grundvand beriget på ioner langs strømningsbanen i grundvandsmagasinet mod søen vil resultere i en væsentlig forhøjet EC værdi på noget højere end $100 \mu\text{S/cm}$ (op til $1000 \mu\text{S/cm}$ eller mere). Søer med en EC faktor over 0,9 er meget sandsynligt grundvandspåvirkede, mens søer med en EC faktor på $<0,5$ er meget sandsynligt domineret af regnvand. Det er vigtigt at bemærke, at metoden udelukkende kan benyttes for ferskvandssøer. Metoden kan ikke bruges i brakvandssøer, som der findes 109 af blandt de målsatte Vandplan 2 søer. Man skal være opmærksom på, at høje EC værdier i søer, der er beliggende i moræneler, og søer med lange opholdstider, kan være resultat af hydrokemiske processer i disse, og de høje EC indhold i søvandet indikerer således ikke nødvendigvis et højt bidrag af indstrømmende grundvand.

Metoden kan anvendes på 256 målsatte søer, hvor der samtidig eksisterer EC data fra søen og boringer i 500m buffer zone omkring søen.



Figur 7.6: EC i søvand ($EC_{sø}$). Søer med $< 100 \mu\text{S/cm}$ er sandsynligvis regnvandsprægede. Stationsnumre er vist på figur 7.2.



Figur 7.7: EC faktor. Søer med en EC faktor på $>0,9$ er sandsynligvis grundvandsprægede. Stationsnumre er vist på figur 7.2.

Usikkerheden på metoden er primært knyttet til variationen i EC i både søvand og vandprøver udtaget fra grundvandet. I tabel 7.2 er lavet en oversigt, der viser antallet af EC målinger i grundvandsboringer beliggende indenfor 500 bufferzoner omkring alle de målsatte søer. I alt findes der 1.047 boringer med EC målinger i 500m buffer zonerne omkring de 857 målsatte søer for perioden 1989-2016. Heraf har 564 boringer mere end en måling. I tabel 7.2 er opgjort antallet af boringer (i %) i alle 500m bufferzoner omkring alle 857 målsatte søer (A), for boringer (i alt 28) i bufferzoner omkring NOVANA søerne (de intensivt monitorerede søer) (B) og for boringer (i alt 7) i bufferzoner omkring CLEAR søerne (C). Det anbefales, at der foretages et kvalitetskontrol af EC data både i Jupiter og for søerne, hvilket forventes at ville forbedre statistikken vist i tabel 7.2.

Tabel 7.2: EC i grundvand i 500m bufferzoner. (A) EC i grundvand for alle 1.047 boringer i perioden 1989-2016. (B) I bufferzonen til de 18 NOVANA søer (i alt 28 boringer). (C) I bufferzonen til de 12 CLEAR søer, hvor der forekommer i alt 7 boringer i Jupiter.

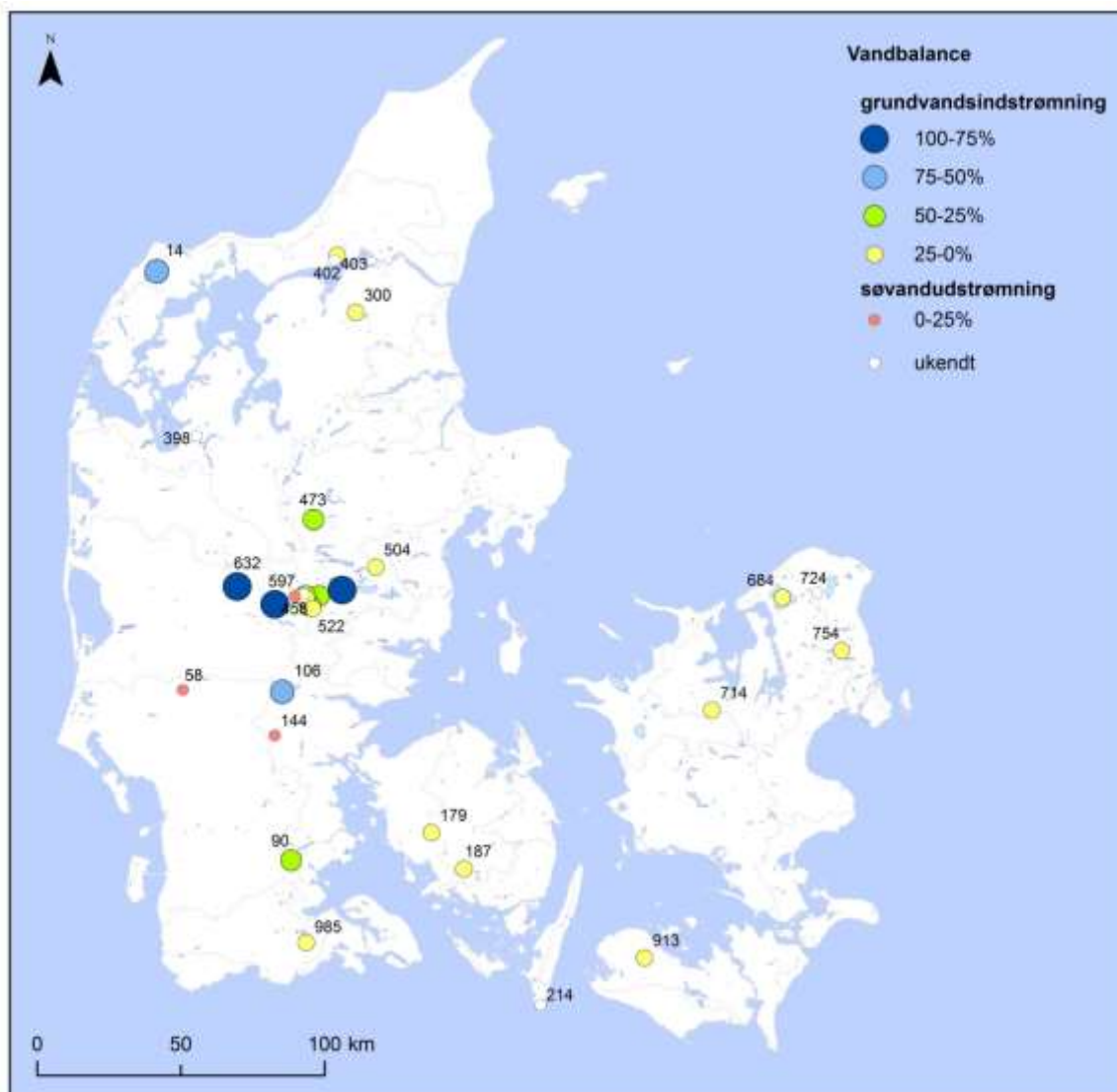
EC variation ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	A (antal boringer i %)	B (antal boringer i %)	C (antal boringer i %)
≤ 500	18	54	43
501-1000	22	14	29
1001-1500	13	21	0
1501-2000	10	0	0
>2000	36	11	0

7.5 Vandbalancemetoden (søer <100 ha og >100ha)

Grundvandsudvekslingen med søer blev estimeret som residualet af vandbalanceligningen for perioden 2007-2016 (afsnit 2.2). Hvis volumenforskellen mellem nedbør (N), overfladisk indstrømning (Oi), potentiel fordampning (F) og overfladisk udstrømning (Ou) er mindre end 0 (nul) vil grundvand strømme ind i søen, og hvis residualet er over 0, sker der udstrømning af søvand til grundvandsmagasinet. De årlige nedbørs- og potentiel fordampningsdata kommer fra DMI's klimamodel (NOVANA data). Årlige overfladiske tilløb og afløb er fundet i HYMER databasen (målte værdier) i det omfang data findes eller fra VandWeb, der er beregnede vandførringsværdier med NOVANA modellen (<http://dk.vandmodel.dk/vandweb/>). I Figur 7.8 er vist den procentvise grundvandsindstrømning og søvandsudstrømning. For søer mellem 50 og <100 ha er der pæn overensstemmelse mellem kendte vandbalancer for CLEAR søerne, mens det for mindre søer (<50ha) er noget mere usikkert at bestemme vandbalancen med DK-model/DEM metoden til brug for en overordnet vurdering af søernes kontakt mellem grundvand og sø.

Moniteringen af de overfladiske tilløb og afløb fra søer sker kun rutinemæssigt i de intensivt monitorerede søer i NOVANA overvågningsprogrammet. Det er muligt at trække beregnede vandførringsdata ind og ud af søer fra NOVANA modellen (Vandweb), der er baseret på DK-modellens opsætning. Men ved sammenligning mellem målte data i NOVANA og beregnede data i Vandweb, er der indikationer på, at Vandweb data er behæftet med en højere usikkerhed end de målte data. Dette skyldes NOVANA modellens relativt grove diskretisering til denne brug, mangel på indarbejdelse af søers bathymetri i DK-modellen og endelig en modelteknisk simplifikation i DK-modellen ved beskrivelse af søer som brede vandløb.

Metoden kan anvendes for alle Vandplan 2 søer med et overfladisk indløb og/eller overfladisk udløb.



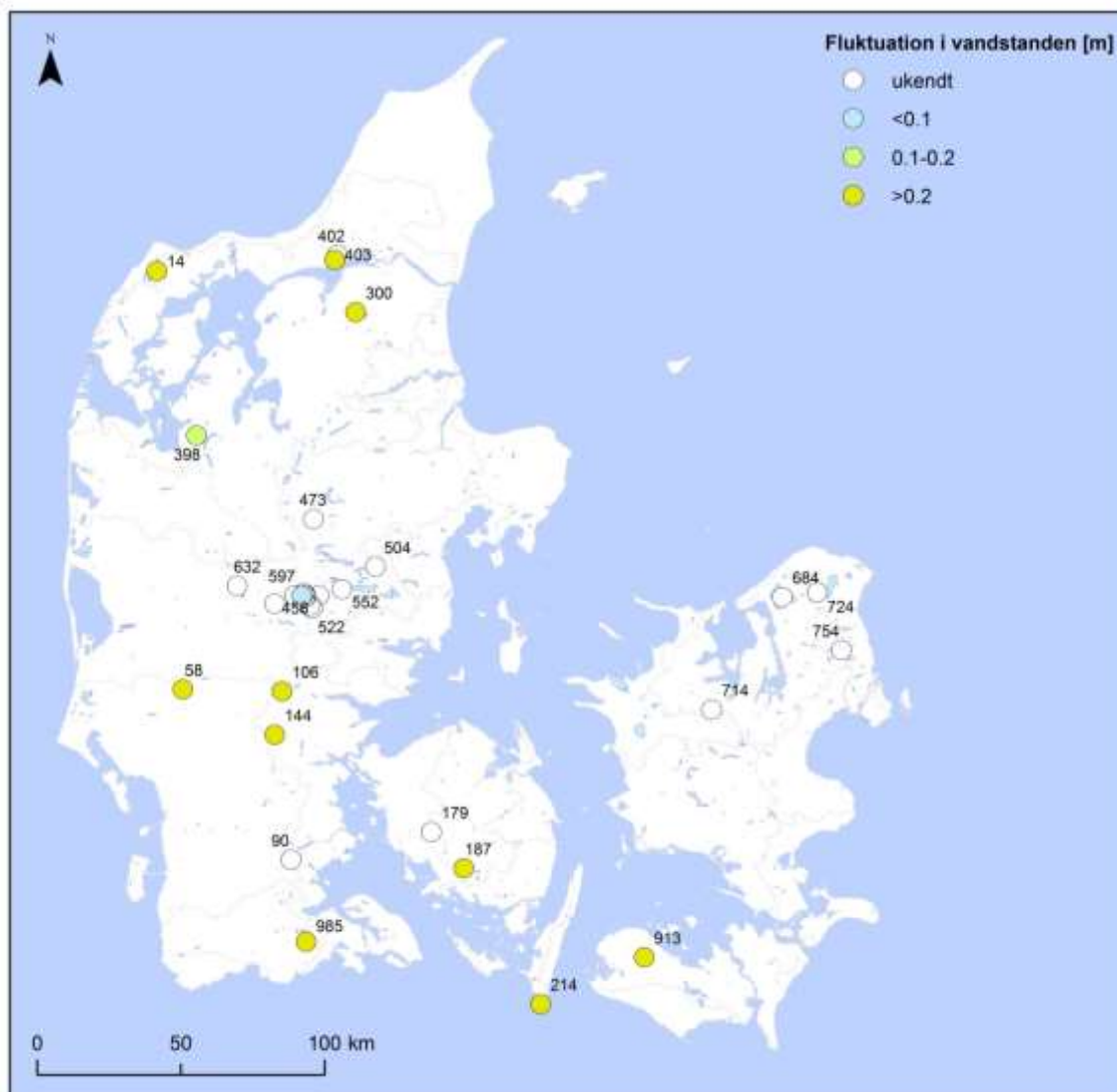
Figur 7.8: Vandbalance metoden. Stationsnumre er vist på figur 7.2.

7.6 Søvandstandmetoden (søer <100ha)

Vandstanden i søer er i andre lande blevet anvendt til at kortlægge, om søer er i kontakt med grundvand eller ej. Metoden kræver, at søens overfladiske ind- og/eller udstrømning sker naturligt og ikke er kontrolleret ved opdæmninger i hverken søens tilløb eller afløb (Hill, 1996). I dette projekt vurderes det, at ved en årlig vandstandsfluktuation, som ikke overstiger 0,1 meter, er det overvejende sandsynligt, at søen modtager grundvand, og at søer med årsfluktuationer på $\geq 0,2$ meter mest sandsynligt ikke modtager grundvand.

Der er anvendt forskellige metoder til måling af vandstanden ved indsamling af de tilgængelige data: 1) Vandstanden aflæses direkte på et vandstandsbræt i søen tæt på bredden, hvor vandstandsbrættet ikke rutinemæssigt samtidig nivelleres. Da isskruninger og hårdt vejr kan medvirke til, at vandstandsbrættet flytter sit referencepunkt, er denne type data ikke medtaget i den videre test af metoden. 2) Søvandstandsdata, hvor der er anvendt udstyr, der georefereres til kendt kotesætning (f.eks. DNN), og hvor dette ligger til grund for beregning af årlige vandstandsfluktuationer. Amplituden for højeste og laveste vandstand blev beregnet, hvor mindst tre målinger er foretaget for perioden 1989-2016 (Figur 7.9). Data for søvandstand findes for 114 Vandplan 2 søer.

I mange danske søer er vandstanden kontrolleret med en opdæmning i udløbet og vandstandsmålingerne er ofte behæftet med en vis usikkerhed (se ovenfor). Derfor vurderes metoden ikke umiddelbart egnet som værktøj til at vurdere kontakten mellem grundvand og søer i Danmark.



Figur 7.9. Søvandstandsmetoden. Søer uden kontrollerede ind- og udløb kan være grundvandsprægede, hvis årlige fluktuationer ikke overstiger 0,1 Meter.

7.7 Evaluering af kontakten mellem grundvand og sø for testsøerne

De 12 CLEAR søer og 18 intensivt monitorerede søer (NOVANA søer) er blevet evalueret med det formål at karakterisere den potentielle kontakt mellem grundvand og søvand, baseret på de nationale datasæt fra DK-modellen, Jupiter, HYMER, Vandweb og DMI's klimadata. Den tværgående vurdering (ekspertvurdering) er gennemført ved anvendelse af de fire metoder: (1) analyse med DK-model og DEM, (2) *segment approach*-metoden, (3) EC søvand og faktor metoden og (4) vandbalance metoden. I bilag B og C er de testede søer listet med angivelse af sikkerheden for anvendelse af de enkelte metoder for en given sø. Som nævnt er analysen med

DK-modellen og DEM mest sikker for søer >100ha. Desuden skal det bemærkes, at Keldsnor og Ulvedybet er brakvandssøer, og derfor kan EC søvand og faktormetoden ikke anvendes for disse søer.

Tabel 7.3 viser en tværgående analyse af hvilken/hvilke konceptuelle sømodeller, der mest sandsynligt karakteriserer de 12 CLEAR søer og 18 NOVANA søer baseret på nationale data (ikke case studier). Bemærk, at der er god overensstemmelse mellem metoderne anvendt på de nationale data og de case specifikke data fra kombinerede felt- og model detailundersøgelser af CLEAR søerne. Bemærk desuden, at de fleste CLEAR søer repræsenterer varianter af type C, type D og type C/D (Figur 2.2). Vedsted Sø og St. Gribsø har meget sandsynligt både grundvandstilstrømning og søvandsudstrømning (type C/E). Til gengæld er der ingen eksempler blandt CLEAR søerne på type A (klimadomineret) eller type B (vandløbsdomineret) søer.

Vurderingen af NOVANA søerne viser, at 14 ud af 18 søer klassificeres som søtyper, der overvejende sandsynligt modtager grundvand (type C, type D og kombinationer af C/D og C/E). Kvie Sø, Hornum Sø, Maglesø v. Brorfelde og Søgård Sø er målsatte søer, der overvejende sandsynligt ikke eller meget begrænset modtager grundvand og derfor ender i trin 3 i den trinvis metode for kvantitativ påvirkning (Figur 6.1).

Den overvejende del af testsøerne modtager tilsyneladende grundvand ved grundvandsindsivning og/eller afgiver søvand gennem søbunden til grundvandsmagasinet, men det ikke muligt at generalisere dette forhold til at gælde alle de 857 målsatte søer i Danmark, der står i forbindelse med grundvandet. I nærværende projekt er de 12 CLEAR søer anvendt til metodetestningen, da der er en omfattende viden om strømningsforholdene omkring disse søer og deres vandbalance. CLEAR søerne blev netop udvalgt til CLEAR projektet, da formålet var at studere interaktionen mellem grundvand og søer. For de 18 intensivt monitorerede søer (NOVANA søer), hvor 14 ud af 18 klassificeres som søtyper der overvejende sandsynligt modtager grundvand vides det heller ikke, hvor repræsentative de er for resten af de 857 målsatte søer. Noget tyder dog på, at grundvand-sø interaktion kan være væsentligt i den kommende kvantitative og kemiske tilstandsvurdering i Vandplan 3-arbejdet.

Tabel 7.3: Inddeling i konceptuelle søtyper og evaluering af kontakten mellem grundvand og søer baseret på 4 forskellige metoder

Konceptuelle søtyper	CLEAR søer (n=12)	NOVANA søer (n=18)	Kontakt grundvand og sø
C	Kalgaard Sø, Grane Lang Sø, Ræv Sø, Torup Sø, Hampen Sø	Arreskov Sø, Keldsnor, Ulvedybet, Ulvedybet syd, Ravn Sø, Arresø, Furesøen	Søer, der overvejende sandsynligt modtager grundvand
D	Ejstrup Sø, Væng Sø		
C/D	Stigholm Sø, Halle Sø	Nors Sø, Engelsholm Sø, Trane mose, Bryrup Langsø, Hinge Sø, Søby Sø, Vesterborg Sø	
E	Skær Sø		Søer, der overvejende sandsynligt ikke modtager grundvand eller meget beskedent bidrag
C/E	Vedsted Sø, St. Gribsø	Søholm Sø	
A/B/E		Kvie Sø, Hornum Sø	
C/A/B/E		Maglesø v. Brorfelde, Store Søgård Sø	

7.8 Opsummering

DK-modellen vurderes at være egnet til at bestemme kontakten mellem GVF og målsatte søer større end 100 ha. DK-modellens rumlige opløsning er i dag for grov til at beregne kontakten mellem grundvand og sø for søer mindre end 100 ha, men hvis (1) søens bathymetri indarbejdes i modellen og (2) modellen opstilles i en finere diskretisering (100 x 100m beregningsceller) er det sandsynligt, at de hydrauliske gradient forhold kan beregnes med mindre usikkerhed med DK-modellen. Dermed opnås en væsentlig større sikkerhed på bestemmelse af kontakten mellem grundvand og søer. *Segment approach*-metoden kan anvendes på 431 målsatte søer; EC metoden på 256 målsatte søer og Vandbalance metode på alle målsatte søer, hvor der eksisterer et overjordisk indløb og/eller udløb. Søvandstandmetoden vurderes ikke umiddelbart egnet til vurdering af kontakten mellem GVF og målsat sø.

8. Test af trinvis metode på udvalgte søer

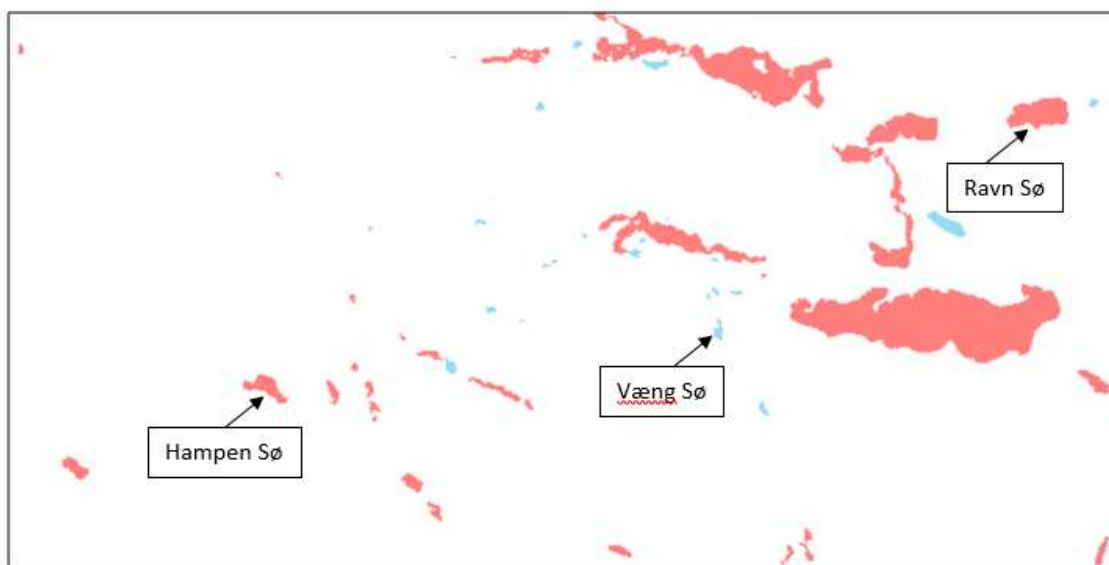
Dette kapitel afprøver de foreslåede metoder til vurderingen af henholdsvis den kvantitative og kemiske tilstand for grundvandsforekomster med tilknyttede akvatiske økosystemer. Der beskrives testresultater og usikkerheder ved brug af den anviste trinvis metode på fire testsøer. Søerne er udvalgt med henblik på at komme igennem forskellige "veje" i den trinvis metode, som angivet i figur 6.1 og 6.2. Der er valgt blandt de 857 søer omfattet af de nuværende vandområdeplaner. Data om de enkelte søer, herunder også den økologiske klassificering kan findes på miljøgis: <http://miljoegis.mim.dk/spatialmap?&profile=vandrammedirektiv2basis2013>

Videns- og datagrundlaget for disse søer varierer fra intet (søtilstand ukendt) til et ret omfattende kendskab. Den sidstnævnte kategori omfatter blandt andet de 12 CLEAR-søer, som tidligere omtalt i rapporten. Det vil derfor i varierende og ofte kun i begrænset omfang være muligt at komme igennem alle metodens trin, fordi der mangler data og informationer.

I de fire testsø eksempler er alle metodens trin inddraget hvis det har været relevant til tilstandsvurderingen af den underliggende grundvandsforekomst med kontakt til søen. For den kvantitative påvirkning i trin 4 vil der tages udgangspunkt i: (1) en databasesøgning i Jupiter af forekomst af indvindingsboringer i 2 km bufferzoner omkring alle målsatte søer, (2) DK-model beregninger af udnyttelsesgraden i grundvandsforekomster med potentiel kontakt til en målsat sø.

For test vedrørende den kemiske påvirkning i trin 4 vil der forventeligt være størst mulighed for fokusere på fosfor og kvælstof inkl. de opløste fraktioner, idet der vil et væsentligt større testmateriale til rådighed end for de miljøfarlige forurenende stoffer. Om muligt vil en-flere søer, hvor det på forhånd vides, at et-flere af de relevante miljøfarlige forurenende stoffer nævnt i afsnit 5 er fundet i søerne og hvor det kan sandsynliggøres, at de stammer fra antropogen påvirkning, indgå i testen.

I det følgende undersøges fire udvalgte eksempler – Hampen Sø, Ravn Sø, Væng Sø og Arresø. Testsøerne er udvalgt på baggrund af forskelle i størrelse, samt inddeling i konceptuelle søtyper og evaluering af kontakten mellem grundvand og sø baseret på forskellige metoder til at vurdere kontakten mellem grundvandsforekomst(erne) og søen (jf. tabel 7.3). Søernes placering fremgår af figur 7.2 og figur 8.1 er et zoom af figur 7.1, der viser tre af de fire søer der bruges som testsøer, nemlig Hampen Sø, Ravn Sø og Væng Sø.



Figur 8.1: Udsnit af det landsdækkende kort (Figur 7.1) om potentiel kontakt mellem grundvandsforekomster og Hampen Sø, Ravn Sø og Væng Sø. Søer med potentiel kontakt er vist med rød farve og søer med ingen potentiel kontakt med blå farve, baseret på et afstandskriterium mellem toppen af GVF og bunden af den målsatte sø.

8.1 Testsøer

8.1.1 Testsø 1: Hampen Sø

Kort beskrivelse:

Hampen Sø er beliggende i Midtjylland, 20 km sydvest for Silkeborg. Søens areal er på 75 hektar og søen er op til 14 meter dyb. Søen er relativ næringsfattig, klarvandet og anvendes som badesø. Søen modtager betydelige mængder grundvand. Hampen Sø er en af CLEAR søerne. Hampen Sø er i potentiel kontakt med grundvandsforekomst DK_1_456_226 (kvartært sand lag 1, KS1) (Figur 8.1). Søen klassificeres konceptuelt som en gennemstrømningssø (type C, Fig. 2.2).

Testens trin (kvantitativ påvirkning, Fig. 6.1)

Trin 1: Søen har ikke målopfyldelse. Derfor videre til trin 2.

Trin 2: Manglende målopfyldelse skyldes ikke andre påvirkninger til grundvand. Derfor videre til trin 3.

Trin 3: Da søen er mindre end 100ha er søen vurderet med segment-approach metoden, EC-faktor metoden og vandbalance metoden. Der vurderes at søen har potentiel hydraulisk kontakt til GVF. Videre til trin 4.

Trin 4: Der er ikke kendskab til større indvindinger af grundvand i søens grundvandsopland som væsentlig kan påvirke søens tilstand. Den kvantitative test er således ikke relevant for det pågældende vandområde.

Det kan konkluderes at **GvFs kvantitative påvirkning af søen medvirker ikke til en ringe kvantitativ tilstandsvurdering af GvF for denne test.**

Testens trin (kemisk påvirkning, Fig. 6.2)

Trin 1: Søen har ikke målopfyldelse. Derfor videre til trin 2.

Trin 2: Manglende målopfyldelse skyldes ikke andre former for direkte udledninger. Derfor videre til trin 3.

Trin 3: Søen har potentiel hydraulisk kontakt til GvF. Videre til trin 4.

Trin 4: Der er ikke kendskab til påvirkninger fra jordforurening. Videre til trin 5.

Trin 5: Søen klassificeres som en gennemstrømningssø med både DK-model/DEM metoden og *segment approach*-metoden. Vandbalance metoden og EC faktor metoden indikerer, at der er et grundvandsbidrag til søen og vandbalance metoden estimerer, at den udgør omkring 20% (bilag 3). Undersøgelser ved CLEAR søen har vist, at grundvandsbidraget er 3-4 gange større når kombinerede feltundersøgelser og numerisk modellering udført af Kidmose med flere (2015) sammenlignes med anvendelsen af de supplerende metoder. Vandbalance metodens grundvandsbidrag vil således estimere en 3-4 gange mindre stof belastning til søen. Det skal nævnes, at Kidmose med flere (2015) rapporterer en årlig nitratbelastning af søen på 10-33 tons nitrat.

Det må konkluderes at bestemmelsen af det procentvise bidrag af grundvand til Hampen Sø er for usikkert med vandbalance og EC faktor metoderne, hvorfor det **ikke er muligt at vurdere GvF kemiske tilstand for denne test.**

8.1.2 Testsø 2: Ravn Sø

Kort beskrivelse:

Ravn Sø er beliggende i Midtjylland, 20 km øst for Silkeborg. Søens areal er på 180 hektar og søen er op til 34 meter dyb (Jyllands dybeste naturlige sø). Søen er forholdsvis næringsrig. Der er ikke kendskab til at søen modtager væsentlige mængder grundvand. Ravn Sø er en af de intensivt undersøgte NOVANA-søer (KU-sø). Ravn Sø er ifølge den rumlige udbredelse af grundvandsforekomsterne i DK-modellen i potentiel kontakt med grundvandsforekomst DK_1_456_192 (kvartært sand lag 2, KS2). Søen klassificeres som en gennemstrømningssø (type C, Fig. 2.2).

Testens trin (kvantitativ påvirkning, Fig. 6.1)

Trin 1: Søen har ikke målopfyldelse. Derfor videre til trin 2.

Trin 2: Manglende målopfyldelse skyldes ikke andre påvirkninger til grundvand. Derfor videre til trin 3.

Trin 3: Søen har potentiel hydraulisk kontakt til GVF (vurderet med DK-model og vandbalance metoden). Videre til trin 4.

Trin 4: Der er ikke kendskab til større indvindinger af grundvand i søens grundvandsopland som væsentlig kan påvirke søens tilstand. Den kvantitative test er således ikke relevant for det pågældende vandområde.

Det kan konkluderes at **GVFs kvantitative påvirkning af søen medvirker ikke til en ringe kvantitativ tilstandsvurdering af GVF for denne test.**

Testens trin (kemisk påvirkning, Fig. 6.2)

Trin 1: Søen har ikke målopfyldelse. Derfor videre til trin 2.

Trin 2: Manglende målopfyldelse skyldes ikke andre former for direkte udledninger (kun et meget lille reduktionsbehov i P-tilførsel). Derfor videre til trin 3.

Trin 3: Søen har potentiel hydraulisk kontakt til GVF. Videre til trin 4.

Trin 4: Der er ikke kendskab til påvirkninger fra jordforurening. Videre til trin 5.

Trin 5: Søen karakteriseres som en gennemstrømnings sø med DK-model/DEM metoden. Der er ingen tilgængelige data til *segment approach*-metoden til at bekræfte/afkræfte dette resultat. Vandbalance metoden indikerer et ret beskedent grundvandsbidrag på <10% til søen, hvilket sandsynligvis er lavere end metodens præcision tillader. Søen er for 2/3 dele omgivet af skov hvorfra næringsstofbidraget via grundvandet vurderes at være meget beskedent. Med et beskedent grundvandsbidrag og et begrænset opland til søen med landbrug vurderes næringsstofbelastningen samlet set at være begrænset til søen fra GVF.

Trods begrænsede tilgængelige data kan det konkluderes at det er **overvejende sandsynligt at GVF er i god kemisk tilstand for denne test.**

8.1.3 Testsø 3: Væng Sø

Kort beskrivelse:

Væng Sø er beliggende i Midtjylland, 20 km syd for Silkeborg. Søens areal er på 15 hektar og søen er lavvandet med en middeldybde på 1 m. Søen er relativt næringsfattig og skifter jævnligt mellem en klarvandet og uklar tilstand. Søen modtager betydelige mængder grundvand. Væng Sø er en af CLEAR-søerne. Søen har været restaureret to gange ved biomanipulation (opfisk-

ning af skalle og brasen). Væng Sø har ifølge den rumlige udbredelse af grundvandsforekomsterne i DK-modellen ingen potentiel kontakt med en grundvandsforekomst, baseret på 3-meter afstandskravet (Figur 8.1). Imidlertid forholder det sig sådan, at med et indgående kendskab til de lokale hydrogeologiske forhold umiddelbart i og omkring søen er dette overraskende da en meget terrænnær Miocæn grundvandsforekomst ligger umiddelbart under søen (sine steder mindre end 3m under søbunden). Søen klassificeres som en grundvandstilstrømnings sø (type D, Fig. 2.2).

Testens trin (kvantitativ påvirkning, Fig. 6.1)

Trin 1: Søen har ikke målopfyldelse. Derfor videre til trin 2.

Trin 2: Manglende målopfyldelse skyldes ikke andre påvirkninger til grundvand. Derfor videre til trin 3.

Trin 3: Det er overvejende sandsynligt at søen har potentiel hydraulisk kontakt til GVF (vurderet med segment-approach og vandbalance metoderne). Videre til trin 4.

Trin 4: Der er ikke kendskab til større indvindinger af grundvand i søens grundvandsopland som væsentlig kan påvirke søens tilstand. Den kvantitative test er således ikke relevant for det pågældende vandområde..

Det kan konkluderes at **GVFs kvantitative påvirkning af søen medvirker ikke til en ringe kvantitativ tilstandsvurdering af GVF for denne test.**

Testens trin (kemisk påvirkning, Fig. 6.2)

Trin 1: Søen har ikke målopfyldelse. Derfor videre til trin 2.

Trin 2: Manglende målopfyldelse skyldes ikke nogen former for direkte udledninger. Derfor videre til trin 3.

Trin 3: Søen har overvejende sandsynligt potentiel hydraulisk kontakt til GVF. Videre til trin 4.

Trin 4: Der er ikke kendskab til påvirkninger fra jordforurening. Videre til trin 5.

Trin 5: Søen karakteriseres som en grundvandstilstrømnings sø med både DK-model/DEM metoden og *segment approach*-metoden. Vandbalance metoden indikerer at grundvandsbidraget er betydeligt (ca. 75%), hvilket er i god overensstemmelse med de CLEAR projektets resultater (Kidmose med flere, 2013). Fosforbelastningen af søen fra GVF er betydelig men det vides ikke om det er naturligt forekommende fosfor eller antropogent betinget. Årsagen til søens fosforbelastning er som udgangspunkt ukendt.

Det må konkluderes at den manglende viden om fosfor kilden gør at **det ikke er muligt at vurdere GVF kemiske tilstand.**

8.1.4 Testsø 4: Arresø

Kort beskrivelse:

Arresø er beliggende i Nordsjælland. Søens areal er på 4000 hektar og er Danmarks største sø. Søen er lavvandet med en middeldybde på 3 m. Søen er næringsrig. Der er ikke kendskab til at søen modtager væsentlige mængder grundvand. Arresø er en af de intensivt undersøgte NO-VANA-søer (KU-sø). Arresø er ifølge den rumlige udbredelse af grundvandsforekomsterne i DK-modellen i potentiel kontakt med grundvandsforekomsterne DK_2_12_262 (kvartært sand lag 1, KS1) og DK_2_12_365 (kvartært sand lag 2 (KS2)). Søen klassificeres som en gennemstrømningssø (type C, Fig. 2.2).

Testens trin (kvantitativ påvirkning, Fig. 6.1)

Trin 1: Søen har ikke målopfyldelse. Derfor videre til trin 2.

Trin 2: Manglende målopfyldelse skyldes ikke andre påvirkninger til grundvand. Derfor videre til trin 3.

Trin 3: Søen har potentiel hydraulisk kontakt til GVF (vurderet med DK-modellen og DEM (Figur 7.4), EC faktor og vandbalance metoderne). Videre til trin 4.

Trin 4: Der er ikke kendskab til større indvindinger af grundvand i søens grundvandsopland som væsentlig kan påvirke søens tilstand. Den kvantitative test er således ikke relevant for det pågældende vandområde.

Det kan konkluderes at **GVFs kvantitative påvirkning af søen medvirker ikke til en ringe kvantitativ tilstandsvurdering af GVF for denne test.**

Testens trin (kemisk påvirkning, Fig. 6.2)

Trin 1: Søen har ikke målopfyldelse. Derfor videre til trin 2.

Trin 2: Manglende målopfyldelse skyldes antagelig ikke direkte udledninger. Derfor videre til trin 3. her.

Trin 3: Søen har overvejende sandsynligt potentiel hydraulisk kontakt til GVF. Videre til trin 4.

Trin 4: Der er ikke kendskab til påvirkninger fra jordforurening. Videre til trin 5.

Trin 5: Arresø er klassificeret som en gennemstrømningssø med segment approach metoden. Grundvandsbidraget til søen er med vandbalance metoden bestemt til nogen få procent af indbudgettet i vandbalancen. Der er et reduktionsbehov i P-tilførsel i de vandløb og fra det opland, som fører til søen. Derfor kan det godt være, at grundvandet også bidrager, men som angivet i vandområdeplanen er der manglende målopfyldelse, som skyldes for høj ekstern P-tilførsel via overfladevand.

Det må konkluderes at den manglende viden om fosfor indholdet i det indstrømmende grundvand til søen gør at **det ikke er muligt at vurdere GVF kemiske tilstand.**

8.1.5 Opsummering

Testen af den trinvis metode på både den kvantitative kemiske påvirkning i alle testsøer har kunne gennemføres til metodernes trin 4 eller 5. Trin 5 i den kemiske påvirkning får noget præg af ekspertvurdering. Der har vist sig at være diskrepans ved de anvendte metoder til bestemmelse af den procentuelle indsivning af grundvand til en sø, der således medvirker til en usikkerhed med hvad vi ender med af resultat. Der kan være behov for udvikling af en simpel kvantitativ metode til beregning af diffus stofbelastningen af en målsat sø. Desuden er der behov for udvikling af et værktøj til vurdering af hvornår 50% diffus stofbelastningen af en sø er overskredet.

9. anbefalinger

9.1 Data tilgængelighed

- Det anbefales, at måleprogrammerne på grundvand og målsatte søer gennemgås med henblik på muligheder for mere tværgående analyser som fx i denne rapport af miljøpåvirkninger. Det nuværende program er kun i mindre grad tilstrækkeligt sammenhængende og dækkende til at der kan laves tværgående kvalitative og kvantitative risikovurderinger om grundvandets påvirkning af søer, begrundet i følgende forhold:
 - Rent geografisk er der en utilstrækkelig hydrologisk sammenhæng mellem målepunkterne i de forskellige matricer.
 - Der analyseres ikke for de samme stoffer og med samme detektionsgrænser i alle matricer
 - Der anvendes ikke samme filtreringspraksis for fosfor, da suspenderet fosfor kan spille en stor rolle for stoftransporten til søer, mens kun opløste stoffer er relevante i grundvand.
 - Der er stor variation i datatætheden både geografisk og tidsmæssigt
 - Der måles i forskellige matricer, eksempelvis måles metaller i vandfasen i grundvand og i sediment og biota i søer.
- Det anbefales, at overvågningsprogrammet for grundvand får flere målepunkter i terrænnære borer nær søerne, således den kemiske kontakt mellem grundvand og sø bedre kan vurderes.

9.2 Manglende viden

- Naturlige kontra antropogene høje næringsstofkoncentrationer i grundvand
Det anbefales, at nærmere undersøge næringsstofpåvirkning af søer fra grundvand, hvor det er ukendt, om næringsstoffet er naturligt forekommende i grundvand eller antropogent betinget i grundvand. Søers økologiske kvalitet afgøres primært af tilgængeligheden af fosfor (oftest det begrænsende næringsstof), og det er derfor også dette næringsstof, som der søges begrænset, hvis ikke den økologiske kvalitet er mindst god, og når dette skyldes eutrofiering. Det vil imidlertid næsten altid være umuligt at afgøre, om et (højt) indhold af fosfor i det indstrømmende grundvand til en sø som modtager betydelige mængder af grundvand, skyldes naturlige eller antropogene forhold. Eksempelvis kan nævnes, at det gennemsnitlige indhold i det indstrømmende grundvand til Væng Sø (én af CLEAR søerne) er blevet estimeret til 0,11 mg/l, hvilket normalt vil være for højt i forhold til at opnå en god økologisk tilstand (Kidmose med flere (2013); Søndergaard med flere (2015)).

- Miljøfarlige forurenende stoffer
Det anbefales at undersøge miljøfarlige forurenende stoffer nærmere i søer for bedre at kunne knytte MFS i grundvand til søer.
- Det anbefales at få fastsat MKK for relevante forurenende stoffer i søsediment.
- Grundvandsudveksling
Det er ofte meget vanskeligt og arbejdskrævende at vurdere den kvantitative udveksling af grundvand mellem søer og GVF. I dag er de fysiske forhold (bathymetri) kun beskrevet i større søer i DK-modellen. Det bør sikres, at alle målsatte søer over 100 ha (89 af de 857 søer i vandområdeplanerne) har en velbeskrevet bathymetri i DK-modellen, så denne kan anvendes til bestemmelse af kontakten mellem GVF og sø for alle målsatte søer over 100 ha.
- Der har vist sig at være diskrepans ved de anvendte metoder til bestemmelse af den procentuelle indsivning af grundvand til en sø. Der er således behov for en nøjere validering af de foreslåede metoder på søer <100ha til bestemmelse af grundvandsindstrømning.

9.3 Modelleringsbehov

- Vurdering af stofbelastning
 - Det anbefales at udvikle et simpelt beregningsværktøj til estimering af stofbelastningen til en sø fra GVF. Beregningsværktøjet skal kunne beregne, hvornår 50% stofbelastningen er overskredet.
- Det anbefales at få lavet en hydrologisk højdemodel, hvor bathymetrien af alle målsatte søer >100ha er velbeskrevet og få dette indarbejde i DK-modellens højdemodel. I analysen med DK-modellen af kontakten mellem GVF og søen antages det pt, at søen er 1 meter dyb. Det vurderes, at beregning af vandudvekslingen i de store søer med DK-modellen vil kunne forbedres væsentligt med denne nye hydrologiske højdemodel.

9.4 Videreudvikling af den foreslåede trinvis metode

- Dette projekt bekræfter nødvendigheden af at sammentænke de to delprogrammer for grundvand og søer i langt højere grad. Aftestningen af metodens trin 1 til 4 på de fire test-søer indikerer, at både den kvantitative og den kemiske metode som udgangspunkt kan bruges til det kommende arbejde med Vandplan 3. Trin 5 kræver udvikling af simple beregningsværktøjer af diffus stofbelastningen fra GVF til en sø.
- Det anbefales, at der for søer <100 ha udføres en analyse af tidsforbruget til at analysere kontakten GVF og sø med de foreslåede fire supplerende metoder.

10. Referencer

- Andersen, F.Ø., Jensen, H.S. (2016): Indledning: Center for sørestaurering – CLEAR. Vand & Jord, (temanummer), 23(2), 42-43)
- Bak, J.L., Jensen, J. & Larsen, M.M. (2015): Belysning af kobber- og zinkindholdet i jord. Indhold og udvikling i kvadratnettet og måling på udvalgte brugstyper. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 72 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 159 <http://dce2.au.dk/pub/SR159.pdf>
- Boutrup, S., Holm, A.G., Bjerring, R., Johansson, L.S., Strand, J., Thorling, L., Brüsck, W., Ernstsen, V., Ellermann, T. & Bossi, R. (2015): Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. NO-VANA. Tilstand og udvikling 2004-2012. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 242 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 142 <http://dce2.au.dk/pub/SR142.pdf>
- Environment Agency (2016): River basin management plans. Part 2: River basin management planning overview and additional information. pp. 100 https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/718324/Part_2_River_basin_management_planning_process_overview_and_additional_information.pdf
- Estonian Environment Agency (2014): Estonian Environmental Review 2013. Chapter 2: Natural resources. <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/review2013>
- European Commission (2012a): Commission staff working document. Member state: Netherlands. Accompanying the document – Report from the commission to the European parliament and the council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC). http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/pdf/3rd_report/CWD-2012-379_EN-Vol3_NL.pdf
- European Commission (2012b): Commission staff working document. Member state: Estonia. Accompanying the document – Report from the commission to the European parliament and the council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC). http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/pdf/3rd_report/CWD-2012-379_EN-Vol3_EE.pdf
- EU (2009): CIS Guidance document No. 18 – Groundwater Status and Trend Assessment, Technical Report 2009 – 026 (CIS Guidance 18)
- EU (2010): CIS Guidance Document No. 26 – Guidance on risk assessment and the use of conceptual models for groundwater, technical Report 2010-042
- EU (2012): CIS Guidance document No. 28 – Preparation of a Priority Substances Emissions Inventory, Technical Report 2012 – 058 (CIS Guidance 28)

EU (2015): CIS Thematic Document No. 9 – Groundwater Associated Aquatic Ecosystems, Technical Report 2015 - 093 (CIS TD 9)

German Environment Agency (2017): Waters in Germany: Status and assessment. Dessau-Rosslau. ISSN 2363-823X. pp. 132. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/publikationen/171018_uba_gewasserdtl_engl_bf.pdf

Henriksen, H.J, Sonnenborg, A. (eds.)(2003): Ferskvandets kredsløb. NOVA 2003 Temarapport. Udarbejdet af GEUS, DMU, DJF, DMI

Hill, A.R. (1996): Nitrate removal in stream riparian zone. Journal of Environmental Quality, 25: 743-755.

Højbjerg, A.L., Stisen, S., Olsen, M., Trolborg, L., Uglebjerg, T.B., Jørgensen, F. (2015): DK-model2014 – Model opdatering og kalibrering. GEUS rapport 2015/8, København.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L.J., Jensen, L. (1997): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia 342–343:151–164.

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. (2011): *Udtagning af sedimentprøve til analyse for miljøfarlige forurenende stoffer i søer (version 4), sidst opdateret 2017. Teknisk Anvisning, DCE Nationalt center for Miljø og Energi, Aarhus universitet.* http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/S07_version4_20171012_endelig.pdf

Johansson, L.S., Lauridsen, T.L. (2011): *Feltmålinger, profilmålinger samt udtagning af prøver til analyse af vandkemiske parametre i søer (version 5), sidst opdateret 2017. Teknisk Anvisning, DCE Nationalt center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.* http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/S01_FeltmaalingerOgVandkemiVer5.pdf

Johansson, L.S., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Landkildehus, F., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L., Windolf, J. & Bøgestrand, J. (2016): Søer 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 90 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 207. <http://dce2.au.dk/pub/SR207.pdf>

Johansson, L.S., Søndergaard, M., Landkildehus, F., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L. & Windolf, J. (2018): Søer 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 259. <http://dce2.au.dk/pub/SR259.pdf>

Kalbus, E., Reinstorf, F., Schirmer, M. (2006): Measuring methods for groundwater – surface water interactionsa review. Hydrology and earth System Sciences, 10, 873-887.

- Karan, S., Kidmose, J., Engesgaard, P., Nilsson, B., Frandsen, M., Ommen, D.A.O., Flindt, M.R., Andersen, F.Ø., Pedersen, O. (2014): Role of groundwater-lake interface in controlling seepage of water and nitrate. *Journal of Hydrology*, 517, 791-802.
- Kazmierczak, J., Müller, S., Nilsson, B., Postma, D., Czekaj, J., Sebok, E., Jessen, S., Karan, S., Stenvig Jensen, C., Edelvang, K., Engesgaard, P. (2016): Groundwater flow and heterogeneous discharge into a seepage lake: Combined use of physical methods and hydrochemical tracers. *Water Resources Research*, 52, 9109-9130.
- Kidmose, J. (2010): Groundwater – surface water interaction: From catchment to interfaces at lakes and streams. PhD Thesis, Københavns Universitet, 181 p.
- Kidmose, J., Nilsson, B., Engesgaard, P., Frandsen, M., Karan, S., Landkildehus, F., Søndergaard, M., Jeppesen, E. (2013): Focused groundwater discharge of phosphorus to a eutrophic seepage lake (Lake Væng, Denmark): Implication for lake ecological state and restoration. *Hydrogeology Journal*, 21, 1787-1802.
- Kidmose, J., Engesgaard, P., Ommen, D.A., Nilsson, B., Flindt, M.R., Andersen, F.Ø. (2015): The role of groundwater for lake-water quality and quantification of N seepage. *Groundwater*, 53(5), 709-721.
- LAWA 2011): Sachstandsbericht der LAWA zur Fachlichen Umsetzung der EG-WRRL. Teil 5 Bundesweit einheitliche Methode zur Beurteilung des mengenmäßigen Zustands. pp. 26
- Lewandowski, J., Meinikmann, K., Nützmann, G., Rosenberry, D.O. (2015): Groundwater – the disregarded component in the lake water and nutrient budgets. Part 2: Effects of groundwater on nutrients. *Hydrological Processes*, 29, 2922-2955.
- Miljøstyrelsen (2000): NOVA-2003 Programbeskrivelse for det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. Redegørelse fra Miljøstyrelsen Nr. 1 2000
- Miljøstyrelsen (2002): Vidensstatus for sammenhængen mellem tilstanden i grundvand og overfladevand. Forfattere: Refsgaard JC, Henriksen HJ, Nilsson B, Rasmussen P, Kronvang B, Skriver J, Jensen JP, Dalsgaard, T, Søndergaard M og Hoffmann CC. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 21
- Miljøstyrelsen, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet og GEUS – De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (2017): NOVANA Det nationale overvågningsprogram for vand og natur 2017-2021. Programbeskrivelse.
- Miljø- og fødevareministeriet (2016): Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og naturovervågning af internationale beskyttelsesområder, BEK nr. 1001 af 29/06/2016. "Overvågningsbekendtgørelsen".
- Miljø- og fødevareministeriet (2017a): Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. BEK nr. 1625 af 27/12/2017.
- Miljø- og fødevareministeriet (2017b): Bekendtgørelse og kvalitetskrav til miljømålinger, BEK nr. 1146 af 24/10/2017. "Analysekvalitetsbekendtgørelsen".

Miljø- og fødevareministeriet (2018): Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger, BEK nr. 974 af 27/06/2018. "Analyse kvalitetsbekendtgørelsen".

Ministry of Infrastructure and the Environment & Ministry of Economic Affairs (2015): National Water Plan 2016-2021. pp. 78 <https://www.government.nl/documents/policy-notes/2015/12/14/national-water-plan-2016-2021>

Naturstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (2011): NOVANA Det nationale overvågningsprogram for vand og natur 2011-2015. Programbeskrivelse 2. del.

Naturstyrelsen og Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet (2016): NOVANA Det nationale overvågningsprogram for vand og natur 2016. Programbeskrivelse.

Nilsson, B., Engesgaard, P., Kidmose, J.B., Kazmierczak, J. (2016a): Grundvand og søer. Vand og Jord, 2, 72-75.

Nilsson, B., Engesgaard, P., Kidmose, J.B. (2016b): Koblingen mellem landskab, grundvand og søer. Geoviden, nr 4, 3-6.

Nilsson, B., Gravesen, P. (2017): Karst Geology and Regional Hydrogeology in Denmark. In: White WB, Herman JS, Herman EK, Rutigliano M. (eds.), Karst Groundwater Contamination and Public Health. Advances in Karst Science, Springer, Switzerland, pp. 289-298.

Nilsson, B., Kronvang, B., Veen, S.v., Troldborg, L., Thorling, L., Boutrup, S., Larsen M.M, Rasmussen, J., Hinsby, K., Kazmierczak, J. (2019): Vurdering af grundvandets kemiske påvirkning på vandløb og kystvande. GEUS rapport 2.

Olsen, S., Søndergaard, M., Jeppesen E., Zhao S. Li W. (2016): Spiller kvælstof en rolle for tilstanden i søerne?. Vand og Jord 2: 59-62.

Rijkswaterstaat (2011): Water Management in the Netherlands. pp. 84 https://staticresources.rijkswaterstaat.nl/binaries/Water%20Management%20in%20the%20Netherlands_tcm21-37646.pdf

Rosenberry, D.O., LaBaugh, J.W., Hunt, R.J (2008): Field techniques for estimating water fluxes between surface water and ground water. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 4-D2: 1-128.

Rosenberry, D.O., Lewandowski, J. , Meinikmann, K., Nützmann, G. (2015): Groundwater – the disregarded component in the lake water and nutrient budgets. Part 2: effects of groundwater on hydrology. Hydrological Processes, 29, 2895-2921.

Sebok, E., Duque, C., Kazmierczak, J., Engesgaard, P., Nilsson, B., Karan, S., Frandsen, M. (2013): High-resolution distributed temperature sensing to detect seasonal groundwater discharge into Lake Væng, Denmark, Water Resour. Res., 49, doi:10.1002/wrcr.20436.

Sebok, E., Karan, S., Engesgaard, P. (2018): Using hydrogeophysical methods to assess the feasibility of lake bank Filtration. Journal of hydrology, 562, 423–434.

SGU (2018): Vægledning grundvattenberoende ekosystem (udkast). Diarie-nr.: 314-77/2018.

Smith, J. W. N. (2005): Groundwater-surface water interactions in the hyporheic zone. Science report SC030155/SR1. Environment Agency, Bristol. pp. 71. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291492/scho0605bjcq-e-e.pdf

Sophocleous, M. (2000): From safe yield sustainable development of water resources .- the Kansas experience. Journal of Hydrology, 235, 27-43.

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen J.P. (1999): Danske søer og deres restaurering. Tema-rapport fra DMU nr 24.

Søndergaard, M., Trolle, D. & Bjerring, R. (2015): Sammenhænge mellem næringsstofindhold og biologiske kvalitetselementer i danske søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 36 s. - Videnskabelig rapport fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 136 <http://dce2.au.dk/pub/SR136.pdf>

Taylor, C.J., Greene, E.A. (2008): Hydrogeologic Characterization and Methods used in the Investigation of Karst Hydrology. US Geological Survey Techniques and Methods 4-D2, 71-114.

Thorling, L. (2012): Prøvetagning af grundvand (version 1.2), sidst opdateret 2017. Teknisk Anvisning, GEUS. <http://www.geus.dk/media/16123/g02-proevetagning-version-12.pdf>

Thorling, L., Brusch, W., Ernstsen, V., Hansen, B., Laier, T., Larsen, F., B., Mielby, S og Sørensen, B. L. (2015a): Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2013. Teknisk rapport, GEUS 2015.

Thorling, L., Ernstsen, V., Hansen, B., Larsen, F., B., Mielby, S., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. (2015b): Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2014. Teknisk rapport, GEUS 2015.

Thorling, L., Hansen, B., Larsen, C.L., Larsen, F., Mielby, S., Johnsen, A.R., & Trolborg, L. (2016): Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2015. Teknisk rapport, GEUS 2016.

SGU (2018): Vægledning Grundvattenberoende ekosystem (udkast). Diarie-nr.: 314-77/2018.

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsen, E., Hansen, B., Johnsen, A.R., & Trolborg, L. (2018): Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2016. Teknisk rapport, GEUS 2018.

Vainu, M. Terasmaa, J. (2016): The consequences of increased groundwater abstraction for groundwater dependent closed-basin lakes in glacial terrain. Environ. Earth Sci., 75-92.

UKTAG (2012a): Paper 11b(i) – Groundwater chemical classification for the purposes of the Water Framework Directive and the Groundwater Directive. pp. 32 <https://www.wfduk.org/resources%20/paper-11bi-groundwater-chemical-classification-march-2012>

UKTAG (2012b): Paper 11b(ii) – Groundwater quantitative classification for the purposes of the Water Framework Directive. pp. 16 <https://www.wfduk.org/resources%20/paper-11bii-groundwater-quantitative-classification-march-2012>

Vattenmyndigheterna i samverkan (2017a): Förvaltningsplan 2016-2021 för Norra Östersjöns vattendistrikt. Del 3, Övervakningsprogram 2009-2015 – Grunden till statusklassificering och åtgärdsprogram. Länsstyrelsen i Västmanlands län. Stockholm: Elanders Sverige AB. pp. 55.
<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/norra-ostersjon/beslutsdokument/Pages/Forvaltningsplan-2016-2021-for-Norra-ostersjons-vattendistrikt.aspx>

Vattenmyndigheterna i samverkan (2017b): Förvaltningsplan 2016-2021 för Norra Östersjöns vattendistrikt. Del 5, Vattenförvaltning 2016-2021 – Strategiska vägval inom vattenförvaltningen kommande år. Länsstyrelsen i Västmanlands län. Stockholm: Elanders Sverige AB. pp. 39.
<http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/norra-ostersjon/beslutsdokument/Pages/Forvaltningsplan-2016-2021-for-Norra-ostersjons-vattendistrikt.aspx>

Verhagen, F. med flere (2008): Interactie grond en oppervlaktewater; Waar speelt het? Methodiekinvulling voor 2010. <http://publications.deltares.nl/Deltares069.pdf>

Bilag

Bilag A: Grundvandsforekomsters kemiske tilstand samt vurdering af tilstand fastsat i EU's vandrammedirektiv og grundvandsdirektiv

Regelgrundlag

Reglerne om krav til en grundvandsforekomsts kemiske tilstand samt vurderingen af denne tilstand er fastsat i EU's vandrammedirektiv³ og grundvandsdirektiv⁴.

Det følger således af vandrammedirektivets art. 4, stk. 1, litra b, pkt. ii, at:

”medlemsstaterne beskytter, forbedrer og restaurerer alle grundvandsforekomster, sørger for balance mellem indvinding og grundvandsdannelse med henblik på at opnå god grundvandstilstand i overensstemmelse med bestemmelserne i bilag V senest 15 år efter datoen for dette direktivs ikrafttræden, med forbehold af eventuelle fristforlængelser i henhold til stk. 4 og anvendelsen af stk. 5, 6 og 7, jf. dog stk. 8, og med forbehold af anvendelse af artikel 11, stk. 3, litra j)”

”God grundvandstilstand” er defineret i vandrammedirektivets art. 2, stk., nr. 20, som:

”den tilstand en grundvandsforekomst har nået, når både dens kvantitative og dens kemiske tilstand i det mindste er »god«.”

”God kemisk tilstand” for grundvand er defineret i vandrammedirektivets art. 2, stk., nr. 25, som:

”Den kemiske tilstand i en grundvandsforekomst, der opfylder alle betingelser i tabel 2.3.2 i bilag V.”

³ EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2000/60/EF af 23. oktober 2000 [om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger](#) med senere ændringer

⁴ EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelse som ændret ved Kommissionens direktiv 2014/80/EU

Af tabel 2.3.2. i vandrammedirektivets bilag V fremgår følgende:

Elementer	God tilstand
Generelt	Grundvandsforekomstens kemiske sammensætning er således, at koncentrationerne af forurenende stoffer — Som anført nedenfor ikke viser påvirkninger fra indtrængning af saltvand eller andet — Ikke overstiger de kvalitetskrav, der gælder i henhold til anden relevant fællesskabslovgivning i overensstemmelse med artikel 17 — ikke ville medføre, at miljømålene i artikel 4 ikke opfyldes for tilknyttede overfladevande, eller at der sker en signifikant forringelse i sådanne vandområders økologiske eller kemiske kvalitet eller en signifikant beskadigelse af terrestriske økosystemer, som er direkte afhængige af grundvandsforekomsten
Ledningsevne	Ændringer i ledningsevnen tyder ikke på indtrængning af saltvand eller andet i grundvandsforekomsten

Grundvandsdirektivets art. 3 og 4 fastsætter regler om kriterier og procedurer for vurdering af grundvandsforekomsters kemiske tilstand:

Artikel 3

Kriterier for vurdering af grundvandsforekomsters kemiske tilstand

1. Med henblik på at vurdere den kemiske tilstand af en grundvandsforekomst eller en gruppe af grundvandsforekomster i henhold til punkt 2.3 i bilag V til direktiv 2000/60/EF anvender medlemsstaterne følgende kriterier:

a) kvalitetskravene for grundvand i bilag I⁵

b) de tærskelværdier, som medlemsstaterne skal fastsætte efter proceduren i bilag II, del A, for de forurenende stoffer, grupper af forurenende stoffer og forureningsindikatorer, for hvilke det på en medlemsstats område er fastslået, at de bidrager til karakteriseringen af grundvandsforekomster eller grupper af grundvandsforekomster som truet, idet der mindst skal tages hensyn til listen i bilag II, del B.

Tærskelværdierne for grundvands gode kemiske tilstand er baseret på beskyttelsen af grundvandsforekomsten i overensstemmelse med bilag II, del A, punkt 1-3, idet der tages hensyn til navnlig forekomstens indvirkninger på og indbyrdes forbindelse med tilknyttede overfladeområder og terrestriske økosystemer og vådområder, der er direkte afhængig af den, og skal bl.a. tage humantoksikologisk og økotoksikologisk viden i betragtning.

2. Tærskelværdier kan fastsættes på nationalt plan, for et vandområdedistrikt eller for den del af et internationalt vandområdedistrikt, der hører ind under en medlemsstats område, eller for en grundvandsforekomst eller en gruppe af grundvandsforekomster.

⁵ Der er pr. d.d. alene fastsat EU grundvandskvalitetskrav for nitrat og for pesticider og deres nedbrydningsprodukter.

3. Medlemsstaterne sikrer, at fastsættelsen af tærskelværdier for grundvandsforekomster, som to eller flere medlemsstater er fælles om, og for grænseoverskridende grundvandsforekomster, samordnes mellem de pågældende medlemsstater i henhold til artikel 3, stk. 4, i direktiv 2000/60/EF.

4. Strækker en grundvandsforekomst eller gruppe af grundvandsforekomster sig ud over Fællesskabets område, skal den eller de berørte medlemsstater bestræbe sig på at opstille tærskelværdier i samordning med det eller de berørte tredjelande, i henhold til artikel 3, stk. 5, i direktiv 2000/60/EF.

5. Senest den 22. december 2008 fastsætter medlemsstaterne for første gang tærskelværdier i henhold til stk. 1, litra b).

Alle fastsatte tærskelværdier offentliggøres i de vandområdeplaner, der skal indsendes i henhold til artikel 13 i direktiv 2000/60/EF, inkl. et resumé af oplysningerne i nærværende direktivs bilag II, del C.

6. Medlemsstaterne ændrer listen over tærskelværdier, hver gang nye oplysninger om forurenende stoffer, grupper af forurenende stoffer eller forureningsindikatorer viser, at der bør fastsættes en tærskelværdi for et yderligere stof, eller at en eksisterende tærskelværdi bør ændres, eller at en tærskelværdi, der tidligere er slettet af listen, skal genoptages på den, for at beskytte menneskers sundhed og miljøet.

Grænseværdier kan slettes af listen, når den pågældende grundvandsforekomst ikke længere er udsat for risiko fra tilsvarende forurenende stoffer, grupper af forurenende stoffer eller forureningsindikatorer.

Enhver ændring i listen over tærskelværdier indberettes i forbindelse med den periodiske revision af vandområdeplanerne.

7. Kommissionen offentliggør en rapport senest den 22. december 2009 på grundlag af de oplysninger, medlemsstaterne forelægger i overensstemmelse med stk. 5.

Artikel 4

Procedure for vurdering af grundvandforekomsters kemiske tilstand

1. Medlemsstaterne anvender den procedure, der er beskrevet i stk. 2, til at vurdere den kemiske tilstand af en grundvandsforekomst. Hvor det er relevant, kan medlemsstaterne ved anvendelse af denne procedure vurdere grundvandsforekomster under ét, jf. bilag V til direktiv 2000/60/EF.

2. En grundvandsforekomst eller en gruppe af grundvandsforekomster anses for at have en god kemisk tilstand, når:

a) den relevante overvågning viser, at betingelserne i tabel 2.3.2 i bilag V til direktiv 2000/60/EF opfyldes; eller

b) grundvandskvalitetskravene som anført i bilag I og de relevante tærskelværdier, der er udarbejdet i overensstemmelse med artikel 3 og bilag II, ikke overskrides i nogen af overvågningspunkterne i denne grundvandsforekomst eller gruppe af grundvandsforekomster; eller

c) grundvandskvalitetskravene eller tærskelværdien overskrides i et eller flere overvågningspunkter, men en relevant undersøgelse i overensstemmelse med bilag III bekræfter, at:

i) det på grundlag af den vurdering, der er omhandlet i punkt 3 i bilag III, kan fastslås, at koncentrationerne af forurenende stoffer, der overskrider grundvandskvalitetskravene eller tærskelværdierne, ikke anses for at udgøre en væsentlig miljørisiko, idet der i relevant omfang tages hensyn til omfanget af den grundvandsforekomst, der berøres

ii) de øvrige betingelser for god kemisk tilstand for grundvand som anført i tabel 2.3.2 i bilag V til direktiv 2000/60/EF er opfyldt, jf. punkt 4 i bilag III til nærværende direktiv

iii) for grundvandsforekomster, der er udpegede i henhold til artikel 7, stk. 1, i direktiv 2000/60/EF opfyldes kriterierne i direktivets artikel 7, stk. 3, i overensstemmelse med punkt 4 i bilag III til nærværende direktiv.

iv) grundvandsforekomsten eller nogle af forekomsterne i gruppen af grundvandsforekomster ikke er så forurenede, at menneskers mulighed for at anvende dem er blevet væsentligt forringet.

3. Udvælgelsen af grundvandsovervågningssteder skal opfylde kravene i bilag V, punkt 2.4 i direktiv 2000/60/EF om, at de udformes således, at de giver et sammenhængende og omfattende overblik over grundvandets kemiske tilstand og giver repræsentative overvågningsdata.

4. Medlemsstaterne offentliggør et resumé af vurderingen af grundvandets kemiske tilstand i vandområdeplanerne i overensstemmelse med artikel 13 i direktiv 2000/60/EF.

Dette resumé, der er udarbejdet for vanddistriktområdet eller den del af det internationale vanddistriktområde, der ligger på en medlemsstats område, skal også omfatte en forklaring på, hvordan overskridelserne af kvalitetskravene eller tærskelværdierne i individuelle overvågningspunkter er blevet taget i betragtning i den endelige vurdering.

5. Hvis en grundvandsforekomst klassificeres som havende god kemisk tilstand, jf. stk. 2, litra c), træffer medlemsstaterne i overensstemmelse med artikel 11 i direktiv 2000/60/EF de foranstaltninger, der måtte være nødvendige for at beskytte de akvatiske økosystemer, terrestiske økosystemer og menneskers brug af grundvand, der er afhængig af den del af grundvandsforekomsten, der repræsenteres i det eller de overvågningspunkter, hvor et grundvandskvalitetskrav eller en tærskelværdi er overskredet.

Der er i et samarbejde mellem EU Kommissionen og medlemslandene udarbejdet en række CIS vejledninger og tekniske rapporter⁶, der bidrager til forståelsen og anvendelsen af bestemmelserne i vandrammedirektivet og direktivets 2 datterdirektiver, grundvandsdirektivet og direktivet om miljøkvalitetskrav⁷. Særligt relevante for bestemmelserne om grundvandsforekomsters kemiske tilstand samt vurderingen heraf er:

CIS Guidance Document No. 15 – Groundwater Monitoring, Technical Report 002 2007 (CIS Guidance 15)

CIS Guidance document No. 18 – Groundwater Status and Trend Assessment, Technical Report 2009 – 026 (CIS Guidance 18)

CIS Guidance document No. 28 – Preparation of a Priority Substances Emissions Inventory, Technical Report 2012 – 058 (CIS Guidance 28)

CIS Thematic Document No. 9 – Groundwater Associated Aquatic Ecosystems, Technical Report 2015 - 093 (CIS TD 9)

⁶ Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidances http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm

⁷ EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/105/EF af 16. december 2008 [om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 83/513/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF](#)

Direktivernes bestemmelser om grundvandsforekomsternes kemiske tilstand og vurderingen heraf er implementeret i lov om vandplanlægning⁸, bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvandsforekomster⁹, bekendtgørelse om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster¹⁰ og bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder¹¹.

⁸ Lov om vandplanlægning, jf. lovbekendtgørelse nr. 126 af 26. januar 2017

⁹ Bekendtgørelse nr. 1625 af 17. december 2017 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvandsforekomster

¹⁰ Bekendtgørelse nr. 1525 af 17. december 2017 om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster

¹¹ Bekendtgørelse nr. 1001 af 26. juni 2016 om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder

Bilag B: Næringsstoffer og andre vandkemiske og fysiske parametre

Næringsstoffer og andre vandkemiske og fysiske parametre

Overvågningen af vandkemiske og fysiske parametre i grundvand og søer er vist i tabel B1.

*Tabel B1: Relevante vandkemiske og fysiske parametre, som overvåges i NOVANA 2017-2021 (Miljøstyrelsen med flere, 2017). Parametre i overvågning af grundvand og søer er angivet med krav til detektionsgrænse (DG) (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018). x betyder at der ikke er fastsat krav til detektionsgrænse. Nummerering 1-7 angiver hvilke(n) del(e) af sø-programmet, målingen indgår i. * angiver at parameteren ikke indgår i NOVANA 2017-21, men at der foreligger ældre data. TS = tørstof.*

Stof/ DG mg/l	Grundvand	Søer	
	Vand (kun opløste stoffer)	Vand	Sediment
Carbondioxid, aggr.	2		
Hydrogencarbonat	3		
Farvetalet		1 ^{1,2,3,4,5,6}	
Alkalinitet		0,005/0,05 mmol/L ^{1,2,3,4,5,6}	
Carbon,organisk, NVOC	0,1		
Ammoniak+ammonium	0,005		
Ammonium-N		0,005 ¹	
Nitrit-NO ₂	0,001		
Nitrat-NO ₃	0,3		
Nitrit- og nitrat-N		0,005 ^{1,3,4}	
Kvælstof, Total-N		0,05 ^{1,2,3,4,5,6}	
Ortho-phosphat-P	0,005	0,005 ^{1,3}	
Phosphor, total-P	0,01	0,01 ^{1,2,3,4,5,6}	0,05 g/kg TS ^{1,3}
Calcium	1		
Chlorid	1		

Jern	0,01	0,02 ¹	5 mg/kg TS ^{1,3}
Kalium	0,05		
Magnesium	0,3		
Mangan	0,002		
Natrium	0,3		
Sulfat	0,5		
Silikat+silicium		0,05 ¹	
Suspenderet stof		2 ^{1,2,3,4,5,6}	
Glødetab af suspenderet stof		2 ¹	
Salinitetsprofil		x ^{1,2,3,4}	
Salinitet		x ^{5,6,7}	
Ledningsevne	1,5 mS/m	1,5 mS/m ^{1,2,3,4,5}	
Ilt / iltprofil	0,1	0,2 ^{1,2,3,4,5}	
pH	x	x ^{1,2,3,4,5,6,7}	
Redoxpotentiale/Eh (mV)	x		
Klorofyl a		0,3 µg/L ^{1,2,3,4,5,6}	
Temperatur / temperaturprofil	x	x ^{1,2,3,4,5,6,7}	
Sigtdybde		x ^{1,2,3,4,5}	
Vandstand		x ¹	
Vandføring		x ^{1*}	

Indgår i programdelene:

1. KU-søer > 5 ha
2. KT-søer > 5 ha
3. OP-søer > 5 ha
4. OP-søer 1-5 ha
5. Kontrolovervågning naturtyper 1-5 ha
6. Kontrolovervågning naturtyper < 1 ha
7. Kortlægning af naturtyper < 5 ha

Grundvands- og overfladevandsprogrammerne adskiller sig fra hinanden ved at indholdet af kvælstofforbindelser i grundvand opgives som koncentration af hele molekyler (fx NO_3 og NO_2), mens det i overfladevand opgives som andelen af kvælstof i de målte molekyler (fx $\text{NO}_3\text{-N}$ og $\text{NO}_2\text{-N}$).

De vandkemiske og fysiske parametre, der indgår i søovervågningen, er de samme i NOVANA 2017-21 som i NOVANA 2011-15 på nær vandføringsmålinger i delprogrammet for søer, som indgår i programmet for stoftransport i den indeværende programperiode. Maks- og middeldybde samt areal haves for de fleste søer. For KU-søerne er der en højere prøvetagningsfrekvens af vandkemiske og fysiske parametre, som måles hver 14. dag i vækstsæsonen, og herefter hver måned. For KT-søerne bliver de enkelte parametre målt i ét år (månedligt i perioden maj-september) i løbet af den 6 årige programperiode. I den operationelle overvågning udtages også månedlige prøver i maj-september. I søer med springlagsdannelse tages der prøver både over og under springlaget, men antallet af parametre varierer mellem KU-, KT-søerne og søerne i det operationelle program. I programmet for grundvand måles vandkemiske parametre, herunder næringsstoffer, én gang i programperioden for kontrolovervågningen og fire gange for den operationelle overvågning.

I delprogrammet for stoftransport og landovervågning måles der på til- og fraførsel af vand, kvælstof og fosfor i søer ved målestationer i sø til- og afløb (23 stationer) og ved mobile søstationer (ca. 175). Her måles der på vandkemi samt kontinuerlig vandstand og vandføring ved stationerne (Miljøstyrelsen med flere, 2017). Disse målinger kan være relevante at inddrage i forbindelse med beregning af vandbalancer for søer. Målingerne findes i overfladevandsdatabasen (ODA) eller Hydrometridatabasen (HYMER).

Metaller og andre uorganiske sporstoffer

Overvågning af sporstoffer i grundvand og søer i nuværende programperiode er vist i tabel B2. Der overvåges kun sporstoffer i kontrol- og operationel overvågning af søer, som er inkluderet i vandområdeplanerne (VOP) (ofte søer > 5 ha).

*Tabel B2: Sporstoffer NOVANA 2017-2021 (Miljøstyrelsen med fleremed flere, 2017). Parametre i overvågning af grundvand og søer er angivet med krav til detektionsgrænse (DG) fra bekendtgørelsen (Miljø- og Fødevarestyrelsen, 2018) for grundvand, og fra den årlige NOVANA rapport for søer (Johansson med flere, 2018). * angiver at stoffet ikke indgår i NOVANA 2017-21, men at der foreligger ældre data. x betyder at der ikke er fastsat krav til detektionsgrænse. VOP=vandområdeplaner, TS = tørstof, VV = vådvægt.*

Stof /DG	Grundvand	Søer i VOP (oftest > 5 ha)	
	Kun opløst stof (µg/L)	Sediment (mg/kg TS)	Fisk (µg/kg VV)
Aluminium	0,5	1000	
Arsen	0,03	0,2	
Barium	1*	1*	
Beryllium	0,02		
Bly	0,03	1	
Bor	10		
Cadmium	0,003	0,03	
Jod	0,3		
Krom	0,03	1	
Kobber	0,03	0,2	
Kviksølv	0,001*	0,003*	2
Nikkel	0,03	0,5	
Vanadium		X	
Zink	0,5	3	

Grundvand

Detektionsgrænserne for aluminium, cadmium og kobber er ændret til lavere værdier og for beryllium og jod ændret til højere værdier i den nyeste programperiode. Disse ændringer forventes dog ikke at have betydning for resultaterne, da grundvandets indhold af disse metaller (undtagen beryllium) normalt er over detektionsgrænsen for de fleste prøver.

Kviksølv og barium har været en del af overvågningen af grundvand indtil år 2016, hvor stofferne kun blev analyseret, hvis der var påvirket overfladevand, hvor der var behov for at kende baggrundskoncentrationen i de lokale grundvandsforekomster. Der foreligger derfor kun ældre data for disse stoffer.

Grundvandets indhold af metaller og andre sporstoffer måles ved udtagning af en vandprøve én gang (kontrolovervågning) eller fire gange (operationel overvågning) i løbet af programperioden. Prøven kan udtages på hvilket som helst tidspunkt af året.

Søer

Detektionsgrænserne for sporstoffer i søer i tabel B2 er taget fra den nyeste NOVANA rapport for søer (Johansson med flere, 2018). Dette skyldes, at de anvendte detektionsgrænser til analyse af stofforekomst i søer fra analyselaboratorier ofte er lavere end de generelle grænser, som angives i bekendtgørelsen (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017b), og at detektionsgrænser i sediment kan ændre sig alt efter sedimentets beskaffenhed. Af hensyn til analyseresultater for koncentrationstværdier, der omtales i kapitel 5, er det derfor i nærværende projekt mere anvendeligt at benytte detektionsgrænserne for sporstoffer fra sørapporten.

Vanadium, aluminium og arsen indgår som nye sporstoffer i kontrolovervågningen i programperioden 2017-2021 i overvågningen af søer, hvor stofferne tidligere kun indgik i den operationelle overvågning. Derudover overvåges barium ikke længere i søer.

I NOVANA 2017-2021 er det de samme sporstoffer som overvåges i kontrolovervågningen og i den operationelle overvågning. Der tages én prøve igennem programperioden og prøven tages på søens dybeste sted, og består af overfladesediment (0-2 cm) for søer i kontrol- og operationel overvågning (Teknisk Anvisning S07, v4, 2011).

Pesticider

I overvågningen af pesticider findes en lang række stoffer, samt en del nedbrydningsprodukter af disse pesticider (tabel B3). Fra 2019 skal pesticiderne heptachlor og heptachloroepoxid, og deres nedbrydningsprodukter, overvåges i fisk i søer. Der overvåges kun pesticider i kontrol- og operationel overvågning i søer, som er inkluderet i vandområdeplanerne (VOP) (oftest søer > 5 ha).

Tabel B3. Pesticider i NOVANA 2017-21. Parametre i overvågning af grundvand og søer er angivet med krav til detektionsgrænse (DG) (Miljø- og Fødevarestyrelsen, 2018). x betyder at der ikke er fastsat krav til detektionsgrænse. *angiver at stoffet ikke indgår i NOVANA 2017-21, men at der findes ældre data.

Stof /DG	Grundvand	Søer i VOP (oftest > 5 ha)		
		Vand - Operationel over- vågning (µg/l)	Sediment - Kontrol over- vågning (µg/kg TS)	Fisk – Kontrol over- vågning
1,2,4-Triazol	0,01			
2,4-D	0,01			
2,4-Dichlorphenol	0,01			
2,6-DCPP	0,01			
2,6-Dichlorbenzamid (BAM)	0,01	0,01		
2,6-Dichlorbenzoylsyre	0,01			
2,6-Dichlorphenol	0,01			
2-hydroxy-desethyl-ter- butylazin	0,01			
4-Chlor,2-methylphenol	0,01			
4-CPP	0,01			
4-Nitrophenol	0,01			
AMPA	0,01	0,01		
Atrazin	0,01	0,01		
Atrazin, desethyl-	0,01			
Atrazin, desisopropyl	0,01			
Atrazin, hydroxy-	0,01			
Bentazon	0,01	0,01		
CGA 108906	0,01			
CGA 62826	0,01			
Chlorpyrifos		0,003	0,5*	
Cybutryn		0,01		

Cypermethrin		0,01	1*	
Deethyl-hydroxy-atrazin	0,01			
DEIA	0,01			
Deisopropyl-hydroxyatrazin	0,01			
Dichlobenil	0,01			
Dichlorprop	0,01			
Didealkyl-hydroxy-atrazin	0,01			
Dimethoat	0,01*			
Dinoseb	0,01*			
Diuron	0,01	0,01		
DNOC	0,01*	0,01		
Ethylenthiourea	0,01			
Glyphosat	0,01	0,01		
Heptachlor				x
Heptachloroepoxid				x
Hexazinon	0,01			
Isoproturon	0,01	0,01	3*	
MCPA	0,01	0,01		
Mechlorprop	0,01	0,01		
Metalaxyl	0,01			
Metamitron	0,01*			
Metribuzin	0,01			
Metribuzin-desamino	0,01			
Metribuzin-desamino-diketo	0,01			
Metribuzin-diketo	0,01			
Pendimethalin	0,01*			

Picolinafen	0,01*			
PPU (IN70941)	0,01*			
PPU (IN70941)	0,01*			
PPU-desamino (IN70942)	0,01*			
PPU-desamino (IN70942)	0,01*			
Prosulfacarb		0,01		
Simazine	0,01	0,01		
Simazine, hydroxy	0,01			
Terbutryn		0,01		
Terbuthylazin-desethyl	0,01			
Terbutylazin	0,01*			
Terbutylazin,hydroxy	0,01*			
Trichloreddikesyre (TCA)	0,01*	0,01		
Tau-fluvalinat			2*	

Grundvand

Listen over hvilke pesticider, som skal overvåges i grundvand, bliver løbende justeret ved revisioner af overvågningsprogrammet og i løbet af programperioderne, når der opstår behov for overvågning af nye stoffer. I Varslingssystemet for pesticider (VAP) gives en tidlig varslings om, hvorvidt nye stoffer bør inddrages i overvågningen. På baggrund af VAP vil to nedbrydningsprodukter fra ukrudtsmidlet chloridazon (desphenyl-chloridazon og methyl-desphenyl-chloridazon) og stoffet 1,2,3-triazol blive inddraget i grundvandsovervågningen fra 2018, da disse produkter er fundet via screeninger i grundvandet (<http://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2018/mar/tre-stoffer-fundet-i-grundvand-skal-foelges-fremover/>). En grundvandsprøve udtages én gang i programperioden for kontrolovervågning og fire gange for operationel overvågning.

Søer

I søer overvåges kun få pesticider i kontrolovervågningen, mens flere stoffer overvåges i den operationelle overvågning. I indeværende programperiode vil kun to stoffer blive overvåget i kontrolovervågningen; heptachlor og heptachloroepoxid, og disse overvåges i fisk. I den operationelle overvågning måles stofferne udelukkende i vandfasen. stofferne i sedimentet, I NO-VANA 2011-2015 blev fire stoffer overvåget i sedimentet i kontrolovervågningen (som angivet i

tabel 4.3). De vandkemiske målinger af MFS i vand tages som stikprøver i fire søer i den operationelle overvågning, hvor prioriterede stoffer måles 12 gange i løbet af året, og de ikke-prioriterede stoffer måles 4 gange. Der er sket væsentlige ændringer fra programperioderne 2011-2016 og programperioden for 2017-2021, hvorfor der i mindre grad foreligger data på pesticider, som er målt i søer i begge programperioder.

Af pesticiderne, som blev overvåget i kontrolovervågningen i perioden 2011-2015, er kun cypermethrin, chlorpyrifos og isoproturon fundet i søsediment i koncentrationer, der ligger over detektionsgrænsen i kontrolovervågningen (Johansson med flere, 2018). De undersøgte pesticider er kun fundet i få søer (0-4% af de overvågede søer). I den indeværende programperiode indgår disse tre stoffer ikke mere.

Andre organiske miljøfarlige forurenende stoffer

Ud over pesticider indgår en række andre organiske miljøfarlige stofgrupper i NOVANA. Disse er oplistet i tabel B4.

*Tabel B4: Stofgrupper i NOVANA 2017-21 i grundvand og søer. x angiver at stofgruppen overvåges i delprogrammet. * angiver at stofgruppen ikke indgår i operationel overvågning.*

Stofgruppe	Grundvand	Søer i VOP (oftest > 5 ha)	
		Sediment	Fisk
Aromatiske kulbrinter	X	x	
Blødgørere	X	x	
Detergenter, anioniske	X		
Dioxiner og furaner			x*
Halogenerede alifatiske kulbrinter	X		
Organotinforbindelser		x*	
Perfluorerede forbindelser	X		x
Phenoler	X	x	
Polyaromatiske kulbrinter (PAH)		x	

Af tabel B4 fremgår det, at det kun er stofgrupperne aromatiske kulbrinter, blødgørere og phenoler, som indgår i overvågning på tværs af grundvand og søer. Derfor er det kun de stofgrupper, som vil blive behandlet nærmere. Perfluorerede forbindelser vil først være en del af søovervågningen i 2019, hvor stofgruppen overvåges i fisk. Perfluorerede forbindelser har kun været en del af grundvandsovervågningen siden 2014 (NOVANA 2017-2021).

I tabel B5 listes hvilke stoffer inden for ovenstående stofgrupper, som måles i overvågningen af grundvand og søer.

*Tabel B5: Organiske miljøfarlige forurenende stoffer (undtagen pesticider) i NOVANA 2017-21 i grundvand og søer. Parametre i overvågning af grundvand og søer er angivet med krav til detektionsgrænse (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018). x betyder at der ikke er fastsat krav til detektionsgrænse. * angiver at stoffet er nyt i programperioden 2017-21. ** angiver at stofgruppen ikke indgår i operationel overvågning. VOP = vandområdeplaner, TS = tørstof.*

<i>Parameter /DG</i>	<i>Grundvand</i>	<i>Søer i VOP (oftest > 5 ha)</i>
	<i>Vand (µg/L)</i>	<i>Sediment (µg/kg TS)</i>
<i>Aromatiske kulbrinter</i>		
<i>1-methylnaphtalen</i>		0,5
<i>2-methylnaphtalen</i>		1
<i>Benzen</i>	0,03	
<i>Dimethylnaphtalener</i>		3
<i>Naphtalen</i>		1
<i>Toluen</i>	0,03	
<i>Trimethylnaphtalen</i>		1
<i>Xylen</i>	0,02	
<i>Blødgørere</i>		
<i>Benzylbutylphthalat (BPP)</i>		10
<i>Di(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)</i>		10
<i>Di (2-ethylhexyl)-phthalate (DEHP)</i>	0,1	10
<i>Diisonylphthalat (DNP)</i>	0,1	20
<i>Dibutylphthalat (DBP)</i>	0,1	10*
<i>Phenoler</i>		
<i>Nonylphenoler, sum</i>	0,05	100
<i>4-nonylphenol</i>		0,5
<i>Octylphenol, sum</i>		10
<i>4-tert-octylphenol</i>		0,5

<i>Nonylphenol-monoethoxylater (NP1EO)</i>	<i>0,05</i>	<i>10**</i>
<i>Nonylphenol-diethoxylater (NP2EO)</i>	<i>0,1</i>	<i>10</i>
<i>Phenol</i>	<i>0,05</i>	
<i>Pentachlorophenol</i>	<i>0,01</i>	

Aromatiske kulbrinter findes typisk i vandmiljøerne som følge af, at de indgår i olieprodukter eller nedbrydningsprodukter herfra. Stofferne kan måles i blandt andet spildevandsanlæg fra diverse punktkilder. Blødgørere og phenoler, som stammer fra blandt andet plastmaterialer, maling og rengøringsprodukter, tilføres til vandmiljøer via renseanlæg og industri (Boutrup med flere, 2015).

I søer tages der én sedimentprøve i løbet af den 6-årige programperiode, som består af overfladesediment (0-2 cm), og som tages på søens dybeste sted både for kontrolovervågede og operationelt overvågede søer. I grundvand udtages en vandprøve én gang i programperioden i kontrolovervågningen, og fire gange i den operationelle overvågning.

Biologiske kvalitetselementer

Den økologiske tilstand i søer kan påvirkes af grundvandsniveauet, hvis søen er forbundet til et eller flere grundvandsmagasiner. En fluktuerende til- og fraførsel af grundvand kan have morfologiske betydninger og ændret kontinuitet for en given sø. Til vurdering af om kvantiteten af grundvand kan have en effekt på den tilknyttede sø, er det relevant at kigge på de biologiske kvalitetselementer, som indgår i tilstandsvurderingen for den økologiske tilstand i søer. De fysisk-kemiske parametre er tilpasset overvågningen af biologiske parametre, og de understøtter derfor hinanden godt. En høj fosforkoncentration kan eksempelvis være med til at forklare et en lav fytoplankton/klorofyl a indekssværdi (Søndergaard med flere, 2015).

De biologiske kvalitetselementer i forbindelse med de danske vandområdeplaner omfatter fytoplankton, makrofyter (en del af "anden akvatisk flora") og fisk. Derudover vil elementerne fytobenthos (en del af "anden akvatisk flora"), og bundfauna forventeligt indgå i kommende vandområdeplaner. Endvidere vil fysisk-kemiske støtteparametre og miljøfarlige forurenede stoffer blive taget i brug i løbet af den nuværende programperiode (tabel B6).

Tabel B6: Biologiske kvalitetselementer til vurdering af økologisk tilstand i søer i NOVANA 2017-2021.

<i>Kvalitetselement</i>	<i>Parameter</i>	<i>Anvendelse</i>
<i>Fytoplankton</i>	<i>Dansk søplanteplanktonindeks (DSPI)</i>	<i>KU-søer og KT-søer</i>
	<i>Klorofyl a</i>	<i>OP-søer</i>
<i>Anden akvatisk flora (Makro-fyter og fytobenthos)</i>	<i>Dansk søvandplanteindeks (DSVI)</i>	<i>KU-søer og KT-søer</i> <i>OP-søer med makrofyter</i>
	<i>Indeks for fytobenthos</i>	<i>Under udarbejdelse</i>
<i>Fisk</i>	<i>Dansk fiskeindeks for søer (DFFS)</i>	<i>KU-søer og KT-søer</i> <i>Visse OP-søer*</i>
<i>Bundfauna</i>	<i>Dansk bundfaunaindeks</i>	<i>Udviklet i april 2017</i>
<i>Fysisk-kemiske støtteparametre</i>	<i>Koncentration af kvælstof og fosfor</i>	<i>Anvendes ikke endnu</i>
<i>Miljøfarlige forurenende stoffer (MFS)</i>	<i>Miljøkvalitetskrav for overfladevand</i>	<i>Anvendes ikke endnu</i>

**Fisk er normalt ikke et af de mest følsomme kvalitetselementer, men vil i 2017-2021 blive inddraget som kvalitetselement i 55 udvalgte OP-søer.*

Foruden de biologiske kvalitetselementer kan fysisk-kemiske og hydromorfologiske støtteparametre som blandt andet vandtemperatur, ledningsevne, vandføringsmålinger, sø-morfologi (areal, dybde) og ilt være relevante at inddrage i forhold til vurdering af den kvantitative påvirkning på en sø fra grundvandet, da disse parametre blandt andet kan indikere hvor, og om, der kan være indtrængning af grundvand til søen.

Kvantitativ tilstandsparametre

I forhold til at vurdere grundvandsforekomsters kvantitative tilstand bestemmes vandindvinding og vandressourcens størrelse ved pejlingsstationer, og der foretages modelleringer af grundvand til blandt andet at bestemme vandbalancer.

Vandindvinding og vandressourcens størrelse

Vandindvinding og størrelsen af den tilgængelige grundvandressource overvåges ved årlig manuel pejling i 1320 grundvandsstationer samt ved automatisk pejling fire gange i døgnet ved 150 stationer. Derudover registreres de oppumpede vandmængder ved vandværkernes boreringskontrol og rapporteres til kommuner, som indsætter data i Jupiter databasen. Vandværkerne foretager også en pejling af grundvandsstanden i deres boringer.

Modellering af grundvand

Den landsdækkende hydrologiske model (DK-model) anvendes til at vurdere grundvandets kvantitet, grundvandsdannelse og vandbalance. Som en del af denne model kan udveksling mellem grundvand og overfladevand detekteres. I forhold til påvirkning på søer er der dog begrænsninger i DK-modellen, eftersom søer < 100 ha ikke indgår i modellen, og grid-størrelsen er for stor til at kunne inkludere søer < 50 ha.

Bilag C: Kontakt mellem grundvand og CLEAR søer

CLEAR projektet					Dette projekt				
Navn	Hek-tar	Gi (%) Gw- ex-filtration (gw → lake)	Gu (%) Gw- in-filtration (lake → gw)	Metode anvendt i CLEAR	Hydrau-lisk gra-dient mellem DK-mo-del og DEM	Seg-mented approach (SA) [n _s , n _w]	EC method		Water balance (WB) Gi (%)
							EC i søen	EC faktor	
Stigholm Sø	22	0,5	0	M	1)	No data	?	No data	+24
Halle Sø	32	0,9	0	M		+ [2, 3]	?	No data	+27
Kalgaard Sø	11	0	49,5	M, T		No data	-	No data	+16
Grane Lang Sø	12	2	52,5	M		No data	-	No data	+30
Ræv sø	5,9	66,6	83,0	M, WB, SA		+ [1, 1]	-	No data	No data
Torup Sø	20	68,9	4,6	M		± [2, 2]	?	+	+11
Ejstrup Sø	42	91,1	0	M, WB, T, SA		± [2, 2]	?	++	+100
Hampen Sø	76	78	84	M, WB, T, SA, HG		± [2, 3]	?	+	+18
Vedsted Sø	7,7	1	43	M, WB, T, SA		- [2, 4]	?	-	+31
Skær Sø	16	5	15	WB, T, SA, HG		No data	?	+	-6
Vængssø	15,7	65	0	M, WB, T, SA, HG		+ [1, 3]	?	No data	+76
Store Gribssø	10	7	40	WB, SA		No data	-	No data	No data

M= model; WB=water balance; SA = Segment Approach; SM = seepage meter; T = temperature; Hydrogeophysics

n_s = number of segments; n_w = number of Jupiter boreholes in 500 m buffer

++ = highly possible groundwater inputs; + = expected groundwater inputs; ± = flow-through lake; - = losing lake (no groundwater inputs); ? = unknown interactions. 1) ikke vurderet med DK-modellen, da søen er mindre end 100 ha.

Bilag D: Kontakt mellem grundvand og intensivt monitorerede søer

NOVANA søer (intensivt monitorerede)						
Navn	Hektar	Hydraulisk gradient mellem DK-model og DEM	Segmented approach (SA) [n _s , n _w]	EC method		Water balance (WB) Gi (%)
				EC i søen	EC faktor	
Nors Sø	347	±	+ [1, 1]	?	No data	+58
Kvie Sø	30	1)	No data	?	-	-4
Engelsholm Sø	43	1)	+ [1, 1]	?	+	+61
Søholm Sø	26.45	1)	- [3, 11]	?	-	+20
Arreskov Sø	317.43	±	± [2, 3]	?	+	+21
Keldsnor	64.4	1)	No data	No data	No data	No data
Hornum Sø	11.4	1)	- [1, 2]	-	-	+4
Tranemose	6.1	1)	No data	?	No data	No data
Ulvedybet	553.6	±	No data	No data	No data	+16
Ulvedybet, syd	31.07	1)	No data	No data	No data	No data
Bryrup Langsø	37.41	1)	± [3, 8]	?	++	+40
Hinge Sø	92.71	1)	+ [1, 3]	?	++	+32
Ravn Sø	182.14	±	No data	?	No data	+7
Søby Sø	74.41	1)	No data	?	No data	+75
Arresø	3935.01	±	± [8, 13]	?	+	+4
Maglesø v. Brorfelde	13.92	1)	No data	?	-	+14

Furesø	930.16	±	± [2, 9]	?	+	+19
Vesterborg Sø	20.8	1)	+ [1, 4]	?	+	+16
Store Søgård Sø	61.3	1)	- [2, 5]	?	+	+6

n_s = number of segments; n_w = number of Jupiter boreholes in 500 m buffer

++ = highly possible groundwater inputs; + = expected groundwater inputs; ± = flow-through lake; losing lake, - = no groundwater inputs; ? = unknown interactions. 1) ikke vurderet med DK-modellen da søen er <100ha.