System til varsling om blågrønalger i Knudsø

Claus Fastrup og Janni Nielsen

Kandidatspeciale i vand og miljø
Aalborg Universitet

AALBORG UNIVERSITET
STUDENTERRAPPORT

Det Ingeniør- og Naturvidenskabelige Fakultet
Byggeri og Anlæg
Thomas Manns Vej 23
9220 Aalborg
http://www.build.aau.dk

Titel:

System til varsling om blågrønalger i Knudsø

Projekt:

Kandidatspeciale

Projektperiode:

2. september 2019 - 10. juni 2020

Forfattere:

Claus Fastrup
Janni Mosekær Nielsen

Vejledere:

Michael Robdrup Rasmussen
Søren Liedtke Thorndahl

Sidetal: 162
Bilag: 9
Elektronisk bilag: 2

Synopsis:

Dette kandidatspeciale omhandler opstilling af et system til varsling om blågrønalger i badevandsområder i Knudsø. Knudsø er beliggende i Skanderborg Kommune og har tre badevandsområder, hvoraf to er tildelt Blå Flag.

Gennem projektet er satellitdetektering anvendt til at opnå historisk data om blågrønalger i søen. Dette er anvendt til at fastsætte hyppigheden af opblomstringer samt perioden, hvori et varslingssystem bør være i drift. Der er udarbejdet en systemanalyse, hvor parametre, som påvirker blågrønalger, er analyseret. Baseret på denne analyse er det valgt at opstille et varslingssystem ud fra en kobling mellem strømningsmodellering og realtidsobservationer af blågrønalger i søen.

Områderne, hvori der bør foretages observationer af blågrønalger, er fastsat ud fra en analyse af risikoen for, at en opblomstring i søen detekteres og kan påvirke badevandsområderne. Der er opstillet en strømningsmodel, hvor der er foretaget præsimuleringer for at reducere beregningstiden under drift af varslingssystemet. Varslingssystemet informerer badende, såfremt det modelleres, at koncentrationen af blågrønalger i et badevandsområde overskrider koncentrationer, som kan medføre sundhedsmæssige konsekvenser.

Forord

Dette kandidatspeciale er udarbejdet af Claus Fastrup og Janni Mosekær Nielsen på institut for Byggeri, By og Miljø med speciale i Vand og Miljø. Projektet er udarbejdet i perioden september 2019 til juni 2020.

Der er i projektet arbejdet med fokus på opblomstringer af blågrønalger i Knudsø i Skanderborg Kommune. I Knudsø er der tre badevandsområder, hvoraf to af disse er tildelt Blå Flag. Badevandskvaliteten er klassificeret som udmærket baseret på målinger af E. coli og enterokokker. Dog har der flere gange over de senere år været problemer grundet opblomstringer af blågrønalger, som kan udgøre en sundhedsrisiko for badende gæster. Prøver af blågrønalger foretages primært ved mistanke om opblomstringer og tager flere dage at analysere. Derfor er det ønskværdigt at opstille et system til varsling om opblomstringer af blågrønalger i badevandsområderne i Knudsø.

På nuværende tidspunkt eksisterer et system til varsling om blågrønalger ikke. Gennem projektet er det forsøgt at opstille et varslingssystem for at øge sikkerheden for de badende.

Vi retter stor tak til professor Michael Robdrup Rasmussen og lektor Søren Liedtke Thorndahl for god vejledning og stort engagement gennem hele projektforløbet. Tak til postdoc Diana Agnete Stephansen for gode råd og godt samarbejde gennem projektet.

Læsevejledning

Referencer til litteratur er angivet i kantede parenteser med navn på forfatter efterfulgt af årstal for udgivelse. I litteraturlisten er yderligere information angivet. Henvisninger til figurer og tabeller er angivet ved nummerering af figurer og tabeller afhængigt af kapitlet og nummeret på den pågældende figur eller tabel i det respektive kapitel.

Figurer, som fremstår uden reference, er udarbejdet af projektgruppen. Medmindre andet er angivet, er baggrundskort indhentet fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering [2019]. Elektroniske bilag er refereret til gennem rapporten med navnet på bilaget angivet med kursiv.

Abstract

This master thesis is composed by Claus Fastrup and Janni Mosekær Nielsen at the Department of Built Environment at Aalborg University. The aim of the project is to develop a system for forecasting blooms of blue-green algae in bathing waters. The lake Knudsø in the municipality of Skanderborg is the project site and has a total of three bathing waters that are frequently visited, two of which have Blue Flag.

Based on remote sensing it is documented that blooms of blue-green algae occur every year in Knudsø. Toxic species are dominating and therefore, blue-green algae may pose a health risk to bathers and it has been assessed that there is a potential for establishment of a forecasting system at this lake.

An analysis of the parameters affecting the blue-green algae in Knudsø has been composed. Based on this analysis, a forecasting system has been set up on the basis of an observation strategy and flow modelling. The areas of the lake in which the observations should be made is analyzed based on the risk that blooms in the lake affect the bathing waters. This analysis is based on remote sensing of blue-green algae and flow modelling.

Based on pre-simulated flow patterns and real time observations of blue-green algae in Knudsø, a forecasting system is set up to inform bathers if the concentration of blue-green algae in a bathing water area exceeds concentrations that can pose health risks. Further research can usefully be carried out to improve the forecasting system in Knudsø and to gain increased knowledge about the blooms of blue-green algae within this lake.

Indhold

1 Sundhedsproblematikker i badevandsområder 1

1.1 Miljøindsatser og -love til forbedring af vandkvaliteten 3

1.2 Havne- og søbade i Danmark 4

1.3 Søbade i Skanderborg Kommune 5

1.4 Risiko for forringet badevandskvalitet i Knudsø 7

1.5 Initierende problemstillinger 12

2 Beskrivelse af blågrønalger 15

2.1 Temperaturpåvirkninger på vækstrater 16

2.2 Vækst betinget af næringsstofkoncentrationer 17

2.3 Tilpasning ved vertikal bevægelse 18

2.4 Lagdelingers påvirkninger på blågrønalger 19

3 Metoder til kvantificering af blågrønalger 21

3.1 Måling af fluorescens 21

3.2 Måling af blågrønalger ud fra flowcytometri 23

3.3 Optisk detektering med satellitter 24

3.4 Blågrønalger detekteret med satellitter 28

3.5 Optisk detektering med kameraer 38

4 Systemanalyse i forhold til blågrønalger i Knudsø 41

4.1 Betydning af næringsstofkoncentrationer for opblomstringer 42

4.2 Sammenligning af vejrforhold og opblomstringer 46

4.3 Faktorer af betydning for vandstrømninger i Knudsø 54

4.4 System til videre betragtning 57

5 Problemformulering 59

6 Modellering af vandstrømninger i Knudsø 61

6.1 Modelopsætning 61

6.2 Opsætning af præsimuleringer 64

6.3 Validering af strømningsmodellen 65

7 Placering af sensorer i Knudsø 71

7.1 Valg af vertikal partikelbane 71

7.2 Startplaceringer af partikler, som påvirker badevandsområderne 74

7.3 Prioriteret rækkefølge af sensorplaceringer 76

8 Opstilling af system til varsling om blågrønalger 81

8.1 Startposition af partikler 81

8.2 Transport af partikler 83
8.3 Implementering af vækst og henfald af blågrønalger 93
8.4 Eksempel på simulering med koncentrationer detekteret med satellitter 94
8.5 Strategi for lukning og genåbning af badevandsområder 97
8.6 Varsling af badende om blågrønalger i badevandsområderne 98

9 Diskussion 101
9.1 Næringsstoffer 101
9.2 Observationsstrategier 102
9.3 Kalibrering og validering af varslingssystemet 104

10 Konklusion 105

11 Perspektivering 107

Litteratur 109

Bilag

A Oversigt over satellitobservationer 117

B Satellitdetektering af blågrønalger 123

C Satellitobservationer fra Sentinel-2 129

D Satellitdetektering af blågrønalger i Kvie Sø 133

E Oversigt over satellitobservationer for Kvie Sø 139

F Sammenligning af vindforhold og blågrønalger 145

G Interpolationer mellem strømningsmønstre 155

H Validering af præsimulerede strømningsmønstre 159

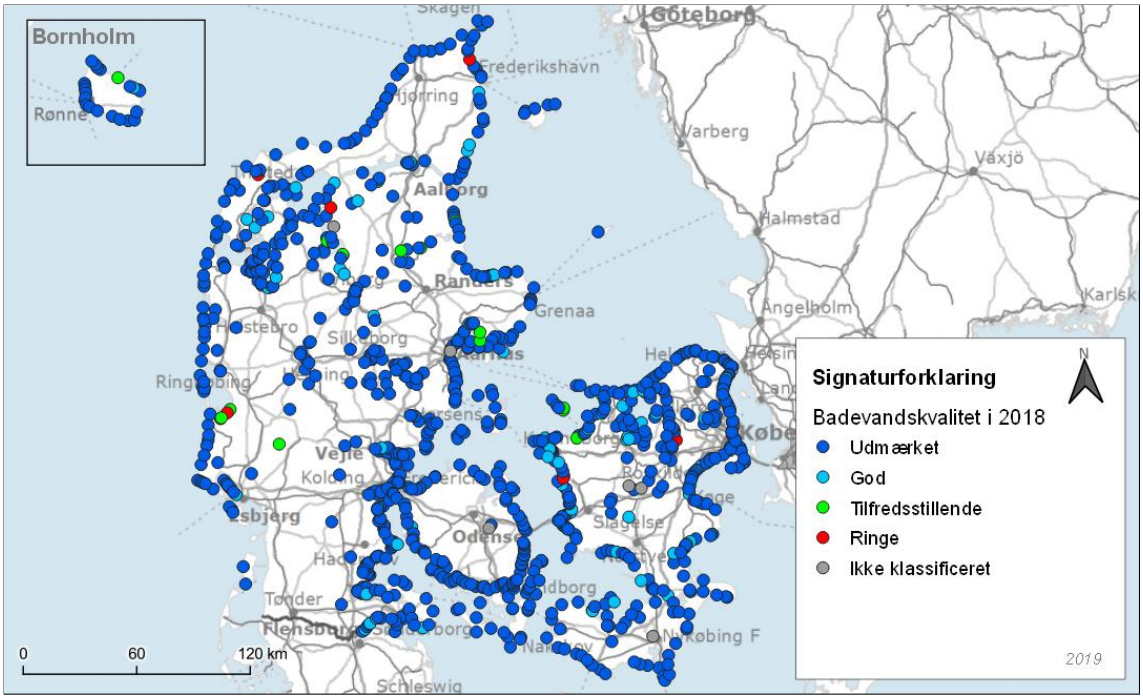
I Modellerede vandstrømninger den 18. september 2018 161

1

Sundhedsproblematikker i badevandsområder

Mange danske badevandsområder er hyppigt besøgte af både turister og lokale. De 1.026 officielle danske badevandsområder udgør 4,7% af det samlede antal badevandsområder i EU [European Environment Agency, 2019a, ann. 1]. Til sammenligning udgør Danmarks areal blot omkring 1% af det samlede areal i EU [Folketingets EU-Oplysning, 2018]. Denne sammenligning illustrerer, at badevandsområderne i Danmark er tæt beliggende i forhold til andre lande i EU. Der er maksimalt 35 km til et officielt badevandsområde fra alle områder i Danmark, hvilket giver danskerne gode muligheder for at anvende de officielle badevandsområder. Badevandsområderne er vigtige for turismen og de lokale, og kvaliteten af badevandet er et vigtigt fokusområde.

Badevand defineres ifølge EU's badevandsdirektiv som: *"...enhver forekomst af overfladevand, hvor den kompetente myndighed forventer, at et stort antal mennesker bader, og hvor den ikke har udstedt et permanent badeforbud eller hvor badning ikke er permanent frarådet"* [Europa-Parlamentet, 2006, kap. 1, art. 1, stk. 3]. Derved defineres badevandsområderne ikke nødvendigvis som et område, hvor myndigheden ønsker badende gæster men derimod forventer et stort antal gæster. Placeringen af de officielle badevandsområder i Danmark er angivet på figur 1.1.



Figur 1.1: Danske badevandsområder og -kvalitet i 2018. [European Environment Agency, 2019b, ann. I]

Badevandskvaliteten er af betydning for de badendes sikkerhed, og den gode badevandskvalitet i Danmark er vigtig at opretholde, da denne er tiltrækkende for badende gæster og turister. Det fremgår af figur 1.1, at der generelt er god badevandskvalitet i danske badevandsområder, hvor 87,4% af alt badevand i år 2018 var klassificeret med udmærket badevandskvalitet, hvilket er den bedste af de 4 klassifikationer defineret i EU's Badevandsdirektiv.

Badevandskvaliteten klassificeres på baggrund af indhold af bakteriel forurening, hvor der foretages målinger af E. coli og intestinale enterokokker, som er indikatorer for bakterier, som kan udgøre en sundhedsrisiko ved høje koncentrationer [Europa-Parlamentet, 2006, bil. I]. Forureninger fra disse bakterier skyldes som oftest overløb med udledning af spildevand. Derudover definerer EU's badevandsdirektiv, at det er nødvendigt at foretage foranstaltninger, som sikrer, at badende gæster ikke udsættes for sundhedsrisici ved formodning om, at opblomstringer af blågrønalger kan medføre sundhedsrisici i badevandsområdet [Europa-Parlamentet, 2006, kap. 2, art. 8].

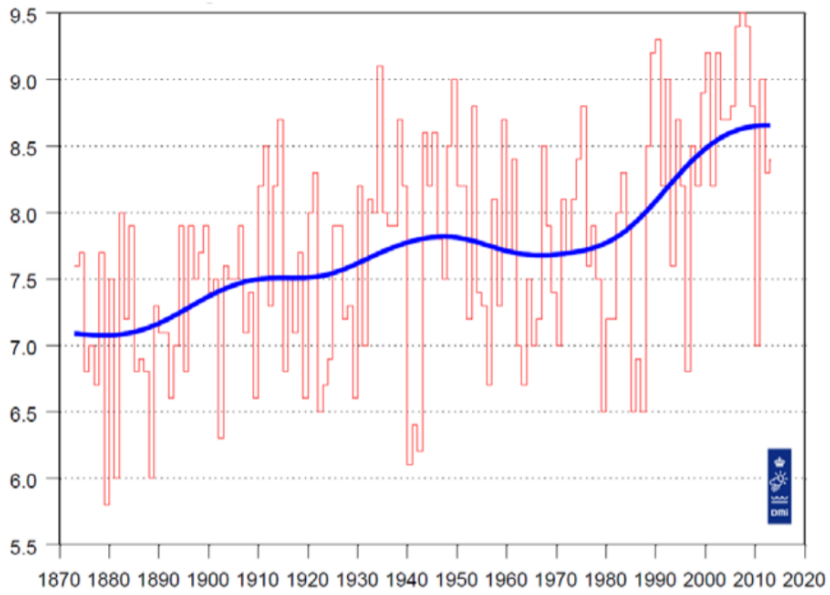
Blågrønalger, der også er kendt som cyanobakterier, er bakterier, som kan forekomme i både salt- og ferskvand. Flere af bakterierne i denne gruppe producerer toksiner, som kan medføre sundhedsrisici for badende. Toksinerne, som produceres af blågrønalger, kan have flere forskellige konsekvenser som blandt andet hudirritation, lungeinflammation og leverbetændelse [Kaas et al., 1999, tab. 3]. De badende kan udsættes for toksinerne fra blågrønalger som følge af indtag af vand eller skum, der dannes af algeopskyl, ved direkte hudkontakt eller ved indånding af aerosoler med indhold af toksiner produceret af blågrønalger. Særligt er allerede svækkede personer, børn og dyr udsat ved badning i områder med giftige opblomstringer af blågrønalger. [Kaas og Garde, 2002, kap. 1] Af hensyn til de badendes sundhed er det af stor interesse at sikre, at der ikke forekommer badning i perioder med giftige opblomstringer af blågrønalger, som kan medføre sundhedsricisi. Dette bør sikres ved at fraråde badning.

Opblomstringer af blågrønalger forekommer hvert år i hele Europa, og giftige arter af blågrønalger er dokumenteret at forefindes hyppigt i europæiske vande [Lawton og Codd, 1991]. Giftige opblomstringer i Europa er ligeledes dokumenteret at være tilgrundliggende for dødstilfælde hos dyr, fugle og fisk samt sygdomstilfælde hos mennesker [Codd et al., 1989]. Opblomstringer af blågrønalger forekommer ligeledes hvert år i danske søer i sommer- og efterårsmånederne [Kaas og Garde, 2002, afs. 7.3]. Der er flere eksempler på hunde, husdyr, fugle og fisk, som er døde efter indtagelse af skum eller vand med opblomstringer af blågrønalger i Danmark [Kaas og Garde, 2002, kap. 1]. Der har i Danmark ikke været tilfælde med personer, som er døde efter indtag. Dog er mennesker blevet syge eller har oplevet hudirritationer efter badning i vand med giftige opblomstringer. [Kaas og Garde, 2002, afs. 7.3.4]

Opblomstringer af blågrønalger kan forekomme pludseligt og varigheden kan være meget varierende. Da det visuelt kan være besværligt at adskille giftige blågrønalger fra alger, som ikke producerer giftstoffer, kan badning forekomme i perioder med sundhedsskadelige opblomstringer. For at øge sikkerheden for badende gæster vil det være fordelagtigt at muliggøre en forudsigelse af forhold, som øger risikoen for opblomstringer af blågrønalger, eller realtidsmonitering af blågrønalger. Forudsigelse eller monitering af opblomstringer kan medvirke til hyppigere visuel inspektion i perioder, eventuelt bekæmpelse af blågrønalger, og muligvis at flere sundhedsskadelige opblomstringer detekteres.

Opblomstringer af blågrønalger afhænger blandt andet af temperatur, da varmere temperaturer fordelagtiggør levevilkårene for bakterierne. Grundet klimaændringer er temperaturen stigende,

hvilket fremgår af figur 1.2. Dette betyder, at risikoen for opblomstringer af blågrønalger kan være stigende i fremtiden, og behovet for varsling og forebyggelse kan forventes øget fremadrettet.



Figur 1.2: Korrigerede middeltemperaturer i Danmark fra år 1873 - 2013 beregnet som landsgennemsnit. Den blå kurve angiver en middelværdi over 9 år. [DMI, 2014, kap. 5]

Klimaændringerne har ydermere en betydning for nedbøren, hvilket ligeledes vil påvirke kvaliteten af badevandet. Udledning af spildevand forekommer ved utilstrækkelig kapacitet i kloaksystemet, og derfor vil kraftigere regnhændelser være medvirkende til, at risikoen for forurening med E. coli og enterokokker øges. Ligeledes kan oftere overløbshændelser medvirke til hyppigere opblomstringer af blågrønalger grundet øget udledning af kvælstof og fosfor, hvilket er af betydning for væksten af blågrønalger. Fortsat fokus på badevandskvaliteten er derfor nødvendig på trods af den generelt gode badevandskvalitet i Danmark. Den gode nuværende kvalitet skyldes blandt andet miljøindsatser, som er foretaget for at forbedre vandkvaliteten.

1.1 Miljøindsatser og -love til forbedring af vandkvaliteten

Den første danske miljøbeskyttelseslov trådte i kraft i 1974 og dannede grundlag for de videre love og indsatser. Loven havde til formål at forebygge og bekæmpe forureninger af blandt andet vand. Herunder foreskrev loven, at der skulle etableres forslag om etablering af renseanlæg [Miljøstyrelsen, 1974, s. 6]. Det primære formål med rensning af spildevand var at reducere udledningen af næringsstofferne kvælstof og fosfor, men medførte samtidigt reduceret udledning af coliforme bakterier, hvilket havde betydning for badevandskvaliteten. Udledninger af næringsstoffer giver øget algeopvækst i både have og søer, og dette giver en reduceret sigtdybde. Algeopvæksten kan have betydning for, hvordan badende opfatter badevandskvaliteten, da vandet ikke vil fremstå som klart, såfremt der er stor vækst af alger. Ydermere giver høje fosfor- og kvælstofkoncentrationer øget risiko for opblomstringer af blågrønalger.

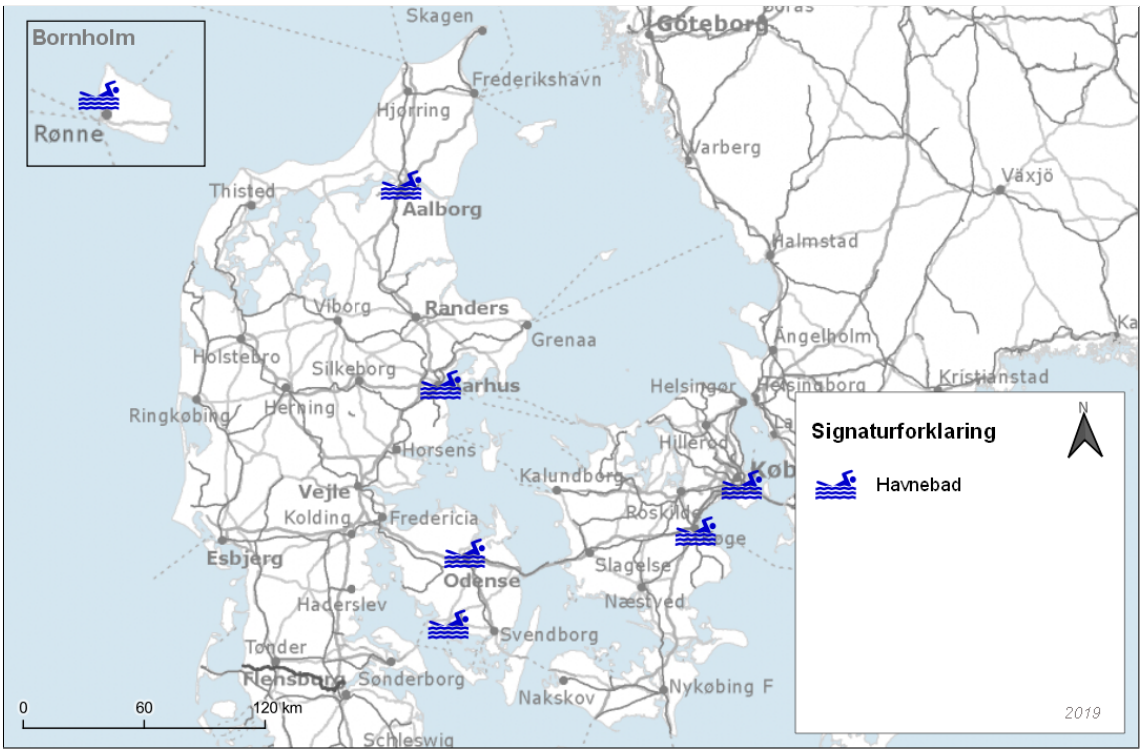
Den første vandmiljøplan blev vedtaget i 1987 med formål i at reducere udledning af kvælstof og fosfor til vandmiljøet. Udledninger af næringsstoffer er reduceret betydeligt siden den første plan

trådte i kraft, og planerne har haft betydelig effekt på vandmiljøet [Miljøstyrelsen, 2017]. Som effekt af EU's Vandrammedirektiv er der senere indført vandplaner med krav om, at alt vand skal opnå god miljøtilstand [Miljø- og Fødevareministeriet, 2016, s. 5]. Miljøindsatserne, som er foretaget på baggrund af planerne, har medført reduceret udledning af næringsstoffer og forbedret rensning af spildevand. Dette er medvirkende til den generelt gode badevandskvalitet i Danmark. Dog er der fortsat problematikker med opblomstringer af blågrønalger flere steder, og problematikkerne kan forventes stigende i fremtiden grundet klimaændringer, såfremt der ikke foretages yderligere indsatser.

1.2 Havne- og søbade i Danmark

Miljøindsatserne, som er foretaget for at forbedre vandkvaliteten, har været medvirkende til udmærket badevandskvalitet i mange danske badevandsområder. Flere danske kommuner har gjort badning yderligere attraktivt ved at etablere forskellige faciliteter som udsigts- og udspringstårne, omklædningsrum samt børnebassiner ved eksempelvis havne-, sø- eller havbade.

Havnene har tidligere været forbeholdt transport og erhverv, men bliver nu flere steder anvendt til badning. Etablering af havnebade anvendes af flere kommuner som prestigeprojekter, da havnebade indikerer, at vandet i havnene er tilstrækkeligt rent til, at badning er sikkert i området. Det første havnebad i København åbnede i år 2002, og senere er der etableret yderligere to havnebade i København. Alle tre er hyppigt besøgte i sommerperioden, og der er foruden disse etableret flere badezoner. Flere andre kommuner i Danmark har senere valgt at etablere havnebade, og dette har resulteret i, at der på nuværende tidspunkt foruden København er havnebade i Aalborg, Århus, Odense, Køge, Hasle samt Faaborg, hvoraf placeringen fremgår af figur 1.3.



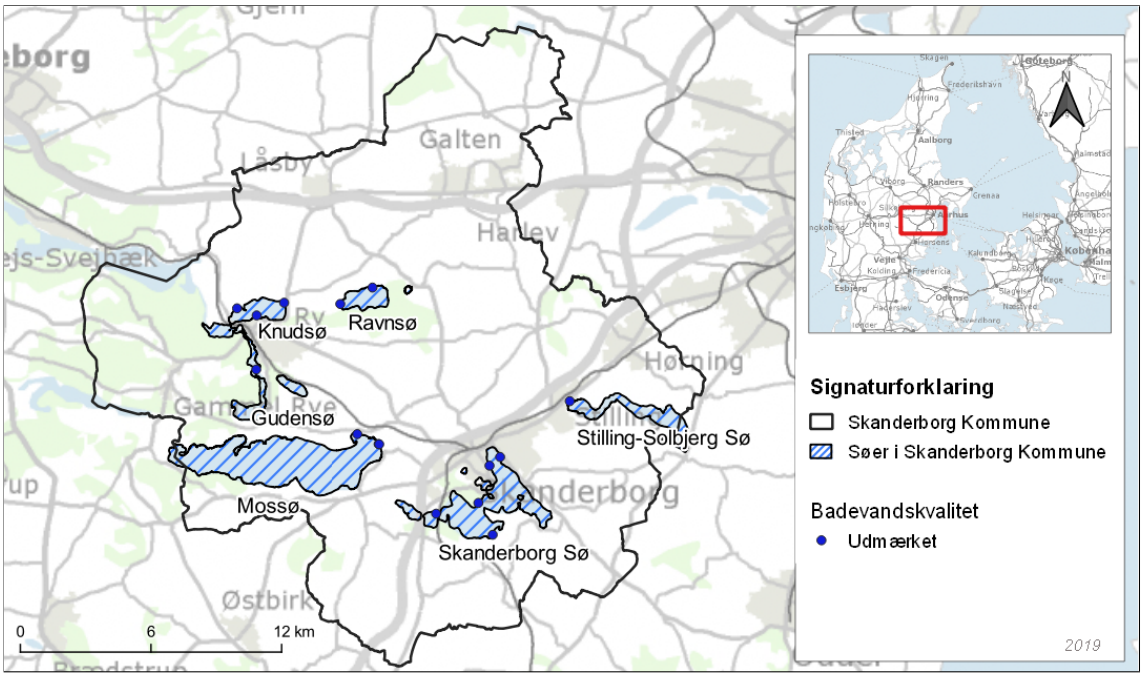
Figur 1.3: Placering af samlet 9 havnebade i Danmark, hvoraf 3 er placeret i København.

Havnebadene er flere steder gjort yderligere attraktive ved etablering af faciliteter samt anvendelse af havnebadene som et rekreativt element i bybilledet. Foruden dette er nogle af fordelene ved havnebade, at området er aflukket og derfor syner mere sikkert for de badende gæster. Ligeledes er der ved eksempelvis havnebadene i Aalborg, Århus og København livreddere indenfor åbningstiderne, og prøvetagning i forbindelse med badevandskvaliteten er hyppigere end ellers krævet af EU's Badevandsdirektiv.

Søbade er på samme vis som havnebade medvirkende til, at badning i specifikke områder gøres yderligere attraktivt, og i flere områder er der etableret søbade med faciliteter som ved havnebade. I Danmark er der 116 officielle badevandsområder i søer [European Environment Agency, 2019b, ann. I], og der er flere steder etableret badebroer samt toiletter. Nogle kommuner etablerer yderligere faciliteter for at fremme interessen for badning i søerne. Blandt andet har Silkeborg og Skanderborg Kommune investeret i etablering af faciliteter, som øger interessen.

1.3 Søbade i Skanderborg Kommune

Skanderborg Kommune har opstillet visioner om, at badevandsområderne skal være attraktive, samt at badevandskvaliteten skal muliggøre badning indenfor hele badevandssæsonen [Skanderborg Kommune, 2016a, s. 138]. Badevandsområderne i Skanderborg Kommune fremgår af figur 1.4. Som det fremgår af figuren, er badevandskvaliteten i alle badevandsområderne i kommunen på nuværende tidspunkt klassificeret som udmærket. Skanderborg Kommune har på trods af dette interesse i, at badevandskvaliteten fremadrettet skal forbedres ved forbedret spildevandsrensning, øget fokus på overløb fra fælleskloakerede områder, separatkloakering samt etablering af regnvandsbassiner [Skanderborg Kommune, 2016a, s. 138].



Figur 1.4: Badevandsområder i Skanderborg Kommune med angivelse af badevandskvalitet i år 2018. [European Environment Agency, 2019b, ann. I]

På nuværende tidspunkt er Skanderborg Kommune ved at opføre et søbad ved Skanderborg Sø, hvilket skal være medvirkende til en større sammenhæng mellem kulturlivet i Skanderborg, naturen og badning. Ved søbadet etableres svømmebassiner med udspringsmuligheder, opholdsområder, samt faciliteter for en vinterafdeling. [Hornbæk, 2018, s. 11] Etablering af søbadet er en større investering og illustrerer, at Skanderborg Kommune prioriterer badevandsområderne højt. En illustration af planerne for Søtorvet fremgår af figur 1.5.

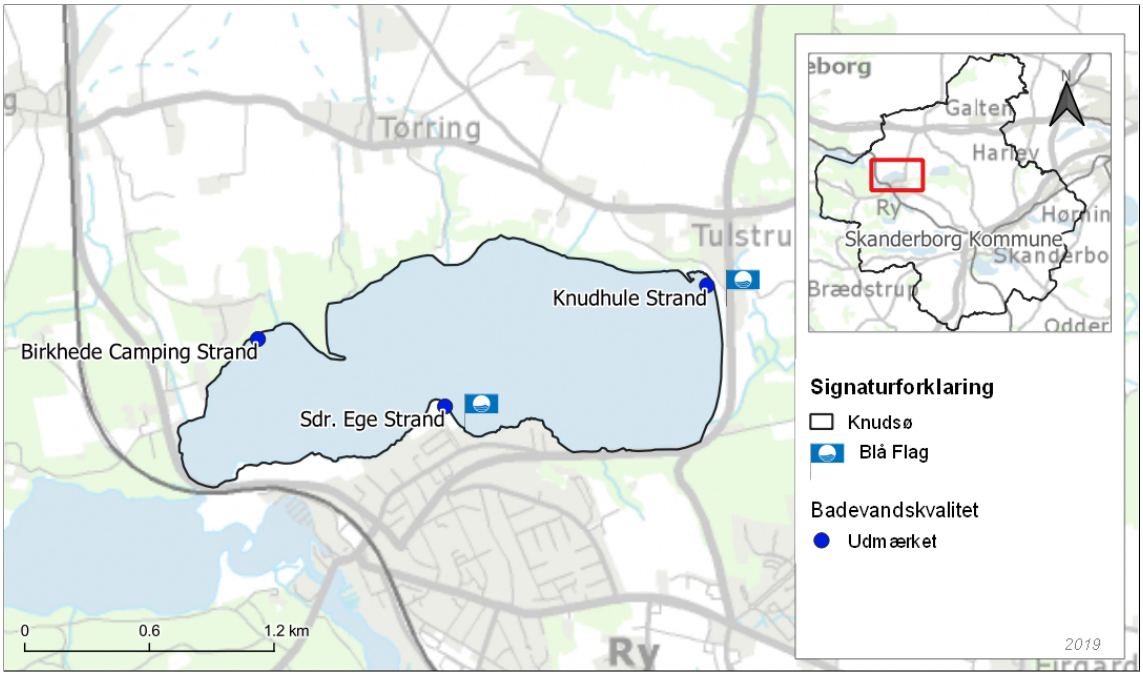
Figur 1.5: Illustration af planer for Søtorvet i Skanderborg. [Hornbæk, 2018, s. 29]

Skanderborg Forsyning har i samarbejde med Aalborg Universitet, Teknologisk Institut, Amphi-Bac ApS, Kilian Water A/S og Stjernholm A/S udarbejdet projektet Sikkert Søbad med formål i at udvikle systemer til overvågning, varsling samt rensning i forbindelse med forurening fra overløbsvand i Skanderborg Sø. Projektet Sikkert Søbad blev udført ved området, hvor det nye søbad ved Skanderborg Sø etableres. Projektet resulterede i udvikling af et avanceret varslingssystem, som baseret på avancerede modeller kan varsle badende hurtigt og præcist om forureninger fra overløb. Derudover blev der undersøgt forskellige løsninger til rensning af overløbsvandet, således at forureningen af søen blev reduceret. Projektet konkluderede dog, at koncentrationer af E. coli og enterokokker var meget lave i Skanderborg Sø efter selv større regnhændelser, og der dermed ikke var væsentlige problematikker med forurening af E. coli og enterokokker. [Bastrup et al., 2018, kap. 2]

Der er i Skanderborg Kommune flere søer med officielle badevandsområder, og modellerne, som blev udviklet gennem projektet Sikkert Søbad, kan med fordel anvendes i flere af badevandsområderne for at øge sikkerheden for de badende gæster. I projektet er det beskrevet, at metoderne eventuelt kan indføres ved blandt andet Knudsø, hvor der er tre officielle badevandsområder [Bastrup et al., 2018, kap. 9]. Der er gennem projektet Sikkert Søbad ikke arbejdet med problemstillingerne med opblomstringer af blågrønalger. Såfremt det er muligt at udvikle et varslingssystem til varsling om opblomstringer, vil varslingssystemerne blive yderligere attraktive og mere optimale i forbindelse med sikkerheden for de badende.

1.4 Risiko for forringet badevandskvalitet i Knudsø

Knudsø har tre officielle badevandsområder, hvor badevandskvaliteten i alle tre er klassificeret som udmærket. Badevandsområderne er hyppigt anvendte af lokale og turister i badesæsonen, og foruden dette anvendes søen til vinterbadning. Badevandsområderne ved Knudsø fremgår af figur 1.6.



Figur 1.6: Badevandsområder og badevandskvalitet samt placeringen af Blå Flag ved Knudsø i år 2018. [Foundation for Environmental Education, 2014]

Som det fremgår af figur 1.6, har to af badevandsområderne Blå Flag, hvilket er en international ordning. Blå Flag tildeles et badevandsområde, såfremt kommunen deltager i ordningen, og badevandsområdet lever op til de skærpede krav, som gælder for Blå Flag. Tildeling af Blå Flag kræver hyppigere prøvetagninger af E. coli og enterokokker samt faciliteter som toiletter, affaldshåndtering og miljøindsatser. Foruden dette kræves det, at det Blå Flag nedtages i perioder med opvækst af blågrønalger. [Foundation for Environmental Education, 2019, s. 7, 13-14] Nogle af badefaciliteterne ved de to områder med Blå Flag er angivet på figur 1.7.

Figur 1.7: Badebroer ved Knudhule Strand til venstre og Sdr. Ege strand til højre.

1.4.1 Risiko for fækal forurening i Knudsø

Som tidligere beskrevet er klassifikationen af badevandskvaliteten baseret på koncentrationer af E. coli og enterokokker, som er indikatorbakterier for fækale forureninger. Koncentrationerne af disse bakterier er typisk primært betinget af regnbetingede udledninger fra fælleskloakerede oplande, hvor utilstrækkelig kapacitet på ledningsnettet giver anledning til udledning af fortyndet spildevand. Dog kan hushold samt vilde dyr ligeledes medvirke til øgede koncentrationer af fækale bakterier.

Klassifikationen af badevandskvaliteten foretages på baggrund af målinger af E. coli og enterokokker fra de seneste 4 sæsoner, hvor der som minimum udtages prøver 4 gange hver sæson [Europa-Parlamentet, 2006, art. 4]. Kravene for koncentrationer af E. coli og enterokokker i ferskvand er angivet i tabel 1.1.

Tabel 1.1: Parametre til klassifikation af ferskvand samt maksimale koncentrationer ved klassifikationerne. [Europa-Parlamentet, 2006, bil. I]

Parameter	Udmærket kvalitet	God kvalitet	Tilfredsstillende kvalitet
E. coli	500*	1.000*	900**
Enterokokker	200*	400*	330**

* *Baseret på vurdering af 95-percentilen*

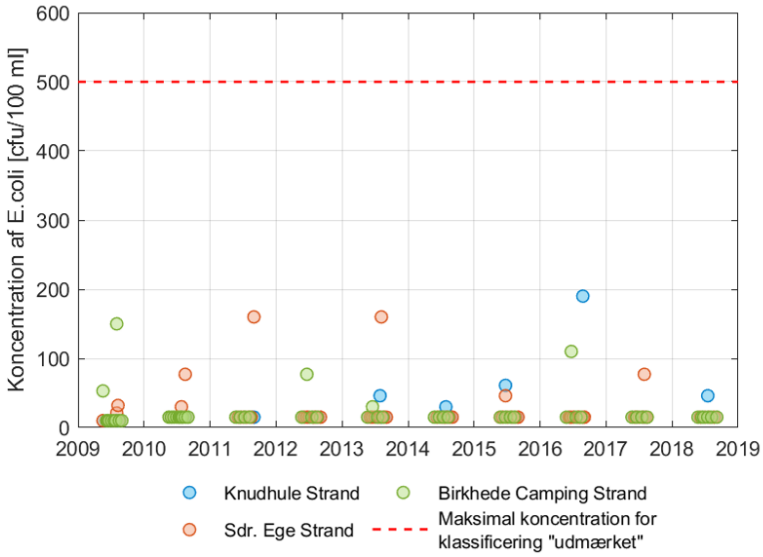
** *Baseret på vurdering af 90-percentilen*

Det er forventet, at regnbetingede udledninger giver det største bidrag til fækal forurening i Knudsø. Der er fire udledninger fra fælleskloakerede oplande til Knudsø, hvor placeringen fremgår af figur 1.8.

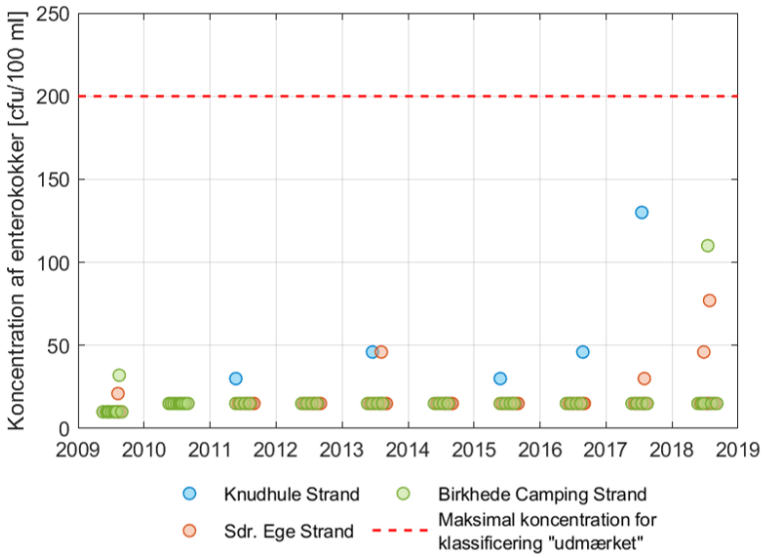
Figur 1.8: Regnbetingede udledninger fra fælleskloakerede oplande til Knudsø. Vandløb og mindre grøfter, som tilstrømmer Knudsø er angivet. [MiljøGIS, 2016]

Badevandskvaliteten ved de tre badevandsområder i Knudsø er fastsat på baggrund af målte koncentrationer af E. coli og enterokokker. Prøverne skal tages 30 cm under vandoverfladen ved vanddybder på minimum én meter [European Environment Agency, 2019a, bil. V]. Desuden skal prøverne tages på samme lokation hvert år for at have sammenligningsgrundlag årene imellem. De målte koncentrationer af E. coli og enterokokker i de tre badevandsområder i perioden 2009 - 2018

fremgår af henholdsvis figur 1.9 og figur 1.10. Foruden de målte koncentrationer er den maksimale koncentration for at opnå klassifikationen udmærket angivet.



Figur 1.9: Koncentrationer af E. coli i år 2009 - 2018 i Knudsø samt maksimal koncentration for klassificeringen udmærket. [Danmarks Miljøportal, 2019]



Figur 1.10: Koncentrationer af enterokokker i år 2009 - 2018 i Knudsø samt maksimal koncentration for klassificeringen udmærket. [Danmarks Miljøportal, 2019]

Det fremgår af figur 1.9 og 1.10, at der ikke er registreret koncentrationer over den maksimale koncentration for klassificeringen udmærket. Det er muligt, at der har været registreret højere koncentrationer enkelte gange, såfremt det har været muligt at påvise, at forureningen har været kortvarig. Sådanne prøver udelades fra betragtning og erstattes [Europa-Parlamentet, 2006, kap. II art. 3]. Størstedelen af koncentrationerne er ved påvisningsgrænsen på 15 cfu/100 ml, hvormed koncentrationerne er lavere end de, som skal påvises. Der er ikke registreret koncentrationer, som er nær grænseværdien for klassificeringen udmærket, og ud fra disse målinger er der dermed ikke indikationer på generelle problemstillinger med fækal forurening i Knudsø.

Formålet med disse prøver er at fastsætte baggrundskoncentrationer af fækale bakterier og dermed ikke at undersøge hændelser, som giver anledning til ringe badevandskvalitet. Det er muligt, at der er hændelser, hvor koncentrationerne er væsentligt højere end det tilladte, og at et varslingssystem til varsling om fækal forurening derfor kan være fordelagtigt. Der er tidligere udarbejdet et sådant varslingssystem ved Knudsø i forbindelse med et afgangsspeciale på Aalborg Universitet. Det blev gennem projektet konkluderet, at der i badevandsområderne ved Knudsø generelt ikke er betydelige problematikker med fækale forureninger i badevandsområderne [Skaarup og Wahlberg, 2019, kap. 11]. Projektet Sikkert Søbad konkluderede ligeledes, at der generelt var meget rent vand i Skanderborg Sø, og der ikke var problemstillinger med E. coli og enterokokker i denne sø.

Da det er vurderet, at der ikke er generelle problemstillinger med fækale forureninger, og da der er udviklet et varslingssystem til varsling om dette, er det valgt ikke at fokusere på udvikling af et varslingssystem til varsling om fækale forureninger. Varslingssystemet, som er udviklet af Skaarup og Wahlberg [2019], kan med fordel implementeres i kombination med et varslingssystem, som varsler om risiko for giftige opblomstringer af blågrønalger for at opnå øget sikkerhed for de badende gæster. Derfor er det valgt at fokusere på opblomstringer af blågrønalger, da et optimalt varslingssystem bør varsle om både fækale forureninger og blågrønalger.

1.4.2 Risiko for giftige opblomstringer af blågrønalger i Knudsø

Modsat E. coli og enterokokker er der ikke specificeret krav til, hvor ofte der skal udtages prøver af mængder af blågrønalger. Ligeledes er der ikke en fastsat grænseværdi for mængder af blågrønalger i et område, inden badning frarådes. Dette skyldes, at der ikke er tilstrækkelig viden til at vurdere toksinernes effekter på mennesker, og det dermed ikke er muligt at fastsætte en maksimal mængde af blågrønalger [Kaas og Garde, 2002, kap. 1]. Ydermere er der ikke nødvendigvis direkte sammenhæng mellem antal blågrønalger og koncentrationer af toksiner, hvorfor der ikke kan fastsættes en fast grænseværdi for antal blågrønalger. Dog er der af WHO opstillet anbefalinger til aktioner afhængigt af mængderne [Kaas og Garde, 2002, tab. 2-2]. Disse anbefalinger er opstillet som generelle værdier uafhængigt af den specifikke bakterie i søen, og indsatser bør derfor foretages baseret på giftigheden af arterne af blågrønalger i den specifikke sø.

Mængder af blågrønalger opdeles i tre klassifikationer, som generelt kan anvendes til at estimere den nødvendige aktion. De tre klassifikationer er som følgende:

- Grad 1: Ingen indikationer på blågrønalger
- Grad 2: Moderat mængde giftige blågrønalger
- Grad 3: Mange giftige blågrønalger

Ved grad 1 er der ingen misfarvninger af vandet, skumdannelser eller større synlige ansamlinger af blågrønalger. Ydermere er sigtdybden over 1 meter, og der er ikke nogen sundhedsrisici i forhold til de generelle anbefalinger til grænseværdier opstillet af WHO. Ved grad 2 er der ligeledes ingen visuelle indikationer på blågrønalgeopblomstringer i form af skumdannelser eller misfarvninger af vandet. Dog kan mængderne af blågrønalger give symptomer som kvalme, hudirritation og hovedpine. [Kaas og Garde, 2002, tab. 2-2]

Opblomstringer svarende til grad 3 er synlige, da vandet er misfarvet, sigtdybden er under 1 meter, og der er skumdannelser. Ydermere er der ansamlinger af blågrønalger, og pH over 9 kan forekomme. Ved indtagelse af mere end 200 ml vand, som er estimeret gennemsnitligt for en voksen badende person, kan skaderne være alvorlige. [Kaas og Garde, 2002, tab. 2-2]

Mængderne af blågrønalger i celleantal i forhold til de tre klassifikationer er angivet i tabel 1.2. Ydermere er de anbefalede aktioner ved de forskellige grader angivet. Dog skal det bemærkes, at aktionerne er vejledende og ikke bør opfattes stringente, da nogle arter af blågrønalger medfører større giftighed end andre, og der ikke nødvendigvis er direkte sammenhæng mellem mængder af blågrønalger og koncentrationer af toksiner.

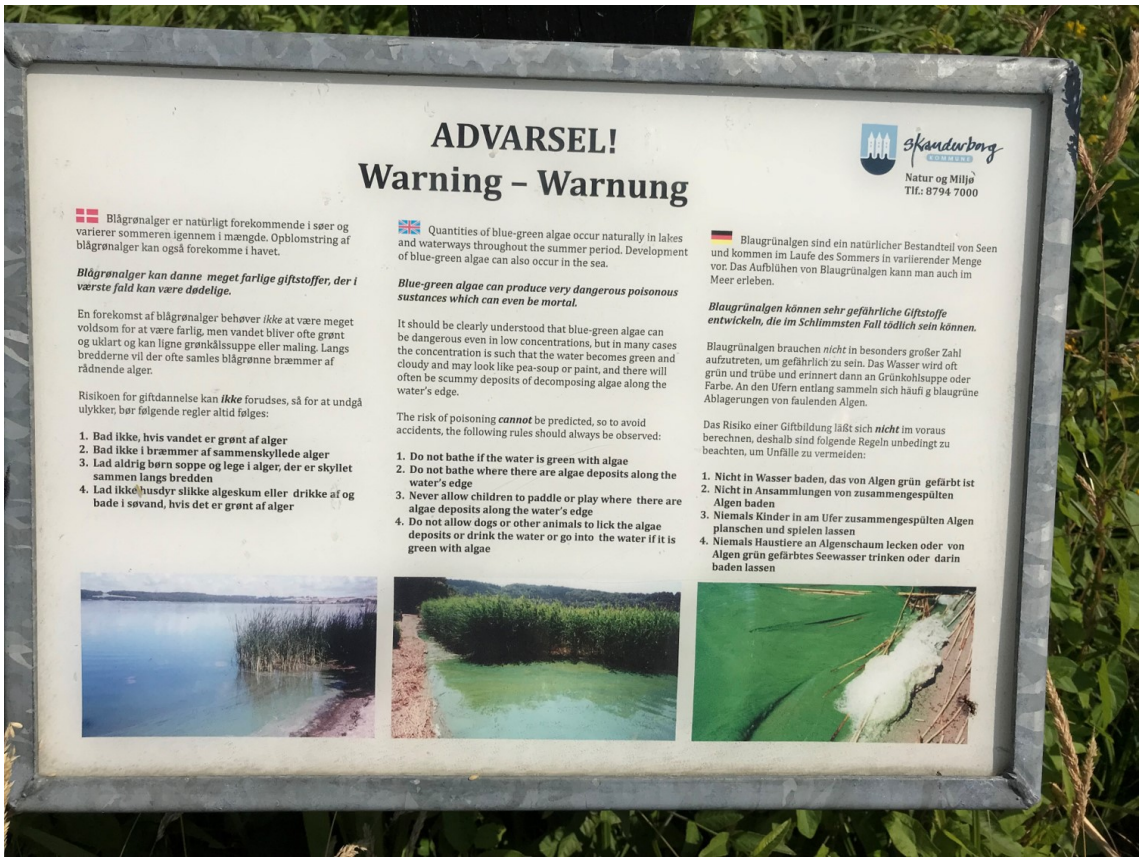
Tabel 1.2: Vejledende mængder af blågrønalger inddelt efter 3 grader. Ydermere er vejledende aktioner afhængigt af graden angivet. [Kaas og Garde, 2002, tab. 2-2, boks 2-2]

Grad	Mængde [celler/ml]	Aktion
1	< 15.000	Badevandskontrollen fortsætter som normalt
2	Omkring 20.000	Opmærksomheden skærpes, og borgere samt praktiserende læger informeres
3	Omkring 100.000	Badevandskontrollen intensiveres, herunder ekstra inspektioner og prøvetagning. Der nedlægges evt. badeforbud. Borgere og praktiserende læger informeres

Knudsø er et eksempel på en sø, hvor giftige arter af blågrønalger dominerer, hvormed moderate mængder blågrønalger muligvis bør lede til, at badning frarådes eller til et badeforbud grundet giftighed og potentielle konsekvenser ved badning [Kaas og Garde, 2002, afs. 2.2]. Ligeledes kan giftigheden af opblomstringerne i Knudsø lede til, at sigtdybder over 1 meter kan forekomme på trods af, at konsekvenserne ved badning kan være alvorlige [Kaas og Garde, 2002, afs. 2.2]. Derfor er det væsentligt, at anbefalingerne for aktioner, som er angivet i tabel 1.2, ikke opfattes som stringente, og at de potentielle risici vurderes afhængigt af arterne af blågrønalger i den pågældende sø.

Den øgede toksicitet i Knudsø kan lede til, at risikoen for eksponering for badende gæster øges. Et varslingssystem til varsling om opblomstringer af blågrønalger kan særligt i Knudsø være fordelagtigt, da søen er domineret af giftige alger, hvormed lavere koncentrationer af blågrønalger kan medføre sundhedsrisici hos badende gæster.

Risikoen for opblomstringer af blågrønalger i Knudsø er vurderet som værende høj, og der observeres hvert år opblomstringer af giftige blågrønalger [Skanderborg Kommune og ALECTIA A/S, 2012, s. 6]. På nuværende tidspunkt informeres badende om risikoen for giftige opblomstringer af blågrønalger ved skiltning i badevandsområderne. På skiltene er generelle baderåd, som bør følges i forbindelse med blågrønalger, angivet. Ydermere er det angivet, at opblomstringer, som visuelt ikke er voldsomme, kan være farlige. Et af disse skilte opsat ved Knudsø er angivet på figur 1.11.



Figur 1.11: Advarselsskilt i forbindelse med opblomstringer af blågrønalger i Knudsø.

I Knudsø har der været flere hændelser, hvor hunde er døde efter at have indtaget vand med giftige blågrønalger. Der er ligeledes dokumenteret hændelser med døde fugle samt fisk i søen. [Henriksen et al., 1997, tab. 1] Det er dog besværligt at dokumentere hyppigheden af sygdomstilfælde, som skyldes blågrønalger, hos mennesker, da disse ofte ikke indberettes. De manglende indberetninger kan skyldes, at det af de badende opfattes som almindelige reaktioner efter badning i søen, eller at læger ikke er bevidste om, at symptomerne skyldes blågrønalger [Kaas og Garde, 2002, kap. 1].

1.5 Initierende problemstillinger

Som tidligere beskrevet har Skanderborg Kommune en vision om at muliggøre badning i hele badevandssæsonen. Det er nødvendigt, at der ikke forekommer højere koncentrationer af fækale bakterier end tilladeligt, og at opblomstringer af blågrønalger ikke producerer sundhedsskadelige koncentrationer af toksiner, for at denne vision kan imødekommes. For at forudsige om badevandskvaliteten er forringet af en sådan grad, at badning bør frarådes, vil et varslingssystem være nødvendigt. Det er valgt at betragte problematikkerne ved opblomstringer af blågrønalger gennem dette projekt, mens der ikke er fokuseret på varsling om forhøjede koncentrationer af fækale bakterier. Et varslingssystem til varsling om fækale bakterier kan opstilles som det, der er opbygget gennem projektet Sikkert Søbad eller det, som er udarbejdet af Skaarup og Wahlberg [2019]. På trods af, at det af Skaarup og Wahlberg [2019] er vurderet, at der ikke er betydelige problematikker med fækale forureninger, vil et sådant varslingssystem kunne øge sikkerheden for

de badende. Derfor vil et kombineret varslingssystem være fordelagtigt for at imødekomme visionen fra Skanderborg Kommune.

Med henblik på at imødekomme visionen fra Skanderborg Kommune er der opstillet følgende initierende problemstillinger, som er forsøgt besvaret for at anvende dette til at opstille et varslingssystem ved Knudsø:

- Hvilke metoder kan anvendes til måling af blågrønalger, og hvilke fordele og ulemper er der ved disse i forhold til opstilling af et varslingssystem?
- Hvordan kan opblomstringer af blågrønalger i Knudsø kvantificeres?
- Hvordan kan opblomstringerne i Knudsø beskrives ud fra faktorer, som påvirker blågrønalger?

For at fastsætte faktorer, som er af betydning for opblomstringer af blågrønalger, er blågrønalgerne yderligere beskrevet. Dette er anvendt til at beskrive systemet og udvælge faktorer, som betragtes med henblik på at analysere systemet og analysere, om opblomstringer af blågrønalger kan beskrives ud fra disse faktorer. Blågrønalger i Knudsø er kvantificeret ved at undersøge muligheder for at detektere historiske opblomstringer af blågrønalger, da der ikke foreligger tilgængelige målinger. Ydermere er forskellige metoder til målinger af blågrønalger beskrevet med henblik på at undersøge, om disse eventuelt kan anvendes til opstilling af et varslingssystem.

2

Beskrivelse af blågrønalger

Risikoen for giftige opblomstringer af blågrønalger i Knudsø afhænger af flere forskellige faktorer, hvilket vanskeliggør forudsigelser af opblomstringer. Opblomstringer og vækst af blågrønalger afhænger blandt andet af næringsstoffer, temperatur, morfologi samt lys- og vindforhold. Særligt er koncentrationer af fosfor af betydning, hvormed forureningskilder i oplandet samt iltforhold nær sedimentet er af betydning for risikoen for opblomstringer. I det følgende er egenskaber, som er særlige for blågrønalger i Knudsø, beskrevet med henblik på at kortlægge faktorer, som kan øge risikoen for opblomstringer og dermed være af betydning for forudsigelser.

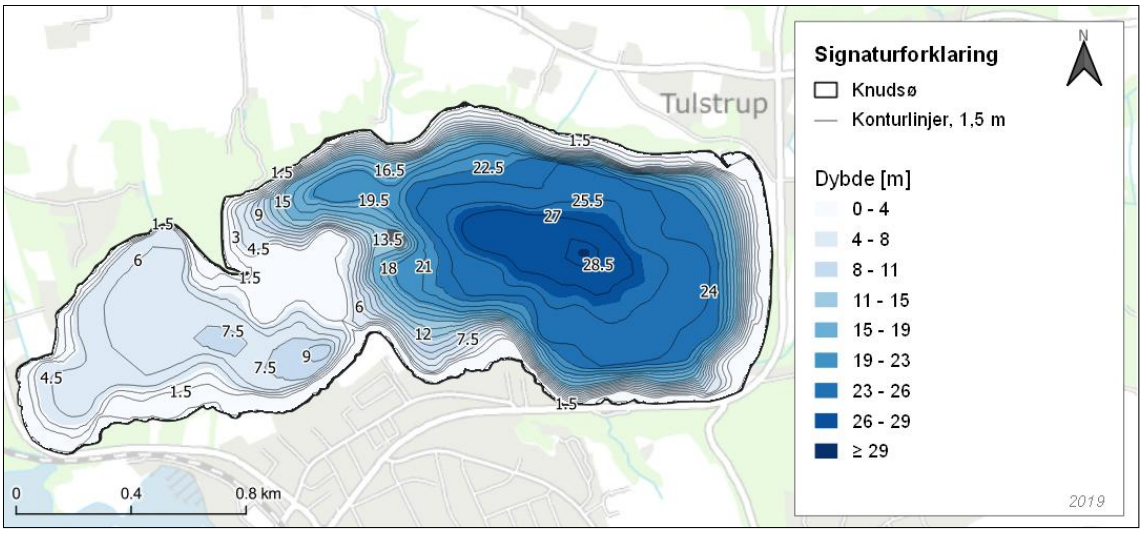
Blågrønalger er bestående af en række forskellige underarter med forskellige egenskaber, hvilke er af betydning for opblomstringerne. I Knudsø er underarterne *Anabaena flos-aquae* og *Anabaena lemmermannii* særligt dominerende [Skanderborg Kommune og ALECTIA A/S, 2012]. I gennem dette projekt er der fokuseret på egenskaberne for disse blågrønalger for at undersøge opblomstringer nærmere, og fremadrettet er disse refereret til som blågrønalger.

Arterne af blågrønalger, som dominerer i Knudsø, producerer lever- og nervetoksiner [Kaas og Garde, 2002, tab. 7-2]. Særligt stofferne produceret af *Anabaena lemmermannii* er markante nervetoksiner, som har ledt til eksempler med døde dyr i Knudsø [Henriksen et al., 1997]. Produktionen af toksinerne er medvirkende til, at opblomstringer af blågrønalger i Knudsø kan medføre alvorlige sundhedsskader, såfremt der indtages større mængder vand eller skum. Opblomstringer af blågrønalger er ikke nødvendigvis ensbetydende med produktion af toksiner. Risikoen for giftige opblomstringer er dog tilstede grundet arterne i Knudsø, og da det ikke er muligt visuelt at vurdere giftigheden, bør generelle forholdsregler tages ved opblomstringer.

Visuelt kan det være svært at skelne mellem giftige opblomstringer af blågrønalger og store mængder alger. Dog har blågrønalgerne, der dominerer i Knudsø, stærke karakteristika i forhold til farve, da disse er mere blågrønne end alger. Ydermere kan store mængder blågrønalger give anledning til skumdannelser eller misfarvninger, som ligner oliefilm på vandoverfladen, hvormed opblomstringer af blågrønalger kan identificeres.

Giftige opblomstringer af blågrønalger forekommer primært i sommerperioden, hvormed opblomstringerne af blågrønalger kan forekomme indenfor badevandssæsonen og være af særlig betydning for badevandsgæsterne. Opblomstringer af blågrønalger dominerer typisk i juli til september, men kan dog variere og optræde uden for denne periode [Kaas og Garde, 2002, s. 49]. Typisk forekommer opblomstringen senere i dybe søer end i mere lavvandede søer og er typisk dominerende i dybe søer omkring de første to uger af september [Bjerring et al., 2012, afs. 6.1]. Dybden i Knudsø fremgår af figur 2.1, hvor det er illustreret, at der er en maksimal dybde på 29 m, og dermed er Knudsø en af de dybeste søer i Danmark. Derfor forventes det, at giftige

opblomstringer i Knudsø typisk forekommer i den sidste del af sommeren eller først på efteråret. Af dybdekortet fremgår det, at den østlige del af Knudsø er meget dyb, mens den vestlige del er væsentligt lavere. Dette er af betydning for strømningsmønstre og kan desuden være af betydning for væksten af blågrønalger.



Figur 2.1: Dybdekort over Knudsø. [Silkeborg Fiskeriforening, 2014]

2.1 Temperaturpåvirkninger på vækstrater

Vækstrater for blågrønalger og alger afhænger af blandt andet vandtemperatur, som dermed er en af de faktorer, som kan være afgørende for, hvorvidt blågrønalger dominerer. Ved vandtemperaturer på 20°C og derunder er middelvækstraten for blågrønalger lavere end for grønalger [Lürling et al., 2013, fig. 1]. Højere vandtemperaturer øger vækstraten for blågrønalger, mens betydeligt højere vandtemperturer reducerer vækstraten for grønalger. Derfor opnås øget konkurrenceevne for blågrønalger ved høje vandtemperaturer. Dette er medvirkende til, at blågrønalger ikke er dominerende til alle tider på trods af tilpasninger, som øger vækstmulighederne. Opblomstringer af blågrønalger vil forekomme i perioder, hvor tilpasningerne medfører en øget vækst af blågrønalger i forhold til alger på trods af den lavere vækstrate for blågrønalger ved typiske vandtemperaturer i Danmark.

Flere studier viser, at den maksimale vækstrate for blågrønalger forekommer ved højere vandtemperaturer end 27°C. Dog angiver Pedersen og Topsøe-Jensen [1989, kap. 4], at giftproduktion samt vækstrate for *Anabaena flos-aquae* er størst ved vandtemperaturer på 22,5°C. Der er foretaget et litteraturstudie for at estimere vækstraten for blågrønalger, hvor værdier for *Anabaena flos-aquae* er undersøgt. Det er antaget, at værdierne er gældende for blågrønalgerne i Knudsø. Vækstraterne er angivet i tabel 2.1, hvoraf det fremgår, at der er væsentlige variationer i vækstraterne afhængigt af temperatur og det pågældende studie.

Tabel 2.1: Maksimale vækstrater for *Anabaena flos-aquae* bestemt ved laboratorieforsøg.

Temperatur [°C]	Vækstrate [d^{-1}]	Reference
5	0,25	[Reynolds, 2006]
15	0,6	[Reynolds, 2006]
20	0,78	[Reynolds, 2006]
28	0,8	[Mowe et al., 2015]
34	1,03	[Nalley et al., 2018]
35	1,2	[Mowe et al., 2015]

2.2 Vækst betinget af næringsstofkoncentrationer

Vækst af alger og blågrønalger afhænger af indholdet af næringsstoffer, som er tilgængelige i vandfasen, da dette anvendes til opbygning af biomasse. Der er i studier foretaget forsøg for at undersøge, hvordan væksten af blågrønalger afhænger af koncentrationer af kvælstof og fosfor. Nogle forsøg har vist, at væksten af blågrønalger afhænger af den samlede koncentration af kvælstof og fosfor, hvor et højere indhold af næringsstoffer giver anledning til øget vækst [Dowling et al., 2001]. Andre undersøgelser peger dog på, at væksten primært afhænger af indholdet af fosfor i vandfasen [Bjerring et al., 2012, fig. 6.4].

Forsøg har vist, at risikoen for dominans af blågrønalger kan korreleres med koncentrationen af total fosfor (TP) i vandfasen. Risiciene for opblomstringer af blågrønalger afhængigt af fosforkoncentrationen er angivet i tabel 2.2. For at opnå minimal risiko for opblomstringer af blågrønalger i badevandsområder er en koncentration af total fosfor på under 30 µg TP/l krævet ifølge undersøgelsen. [Dowling et al., 2001]

Tabel 2.2: Risiko for dominans af blågrønalger afhængigt af total fosforkoncentrationen (TP) i vandfasen. [Dowling et al., 2001]

TP [µg/l]	Risiko for dominans af blågrønalger [%]
0 - 30	0 - 10
30 - 70	40
100	80

Blågrønalgerne, der dominerer i Knudsø, er tilpasset, således at disse kan fiksere kvælstof og dermed optage og omdanne frit kvælstof i atmosfæren og anvende dette til dannelse af biomasse [Knoche et al., 2017]. Denne tilpasning gør, at blågrønalgerne adskiller sig fra alger og giver blågrønalgerne en konkurrencemæssig fordel i perioder, hvor kvælstofkoncentrationen i vandfasen begrænser vækst af alger. Det nødvendige forhold mellem kvælstof og fosfor for vækst af alger kan med rimelighed antages at svare til Redfield forholdet, som er et vægtforhold på 7,2 g N/g P [Redfield, 1958]. Dermed begrænses vækst af alger ved forhold lavere end dette, hvorimod blågrønalger kan vækste trods lavere forhold. Dog er fikseringen en energikrævende proces, og kvælstofbegræsning er ikke nødvendigvis ensbetydende med øget vækst af blågrønalger.

Det optimale forhold mellem total kvælstof og fosfor i vandfasen for vækst af blågrønalger er diskuteret, da nogle studier viser, at et lavt forhold favoriserer blågrønalger [Smith, 1983], mens andre studier viser, at højere koncentrationer af begge næringsstoffer favoriserer væksten og er af større betydning end forholdet mellem næringsstoffer [Dowling et al., 2001]. Denne afvigelse i resultaterne af forskellige studier kan være et resultat af, at næringsstofforholdet ikke er det eneste af betydning for væksten. Ydermere kan afvigelserne skyldes, at ikke alle arter af blågrønalger kan fiksere kvælstof, og det optimale forhold mellem næringsstoffer afhænger af den specifikke art og dermed lokalitet.

Der er foretaget studier for at undersøge, hvorvidt forskellige arters egenskaber er medvirkende til de afvigende resultater mellem de forskellige undersøgelser. Et af disse studier har undersøgt forskellige arter og herunder *Anabaena flos-aquae*, hvor resultaterne tyder på, at denne samt andre kvælstoffikserende arter typisk dominerer i områder med lave N:P forhold [Dolman et al., 2012, s. 6-7]. Resultaterne af disse undersøgelser indikerer, at blågrønalger i Knudsø kan favoriseres af lavere N:P forhold end nødvendigt for alger.

Resultaterne angivet i Smith [1983] viser, at et vægtforhold mellem total kvælstof og total fosfor lavere end 29 g N/g P giver øget risiko for opblomstringer af blågrønalger, mens opblomstringer sjældent forekommer ved højere forhold end dette. Dog er et vægtforhold lavere end dette ikke ensbetydende med giftige opblomstringer af blågrønalger, men kan anvendes til at estimere perioder med konkurrencemæssige fordele for blågrønalger. Tilpasningen til at foretage kvælstoffiksering bør derfor medtages i forsøg på at varsle om opblomstringer af blågrønalger ved opsætning af biologiske modeller.

2.3 Tilpasning ved vertikal bevægelse

Blågrønalger har gasvesikler, som er hulrum fyldt med gas og med vægge dannet af proteiner. Gasvesiklerne skaber opdrift og giver blågrønalgerne mulighed for at flyde på vandoverfladen. Dette er fordelagtigt, da blågrønalgerne dermed kan optage mere lys end algerne, som er fordelt i den øvre del af vandfasen. Ved at optage mere lys og samtidigt danne skygge for algerne har blågrønalgerne mulighed for at udkonkurrere algerne. [Walsby, 1994, s. 127-128] Ydermere muliggør opdriften, at blågrønalgerne ikke sedimenterer med samme hast som alger.

Ved høje lysintensiteter vil svage gasvesikler kollapse og reducere opdriften på blågrønalgerne. Ydermere danner blågrønalgerne fotosyntese ved optagelse af lys, hvormed kulhydrater med højere densitet end vand dannes og lagres. Dette medfører, at blågrønalgerne kan synke ved høje lysintensiteter, hvormed beskadigelse fra UV-stråling reduceres. [Oliver og Walsby, 1984] Ved lave lysintensiteter anvendes kulhydraterne under respiration og til dannelse af nye gasvesikler, hvormed densiteten af blågrønalger reduceres, og opdriften øges [Walsby, 1994, s. 216].

Ved lave lysintensiteter kan blågrønalgerne flyde på vandoverfladen, og disse kan danne kolonier, som ved vindpåvirkning kan blæse sammen og danne større stabile skumlag. Kolonistørrelsen er af betydning for den vertikale bevægelse, hvor større kolonier kan synke hurtigere end mindre kolonier [Kromkamp og Walsby, 1990, s. 172]. Ligeledes kan større kolonier danne større opdrift, hvormed disse kan migrere op til 3 gange i løbet af en enkelt dag [Kromkamp og Walsby, 1990, fig. 6]. Antal gange, kolonierne migrerer i løbet af et døgn, vil afhænge betydeligt af kolonistørrelse, hvor små kolonier vil foretage under én migration i døgnet. Forsøg har vist, at blågrønalger er i

stand til at bevæge sig vertikalt i op til 12 meter i dybden og gennem lagdelinger [Ganf og Oliver, 1982]. Dog er det en forudsætning, at der ikke er betydeligt turbulente forhold i vandfasen, hvorfor vindstille forhold er mere favorable for blågrønalgerne i forhold til vertikal bevægelse.

2.4 Lagdelingers påvirkninger på blågrønalger

I længere perioder med lagdelinger kan fosforkoncentrationen i den øvre del af vandfasen være begrænsende for vækst, da der ikke er udveksling med vandet under lagdelingen. Ved at kontrollere opdrift og vertikal bevægelse kan det for blågrønalger være muligt at optage fosfor under lagdelingen og anvende dette til dannelse af biomasse. Iltmangel ved sedimentet vil give anledning til frigivelse af fosfor fra sedimentet og øget fosforkoncentration under lagdelingen. Derfor kan lave iltkoncentrationer og stabile lagdelinger øge risikoen for opblomstringer af blågrønalger. Dog er det en forudsætning, at lagdelingen er beliggende i en afstand fra vandoverfladen, som muliggør, at blågrønalgerne kan migrere under lagdelingen.

I perioder med lagdeling i vandfasen kan kvælstof være begrænsende for væksten af alger i den øvre del af vandfasen, hvormed blågrønalger kan opnå en konkurrencemæssig fordel, da disse kan fiksere kvælstof og anvende dette til opbygning af biomasse. Høje vandtemperaturer reducerer densiteten af vandet, og dette medfører, at alger synker hurtigere, mens blågrønalgerne opnår en konkurrencefordel grundet opdriften fra gasvesiklerne. Dette er medvirkende til, at blågrønalger særligt har fordele i perioder med høje vandtemperaturer og eventuelle lagdelinger i vandfasen. Foruden dette vil eventuelle lagdelinger i vandfasen være betydelige for strømningssmønstrene i søen, og derfor nødvendige at medtage ved opstilling af strømningsmodeller, som anvendes til varsling om blågrønalger.

3

Metoder til kvantificering af blågrønalger

I det følgende kapitel er udvalgte metoder til kvantificering af blågrønalger præsenteret. Metoderne er diskuteret med henblik på at anvende disse i Knudsø fremadrettet samt på at anvende disse i forbindelse med et varslingssystem i Knudsø. Der er ikke fastsat krav til, hvor ofte eller i hvilke perioder, der skal udtages vandprøver til analyse af blågrønalger. Det anbefales at udtage prøver i forbindelse med almen badevandskontrol, ved synlige misfarvninger eller ved indrapporteringer om mulige opblomstringer [Kaas og Garde, 2002, kap. 6]. Disse prøvetagninger bør foretages i badevandsområderne fra badebroerne og kan behandles i laboratorium for at fastsætte koncentration, artssammensætning samt toksicitet. Grundet behandlingstid er denne metode ikke anvendelig til opstilling af et varslingssystem. Prøvetagningen behandles baseret på kommunens vurdering af opblomstringen, hvilken vurderes ud fra skumdannelse samt misfarvninger. Dog foreligger der ikke tilgængelige måleresultater af blågrønalger i Knudsø. Derfor er der i det følgende kapitel undersøgt forskellige metoder til indsamling af fremtidig samt historisk data. Historisk data anvendes til at kvantificere blågrønalger i Knudsø samt til at fastsætte perioder af året, hvori opblomstringer forekommer.

3.1 Måling af fluorescens

Blågrønalgerne i Knudsø har en særlig blågrøn farve, hvilken skyldes, at blågrønalgerne producerer pigmentet phycocyanin, som er unikt for blågrønalger i ferskvand [Randolph et al., 2008]. Dette pigment absorberer kraftigt omkring en bølgelængde på 620 nm, hvilket kan anvendes til at detektere blågrønalger ved at måle fluorescens. Fluorescens er en proces, hvor lys absorberes og udsendes ved en længere bølgelængde, og måling af emitteret lys ved den længere bølgelængde kan derved anvendes til at fastsætte forekomsten af blågrønalger med fluorometre. Phycocyanin emitterer kraftigt omkring en bølgelængde på 645 nm [Falconer, 2005, afs. 9.8], og måling af blågrønalger med fluorometre udføres ved at måle intensiteten omkring denne bølgelængde.

Intensiteten, som måles omkring en bølgelængde på 645 nm, kan omregnes til pigmentindholdet, hvilket efterfølgende kan omregnes til celleantal, hvorved koncentrationen af blågrønalger kan estimeres ved måling af fluorescens. Studier har vist, at måling af fluorescens med rimelig nøjagtighed kan anvendes til at fastsætte mængden af blågrønalger [Bastien et al., 2011]. Ved anvendelse af fluorometre opnås punktvise målinger, hvorved der ikke opnås detektering i større dele af søen [Zamyadi et al., 2016]. Fluorometre kan derfor med fordel kombineres med øvrige metoder til detektering, som kan give indikationer af den spatiale fordeling af blågrønalger i søen.

Pigmentindholdet kan variere afhængigt af arterne af blågrønalger, hvilket kan give anledning til usikkerheder ved estimering af celleantallet og nødvendiggøre kalibrering afhængigt af arterne i søen. Der er udført et studie, som viser, at omregning til celleantal kræver kalibrering med meget data for at opnå pålidelige resultater, når flere forskellige arter undersøges [Bertone et al., 2019]. Foruden dette kan der være usikkerheder ved målingerne, hvor tilstedeværelse af flere forskellige arter kan være af betydning. Høj turbiditet grundet meget organisk materiale i vandfasen, høje koncentrationer af blågrønalger eller forskellige vækststadier kan ligeledes øge usikkerheden af målingerne [Bertone et al., 2019].

Måling af blågrønalger med fluorometre giver mulighed for at foretage realtidsmålinger, hvilket gør metoden fordelagtig og kan gøre fluorometre anvendelige i forbindelse med et varslingssystem. Ydermere kan prøvetagninger foretages in situ og uden forstyrrelser af den naturlige fordeling af blågrønalger i vandfasen. Det er muligt at udarbejde længere tidsserier med høj temporal opløsning, og metoden kan anvendes til at opnå øget viden om opblomstringerne i Knudsø. Opblomstringer af blågrønalger kan forekomme pludseligt, hvilket blandt andet skyldes en varierende vertikal placering i vandfasen, da blågrønalger kan migrere vertikalt ved kontrol af opdrift, hvilket er nærmere beskrevet i afsnit 2.3. De hurtigt forekommende opblomstringer kan muligvis detekteres med fluorometre, som kan foretage målinger med korte tidsrum. Sensorene kan ligeledes anvendes til at fastsætte den vertikale placering af blågrønalgerne og give øget viden om dette.

Til måling af fluorescens kan sensoren Cyclops-7 fra Turner Designs anvendes. Dette er en sensor, som kan nedsænkes og måle mængden af phycocyanin ved måling af intensiteten omkring en bølgelængde på 645 nm. Cyclops-7 sensoren fremgår af figur 3.1.

Figur 3.1: Cyclops-7 sensor fra Turner Designs, Inc. [Turner Designs, Inc., 2020]

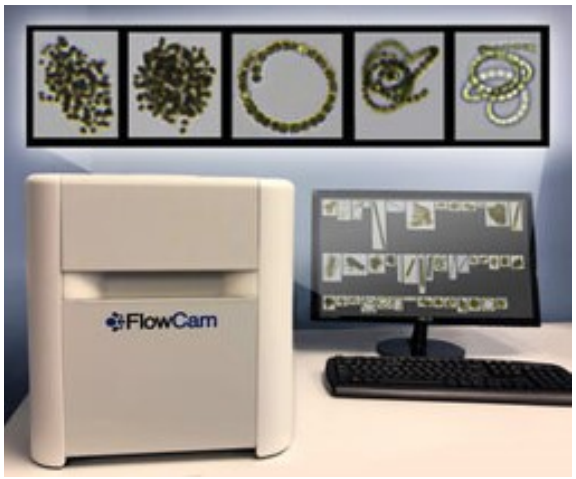
Sensoren angiver mængden af phycocyanin som en spænding mellem 0 og 5 volt. Det er oplyst, at sensoren kan måle blågrønalger i spændet 150 - 150.000 celler/ml [Turner Designs, Inc., 2011]. Dog bør omregningen til celleantal foretages baseret på kalibrering under hensyn til artssammensætninger i den specifikke sø samt øvrige lokale forhold. Det anbefales, at blågrønalger fra Knudsø anvendes til kalibrering af Cyclops-7, hvor koncentrationen fastsættes uafhængigt ved brug af anden målemetode. Da øvrige steds- og tidsspecifikke forhold kan være afgørende for nøjagtigheden af målingerne, anbefales det ydermere, at der foretages løbende kalibrering af Cyclops-7 under drift. Dette kan udføres ved at indsamle vandprøver og fastsætte koncentrationen ved uafhængige metoder, når der med Cyclops-7 er detekteret blågrønalger. Variationerne i pigmentindhold afhængigt af artssammensætninger, vækststadier og øvrige forhold er ikke kendt, hvorfor det nødvendige omfang af kalibrering af omregningsmetoden ikke kendes. Grundet nedlukning af Aalborg Universitet i løbet af projektperioden har det dog ikke været muligt at foretage kalibrering af Cyclops-7.

3.2 Måling af blågrønalger ud fra flowcytometri

Flowcytometri er en metode til at måle koncentrationer og artssammensætninger i en vandprøve. Dette udføres ved at analysere væskeprøven under mikroskop, hvor væsken strømmer forbi et digitalt kamera, hvorefter partiklerne klassificeres ved anvendelse af billedgenkendelse. Ud fra billedbiblioteker kategoriseres partiklerne, hvormed koncentrationer, størrelser og artssammensætninger fastsættes [Fluid Imaging Technologies Inc., 2020b]. Flowcytometre kan ikke anvendes til at fastsætte toksiciteten i prøven, hvorfor laboratorieanalyser fortsat er nødvendige, såfremt det er ønsket at fastsætte toksiciteten af en opblomstring.

Det er nødvendigt at udtage vandprøver til analyse med flowcytometre, hvorfor metoden ikke kan anvendes in situ og til realtidsmålinger. Derfor kan måling ud fra flowcytometri ikke anvendes alene til opstilling af et varslingssystem. Dog er det muligt at anvende metoden til at fastsætte koncentrationer eller artssammensætninger med større nøjagtighed i perioder, hvor der er målt blågrønalger med eksempelvis fluorometre. Flowcytometri er fordelagtig i forhold til laboratorieanalyser, da der er en kortere behandlingstid, mens høj billedkvalitet giver anledning til pålidelige resultater.

Aalborg Universitet har indkøbt flowcytometret FlowCam® 8000, som har et billedbibliotek til genkendelse af blågrønalger. FlowCam kan teste 1 ml på 6 minutter, hvilket gør metoden betydeligt hurtigere end manuel mikroskopi [Fluid Imaging Technologies Inc., 2020b]. FlowCam 8000 er illustreret på figur 3.2.



Figur 3.2: Flowcam® 8000 Series fra Fluid Imaging Technologies, Inc. [Fluid Imaging Technologies Inc., 2020a]

Det anbefales, at omregningen fra pigmentindholdet målt med Cyclops-7 sensoren kalibreres, inden sensoren idriftsættes, ved anvendelse af FlowCam grundet den mere præcise bestemmelse af celleantal og betydeligt reduceret behandlingstid i forhold til manuel mikroskopi. Ligeledes anbefales det, at omregning fra pigmentindhold målt med Cyclops-7 til koncentrationer af blågrønalger løbende kalibreres under drift ved udtag af vandprøver og analyser foretaget med FlowCam. Dog har det grundet nedlukning af Aalborg Universitet under dette projekt ikke været muligt at kalibrere Cyclops-7 ved brug af FlowCam.

3.3 Optisk detektering med satellitter

Detektering af blågrønalger med satellitter er fordelagtigt, da metoden giver mulighed for at indhente historisk data om opblomstringer. Metoden kan ydermere anvendes fremadrettet til detektering og giver mulighed for at opnå informationer i større områder i søen, end punktmålinger giver mulighed for. Dog er der usikkerheder ved mængderne, som detekteres med satellitter, og da der ikke foreligger målinger fra Knudsø, har det gennem dette projekt ikke været muligt at validere observationerne fra satellitter. Derfor bør metoden kalibreres og valideres for at anvende metoden fremadrettet til detektering af blågrønalger.

3.3.1 Anvendt metode til satellitdetektering

Den blågrønne farve af blågrønalgerne i Knudsø anvendes til detektering af opblomstringer med satellitter. Blågrønalger, planter og alger producerer alle klorofyl a, hvilket giver den grønlige farve, da klorofyl a absorberer omkring en bølgelængde på 665 og 681 nm, mens phycocyanin absorberer kraftigt omkring en bølgelængde på 620 nm [Stumpf et al., 2016]. Denne forskel i bølgelængder, som absorberes, kan anvendes til at detektere blågrønalger og adskille disse fra alger ved brug af satellitter, som observerer i disse spektre.

Algoritme til detektering

For at detektere opblomstringer af blågrønalger er en algoritme anvendt til bearbejdning af satellitobservationerne. Den anvendte algoritme er baseret på krumninger i de reflekterede spektre. Sådanne krumninger i spektrene vil skyldes ændringer i de absorberede spektre, og dette anvendes til at fastsætte, om der er ændringer i spektret grundet absorption omkring bælgelængden 620 nm, som er unikt for blågrønalger. Krumningerne anvendes ikke blot som udtryk for, om der absorberes omkring en bølgelængde på 620 nm, men som et udtryk for, om absorption fra phycocyanin og klorofyl a reducerer den modtagede reflektans ved disse spektre i forhold til absorption ved en bølgelængde, hvor klorofyl a absorberer mindre kraftigt. Dermed anvendes forholdet mellem absorptioner til detektering fremfor absorption ved en enkelt bølgelængde.

Den anvendte algoritme er angivet i udtryk (3.1), hvor en positiv værdi angiver, at der er opblomstringer af blågrønalger. Den spektrale form, som bestemmes ved anvendelse af algoritmen, angiver et indeks for blågrønalger, hvilket anvendes til at estimere mængden af blågrønalger i søen.

$$SS(\lambda) = R(\lambda) - R(\lambda^-) - \left(R(\lambda^+) - R(\lambda^-)\right) \cdot \left(\frac{\lambda - \lambda^-}{\lambda^+ - \lambda^-}\right) \tag{3.1}$$

Hvor:

SS	Spektral form
R	Reflektans
λ	Central bølgelængde
λ^-	Lavere bølgelængde
λ^+	Højere bølgelængde

[Stumpf og Werdell, 2010, afs. 2.1]

Mængderne af blågrønalger kan estimeres baseret på den spektrale form, som er bestemt ud fra udtryk (3.1). Ifølge Lunetta et al. [2015] kan mængderne af blågrønalger i celleantal estimeres som følgende:

$$M_{BGA} = SS(\lambda) \cdot 10^8 \tag{3.2}$$

Hvor:

M_{BGA} | Mængde af blågrønalger [celler/ml]

[Lunetta et al., 2015]

Wynne et al. [2010] har anvendt satellitdetektering og måleresultater fra forskellige søer til at estimere mængder af blågrønalger ud fra satellitdetektering. Lunetta et al. [2015] har efterfølgende anvendt omregningen angivet i udtryk (3.2) til at eftervise, at omregningen kan anvendes ved sammenligning med måleresultater. Det er i begge studier eftervist, at denne omregningsmetode giver rimelig sammenhæng mellem målte mængder og mængder detekteret med satellitter. Dog er der usikkerheder ved omregningen, og disse studier viser, at satellitdetektering og omregningen ikke i alle tilfælde giver mængder svarende til de målte.

En del af usikkerheden vil skyldes, at blågrønalger kan kontrollere opdriften, hvormed disse kan migrere vertikalt, hvilket er nærmere beskrevet i afsnit 2.3. Den vertikale migration medfører, at blågrønalger ikke vil være jævnt fordelt i den øvre del af vandfasen, som det er tilfældet for alger, som ikke kan migrere vertikalt [Kutser et al., 2008]. I perioder kan blågrønalgerne være placeret flere meter under vandoverfladen, hvilket vil give anledning til, at den detekterede mængde er lavere end den, der kan måles i dybden. Det er eftervist af Kutser et al. [2008], at den vertikale migration af blågrønalger har væsentlig betydning for mængderne detekteret med satellitter, og målinger af koncentrationer i dybden bør sammenlignes med satellitdetekteringer for at fastsætte omfanget af usikkerheden med større nøjagtighed.

Anvendte bølgelængder

Spektrene angivet i tabel 3.1 er anvendt til detektering af opblomstringer af blågrønalger ved brug af algoritmen (3.1). Disse spektre er anvendt, da klorofyl a absorberer kraftigere ved en bølgelængde på 681 nm end 665 nm, og absorbtion ved en bølgelængde på 620 nm vil give en opadvendt kurve på den modtagede reflektans, hvilket giver mulighed for, at blågrønalger kan detekteres ved algoritmen. Ved opblomstringer af blågrønalger vil phycocyanin absorbere kraftigt omkring en bølgelængde på 620 nm og klorofyl a absorbere kraftigt omkring 681 nm. Dette vil reducere reflektansen ved disse bølgelængder relativt til 665 nm, og dermed opnås en opadvent kurve i reflektansen.

Tabel 3.1: Bølgelængder anvendt i udtryk (3.1) til satellitdetektering af blågrønalger.

λ^-	620 nm
λ	665 nm
λ^+	681,25 nm

Lunetta et al. [2015, afs. 2.2] har anvendt disse spektre til detektering af blågrønalger i søer, da den anvendte satellit observerer i disse spektre, og konkluderet, at algoritmen med disse spektre er

anvendelig, og at anvendelse af spektrene afhjælper problemstillinger med falsk positive værdier, som kan opstå ved anvendelse af andre spektre.

Undersøgelse af skydække

Der er foretaget en undersøgelse af, om der på satellitobservationerne er skydække over Knudsø. Såfremt der er skyer over Knudsø, forkastes satellitobservationen. Algoritmer, som fjerner skyer fra observationer, anvender observationer af søen fra andre dage til at visualisere søen. Dette ville give et misvisende billede af, om der var blågrønalger på det pågældende tidspunkt, hvorfor denne metode ikke er anvendt.

Forkastning af observationer grundet skydække giver anledning til, at der er betydeligt færre dage, hvor eventuelle opblomstringer kan detekteres med satellitter, og dermed er det muligt, at der er opblomstringer, som ikke detekteres ved denne metode. Alle observationer, som ikke er forkastet grundet skydække, anvendes til at undersøge, hvorvidt der er opblomstringer af blågrønalger.

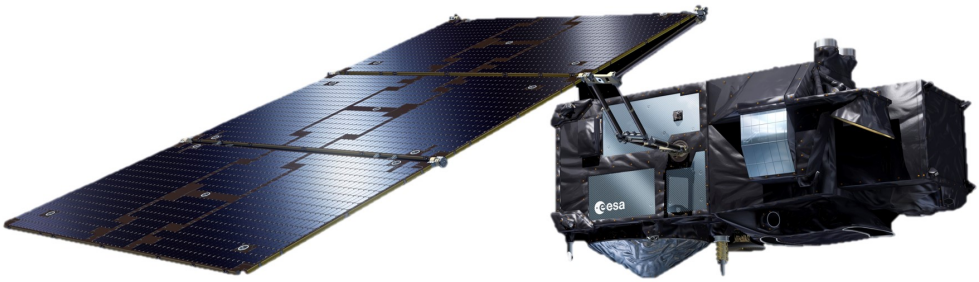
Atmosfærekorrektion af satellitobservationer

Satellitobservationer modtages som radianser, hvorfor atmosfærekorrektion er nødvendig forud for anvendelse af algoritmen. Det er af Philpot [1991] eftervist, at algoritmen ikke er følsom overfor ringe korrektion. Af denne årsag samt da en fuldstændig atmosfærekorrektion er tidskrævende, er en delvis korrektion anvendt. Det er valgt at anvende en Rayleigh atmosfærekorrektion ved brug af programmet SNAP (Sentinel Application Platform) udviklet af ESA (European Space Agency).

Rayleigh atmosfærekorrektionen korrigerer for spredning grundet molekyler og aerosoler. Det er valgt at anvende Rayleigh korrektion, da molekyler og aerosoler i atmosfæren giver den største afvigelse mellem modtaget radians og overfladereflektans [Warren et al., 2019]. Øvrige bidrag til denne afvigelse kan skyldes skumtoppe på vandoverflader, solglimt eller bidrag fra de omkringliggende områder [Warren et al., 2019].

3.3.2 Indhentede satellitobservationer

En af de satellitter, som observerer ved spektrene angivet i tabel 3.1, er Sentinel-3 OLCI (Ocean and Land Colour Instrument), som er ejet og styret af ESA. Satellitten er en af de satellitter, som er udarbejdet i forbindelse med programmet Copernicus, som er et miljømæssigt moniteringsprogram, og satellittens primære formål er at indsamle informationer om biologi [ESA, 2019d]. En illustration af satellitten Sentinel-3 fra ESA, som er anvendt til satellitdetektering i dette projekt, fremgår af figur 3.3.



Figur 3.3: Sentinel-3 fra ESA. [ESA, 2016]

Sentinel-3 OLCI observerer i 21 spektrale bånd og herunder i bølgelængder, som absorberes af phycocyanin og klorofyl a [ESA, 2019b]. Sentinel-3 observerer ved spektret 620 nm, da dette spektre anvendes til fastsættelse af sedimenttransport [ESA, 2019b]. Bredde samt navne på de anvendte bånd er angivet i tabel 3.2.

Tabel 3.2: Spektrale bånd fra satellit Sentinel-3 OLCI anvendt til detektering af blågrønalger. [ESA, 2019b]

Center af bånd [nm]	Bredde af bånd [nm]	Bånd nr.
620	10	Oa07
665	10	Oa08
681,25	7,5	Oa10

Stedslig og tidslig opløsning

Produkterne fra Sentinel-3 har en stedslig opløsning på omkring 300 m [ESA, 2019d]. Denne opløsning giver betydelige udfordringer ved anvendelse i mindre søer. Den stedslige opløsning betyder ydermere, at en opblomstring ikke kan lokaliseres med større stedslig nøjagtighed.

Den grove stedslige opløsning giver usikkerheder i de estimerede mængder i pixels, som delvist dækker Knudsø og delvist det omkringliggende land. Dette giver anledning til, at de detekterede mængder er lavere end de, der reelt forventes at forekomme i det pågældende område i Knudsø. Øvrige satellitter som Sentinel-2 har stedslige opløsninger ned til 10 m, hvilket gør disse mere fordelagtige med hensyn til stedslig opløsning [ESA, 2019a]. Dog observerer denne satellit ikke i spektret 620 nm, som er unikt for blågrønalger, og derfor er denne satellit ikke anvendt til detektering af mængder af blågrønalger i dette projekt.

Den tidslige opløsning afhænger af antallet af satellitter, hvor der med en enkelt satellit er en tidslig opløsning på under 2 dage i gennemsnit for en lokalitet i Danmark, mens der med 2 satellitter opnås en tidslig opløsning på under 1 dag [ESA, 2019c]. Dette giver mulighed for hyppig indhentning af satellitobservationer af Knudsø.

Reprojektering af satellitobservationer

Bredden på observationerne for Sentinel-3 OLCI er 1.270 km [ESA, 2019c]. Dette giver anledning til, at satellitobservatonerne ikke er lokaliseret i koordinatsystemet, som anvendes ved Knudsø. Af denne årsag er satellitobservationerne reprojekterede. Reprojekteringen er foretaget med metoden nærmeste nabo, hvilket kan give anledning til, at pixels med detekterede blågrønalger ikke illustreres efter reprojekteringen. Kombinationen mellem den grove stedslige opløsning og reprojektering af satellitobservationerne kan medføre, at pixels med detekterede opblomstringer er belliggende udenfor Knudsø efter reprojekteringen. Dette kan give et misvisende billede af den detekterede mængde af blågrønalger i Knudsø.

Tilgængelige satellitobservationer

Det er valgt at indhente satellitbilleder i perioden fra 1. maj til 31. oktober hvert år. Dette er valgt, da undersøgelser har vist, at det er indenfor denne periode, der typisk forekommer opblomstringer af blågrønalger [Bjerring et al., 2012, afs. 6.1]. Sentinel-3A er den første satellit af typen Sentinel-3 og blev lanceret i år 2016, mens Sentinel-3B blev lanceret i år 2018. Der er dog ikke tilgængelige observationer fra Sentinel-3B inden december 2018, hvorfor der fra år 2016 - 2018 udelukkende er indhentet observationer fra en enkelt satellit. Det samlede antal indhentede satellitbilleder og antal dage uden tilgængelige satellitbilleder er angivet i tabel 3.3.

Tabel 3.3: Antal indhentede satellitbilleder og dage uden satellitobservationer. Observationerne er indhentet fra årene 2016 - 2019 i perioden 1. maj til 31. oktober.

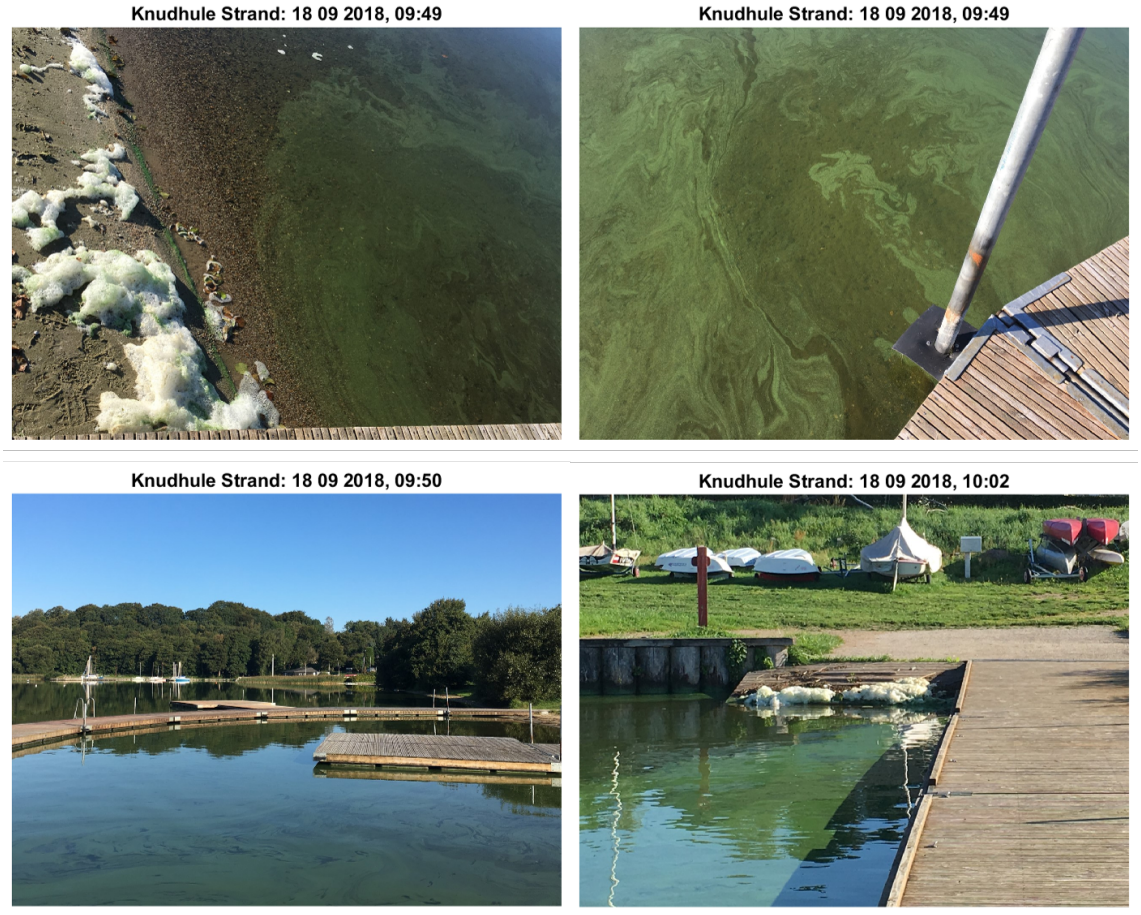
Satellit nr.	Indhentede billeder	Dage uden billeder
Sentinel-3A	602	157
Sentinel-3B	134	22
Total	736	179

3.4 Blågrønalger detekteret med satellitter

Da der ikke foreligger målte koncentrationer af blågrønalger, har det ikke været muligt at sammenligne mængder detekteret med satellitter med målinger fra området. Derfor er fotoregisteringer af blågrønalger på en enkelt dag anvendt til sammenligning.

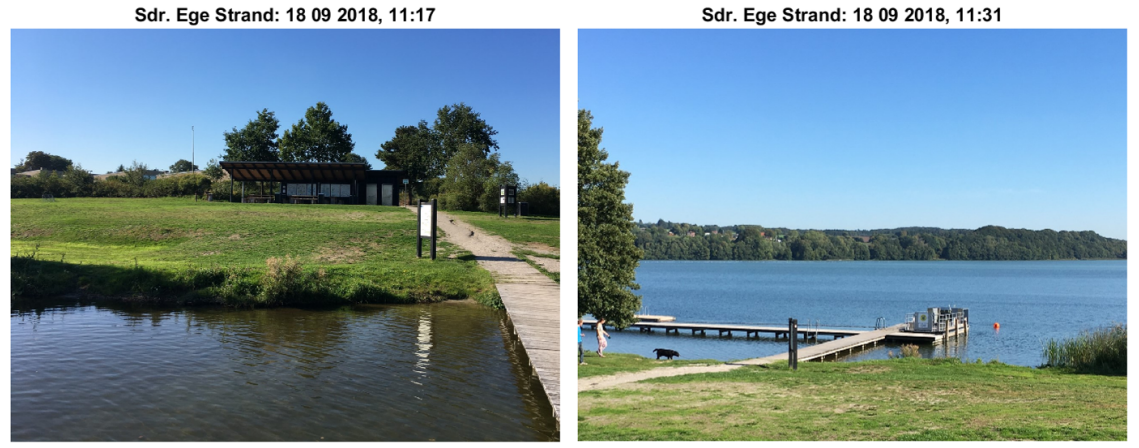
3.4.1 Sammenligning med fotoregistreringer

Opblomstringer af blågrønalger ved Knudhule Strand den 18. september 2018 er fotoregistreret og anvendt til sammenligning med satellitobservationer fra denne dag. Billeder fra denne dag fremgår af figur 3.4, hvor den blågrønne farve og skumdannelse, som er typisk for større opblomstringer af blågrønalger, tydeligt fremgår.



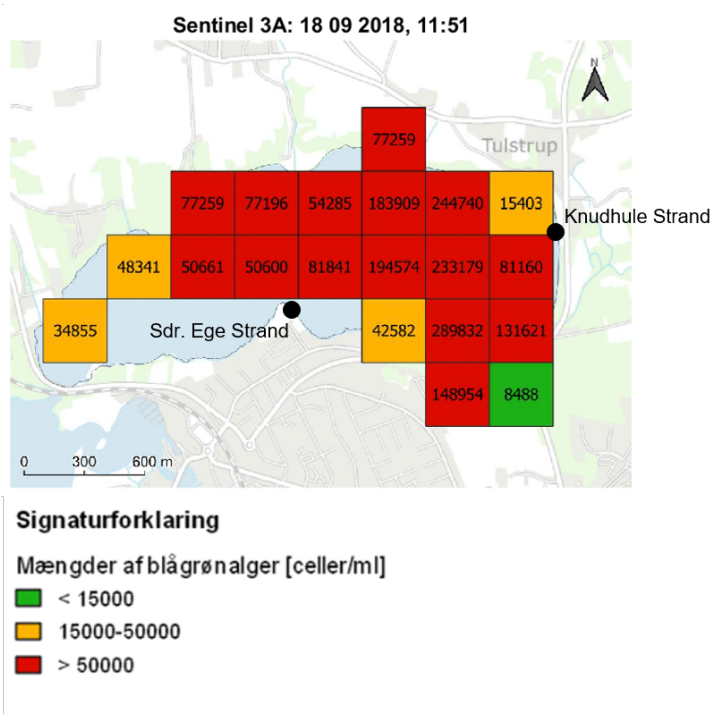
Figur 3.4: Blågrønalger registreret den 18. september 2018 i Knudsø ved Knudhule Strand. På billederne er sted samt tidspunkt for observationerne angivet. [Skaarup og Wahlberg, 2018]

Foruden fotoregistreringen ved Knudhule Strand foreligger der en fotoregistrering fra Sdr. Ege Strand fra samme dag, hvor der ikke er registreret opblomstringer af blågrønalger. Denne fotoregistrering fremgår af figur 3.5.



Figur 3.5: Fotoregistrering den 18. september 2018 i Knudsø ved Sdr. Ege Strand uden registreret opblomstringer af blågrønalger. På billederne er sted samt tidspunkt for observationerne angivet. [Skaarup og Wahlberg, 2018]

Satellitobservationerne fra den 18. september 2018 er foretaget 2 timer efter fotoregistreringerne ved Knudhule Strand, hvilket kan være af betydning for sammenligningen. Dog foreligger der satellitobservationer og fotoregistreringer fra samme dag med korte tidsrum, hvorfor det er vurderet rimeligt at sammenligne observationerne. De detekterede mængder af blågrønalger den 18. september 2018 er angivet på figur 3.6. Af figuren fremgår det, at der er estimeret mængder på op mod 289.800 celler/ml i Knudsø denne dag. Dette er betydeligt højere end de generelle grænseværdier anbefalet af WHO.

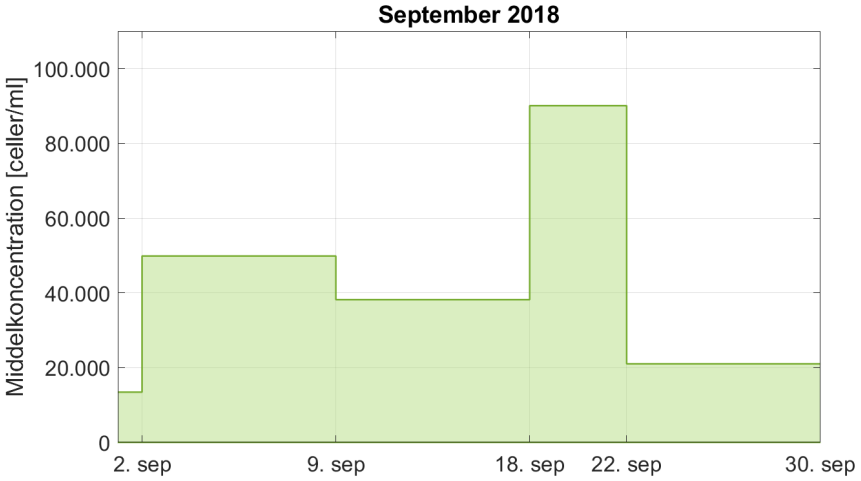


Figur 3.6: Mængder af blågrønalger estimeret ud fra satellitobservation. Mængderne er angivet i celler/ml. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.

Mængderne, som er estimeret for den 18. september 2018, er svarende til grad 3 i tabel 1.2 og bør ifølge WHO give anledning til kraftige skumdannelser, synlige misfarvninger af vandet og en sigtdybde på under 1 meter. De registrerede mængder af blågrønalger ved Knudhule Strand er omkring 15.000 til 81.000 celler/ml, og grundet den grove stedslige opløsning er det ikke muligt med større nøjagtighed at angive den detekterede mængde ved Knudhule Strand. Det er muligt, at de detekterede mængder bør lede til de kraftige misfarvninger, som fremgår af fotoregistreringerne fra Knudhule Strand på figur 3.4. De omkring 2 timer til forskel mellem fotoregistreringen og satellitdetekteringen kan dog være af betydning.

Ved sammenligning mellem satellitdetekteringen og fotoregistreringen ved Sdr. Ege Strand på figur 3.5 fremgår det, at der er overensstemmelse, da der ikke er registreret opblomstringer af blågrønalger. Dette indikerer, at opblomstringerne kan detekteres med rimelig nøjagtighed i søen trods den grove stedslige opløsning. Fotoregistreringen ved Sdr. Ege Strand er foretaget omkring 30 minutter inden satellitobservationen, og den korte tidslige forskel er vurderet at give anledning til en retvisende sammenligning.

Opblomstringerne i Knudsø i september 2018 er undersøgt ud fra middelkoncentrationer i søen på de dage, hvor der er detekteret opblomstringer. Denne undersøgelse er udarbejdet for at studere, hvordan opblomstringen udvikles over perioden og for at give et overblik over, om fotoregistreringen er foretaget på tidspunktet med den højeste middelkoncentration i perioden. De detekterede middelkoncentrationer i september 2018 er angivet på figur 3.7. På dage, hvor der er skydække eller ingen tilgængelige satellitobservationer, er middelkoncentrationen illustreret som værende svarende til den sidst detekterede middelkoncentration.



Figur 3.7: Detekterede middelkoncentrationer af blågrønalger i Knudsø for september 2018.

Det fremgår af figur 3.7, at middelkoncentrationen detekteret den 18. september 2018 er den højeste detekterede middelkoncentration i den nærliggende periode. Ydermere er denne middelkoncentration den højeste detekterede i hele perioden fra 2016 - 2019. Jævnfør figur 3.7 er der ikke observeret dage uden opblomstringer af blågrønalger i september 2018. Dermed kan det ud fra satellitdetekteringerne ikke konkluderes, at der har været perioder uden opblomstringer i Knudsø i løbet af denne måned.

Fotoregistreringer fra en dag uden opblomstringer af blågrønalger er sammenlignet med satellitobservationer fra samme dag. Af fotoregistreringerne på figur 3.8 den 13. juli 2019 fremgår det, at der ikke er observeret synlige opblomstringer af blågrønalger. På denne dag er der satellitobservationer fra både Sentinel-3A og -3B fra henholdsvis klokken 11:25 og klokken 12:27, hvor der ikke er observeret opblomstringer af blågrønalger, hvilket er i overensstemmelse med fotoregistreringerne.

Sammenligningen mellem fotoregistreringerne og satellitdetekteringerne indikerer, at der med metoden, som er anvendt til satellitdetektering, ikke opnås falsk positive værdier, da der ikke er detekteret opblomstringer af blågrønalger på denne dag med satellitter. Sammenligningen giver dog ikke et entydigt billede af, at det ikke er muligt at opnå falsk positive værdier med metoden, og resultaterne fra satellitdetekteringerne bør valideres fremadrettet ved sammenligninger med målte koncentrationer af blågrønalger i Knudsø.

Figur 3.8: Fotoregistrering fra den 13. juli 2019 i Knudsø ved Sdr. Ege Strand. På billederne er sted samt tidspunkt for observationerne angivet.

3.4.2 Resultater af satellitdetektering

Samtlige 736 indhentede satellitbilleder er behandlet ud fra den overstående metode. En oversigt over dage med detekterede opblomstringer er angivet i bilag A. Af bilag A fremgår det, at der er skydække over Knudsø på store dele af de indhentede observationer, hvorfor disse er forkastede. Antal forkastede og accepterede observationer er angivet i tabel 3.4.

Tabel 3.4: Antal accepterede og forkastede satellitobservationer grundet skydække over Knudsø. Observationerne er indhentet fra år 2016 - 2019 i perioden 1. maj til 31. oktober.

	Antal observationer
Indhentede	736
Forkastede	571
Accepterede	188

Af de 188 accepterede observationer er der detekteret blågrønalger i 28 observationer, som er fordelt over månederne august til oktober i perioden 2016 - 2019. Da flere dage er frasorteret grundet skydække, har det ikke været muligt at udarbejde tidsserier, som kan anvendes til at følge opblomstringerne med korte tidsrum. Dog giver resultaterne mulighed for at fastsætte dage og perioder med opblomstringer i de respektive år samt at undersøge eventuelle tendenser i forhold til tidspunkter med opblomstringer.

De anbefalede grænseværdier fra WHO angivet i tabel 1.2 er anvendt til vurderinger af de detekterede mængder. De anbefalede grænseværdier er dog ikke angivet som præcise tal, og der er derfor anvendt intervaller til opdeling af de detekterede mængder. De beregnede mængder af blågrønalger i Knudsø baseret på satellitobservationer er angivet i bilag B. De maksimale estimerede mængder af blågrønalger på dage med detekterede opblomstringer er angivet i tabel 3.5.

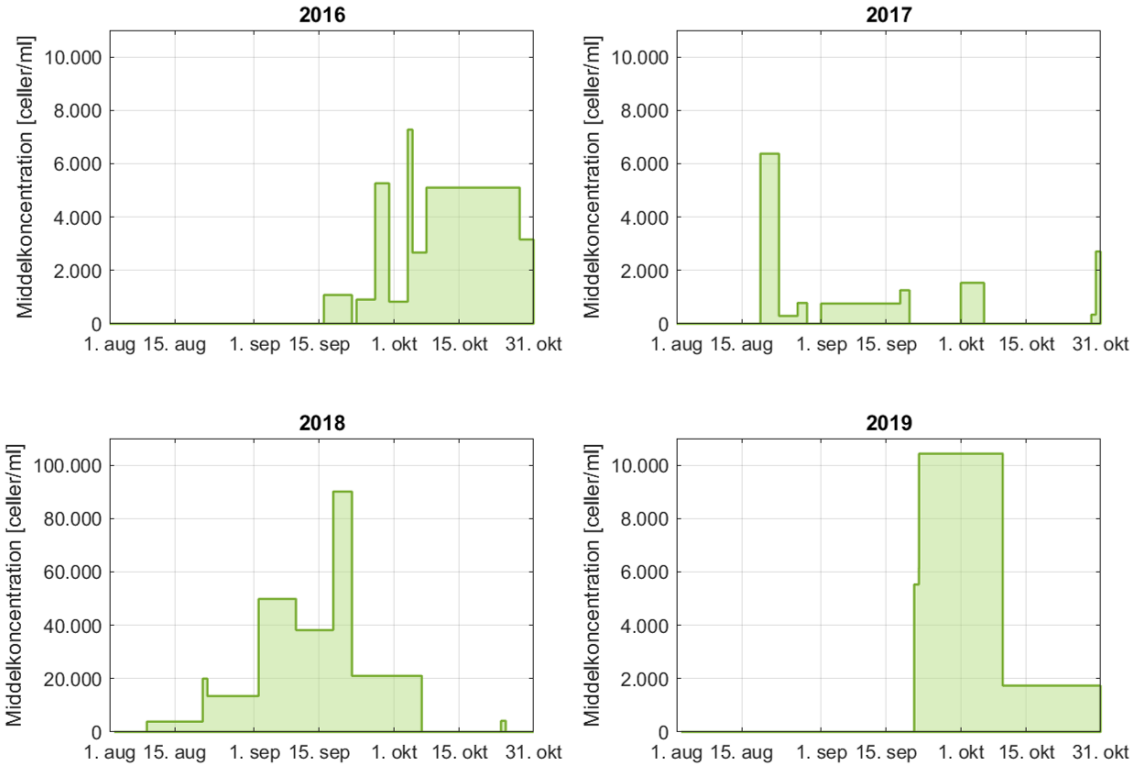
Tabel 3.5: De maksimale estimerede mængder af blågrønalger i Knudsø på dage med satellitobservationer. Mængderne er afrundet til nærmeste hele hundrede.

2016	Mængde [celler/ml]	2017	Mængde [celler/ml]
16. september	22.800	19. august	31.500
23. september	19.600	23. august	11.100
27. september	46.300	27. august	9.300
30. september	26.200	01. september	15.300
4. oktober	54.100	18. september	21.500
5. oktober	19.600	01. oktober	18.000
8. oktober	39.900	29. oktober	6.400
28. oktober	26.200	30. oktober	29.300
2018	**Mængde [celler/ml]**	**2019**	**Mængde [celler/ml]**
9. august	39.700	21. september*	43.300
21. august	86.8000	22. september*	37.200
22. august	60.400	22. september	45.600
2. september	122.800	10. oktober	45.000
10. september	104.800		
18. september	289.800		
22. september	81.900		
24. oktober	31.600		

* *Observeret med Sentinel-3B*

Det fremgår af tabel 3.5, at der på blot 4 af de 28 observationer med opblomstringer er estimeret mængder på omkring 15.000 celler/ml eller derunder. Dog forekommer mængder på omkring 100.000 celler/ml, som ifølge anbefalinger er grænsen for mængder, som kan lede til alvorlige sundhedsskader og eventuelle badeforbud, udelukkende i år 2018. Det skal bemærkes, at anbefalingerne fra WHO er angivet som generelle værdier uden hensynstagen til toksiciteten af blågrønalgerne i den specifikke sø. Da giftige arter dominerer i Knudsø, er det muligt, at badning bør frarådes ved mængder omkring 20.000 celler/ml fremfor de anbefalede cirka 100.000 celler/ml [Kaas og Garde, 2002, s. 25]. Disse mængder er markeret med henholdsvis gul og rød i bilag B. Dog vil nærmere beskrivelse af risici kræve toksicitetsmålinger, da toksiciteten ikke kan fastsættes alene ud fra mængder af blågrønalger. På baggrund af denne vurdering og satellitobservationerne er det muligt, at giftige opblomstringer af blågrønalger leder til, at badning bør frarådes i Knudsø hvert år.

Ud fra satellitobservationerne er middelkoncentrationer af blågrønalger i Knudsø beregnet for dage med detekterede opblomstringer. Dette er anvendt til opstilling af histogrammerne, som fremgår af figur 3.9. Grundet skydække har det ikke været muligt at fastsætte mængder af blågrønalger for hver dag, og ved opstilling af histogrammerne er det antaget, at middelkoncentrationen på dage med skydække er svarende til den sidst detekterede middelkoncentration.



Figur 3.9: Detekterede middelkoncentrationer af blågrønalger i Knudsø for år 2016 - 2019. Y-aksen for år 2018 er en faktor 10 større end y-aksen for årene 2016, 2017 samt 2019.

Det skal bemærkes, at y-aksen på figur 3.9 for år 2018 er en faktor 10 større end de øvrige år grundet de betydeligt højere detekterede mængder. Af figur 3.9 fremgår det, at der ikke forekommer opblomstringer inden august i nogle af de undersøgte år. Foruden dette er der ikke yderligere tydelige temporale tendenser. Dog er det muligt, at de temporale variationer kan skyldes eksempelvis varierende vejrforhold mellem årene.

3.4.3 Sammenligning med satellitobservationer fra Sentinel-2

Som tidligere beskrevet, er satellitten Sentinel-2 ikke anvendt til detektering af blågrønalger, da det ikke har været muligt at opstille algoritmer, hvor blågrønalger adskilles fra alger. Dog er denne satellit anvendt til visuelt at vurdere, om der er opblomstringer af blågrønalger ved dannelse af RGB-billeder. Denne visuelle vurdering kan ikke anvendes til at fastsætte mængder af blågrønalger og kan være misvisende, da alger kan ligne opblomstringer af blågrønalger. Dog er observationerne fra Sentinel-2 anvendt til at vurdere, om de med Sentinel-3 detekterede opblomstringer kan detekteres med Sentinel-2. En illustration af satellitten Sentinel-2 fra ESA fremgår af figur 3.10.

Figur 3.10: Sentinel-2 fra ESA. [ESA, 2015]

Observationer fra Sentinel-2A og -2B er anvendt til at sammenligne med observationer fra Sentinel-3. Disse satellitter blev lanceret i henholdsvis år 2015 og 2017. Det indhentede antal observationer, antal observationer forkastet grundet skydække samt antallet af observationer, hvor det visuelt er vurderet, at der kan være opblomstringer af blågrønalger, er angivet i tabel 3.6.

Tabel 3.6: Antal indhentede, forkastede og accepterede observationer fra Sentinel-2 samt observationer, hvor det er vurderet, at der kan være opblomstringer af blågrønalger. Observationerne er indhentet fra år 2016 - 2019 i perioden 1. maj til 31. oktober.

	Antal observationer
Indhentede	217
Forkastede	153
Accepterede	64
Mulige opblomstringer	10

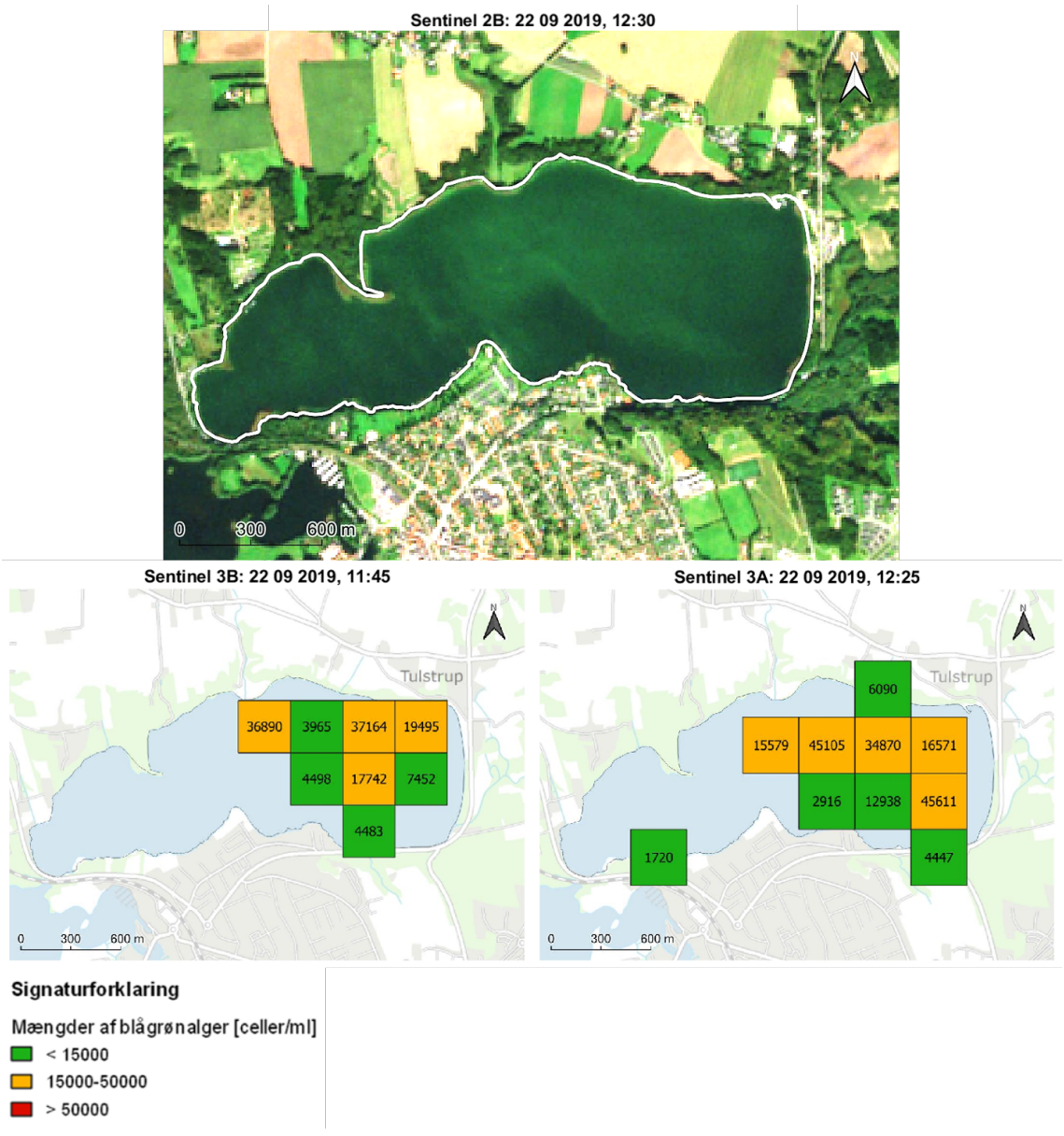
En oversigt over tidspunkterne, hvor det visuelt er vurderet, at der kan være opblomstringer, er angivet i tabel 3.7. Af tabellen fremgår det, at der ikke er observeret mulige opblomstringer i år 2017, mens der i årene 2016 og 2019 udelukkende er observeret mulige opblomstringer en enkelt dag for hvert af de to år. Langt størstedelen af observationerne med mulige opblomstringer er i år 2018, hvilket er i overensstemmelse med resultaterne fra Sentinel-3, hvor de største mængder og udbredelser er detekteret i år 2018.

Tabel 3.7: Dage med observationer fra Sentinel-2, hvor det visuelt er vurderet, at der muligvis er opblomstringer af blågrønalger.

2016	**2017**	**2018**		**2019**
22. september		27. juli	2. september	22. september
		1. august	10. september	
		3. august	22. september	
		21. august	25. september	

Satellitobservationerne fra Sentinel-2 er angivet i bilag C, hvor observationer fra Sentinel-3 på sammenfaldende dage ligeledes er angivet. Det fremgår af bilaget, at 5 observationer fra Sentinel-2 er sammenfaldende med observationer fra Sentinel-3. Ud fra en sammenligning mellem observationerne fremgår det, at flere af de detekterede opblomstringer er synlige. Det skal dog bemærkes, at det ud fra observationerne fra Sentinel-2 ikke kan afgøres med sikkerhed, at den grønlige farve i Knudsø skyldes opblomstringer af blågrønalger.

Et eksempel på en sammenligning er angivet på figur 3.11 for den 22. september 2019. De tre satellitobservationer er observeret indenfor 45 minutter, hvoraf den ene observation fra Sentinel-3 er observeret blot 5 minutter inden observationen fra Sentinel-2. Dette er det mindste tidsrum mellem satellitobservationer anvendt i dette projekt, og derfor er observationerne anvendt som eksempel. Observationen fra Sentinel-2 indikerer, at der er sandsynlighed for opblomstringer af blågrønalger, og satellitobservationerne er dermed i overensstemmelse.



Figur 3.11: Satellitobservationer fra Sentinel-2 og Sentinel-3 den 22. september 2019.

Det fremgår af bilag C, at der den 27. juli 2018 er observeret en grønlig farve i Knudsø med Sentinel-2, hvilken kan skyldes opblomstringer af blågrønalger. Dog er det på denne dag dokumenteret ud fra Sentinel-3, at der ikke er blågrønalger i Knudsø. Dette eksempel illustrerer usikkerheden ved anvendelse af Sentinel-2, da den observerede grønlige farve kan skyldes store mængder alger. Dog er der sammenfald på flere dage, og det vurderes, at nogle af opblomstringerne af blågrønalger i Knudsø med rimelig sandsynlighed kan observeres med Sentinel-2.

3.4.4 Satellitdetektering i Kvie Sø

Der er relativt få satellitobservationer med detekterede opblomstringer af blågrønalger i den lavvandede del af Knudsø. For at undersøge, hvorvidt dette skyldes usikkerheder grundet stedslig opløsning er der foretaget en satellitanalyse på en mindre og mere lavvandet sø. I samarbejde med Amphi-Bac ApS er Kvie Sø udvalgt til analysen. Kvie Sø er beliggende i Varde Kommune og har ét badevandsområde. Søen har et overfladeareal på omkring 30 ha og en middeldybde på 1,3 m. Dermed har Kvie Sø et mindre overfladeareal og en mindre middeldybde en den lavvandede del af Knudsø. Analysen af Kvie Sø fremgår af bilag D. Baseret på analysen er det vurderet, at det er muligt, at detektere opblomstringer af blågrønalger i Kvie Sø på trods af usikkerhederne grundet den stedslige opløsning. Der er dog betydelige usikkerheder ved de detekterede mængder grundet den grove stedslige opløsning.

Der er detekteret blågrønalger i Kvie Sø en dag i juni 2018 samt flere dage i maj 2019. Generelt er høje koncentrationer af blågrønalger detekteret, og på flere dage bør badning muligvis frarådes grundet koncentrationer over 100.000 celler/ml. Det er i badevandsprofilet beskrevet, at der er dokumenteret opblomstringer i maj 2019, mens der ikke tidligere er detekteret blågrønalger i Kvie Sø. Dette er i overensstemmelse med satellitdetekteringen, da der ikke er detekteret opblomstringer i årene 2016 og 2017, og det er vurderet, at metoden er anvendelig i Kvie Sø trods det mindre overfladeareal. Herudfra er det vurderet, at satellitdetektering er anvendelig i den lavvandede del af Knudsø.

De detekterede opblomstringer af blågrønalger i Kvie Sø forekommer betydeligt tidligere end i Knudsø. Dette er i overensstemmelse med, at opblomstringer typisk forekommer tidligere i lavvandede søer end i dybe søer. De største forekomster i Knudsø er detekterede i år 2018, hvilket ikke er tilfældet for Kvie Sø. Dette kan skyldes vejrforholdene, da opblomstringerne ikke forekommer i samme periode, eller at flere forskellige faktorer er afgørende for, om der forekommer opblomstringer af blågrønalger.

3.4.5 Diskussion af satellitdetektering

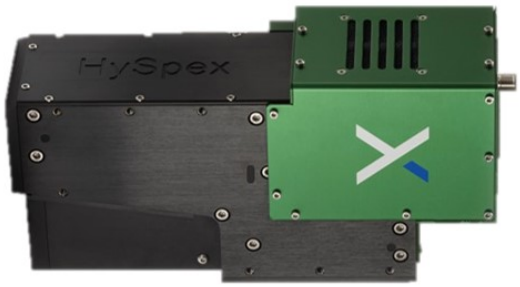
Det har været muligt at detektere opblomstringer af blågrønalger i Knudsø ud fra satellitobservationer. Der foreligger dog ikke målte mængder, som kan anvendes til sammenligning eller validering af resultaterne. Af denne årsag er fotoregistreringer for en enkelt dag samt observationer fra Sentinel-2 det eneste tilgængelige sammenligningsgrundlag. Baseret på, at den tydelige opblomstring den 18. september 2018 har været mulig at detektere, og at der er flere sammenfald mellem detekterede mængder og observationer fra Sentinel-2, er det vurderet, at satellitobservationerne er anvendelige til detektering af blågrønalger.

Det er i badevandsprofilerne beskrevet, at risikoen for giftige opblomstringer af blågrønalger er høj i Knudsø, og at opblomstringerne forekommer hvert år. Dette er i overensstemmelse med resultaterne fra satellitdetekteringen, hvor det har været muligt at detektere mængder af blågrønalger over 20.000 celler/ml hvert år, hvilket kan lede til betydelige sundhedsskader, og muligvis bør lede til, at badning frarådes i Knudsø. Sundhedsrisici ved badning i disse perioder afhænger dog af toksiciteten, som ikke er mulig at fastsætte baseret på satellitobservationer.

Den tidslige opløsning for satellitobservationerne er under en dag i gennemsnit ved anvendelse af både Sentinel-3A og -3B, hvilket vil være muligt at anvende fremadrettet. Dette vil muliggøre udvikling af et varslingssystem i nær realtid, som kan varsle om opblomstringer af blågrønalger. Dog giver den stedslige opløsning anledning til usikkerheder i forbindelse med detektering, hvor det med opløsning på omkring 300 m ikke er muligt at fastsætte lokaliteten af opblomstringen med større nøjagtighed. Den stedslige opløsning kan ligeledes medføre, at mængderne af blågrønalger ikke fastsættes med tilstrækkelig præcision. Ydermere medfører skydække af søen, at satellitdetektering ikke kan anvendes de fleste dage, og dette kan medføre, at et varslingssystem baseret udelukkende på satellitdetektering ikke er fordelagtigt af hensyn til de badendes sikkerhed og samtidigt færrest muligt lukkedage. Det er dog vurderet, at satellitdetektering med fordel kan anvendes til historisk data både inden- og udenfor den officielle badevandssæson.

3.5 Optisk detektering med kameraer

Principperne bag satellitdetektering kan anvendes til detektering af blågrønalger med hyperspektrale kameraer, som observerer i spektrene angivet i tabel 3.1. Detektering med hyperspektrale kameraer kan være fordelagtigt, da det er muligt at skelne mellem alger og blågrønalger, og den temporale og spatiale opløsning kan øges i forhold til satellitdetektering. Hyperspektrale kameraer observerer i forskellige spektre med mindre båndbredde end multispektrale kameraer, hvilket er nødvendigt for at anvende metoden fra satellitdetektering til detektering af blågrønalger. Et eksempel på et hyperspektralt kamera, som observerer i de anvendelige spektre, er angivet på figur 3.12.



Figur 3.12: Eksempel på et hyperspektralt kamera, som observerer i de anvendelige spektre. [HySpex, 2020]

Ved anvendelse af hyperspektrale kameraer kan der opnås øget temporal og spatial opløsning i forhold til satellitdetektering, hvilket reducerer usikkerheder grundet den grove stedslige opløsning ved satellitobservationer og øger muligheden for at følge opblomstringer med kortere tidsrum. Ydermere kan hyperspektrale kameraer placeret på stativer reducere antallet af observationer, som

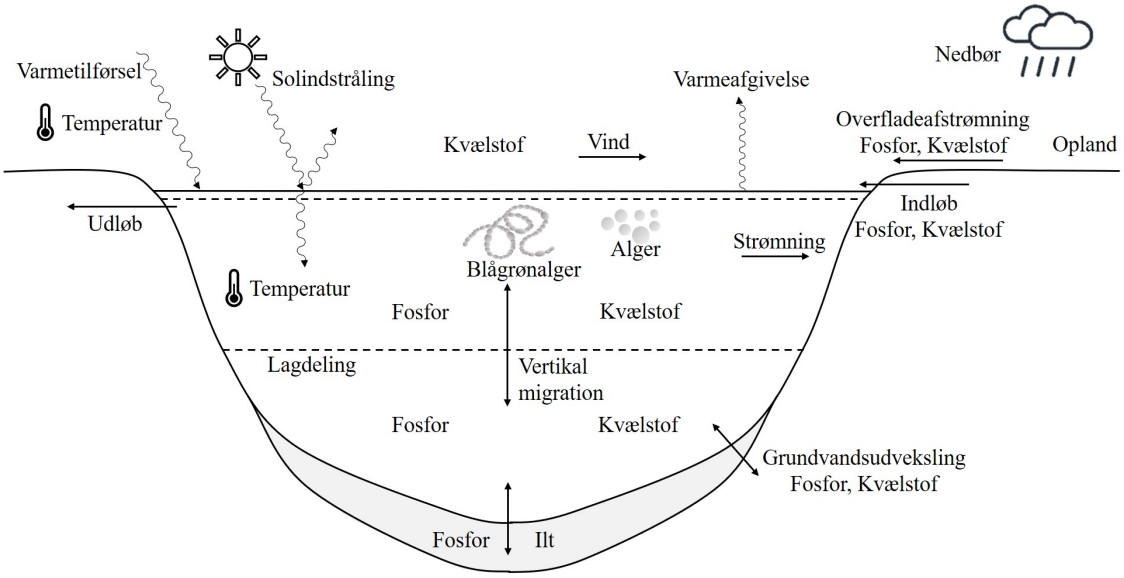
forkastes grundet skydække, hvilket er medvirkende til, at observationer fra kameraer kan anvendes til realtidsdetektering, hvormed hyperspektrale kameraer vil kunne anvendes til opstilling af et varslingssystem. Detektering med hyperspektrale kameraer er på samme vis som satellitdetektering fordelagtig til at estimere koncentrationer i større områder af søen end punktmålinger. Opstilling af kameraer i badevandsområder kan dog give udfordringer i forhold til tilladelse til at tage billeder nær badende.

Forud for anvendelse af hyperspektrale kameraer bør disse kalibreres og valideres i forhold til koncentrationer af blågrønalger. Ydermere bør der opstilles forsøg med henblik på at fastsætte placeringer samt vinkling af kameraer. Kameraerne kræver vedligehold, hvilket kan øge omkostningerne ved denne metode. Grundet indkøbsprisen på hyperspektrale kameraer er der igennem dette projekt ikke foretaget forsøg med disse. Af denne årsag er hyperspektrale kameraer ligeledes ikke anvendt til at opstille et varslingssystem i Knudsø.

4

Systemanalyse i forhold til blågrønalger i Knudsø

Som beskrevet i kapitel 2 er der flere forskellige faktorer, der påvirker væksten af blågrønalger, og det er muligt, at flere forskellige kombinationer kan øge risikoen for opblomstringer af blågrønalger. I det følgende kapitel er systemet, som påvirker blågrønalger i Knudsø, analyseret med henblik på at undersøge faktorer, som kan anvendes til at forudsige potentielt giftige opblomstringer af blågrønalger i badevandsområderne. En principskitse af det betragtede system fremgår af figur 4.1, hvilken er udarbejdet baseret på litteraturstudiet beskrevet i kapitel 2.



Figur 4.1: Principskitse af det betragtede system med faktorer, som påvirker væksten af blågrønalger.

På figur 4.1 er det illustreret, at næringsstofkoncentrationerne i Knudsø er betydende for væksten af blågrønalger. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor i den øvre del af vandfasen vil være betydende for både blågrønalger og alger, der kan udkonkurrere blågrønalger og dermed være betydende for væksten. Koncentrationerne under en eventuel lagdeling i søen kan være betydende, da blågrønalger kan migrere vertikalt, hvormed næringsstoffer under lagdelingen muligvis kan optages.

Næringsstofkoncentrationerne i Knudsø er betinget af tilledningen af næringsstoffer fra grundvand, tilløb, overfladeafstrømning og eventuel fosforpulje i sedimentet. Grundvandsudveksling kan øge koncentrationerne af næringsstoffer i søen, og fastsættelse af tilledte mængder herfra kræver

informationer om grundvandstilstrømningen og koncentrationerne i grundvandet. En fosforpulje i sedimentet kan give anledning til frigivelse af fosfor til vandfasen under iltfattige forhold. Mængderne af næringsstoffer tilledt fra vandløb og grøfter er betinget af vandføring samt koncentrationer. Dette gør sig ligeledes gældende for regnbetingede udledninger og overfladeafstrømninger, hvor nedbør særligt er betydende. Overfladeafstrømning kan særligt være af betydning for næringsstofkoncentrationerne i søen, da omkring 70% af oplandet til Knudsø anvendes til landbrug [MiljøGIS, 2016].

Solindstrålingen er som illustreret på figur 4.1 betydende for væksten af blågrønalger. Solindstrålingen er betydende for væksten, da blågrønalger foretager fotosyntese. Ydermere er den vertikale bevægelse betinget af solindstrålingen som beskrevet i afsnit 2.3. Vandtemperaturen, som er afgørende for vækstraten af blågrønalger, er derudover styret af blandt andet solindstrålingen. Foruden solindstråling er vandtemperaturen betinget af lufttemperatur samt grundvandstilstrømning. I sommerperioden kan der forekomme lagdelinger i søer grundet vandtemperaturen, hvilket er afgørende for tilgængeligheden af næringstoffer i vandfasen.

Vindforholdene kan være betydende for transporten af blågrønalger i vandoverfladen, såfremt disse transporteres med vinden. Derudover er vindforholdene afgørende for vandstrømningerne i søen, hvilke også kan være betinget af ind- og udløb i søen. Strømningerne i søen kan være styrende for transporten af blågrønalger, og dermed i hvilket badevandsområde der potentielt skal varsles ved. I det følgende kapitel er sammenhængen mellem de forskellige faktorer og opblomstringer af blågrønalger undersøgt for at fastsætte hvilke faktorer, som er anvendelige til opstilling af et varslingssystem.

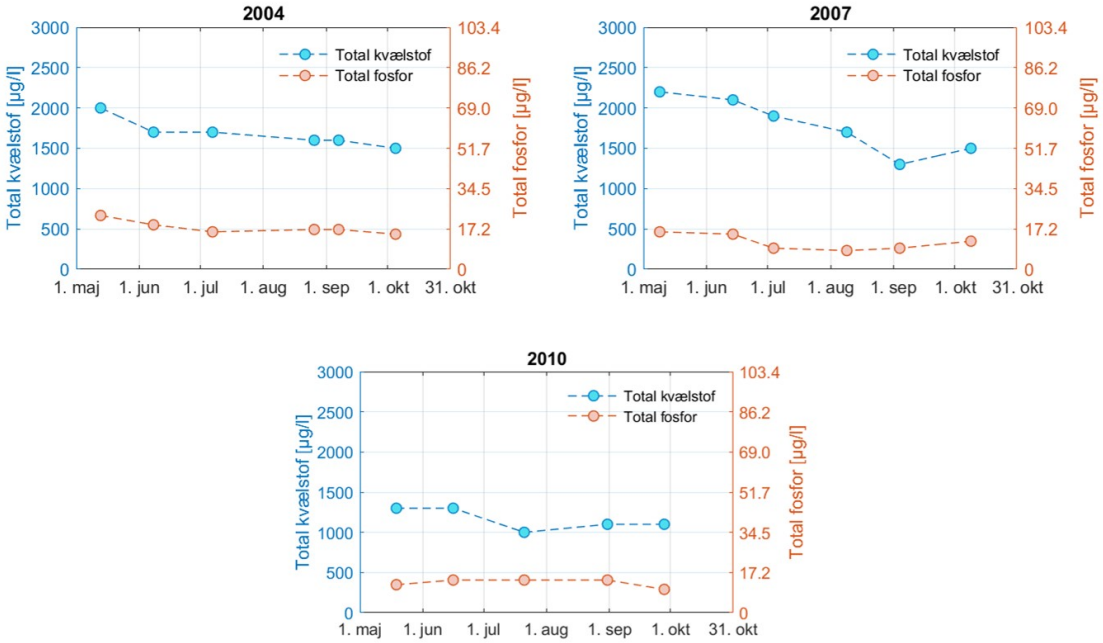
4.1 Betydning af næringsstofkoncentrationer for opblomstringer

I det følgende afsnit er koncentrationer af næringsstoffer målt i Knudsø analyseret for at sammenligne disse med satellitobservationerne og øvrige indikatorer på opblomstringer og dermed undersøge, om et varslingssystem kan opstilles baseret på næringsstofkoncentrationer. Målingerne, som er anvendt i det følgende afsnit, er foretaget i den dybeste del af Knudsø, hvor dybdekortet fremgår af figur 2.1. Der er ikke analyseret på sammenhænge mellem tilledte mængder af næringsstofkoncentrationer fra vandløb, grundvand, overfladeafstrømning samt fosforpuljen i sedimentet, da der ikke foreligger tilstrækkeligt data til at beskrive de tilledte mængder næringsstoffer. Ligeledes er tilledning af næringsstoffer fra regnbetingede udledninger, vilde dyr og lignende ikke analyseret, da der ikke foreligger tilstrækkeligt data, og da disse parametre er vurderet af mindre betydning i forhold til øvrige bidrag til næringsstoffer i Knudsø.

Der er til den følgende analyse anvendt koncentrationer, som er målt i årene 2004, 2007 og 2010, da der ikke foreligger nyere målinger, og øvrige tilgængelige målinger er foretaget for over 20 år siden og derfor ikke vurderet anvendelige til opstilling af et varslingssystem. Som tidligere beskrevet er der ikke satellitobservationer tilgængelige tidligere end år 2016, hvorfor det ikke har været muligt at sammenligne opblomstringer detekteret med satellitter med koncentrationer af næringsstoffer i Knudsø. Da høje klorofylkoncentrationer, høje pH værdier og lav sigtdybde er indikatorer på opblomstringer af blågrønalger, er disse parametre sammenlignet med de målte koncentrationer af næringsstoffer for at undersøge sammenhænge mellem næringsstofkoncentrationer og opblomstringer.

4.1.1 Målte koncentrationer af næringsstoffer

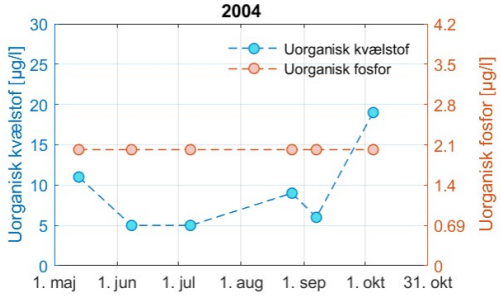
Der er som beskrevet i afsnit 2.2 studier, som viser, at høje koncentrationer af total kvælstof og fosfor øger risikoen for opblomstringer af blågrønalger. Ydermere kan kvælstoffikserende arter opnå øget konkurrenceevne ved lave forhold mellem kvælstof og fosfor. Derfor er målte koncentrationer af disse næringsstoffer analyseret og illustreret på figur 4.2. På figuren er forholdet mellem y-akserne 29, da et vægtforhold under 29 g N/g P kan øge risikoen for opblomstringer i Knudsø, da arterne i Knudsø er kvælstoffikserende.



Figur 4.2: Målte koncentrationer af total kvælstof og fosfor i perioden 1. maj til 31. oktober i årene 2004, 2007 og 2010 målt i den øvre del af vandfasen. Forholdet mellem y-akserne er 29. [Danmarks Miljøportal, 2019]

Det fremgår af figur 4.2, at der generelt ikke er målt høje koncentrationer af næringsstoffer i den betragtede periode. Derudover er der ikke indikationer på generelt højere koncentrationer i de perioder, hvor der med satellitter typisk er detekteret blågrønalger. I tabel 2.2 er det angivet, at fosforkoncentrationer under 30 µg P/l ikke giver anledning til betydelig risiko for dominans af blågrønalger. Der er i den betragtede periode ikke målt fosforkoncentrationer over 30 µg P/l, hvorfor der ikke er indikationer på væsentlig risiko for dominans af blågrønalger i de tre betragtede år. Foruden dette er vægtforholdet ikke under 29 g N/g P i perioden ifølge målingerne. Dermed er der ud fra betragtning af total kvælstof og fosfor ikke tidspunkter med øget risiko for dominans af blågrønalger.

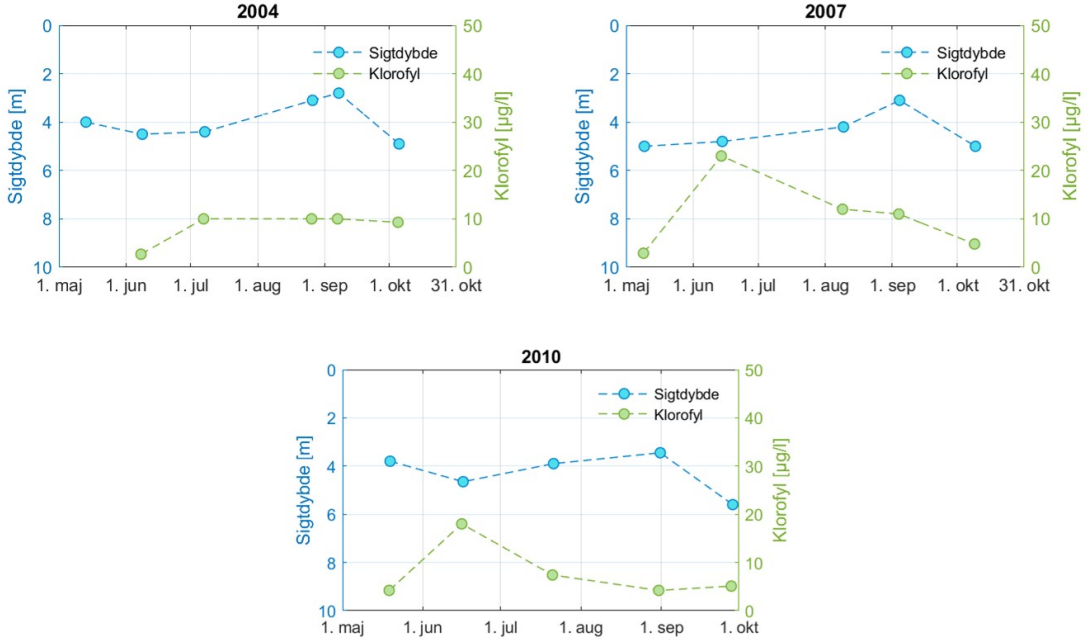
På figur 4.3 er målte koncentrationer af uorganisk kvælstof og fosfor i den øverste del af vandfasen angivet. Der er tilgængelige målinger fra år 2004, hvorfor dette er det eneste betragtede år. På figuren er et forhold på 7,2 g N/g P mellem y-akserne anvendt, da dette ifølge Redfield forholdet er det nødvendige vægtforhold for opbygning af biomasse. I hele den betragtede periode er fosforkoncentrationen 2,0 µg P/l, hvilket er detektionsgrænsen for uorganisk fosfor. Derfor fremgår det ikke, om kvælstof eller fosfor er begrænsende for væksten, og om blågrønalger opnår konkurrencemæssige fordele ved at kunne foretage kvælstoffiksering.



Figur 4.3: Målte koncentrationer af uorganisk kvælstof og fosfor i perioden 1. maj til 31. oktober i år 2004 målt i den øvre del af vandfasen. Forholdet mellem y-akserne er 7,2. [Danmarks Miljøportal, 2019]

4.1.2 Målte sigtdybder, klorofylkoncentrationer og pH værdier

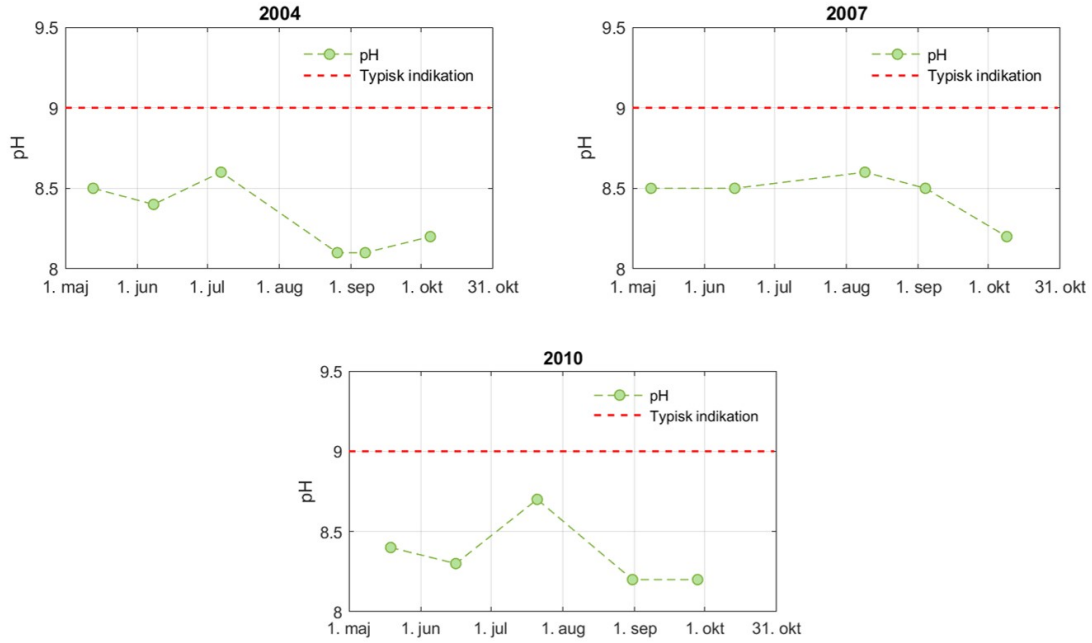
Sigtdybder under 1 m kan som beskrevet i afsnit 1.4.2 generelt anvendes som indikation på høje koncentrationer af blågrønalger, hvor højere sigtdybder dog kan forekomme i Knudsø ved giftige opblomstringer. Opblomstringer vil dog reducere sigtdybden, og derfor er målte sigtdybder undersøgt og anvendt som indikator på opblomstringer. Klorofylkoncentrationen i vandfasen vil stige ved opblomstringer af blågrønalger, og koncentrationer over 50 µg chl/l kan anvendes som indikator for blågrønalger i høje koncentrationer [Kaas og Garde, 2002, tab. 2-2]. Sigtdybder og klorofylkoncentrationer i årene 2004, 2007 og 2010 fremgår af figur 4.4.



Figur 4.4: Målte klorofylkoncentrationer og sigtdybder i perioden 1. maj til 31. oktober i årene 2004, 2007 og 2010. Klorofylkoncentrationerne er målt i den øvre del af vandfasen. [Danmarks Miljøportal, 2019]

Af figur 4.4 fremgår det, at der ikke er målt klorofylkoncentrationer over 50 µg chl/l eller sigtdybder under 1 m. Der er generelt målt lave koncentrationer af klorofyl a og høje sigtdybder, hvor den laveste sigtdybde er 2,8 m. Ud fra disse parametre er der ikke indikationer på opblomstringer af blågrønalger i den betragtede periode.

Under opblomstringer af blågrønalger vil pH værdien i vandfasen stige, og pH værdier over 9 kan anvendes som indikator på blågrønalger i høje koncentrationer. Målte pH værdier i årene 2004, 2007 og 2010 fremgår af figur 4.5. Af figuren fremgår det, at der ikke er målt pH værdier over 9, hvorved der ikke er indikationer på høje koncentrationer af blågrønalger.

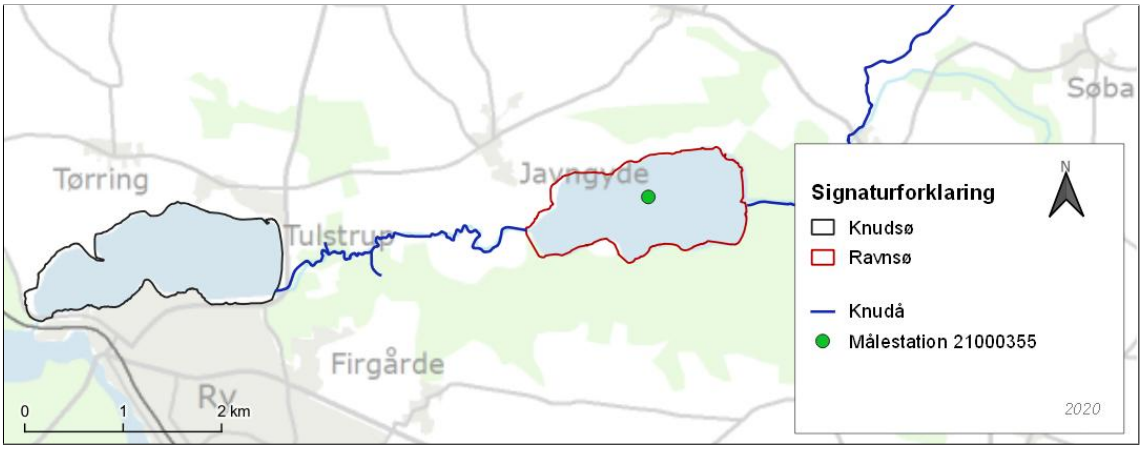


Figur 4.5: Målte pH værdier i perioden 1. maj til 31. oktober i årene 2004, 2007 og 2010. pH er målt i den øvre del af vandfasen. [Danmarks Miljøportal, 2019]

4.1.3 Diskussion om opstilling af biologisk model

Opstilling af avancerede biologiske modeller kan være fordelagtigt, da forudsigelse af opblomstringer af blågrønalger dermed ikke afhænger af in situ målinger af blågrønalger. Der kan ydermere opnås tidligere forudsigelse af opblomstringer ved anvendelse af biologiske modeller. Dog kræver opstilling af sådanne modeller meget viden om relevante biologiske processer og parametre samt stor datamængde til kalibrering og validering af modellen. Der foreligger ikke tilstrækkeligt data til at fastsætte input til en sådan model uden at foretage et stort antal antagelser, som vil medføre betydelige usikkerheder. Ligeledes er det vurderet, at de tilgængelige målinger fra Knudsø ikke vil være tilstrækkelige til at kalibrere og validere en biologisk model.

Da der ikke foreligger nyere målinger af næringsstofkoncentrationer i Knudsø, kan det ikke konkluderes, om der er overensstemmelse med høje næringsstofkoncentrationer og perioder med opblomstringer detekteret med satellitter. Dog foreligger der nyere målinger fra Ravnsø, som er beliggende opstrøms Knudsø, hvilket er illustreret på figur 4.6.



Figur 4.6: Placering af Ravnsø, Knudsø, Knudå samt målestation i Ravnsø. [Danmarks Miljøportal, 2019]

De målte koncentrationer af fosfor og kvælstof i Ravnsø er indhentet fra Danmarks Miljøportal [2019]. Det fremgår, at der i årene 2004, 2007 og 2010 er tendenser svarende til de, som er i Knudsø i disse år. Ydermere fremgår det, at der ikke er betydelige ændringer i koncentrationerne af fosfor og kvælstof fra disse år til år 2018. Det er forventet, at udviklingen i koncentrationerne i Knudsø er svarende til udviklingen i Ravnsø, hvorved det er forventet, at koncentrationerne af næringsstoffer ikke er steget betydeligt over de seneste 15 år. Herudfra er det vurderet, at der ud fra det tilgængelige data ikke er indikationer på, at næringsstofkoncentrationer er styrende for opblomstringer af blågrønalger til trods for studier, som viser, at næringsstoffer er de mest betydelige faktorer. Det er vurderet, at det ikke er muligt at forudsige opblomstringer af blågrønalger i Knudsø ud fra de tilgængelige målinger af næringsstofkoncentrationer.

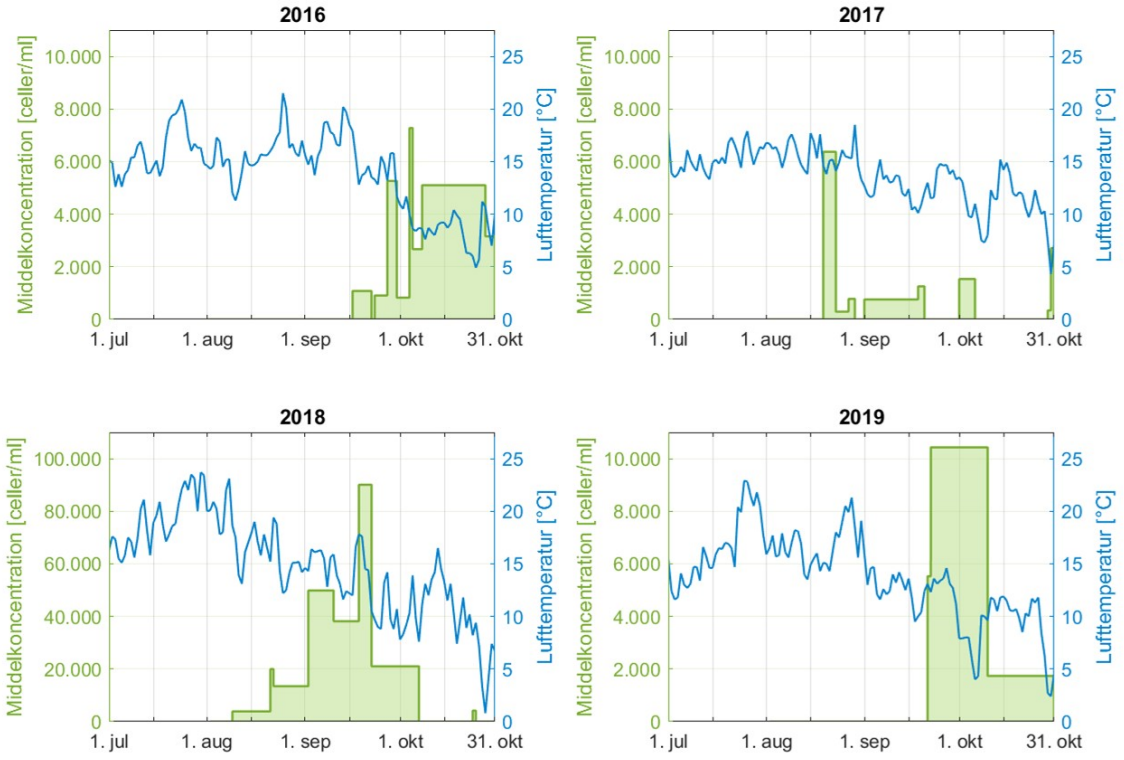
Der er ikke indikationer på opblomstringer i årene 2004, 2007 og 2010, og der er ikke indikationer på, at blågrønalger favoriseres i bestemte perioder baseret på næringsstofkoncentrationerne. Derfor er det ikke sikkert, at opblomstringer af blågrønalger vil modelleres, såfremt en model opstilles og kalibreres ud fra de tilgængelige målinger. Grundet antallet af nødvendige antagelser og usikkerheder er det valgt ikke at opstille en biologisk model til varsling om opblomstringer af blågrønalger i Knudsø.

4.2 Sammenligning af vejrforhold og opblomstringer

For at undersøge hvorvidt vejrforhold kan beskrive temporale tendenser i opblomstringer af blågrønalger i Knudsø, er det valgt at betragte lufttemperatur og solskinstimer i perioden juli - oktober i årene 2016 - 2019. Denne periode er betragtet for at undersøge påvirkningen fra måneden forinden de tidligste detekterede opblomstringer. For at undersøge eventuelle årsager til spatiale fordelinger af blågrønalger er det valgt at undersøge sammenhængen mellem placeringer af opblomstringer og vindforhold, da blågrønalger kan flyde på vandoverfladen grundet gasvesikler som beskrevet i kapitel 2. Vejrforhold er sammenlignet med mængder af blågrønalger detekteret med satellitter, da dette er det eneste historiske data, som har været tilgængeligt gennem dette projekt.

4.2.1 Lufttemperatur

Sammenhænge mellem lufttemperatur og detekterede mængder af blågrønalger er undersøgt, da lufttemperaturen vil være af betydning for vandtemperaturen og dermed vækstraterne for blågrønalger. Som beskrevet i afsnit 2.1 øges vækstraterne med øget vandtemperatur, hvormed blågrønalger opnår øget konkurrenceevne. Lufttemperaturen målt i Skanderborg er sammenlignet med de detekterede mængder af blågrønalger i Knudsø, hvilket er illustreret på figur 4.7.



Figur 4.7: Detekterede middelkoncentrationer af blågrønalger i Knudsø og lufttemperatur målt i Skanderborg. Lufttemperaturerne er beregnet som middelværdier over døgnet og er indhentet fra DMI [2020].

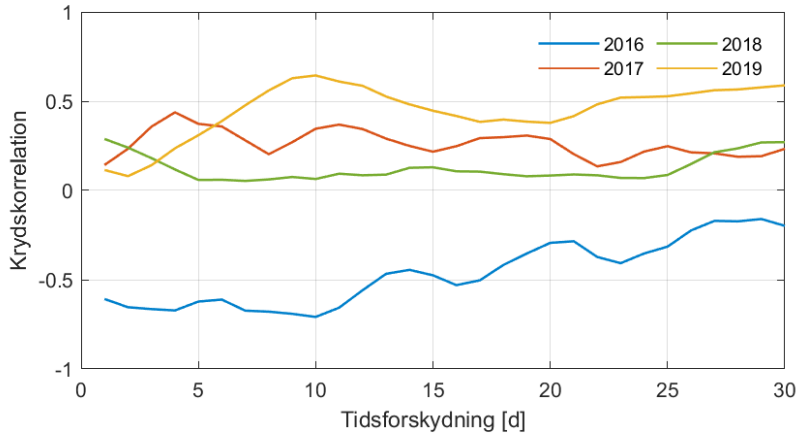
Af figur 4.7 fremgår det, at der er målt forholdsvist høje lufttemperaturer omkring 14 dage forinden betydelige opblomstringer i år 2016 og 2018. Dog er dette ikke tilfældet i år 2017 og 2019, hvorfor der ikke kan antages en fuldstændig sammenhæng mellem lufttemperatur og opblomstringer. Middeltemperaturen over månederne er angivet i tabel 4.1.

Tabel 4.1: Lufttemperaturen midlet over en måned i Skanderborg i perioden juli - oktober i årene 2016 - 2019. Data er indhentet fra DMI [2020].

	Middeltemperatur [°C]			
	2016	2017	2018	2019
Juli	16	15	19	16
August	16	16	17	17
September	16	13	13	13
Oktober	9	11	10	9

Middeltemperaturen målt i juli 2018 er væsentligt højere end middeltemperaturene målt i samme måned de øvrige år. Dette kan være en delvis årsag til den tidlige opblomstring i år 2018. Desuden kan lufttemperaturen i juli 2018 være en medvirkende faktor til de betydeligt større mængder detekteret i år 2018. Ligeledes er middeltemperaturen i september 2016 højere end de øvrige år, hvilket kan være en del af forklaringen på den større opblomstring i oktober 2016 i forhold til de øvrige år.

For at undersøge om lufttemperaturen kan antages at være årsag til opblomstringer af blågrønalger, er krydskorrelation anvendt. Den beregnede krydskorrelation mellem lufttemperatur og detekterede middelkoncentrationer af blågrønalger fremgår af figur 4.8. Af figuren fremgår det, at lufttemperaturen ud fra krydskorrelationen ikke kan antages at være årsag til opblomstringer, da der er ringe korrelation uanset tidsforskydning, og da der ikke er entydige tendenser mellem de forskellige år.



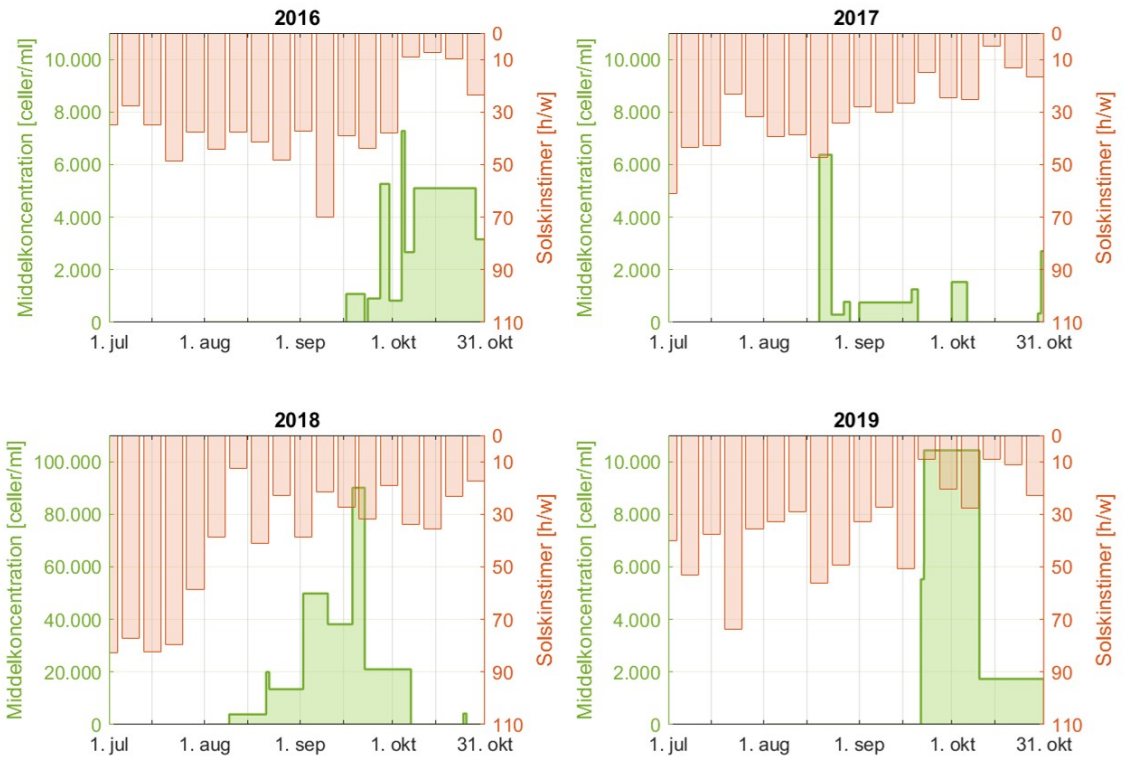
Figur 4.8: Korrelation mellem lufttemperaturen fra Skanderborg og detekterede middelkoncentrationer af blågrønalger i Knudsø.

Det er vurderet, at der ikke kan antages årsagssammenhæng mellem høje lufttemperaturer og opblomstringer af blågrønalger. Herudfra er det vurderet, at opblomstringer af blågrønalger ikke kan forudsiges alene ud fra lufttemperaturen.

4.2.2 Solskinstimer

Øget konkurrenceevne for blågrønalger kan opnås ved øget solindstråling, da væksten er betinget heraf. Ydermere giver solindstråling mulighed for, at blågrønalgerne kan migrere vertikalt grundet dannelsen af gasvesikler som beskrevet i afsnit 2.3. Eventuelle sammenhænge mellem antal solskinstimer og detekterede mængder blågrønalger er derfor undersøgt i det følgende, hvor solskin er defineret som direkte solindstråling større end 120 W/m^2 [Nielsen, 2005, kap. 3].

Antal solskinstimer målt per uge er sammenlignet med opblomstringer af blågrønalger, hvor sammenligningen er illustreret på figur 4.9. Det fremgår af figuren, at antallet af solskinstimer i år 2017 er lavere end i de øvrige år. Ydermere fremgår det, at antallet af solskinstimer i juli 2018 er væsentligt højere, end det er tilfældet for de øvrige år.



Figur 4.9: Detekterede middelkoncentrationer af blågrønalger i Knudsø og solskinstimer målt i Skanderborg. Solskinstimerne er angivet som summerede timer over uger og er indhentet fra DMI [2020].

De summerede antal solskinstimer over månederne er angivet i tabel 4.2. Af tabellen fremgår det, at antal solskinstimer i juli 2018 er betydeligt højere end værdierne i samme måned de øvrige år. Dette kan være en del af årsagen til den tidlige og store opblomstring i år 2018. I september 2016 er der ligeledes målt mange solskinstimer relativt til de øvrige år, hvilket på samme vis kan være medvirkende til den sene vækst af blågrønalger. Dog er der ikke en direkte sammenhæng mellem de relativt mange solskinstimer i juli og august 2019 og opblomstringer af blågrønalger i dette år.

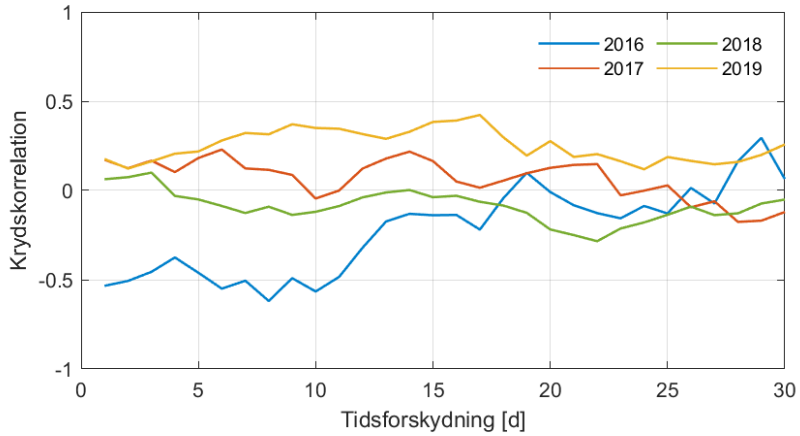
I år 2017 er der målt få solskinstimer, hvilket er i overensstemmelse med, at der ikke er detekteret større opblomstringer i længere perioder. Dermed kan solindstrålingen være en delvis forklaring på opblomstringer af blågrønalger.

Tabel 4.2: Antal solskinstimer summeret over en måned i Skanderborg i perioden juli - oktober i årene 2016 - 2019. Data er indhentet fra DMI [2020].

	Solskinstimer [h]			
	2016	2017	2018	2019
Juli	159	184	341	217
August	191	169	152	187
September	201	109	124	128
Oktober	71	83	118	85

Krydskorrelationen mellem antal solskinstimer og opblomstringer af blågrønalger er beregnet og fremgår af figur 4.10. På figuren er det illustreret, at der ikke er korrelation, og derfor er det

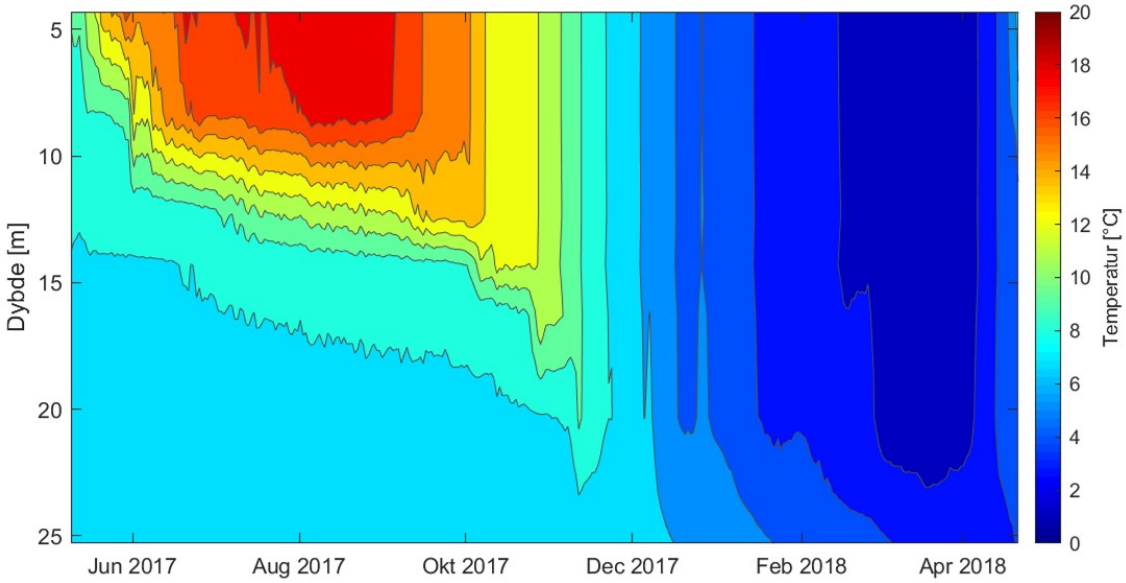
vurderet, at antal solskinstimer ikke kan anvendes alene til at forudsige opblomstringer af blågrønalger.



Figur 4.10: Korrelation mellem solskinstimer fra Skanderborg og detekterede middelkoncentrationer af blågrønalger i Knudsø.

4.2.3 Vandtemperatur

For at undersøge om der er perioder med høje vandtemperaturer og lagdelinger, som favoriserer vækst af blågrønalger, er vandtemperaturen målt i Knudsø over et år anvendt. Temperaturvariationerne over et år i Knudsø er angivet på figur 4.11. Det fremgår af figuren, at der i sommerperioden er vandtemperaturer på omkring 18°C i den øvre del af vandfasen. Disse høje vandtemperaturer er fordelagtige for blågrønalger. Dog favoriserer vandtemperaturerne ikke blågrønalger fremfor grønalger med hensyn til vækstrater. Der foreligger ikke målinger af vandtemperaturen nær vandspejlet, hvorfor det ikke kan afvises, at der forekommer vandtemperaturer, som favoriserer blågrønalger grundet øgede vækstrater.



Figur 4.11: Vandtemperaturen igennem vandsøjlen i perioden juni 2017 - april 2018. Temperaturprofilet er målt i den dybe del af Knudsø, hvor dybdekortet er angivet på figur 2.1. [Temponeras, 2018]

Der er i sommerhalvåret tydelige gradienter i vandtemperaturen, hvilket kan være af betydning for strømningsmønstre samt tilgængelighed af næringsstoffer. Lagdelingen i sommeren og først på efteråret, hvor blågrønalger typisk dominerer, er undersøgt for at estimere, om vertikal bevægelse kan favorisere blågrønalger grundet optagelse af tilgængelige næringsstoffer under lagdelingen. Lagdelingen er undersøgt ved beregning af Richardson-tallet, hvor det er beregnet, at lagdelingen er stabil i perioden omkring juni til oktober. Lagdelingen er mindre stabil omkring midten af oktober, hvorved blågrønalger ikke længere vil kunne opnå konkurrencemæssige fordele grundet fosforbegrænsning i den øvre del af vandfasen. Lagdelingen er placeret betydeligt lavere sidst i september og i oktober end i sommeren, hvilket kan være af betydning for væksten af blågrønalger. Ydermere er det beregnet, at interne bølger er dominerende i juni og oktober, hvorfor lagdelingen er mindre stabil i disse måneder end i den øvrige del af perioden.

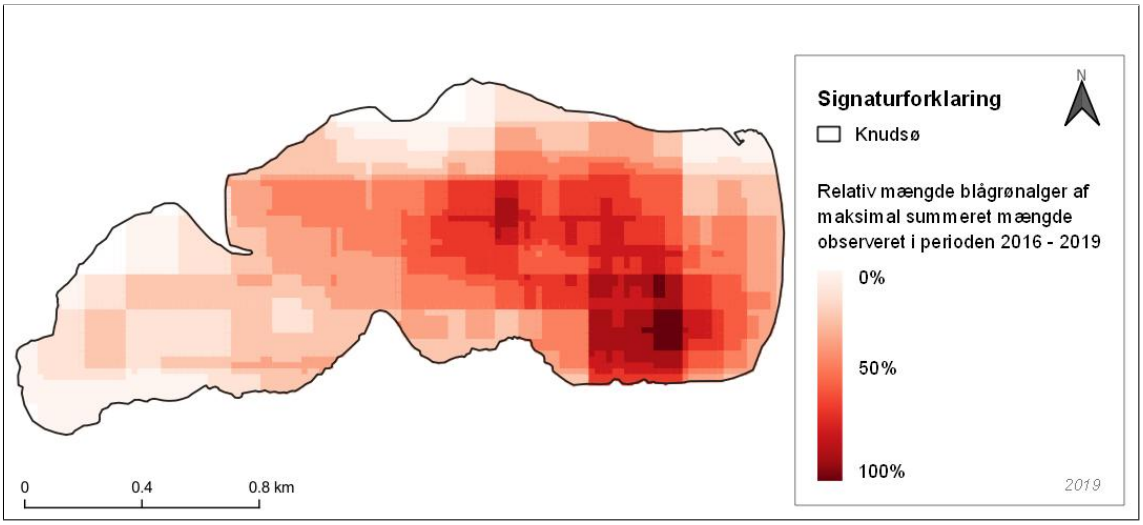
Baseret på vandtemperaturen er det vurderet, at blågrønalger muligvis kan opnå øget konkurrenceevne omkring juli til september, da der er en stabil lagdeling, som kan medføre lavere koncentrationer af næringsstoffer i den øvre del af vandfasen. Som beskrevet i afsnit 2.3 har forsøg vist, at blågrønalger kan migrere omkring 12 m vertikalt og gennem lagdelinger. Dette indikerer, at blågrønalger muligvis kan migrere under lagdelingen i Knudsø, da lagdelingen i sommerperioden er beregnet til at være beliggende omkring 11-11,5 m under vandoverfladen. Dog er forsøgene foretaget under laboratorieforhold, og der er ikke dokumentation for dybden, som blågrønalgerne i Knudsø kan migrere til.

På baggrund af undersøgelsen af vandtemperaturen er det vurderet, at det ikke er muligt at beskrive opblomstringer ud fra vandtemperaturen. Dog bør vandtemperaturer og lagdelingen medtages ved undersøgelser af strømningers påvirkninger og indflydelser på blågrønalger.

4.2.4 Vindforhold

De detekterede placeringer af blågrønalger er sammenlignet med vindforhold. Der er foretaget analyser af områder i Knudsø med forekomst af høje mængder blågrønalger samt analyser af hyppigheden af opblomstringer i forskellige områder i søen. Grundet satellitternes varierende placering i forhold til Knudsø mellem dage er celler med observationer ikke placeret ens ved hver observation. Derfor er resampling anvendt ved dannelse af et grid med en opløsning på 20 m. Analyserne er foretaget for hele perioden med tilgængelige satellitobservationer, for de enkelte år samt på månedsbasis for at undersøge, hvorvidt der forefindes tendenser samt for at analysere, om sådanne tendenser kan skyldes vindforhold.

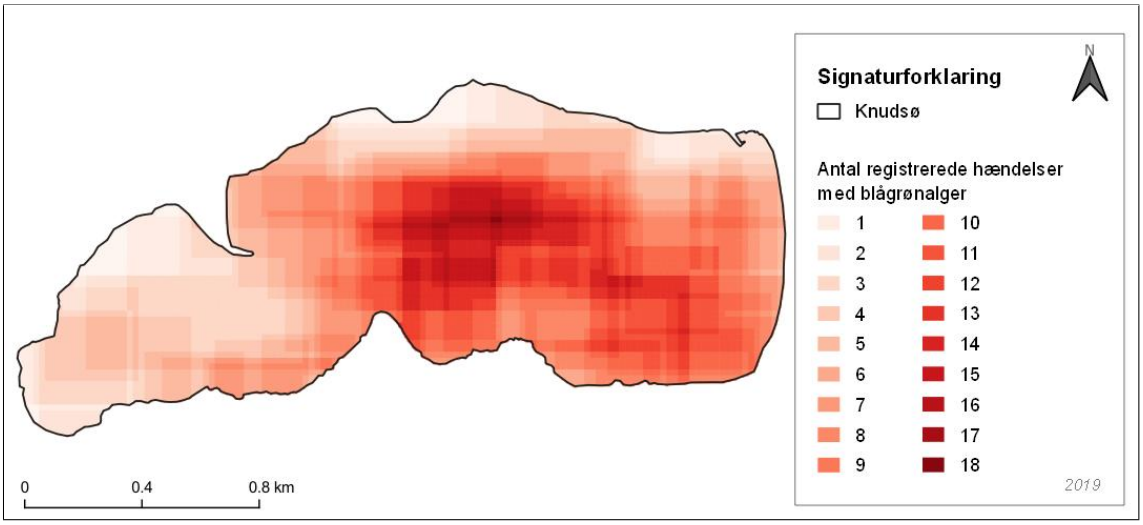
Ved resampling er samtlige observationer med blågrønalger i Knudsø anvendt til at undersøge områder i søen med de højeste detekterede mængder. De detekterede mængder er sammenlagt i hver celle og angivet som den summerede mængde relativt til den maksimale summerede mængde detekteret i søen. Mængderne er angivet som relative mængder, da opblomstringerne og de detekterede mængder ikke forekommer samtidigt, og angivelse af summerede mængder dermed er misvisende. De detekterede relative mængder i perioden 2016 - 2019 er angivet på figur 4.12.



Figur 4.12: Summerede mængder blågrønalger detekteret med Sentinel-3 angivet som relative andele af den maksimale summerede detekterede mængde over hele perioden.

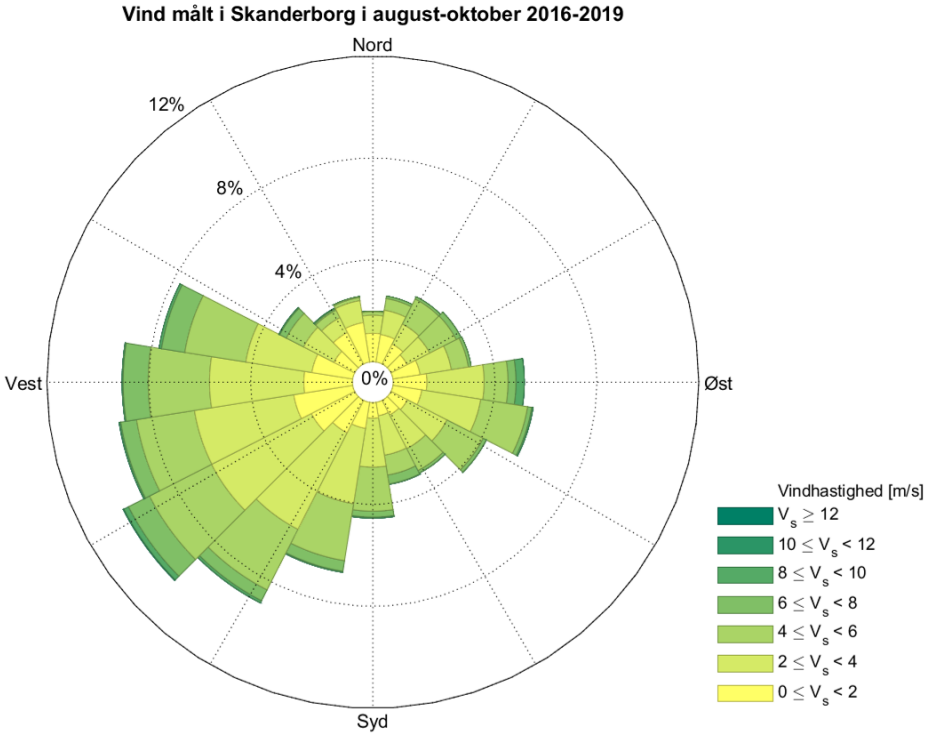
Af figur 4.12 fremgår det, at de største detekterede mængder forekommer i den dybe del af Knudsø, hvor dybdekortet fremgår af figur 2.1. Særligt synes høje koncentrationer af blågrønalger at forekomme i den sydøstlige del af Knudsø baseret på denne analyse. I den lavvandede del i vest er de detekterede mængder betydeligt lavere end mængderne detekteret i den østlige del.

Resampling er ligeledes anvendt til at undersøge antal registrerede hændelser med blågrønalger i de enkelte celler i Knudsø. Antal registrerede hændelser fordelt i Knudsø er angivet på figur 4.13. På figuren er det illustreret, at hyppigheden af hændelser er betydeligt højere i den dybe del af Knudsø end i den lavvandede del. Hændelser med blågrønalger forekommer hyppigst omkring midten af den dybe del af Knudsø. Dette adskiller sig fra undersøgelsen af mængderne af blågrønalger på figur 4.12. Det er herudfra vurderet, at de største mængder forekommer i sydøst, mens antal forekomster er højst i den midterste del af søen.



Figur 4.13: Summeret antal registrerede blågrønalger detekteret med Sentinel-3.

Den spatiale fordeling af blågrønalger angivet på figur 4.12 og 4.13 er sammenlignet med vindretninger og -hastigheder observeret i Skanderborg, da denne målestation er nærmest Knudsø. Der er indhentet målinger fra årene 2016 - 2019 i perioden august til oktober. Dog er der for år 2016 og 2019 ikke indhentet målinger fra august, da der ikke er observeret opblomstringer i august i disse år. Baseret på målingerne er vindrosen på figur 4.14 optegnet.



Figur 4.14: Vindrose for årene 2016 - 2019 optegnet ud fra vindmålinger fra Skanderborg i august til oktober. For år 2016 og 2019 er august udeladt. Vindmålingerne er indhentet fra DMI [2020].

På figur 4.14 er det illustreret, at der primært er vind fra vest og sydvest i den betragtede periode. Andelen af vind fra forskellige retninger ved forskellige hastigheder er angivet i tabel 4.3. Af tabellen fremgår det, at der i omkring 40% af den betragtede periode er vind fra sydvest til nordvest. Ydermere forekommer vindstyrker højere end 4 m/s hyppigere fra vest end fra de øvrige retninger.

Tabel 4.3: Procentvis andel af vindhastigheder ved forskellige vindretninger for august til oktober i 2017 - 2018 og fra september til oktober i 2016 og 2019. Målingerne er indhentet fra DMI [2020].

	Vindstyrke			
Retning	0 - 4 m/s [%]	4 - 8 m/s [%]	8 - 12 m/s [%]	Total [%]
NV - NØ	10	2,5	0,041	13
NØ - SØ	14	6,7	0,37	21
SØ - SV	17	10	0,18	27
SV - NV	25	14	0,41	39

Den dominerende vestenvind er i overensstemmelse med, at opblomstringerne hyppigst og i de største mængder forekommer i den østlige del af Knudsø. For at undersøge om disse sammenhænge

ligeledes gør sig gældende i de enkelte år og på månedsbasis er de spatiale fordelinger af blågrønalger samt vindhastigheder og -retninger undersøgt. Dette er nærmere beskrevet i bilag F.

Baseret på analysen af den spatiale fordeling af blågrønalger for samtlige observationer i perioden med satellitobservationer er det konkluderet, at de største mængder blågrønalger og antal hændelser med opblomstringer primært forekommer i den dybe del af Knudsø. Dette er vurderet ud fra figur 4.12 og 4.13. Opblomstringer af blågrønalger i den lavvandede del af Knudsø forekommer typisk i perioder med opblomstringer af blågrønalger i størstedelen af Knudsø. Der er ikke indikationer på, at store mængder blågrønalger hyppigt forekommer i den lavvandede del af Knudsø i perioder, hvor der ikke er betydelige opblomstringer i den dybe del af søen. Ud fra denne analyse er det vurderet, at opblomstringer af blågrønalger i Knudsø primært forefindes i den dybe del af Knudsø. Analysen indikerer ydermere, at problematikken ved Knudhule Strand og Sdr. Ege Strand er større end problematikken ved Birkhede Camping Strand grundet hyppigere forekomster samt højere detekterede mængder.

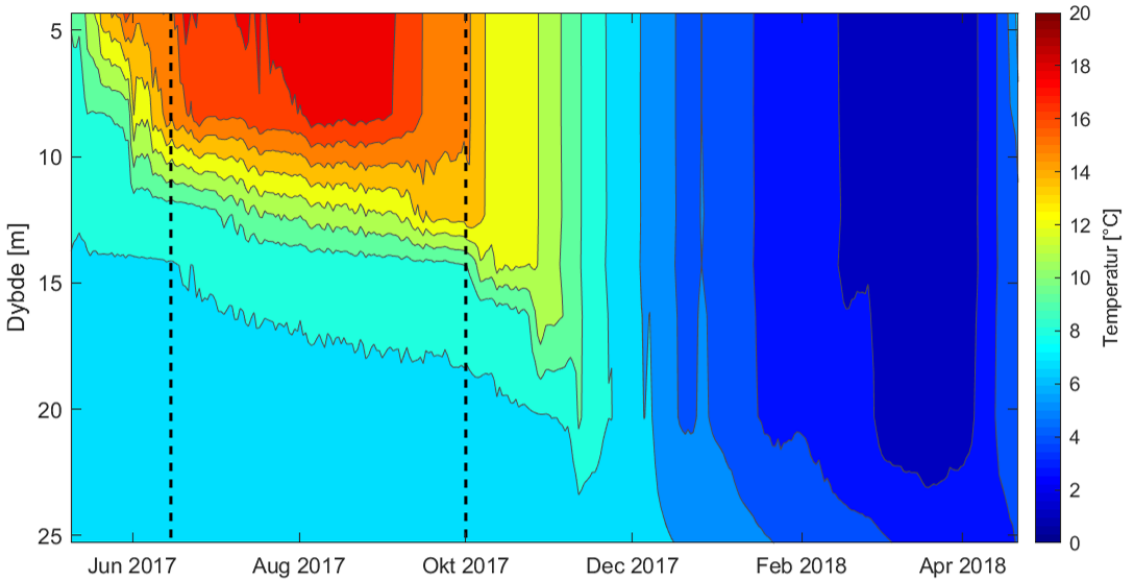
Jævnfør analysen af den spatiale fordeling på månedsbasis er det fundet, at der forekommer opblomstringer af blågrønalger i større dele af søen i september end i de øvrige måneder. Der er ydermere detekteret højere sandsynlighed for tilstedeværelse af blågrønalger i september end i august og oktober. Opblomstringer af blågrønalger i den lavvandede del af Knudsø forekommer ligeledes primært i september måned. Analysen af spatiale fordelinger på års- og månedsbasis viser ingen generel sammenhæng mellem spatiale fordelinger af blågrønalger og vindretninger og -hastigheder, hvilket er beskrevet i bilag F. Det er herudfra vurderet, at der ikke kan antages en generel årsagssammenhæng mellem vindforhold og spatiale fordelinger af blågrønalger.

4.3 Faktorer af betydning for vandstrømninger i Knudsø

Det er antaget, at den horisontale transport af blågrønalger er styret af vandstrømningerne i Knudsø. I det følgende afsnit er det undersøgt hvilke faktorer, som er styrende for strømningerne i Knudsø og derfor nødvendige at medtage for at beskrive strømningerne.

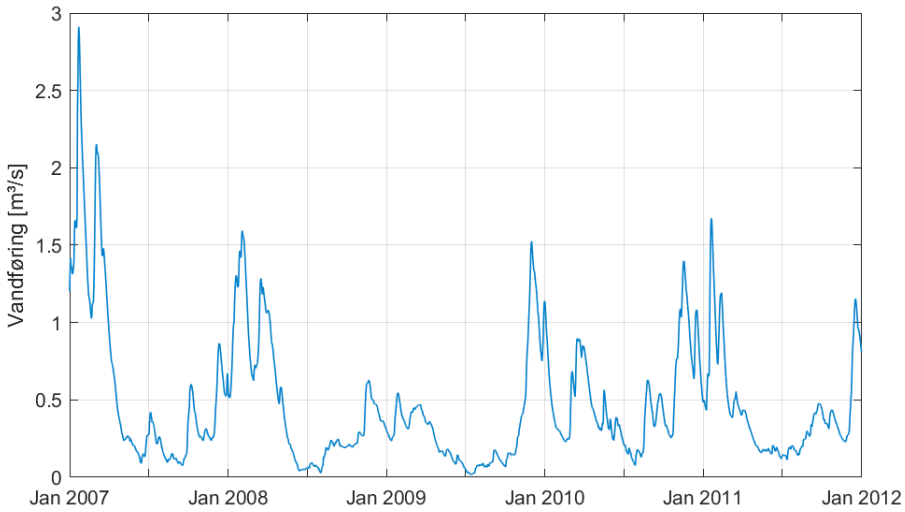
Som tidligere beskrevet er der i Knudsø en dyb del i øst og en mere lavvandet del i vest. Dette er af betydning for strømningerne, hvor det er forventet, at der vil forekomme højere vandhastigheder i den lavvandede del ved generering af strømninger fra vindpåvirkninger. Ydermere er dybdeforholdene af betydning for områder med lagdeling i søen. Som beskrevet i afsnit 4.2.3 er det beregnet, at der er en stabil lagdeling i en dybde på omkring 11 m i sommerperioden. Derfor vil der ikke være en lagdeling i den vestlige del af Knudsø grundet en maksimal dybde på omkring 7 m, hvilket fremgår af figur 4.17.

Den stabile lagdeling i Knudsø vil være af betydning for vandstrømningerne og kan være af betydning for transporten af blågrønalger, da disse kan migrere vertikalt og muligvis under lagdelingen. Derfor er lagdelingen af væsentlig betydning for vandstrømningerne og bør medtages i modelleringer af strømningerne. Det er ud fra Richardson-tallet beregnet, at der er en stabil lagdeling fra først på sommeren til først på efteråret. Det er vurderet, at lagdelingen bør medtages i perioden fra den 15. juni til 30. september som markeret på figur 4.15.



Figur 4.15: Vandtemperaturen igennem vandsøjlen i perioden juni 2017 - april 2018. Temperaturprofilet er målt i den dybe del af Knudsø, hvor dybdekortet er angivet på figur 2.1. Perioden for lagdelingen er fra den 15. juni til 30. september og er markeret med stiplet linje.

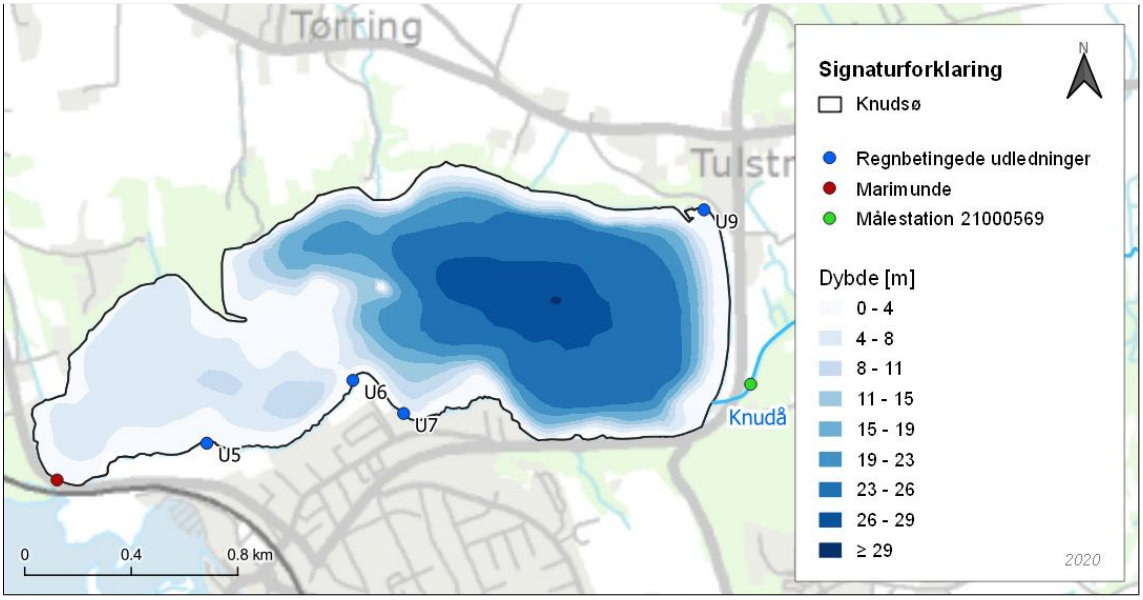
Vandløbet Knudå tilstrømmer Knudsø i den sydøstlige del af søen, hvilket fremgår af figur 4.17. Ydermere tilstrømmer mindre grøfter søen. For at vurdere betydningen af tilstrømmende vandløb er den hydrauliske opholdstid i søen beregnet. Opholdstiden er beregnet ud fra vandføringen i Knudå, hvor der foreligger målinger fra årene 2007 - 2011, hvilke fremgår af figur 4.16. Ved beregning af den hydrauliske opholdstid er udveksling med grundvand samt vandtilførslen fra grøfter ikke medtaget, hvormed den reelle opholdstid er lavere end den beregnede. Dog er det forventet, at den beregnede opholdstid giver en indikation af vandløbenes betydning for strømningerne i Knudsø. Opholdstiden er beregnet ud fra en midlet vandføring. Der er beregnet en hydraulisk opholdstid på omkring 1 år og 8 måneder.



Figur 4.16: Målte vandføringer i Knudå for årene 2007 - 2011 ved målestation 21000569, hvor placeringen er angivet på figur 4.17.

Baseret på den beregnede opholdstid er det vurderet, at Knudå er af mindre betydning for strømningerne i Knudsø. Knudsø har udløb ved Marimunde i sydvest som illustreret på figur 4.17, hvor vandet ledes til Birksø. Det er ligeledes vurderet, at udløbet ikke har væsentlig påvirkning på strømningerne. Ved beskrivelse eller modellering af vandstrømningerne i Knudsø kan vandføringer i Knudå og Marimunde medtages, men disse vil ikke være styrende for strømningerne. Vandføringen i Knudå kan estimeres ud fra et midlet år, da der ikke foreligger nyere data. Vandføringen i Marimunde kan ligeledes estimeres herudfra.

Der er flere regnbetingede udledninger til Knudsø fra fælleskloakerede oplande. Placeringen af udløbene fremgår af figur 4.17. De udledte vandmængder fremgår af tabel 4.4. Af tabellen fremgår det, at de udledte vandmængder ikke er betydelige, hvorfor det er vurderet, at udløb fra fælleskloakerede oplande ikke er nødvendige at medtage ved beskrivelse af vandstrømningerne i Knudsø.



Figur 4.17: Regnbetingede udledninger til Knudsø, målestation 21000569 i Knudå, som tilstrømmer Knudsø samt udløbet ved Marimunde. [MiljøGIS, 2016]

Tabel 4.4: Udledte mængder vand fra fælleskloakerede oplande, hvor placeringen er angivet på figur 4.17. [Skanderborg Kommune, 2016b]

Udløb	Antal overløb [år^{-1}]	Udledning [m^3/år]
U5	12	29.780
U6	22	4.824
U7	23	701
U9	0	7

Det er ud fra den hydrauliske opholdstid i søen konkluderet, at Knudå og mindre grøfter ikke har betydelig påvirkning på vandstrømningerne i Knudsø. Det er herudfra konkluderet, at vindpåvirkninger er styrende for vandstrømningerne. Ydermere er det vurderet, at den fysiske udformning af søen samt dybdeforhold særligt er af betydning.

4.4 System til videre betragtning

Det er gennem systemanalysen konkluderet, at der ikke foreligger tilstrækkeligt data til opstilling af en fuld biologisk model, og at opblomstringer af blågrønalger sandsynligvis ikke vil kunne modelleres ud fra en sådan model, da opblomstringer af blågrønalger ikke synes styret af næringsstofkoncentrationerne i Knudsø. Ligeledes er det konkluderet, at opblomstringerne ikke kan korreleres direkte med vejrforhold, og det er forventet, at opblomstringer af blågrønalger forekommer ved bestemte kombinationer af flere forskellige forhold. Da det er vurderet, at det ikke er muligt at opstille en biologisk model eller forudsige opblomstringer ud fra vejrforhold, er det valgt at opstille et varslingssystem baseret på realtidsmonitering af blågrønalger ved anvendelse af sensorer. Varsling i badevandsområder baseres på transporten af blågrønalger for at varsle i badevandsområder med potentielt giftige opblomstringer af blågrønalger.

Det er antaget, at vandstrømningerne i Knudsø er styrende for den horisontale transport af blågrønalger. Derfor er det valgt, at et varslingssystem til Knudsø opstilles baseret på strømningerne i søen. For at beskrive transporten af blågrønalger er strømningerne, vindforhold, lagdeling samt vertikal migration, som er illustreret på figur 4.1, betragtet.

5
Problemformulering

Det er konkluderet, at der i Knudsø er risiko for opblomstringer af blågrønalger i perioden august til oktober baseret på detekterede opblomstringer i årene 2016 - 2019. Grundet den potentielt høje toksicitet af arterne kan opblomstringerne lede til sundhedsrisici for de badende. Væksten af blågrønalger er betinget af flere forskellige faktorer, hvor flere kombinationer muligvis kan lede til opblomstringer, hvilket besværliggør en forudsigelse. Det er vurderet, at det ikke er muligt at forudsige opblomstringer af blågrønalger i Knudsø ud fra modellering af næringsstofindholdet i søen, hvorfor der ikke er opstillet en fuld biologisk model som varslingssystem. I systemanalysen er det konkluderet, at blågrønalger i Knudsø ikke kan forudsiges udelukkende baseret på vejrforhold, og det er antaget, at blågrønalger transporteres med vandstrømningerne i søen. De foregående analyser leder op til følgende problemformulering:

Hvordan kan der varsles om opblomstringer af blågrønalger i Knudsø ud fra en observationsstrategi og strømningsmodellering?

Det er valgt at opstille et varslingssystem baseret på en observationsstrategi, hvor blågrønalger observeres ud fra realtidsmålinger med sensorer i Knudsø, da det er konkluderet, at det ikke er muligt at varsle ud fra biologisk modellering. Problemformuleringen er forsøgt besvaret ud fra følgende arbejdsspørgsmål:

- Hvordan kan sensorer placeres ud fra risikoen for forekomster af blågrønalger i badevandsområderne?
- Hvordan kan strømningerne i Knudsø modelleres for at beskrive transporten af blågrønalger?
- Hvordan kan der varsles ved at kombinere observationer fra sensorer og strømningsmodellering?

Der opstilles i de følgende kapitler en strømningsmodel til at beskrive strømningerne i Knudsø. De modellerede strømninger anvendes i kombination med satellitdetekteringerne til at placere sensorer strategisk i forhold til sandsynligheden for at observere blågrønalger, som kan udgøre sundhedsrisici for badende. Der opstilles et varslingssystem ved at modellere transporten af blågrønalger fra sensorerne til badevandsområderne.

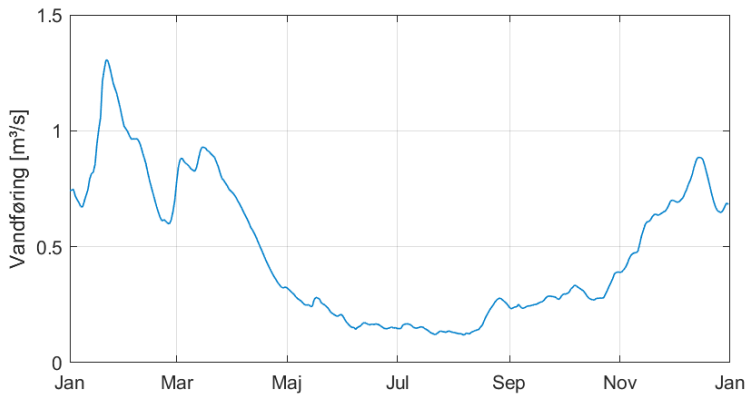
6

Modellering af vandstrømninger i Knudsø

Der er i det følgende kapitel opstillet en strømningsmodel til at beskrive vandstrømningerne i Knudsø og transporten af blågrønalger, som antages at drive med strømningerne. Strømningsmodellen anvendes til at opstille et varslingssystem i Knudsø. Modellen er opstillet i MIKE 3 FM udgivet af DHI og angivet i elektronisk bilag *Hydrodynamisk model over Knudsø*. Varslingssystemet baseres på præsimulerede strømningsmønstre af hensyn til beregningstid, som vanskeliggør realtidsmodellering. Transporten af blågrønalger beskrives ud fra strømningshastigheder og hvirvelviskositeter, som fastsættes med strømningsmodellen. Strømningsmodellen er i det følgende kapitel valideret ud fra feltforsøg, hvor vandstrømninger i Knudsø er målt.

6.1 Modelopsætning

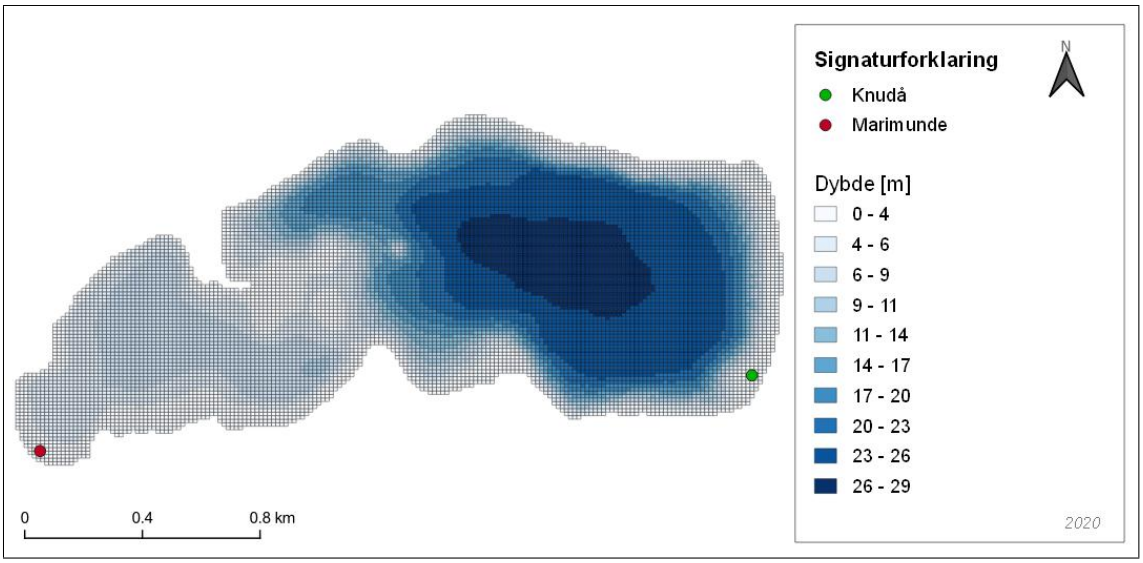
Strømningsmodellen er opstillet med vandføringen i Knudå som input. Det er i afsnit 4.3 beskrevet, at vandføringen i Knudå ikke er styrende for vandstrømningerne i Knudsø. Det er dog valgt at medtage Knudå for at beskrive lokale påvirkninger på vandstrømningerne. På samme vis har Marimunde begrænset påvirkning på vandstrømningerne i Knudsø, men er dog medtaget i modellen. Da der ikke foreligger tidsserier for vandføringen i Marimunde målt i samme periode som vandføringen i Knudå, er vandføringen i Knudå anvendt ved Marimunde. Grundet betydelig variation mellem de målte vandføringer i Knudå over årene er det valgt at anvende et middelår for vandføringen i modellen. Dette middelår er beregnet ud fra de målte vandføringer, som fremgår af figur 4.16. Den anvendte vandføring i Knudå er angivet på figur 6.1. Placeringen af Knudå og Marimunde i modellen er angivet på figur 6.2.



Figur 6.1: Vandføringer i Knudå beregnet som et middelår ud fra målinger fra årene 2007 - 2011.

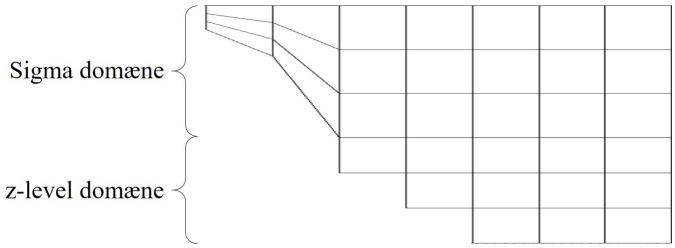
Densiteten af vandet er i perioden, som er angivet på figur 4.15, beregnet som værende afhængig af vandtemperaturen. I vinter og forår er densiteten beregnet udelukkende afhængigt af tryk. Vandtemperaturen målt den 16. august 2017 er anvendt som startbetingelse for præsimuleringerne med lagdeling. Der er ikke medtaget varmeudveksling med atmosfæren, da der ikke foreligger tilstrækkelig data til at beskrive de nødvendige input. Modellen er opstillet ud fra, at lagdelingen bibeholdes og dermed ikke brydes under præsimuleringerne grundet opblanding.

Dybdeforholdene i modellen er beskrevet ud fra dybdekortet, som fremgår af figur 2.1. Der er opstillet et rektangulært mesh, hvor gridcellerne har dimensionerne 14 $\times$ 12 m, hvilket fremgår af figur 6.2. Dimensionerne på gridcellerne er valgt ud fra, at disse dimensioner giver anledning til en acceptabel beregningstid, og da blot mindre reduceringer af dimensionerne giver anledning til betydeligt højere beregningstid.



Figur 6.2: 14 $\times$ 12 m mesh anvendt i MIKE 3 FM modellen med angivelse af dybder samt markering af indløbet fra Knudå og udløbet ved Marimunde.

Det er valgt at opstille det vertikale mesh med to forskellige domæner. Det øverste domæne består af sigma lag, som er varierende i dybden. Antallet af sigma lag er konstant ubetinget af dybden. Dette domæne anvendes til at opløse vandspejlet. Det nederste domæne består af z-level lag med konstant tykkelse og varierende antal lag. Dette domæne er anvendt for at kunne opløse lagdelingen med en betydeligt reduceret beregningstid i forhold til udelukkende at anvende sigma domæne. En principskitse af det vertikale mesh fremgår af figur 6.3.



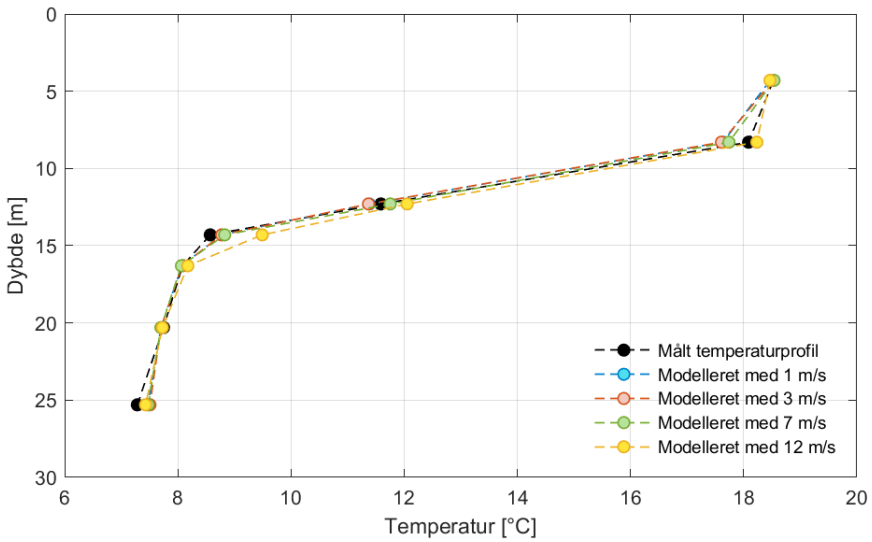
Figur 6.3: Principskitse af sigma og z-level domæne i MIKE 3 FM.

Der er anvendt sigmalag i de øverste 1,5 m for at kunne opløse vandspejlet. Den vertikale inddeling af meshet er præsenteret i tabel 6.1. Inddelingen er valgt ud fra den maksimale lagtykkelse, som kan anvendes til at opløse lagdelingen. Denne modelopsætning giver samlet 376.271 elementer.

Tabel 6.1: Tykkelse samt antal af sigma og z-level lag implementeret i MIKE 3 FM modellen. Lagtykkelsen for sigma lag er angivet som den maksimale lagtykkelse.

Domæne	Lagtykkelse [m]	Antal lag
Sigma	0,5	3
z-level	0,4	69
Total		72

For at eftervise at lagdelingen ikke brydes, er der foretaget simuleringer i 4 døgn ved forskellige vindhastigheder, hvorefter temperaturprofilet er sammenlignet med målte temperaturer. Vandtemperaturen målt den 16. august 2017, som er angivet som startbetingelse i modellen, er anvendt til sammenligning med temperaturprofilerne efter endt simulering. Temperaturprofilerne er angivet på figur 6.4.



Figur 6.4: Temperaturprofilet for den 16. august 2017 samt simulerede temperaturprofiler med vindhastighederne 1, 3, 7 og 12 m/s og vindretning fra nord efter simulering i 4 døgn.

Af figur 6.4 fremgår det, at der efter endt simulering ved samtlige vindhastigheder er en stabil lagdeling uden betydelige ændringer i forhold til startbetingelsen. Dette er i overensstemmelse med, at det ud fra Richardson-tallet er beregnet, at lagdelingen ikke bør brydes trods høje vindhastigheder. Dermed er det vist, at modellen med denne opsætning er anvendelig til fastholdelse af den stabile lagdeling.

6.2 Opsætning af præsimuleringer

Der er opstillet præsimuleringer med forskellige vindhastigheder og -retninger, da det i afsnit 4.3 er beskrevet, at vinden er styrende for strømningerne i Knudsø. Det er valgt at foretage præsimuleringer med 8 forskellige vindretninger med intervaller på 45° og 4 forskellige vindhastigheder for hver retning. Der er anvendt vindhastigheder op til 12 m/s i præsimuleringerne, da der i perioden august til oktober, hvor der er risiko for blågrønalger, de seneste 4 år maksimalt er målt vindhastigheder på 11 m/s. Der er anvendt mindre intervaller ved lave vindhastigheder end ved de højere vindhastigheder, da det fremgår af figur 4.14, at der oftest forekommer lave vindhastigheder i den betragtede periode. De anvendte vindhastigheder og -retninger er angivet i tabel 6.2. Lagdelingen er anvendt som startbetingelse i perioden 15. juni til 30. september, og derfor er præsimuleringerne foretaget både med og uden lagdeling. Dette giver samlet 64 præsimuleringer.

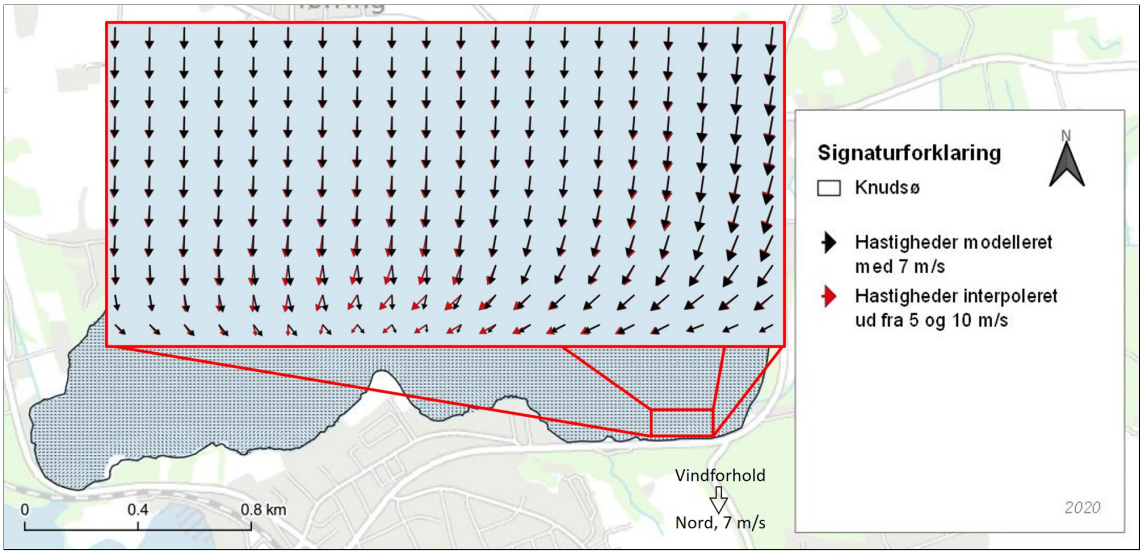
Tabel 6.2: Vindretninger og -hastigheder, som er anvendt til præsimuleringer. Vindretningen 0° angiver vind fra nord.

Vindhastighed [m/s]							
1		3		7		12	
Vindretning [grader]							
0	45	90	135	180	225	270	315

Ved vindhastighderne 3, 7 og 12 m/s opnås stationær tilstand efter 2 døgn, hvorfor denne simuleringstid anvendes i præsimuleringerne. Ved vindhastigheden 1 m/s forekommer kun mindre ændringer i hastighederne efter 2,5 døgn, hvorfor denne simuleringstid er vurderet tilstrækkelig. Der er ikke foretaget præsimuleringer for samtlige vindhastigheder og -retninger grundet beregningstid. Simuleringerne på 2 døgn har en beregningstid på 14 timer på en computer med en processer med 8 kerner, 16 tråde og en basis frekvens på 3,6 GHz. Grundet beregningstiden er det valgt at beregne strømningshastigheder og hvirvelviskositeter ved at interpolere mellem vindhastigheder og -retninger for at danne strømningsmønstre for yderligere vindforhold.

Strømningshastighederne og hvirvelviskositeterne er interpoleret, således at der opnås strømningsmønstre ved vindhastigheder med intervaller på 1 m/s og vindretninger med intervaller på 5°. Dette giver samlet 1.728 strømningsmønstre, som anvendes til at opstille et varslingssystem. Interpoleringerne er foretaget forud for varslingssystemet for at reducere beregningstiden.

Interpoleringerne er foretaget ved lineær interpolation i hver enkelt celle og ved at opdele strømningshastighederne og hvirvelviskositeterne i komposanter. Et eksempel på lineær interpolation mellem vindhastigheder fremgår af figur 6.5. På figuren er de horisontale strømningshastigheder modelleret med en vindhastighed på 7 m/s og -retning fra nord angivet. Ydermere er strømningshastigheder for 7 m/s interpoleret ud fra vindhastigheder på 5 og 10 m/s angivet. Eksemplet er vist for området med størst variation mellem de modellerede og interpolerede strømningshastigheder.



Figur 6.5: Overfladehastigheder modelleret med vindhastighed på 7 m/s og -retning fra nord samt interpolerede strømningshastigheder ud fra modellerede hastigheder ved vindhastigheder på 5 og 10 m/s.

Af figur 6.5 fremgår det, at der er et enkelt område med mindre afvigelser mellem de modellerede og interpolerede strømningsmønstre. Der er ikke betydelige afvigelser, hvilket indikerer, at lineær interpolation er anvendelig. Af bilag G fremgår yderligere sammenligninger mellem interpolerede og modellerede strømningshastigheder, hvor der er interpoleret til vindhastigheden 7 m/s og -retningen 245°.

Af sammenligningerne mellem modellerede og interpolerede strømningshastigheder fremgår det, at der er mindre afvigelser i nogle områder i søen. Det er dog vurderet, at lineær interpolation kan anvendes til at opnå mindre intervaller mellem strømningsmønstrene, som anvendes til et varslingssystem.

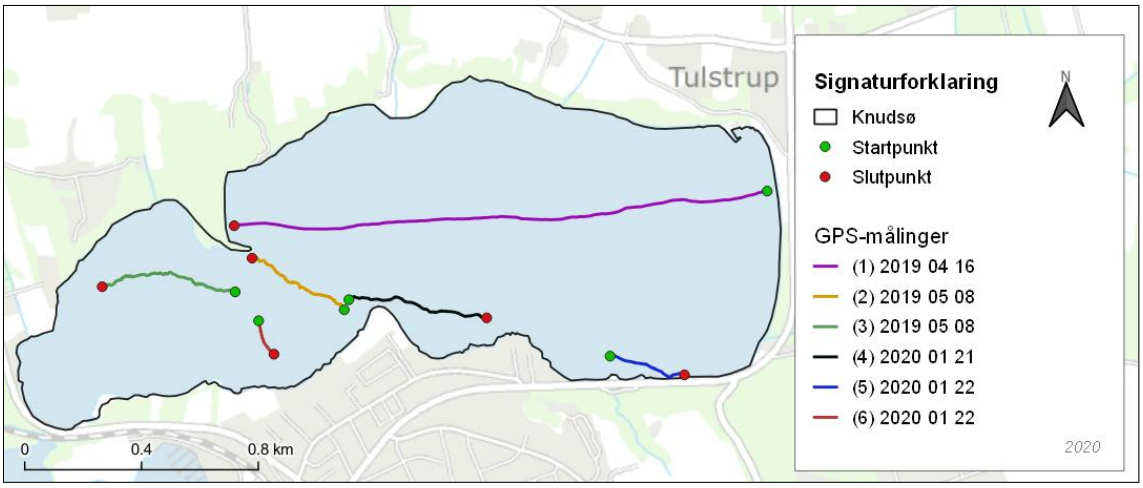
6.3 Validering af strømningsmodellen

De modellerede strømningsmønstre er valideret ved at sammenligne målte overfladestrømninger med modellerede strømninger i det øverste lag i modellen. Overfladestrømningerne er målt ved brug af en GPS-tracker, hvor en mobil i en vandtæt beholder er fastgjort til et drivanker, som medvirker, at størstedelen af trackeren er placeret under vandoverfladen og dermed transporteres med vandstrømningerne. Drivankerets midte er placeret omkring 40 cm under beholderen. Et gratis software installeret på telefonen sender GPS-signaler til en Dropbox mappe hvert minut, hvormed bevægelsen af GPS-trackeren kan følges. Den anvendte GPS-tracker fremgår af figur 6.6.

Figur 6.6: GPS-tracker anvendt til at måle overfladestrømninger i Knudsø.

Nøjagtigheden af GPS-signalet fra mobilen afhænger af antal satellitter, der modtages signal fra på det pågældende tidspunkt. GPS-signalet har under målingerne omkring 5 - 15 meters nøjagtighed. Derfor er det valgt at anvende et glidende gennemsnit af målingerne, hvor der er midlet over 5 målinger, da det er vurderet, at denne midling giver anledning til repræsentative måleresultater uden betydelige usikkerheder grundet GPS-signalet.

De målte strømningsmønstre i Knudsø er angivet på figur 6.7. På figuren er målingerne (1) - (3), som er foretaget af Skaarup og Wahlberg [2019], ligeledes angivet, da disse er anvendt til validering af modellen for at øge antallet af målinger og dermed opnå validering af strømningsmønstrene i flere områder i søen og under flere forskellige vindforhold.



Figur 6.7: Målte overfladestrømninger i Knudsø målt med GPS-tracker. Dato for forsøgene er angivet. Forsøg foretaget i år 2019 er udført af Skaarup og Wahlberg [2019].

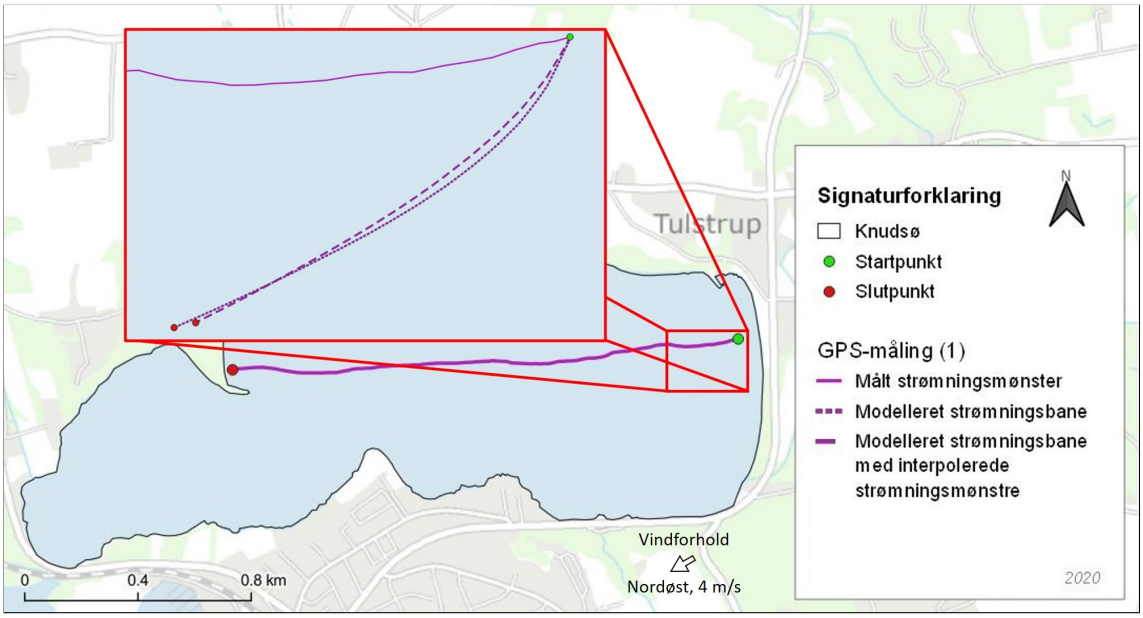
En oversigt over målingerne er præsenteret i tabel 6.3. I tabellen er vindretning og -hastighed på tidspunktet for målingen angivet. Såfremt vindforholdene har ændret sig over måleperioden, er en middelværdi over perioden angivet. I tabellen er vindhastighed og -retning for foruddannede strømningsmønstre, som anvendes til sammenligning, desuden angivet i parentes.

Tabel 6.3: Tidspunkter for GPS-målinger samt vindhastighed og -retning. Vindhastigheder og -retninger er indhentet fra DMI [2020] og midlet, såfremt vindforholdene har ændret sig over måleperioden. Vindhastigheder og -retninger for foruddannede strømningsmønstre til sammenligninger er angivet i parentes.

GPS-måling	Dato	Klokkeslæt	Vindhastighed [m/s]	Vindretning [grader]
(1)	2019-04-16	08:55 - 11:38	3,9 (4)	59 (60)
(2)	2019-05-08	09:14 - 11:56	2,8 (3)	117 (115)
(3)	2019-05-08	12:00 - 14:30	3,2 (3)	107 (105)
(4)	2020-01-21	14:36 - 16:06	5,8 (6)	255 (255)
(5)	2020-01-22	10:17 - 11:30	4,5 (5)	301 (300)
(6)	2020-01-22	14:48 - 16:01	3,1 (3)	310 (310)

For at validere strømningsmodellen er modellerede strømningsmønstre anvendt til at simulere partikelbaner og sammenligne disse med de målte strømningsmønstre. Partikelbanerne er simuleret ved at indsætte en enkelt partikel, hvor transporten udelukkende afhænger af de modellerede overfladehastigheder. Dybden af partiklen er fastholdt i det øverste lag i modellen, hvilket svarer til placeringen af GPS-trackeren. Der er foretaget partikelbanesimuleringer for simuleringer med de vindhastigheder og -retninger, som er målt på forsøgstidspunktet og angivet i tabel 6.3. Ydermere er der foretaget partikelbanesimuleringer ud fra de foruddannede strømningsmønstre for at validere, at disse er anvendelige til at beskrive målingerne. Partikelbanerne er simuleret med samme transporttid, som målingerne er foretaget over, for at sammenligne den målte og modellerede strømningshastighed.

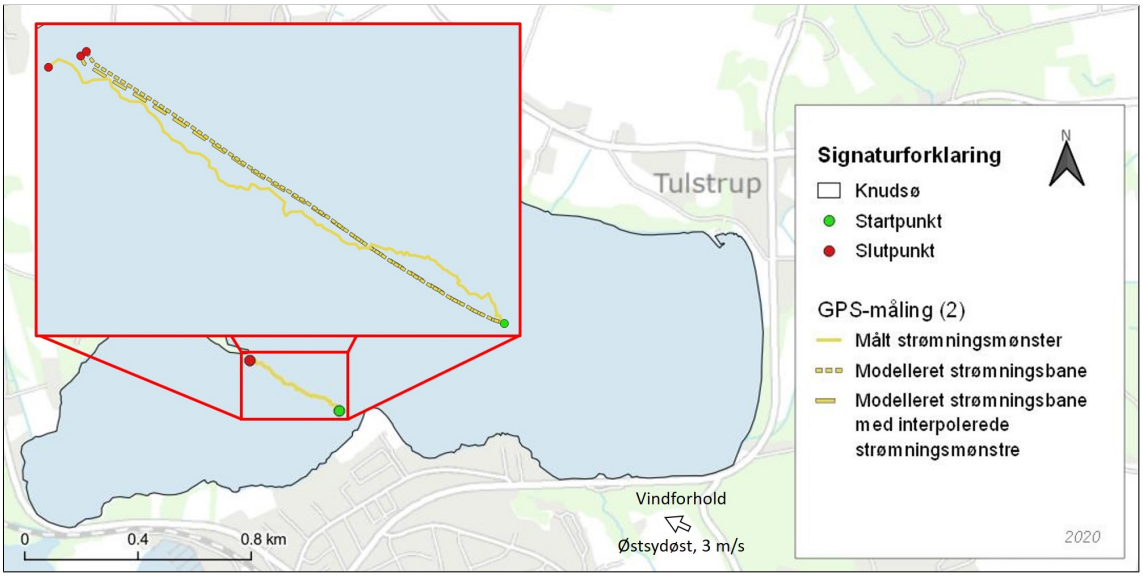
I det følgende er udvalgte eksempler på sammenligninger mellem målte og modellerede strømningsmønstre angivet. De øvrige sammenligninger fremgår af bilag H. Det målte strømningsmønster for GPS-måling (1) samt simulerede partikelbaner er angivet på figur 6.8.



Figur 6.8: Sammenligning mellem GPS-måling (1) og modellerede overfladestrømninger i Knudsø ved vindhastighed på 3,9 m/s og -retning på 59° samt de modellerede overfladestrømninger med interpolerede strømningsmønstre ved vindhastighed på 4 m/s og -retning på 60°.

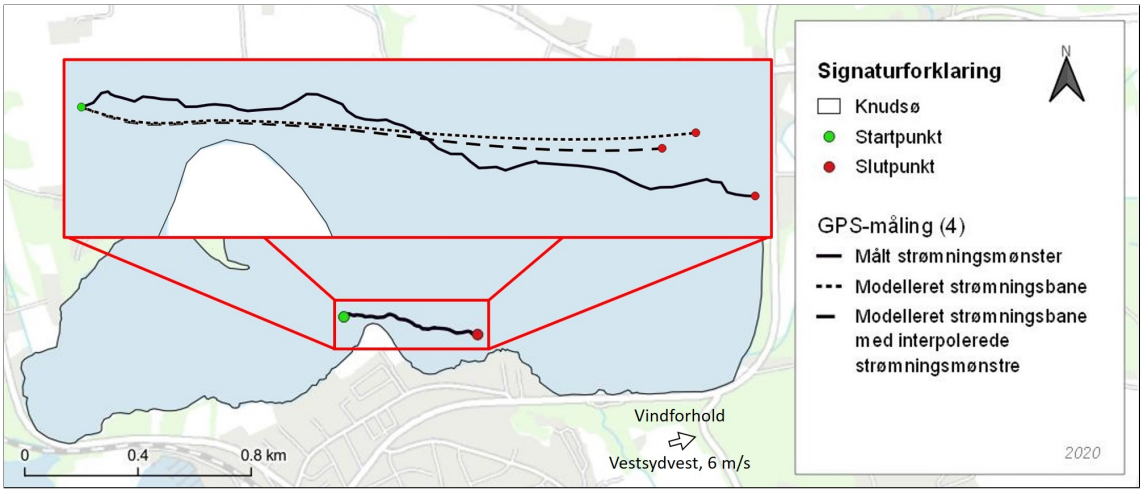
GPS-måling (1) er udført uden drivanker, hvilket medfører, at GPS-trackeren påvirkes af vinden. Derfor er den modellerede og målte strømningshastighed ikke sammenlignelige. Det fremgår af figur 6.8, at der er betydelige afvigelser i strømningshastigheder, hvilket forventes at skyldes, at forsøget er foretaget uden drivanker. Ydermere er der afvigelser mellem de målte og modellerede strømningsretninger, hvilket kan skyldes, at GPS-trackeren ikke udelukkende påvirkes af vandstrømningerne, eller at lokale vindforhold afviger fra vindforholdene målt i Skanderborg.

Sammenligningen mellem GPS-måling (2) og partikelbanesimuleringerne fremgår af figur 6.9. Af figuren fremgår det, at de målte strømningsmønstre og -hastigheder i høj grad kan beskrives ud fra de modellerede partikelbaner. Ligeledes er det illustreret, at der ikke er væsentlige afvigelser mellem strømningsmønstrene modelleret med de aktuelle vindforhold og de foruddannede strømningsmønstre. Dette indikerer, at præsimuleringer er anvendelige, og interpoleringer ikke giver anledning til betydelige fejl.



Figur 6.9: Sammenligning mellem GPS-måling (2) og modellerede overfladestrømninger i Knudsø ved vindhastighed på 2,8 m/s og -retning på 117° samt de modellerede overfladestrømninger med interpolerede strømningsmønstre ved vindhastighed på 3 m/s og -retning på 115°.

GPS-måling (4) og partikelbanesimuleringerne fremgår af figur 6.10. På figuren er det illustreret, at der er god overensstemmelse mellem både strømningsretninger og -hastigheder. Dog er der mindre afvigelser mellem de målte og modellerede strømningsbaner, hvilket kan skyldes usikkerheder i GPS-målinger eller lokale vejrforhold, som ikke beskrives ud fra præsimuleringer. På trods af afvigelserne er det vurderet, at de foruddannede strømningsmønstre med rimelig nøjagtighed beskriver GPS-målingen. Der er kun mindre afvigelser mellem partikelbanesimuleringen med foruddannede strømningsmønstre og partikelbanesimuleringen med de aktuelle vindforhold, hvilket indikerer, at det foruddannede strømningsmønster er anvendeligt.



Figur 6.10: Sammenligning mellem GPS-måling (4) og modellerede overfladestrømninger i Knudsø ved vindhastighed på 5,8 m/s og -retning på 255° samt de modellerede overfladestrømninger med interpolerede strømningsmønstre ved vindhastighed på 6 m/s og -retning på 255°.

Det fremgår af figur 6.8, 6.9 og 6.10 samt bilag H, at de fleste målte strømningsmønstre kan beskrives ud fra de foruddannede strømningsmønstre. Dog er enkelte af målingerne foretaget under andre forudsætninger, hvilket besværliggør valideringen af modellen. Det er ikke forventet, at der er fuldstændig overensstemmelse mellem målingerne og partikelbanesimuleringerne grundet afvigelser i vindforholdene målt i Skanderborg og de aktuelle vindforhold ved Knudsø. Det er dog vist, at flere af målingerne i høj grad kan beskrives ud fra de foruddannede strømningsmønstre.

Ved sammenligningen i bilag H mellem GPS-måling (6) og partikelbanesimuleringerne fremgår det, at der er væsentlige afvigelser i strømningshastigheder, når der modelleres med en vindhastighed på 3 m/s. I timerne op til, at målingen er foretaget, er der målt vindhastigheder på omkring 5 m/s. Ved en partikelbanesimulering foretaget med denne vindhastighed opnås betydeligt bedre overensstemmelse med målingen. Det er ikke forventet, at strømningerne i søen er aftaget på tidspunktet, hvor målingen er foretaget. Ydermere er det muligt, at vindforholdene ikke er ændret samtidigt ved Knudsø som ved Skanderborg.

Det er for de øvrige forsøg undersøgt, at der ikke er væsentlige ændringer i vindforholdene forud for målingerne. Det er herudfra vurderet, at de foruddannede strømningsmønstre ikke nødvendigvis beskriver de aktuelle forhold i søen, såfremt der er større ændringer i vindforholdene over relativt kort tid. Det er analyseret, at reduktioner i vindhastigheder på minimum 2 m/s over 2 timer som svarende til gradienten ved GPS-måling (6) er forekommet omkring 1% af tiden i perioden 1. august til 31. oktober de seneste 4 år. Derfor er det vurderet, at fejl grundet hurtigt aftagende vind ikke er af særlig betydning for varslingssystemet.

Det er vurderet, at modellen kan anvendes til at beskrive vandstrømningerne i Knudsø, da der er god overensstemmelse mellem flere målinger og simulerede partikelbaner. Da det er vurderet, at modellen er valideret ud fra strømningsforsøgene, er det valgt at anvende de foruddannede strømningsmønstre til opstilling af et varslingssystem.

7

Placering af sensorer i Knudsø

For at opstille varslingssystemet baseret på en observationsstrategi er der i dette kapitel udarbejdet en prioriteret rækkefølge af placeringer af sensorer til observationer af blågrønalger i Knudsø. Den prioriterede rækkefølge er fastsat ud fra en analyse af sandsynligheden for, at en opblomstring af blågrønalger i Knudsø vil detekteres og påvirke et badevandsområde. Observationer af blågrønalger kan eksempelvis udføres med sensoren Cyclops-7, som er beskrevet i afsnit 3.1, eller med tilsvarende fluorometre. Der er i det følgende taget udgangspunkt i, at sådanne sensorer anvendes ved Knudsø, hvorved der opnås punktmålinger af koncentrationer i realtid.

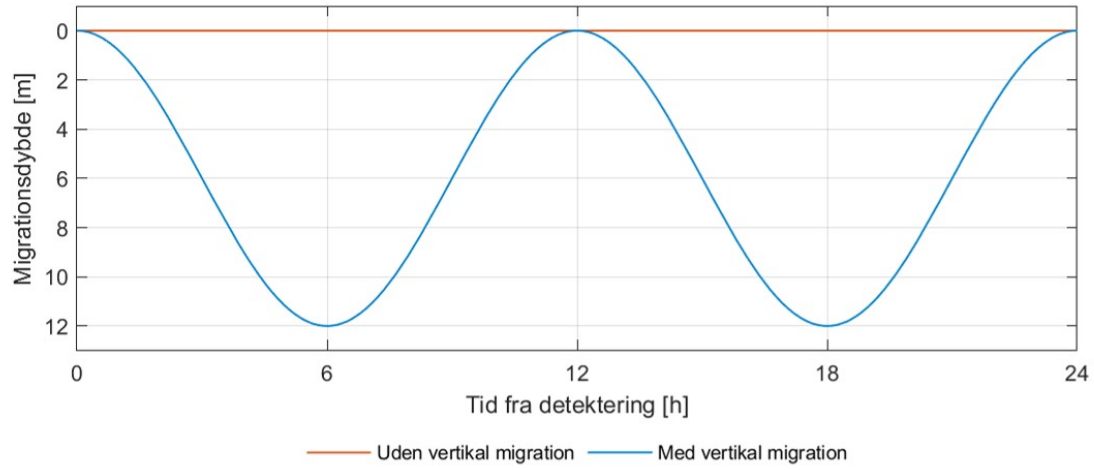
Sandsynligheden for, at en opblomstring vil detekteres med sensorer og påvirke et badevandsområde, er analyseret ud fra satellitobservationerne af den spatiale fordeling af blågrønalger samt ud fra de præsimulerede strømningsmønstre. Sandsynligheden for forekomster af blågrønalger i de forskellige områder i Knudsø er beregnet ud fra figur 4.13, som er udarbejdet ud fra satellitobservationer. Der er foretaget partikelsimuleringer for at fastsætte sandsynligheden for, at partikler fra et bestemt område vil påvirke et badevandsområde. Disse simuleringer er udført ved at indsætte én partikel i hver gridcelle i strømningsmodellen. Der er foretaget simuleringer for hver vindretning og -hastighed for at bestemme startplaceringerne af de partikler, som transporteres til badevandsområderne. Sandsynligheden for, at partikler med en given startplacering vil transporteres til et badevandsområde, er beregnet ud fra sandsynligheden for, at vindretningen og -hastigheden, som simuleringen er foretaget med, vil forekomme samtidigt. Denne sandsynlighed er fastsat ud fra målte vindforhold i årene 2016 - 2019 i perioden august til oktober, hvor vindrosen fremgår af figur 4.14.

Sandsynligheden er beregnet uden hensynstagen til sandsynligheden for, hvorvidt der forekommer en opblomstring af blågrønalger. Dette er valgt, da skydække giver anledning til, at der er længere perioder uden satellitdetektering og dermed stor usikkerhed om sandsynligheden for opblomstringer. Ligeledes er beregningerne ikke foretaget med hensyn til sandsynligheden for sundhedshedsrisiko for badende, da der eksempelvis ikke er taget hensyn til sandsynligheden for badende, høje koncentrationer eller toksicitet.

7.1 Valg af vertikal partikelbane

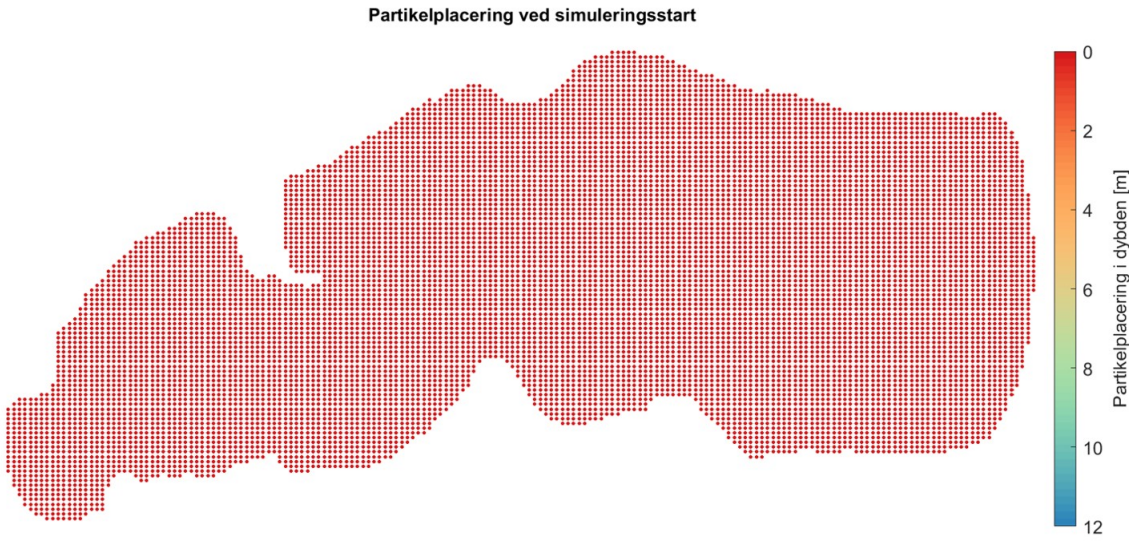
Det er i afsnit 2.3 beskrevet, at blågrønalger kan migrere vertikalt ved kontrol af opdrift. Den vertikale migration kan ikke beskrives med nøjagtighed, da den vertikale hastighed vil afhænge af udbredelsen på opblomstringen, og da migrationsdybden afhænger af lokale forhold. Det er i det følgende afsnit undersøgt hvilken vertikal partikelbane, der vil være kritisk i forhold til placering af

sensorer. Der er taget udgangspunkt i et scenarie, hvor gasvesiklerne giver anledning til konstant opdrift, og partiklerne dermed fastholdes ved vandspejlet. Ydermere er der taget udgangspunkt i et scenarie, hvor blågrønalgerne migrerer to gange dagligt til en dybde på 12 m svarende til migration under lagdelingen. De to scenarier for vertikale partikelbaner fremgår af figur 7.1.



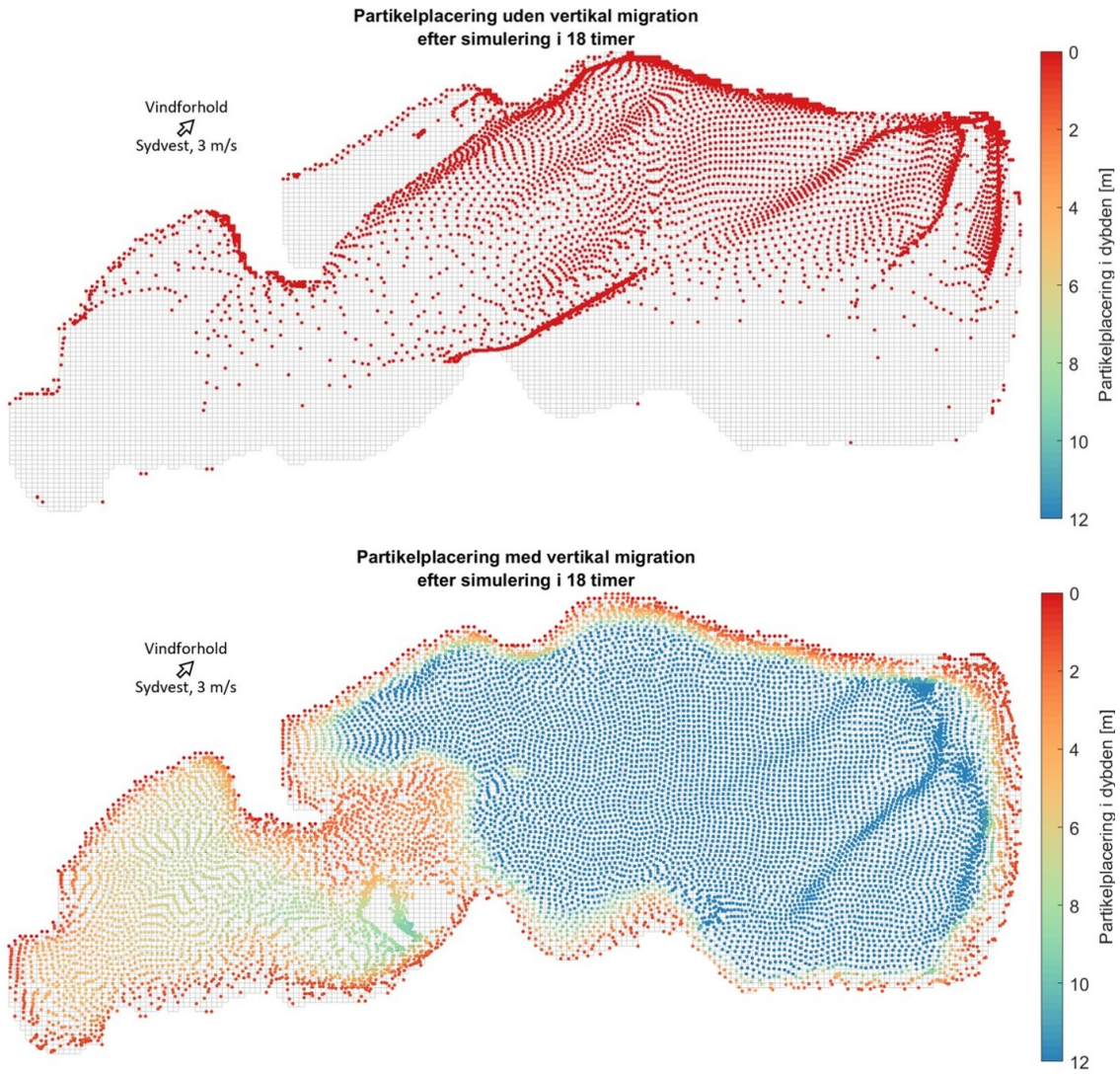
Figur 7.1: Den vertikale partikelbane over tid fra start af detektering.

Sammenligningen er foretaget ved at indsætte én partikel i hver gridcelle ved vandspejlet, hvor partiklerne transporteres med vandstrømningerne horisontalt. Der er anvendt præsimuleringer foretaget med vind fra sydvest og med en hastighed på 3 m/s, da dette er en af de hyppigst forekommende vindforhold jævnfør figur 4.14. Placeringen af partiklerne ved simuleringsstart fremgår af figur 7.2.



Figur 7.2: Startplacering af partiklerne. Der er indsat én partikel i hver gridcelle fra strømningsmodellen ved vandspejlet.

Der er foretaget simuleringer i 18 timer for at sammenligne placeringerne af partiklerne med de to vertikale partikelbaner. Placeringerne af partiklerne efter endt simulering fremgår af figur 7.3.



Figur 7.3: Partikelplaceringer med og uden vertikal migration efter simulering i 18 timer.

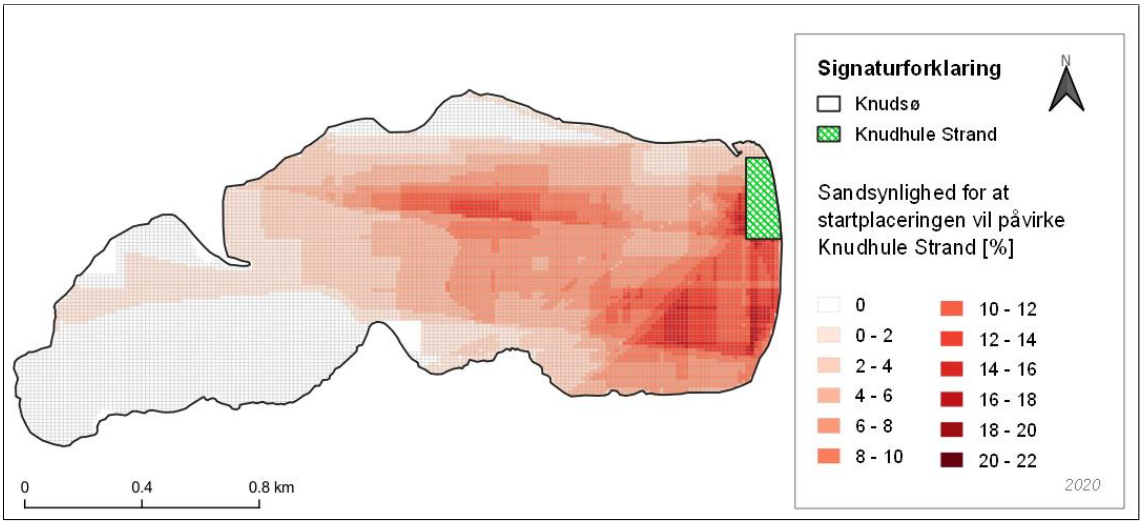
Det fremgår af figur 7.3, at der er betydelig forskel mellem partikelplaceringerne. Ved simulering med konstant opdrift transporteres partiklerne længere og hurtigere, end dette er tilfældet ved simulering med vertikal migration. Dette er tilfældet, da strømningshastighederne er aftagende med dybden, da disse er vindgenererede. Der forefindes ikke tilstrækkeligt data til at fastsætte den vertikale migration af blågrønalger i Knudsø med nøjagtighed. Fastsættelse af den vertikale partikelbane er derfor behæftet med væsentlige usikkerheder.

I forbindelse med opstilling af et varslingssystem er det vurderet mere kritisk, at partiklerne fastholdes ved vandspejlet grundet den hurtigere transport af partiklerne. Ligeledes er det vurderet mere kritisk, at blågrønalgerne har opdrift og er placeret i vandoverfladen, da badende derved har øget risiko for kontakt med blågrønalgerne. Da scenariet med konstant opdrift af blågrønalgerne er vurderet mere kritisk for de badende, og da det er vist, at den vertikale partikelbane er af væsentlig betydning, er det valgt at fastholde partiklerne ved vandspejlet.

7.2 Startplaceringer af partikler, som påvirker badevandsområderne

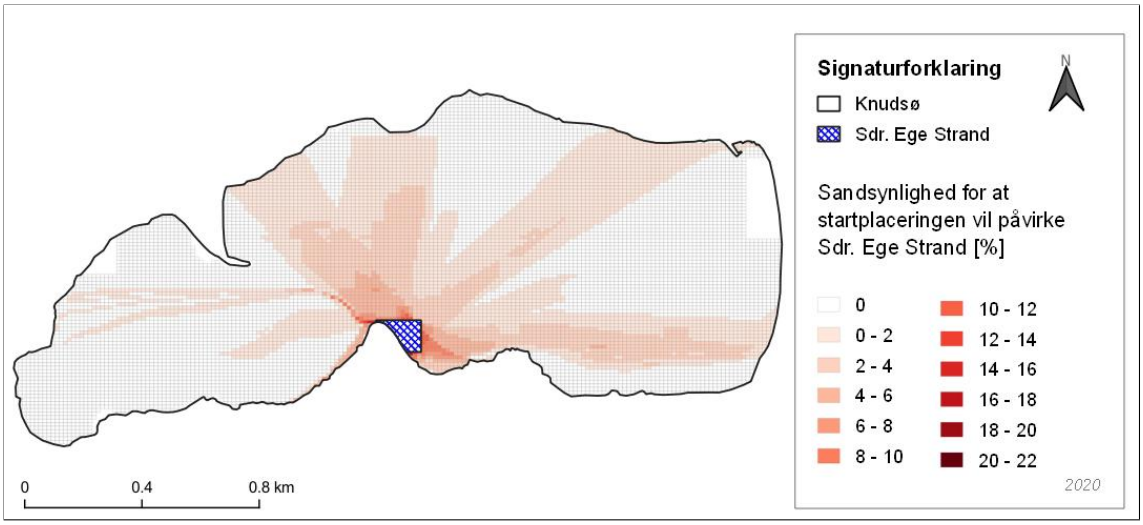
For at udarbejde en prioriteret rækkefølge af sensorplaceringerne er det valgt at analysere sandsynligheden for, at partikler transporteres til badevandsområderne. Der er foretaget simuleringer med samtlige foruddannede strømningsmønstre for at fastsætte startplaceringer af partikler, som transporteres til badevandsområderne. Sandsynligheden for, at en partikel med en given startplacering vil påvirke et badevandsområde, er beregnet som sandsynligheden for forekomst af blågrønalger ved startplaceringen og for vindretningen og -hastigheden, som simuleringen er foretaget med.

Startplaceringer af partikler, som transporteres til Knudhule Strand, er angivet på figur 7.4. Der er dannet en zone omkring Knudhule Strand, hvilken angiver området i søen, hvor det er vurderet sandsynligt, at badende fra Knudhule Strand vil bade. På figuren er den beregnede sandsynlighed for, at startplaceringer af partikler vil give anledning til, at partikler transporteres til Knudhule Strand, angivet. Denne sandsynlighed er beregnet som produktet af sandsynligheden for forekomst af blågrønalger ved startplaceringen og for, at vindforhold, som transporterer blågrønalger til badevandsområdet, forekommer. Det fremgår af figur 7.4, at startplaceringer i størstedelen af den dybe del af Knudsø vil give risiko for, at partikler transporteres til Knudhule Strand.



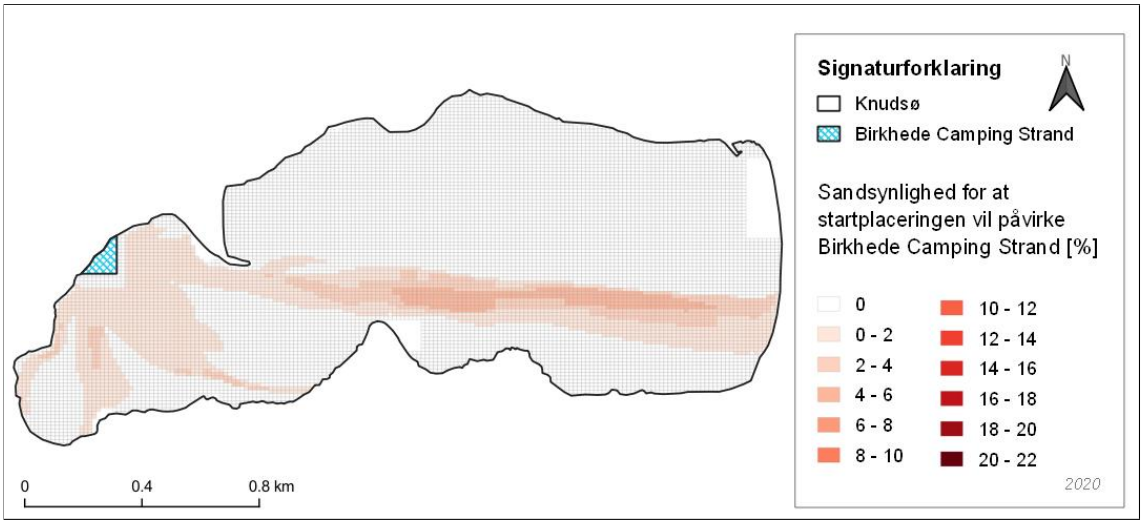
Figur 7.4: Beregnet sandsynlighed for, at startplaceringerne af partikler vil give anledning til, at partikler transporteres til Knudhule Strand. Produktet af sandsynligheden for forekomster ved startplaceringerne af partiklerne og sandsynligheden for vindforhold, som vil transportere partiklerne til badevandsområdet, er angivet som samlet sandsynlighed.

Sandsynligheden for, at partikler med forskellige startplaceringer transporteres til Sdr. Ege Strand, er illustreret på figur 7.5. På figuren er det illustreret, at sandsynligheden for, at partikler med forskellige startplaceringer påvirker Sdr. Ege Strand, er lavere, end dette er tilfældet for Knudhule Strand. Dette skyldes primært, at partikler, som transporteres til Sdr. Ege Strand grundet vestenvind, har startplaceringer i den lavvandede del af Knudsø, hvor sandsynligheden for forekomster af opblomstringer er lavere, end det er tilfældet i den dybe del.



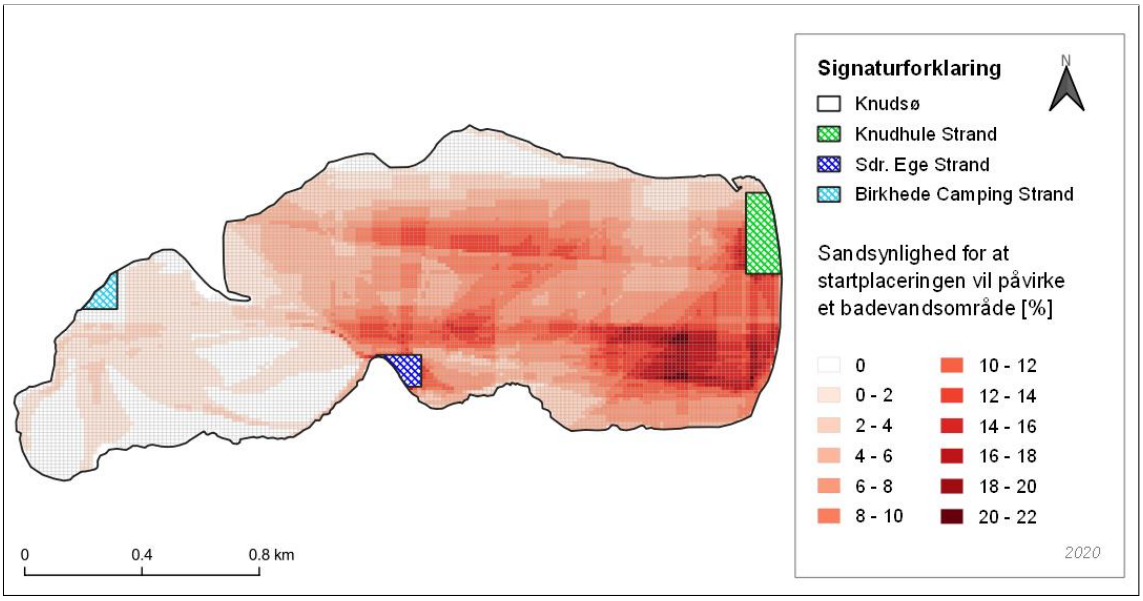
Figur 7.5: Beregnet sandsynlighed for, at startplaceringerne af partikler vil give anledning til, at partikler transporteres til Sdr. Ege Strand. Produktet af sandsynligheden for forekomster ved startplaceringerne af partiklerne og sandsynligheden for vindforhold, som vil transportere partiklerne til badevandsområdet, er angivet som samlet sandsynlighed.

Startplaceringer af partikler, som transporteres til Birkhede Camping Strand er angivet på figur 7.6. På figuren er det illustreret, at partikler med startplaceringer nær badevandsområdet ikke påvirker Birkhede Camping Strand. Dette skyldes, at der med satellitter ikke er detekteret opblomstringer i dette område. Det forventes dog, at der kan være risiko for, at der forekommer opblomstringer i området, som påvirker badevandsområdet til trods for, at der ikke er detekteret opblomstringer ved badevandsområdet de seneste fire sæsoner.



Figur 7.6: Beregnet sandsynlighed for, at startplaceringerne af partikler vil give anledning til, at partikler transporteres til Birkhede Camping Strand. Produktet af sandsynligheden for forekomster ved startplaceringerne af partiklerne og sandsynligheden for vindforhold, som vil transportere partiklerne til badevandsområdet, er angivet som samlet sandsynlighed.

Ved akkumulering af figur 7.4, 7.5 og 7.6 er startplaceringer af partikler, som transporteres til et af de tre badevandsområder, beregnet. Sandsynligheden heraf fremgår af figur 7.7.



Figur 7.7: Beregnet sandsynlighed for, at startplaceringerne af partikler vil give anledning til, at partikler transporteres til et af badevandsområderne. Produktet af sandsynligheden for forekomster ved startplaceringerne af partiklerne og sandsynligheden for vindforhold, som vil transportere partiklerne til badevandsområdet, er angivet som samlet sandsynlighed.

Det fremgår af analysen, at der ved forskellige placeringer af sensorer ikke er lige stor sandsynlighed for, at blågrønalger detekteres, og at disse transporteres til et af badevandsområderne. Ydermere fremgår det af analysen, at der er områder, hvor opblomstringer kan påvirke flere badevandsområder afhængigt af vindforholdene. Denne analyse er anvendt som grundlag for udarbejdelse af en prioriteret rækkefølge af sensorplaceringer i Knudsø.

7.3 Prioriteret rækkefølge af sensorplaceringer

Det er vurderet nødvendigt at placere én sensor i hvert af de tre badevandsområder. Disse sensorer vil kunne detektere opblomstringer, som muligvis ikke detekteres med øvrige sensorer i søen, og dermed øge sikkerheden for de badende. Desuden vil placering af sensorer i badevandsområderne give mulighed for at validere resultater fra et varslingssystem og for at kalibrere varslingssystemet fremadrettet. Foruden dette kan sensorer i badevandsområderne være nødvendige for at vurdere, hvornår badevandsområder kan genåbnes efter en opblomstring. Da disse sensorer er vurderet nødvendige, er de ikke medtaget i den prioriterede rækkefølge.

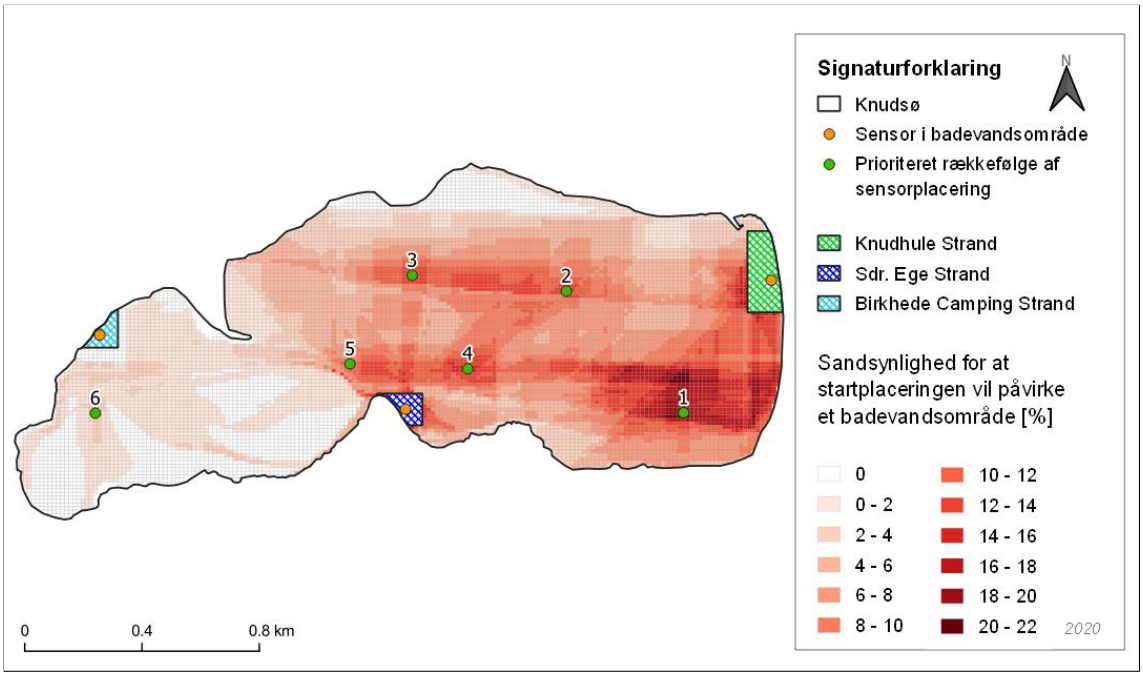
Der er i dette projekt taget udgangspunkt i, at varslingssystemet opstilles med øvrige sensorer i Knudsø foruden sensorerne i badevandsområderne. Dette er valgt, da sensorer andre steder i søen kan give mulighed for forvarsling om opblomstringer af blågrønalger og dermed særligt øge sikkerheden for badende, som er i vandet, når opblomstringen transporteres til området. Ydermere vil disse sensorer give viden om, hvordan blågrønalgerne er fordelt i søen, hvor opblomstringer forekommer, samt om hvordan blågrønalgerne transporteres.

Øget viden vil muliggøre optimering af varslingssystemet fremadrettet. Såfremt sensorene i søen anvendes til at måle koncentrationer i flere dybder, er det ligeledes muligt at opnå øget viden om

den vertikale fordeling af blågrønalger. Dette vil muligvis kunne anvendes til at beskrive væksten og transporten af blågrønalger med større nøjagtighed. Ved placering af flere forskellige sensorer i søen kan observationerne fra satellitdetekteringerne valideres, og det kan fastsættes, om blågrønalger primært forekommer i den dybe del af Knudsø, som det er konkluderet ud fra satellitdetekteringerne som beskrevet i afsnit 4.2.4.

Sensorerne er foreslået placeret i søen ud fra analysen beskrevet i afsnit 7.2. Derudover er der taget udgangspunkt i, om sensorplaceringerne kan anvendes til varsling i flere badevandsområder. Ud fra størrelsen af badevandsområderne og det forventede antal badende er varsling ved de forskellige badevandsområder prioriteret forskelligt. Da Knudhule Strand udgør det største badevandsområde med flest forventede badende, er dette badevandsområde prioriteret højest. Af samme årsager er varsling ved Sdr. Ege Strand prioriteret højere end Birkhede Camping Strand. Der er ikke placeret sensorer nær zonerne omkring badevandsområderne på trods af høje sandsynligheder, da dette ikke vil give anledning til betydelig forvarsling. Ydermere er sensorerne placeret, således at der opnås rimelig afstand mellem disse.

Der er udarbejdet en prioritereret rækkefølge af 6 sensorer udenfor badevandsområderne. Grundet høje omkostninger ved 6 sensorer er det ikke vurderet sandsynligt, at et varslingssystem opstilles med dette antal sensorer. Dog er der i denne analyse placeret 6 sensorer i Knudsø, da dette er vurderet mere optimalt for de badendes sikkerhed. Den prioriterede rækkefølge heraf fremgår af figur 7.8.



Figur 7.8: Prioriteret rækkefølge af sensorplaceringer i Knudsø. Sensorplaceringerne er nummereret efter prioritet og placeret ud fra sandsynligheden for, at detekterede opblomstringer påvirker badevandsområder.

Badevandsområderne, som de enkelte sensorer varsler ved, er angivet i tabel 7.1. I tabellen er sandsynligheden for, at en opblomstring forekommer ved sensoren, og at blågrønalgerne transporteres til et badevandsområde, angivet. Ved prioritering af sensorplaceringerne er varsling ved Knudhule Strand prioriteret højest grundet det højeste antal forventede badende.

Tabel 7.1: Badevandsområder, som de prioriterede sensorerne varsler ved. Sandsynligheden for, at en opblomstring detekteres af sensoren og påvirker et badevandsområde, er angivet.

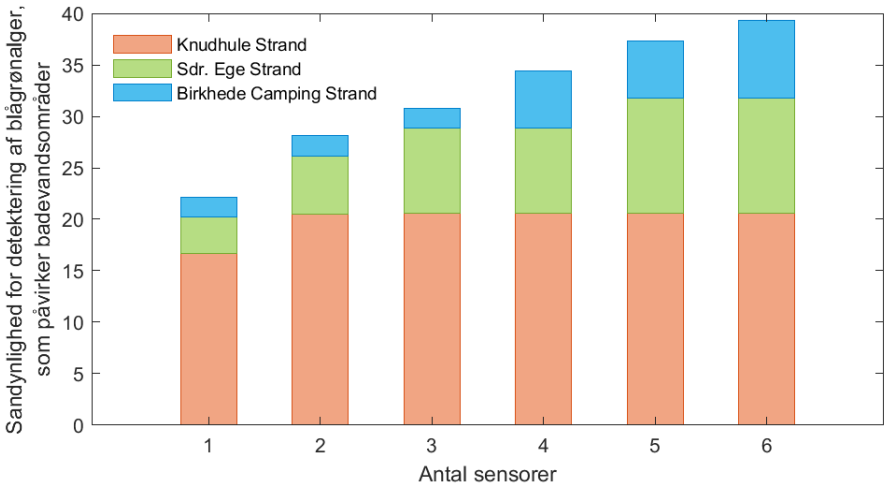
Sandsynlighed for påvirkning af et badevandsområde		**Sensorprioritering**					
		1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
Knudhule Strand	[%]	17	11	11	7	3	0
Sdr. Ege Strand	[%]	3	3	2	2	4	1
Birkhede Camping Strand	[%]	2	0	0	6	3	2
Summeret sandsynlighed	[%]	22	14	13	15	10	3

Sensoren med prioritet 1 er placeret i området med højest beregnet sandsynlighed for, at en opblomstring detekteres og påvirker de tre badevandsområder. Denne sensorplacering vil kunne anvendes til at varsle om blågrønalger i samtlige badevandsområder. Desuden er dette området, hvor der med satellitter er detekteret de højeste koncentrationer af blågrønalger jævnfør figur 4.12.

Sensor 2 er prioriteret højere end sensor 3, da der ved denne sensorplacering er større sandsynlighed for varsling ved Sdr. Ege Strand. Sensor 2 og 3 er prioriteret højere end sensor 4, da der ved disse er højere sandsynlighed for at detektere blågrønalger, som vil påvirke Knudhule Strand.

Der er foretaget en analyse af merværdien, som opnås ved placering af hver sensor i Knudsø ud fra den prioriterede rækkefølge. Analysen er foretaget for at undersøge nødvendigheden af de 6 sensorer i søen, da det ikke er vurderet realistisk, at varslingssystemet opstilles med 9 sensorer i Knudsø grundet omkostninger ved indkøb, drift og vedligehold. Merværdien af hver sensor er udtrykt som den øgede sandsynlighed for detektering af blågrønalger, som påvirker badevandsområderne ved forskellige vindforhold. Den øgede sandsynlighed er beregnet ud fra sandsynligheden for, at der detekteres blågrønalger ved den givne sensorplacering, og at de specifikke vindforhold vil transportere blågrønalger fra sensoren til et badevandsområde, mens samme vindforhold ikke vil transportere blågrønalger fra en sensor med højere prioritering til badevandsområdet. Den øgede sikkerhed, som opnås ved placering af ekstra sensorer fremgår af figur 7.9. På figuren er merværdien af hver sensor for hvert badevandsområde angivet.

Af figur 7.9 fremgår det, at der ved Knudhule Strand ikke opnås betydeligt øget sandsynlighed ved placering af mere end 2 sensorer i Knudsø. Dette skyldes, at vindforhold, som vil transportere blågrønalger fra sensor 3 til Knudhule Strand, ligeledes vil transportere blågrønalger fra sensor 2 til badevandsområdet. Dog øger sensor 3 sandsynligheden for detektering af blågrønalger ved Sdr. Ege Strand. Placering af sensor 4, 5 og 6 øger ikke sandsynligheden for detektering af blågrønalger, som påvirker Knudhule Strand, betydeligt. Disse sensorer øger dog sikkerheden ved Birkhede Camping Strand væsentligt. Da sensor 4 øger sikkerheden ved Birkhede Camping Strand, er det vurderet, at denne sensor er fordelagtig på trods af, at den ikke er af væsentlig betydning for de øvrige badevandsområder, og at varsling ved Birkhede Camping Strand har en lavere prioritet end varsling ved de øvrige badevandsområder. Ud fra dette er det anbefalet, at et varslingssystem opstilles med 4 sensorer fordelt i Knudsø samt én sensor i hvert af de tre badevandsområder.



Figur 7.9: Sandsynlig for detektering af blågrønalger, som påvirker et af de tre badevandsområder, i forhold til antallet af sensorer, som placeres i Knudsø.

Der er fremadrettet i dette projekt opstillet et varslingssystem med udgangspunkt i samlet 7 sensorer i Knudsø. Såfremt der opstilles et varslingssystem med flere eller færre sensorer, anbefales det, at sensorerne placeres ud fra den prioriterede rækkefølge på figur 7.8. Af hensyn til de badendes sikkerhed, mulighed for genåbning af badevandsområderne samt validering og kalibrering af varslingssystemet anbefales det, at der som minimum placeres sensorer i de badevandsområder, der varsles ved.

8

Opstilling af system til varsling om blågrønalger

Der er i det følgende kapitel opstillet et varslingssystem til at varsle badende om blågrønalger i de tre badevandsområder i Knudsø. Formålet med varslingssystemet er at forvarsle de badende gæster, såfremt koncentrationen af blågrønalger overskrider koncentrationer, som potentielt kan udgøre en sundhedsrisiko i Knudsø.

Varslingssystemet baseres på en observationsstrategi med sensorer, hvis placeringer er beskrevet i kapitel 7, i kombination med de foruddannede strømningsmønstre beskrevet i kapitel 6. Varslingssystemet opstilles som en numerisk model i programmet MATLAB udgivet af MathWorks og baseres på transporten af blågrønalger, som er antaget styret af vandstrømningerne i Knudsø. Varslingssystemet er angivet i elektronisk bilag *System til varsling om blågrønalger i Knudsø*. For at beskrive transporten af blågrønalger anvendes partikelsimulering til opstilling af modellen.

Det er valgt at opstille et varslingssystem, som estimerer koncentrationen i badevandsområderne 3 timer forud i tid. Dette er valgt, da 3 timer er vurderet tilstrækkeligt af hensyn til de badendes sikkerhed. Ydermere er dette vurderet rimeligt med hensyn til vedholdenhed i vindforhold og dermed usikkerheder i de valgte strømningsmønstre. Det er valgt at opstille varslingssystemet ud fra, at detekterede koncentrationer fra sensorerne opdateres med 15 minutters mellemrum af hensyn til simuleringstid samt de badendes sikkerhed.

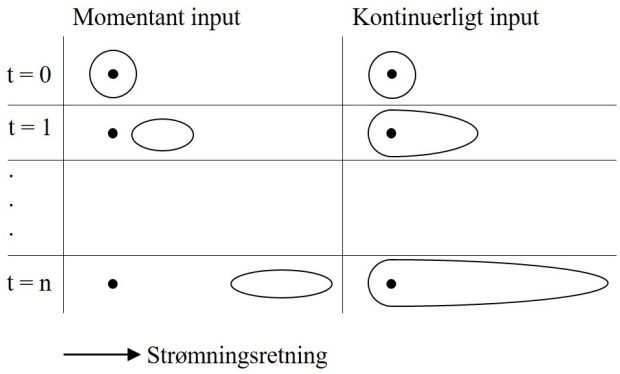
8.1 Startposition af partikler

Varslingssystemet er opstillet ved indsættelse af partikler omkring sensorerne, som detekterer tilstedeværelse af blågrønalger. Partiklerne indsættes ved vandspejlet, da det forventes, at sensorerne foretager målinger nær vandspejlet. Det forventes, at blågrønalger forekommer i opblomstringer med en vis udbredelse, hvorfor den detekterede koncentration er gældende i et areal omkring sensoren. Detektering af blågrønalger i punktmålinger giver anledning til usikkerheder. Det fremgår af satellitobservationerne, at blågrønalgerne typisk forekommer i større dele af søen samtidigt. For at kompensere for usikkerhederne ved anvendelse af punktmålinger, bør de detekterede koncentrationer anvendes i større flader.

Ved detektering med satellitter opnås en middelværdi gældende for et areal på omkring 300×300 m, da dette er den stedslige opløsning på satellitterne. Satellitdetekteringer kan muligvis anvendes til at fastsætte arealet, hvori en detekteret koncentration kan antages repræsentativ. Dette kan fastsættes ved at krydskorrelere koncentrationerne over afstanden fra sensoren. Metoden er ikke anvendt gennem dette projekt, da der ikke foreligger et tilstrækkeligt antal satellitobservationer til at opnå valide resultater af en sådan analyse.

Der er opstillet en numerisk model, hvor partiklerne indsættes i et areal på 300×300 m omkring sensorerne for at kompensere for usikkerhederne ved anvendelse af punktmålinger. Dette areal er valgt, da dette er mindste afstand, hvor den detekterede koncentration kan antages repræsentativ. For at fastsætte startbetingelserne til denne model er det valgt at gemme partikelplaceringer og -koncentrationer fra tidligere simuleringer. Gemte partikler fra tidligere simuleringer og nye detekterede blågrønalger omkring sensorerne er anvendt som startbetingelse i næste simulering. Koncentrationerne omkring sensorerne fra tidligere simuleringer opdateres i modellen til de detekterede koncentrationer omkring sensorerne. Såfremt der ikke detekteres tilstedeværelse af blågrønalger omkring sensorerne, slettes partikler fra forrige simulering omkring sensorerne.

Det er valgt at præsentere princippet bag anvendelse af et kontinuerligt og et momentant input. Anvendelse af kontinuerligt input kan øge beregningstiden betydeligt, da der indsættes flere partikler for hver simulering for at opnå mere valide startbetingelser, såfremt sensorerne fortsat detekterer blågrønalger. En principskitse af momentant og kontinuerligt input er angivet på figur 8.1. Eksemplet illustrerer, hvordan en opblomstring af blågrønalger detekteres, og transporten modelleres. Såfremt der anvendes momentant input, indsættes partikler omkring sensoren, og disse transporteres herefter med vandstrømningerne. Ved kontinuerligt input detekteres opblomstringen i flere tidsskridt, hvorved nye partikler indsættes i modellen og transporteres. Da der opnås mere valide resultater ved anvendelse af kontinuerligt input frem for momentant input, er det valgt at opstille en model med kontinuerligt input ved sensorerne.



Figur 8.1: Principskitse af momentant og kontinuerligt input. Sensoren er skitseret som en sort prik, mens opblomstringen er skitseret med sort omrids.

Foruden modellen med kontinuerligt input er der opstillet en model, hvor partikelkoncentrationerne er fastsat ved at interpolere mellem de detekterede koncentrationer. Der er indsat partikler i hele søen, og koncentrationen af disse er bestemt ud fra lineær interpolation mellem koncentrationerne detekteret af sensorerne. Ved denne metode gemmes partikelplaceringer og -koncentrationer fra tidligere simuleringer ikke. Herved øges antallet af partikler ikke i modellen. Denne metode er fordelagtig, da det ikke antages, at der ikke er blågrønalger mellem to sensorer, som begge har detekteret tilstedeværelse af blågrønalger. Der opnås ved denne metode store udbredelser af blågrønalger, hvilket ifølge satellitdetekteringerne kan være korrekt i nogle perioder. Dog er dette ikke korrekt på alle tidspunkter, da der på tidspunkter er detekteret mindre udbredelser med satellitter.

Baseret på det tilgængelige data er det ikke muligt at fastsætte hvilken startbetingelse, der vil give den mest korrekte varsling. For at fastsætte den mest korrekte startbetingelse, vil det være nødvendigt at foretage målinger i Knudsø og yderligere satellitdetektering. Det er muligt, at den mest korrekte startbetingelse er beliggende mellem de to startbetingelser, som er anvendt i dette projekt. Det er valgt at opstille et varslingssystem med hver af de to metoder, da modellerne på nuværende tidspunkt ikke kan valideres.

8.2 Transport af partikler

I modellerne fastholdes partiklerne ved vandspejlet, da dette som beskrevet i afsnit 7.1 er vurderet mest kritisk i forhold til de badende. Ydermere er der betydelige usikkerheder ved den vertikale bevægelse, og denne er af væsentlig betydning for transporten af blågrønalger. Den horisontale transport af partiklerne er beregnet ud fra en random walk model med advektion og dispersion. Random walk modeller er fordelagtige til beregning af partikeltransport, da modellerne er simple og ikke introducerer numerisk dispersion grundet stedslig diskretisering [Dunsbergen og Stelling, 1993]. Random walk modellerne er foruden dette enkle at parallelisere, hvilket kan reducere beregningstiden.

Advektionen bestemmes ud fra de foruddannede strømningshastigheder. De foruddannede strømningshastigheder vælges i modellerne ud fra aktuelle vindforhold. Vindforhold målt ved Skanderborg af DMI indlæses direkte i modellerne. Vindforholdene opdateres af DMI én gang hver time, hvorved nye vindforhold indhentes i modellerne. Som beskrevet i afsnit 4.3 medtages lagdelingen i perioden 15. juni til 30. september. Ud fra vindforholdene samt tidspunktet for simuleringen vælges mellem de 1.728 foruddannede strømningsmønstre.

Transporten af partikler relateret til dispersion er beregnet ud fra transporten grundet turbulens. Derfor er dispersionskoefficienten for den horisontale transport beregnet ud fra den horisontale hvirvelviskositet [Dunsbergen og Stelling, 1993]. Dispersionskoefficienten kan med fordel valideres ud fra forsøg. Eksempelvis kan der foretages forsøg med rhodamin i Knudsø, hvilket ikke har været muligt i dette projekt grundet nedlukning af Aalborg Universitet i dele af projektperioden. Den horisontale transport af partiklerne er beregnet ud fra følgende:

$$x_i = x_{i-1} + v_x \cdot \Delta t + Z_1 \sqrt{2 \cdot \nu_h \cdot \Delta t}$$

$$y_i = y_{i-1} + v_y \cdot \Delta t + Z_2 \sqrt{2 \cdot \nu_h \cdot \Delta t}$$

Hvor:

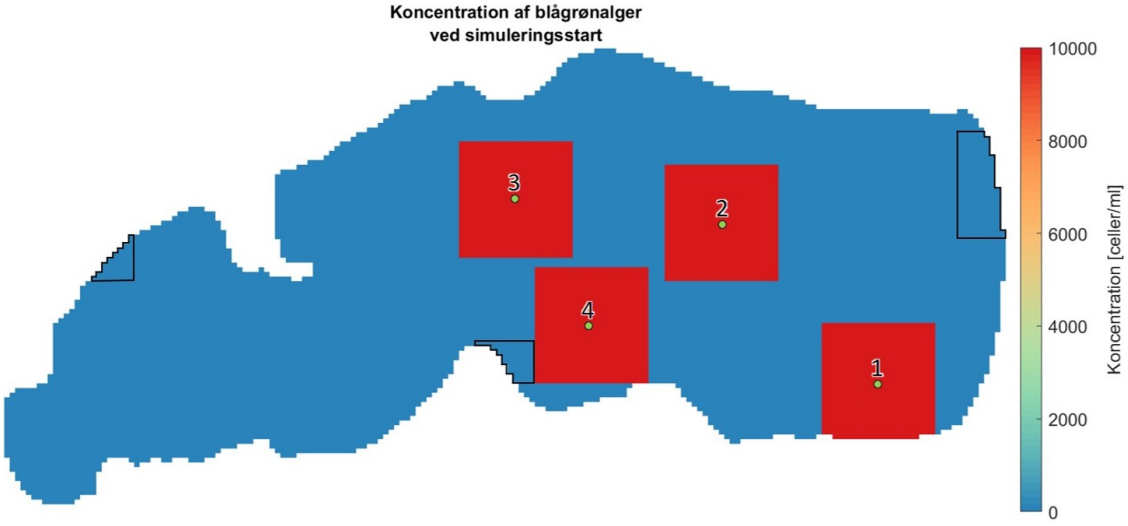
x	X-koordinat for partiklen	[m]
y	Y-koordinat for partiklen	[m]
i	Temporalt indeks	[-]
v_x	Strømningshastighed i x-retningen	[m/s]
v_y	Strømningshastighed i y-retningen	[m/s]
Δt	Tidsskridt	[s]
$Z_{1,2}$	Tilfældigt tal trukket fra standard normalfordelingen	[-]
ν_h	Horisontal hvirvelviskositet	[m^2/s]

[Spitz og Moreno, 1996, (6.27)-(6.30)]

Den horisontale hvirvelviskositet er bestemt ud fra den hydrodynamiske model over Knudsø, hvorved en hvirvelviskositet for hver gridcelle indhentes i de numeriske modeller. Ligeledes indhentes strømningshastighederne i de numeriske modeller for hver gridcelle.

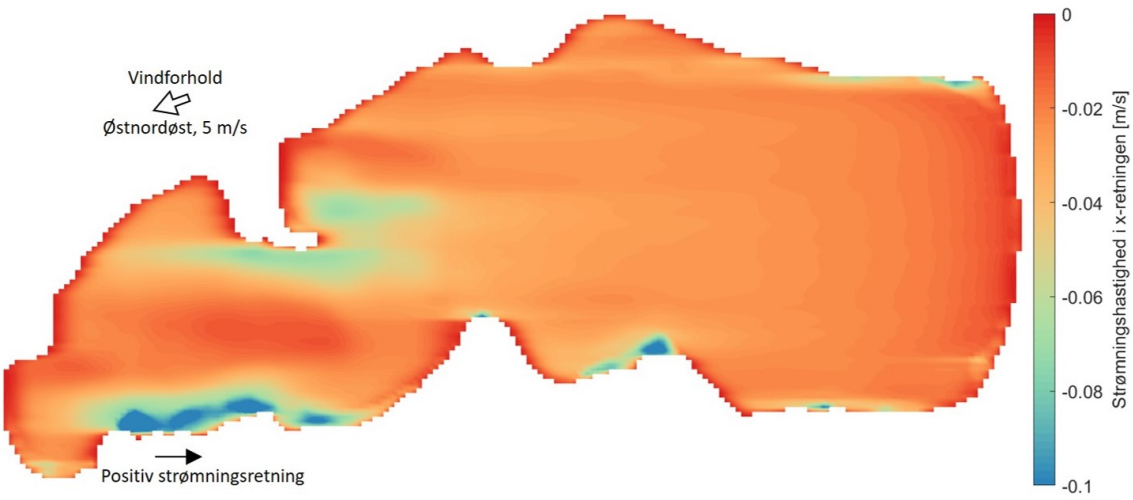
Det tilstrækkelige antal partikler i partikelmodellen er vurderet ud fra stokastiske fejl i modellen. Et øget antal partikler reducerer stokastiske fejl og øger beregningstiden. Derfor er det nødvendige antal partikler fastsat ud fra en opvejning mellem beregningstid og stokastiske fejl i modellen. Der er foretaget en analyse af det nødvendige partikler i modellen, hvor partiklerne er indsat omkring sensorerne i et areal på 300×300 m. Der er indsat partikler omkring de 4 sensorer i søen med en startkoncentration på 10.000 celler/ml ved alle 4 sensorer.

Der er foretaget simuleringer med et forskelligt antal partikler. Samtlige simuleringer er sammenlignet med en simulering foretaget med 30.000 partikler omkring hver sensor, hvor det er antaget, at stokastiske fejl er negligerbare. Startkoncentrationen af partiklerne fremgår af figur 8.2, hvor et eksempel med 5.000 partikler omkring hver sensor svarende til 20.000 partikler i alt er angivet.



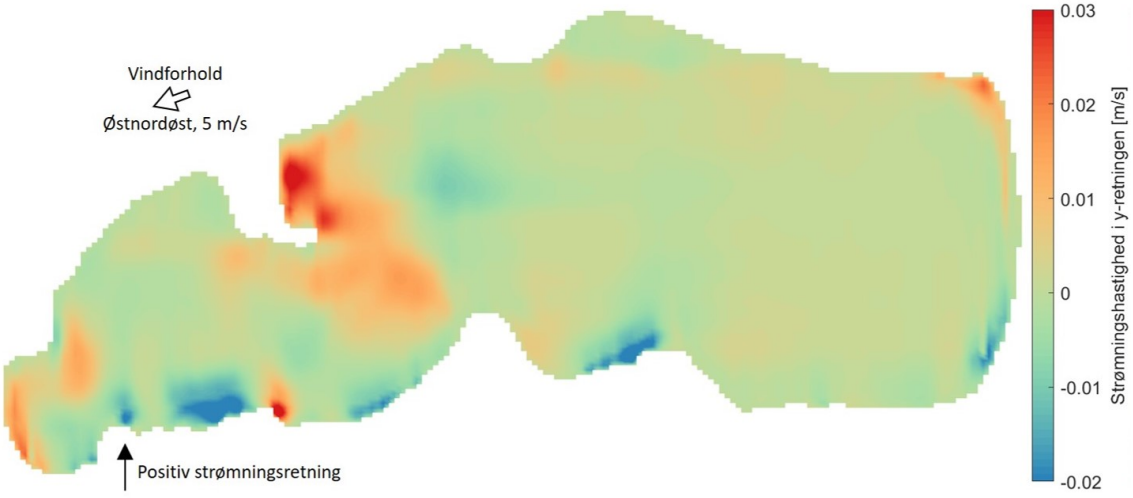
Figur 8.2: Startkoncentration af blågrønalger med 5.000 partikler omkring hver af de 4 sensorer i Knudsø, hvor koncentrationen er angivet til 10.000 celler/ml.

Der er foretaget simuleringer i 10 timer med en vind fra østnordøst og en vindhastighed på 5 m/s. Simuleringerne er foretaget baseret på strømningsmønstrene dannet ud fra den hydrodynamiske strømningsmodel. De anvendte strømningshastigheder i x-retningen i det øverste lag af strømningsmodellen fremgår af figur 8.3.



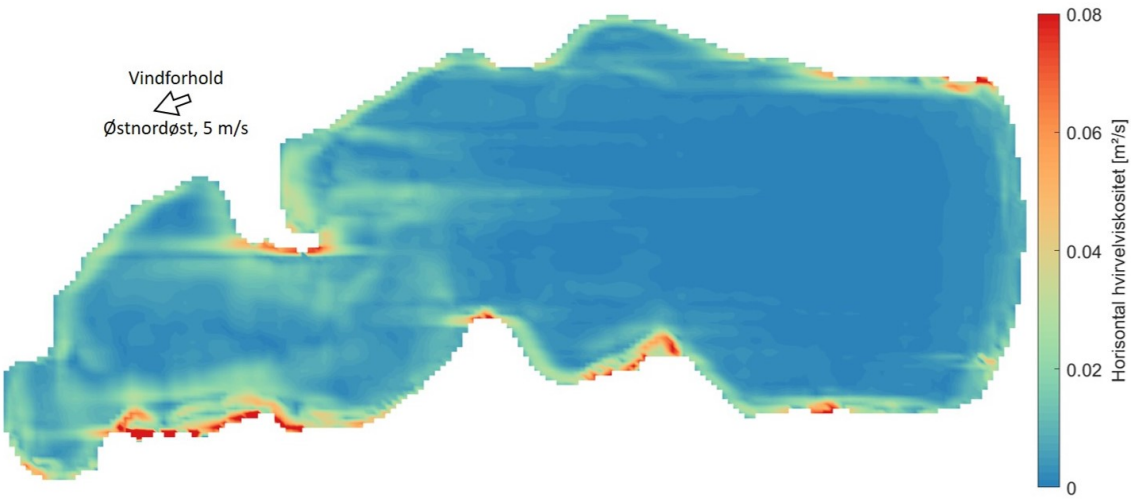
Figur 8.3: Strømningshastigheder i x-retningen i det øverste lag af modellen. Strømningshastighederne er modelleret med en vind fra østnordøst og en vindhastighed på 5 m/s.

Strømningshastighederne i y-retningen anvendt til modellering af partikeltransporten fremgår af figur 8.4. Det fremgår af figuren, at strømningshastighederne i y-retning er højere i de lavvandede områder.



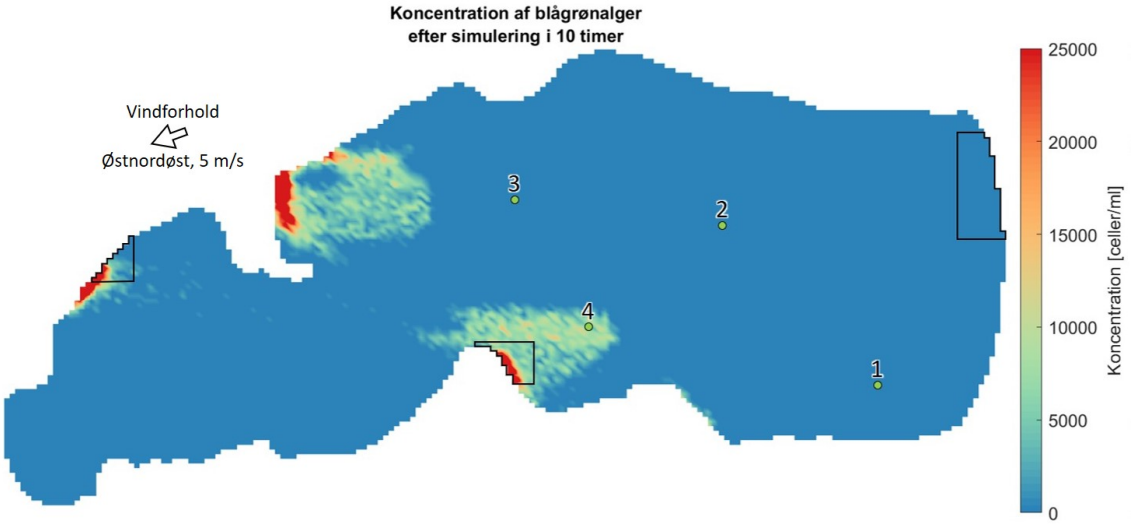
Figur 8.4: Strømningshastigheder i y-retningen i det øverste lag af modellen. Strømningshastighederne er modelleret med en vind fra østnordøst og en vindhastighed på 5 m/s.

Hvirvelviskositeterne i det øverste lag af modellen fremgår af figur 8.5. Hvirvelviskositeten er i modellen anvendt som dispersionskoefficient og er dermed af betydning for spredningen af partiklerne. Det fremgår af figuren, at der er modelleret højere hvirvelviskositeter i de lavvandede områder af søen.



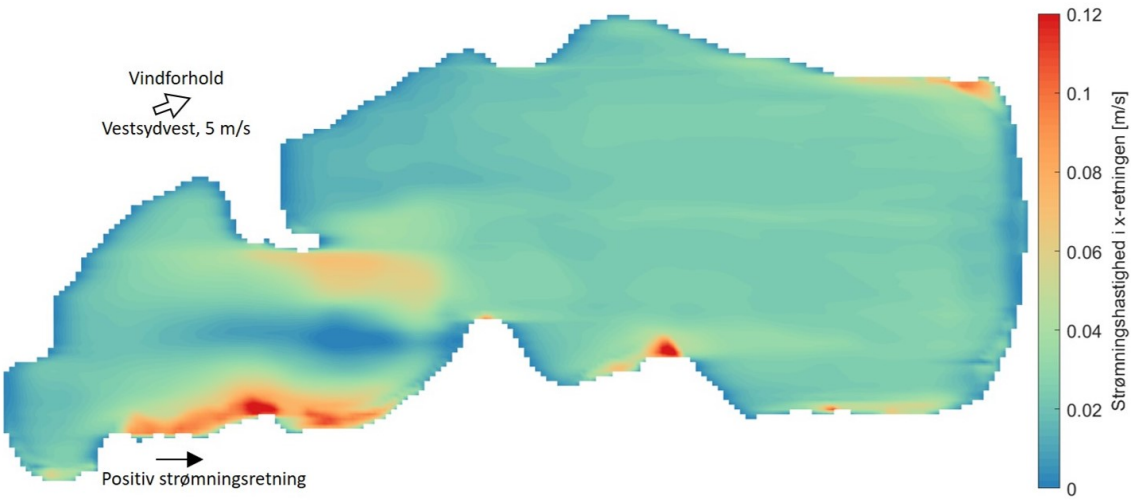
Figur 8.5: Horisontale hvirvelviskositeter i det øverste lag af modellen. Hvirvelviskositeterne er modelleret med en vind fra østnordøst og en vindhastighed på 5 m/s.

Strømningshastighederne og hvirvelviskositeterne i hver gridcelle er anvendt til at modellere partikeltransporten. Simuleringerne er foretaget med 1.000 - 14.000 partikler/sensor med et interval på 1.000 partikler for at vurdere det nødvendige antal partikler i modellen. Et eksempel på koncentrationen af partiklerne efter endt simulering fremgår af figur 8.6.



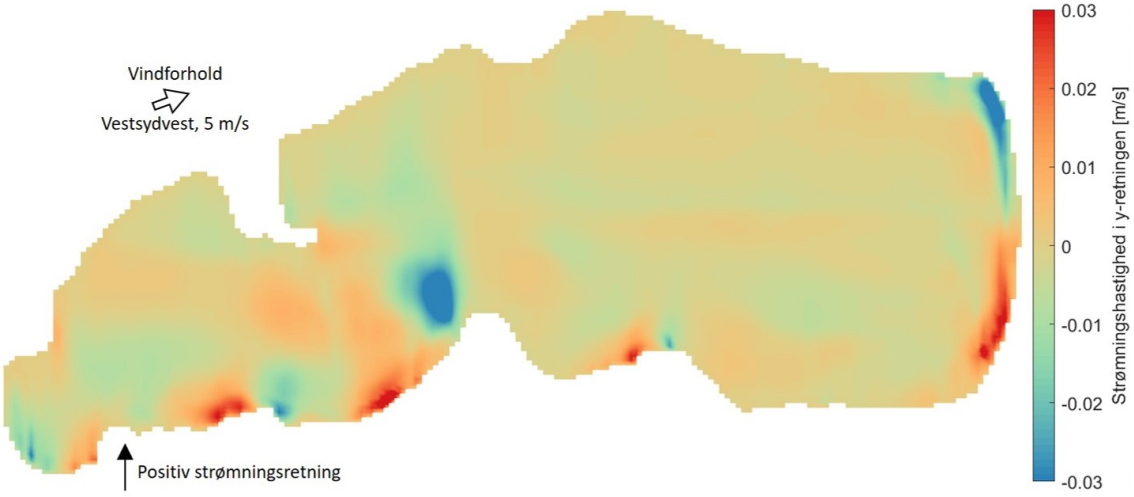
Figur 8.6: Koncentrationer af blågrønalger i Knudsø efter simulering i 10 timer med vind fra østnordøst og en vindhastighed på 5 m/s med 5.000 partikler omkring hver sensor.

Det fremgår af figur 8.6, at der efter endt simulering er partikler ved Sdr. Ege Strand og Birkhede Camping Strand. Der er ligeledes foretaget simuleringer med en vind fra vestsydvest og en vindhastighed på 5 m/s. Strømningshastighederne i x-retningen anvendt til disse simuleringer fremgår af figur 8.7.



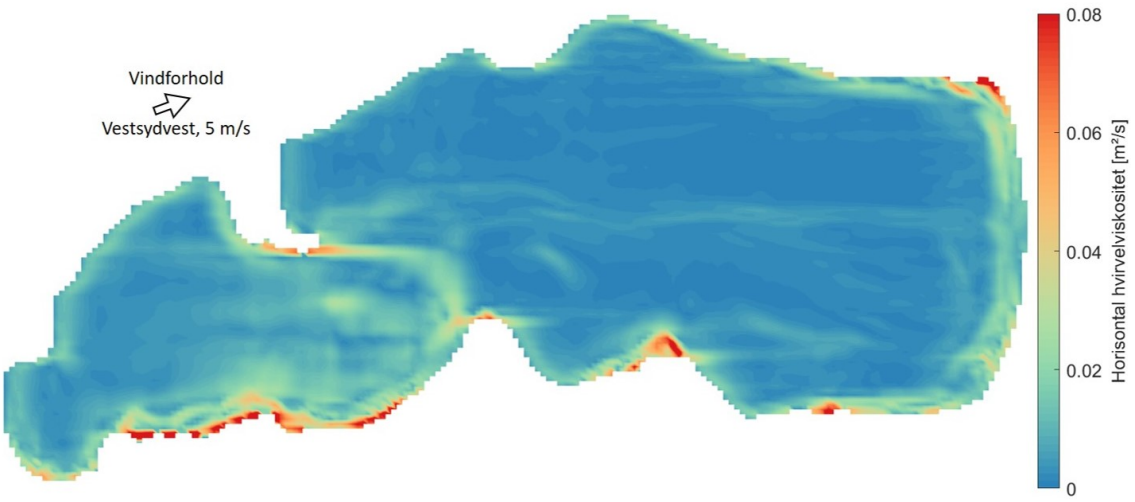
Figur 8.7: Strømningshastigheder i x-retningen i det øverste lag af modellen. Strømningshastighederne er modelleret med en vind fra vestsydvest og en vindhastighed på 5 m/s.

Strømningshastighederne i y-retningen ved en vindpåvirkning fra vestsydvest og på 5 m/s fremgår af figur 8.8. Det fremgår af figur 8.7 og 8.8, at der forekommer højere vandhastigheder ved overgangen fra den dybe til den lavvandede del ved vind fra vestsydvest i forhold til simuleringerne med vind fra østnordøst.



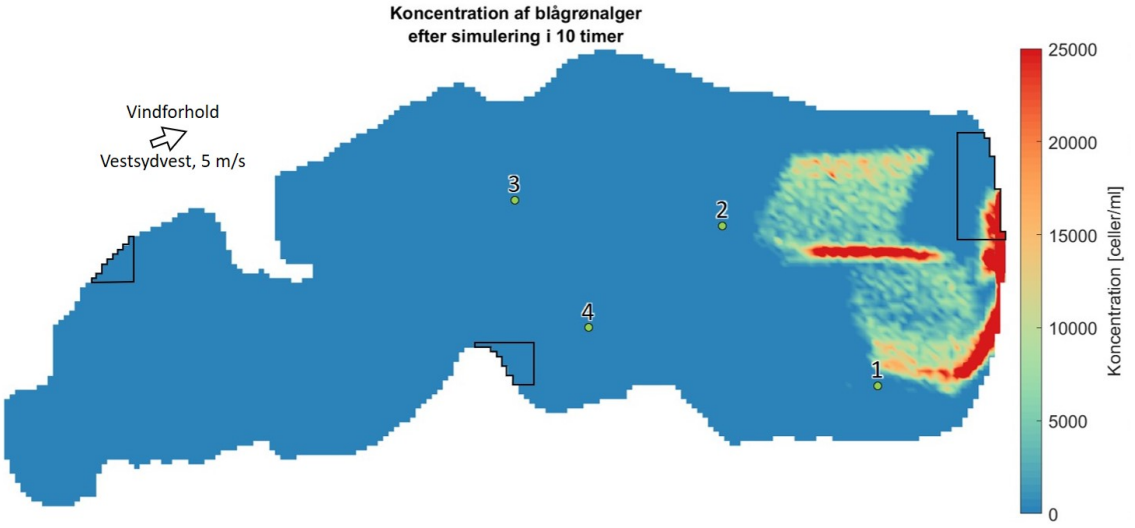
Figur 8.8: Strømningshastigheder i y-retningen i det øverste lag af modellen. Strømningshastighederne er modelleret med en vind fra vestsydvest og en vindhastighed på 5 m/s.

De modellerede hvirvelviskositeter ved vind fra vestsydvest fremgår af figur 8.9. Der er modelleret højere hvirvelviskositeter ved overgangen fra den dybe til den lavvandede del ved vind fra vestsydvest i forhold til simuleringen med vind fra østnordøst.



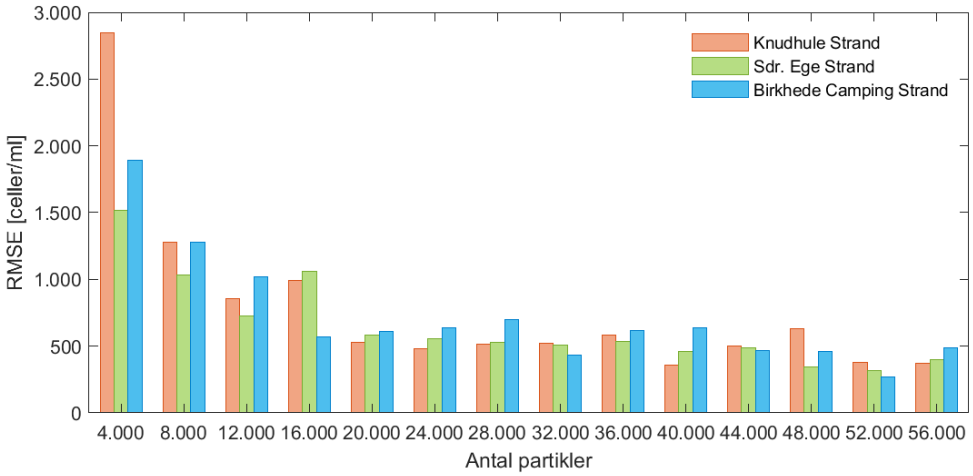
Figur 8.9: Horisontale hvirvelviskositeter i det øverste lag af modellen. Hvirvelviskositeterne er modelleret med en vind fra vestsydvest og en vindhastighed på 5 m/s.

Partikelkoncentrationerne er modelleret baseret på strømningshastighederne og hvirvelviskositeterne modelleret med en vind fra vestsydvest. Et eksempel på partikelkoncentrationerne efter simulering i 10 timer med 5.000 partikler/sensor fremgår af figur 8.10. Af figuren fremgår det, at der efter endt simulering er partikler ved Knudhule Strand.



Figur 8.10: Koncentrationer af blågrønalger i Knudsø efter simulering i 10 timer med vind fra vestsydvest og en vindhastighed på 5 m/s med 5.000 partikler omkring hver sensor.

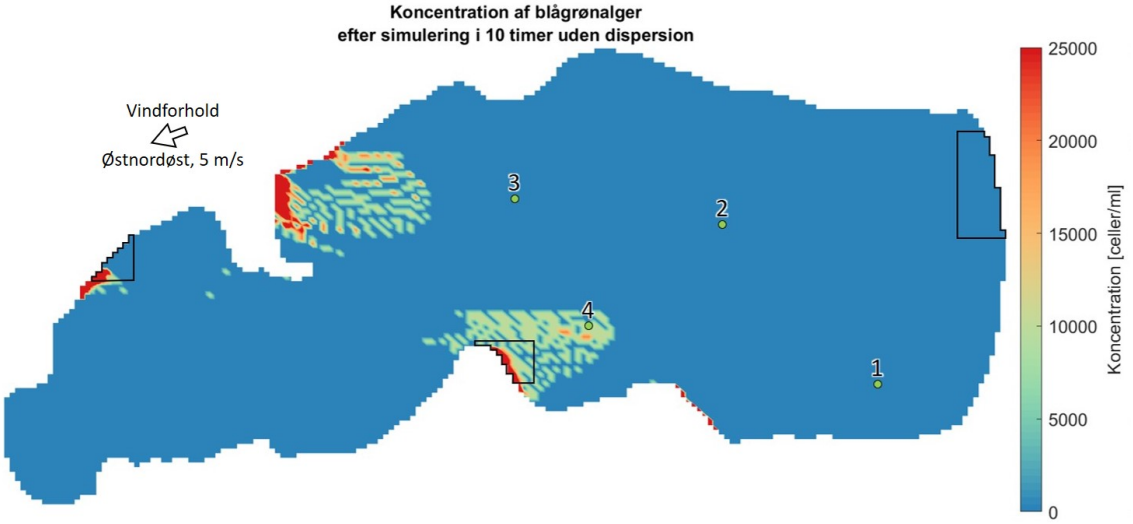
Der er foretaget en sammenligning af koncentrationerne indenfor hvert af de tre badevandsområder over simuleringsperioden. For Sdr. Ege Strand og Birkhede Camping Strand er sammenligningerne foretaget for simuleringerne med vind fra østsydøst, mens sammenligningerne for Knudhule Strand er foretaget for simuleringerne med vind fra vestsydvest. De modellerede koncentrationer indenfor badevandsområderne er sammenlignet ud fra beregning af Root Mean Square Error (RMSE) mellem den pågældende simulering og simuleringen foretaget med 30.000 partikler/sensor. RMSE værdierne fremgår af figur 8.11.



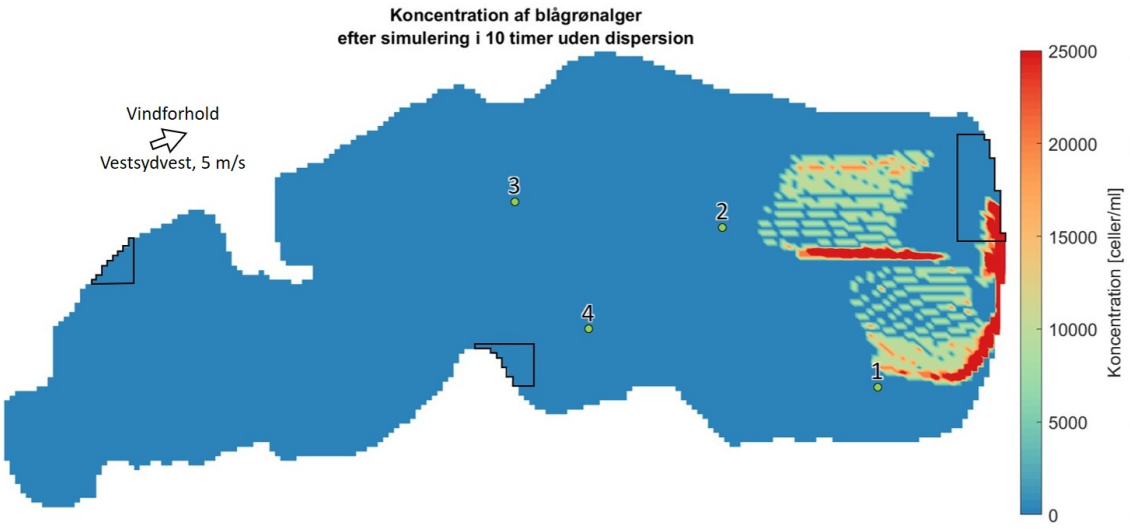
Figur 8.11: RMSE værdier for hver simulering ved sammenligning mellem den pågældende simulering og simuleringen foretaget med 30.000 partikler/sensor.

Af figur 8.11 fremgår det, at de stokastiske fejl reduceres ved at øge antallet af partikler. De stokastiske fejl reduceres ikke betydeligt ved indsættelse af over 5.000 partikler/sensor svarende til 20.000 partikler i hele modellen. Derfor er det valgt at opstille et varslingssystem med dette antal partikler.

Partikelkoncentrationerne præsenteret på figur 8.6 og 8.10 er modelleret med partikeltransport afhængigt af advektion og dispersion. Som det fremgår af figur 8.5 og 8.9, er der generelt modelleret lave hvirvelviskositeter i søen. Dette gør sig særligt gældende i den dybe del af Knudsø. For at undersøge betydningen af dispersionen i modellen er tilsvarende simuleringer foretaget, hvor der ikke er medtaget dispersion. Partikelkoncentrationerne ved disse simuleringer fremgår af figur 8.12 og 8.13.



Figur 8.12: Koncentrationer af blågrønalger i Knudsø efter simulering i 10 timer med vind fra østnordøst og en vindhastighed på 5 m/s med 5.000 partikler omkring hver sensor modelleret uden dispersion.



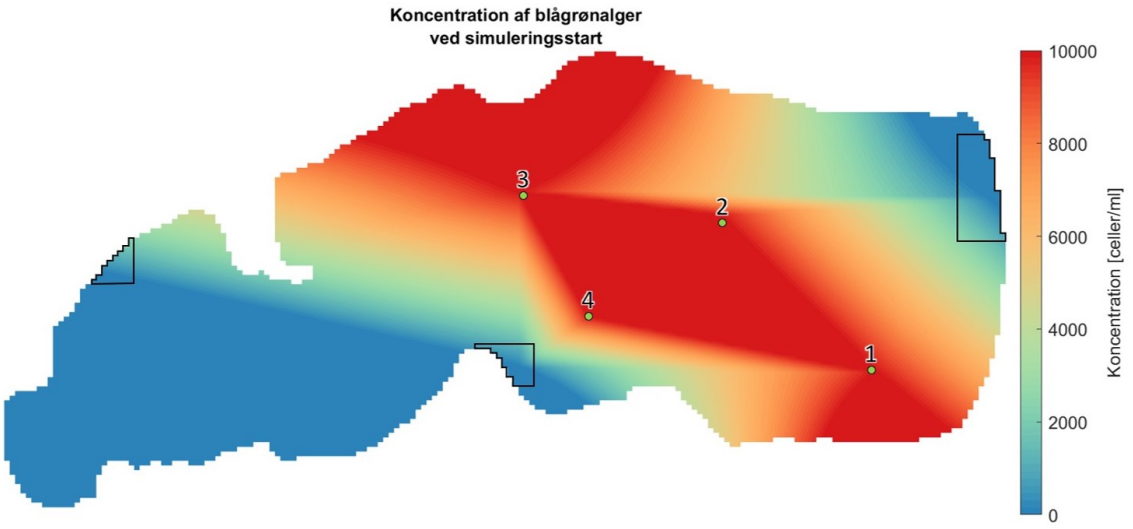
Figur 8.13: Koncentrationer af blågrønalger i Knudsø efter simulering i 10 timer med vind fra vestsydvest og en vindhastighed på 5 m/s med 5.000 partikler omkring hver sensor modelleret uden dispersion.

Ved sammenligning af simuleringerne foretaget med og uden dispersion fremgår det, at der ikke er modelleret betydelig forskel. Herudfra er det konkluderet, at dispersion ikke er af særlig betydning for partikeltransporten i modellen. Såfremt partiklerne ikke fastholdes ved vandspejlet, opnås øget spredning af partiklerne i modellen. Den vertikale transport af blågrønalger er ukendt, og det er muligt, at der grundet vertikal transport opnås større spredning af blågrønalger end modelleret. For at fastsætte dispersionskoefficienten i modellen med større nøjagtighed kan der foretages forsøg. Det er muligt, at dispersionskoefficienten baseret på sådanne forsøg bør øges i forhold til hvirvelviskositeten, hvormed der vil opnås større spredning, end det er modelleret.

For modellen, hvor koncentrationerne af partiklerne er interpoleret mellem sensorerne, er der ligeledes foretaget en analyse af det nødvendige antal partikler. Modellen er opstillet med partikler i samtlige gridceller, og koncentrationerne af partiklerne er fastsat ved at interpolere lineært mellem de detekterede koncentrationer ved sensorerne. Der er ydermere anvendt lineær ekstrapolation for at fastsætte koncentrationerne af partiklerne i de øvrige områder. Simuleringerne er foretaget med samme startbetingelser og vindforhold som beskrevet for undersøgelsen af antal partikler ved den anden model.

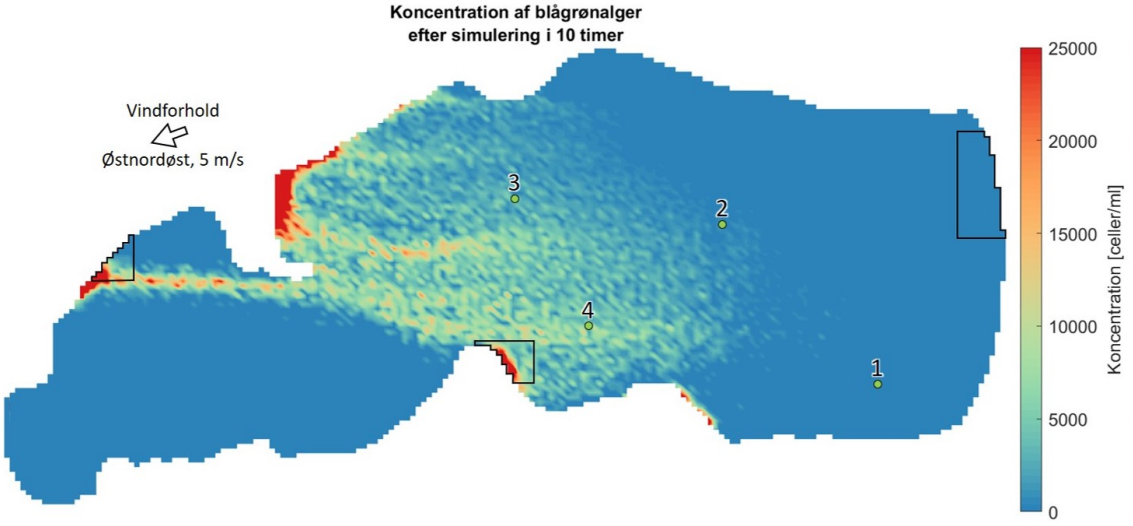
Analysen er foretaget ved at indsætte et forskelligt antal partikler i hver gridcelle og sammenligne de resulterende koncentrationer i badevandsområderne med en simulering med 20 partikler i hver gridcelle, hvilket er svarende til omkring 230.000 partikler i hele modellen. Der er foretaget simuleringer med 1 - 14 partikler i hver gridcelle svarende til omkring 11.500 - 161.000 partikler i hele modellen. Koncentrationerne ved simuleringsstart fremgår af figur 8.14. På figuren er et eksempel med 5 partikler i hver gridcelle og omkring 57.500 partikler i hele modellen angivet.

Lineær ekstrapolation giver anledning til betydelige usikkerheder ved startbetingelserne. Det er muligt udelukkende at anvende lineær interpolation mellem sensorerne. Dette er svarende til en antagelse om, at der eksempelvis ikke er blågrønalger nord for sensor 3 eller syd for sensor 1. Der bør foretages målinger af blågrønalger i Knudsø for at fastsætte metoden, som anvendes til fastsættelse af startbetingelser. Dette har dog ikke været muligt gennem projektperioden, men det anbefales, at der udføres forsøg for at fastsætte startbetingelserne i modellen.



Figur 8.14: Startkoncentrationer af blågrønalger i Knudsø. Koncentrationen er beregnet ud fra lineær interpolation og ekstrapolation mellem de 4 sensorer, hvori koncentrationen ved hver sensor er angivet til 10.000 celler/ml.

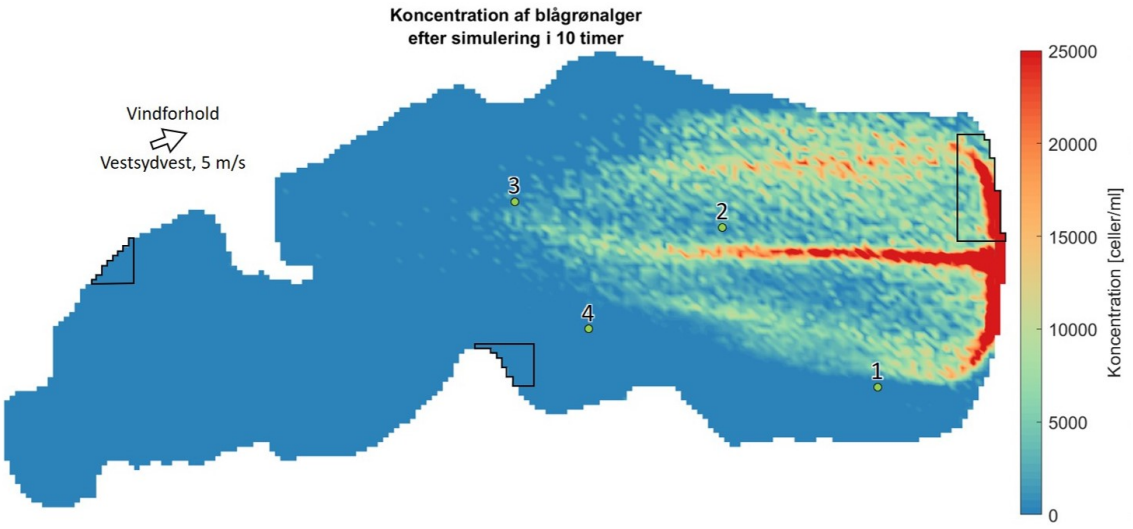
Da der er foretaget simuleringer med samme vindforhold som beskrevet tidligere, er de samme strømningshastigheder og hvirvelviskositeter anvendt. Partikelkoncentrationerne efter simulering i 10 timer med vind fra østnordøst fremgår af figur 8.15. På figuren er et eksempel med 5 partikler i hver gridcelle ved startplaceringen angivet.



Figur 8.15: Koncentrationer af blågrønalger i Knudsø efter simulering i 10 timer med vind fra østnordøst og en vindhastighed på 5 m/s med 5 partikler i hver gridcelle ved startplaceringen.

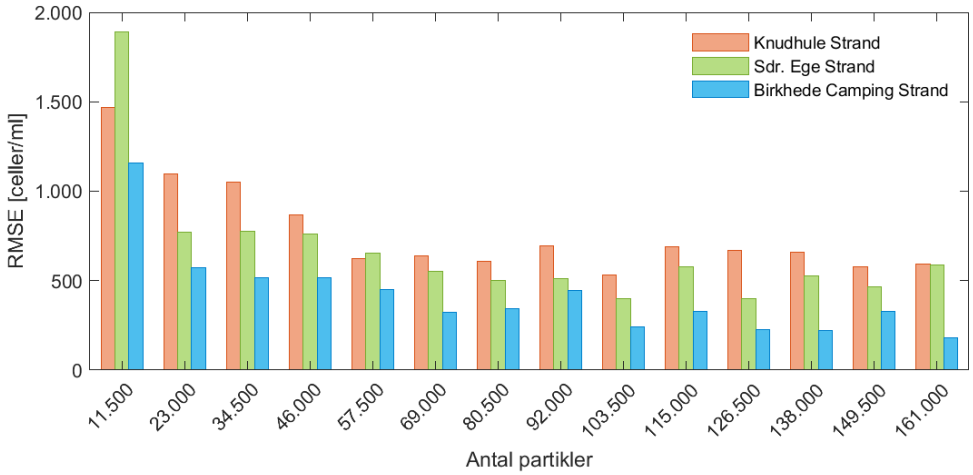
Partikelkoncentrationerne efter endt simulering med en vind fra vestsydvest fremgår af figur 8.16. Ved sammenligning mellem disse simuleringer og simuleringerne foretaget med modellen uden interpolation og ekstrapolation af koncentrationer fremgår det, at der ved at anvende interpolation og ekstrapolation modelleres blågrønalger i større dele af Knudsø. Det fremgår ligeledes, at der er betydelige forskel mellem de opnåede resultater, og startbetingelserne er dermed af væsentlig

betydning. Derfor er det nødvendigt, at metoden til opstilling af startbetingelser indgår som en del af en kalibrering af modellen.



Figur 8.16: Koncentrationer af blågrønalger i Knudsø efter simulering i 10 timer med vind fra vestsydvest og en vindhastighed på 5 m/s med 5 partikler i hver gridcelle ved startplaceringen.

Det nødvendige antal partikler i denne model er analyseret ved beregning af RMSE værdien, hvor de modellerede koncentrationer i badevandsområderne er sammenlignet med koncentrationer modelleret med samlet 230.000 partikler i modellen. De beregnede RMSE værdier fremgår af figur 8.17.



Figur 8.17: RMSE værdier for hver simulering ved sammenligning mellem den pågældende simulering og simuleringen foretaget med samlet 230.000 partikler i modellen.

Som det fremgår af figur 8.17, reduceres RMSE værdierne ikke betydeligt ved indsættelse af mere end 57.500 partikler i modellen svarende til 5 partikler i hver gridcelle. Derfor er det valgt at opstille modellen med dette antal partikler.

8.3 Implementering af vækst og henfald af blågrønalger

Som beskrevet i kapitel 4 kan flere forskellige kombinationer af faktorer forårsage opblomstringer og vækst af blågrønalger. Væksten er betinget af faktorerne, som er illustreret på figur 4.1. Da kombinationerne og flere faktorer er ukendte, kan det ikke fastsættes, hvornår og i hvilket omfang blågrønalger vækster eller henfalder. Implementering af vækstraterne betinget af vandtemperaturerne beskrevet i afsnit 2.1 uden hensynstagen til samtlige faktorer kan give anledning til fejlestimering af den resulterende koncentration af blågrønalger i et badevandsområde.

Implementering af vækstraterne beskrevet i tabel 2.1 uden hensynstagen til øvrige parametre foruden vandtemperatur er svarende til en antagelse om, at øvrige forhold i Knudsø til en hver tid fordelagtiggør blågrønalger. Denne antagelse vil give anledning til overestimering af den resulterende koncentration af partiklerne, hvilket er svarende til en kritisk betragtning. Fastholdelse af partiklerne ved vandoverfladen giver hurtigere transport og mindre spredning end ved anvendelse af vertikal migration, hvilket ligeledes er et kritisk scenarie.

Da vækstraterne ikke kan fastsættes med sikkerhed, er det valgt at anvende et kritisk scenarie i modellen med interpolerede og ekstrapolerede koncentrationer, hvor en vækstrate er implementeret. Der er anvendt en vækstrate på 0,78 dag^{-1}. Denne vækstrate er valgt ud fra tabel 2.1 ved en vandtemperatur på 20°C. Det er forventet, at denne vandtemperatur er højere end den gennemsnitlige vandtemperatur i perioden, hvor der er detekteret blågrønalger. Væksten af blågrønalger er i modellen beskrevet ved en simpel eksponentiel vækstligning med konstant vækstrate ved følgende udtryk:

$$N(t) = N_0 \cdot \mathrm{e}^{k \cdot t}$$

Hvor:

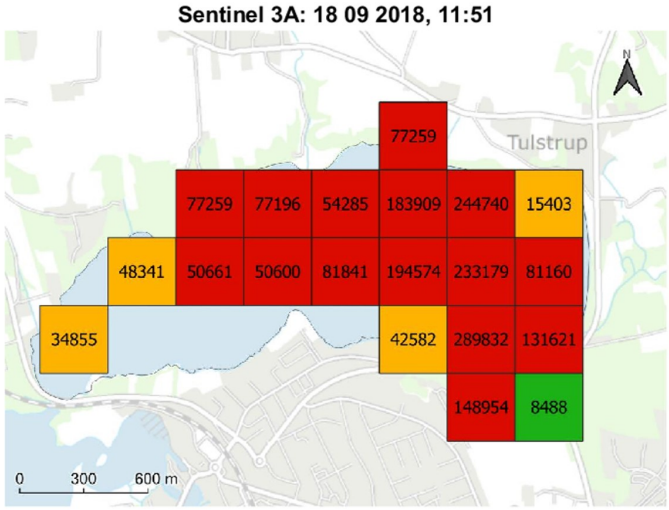
N	Partikelkoncentration	[celler/ml]
N_0	Startkoncentration	[celler/ml]
k	Vækstrate	[d^{-1}]
t	Tid	[d]

I modellen, hvor koncentrationerne er indsat i et areal på 300×300 m omkring sensorerne, øges antallet af partikler hver gang, der detekteres tilstedeværelse af blågrønalger. Forøgelse af koncentrationerne til en hver tid vil give anledning til en antagelse om, at blågrønalgerne ikke henfalder, hvormed partiklerne ikke fjernes i modellen over tid. Implementering af vækstrater i kombination med forøgelse af antal partikler i modellen er vurderet at give usandsynlige koncentrationer af blågrønalger i Knudsø over tid og hyppigere lukninger af badevandsområderne end reelt nødvendigt. Af denne årsag er det ikke valgt at implementere vækstrater, hvorimod der er anvendt en henfaldsrate i denne model.

Henfaldet af blågrønalger er i modellen ligeledes beskrevet ud fra en simpel eksponentiel henfaldsligning med konstant henfaldsrate. Der er valgt en henfaldsrate på 0,1 dag^{-1} svarende til en halveringstid på 7 dage. Dette er valgt for at have mulighed for at fjerne partikler fra modellen, og da det er vurderet rimeligt i forhold til den resulterende koncentration i et badevandsområde i forhold til usikkerhederne ved implementering af henfald. Cyclops-7 har en detektionsgrænse på 150 celler/ml. Da der ikke kan detekteres lavere koncentrationer end dette, er koncentrationer under 150 celler/ml medvirkende til, at partikler fjernes fra modellen.

8.4 Eksempel på simulering med koncentrationer detekteret med satellitter

Satellitdetekteringen fra den 18. september 2018 er anvendt for at foretage simuleringer med de to modeller med reelle detekterede koncentrationer og for at sammenligne disse. Satellitdetekteringen fra denne dag fremgår af figur 8.18.



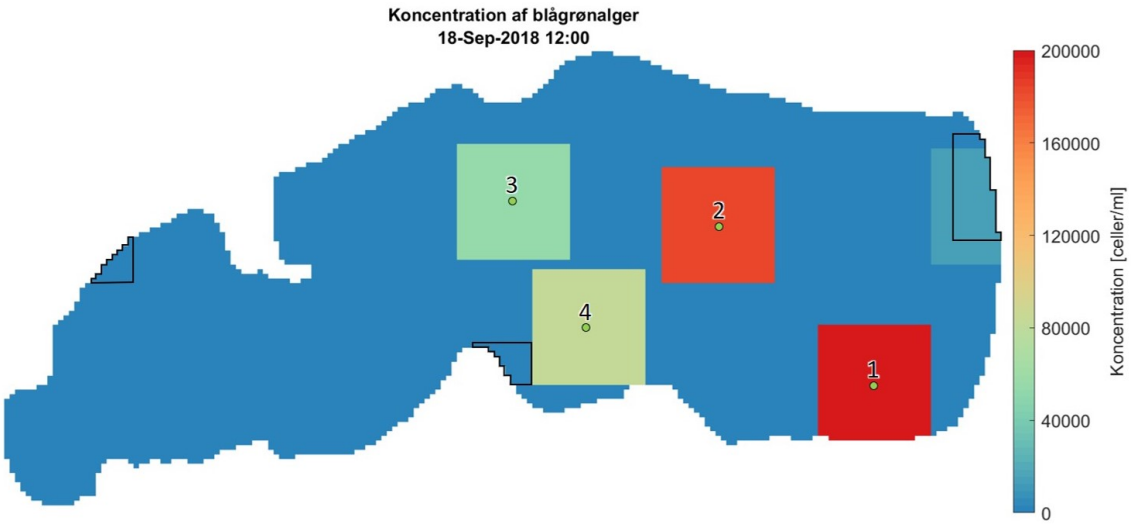
Figur 8.18: Satellitdetektering fra den 18. september 2018 foretaget med Sentinel-3. Detekterede koncentrationer er angivet i celler/ml.

Koncentrationerne detekteret ved sensorene er angivet som startbetingelse i de to modeller. Koncentrationerne af blågrønalger detekteret ved sensorerne er angivet i tabel 8.1.

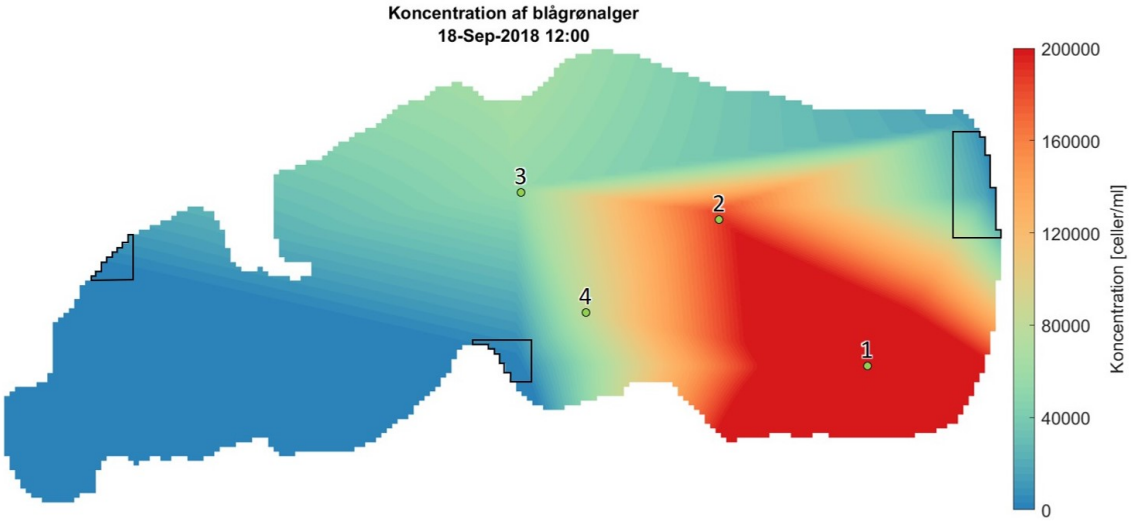
Tabel 8.1: Koncentrationer af blågrønalger detekteret med Sentinel-3 den 18. september 2018 anvendt som startbetingelser i simuleringerne.

Sensor	Koncentration af blågrønalger [celler/ml]
Knudhule Strand	15.403
Sdr. Ege Strand	0
Birkhede Camping Strand	0
Prioritet 1	289.832
Prioritet 2	183.909
Prioritet 3	54.285
Prioritet 4	81.841

Der er foretaget simuleringer i 3 timer for at sammenligne resultaterne opnået med modellen, hvor partikler er indsat i et areal omkring sensorerne, og modellen, hvor koncentrationerne er interpolerede og ekstrapolerede. Startkoncentrationen anvendt i modellen, hvor koncentrationen er indsat i et areal på 300×300 m, er angivet på figur 8.19. Startkoncentrationen anvendt i modellen med interpolerede og ekstrapolerede koncentrationer er angivet på figur 8.20.



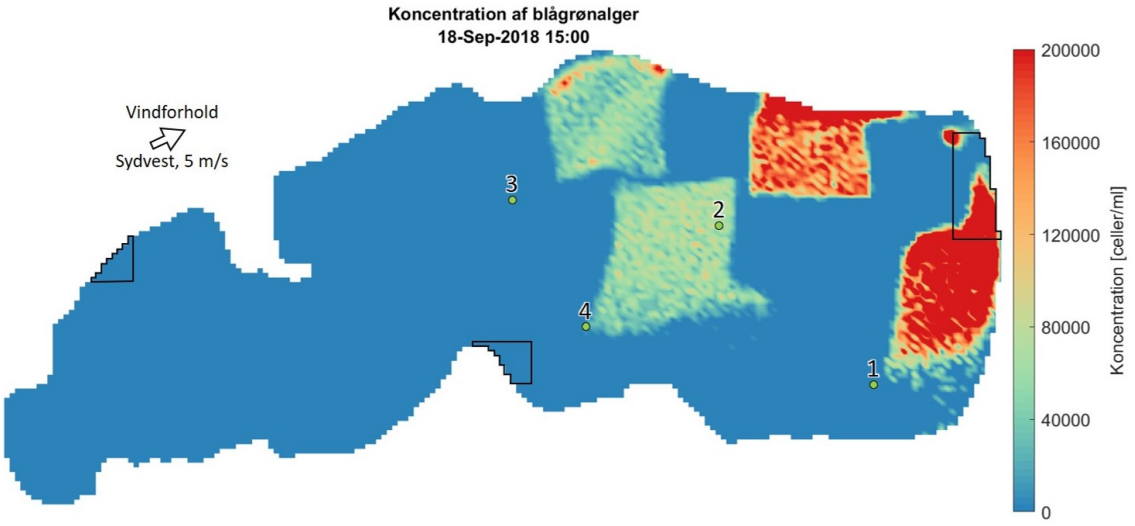
Figur 8.19: Startbetingelse for simulering, hvor koncentrationer detekteret med Sentinel-3 den 18. september 2018 ved sensorerne i søen er anvendt i et areal på 300×300 m omkring sensorerne.



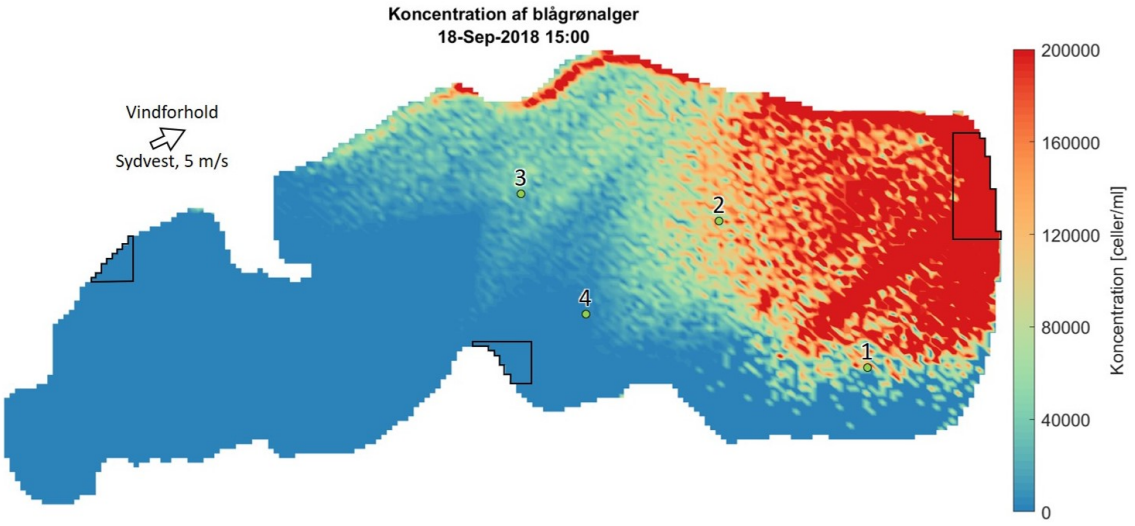
Figur 8.20: Startbetingelse for simulering, hvor koncentrationer detekteret med Sentinel-3 den 18. september 2018 ved sensorerne i søen er anvendt. Koncentrationen er beregnet ud fra lineær interpolation og ekstrapolation mellem de 7 sensorer.

Det er illustreret på figur 8.19 og 8.20, at der er væsentlige forskelle mellem de to startbetingelser. Ved udelukkende at indsætte partikler i et areal på 300×300 m opnås en startbetingelse, som ikke er svarende til satellitdetekteringen. Det er ved denne startbetingelse antaget, at der ikke er blågrønalger udenfor disse arealer. Ekstrapolationen og interpolationen på figur 8.20 giver anledning til, at der er koncentrationer af blågrønalger i større dele af søen. Dette stemmer i højere grad overens med satellitdetekteringen. Dog er arealet med høje koncentrationer ved sensor 2 mindre, end satellitdetekteringen angiver. Det er forventet, at ingen af disse startbetingelser er fuldstændigt svarende til den reelle opblomstring. Dog er det ikke muligt at fastsætte en repræsentativ metode uden målinger af blågrønalger fra Knudsø.

For at sammenligne resultaterne af simuleringerne er der foretaget simuleringer i 3 timer med vind fra sydvest med en vindhastighed på 5 m/s. Strømningshastighederne og hvirvelviskositeterne anvendt til disse simuleringer er angivet i bilag I. Resultatet af simuleringen foretaget med partikler indsat i et areal på 300×300 m omkring hver sensor fremgår af figur 8.21. Resultatet af simuleringen, hvor partikelkoncentrationerne er fastsat ud fra interpolering og ekstrapolering, fremgår af figur 8.22.



Figur 8.21: Koncentrationer af blågrønalger modelleret ud fra koncentrationer detekteret med satellitter den 18. september 2018 ved sensorerne i søen. Simuleringen er foretaget i 3 timer med vind fra sydvest og en vindhastighed på 5 m/s.



Figur 8.22: Koncentrationer af blågrønalger modelleret ud fra interpolerede koncentrationer detekteret med satellitter den 18. september 2018 ved sensorerne i søen. Simuleringen er foretaget i 3 timer med vind fra sydvest og en vindhastighed på 5 m/s.

Af figur 8.21 og 8.22 fremgår det, at der modelleres blågrønalger i større dele af søen, såfremt interpolerede og ekstrapolerede koncentrationer anvendes. Denne metode giver ligeledes anledning til modellering af en mere jævn fordeling af blågrønalger. Dog kan det ikke dokumenteres, hvilken af metoderne, som giver det mest korrekte resultat i forhold til varsling til de badende.

Særligt ved anvendelse af færre sensorer i søen kan interpolering og ekstrapolering give anledning til betydelig fejlestimering af startkoncentrationen. Derfor bør metoden, som anvendes til fastsættelse af startbetingelserne, afhænge af antallet af sensorer i søen. I begge scenarier vil badning frarådes ved Knudhule Strand, mens der ikke er modelleret høje koncentrationer ved Sdr. Ege Strand og Birkhede Camping Strand.

8.5 Strategi for lukning og genåbning af badevandsområder

Strategien for lukning og genåbning af badevandsområder er baseret på gridcellen med den højeste koncentration af blågrønalger indenfor det pågældende badevandsområde. Varslingssystemet baseres på tre forskellige informationer til de badende. Der gives følgende informationer:

- Grøn: Ingen indikationer på blågrønalger
- Gul: Risiko for lave koncentrationer af blågrønalger
- Rød: Risiko for høje koncentrationer af blågrønalger

De badende kan varsles ved brug af farveindikationerne ved varslinger på tavler ved badevandsområderne, informationer på en hjemmeside eller lignende. Advarsler om blågrønalger i et badevandsområde baseres på detekterede eller modellerede koncentrationer af blågrønalger i badevandsområdet. Varslingen af badende er foretaget ved følgende koncentrationer:

- Grøn: < 150 celler/ml
- Gul: 150 - 15.000 celler/ml
- Rød: > 15.000 celler/ml

Grøn information til de badende angiver lav eller ingen koncentration af blågrønalger. Grænseværdien på 150 celler/ml er valgt ud fra, at dette er detektionsgrænsen for Cyclops-7. Gul information indikerer tilstedeværelse af blågrønalger. Dog er koncentrationerne lavere end de, der bør lede til frarådning af badning i Knudsø jævnfør Kaas og Garde [2002, s. 25]. Grundet giftigheden af arterne af blågrønalger i Knudsø er der risiko for korttidsgener ved kontakt med lave koncentrationer af blågrønalger, hvorfor det er valgt at informere de badende om denne risiko. Det er valgt at fraråde badning ved koncentrationer af blågrønalger over 15.000 celler/ml svarende til rød information. Koncentrationer over 20.000 celler/ml i Knudsø kan have betydelige sundhedsmæssige konsekvenser. Det er valgt at fraråde badning ved en lavere koncentration for at kompensere for usikkerheder om koncentrationer, som kan have sundhedsmæssige konsekvenser, samt modelusikkerheder.

Opstilling af en strategi for genåbning af badevandsområder er behæftet med betydelige vanskeligheder. Dette skyldes, at en genåbning bør foretages, når det er risikofrit at bade efter en lukning af badevandsområdet grundet blågrønalger. Som beskrevet i afsnit 1.4.2 kan blågrønalger danne skum og filmlag på vandoverfladen, hvilket kan give anledning til, at blågrønalger eller skumdannelser skylles op på stranden. Dette kan medføre, at der er blågrønalger i badevandsområdet på trods af, at disse ikke detekteres med sensorer. Ydermere kan blågrønalgerne migrere vertikalt, hvilket kan medføre, at disse ikke detekteres med sensorer eller modelleres som værende transporteret væk fra badevandsområdet. Dog kan badende fortsat have kontakt med blågrønalgerne, og dermed kan blågrønalgerne udgøre en sundhedsrisiko.

Af hensyn til genåbning er det nødvendigt at placere en sensor ved badevandsområdet, hvorved den aktuelle koncentration detekteres og implementeres i modellen. Dette reducerer risici for, at badevandsområder åbnes for tidligt grundet usikkerheder om transporten af blågrønalger. Der er i dette projekt taget udgangspunkt i, at der kompenseres for vanskelighederne ved genåbning, såfremt genåbningen baseres på koncentrationen i badevandsområdet den foregående time. Dette vil sige, at koncentrationen af blågrønalger skal være under 15.000 celler/ml i minimum 1 time, inden informationen ændres fra rød til gul. Dette er ydermere medvirkende til, at badevandsområdet ikke åbnes og lukkes flere gange over kort tid.

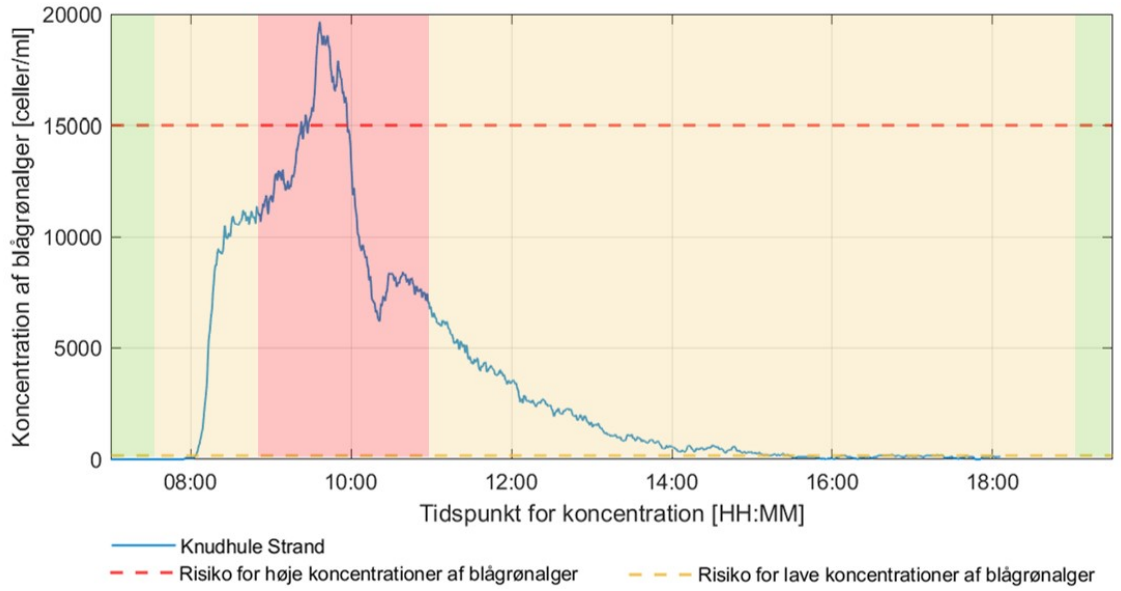
8.6 Varsling af badende om blågrønalger i badevandsområderne

Der er i projektet Sikkert Søbad udviklet et interaktivt varslingsskilt, som advarer de badende om forringet badevandskvalitet grundet forurening af E. coli og enterokokker. Skiltet er onlineforbundet med varslingsmodellen, hvorved de badende straks informeres om forringet badevandskvalitet [Bastrup et al., 2018, afs. 6.5]. Konceptet bag dette skilt kan med fordel anvendes til at varsle de badende ved Knudsø om risiko for blågrønalger i badevandsområderne. Det interaktive varslingsskilt udviklet i projektet Sikkert Søbad fremgår af figur 8.23.

Figur 8.23: Interaktivt varslingsskilt ved Skanderborg Sø udviklet i projekt Sikkert Søbad. [Bastrup et al., 2018, fig. 16]

Varslingssystemet er opstillet, således at der gives et signal afhængigt af koncentrationerne og dermed farveindikationerne beskrevet tidligere. Der gives besked fra varslingssystemet om frarådning af badning, hvis der er simuleret koncentrationer af blågrønalger over 15.000 celler/ml indenfor den kommende halve time. Det er valgt, at tavlen varsler en halv time, inden opblomstringerne transporteres til badevandsområdet, da dette øger sikkerheden for de badende. Det er vurderet, at dette vil øge sikkerheden for badende, som alternativt kunne være i vandet, når opblomstringen transporteres til området.

For at illustrere et eksempel på, hvordan de badende informeres ved opblomstringer af blågrønalger i et badevandsområde, er der simuleret et scenarie, hvor blågrønalger giver anledning til, at badning frarådes ved Knudhule Strand. I scenariet er der detekteret blågrønalger ved sensor 1, hvis placering fremgår af figur 7.8, hvilke transporteres til Knudhule Strand ved en vestenvind. Koncentrationen af blågrønalger ved Knudhule Strand fremgår af figur 8.24. På figuren er farveindikationerne for informationen til de badende angivet.



Figur 8.24: Koncentrationer af blågrønalger ved Knudhule Strand under et scenarier med partikler indsat ved sensor 1 og vind fra vest. Farverne indikerer informationen, som gives til de badende.

Af figur 8.24 fremgår det, at badning frarådes en halv time, inden der simuleres koncentrationer over 15.000 celler/ml ved Knudhule Strand. Badevandsområdet genåbnes, når der ikke er simuleret eller detekteret koncentrationer over 15.000 celler/ml i minimum 1 time. I dette scenarie er der modelleret koncentrationer over 15.000 celler/ml ved Knudhule Strand fra klokken 09:22 - 09:57. I scenariet er badende derfor informeret om høje koncentrationer af blågrønalger ved Knudhule Strand fra klokken 08:52 - 10:57.

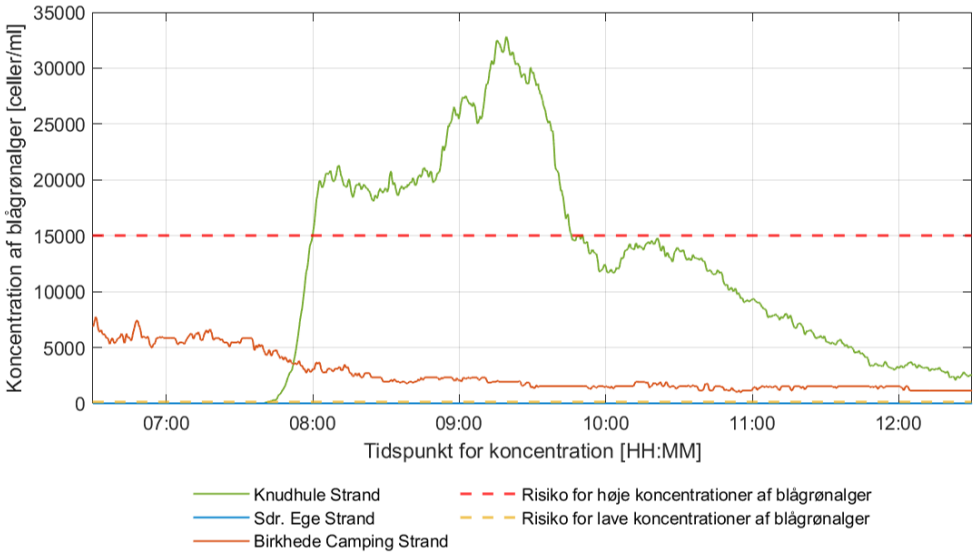
For at tilbyde yderligere information til de badende om blågrønalger i Knudsø kan der med fordel etableres en hjemmeside, som automatisk opdateres ud fra varslingssystemet. Dette vil give de lokale mulighed for at undersøge badevandskvaliteten hjemmefra. Der er gennem projektet udviklet en platform til en sådan hjemmeside. Hjemmesiden er opstillet, således at denne kan anvendes på computere, tablets og smartphones. Ydermere er det muligt at oprette en genvej til hjemmesiden på tablets og smartphones, hvorved der opnås et fast ikon tilsvarende en app.

Hjemmesiden er ikke opstillet, således at simulerede koncentrationer opdateres automatisk af varslingssystemet. Dette er valgt, da der på nuværende tidspunkt ikke er placeret sensorer i Knudsø, hvormed der ikke opnås detekterede koncentrationer med 15 minutters mellemrum. Af denne årsag er det ikke muligt at fastsætte korrekt input til modellen, og hjemmesiden er udelukkende opstillet med resultater fra et opstillet scenarie. Hjemmesiden er opstillet som et eksempel på, hvordan de lokale kan informeres, og det anbefales, at en sådan hjemmeside opdateres automatisk, når varslingssystemet er i drift.

Hjemmesiden, som er opstillet i dette projekt, indeholder informationer om, hvorvidt badning frarådes i de enkelte badevandsområder, en kort beskrivelse af blågrønalger, en prognose over koncentrationerne i badevandsområderne de kommende 3 timer, en oversigt over koncentrationerne fordelt i søen samt en beskrivelse af dette projekt. Hjemmesiden kan tilgås ved www.244292.nu eller ved brug af QR-koden på figur 8.25. Denne QR-kode kan med fordel præsenteres på de eksisterende advarselstavler med information om blågrønalger opsat omkring Knudsø.

Figur 8.25: QR-kode til hjemmesiden udviklet i dette projekt.

På hjemmesiden er der præsenteret en prognose over de estimerede koncentrationer ved hvert badevandsområde for de seneste og kommende 3 timer. Dette er valgt for at give en indikation af kommende og førhenværende koncentrationer af blågrønalger, hvilket muligvis kan anvendes af myndigheden. Et eksempel på en sådan prognose er angivet på figur 8.26.



Figur 8.26: Eksempel på prognose angivet på hjemmesiden. Prognosen angiver den estimerede koncentration de seneste og kommende 3 timer.

Da der på nuværende tidspunkt ikke er sensorer i Knudsø, kan varslingssystemet ikke implementeres. Ydermere vil det være nødvendigt at kalibrere og validere varslingssystemet, da der gennem dette projekt ikke har været tilgængelige målinger. Derfor er det ikke forventeligt, at et varslingssystem kan give valide resultater øjeblikkeligt, når sensorerne placeres i søen. Når varslingssystemet implementeres, kan dette med fordel gøres ved kombination af varsling om E. coli, enterokokker og blågrønalger. Dette vil gøre varslingssystemet mere optimalt og øge sikkerheden for de badende i Knudsø.

9 Diskussion

Dette projekt er udarbejdet med fokus på udvikling af et varslingssystem til varsling om blågrønalger i Knudsø. Dog er det forventet, at et sådan varslingssystem kan implementeres flere steder for at øge sikkerheden for badende i flere områder. Det er beskrevet, at blågrønalger udgør et problem i flere søer og ved kyster. Det er gennem projektet dokumenteret, at der er observeret blågrønalger ved Kvie Sø i Varde Kommune. Derudover er der gennem satellitdetektering observeret opblomstringer af blågrønalger i blandt andet Skanderborg Sø, Stilling-Solbjerg Sø og Vessø i Skanderborg Kommune. Der kan dermed være et potentiale for at varsle om blågrønalger i flere søer, hvormed princippet bag det opstillede varslingssystem kan anvendes ved flere badevandsområder i Skanderborg Kommune og resten af Danmark. I det følgende kapitel er nogle af metoderne anvendt til opstilling af varslingssystemet diskuteret.

9.1 Næringsstoffer

Det er en generel opfattelse, at problemerne med blågrønalger bør løses ved at reducere koncentrationerne af næringsstoffer. Den økologiske tilstand i Knudsø er klassificeret som værende god, og der er generelt målt lave koncentrationer af næringsstoffer. Dermed er opnåelse af god økologisk tilstand ikke ensbetydende med, at der ikke forekommer problemer med blågrønalger. Disse data indikerer, at reduktioner af næringsstofkoncentrationer ikke er den eneste nødvendige løsning i Knudsø.

Visionen fra Skanderborg Kommune om, at badning skal muliggøres i hele badevandssæsonen, kan med hensyn til blågrønalger sandsynligvis ikke imødekommes udelukkende ved at reducere tilledningen af næringsstoffer. Det er sandsynligt, at bekæmpelse af blågrønalger er nødvendigt for at imødekomme visionen. Sådan bekæmpelse bør studeres nærmere.

Det er gennem projektet valgt, at varslingssystemet ikke opstilles ud fra en fuld biologisk model. Valget er truffet baseret på det begrænsede datagrundlag, og da det er vurderet usandsynligt, at opblomstringer af blågrønalger vil modelleres, såfremt modellen kalibreres op mod de tilgængelige målinger af næringsstofkoncentrationer. Såfremt der fremadrettet opnås flere måleresultater fra Knudsø, er det muligt, at der kan opstilles en fuld biologisk model. Dog er det ikke garanteret, at den biologiske model vil give valide resultater, da kombinationerne af faktorer, som kan medføre opblomstringer af blågrønalger, ikke er kendte. Af denne årsag er det nødvendigt at opnå øget viden om væksten af blågrønalger for at kunne modellere processerne korrekt. En fuld biologisk model vil dog være fordelagtig, da dette kan give tidligere varsling samt øget viden om udbredelser, vækst og henfald.

9.2 Observationsstrategier

Varslingssystemet opstillet i projektet er baseret på en observationsstrategi, hvor tilstedeværelsen af blågrønalger detekteres med sensorer. Målinger af blågrønalger foretaget i søen er medvirkende til, at der opnås mere valide resultater fra varslingssystemet i forhold til varslingssystemer udelukkende baseret på teoritisk modellering. Varslingssytemet bør opstilles, således at der ikke foretages simuleringer, såfremt der ikke detekteres tilstedeværelse af blågrønalger. Implementering af empiri øger driftsomkostningerne i forhold til udelukkende teoretiske modeller, hvorfor det vil være nødvendigt at foretage en opvejning mellem kompleksitet af modeller og eksperimentelt data.

Alternativt til detektering med sensorer kan satellitdetektering anvendes som observationsstrategi. Fordelen ved satellitdetektering er, at der opnås information om tilstedeværelsen af blågrønalger i hele søen. Der er på nuværende tidspunkt to satellitter af typen Sentinel-3, hvorved der opnås en tidslig opløsning på under én dag i gennemsnit. Dette giver mulighed for hyppig indhentning af satellitbilleder. Dog giver skydække anledning til, at det på de fleste dage ikke kan dokumenteres, hvorvidt der er opblomstringer af blågrønalger. Af denne årsag kan brug af satellitdetektering som observationsstrategi give anledning til betydelige usikkerheder i varslingssystemet. Ydermere bør det bemærkes, at de indhentede satellitobservationer ikke må anvendes til kommercielt brug, og omkostningerne ved indkøb af satellitobservationerne er ukendte.

Algoritmerne anvendt til satellitdetektering er ikke kalibreret op mod målinger fra Knudsø. Derfor er det uvist, om der er betydelige fejl i de estimerede koncentrationer af blågrønalger. Såfremt satellitdetektering anvendes som observationsstrategi, vil det være nødvendigt at kalibrere algoritmerne. Algoritmerne bør ligeledes kalibreres i forhold til betydningen af den vertikale placering af blågrønalger for den detekterede koncentration. Da algoritmerne ikke er kalibreret, kan der være væsentlige fejl i det datagrundlag, som dette projekt er baseret på. Dog har observationerne fra satellitter været det eneste tilgængelige historiske data, og ud fra sammenligninger med fotoregistreringer er det vurderet, at metoden kan være anvendelig. Målinger af blågrønalger fra Knudsø bør fremadrettet anvendes til at kalibrere satellitdetekteringer.

Hyperspektrale kameraer kan anvendes som observationsstrategi ved brug af princippet bag satellitdetektering. Anvendelse af hyperspektrale kameraer som observationsstrategi har fordele, da dette kan give informationer om tilstedeværelsen af blågrønalger i større områder af søen end ved anvendelse af sensorer. Ydermere opnås øget opløsning samt hyppigere detektering af blågrønalger i forhold til satellitdetektering. Fordelen ved at anvende hyperspektrale kameraer som observationsstrategi er, at der opnås flademålinger af blågrønalger, hvilket kan reducere usikkerhederne ved fastsættelse af startbetingelserne i varslingssystemet betydeligt i forhold til anvendelse af punktmålinger. Dog er hyperspektrale kameraer en omkostningstung observationsstrategi grundet indkøbspris. Der kan være udfordringer med fotografering ved badevandsområder, hvilket er medvirkende til, at metoden ikke er favorabel.

Det er muligt, at målinger af blågrønalger kan anvendes til at udvikle metoder, således at blågrønalger kan detekteres ved brug af RGB billeder. Dette kræver dog et større datagrundlag end det, som har været tilgængeligt igennem dette projekt, hvorfor der ikke er arbejdet med denne metode gennem projektet. Metoden vil dog sandsynligvis have betydeligt lavere omkostninger end anvendelse af hyperspektrale kameraer. Samtidigt kan der opnås flademålinger af blågrønalger, hvilket vil reducere usikkerhederne ved startbetingelserne i varslingssystemet. Det er muligt, at der

kan anvendes kunstig intelligens til opstilling af algoritmer, som muliggør detektering af blågrønalger ud fra RGB billeder.

Detektering af blågrønalger ved brug af sensorer giver udelukkende punktmålinger af blågrønalger. Dermed er der ikke garanti for, at samtlige opblomstringer af blågrønalger i søen detekteres af sensorerne. For at kompensere for usikkerhederne ved punktmålinger er det nødvendigt at placere mange sensorer i søen. Dette er en omkostningstung løsning, og besværliggør ydermere anvendelse af søen til sejlads. Udfordringen ved punktmålinger er, at opblomstringer af blågrønalger forventes at have en vis udbredelse, hvilken ikke fastsættes ved anvendelse af sensorer. Udbredelsen må forventes at variere mellem opblomstringer. For at fastsætte udbredelsens størrelse med større nøjagtighed er det muligt at anvende krydskorrelation for at bestemme afstanden fra sensoren, hvortil der kan antages korrelation til den detekterede koncentration. Dette kan muligvis udføres baseret på observationer fra Sentinel-3. Denne satellit har dog en grov stedslig opløsning, og det forventes, at en sådan analyse kræver et betydeligt datagrundlag for at opnå valide resultater. Alternativt kan observationer fra Sentinel-2 anvendes, såfremt det er muligt at udvikle en algoritme til fastsættelse af koncentrationer ud fra disse observationer.

Observationer med sensorer giver et varslingssystem, som er relativt billigt i drift. Ydermere giver strategien mulighed for at udvikle et system, hvor der kan varsles forud i tid. Det er forventet, at kalibrering af sensorerne vil kræve betydeligt mindre data end de øvrige observationsstrategier. Fastsættelse af udbredelsernes størrelse forventes dog at kræve mere kalibrering end andre metoder, og det forventes, at kalibrering af transportmodellen vil være sammenlignelig ubetinget af observationsstrategi. Såfremt sensorer placeres strategisk i søen, er det vurderet at være en fornuftig observationsstrategi.

Varslingssystemet er opstillet med 7 sensorer i Knudsø, hvoraf 3 sensorer er placeret i badevandsområderne. Det er dog ikke vurderet sandsynligt, at der vil indkøbes 7 sensorer grundet omkostningerne. Det er dog fortsat vurderet at være en rimelig observationsstrategi ved anvendelse af færre sensorer. Placering af færre sensorer giver øgede udfordringer i forhold til fastsættelse af startbetingelserne i varslingssystemet. Dette skyldes, at interpolation mellem få sensorer kan give betydelige usikkerheder. Ydermere er lineær interpolation og ekstrapolation ikke en fornuftig strategi, såfremt der udelukkende placeres en enkelt sensor i søen. Såfremt der udelukkende investeres i en enkelt sensor i søen, er det vurderet mere realistisk at indsætte blågrønalger i et areal omkring sensoren.

Af hensyn til forskning vil det være hensigtsmæssigt at placere en sensor i den lavvandede del af Knudsø, hvormed resultaterne fra satellitdetekteringen kan valideres. Derved vil det være muligt at undersøge, om blågrønalger forekommer hyppigere og i højere koncentrationer i den dybe del af Knudsø i forhold til den lavvandede del, som det fremgår af satellitanalysen. Såfremt sensorerne placeres med henblik på at opnå øget viden om opblomstringer af blågrønalger i Knudsø frem for varsling, er det muligt, at den prioriterede rækkefølge af sensorplaceringer i søen bør reevalueres i forhold til den, som er præsenteret i dette projekt.

For at reducere omkostningerne ved et varslingssystem baseret på sensorer i Knudsø er det muligt, at nogle fluorometre kan erstattes med andre typer sensorer. Det er muligt, at sensorer, som måler klorofyl a, pH eller turbiditet, kan anvendes, da disse er indikatorer på opblomstringer af blågrønalger. Det vil være nødvendigt at kalibrere sensorerne for at fastsætte en korrelation mellem disse faktorer og blågrønalger.

For at optimere varslingssystemet er det muligt, at flere forskellige observationsstrategier kan kombineres. Eksempelvis kan satellitdetektering anvendes i kombination med realtidsmålinger foretaget med sensorer, hvormed der opnås viden om opblomstringerne i hele søen på dage med detekteringer fra satellitter. En sådan kombination af observationsstrategier vil kunne øge sikkerheden for de badende yderligere.

9.3 Kalibrering og validering af varslingssystemet

Foruden placering af sensorer i Knudsø skal varslingssystemet, som er opstillet i projektet, kalibreres og valideres, inden de badende kan varsles. Det har ikke været muligt at kalibrere varslingssystemet gennem projektperioden grundet manglende datagrundlag. Den hydrodynamiske model er valideret ud fra målinger foretaget med GPS-trackeren. Det forventes dog, at der er visse usikkerheder i de modellerede strømningsmønstre, hvilket vil resultere i usikkerheder i den resulterende koncentration af blågrønalger i badevandsområderne. Partikelmodellen, som beskriver transporten af blågrønalger, er ikke kalibreret eller valideret. Det vil være nødvendigt at kalibrere modellen, som er opstillet gennem projektet. Modellen er dog forventet at kunne anvendes som grundlag for opstilling af et varslingssytem, som kan varsle de badende om blågrønalger.

Det er forventet, at prøvetagninger fra det første år eller to skal anvendes til at kalibrere transportmodellen. Kalibreringsperioden vil afhænge af antal detekterede forekomster af blågrønalger det pågældende år. Kalibreringen af udstyret kan foretages ved udtag af prøver og analyser ved brug af FlowCam, når der detekteres tilstedeværelse af blågrønalger. Modellen bør kalibreres ud fra detekterede koncentrationer med henblik på vertikal migration, udbredelse af opblomstringer, dispersion samt vækst og henfald af blågrønalger. Når varslingssystemet er kalibreret og valideret, vil det ikke være nødvendigt fortsat at foretage hyppige prøvetagninger. Dermed vil driftsomkostningerne reduceres betydeligt. På denne måde vil den valgte observationsstrategi give anledning til et varslingssystem, som er relativt billigt i drift.

10 Konklusion

Generelt dominerer giftige arter af blågrønalger i Knudsø, og det er i badevandsprofilerne beskrevet, at der er høj risiko for forekomster af blågrønalger. Af disse årsager er der gennem projektet taget udgangspunkt i Knudsø til opstilling af et varslingssystem til varsling om blågrønalger. Da der er problemer med blågrønalger ved flere søer og kyster, er det forventet, at der kan være interesse i et lignende varslingssystem ved øvrige badevandsområder.

Det har gennem projektet været muligt at kvantificere tilstedeværelsen af blågrønalger i Knudsø ved brug af satellitdetektering. Da resultater fra tidligere prøvetagninger ikke er gemt, har satellitdetekteringen været det eneste tilgængelige data gennem projektet. Af denne årsag har det ikke været muligt at kalibrere algoritmerne anvendt til satellitdetektering. Dog er det ved sammenligninger mellem fotoregisteringer og satellitdetekteringer eftervist, at opblomstringer kan detekteres med den anvendte metode.

Ud fra satellitdetektering har det været muligt at detektere forekomster af blågrønalger hvert år indenfor de seneste 4 år med tilgængelige satellitobservationer. Det er konkluderet, at der er risiko for opblomstringer af blågrønalger i Knudsø i perioden august til oktober. Der er i hvert af årene detekteret koncentrationer, som kan være toksiske og udgøre sundhedsrisici for badende.

Baseret på systemanalysen er det ikke vurderet muligt at opstille en valid biologisk model. De målte koncentrationer af næringsstoffer er generelt lave, og der synes ikke at være tendenser, som favoriserer blågrønalger ud fra disse målinger. Derfor er det valgt at basere varslingssystemet på realtidsobservationer af blågrønalger i Knudsø. Der er præsenteret forskellige metoder til måling af blågrønalger, hvor det er vurderet, at fluorometre er fordelagtige til realtidsmålinger af blågrønalger.

Der er udarbejdet en observationsstrategi baseret på målinger af blågrønalger med fluorometre. Placeringen af sensorer i søen er baseret på beregninger af sandsynligheden for, at en opblomstring detekteres med sensoren og påvirker et af de tre badevandsområder. Ud fra analysen er der placeret 4 sensorer fordelt i Knudsø og yderligere én sensor i hvert badevandsområde. Ved at koble observationerne fra sensorer med hydrodynamisk modellering er der udviklet et varslingssystem, hvor transporten af blågrønalger fra sensorerne til badevandsområderne modelleres.

Det har gennem projektet ikke været muligt at kalibrere eller validere varslingssystemet grundet manglende datagrundlag. Da der er betydelige usikkerheder ved fastsættelse af den vertikale transport af blågrønalger, er det valgt, at disse fastholdes nær vandspejlet. Da blågrønalgerne transporteres hurtigere nær vandspejlet, er dette et kritisk scenarie. Ved anvendelse af punktmålinger af blågrønalger er der usikkerheder ved startplaceringen af disse. Derfor er der

opstillet to forskellige modeller, hvor startbetingelserne er fastsat på to forskellige måder. Det er ikke sikkert, at nogle af disse modeller giver korrekte resultater. Dog er modellerne vurderet at kunne anvendes som grundlag for et varslingssytem. Det vil være nødvendigt at kalibrere og validere varslingssystemet fremadrettet for at opnå forbedret varsling til de badende.

Den valgte observationsstrategi kan kombineres med øvrige metoder til observationer af blågrønalger. Eksempelvis kan satellitdetekering eller hyperspektrale kameraer anvendes til observation af større områder i søen. Dette vil øge sikkerheden for de badende og forbedre startbetingelserne i varslingssystemet. Det er anbefalet, at de badende varsles ved et interaktivt varslingsskilt og en hjemmeside. Der er gennem projektet udarbejdet en platform til en hjemmeside, som på nuværende tidspunkt ikke opdateres automatisk, da der ikke foretages realtidsmålinger i øjeblikket. En hjemmeside til varsling af de badende bør opdateres automatisk gennem varslingssystemet, når dette er idriftsat og kalibreret.

Ved at kombinere foruddannede strømningsmønstre med observationer fra fluorometre i Knudsø er der opstillet et varslingssystem, hvorved badende kan varsles om blågrønalger forud i tid. Varslingsmetoden er valgt, da denne er vurderet fordelagtig af hensyn til økonomiske omkostninger og sikkerhed for de badende. Varslingssystemet er opstillet som en numerisk model, hvor simuleringer kan foretages i realtid. Aktuelle vindforhold indhentes i varslingssystemet, hvorudfra de foruddannede strømningsmønstre vælges. Strømningsmønstrene anvendes til at modellere transporten af blågrønalger. Koncentrationen af blågrønalger i modellen fastsættes ud fra de registrerede koncentrationer af blågrønalger ved sensorerne. De badende varsles om risiko for høje koncentrationer af blågrønalger, såfremt der modelleres koncentrationer af blågrønalger over 15.000 celler/ml ved badevandsområdet.

På nuværende tidspunkt afhænger lukning af badevandsområder og information til badende af, om der visuelt observeres blågrønalger, og der derfor udtages vandprøver. Koncentrationerne, som kan medføre sundhedsrisici i Knudsø, giver dog ikke nødvendigvis synlige opblomstringer, og derfor er der betydelig risiko for, at badning ikke frarådes selv ved toksiske koncentrationer på nuværende tidspunkt. Denne metode er alternativet til varslingssystemet, som er opstillet gennem dette projekt. På trods af, at det ikke har været muligt at kalibrere varslingssystemet gennem projektet, er varslingssystemet vurderet at øge sikkerheden for de badende i forhold til den eksisterende løsning.

11
Perspektivering

For at optimere varslingssystemet udarbejdet i dette projekt, kan varslingssystemet med fordel kombineres med varsling om høje koncentrationer af fækale bakterier. Et kombineret varslingssystem vil øge sikkerheden for de badende yderligere, da der dermed varsles om forringet badevandskvalitet grundet både blågrønalger og fækale bakterier. Et varslingssystem til varsling om fækale bakterier kan opstilles baseret på modellering af udledt overløbsvand og vandstrømninger i Knudsø. Strømningsmønstrene dannet gennem dette projekt kan anvendes til opstilling af et sådan varslingssystem. Ydermere vil dele af partikelmodellen kunne anvendes. Et sådant varslingssystem vil med fordel kunne opstilles for at udvikle et fuldt varslingssystem til Knudsø.

Princippet bag varslingssystemet til varsling om blågrønalger kan anvendes i andre badevandsområder. Det vil dog være nødvendigt at opstille hydrodynamiske modeller afhængigt af det specifikke område. For at fastsætte strategiske placeringer af sensorer i andre områder vil det ligeledes være nødvendigt at foretage analyser svarende til de, som er udarbejdet gennem projektet. Alternativt kan et varslingssystem muligvis opstilles baseret på biologisk modellering, såfremt processerne kan modelleres. Et varslingssytem baseret på biologisk modellering vil ikke nødvendigvis kunne overføres direkte mellem søer. Dette skyldes de forskellige egenskaber mellem arter af blågrønalger, hvormed andre biologiske processer skal implementeres i modellen. Derfor kræver denne metode et stort antal målinger i samtlige søer, hvor varslingssystemet ønskes implementeret. Det er forventet, at disse målinger er behæftet med betydelige omkostninger. Driftsomkostningerne ved et varslingssystem baseret på biologisk modellering er dog forventet reduceret betydeligt i sammenligning med varslingssystemer baseret på realtidsmonitering af blågrønalger, såfremt der ikke foretages målinger i løbet af driftsperioden.

Det har gennem projektet ikke været muligt at foretage forsøg med blågrønalger grundet nedlukning af Aalborg Universitet på grund af COVID-19. For at kalibrere fluorometrene inden idriftsættelse kan der med fordel foretages forsøg i laboratorier. Det er muligt at indkøbe blågrønalger fra Knudsø, hvilke kan bruges til kalibrering af Cyclops-7 med FlowCam, hvilket med fordel kan anvendes i perioder uden opblomstringer af blågrønalger i Knudsø. Ligeledes har det ikke været muligt at foretage forsøg med rhodamin i Knudsø. Et sådant forsøg kan anvendes til at kalibrere dispersionskoefficienten i varslingsmodellen. Såfremt det er muligt, er det foreslået, at disse forsøg foretages forud for implementering af varslingssystemet.

Det er nødvendigt at kalibrere varslingssystemet. Dette kan udføres ved at udtage vandprøver, når der detekteres tilstedeværelse af blågrønalger. Udtag af vandprøver ved fluorometrene vil muliggøre kalibrering af fluorometrene med hensyn til lokale forhold. Udtag af vandprøver i områder, hvor der er modelleret tilstedeværelse af blågrønalger, vil muliggøre kalibrering af transportmodellen. Registreringer fra fluorometrene ved badevandsområderne kan ligeledes anvendes til kalibrering af

transportmodellen. Det er muligt, at det er nødvendigt at foretage kalibrering af udbredelsen af opblomstringer, dispersionskoefficient, vertikal migration, vækst og henfald af blågrønalger.

Sensorerne til varslingssystemet kan implementeres på målebøjer i Knudsø. For at forbedre varslingssystemet fremadrettet vil det være fordelagtigt at installere yderligere måleudstyr på minimum en af bøjerne i Knudsø. Der kan med fordel installeres måleudstyr til måling af følgende:

- Vindforhold
- Vandtemperatur
- Fosfor
- Kvælstof
- Klorofyl a
- Turbiditet
- pH
- Solindstråling

Måling af vindretning og -hastighed lokalt ved Knudsø kan anvendes til at fastsætte transporten af blågrønalger med større nøjagtighed. Knudsø er beliggende lavt i forhold til det omkringliggende område, hvilket kan medføre, at der er væsentlige afvigelser mellem de lokale vindforhold og vindforhold målt ved nærmeste målestation fra DMI. Ved anvendelse af lokale vindforhold er det muligt, at andre foruddannede strømningsmønstre anvendes til at modellere transporten end ved indhentning af vindforhold målt i Skanderborg.

Måling af vandtemperatur samt koncentrationer af kvælstof og fosfor vil være fordelagtigt, såfremt det fremadrettet ønskes at opstille en fuld biologisk model. Aktuelle vandtemperaturer kan anvendes til at estimere vækstraten, hvilken udgør en væsentlig parameter i biologisk modellering. Der er studier, som viser, at primært fosfor er af betydning for væksten af blågrønalger. Da arterne af blågrønalger i Knudsø er kvælstoffikserende, kan målinger af kvælstof dog give indikationer på perioder, hvor blågrønalger opnår konkurrencemæssige fordele.

Klorofyl a, turbiditet og pH kan alle anvendes som indikatorer på tilstedeværelse af blågrønalger. Det kan være nødvendigt at implementere disse faktorer i en biologisk model. Såfremt det er muligt at korrelere disse faktorer med forekomsten af blågrønalger i Knudsø, er det muligt at begrænse antallet af fluorometre ved at erstatte disse med målinger af enten klorofyl a, pH eller turbiditet. Det er muligt, at sensorer til måling af disse parametre er billigere end fluorometre, og dermed kan omkostningerne ved varslingssystemet muligvis reduceres.

Solindstråling målt lokalt ved Knudsø kan være en betydelig faktor i forsøg på at opstille en fuld biologisk model. Desuden kan dette være medvirkende til at opnå øget viden om den vertikale migration af blågrønalger. Den vertikale migration af blågrønalger bør undersøges ved at foretage målinger med fluorometre i samme punkt i flere forskellige dybder. Sådanne målinger kan være medvirkende til bedre beskrivelse af transporten af blågrønalger, da det gennem projektet er vist, at den vertikale partikelbane er af væsentlig betydning. Målinger af den vertikale placering af blågrønalger kan desuden være nødvendige for at kalibrere og validere algoritmerne anvendt til satellitdetektering. Det bør undersøges, i hvilken dybde blågrønalger kan detekteres med satellitter, og i hvilket omfang den vertikale placering påvirker den estimerede koncentration af blågrønalger.

For løbende at kalibrere måleudstyret på målebøjen kan der med fordel implementeres en automatisk prøvetager på bøjen, hvorved der udtages vandprøver, når der med fluorometret detekteres tilstedeværelse af blågrønalger. Vandprøverne kan herefter behandles i et laboratorium med eksempelvis FlowCam.

Litteratur

Bastien et al., **2011**. Christian Bastien, Richard Cardin, Éloïse Veilleux, Christian Deblois, Annabelle Warren og Isabelle Laurion. *Performance evaluation of phycocyanin probes for the monitoring of cyanobacteria*. Journal of Environmental Monitoring, Vol. 13 No. 1, p. 110–118, 2011.

Bastrup et al., **2018**. Jens Bastrup, Søren Bastholm, Rene Kilian, Kaj Stjernholm, Michael R. Rasmussen og Lotte Bjerrum Friis-Holm. *Sikkert søbad - Overvågning, rensning og varsling af regnbetingede overløb*. ISBN: 978-87-93710-53-5, Paperback. Miljøstyrelsen, 2018. Nr. L 64/37.

Bertone et al., **2019**. Edoardo Bertone, Ann Chuang, Michele A. Burford og David P. Hamilton. *In-situ fluorescence monitoring of cyanobacteria: Laboratory-based quantification of species-specific measurement accuracy*. Harmful Algae, Vol. 87, p. 101625, 2019.

Bjerring et al., **2012**. Rikke Bjerring, Liselotte Sander Johansson, Martin Søndergaard, Torben Linding Lauridsen, Ane Kjeldgaard, Lisbet Sortkjær, Jørgen Windolf og Jens Bøgestrand. *Søer 2011 - NOVANA*. ISBN: 978-87-92825-61-2, Paperback. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 2012. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Nr. 33.

Codd et al., **1989**. G. A. Codd, W. P. Brooks, L. A. Lawton og K. A. Beattie. *Cyanobacterial Toxins in European Waters: Occurrence, Properties, Problems and Requirements*. Watershed 89: The Future for Water Quality in Europe, Vol. 1, p. 211–220, 1989.

Danmarks Miljøportal, **2019**. Danmarks Miljøportal. *Danmarks Arealinformation - Data om miljøet i Danmark*, Kommuner, Regioner og Miljø- og Fødevareministeriet, 2019.

DMI, **2020**. DMI. *Vejrarkiv*. `https://www.dmi.dk/vejrarkiv/`, 2020. Downloadet: 11-12-2019.

DMI, **2014**. John Cappelen DMI. *Danmarks klima 2013 - with English Summary*. ISSN: 1399-1388, Paperback. Danmarks Meteorologiske Institut, 2014. Serietitel: Teknisk rapport 14-01.

Dolman et al., **2012**. Andrew M. Dolman, Jacqueline Rücker, Frances R. Pick, Jutta Fastner, Thomas Rohrlack, Ute Mischke og Claudia Wiedner. *Cyanobacteria and Cyanotoxins: The influence of Nitrogen versus Phosphorus*. PLoS ONE, Vol. 7 No. 6, e38757, 2012.

Dowling et al., **2001**. J. A. Dowling, S. B. Watson og E. McCauley. *Predicting Cyanobacteria dominance in lakes*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol. 58, p. 1905–1908, 2001. ISSN 0706-652X.

Dunsbergen og Stelling, **1993**. D. W. Dunsbergen og G. S. Stelling. *The combination of a random walk method and a hydrodynamic model for the simulation of dispersion of dissolved matter in water*. Transactions on Ecology and the Environment, Vol. 2, ISSN 1743-3541, p. 235–242, 1993.

ESA, **2019a**. ESA. *User Guides Sentinel-2 MSI - Overview*. https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/overview, 2019. Downloadet: 10-10-2019.

ESA, **2019b**. ESA. *User Guides Sentinel-3 OLCI Resolution - Radiometric Resolution - 21 bands in VIS/SWIR*. https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-3-olci/resolutions/radiometric, 2019. Downloadet: 02-10-2019.

ESA, **2019c**. ESA. *User Guides Sentinel-3 OLCI - Coverage*. https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-3-olci/coverage, 2019. Downloadet: 14-11-2019.

ESA, **2019d**. ESA. *User Guides Sentinel-3 OLCI - Overview*. https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-3-olci/overview, 2019. Downloadet: 14-11-2019.

ESA, **2015**. ESA. *Sentinel-2 operations*. https://www.esa.int/Enabling_Support/Operations/Sentinel-2_operations, 2015. Downloadet: 29-04-2020.

ESA, **2016**. ESA. *Sentinel-3*. https://www.esa.int/ESA_Multimedia/Images/2016/01/Sentinel-3, 2016. Downloadet: 29-04-2020.

Europa-Parlamentet, **2006**. Rådets Direktiv Europa-Parlamentet. *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2006/7/EF af 15. februar 2006 om forvaltning af badevandskvalitet og om ophævelse af direktiv 76/160/EØF*. ISSN: 1725-2520, Paperback. Den Europæiske Unions Tidende, 2006. Nr. L 64/37.

European Environment Agency, **2019a**. European Environment Agency. *European Bathing Water Quality in 2018*. ISBN: 978-92-9480-068-8, Paperback. Publications Office of the European Union, 2019. EEA Report No. 3/2019.

European Environment Agency, **2019b**. European Environment Agency. *Danish bathing water quality in 2018*, Publications Office of the European Union, 2019b.

Falconer, **2005**. Ian Robert Falconer. *Cyanobacterial toxins of drinking water supplies; cylindrospermopsins and microcystins*. ISBN: 0-203-02287-4, eBog. CRC Press, 2005.

Fluid Imaging Technologies Inc., **2020a**. Fluid Imaging Technologies Inc. *Automatically Differentiate Cyanobacteria from Other Algae*. https://www.fluidimaging.com/products/flowcam-cyano, 2020. Downloadet: 20-03-2020.

Fluid Imaging Technologies Inc., **2020b**. Fluid Imaging Technologies Inc. *FlowCam® for Harmful Algal Bloom Monitoring*. https://www.fluidimaging.com/applications/harmful-algal-bloom-monitoring, 2020. Downloadet: 05-02-2020.

Folketingets EU-Oplysning, **2018**. Folketingets EU-Oplysning. *Indbyggere og areal*. https://www.eu.dk/da/fakta-om-eu/statistik/indbyggere_og_areal, 2018. Downloadet: 04-09-2019.

Foundation for Environmental Education, **2019**. Foundation for Environmental Education. *BLÅ FLAG STRANDKRITERIER 2019*, Friluftsrådet, 2019.

Foundation for Environmental Education, **2014**. Foundation for Environmental Education. *Blue Flag - Pure water, clean coasts, safety and access for all*. `https://www.blueflag.global`, 2014. Besøgt: 11-09-2019.

Ganf og Oliver, **1982**. G. G. Ganf og R. L. Oliver. *Vertical Separation of Light and Available Nutrients as a Factor Causing Replacement of Green Algae by Blue-Green Algae in the Plankton of a Stratified Lake*. Journal of Ecology, Vol. 70 No. 3, p. 829–844, 1982.

Henriksen et al., **1997**. Peter Henriksen, Wayne W. Carmichael, Jisi An og Øjvind Moestrup. *Detection of an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in natural blooms and cultures of cyanobacteria/blue-green algae from danish lakes and in the stomach contents of poisoned birds*. Toxicon, Vol. 35 No. 6, p. 901–913, 1997.

Hornbæk, **2018**. Bente Hornbæk. *Skanderborg Søtorv - Bylivs-generator skaber aktiviteter i unik kulturakse*, Skanderborg Kommune, 2018.

HySpex, **2020**. HySpex. *HySpex Baldur V-1024 N*. `https://www.hyspex.com/hyspex-products/hyspex-baldur/hyspex-baldur-v-1024-n/`, 2020. Downloadet: 19-05-2020.

Kaas og Garde, **2002**. Hanne Kaas og Kristine Garde. *Håndbog om giftige alger i badevand*, DHI - Institut for Vand og Miljø, 2002. Miljøprojekt Nr. 716.

Kaas et al., **1999**. Hanne Kaas, Øjvind Moestrup, Jacob Larsen og Peter Henriksen. *Giftige alger og algeopblomstringer*. ISBN: 87-7772-476-3, Paperback. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 1999. TEMA-rapport fra DMU, 27/1999.

Knoche et al., **2017**. Krysti L Knoche, Erika Aoyama, Kamrul Hasan og Shelley D. Minteer. *Role of Nitrogenase and Ferredoxin in the Mechanism of Bioelectrocatalytic Nitrogen Fixation by the Cyanobacteria Anabaena variabilis SA-1 Mutant Immobilized on Indium Tin Oxide (ITO) Electrodes*. Electrochimica Acta, Vol. 232, p. 396–403, 2017. ISSN 0013-4686.

Kromkamp og Walsby, **1990**. Jacco Kromkamp og Anthony E. Walsby. *A computer model of buoyancy and vertical migration in cyanobacteria*. Journal of Plankton Research, Vol. 12 No. 1, p. 161–183, 1990.

Kutser et al., **2008**. Tiit Kutser, Liisa Metsamaa og Arnold G. Dekker. *Influence of the vertical distribution of cyanobacteria in the water column on the remote sensing signal*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol. 78, p. 649–654, 2008.

Lawton og Codd, **1991**. Linda A. Lawton og G. A. Codd. *Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins and their Significance in UK and European Waters*. Water and Environment Journal, Vol. 5 No. 4, p. 460–465, 1991.

Lunetta et al., **2015**. Ross S. Lunetta, Blake A. Schaeffer, Richard P. Stumpf, Darryl Keith, Scott A. Jacobs og Mark S. Murphy. *Evaluation of cyanobacteria cell count detection derived from MERISimagery across the eastern USA*. Remote Sensing og Environment, Vol. 157, p. 24–34, 2015.

Lürling et al., **2013**. Miquel Lürling, Fassil Eshetu, Elisabeth J. Faassen, Sarian Kosten og Vera L. M. Huszar. *Comparison of cyanobacterial and green algal growth rates at different temperatures*. Freshwater Biology, Vol. 58, p. 552–559, 2013. ISSN 0046-5070.

Miljø- og Fødevareministeriet, **2016**. Miljø- og Fødevareministeriet. *Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn*. ISBN: 978-87-7175-582-4, Paperback. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning, 2016.

MiljøGIS, **2016**. Miljø-og Fødevareministeriet MiljøGIS. *MiljøGIS for vandområdeplanerne 2015-2021*, Miljøstyrelsen, 2016.

Miljøstyrelsen, **1974**. Miljøstyrelsen. *Miljøhensyn ved planlægning (lov om miljøbeskyttelse m.fl.)*, Miljøstyrelsen, 1974. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2/1974.

Miljøstyrelsen, **2017**. Miljøstyrelsen. *Oversigt over den danske regulering af næringsstoffer i landbruget og det danske nitrathandlingsprogram jf. Rådets direktiv af 12. december 1991 om beskyttelse af vand mod forurening forårsaget af nitrater, der stammer fra landbruget (91/676/EØF)*, Miljø- og Fødevareministeriet, 2017.

Mowe et al., **2015**. Maxine A. D. Mowe, Cristina Porojan, Feras Abbas, Simon M. Mitrovic, Richard P. Lim, Ambrose Furey og Darren C. J. Yeo. *Rising temperatures may increase growth rates and microcystin production in tropical Microcystis species*. Harmful Algae, Vol. 50, p. 88–98, 2015. ISSN 1568-9883.

Nalley et al., **2018**. Jakob O. Nalley, Daniel R. O'Donnell og Elena Litchman. *Temperature effects on growth rates and fatty acid content in freshwater algae and cyanobacteria*. Algal Research, Vol. 35, p. 500–507, 2018. ISSN 2211-9264.

Nielsen, **2005**. Maja Kjørup Nielsen. *Solskinstimer i Pituffik - Verifikation af metode til beregning af solskinstimer*, Danmarks Meteorologiske Institut, 2005. Teknisk rapport 05-18.

Oliver og Walsby, **1984**. R. L. Oliver og A. E. Walsby. *Direct Evidence for the Role of Light-Mediated Gas Vesicle Collapse in the Buoyancy Regulation of Anabaena flos-aquae (Cyanobacteria)*. Limnology and Oceanography, Vol. 29 No. 4, p. 879–886, 1984.

Pedersen, **2019**. Anette Majland Pedersen. *Pressemeddelelse: Algeopblomstring i Kvie Sø - Advarelse mod badning og leg i vandet*, Varde Kommune, 2019. Sagsnr.: 19/6853.

Pedersen og Topsøe-Jensen, **1989**. Holger Pedersen og Paulette Topsøe-Jensen. *Alger i badevand - Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen*, Miljøstyrelsen, 1989. Nr. 3.

Philpot, **1991**. William D. Philpot. *The Derivative Ratio Algorithm: Avoiding Atmospheric Effects in Remote Sensing*. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, Vol. 29 No. 3, p. 350–357, 1991.

Randolph et al., **2008**. Kaylan Randolph, Jeff Wilson, Lenore Tedesco, Lin Li, D. Lani Pascual og Emmanuel Soyeux. *Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments, chlorophyll a and phycocyanin*. Remote Sensing of Environment, Vol. 112, p. 4009–4019, 2008.

Redfield, **1958**. Alfred C. Redfield. *The Biological Control of Chemical Factors in the Environment*. American Scientist, Contribution No. 976 Woods Hole Oceanographic Institution, p. 205–221, 1958. Sigma Xi National Lecture for 1957-58.

Reynolds, **2006**. Collin Reynolds. *The Ecology of Phytoplankton*. ISBN: 978-0-521-60519-9, Paperback. Cambridge University Press, 2006.

Silkeborg Fiskeriforening, **2014**. Silkeborg Fiskeriforening. *Fiskevand - Knudsø*. `https://silkeborg-fiskeriforening.dk/fiskevand/soeerne/knudsoe/`, 2014. Besøgt: 20-09-2019.

Skaarup og Wahlberg, **2019**. Steffen Skaarup og Pernille Wahlberg. *System til varsling af badevandskvalitet i Knudsø*, Aalborg Universitet, 2019. Vejledere: Søren Liedtke Thorndahl og Michael Robdrup Rasmussen.

Skaarup og Wahlberg, **2018**. *Steffen Skaarup og Pernille Wahlberg*, 2018.

Skanderborg Kommune, **2016a**. Skanderborg Kommune. *Kommuneplan 2016*, Skanderborg Kommune, 2016a.

Skanderborg Kommune, **2016b**. Skanderborg Kommune. *Spildevandsplan 2016-2020*, Skanderborg Kommune, 2016b.

Skanderborg Kommune og ALECTIA A/S, **2012**. Skanderborg Kommune og ALECTIA A/S. *Badevandsprofil for Knudhule strand*, Skanderborg Kommune, 2012.

Smith, **1983**. Val H. Smith. *Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton*. SCIENCE, Vol. 221, p. 669–671, 1983. ISSN 0036-8075.

Spitz og Moreno, **1996**. Karlheinz Spitz og Joanna Moreno. *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. ISBN:0-471-13687-5, Hardback. Wiley-Interscience, 1996.

Stumpf og Werdell, **2010**. Richard P. Stumpf og P. Jeremy Werdell. *Adjustment of ocean color sensor calibration through multi-band statistics*. Optics Express, Vol. 18, p. 401–412, 2010.

Stumpf et al., **2016**. Richard P. Stumpf, Timothy W. Davis, Timothy T. Wynne, Jennifer L. Graham, Keith A. Loftin, Thomas H. Johengen, Duane Gossiaux, Danna Palladino og Ashley Burtner. *Challenges for mapping cyanotoxin patterns from remote sensing of cyanobacteria*. Harmful Algae, Vol. 54, p. 160–173, 2016.

Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, **2019**. Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering. *Kortforsyningen*, Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, 2019.

Temponeras, **2018**. Maria Temponeras. *Skoleskibet i Ry*. `http://www.skoleskibet-ry.dk/`, 2018. Besøgt: 11-11-2019.

Turner Designs, Inc., **2020**. Turner Designs, Inc. *Cyclops-7 Submersible Sensors*. `https://www.turnerdesigns.com/cyclops-7-submersible-sensors`, 2020. Downloadet: 20-03-2020.

Turner Designs, Inc., **2011**. Turner Designs, Inc. *Cyclops-7 - Submersible Sensors*, Turner Designs, Inc., 2011.

Varde Kommune, **2019a**. Varde Kommune. *Kvie sø 2019 - badevandskontrol*, Varde Kommune, 2019a.

Varde Kommune, **2019b**. Varde Kommune. *Badevandsprofil for Kvie Sø*, Varde Kommune, 2019b.

Walsby, **1994**. Anthony E. Walsby. *Gas Vesicles*. Microbiological Reviews, Vol. 58 No. 1, p. 94–144, 1994. ISSN 0146-0749.

Warren et al., **2019**. M.A. Warren, S.G.H Simis, V. Martinez-Vicente, K. Poser, M. Bresciani, K. Alikas, E. Spyrakos, C. Giardino og A. Ansper. *Assessment of atmospheric correction algorithms for the Sentinel-2A MultiSpectral Imager over coastal and inland waters*. Remote Sensing og Environment, Vol. 225, p. 267–289, 2019.

Wynne et al., **2010**. Timothy T. Wynne, Richard P. Stumpf, Michelle C. Tomlinson og Julianne Dyble. *Characterizing a cyanobacterial bloom in western Lake Erie using satellite imagery and meteorological data*. Limnology and Oceanography, Vol. 55, p. 2025–2036, 2010.

Zamyadi et al., **2016**. Arash Zamyadi, Florence Choo, Gayle Newcombe og Richard Stuetz. *A review of monitoring technologies for real-time management of cyanobacteria: Recent advances and future direction*. Trends in Analytical Chemistry, Vol. 85, p. 83–96, 2016.

Bilag

A Oversigt over satellitobservationer 117

B Satellitdetektering af blågrønalger 123

C Satellitobservationer fra Sentinel-2 129

D Satellitdetektering af blågrønalger i Kvie Sø 133

E Oversigt over satellitobservationer for Kvie Sø 139

F Sammenligning af vindforhold og blågrønalger 145

G Interpolationer mellem strømningsmønstre 155

H Validering af præsimulerede strømningsmønstre 159

I Modellerede vandstrømninger den 18. september 2018 161

A

Oversigt over satellitobservationer

Dette bilag indeholder tabeller med oversigter over satellitobservationerne i perioden 2016 - 2019 fra 1. maj til 31. oktober i Knudsø. Tabellerne er inddelt i følgende kategorier:

- Ingen data: Ingen satellitobservationer
  (markeret med hvid)
- Skydække: Forkastet grundet skydække
  (markeret med grå)
- 0: Ingen detekterede blågrønalger
  (markeret med grøn)
- 1: Detektering af blågrønalger
  (markeret med rød)

Der er i tabellerne ikke skelnet mellem observationer fra Sentinel-3A og -3B. Dog er det markeret, såfremt dage med eller uden detekteringer af blågrønalger er foretaget med begge satellitter. En oversigt over antal observationer med detekterede blågrønalger i hver måned er angivet i tabel A.1

Tabel A.1: Antal observationer med detekterede blågrønalger i hver måned.

År	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober
2016	0	0	0	0	4	4
2017	0	0	0	3	2	3
2018	0	0	0	3	4	1
2019	0	0	0	0	3	1
Total	0	0	0	6	13	9

Tabel A.2: Satellitobservationer fra Sentinel-3 i 2016 fra 1. maj til 31. oktober i Knudsø. Celler markeret med grøn angiver ingen registreringer af blågrønalger. Markeringer med rød angiver registrering af blågrønalger.

	2016 Måneder med indhentede observationer fra Sentinel-3					
Dato	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober
1	Ingen data	Ingen data	Skydække	0	Skydække	Skydække
2	Skydække	0	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække
3	Ingen data	0	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække
4	0	0	Skydække	Skydække	Skydække	1
5	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	0	1
6	0	0	Ingen data	Skydække	0	Skydække
7	0	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
8	0	Skydække	Skydække	0	0	1
9	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	0	Skydække
10	0	Skydække	Skydække	Skydække	0	Ingen data
11	0	0	Skydække	0	Skydække	Skydække
12	0	0	Skydække	Skydække	0	Skydække
13	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække	Ingen data	Skydække
14	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0	Ingen data
15	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække
16	0	Skydække	Skydække	Skydække	1	Skydække
17	Skydække	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	Skydække
18	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Ingen data
19	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
20	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække
21	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Skydække
22	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0	Ingen data
23	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	1	Skydække
24	Skydække	Ingen data	0	Skydække	Skydække	Skydække
25	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Skydække
26	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække
27	0	Skydække	Skydække	Skydække	1	Skydække
28	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	1
29	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække
30	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	1	Skydække
31	Skydække	-	Skydække	0	-	Skydække

Tabel A.3: Satellitobservationer fra Sentinel-3 i 2017 fra 1. maj til 31. oktober i Knudsø. Celler markeret med grøn angiver ingen registreringer af blågrønalger. Markeringer med rød angiver registrering af blågrønalger.

	2017 Måneder med indhentede observationer fra Sentinel-3					
Dato	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober
1	Ingen data	0	Ingen data	0	1	1
2	Ingen data	Skydække	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække
3	Skydække	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	Skydække
4	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Ingen data
5	0	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække
6	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0
7	0	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Skydække
8	Skydække	Skydække	0	Ingen data	Skydække	Ingen data
9	Skydække	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække	0
10	Skydække	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
11	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Skydække
12	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
13	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække
14	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
15	0	Skydække	Ingen data	Ingen data	Skydække	Ingen data
16	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække	Ingen data
17	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
18	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	1	Skydække
19	Skydække	0	Ingen data	1	Skydække	Ingen data
20	Skydække	Ingen data	Skydække	Skydække	0	Ingen data
21	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
22	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
23	0	Skydække	Skydække	1	Skydække	Ingen data
24	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Ingen data
25	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
26	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække	Ingen data	Skydække
27	0	0	Skydække	1	Skydække	Ingen data
28	Skydække	Skydække	Skydække	Ingen data	Skydække	Skydække
29	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække	1
30	Skydække	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	1
31	Skydække	-	0	Skydække	-	Ingen data

Tabel A.4: Satellitobservationer fra Sentinel-3 i 2018 fra 1. maj til 31. oktober i Knudsø. Celler markeret med grøn angiver ingen registreringer af blågrønalger. Markeringer med rød angiver registrering af blågrønalger.

	2018 Måneder med indhentede observationer fra Sentinel-3					
Dato	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober
1	Skydække	0	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække
2	0	0	0	0	1	Skydække
3	Skydække	0	0	0	Skydække	Skydække
4	Ingen data	Ingen data	0	Skydække	Skydække	Skydække
5	0	0	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække
6	0	0	0	Skydække	Skydække	Skydække
7	0	0	0	0	Skydække	0
8	Ingen data	Ingen data	0	Skydække	Skydække	Skydække
9	0	Skydække	0	1	Skydække	Ingen data
10	0	Skydække	Skydække	Skydække	1	Skydække
11	0	Skydække	0	Skydække	Skydække	0
12	0	0	Skydække	Skydække	Ingen data	0
13	0	0	0	Skydække	Skydække	Ingen data
14	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0
15	0	Skydække	0	Skydække	Skydække	0
16	0	Skydække	0	Ingen data	Ingen data	Skydække
17	0	Skydække	Skydække	Ingen data	Skydække	Ingen data
18	Skydække	Skydække	0	Skydække	1	0
19	0	Skydække	Skydække	Ingen data	Skydække	0
20	0	Skydække	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Skydække
21	0	Skydække	0	1	Skydække	Ingen data
22	0	Skydække	Skydække	1	1	0
23	0	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
24	0	Skydække	Ingen data	Ingen data	Ingen data	1
25	0	0	Skydække	Skydække	Skydække	0
26	0	0	0	Skydække	Skydække	Skydække
27	Ingen data	Ingen data	0	Skydække	Skydække	Skydække
28	0	0	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække
29	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække
30	0	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
31	Ingen data	-	Skydække	Skydække	-	Skydække

Tabel A.5: Satellitobservationer fra Sentinel-3 i 2019 fra 1. maj til 31. oktober i Knudsø. Celler markeret med grøn angiver ingen registreringer af blågrønalger. Markeringer med rød angiver registrering af blågrønalger.

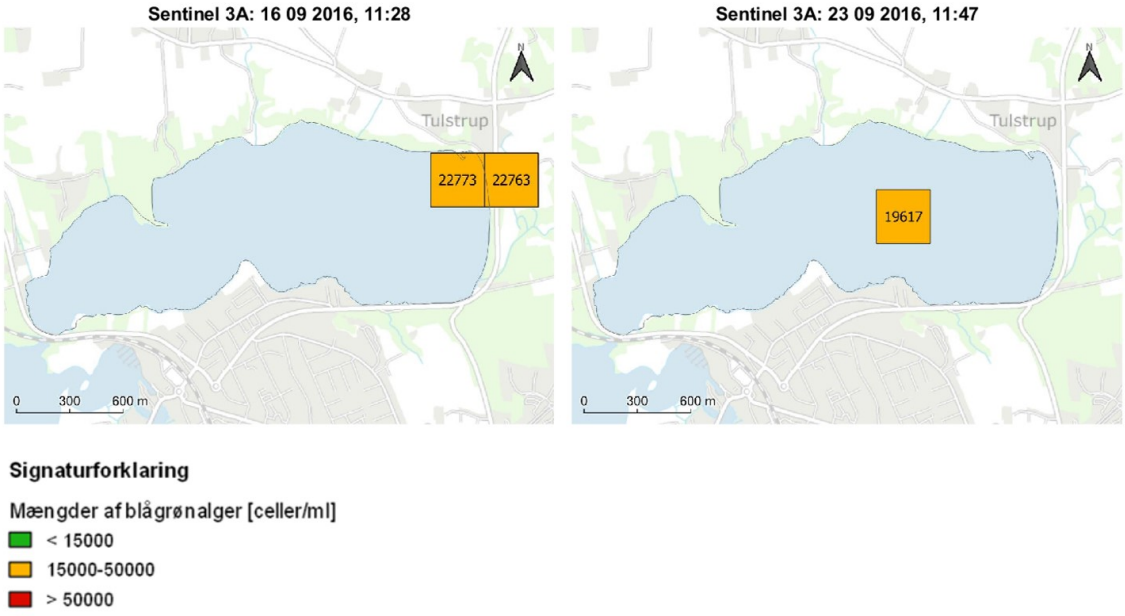
	2019 Måneder med indhentede observationer fra Sentinel-3					
Dato	Maj	Juni	Juli	August	September	Oktober
1	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække
2	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække
3	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække
4	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
5	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække
6	Skydække	0	Skydække	0	Skydække	Skydække
7	Skydække	0*	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
8	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
9	Skydække	Skydække	0*	Skydække	Skydække	Skydække
10	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække	1
11	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
12	0	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække
13	Skydække	Skydække	0*	Skydække	Skydække	Skydække
14	Skydække	0*	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
15	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
16	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
17	Skydække	Skydække	0	Skydække	0	Skydække
18	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække
19	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
20	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
21	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	1	Skydække
22	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	1*	Skydække
23	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
24	Skydække	0	0	0	Skydække	Skydække
25	Skydække	0	0	0	Skydække	Skydække
26	Skydække	0	0*	Skydække	Skydække	Skydække
27	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække
28	Skydække	0*	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
29	Skydække	0*	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
30	Skydække	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
31	0	-	Skydække	0*	-	Skydække

** Detekteret af Sentinel-3A og -3B*

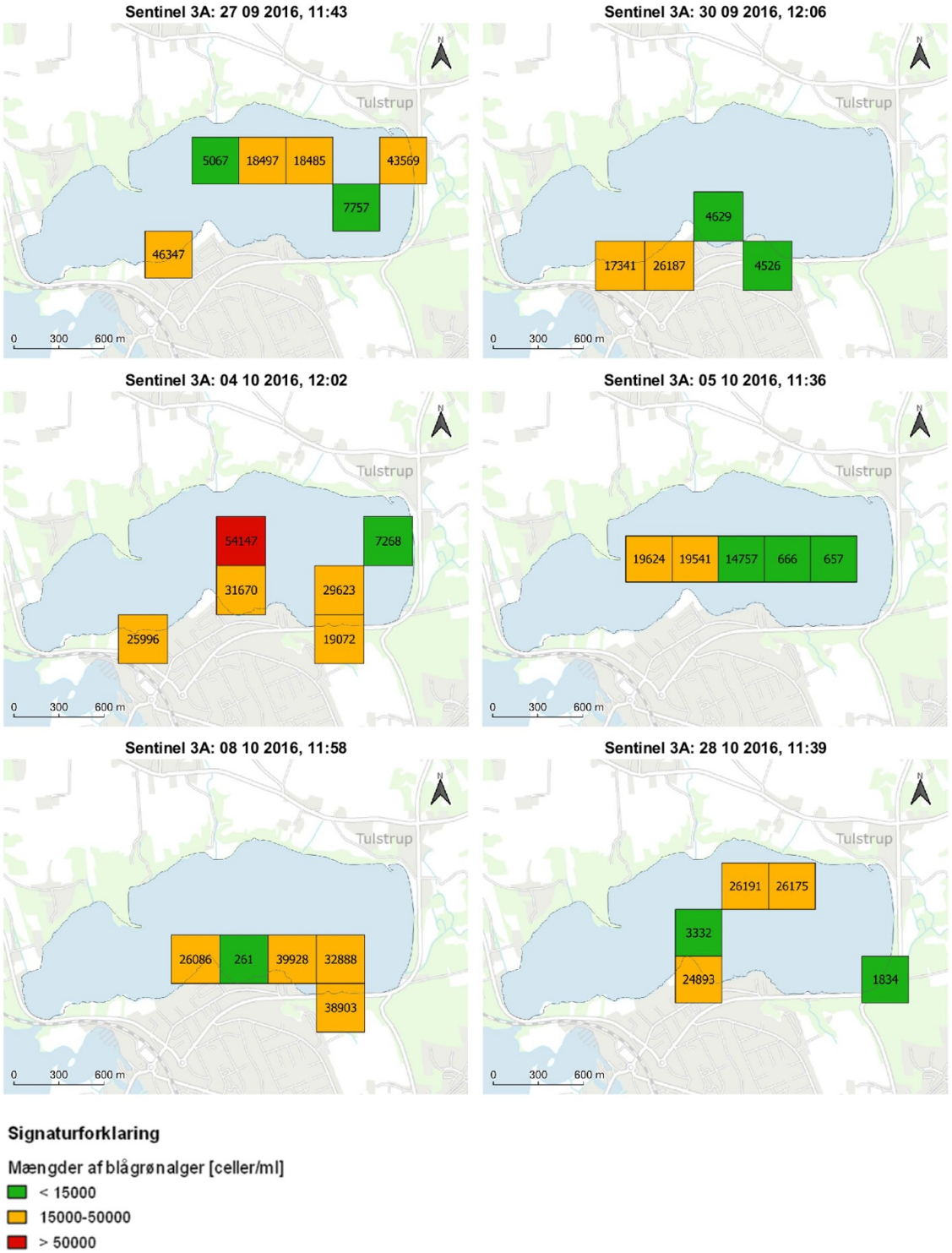
B

Satellitdetektering af blågrønalger

Dette bilag indeholder grafiske illustrationer af mængder af blågrønalger estimeret ud fra satellitobservationer. Mængderne er detekteret i perioden 2016 - 2019 fra 1. maj til 31. oktober. De anvendte farver, som indikerer mængder af blågrønalger, er anvendt til at opdele de detekterede mængder i forhold til de generelle anbefalinger, der er angivet i tabel 1.2.

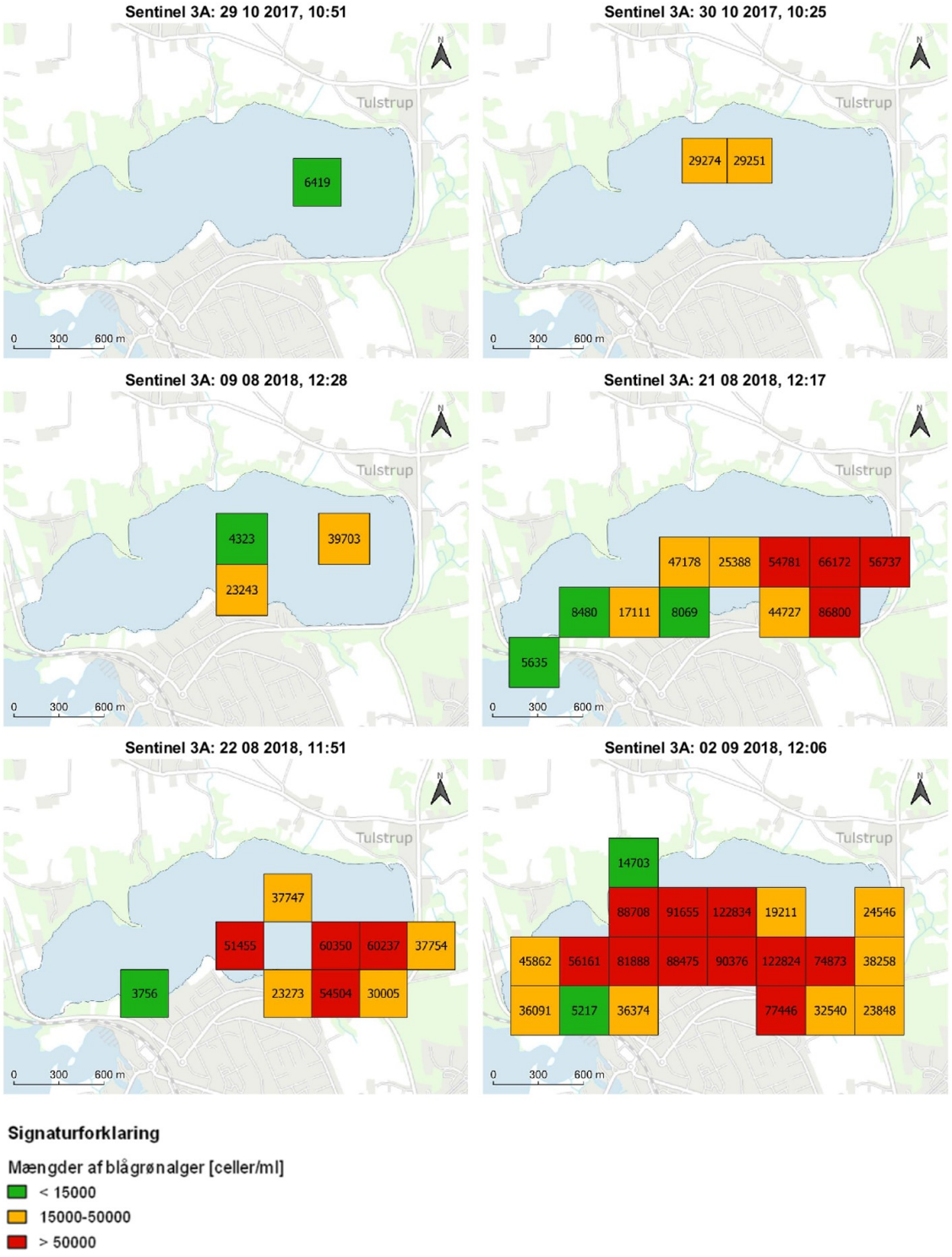


Figur B.1: Mængder af blågrønalger estimeret ud fra satellitobservationer. Mængderne er angivet i celler/ml. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.

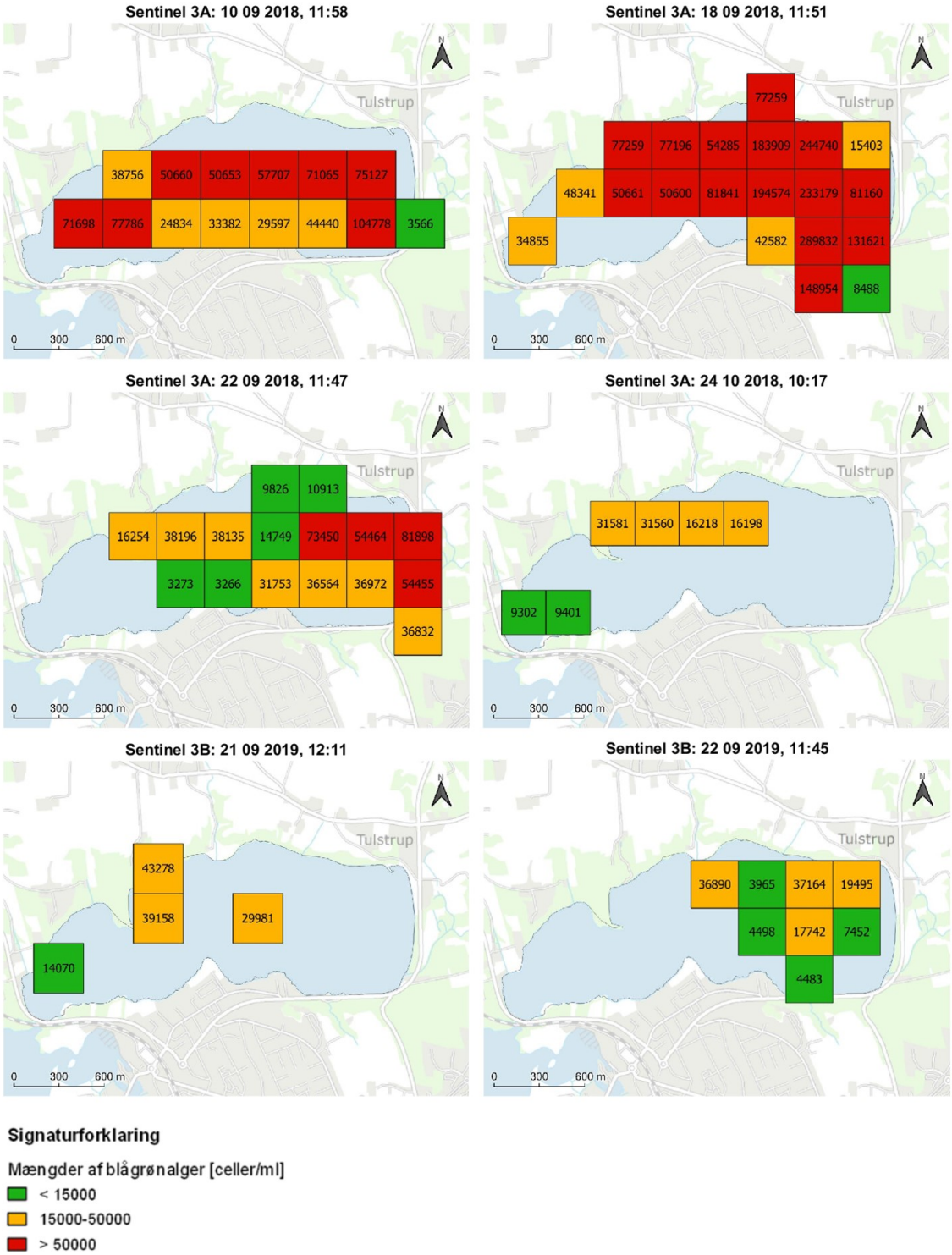


Figur B.2: Mængder af blågrønalger estimeret ud fra satellitobservationer. Mængderne er angivet i celler/ml. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.

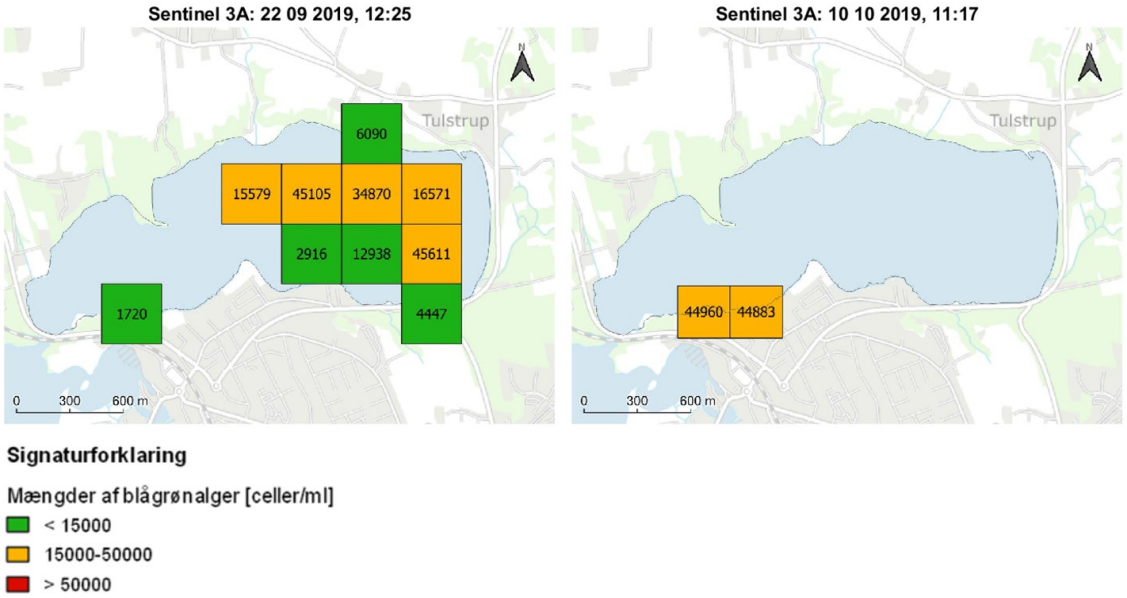
Figur B.3: Mængder af blågrønalger estimeret ud fra satellitobservationer. Mængderne er angivet i celler/ml. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.



Figur B.4: Mængder af blågrønalger estimeret ud fra satellitobservationer. Mængderne er angivet i celler/ml. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.



Figur B.5: Mængder af blågrønalger estimeret ud fra satellitobservationer. Mængderne er angivet i celler/ml. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.

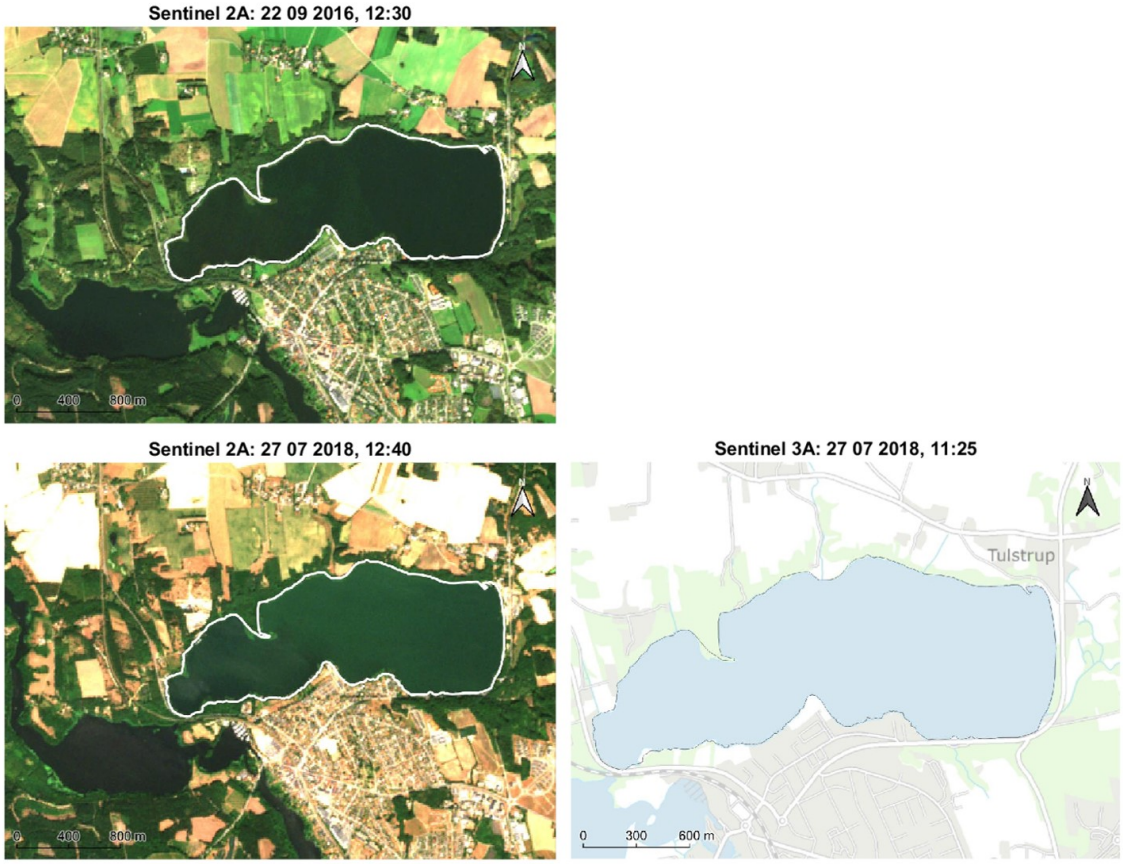


Figur B.6: Mængder af blågrønalger estimeret ud fra satellitobservationer. Mængderne er angivet i celler/ml. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.

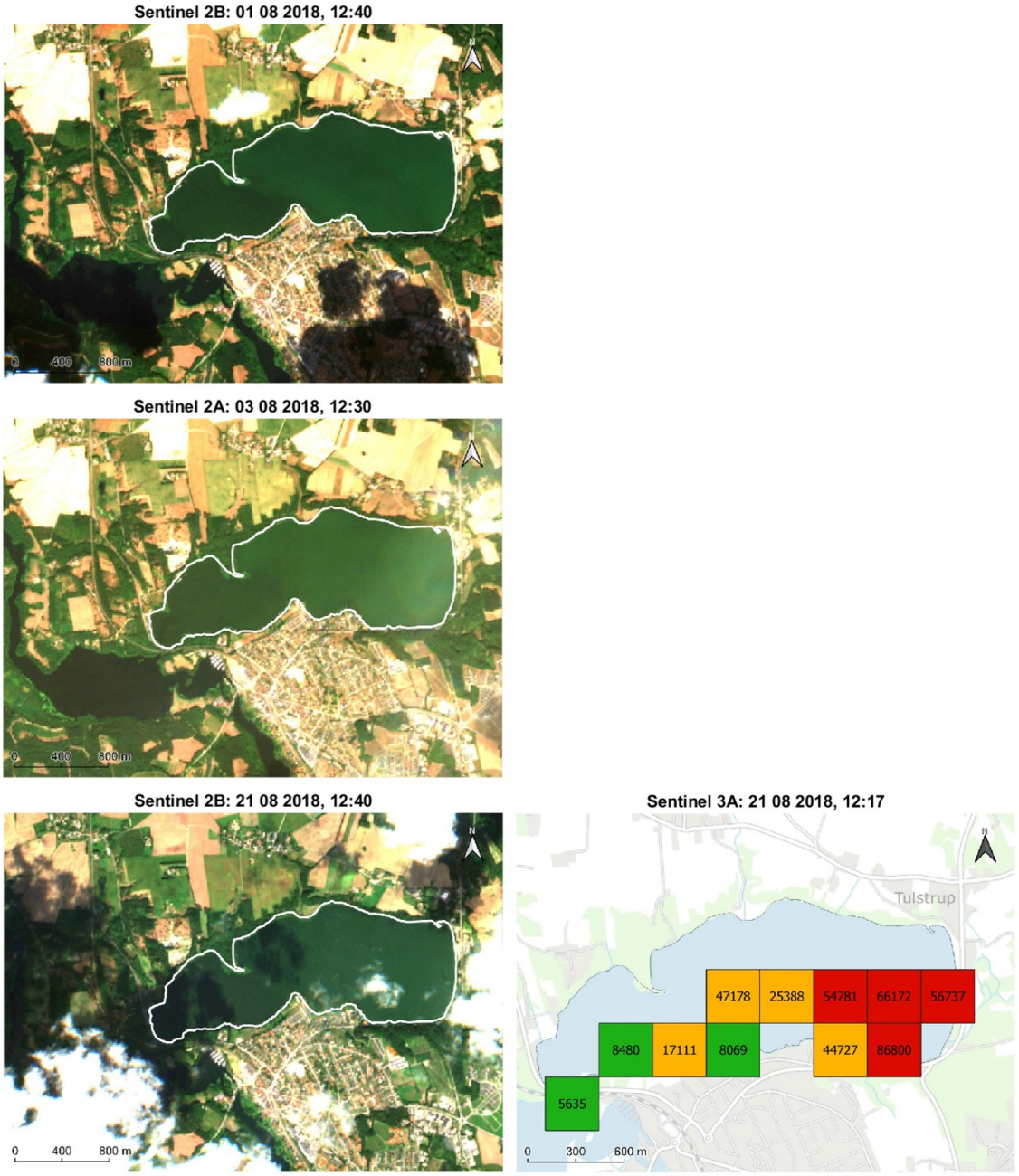
C

Satellitobservationer fra Sentinel-2

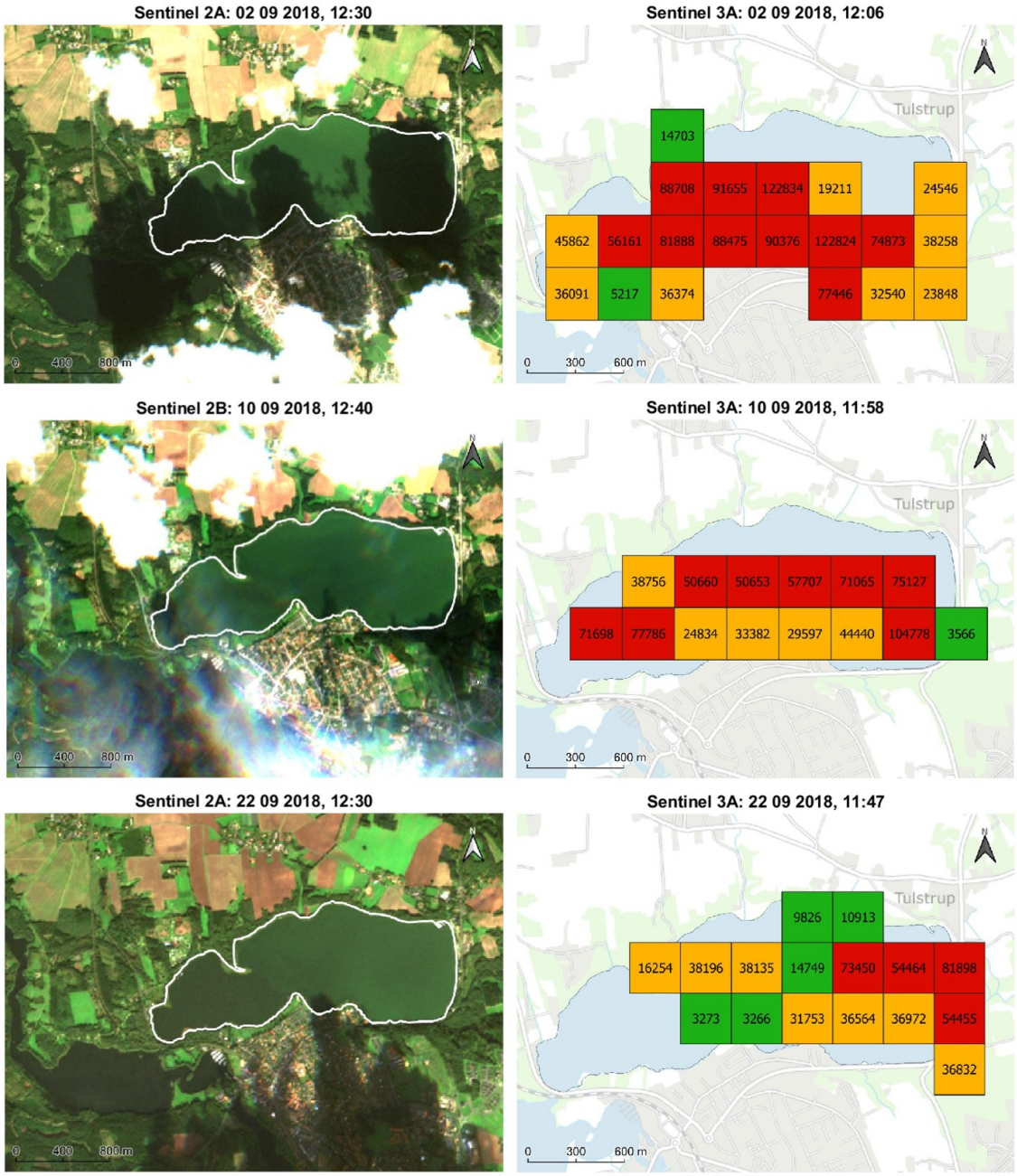
I dette bilag er observationer fra Sentinel-2 præsenteret. Disse er anvendt til visuelt at vurdere, om der er opblomstringer af blågrønalger i Knudsø. På dage med sammenfald mellem observationer fra Sentinel-2 og Sentinel-3 er observationer fra begge satellitter angivet for at sammenligne resultaterne mellem disse. Det bør bemærkes, at det med Sentinel-2 ikke er muligt at adskille blågrønalger fra alger.



Figur C.1: Satellitobservationer fra Sentinel-2 samt mængder af blågrønalger detekteret ud fra Sentinel-3 på dage med sammenfald mellem de to satellitter. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.



Figur C.2: Satellitobservationer fra Sentinel-2 samt mængder af blågrønalger detekteret ud fra Sentinel-3 på dage med sammenfald mellem de to satellitter. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.



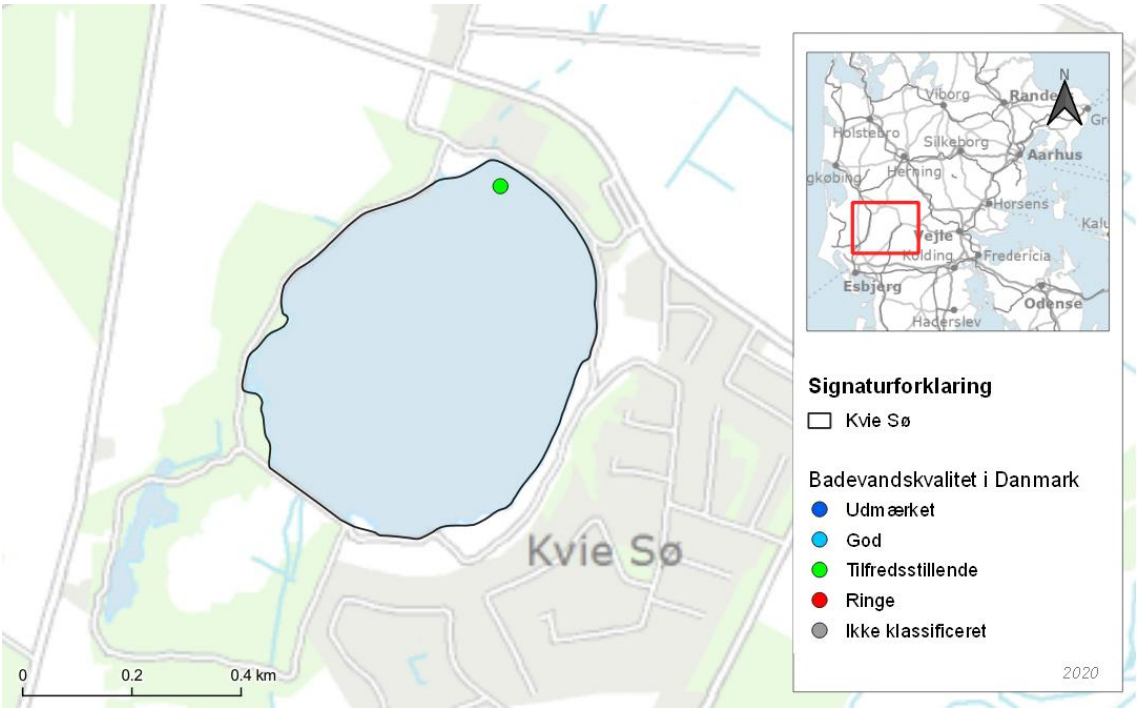
Figur C.3: Satellitobservationer fra Sentinel-2 samt mængder af blågrønalger detekteret ud fra Sentinel-3 på dage med sammenfald mellem de to satellitter. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.

Figur C.4: Satellitobservationer fra Sentinel-2 samt mængder af blågrønalger detekteret ud fra Sentinel-3 på dage med sammenfald mellem de to satellitter. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.

D

Satellitdetektering af blågrønalger i Kvie Sø

I det følgende bilag er satellitdetekteringer fra Kvie Sø beskrevet og præsenteret. Analysen er udført for at undersøge, hvorvidt satellitdetektering er anvendelig i mindre og mere lavvandede søer end Knudsø. Analysen er foretaget i samarbejde med Amphi-Bac ApS. Kvie Sø, som er beliggende i Varde Kommune, har et badevandsområde, som er klassificeret med tilstanden tilfredsstillende. Placeringen af Kvie Sø, placeringen af badevandsområdet og badevandskvaliteten er angivet på figur D.1. Kvie Sø har et overfladeareal på omkring 30 ha, en middeldybde på 1,3 m og en maksimal dybde på 2,6 m [Varde Kommune, 2019b]. Dermed er Kvie Sø betydeligt mindre og mere lavvandet end Knudsø.



Figur D.1: Placering af Kvie Sø, placering af badevandsområdet i Kvie Sø samt badevandskvalitet indhentet fra European Environment Agency [2019b].

Der er i Kvie Sø konstateret opblomstringer af blågrønalger i maj 2019 [Varde Kommune, 2019b]. Opblomstringen er noteret observeret i forbindelse med badevandskontrol den 23. maj 2019 [Varde Kommune, 2019a]. Der er yderligere udsendt en pressemeddelelse om blågrønalger i Kvie Sø den 27. maj 2019 [Pedersen, 2019]. En pressemeddelelse fra den 21. juni om, at der ikke fortsat var opblomstringer i Kvie Sø er ligeledes anvendt til sammenligning med satellitobservationerne. Der

er i andre år ikke dokumentation om opblomstringer, og i badevandsprofilet er det noteret, at opblomstringer af blågrønalger i Kvie Sø ikke tidligere er noteret. Disse oplysninger er anvendt for at undersøge, om resultater fra satellitdetekteringen er i overensstemmelse hermed. Ydermere er satellitdetekteringen anvendt for at undersøge, hvorvidt opblomstringer kan detekteres på øvrige tidspunkter.

Anvendt metode til satellitdetektering

Til behandling af satellitobservationer fra Kvie Sø er algoritmen angivet i udtryk (3.1) anvendt. Beregninger af mængder af blågrønalger er foretaget med udtryk (3.2). Til detekteringen er de samme spektre, som anvendt ved detektering i Knudsø, benyttet.

Samtlige indhentede satellitobservationer er kontrolleret i forhold til skydække. Observationer med skydække af Kvie Sø er forkastet, således at der udelukkende behandles observationer på tidspunkter med klare billeder af Kvie Sø. Samtlige accepterede satellitobservationer er atmosfærekorrigeret med Rayleigh atmosfærekorrektion ved brug af programmet SNAP, hvormed der korrigeres for molekyler og aerosoler i atmosfæren. Satellitobservationerne er reprojekteret med metoden nærmeste nabo til det lokale koordinatsystem.

Indhentede satellitobservationer

Der er indhentet satellitobservationer fra Sentinel-3 OLCI fra ESA, da denne observerer i spektrene angivet i tabel 3.1. Den stedslige opløsning på denne satellit er omkring 300 m, hvilket giver anledning til betydelige usikkerheder ved de estimerede mængder af blågrønalger i Kvie Sø grundet overfladearealet af søen. Ydermere giver reprojektering anledning til usikkerheder, hvorved koncentrationer muligvis ikke er fuldstændigt i overensstemmelse med målte koncentrationer fra området.

Der er indhentet satellitobservationer i perioden maj til september i årene 2016 - 2019. Der er ikke indhentet observationer fra oktober som ved Knudsø, da opblomstringer af blågrønalger typisk forekommer tidligere i lavvandede søer end i dybe søer [Bjerring et al., 2012, afs. 6.1]. Antallet af indhentede satellitobservationer fremgår af tabel D.1. I tabellen er antallet af observationer, som er forkastede grundet skydække, ligeledes angivet. Accepterede observationer angivet i tabellen angiver antallet af observationer, som er atmosfærekorrigeret og undersøgt for opblomstringer af blågrønalger.

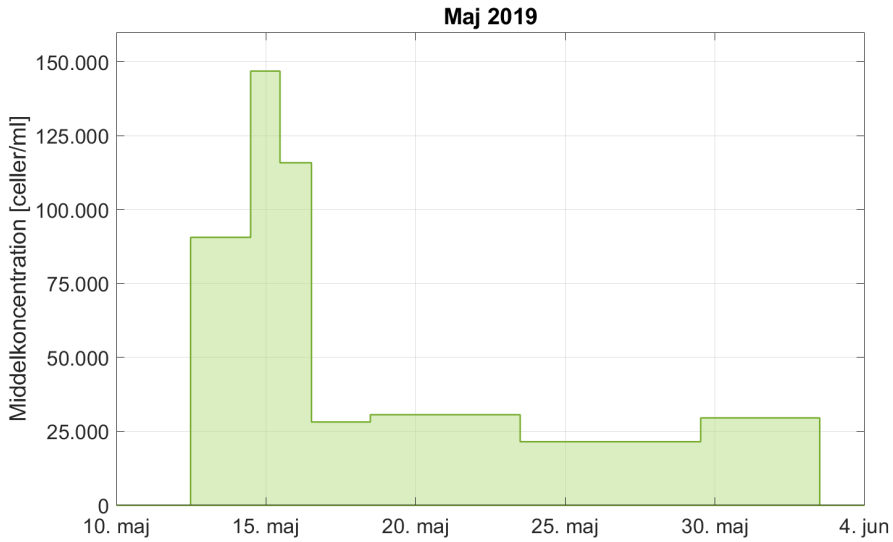
Tabel D.1: Antal accepterede og forkastede satellitobservationer grundet skydække over Kvie Sø. Observationerne er indhentet fra årene 2016 - 2019 i perioden 1. maj til 30. september.

	Antal observationer
Indhentede	649
Forkastede	462
Accepterede	187

Resultater fra satellitdetektering

Der er detekteret opblomstringer af blågrønalger i 12 af de 187 accepterede observationer. Disse 12 observationer er fordelt over 8 forskellige dage. Én af disse dage er i juni 2018, mens de øvrige observeringer er i maj 2019. Der er ikke detekteret blågrønalger i Kvie Sø i år 2016 og 2017. En oversigt over satellitobservationerne er angivet i bilag E, hvor satellitobservationerne med detekterede blågrønalger i Kvie Sø ligeledes er angivet.

Middelkoncentrationen den 8. juni 2018 er beregnet til omkring 58.000 celler/ml. De beregnede middelkoncentrationer i maj i år 2019 er angivet på figur D.2, hvor middelkoncentrationerne er beregnet som middelværdier over døgnet, såfremt der foreligger flere detekteringer i samme døgn.



Figur D.2: Middelkoncentration af blågrønalger i Kvie Sø detekteret i maj 2019. Middelkoncentrationerne er beregnet som middelværdier over døgnet, såfremt der foreligger flere detekteringer i samme døgn.

Der er indhentet satellitobservationer fra Sentinel-2 i perioden 8. - 31. maj 2019 for at sammenligne disse med observationer fra Sentinel-3. Der er to satellitobservationer fra Sentinel-2 uden skydække i perioden. Observationerne fra Sentinel-2 og -3 fra disse to dage fremgår af figur D.3. Af figuren fremgår det, at der er synlige misfarvninger i vandet begge dage, hvormed der med Sentinel-2 er indikationer på opblomstringer af blågrønalger. Baseret på sammenligningen er det vurderet, at der er overensstemmelse mellem observationerne.

Figur D.3: Satellitobservationer fra Sentinel-2 og Sentinel-3 fra den 16. og 18. maj 2019 i Kvie Sø.

Detekteringerne af blågrønalger i maj 2019 er i overensstemmelse med, at der i forbindelse med en badevandskontrol blev observeret opblomstringer af blågrønalger den 23. maj 2019. Ydermere er der ikke detekteret opblomstringer i årene 2016 og 2017, hvilket er i overensstemmelse med, at det i badevandsprofilet er angivet, at der ikke er observeret blågrønalger i andre år end år 2019. Der er blot detekteret blågrønalger en enkelt dag i år 2018, og det er vurderet, at denne opblomstring ikke er observeret og noteret. Det er med satellitter observeret, at der ikke er opblomstringer i juni 2019, hvilket er i overensstemmelse med pressemeddelelsen udsendt i juni 2019. Ydermere er satellitobservationerne sammenlignet med billeder fra Sentinel-2, hvoraf det fremgår, at der er overensstemmelse mellem observationerne.

Det er vurderet, at opblomstringer af blågrønalger ikke generelt udgør store problemer i forhold til badevandskvaliteten i Kvie Sø, da der i flere år ikke er observeret opblomstringer. Det vurderes, at opblomstringerne dog kan forekomme i høje koncentrationer under særlige forhold, hvilket specielt har gjort sig gældende i år 2019. Ud fra analysen er det vurderet, at satellitdetektering er anvendelig i Kvie Sø, og på trods af usikkerheder grundet stedslig opløsning kan opblomstringer af blågrønalger detekteres.

E

Oversigt over satellitobservationer for Kvie Sø

Dette bilag indeholder tabeller med oversigter over satellitobservationerne i perioden 2016 - 2019 fra 1. maj til 30. september i Kvie Sø samt satellitobservationerne for dage med opblomstringer af blågrønalger i Kvie Sø. Inddelingen i tabellerne er opdelt som angivet i bilag A.

Tabel E.1: Satellitobservationer fra Sentinel-3 i 2016 fra 1. maj til 30. september i Kvie Sø. Celler markeret med grøn angiver ingen registreringer af blågrønalger. Markeringer med rød angiver registrering af blågrønalger.

	2016 Måneder med indhentede observationer fra Sentinel-3				
Dato	Maj	Juni	Juli	August	September
1	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække
2	Skydække	Skydække	Ingen data	Skydække	Skydække
3	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække
4	0	0	Skydække	Ingen data	Skydække
5	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	0
6	Skydække	0	Skydække	0	Skydække
7	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
8	0	Skydække	Skydække	0	0
9	Ingen data	0	Skydække	Skydække	Ingen data
10	0	Skydække	Skydække	Skydække	0
11	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
12	0	Skydække	Skydække	Skydække	0
13	0	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data
14	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
15	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0
16	Skydække	Skydække	Skydække	0	0
17	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	Ingen data
18	0	Skydække	Skydække	0	0
19	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
20	Skydække	Ingen data	0	Skydække	Skydække
21	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	Ingen data
22	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0
23	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0
24	Ingen data	Ingen data	0	0	0
25	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	0
26	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække
27	0	Skydække	Skydække	Skydække	0
28	Ingen data	Ingen data	0	Skydække	Skydække
29	Skydække	Skydække	Ingen data	Skydække	Skydække
30	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0
31	Skydække	-	Skydække	Skydække	-

Tabel E.2: Satellitobservationer fra Sentinel-3 i 2017 fra 1. maj til 30. september i Kvie Sø. Celler markeret med grøn angiver ingen registreringer af blågrønalger. Markeringer med rød angiver registrering af blågrønalger.

	2017 Måneder med indhentede observationer fra Sentinel-3				
Dato	Maj	Juni	Juli	August	September
1	0	0	0	Skydække	0
2	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
3	0	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data
4	Skydække	Skydække	0	Skydække	0
5	0	Skydække	0	Skydække	Skydække
6	0	Ingen data	0	Skydække	Skydække
7	0	Skydække	Ingen data	Ingen data	Ingen data
8	0	Skydække	Skydække	0	Skydække
9	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
10	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække
11	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	Skydække
12	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0
13	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
14	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	0
15	0	Skydække	Ingen data	Skydække	Skydække
16	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
17	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække
18	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække
19	Skydække	0	0	Skydække	Skydække
20	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække
21	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
22	Ingen data	0	Skydække	Skydække	Ingen data
23	Skydække	Skydække	Skydække	0	0
24	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
25	0	0	Skydække	Skydække	Skydække
26	0	0	0	Ingen data	Ingen data
27	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
28	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
29	Skydække	Skydække	Skydække	0	Skydække
30	Skydække	Skydække	Ingen data	Ingen data	Ingen data
31	Skydække	-	Skydække	Skydække	-

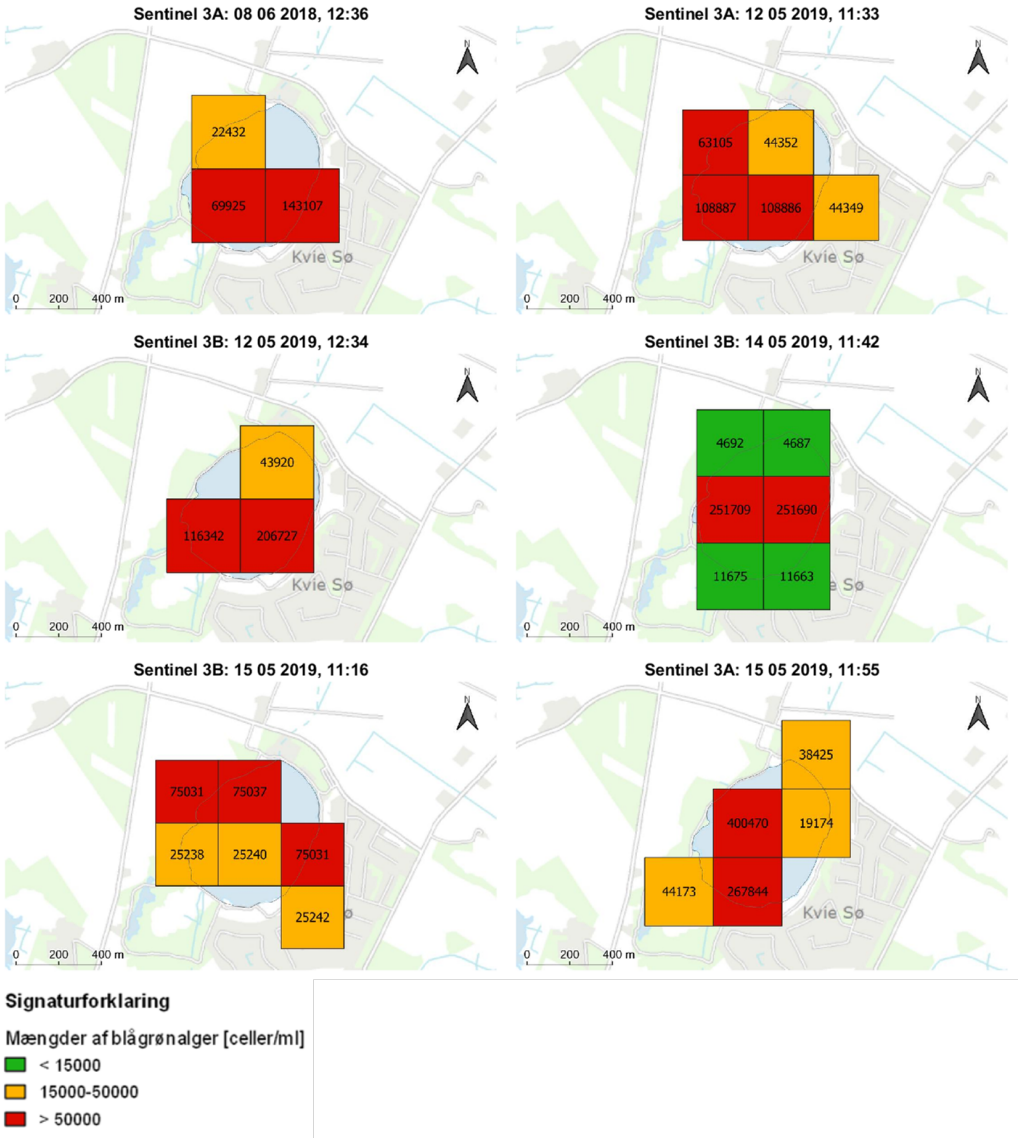
Tabel E.3: Satellitobservationer fra Sentinel-3 i 2018 fra 1. maj til 30. september i Kvie Sø. Celler markeret med grøn angiver ingen registreringer af blågrønalger. Markeringer med rød angiver registrering af blågrønalger.

	2018 Måneder med indhentede observationer fra Sentinel-3				
Dato	Maj	Juni	Juli	August	September
1	Skydække	0	Ingen data	Skydække	Skydække
2	Skydække	0	0	0	Skydække
3	Skydække	Skydække	0	0	Skydække
4	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække
5	0	0	Skydække	0	0
6	0	0	0	Skydække	0
7	0	0	0	Ingen data	Skydække
8	Ingen data	1	0	Skydække	Ingen data
9	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
10	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække
11	0	Skydække	Skydække	0	Skydække
12	Skydække	Skydække	0	Ingen data	Ingen data
13	0	Skydække	0	Ingen data	Skydække
14	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
15	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
16	0	Skydække	Ingen data	Ingen data	Igen data
17	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
18	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	0
19	0	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække
20	0	Skydække	Ingen data	Ingen data	Ingen data
21	0	Skydække	0	0	Skydække
22	0	Skydække	Skydække	0	0
23	Ingen data	Ingen data	Skydække	Skydække	Skydække
24	0	Skydække	Ingen data	Ingen data	0
25	0	Skydække	0	Skydække	0
26	0	0	0	0	Skydække
27	Ingen data	Ingen data	0	Skydække	Skydække
28	Skydække	0	Ingen data	Skydække	Skydække
29	0	0	Skydække	Skydække	Skydække
30	0	0	Skydække	Skydække	Skydække
31	Ingen data	-	Skydække	0	-

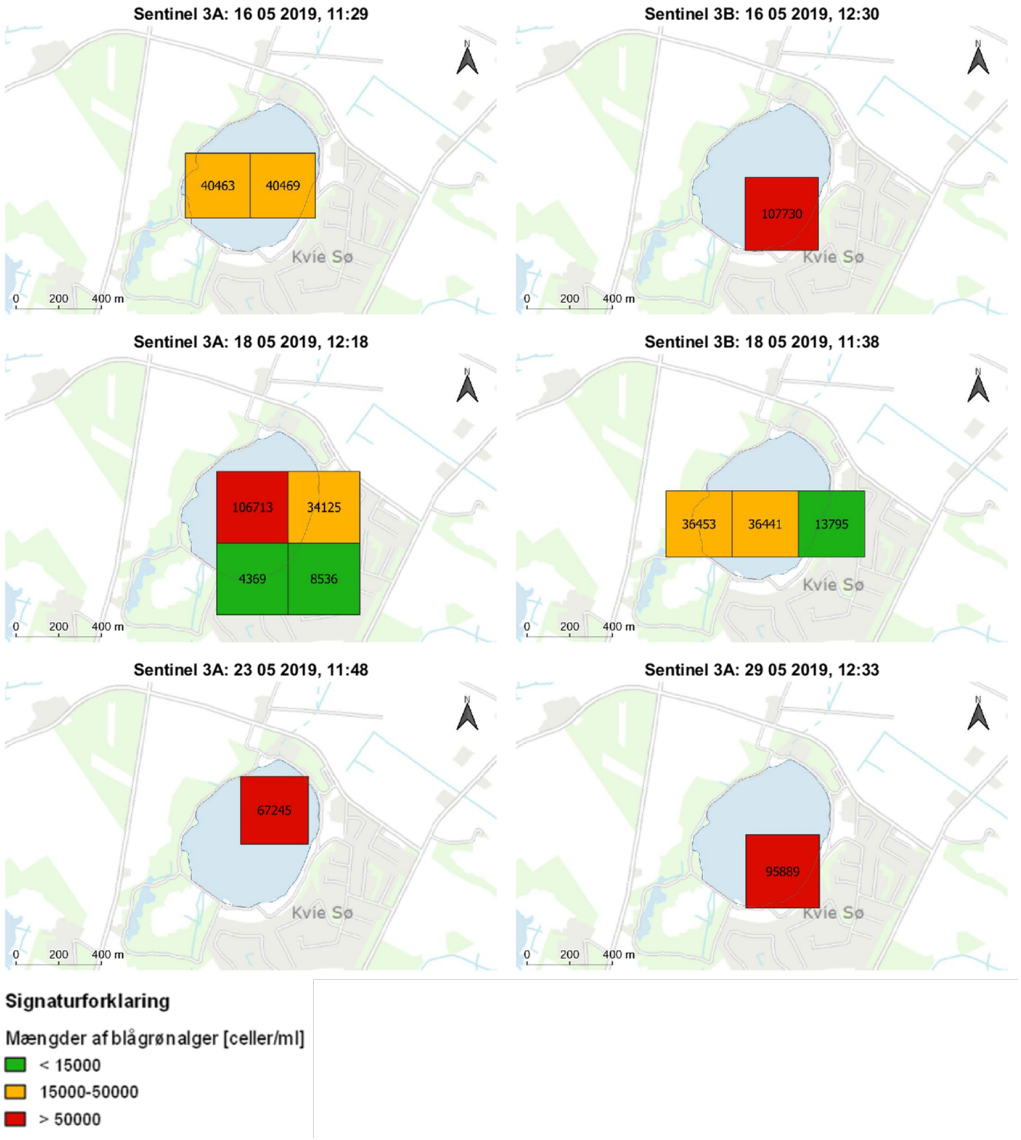
Tabel E.4: Satellitobservationer fra Sentinel-3 i 2019 fra 1. maj til 30. september i Kvie Sø. Celler markeret med grøn angiver ingen registreringer af blågrønalger. Markeringer med rød angiver registrering af blågrønalger.

	2019 Måneder med indhentede observationer fra Sentinel-3				
Dato	Maj	Juni	Juli	August	September
1	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
2	Skydække	0	Skydække	Skydække	0
3	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
4	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
5	0*	Skydække	0*	Skydække	Skydække
6	0	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
7	0	0*	Skydække	Skydække	0
8	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
9	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
10	Skydække	Skydække	0	Skydække	Skydække
11	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
12	1*	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
13	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække
14	1	0*	Skydække	Skydække	Skydække
15	1*	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
16	1*	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
17	Skydække	0	Skydække	Skydække	0
18	1*	0*	Skydække	Skydække	0
19	Skydække	0	Skydække	0	0
20	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække	Skydække
21	Skydække	0	Skydække	Skydække	0
22	Skydække	0	Skydække	Skydække	0*
23	1	0	0*	Skydække	0
24	Skydække	0	0	0	Skydække
25	Skydække	Skydække	0*	0	Skydække
26	Skydække	0*	Skydække	0	Skydække
27	Skydække	Skydække	Skydække	0*	0
28	Skydække	Skydække	Skydække	0*	Skydække
29	1	0*	Skydække	Skydække	Skydække
30	Skydække	0	Skydække	Skydække	Skydække
31	Skydække	-	Skydække	0*	-

* *Detekteret af Sentinel-3A og -3B*



Figur E.1: Mængder af blågrønalger estimeret ud fra satellitobservationer af Kvie Sø. Mængderne er angivet i celler/ml. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.



Figur E.2: Mængder af blågrønalger estimeret ud fra satellitobservationer af Kvie Sø. Mængderne er angivet i celler/ml. På billederne er navnet på den anvendte satellit, dato samt tidspunkt angivet.

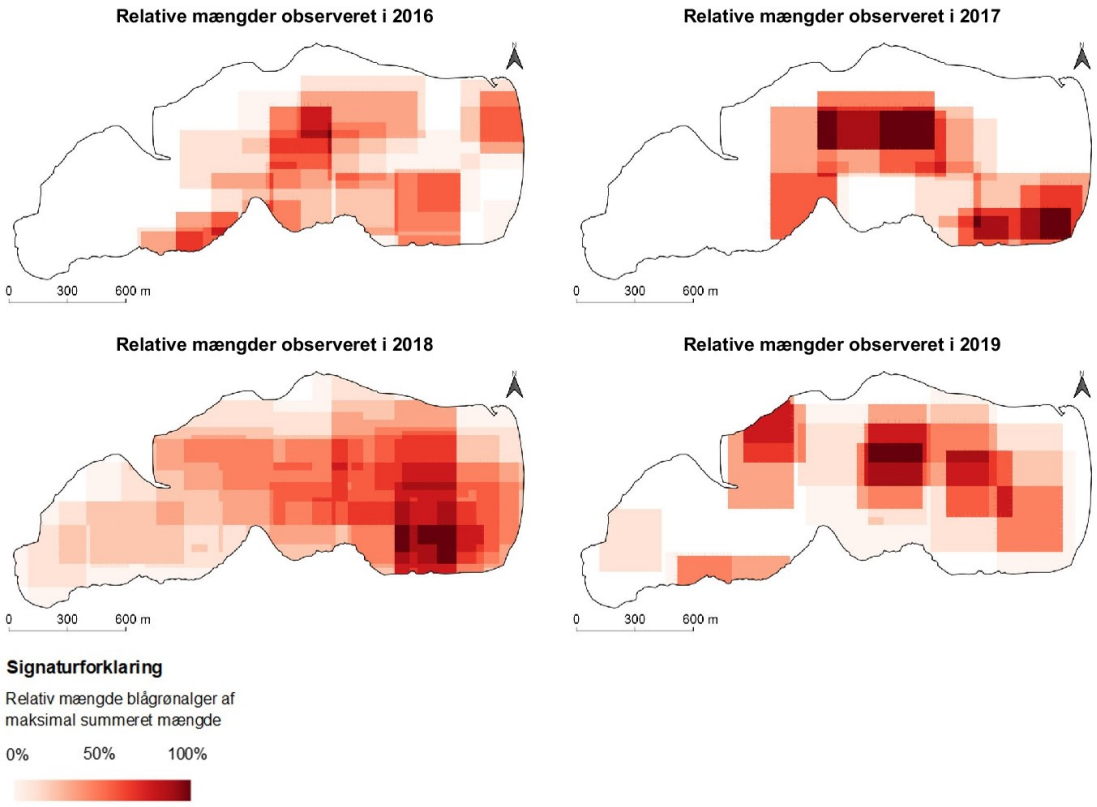
F

Sammenligning af vindforhold og blågrønalger

I dette bilag er spatiale fordelinger af blågrønalger i Knudsø præsenteret. Der er foretaget analyser for hvert af de fire år med tilgængelige satellitobservationer samt på månedsbasis. Antal observerede hændelser i forskellige dele af Knudsø samt områder i søen med høje koncentrationer af blågrønalger er analyseret.

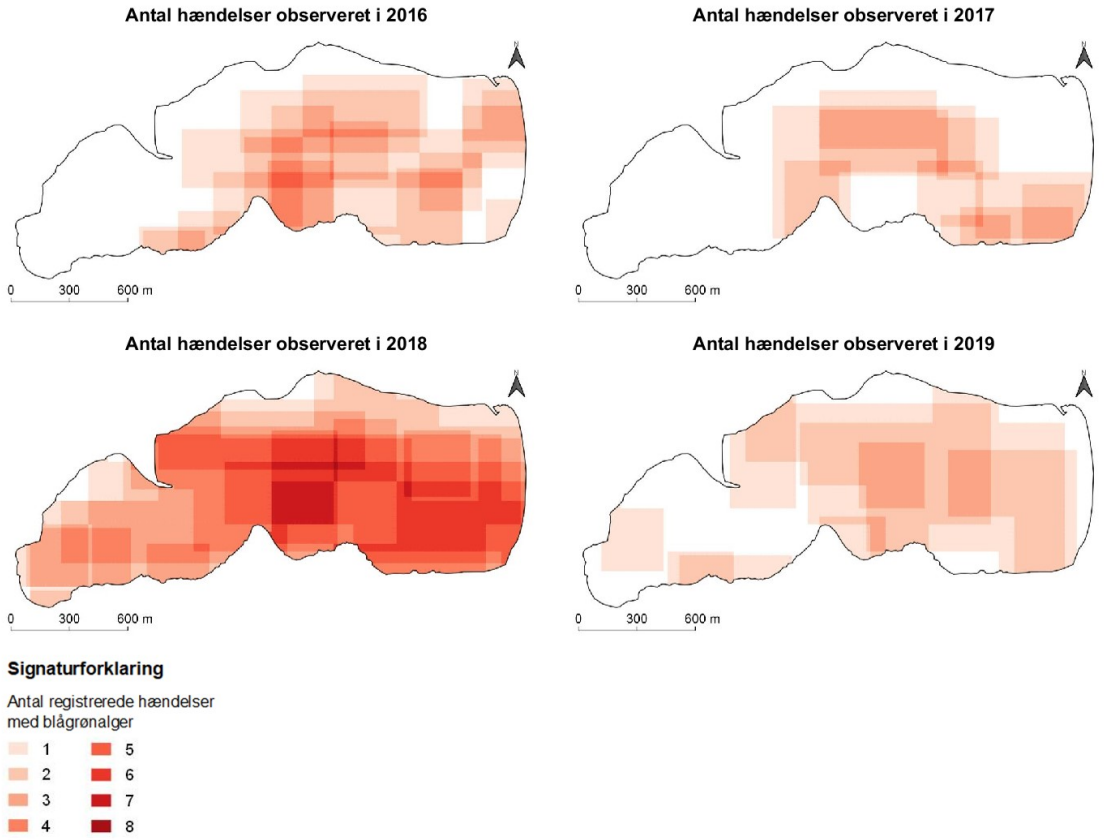
Analyse af spatiale fordelinger på årsbasis

De summerede mængder blågrønalger for hvert år relativt til den maksimale summerede mængde detekteret i søen i det pågældende år er angivet på figur F.1.



Figur F.1: Summerede mængder blågrønalger relativt til den maksimale detekterede mængde i det pågældende år.

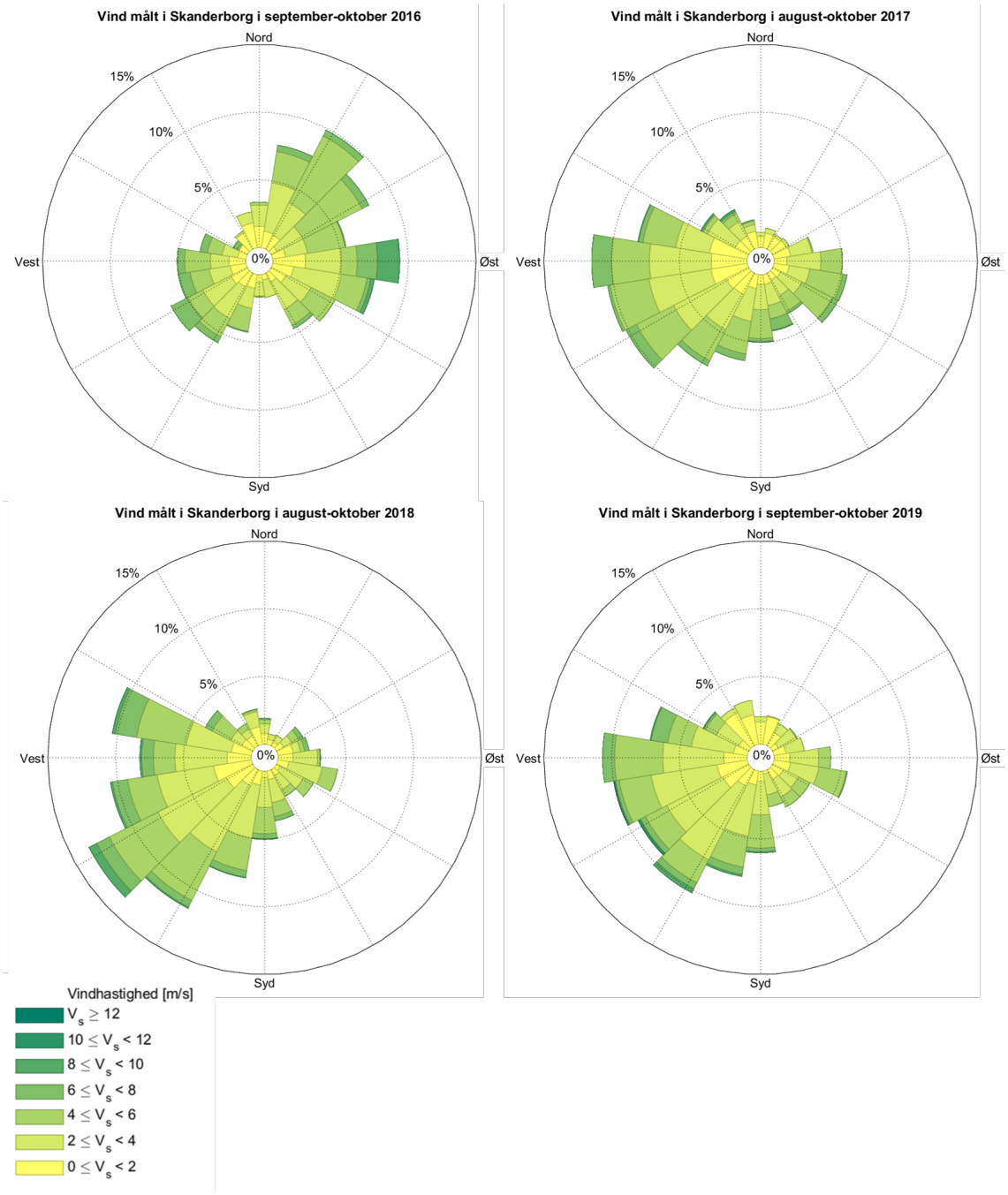
Det fremgår af figur F.1, at de største mængder blågrønalger er detekteret i den dybe del af Knudsø, hvilken er illustreret på figur 2.1. Dette gør sig gældende for hvert af de fire betragtede år. Forekomster af blågrønalger for hvert af de fire år er ligeledes betragtet for at undersøge, om tendensen i hyppigheder af forekomster tilsvarer tendenserne for de relative mængder. Antallet af forekomster i Knudsø er angivet på figur F.2.



Figur F.2: Antal hændelser med opblomstringer af blågrønalger i Knudsø i årene 2016 - 2019.

Det fremgår af figur F.2, at der i årene 2016, 2017 og 2019 forekommer opblomstringer betydeligt oftere i den dybe del af Knudsø i forhold til den lavvandede del. Der er dog ikke en betydelig forskel i antallet af forekomster i forskellige dele af søen i år 2018. I dette år er der detekteret opblomstringer af blågrønalger i størstedelen af Knudsø flere gange, hvilket kan være årsag til, at der ikke er en tydelig forskel mellem den dybe og lave del af søen i forhold til antallet af hændelser.

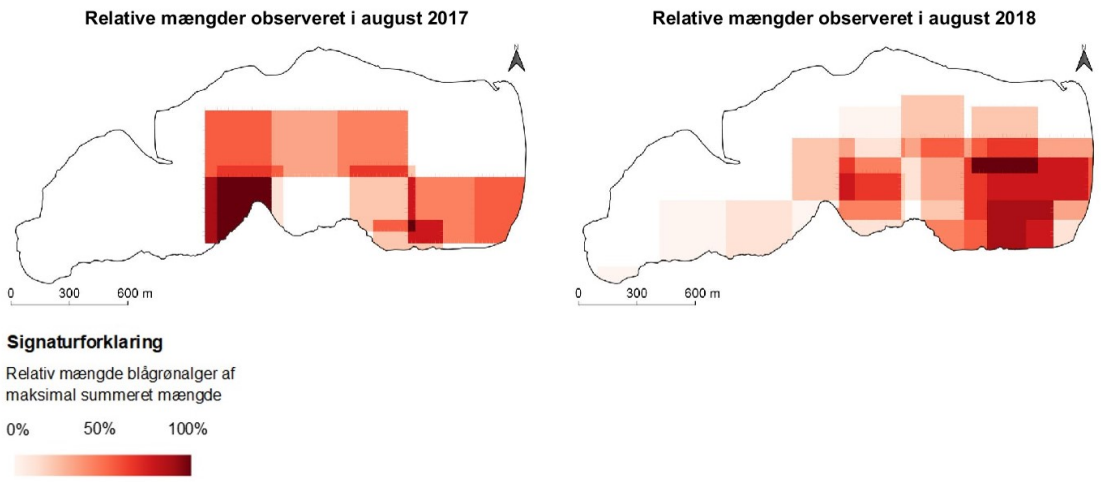
Der er optegnet vindroser for de fire år, hvilke er illustreret på figur F.3. Det er illustreret, at vind fra vest er dominerende i årene 2017, 2018 og 2019. I år 2016 er østenvind dog dominerende. Da der ikke er sammenhæng mellem den spatiale fordeling af blågrønalger og vindretninger i år 2016, kan der ikke antages årsagssammenhænge mellem spatiale fordelinger af blågrønalger og vindretninger ud fra en analyse på årsbasis.



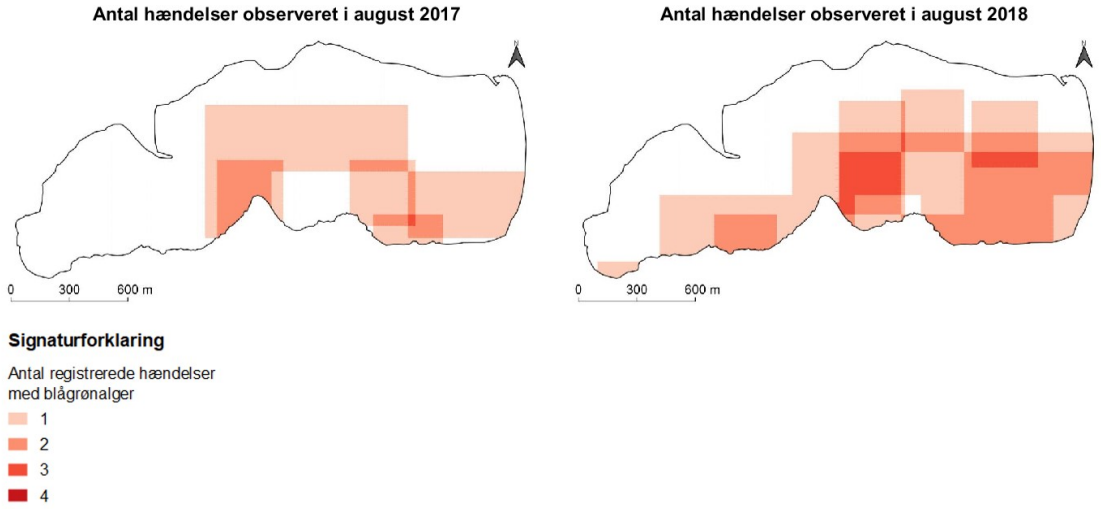
Figur F.3: Vindrose for årene 2016 - 2019 i perioden august til oktober. Vindmålingerne er målt i Skanderborg og indhentet fra DMI [2020]

Analyse af spatiale fordelinger på månedsbasis

Placeringerne af blågrønalger detekteret for hver måned er undersøgt i forhold til eventuelle forskelle eller sammenhænge baseret på tidspunktet for opblomstringerne. De relative mængder blågrønalger og antal forekomster detekteret i august måned i 2017 og 2018 er angivet på henholdsvis figur F.4 og F.5.



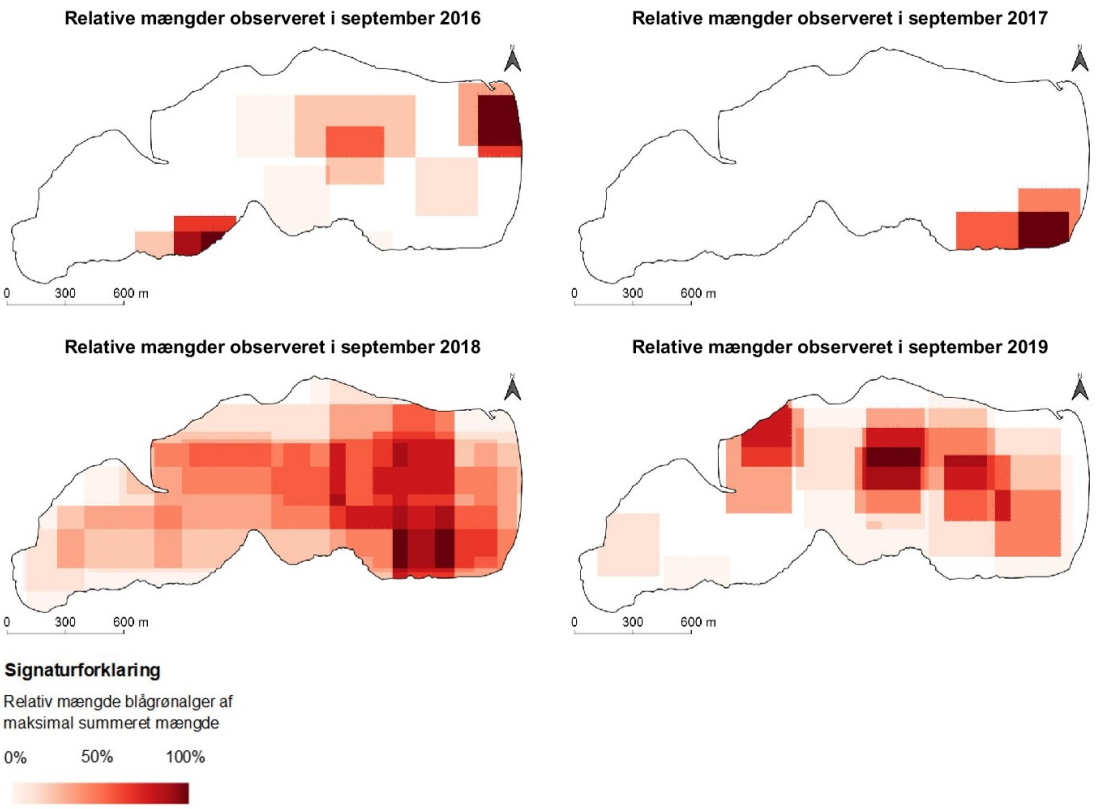
Figur F.4: Summerede mængder blågrønalger relativt til den maksimale detekterede mængde i august måned det pågældende år.



Figur F.5: Antal hændelser med opblomstringer af blågrønalger i Knudsø i august måned.

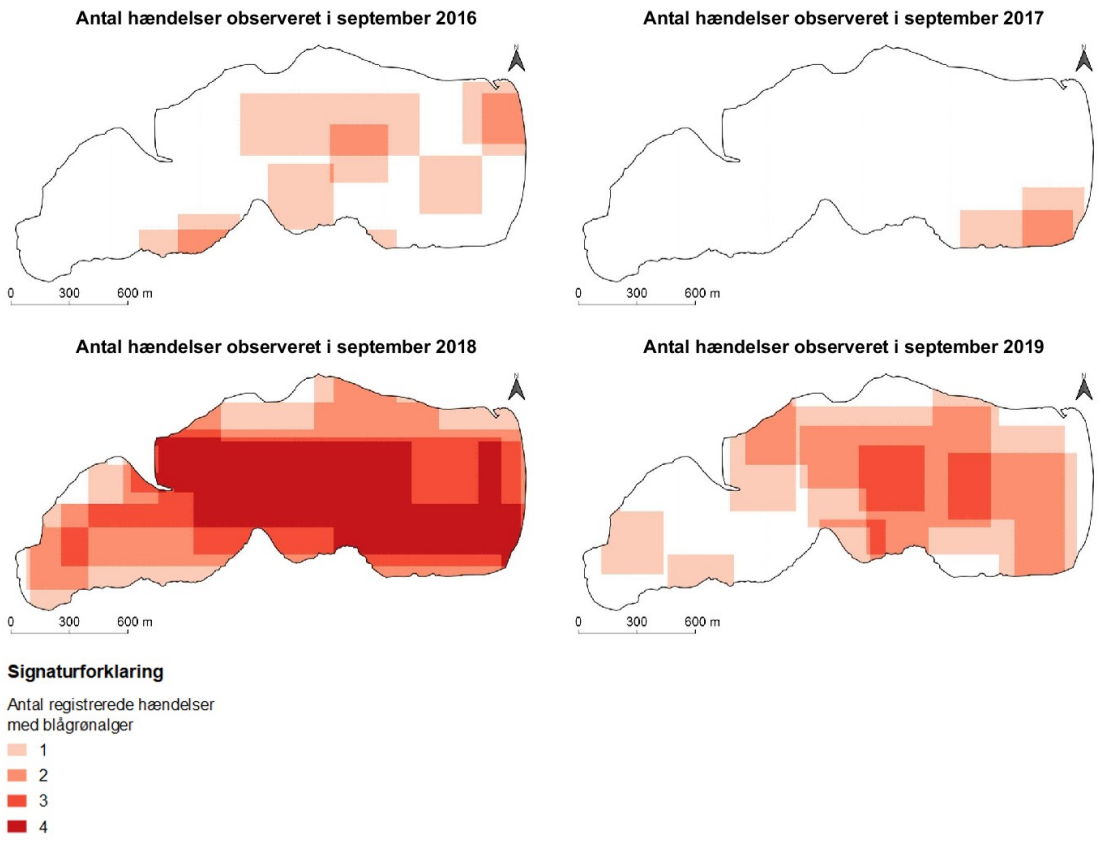
Af figur F.4 og F.5 fremgår det, at opblomstringerne primært er detekteret i den dybe del af Knudsø. Baseret på det begrænsede datagrundlag er det dog ikke muligt med større nøjagtighed at fastsætte områder i søen, hvor opblomstringer typisk forekommer i august.

De summerede detekterede mængder blågrønalger og antallet af forekomster detekteret i september 2016 - 2019 er angivet på henholdsvis figur F.6 og F.7.



Figur F.6: Summerede mængder blågrønalger relativt til den maksimale detekterede mængde i september måned det pågældende år.

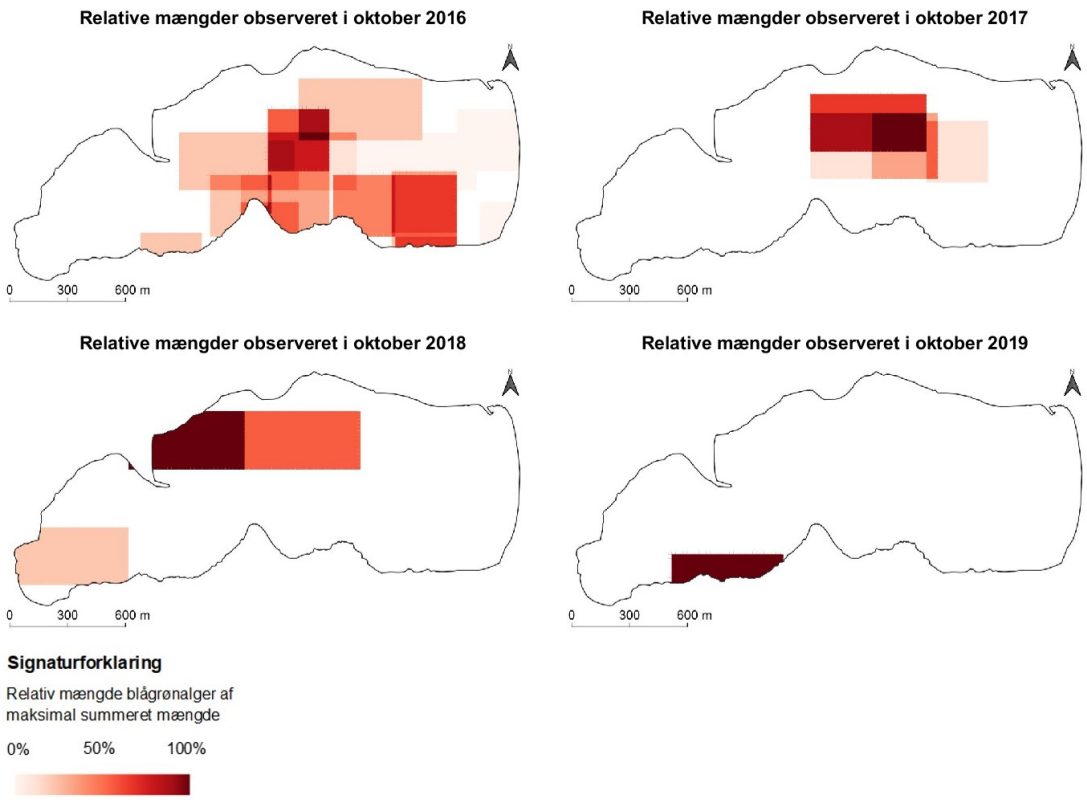
På figur F.6 er det illustreret, at de højeste detekterede mængder i september måned forekommer i den dybe del af Knudsø i hvert af de fire år. For år 2016, 2017 og 2019 er mængderne detekteret i den lavvandede del begrænsede i forhold til mængderne i den dybe del. I år 2018 er der detekteret forholdsvist høje relative mængder i den lavvandede del af søen i forhold til de øvrige år. I september 2018 er der detekteret blågrønalger i store dele af Knudsø, og de detekterede mængder er ydermere betydeligt højere end de, der er detekteret i de andre år. At der er detekteret blågrønalger i størstedelen af søen kan være en indikation af, at der i september 2018 har været opblomstringer i størstedelen af Knudsø, og at blågrønalger muligvis har begrænset væksten for alger i søen. Derfor er der ikke indikationer på, at høje koncentrationer af blågrønalger i den vestlige del af Knudsø forekommer i perioder uden opblomstringer i størstedelen af Knudsø.



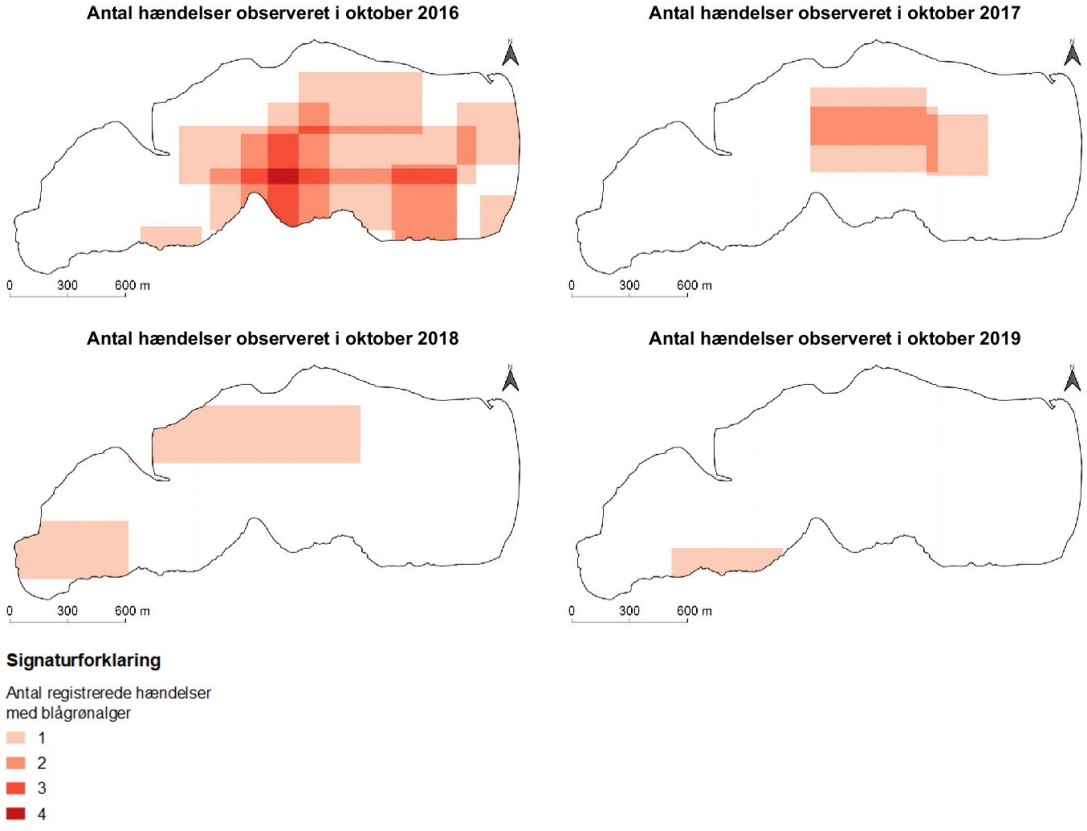
Figur F.7: Antal hændelser med opblomstringer af blågrønalger i Knudsø i september måned.

Af figur F.7 fremgår det, at der er detekteret relativt mange hændelser i den lavvandede del af Knudsø i september 2018. Disse hændelser er medvirkende til, at der ved betragtning af hele perioden synes at være detekteret relativt mange hændelser i den vestlige del af Knudsø. Baseret på denne analyse er det vurderet, at mange hændelser i den vestlige del med relativt høje koncentrationer af blågrønalger primært forekommer i perioder med opblomstringer i størstedelen af Knudsø.

De summerede mængder blågrønalger i oktober måned relativt til den maksimale summerede mængde detekteret i den pågældende måned er angivet på figur F.8. Antal hændelser observeret i Knudsø i oktober måned i årene 2016 - 2019 er angivet på figur F.9. Af figurene fremgår der ikke tydelige tendenser i forhold til mere nøjagtig lokation af opblomstringer i oktober.



Figur F.8: Summerede mængder blågrønalger relativt til den maksimale detekterede mængde i oktober måned det pågældende år.

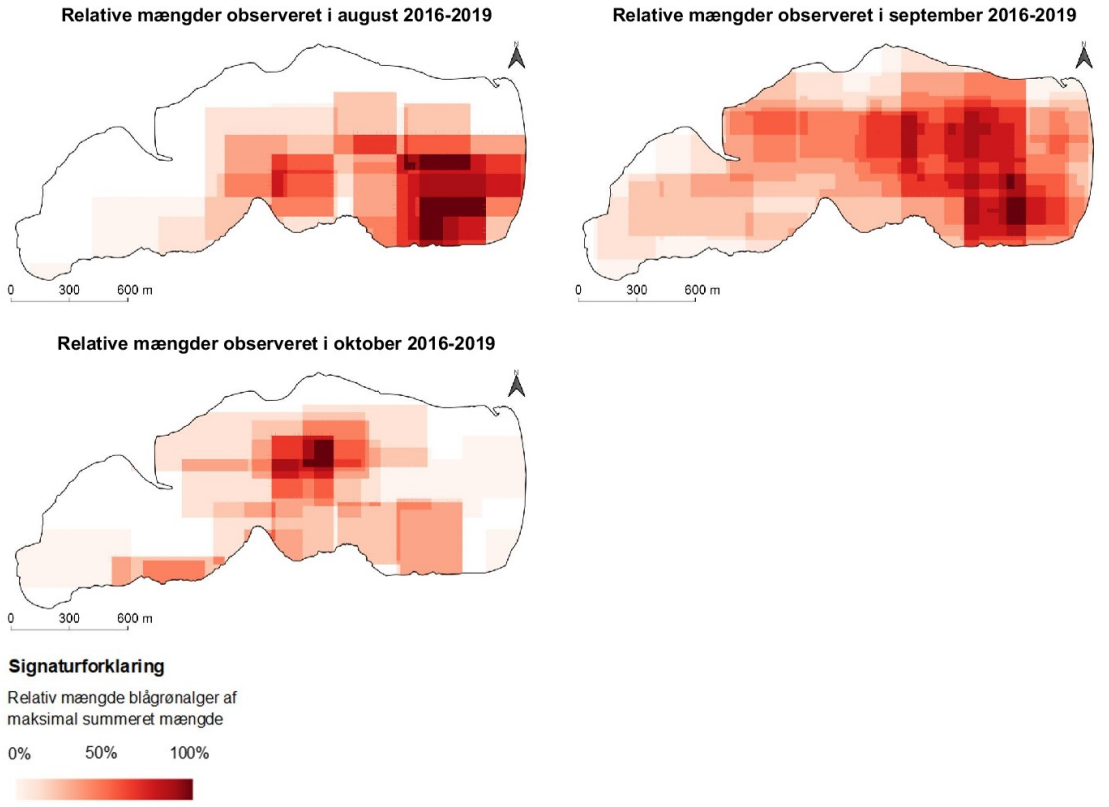


Figur F.9: Antal hændelser med opblomstringer af blågrønalger i Knudsø i oktober måned.

Der er foretaget en analyse af den spatiale fordeling af blågrønalger for hver af de tre måneder, hvori der er detekteret blågrønalger, ved at samle observationerne foretaget i henholdsvis august, september og oktober for år med observationer i de pågældende måneder. De summerede mængder detekteret i august, september og oktober for samtlige år med observationer fremgår af figur F.10.

På figur F.10 er det illustreret, at de højeste relative mængder i august måned primært forekommer i den sydøstlige del af Knudsø. Dog er der udelukkende anvendt observationer for 2 år, da der ikke er observeret blågrønalger i august i årene 2016 og 2019. Baseret på observationerne fra de fire år, kan det ikke med rimelighed antages, at de højeste mængder blågrønalger i august vil forekomme i den sydøstlige del af Knudsø i år med opblomstringer i denne måned.

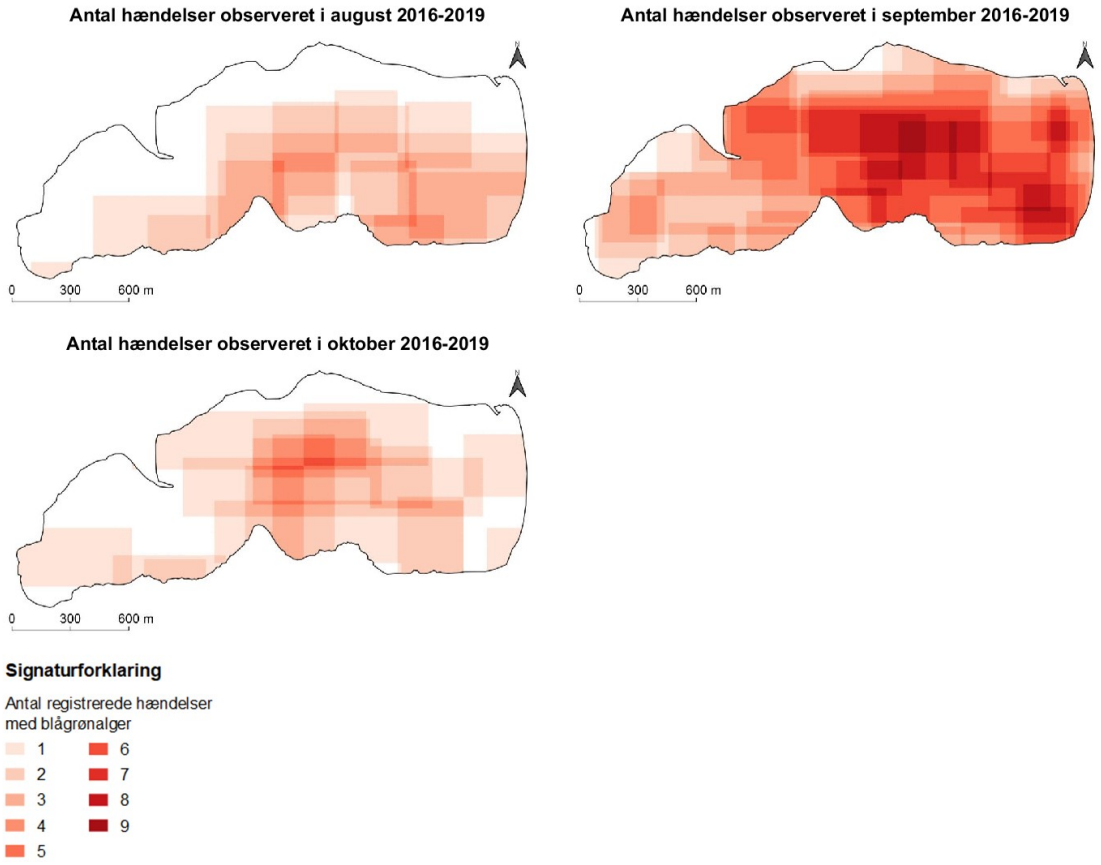
Da mængderne detekteret i september 2018 er betydeligt højere end mængderne detekteret i september i de øvrige år, vægter observationerne fra år 2018 højere end de øvrige på figur F.10. Der er dog indikationer på, at de højeste koncentrationer i september primært forekommer i den dybe del af Knudsø. Det fremgår af figuren, at de højeste mængder i oktober måned ligeledes forekommer i den dybe del af Knudsø. Ydermere kan der være indikationer på, at opblomstringerne forekommer i den midterste del af søen i denne måned.



Figur F.10: Summerede mængder blågrønalger relativt til den maksimale detekterede mængde i den pågældende måned summeret over alle år.

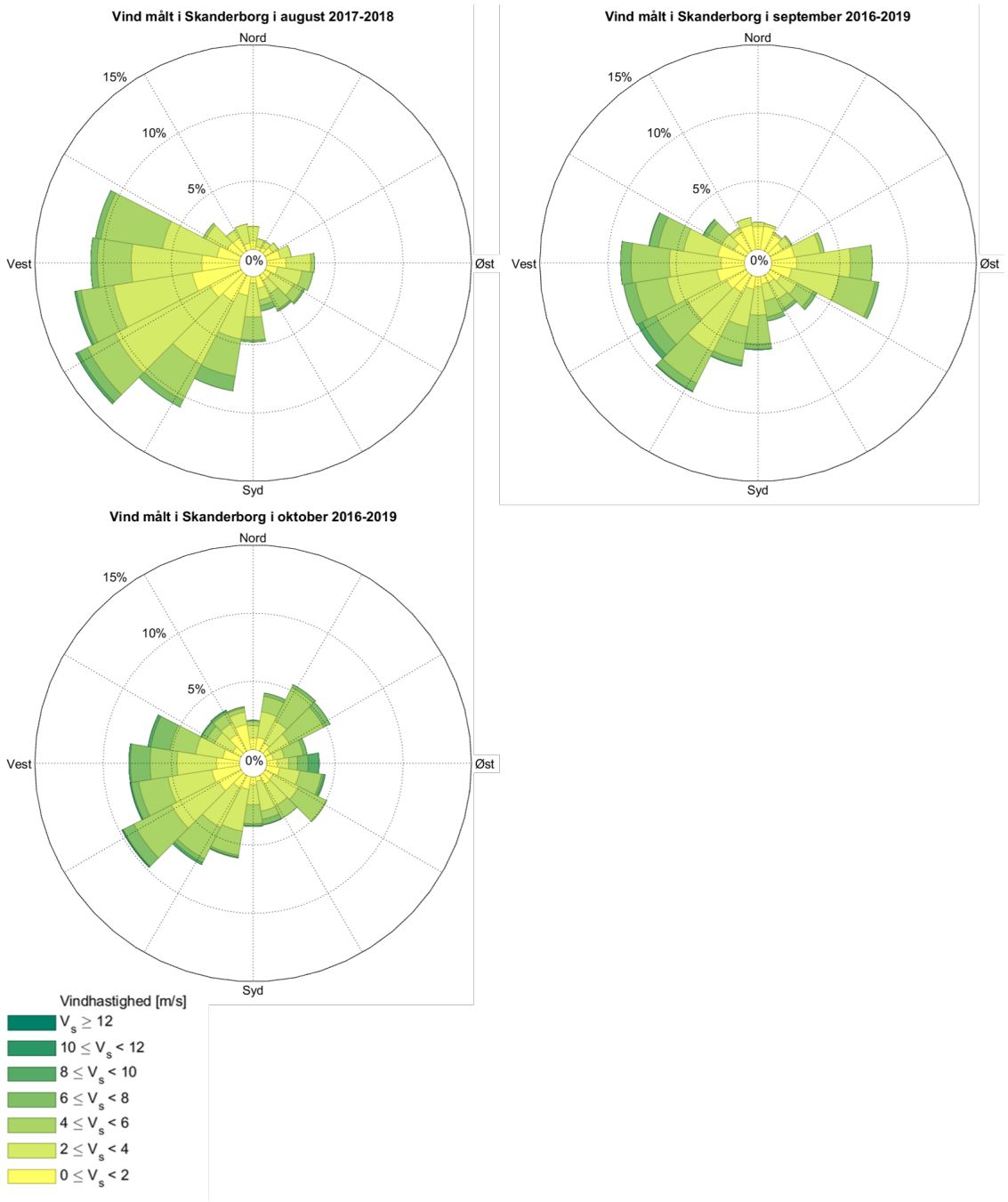
Antal hændelser observeret i hver af de tre måneder er angivet på figur F.11. Af figuren fremgår tendenser svarende til de, som er illustreret på figur F.10. Antal detekterede hændelser i den lavvandede del i september måned er betydeligt højere end de, der er detekteret i de øvrige måneder. Dette forventes dog at skyldes opblomstringer i størstedelen af Knudsø i september 2018, hvorfor det forventes, at opblomstringer forekommer hyppigere i den vestlige del i september end i

de øvrige måneder grundet større opblomstringer i denne måned. Derudover er det illustreret, at antal detekterede hændelser er højere i september end i de øvrige måneder. Der er ligeledes detekteret flere hændelser i større dele af Knudsø i september end i de øvrige måneder. Dette giver en indikation af, at opblomstringer af blågrønalger forekommer hyppigere i større områder i september måned end i august og oktober.



Figur F.11: Antal hændelser med opblomstringer af blågrønalger i Knudsø i henholdsvis august, september og oktober. Antallet af hændelser for hver måned er beregnet som summen af observationer i den pågældende måned for alle år med observationer.

Der er optegnet vindroser for august, september og oktober i årene 2016 - 2019, hvilke fremgår af figur F.12. På figur F.11 er det illustreret, at der ikke er betydelige forskelle i den spatiale fordeling af antal forekomster mellem august og oktober. Dog fremgår det af vindroserne på figur F.12, at vestenvind er væsentligt mere dominerende i august end i oktober. Vindretningerne og -hastighederne målt i september for de betragtede år har ikke direkte sammenhæng med de flere forekomster i den lavvandede del af Knudsø i september. Baseret på dette er det vurderet, at vindforhold ikke er direkte årsag til den spatiale fordeling af blågrønalger på månedsbasis.



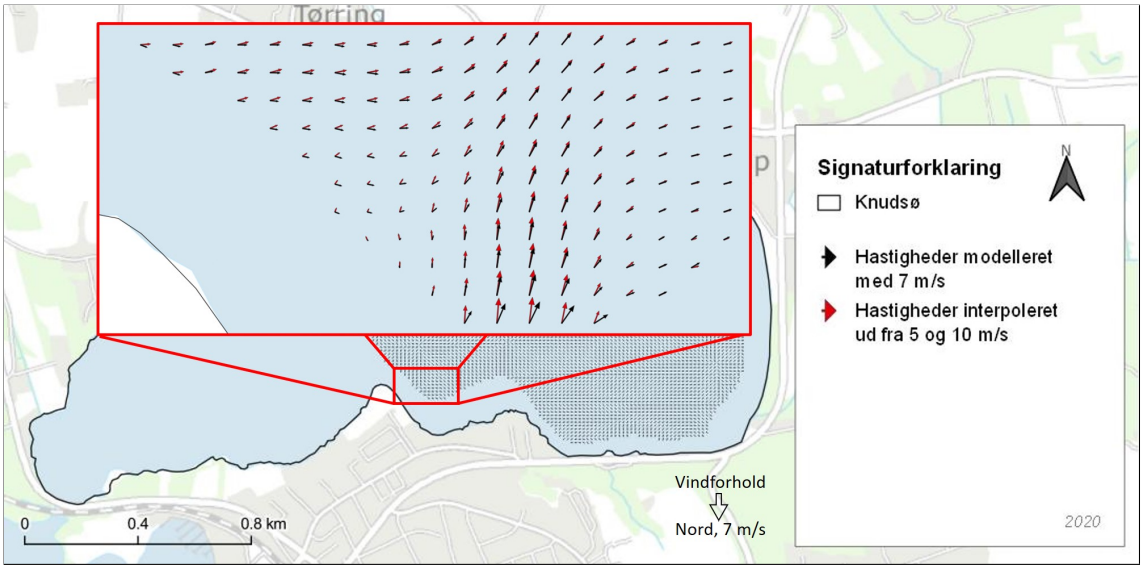
Figur F.12: Vindrose for månederne august til oktober i årene 2016 - 2019. Vindmålingerne er målt i Skanderborg og indhentet fra DMI [2020]

G

Interpolationer mellem strømningsmønstre

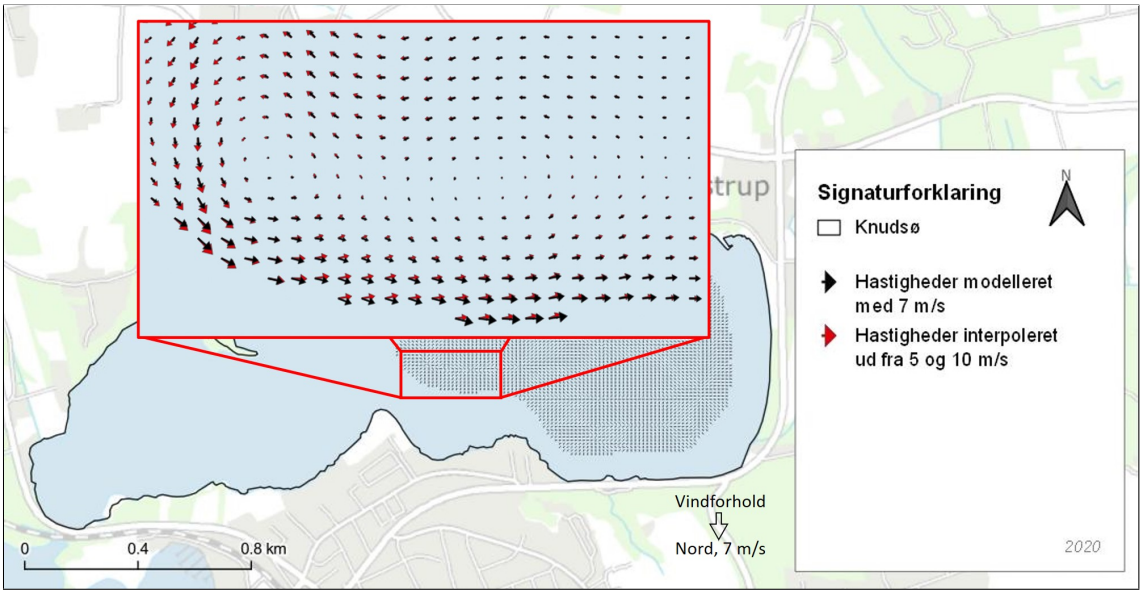
I det følgende bilag er lineært interpolerede og modellerede strømningsmønstre sammenlignet. Der er foretaget lineær interpolation mellem præsimulerede strømningsmønstre modelleret med forskellige vindhastigheder og -retninger for at eftervise, at lineær interpolation kan anvendes. Sammenligningerne er foretaget ved vandoverfladen, ved lagdelingen og under lagdelingen.

De interpolerede hastighedsvektorer ved lagdelingen er illustreret på figur G.1. Strømningshastighederne er interpoleret til at svare til en vindpåvirkning på 7 m/s. Interpolationen er foretaget ud fra modellerede strømningsmønstre med vindhastigheder på 5 og 10 m/s. På figuren er området med størst forskel mellem de interpolerede og modellerede strømningshastigheder angivet. Af figuren fremgår det, at der er forskel på de modellerede og interpolerede strømningsmønstre. Afvigelserne er dog ikke vurderet væsentlige, da dette er området med størst afvigelse. Det er herudfra vurderet, at lineær interpolation kan anvendes omkring lagdelingen.



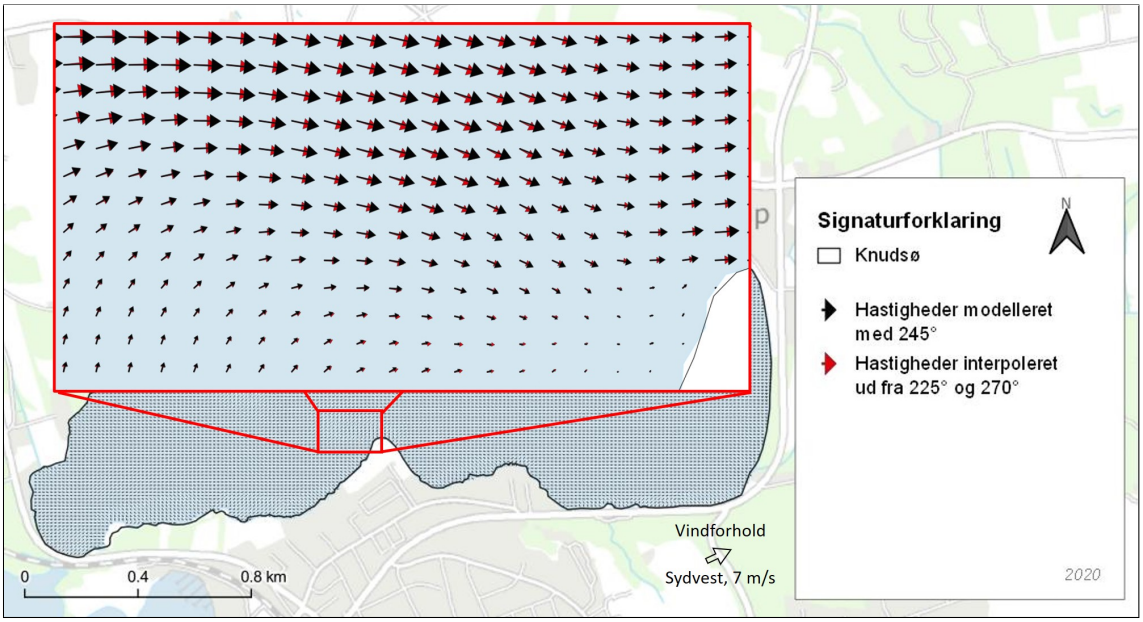
Figur G.1: Strømningsmønstre i en dybde på 10 m modelleret med vindhastighed på 7 m/s og -retning fra nord samt interpolerede strømningshastigheder ud fra modellerede strømningshastigheder ved vindhastigheder på 5 og 10 m/s.

De største afvigelser mellem de interpolerede og modellerede strømningsmønstre under lagdelingen er illustreret på figur G.2. Interpolationen er foretaget mellem vindhastigheder. Det er vurderet, at der opnås tilstrækkelig nøjagtighed ved interpolation mellem de anvendte intervaller under lagdelingen.



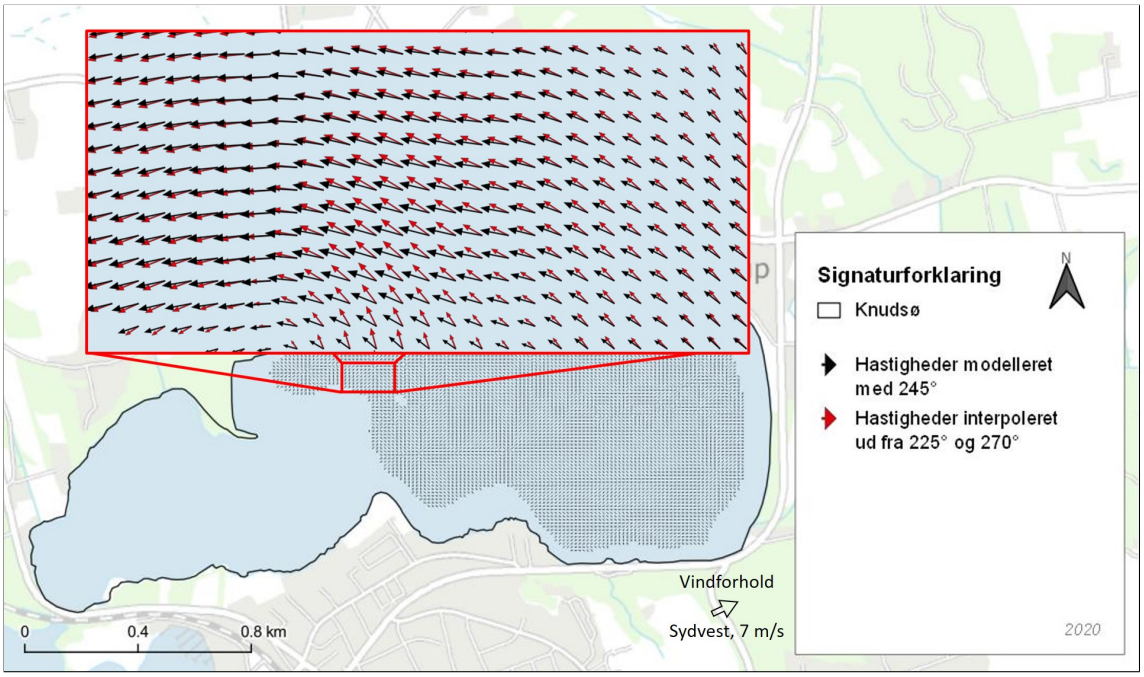
Figur G.2: Strømningsmønstre i en dybde på 18 m modelleret med vindhastighed på 7 m/s og -retning fra nord samt interpolerede strømningshastigheder ud fra modellerede strømningshastigheder ved vindhastigheder på 5 og 10 m/s.

Strømningshastighederne ved en vindhastighed på 7 m/s og vindretning på 245° er interpoleret ud fra simuleringer med vindhastigheder på 7 m/s og vindretninger på 225° og 270°. Området med størst forskel mellem strømningshastighederne ved vandoverfladen fremgår af figur G.3. Det fremgår, at der er mindre afvigelser. Afvigelserne forekommer primært ved strømningshastighederne frem for strømningsretningerne. Afvigelserne er ikke vurderet betydelige ved vandoverfladen.



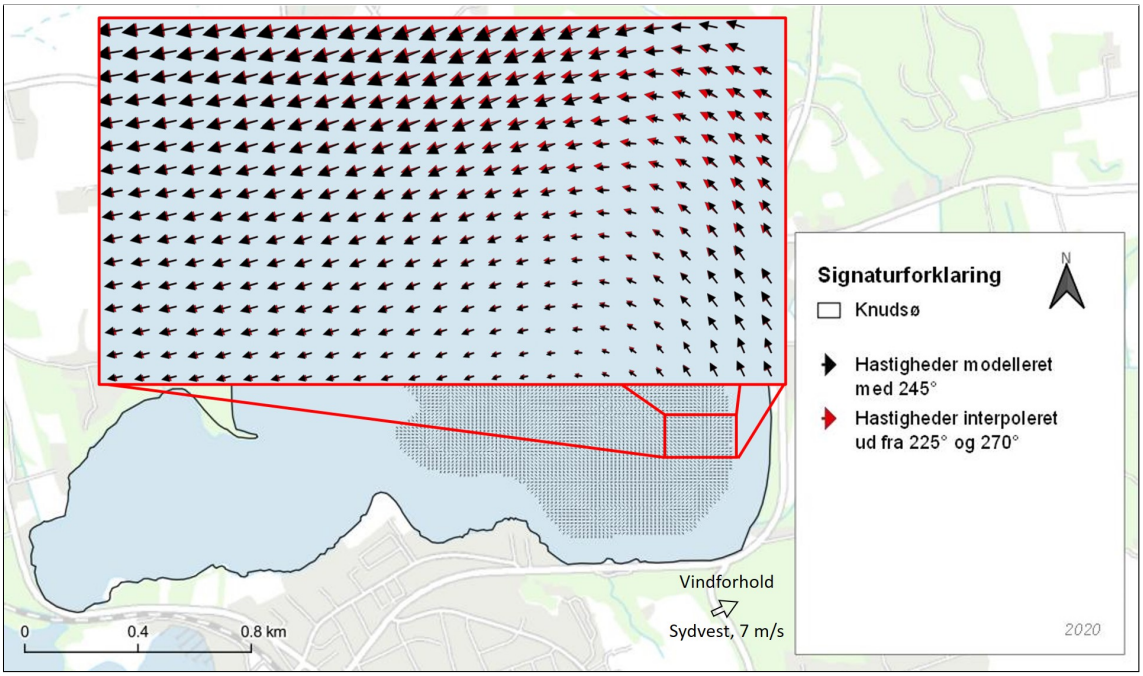
Figur G.3: Strømningsmønstre ved vandoverfladen modelleret med vindhastighed på 7 m/s og -retning fra vestsydvest samt interpolerede strømningshastigheder ud fra modellerede strømningshastigheder ved vindretninger fra sydvest og vest.

De interpolerede strømningshastigheder ved lagdelingen interpoleret mellem forskellige vindretninger fremgår af figur G.4, hvor området med størst afvigelse er fremhævet. Det fremgår, at der i nogle områder i Knudsø er betydelige afvigelser, mens der i andre områder ikke er afvigelser. Der er forskelle mellem de interpolerede og modellerede strømningsretninger, hvilket kan være af betydning for modellering af transporten af blågrønalger.



Figur G.4: Strømningsmønstre i en dybde på 10 m modelleret med vindhastighed på 7 m/s og -retning fra vestsydvest samt interpolerede strømningshastigheder ud fra modellerede strømningshastigheder ved vindretninger fra sydvest og vest.

Området med størst forskel mellem modellerede og interpolerede strømningsmønstre under lagdelingen ved interpolation mellem vindretninger fremgår af figur G.5. Det fremgår, at der ikke er væsentlige afvigelser i strømningshastighederne under lagdelingen.

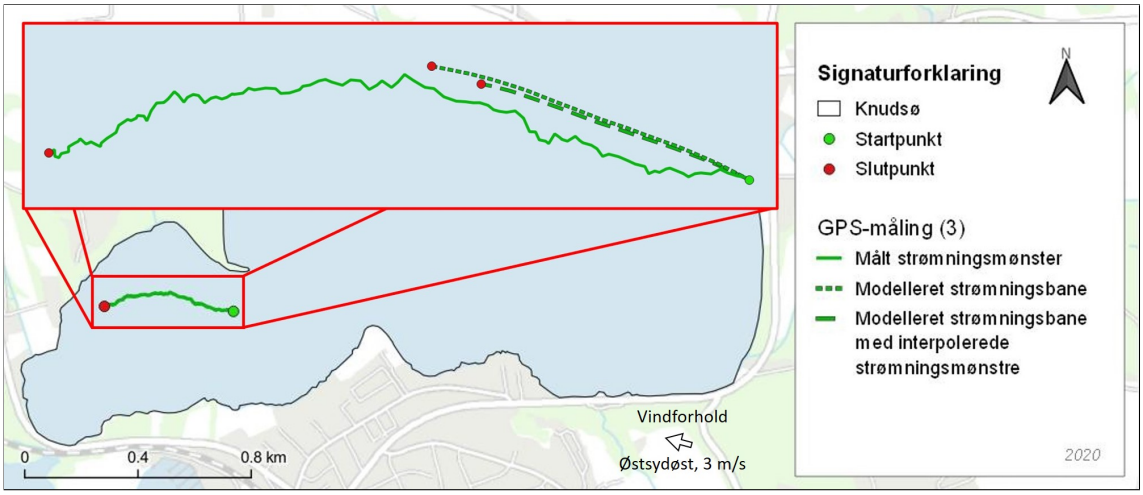


Figur G.5: Strømningsmønstre i en dybde på 18 m modelleret med vindhastighed på 7 m/s og -retning fra vestsydvest samt interpolerede strømningshastigheder ud fra modellerede strømningshastigheder ved vindretninger fra sydvest og vest.

H

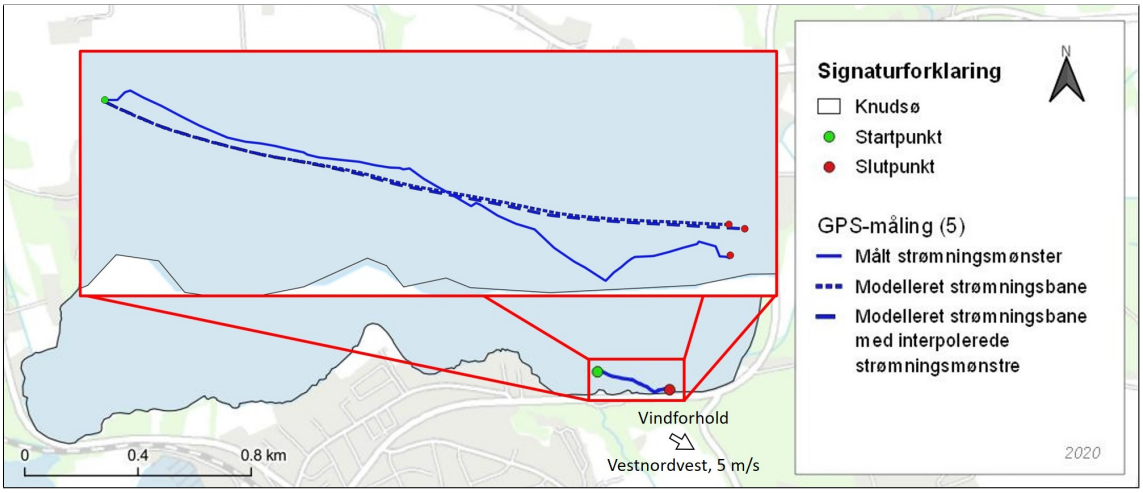
Validering af præsimulerede strømningsmønstre

I dette bilag er præsimuleringer foretaget i MIKE 3 FM valideret ved at sammenligne simulerede strømningsmønstre med GPS-målinger. De horisontale hastigheder, som er anvendt til sammenligningerne er modelleret i det øverste lag af modellen. Sammenligningen mellem GPS-måling (3) og partikelbanesimuleringerne fremgår af figur H.1. Af figuren fremgår det, at strømningshastigheden for de to partikelbanesimuleringer ikke stemmer overens med de målte hastigheder. Dog fremgår det, at den modellerede retning er i overensstemmelse med den målte. Det er uvist, om forsøget er foretaget med drivanker, og derfor er det ikke klart, om der bør være overensstemmelse mellem de målte og modellerede hastigheder. Da forudsætningerne for forsøget ikke er kendte, er det antaget, at modellen kan modellere strømningerne i Knudsø til trods for denne sammenligning.



Figur H.1: Sammenligning mellem GPS-måling (3) og modellerede overfladestrømninger i Knudsø ved vindhastighed på 3,2 m/s og -retning på 107° samt de modellerede overfladestrømninger med interpolerede strømningsmønstre ved vindhastighed på 3 m/s og -retning på 105°.

Strømningsbanen for GPS-måling (5) og de simulerede partikelbaner er illustreret på figur H.2. Det fremgår, at den målte strømningsbane med rimelig nøjagtighed modelleres ud fra simuleringen med de aktuelle vindforhold og ud fra det foruddannede strømningsmønster. Nogle af afvigelserne kan skyldes, at målingen er foretaget nær bredden af søen, hvorfor der kan være vegetation, som har ændret strømningsmønstret eller øget usikkerheden på GPS-signalet.



Figur H.2: Sammenligning mellem GPS-måling (5) og modellerede overfladestrømninger i Knudsø ved vindhastighed på 4,5 m/s og -retning på 301° samt de modellerede overfladestrømninger med interpolerede strømningsmønstre ved vindhastighed på 5 m/s og -retning på 300°.

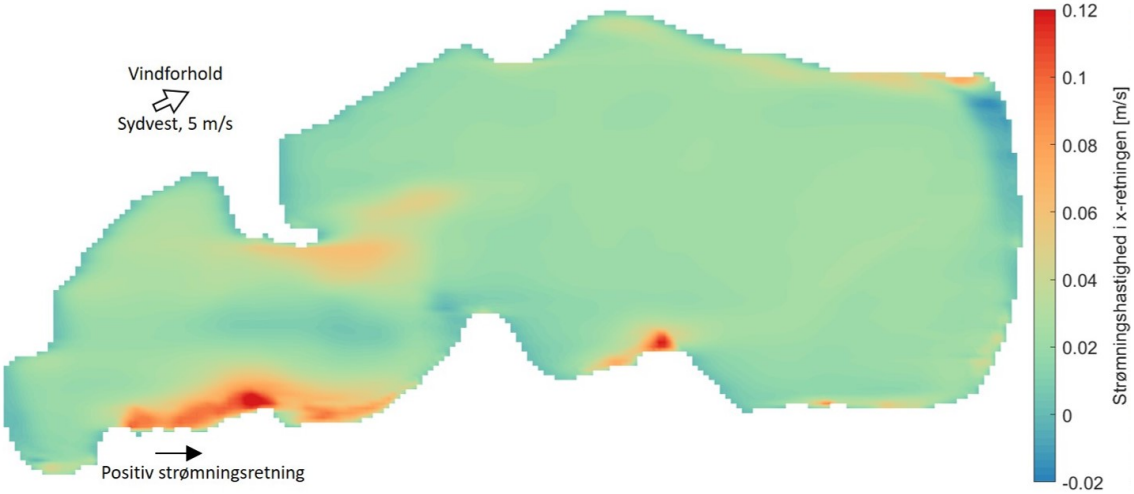
Den målte og de modellerede strømningsbaner for GPS-måling (6) er illustreret på figur H.3. Det fremgår af figuren, at den målte strømningsbane ikke kan modelleres med en vindhastighed på 3 m/s, da der ikke opnås tilstrækkelig høj strømningshastighed. Det er undersøgt, at der i timerne op til målingen har været højere vindhastigheder, og det er antaget, at strømningerne i søen ikke er aftaget forud for målingen. Derfor er der foretaget en simulering med vindhastigheden 5 m/s. Ved sammenligning med denne simulerede partikelbane fremgår det, at der er rimelig overensstemmelse mellem den målte og modellerede strømningshastighed. Der er dog afvigelser i retningerne på strømningsbanerne, hvilket kan skyldes mindre afvigelser mellem lokale vindforhold og vindforhold målt i Skanderborg.

Figur H.3: Sammenligning mellem GPS-måling (6) og modellerede overfladestrømninger i Knudsø ved vindhastighed på 3,1 m/s og -retning på 310° og de modellerede overfladestrømninger med interpolerede strømningsmønstre ved vindhastighed på 3 m/s og -retning på 310 grader samt interpolerede strømningsmønstre ved vindhastighed på 5 m/s og -retning på 310°.

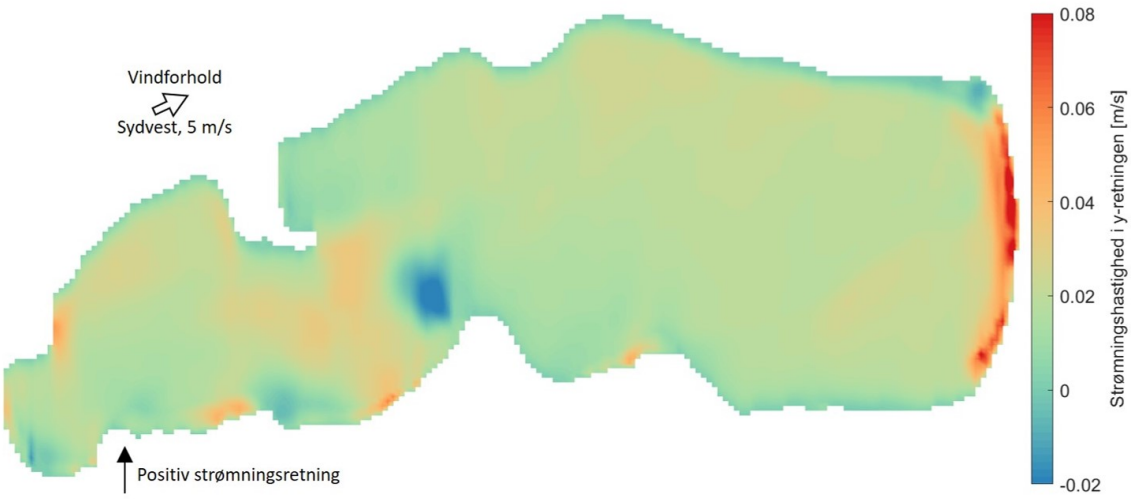
I

Modellerede vandstrømninger den 18. september 2018

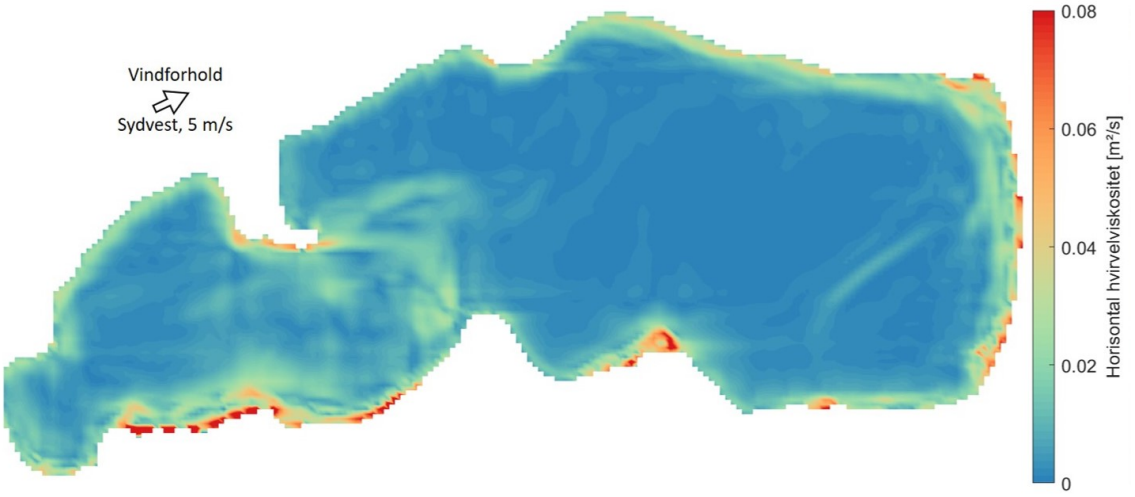
I dette bilag er strømningshastighederne i x- og y-retningen modelleret for den 18. september 2018 angivet. Disse er modelleret med en vindhastighed på 5 m/s og -retning fra sydvest. Strømningshastighederne er anvendt til at beregne de advektive strømninger af blågrønalger i transportmodellen. Ydermere er de horisontale hvirvelviskositeter angivet for samme simulering. Disse er anvendt til at beskrive dispersionen i modellen.



Figur I.1: Strømningshastigheder i x-retningen i det øverste lag af modellen. Strømningshastighederne er modelleret med en vind fra sydvest og en vindhastighed på 5 m/s.



Figur I.2: Strømningshastigheder i y-retningen i det øverste lag af modellen. Strømningshastighederne er modelleret med en vind fra sydvest og en vindhastighed på 5 m/s.



Figur I.3: Horisontale hvirvelviskositeter i det øverste lag af modellen. Hvirvelviskositeterne er modelleret med en vind fra sydvest og en vindhastighed på 5 m/s.