



UDVIKLING AF EN FORVALTNINGSSTRATEGI, DER TILGODESER HELE ØKOSYSTEMET I DE ØSTLIGE VEJLER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 428

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



AALBORG
UNIVERSITET

UDVIKLING AF EN FORVALTNINGSSTRATEGI, DER TILGODESER HELE ØKOSYSTEMET I DE ØSTLIGE VEJLER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 428

2021

Torben L. Lauridsen¹
Dan Bruhn²
Preben Clausen¹
Line Holm Andersen²
Cino Pertoldi²
Erik Jeppesen¹
Martin Søndergaard¹
Eti Levy¹
Anthony David Fox¹
Thorsten Johannes Skovbjerg Balsby¹
Simon Bahrndorff²
Hu He¹
Claus Lunde Pedersen¹
Henrik Haaning Nielsen³

¹Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

²Aalborg Universitet, Institut for Kemi og Bioscience

³Avifauna Consult



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



AALBORG
UNIVERSITET

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 428
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Udvikling af en forvaltningsstrategi, der tilgodeser hele økosystemet i De Østlige Vejler
Forfattere:	Torben L. Lauridsen ¹ , Dan Bruhn ² , Preben Clausen ¹ , Line Holm Andersen ² , Cino Pertoldi ² , Erik Jeppesen ¹ , Martin Søndergaard ¹ , Eti Levy ¹ , Anthony David Fox ¹ , Thorsten Johannes Skovbjerg Balsby ¹ , Simon Bahrndorff ² , Hu He ¹ , Claus Lunde Pedersen ¹ & Henrik Haaning Nielsen ³
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience; ² Aalborg Universitet, Institut for Kemi og Bioscience; ³ Avifauna Consult
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Marts 2021
Redaktion afsluttet:	Marts 2021
Faglig kommentering:	Liselotte Sander Johansson, Ole Roland Therkildsen, Liselotte Wesley Andersen,
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen og Jesper Fredshavn
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Ekstern kommentering:	Vejlernes Naturråd og Aage V Jensens Naturfond. Der har ikke været kommentarer fra hverken Naturrådet eller fonden.
Finansiel støtte:	Aage V Jensens Naturfond
Bedes citeret:	Lauridsen, T.L., Bruhn, D., Clausen, P., Andersen, L.H., Pertoldi, C., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Levy, E., Fox, A.D., Balsby, T.J.S., Bahrndorff, S., He, H., Pedersen, C.L. & Nielsen, H.H. 2021. Udvikling af en forvaltningsstrategi, der tilgodeser hele økosystemet i De Østlige Vejler. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 186 s. - Videnskabelig rapport nr. 428 http://dce2.au.dk/pub/SR428.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	De Østlige Vejler består af brakvandssøer, rørskove og engområder og har international betydning for yngle- og trækfugle. Den seneste driftsplan og forvaltningspraksis har haft fokus på sikring af god vandkvalitet samt at forbedre forholdene for truede engfugle. Nærværende projekt giver en status for De Østlige Vejler og kommer med forslag til værktøjer til sikring af naturkvalitet og diversitet i området. Søernes tilstand er forværret og de er truet af næringsstoffer. Det anbefales at reducere næringsbelastningen, at kortlægge kilderne til næringsstofftilførslen, at fastholde lav salinitet og praktisere høj vandstand. Bygholmengen udviser ikke klare fugtigheds-, salinitets- eller næringsstofgradienter. Afhængig af om der ønskes en bedre strandeng eller ferskeng anbefales forskellig forvaltning. Bygholm engen kan i tørre perioder godt "vandes" med vand fra Lund Fjord kanalen. Rørskov af forskellig alder er undersøgt. Det anbefales at opretholde en rørskov med habitat-heterogenitet da dette giver størst plantediversitet samt størst mulig diversitet og biomasse af invertebrater. Området har stor international betydning som fuglebeskyttelsesområde. De herbivore fugle er reduceret i antal og det vurderes at en bedre vandkvalitet vil kunne vende denne udvikling. Det anbefales at fremme en højere forårsvandstand end den nuværende da dette vil begunstige svømmecænder og ynglende engfugle. Dette vil også begunstige rovfugle. En beregning på næringsstoffer tilført fra rastende og overnattende fugle vurderes til ikke at have betydning for vandkvaliteten i Lund Fjord, Selbjerg Vejle og Glombak Vejle, men den kan have betydning for vandkvaliteten i Han Vejle.
Emneord:	Søer, rørskov, enge, engfugle, rastende fugle, fødenet, forvaltning
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Line Holm Andersen
ISBN:	978-87-7156-567-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	186
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR428.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
English Summary	9
1 Formål	12
2 Baggrund	13
2.1 Kort fortalt om De Østlige Vejler	13
2.2 De Østlige Vejler i dag	13
2.3 Det "samlede" system	15
3 Projektperiode og projektindhold	17
3.1 Sæsonundersøgelser og screening	17
4 Vandstandsudvikling i De Østlige Vejler	19
4.1 Effekter af vejr og andre forhold på vandstanden i Vejlerne og Limfjorden	19
4.2 Vandstandsforholdene i de interne vandområder i De Østlige Vejler 1978-2019	20
5 Søerne i De Østlige Vejler	26
5.1 Metoder	26
5.2 Resultater og diskussion	28
5.3 Opsamling søer	59
5.4 Status og anbefalinger i relation til søer	61
6 Bygholmengen og rørskoven i De Østlige Vejler	62
6.1 Tidligere undersøgelser af flora og invertebratfauna i De Østlige Vejler	62
6.2 Forvaltningssituationen på Bygholmengen og i rørskoven	62
6.3 Metoder	66
6.4 Resultater og diskussion	70
6.5 Anbefalinger	84
7 Fugle	87
7.1 Vejlerne på fuglenes verdenskort	87
7.2 Søernes fugle	91
7.3 Engenes fugle	94
7.4 Rørsumpenes fugle	100
7.5 Næringsstoftilførsel fra fugle til De Østlige Vejlers søer og Bygholmengen	107
7.6 Anbefalinger for fuglene i De Østlige Vejler	115
8 eDNA	118
8.1 Status inden projektet	118
8.2 Brug af <i>environmental DNA</i> til registrering af arter	118

8.3	Metoder	119
8.4	Resultater og diskussion	121
8.5	Konklusion og perspektivering – eDNA	127
9	Det samlede system	129
9.1	Fødekæder/net - hvordan er systemet koblet sammen?	129
9.2	Værktøjer til fonden	130
10	Referencer	133
	Bilag 1. Søer, kemidata	144
	Bilag 2. Plantearter i de store østlige vejler søer	148
	Bilag 3. Fisk (< og > 10 cm) i de store østlige vejler søer	149
	Bilag 4. Zooplankton – artsliste	151
	Bilag 5. Sammenhænge mellem diversitets- indikatorer og miljøvariable	152
	Bilag 6. Isotopundersøgelser i Selbjerg og Glombak	154
	Bilag 7. Den rumlige fordeling af miljøparametre	158
	Bilag 8. Artsliste over plantearter	160
	Bilag 9. Den rumlige fordeling af planteartsrigdom og ”problemarter” på Bygholm-engen	163
	Bilag 10. Boxplots – miljøvariable og ”problemarter”	164
	Bilag 11. Boxplot over Ellenbergværdier	165
	Bilag 12. Vandprøver fra Lund Fjord Kanal	166
	Bilag 13. RDA (redundancy analysis)	167
	Bilag 14. Artsliste over biller fundet i rørskoven	168
	Bilag 15. Fugle	170
	Bilag 16. eDNA – Kummulative kurver	179
	Bilag 17. Diætsammensætning for fuglene baseret på morfologiske prøver	183
	Bilag 18. eDNA i forvaltning og overvågning	185

Forord

Nærværende rapport er afslutningen på projektet ”Udvikling af en forvaltningsstrategi der tilgodeser hele økosystemet i De Østlige Vejer”. Projektet har været finansieret af Aage V. Jensen Naturfond med det mål: 1) at give fonden en generel status over naturtilstanden i De Østlige Vejer; 2) at give fonden indblik i de økologiske sammenhænge i søer, i rørskoven, på engene og mellem de nævnte naturtyper; 3) at udarbejde forvaltningsforslag og forvaltningsværktøjer til optimering og forbedring af tilstanden i det samlede system. Projektet er gennemført i perioden februar 2017 til december 2020 og blev gennem hele projektperioden fulgt af Vejlernes Naturråd, bestående af Christian Hjorth, Niels Dahlin Lisborg, Egon Østergaard, Jens Brolev, Svend Bichel og Lars Malmborg, med hvem projektgruppen afholdt halvårlige projektmøder. Formålet med møderne var at holde hinanden opdateret på status og fremdrift med mulighed for undervejs, at kunne justere i forhold til aktuelle forhold, som fx tørke eller ekstrem højvande, samt undgå unødigt forstyrrelse i området.

Fra projektgruppen vil vi gerne takke de mange mennesker, herunder Morten Yde, Lasse Spanggaard, Jacob Kjerulf Hansen, Kathrine Tabermann, Ivan Nielsen, Lene Vigh, Johnny Nielsen, Jørgen Peter Kjeldsen, Jens Frimer Andersen, som på forskellig vis har hjulpet i felten og laboratoriet og dermed gjort det hele muligt.

Sammenfatning

De Østlige Vejler er et unikt naturområde bestående af brakvandssøer, rørskove og engområder, som har international betydning for yngle- og trækfugle. Gennem de seneste årtier har der været anvendt forskellige driftsplaner. Seneste driftsplan og forvaltningspraksis har haft fokus på sikring af god vandkvalitet samt at forbedre forholdene for truede engfugle. Resultatet af den valgte forvaltningspraksis er ikke kendt. Nærværende projektrapport giver en samlet aktuel status for De Østlige Vejler med fokus på såvel planter som dyr i hele området. Endvidere giver projektet en beskrivelse af, hvorvidt plante- og dyrelivet i fx rørskoven eller på engarealerne er afhængig af eksempelvis søernes tilstand eller vandstand.

Søerne

De samlede resultater fra søerne i De Østlige Vejler viser, med undtagelse af Lund Fjord, generelt en forværring af tilstanden i perioden 1999/2000 til 2019. Fosforkoncentrationen er øget signifikant i Selbjerg Vejle og Glombak, og der er en stigende tendens i Han Vejle. Den øgede næringsstofkoncentration har resulteret i en ændret fiskebestand fra tidligere aborredominans til nu skalleddominans. Denne tendens er også observeret i flere af småsøerne. Der er ikke observeret en ændring i konduktivitet og dermed salinitet gennem årene.

Ændringen i fiskebestanden resulterer i mindre dyreplanktonindivider og dermed mindre effektive algegræssere, hvilket har medvirket til øget klorofyllindhold og dermed dårligere sigtbarhed i vandet og således forringede vækstbetingelser for undervandsvegetationen. Dette er kommet til udtryk i tilbagegang af de små kransnålgearter, hvorimod den mere tolerante Akstusindblad generelt er gået frem i de fleste af såvel store som små søer.

Isotopresultaterne fra de undersøgte søer viser, at de mest påvirkede søer (Selbjerg Vejle, Glombak og Lund Fjord) er dem, som er mest animalsk/human påvirkede, indikerende en landbrugspåvirkning. Derimod er de mere isolerede systemer som Han Vejle og småsøerne i mindre grad animalsk/human påvirkede.

Samlet betragtet har søerne således bevæget sig fra en tilstand med bedre sigtdybde mod en tilstand med ringere sigtdybde og øget klorofyl og næringsindhold.

Eng og rørskov

Bygholmengen udviser ikke klare miljøgradienter i forhold til fugtighed, salinitet og næring, men er et mere komplekst, mosaikpræget habitat med et varieret terræn. Det er derfor også vanskeligt at give en entydig forvaltningsanbefaling, men det nuværende græsningstryk virker tilpas i forhold til at opretholde plantebiodiversiteten.

Hvis Bygholm skal tilbage til en bedre tilstand som strandeng, bør Bygholmengen ikke oversvømmes (overrisles) med ferskvand fra Lund Fjord kanal. Ønskes det derimod at skabe en god botanisk strandengslokalitet på Bygholmengen, kan det anbefales at lade engen oversømme med saltvand fra Limfjorden. Dette kan dog skabe en risiko for søernes tilstand.

I relation til erosionsrisiko og dermed negativ vandstandspåvirkning af vegetationen er det vanskeligt at anbefale en specifik vandstandskote på Bygholmengen. Dette skyldes primært, at Bygholmengen varierer i terræn, hvorved der ved regulering skabes nye områder, hvor den kritiske bundhastighed for erosion overskrides. Områder med lavere vandstand undergår således størst sedimenttransport af blandt andet organisk materiale, hvorfor forudsætninger for vegetation kan forringes.

Rørskovsområder af forskellig alder er blevet undersøgt og hvert af de undersøgte områder indeholdt unikke plantearter, mens kun en tredjedel af alle plantearter blev fundet på tværs af alle undersøgte områder. Størst mulig plantediversitet kan derfor opretholdes i en rørskov med størst mulig habitat-heterogenitet, hvilket kan opnås ved at høste / slå forskellige områder med års mellemrum og samtidig efterlade urørte områder.

Tilsvarende har rørskovens pleje / forvaltning også indflydelse på biomassen af invertebrater, således at rørhøst øger biomassen af både flyvende og overfladelevende invertebrater. Rørhøst og rørskovens alder påvirker også sammensætningen af de hvirvelløse dyr, idet forskellige grupper af hvirvelløse dyr trives i hver rørskovsalder. Resultaterne viser således størst mulig total diversitet i rørskove med forskellige aldre.

Fugle

Kapitlet omhandlende fuglene i De Østlige Vejler introducerer først områdets betydning fra ynglende og rastende fugle, både i et internationalt og nationalt perspektiv. Området placeres, ud fra antallet af arter nævnt i fuglebeskyttelsesområdet udpegningsgrundlag, i Danmarks top-7. Dernæst gennemgås udviklingen i antal af udvalgte arter tilknyttet henholdsvis søerne, engene og rørsumpene i området.

Det påvises, at antallet af rastende Knop- og Pibesvane samt Blishøne er faldet markant i De Østlige Vejler. Det er et forhold, der sandsynligvis kan forklares ved de reducerede mængder og en forskydning i artssammensætningen af undervandsplanter, især i Selbjerg Vejle og Glombak, som førhen var de vigtigste fourageringsområder for de nævnte fuglearter. En forvaltning der sigter imod en bedre vandkvalitet i søerne, vil derfor forventeligt være gavnlig for fuglesamfundene tilknyttet søerne.

For fugle tilknyttet engområder, særligt Bygholmengen, henvises til tidligere undersøgelser af ynglende vadefugle og anbefalinger om drift af engarealer, som tilgodeser denne artsgruppe. Endvidere vises det, at antallet af svømmeænder i området både forår og efterår er begunstiget af forholdsvis høje vandstande. Det anbefales derfor at hæve den hidtidige, anbefalede forårsvandstand, et tiltag der vurderes at være gunstigt for ikke kun svømmeænder men også ynglende engfugle. Sikring af disse arters forekomst i høje antal vil også være gavnligt for flere arter af rovfugle tilknyttet De Østlige Vejler.

For de Bilag 1-arter som er tilknyttet rørsumpene i yngletiden, er der for Rørdrum og Rørhøg indikationer på, at såvel prædation og vandstandsforhold kan påvirke bestandens størrelse; i rørdummens tilfælde også vintervejrlig. Den relative betydning af de forskellige faktorer er ikke undersøgt. Det anbefales desuagtet at sikre høje vandstande i de dele af De Østlige Vejler, hvor det er muligt, for at gøre fuglenes reder mere sikre overfor prædation.

De markant stigende antal af gæs, der er set i Vejlerne de senere år, har ført til spekulation om, hvorvidt næringsstoffer tilført søerne fra overnattende fugles fækalier kan have bidraget til den forringede vandkvalitet i søerne. De mængder af næringsstoffer, som via fugle tilføres de store søer, Lund fjord, Selbjerg Vejle og Glombak, er små og typisk under én procent af de mængder af næringsstoffer, som kommer fra søernes oplande og fra atmosfæren. I Han vejle kan fuglenes bidrag være mere betydende for søens vandkvalitet. Fugletællinger viser at langt de fleste gæs flyver til overnatning på Bygholmengen. Telemetridata underbygger at kortnæbbede gæs, én af de to talrigeste arter i området, bliver på engen hele natten.

English Summary

The Eastern Vejler is a unique nature conservation area consisting of brackish water lakes, reed beds, meadows and saltmarshes in northern Jutland, Denmark, recognized for its internationally important breeding and staging migratory birds. Over the course of recent decades, various management-planning procedures have been implemented at the site, which, in recent years, have concentrated on attempting to secure good water quality as well as improving conditions for endangered species of nesting meadow birds. However, there has been no overall evaluation of the success and efficacy of the currently implemented management practices. This report presents an assessment of the recent past and current status of nature conservation interests in the Eastern Vejler area, concentrating on plants and vertebrates throughout the entire area, but with particular emphasis upon how water quality and inundation levels affects key plant and animal species in the reed beds and meadows.

Lakes

Monitoring data from Eastern Vejler lakes show a general deterioration in freshwater conditions during 1999/2000 to 2019, with the exception of Lund Fjord. Phosphorus concentrations have increased significantly in Selbjerg Vejle and Glombak, and are increasing in Han Vejle. The increase in nutrient concentrations has resulted in a shift in fish community composition, with the former dominance of European Perch *Perca fluviatilis* now replaced by a predominance of Common Roach *Rutilus rutilus*, a trend also observed in several of the smaller lakes. There have been no changes in observed conductivity and salinity over the same period of years.

The change in the composition of the fish community has resulted in a zooplankton community composed of smaller average sized individuals than previously, which consequently are less efficient as algae grazers. As a result, chlorophyll measurements have increased, reducing visibility in the water column, which has led to impaired growth conditions for submerged vegetation. This is reflected in the decline in the former abundance of Charophytes, whereas the more tolerant Eurasian Water-milfoil *Myriophyllum spicatum* has become more dominant in most of both the large and small lakes.

Using the results of stable isotope analysis from the investigated lakes, it was evident that the lakes most affected by high phosphorus concentrations (Selbjerg Vejle, Glombak and Lund Fjord) were also those that were most affected by the influence of human / agricultural activity, based on isotope ratios at different trophic levels. The more isolated systems, including Han Vejle and the small lakes, were in contrast far less affected.

Taken as a whole, therefore, the monitored lakes over this period have thus moved from a state of good water quality, characterised by clear visibility in the water column, to a state where water column turbidity has worsened considerably and is now characterised by increased chlorophyll and nutrient content.

Meadows and reed beds

Bygholm Meadows are unusual in showing no clear environmental gradients in relation to moisture, salinity and nutrition, but retains a complex mosaic of habitat with a varied topography. For this reason, it is therefore also difficult

to come with clear management recommendations. However, given the current status, the existing grazing pressure seems appropriate in relation to maintaining plant biodiversity at its present level.

If the management objective for Bygholm Meadows is to keep them in their current condition as relatively poor saltmarsh habitats, the area should no longer be flooded (irrigated) with freshwater from the Lund Fjord canal. If, on the other hand, the objective is to create a meadow that is better example of a classic botanical saltmarsh locality, it is recommended that Bygholm Meadows be flooded more with saltwater from the Limfjord. However, this needs to be carefully considered in the context of other aquatic interests in the immediate vicinity, as this management will pose a risk to the water quality in the lakes.

In relation to erosion risk and the adverse effects of water level on the vegetation, it is difficult to recommend a specific formula for the management of water levels on Bygholm Meadows. This is primarily because Bygholm Meadows vary greatly in their surface topography, with the result that under all water level conditions, areas are created where the critical bottom speed required for sediment erosion is exceeded within the water column. Areas with lowest inundation levels thus experience the greatest sediment transport of, among other things, organic material, which is why conditions for vegetation can deteriorate locally in relation to water levels.

Harvested reed bed areas of different age since last harvest have been investigated to compare their plant communities. Each of the investigated areas contained unique plant species, while only one third of all plant species were present across all investigated areas. The simplest way to maintain the greatest possible plant diversity in a reed bed with the greatest possible habitat heterogeneity is therefore to harvest different areas each year, at the same time leaving some completely unharvested.

At the same time, the reed bed management also affects invertebrate biomass, such that reed harvest increases the biomass of both flying and surface-living invertebrate species. The effect of reed harvest and time since last harvest also affect the invertebrate community composition, as different groups of invertebrates thrive at each different reed bed age. The results again confirm the need to maintain the greatest possible overall diversity in reed bed areas of different growth age for maximum effect.

Birds

The section on the Eastern Vejler birds presents the importance of the area for breeding and staging migrating birds, and their changes over time, both from an international and national perspective. Based on the number of different species mentioned as the designation criteria for Eastern Vejler's designation as an EU Bird's Directive Special Protection Area, the area ranks in Denmark's top-seven sites. There follows descriptions of a number of selected key species that are associated with the lakes, meadows and reed beds of the area and a review of changes in abundance over time to the present.

Numbers of non-breeding Mute Swans *Cygnus olor* and Bewick's Swans *C. columbianus bewickii* as well as Coot *Fulica atra* have declined dramatically in the Eastern Vejler, probably due to declines in biomass of favoured submerged plant species and a shift in the species composition of underwater plant communities to less favoured food species. This was especially the case

in Selbjerg Vejle and Glombak, which were previously the most important foraging areas for the three herbivorous waterbird species mentioned above. Management aimed to improve water quality in the lakes will therefore most likely be beneficial to the lost bird communities formerly associated with these lakes.

The existing wealth of studies that recommend optimal management of meadows such as those at Bygholm to provide ideal conditions for breeding wader species is reviewed in the report in relation to providing optimal conditions there. Modelling is presented to show that numbers of dabbling ducks staging in both spring and autumn are favoured by maintaining relatively high water levels when these birds pass through. On this basis, it was recommended that spring water level be maintained at a higher level than was formerly the case, a recommendation that was considered to not only be more favourable for dabbling duck species, but also for breeding meadow birds as well. Maintaining higher local densities of these species will also be beneficial for several species of birds of prey associated with the Eastern Vejler, which prey on such species.

For breeding bird species listed on Annex 1 of the EU Bird Directive associated with reed beds during the breeding season, there are indications for Bittern *Botaurus stellaris* and Marsh Harrier *Circus aeruginosus* that both predator abundance and water level conditions can affect local abundance of summer breeding numbers. In the case of the Bittern, the preceding winter weather also plays a role by affecting survival, although the report was not able to investigate fully the relative importance of these various factors. Nevertheless, under all circumstances, it is recommended, where possible, to maintain the highest water levels in those parts of the Eastern Vejler with greatest densities of these species, in order to protect the birds' nests from predation.

The markedly increase in numbers of geese seen at, and especially roosting on, the Eastern Vejler in recent years has led to speculation as to whether nutrients added to the lakes from overnight deposition of bird faeces may have contributed to the deteriorating water quality in the lakes. The amounts of nutrients that come from faeces deposited from all over-night and daytime active waterbirds to the large lakes, Lund Fjord, Selbjerg Vejle and Glombak, are small and typically less than one percent of the amounts of nutrients that come from the lakes' catchments and from the atmosphere. In Han Vejle, calculations showed that the contributions from birds can be more significant for the lake's water quality. Bird counts showed that the vast majority of geese fly to spend the night at Bygholm Meadows and that was confirmed by telemetry data for Pink-footed Geese *Anser brachyrhynchus*, one of the two most numerous species in the area, which come in to roost and remain on Bygholm Meadows throughout each night.

1 Formål

Formålet med dette projekt er at evaluere effekterne af den nuværende praksis for regulering af det akvatiske og terrestriske miljø, hvilket primært sker i form af vandstandsregulering, samt at evaluere effekterne af den nuværende praksis for rørskovshøst på det terrestriske miljø. Denne evaluering foretages med udgangspunkt i det samlede økosystem i De Østlige Vejler, det vil sige søer, rørskov og enge. Evalueringen omfatter en status på tilstand og ændring i tilstand i det akvatiske og terrestriske miljø samt det tilhørende plante- og dyreliv gennem de seneste 20 år i De Østlige Vejler. Endvidere er det formålet, via fødekædeundersøgelser, at give et integreret billede af samspillet mellem det akvatiske og terrestriske miljø for at den vej at komme med forslag til værktøjer og dermed forvaltningsstrategier, som kan bidrage til at sikre en optimal biodiversitet og naturkvalitet i det samlede økosystem i De Østlige Vejler.

De enkelte værktøjer kan have forskelligt formål og kan dermed virke modsatte på forskellige elementer i økosystemet, men enkeltvis tilsigtes det, at de vil have en positiv effekt på enten en art / gruppe, et samfund, et system eller en naturtype. Forvaltningsmæssigt vil der kunne vælges mellem de enkelte værktøjer, alt afhængig af hensigt og lovgivning, med henblik på at skabe optimale betingelser for økosystemerne i De Østlige Vejler.

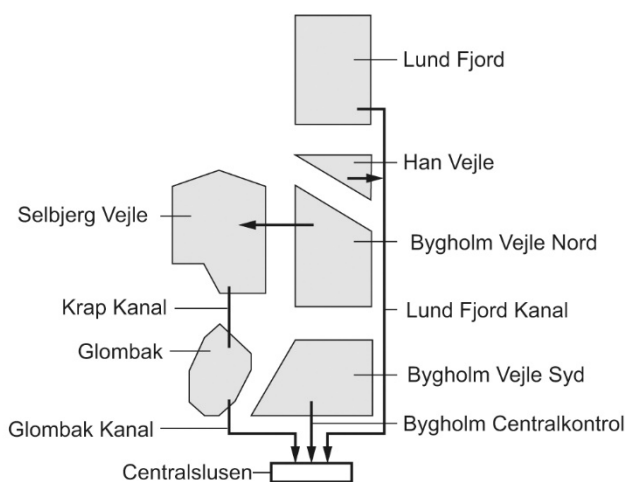
2 Baggrund

Kystnære områder i Danmark rummer ofte naturlige eller kunstigt inddæmmede brakvandssøer med tilhørende rørskove og engarealer. Samlet set har søerne og de tilhørende rørskove og tilstødende enge meget stor regional, national og international betydning. Dette være sig i forhold til turisme, som naturtype, som rekreative værdi og til dels i forhold til fiskeri, og de er i høj grad værdifulde og vigtige yngle-, fouragerings- og rasteområder for fugle. Blandt disse områder er naturreservatet Vejlerne af stor vigtighed.

2.1 Kort fortalt om De Østlige Vejler

Dannelsen af De Østlige Vejler (figur 2.1 og 2.2) blev påbegyndt tilbage i 1870'erne ved inddæmning, og de nyindvundne arealer blev tilplantet med græs til høslet- og græsning. De Vestlige Vejler blev inddæmmede en halv snes år senere. Efter en del tekniske problemer og digebrud i forbindelse med højvande og stormfloder opgav det engelske konsortium, som stod bag indvindingen, omkring 1903 udpumpningen fra hovedparten af arealerne og lod i stedet lavvandssluser regulere afvandingen. I 1912 blev Vejlerne overtaget af et dansk konsortium, der i 1917 valgte at indstille udpumpningen af vand fra Tømmerby Fjord. Dette efterlod en inddæmmede, men urørt natur, og i 1960 blev Vejlerne af Statsministeriet udpeget som videnskabeligt reservat. I 1965 blev en centralsluse etableret i forbindelse med etablering af Ålborg-Thisted hovedvejen, hvilket medførte en vandstandssænkning i De Østlige Vejler. I 1977 blev området udpeget som internationalt fuglebeskyttelsesområde (Ramsar-område), og i 1992 blev Vejlerne opkøbt af Aage V. Jensens Fonde med det formål at drive det som naturområde (Degener m.fl. 1994).

Figur 2.1. Hydrologien i De Østlige Vejler. Pile angiver retningen af vandets strømning, dvs. Bygholm Nord afvander ind i Selbjerg Vejle, mens Bygholm Syd afvander til kanalen ved Centralslusen.



2.2 De Østlige Vejler i dag

I dag er De Østlige Vejler karakteriseret ved at være et stort, reguleret, lavtliggende areal, domineret af et større antal lavvandede søer af varierende størrelse og med varierende salinitet (Degener m.fl. 1994). Området omfatter store rørskovsarealer, som høstes med et fast interval, samt store sammenhængende våde enge. Området som helhed, men specielt rørskovene og engene, har fortsat stor international betydning som habitat for yngle- og trækfugle,

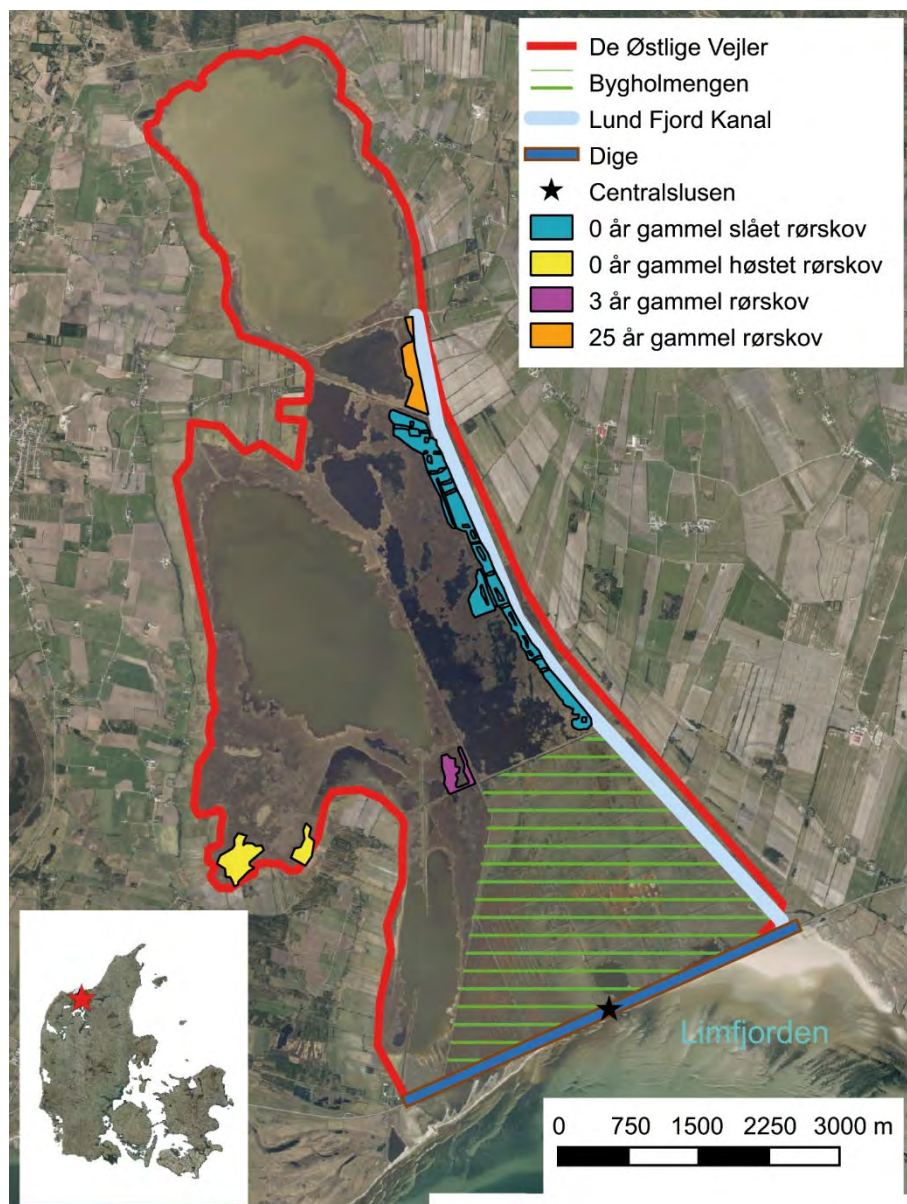
hvorimod søerne har national betydning. Vandstanden i området har siden inddæmningen været reguleret via til- og afløbskanaler, som står i forbindelse med Lund Fjord Kanal (også kaldet ”bagkanal”) og Glombak Kanal, som begge mødes med Centralkanal, der afvander til Limfjorden via Centrallusen (figur 2.1). Herved kan vandstanden styres i både søer, rørskov og på de våde enge (COWIconsult, 2000).

Naturforholdene, herunder i høj grad fuglelivets udvikling, er gennem årene fulgt gennem en lang række undersøgelser af de ynglende og rastende fugle (fx Møller, 1980; Fredningsstyrelsen, 1986; Nielsen, 1998; Hald-Mortensen, 1998, Clausen m.fl., 2006; Kjeldsen, 2008; Nielsen og Clausen, 2019a; Nielsen og Clausen, 2019b). Derimod er de øvrige biologiske forhold i fx søerne i Vejlerne ikke undersøgt i samme grad. I begyndelse af 1980’erne gennemførte Fredningsstyrelsen en række undersøgelser i De Østlige Vejler (Jensen, 1982, 1983, 1985a, 1985b), og fra 1990’erne blev der lavet undersøgelser af miljøtilstanden i bl.a. Selbjerg Vejle og Glombak (Viborg Amt, 1997). I 1999-2000 blev der gennemført en større undersøgelse af søerne i De Østlige Vejler kombineret med eksperimentelle undersøgelser (Jeppesen m. fl., 2002). Det sidste førte til en række anbefalinger, herunder at sikre en vis vandstand i området samt at holde søerne så ferske som muligt med henblik på at sikre en klarvandet tilstand med et godt vegetationsdække (Jeppesen m.fl., 2002). Denne forvaltningspraksis er i et vist omfang søgt gennemført de seneste ca. 10 år, men det er uvist, om det har haft den ønskede effekt i forhold til at nedbringe saliniteten og i forhold til søernes tilstand.

Hvad angår forvaltning og pleje af rørskoven i De Østlige Vejler, har der hidtil ikke ligget en egentlig plejeplan for området, men der er gennem 1990’erne og 2000’erne udført rørhøst, høslet og rørtrumling eller fræsning på flere områder af varierende størrelse – alt sammen med henblik på at sikre specifikke fuglearters yngle- og/eller fourageringshabitater (COWI, 2009), men uden fuldt ud at kende konsekvenserne af den enkelte metode. Derfor er langtids-effekten af de gennemførte handlinger også ukendte. I dag afhøstes visse arealer i området med jævne mellemrum, dels for at forynge rørskoven, dels for at forhindre pilen i at sprede sig til større arealer. I de seneste år er rørhøsten afholdt af et hollandsk firma, og i hhv. 2014 og 2015 / 16 er der afhøstet anviste delarealer i den østligste del af De Østlige Vejler (figur 2.2). Ud over at forynge rørskoven og hindre spredning af pil er konsekvenserne af denne type rørhøst for biodiversiteten i området ikke kendt.

Engarealerne i form af Bygholmengen og Bygholm Nord (arealet nord for Bygholmengen) ligger i dag som et stort, vådt engområde af stor betydning for engtilknyttede ande- og vadefugle (COWI, 2009). I tørre somre, som vi for eksempel oplevede i 2018, kan dele af Bygholmengene udtørres i en sådan grad, at det kan have konsekvenser for såvel engfugle som lokalitetens øvrige fauna og vegetation. De direkte konsekvenser af udtørring eller en overrisling / oversvømmelse af Bygholmengen er imidlertid ikke kendt.

Figur 2.2. De Østlige Vejler med angivelse af rørhøstede arealer i 2018, Bygholmengen, Lund Fjord Kanal samt Centralslusens placering i diget, som adskiller De Østlige Vejler fra Limfjorden (efter Andersen, 2020).



2.3 Det "samlede" system

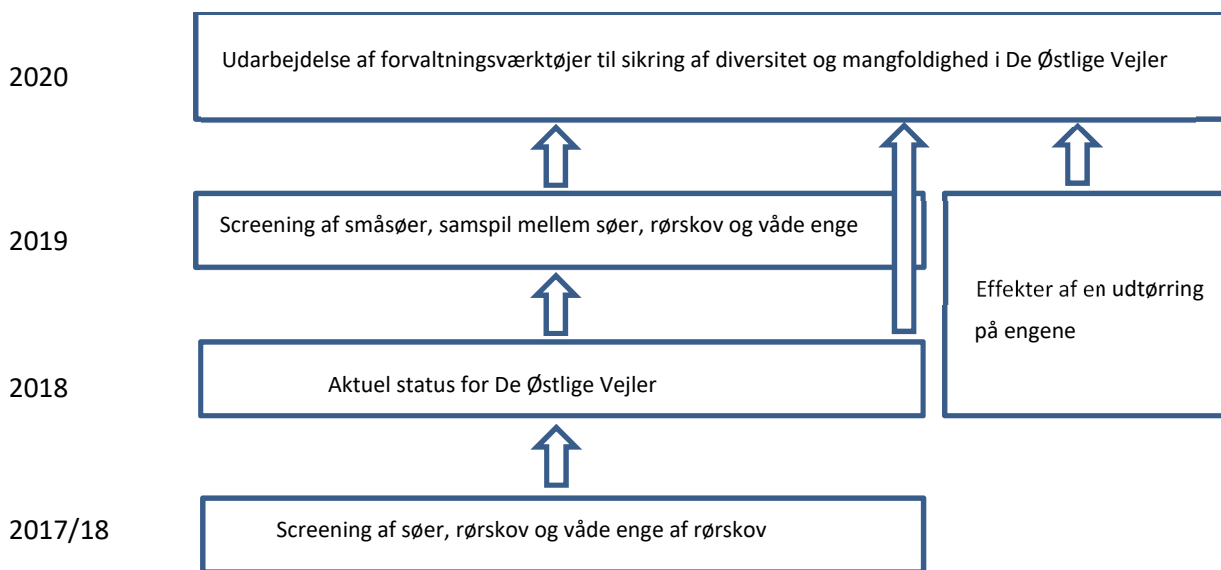
Traditionelt betragtes akvatiske og terrestriske områder som to uafhængige og selvstændige økosystemer. Det samme har hidtil været tilfældet i Vejlerne, hvor der primært har været, og stadig er, stor fokus på området som en vigtig fuglelokalitet og dermed også på de mere eller mindre våde enge samt rørskoven som habitater for rastende og ynglende fugle. Øvrige arter og systemer har således haft mindre fokus.

I De Østlige Vejler må der forventes at være et komplekst samspil mellem enge, rørskove og søer. Området er unikt, ved at det består af flere delvist adskilte 'sø-bassiner' med tilhørende rørskov og engareal, hvor man i princippet kan forvalte vandstandsforholdene forskelligt fra bassin til bassin. Det vil sige at, afhængig af naturmæssig hensigt, er det muligt at tilgodese forskellige elementer, fx engfugles yngle- og levevilkår, rastende fugles levevilkår, søernes vandkvalitet, insekters vilkår eller for eksempel floraen og/eller engenes naturtilstand.

I takt med at den generelle interesse for biodiversitet, og erkendelsen af vigtigheden af at gøre en indsats for at bevare denne er øget såvel internationalt som nationalt, er der opstået et behov for at få skabt et helhedsbillede af situationen i Vejlerne. Det er fremover nødvendigt med en målrettet og mere holistisk forvaltningsstrategi, som tilgodeser hele området og anskuer De Østlige Vejler som ét sammenhængende system bestående af det akvatiske miljø i søer og kanaler samt det terrestriske miljø i den mere eller mindre våde rørskov og på engene.

3 Projektperiode og projektindhold

I projektet er der over en 3,5-årig periode fra foråret 2017 til vinteren 2019/2020 undersøgt den aktuelle status på De Østlige Vejler samt effekten af den praktiserede forvaltning på de akvatiske og de terrestriske miljøer. Der er anvendt en holistisk tilgang, hvor elementerne i hele økosystemet – dvs. søer, våde enge og rørskov – i første omgang blev undersøgt enkeltvis og efterfølgende betragtet som et sammenhængende system, jf. ovenfor og projektplanen i Figur 3.1.



Figur 3.1. Projekt og tidsplan.

3.1 Sæsonundersøgelser og screening

Området i De Østlige Vejler er mere eller mindre brakt, og det akvatiske og terrestriske miljø er præget heraf. Søerne er således generelt betragtet som brakvandssøer, der adskiller sig biologisk og kemisk fra de fleste ferske søer i Danmark, ligesom engen i dag er karakteriseret som "strandeng" på grund af saltholdigheden i jordbunden.

Der er i projektet foretaget sæsonundersøgelser igennem 2017-2019 i hhv. søerne, på Bygholmengen, i rørskoven samt af ynglende og rastende fuglebestande. Sæsonundersøgelserne inkluderer vandkemiske parametre i såvel søer, våde enge og i rørskoven, biologiske elementer som dyreplankton, klorofyl, flyvende og jordlevende insekter samt sæsonmæssig vegetationskarakterisering på engen og i rørskoven (tabel 3.1). Desuden er der foretaget årlige undersøgelser af vegetation og fiskebestandene i de store Østlige Vejler-søer (Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg Vejle og Glombak), screening af et antal småsøer beliggende i rørskoven langs Bygholm- og Krapdiget samt kampagneundersøgelser af rastende fugle på Bygholmengen og på søerne. Endvidere er der indsamlet ekskrementer fra odder og udvalgte fuglearter med henblik på at identificere nøglearters fødepræferencer og herigennem få et indblik i det fødenetværk, som odder og fuglene er en del af. Hertil er anvendt eDNA kombineret med epidermisprøver (ekskrementundersøgelser).

Undersøgelserne er udført med henblik på at give en bedre forståelse af, hvad det medfører at ”skrue på en given knap (parameter)” i forhold til forvaltningspraksis. Eller sagt med andre ord: Hvorledes opnås en optimal naturkvalitet og diversitet i området som helhed? For eksempel blev undersøgelserne af flora og fauna i rørskoven samt på Bygholmengen foretaget med fokus på undersøgelse af effekten af rørskovsalder, fugtighed og salinitet for diversiteten i områderne. Et andet eksempel: Er fuglebestanden på engen og i søerne relateret til tilstanden i søerne eller omvendt?

Alle de gennemførte undersøgelser er udført i samråd med Aage V. Jensen Naturfond og Vejlernes Naturråd. Igennem hele projektperioden blev der afholdt halvårlige møder mellem naturrådet og projektgruppen med det formål at give en status på det igangværende arbejde samt at diskutere det kommende arbejde og eventuelt justere i projektet. Dette skete dels af hensyn til at sikre en optimal projektgennemførelse og dels af hensyn til at sikre mindst mulig forstyrrelse i området.

Tabel 3.1. Parametre, som blev undersøgt i forbindelse med sæsonundersøgelser (maj-oktober 2017 og 2018 suppleret med tidspunkter, som er relevante i forhold til rastende fugle) i Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg Vejle og Glombak Vejle samt i rørskoven og på Bygholmengen.

Parameter	Søer	Til-/afløb/kanal	Rørskov	Våde enge
Plankton (zoopl. og klorofyl)	+			
Kemi	+	+	+	+ (jordvandskemi)
Vandstand	+	+	+	
Vegetation på engen				+
Jordlevende insekter			+	+
Flyvende insekter			+	+
Ynglefugle	+		+	+
Rastende fugle	+		+	+
Fugleekskrementer (eDNA)			+	+
Målrettede fugletællinger	+		+	+
Odderekskrementer (eDNA)			+	+

4 Vandstandsudvikling i De Østlige Vejler

4.1 Effekter af vejr og andre forhold på vandstanden i Vejlerne og Limfjorden

Vandstanden i Vejlernes søer og vådområder bestemmes, som alle andre steder i Danmark, af balancen mellem nedbør og fordampning og i flere af søernes tilfælde også af tilløb af vand fra vandløb opstrøms og afløb af vand til vandløb nedstrøms. Men da De Østlige Vejler er inddiget, og afløbet til Limfjorden ved Centralslusen er reguleret af slusen, påvirker vandstanden i Limfjorden også afløbsmuligheden for vand. Det skyldes, at slusen er en klassisk afvandingssluse, som kun åbnes, hvis vandstanden i Limfjorden er lavere end i Vejlerne.

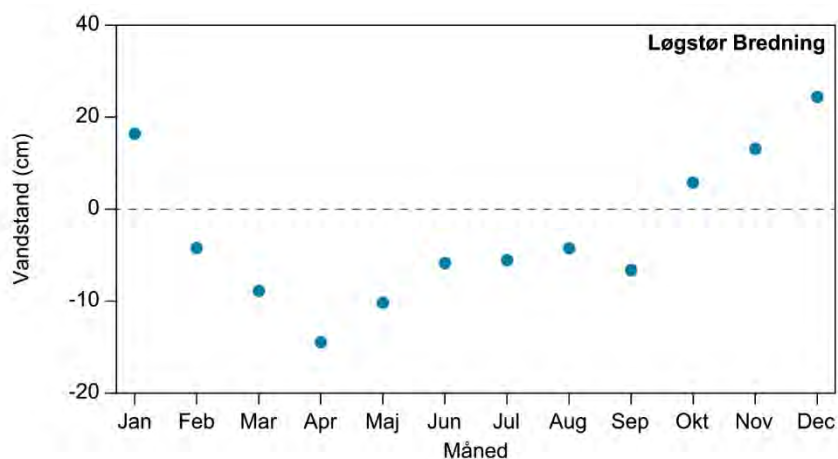
I Limfjorden opstår højvandssituationer typisk i forbindelse med længerevarende perioder med vinde fra sydvest- til nordvestlige retninger, som presser vand fra Atlanterhavet ind i Nordsøen og derfra igennem Thyborøn Kanal ind i fjorden. Omvendt fører vinde fra sydøst- til nordøstlige retninger til lave vandstande i fjorden. Vandstandsniveauet forstærkes af kraftige vinde, så østlige storme giver særligt lave vandstandsforhold i fjorden, og vestlige storme giver vindstuvningssituationer med stormflod. Her er det velkendt, at vand stuves særlig højt i Løgstør Bredning, fordi det ikke kan presses tilstrækkeligt hurtigt igennem Aggersund og derfor bevirker oversvømmelser i Løgstør by. Det er ikke små vandstandsforandringer, som disse vindretningsbetingede forhold bidrager med. Clausen (1998) viser, vha. data fra henholdsvis Lemvig og Thisted fra fem overvintringssæsoner for knortegæs (1. september-31. maj 1988/89 til 1992/93), at vandstanden i den vestlige Limfjord kan svinge fra daglige middelvandstande på -76 cm til +167 cm (med ekstremer på minimum -80 cm og maksimum +200 cm), vel at mærke i et område, hvor den tidevandsinducerede forskel mellem lav- og højvande er på blot 21 cm.

Endvidere betyder solens tiltrækningskraft samt opvarmning af vandet, der derved udvider sig, at det generelle vandstandsniveau på den nordlige halvkugle er særligt højt om efteråret og særligt lavt om foråret, omvendt på den sydlige halvkugle. I Danmark er der således for en lang række havne i de indre farvande en forskel mellem middelvandstanden om foråret og efteråret på omkring 15-20 cm (Lund-Hansen m.fl., 1994), hvilket også bekræftes af vandstandsmålinger på Limfjordssiden af Bygholmdæmningen, hvor gennemsnitsvandstanden i april når ned på -12 cm og hen på efteråret når over 20 cm (figur 4.1).

Sidst, men ikke mindst er det et faktum, at kraftige vestenvinde særligt i efterårs- og vinterperioden oftest er sammenfaldende med store nedbørsmængder.

Alle disse forhold betyder, at det især er om efteråret og vinteren, at der opstår situationer med høje vandstande i Limfjorden og dermed også Vejlerne, fordi vandet ikke kan løbe fra de inddigede områder. Dette er i kontrast til foråret og sommeren, hvor der ofte er perioder med lave vandstande i fjorden, hvor afvandingsslusen automatisk åbner sig, og vand kan løbe fra Vejlerne. Eksemplerne fra undersøgelserne af knortegæssene viser også, at sådanne perioder med henholdsvis høje og lave vandstande kan vare flere dage, til tider uger (Clausen 1998).

Figur 4.1. Den gennemsnitlige vandstand målt pr. måned i 2007-2018 i Løgstør Bredning uden for Centralslusen (Målestation 14, jf. Figur 4.2).

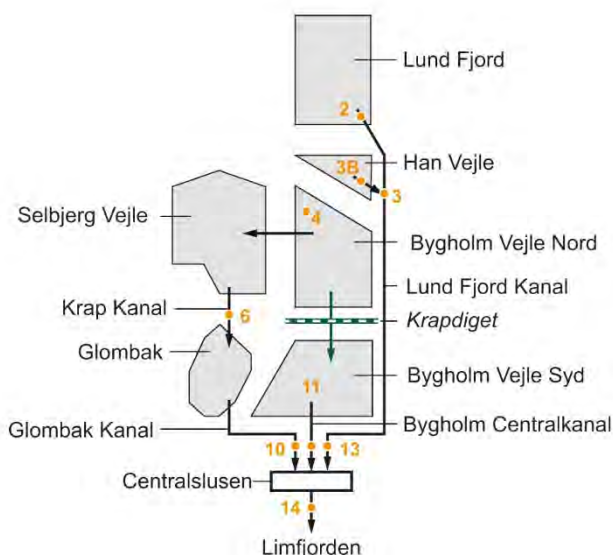


Derfor er der om foråret særlig grund til at være påpasselig med at sikre vandstanden i de dele af De Østlige Vejler, hvor der er mulighed for i et vist omfang at regulere denne, henholdsvis Han Vejle, Bygholm Nord og Bygholmengen.

4.2 Vandstandsforholdene i de interne vandområder i De Østlige Vejler 1978-2019

De Østlige Vejler består i princippet af fem områder, hvor vandstanden i nogle af områderne i et vist omfang kan yderligere reguleres ved stem, mens andre er underlagt de ovenfor beskrevne vejrforhold og deraf afledte vandstande i Limfjorden. De Østlige Vejler kan på grund af de nuværende digesystemer opdeles i fem bassiner (figur 4.2), hvor disses specifikke vandstandsforhold uddybes for hvert område nedenfor. Beskrivelser af oplandet og arealerne i øvrigt er givet i kapitel 5 for de samme områder. Vandstande er målt regelmæssigt i alle områderne fra 1978 eller 1979 til 2019, dog ikke i årene 2004-2006. Se uddybning i boks 1.

Figur 4.2. Skematisk diagram, der viser adskillelserne mellem de forskellige bassiner i De Østlige Vejler (modificeret efter CO-WIconsult, 2000). De gule tal og punkter viser målestationer, hvorfra vandsstandsdata præsenteret i dette kapitel er indsamlet. Førhen var der afløb fra Bygholm Vejle Nord til Bygholm Vejle Syd (= Bygholmengen), men efter at Krapdiget blev retableret i 1994, afledes vand fra området i dag via Selbjerg Vejle.



Boks 1. Målinger af vandstanden i Vejlerne

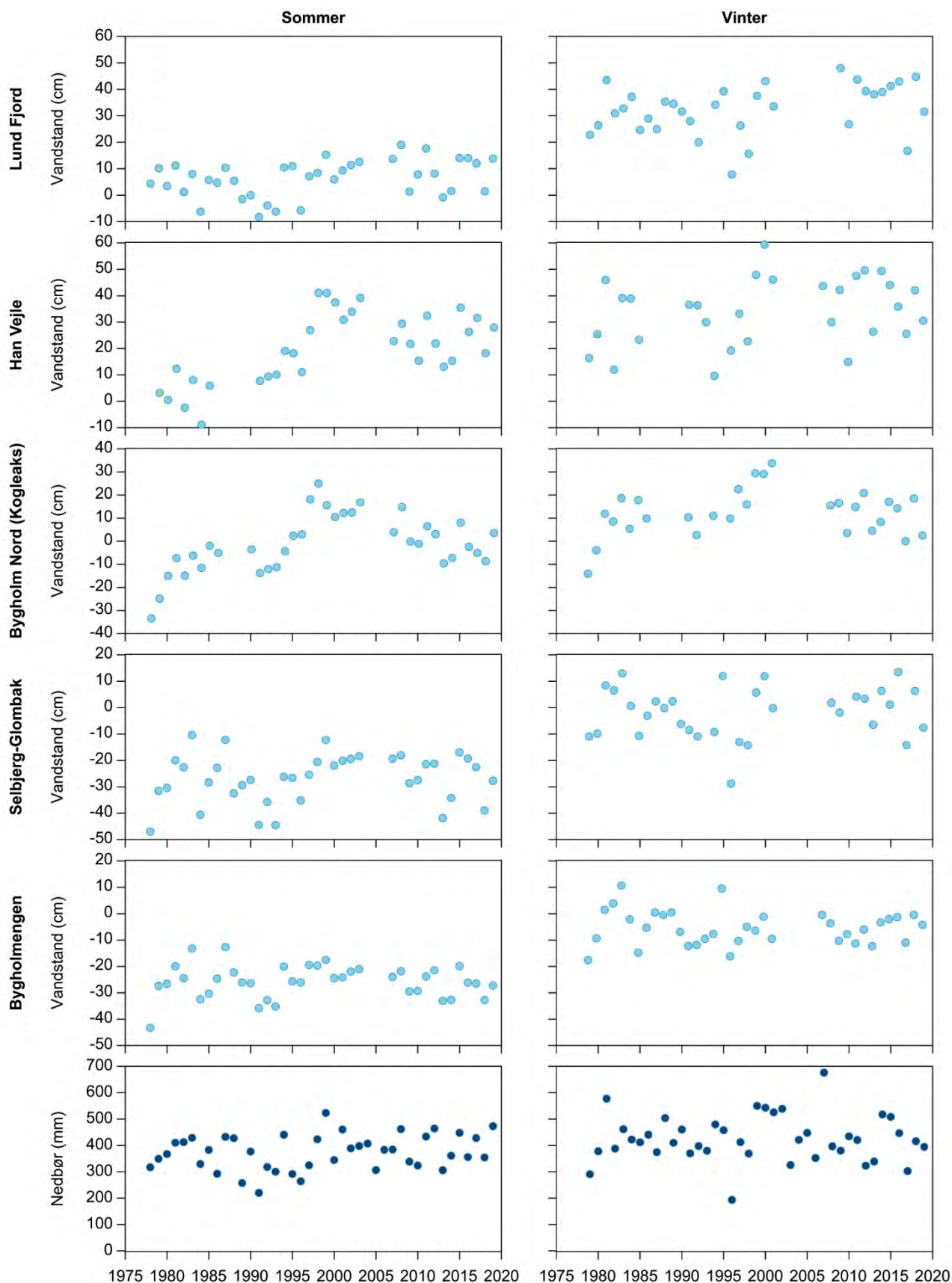
Der foreligger systematiske målinger af vandstanden på et antal stationer i Vejlerne tilbage til 1978, hvor Fredningsstyrelsen etablerede Vejlernes Økologiske Feltstation. Vandstandsmålene er klassiske sort-hvide vandstandsskalaer inddelt i 1 cm intervaller, sat på en kraftig pæl i sø, vandløb eller kanal eller skruet op i en betonflade, fx ved sluserne. Målene er regelmæssigt blevet kalibreret af landmålere – særligt efter situationer, hvor islæg om vinteren kan forventes at have flyttet på målene, eller hvis en maskine ved et uheld har påvirket et mål. Frem til 2017 var vandstandsskalaerne nivelleret til DNN (Dansk Normal Nul), men skalaerne blev i perioden oktober 2017-marts 2018 nivelleret i forhold til den nye danske vandstandskote DVR90 (Dansk Vertikal Reference af 1990).

I projektet her er alle historiske data om vandstandsmål samlet i én database, og data indsamlet i den gamle danske vandstandskote DNN er omregnet til DVR90 ved at fratrække 4 cm, så en kote på 0 cm i DNN er lig -4 cm i DVR90 (for de relevante kommuner i Thy og Hanherred, som Vejlerne ligger i, jf. Kort- og Matrikelstyrelsen, 2005).

I feltstationsperioden 1978-2003 er alle målene aflæst i forbindelse med totaltællingerne af fugle, som ideelt blev udført hver femdagsperiode i løbet af året, dog ikke i de tre vintermåneder de sidste år, hvor stationen eksisterede. Efter feltstationens ophør var der et par år med ingen eller få målinger fulgt af en årrække, hvor især målet ved Bygholmengen blev aflæst hyppigt om foråret, mens andre mål kun blev udført ved de ti årlige vandfugletællinger, der udføres én gang om måneden i januar-maj samt august-december. I forbindelse med projektet om De Østlige Vejler, der afreporteres her, er der atter foretaget hyppigere vandstandsmålinger i området.

Lund Fjord

Vandstanden i Lund Fjord måles i det sydøstlige hjørne ved udløbet til Lund Fjord Kanal (Station 2, figur 4.2). For alle søerne i De Østlige Vejler gælder det, at vandstanden kan variere betragteligt, akkurat som det blev beskrevet ovenfor for Limfjorden. I Lund Fjord er der fx i 1978-2019 målt vandstande fra helt ned til -31 cm og op til +86 cm. For alle søerne gælder også, at der kan være betydelige år-til-år variationer, hvor der er givet et uddybende eksempel nedenfor i afsnittet om Selbjerg Vejle og Glombak. I Lund Fjord har middelvandstanden i 1978-2019 i sommerhalvåret gennemsnitligt ligget på +10,0 cm (minimum -5,4 cm og maksimum +24,0 cm) og i vinterhalvåret på +32,5 cm (minimum +14,4 cm og maksimum +48,2 cm) (figur 4.3). Der er en svag tendens til stigende vandstande hen over årene, hvor middelvandstande under 0 cm i sommerhalvåret og under 30 cm i vinterhalvåret er blevet sjældnere (figur 4.3). For sommerhalvåret kan tendensen måske forklares ved, at der i begyndelsen af perioden var flere år med nedbørsmængder under 300 mm, og at der i de senere år hyppigere er forekommet år med op mod 500 mm, mens der for vinterhalvåret ikke ses en sådan forskydning, men en stor år-til-år variation (figur 4.3).

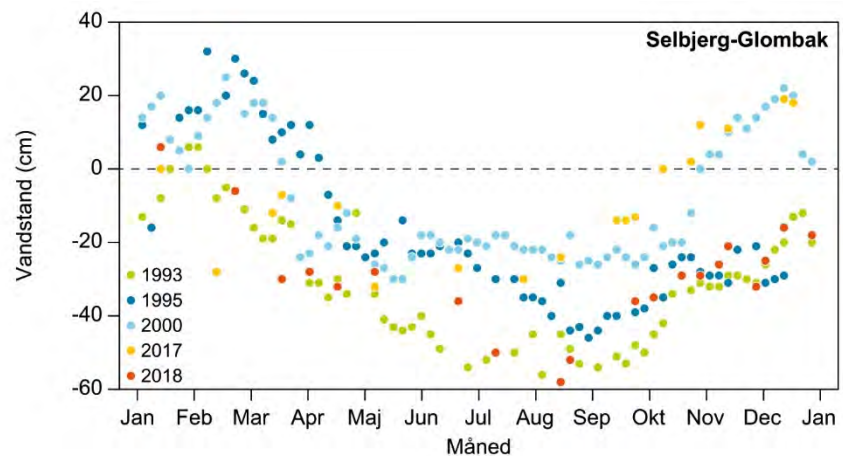


Figur 4.3. De øverste ti grafer viser middelvandstanden i henholdsvis sommerhalvåret (april-september) og vinterhalvåret (oktober-marts, hvor vinteren 1978/79 er angivet som 1979 på x-aksen osv.) i de fem forskellige bassiner i De Østlige Vejle. Der er kun plottet en værdi, hvis der er foretaget målinger i mindst fire af halvårets seks måneder i det pågældende år. De to nederste grafer viser nedbørsmængder i de samme halvår (data fra Danmarks Meteorologiske Institut).

Han Vejle

I Han Vejle blev der i 1994 etableret et stemmевærk i det sydøstlige hjørne ved udløbet til Lund Fjord Kanal, som giver mulighed for at tilbageholde vand i vejen. Vandstanden i vejen blev frem til 1994 målt i kanalen ved udløbet (Station 3, figur 4.2), men er siden etableringen af stemmet målt på indersiden af denne (Station 3B, figur 4.2). Etableringen af stemmet, der har en overfaldskant i kote +36 cm (+40 cm DNN jf. COWI (2009) omregnet til DVR90), bevirkede en stigning i vandstanden i sommerhalvåret fra gennemsnitligt +6,2 cm (minimum -6,2 cm og maksimum +15,3 cm) i 1978-1993 til 28,4 cm (minimum +12,4 cm og maksimum +41,7 cm) i 1995-2019 (figur 4.3). De højeste vandstande i sommerhalvåret ses typisk i år med stor nedbørsmængde, hvor søen fyldes op til overfaldskanten (fx et par af årene omkring år 2000), mens vandstanden er lavere i tørre år. En regressionsmodel indikerer, at 46 % af variationen i middelvandstanden i sommerhalvåret fra 1995-2019 kan forklares ud fra den samlede nedbørsmængde i april-september (figur ikke vist, men se et tilsvarende eksempel i afsnittet om Selbjerg Vejle og Glombak nedenfor). I vinterhalvåret er der ikke set samme forandring i vandstanden fra før til efter 1994, men der ses betydelige variationer i vandstande fra år-til-år (figur 4.3), igen med en vis sammenhæng med nedbørsmængderne (data ikke vist).

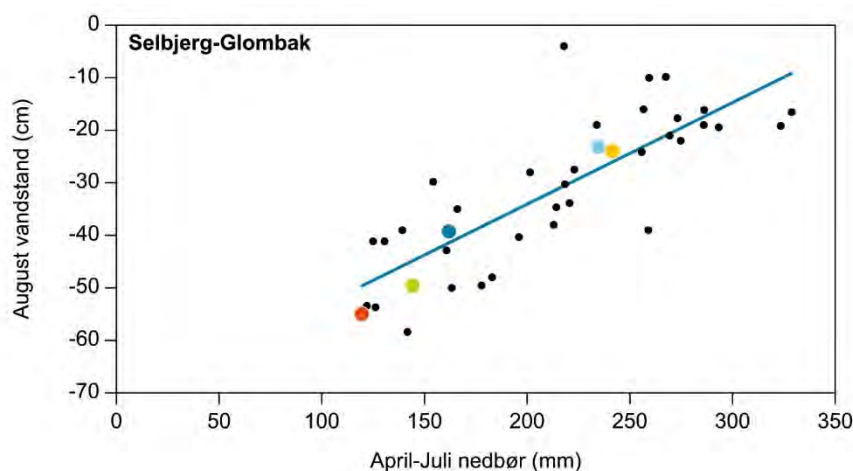
Figur 4.4. Vandstanden hen over året i Selbjerg Vejle og Glombak i fem år, hvor der er foretaget mere omfattende undersøgelser af søerne.



Selbjerg Vejle og Glombak

Vandstanden i Selbjerg Vejle og Glombak måles i Krap Kanal mellem de to søer (Station 6, figur 4.2). I de to søer har middelvandstanden i 1978-2019 i sommerhalvåret gennemsnitligt ligget på -24,3 cm (minimum -47,2 cm og maksimum -9,4 cm) og i vinterhalvåret på -8,4 cm (minimum -33,3 cm og maksimum +6,9 cm) (figur 4.3). Der ses betydelige år-til-år variationer i vandstanden både i sommer- og vinterhalvåret, men uden en tendens til en ændring i vandstanden over den 42-årige periode, der foreligger data fra. Et eksempel på den betydelige variation i vandstanden mellem år er givet i figur 4.4, hvor det ses, at der kan være op til 30 cm forskel imellem de mest lavvandede og højvandede år, både i sommer- og vinterhalvåret. Som nævnt tidligere er det især nedbøren, der bestemmer vandstanden, hvilket er illustreret for netop Selbjerg Vejle og Glombak i figur 4.5.

Figur 4.5. Sammenhængen mellem vandstanden i august måned (1978-2019) i Selbjerg Vejle og Glombak og nedbøren i de forudgående måneder april-juni samme år. Fem år, hvor der er foretaget mere omfattende undersøgelser af søerne, er fremhævet (samme farve som i figur 4.4). Regressionslinjen er stærkt signifikant, og nedbøren i april-juli forklarer 66 % af variationen i augustvandstanden.



Bygholm Nord

Vandstanden i Bygholm Nord måles i Kogleakssøen i det nordvestlige hjørne (Station 4, figur 4.2). Krapdiget, der adskiller Bygholm Vejle Nord og Syd (Bygholmengen), var ad åre blevet nedbrudt, men blev i 1994 retableret mhp. at tilbageholde vand i Bygholm Nord. Det var dog først efter yderligere arbejder i 1995, at det blev helt tæt. Før 1995 løb vandet fra Bygholm Vejle Nord enten ned til Bygholmengen eller ud ved Kogleakssøen, hvor der var nogle huller i diget. Ved etableringen af Krapdiget blev hullerne ved Kogleakssøen i 1995 lukket og erstattet af et overløbsrør, hvorfra vand nu kan ledes fra Bygholm Nord til Selbjerg Vejle. Efter 1995 har Bygholm Nord derfor i princippet været et lukket bassin uden opland, hvor vandstanden alene skulle bestemmes af nedbør og fordampning. Pga. nogle år med meget høje vandstande, hvor vandet løb over diget til Selbjerg Vejle, blev der for at undgå nedbrydning af diget i 2017 endvidere etableret yderligere to overløbsrør i diget, hvor vand kan løbe fra Bygholm Nord til Selbjerg Vejle, hvis rørene er åbne, og vandstanden er højere i Bygholm Nord end i Selbjerg. De tre rør er lukkede i sommerperioden.

Retableringen af Krapdiget førte til en markant stigning i vandstanden i Bygholm Nord (figur 4.3). Før 1995 havde området en middelvandstand i sommerhalvåret på gennemsnitligt -11,4 cm (minimum -33,6 cm og maksimum -0,1 cm) og i vinterhalvåret på +1,7 cm (minimum -18,4 cm og maksimum +15,8 cm) (figur 4.3). Efter 1995 har vandstanden i sommerhalvåret været gennemsnitligt +7,3 cm (minimum -9,4 cm og maksimum +26,1 cm) og i vinterhalvåret på +13,4 cm (minimum +1,6 cm og maksimum +26,6 cm).

Efter retableringen af Krapdiget er der en tendens til lavere vandstande hen over årene, hvor år med vandstande over +10 cm i sommerhalvåret er blevet sjældnere og år med vandstande under 0 cm hyppigere (figur 4.3). Dette uddybes i afsnittet om rørskovenes fugle senere i rapporten.

Bygholmengen

Vandstanden på Bygholmengen måles på indersiden af Centralslusen (Station 11, figur 4.2). Efter etableringen af Krapdiget i 1995 har Bygholmengen i princippet været et lukket bassin uden opland, hvor vandstanden alene bestemmes af nedbør, fordampning og afløb til Limfjorden. Sidstnævnte kan dog reguleres ved hjælp af et stemmeverk på indersiden af Centralslusen, hvorved vand kan tilbageholdes på engen. Siden 1979 har der med undtagelse af 1993 været en forvaltningspraksis, hvor der for at sikre fugtige forhold på engen i

forårsmånederne blev isat stemmebrædder i henholdsvis koten -24 cm (-20 cm DNN omregnet til DVR90) i 1979-1992 og koten -19 cm (-15 cm DNN) i 1994-2019 (Kjeldsen, 2008; Haaning og Clausen, 2021). Tilbageholdelsen af vand fordrer dog, at der falder nedbør. Akkurat som i søerne ses store år-til-år variationer i vandstanden i sommerhalvåret (figur 4.3), hvor fx somrene 2018 og 2019 var præget af henholdsvis begrænset nedbør og lavere vandstand samt megen nedbør og højere vandstand. Set over hele årrækken 1978-2019 er der store år-til-år variationer i vandstanden, både i sommer- og vinterhalvåret (figur 4.3), men der er ingen evidens for forandrede vandstande (ikke viste regressionsmodeller for de plottede data for Bygholmengen i figur 4.3 har begge hældninger på 0).

5 Søerne i De Østlige Vejler

I projektet blev fire større søer i De Østlige Vejler undersøgt: Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg Vejle og Glombak Vejle. Desuden blev seks mindre søer og vandhuller, Krap Sø, Vekselerens Hul, Bergs Pyt, Sø 4, Sø 6 og Bredesø (Læssø), beliggende langs Bygholm og Krapdiget screenet i form af en enkelt sommerprøvetagning i 2017 og/eller 2019.

Formålet med undersøgelserne var dels at give en aktuel status på tilstanden i den enkelte sø og på søerne generelt, dels at sammenligne søerne med tilstanden i en tilsvarende undersøgelse udført tilbage i 1999/2000 (Jeppesen m. fl., 2003). I beskrivelsen af sammenligningen / udviklingen indgår desuden kemidata fra undersøgelser foretaget af de tidligere amter (indtil 2007) samt af Miljøstyrelsen (fra 2007).

5.1 Metoder

Prøver til vandkemi og klorofyl blev udtaget som månedlige prøver i sommerhalvåret, maj til september, begge måneder inklusive, samt én vinterprøve udtaget i december eller januar/februar, afhængig af is-forholdene, i Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg Vejle og Glombak Vejle i hhv. 2017, 2018 og 2019.

Dyreplankton blev udtaget som en filtreret prøve fra den månedlige prøve.

Vandplanter blev registreret i de store søer i 2017 og i de små søer i 2019. Observationspunkter blev placeret ækvidistant i søerne. Antallet af punkter i den enkelte sø var størrelsesafhængig og varierede mellem 20 og 160.

Fisk blev ligeledes monitoreret i de store og små søer i hhv. 2017 og 2019. De store søer blev hver opdelt i seks sektioner, og hver sektion blev befisket med to standardiserede oversigtsgarn (et ved bredden og et i åbent vand). De små søer blev befisket med et-seks garn afhængig af størrelsen og blev alle betragtet som værende én dybdezone.

Prøver til analyse af isotoper fra organismer i flere led i fødekæden (fødekædeundersøgelse) blev udtaget i forbindelse med fiskeundersøgelserne.

For yderligere detaljer vedrørende metoder se boks 2.

Boks 2. Metoder

Vandkemiske prøver blev udtaget som en del af en puljet vandprøve ved hjælp af en søjlevandhenter fra vandoverflade til bund på en fast central station i søen. Prøverne blev analyseret for total kvælstof, total fosfor, opløst kvælstof og fosfor, pH, ledningsevne, salinitet og klorofyl a, det sidste som et mål for algemængden i søerne. Kvælstof- og fosforanalyser blev udført jævnfør Dansk Standard, og klorofyl a blev målt spektrofotometrisk efter ekstraktion i ethanol.

Prøver til analyse af dyreplankton blev udtaget på samme stationer og fra samme puljede prøve som prøven til vandkemi. Til dyreplanktonprøven blev minimum 6 liter vand filtreret på 50 µm filter og konserveret i Lugol. Dyreplanktonet blev efterfølgende bestemt, kvantificeret og målt (for biomassebestemmelse) ved anvendelse af omvendt mikroskop.

Undervandsplanter blev registreret medio august ved enten at observere direkte fra båd med vandkikkert (de klarvandede søer) og ellers ved kast med en "Sigurd Olsen"-rive i de uklare søer. I de fire store søer blev 60-150 punkter undersøgt for planter, mens der blev anvendt færre punkter i de mindre søer. Observationspunkterne var placeret ækvidistant på ækvidistant placerede transekter dækkende hele søen. På hver position, der blev gemt som en GPS position, blev der registreret vanddybde, hver plantearts dækningsgrad samt samlet plantehøjde. Dækningsgraden blev kategoriseret efter seks forskellige værdier: 0 %, 0-5 %, 5-25 %, 25-50 %, 50-75 % og 75-100 %. Efterfølgende blev der fremstillet vegetationskort med udbredelse af planter samt beregnet procentvise totale og artsspecifikke dækningsgrader og plantefyldt volumen. Det plantefyldte volumen (%) blev beregnet som: dækningsgrad (%) * plantehøjde/vanddybde.

Fiskesammensætning blev vurderet på grundlag af fiskeri med biologiske oversigtsgarn og ruser. Undersøgelserne blev gennemført i perioden 15. august til 1. september. For at kunne sammenligne fangsterne med fangsterne fra 1999/2000 blev der anvendt 0,75 m høje Lundgreen-oversigtsgarn, bestående af 14 sektioner á 3 m med maskestørrelser fra 6,25 til 75 mm (se også Mortensen m.fl., 1990). I de fire store søer blev der anvendt 12 garn, som blev sat ud sidst på eftermiddagen og taget op næste morgen (i 1999/2000 blev der anvendt 16-18 garn pr. sø). I de mindre søer blev der anvendt færre (1-6) garn.

Prøver til isotopanalyser blev udtaget i forbindelse med fiskeundersøgelserne. I den enkelte sø blev der fra hver fiskeart udtaget muskelvæv fra minimum 20 stk. fisk, hhv. 10 stk. større og 10 stk. mindre end 10 cm, og inden for hver størrelseskategori blev det tilstræbt, at fiskene fordelte sig langs en størrelsesgradient. Desuden blev der udtaget prøver af fiskenes potentielle fødeemner: bunddyr, dyreplankton, planteplankton, epifyter (alger på planteoverflader), bentiske alger (alger på bunden), stenskrab og vandplanter.

5.2 Resultater og diskussion

5.2.1 Kemi

Lund Fjord

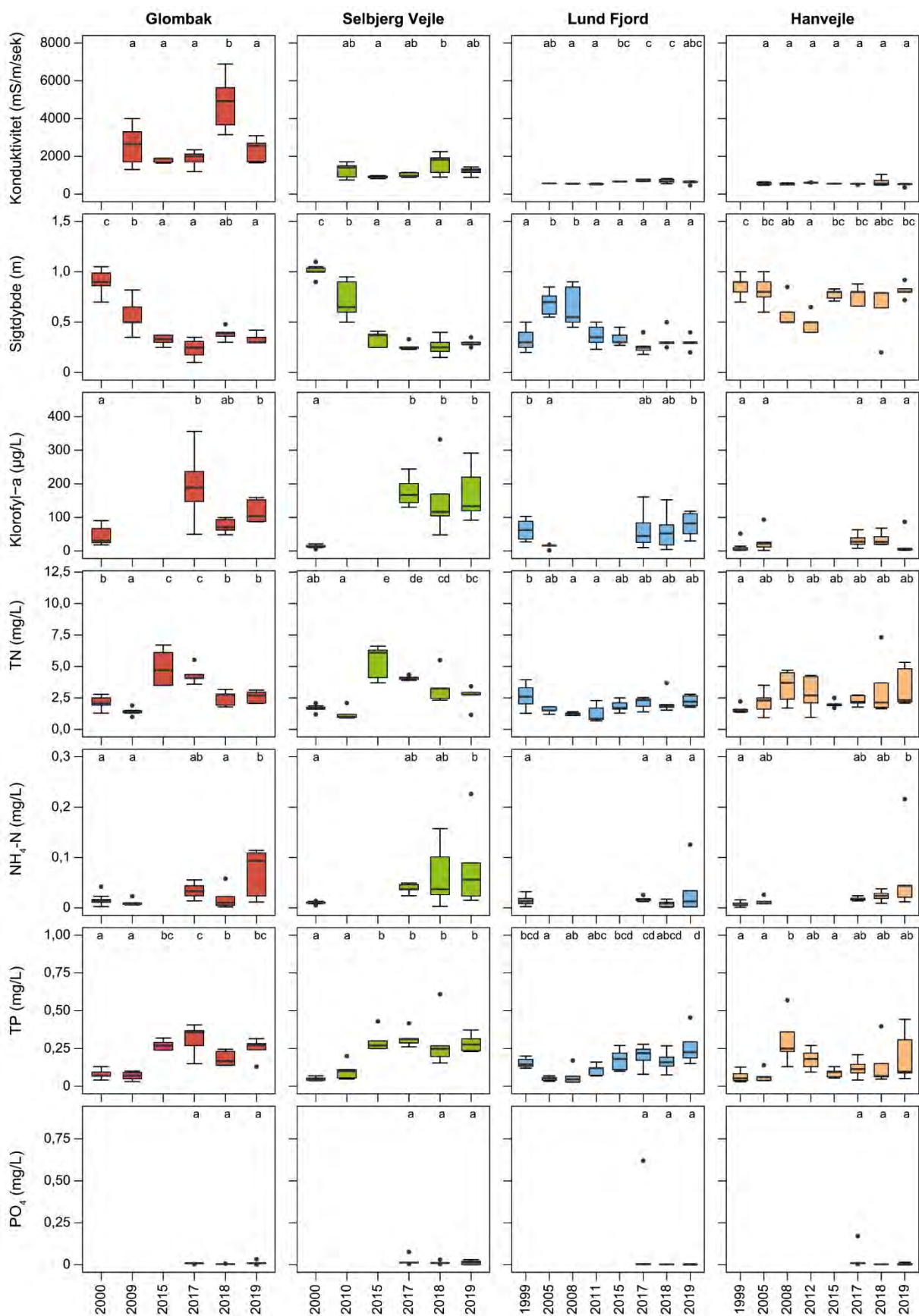
Lund Fjord er den nordligst beliggende sø i De Østlige Vejler. Det er den største sø med et areal på 491 ha, og inklusive rørskov udgør arealet 554 ha. Søen har et topografisk opland på 2316 ha, og dens sommervandspejl varierede frem til 1999 mellem kote -10 cm og +17 cm (DVR), mens sommervandspejlet efter 2000 har varieret mellem kote -3 cm og +19 cm (figur 4.3).

Lund Fjord er nu, ligesom tidligere, en næringsrig sø med et højt indhold af fosfor, kvælstof og klorofyl (figur 5.1). Næringsstofkoncentrationerne var uændrede i 2017-2019 i forhold til i 1999 og har generelt ligget på samme niveau i den mellemliggende periode med års-middelværdier for total kvælstof (TN) mellem 1,22 og 2,6 mg TN/L og total fosfor (TP) mellem 0,11 og 0,26 mg TP/L med en tendens til øget TP i de senere år, men ikke signifikant. Klorofyl (algemængde) og sigtddybe er uændret i perioden. Som tidligere vist betyder resuspension meget for sigt og suspenderet materiale i søen (Jeppesen m. fl., 2002). Opløst fosfor (PO_4), opløst kvælstof (NH_4) og ledningsevne er uændret i perioden (figur 5.1, tabel 5.1).

Han Vejle

Han Vejle ligger lige syd for Lund Fjord og er i modsætning til de øvrige vejler et mere isoleret system, som kun ved høj vandstand i Lund Fjord og Lund Fjord Kanal kan få tilført vand fra kanalen. Søen har et areal på 85 ha og er den mindste af de ”større” vejler. Frem til 1999 varierede sommervandspejlet mellem kote -10 cm og +41 cm (DVR90), og efter 2000 har sommervandspejlet varieret mellem kote +0,12 og +0,38 (figur 4.3).

Han Vejle var i 1999 den mindst næringsrige af Vejlerne og karakteriseret af klart vand med en næsten fuldstændig dækning af undervandsplanter. Han Vejle er stadig den mindst næringsrige sø i perioden 2017-2019, men der observeres en stigende total kvælstofkoncentration og ammoniumkoncentration sammenlignet med 1999. I 1999 var middelværdien af total kvælstof på 1,53 mg TN/L, mens den i den efterfølgende periode fra 2005 til 2019 har varieret mellem 2,02 og 3,4 mg TN/L (figur 5.1). For total fosfor observeres samme tendens, hvor middel total fosforkoncentrationen i 1999 lå på 0,064 mg TP/L, har den i perioden frem til 2019 varieret mellem 0,068 og 0,31 mg TP/L (figur 5.1, tabel 5.1, bilag 1). Specielt er maksimumskoncentrationerne steget kraftigt i de seneste år. Klorofyl, sigtddybe og konduktivitet er uændrede i forhold til situationen frem til 1999, hvilket, for klorofyl og sigtddybes vedkommende, hænger sammen med dominansen af undervandsplanter, som stabiliserer den klarvandede tilstand, uanset at næringsstofniveauet er stigende.



Figur 5.1. Fysisk/kemiske parametre samt klorofylkoncentration i måleårene mellem 1999/2000 og 2019 i Glombak, Selbjerg, Lund Fjord og Han Vejle. Total fosfor (TP), total kvælstof (TN), opløst fosfor (PO₄-P), opløst kvælstof (NH₄N) og suspenderet stof (SS). Boxplottene viser 10, 25, 75 og 90 percentiler samt medianværdien (horisontal linje) for maj-september. Stjerner indikerer ekstremværdier. Forskellige små bogstaver indikerer signifikant forskelligt niveau mellem årene. Der er anvendt generalised least square (GLS) modeller med år som fast faktor.

Selbjerg Vejle og Glombak

Selbjerg Vejle og Glombak er direkte forbundne via Krap Kanal. Selbjerg Vejle er den næststørste af De Østlige Vejle og har et åbentvandsareal på 446 ha samt en stor rørskov. Det topografiske opland er på 2158 ha. Det lokale topografiske opland til Glombak er på 552 ha. For begge søers vedkommende er oplandene primært beliggende på vestsiden af søerne. For både Selbjerg og Glombaks vedkommende varierede sommervandspejlet frem til 2000 mellem kote -48 cm og -10 cm (figur 4.3, DVR90). Fra 2001 og frem til 2019 varierede det mellem kote -43 cm og -19 cm (DVR90). Der har ikke været forskel i vandspejlet mellem de to perioder, men variationen har været mindre i den seneste periode sammenlignet med den første.

Fra 1980'erne og frem til 2000 var der en faldende tendens i total fosfor- og total kvælstofkoncentrationen i både Selbjerg Vejle og Glombak (Jeppesen m.fl., 2003). I 2000 lå begge vejle næringsstofmæssigt mellem Lund Fjord og Han Vejle med gennemsnitskoncentrationer på 1,69 mg TN/L og 2,14 mg TN/liter samt 0,047 mg TP/L og 0,08 mg TP/L i hhv. Selbjerg Vejle og Glombak (figur 5.1, tabel 5.1, bilag 1).

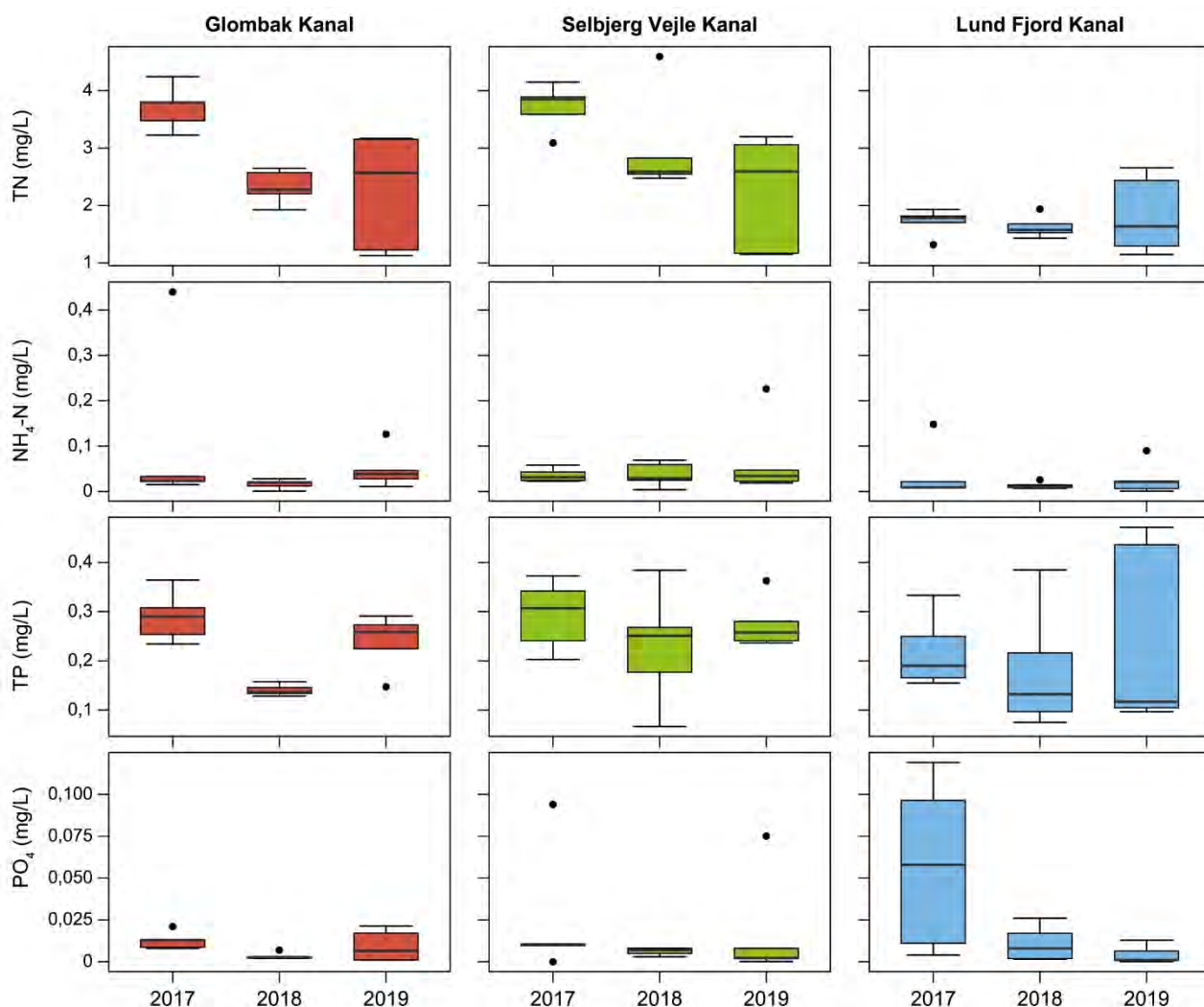
Efter 2000 og frem til 2019 har der været tendens til stigende kvælstofkoncentrationer. I Selbjerg blev der således målt gennemsnitskoncentrationer på mellem 2,6 og 4,1 mg TN/L i 2017-2019, mens der i Glombak blev målt gennemsnitskoncentrationer på mellem 2,5 og 4,3 mg TN/L (figur 5.1, tabel 5.1, bilag 1). Stigningen i total kvælstof er dog ikke signifikant i hverken Selbjerg eller Glombak. Derimod skete der en markant og signifikant stigning i total fosfor-koncentrationen fra 2000 til 2019, hvor der i Selbjerg blev målt gennemsnitskoncentrationer på hhv. 0,28-0,32 mg TP/L i 2017-2019 og i Glombak 0,18-0,31 mg TP/L i perioden 2017-2019. I takt med at der er sket en forøgelse af næringsstofniveauet i de to søer, er der også sket en signifikant reduktion af sigtdybden fem til 2019 samt en signifikant stigning i klorofyl (algemængden) fra 2000 frem til 2019. Denne sammenhæng mellem total fosfor og sigtdybde samt klorofyl indikerer en tydelig fosforbegrænsning af primærproduktionen i Selbjerg og Glombak. Der blev ikke fundet forskelle i konduktiviteten fra 2000 til 2019; dog blev der fundet en midlertidig stigende konduktivitet i specielt Glombak og i mindre udstrækning i Selbjerg i takt med den store fordampning i 2018 som følge af den lange, varme tørkeperiode.

Kanalerne

Der blev udtaget vandprøver i de respektive kanaler samtidig med prøveudtagningen i søerne. Lund Fjord Kanal er udløbet fra Lund Fjord (Bagkanalen), mens Selbjerg Kanal forbinder Selbjerg og Glombak, hvor prøverne blev taget ud for Krap-hytten; endelig er Glombak Kanal afløbskanal fra Glombak. Man vil umiddelbart forvente koncentrationer i kanalerne tilsvarende dem i søerne på grund af den direkte kontakt, men hvis der forekommer dræn direkte i kanalerne kan der, afhængig af drænvandskoncentrationerne, forekomme forskellige koncentrationer.

For såvel Lund Fjord Kanal, Selbjerg Kanal og Glombak Kanal gælder det, at total kvælstof- og total fosfor-koncentrationerne ligger på samme niveau som koncentrationerne i hhv. Lund Fjord, Selbjerg Vejle og Glombak, det være sig såvel gennemsnits som minimums- og maksimumskoncentrationer (figur 5.2 og 5.1). Dog er mediankoncentrationer af total kvælstof i Selbjerg Kanal og Glombak Kanal lidt lavere sammenholdt med søerne, men uden at være signifikant forskellige. Dette viser, at næringsstofkoncentrationerne i kanalerne

på pågældende prøvetagningsdatoer ikke har været mere præget af drænvand end af søvandskoncentrationerne.



Figur 5.2. Vandkemi målt i afløbene fra søerne Glombak Kanal, Selbjerg Kanal og Lund Fjord Kanal i sommerhalvåret 2017, 2018 og 2019 (maj-september).

Delkonklusion næringsstoffer

Sammenlignet med situationen i 1999/2000 er der uændrede næringsstofkoncentrationer i Lund Fjord; der observeres en tendens til øget næringsstofkoncentration i Han Vejle, om end denne ikke er signifikant. I Selbjerg Vejle og Glombak er der tendens til forøget kvælstofkoncentration, men ikke signifikant; derimod er der observeret en signifikant øget fosforkoncentration i de to søer. Dette har resulteret i signifikant højere klorofylkoncentrationer og forringet sigtddybe i Selbjerg og Glombak. Der foreligger ikke historiske kemidata fra kanalerne, men kemiprøver taget parallelt med søprøverne i 2017-2019 viser samme næringsstofniveau som i søerne.

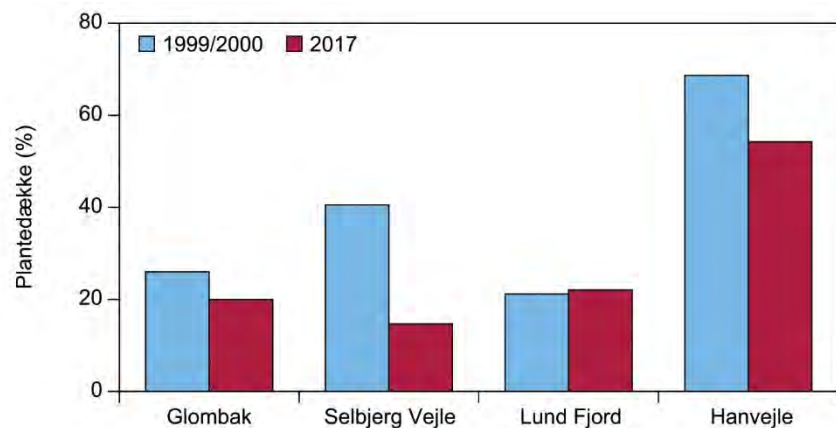
Tabel 5.1. Primære limnologiske karakteristika i de fire store søer for perioden maj-september. Data viser middelværdier. TN: total kvælstof; TP: total fosfor; RPV: relativ plantedækket volumen, NA: ingen data.

	Lund Fjord			Han Vejle				Selbjerg		Glombak		
	1999	2017	2018	1999	2017	2018	2000	2017	2018	2000	2017	2018
TN (mg/L)	2,65	2,10	2,16	1,54	2,29	3,62	1,69	4,08	3,36	2,14	4,32	2,50
TP (mg/L)	0,15	0,20	0,17	0,06	0,13	0,16	0,05	0,32	0,30	0,08	0,31	0,18
Sigtdybde (m)	0,32	0,26	0,33	0,85	0,76	0,60	1,00	0,26	0,26	0,90	0,21	0,39
Salinitet (g/L)	0,15	0,30	0,35	0,11	0,30	0,26	0,41	0,56	0,82	0,77	1,06	2,70
Temperatur (°C)	14,6	13,7	16,2	14,6	13,7	16,2	13,7	13,7	16,2	13,7	13,7	16,2
Nedbør (mm/dag)	3,6	2,7	1,4	3,6	2,7	1,4	2,2	2,7	1,4	2,2	2,7	1,4
RPV (%)	6,5	5,3	NA	59,0	31,6	NA	9,7	6,0	NA	5,7	9,7	NA
Plantedækning (%)	21,2	22,1	NA	72,9	54,2	NA	40,8	14,3	NA	25,9	19,9	NA
Antal fisk pr. net (NPUE)	121	60	NA	39	67	NA	58	106	NA	34	89	NA

5.2.2 Undervandsplanter

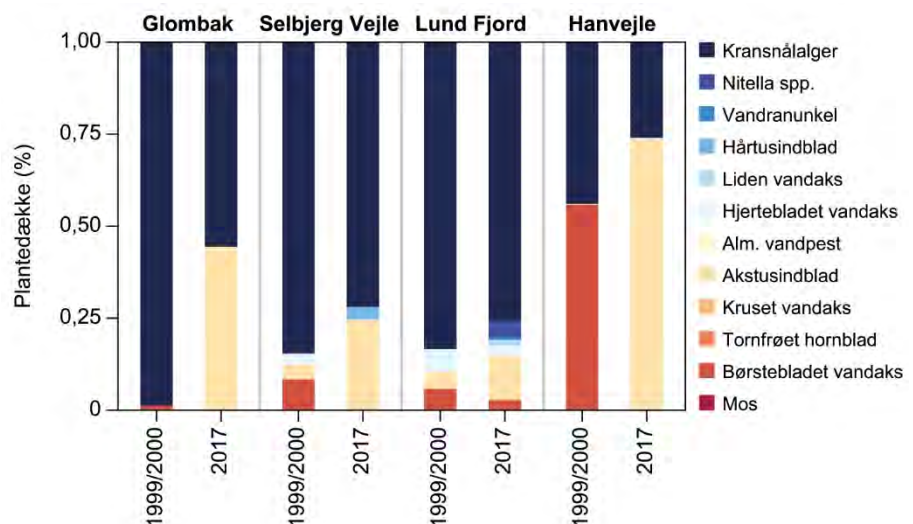
Undervandsplanter er generelt meget udbredte i De Østlige Vejler uanset den næringsrige tilstand og dermed også ringe sigtddybde som følge af høj klorofylindhold og suspenderet sediment (figur 5.3). Fælles for de fire store søer er, at undervandsplanterne er fordelt på hele søarealet, det vil sige også på de dybeste områder af de meget lavvandede søer, men selvfølgelig med den tætteste dækning på mere lavt vand. At der vokser undervandsplanter på de dybere områder, på trods af dårlig sigtddybde, skyldes kombinationen af lavt vand (<1,5 m) og langskudsplanter som fx Vandaks og Akstusindblad, som "strækker" sig, i takt med at lysforholdene forringes. På trods af et forholdsvis stort plantedække i alle søerne er der med undtagelse af Lund Fjord generelt tale om en tilbagegang i dækningsgrad fra 1999/2000 til 2017, hvilket er i overensstemmelse med den forringede sigtddybde og forøgede klorofylmængde i specielt Selbjerg og Glombak (figur 5.1).

Figur 5.3. Totalt plantedække i de fire store søer i De Østlige Vejler i hhv. 1999/2000 og 2017.



Med undtagelse af Han Vejle var kransnålalgerne de mest dominerende planter i begge undersøgte perioder i søerne (figur 5.4, bilag 2).

Figur 5.4. Dominansfordeling på det plantedækkede areal i de fire store søer i De Østlige Vejler.



Lund Fjord

Det plantedækkede areal i Lund Fjord var uændret omkring 22 %'s dækning fra 1999/2000 til 2017. I 2017 blev der registreret syv forskellige undervandstaxa (dominansrangeret: Kransnålalger (*Chara* spp), Akstusindblad, Nitella (Stjernetråd), Hjertebladet vandaks, Børstebladet vandaks, Liden vandaks og Vandranunkel). I 1999/2000 blev der registreret fem undervandstaxa (dominansrangeret: Kransnålalger (*Chara* spp), Hjertebladet vandaks, Børstebladet vandaks, Akstusindblad og Vandpest). Fra 1999 til 2017 er der således sket et skifte fra Hjertebladet og Børstebladet vandaks som de næstmest dominerende arter i 1999/2000 til Akstusindblad som den næstmest dominerende art i 2017.

Han Vejle

Det plantedækkede areal i Han Vejle blev reduceret med 14 %, fra 67 % i 1999/2000 til 53 % i 2017 (figur 5.3). I begge perioder var der kun to dominerende taxa med Kransnålalgerne som den næstmest dominerende gruppe begge år, mens der er sket et markant skifte for den dominerende arts vedkommende fra Børstebladet vandaks i 1999/2000 til Akstusindblad i 2017. Børstebladet vandaks er nærmest blevet elimineret fra Han Vejle i perioden frem til 2017 og blev kun registreret med enkelte skud ved fugletårnet i 2017.

Selbjerg Vejle

I Selbjerg Vejle er der sket en markant reduktion i det plantedækkede areal fra 40 % i 2000 til 15 % i 2017 (figur 5.3). Antal dominerende arter er dog ikke ændret over tid; således blev der i 2000 registreret fire undervandstaxa (dominansrangeret: Kransnålalger (*Chara* spp), Børstebladet vandaks, Akstusindblad og Hjertebladet vandaks). I 2017 var dominansrangeringen imidlertid Kransnålalger, Akstusindblad, Hårtusindblad og Børstebladet vandaks. Det vil sige, at Akstusindblad også i Selbjerg Vejle har taget over som den næstmest dominerende art af undervandsplanter (figur 5.4).

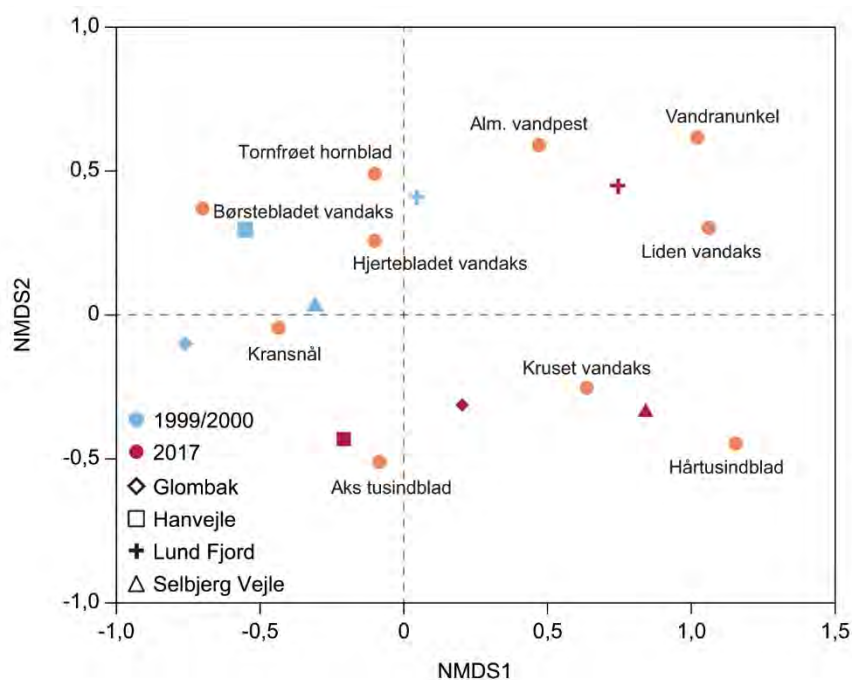
Glombak

I Glombak er der observeret et tilsvarende billede, omend reduktionen i den totale plantedækning er mindre, fra 25 % i 1999/2000 til 19 % i 2017 og også her med Kransnålalger som den hyppigst forekommende art. Imidlertid har Akstusindblad udvist en meget kraftig ekspansion frem til 2017 og var her den næstmest forekommende art efterfulgt af Børstebladet vandaks som sporadisk forekommende (figur 5.4) i både 1999/2000 og 2017.

Generel ændring i plantesamfundene

Den generelle ændring i undervandsplantesamfundene i søerne fremgår også af figur 5.5, som illustrerer søernes placering i hhv. 1999/2000 og 2017, dels indbyrdes og dels i forhold til plantearter registreret i søerne. Her ses den mindste ændring i Lund Fjord, som kun flytter sig horisontalt fra venstre mod højre, mens Han Vejle, Glombak og Selbjerg Vejle flytter sig både vertikalt og horisontalt på grund af mere markante ændringer i plantesamfundene (figur 5.4).

Figur 5.5. Et to-dimensionelt NMDS-diagram, som illustrerer søernes placering som funktion af plantesamfundene i 1999/2000 og 2017. I 2017 har søerne bevæget sig længere nedad eller mod højre sammenlignet med 1999/2000. Bevægelsen skyldes ændringer i plantesamfundene mod flere tusindblad og andre mindre forekommende langskudsplanter.

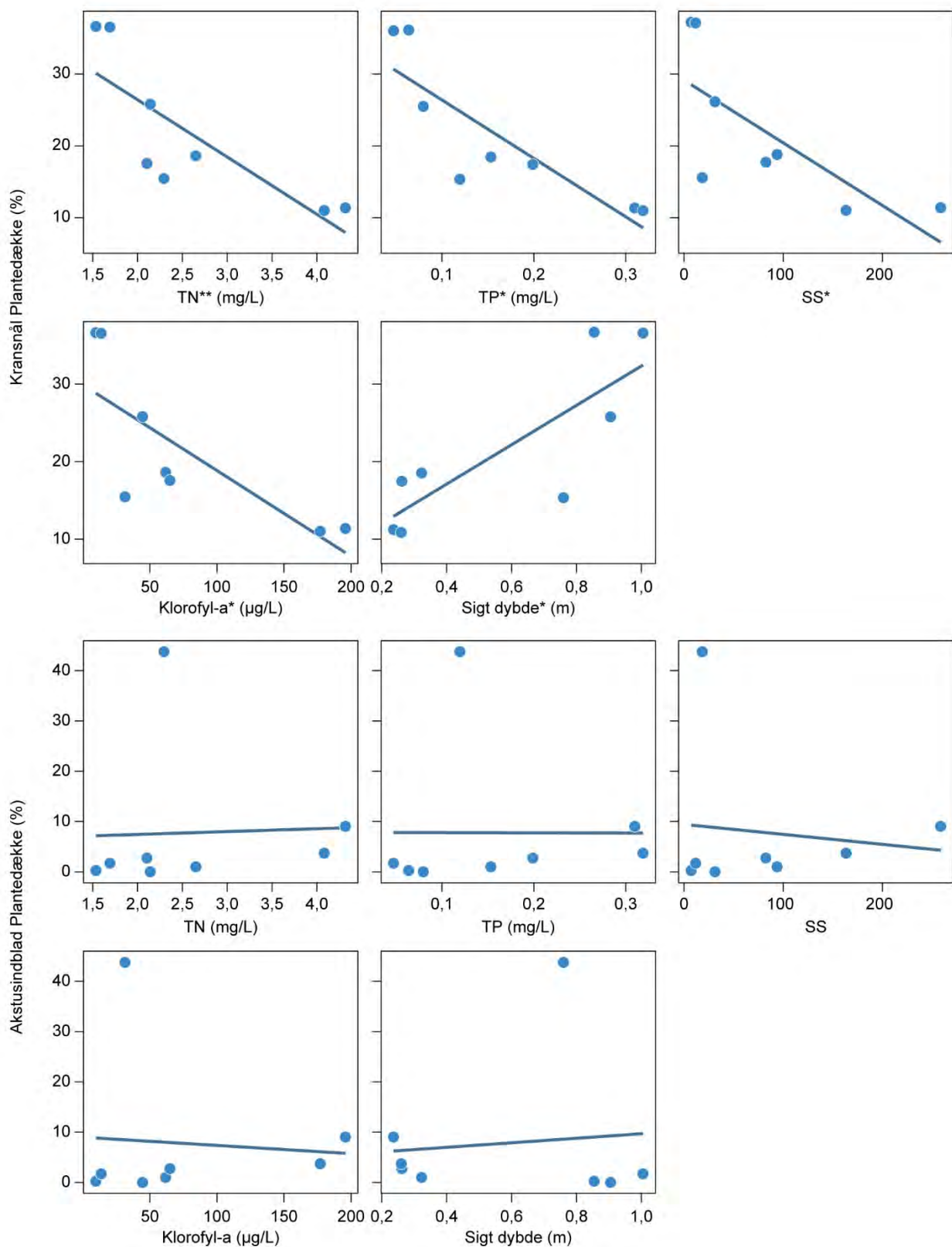


Enkeltarter og miljøvariable

I søer observeres typisk en sammenhæng mellem eutrofiering (næringsberigelse) og plantedækning, i og med at klorofyllniveauet og dermed sigtddybden typisk er korreleret med næringsstofkoncentrationen (fx Søndergaard m.fl., 2013). Betragtes plantedækningsgrad på artsniveau på tværs af søer (lokalitet) og tid (år) som en funktion af disse miljøvariable, ses der også en stærk signifikant sammenhæng mellem for eksempel kransnålalgeres dækningsgrad og miljøvariablene (figur 5.6). Derimod ses en meget ringe sammenhæng for Akstusindblads vedkommende (figur 5.6). Denne forskel i respons skyldes formentlig, at kransnålalgerne er relativt små og korte planter (makroalger), som responderer kraftigt negativt på eutrofiering og dermed klorofyllkoncentration og sigtddybde, selv i lavvandede søer. Derimod har langskudsplanterne, som fx Akstusindblad, evnen til at "vokse" sig ud af lysproblemerne i disse meget lavvandede systemer, hvorved de to plantetyper ikke responderer entydigt på eutrofiering.

Delkonklusion - vegetation

Planterestaterne fra De Østlige Vejler illustrerer således meget klart, at ønsker man at bevare det for brakvandssøer så karakteristiske kransnålalgesamfund i Vejlerne, kræver det et lavere næringsstofniveau i systemerne. Med det nuværende næringsstofniveau kan der ikke forventes et udbredt og alsidigt kransnålalgesamfund.



Figur 5.6. Plantedækningsgrad for Kransnålalger og Akstusindblad som funktion af et antal miljøvariable: TN: total kvælstof koncentration, TP: total fosfor koncentration, SS: suspenderet stof. Signifikansniveau: * 0,05 niveau; ** 0,01 niveau. Der er anvendt generalized linear model (GLM) på kvadratrods eller 4.-rods transformerede vegetationsdata. År vurderes som værende uafhængig på grund af den lange periode mellem undersøgelserne (17 år).

5.2.3 Fisk

Med undtagelse af Lund Fjord er den gennemsnitlige fangst pr. net steget betydeligt fra 1999/2000 til 2017 (tabel 5.2). I Han Vejle, Selbjerg og Glombak er antallet (NPUE) således steget med hhv. en faktor 1,7, 1,8 og 2,6, mens biomassen (BPUE) er steget med hhv. en faktor 3,3, 1,4 og 0,95. I Lund Fjord er antallet halveret, hvorimod biomassen er steget med en faktor 1,8 (tabel 5.2).

Tabel 5.2. Gennemsnitlig fangst (antal og vægt i kg) af fisk pr. net i de store søer i De Østlige Vejler.

	Lund Fjord 1999/00	Lund Fjord 2017	Han Vejle 1999/00	Han Vejle 2017	Selbjerg Vejle 1999/00	Selbjerg Vejle 2017	Glombak 1999/00	Glombak 2017
Antal/net, NPUE	121	60	39	67	58	106	34	89
Vægt, kg/net, BPUE	2,5	4,5	1,2	4,0	1,5	2,1	1,9	1,8

Lund Fjord

I Lund Fjord blev der i alt registreret 11 arter: Skalle, Aborre, Rudskalle, Karuds, Grundling, Sandart, Smelt, 3-pigget og 9-pigget Hundestejle samt Ål. Dette inkluderer fangster fra gællenet og ruser, hvor ruserne blev anvendt med det formål at supplere artslisten. I det følgende er kun anvendt data fra gællenet, da disse er umiddelbart sammenlignelige mellem undersøgelsesperioderne.

Antal fisk pr. net er reduceret fra 121 til 60 fisk/net, men biomassen er øget fra 2,5 kg/net til 4,5 kg/net. Det vil sige, at gennemsnitsstørrelsen for alle fisk i netfangsterne er øget fra 21 g/fisk til 75 g/fisk.

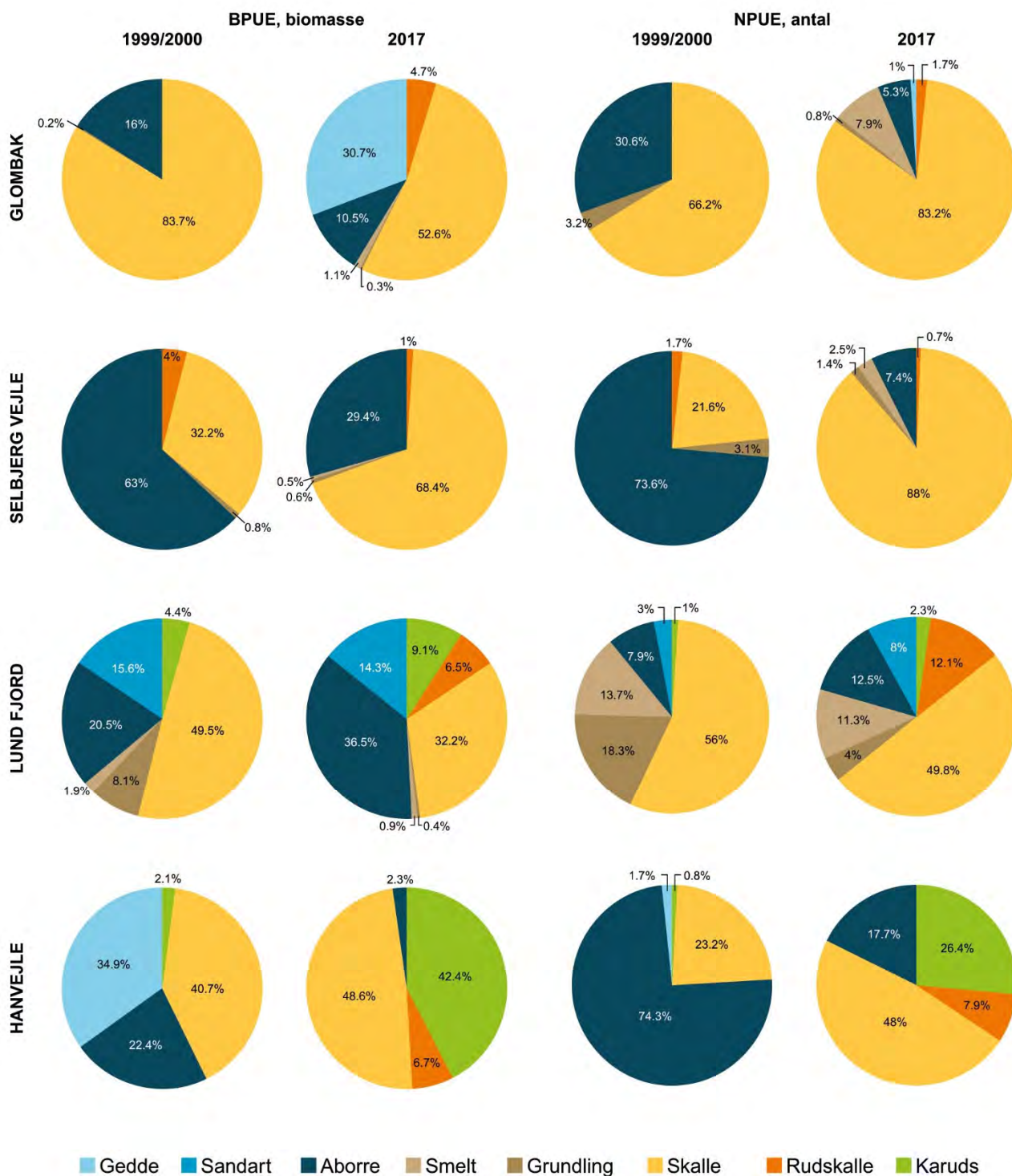
Baseret på individstørrelse er der således sket en positiv udvikling i Lund Fjord, og samtidig udgør aborren, som er en rovfisk, 36 % af biomassen i 2017 mod 21 % i 1999/2000, hvilket ligeledes er positivt. Antalsmæssigt er det imidlertid stadig skalle og rudskalle, som udgør den største %-del med 62 % i 2017 mod 56 % i 1999/2000 (figur 5.7). Baseret på fiskeundersøgelserne må tilstanden i Lund Fjord vurderes til at være uændret eller i bedring i forhold til tidligere; det sidste baseret på fiskenes gennemsnitsstørrelse samt aborrens øgede biomasse af den totale fiskebiomasse i systemet, hvilket betragtes som positivt i en tilstandsvurdering.

Han Vejle

I den noget mindre Han Vejle blev der i alt registreret seks arter: Skalle, Aborre, Rudskalle, Karuds, 3-pigget og 9-pigget Hundestejle, hvor hundestejlerne kun blev registreret i ruser.

I modsætning til Lund Fjord er antal fisk pr. garn i Han Vejle øget fra 39 til 67 fisk/net, og biomassen er øget fra 1,2 kg/net til 4,0 kg/net. Det vil sige, at i Han Vejle er gennemsnitsstørrelsen for alle fisk i netfangsterne øget fra 31 g/fisk til 60 g/fisk. Baseret på individstørrelsen indikerer det en positiv udvikling i søen. Imidlertid observeres der også en ændring i artssammensætningen fra et rovfiskedomineret (Aborre og Gedde) samfund, baseret på såvel biomasse som antal, i 1999/2000 til et fredfiskedomineret samfund (Skalle, Rudskalle, Karuds) i 2017 (figur 5.7). Betragtes to af de dominerende arter, Skalle og Aborre, ses den antalsmæssige ændring tydeligt, idet både 0+ (år-syngel) og 1+ (1-årige) aborrrerne reduceres markant fra 1999/2000 til 2017 (figur 5.8), mens Skalle ikke udviste en antalsmæssig ændring. Derimod blev skallerne betragtelig større i 2017 (figur 5.8), hvilket sammen med øget forekomst af karudser forklarer den større gennemsnitlige individbiomasse sammenlignet med 1999/2000.

Baseret på fiskeundersøgelserne (flere fisk pr. net og større dominans af fredfisk end tidligere) vurderes Han Vejle at være på vej mod en generelt ringere tilstand sammenlignet med i 1999/2000; dette uanset den klarvandede tilstand, som stabiliseres af det store plantedække. Næringsstofkoncentrationerne taget i betragtning må tilstanden i Han Vejle karakteriseres som stærkt truet.



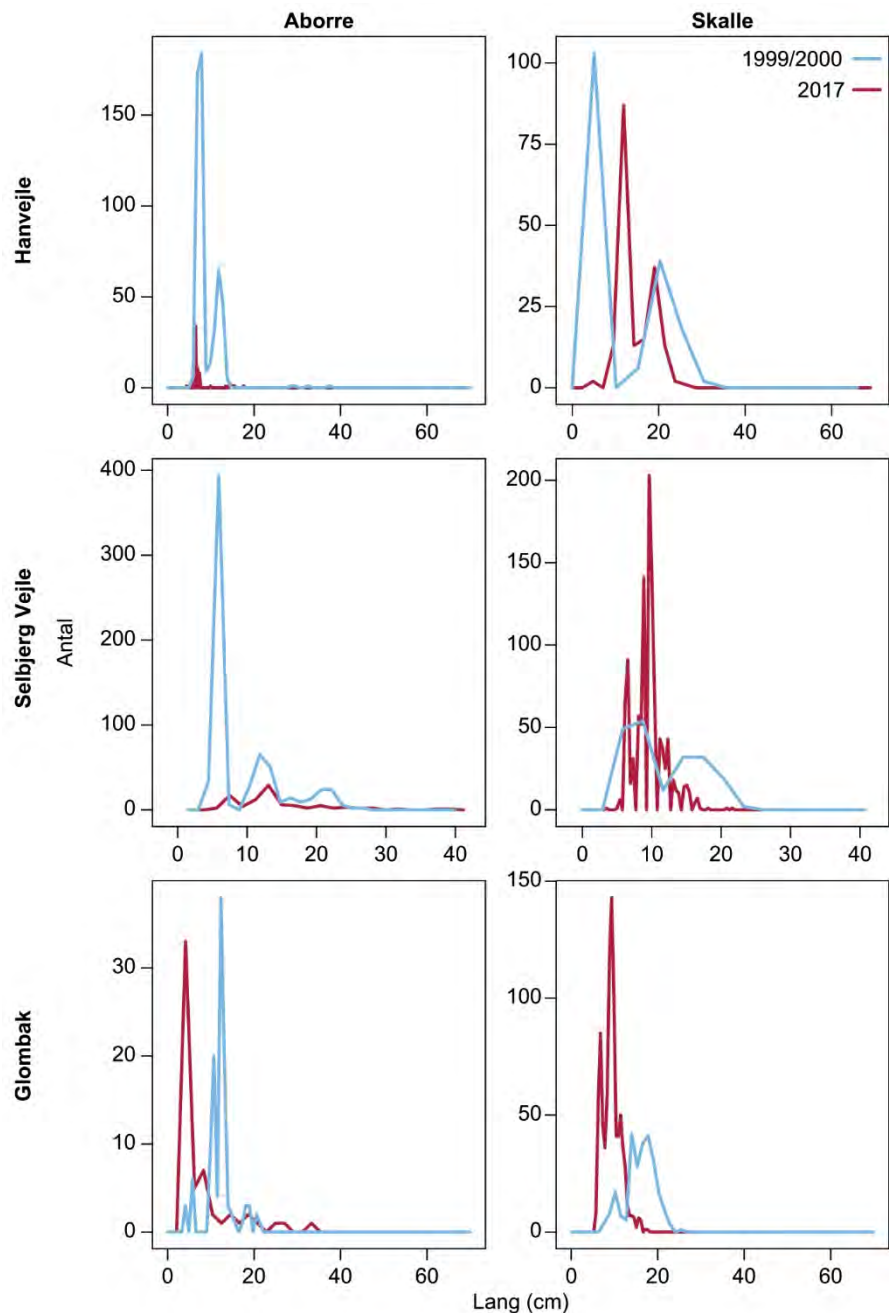
Figur 5.7. Procentuel fordeling af fiskearter i De Østlige Vejle i hhv. 1999/2000 og 2017 målt som BPUE (biomasse pr. net) og NPUE (antal pr. net).

Selbjerg Vejle

I Selbjerg Vejle blev der i alt registreret fem arter: Skalle, Aborre, Rudskalle, Smelt og Grundling, og alle blev registreret i gællenettene.

I perioden 1999/2000 til 2017 er antal fisk pr. net i Selbjerg Vejle næsten fordoblet fra 58 til 106 fisk/net, men biomassen kun er øget fra 1,5 kg/net til 2,1 kg/net (tabel 5.2). Det vil sige, at gennemsnitsstørrelsen for alle fisk i netfangsterne er reduceret fra 26 g/fisk til 20 g/fisk. Baseret på individstørrelsen indikerer det således en kvalitetsmæssig negativ udvikling i søen. Dette understreges også af udviklingen i artsammensætningen (figur 5.7), hvor der såvel biomasse- som antalsmæssigt observeres et markant skift fra aborre-dominans i 1999/2000 til skalle-dominans i 2017 (figur 5.7). Samtidig viser størrelsesfrekvensfordelingen af specielt Skalle også, hvorledes Selbjerg i 2017 er domineret af betydeligt flere og små individer sammenholdt med i 1999/2000 (figur 5.8).

Figur 5.8. Længdefrekvensfordeling af to dominerende fiskearter (Aborre og Skalle) i A: Han Vejle, B: Selbjerg Vejle og C: Glombak.



Baseret på fiskeundersøgelserne (flere fisk pr. net og skift i fiskesammensætningen) vurderes Selbjerg Vejle til at være i ringere tilstand sammenlignet med i 1999/2000. Dette er i overensstemmelse med det højere næringsstof- samt klorofylniveau i 2017.

Glombak

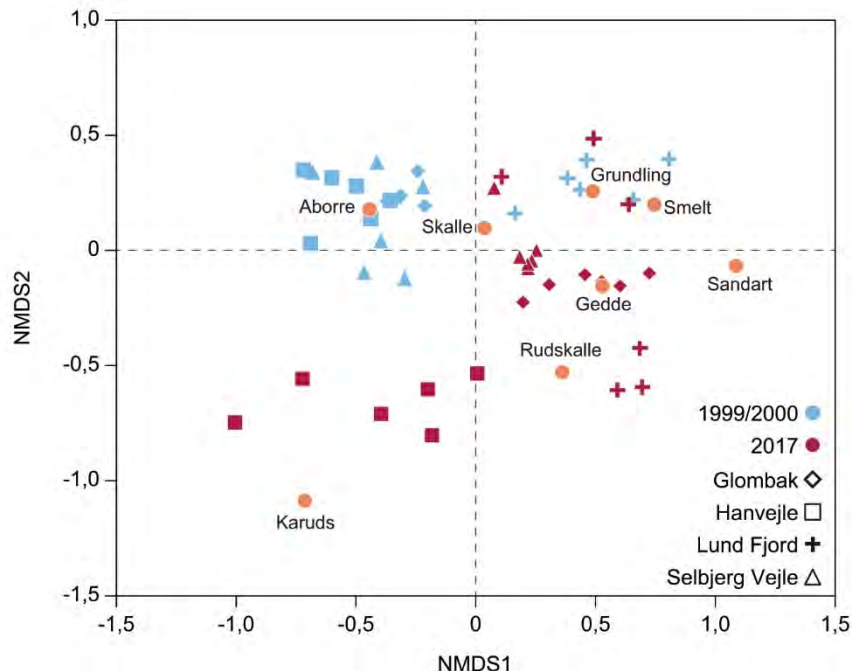
I Glombak blev der i alt registreret otte arter: Gedde, Skalle, Aborre, Rudskalle, Grundling, Smelt, Sude samt Ål, hvor Sude og Ål kun blev registreret i ruserne.

Glombak udviser samme mønster som Selbjerg Vejle. I perioden 1999/2000 til 2017 er antal fisk pr. net i Glombak forøget kraftigt fra 34 til 89 fisk/net, mens biomassen til gengæld ikke er øget (fra 1,8 kg/net til 1,9 kg/net (tabel 5.2). Det vil sige, at gennemsnitsstørrelsen for alle fisk i netfangsterne er reduceret væsentligt fra 53 g/fisk til 21 g/fisk, hvilket fremgår tydeligt af længdefrekvensfordelingerne for både Aborre og Skalle (figur 5.8), hvor der ses et skift til flere og mindre fisk.

Såvel biomasse- som antalsmæssigt, og såvel tidligere som nu, har skallen været den dominerende art i Glombak (figur 5.7). Skalle-dominansen blev dog endnu mere udtalt i 2017, og Skalle udgjorde 83 % af den totale fiskebestand mod 66 % i 1999/2000, samtidig med at tætheden af Aborre gik markant tilbage fra 31 % i 1999/2000 til 5 % i 2017 (figur 5.7).

Baseret på fiskeundersøgelserne (flere og mindre fisk pr. net og endnu stærkere Skalle-dominans) vurderes Glombak til at være i ringere tilstand sammenlignet med i 1999/2000. Dette er ligesom i Selbjerg i overensstemmelse med det forøgede næringsstof- samt klorofylniveau i 2017.

Figur 5.9. Et to-dimensionelt NMDS-diagram baseret på fiskeantal, som illustrerer de store søers (seks befiskede sektioner/sø) placering som funktion af fiskesamfundene i 1999/2000 og 2017. I 2017 har søerne bevæget sig længere nedad eller mod højre sammenlignet med 1999/2000. Bevægelsen skyldes ændringer i fiskesamfundene mod bl.a. flere skaller, rudskaller (fx Glombak og Selbjerg Vejle) eller karudser (fx Han Vejle).



Generel ændring i fiskesamfundene

Ligesom for undervandsplanternes vedkommende er der gennem den næsten 20-årige periode sket en mere eller mindre generel ændring i fiskesamfundene i søerne (figur 5.9). Lund Fjord udviser den mindste ændring; dog er tre sek-

tioner i 2017 ”præget” af nogle rudskaller, det vil sige i 2017 trækker tre ”krydser” ned mod Rudskalle (figur 5.9). Størst ændring observeres i Han Vejle, Selbjerg og Glombak, hvor fx Glombak og Selbjerg i 2017 præges af større skalledominans og enkelte store gedder i specielt Glombak (Figur 5.7 og 5.9, se evt. også Bilag 3).

Enkeltarter og miljøvariable

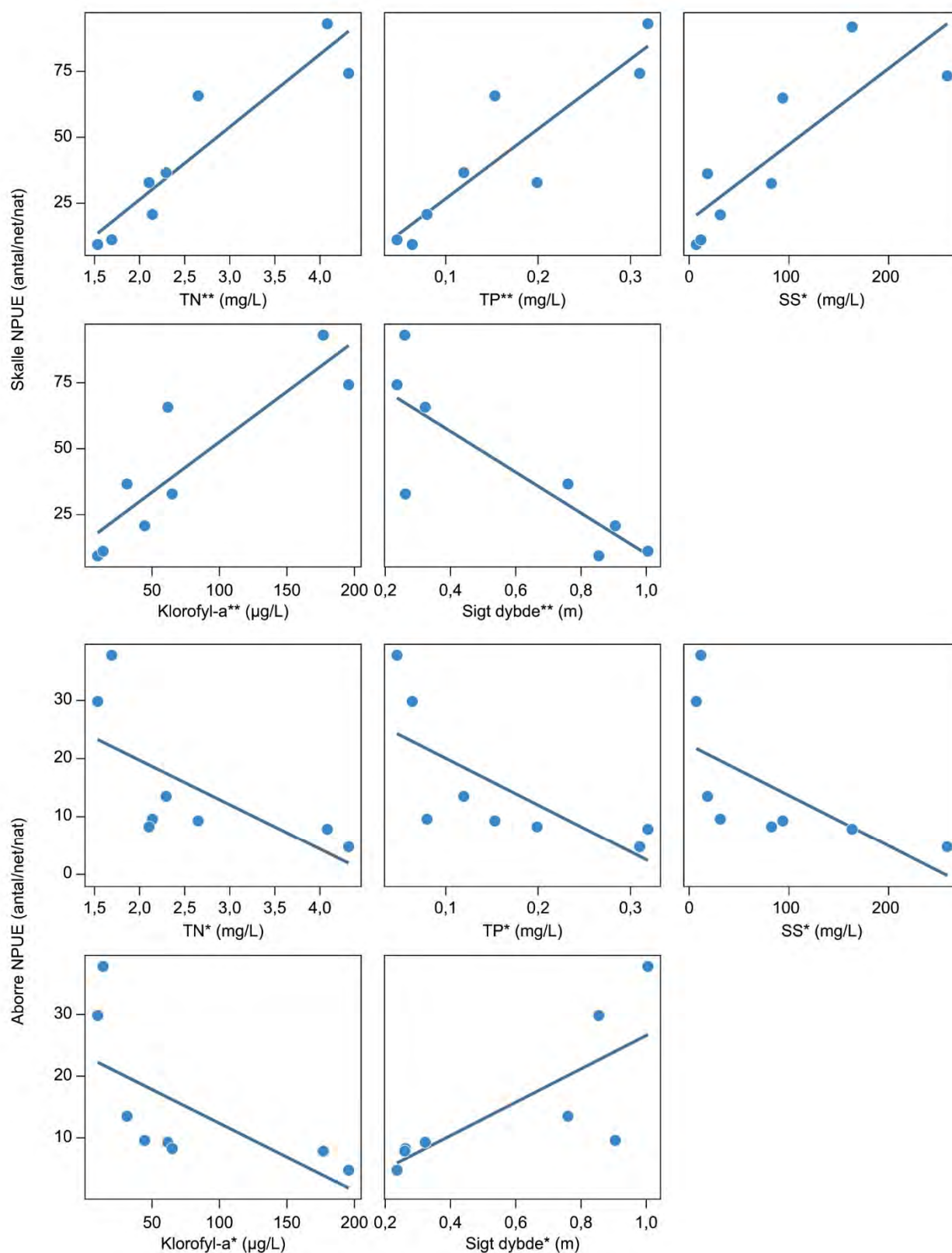
Jf. Søndergaard m. fl. (2013) indgår antal fisk pr. net (NPUE) samt % fredfisk og % rovfisk i fiskeindekset for danske ferskvandssøer. Tilsvarende indgår de i et nyligt foreslået indeks for brakvandssøer (Søndergaard m.fl., 2020). Typisk observeres et øget antal fredfisk med øget eutrofiering ligesom % rovfisk reduceres med øget eutrofiering. Årsagen er blandt andet, at fredfiskene favoriseres i det algedominerede uklare vand med højt klorofylindhold på grund af en mere randomiseret fødesøgning end fx Aborre, der bl.a. bruger synet til at jage. Betragtes både Skalle NPUE og Aborre NPUE, men også den totale NPUE, på tværs af søer (lokalitet) og tid (år), som funktion af miljøvariable som næringsstofkoncentration og klorofyl, observeres en stærk signifikant sammenhæng med såvel TN, TP, som med klorofyl og sigtddybde (figur 5.10), i og med at Skalle NPUE øges med øget eutrofiering mens Aborre NPUE reduceres med øget eutrofiering.

Delkonklusion vedrørende fisk

På baggrund af ovenstående resultater kan det foreløbig konkluderes, at hvis man, i de givne søer og ved de givne saliniteter, ønsker en sigtddybde på 0,8 m eller mere, må man forvente at skulle ned på <30 skaller pr. net og over ca. 20 aborrer pr. net (jf. figur 5.10). En sådan sigtddybde vil være tilstrækkelig til at opnå et potentielt højt vegetationsdække på størstedelen af søarealet i disse lavvandede systemer. Et højt vegetationsdække vil stabilisere sedimentet, favorisere Aborre frem for Skalle og bidrage til sikring af en forbedret sigtddybde og dermed vandkvalitet.

5.2.4 Dyreplankton

Dyreplankton er et meget væsentligt element i vores søer, da de som græssere (filtratorer) på algerne udgør andet led i den typiske fødekæde i akvatiske systemer. De er således væsentlige for opretholdelsen af klart vand. Omvendt er de også fødekilde for, de planktivore fisk (fredfiskene), der indgår i tredje led i fødekæden. Det vil sige, at et øget antal fredfisk ved øget eutrofiering vil øge presset på dyreplankton, hvorved biomassen og antal af store effektive filtratorer reduceres, samtidig med at antallet af mindre og dermed mindre effektive algegræssere/-filtratorer øges, hvilket øger sandsynligheden for uklart vand og dermed ringere kvalitet (Søndergaard m.fl., 2019).

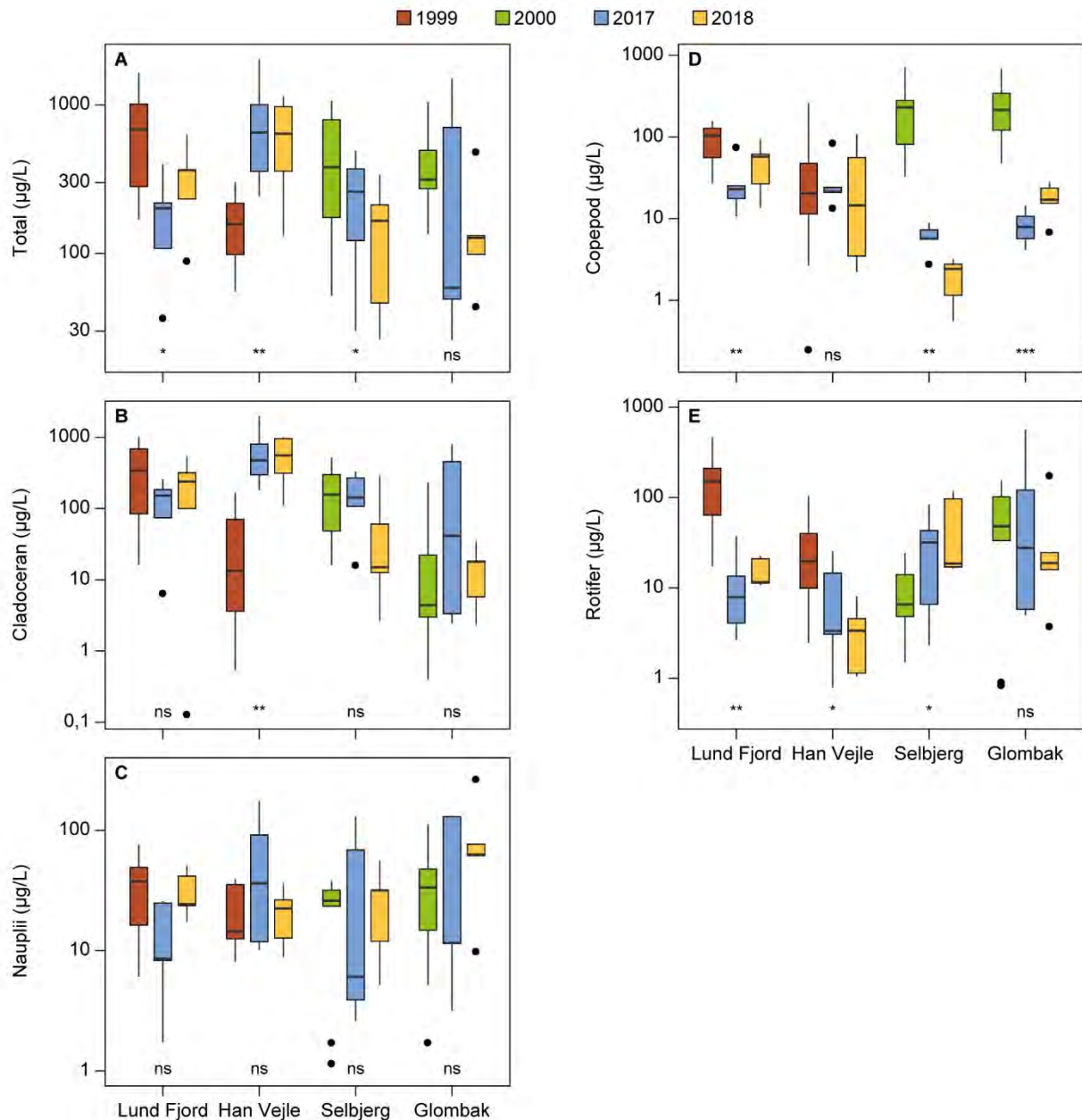


Figur 5.10. Fangst pr. net (NPUE) for Skalle og Aborre som funktion af et antal miljøvariable: TN: total kvælstof, TP: total fosfor, SS: suspenderet stof. Signifikansniveau: * 0,05 niveau; ** 0,01 niveau. Der er anvendt generalized linear model (GLM) på kvadratrods eller 4.-rds transformerede NPUE-data. "År" (parameter for tid) vurderes til at være uafhængig på grund af den lange periode mellem undersøgelserne (17 år).

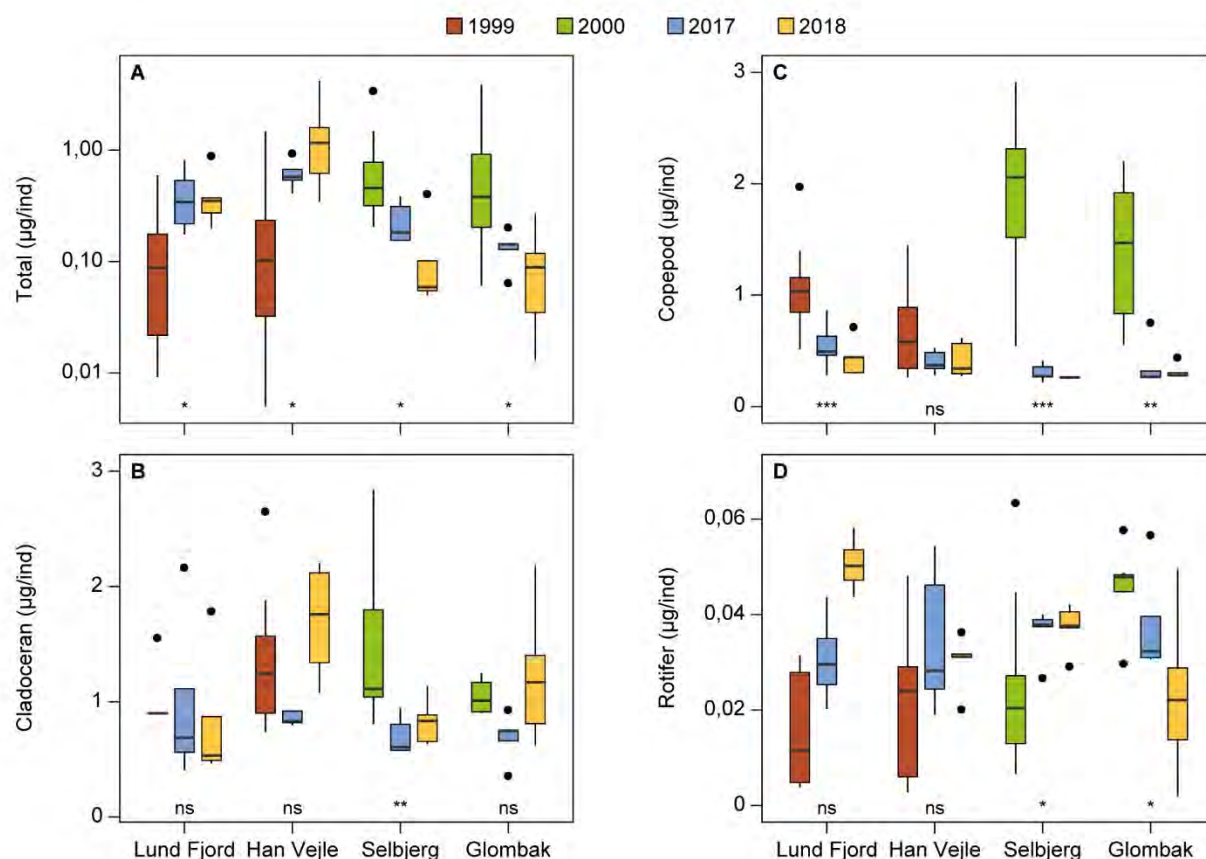
Lund Fjord

Jf. de tidligere plante- og fiskeafsnit er Lund Fjord beskrevet som det system, der udviser den mindste ændring i perioden 1999/2000 til 2017. Hvad angår

dyreplankton, observeres et tilsvarende billede. Dog ses der en signifikant reduktion i den totale dyreplanktonbiomasse, men dette skyldes primært en reduktion i biomassen af copepoder (vandlopper) og rotifer (hjuldyr), mens der ikke observeres signifikante ændringer i biomassen af cladocer (dafnier) (figur 5.11), hvor sidstnævnte typisk er de mest effektive algegræssere. Samlet betragtet betyder det, at den totale individuelle indvidbiomasse øges fra 1999 til 2017 (figur 5.12). I denne forbindelse er det vigtigt at nævne, at der i Lund Fjord skete en reduktion i fisketæthed fra 1999 til 2017, hvilket er modsat de øvrige søer og forventes at øge den individuelle dyreplanktonbiomasse.



Figur 5.11. Sommerværdier (maj-september) af dyreplanktonbiomasse: (a) total dyreplankton, (b) cladocer, (c) nauplii (copepod-larver), (d) voksne copepoder og (e) rotiferer (µg tørvægt/L) i 1999/2000, 2017 og 2018 i Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg Vejle og Glombak. Boxplot viser medianværdi (horisontal linje), 10, 25, 75 og 90 percentiler. Signifikansniveau er indikeret (** $p \leq 0,001$; * $p \leq 0,01$; $p < 0,05$; ns $P \geq 0,05$; 1999/2000 er testet mod 2017/2018 som en samlet gruppe). Prikker indikerer ekstrem-værdier. Der er anvendt Markov chain Monte Carlo (MCMC) generalized linear mixed model til at teste for forskelle mellem årene.

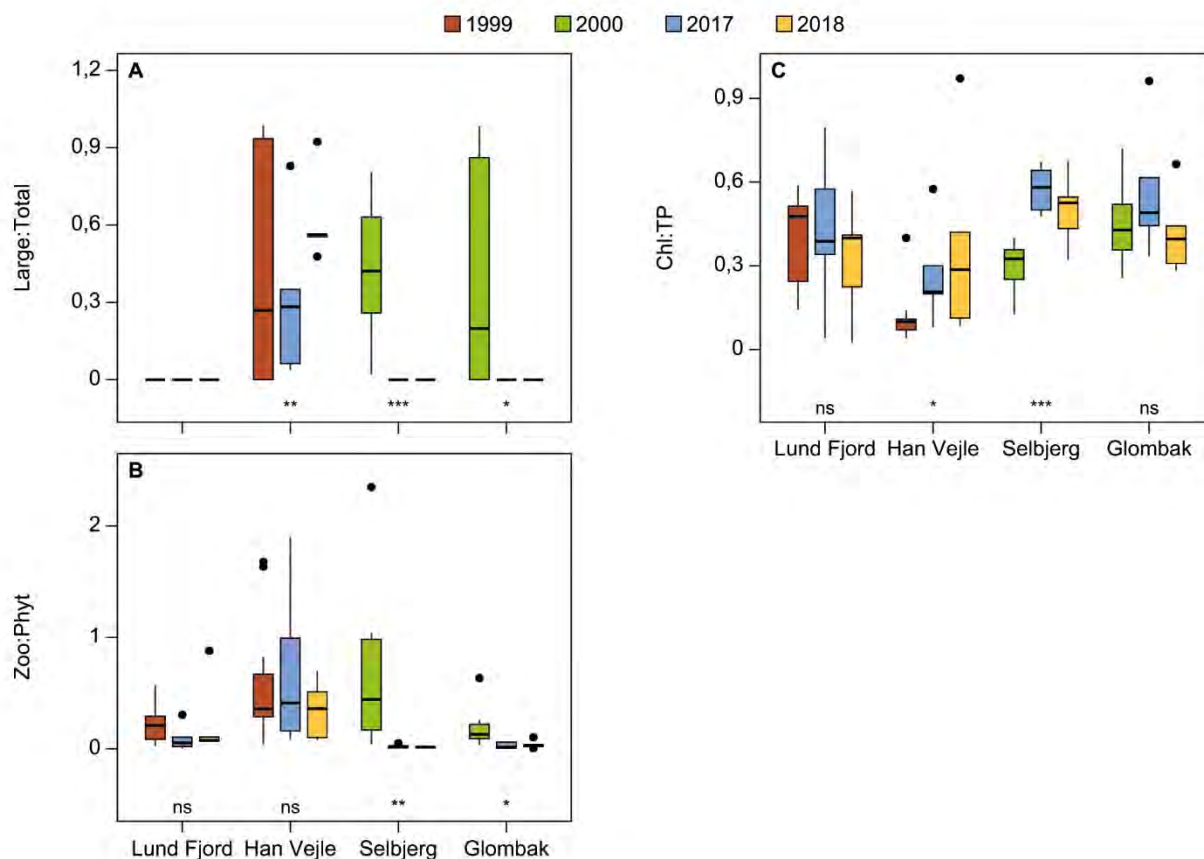


Figur 5.12. Sommerværdier (maj-september) for dyreplankton-individbiomasse: (a) total dyreplankton, (b) cladoccer, (c) voksne copepoder og (d) rotiferer (µg tørvægt/individ) i 1999/2000, 2017 og 2018 i Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg Vejle og Glombak. Boxplot viser medianværdier (horisontal linje), 10, 25, 75 og 90 percentiler. Signifikansniveau er indikeret (** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p < 0,05$; ns $P \geq 0,05$; 1999/2000 er testet mod 2017/2018 som en samlet gruppe).

Han Vejle

I Han Vejle er der observeret en signifikant stigning i total dyreplanktonbiomassen fra 1999 til 2017/2018 (figur 5.11), hvilket primært skyldes en signifikant større biomasse af cladoccer i den sidste periode sammenlignet med den første. Der er ikke registreret ændringer i copepodbiomassen, mens rotiferbiomassen blev signifikant mindre (figur 5.11).

Betragtes individbiomasserne, er der en tendens til en større individbiomasse af såvel cladoccer som rotiferer, uden at denne dog er signifikant (figur 5.12). Det ændrer ikke på, at den totale dyreplankton-individbiomasse endte med at være signifikant større i 2017/2018 end i 1999 (figur 5.12), hvilket er en positiv respons på et lavt prædationstryk fra fiskene. Et andet positivt resultat er forholdet mellem store cladoccer og det totale antal cladoccer, som er øget signifikant i 2017/2018 (figur 5.13), hvilket kan indikere et reduceret prædationstryk fra fiskene på cladoc-samfundet. På trods heraf er der sket en signifikant stigning i forholdet mellem klorofyl og totalfosfor i Han Vejle fra 1999 til 2018. Det vil sige, at der observeres mere klorofyl pr. fosforenhed i 2018, hvilket er i overensstemmelse med den i nogen grad negative udvikling mod flere skaller og karudser i fiskesamfundet. Dette er sket, uanset at dyreplanktonsamfundet til dels peger i den modsatte retning. Dette kan forklares med det meget høje plantedække, som udgør et effektivt skjul for dyreplanktonet uanset den uheldige udvikling i Han Vejles fiskesamfund.



Figur 5.13. Sommerværdier (maj-september) for forholdet mellem (a) biomassen af store cladoceer (Large) og den totale biomasse af cladoceer (Total), mellem (b) biomassen af dyreplankton (Zoo) og algebiomassen (Phyt) og (c) mellem klorofyl (Chl) og total fosfor (TP) i 1999/2000, 2017 og 2018 i Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg Vejle og Glombak. Boxplot viser median-værdi (horisontal linje), 10, 25, 75 og 90 percentiler. Signifikansniveau for forskel mellem årene er indikeret (** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p < 0,05$; ns $P \geq 0,05$).

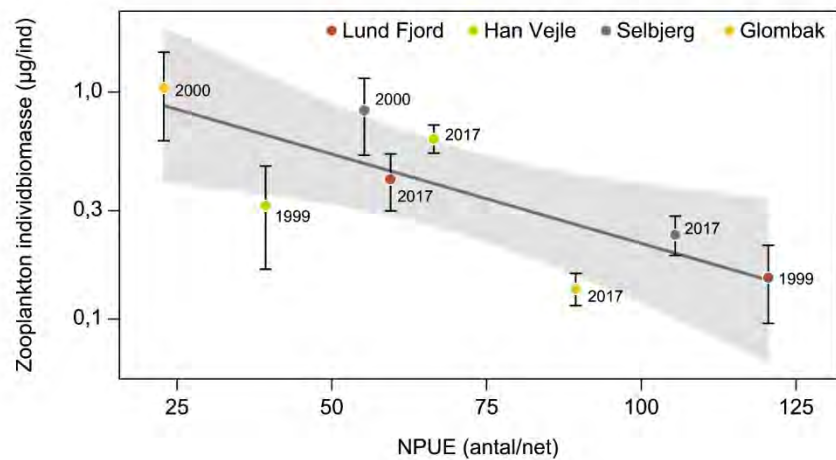
Selbjerg Vejle og Glombak

Hvad angår dyreplankton, udviser Selbjerg Vejle og Glombak samme mønster, som alt i alt indikerer en forværring i vandkvaliteten. Der blev observeret en ikke-signifikant tendens til en reduktion i den totale biomasse af cladoceer, en signifikant reduktion i copepod-biomassen og en signifikant stigning i rotifer-biomassen i Selbjerg, men ingen ændring i Glombak, og endelig en signifikant reduktion i den totale dyreplanktonbiomasse i Selbjerg, men ikke i Glombak (figur 5.11).

Den totale individbiomasse blev signifikant reduceret i begge søer, forårsaget af en signifikant reduktion af individbiomassen for såvel cladoceer som copepoder, og mens individbiomassen for rotifer blev signifikant øget i Selbjerg, blev den signifikant reduceret i Glombak (figur 5.12). Tilsammen har det resulteret i en kraftig og signifikant reduktion af forholdet mellem store cladoceer og det totale antal cladoceer i begge søer fra 2000 til 2018 (figur 5.13). Dette har ligeledes resulteret i en signifikant øget Chl:TP forhold i Selbjerg, men ikke i Glombak, hvorimod der i begge søer observeres en signifikant reduktion i forholdet mellem dyreplankton og alger (figur 5.13), hvilket er en klar indikation af det store prædationstryk fra de mange småfisk på dyreplanktonsamfundet.

Samlet viser dyreplanktonresultaterne fra de fire søer en signifikant reduktion i den gennemsnitlige dyreplankton-individbiomasse som funktion af NPUE (antal fisk pr. net, figur 5.14). På baggrund af funktionen illustreret i figur 5.14 er det således muligt at give et estimat på dyreplanktonets gennemsnitsbiomasse ved en given NPUE.

Figur 5.14. Dyreplankton-individbiomasse som funktion af fiske-tæthed (NPUE, antal fisk/net) i Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg og Glombak i 1999/2000 og 2017. Der er anvendt sommer-middelværdier m. standard error (efter Hu He m.fl., 2020).



Delkonklusion – dyreplankton

På baggrund af dyreplanktonresultaterne i de fire store søer kan det konkluderes, at der generelt er sket en reduktion i individstørrelsen i Selbjerg Vejle og Glombak, mens der er sket en forøgelse i størrelsen i Lund Fjord (parallelt med reduktion i fisketæthed) og Han Vejle. Det ændrer dog ikke på, at forholdet mellem Chl og TP er øget i både Selbjerg Vejle, Glombak og Han Vejle, hvilket viser, at det ikke kun er i Selbjerg Vejle og Glombak, men også i Han Vejle, at dyreplankton ikke er i stand til at kontrollere algemængden. I alle tre søer er der siden 1999/2000 sket et forøget pres på dyreplanktonsamfundet pga. fiskenes høje prædationstryk. For en komplet artsliste over dyreplankton se bilag 4.

5.2.5 Diversitet

I daglig tale anvendes begrebet diversitet på forskellig vis. Ofte tænkes der på artsrigdom, hvilket ikke nødvendigvis er korrekt, idet artsrigdom kun fortæller, hvor mange arter der er til stede i et givet område/habitat/system. Begrebet diversitet tager derimod den relative fordeling mellem arter/taxa med i betragtning og fortæller således noget om heterogeniteten i et system. Et system med fire arter, men domineret af én art, karakteriseres som homogent med lav diversitet og en richness (artsrigdom) på fire, hvorimod et system med fire ligeværdige arter karakteriseres som heterogent med højere diversitet og stadig en richness på fire. Diversiteten tager således hensyn til artsantal og den relative fordeling mellem arterne, richness tager kun hensyn til antal arter, mens evenness (homogenitet) primært tager hensyn til den relative fordeling mellem tilstedeværende arter.

De nedenfor omtalte resultater tager kun udgangspunkt i resultater, der er registreret i forbindelse med de gennemførte vegetationsundersøgelser langs udlagte transekter samt fiskeundersøgelserne med fangst i gællenet.

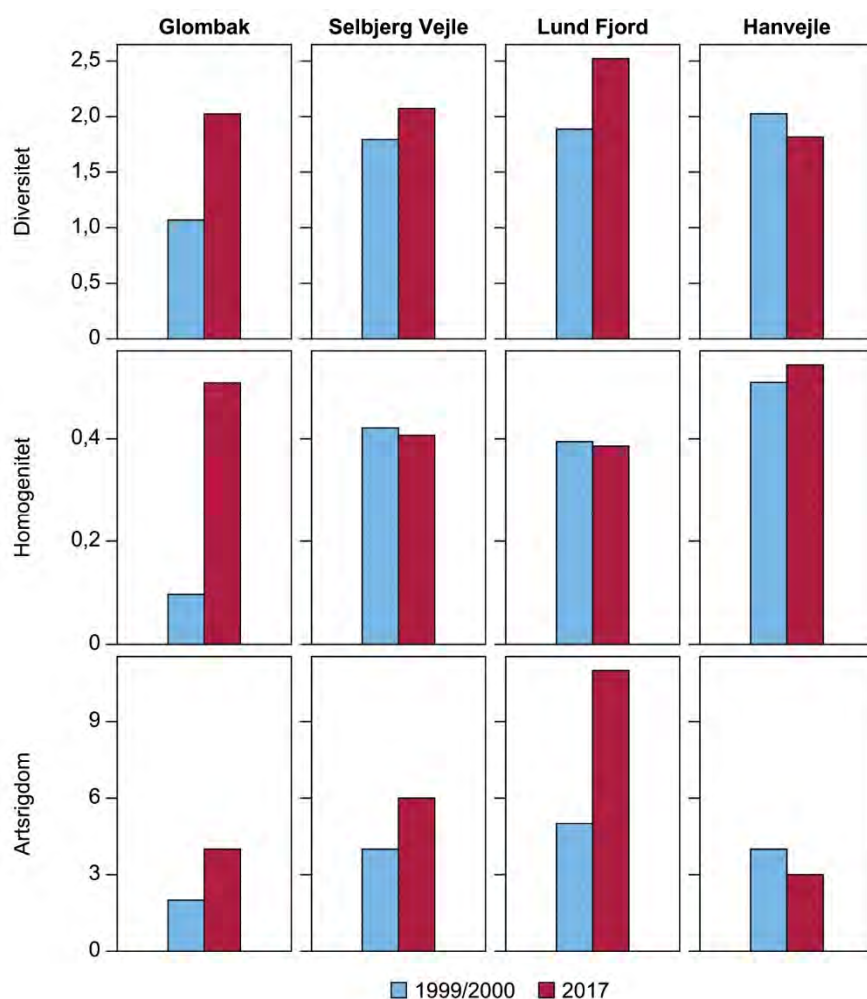
Artsrigdom (Richness) – planter

Generelt er richness blandt planterne lav i De Østlige Vejler og varierer mellem to og 11 arter med den laveste richness i Glombak og Han Vejle, som også er de mindste af de fire store søer (figur 5.15). Der er typisk en forskel på en-to arter mellem de to undersøgelsesperioder. I Lund Fjord observeres dog en fordobling i artsantal fra fem til 11 arter i hhv. 2000 og 2017.

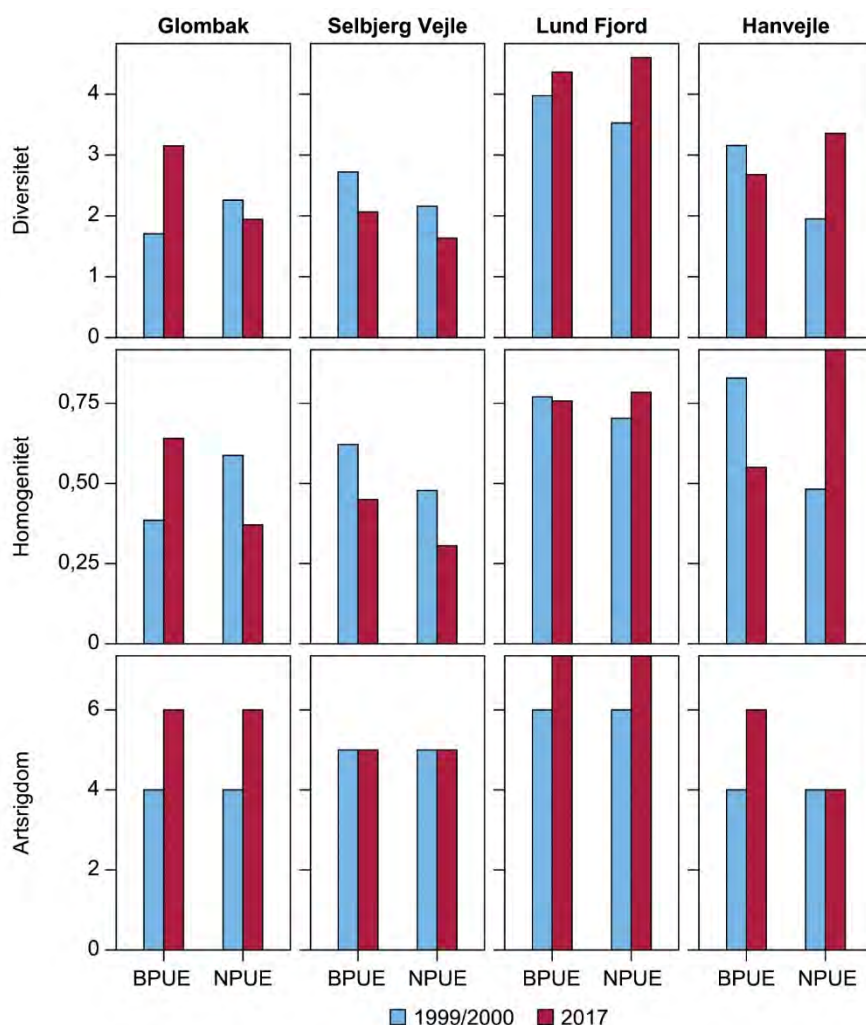
Homogenitet (Evenness) – planter

I Selbjerg, Lund Fjord og Glombak observeres den højeste evenness, og den er uændret omkring 0,4 mellem de to undersøgelsesperioder. I Glombak er der derimod sket en ændring fra 0,1 i 1999/2000 til knap 0,5 i 2017. Årsagen til denne kraftige stigning i Glombak er skiftet fra en fuldstændig dominans af kransnålalger i 1999/2000 til en meget mere ligelig fordeling mellem kransnålalger og Akstusindblad i 2017, dels på grund af at kransnålsalgerne er gået tilbage, dels på grund af at Akstusindblad er gået frem (se evt. bilag 2).

Figur 5.15. Undervandsplante-diversitet, evenness (homogenitet) og richness (artsrigdom) i Glombak, Selbjerg Vejle, Lund Fjord og Han Vejle i hhv. 1999/2000 og 2017.



Figur 5.16. Fiskediversitet, evenness (homogenitet) og richness (artsrigdom) baseret på hhv. biomasse pr. net (BPUE) og antal pr. net (NPUE) i Glombak, Selbjerg Vejle, Lund Fjord og Hanvejle i hhv. 1999/2000 og 2017.



Diversitet (Shannon) – planter

Tilsvarende er diversiteten i Glombak gået frem fra 1999/2000 til 2017 på grund af ændringerne i fordelingen mellem kransnålalger og Akstusindblad. I Selbjerg og Han Vejle er der kun sket mindre ændringer fra 1999 til 2017, mens den er øget fra 2 til 2,5 i Lund Fjord på grund af den større artsrigdom kombineret med en god evenness (figur 5.15).

Artsrigdom (Richness) – fisk

Richness er uændret i Selbjerg og Han Vejle, men øges med én art i Lund Fjord og med to arter, fra fire til seks arter, i Glombak. I og med at der generelt er tale om få arter, betyder fangst af en enkelt eller to fåtalligt forekommende arter meget i dette billede. Derfor skal ændringerne over tid og med en relativ lille fiskeindsats tages med forbehold.

Homogenitet (Evenness) – fisk

I modsætning til richness er resultaterne for evenness mere indikative, da denne parameter ikke er så følsom over for tilstedeværelse af en enkelt sjælden fiskeart. I Glombak og Selbjerg Vejle er NPUE evenness reduceret primært på grund af den store fremgang og dermed forekomst af Skalle, mens den er øget i Han Vejle på grund af en relativ høj forekomst af såvel, Skalle, Karuds og Rudskalle i 2017 (se evt. bilag 3). I Lund Fjord er den uændret, ligesom de øvrige kemiske og biologiske parametre er det (se tidligere). BPUE evenness følger ikke nødvendigvis mønsteret for NPUE evenness, hvilket fremgår tydeligt for Glombak og Han Vejles vedkommende. I disse to søer

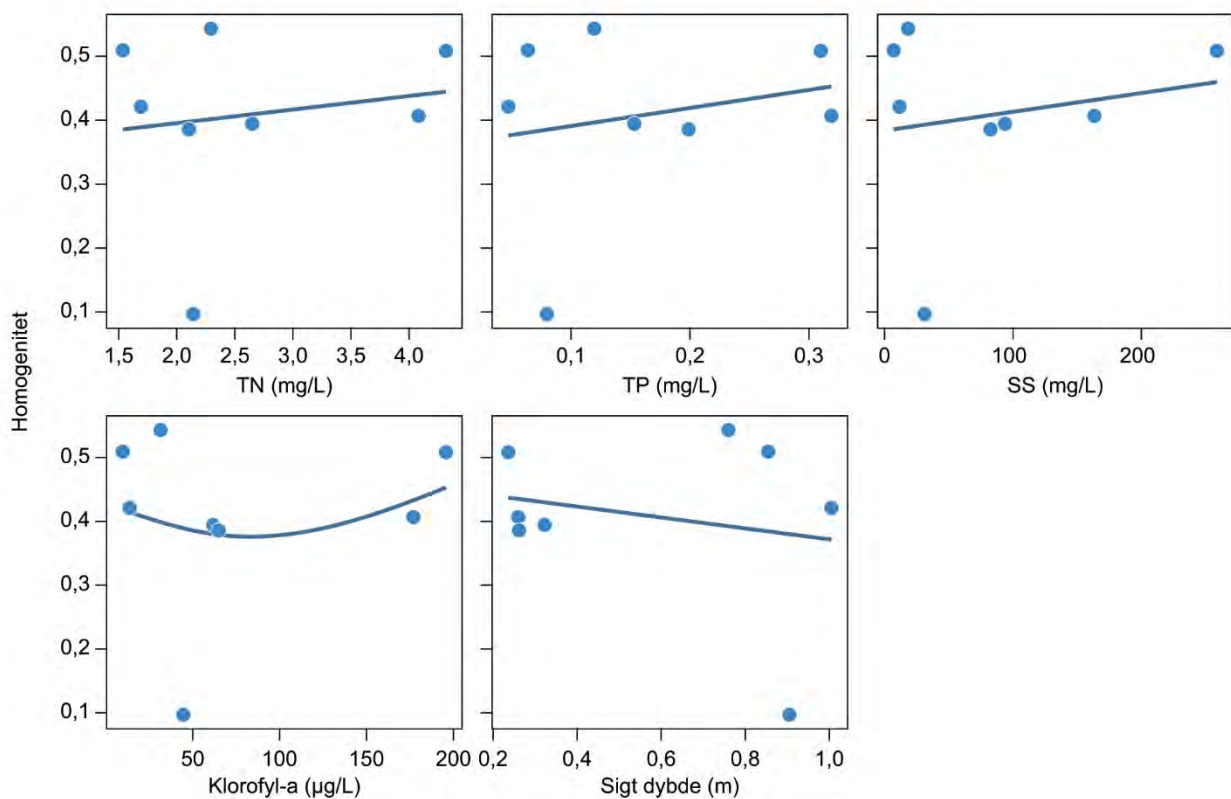
har få store fisk den modsatte effekt på BPUE evenness sammenholdt med NPUE evenness. For eksempel på grund af få gedder eller karudser som i de pågældende søer.

Diversitet (Shannon) – fisk

Diversiteten følger til dels evenness-mønsteret. For eksempel observeres en øget NPUE-diversitet i Han Vejle på grund af den antalsmæssige mere ligelige fordeling af flere arter i 2017 sammenlignet med 1999/2000. BPUE-diversiteten udviser derimod det modsatte mønster, igen på grund af at en enkelt stor fisk biomasse-mæssigt vægter mere end mange små fisk – som eksempelvis mange små skaller i Han Vejle eller Glombak (figur 5.16).

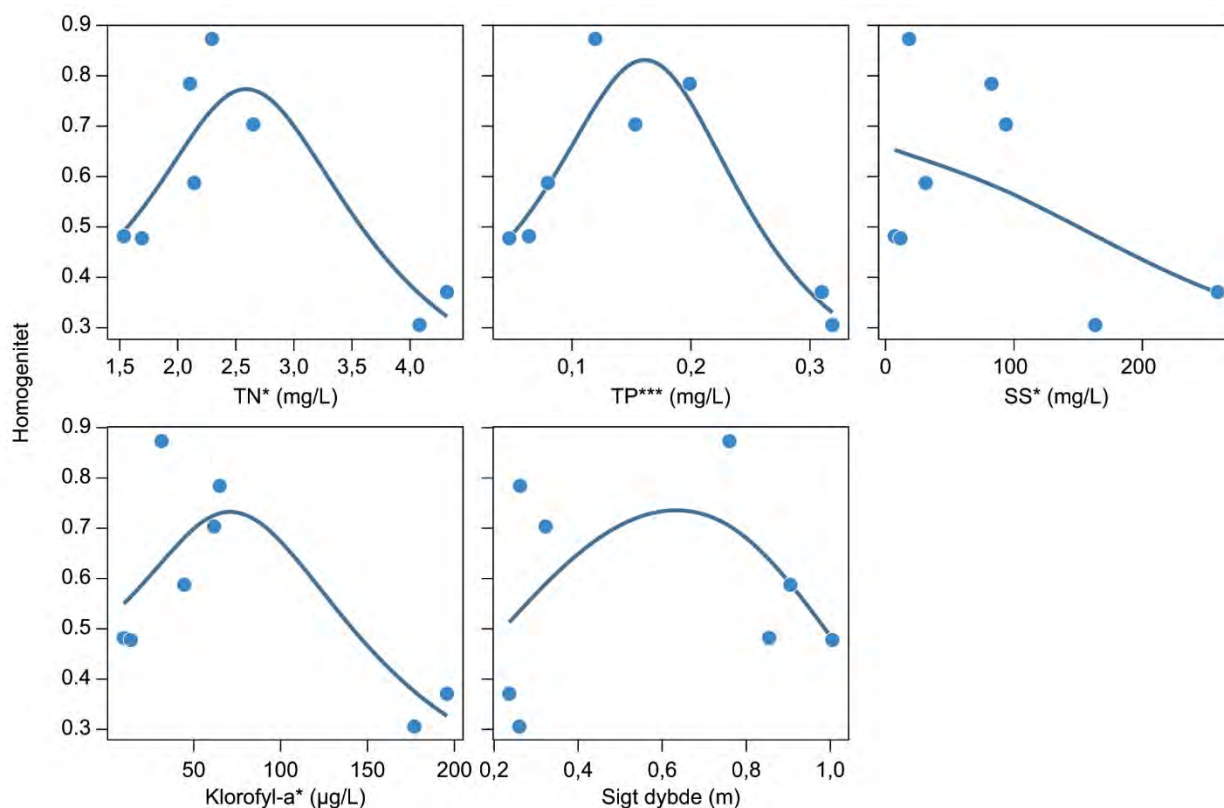
Diversitet på tværs af søerne

Sammenstilles data fra alle fire søer og de to undersøgelsesperioder, observeres der ikke signifikante sammenhænge mellem hverken plante-richness, plante-evenness eller plantediversitet i forhold til de målte miljøvariable. De bedste relationer observeres for homogenitet (figur 5.17), men de er som nævnt ikke signifikante. Den evt. positive tendens, som ses i relation til kvælstof (TN), fosfor (TP) og suspenderet stof (SS), skyldes udelukkende en enkelt observation (figur 5.17).



Figur 5.17. Planthehomogenitet (evenness) som funktion af kvælstof (TN), fosfor (TP), suspenderet stof (SS), klorofyl og sigt-dybde. Relationerne er baseret på den bedst fittede model, og der opnås ikke signifikante sammenhænge.

I relation til fisk observeres signifikante sammenhænge mellem antalsbaseret fiske-evenness (homogenitet) og total fosfor (TP), kvælstof (TN), suspenderet stof (SS) og klorofyl (figur 5.18), ligesom der også observeres en signifikant sammenhæng mellem antalsbaseret fiskediversitet og TP (se evt. bilag 5). I relation til richness blev der ikke fundet signifikante sammenhænge, og generelt blev der heller ikke fundet signifikante sammenhænge mellem de biomassebaserede diversitets-indikatorer og miljøvariablene (ikke inkluderet her).



Figur 5.18. Fiske-homogenitet (evenness) baseret på antal fisk pr. net (NPUE) som funktion af kvælstof (TN), fosfor (TP), suspenderet stof (SS), klorofyl og sigtdybde. Relationerne er baseret på den bedst fittede model (se evt. bilag 5) ved anvendelse af generalized additive models (GAM) som kan identificere en ikke-lineær sammenhæng mellem variable. Signifikansniveau er indikeret (** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p < 0,05$).

Delkonklusion - diversitet

Overordnet er diversitetsparametrene vanskelige at anvende på den enkelte sø på grund af de forholdsvis få arter af specielt fisk. Omvendt viser NPUE-resultaterne også, at evenness og diversitet kan ændre sig forholdsvis meget, hvis blot der sker en antalsbaseret mere ensartet fordeling mellem arterne, og det uanset om søen indeholder forholdsvis få arter.

Analyserne på tværs af de fire store søer viser en signifikant sammenhæng mellem fiskeantalsbaseret homogenitet (evenness) og total kvælstof, total fosforkoncentration, suspenderet stof og klorofyl med en maksimal homogenitet ved hhv. 2,5 mg TN / L og 0,15 mg TP / L.

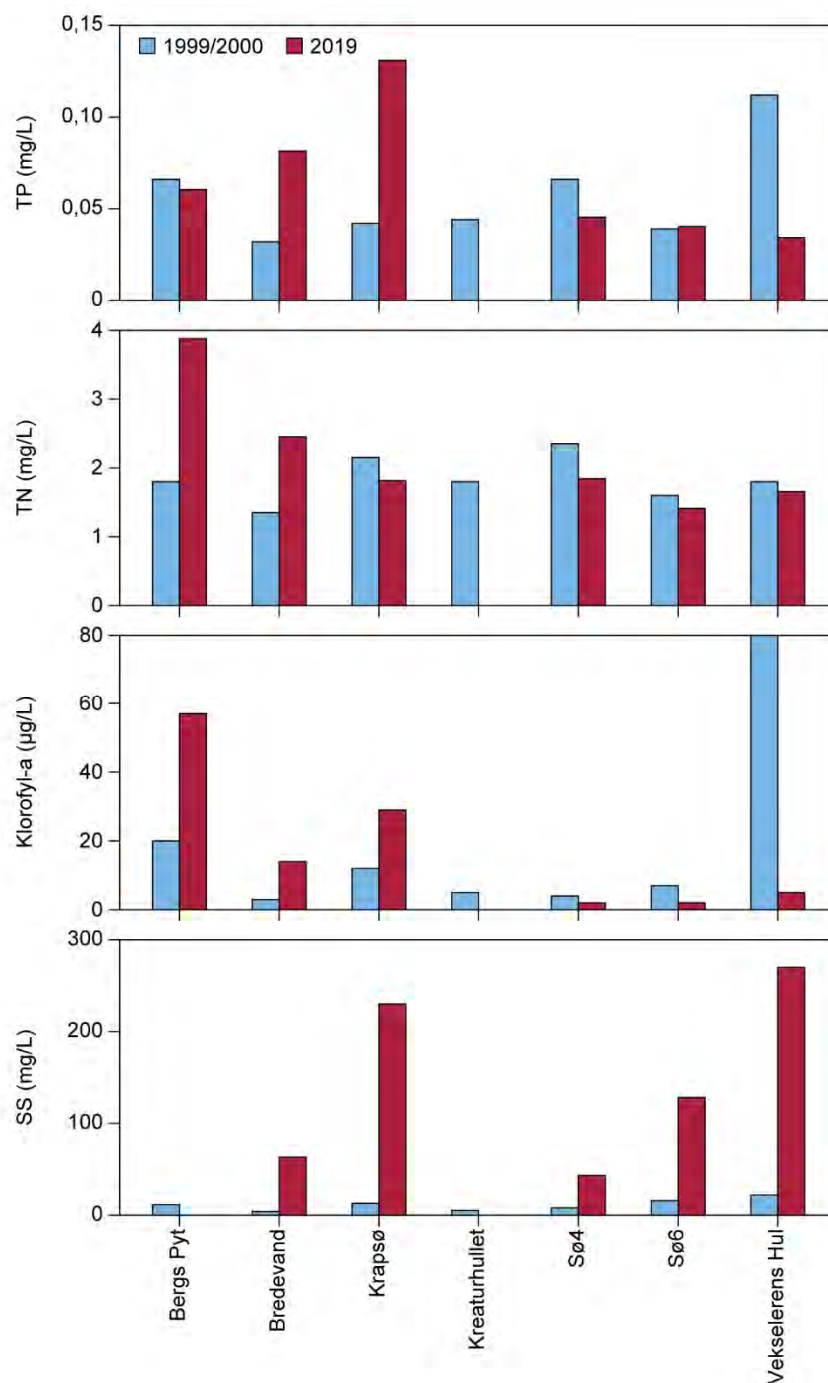
5.2.6 Småsøerne

Sammenholdt med de store søer ligger småsøerne generelt isoleret uden egentlige tilløb og afløb. De mindste af søerne ligger fuldstændig omkranset af en kraftig og veludviklet rørskov. Krap Sø, SØ4 og SØ6 er ekstremt lavvandede, og i den tørre sommer 2018 udtørrede disse søer delvist.

Vandkemi

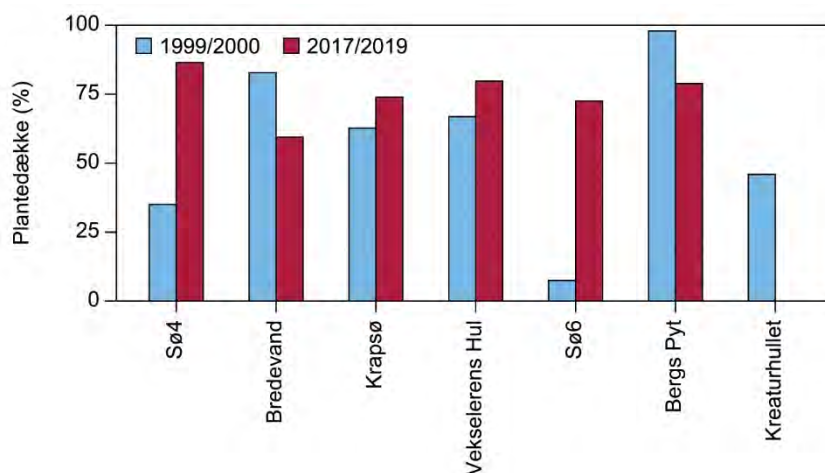
Hvad angår kemi og klorofyl i småsøerne, skal det pointeres, at der er tale om et øjebliksbillede med kun en enkelt prøvetagning og dermed måling. Dag-til dag-variationer i søer kan være store, men uvilkaarligt mindre i næringsfattige systemer. Det betyder, at resultaterne skal tages med et vist forbehold.

Figur 5.19. Vandkemi og klorofyl-koncentration i småsøerne i hhv. 1999/2000 og 2019.



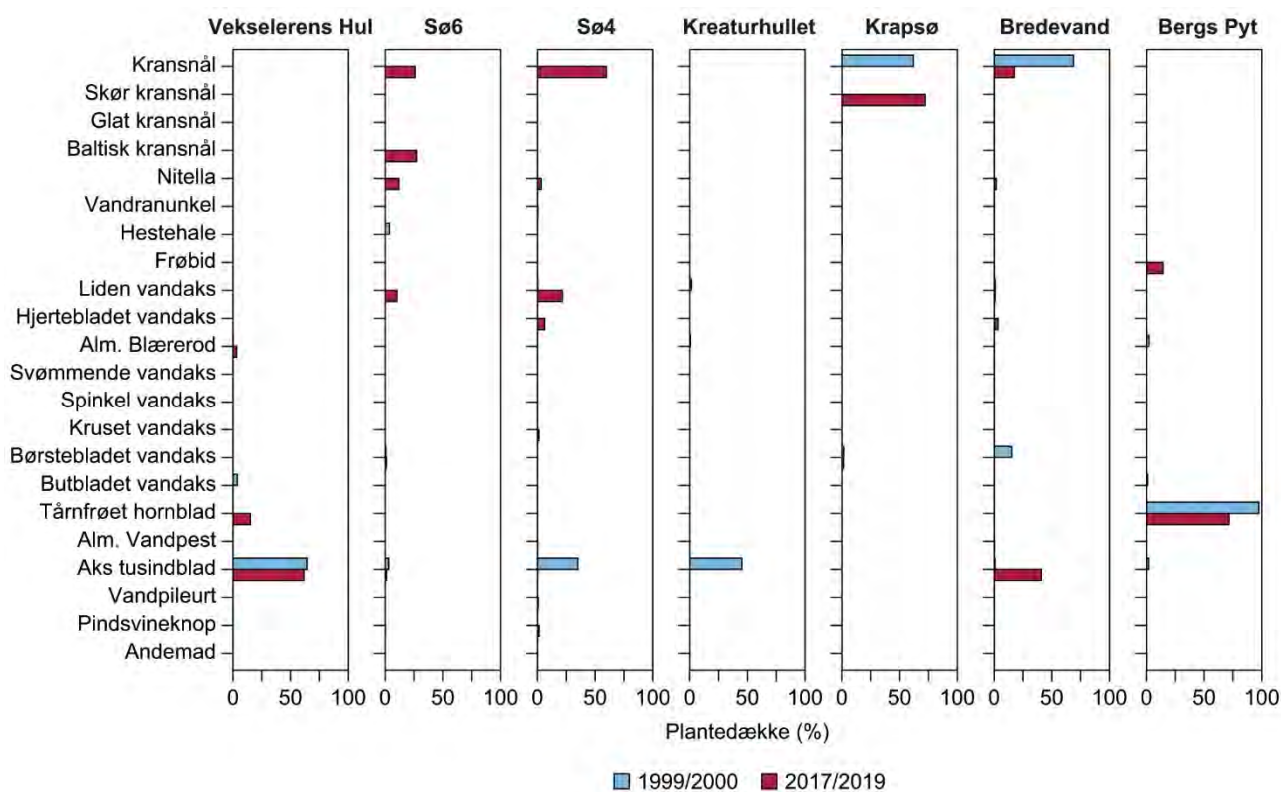
Sammenlignet med de store søer er de små søer i De Østlige Vejler karakteriseret ved at have lave næringsstofkoncentrationer. Med undtagelse af Krap Sø 2019 ligger totalfosfor-koncentrationen mellem 0,03 og 0,1 mg TP/L, og total kvælstof ligger, med undtagelse af Bergs Pyt, under 2,5 mg TN/L og i de fleste tilfælde under 2 mg TN/L (figur 5.19). Tilsvarende er algeindholdet, målt som klorofyl, betydeligt lavere end i de store søer. Kun i Bergs Pyt 2019 og Vekselerens Hul 2019 er der målt koncentrationer over 30 µg/L, og i fx Sø4 og Sø6 er der målt ekstremt lave koncentrationer (4-8 µg Chla/L). I Bergs Pyt, Krap Sø og St. Bredevand er der målt en højere koncentration af klorofyl i 2019 sammenlignet med 1999. De meget lave klorofylkoncentrationer målt i flere søer i begge undersøgelsesår skyldes formentlig ikke kun lave næringsstofkoncentrationer, men også et lavt prædationstryk på dyreplanktonet på grund af en lille fiskebestand i systemerne (se fiskeafsnittet).

Figur 5.20. Total plantedækningsgrad i småsøerne i hhv. 1999/2000 og 2019. Kreaturhullet blev ikke undersøgt i 2019, fordi søen i mellemtiden var vokset sammen med Sø6 pga. nedbrudt rørskov.



Undervandsplanter

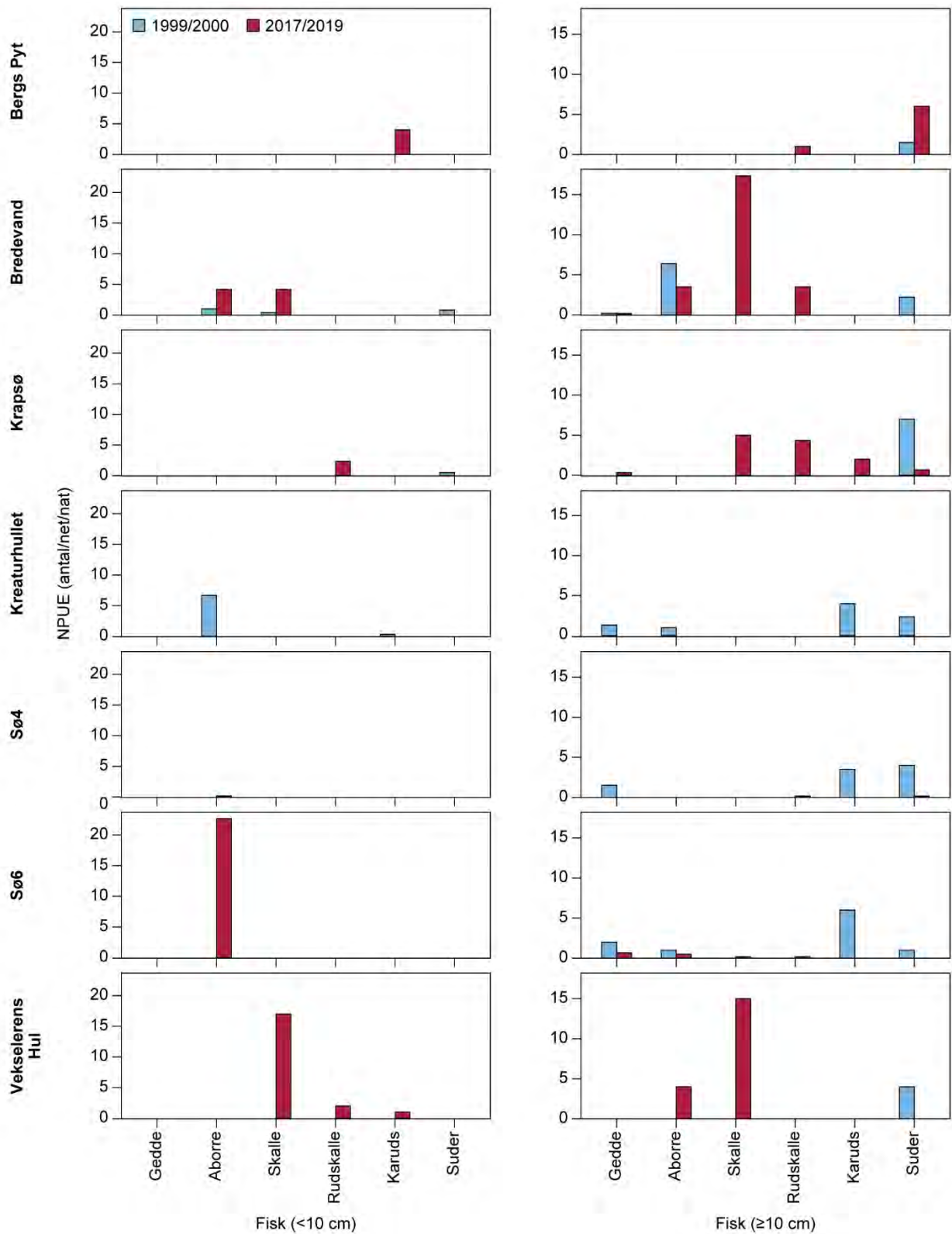
Generelt er plantedækningsgraden i småsøerne meget højt, fra 30 til >90 % dækning (figur 5.20), hvilket primært skyldes det meget lave klorofylindhold og dermed det klare vand, hvilket kombineret med lavt vand skaber fremragende lysforhold på hele søbunden. I Sø4 og Sø6 er der observeret en kraftig forøgelse af det plantedækkede areal, men ellers har det plantedækkede areal været relativt stabilt i de to undersøgelsesperioder (figur 5.20 og 5.21). Det åbne vandareal i Sø4 og Sø6 er karakteriseret ved, at det i begge søer er vokset fra 1999 til 2019 på grund af en nedbrudt rørskov, hvilket har fået flere mindre åbentvands-arealer til at "smelte" sammen til to større, meget lavvandede søer.



Figur 5.21. Artsbaseret plantedækningsgrad i småsøerne i hhv. 1999/2000 og 2019.

Fisk

Fiskesamfundet i småsøerne er karakteriseret ved, at de alle indeholder Sude og Karuds, om end i lille antal (figur 5.22). Begge arter er karakteristiske for småsøer og vandhuller med stillestående vand og til tider iltfattige forhold.



Figur 5.22. Antal fisk pr. net (NPUE) i de undersøgte småsøer. Fiskene er opgjort som hhv. <10 cm og ≥10 cm for hhv. 1999/2000 og 2019.

I 1999/2000 var der generelt en meget lav fisketæthed i søerne, og NPUE varierede mellem 4 og 15 (figur 5.22). I 2019 var fisketætheden steget betydeligt, specielt i St. Bredevand, Vekselerens Hul og Sø6, hvor der blev registreret NPUE-værdier på hhv. 31, 37 og 26 fisk pr. net.

I 1999/2000 blev der fanget Aborre i Sø6 (og Kreaturhullet, nu en del af Sø6) og i St. Bredevand. I 2019 blev Aborre også registreret i Vekselerens Hul.

Skalle blev i 1999/2000 kun registreret i St. Bredevand og i meget lille tæthed (NPUE=1). I 2019 blev Skalle registreret i fire søer og generelt i stor tæthed sammenlignet med de øvrige arter i småsøerne (figur 5.22).

Delkonklusion – småsøerne

Resultaterne fra analyserne af vandkemi kan godt pege i retning af en øget næringsstofkoncentration og tendens til øget klorofylindhold i Bergs Pyt, St. Bredevand og Krap Sø, men fordi der er tale om et øjebliksbillede, kan det ikke tillægges stor betydning. Derimod kan den øgede fisketæthed i flere af søerne indikere en øget produktivitet i systemerne, og flere arter i fx Krapsø kan indikere øget forbindelse til omkringliggende systemer.

5.2.7 Isotoper

Generelt kan analyse af stabile kulstof- og kvælstofisotoper fortælle om fødekæderne og animalsk kvælstofbelastning (gylle) af søerne.

Vi har anvendt stabile isotoper (kulstof og kvælstof) til belysning af stoftransportveje i fødekæderne, organismernes rumlige fordeling og betydningen af den eksterne tilførsel af kvælstof fra dyr og mennesker. Der blev 2017 indsamlet materiale af fisk, plankton, bunddyr og alger på planter (epifyter), stenoverflader og sedimentoverfladen fra Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg og Glombak samt en række småsøer. Der er også analyseret prøver indsamlet i småsøerne i 1999, 2017 og 2019.

Fødekæderne

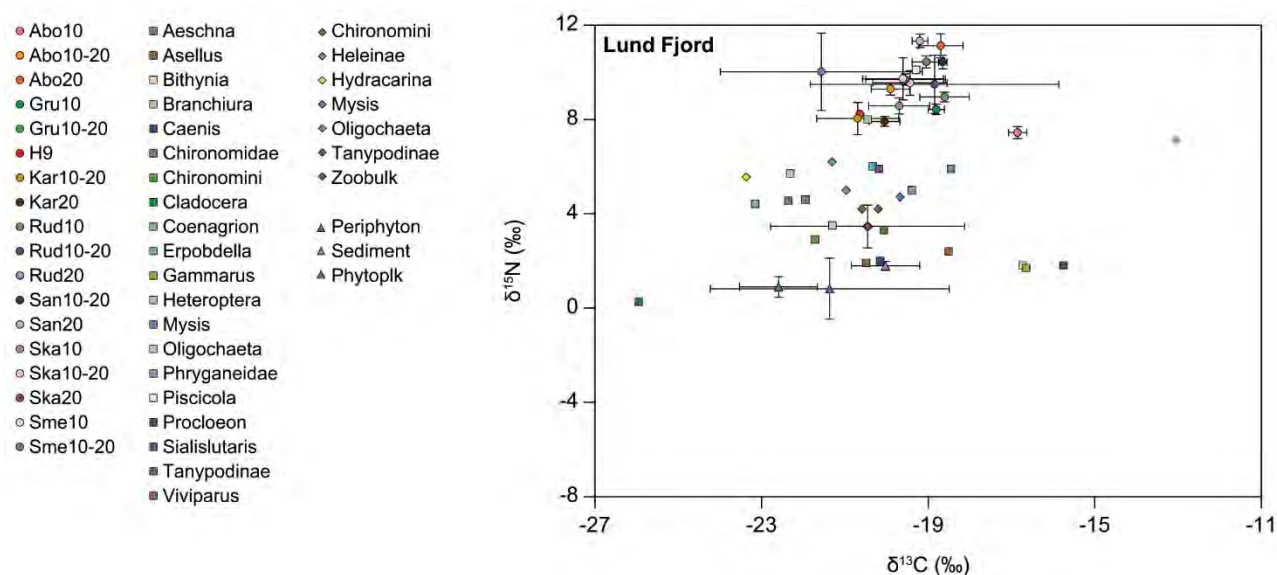
Niveauet af den stabile isotop ^{15}N i organismerne kan anvendes til at vurdere, på hvilket trin i fødekæden en given organisme befinder sig. Det skyldes, at andelen af ^{15}N isotopen ($\delta^{15}\text{N}$ = berigelse af ^{15}N) øges op gennem fødekæden, da den bindes stærkere og dermed udskilles i mindre grad end ^{14}N . $\delta^{15}\text{N}$ stiger med omkring 2,5 enheder for hvert led i fødekæden. Derimod kan $\delta^{13}\text{C}$ give informationer om, hvor i søen en organisme har hentet sin føde, da ^{13}C primært optages af bentiske alger og kun ændres marginalt op gennem fødekæden. Derfor er $\delta^{13}\text{C}$ typisk mindre negativ i bredzonen, hvor græssere primært tager bentiske alger, hvorimod organismernes $\delta^{13}\text{C}$ -indhold typisk er mere negativt i åbent vand, hvor de primært går efter pelagiske alger. $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ biplot kan derfor samlet set give informationer om fødekædestrukturen i søerne og den rumlige fordeling af organismerne.

Dette illustreres i det følgende for de fire store søer, hvoraf resultaterne for Selbjerg og Glombak er placeret i bilag 6.

Lund Fjord

$\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ biplot for Lund Fjord er vist i figur 5.23. I denne og de følgende biplotfigurer er trekanter signaturer for planktonalger, alger på sten og planter samt sediment (periphyton), hvilket udgør fødeemner for invertebrater (hvirvelløse dyr) og nogle enkelte fiskearter. Firkanter er invertebrater, som er indsamlet ude

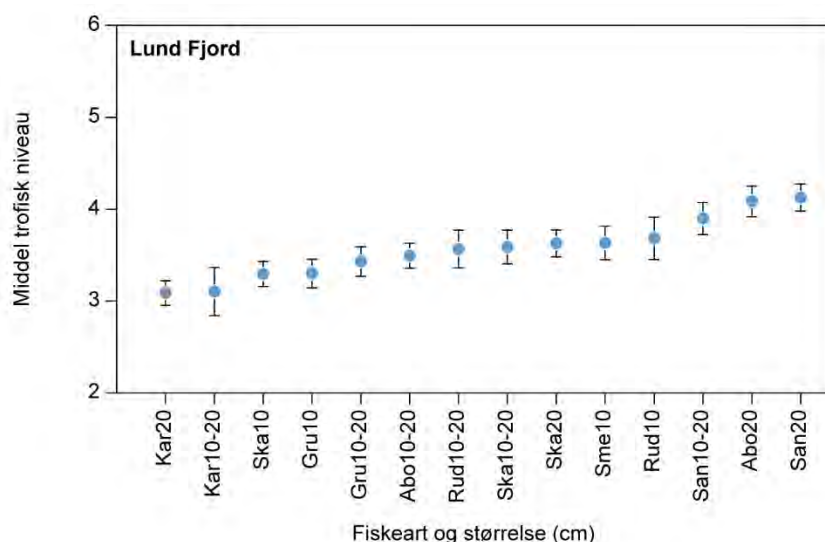
i søen (pelagiet), og romberne er invertebrater indsamlet i bredzonen af søerne; dog er bulkprøven af zooplankton indsamlet i det åbne vand. Cirkler er fisk. For de større fiskearter er der foretaget en opdeling i størrelsesklasser (10: <10 cm, 10-20 og 20: >20 cm). Fulde navne for fisk er givet i figurteksterne. Standardafvigelse er angivet, hvor der er flere prøver af en organisme. Som forventet stiger $\delta^{15}\text{N}$ op gennem fødekæden med de største værdier for fisk og lave værdier for periphyton og fytoplankton. $\delta^{13}\text{C}$ -værdierne for invertebrater varierer ikke væsentligt mellem prøver indsamlet i bredzonen og ude i søen (romber og firkanter ikke klart adskilt), hvilket kan tilskrives søens størrelse med stor vandudveksling mellem zonerne kombineret med den lave vanddybde, hvor planter findes spredt – også på åbent vand. Herved har åbent vand i en vis udstrækning karakter af en brednær zone. Blandt fiskene har store aborrer og smelt de højeste $\delta^{15}\text{N}$ -værdier, hvilket indikerer, at de ligger i toppen af fødekæden. De fleste fiskearter i Lund Fjord har omtrent de samme $\delta^{13}\text{C}$ -værdier, hvilket indikerer konkurrence om føden, da også $\delta^{15}\text{N}$ -værdierne er sammenlignelige – dvs. fiskene er på samme fødekædeniveau. Rudskalle <20 cm og Nipiggede hundestejle har dog mindre negative $\delta^{13}\text{C}$ værdier, hvilket betyder, at de søger mere føde i bredzonen sammenlignet med de øvrige fisk.



Figur 5.23. $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ biplot for organismer indsamlet i Lund Fjord i 2017. Trekkanter er basisfødekompontener for invertebrater (hvirvelløse dyr) og nogle fisk: planktonalger (phytoplankton), alger på sten og planter (periphyton) og sedimentoverfladen (sediment). Firkanter er invertebrater, som er indsamlet ude i søen (pelagiet), og romberne er invertebrater indsamlet i bredzonen af søerne. Zoobulk: puljet prøve af dyreplankton. Cirklerne repræsenterer fiskene. For de større fiskearter er der foretaget en opdeling i størrelsesklasser (10= <10 cm, 10-20 og 20= >20 cm). Abo=Aborre, Ska=Skalle, Rud=Rudskalle, Sme =Smelt, Gru=Grundling, H9= Nipigget hundestejle, H3= Trepigget hundestejle, Kar=Karuds, San=Sandart.

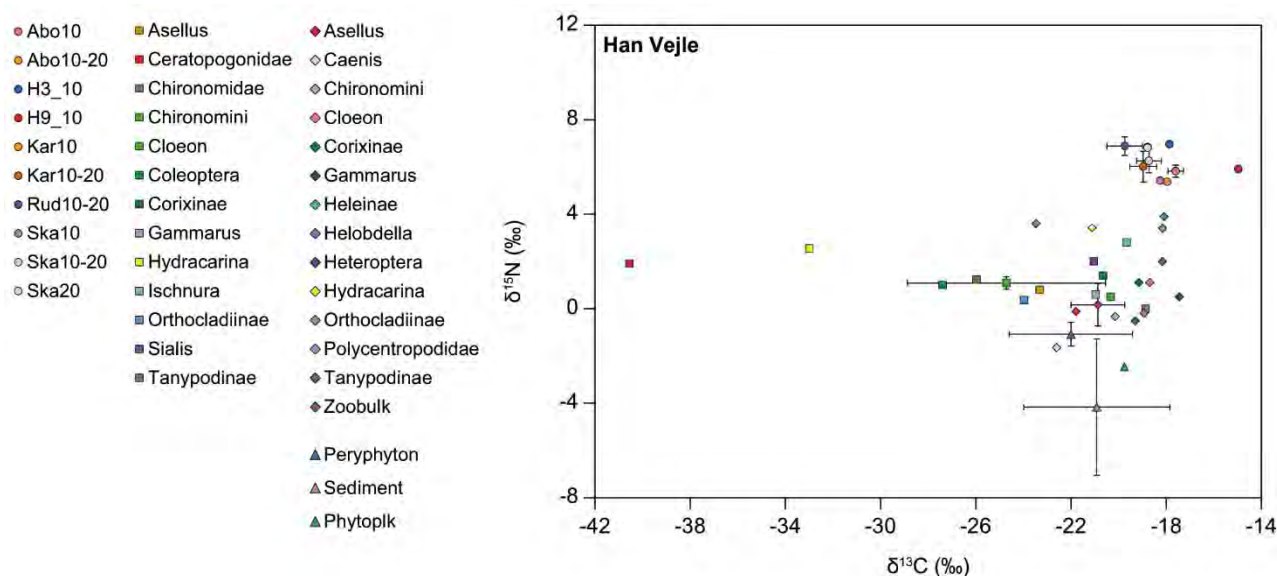
Figur 5.24 viser det trofiske niveau (placering i fødekæden) af de enkelte fiskearter og størrelsesklasser. Værdien 3 indikerer, at fiskene ligger et fødekædeniveau over invertebraterne, 4 indikerer to niveauer over og så fremdeles. Ved beregningerne er der taget højde for, hvor organismerne har søgt deres føde, baseret på $\delta^{13}\text{C}$ -værdier af fisk og invertebrater. Der er her anvendt Bayesian modellering som beskrevet i Quezada-Romegialli m.fl. (2017,) og den er baseret på en opdeling af fiskenes byttedyr i bredzone og ude i søen. Kun fisk med mere end to prøver i størrelsesklassen kan anvendes til denne analyse. Som forventet har store aborrer, Sandart og de lidt større Smelt (10-20 cm) et højt trofisk niveau, som indikerer, at de hovedsageligt lever som rovfisk. Karudser og små skaller ligger i bunden af fiskefødekæden. Det fremgår også, at mange af arterne og størrelsesklasserne er på samme fødekædeniveau, hvilket betyder, at de konkurrerer om føden.

Figur 5.24. Trofisk niveau (TP, middel $\pm$ standardafvigelse) af de forskellige fiskearter og størrelsesklasser (10= <10 cm, 10-20 og 20= >20 cm) af de større fisk i Lund Fjord 2017. Abo=Aborre, Ska=Skalle, Rud=Rudskele, Sme =Smelt, Gru=grundling Kar=Karuds og San=Sandart.



Han Vejle

$\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ biplot for Han Vejle er vist i figur 5.25. Som for Lund Fjord viser invertebraterne ikke et klart billede af en opdeling i en egentlige bredzone og åbent vand, og sediment, periphyton og fytoplankton har værdier i midten af $\delta^{13}\text{C}$ -spekteret. Dog er der en tendens til, at romberne er placeret til højre i diagrammet. Den manglende klare opdeling kan her ikke tilskrives søens størrelse, men i stedet den høje dækningsgrad af planter, som giver meget ensartede forhold i hele søen. Fiskenes $\delta^{15}\text{N}$ - og $\delta^{13}\text{C}$ -værdier ligger også tæt på hinanden med undtagelse af Nipigget hundestejle, som har væsentligt mindre negative $\delta^{13}\text{C}$ -værdier (mere brednær, dog kun en prøve, så lidt usikkert). De ensartede $\delta^{15}\text{N}$ - og $\delta^{13}\text{C}$ -værdier peger på meget stor konkurrence mellem arter og størrelsesklasser blandt fiskene og et relativt ringe rovfisetryk. Dette understøttes også af fiskeopgørelserne og forstærker udsagnet fra fiskeafsnittet om, at fiskesamfundet er inde i en uheldig udvikling.

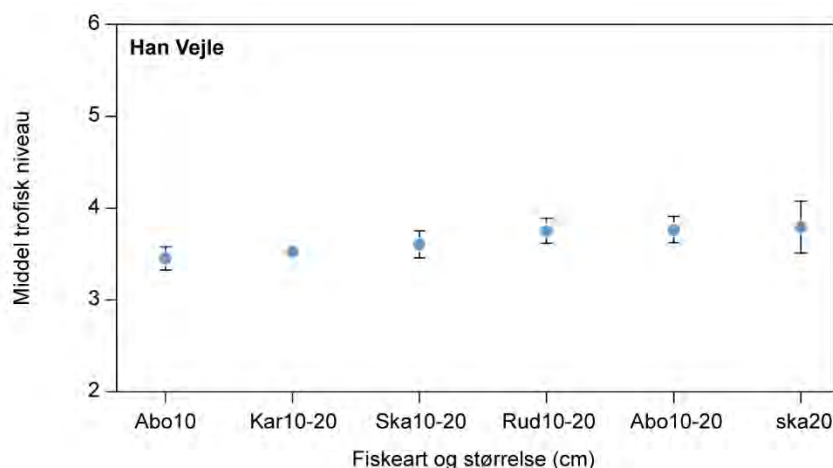


Figur 5.25. $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ biplot for organismer indsamlet i Han Vejle. Trekkanter er basis fødekomponenter for invertebrater (hvirvelløse dyr) og nogle fisk: planktonalger, alger på sten og planter (periphyton) og sediment. Firkanter er invertebrater, som er indsamlet ude i søen (pelagiet,) og romberne er invertebrater indsamlet i bredzonen af søerne. Cirklerne er fisk. For de større fiskearter er der foretaget en opdeling i størrelsesklasser (10= <10 cm, 10-20 og 20= >20 cm). Abo=Aborre, Ska=Skalle, Rud=Rudskele, H9= Nipigget hundestejle, H3= Trepigget hundestejle, Kar=Karuds.

$\delta^{15}\text{N}$ -niveauet i Han Vejle er lavt i forhold til Lund Fjord. Lave værdier indikerer lav tilførsel af kvælstof af animalsk oprindelse. Det kan fx være gylle og kan forklares ved, at dyr og mennesker er konsumenter som fisk og derfor er højere i fødekæden, men på land. Resultaterne fra Lund Fjord indikerer dermed, at den er klart mere påvirket af landbrugsaktiviteter i søens opland end Han Vejle.

Det trofiske niveau for de forskellige fiskearter og størrelsesklasser er vist i figur 5.26. Resultaterne underbygger $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ biplottet. Der er kun ringe variation i det trofiske niveau for de forskellige arter og størrelsesklasser af fisk, og fødekæden er mere sammenpresset end i Lund Fjord, hvilket viser en stor konkurrence om føden fiskene imellem.

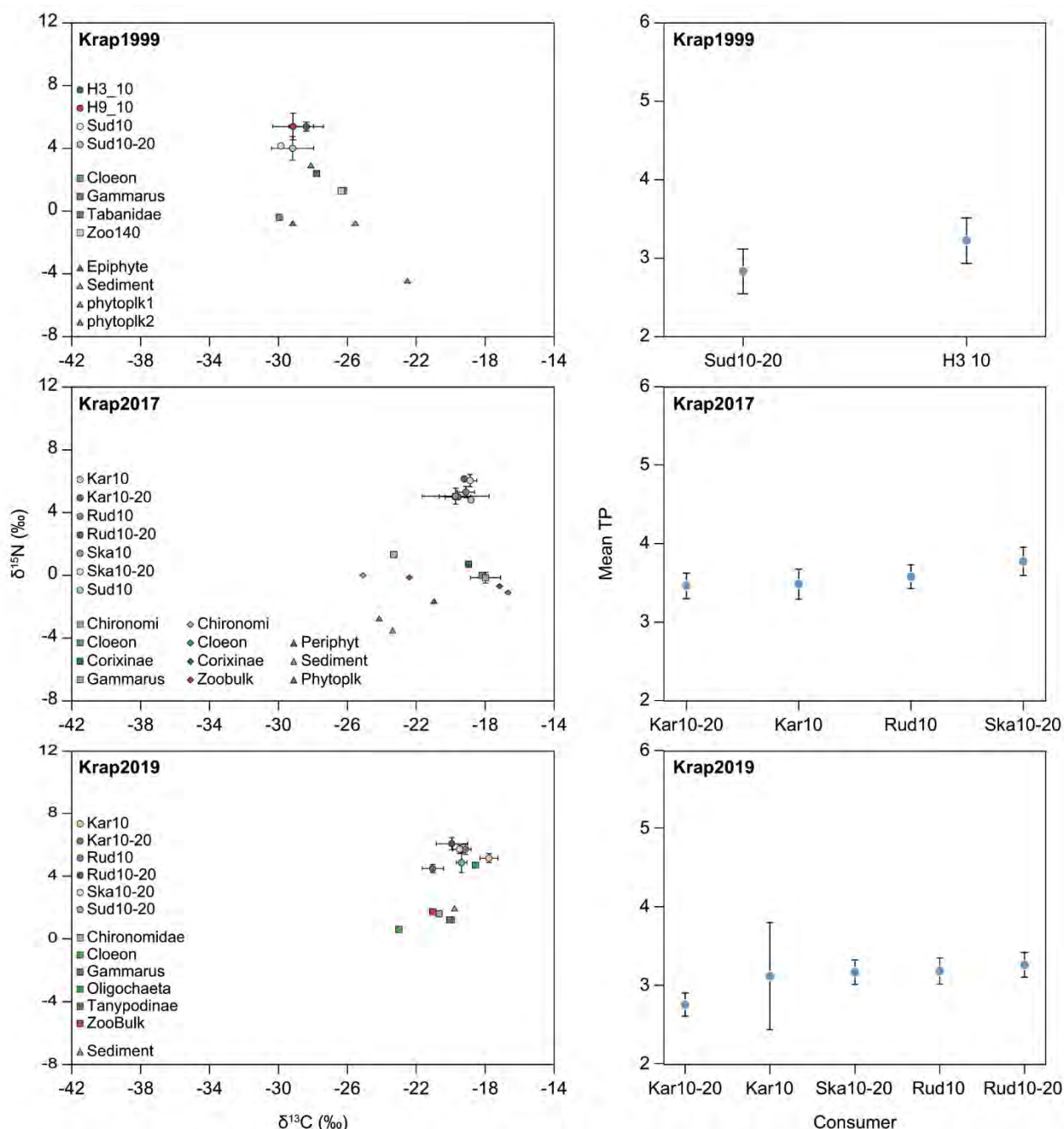
Figur 5.26. Trofisk niveau (middel $\pm$ standardafvigelse) af de forskellige fiskearter og størrelsesklasser (10= <10 cm, 10-20 og 20= >20 cm) af de større fisk i Han Vejle 2017. Abo=Aborre, Ska=Skalle, Rud=Rudskalle og Kar=Karuds.



De tilsvarende resultater fra Selbjerg Vejle og Glombak er vist i bilag 6.

Småsøerne – Krap Sø som eksempel

Analyser af stabile isotoper blev også foretaget på materiale indsamlet i Krap Sø i 1999, 2017 og 2019. Resultaterne fra den planterige Krap Sø er vist for de tre år i figur 5.27, og data fra de øvrige småsøer indgår i den tværgående analyse (figur 5.28). Som for den ligeledes planterige Han Vejle har fiskebestanden omtrent samme $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$, det trofiske niveau er derfor tilsvarende, og fødekæden kan karakteriseres som sammentrukket. Det må forventes, at rovfisk har vanskeligt ved at klare sig, da søen på grund af dens damkarakter periodevis formentlig har dårlige iltforhold, men måske også på grund af den relativt høje plantetæthed som i Han Vejle (se også analysen nedenfor). Fra 1999 til 2017 / 2019 er der tydelig forskel i $\delta^{13}\text{C}$ -signalet, som i 1999 var betydeligt mere negativt sammenholdt med de to seneste år (figur 5.27). Dette skyldes formentlig en større pelagisk produktion (fra fytoplankton) i de seneste år, hvor primærproduktionen tidligere formentlig var mere bentisk domineret, hvilket kan tilskrives en konsekvens af en mere næringsrig tilstand. Ellers er mønsteret det samme i de tre år, hvor fiskene er placeret på næsten samme niveau uanset art og størrelse, på trods af at forskellige arter bidrager.



Figur 5.27. Venstre: $\delta^{15}\text{N}$ $\delta^{13}\text{C}$ biplot for organismer indsamlet i Krap Sø. Trekanten er basis fødekomponenter for invertebrater (hvirvelløse dyr) og nogle fisk: planktonalger, alger på sten og planter (periphyton/epiphyton) og sediment. Firkanten er invertebrater, som er indsamlet ude i søen (pelagiet), og romberne er invertebrater indsamlet i bredzonen af søerne. Zoobulk: puljet prøve af dyreplankton, Zoo140: dyreplankton fanget på 140 μm filter. Cirklerne er fisk. For fiskearterne er der foretaget en opdeling i størrelsesklasser (10 = <10 cm, 10-20 og 20 = >20 cm). H3=3-pigget hundestejle, H9=9-pigget hundestejle, Ska=Skalle, Rud=Rudske, Kar=Karuds og Sud=Sude. Højre: Trofisk niveau (middel $\pm$ standardafvigelse) af de forskellige fiskearter og størrelsesklasser.

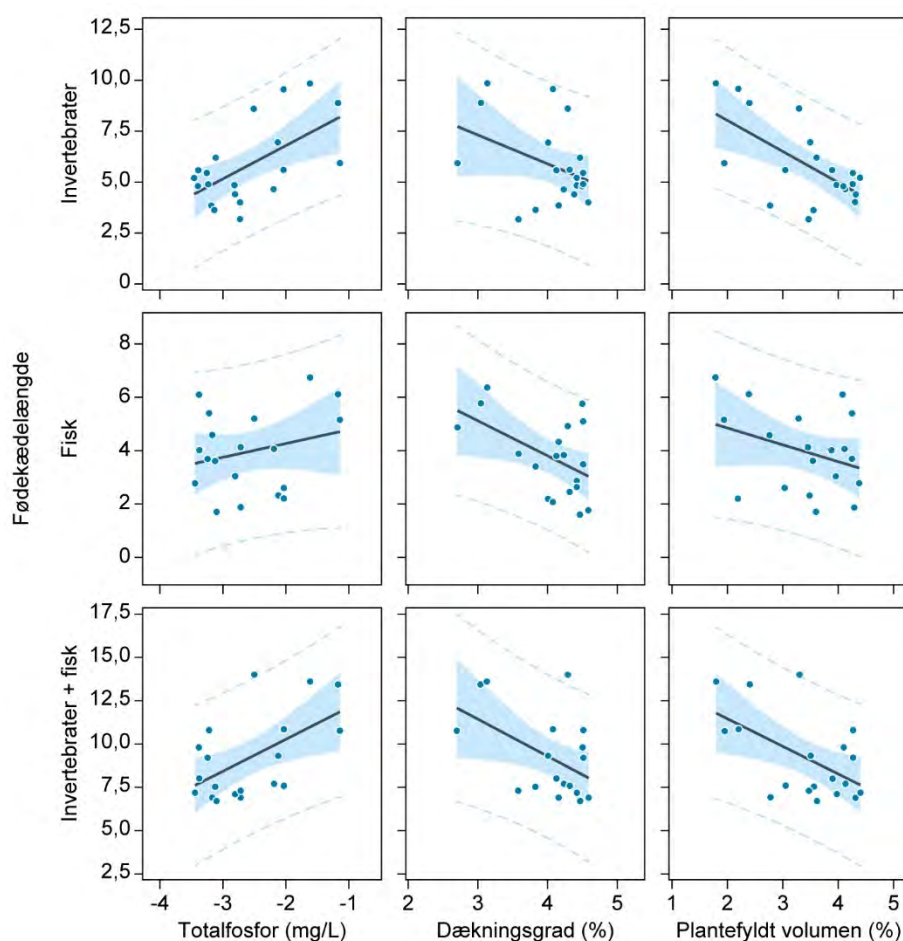
Isotoper – tværgående analyse

På grundlag af resultaterne er det vurderet, om fiskene primært er fokuseret på fødesøgning på åbent vand, eller om de er koncentreret i de brednære zoner, og hvordan fødesøgningsmønstret afviger arterne imellem og med deres størrelse. Til dette formål er der beregnet tre indikatorer, som giver information om fx fødekædens længde og den rumlige fordeling af fiskenes forbrug. "Kvælstofrange" (NR) er fødekædens længde (målt som differens mellem højeste og laveste $\delta^{15}\text{N}$ -værdi) fra den lavest rangerede invertebrat til

topprædatorerne blandt fisk, ”kulstofrange” (CR) er spændet i $\delta^{13}\text{C}$ i fødekæden (lavest til højest $\delta^{13}\text{C}$ og ”Standard-ellipse-areal” (SEA) er arealet af den bedste ellipse, som kan omslutte alle data i et bi-plot (fx figur 5.27). Dette er et udtryk for en fødekædes længde og bredde.

En tværgående analyse af data fra de fire store og de små søer viser, at fødekædens længde stiger med stigende koncentration af totalfosfor og aftager med plantedække og/eller det plantefyldte volumen (figur 5.28). Fødekæderne er altså mere sammenpressede i meget planterige, klarvandede søer, som det jo også fremgår af de viste data fra de fire store søer, hvor Han Vejle viser en mere sammenpresset fødekæde end de øvrige tre søer. Vi må forvente, at selv mindre ændringer i næringsstofniveauet kan få stor effekt på miljøtilstanden i de søer, som er næsten helt dækket af planter, fordi kontrollen i fødekæden må anses for at være svag (rovfiskene er færre, de er måske mindre, og de æder på omtrent det samme niveau som fredfiskene). En situation med en blanding af åbent vand og plantedække vil give bedre plads til rovfisk og dermed bedre kontrol fra oven i fødekæden. Der blev ikke fundet signifikante relationer mellem hhv. CR og SEA og TP, dækningsgrad og plantefyldt volumen.

Figur 5.28. Sammenhænge mellem fødekædens længde, NR (Y-aksen), for invertebrater, fisk og invertebrater + fisk, relateret til koncentrationen af totalfosfor, plantedække (dækningsgrad i % af søarealet) og det plantefyldte volumen (% af søens vandvolumen) i søerne i De Østlige Vejler (de fire store og de syv små søer). Bortset fra invertebrater versus plantedække og fisk versus totalfosfor og plantefyldt volumen er alle relationer signifikante ($p < 0,05$). X-akse-data er log-transformerede.



5.3 Opsamling søer

De samlede resultater fra søerne i De Østlige Vejler viser, med undtagelse af Lund Fjord, generelt en forværring af tilstanden i perioden 1999 / 2000 til 2019. Fosforkoncentrationen er øget signifikant i Selbjerg Vejle og Glombak, og der er en stigende tendens i Han Vejle. Den øgede næringsstofkoncentration har

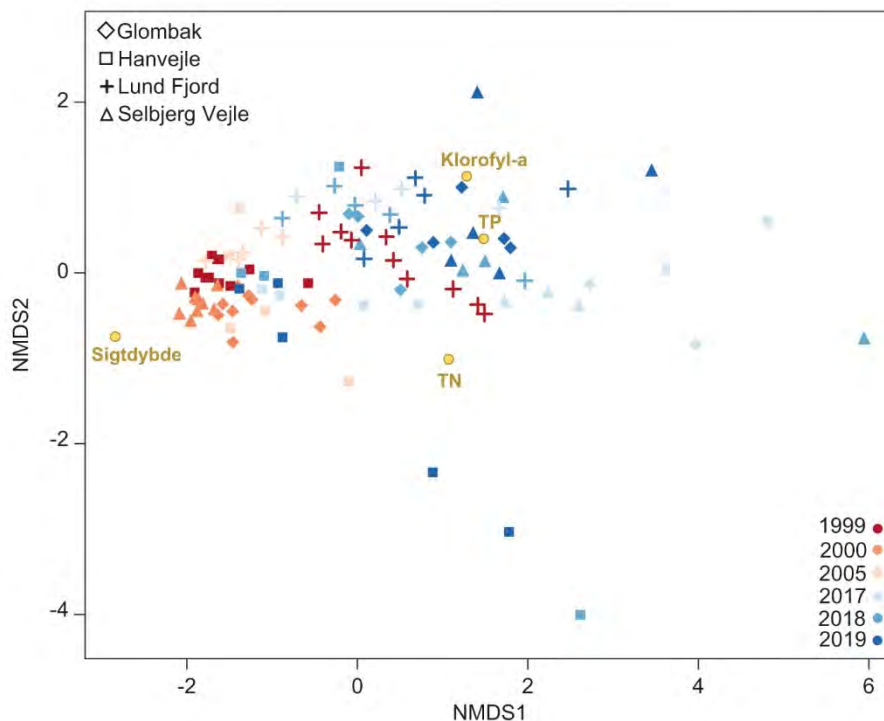
resulteret i en ændret fiskebestand fra tidligere aborredominans til nu skalle-
dominans. Denne tendens er også observeret i flere af småsøerne. Der er ikke
observeret en ændring i konduktivitet og dermed salinitet gennem årene. I
den meget tørre 2018-sommer blev der observeret øget konduktivitet i Sel-
bjerg Vejle og Glombak som følge af kraftig fordampning.

Ændringen i fiskebestanden resulterer i mindre dyreplanktonindivider (figur
5.14) og dermed mindre effektive algegræssere, hvilket har medvirket til øget
klorofylindhold og dermed dårligere sigtbarhed i vandet og således forrin-
gede vækstbetingelser for undervandsvegetationen. Dette er kommet til ud-
tryk i tilbagegang for de små kransnålgearter, hvorimod den mere tolerante
Akstusindblad generelt er gået frem i de fleste både store som små søer.

Isotopresultaterne fra de undersøgte søer viser også, at de mest påvirkede
søer (Selbjerg Vejle, Glombak (se evt. bilag 6) og Lund Fjord) samtidig er dem,
som er mest animalsk / human påvirket, indikerende en landbrugspåvirkning,
hvorimod de mere isolerede systemer som Han Vejle og småsøerne i mindre
grad er animalsk / human påvirket.

Den generelle ændring i de store søers tilstand er også illustreret i figur 5.29,
som viser søernes placering (månedlige målinger) i et NMDS-diagram som
funktion af de fire målte miljøvariable: sigtddybde, klorofyl, total fosfor (TP)
og total kvælstof (TN). De røde farvenuancer er de tidligere år og blå nuancer
de seneste år. Det fremgår tydeligt, at med undtagelse af Lund Fjord har sø-
erne ændret sig fra en tilstand med bedre sigtddybde (venstre side og tæt på
sigtddybdepunktet) mod en tilstand med ringere sigtddybde, men med øget klo-
rofyl, TP og TN (højre side).

Figur 5.29. Et to-dimensionelt NMDS-diagram baseret på må-
nedlige fysisk/kemiske målinger,
som illustrerer de store søers pla-
cering som funktion af fire miljø-
variable målt i 1999/2000/2005
og igen i 2017/2018/2019.



5.4 Status og anbefalinger i relation til søer

- Det altoverskyggende problem i Selbjerg, Glombak og Lund Fjord er næringsstoffer. Desuden er Han Vejle og St. Bredevand truet og kan tippe til uklar tilstand, hvis der forekommer ugunstige forhold for undervandsvegetationen. Det kan fx være en yderligere næringsbelastning, som kan forringe sigtddybden, eller en yderligere forringelse af fiskebestanden i retning af flere skaller og / eller suder.
- Projektets undersøgelser viser, at undervandsvegetationen, fiskesamfundet og dyreplanktonsamfundet har ændret sig i en negativ retning, det vil sige, at de biologiske forhold understøtter en øget eutrofiering og medvirker til stabilisering af en sådan tilstand.
- Isotopundersøgelser af fisk og deres fødekilder viser en større animalsk / human påvirkning af Lund Fjord, Selbjerg og Glombak end af fx Han Vejle og småsøerne.

Det anbefales at:

- holde, den i 2003 anbefalede vandstand (Jeppesen m.fl., 2002) af hensyn til at holde saliniteten lav via ferskvandstilstrømning. I praksis betyder det at holde en så høj vandstand som praktisk muligt i søerne.
- fastholde den nuværende slusepraksis, som sikrer lav salinitet i søerne (der lukkes ikke saltvand fra Limfjorden ind i kanalsystemet). Lav salinitet kan sikre, at fx effektive algegræssere som dafnier kan overleve, forudsat at der er et lavt græsningstryk fra fiskene.
- reducere næringsstofbelastningen til Selbjerg og Glombak, men stadigvæk også til Lund Fjord (evt. afskære vand fra Østre Landkanal til Lund Fjord via etablering af en yderligere kanal til udelukkende drænvand eller etablering af klapsluse ved Lund Fjords udløb i den eksisterende kanal. Reducere belastningen fra sommerhusområdet i det nordvestlige hjørne af oplandet).
- sætte mål for søkoncentrationer af næringsstoffer: <2 mg TN / L og <0,1 mg TP / L, hvilket vil bidrage til at sikre en udbredt kransnålagevækst (figur 5.6 og ”delkonklusion vegetation”). Midler: reducere landbrugsdriften på vestsiden af Selbjerg og Glombak (tjek tilløb og dræn), eventuelt opkøb i oplandet, anlæg af bufferzoner (der foregår en stadig udvikling af bufferzoner som virkemiddel til reduktion af næringsstoffer).
- sætte mål for NPUE_skalle: <30 (jf. figur 5.10 og ”delkonklusion fisk”).
- Det anbefales at indgå samarbejde med Limfjordsrådet, Thisted og Jammerbugt Kommune omkring forvaltningen i oplandet.

6 Bygholmengen og rørskoven i De Østlige Vejler

6.1 Tidligere undersøgelser af flora og invertebratfauna i De Østlige Vejler

Forud for projektets start fandtes der kun en begrænset mængde viden om floraen og invertebratfaunaen på Bygholmengen og i rørskoven i De Østlige Vejler. Derfor findes der ingen data, der kan bruges som et egentligt sammenligningsgrundlag for de undersøgelser, der beskrives i denne rapport. Alligevel skal nævnes nogle af de undersøgelser, der tidligere er foretaget i området.

Tilbage i 1980'erne fandt Jensen (1985), at græsning holder tagrørsbestanden på Bygholmengen nede. I 1990'erne blev der foretaget botaniske undersøgelser over alt i Vejlerne (Burholt m.fl., 1994a), og flere ekstremrigkær blev lokaliseret (Burholt m.fl., 1994b). Der blev dog ikke foretaget systematiske undersøgelser på Bygholmengen eller i de undersøgte rørskovsarealer. Rørskovens flora bliver beskrevet som domineret af tagrør med indslag af blandt andet Smalbladet dunhammer, Krybhvene og Gåsepotentil (Burholt m.fl., 1994a). Bygholmengen, særligt den sydlige del, betegnedes som strandeng med planter som bl.a. Kveller, Sandkryb, Krybhvene, Harril og Strand-trehage på trods af afskærmningen mod Limfjorden (Burholt m.fl. 1994a). Derudover blev der i 1998 udgivet en status for Vejlernes natur (Hald-Mortensen, 1998), som indeholdt artslistes for planter, snegle, igler, krebsdyr, vandtæger, biller og sommerfugle fundet inden for Vejlernes grænser. Invertebrat-artslisterne bygger på undersøgelser foretaget i Vejlerne i slutningen af 1970'erne og midten af 1990'erne. Desværre findes der intet tilgængeligt, publiceret materiale om disse undersøgelser ud over Hald-Mortensens artslistes.

Siden 1990'erne har Miljøstyrelsen udført botaniske undersøgelser på Bygholmengen i 2005, 2011 og 2017 gennem enkelte botaniske undersøgelser, hvorfor der foreligger data om Bygholmengens naturtilstand som strandeng. Bygholmengen er i den forbindelse udpeget som tilhørende naturtypen strandeng (Corine Biotype 1330) (<https://novana.au.dk/naturtyper/strandenge/strandeng-1330/areal-og-udbredelse/>, se evt. Boks 3).

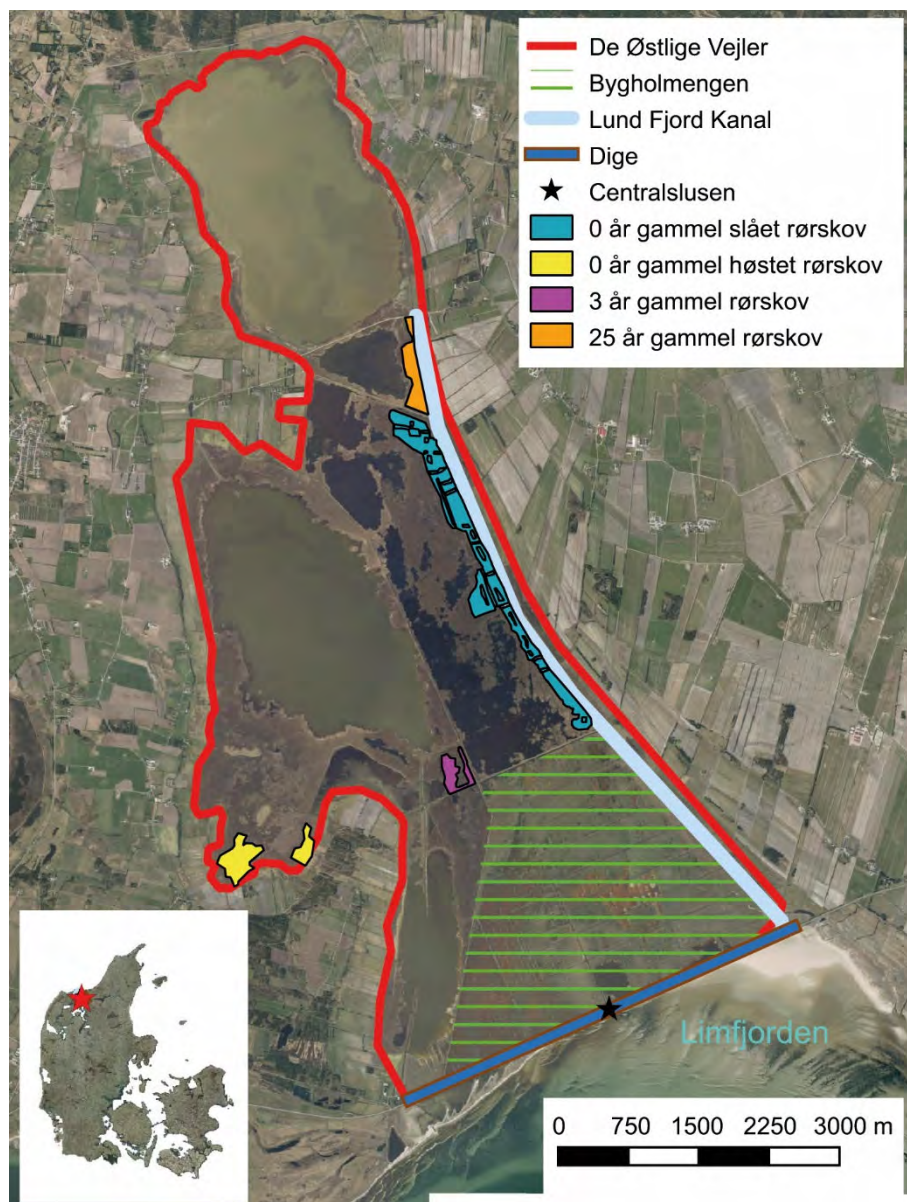
6.2 Forvaltningssituationen på Bygholmengen og i rørskoven

Græsning på Bygholmengen

Græsningen på Bygholmengen sker i dag med kvæg, og græsningstrykket var i 2017 og 2018 hhv. 0,81 kvæg pr. hektar og 0,72 kvæg pr. hektar. Kvæget flyttes gennem græsningsperioden rundt på engen for at sikre et ensartet græsningstryk på hele arealet, og det nuværende græsningstryk ligger inden for det anbefalede græsningstryk for danske strandenge på mellem 0,3 og 1,2 dyr pr. hektar (Buttenschøn, 2014).

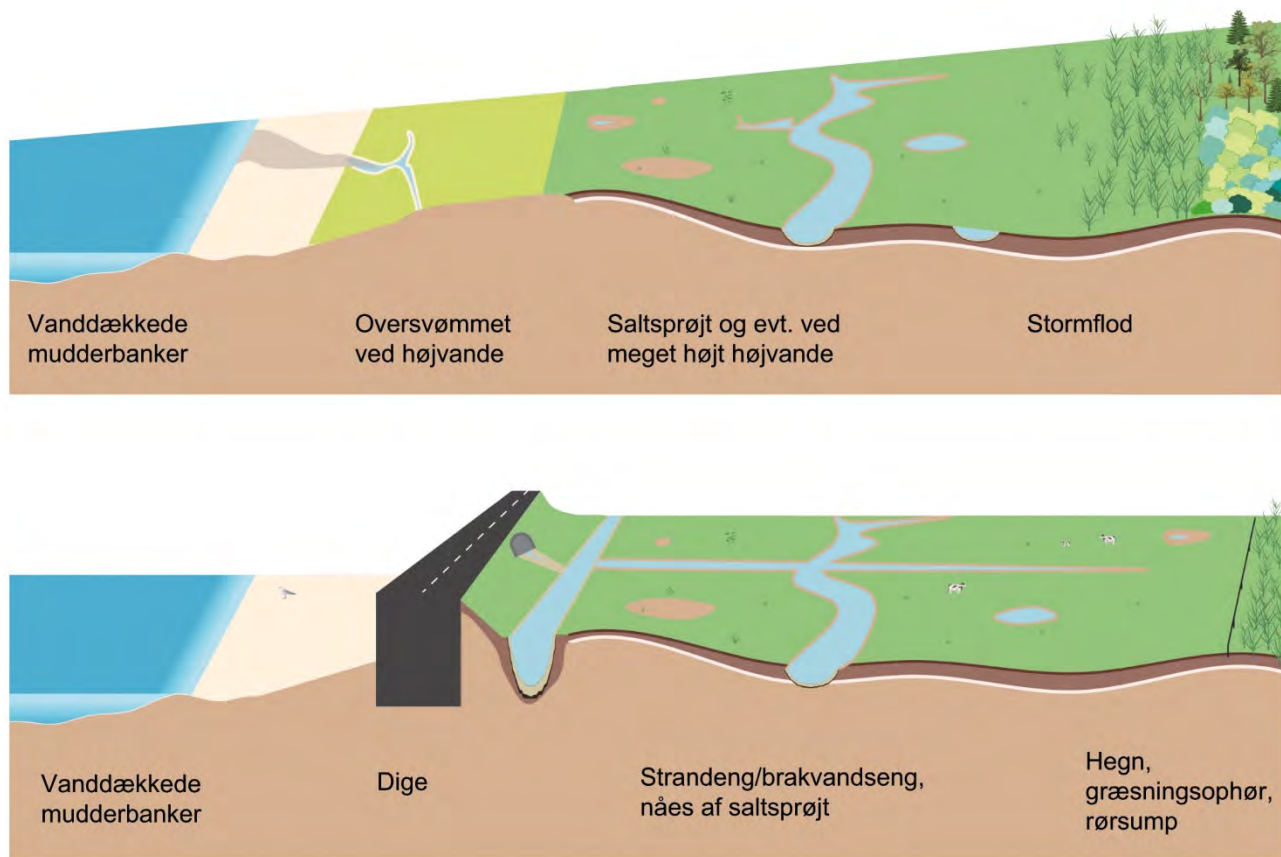
På trods af at græsning er en del af naturplejen på Bygholmengen, og altså et redskab til at holde vegetationshøjden nede til fordel for ynglende og rastende fugle, som foretrækker den lave vegetation (Mandema m.fl., 2014), så vides det ikke, hvordan græsningen påvirker biodiversiteten af planter på Bygholmengen. Der er derfor et behov for mere viden på den front.

Figur 6.1. Oversigtskort over De Østlige Vejler. Kortet fremhæver de områder, hvor plantediversiteten er undersøgt (Bygholmengen samt de fire rørskovsbehandlinger), og hvor der blev foretaget invertebratundersøgelser (de tre rørskovsbehandlinger er 0 år (høstet), 3 år og 25 år gammel rørskov).



Vandstand på Bygholmengen

Bygholmdiget har siden 1870'erne separeret Bygholmengen fra Limfjorden. Ved høj vandstand i Limfjorden kan saltvand fra Limfjorden dog lukkes ind på Bygholmengen via Centralslusen i Bygholmdiget. Dette er dog ikke sket siden 1995 og 1997 (Hald-Mortensen, 1998). Omvendt kan vand lukkes ud fra Bygholmengen til Limfjorden, når vandstanden i Limfjorden er tilstrækkelig lav. Det vil sige, at Bygholmengen reelt er kystbeskyttet, hvilket er i modsætning til en strandengs naturlige hydrologiske dynamik, som det også er beskrevet for Bygholmengen i NOVANA-programmet i 2017 (<https://naturerport.miljoeportal.dk/797582>) (se evt. Boks 3). Endvidere kan ferskvand ledes ind på engen fra Lund Fjord Kanal (figur 6.1), hvilket alt sammen kan betyde, at engen vil bevæge sig mod at ændre karakter fra strandeng til fersk eng (figur 6.2; Adams og Bate, 1994; Vestergaard, 2000).



Figur 6.2. Øverst: Naturlig strandeng med fri tidevandsdynamik. Den frie dynamik skaber en zonerings på strandengen. Mod vandet ses først områder, der altid er vanddækkede, efterfulgt af områder, der oversvømmes ved højvande. Dernæst følger en zone, der saltpåvirkes via saltsprøjt, og som oversvømmes, når højvandet en sjælden gang trækker særlig langt op. Endelig er der en zone, der kun påvirkes af salt under en stormflod. Nederst: Bygholmengen, hvor diget skærmer for den naturlige dynamik. Illustration skabt under et betalt abonnement på BioRender.com.

Ved normal vandstand ligger Bygholmengen generelt lavere end Limfjorden, hvorfor der opsamles vand på Bygholmengen gennem vinterhalvåret fra oplandet, mens der typisk sker et tab af vand hen over sommeren. Det vil sige, at vandstanden fluktuerer gennem året (figur 4.3). Efterår og vinter forvaltes der efter en vandstand på kote -4 cm (DVR90), mens der om sommeren sigtes efter kote -19 cm (DVR90) (Nielsen og Clausen, 2019b). Af samme årsag er Bygholmengen om vinteren ofte oversvømmet på store områder og i vid udstrækning tørlagt om sommeren bortset fra loer og grøbler.

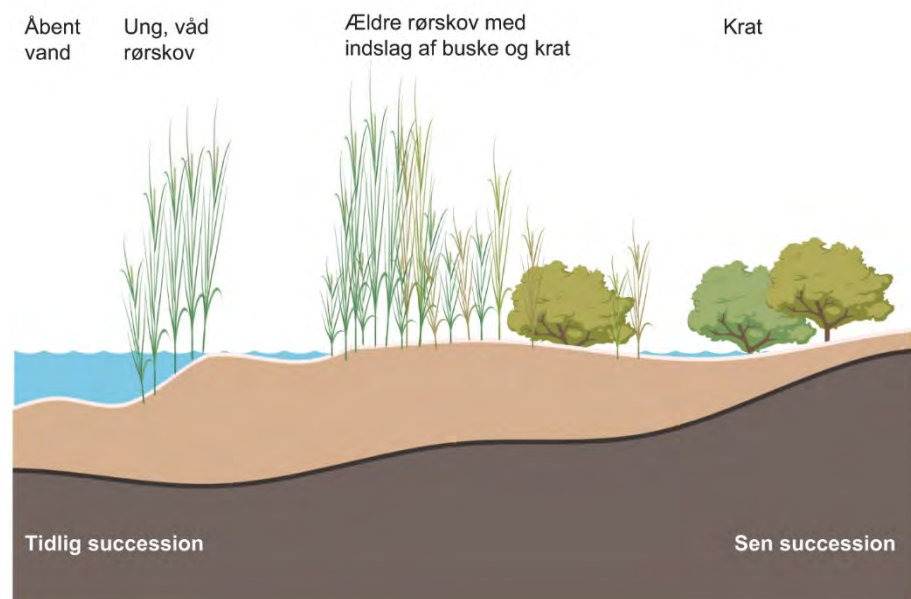
I øjeblikket er der en bekymring om, hvorvidt høj vintervandstand, kombineret med vind og bølgedannelse, kan afstedkomme sedimenterosion/-transport, således vegetation begraves, eller rødde blotlægges (Sumer og Fredsø, 2001; Mommer og Visser, 2005; Fagherazzi og Wiberg, 2009; Tempest m.fl., 2015). Omvendt, på grund af en tidvis udtørring om sommeren, overvejes det i forvaltningsøjemed at tilføre vand fra Lund Fjord Kanal til vanding af vegetationen. I den forbindelse er Vejernes Naturråd bekymret for, om næringsstofniveauet i Lund Fjord Kanal, på grund af drænvandstilførsel fra det omgivne landbrugsland, kan medføre eutrofiering af Bygholmengen. Dette skal ses i lyset af, at danske strandenge generelt er eutrofieringsruede fra det omkringliggende landbrugsland (Fredshavn m.fl., 2014), idet en øget kvælstoftilførsel typisk øger planteproduktionen, men sænker plantesamfundets artsrigdom (Soons m.fl., 2017).

Pleje af rørskoven

Rørskoven i De Østlige Vejler er gennem tiden plejet ved dels slåning, tromling og/eller høst. Rørskoven er et successionsdrevent habitat, og over tid vil blade fra tagrør akkumuleres, der vil begynde at vokse pilekrat, og rørskoven vil til sidst tørre ud (figur 6.3) (Hawke og José, 1996, Valkama m.fl., 2008). Man kan modvirke denne naturlige succession ved at forvalte rørskoven via metoder der fjerner tagrørsbiomasse. Når man forvalter rørskoven, påvirker man dog ikke kun den naturlige succession, men også selve strukturen af rørskoven og der er uenighed om hvorvidt forvaltning af rørskove har en positiv, neutral eller negativ effekt på planter og invertebrater (Valkama m.fl., 2008; Schmidt m.fl., 2005; Poulin og Lefebvre, 2002; Cowie m.fl., 1992).

De seneste år (fra 2014 til 2018) har et hollandsk firma foretaget kommerciel mekanisk rørhøst om vinteren i De Østlige Vejler. Det har været praksis at høste på forskellige områder forskellige år, men da kun rør med en alder på et til to år har kommerciel interesse, er nogle områder høstet gentagne gange. Høsten er hidtil kun foretaget inden for ca. 70 hektar ud af det totale 522 hektar rørskov, hvilket vil sige størstedelen af den eksisterende rørskov består af gamle rør, mens den resterende del består af tagrør med varierende alder (figur 6.1). Det er i dag uvist, hvorledes alderen af rørskoven og/eller typen af naturpleje påvirker rørskovens habitatstruktur samt plante- og insektsamfund (figur 6.3). Dette har gennem de senere år skabt et ønske i Vejlernes Naturråd om også at få mere viden på det felt.

Figur 6.3. Rørskov fra tidlig succession med åbent vand til sen succession med tørre stadier med buske og træer. Anvendt BioRender.com.



Behov for viden

Vores viden om betydningen og effekten af de ovennævnte plejeforanstaltninger er meget begrænsede. Der er således et stort behov for information, som kan bidrage til at skabe bedst mulig videnskabelig forståelse for sammenhænge mellem de faktorer (midler), der findes for naturforvaltningen i De Østlige Vejler som fx betydningen af græsning, ændret vandstand og dermed fugtighed på engen samt pleje af rørskoven.

Boks 3.

De Østlige Vejler (figur 6.1) er en del af Natura 2000-område 16 (<https://mst.dk/media/113958/natura2000-de-danske-omraader.pdf>).

Bygholmengen er af NOVANA bestemt til naturtypen strandeng (1330) og er derfor en vigtig del af udpegningsgrundlaget for Natura 2000-område 16. Ved første naturtilstandsvurdering i 2005 blev naturtilstanden vurderet som værende god, mens den i 2011 var faldet til moderat (<http://naturereport.miljoeportal.dk/562175>, <https://naturereport.miljoeportal.dk/436800>). Engen blev i 2017 vurderet til naturtilstandsklasse II, svarende til god naturtilstand (<https://naturereport.miljoeportal.dk/797582>).

Rørskoven er i sig selv som naturtype ikke en del af udpegningsgrundlaget for Natura 2000-område 16.

Der findes tidligere plante- og invertebratartslistes for Vejlerne generelt (Hald-Mortensen, 1998), men der fandtes forud for projektets start endnu ingen reel viden om biodiversiteten inden for planter på Bygholmengen eller inden for planter og invertebrater i rørskoven i De Østlige Vejler.

6.3 Metoder

6.3.1 Generelle forudsætninger for de valgte metoder

De gennemførte undersøgelser og anvendte metoder er til en vis grad præget af, at De Østlige Vejler er del af et naturreservat, hvor det har været nødvendigt at tage hensyn til især fugle og græssende dyr. Det har derfor ikke været muligt at anvende eksperimentelle opstillinger med henblik på at teste effekten af fx ændret græsningstryk, græsningsperiode, ændret vandstand, bølgestopper, næringstilgængelighed, rørhøst, afbrænding af rørskov eller fjernelse af pil i rørskov. Desuden har det ikke været muligt at identificere områder/arealer, der kunne fungere som komplette uafhængige replikater i forhold til en bestemt miljøvariabel. Det er således forsøgt at identificere fugtigheds-, salinitets- eller næringsgradienter, langs hvilke effekter kunne analyseres i den mosaikprægede vegetation på såvel Bygholmengen som i rørskoven. Herudover har projektets treårige periode sat en naturlig begrænsning på den mulige monitoringsperiode, som i øvrigt også blev præget af stor dynamik og forskelle årene imellem.

6.3.2 Metoder anvendt på Bygholmengen

Vegetationsundersøgelser samt undersøgelser af de miljømæssige forhold

Vegetationsundersøgelserne på engen er baseret på målinger fra 40 plots i felten i 2017 og 80 plots fra felten i 2018. Disse er foretaget med dels pinpoint-metoden (Levy og Madden, 1933) og dels 5 m-cirkel-metoden (Nygaard m.fl., 2016) kombineret med jordbundsanalyser.

Naturtilstand

Naturtilstanden på Bygholmengen er beregnet for alle prøvefelterne på baggrund af artsindeks og strukturindeks udregnet på felterne (Fredshavn og Ejrnæs, 2009). Efterfølgende er naturtilstanden sammenlignet med NOVANA-værdier.

Græsningseffekt

Det var ikke muligt at udføre specifikke græsningsforsøg i projektet. I stedet blev der anvendt to ud af de fire områder (prøvefelter) på ca. 25m x 25m, som i 1987 blev indhegnet med det formål at udelukke græssende kvæg (figur 6.4) (COWI 2009). Fra august 2017 til november 2017 blev vegetationen undersøgt på månedsbasis i delområder beliggende henholdsvis inden for de to ikke-græssede områder samt uden for de ikke-græssede områder på nærliggende græssede områder på Bygholmengen. Pinpoint- og 5 m-cirkel-metoden blev anvendt til beskrivelse af vegetationshøjde, planteartsrigdom og -diversitet.



Figur 6.4. De to undersøgte prøvefelter, der ikke er blevet afgræsset siden 1987. Prøvefelterne har en synligt højere vegetation end de afgræssede områder (A), og store dele af prøvefelterne er komplet dækket af tagrør (B).

Effekt af vandstand

Da vandstanden på Bygholmengen ikke kunne kontrolleres under dette projekt med henblik på at undersøge direkte effekter uden kovariater, er der i stedet anvendt to forskellige proxyer for vandstand til analyser af vegetationens biodiversitet og relaterede vegetationsparametre.

- Jordbundens fugtighed i sommerhalvåret 2017 og 2018 indgår i analyser af vegetationsparametre.
- Effekt af høj vintervandstand på tilbagegang i vegetationsdække som følge af vandstand, bølgehøjde samt bundhastighed (bevægelsen af sediment under vand).

Desuden er det forsøgt vurderet, om vandindtag fra Lund Fjord Kanal til kanaler og grøfter på Bygholmengen kan bidrage til en eutrofiering (især kvælstof, Soons m.fl., 2017) og dermed påvirke plantesamfundet og artsdiversiteten.

Planter i rørskoven

Plantebiodiversiteten og habitatstrukturen blev analyseret i forhold til forvaltningen af rørskoven, herunder høst og slåning, og på to områder af rørskov, der inden vores undersøgelser ikke havde været forvaltet i hhv. tre og 25 år (herefter kaldet rørskovens alder). Plantediversiteten blev undersøgt ved hjælp af pinpoint- og 5 m-cirkel-metoden som beskrevet ovenfor for Bygholmengen.

Invertebrater i rørskoven

For invertebraterne (hvirvelløse dyr) undersøgte vi effekten af rørhøst og rørskovens alder (0-årig høstet, 3-årig og 25-årig rørskov) i forhold til biomasse og biodiversitet. Dette blev gjort ved hjælp af flyve- og faldfælder i replikerede felter i de tre forskellige rørskovsforvaltningstyper / aldre. Biomassen af de indsamlede prøver blev bestemt for hele perioden juli-august.

For yderligere detaljer se Boks 4.



Figur 6.5. En flyvefælde (A) og en faldfælde (B) placeret i rørskoven. Flyvefælden består af to plexiglaspaneler med målene 80 cmx50 cm placeret vinkelret på hinanden oven på en sort opsamlingsbalje. Faldfælderne har en diameter på 8,5 cm.

Boks 4. Vegetationsundersøgelser samt undersøgelser af de miljømæssige forhold

Vegetationsundersøgelserne på engen er baseret på målinger fra 40 plots i felten i 2017 og 80 plots fra felten i 2018 med pinpoint-metoden (Levy og Madden, 1933) og 5 m-cirkel-metoden (Nygaard m.fl., 2016) kombineret med jordbundsanalyser. I pinpoint-metoden bestemmes frekvens og højde af alle planter i 16 krydspunkter i et kvadrat på 0,5x0,5 m, hvilket gør det muligt at beregne vegetationsdække, -højde og -tæthed samt biodiversitet. Ved 5 m-cirkel-metoden registreres alle plantearter i en cirkel med centrum i pinpoint-rammen og med en radius på 5 m, hvilket giver en mere fyldestgørende artsliste for et område.

Vi undersøgte jordens indhold af tilgængeligt og totalt indhold af fosfor (P) og kvælstof (N) samt fugtighed, saltholdighed og mængden af organisk materiale. Analyserne blev foretaget på baggrund af jordprøver taget i felten i 2017 og 2018. Jordprøverne blev taget i jordens øverste lag (planternes rodzone), da det er i denne del af jorden, at planterne har deres rodzone. På hvert af de 40 plots i 2017 og 80 plots i 2018 blev der taget 4 jordprøver, der efterfølgende blev analyseret i laboratoriet (for en uddybning af de specifikke analysemetoder i laboratoriet se Andersen m.fl. (2020)).

Resultaterne er analyseret baseret på principperne om multivariable multiple regressionsanalyser, redundancy-analyser samt principielle komponentanalyser, hvilket er en almindelig anvendt tilgang i feltbaserede monitoreringsprojekter.

Naturtilstand

Naturtilstanden på Bygholmengen er beregnet for alle prøvefelterne på baggrund af artsindeks og strukturindeks udregnet på felterne (Fredshavn og Ejrnæs, 2009). Artsindekset er et mål for, om de arter, der hører til naturtypen, vokser i vid udstrækning, og det tager også højde for problemarter. Strukturindekset fortæller derimod noget om de strukturelle egenskaber samt de forstyrrelser, naturtypen er udsat for. Sammensat giver det naturtilstanden, som er en værdi mellem 0 og 1, hvor 1 er den mest optimale naturtilstand. Efterfølgende er naturtilstanden sammenlignet med NOVANAs værdier.

Græsningseffekt

Det var ikke muligt at udføre specifikke græsningsforsøg i projektet. I stedet blev der anvendt to ud af de fire områder (prøvefelter) af ca. 25 m x 25 m, som i 1987 blev indhegnet med det formål at udelukke græssende kvæg (figur 6.4) (COWI, 2009). Fra august 2017 til november 2017 blev vegetationen undersøgt på månedsbasis i delområder henholdsvis inden for de to ikke-græssede områder samt udenfor de ikke-græssede om-

råder på nærliggende græssede områder på Bygholmengen. Hver måned blev der foretaget otte vegetationsanalyser i hhv. de uafgræssede kontrolfelter og det afgræssede areal. Igen blev pinpoint- og 5 m-cirkel-metoden anvendt. Disse undersøgelser gav resultater om vegetationshøjde, planteartsrigdom og -diversitet.

Effekt af vandstand

Da vandstand ikke kunne kontrolleres under dette projekt for at undersøge direkte effekter uden kovariater, er der i stedet anvendt to forskellige proxyer for vandstand for analyser af vegetationsbiodiversiteten og relaterede vegetationsparametre.

Jordbundens fugtighed i sommerhalvåret indgår i analyser af vegetationsparametre

Feltsæsonen 2017 var usædvanlig kold og våd, hvorimod feltsæsonen 2018 var usædvanlig varm og tør. Selvom disse fluktuationer mellem to år ikke kan udgøre to vandstandsbehandlinger i sig selv, så kan sammenligninger mellem de to sæsoner indikere, hvad forskel i vandstand kan betyde i forvaltningsøjemed. I foråret 2019 blev det på Bygholmengen undersøgt, om høj vintervandstand kan forårsage tilbagegang i vegetationsdække. Dette vurderedes ud fra korrelationer mellem vandstand, bølgehøjde samt bundhastighed (bevægelsen af sediment under vand) og vegetationsdække, jordens indhold af organisk materiale samt dybde af O-horisont (O-horisonten er den del af jorden, hvor organisk materiale ophobes, og findes nær jordoverfladen). Bølgehøjde og bundhastighed modelleredes ud fra jordens tekstur, vindeksponering, længde af frit stræk samt vandstand (Nielsen m.fl., 2019).

På baggrund af forvaltningspraksis kan vandstanden på dele af Bygholmengen til dels reguleres af potentielt indtag af ferskvand fra Lund Fjord Kanal. Da bekymringen ved dette er eutrofiering (især kvælstof, Soons m.fl., 2017), tog vi vandprøver fra Lund Fjord Kanal gennem et år og bestemte det tilgængelige kvælstofindhold i form af ammonium, nitrit og nitrat (Danish Standards Association, 1975; Danish Standards Association, 1991). Indholdet blev sammen med data for total kvælstof brugt til at estimere, hvor meget vand det er muligt at lukke ind på Bygholmengen uden at påvirke plantesamfundet og artsdiversiteten.

Planter i rørskov

Plantebiodiversiteten og habitatstrukturen blev analyseret i forhold til forvaltningen af rørskov. Vi så både på to forskellige forvaltningsmetoder, høst og slåning og på to områder af rørskov, der inden vores undersøgelser ikke havde været forvaltet i hhv. 3 og 25 år (herefter kaldet rørskovens alder). Det vil sige, at følgende behandlingstyper og aldre blev inddraget: i) 0-årig høstet rørskov, ii) 0-årig slået rørskov (rør efterladt på området), iii) 3-årig høstet rørskov og iv) 25-årig høstet rørskov (figur 6.1). 1-årig slået rørskov blev ikke inkluderet, da den ikke kunne lokaliseres i rørskov i 2018.

Plantediversiteten blev undersøgt ved hjælp af pinpoint- og 5 m-cirkel-metoden som beskrevet ovenfor for Bygholmengen. Her blev der foretaget 20 undersøgelser i hver behandling i henholdsvis maj og august, således at plantediversiteten blev bestemt for i alt 160 pinpoint- og 5 m-cirkler. Til karakterisering af habitatstruktur blev der anvendt forskellige tagrørskaraktistika, herunder tagrørstætheden, mængden af nye tagrørskud og gamle tagrør, samt højde og diameteren af tagrørene i de forskellige aldre og behandlinger.

Invertebrater i rørskov

For invertebraterne (hvirvelløse dyr) undersøgte vi effekten af rørhøst og rørskovens alder (0-årig høstet, 3-årig og 25-årig rørskov) i forhold til biomasse og biodiversitet. Dette blev gjort ved hjælp af flyve- og faldfælder i replikerede felter i de tre forskellige rørskovsforvaltningstyper/alde. Der blev opsat 12 flyvefælder pr. rørskovsalder samt 50 faldfælder fordelt på 10 stationer a 5 faldfælder hver for hver rørskovsalder (i alt 36 flyvefælder og 150 faldfælder) (figur 6.1, figur 6.5). Fælderne blev fyldt med saltvand og et par sæbedråber. Saltet konserverede de indsamlede hvirvelløse dyr, mens sæben brød overfladespændingen, så de hvirvelløse dyr faldt til bunds. Flyvefælderne blev tømt hver uge, faldfælderne hver anden uge. Fælderne blev tømt i juli-august 2018.

Biomassen af de indsamlede prøver blev bestemt for hele perioden juli-august. Biomassen blev målt i en alkoholmættet tilstand (70 % ethanol) ifølge metoden beskrevet af Hallmann m.fl. (2017). En prøvetagning fra slutningen af juli blev udvalgt til nærmere taksonomisk undersøgelse. De hvirvelløse dyr fra flyvefælderne fra uge 31 samt fra faldfælderne fra uge 30-31 blev bestemt til det taksonomiske niveau Orden. Biler fra faldfælderne fra uge 30-31 blev bestemt til lavest muligt taksonomiske niveau.

6.4 Resultater og diskussion

6.4.1 Miljøfaktorer på Bygholmengen

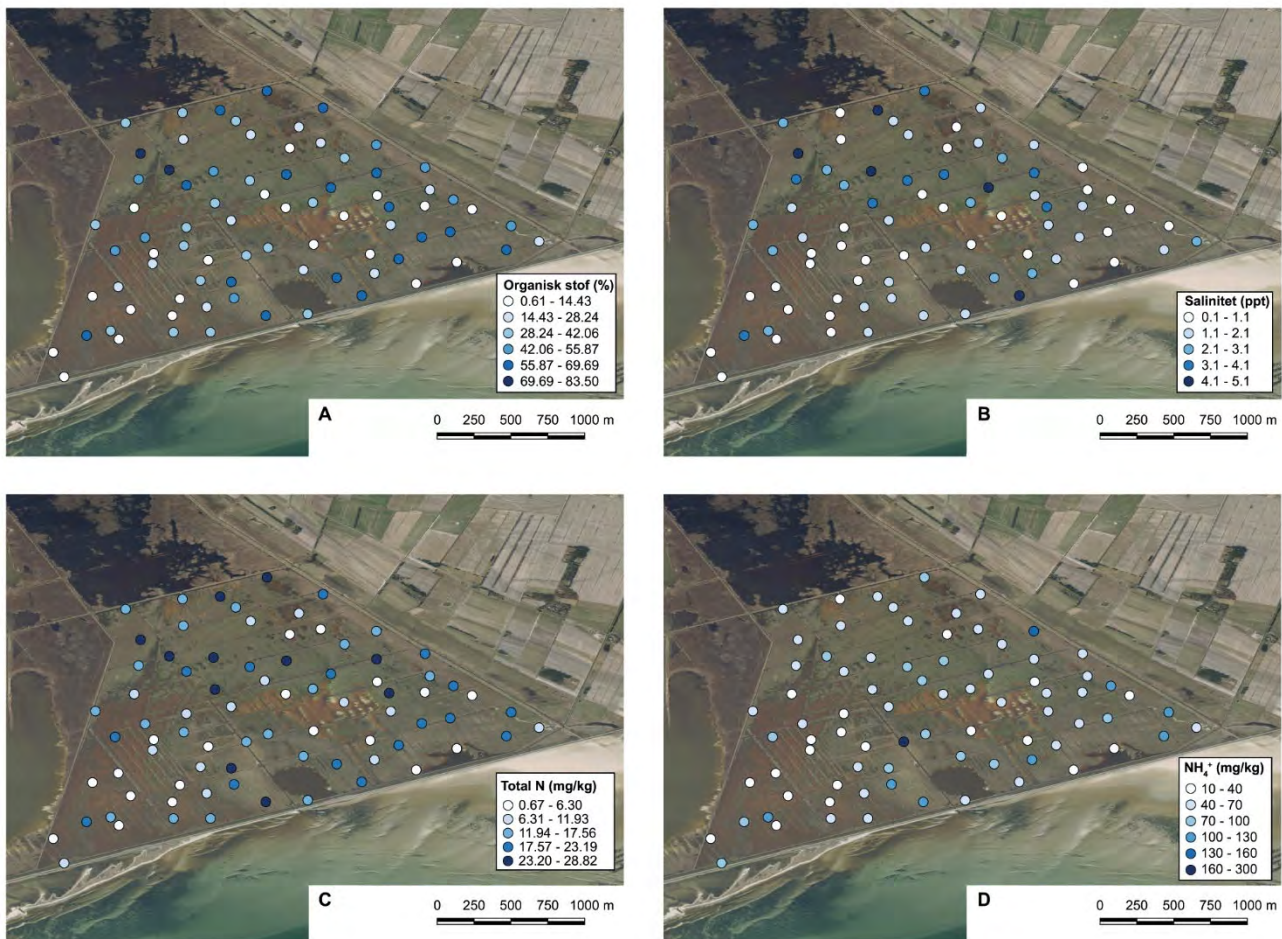
Vi målte en række miljøvariable på Bygholmengen i både 2017 (n = 40) og 2018 (n = 80). Idet de to år var meget forskellige rent vejrmæssigt (Cappelen, 2018; Cappelen, 2019), var der også forskel på middelværdien for flere af de målte miljøfaktorer (tabel 6.1) (Andersen m.fl., 2020). Bl.a. var forholdene i 2017 vådere og næringstilgængeligheden mindre end i 2018.

Den rumlige fordeling af de målte miljøparametre i 2018 viser tydeligt, at der på Bygholmengen ikke er egentlige miljøgradienter. Derimod er der nærmere tale om en mosaik, hvor det ser ud til, at mange miljøfaktorer er tæt forbundet med jordens organiske stofindhold (figur 6.6, bilag 7).

Sammenligner man de miljømæssige forhold på Bygholmengen med dem på andre strandenge, er det tydeligt, at saliniteten på Bygholmengen er lavt og ifølge internationale definitioner er Bygholmengen snarere en brakvandseng frem for en strandeng (Morgan og Adams, 2018; Odum, 1988). Eutrofiering er et problem på danske strandenge generelt (Fredshavn m.fl., 2014). Jordens totale indhold af kvælstof (13,49 g/kg) er højere, end man ellers ser på europæiske strandenge, hvor det ikke overstiger 6.1 g/kg (Li m.fl., 2018; Morgan og Adams, 2018). Til gengæld er mængden af tilgængeligt fosfor (1,42 mg/100 g) lav sammenholdt med indholdet på andre danske strandenge (3,8 mg/100 g) (Nygaard, m.fl. 2016), hvorimod det totale indhold af P er tilsvarende det, man finder på strandenge uden for Danmarks grænser (Wang m.fl., 2013; Zhang m.fl., 2015; Li m.fl., 2018).

Tabel 6.1. Gennemsnitsværdier ($\pm$ standard error SE) for de målte miljøvariable i 2017 og 2018. Vha. en t-test med Bonferroni-korrektion blev det undersøgt, om værdierne var signifikant forskellige mellem de to år. i.s. = ikke signifikant, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

	2017 gns $\pm$ SE	2018 gns $\pm$ SE	p-værdi
Fugtighed (%)	75,7 $\pm$ 1,7	59,3 $\pm$ 2,1	***
Organisk stof (%)	41,3 $\pm$ 2,8	31,7 $\pm$ 2,8	i.s.
Saltholdighed	1,34 $\pm$ 0,13	1,42 $\pm$ 0,15	i.s.
PO ₄ ³⁻ (mg/100g)	0,92 $\pm$ 0,10	1,30 $\pm$ 0,10	*
NH ₄ ⁺ (mg/kg)	33,19 $\pm$ 1,67	61,58 $\pm$ 5,80	**
NO ₂ ⁻ -NO ₃ ⁻ (mg/kg)	1,24 $\pm$ 0,06	1,02 $\pm$ 0,07	i.s.
Total P (mg/kg)	742 $\pm$ 47	543 $\pm$ 42	i.s.
Total N (g/kg)	14,34 $\pm$ 0,92	12,40 $\pm$ 0,99	i.s.
Artsrigdom	14 $\pm$ 0,74	11,69 $\pm$ 0,66	*
Strandengsartsrigdom	5,76 $\pm$ 0,20	7,05 $\pm$ 0,30	*
Vegetationsdække (%)	0,81 $\pm$ 0,04	0,63 $\pm$ 0,05	*
Vegetationshøjde (cm)	6,5 $\pm$ 0,9	3,5 $\pm$ 0,5	*
Shannon diversitet	0,63 $\pm$ 0,03	0,70 $\pm$ 0,04	i.s.



Figur 6.6. Den rumlige fordeling af jordens organiske stof (A), salinitet (B), totale N (C) og ammonium (D) på Bygholmengen i 2018 baseret på jordprøver taget på 80 lokationer på engen. Hver værdi er gennemsnitsværdien for fire jordprøver taget på hvert datapunkt.

6.4.2 Plantediversiteten på Bygholmengen

Baseret på 40 undersøgte 5 m-cirkler i 2017 var plantediversiteten 73 arter, mens den i 2018, hvor 80 5 m cirkler blev undersøgt, var 85 arter (bilag 8). I 2017 blev der i gennemsnit fundet 14,0 (SE 0,74) arter i en 5 m cirkel, mens der i 2018 blev fundet 11,4 (SE 0,44) (ser man kun på de 40 plots der også blev undersøgt i 2017 var gennemsnittet 11,69 (SE 0,66) arter per 5 m-cirkel) (Andersen m.fl., 2020). Artsrigdommen varierer rumligt hen over Bygholmengen, og områderne med den maksimale artsrigdom findes i udkanten af Bygholmengen, mens lavere artsrigdomme generelt ses centralt på Bygholmengen samt i engens sydvestlige hjørne (bilag 9, illustreret for 2018).

For hver naturtype er der defineret en række problemarter, der på strandenge bl.a. tæller Tusindfryd, Almindelig rajgræs, Rynket rose og Glat vejbred (https://mst.dk/media/116016/pgf3-strandeng104_040210.pdf). Der er problemarter til stede enkelte steder på Bygholmengen, primært langs engens yderområder (bilag 9, illustreret for 2018). Sammenholder man tilstedeværelsen af problemarter med de miljømæssige forhold (i 2018, hvor datagrundlaget er størst), er det tydeligt, at problemarterne findes, hvor jorden indeholder mere tilgængelig næring, mens pH, jordens organiske stofindhold og fugtighed ikke har en signifikant betydning for tilstedeværelsen af invasive arter ("problemarter", bilag 10).

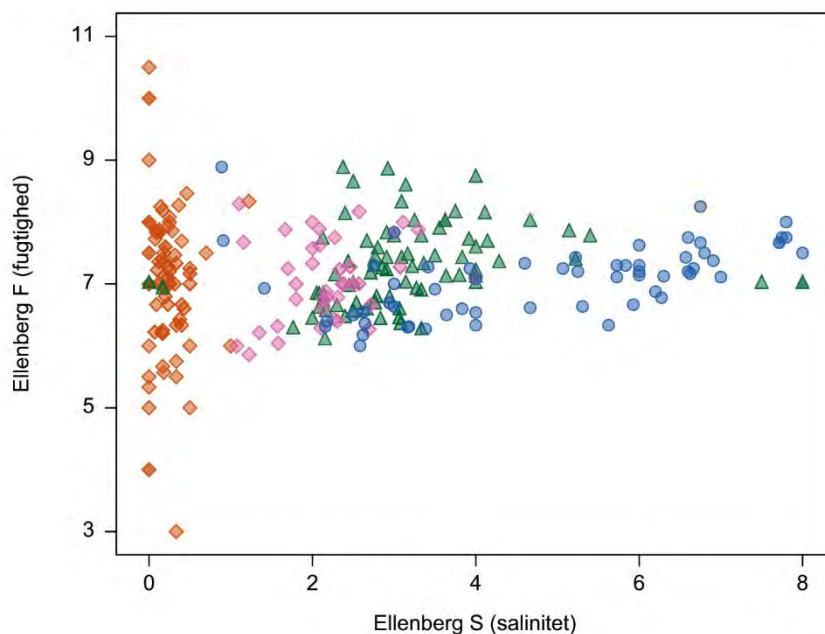
Der er også defineret en række problemarter for naturtypen fersk eng, heraf er flere de samme som for strandengen (https://mst.dk/media/116015/pgf3-ferskeng104_040210.pdf: Draphavre, Lådden dueurt, Gederams, Rødgran, Hindbær, Almindelig kvik, Vild kørvel, Fandens mælkebøtte, Stor nælde, Gråpil, Almindelig rajgræs, Lav ranunkel, Almindelig rapgræs, Butbladet skræppe, Kruket skræppe, Burresnerre, Agertidsel, Horsetidsel, Tusindfryd, Glat vejbred). Af dem forekommer flere sporadisk på Bygholmengen, herunder bl.a. Almindelig kvik, Almindelig rajgræs, Glat vejbred, Kruket skræppe og Tusindfryd (bilag 8).

6.4.3 Naturlig tilstand af Bygholmengen som naturtype Strandeng (1330)

Vi bestemte naturligt tilstands indekset på Bygholmengen i 2017 til $0,57 \pm 0,06$ (middelværdi $\pm$ SD, $n = 40$) og i 2018 til $0,59 \pm 0,05$ (middelværdi $\pm$ SD, $n = 80$), hvilket for begge år indikerer en 'middelværdi' naturligt tilstand som strandeng (1330). Til sammenligning har NOVANA i 2017 anført naturligt tilstands indekset til 0,74, hvilket indikerer en 'god' naturligt tilstand. Forskellen er, at vi undersøgte henholdsvis 40 og 80 stk. 5 m-cirkler i modsætning til NOVANAs ene 5 m-cirkel. Vigtigst er det dog, at NOVANA i 2017 rapporterede en fri dynamik og ingen kystsikring, hvilket jo er forkert, da dæmningen fuldstændig har begrænset den naturlige dynamik. Derved får NOVANA meget høj og forkert naturligt tilstand. Vores resultater stemmer overens med den naturligt tilstand, NOVANA fastsatte i 2011 (<http://naturereport.miljoportal.dk/562175>), hvilket tyder på, at naturligt tilstanden på Bygholmengen har været stabil siden da.

Plantesamfundet på Bygholmengen var domineret af lav græs- og urtevegetation, men signifikant forskellig fra andre danske strandenge (1330, Andersen m.fl., 2020). For eksempel var den almindelige danske strandengs plante Strandasters (*Tripolium Pannonicum*) kun sporadisk til stede på Bygholmengen og blev ikke fundet inden for de 80 undersøgte 5 m-cirkler i 2018. Jordens salinitet var tilmed under 5 ppt (figur 6.6b, tabel 6.1), hvilket betyder, at Bygholmengen ikke længere falder ind under en international definition af salteng (Odum, 1988; García m.fl., 1993; Morgan og Adams, 2018). Det var derfor relevant at undersøge, om Bygholmengen var blevet en så fersk eng, at den i stedet bør klassificeres som en Tidvis våd eng (naturtype 6410). Der blev dog ikke fundet karakteristiske arter for Tidvis våd eng på Bygholmengen, men kun nogle få indikatorarter som Almindelig star (*Carex nigra*) og Lyse-siv (*Juncus effusus*). Derimod er det tydeligt, at plantesamfundet på Bygholmengen har flyttet sig med hensyn til arternes tilpasning til både salt og fugtighed fra den typiske danske Strandeng (1330) henimod Tidvis våd eng (6410) (figur 6.7).

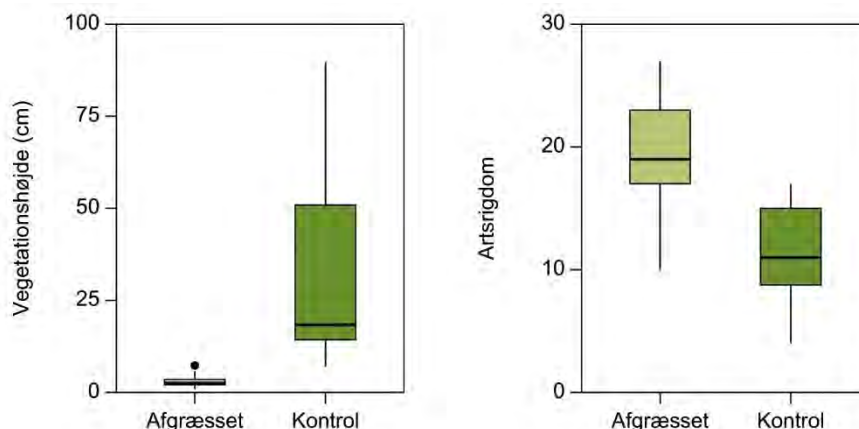
Figur 6.7. Ellenberg F (fugtighed) og Ellenberg S (salinitet) for plantesamfund på Bygholmengen i henholdsvis 2017 (pink ruder, n = 40) og 2018 (grønne ruder, n = 80) sammenlignet med plantesamfundene på henholdsvis andre danske våde enge (Naturtype 6410, røde trekanter, n = 80) og andre danske strandenge (Naturtype 1330, blå cirkler, n = 80). Hvert datapunkt repræsenterer middel Ellenbergværdi for alle plantearter inden for en 5 m-cirkel.



6.4.4 Græsnings effekt på plantebiodiversitet på Bygholmengen

Græsning på Bygholmengen holdt vegetationshøjden nede, men øgede middel planteartsrigdommen (figur 6.8). Samtidig var også biodiversiteten højere i det afgræssede område (Andersen, 2020). Plantearterne Jordbærkløver (*Trifolium fragiferum*) og Vingefrøet hindeknæ (*Spergularia media*) fandtes kun på græssede områder. Derimod fandtes plantearterne Bittersød natskygge (*Solanum dulcamara*) og Bredbladet mærke (*Sium latifolium*), som også var meget abundante i rørskoven, på de ikke afgræssede områder. Af Ellenbergværdier for arter kun fundet i den ene af behandlingerne var kun Ellenberg-F (fugtighed) signifikant forskellig mellem behandlingerne med signifikant højere værdier i ikke-græssede områder (bilag 11). Det er almindelig kendt, at græssende dyr er i stand til at holde fx en strandeng åben og forhindre, at strandengen forvandles til rørskov eller andre monokulturer (Bakker m.fl., 1993; Rannap m.fl., 2004). Dette er også tilfældet på Bygholmengen, hvor de ikke-græssede områder var domineret af Tagrør (*Phragmites Australis*); tre ud af fire indhegnede områder var således fuldstændig dækket af Tagrør. Tidligere undersøgelser i Vejlerne i 1960'erne har tilsvarende vist, at tre år uden græsning var tilstrækkelig til, at Tagrør blev udbredt, men også at selv efter 13 år uden græsning var Tagrør ikke i stand til at etablere en monokultur bestående udelukkende af græsser (Schierup, 1986).

Figur 6.8. Vegetationshøjden (cm) og artsrigdommen i de afgræssede områder af Bygholmengen sammenholdt med uafgræssede kontrolområder. Box-plottets box viser medianen samt den 25. og 75. percentil. Stregene indikerer den største og mindste værdi 1,5 gange over/under percentilene. Prikker indikerer outliers.



6.4.5 Vandstand på Bygholmengen

Planternes respons på jordens fugtighed og forskellige vandstande

Via multiple regressioner viser vores resultater (Andersen, 2020), at både vegetationsdække ($p < 0,001$, $n = 80$), artsrigdom ($p < 0,001$, $n = 80$) og Shannon diversitet af plantearter ($p < 0,001$, $n = 80$) korrelerede positivt med jordens fugtighed, mens artsrigdommen af salt-tolerante plantearter korrelerede negativt med jordens fugtighed (halofyter) ($p < 0,001$, $n = 80$) (tabel 6.2).

Tabel 6.2. Resultaterne fra den multivariate multiple regression, der viser sammenhængen mellem vegetationsdække, artsrigdom, antal strandengsarter og Shannon diversiteten i forhold forskellige miljøfaktorer. Tabellen viser parameterestimer samt standardafvigelser (SA). p -værdien angiver, om de enkelte parametre korrelerer signifikant med hinanden eller ej, og R^2 angiver, hvor stor en del af variationen i data der er forklaret af den enkelte delmodel. i.s. = ikke signifikant, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$. Efter Andersen (2020).

		Estimate (SA)	p -værdi	R^2
Vegetationsdække				0,40
	Skæring	-0,24 (0,15)	i.s.	
	Fugtighed	0,011 (0,0036)	**	
	Salinitet	0,028 (0,042)	i.s.	
	PO ₄ ³⁻	0,010 (0,047)	i.s.	
	NH ₄ ⁺	0,0025 (0,0011)	*	
Strandengsarter				0,37
	Skæring	1,018 (0,97)	i.s.	
	Fugtighed	0,098 (0,022)	***	
	Salinitet	-0,26 (0,26)	i.s.	
	PO ₄ ³⁻	-0,13 (0,30)	i.s.	
	NH ₄ ⁺	0,0089 (0,0072)	i.s.	
Artsrigdom				0,48
	Skæring	-1,92 (1,84)	i.s.	
	Fugtighed	0,24 (0,043)	***	
	Salinitet	-1,99 (0,50)	***	
	PO ₄ ³⁻	-0,58 (0,56)	i.s.	
	NH ₄ ⁺	0,046 (0,014)	***	
Shannon diversitet				0,30
	Skæring	-0,55 (0,22)	*	
	Fugtighed	0,021 (0,0052)	***	
	Salinitet	-0,15 (0,061)	*	
	PO ₄ ³⁻	-0,091 (0,069)	i.s.	
	NH ₄ ⁺	0,0037 (0,0017)	*	

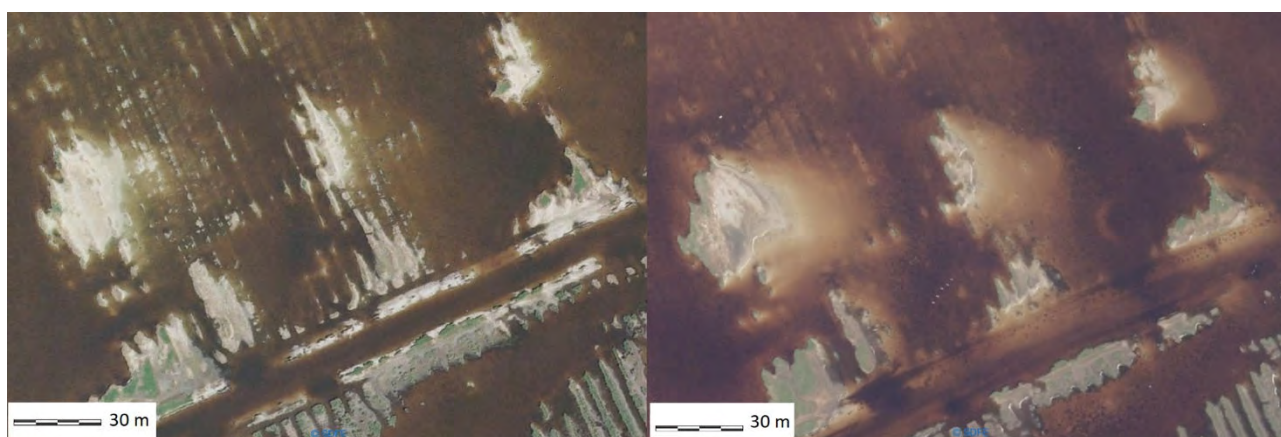
Den tørre sommer i Danmark i 2018 (Cappelen, 2019) resulterede i en udtørring af Bygholmengen. Vandstanden faldt til under -40 cm DVR90, hvor forvaltningen sigter imod -19 cm DVR90 (Nielsen og Clausen, 2019b). Omvendt var sommeren 2017 usædvanlig våd (Cappelen, 2018), men resulterede ikke en vandstand over -19 cm DVR90 på Bygholmengen (Nielsen & Clausen, 2019a). En sammenligning af plantesamfundet de to år imellem kan til en vis grad anvendes til at vurdere effekten af vandstand på plantesamfundet. Vegetationsdække, vegetationshøjde og vegetationstæthed faldt alle signifikant fra det våde 2017 til det tørre 2018 (tabel 6.1) (Andersen, 2020). Planteartsrigdommen faldt ligeledes fra 2017 til 2018 fra gennemsnitligt 14,0 arter pr. plot til 11,4 arter pr. plot, men ikke signifikant, ligesom biodiversiteten (Shannon) heller ikke ændredes signifikant årene imellem (tabel 6.1). Antallet af saltengsplantearter fra den våde sommer i 2017 steg under den tørre sommer i 2018,

både samlet og som relative andel af alle plantearter, og plantesamfundet ændredes fra det våde år til det tørre år, således at både Ellenberg-S (salt) og Ellenberg-N (næring) steg i 2018 (Andersen, 2020). Det vil sige, at plantesamfundet ændrede sig, når engens fugtighed faldt, hvilket generelt betød en mindre plantebiomasse (baseret på plantehøjde, -dække, -tæthed), men flere strandengsarter. Dog ændredes Ellenberg-F (fugtighed) ikke mellem årene (figur 6.7). I denne sammenhæng skal det dog nævnes, at der ikke bør konkluderes noget entydigt om langtidseffekter af en ændret vandstand baseret på bare to feltsæsoner.

Erosion

På baggrund af effektvurderinger af vandstand, vindstyrker, vindretninger samt jordbundskarakterer konkluderes det foreløbigt, at øget vinter-/forårs vandstand på Bygholmengen kan ligge til grund for tilbagegangen i vegetationsdække via erosion (figur 6.9). Vandstanden og de bølger, der skabes ved højere vindhastigheder, kan medvirke til at nedbryde O-horisonten (den del af jordsøjlen, hvor plantemateriale ophobes).

Dog er det værd at bemærke, at jordens organiske stofindhold, der på Bygholmengen primært består af planterødder, generelt er højt sammenholdt med det, der er fundet på andre strandenge (Cott m.fl., 2013).



Figur 6.9. Sedimenttransport på Bygholmengen fra 2008 til 2018. Ortofotos fra 2008 (tv.) og 2018 (th.) indikerer erosion og transport af jord i form af øget blottet sandflade (ortofotos fra Miljøportalen/Hexagon, 2019).

Næring i Lund Fjord Kanal og på Bygholmengen

I undersøgelsesperioden maj 2017 til slut august 2018 var niveauet af opløst kvælstof (N) i Lund Fjord Kanal under 1,5 mg opl-N/L, bortset fra en augustmåling på næsten 4,5 mg opl-N/L (bilag 12). Det totale indhold af N varierer ligeledes hen over året, men var i gennemsnit 1,9 mg total N (TN)/L, med et maksimum på 5 mg TN/L (Skovgaard m.fl., 2019). Dette vil sige, at for hver liter vand, der tilføres Bygholmengen fra Lund Fjord Kanal, tilføres i gennemsnit 1,9 mg N. Den maksimale måling svarer til kvælstofniveauet i landbrugs-påvirkede vandløb (Thodsen m.fl., 2019), hvor niveauet af total kvælstof gennemsnitligt typisk ligger på eller overstiger 4 mg TN/L (Thodsen m.fl., 2019). Ved anvendelse af vand fra Lund Fjord Kanal til sikring af en sommervandstand, i tørre perioder, på kote -19 cm, kan det betyde en tilførsel af næring til Bygholmengens plantesamfund. Hvor stor betydning, næringstilførslen har på plantesamfundet, kommer an på flere parametre, herunder hvor meget vand der lukkes ind på engen, planternes indbyrdes intraspecifikke konkurrenceevne i forhold til næring, samt hvor stort et areal vandet breder sig over.

Idet Bygholmengen eventuelt påtænkes overrislet med vand fra Lund Fjord Kanal i tørre perioder, er det væsentligt at vide, hvordan næringsindholdet i vandet svinger hen over et år. Undersøgelserne i Lund Fjord Kanal er imidlertid foretaget over for få år til at vurdere, hvorvidt der sker en egentlig sæsonvariation i næringsindholdet i kanalen (Skovgaard m.fl., 2019). Dette kræver længere tidsserier. Betragtes de lange tidsserier i NOVANA-vandløbsprogrammerne, viser disse generelt lavere koncentrationer af total N i sommermånederne maj-august i forhold til resten af året (Thodsen m.fl., 2019a, 2019b). Det er derfor rimeligt at antage lavere næringsstofkoncentrationer i eventuelt vand anvendt til overrisling i den tørre sommerperiode.

Studier fra ferske enge har vist, at selv forholdsvis små mængder af tilført N kan være med til at sænke artsrigdommen af planter (Nielsen m.fl., 2006). Mountford m.fl. (1993) viste, at blot 25 kg N / ha / år kan påvirke artsammensætningen af planterne på en ugødsket eng. Dette er baseret på undersøgelser af en række afgræssede enge fra England. Dog ser det ud til, at mange urter på ferske enge først forsvinder, hvis der tilføres mere end 200 kg N / ha / år, og at man derfra kan forvente et tab på 2-3 plantearter, når man øger den årlige N tilførsel med 100 kg N / ha (van Strien m.fl., 1988). Disse data er baseret på 125 ferske enge i Holland, der blev tilført op til 600 kg N / ha / år med henblik på fremstilling af hø (van Strien m.fl., 1988), og dermed er sammenlignelige med Bygholmengen. Der er således en risiko for, at urtesamfundet samt naturgræsser erstattes af kulturgræsser og ukrudtsplanter (Nielsen m.fl., 2006). Dog tager ingen af de nævnte studier højde for, hvor stor en mængde næring der allerede findes i jorden, og de er foretaget på ferske enge, ikke strandenge eller brakvandsenge som Bygholmengen.

Når Bygholmengen oversvømmes, fordeles vandet fra Lund Fjord Kanal sig ud i kanalerne / grøfter på Bygholmengen, tilsvarende et kanal / grøfte-areal på 15-20 ha (Niels Dahlin, pers. komm.). Hvis man ønsker et uændret plantesamfund, tilstræbes en maksimal tilførsel på 25 kg N / ha / år, svarende til maksimalt 263 m³ vand på Bygholmengen om året (baseret på Lund Fjord Kanals gennemsnitlige næringsindhold) eller 100 m³ (baseret på et forsigtighedsprincip ud fra det højeste målte N-indhold i Lund Fjord Kanal) (tabel 6.3). Hvis man i stedet blot ønsker at sikre, at den totale N-tilførsel ikke overstiger 200 kg N / ha, kan man tilføre en maksimal vandmængde på 2105 m³ (gennemsnit: 1,9 mg TN / L) eller 800 m³ (forsigtighedsprincip: 5 mg TN / L) (tabel 6.3).

Tabel 6.3. En beregning af næringsbelastningen af kvælstof fra Lund Fjord Kanal, under forudsætning af at vandet fra overrislingen breder sig ud over engens kanaler, svarende til 20 ha. Beregningen er foretaget på baggrund af den gennemsnitlige og det maksimale indhold af total N i Lund Fjord Kanal (Skovgaard m.fl., 2019). De kritiske værdier for, hvor meget kvælstof der maksimalt må tilføres, er baseret på et studie af Mountford m.fl. (1993), der påviste ændringer i plantesamfundet ved en årlig tilførsel på mere end 25 mg TN/ha, samt et studie af van Strien m.fl. (1988), der påviste, at de første arter begynder at forsvinde, når mere end 200 mg TN/ha blev tilført. Ud fra værdien er der beregnet, hvor meget vand der maksimalt må lukkes ind på Bygholmengen årligt (i liter (L max) og i m³ (m³ max)) under gennemsnitlige og maksimale næringsforhold i Lund Fjord Kanal.

Areal, der overrisles (ha)	mg N/L i Lund Fjord Kanal	Kritisk værdi for g TN/ha	L (max)	m ³ (max)	Total næringsbelastning (g N)
20	1,9	25	263157	263	500
20	1,9	200	2105263	2105	4000
20	5	25	100000	100	500
20	5	200	800000	800	4000

Bygholmengen har allerede et højt kvælstofniveau (13,5 g TN/kg tør jord) sammenlignet med andre udenlandske strandenge, som viser op til 6,1 g TN/kg (Morgan og Adams, 2018; Li m.fl., 2018), samt et plantesamfund med en gennemsnitlig Ellenberg-N på 4,8 (2017) og 5,4 (2018) (Andersen m.fl., 2020). Det høje kvælstofniveau på Bygholmengen kan skyldes de store mængder af rastende fugle (se kapitel 7 om bl.a. fugles betydning for NP-tilførsel). Data fra Bygholmengen indikerer dog, at artsrigdommen under de nuværende næringsforhold ikke er hæmmet af det høje kvælstofindhold i jorden (tabel 6.2, bilag 13). Både artsrigdom og biodiversitet korrelerer således under de nuværende næringsniveauer positivt med tilgængeligheden af NH_4^+ (tabel 6.2, bilag 13).

Det forholdsvis høje kvælstofniveau på Bygholmengen afspejles også i forekomsten af fx Hvidkløver (*Trifolium repens*), som typisk indikerer en eutrofieret strandeng (naturtype 1330). Kvælstofindholdet er således ca. dobbelt så højt i områder med Hvidkløver sammenlignet med områder uden Hvidkløver (Andersen, 2020), og generelt er planteartsrigdommen på Bygholmengen positivt korreleret med både tilgængeligt og total kvælstofindhold i jorden såvel rummeligt som mellem årene 2017 og 2018 (tabel 6.4). Dette indikerer, at Bygholmengen med hensyn til generel plantebiodiversitet endnu ikke er eutrofieret. Derimod er Bygholmengen eutrofieret med hensyn til naturtilstand, når den karakteriseres som strandeng (1330).

Tabel 6.4. Resultater af linear mixed model med random hældning og skæring for år (efter Andersen m.fl., 2020). Modellen viser sammenhængen mellem artsrigdom og forskellige miljøparametre i hhv. 2017 og 2018. t-værdier større end ± 1.96 indikerer signifikans.

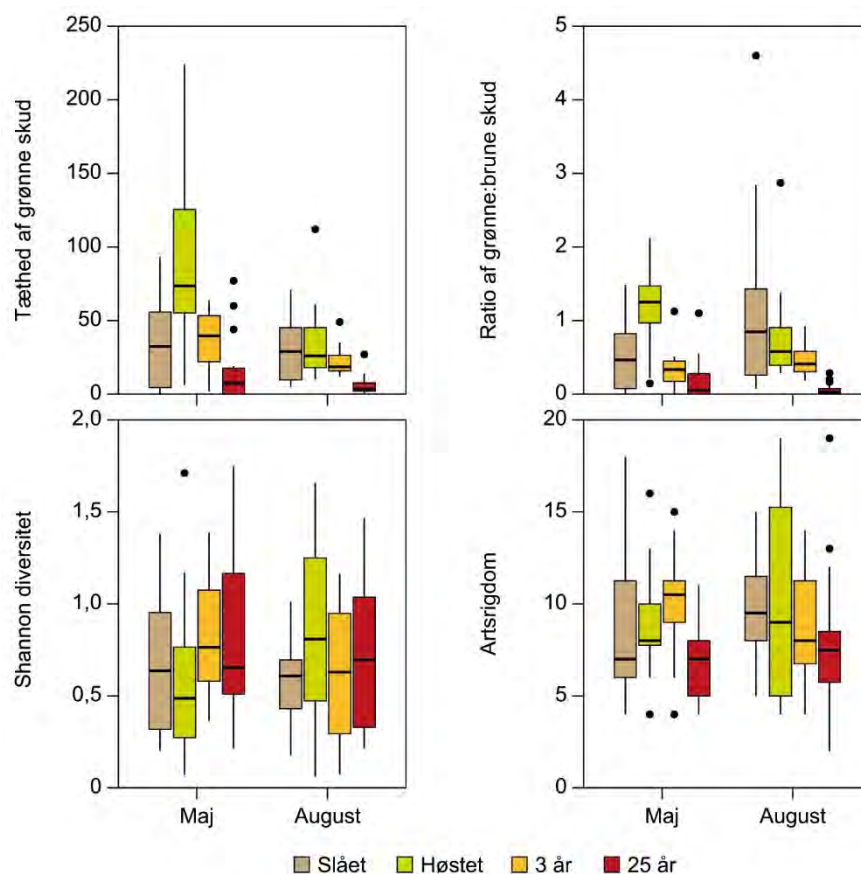
	Artsrigdom		t-value
	2017	2018	
Skæring	8,87	7,11	2,87 (*)
Fugtighed (%)	-0,029	0,0035	-0,25 (i.s.)
Organisk stof (%)	0,098	0,089	1,30 (i.s.)
Salinitet (ppt)	-2,019	-2,007	-3,75 (*)
PO_4^{3-}	-2,079	-1,54	-2,00 (*)
NH_4^+	0,20	0,048	1,97 (*)
Total P	-0,0040	0,0026	-0,19 (i.s.)
Total N	0,27	0,16	0,96 (i.s.)

Det skal her bemærkes, at ferske enge ligesom strandenge er følsomme over for eutrofiering, og kun få ferskengsarter har en Ellenberg-N på over 6 (*nogenlunde* kvælstofrige til *kvælstofrige* jorde), mens mange kun har en Ellenberg-N på 2 (*kvælstoffattige* jorde) (Nielsen m.fl.- 2006).

6.4.6 Rørhøstens effekt på plantesamfundet

Vores resultater viser, at rørskovens alder påvirker en række parametre- og at en foryngelse af rørskoven kan være relevant i flere henseender. For eksempel faldt tætheden af grønne tagrør-skud samt forholdet mellem grønne og brune skud med tagrørsalderen i fra 0 år gammel til 25 år gammel rørskov (figur 6.10) (Andersen m.fl., 2021). Rørhøst er altså med til at fremme væksten af nye tagrørskud, og den foryngende effekt kan stadig ses tre år efter høst. Slår man rørskoven i stedet for at høste den, ser man ikke samme umiddelbare opvækst af nye grønne skud, men i sensommeren er der ikke længere signifikant forskel på antallet af nye grønne skud mellem den nyhøstede og slåede rørskov (figur 6.10).

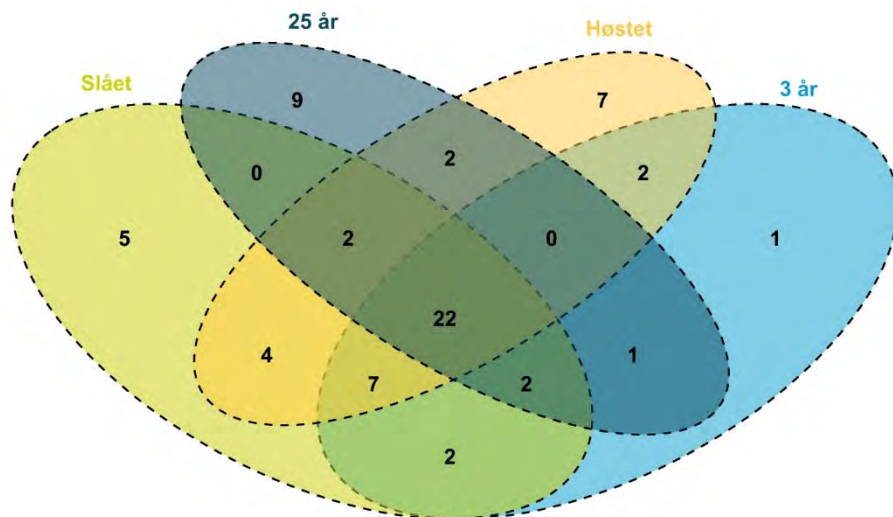
Figur 6.10. Figuren viser forskellige strukturelle og biodiversitetsaspekter i de fire forskellige rørskovsbehandlinger i både maj og august. Tætheden af grønne skud (p.r m²) er signifikant forskellig mellem de undersøgte områder, hvilket også er tilfældet for forholdet af grønne til brune skud. Artsrigdommen er signifikant forskellig mellem områderne i maj, men ikke i august, mens det modsatte er tilfældet for Shannon diversiteten. Boxplottets box viser medianen samt den 25. og 75. percentil. Stregerne indikerer den største og mindste værdi 1,5 gange over/under percentilerne. Prikker indikerer outliers. Efter Andersen m.fl. (2021).



For alle de undersøgte tagrørsaldre var middel antal plantearter i en 5 m-cirkel $8,87 \pm 3,48$ ($\pm$ SD). Totalt fandt vi 66 plantearter i rørskov foruden tagrør. Ser man på artsrigdommen pr. 5 m-cirkel i maj, blev der fundet signifikant flere arter i den 3 år gamle rørskov end i den nyhøstede rørskov, hvorimod der var signifikant flere arter i en 5 m-cirkel i den nyhøstede end i den 25 år gamle rørskov (figur 6.10). Når vi nåede frem til august, var der ikke længere en signifikant forskel i antallet af arter imellem de fire undersøgte rørskove (figur 6.10; Andersen m.fl., 2021).

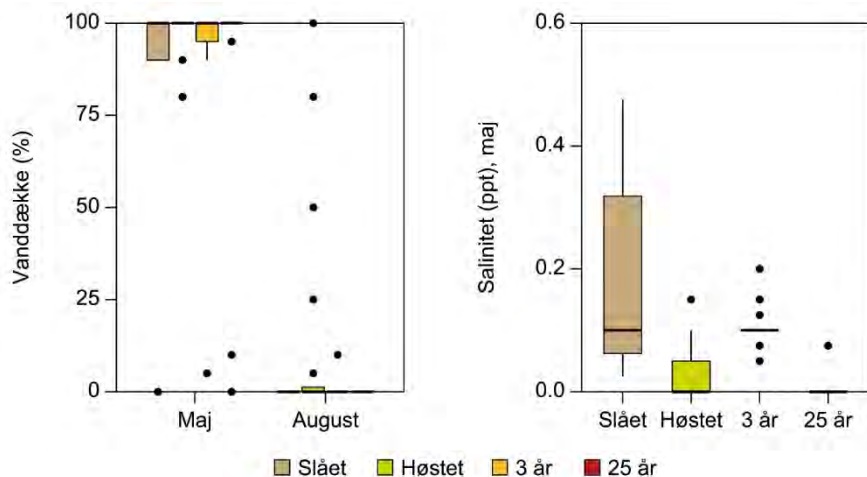
Af de totale 66 plantearter blev kun 22 arter registreret i alle fire rørskovsbehandlinger, og der blev registreret unikke plantearter tilknyttet hver enkelt rørskovsbehandling (figur 6.11). Således blev der registreret syv unikke arter i den 0-årige høstede rørskov, fem unikke arter i den slåede 0-årige rørskov (rørene efterladt), én unik art i den 3-årige høstede rørskov og ni unikke arter i den 25-årige høstede rørskov (figur 6.11). Plantesamfundene var signifikant forskellige imellem de fire undersøgte områder både i maj (PERMANOVA, $p < 0,01$) og august (PERMANOVA, $p < 0,01$) (Andersen m.fl., 2021).

Figur 6.11. Venn-diagram over antallet af arter fundet i hver rørskovs alder og -behandling. Diagrammet illustrerer, hvor mange plantearter der er til stede i hvert område, samt hvor mange arter der overlapper mellem de forskellige områder. Efter Andersen m.fl. (2021).



Forskellene i plantediversiteten og plantesamfundets sammensætning kan ikke forklares ud fra forskelle i vanddækket imellem de fire områder (figur 6.12a, efter Andersen (2020)), idet alle områder gennemgik den samme udtørring hen over felt sæsonen. Således var alle fire undersøgte områder så godt som helt vanddækkede i maj, og mere eller mindre helt udtørrede i august (figur 6.12, venstre.). Ligeledes er saliniteten lav på tværs af alle de undersøgte områder og kan derfor heller ikke forklare de observerede forskelle (figur 6.12, højre).

Figur 6.12. Vanddækningsgraden (%) i de undersøgte 5 m-cirkler i maj og august (n = 20 pr. behandling pr. måned) (t.v.) samt saliniteten i overfladevandet i de undersøgte plots i maj (t.h.). Saliniteten blev ikke målt i august, da området var tørret ud, og det derfor ikke var muligt at måle saliniteten. Boxplottets box viser medianen samt den 25. og 75. percentil. Stregerne indikerer den største og mindste værdi 1,5 gange over/under percentilerne. Prikker indikerer outliers. Efter Andersen (2020).



6.4.7 Rørhøstens effekt på invertebratsamfundet

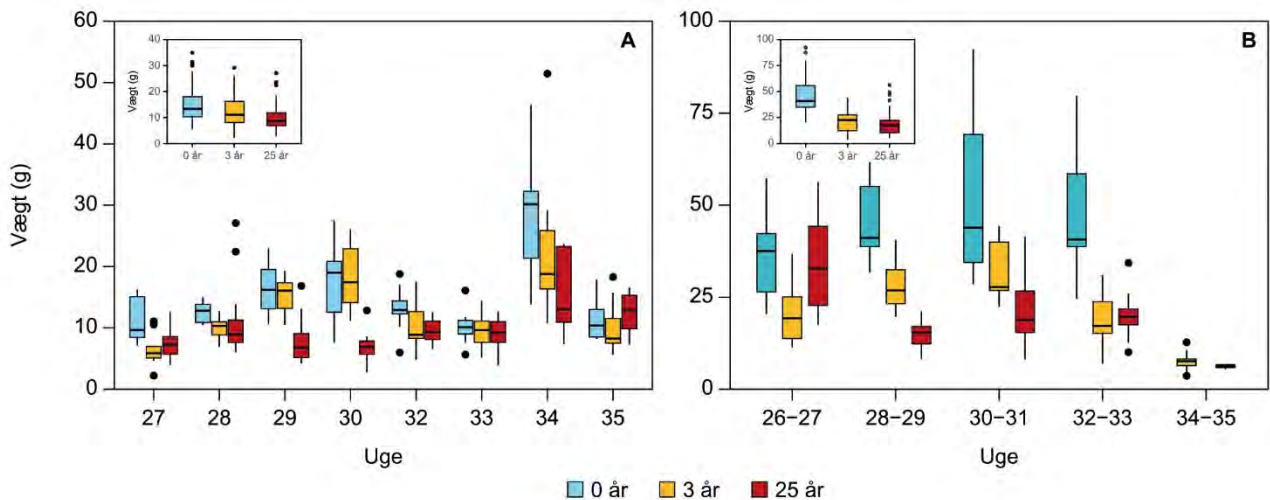
Biomasse

Vi så på biomassen af invertebrater (hvirvelløse dyr) i de tre rørskovs aldre 0-årig høstet, 3-årig og 25-årig rørskov. Betragtes biomassen af hvirvelløsedyr fanget med flyvefælder over en hel sæson, er der en signifikant forskel mellem de tre alders biomasse (figur 6.13A). Således blev der observeret en større biomasse af hvirvelløsedyr i ny høstet rørskov (0-årig rørskov) i forhold til rørskov, der er henholdsvis 3 eller 25 år gammel, og ligeledes blev der observeret en større biomasse i den 3 år gamle rørskov sammenlignet med den 25 år gamle rørskov (figur 6.13A). Man kan ligeledes se, at dette ændrer sig over tid, hvor der specielt i den tidlige sommer er en markant forskel i biomasse,

når man sammenligner ny høstet og 3 år gammel rørskov med den 25 år gamle rørskov (figur 6.13A).

Betragtes biomassen af hvirvelløse dyr fanget i faldfælder, observeres det samme mønster som i flyvefælderne; nemlig en generelt signifikant større biomasse i den ny-høstede rørskov sammenlignet med den 3 og 25 år gamle rørskov (figur 6.13B). Dog observeres også sæsonmæssige variationer, men primært med den største biomasse i den 0-årige rørskov.

Alt i alt fremmer rørhøst altså både biomassen af overfladelevende og flyvende invertebrater hen over en sommer.



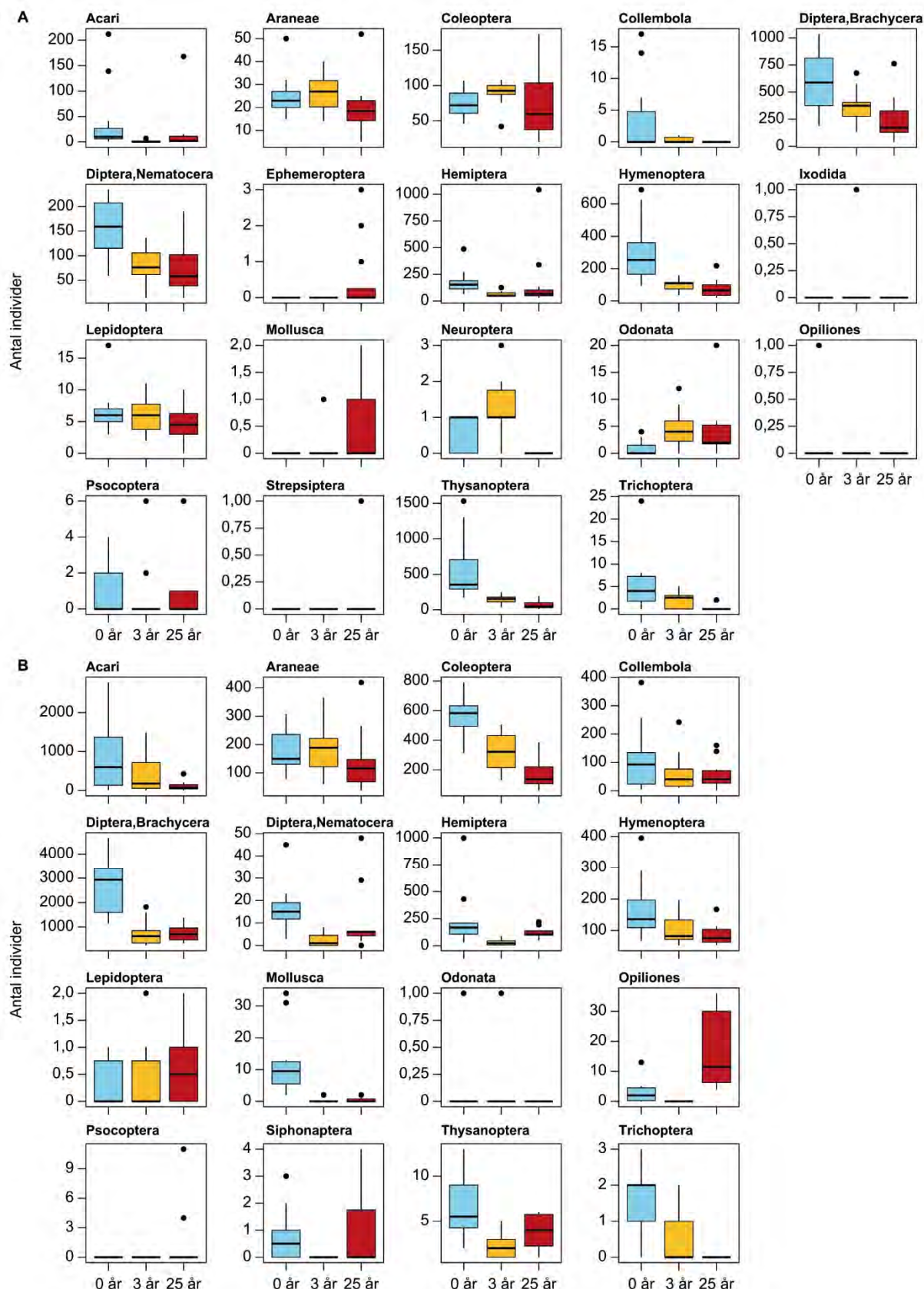
Figur 6.13. Den gennemsnitlige biomasse (g) af hvirvelløsedyr fanget i flyvefælder i perioden fra uge 27 til uge 35 i 2018 (A) og den gennemsnitlige biomasse (g) af hvirvelløsedyr fanget i faldfælder (B) i perioden fra uge 26 til uge 35 2018. I det øvre panel til venstre i hver del-figur ses den gennemsnitlige biomasse pr. rørskovsaldre indsamlet over en hel sæson. Boksene viser median $\pm$ den 25. og 75. percentil, stregerne viser den mindste/største værdi inden for halvanden gange den interkvartile range. Prikker angiver outliers.

Kvantificeret flyve- og faldfældefangst

På en uges indsamling i flyvefælderne og 14 dages indsamling i faldfælderne blev der totalt indsamlet hhv. 41712 og 73327 invertebrater, som blev bestemt til ordensniveau.

I gennemsnit var der 1970 invertebrater pr. flyvefælde og 4377 invertebrater pr. faldfældestation i den nyhøstede rørskov, mens der var hhv. 891 invertebrater pr. flyvefælde og 1607 invertebrater pr. faldfældestation i den 3-årige og endelig 764 invertebrater pr. flyvefælde og 1349 pr. faldfældestation i den 25-årige rørskov.

Når man ser på de enkelte ordner af hvirvelløsedyr, er der stor forskel fra orden til orden i, hvor ofte de forekommer, dels i fælderne og dels mellem rørskovenes aldre (figur 6.14). I flyvefælderne blev der gennemsnitligt observeret flere individer af specielt fluer (Diptera), årevinger (Hymenoptera) og frynsevinger (Thysanoptera) i den ny-høstede rørskov sammenlignet med antallet i henholdsvis den 3- og 25-årige rørskov (figur 6.14A). Derudover blev der gennemsnitligt observeret flere individer i faldfælderne af mider (Acari), biller (Coleoptera), fluer (Diptera) og årevinger (Hymenoptera) i den ny-høstede rørskov sammenlignet med antallet i henholdsvis den 3- og 25-årige rørskov (figur 6.14B). Invertebratsamfundene var signifikant forskellige imellem de tre rørskovsaldre for flyvende ($\chi^2 = 367,2$, $df = 36$, $p < 0,001$) og overfladelevende invertebrater ($\chi^2 = 534,9$, $df = 38$, $p < 0,001$).

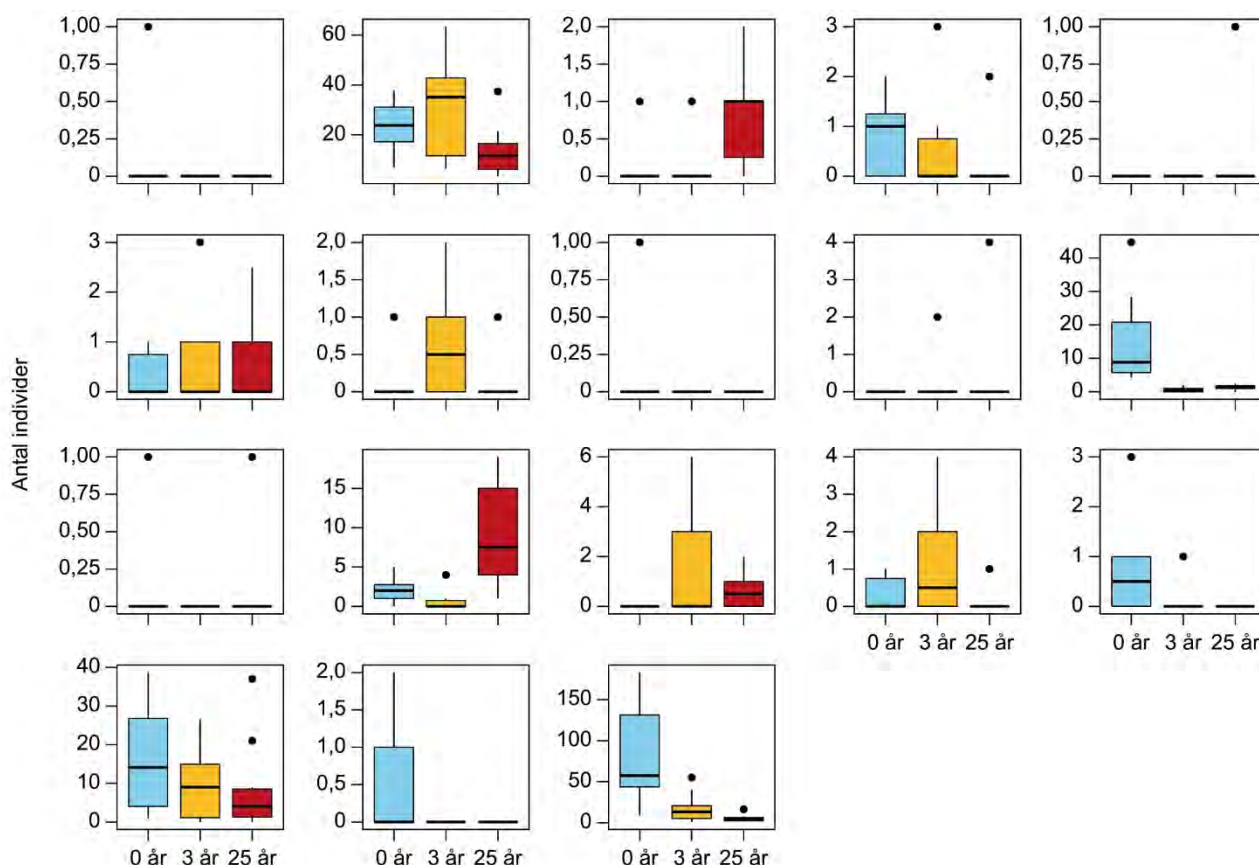


Figur 6.14: Gennemsnitligt antal hvirvelløsedyr fanget i flyvefælder fordelt pr. Orden i uge 31, 2018 (A) og det gennemsnitlige antal hvirvelløsedyr fanget i en faldfældestation (B) over perioden uge 30-31, 2018, ligeledes fordelt pr. Orden. Acari = mider, Araneae = Spindlere, Coleoptera = biller, Collembola = springhaler, Diptera brachycera = fluer, Diptera nematocera = myg, Ephemeroptera = døgnfluer, Hemiptera = næbmundede, Hymenoptera = årevinger (bl.a. bier, hvepse, myrer), Ixodida = flåter, Lepidoptera = sommerfugle, Mollusca = bløddyr, Neuroptera = netvinger, Odonata = guldsmede, Opiliones = mejere, Psocoptera = bark- og boglus, Siphonaptera = lopper, Strepsiptera = viftevinger, Thysanoptera = frynsevinger, Trichoptera = vårflyer. Median $\pm$ den 25. og 75. percentil; stregerne viser den mindste/største værdi inden for halvanden gange den interkvartile range. Prikker angiver outliers.

Selvom der inden for en Orden findes mange arter, der er tilpasset forskellige forhold, kan man af og til forklare, hvorfor en Orden responderer, som den gør i forhold til høst. Eksempelvis er Hemiptera, de næbmundede, knyttet til den 25-årige rørskov, hvilket giver mening, idet næbmundede er følsomme over for ændringer i plantesamfund grundet deres diverse trofiske behov (Moir og Brennan, 2007). Andre gange er det svært at forklare, hvorfor en Orden som helhed responderer, som den gør, hvilket eksempelvis er tilfældet for frynsevingerne, der som gruppe ikke har en specifik livsstrategi, idet der både findes arter, der gerne lever helt indesluttet i blomster og blade, mens andre lever på bladoverflade (Shull, 1914). Frynsevinger blev oftest fundet i den nyhøstede rørskov (figur 6.14).

Rørskovens biller

Ud af de 73.327 hvirvelløse dyr, der blev fundet i faldfældestationerne i uge 30-31, var 9.000 af dem biller (Coleoptera). Billerne tilhørte 91 forskellige arter (bilag 14) fordelt på 20 forskellige familier, herunder løbebiller (Carabidae), rovbiller (Staphylinidae), vandkalve (Dytiscidae) og ådselsbiller (Silphidae) (figur 6.15). Biller i underfamilien Aleocharinae blev som den eneste underfamilie ikke bestemt til artsniveau.



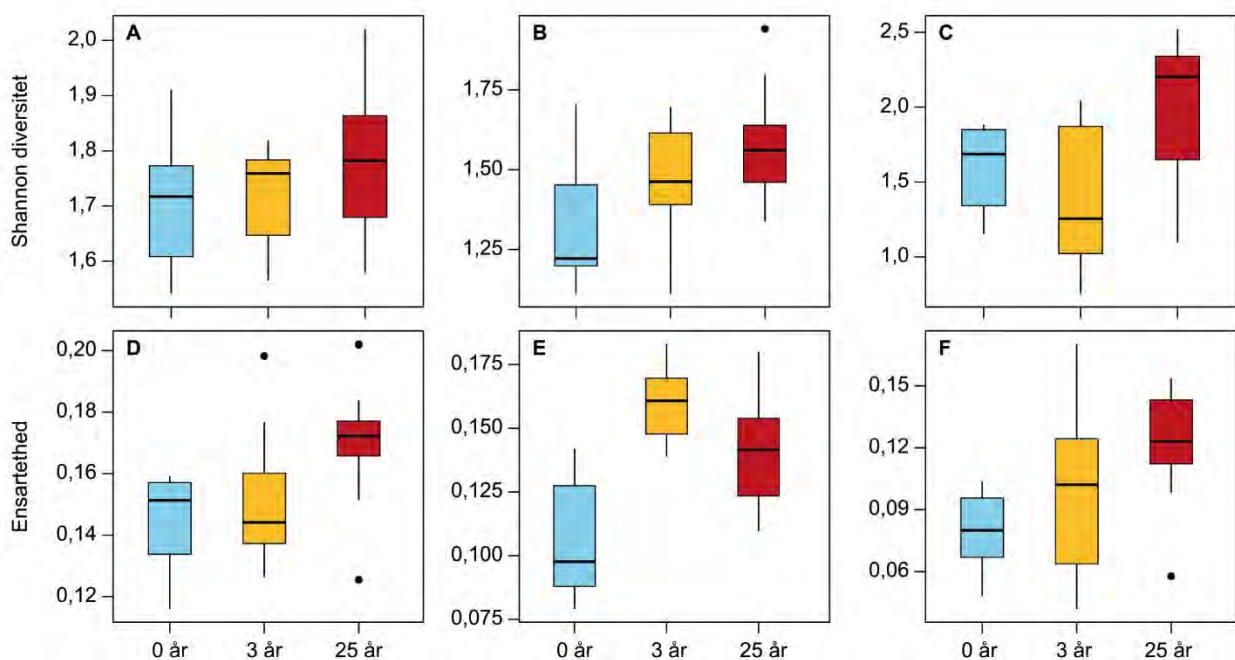
Figur 6.15. Antallet af biller (Coleoptera) fordelt på familieniveau i de tre rørskovsbehandlinger. Billerne stammer fra faldfældestationerne over perioden uge 30-31, 2018. Median $\pm$ den 25. og 75. percentil; stregerne viser den mindste/største værdi inden for halvanden gange den interkvartile range. Prikker angiver outliers.

Vi fandt to rødlistede arter af biller i faldfældestationerne. Dyndløberen *Carabus clathratus* og Brillevandkalven *Dytiscus circumcinctus*. Brillevandkalven blev kun fundet én gang i den 25 år gamle rørskov, mens Dyndløberen blev fundet på tværs af alle rørskovsaldre. Dyndløberen var signifikant mere abundant i den nyhøstede og 3-årige rørskov sammenlignet med den 25 år gamle rørskov. Ingen af disse arter var registreret i Vejlerne ved status i 1998 (Hald-Mortensen, 1998).

Invertebratdiversiteten i rørskov

For de invertebrater, der blev sorteret til ordensniveau i hhv. flyve- og faldfælderne, samt billerne sorteret på artsniveau beregnede vi Shannon biodiversiteten og ensartetheden for hver af de tre rørskovsaldre (figur 6.16). Når man ser på Shannon diversiteten, er der forskel på, hvordan den reagerer i forhold til rørhøst, alt efter hvilken gruppe af invertebrater man kigger på. For eksempel reagerede Shannon diversiteten ikke på rørhøst eller rørskovsalder, når det kom til flyvende invertebrater (figur 6.16A). For de overfladelevende invertebrater kunne man derimod se en forskel, både i forhold til alle invertebrater på ordensniveau (figur 6.16B) og i forhold til biller på artsniveau (figur 6.16C), hvor diversiteten i den 25-årige rørskov var signifikant højere end diversiteten i den 0-årige (figur 6.16B) og 3-årige (figur 6.16C) rørskov.

En anden måde at se på diversitet i et område er at betragte ensartetheden i et samfund (figur 6.16D-F). For flyvende invertebrater og biller var ensartetheden signifikant større i den 25-årige rørskov sammenholdt med den nyhøstede rørskov (figur 6.16D, F). Det vil sige, at den 25-årige rørskov, der godt nok indeholdt den laveste biomasse af invertebrater (figur 6.13), generelt havde en højere diversitet og en større ensartethed i invertebratsamfundet end den 0-årige og 3-årige rørskov.



Figur 6.16. Shannon biodiversiteten i de tre rørskovsaldre for flyvende invertebrater på ordensniveau (A), overfladelevende invertebrater på ordensniveau (B) og biller på artsniveau (C). Der er ikke signifikant forskel på diversiteten af flyvende invertebrater (Kruskal Wallis $p > 0,05$) (A). Der er signifikant højere biodiversitet i den 25-årige end i den nyhøstede rørskov, når man ser på overfladelevende invertebrater på ordensniveau (B) (Kruskal Wallis $p < 0,05$, post hoc Dunn med Bonferroni korrektion, $p < 0,05$). Der er signifikant højere Shannon diversitet i den 25-årige end i den 3-årige rørskov, når man ser på biller (Kruskal Wallis $p < 0,05$, post hoc Dunn med Bonferroni korrektion, $p < 0,01$) (C). Ensartetheden, der er et udtryk for, om et samfund er domineret af få arter, eller om arterne har en ligelig abundans, er vist for flyvende invertebrater på ordensniveau (D), overfladelevende invertebrater på ordensniveau (E) og biller på artsniveau (F). Ensartetheden var signifikant forskellig mellem behandlinger for både flyvende og overfladelevende invertebrater og biller (Kruskal Wallis, $p < 0,05$). For de flyvende invertebrater var ensartetheden signifikant større i den 25-år gamle rørskov sammenholdt med den 0-årige (post hoc Dunn med Bonferroni korrektion, $p < 0,05$) (D). For de overfladelevende invertebrater fandt vi, at den 3-årige rørskov havde en signifikant højere ensartethed end den 0-årige rørskov (post hoc Dunn med Bonferroni korrektion, $p < 0,01$) (E). For billerne viste en efterfølgende test, at ensartetheden var signifikant større i den 25-år gamle rørskov sammenholdt med den 0-årige rørskov (post hoc Dunn med Bonferroni korrektion, $p < 0,05$) (F).

Invertebraternes taksonomiske niveauer

På baggrund af det taksonomiske niveau Orden er det muligt at identificere signifikant forskelle i invertebratsamfundene som funktion af rørskovens forvaltning (figur 6.13, 6.14). Det er således muligt at sige noget helt overordnet om, hvilke invertebratgrupper der har gavn af rørhøst, og hvilke der foretrækker et uforstyrret habitat.

De fleste Ordner indeholder arter med forskellig biologi. For billerne, som blev undersøgt helt ned til artsniveau, så vi, at der inden for en Orden både er forskel på, hvordan enkelte familier reagerer på høst (figur 6.15), og hvordan enkelte arter reagerer. Arbejder man på artsniveau, kan man ydermere finde frem til rødlistede arter. For eksempel har vi observeret en rødlistet art med størst abundans i den nyhøstede rørskov samt en rødlistet art, der udelukkende blev observeret i den 25-år gamle rørskov.

6.5 anbefalinger

Bygholmengen udviser ikke klare miljøgradienter i forhold til fugtighed, salinitet og næring, men udviser i stedet et mere komplekst, mosaikpræget habitat med et varieret terræn (figur 6.6, bilag 7). Det er således også vanskeligt at give en entydig forvaltningsanbefaling, da enkelte virkemidler, eksempelvis tilførsel af vand eller næring, vil påvirke forskellige områder af engen forskelligt.

6.5.1 Græsningens effekt på plantebiodiversitet på Bygholmengen

Få at undgå at Bygholmengen springer i en monokultur af tagrør, anbefales fortsat græsning (figur 6.8) (Bakker m.fl., 1993; Rannap m.fl., 2004). *Det nuværende græsningstryk virker tilpas for at opretholde plantebiodiversiteten*, som er signifikant lavere i de uafgræssede kontrol områder, og er desuden til gavn for rastende og fouragerende gæs (Mandema m.fl., 2014). Uden græsning på strandengen forsvinder plantearterne Kveller (*Salicornia maritima*), Strand-gåsefod (*Suaeda maritima*) og Sandkryb (*Glaux maritima*) (Jensen, 1985). På Bygholmengen findes Kveller kun med meget lav frekvens, og Strand-gåsefod er allerede forsvundet, da engen ikke længere har den naturlige hydrologi for en strandeng.

6.5.2 Vandstand på Bygholmengen

På grundlag af kvælstofniveauet i Lund Fjord Kanal er det i orden, i tørkeperioder, at oversvømme Bygholmengen med moderate vandmængder fra kanalen, jf. tabel 6.3, da det ikke vil bidrage til væsentlig eutrofiering af engen, og dermed forventes det ikke at påvirke plantebiodiversiteten negativt. Dette skyldes, at der på trods af det høje kvælstof indhold i Bygholmengens jord stadig er en positiv korrelation mellem artsrigdommen og næringstilgængeligheden.

Dog, hvis Bygholm skal tilbage til en bedre tilstand som strandeng, bør Bygholmengen ikke oversvømmes med ferskvand fra Lund Fjord kanal, idet ferskvandet risikerer at fortynde den allerede lave salinitet. For at lade Bygholmengen vende tilbage til en god botanisk tilstand som strandeng kan det anbefales at lade engen oversømme med saltvand fra Limfjorden, fx hvert 2. år. Generelt oversvømmes strandenge i Danmark mellem én gang pr. 10 år og 10 gange pr. år (Miljøministeriet, 2009). Hvis man oversvømmer Bygholmengen med saltvand fra Limfjorden, risikerer man dog at saliniteten øges i søerne, hvilket vil være ugunstigt for søernes tilstand.

Det er vanskeligt at anbefale en specifik vandstandskote på Bygholmengen med hensyn til at undgå negativ vandstandspåvirkning af vegetationen. Dette er, fordi Bygholmengen varierer i terræn, hvorved der ved regulering skabes nye områder, hvor den kritiske bundhastighed overskrides. Områder med lave vandstand undergår størst sedimenttransport af blandt andet organisk materiale i O-horisonten, hvorfor forudsætninger for vegetation kan forringes. Områder med høj vintervandstand vil således have ringe muligheder for fremgang i vegetationsdække, da dette er negativt påvirket af høj vintervandstand, og om sommeren kan områderne udsættes for højere bundhastighed. Hvis Forvalter og Naturrådet tilknyttet Vejlerne er meget bekymret for at miste mere vegetation på Bygholmengen grundet høj vintervandstand og den medfølgende erosion, er det en mulighed, at opsætte afskærmninger mod vind, eksempelvis i form af mindre læ-skabende volde. Dette er på baggrund af, at vindstød på op til 29 m/s kan forekomme på Bygholmengen (Danmarks Meteorologiske Institut, 2019). En kraftig forøgelse af vindhastighed medfører et øget areal, hvor vandets bundhastigheder overskrider den kritiske hastighed for erosion, hvilket kan forringe forudsætninger for vegetation i områder med højere sårbarhed. Det anbefales derfor at opsætte eventuelle afskærmninger på tværs af de hyppigste vindretninger fra henholdsvis sydvest, vest og øst ved områder med højere sårbarhed for at bryde længden af frit stræk. Således kan engen klimasikres mod yderligere sedimenttransport, der kan forringe vegetationsdækket yderligere i områder med høj sårbarhed. Ydermere bør det kvantificeres, hvorvidt bølger og bølgeinducerede strømninger i samspil kan forøge sedimenttransport, da dette kan have endnu større indvirkning på vegetationsdækket (Dahl m.fl., 2018).

6.5.3 Rørhøst

Rørhøst, rørslåning og rørskovens alder er alle faktorer, der påvirker diversiteten og strukturen af rørskoven. Vi anbefaler at opretholde en forvaltning af rørskoven, der giver områder med forskellige behandlingsaldrer, samt at benytte både rørhøst og rørslåning for at kreere en forskelligartet struktur af rørskoven.

Hvert af de undersøgte rørskovsområder indeholdt unikke plantearter, mens kun en tredjedel af alle plantearter blev fundet på tværs af alle undersøgte områder. Det betyder, at man med stor sandsynlighed vil miste arter, hvis man enten ophører med at forvalte rørskoven med høst/slåning, hvis man høster de samme områder hvert år (således at der ikke skabes rørskove i forskellige aldre), eller hvis man forvalter hele rørskoven. Således vil den højest mulige plantediversitet kunne opretholdes i rørskoven med den bedst mulige habitat-heterogenitet, hvilket forvaltningsmæssigt kan opnås ved at høste/slå forskellige områder med års mellemrum og samtidig efterlade andre områder urørte.

I forhold til rørskovens invertebrater viser analyserne tydeligt, at forvaltningsstrategien påvirker biomassen af invertebrater både i fald- og flyvefælder, således at rørhøst øger biomassen af både flyvende og overfladelevende invertebrater. På ordens niveau er der forskel mellem ordner i deres respons på forvaltning. Rørhøst og rørskovens alder påvirker også sammensætningen af de hvirvelløse dyr, og forskellige grupper af hvirvelløse dyr trives i hver rørskovsalder. Det vil sige, at nogle ordner responderer positivt og andre negativt i forhold til deres antal på rørhøst og alderen på rørskoven. Dermed vil man få den højest mulige diversitet ved at bevare rørskove i forskellige aldre, da flest mulige grupper af hvirvelløse dyr tilgodeses. Det vil også tilgodeses

både den rødlistede Dyndløber, der foretrækker nyligt forvaltede områder, og Brillevandkalven, der kun blev fundet i den gamle rørskov.

Samlet set vil en mosaik af rørskov i forskellige aldre skabe en større diversitet i det store perspektiv og tilgodesee flest mulige plantearter og invertebratgrupper; det vil skabe områder med en større biomasse af insekter, og det vil bevare den højere Shannon diversitet af overfladelevende invertebrater i de urørte områder. Herved opnås også et mere varieret fødegrundlag for fuglene i området.

Opsamling på anbefalinger for eng og rørskov

- Det nuværende græsningstryk virker tilpas i forhold til at opretholde plantebiodiversiteten.
- På grundlag af kvælstofniveauet i Lund Fjord Kanal er det i orden, i tørkeperioder, at tilføre Bygholmengen moderate vandmængder fra kanalen.
- Hvis Bygholm skal tilbage til en bedre tilstand som strandeng bør Bygholmengen ikke oversvømmes med ferskvand fra Lund Fjord Kanal.
- Ønskes det at lade Bygholmengen vende tilbage til en god botanisk tilstand som strandeng, kan det anbefales at lade engen oversvømme med saltvand fra Limfjorden. Herved kan man dog risikere, at saliniteten øges i søerne, hvilket vil være ugunstigt for søernes tilstand.
- Af hensyn til at reducere erosion og sedimenttransport kan det anbefales at etablere læ-skabende foranstaltninger i form af højere vegetationsvækst (læbælter) eller mindre volde på tværs af de hyppigste vindretninger fra henholdsvis sydvest, vest og øst ved områder med højere sårbarhed for at bryde længden af frit stræk.
- Det anbefales at opretholde den nuværende forvaltning og dermed forskellige strukturer i rørskoven. Samlet set giver en mosaik af rørskov i forskellige aldre en større diversitet i det store perspektiv og tilgodeser flest mulige plantearter og invertebratgrupper

7 Fugle

7.1 Vejlerne på fuglenes verdenskort

Jørgen Peter Kjeldsen indleder forordet til sin monografi om Vejlernes ynglefugle (Kjeldsen, 2008) med at beskrive, hvordan området har været kendt som en fuglelokalitet af en ganske særlig kaliber, siden Arthur Christiansen beskrev det i tekst og billeder (Christiansen, 1938). Denne første beskrivelse var noget malerisk i ordvalget, men noget mere begrænset i det faktuelle indhold. Det er der blevet rettet meget op på siden da, og for ynglefuglenes vedkommende i særlig grad med netop Kjeldsens arbejde. Vores viden om fuglenes forekomst i Vejlerne blev i løbet af 1960'erne og 1970'erne gradvist forbedret, men særligt med etableringen af den daværende Fredningsstyrelses feltstation på Vejlerne i 1978 blev overvågningen af fuglene systematiseret. Feltstationen var aktiv fra 1978 til 2003, hvor den blev lukket på grund af nedskæringer i de statslige midler til naturovervågningen. Takket være årlige bevilninger fra Aage V. Jensens Naturfond samt det statslige NOVANA-program er det dog siden 2007 lykkedes at opretholde et overvågningsprogram for udvalgte arter af ynglende fugle samt regelmæssige tællinger af de rastende vandfuglearter (se fx Nielsen og Clausen, 2021), så Vejlerne i dag stadig er en af Danmarks bedst overvågede fuglelokaliteter.

Ser man på ynglefuglene, så er Vejlerne, for adskillige arter tilknyttet enge og rørsumpe, en af Danmarks absolut vigtigste fuglelokaliteter. En gennemgang af kortmaterialet i *"Fuglenes Danmark"* (Grell, 1998), der sammenfattede resultaterne af Dansk Ornitologisk Forenings lokalitetsregistrering 1993-1996, viser gang på gang, at Vejlerne har særligt store forekomster af de ynglende arter, hvor området dengang var det eneste yngleområde for Dværgmåge, Danmarks vigtigste yngleområde for Rørdrum, Rørhøg og Plettet Rørvagtel samt et af de vigtigste for Sortterne. Området var for de truede engfuglearter Brushane, Engryle og Stor Kobbersnepe også blandt de vigtigste, sammen med Tipperne og Værnengene ved Ringkøbing Fjord, Tøndermarsken og Saltholm. Det er en situation der, bedømt ud fra NOVANA-rapporterne (fx Nielsen m.fl., 2019; Holm m.fl., 2021) og den nye Atlas III-undersøgelse (Vikstrøm og Moshøj, 2020), ikke er ændret på siden da.

For trækfuglenes vedkommende er Vejlerne også et område, der gang på gang springer i øjnene, når man ser på Danmarkskortene med landsudbredelsen for vandfugle i NOVANA-rapporterne (fx Nielsen m.fl., 2019; Holm m.fl., 2021).

Områdets store betydning for fuglene ikke alene i Danmark, men også på fuglenes verdenskort, bliver særlig tydelig, hvis man slår op i afsnittene om Vejlernes to fuglebeskyttelsesområder i rapporten *"Trækfuglebestande i de danske fuglebeskyttelsesområder, 2004 til 2017"* (Clausen m.fl., 2019). Her fremhæves forekomster, der i årene 2004-2017 overstiger internationale og nationale 1 %-bestandskriterier. Dette gælder særligt De Østlige Vejler (fuglebeskyttelsesområde nr. 13), som for en lang række arter har årlige sådanne forekomster, men De Vestlige Vejler (fuglebeskyttelsesområde nr. 20) har også mange og næsten årlige forekomster over de internationale og nationale 1 %-bestandskriterier for flere arter. I rapporten summeres årlige maksima af de optalte vandfuglearter, og heraf fremgår det, at De Østlige Vejler, med en middelforekomst på 49.000 vandfugle (interval 25.000-78.000), og De Vestlige Vejler,

med 34.000 vandfugle (interval 29.000-47.000), er blandt sværvægterne, også for trækfuglene i Danmark.

Vejlernes betydning i en international kontekst understreges af fuglebeskyttelsesområdernes gældende udpegningsgrundlag. For De Østlige Vejler omfatter det i alt 24 fuglearter. Området er udpeget for 11 yngle- og 15 trækfuglearter, da enkelte arter både er noteret som yngle- og trækfugle i betydende antal (Miljøstyrelsen, 2012). For De Vestlige Vejler består udpegningsgrundlaget af 21 arter, fordelt på 11 yngle- og 10 trækfuglearter (Miljøstyrelsen, 2012).

De mange udpegningsarter understreger områdets internationale beskyttelsesværdi, og Veglernes placering blandt de vigtigste fuglebeskyttelsesområder i Danmark, hvor kun fem andre områder i Jylland (nr. 57 Vadehavet; nr. 60 Tøndermarsken; nr. 43 Ringkøbing Fjord; nr. 38 Nisum Fjord samt nr. 1 Ulvedybet og Nibe Bredning) og to på øerne (nr. 71 Sydfynske Øhav samt nr. 89 Præstø Fjord, Ulvshale, Nyord og Jungshoved Nor) har udpegningsgrundlag, der omfatter sammenlignelige antal.

Fuglene, der forekommer i området, udnytter, for flere arters vedkommende og i vekslende antal, både de to Vejler-områder og de omkringliggende fuglebeskyttelsesområder i Lønnerup Fjord (nr. 19), Løgstør Bredning (nr. 12) og Aggersborg (nr. 8). Disse fem fuglebeskyttelsesområder indgår i et samlet Ramsarområde nr. 6 og Habitatområde nr. 16. Flere arter, der ses i store antal i Vejlerne, især de gulnæbbede svaner, gæs og Trane, benytter også det omkringliggende landsbrugsland til fouragering, men overnatter i Vejlerne.

Aktuelt er udpegningsgrundlagene for fuglebeskyttelsesområderne i Danmark under revision, og forslag til nye udpegningsgrundlag har været sendt i høring, men det endelige resultat af denne proces og det opdaterede udpegningsgrundlag er endnu ikke offentliggjort. Natura 2000-basisanalysen for perioden fra 2022-2027 for området indeholder dog indikationer for, hvor udpegningsgrundlagene bevæger sig hen (Miljøstyrelsen, 2020). I tabel 7.1 er det gældende og sandsynligvis kommende udpegningsgrundlag for De Østlige Vejler sammenstillet. Heraf fremgår det, at antallet af udpegninger forventes opretholdt, mens enkelte arter skiftes ud. Det foreslåede udpegningsgrundlag for De Østlige Vejler indeholder således 25 arter, hvor fem er nye og fire er fjernet. I tabellen er arterne omtrentligt opstillet i en rækkefølge, der tager udgangspunkt i arternes levesteder i Vejlerne, som vil være omdrejningspunktet for den efterfølgende gennemgang af arter, levesteder og forvaltning.

For langt de fleste af arterne i udpegningsgrundlaget er bestandene af såvel yngle- som trækfugle stabile eller stigende, men enkelte er i tilbagegang, hvilket vil blive omtalt nedenfor. Sagt med andre ord, så er der for langt de fleste arter tale om en gunstig udvikling i Vejlerne, hvilket indikerer, at der er implementeret en god forvaltning af arterne, lokalt (hvis arternes status kun er gunstig i Vejlerne) eller generelt (hvis arternes status for hele trækvejsbestanden, er gunstig).

Tabel 7.1. Udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområde nr. 13 De Østlige Vejler. (Y) og (T) angiver, om arten er på udpegningsgrundlaget som enten yngle- eller trækfugl. Udpegningsgrundlaget er under revision, idet arter uden en markering og med hvid baggrund indgår i det gældende og forventes bevaret i det reviderede grundlag. Arter markeret med * og lysegrøn baggrund forventes tilføjet det reviderede grundlag, mens arter markeret med # og sandfarvet baggrund indgår i det gældende grundlag fra 2012 (Miljøstyrelsen, 2012), men jf. høringsmaterialet formodes fjernet fra udpegningsgrundlaget (Miljøstyrelsen, 2019). Disse ændringer er også medtaget i Natura 2000-basisanalysen for perioden fra 2022-2027 for området (Miljøstyrelsen, 2020). Arternes primære levesteder i og omkring Vejlerne er angivet. I kolonnen Bilag 1 angiver et x, om arten er anført på fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag 1.

Art	Bilag 1	Agerjord	Eng	Rørsump	Sø	Randområde
Pomeransfugl (T) #	x	x				
Kortnæbbet Gås (T)		x	x			
Bramgås (T) *	x	x	x			
Sædgås (T) #		x	x			
Grågås (T)		x	x	x		
Sangsvane (T)	x	x			x	
Klyde (TY)	x		x			
Hjejle (T)	x		x			
Almindelig Ryle (Y)	x		x			
Brushane (Y)	x		x			
Stor Kobbersneppe (Y) *			x			
Havterne (Y)	x		x			x
Vandrefalk (T) #	x		x			
Rørhøg (Y)	x		x	x		
Blå kærhøg (T)	x		x	x		
Trane (Y)	x	x	x	x		
Skeand (T) *			x		x	
Pibeand (T)			x		x	
Krikand (T)			x		x	
Knarand (T) *					x	
Pibesvane (T)	X	x			x	
Plettet Rørvagt (Y)	x			x		
Skestork (T)	x			x	x	
Rørdrum (Y)	x			x	x	
Dværgmåge (Y)	x			x	x	
Fjordterne (Y)	x				x	
Sortterne (Y)	x			x	x	
Fiskeørn (T) #	x				x	
Blåhals (Y) *	x			x		x

Boks 5. Metoder for fugleundersøgelserne i De Østlige Vejler

Fugletællinger: De nedenfor beskrevne udviklinger i udvalgte fuglearters antal og fordelinger tager udgangspunkt i de mange års fugletællinger fra Vejlerne.

Fra Vejlerne foreligger der systematiske tællinger af yngle- såvel som rastefugle fra 1978-2003 (Vejlernes Økologiske Feltstation) samt fra 2005-2020 (ynglefugle) og 2007-2020 (rastefugle). I de mellemliggende år er der kun foretaget enkelte tællinger i NOVANA-programmets artsovervågning.

Her skal der ikke redegøres yderligere for de benyttede overvågningsmetoder, men henvises til Kjeldsen (2008), der giver en meget grundig gennemgang af metoderne benyttet til overvågning af ynglefuglene. Nielsen og Clausen (2019a) beskriver overvågningsmetoder for rastefuglene, der kort fortalt består af land-baserede totaltællinger af rastende vandfugle, der i De Østlige Vejler er fordelt på de forskellige søer, Bygholm Nord og Bygholmengen samt arealet langs Lund Fjord Kanal. I feltstationsperioden blev der de fleste år foretaget mindst en totaltælling for hver 5-dagesperiode året rundt. I det nuværende program foretages en månedlig totaltælling i januar-maj samt august-december, i denne projektperiode også i juni-juli.

I dette projekt er alle databaser fra feltstationsperioden lagt sammen med data fra den overvågning, der siden 2007 er foregået i medfør af NOVANA samt en samarbejdsaftale mellem Aage V. Jensen Fonde og Aarhus Universitet.

Metodebeskrivelse for beregning af oversvømmet areal på Bygholmengen:

Til beregning af oversvømmede arealer og omkredsen af de oversvømmede arealer (perimeter) blev der hentet en højdemodel fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering. Højdemodellen består af et grid af terrænkoter med reference i DVR90 med en opløsning på 0,4 meter og er baseret på en opmåling foretaget med laserscanning fra fly i perioden 2014-2015. Højdemodellen blev indlæst i GIS-programmet QGIS (QGIS.org, 2021. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>), hvori den videre beregning foregik. Til beregning af oversvømmet areal med en vandspejlskote på 10 cm er valgt alle terrænkoter i højdemodellen, der er mindre end eller lig med 10 cm. Derefter er areal og perimeter omkring de enkelte oversvømmede områder beregnet og summeret for hele Bygholmengen. Beregningerne er gentaget for vandspejlskoter mellem -25 cm og +10 cm med et interval på 1 cm.

Metodebeskrivelse for beregning af vandflade på Bygholm Nord:

Beregning af vanddækkede arealer i Bygholm Nord er baseret på flybaserede ortofotos fra Styrelsen for Data og Effektivisering (SDFE). Der er hentet billeder af Bygholm Nord for årene 1999, 2009 og 2019. Årgangene varierer en smule i forhold til tidspunkt for optagelse på året samt billedopløsning. Luftfoto fra 1999 og 2010 er begge taget efter løvspring (begyndelsen af maj, da der ses blomstrende rapsmarker), mens luftfoto fra 2019 er taget før løvspring. Fotos fra 1999 er med en pixelstørrelse på 40 cm, fra 2010 på 16 cm og fra 2019 på 12,5 cm.

Foruden de almindelige tre farver (rød, grøn, blå), har luftfoto fra 2019 og 2010 et ekstra farvebånd i form af nærinfrarød, der dækker lysbølger i intervallet 750-1400 nm. Næsten alt infrarødt lys absorberes af vand, hvilket gør dette farvebånd ideelt til at identificere vandflader, pga. fravær af nærinfrarødt lys. Der kan dog i nogle situationer i forbindelse med vandmættet vegetation, såsom brinkvegetation, være et problem at identificere vandflader alene baseret på nærinfrarødt lys.

For luftfoto for 2019 er der udregnet et indeks, Normalized Difference Water Index (NDWI) (McFeeters 1996) baseret på følgende formel:

$$NDWI = \frac{(grøn - nærinfrarød)}{(grøn + nærinfrarød)}$$

Da den grønne og nærinfrarøde farveværdi indsæt i ovenstående formel begge varierer mellem 0 og 255, giver beregningen en NDWI-værdi i intervallet (-1 og +1). Efterfølgende er det vurderet ud fra en markant ændring i pixel-værdier i åbenlyse randzoner mellem vandflade og rørsump på ortofotos, at værdier over 0,16 repræsenterer vandfladen.

For luftfoto fra 2010 som har nærinfrarøde værdier, men som var taget efter løvspring, var der en tydelig adskillelse mellem åbenlyse overgange fra vandflade til rørsump på ortofotos alene ved hjælp af de nærinfrarøde værdier, hvor en nærinfrarød pixelværdi under 80 repræsenterer vandfladen.

For 1999, som ikke har nærinfrarøde pixelværdier, er der undersøgt forskellige beregninger af et indeks ud fra de røde, grønne og blå pixelværdier mhp. at identificere et indeks, der viser den mest tydelige adskillelse mellem åbenlyse vandflader og rørskove på ortofotos.

For luftfoto fra 1999 er den tydeligste adskillelse fundet med et indeks beregnet ud fra følgende formel:

$$indeks_{1999} = \log(rød * grøn * blå)$$

7.2 Søernes fugle

Søerne i Vejlerne har et vandfuglesamfund, der er sammensat af mange arter. Mange af arterne bruger primært søerne til dag- eller natrast (se afsnit 7.5 om fuglenes tilførsel af næringsstoffer til De Østlige Vejlers søer og Bygholmen), men fouragerer andre steder, hvorfor deres primære forvaltningsbehov er, at området er uforstyrret, fx ved begrænsning af menneskelig færdsel. Med udfasningen af jagten i hele De Østlige Vejler og fondens regulering af færdslen af fuglekiggere og andre besøgende hen mod udsigtstårne og andre observationsfaciliteter i randen af søerne er dette behov klart opfyldt.

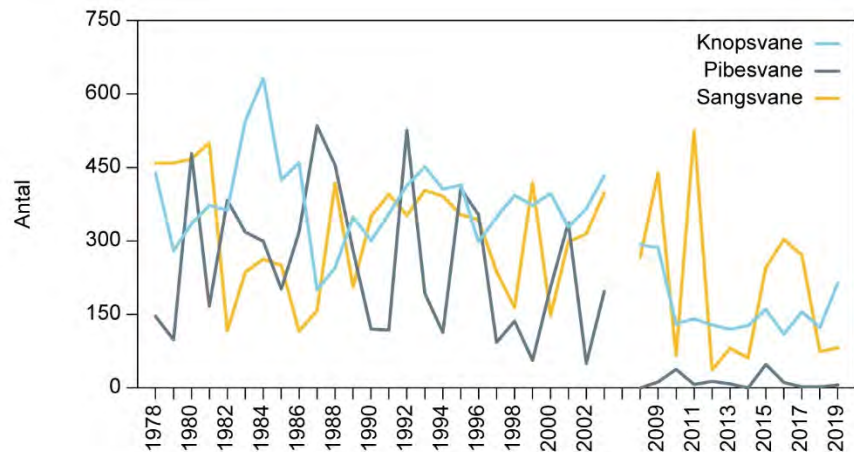
De talrigeste fuglearter i søerne, som er direkte afhængige af søernes kvalitet, er svaner og Blishøne, som fouragerer på vandplanterne. Her er det evident fra fugletællingerne i området, at Knopsvane, Pibesvane og Blishøne er gået markant tilbage i antal (figur 7.1 og 7.2). Pibesvane fouragerer også i stigende omfang på agerjorde, men der er solid evidens i litteraturen for, at de foretrækker Børsteblandet Vandaks eller Kransnålalger, hvis tætheden af planterne er høj nok, og først skifter til agerjordenes alternativer, når der er spist op i søerne (Nolet m.fl., 2001).

Præferencen for planterne i søerne skyldes, at fuglene får et mere positivt energibudget ved fouragering på planterne, fordi de har et forholdsvis højt energiindhold, og fordi svanerne ikke forbruger store mængder energi på at flyve ud i landskabet for at fouragere. Sangsvane, der nu til dags, både i landet som helhed (Laubek, 1995) og lokalt i Vejlerne, primært raster på søerne, men fouragerer på agerjordene i omegnen, ankommer formentlig så sent, at planterne i søerne er spist op.

Den markante og næsten samtidige nedgang i antal af Knopsvane, Pibesvane og Blishøne indikerer, at forklaringen sandsynligvis er et manglende fødegrundlag i de senere år. De store udsving i Blishønes antal i 1978-2003 afspejler til dels kolde vintre, som er kendt for at forårsage store nedgange i bestanden af Blishøne. Det samme ses i de nationale tal (Holm m.fl., 2021). Fraværet

af Blishøne de senere år, på trods af flere milde vintre, kan dog næppe forklares med andet end fødeknaphed, måske suppleret med øget prædation fra den stigende bestand af Havørn i området.

Figur 7.1. Årlige maksima af rastende svaner optalt i De Østlige Vejler 1978-2019. Der mangler tællinger fra årene 2004-2007.



Det er veldokumenteret fra flere andre lokaliteter i Danmark, at nedgange i antal af Knopsvane, Pibesvane og Blishøne skyldes eutrofieringsbetingede reduktioner i udbredelsen af bundplanter. Det er påvist i Ringkøbing Fjord (Meltøfte og Clausen, 2011), Nissum Fjord (Clausen og Holm, 2011) og for Knopsvane og Blishøne også i Nibe-Gjøl Bredninger, Mariager Fjord og Odense Fjord (Clausen m.fl., 2014). Det er også evident, at retablering af planteudbredelsen bevirker, at fuglene vender tilbage, ofte med en forsinkelse på nogle år, hvilket i de senere år er set i Nibe-Gjøl Bredninger (Balsby m.fl., 2017) og Ringkøbing Fjord (Clausen m.fl., 2017). Lignende eksempler er kendt fra de hollandske "Randmeeren" ved IJsselmeer (Noordhuis m.fl., 2002).

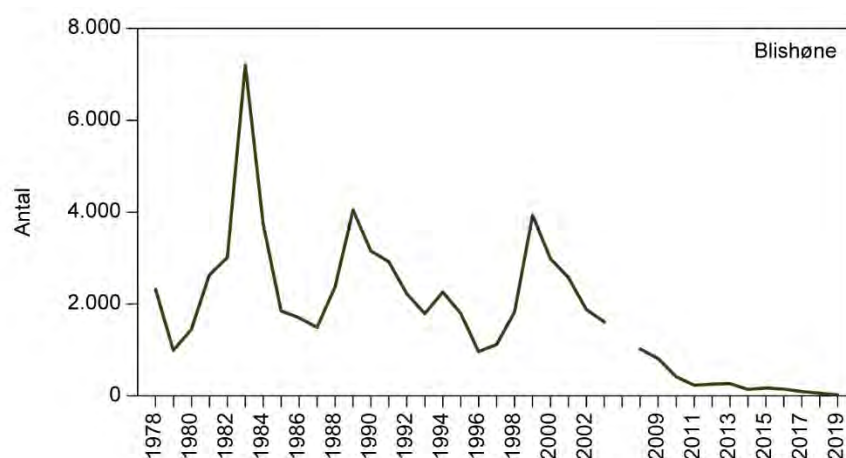
Flere studier har vist, at de herbivore arter kun kan udnytte bundplanterne, hvis biomassetætheden er høj nok til, at den kan dække deres daglige energibehov. Det er således velbegrundet, at det skulle være mangel på føde, der kan forklare tilbagegangen i de herbivore vandfugles antal. Det er desuden velbeskrevet i litteraturen, at flere arter af herbivore vandfugle forlader bundvegetationen, når biomassen falder under et vist niveau. Det skyldes, at fuglene ved lavere plantetætheder bruger mere energi på at fouragere og flytte sig rundt end den mængde energi, de får ind ved fourageringen. Det bevirker, at de får et nettoenergitab, hvorfor de vælger at skifte habitat eller trække bort. Man taler om 'giving-up thresholds'.

En tommelfingerregel, som er baseret på de studier, der foreligger af Pibesvane, Knortegæs og Pibeænder (Madsen, 1988; Percival og Evans 1997; Clausen, 2000; Nolet m.fl., 2002) er, at dette habitatskifte sker ved biomassetætheder under 5-10 g pr. m² eller 10-20 % bunddække. Af kapitel 5 fremgår det, at bunddækket af vandplanter i Selbjerg Vejle er reduceret fra 40 % i 2000 til 15 % i 2017 og i Glombak fra 25 % til 19 % i de samme år, mens Lund Fjord i begge år har haft et bunddække på 22 %.

Dette vil sige, at alle tre store søer i De Østlige Vejler i dag nærmer sig de tætheder af bundplanter, som gør, at de vurderes at være utilstrækkelige som fourageringsområder for fuglene. Han Vejle og de undersøgte småsøer i Bygholm Nord har dog stadig en tæthed af planter, der kan udgøre et fødegrundlag, men arealet af disse områder er for småt til at huse tidligere tiders store antal af svaner og Blishøns.

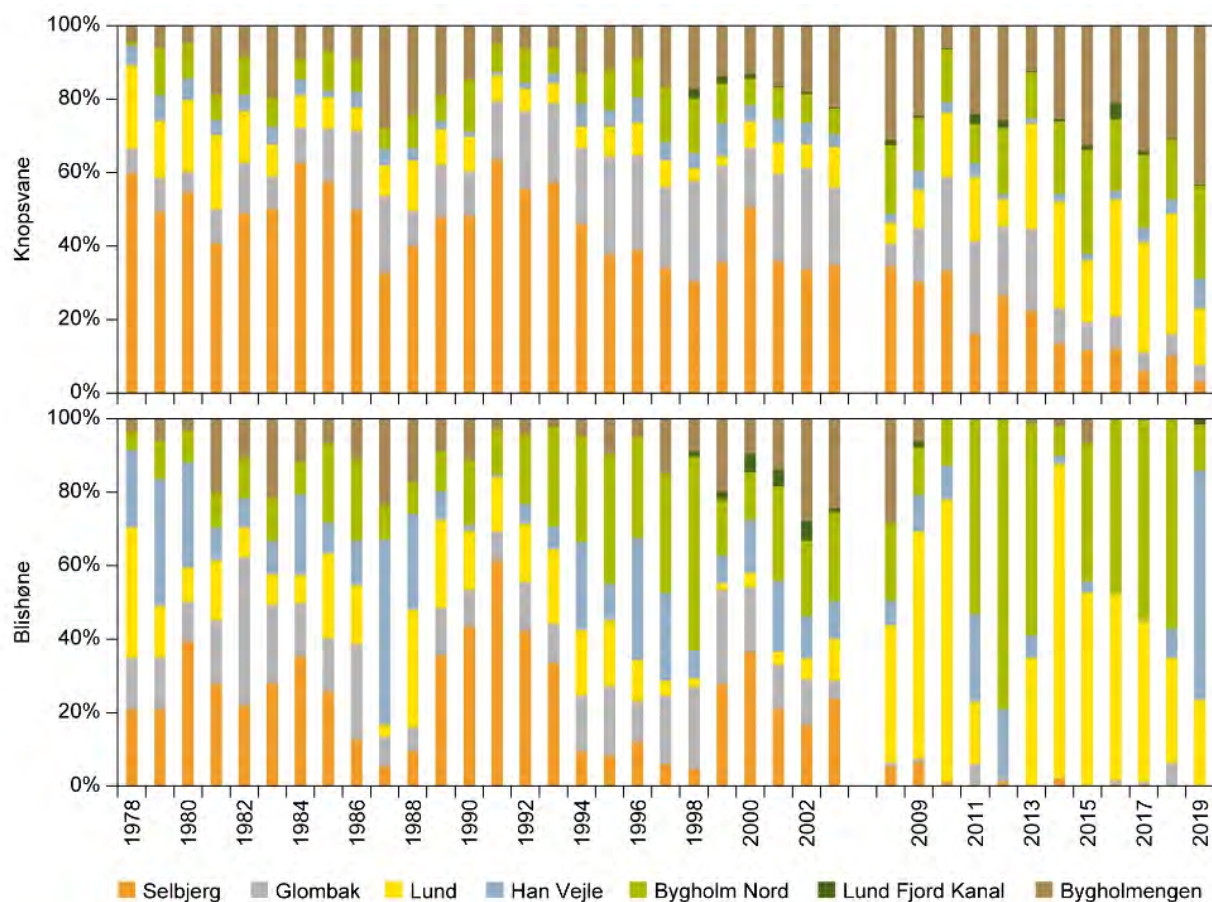
De forringede fourageringsmuligheder for herbivore arter i de store søer forstærkes måske yderligere af, at Akstusindblad ikke er så godt et næringsgrundlag for fuglene som kransnålalgerne og Børstebladet Vandaks, der er veldokumenterede høj kvalitets fødeemner (fx Nolet m.fl., 2001; Holm, 2002). Der er kun få studier af Akstusindblad som fødegrundlag for fugle, men fx er det i Cheseapeake Bay i USA påvist, at de vigtigste fødeemner for Knopsvane er Almindelig Havgræs (mest foretrukne), Børstebladet Vandaks, Hjerterbladet Vandaks, Almindelig Vandkrans, Ålegræs og Akstusindblad *Myriophyllum spicatum* (mindst foretrukne) (Ciaranca m.fl., 1997; Perry m.fl., 2004; Tatu m.fl., 2007). Andre studier viser, at Gråænder, der blev fodret eksperimentelt med Akstusindblad, havde svært ved at dække deres daglige energibehov (McClain, 2017), og at planten selv producerer og har høje indhold af sekundære metabolitter (tanniner og polyfenoler) (Gross, 2000; Bauer m.fl., 2009), som potentielt kan gøre planten mindre fordøjelig eller attraktiv for herbivore vandfugle, men det er ikke påvist.

Figur 7.2. Årlige maksima af rastende Blishøne optalt i De Østlige Vejler 1978-2019. Der mangler tællinger fra årene 2004-2007.



Det ses også, at andelen af Knopsvaner, der opholder sig i Selbjerg Vejle og Glombak, er faldet drastisk fra 1980'erne til i dag (figur 7.3). Dette vil sige, at de færre og tilbageværende svaner i stigende omfang opholder sig i andre dele af De Østlige Vejler end i de to søer, hvor langt de fleste førhen opholdt sig.

Udviklingen for Blishøne er sammenlignelig (figur 7.3), dog med større andele i Glombak og lavere i Selbjerg Vejle, men arten er desuagtet stort set forsvundet fra disse områder, hvilket bedst kan illustreres med observerede antal. I 1980'erne var gennemsnittet af 10 årlige maksima i Selbjerg Vejle 985 fugle og i Glombak 851. Ved de forrige søundersøgelser blev der i 2000 talt op til 1.542 fugle i Selbjerg Vejle og 986 i Glombak. I de senere år er der ved de faste månedlige tællinger set mellem 6 og 12 fugle i Selbjerg Vejle 2016-2020 og 3 i Glombak i 2016 (ikke set siden). I projektet her blev der fra august 2018 til december 2019 foretaget 40 detaljerede kortlægninger af vandfugle i de tre store søer. De resulterede i blot 7 observationer af op til 23 Blishøns i Lund Fjord og 2 observationer af op til 60 fugle i Selbjerg Vejle, men ingen observationer af arten i Glombak. Den markante nedgang i forekomsten af Blishøne er en udvikling, der er sammenlignelig med Tipperne, hvor antallet af Blishøne faldt fra årlige maksima på 10.000 eller flere fugle i 1970'erne til antal under 100 i årene omkring 2000, hvor vegetationen var næsten forsvundet i fjorden (Meltotte og Clausen, 2011).



Figur 7.3. Søjlediagram, der viser %-andelen af observerede Knopsvaner og Blishøns fordelt i syv delområder i De Østlige Vejer 1978-2019. Der mangler tællinger fra årene 2004-2007. Fugle talt i Læssø (St. Bredevand) og Kogleakssøen er medtaget i Bygholm Nord.

7.3 Engenes fugle

Overordnet kan de engtilknyttede fuglearter i De Østlige Vejer, primært Bygholmengen, opdeles i fire grupper: ynglende engfugle, rastende svømmeænder og gæs samt ynglende og/eller rastende rovfugle. Alle grupperne har flere arter på fuglebeskyttelsesområdets udpegningsgrundlag, hvorfor det er nærliggende at overveje, om optimal forvaltning af arternes levesteder er ens eller modsatrettede. I den gældende driftsplan (COWI, 2009) er fokus for Bygholmengen især på optimal forvaltning for de ynglende engfugle.

Engfugle

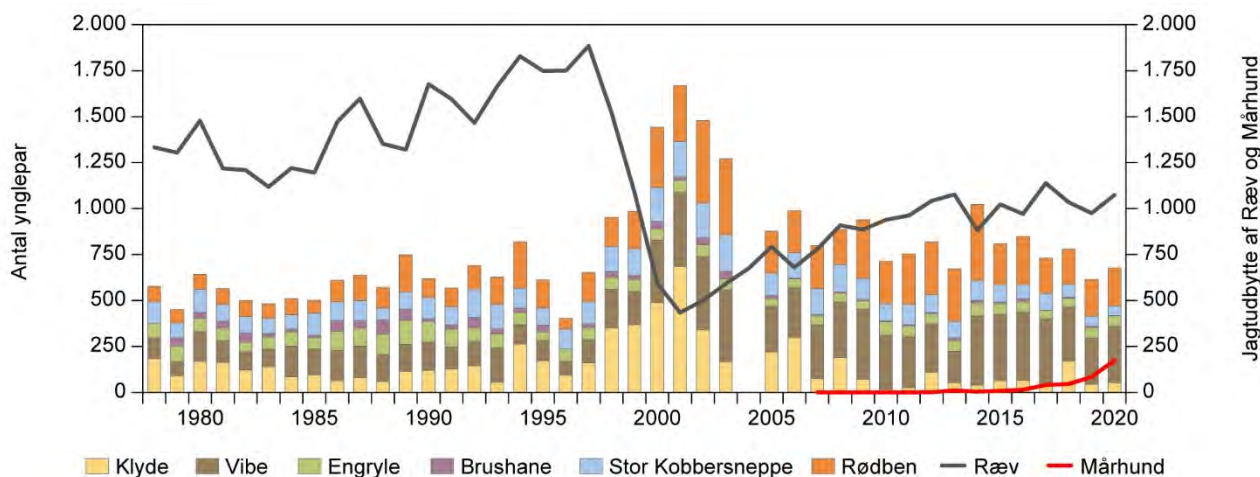
I undersøgelserne, der afrapporteres her, er der ikke foretaget specifikke studier af engfuglene. Det er en artsgruppe, som igennem en længere årrække har været genstand for grundige studier på Tipperne (Thorup, 1998), og erfaringer herfra danner baggrund både for de anbefalinger, som er givet af Kjeldsen (2008) i forhold til optimal forvaltning i Vejlerne, og de anbefalinger, der er indbygget i Forvaltningsplan for truede engfugle, som handler om de tre mest sjældne og truede engfuglearter Engryle, Brushane og Stor Kobbersnepe (Miljøministeriet, 2005). Validiteten af anbefalingerne fra disse områder er sidenhen bekræftet fra detaljerede undersøgelser af faktorer, der påvirker engfuglenes antal og fordelinger i Tøndermarsken (Clausen og Kahlert, 2010; Clausen m.fl., 2016). Undersøgelserne i Tøndermarsken dokumenterede, at prædation har en større rolle for bestandenes størrelse og fordeling, end man førhen har troet. Dette bekræftes også for Vejlerne af Laursen m.fl.

(2018), der med baggrund i data fra Bygholmengen og Tipperne undersøger, i hvilket omfang prædatorer (bestand af Ræv), nedbør (proxy for fugt på enge), temperatur, næringsstoffer, græsset areal og antal af kreaturer kan forklare år-til-år variationer i antallet af ynglende engfugle. De viser, at alle faktorer på nær næringsstofferne påvirker antallet af engfugle, idet antallet af Ræve har den mest negative effekt, mens nedbør og temperatur omvendt har de mest positive effekter på antallet af ynglende engfugle i de to områder. For kreaturerne bidrager græsset areal positivt, men høje antal kreaturer negativt på antallet.

At bestanden af Ræv betyder noget for ynglebestanden af engfugle på Bygholmengen, er illustreret i figur 7.4, hvor det ses, at det samlede engfuglesamfund responderede positivt på en markant nedgang i antallet af Ræv forårsaget af skab, men at ynglebestanden atter er faldet, efter at Rævene begynder at tage til i antal. Endvidere er indvandring af Mårhund en ny prædator i Vejlerne.

For engfuglene er anbefalingerne derfor de samme som for forvaltningen i Tøndermarsken (Clausen m.fl., 2016), der er gengivet i Bilag 15 bag i repporten hér. Det handler om at sikre, at de unger, der stammer fra reder, der ikke præderes eller nedtrampes af kreaturer, efter klækning har adgang til et fødegrundlag. Det har de ikke, hvis engene tørrer ud. Derfor skal man sikre fugtighed på engene.

Der kan så eventuelt suppleres med prædatorbekæmpelse, men det er som i Tøndermarsken lidt af et sisyfosarbejde, fordi nye Ræve og Mårhunde altid vil indvandre fra omegnen, når ledige territorier opstår som følge af regulering. Alternativt kunne man overveje hegning med "rovdysikre" hegn omkring hele Bygholmengen, men det er på grund af områdets størrelse næppe praktisk muligt, da erfaringen fra andre steder er at et sådant hegn kræver meget vedligehold.



Figur 7.4. Udviklingen i ynglebestandene af en række engfuglearter på Bygholmengen fra 1978-2020. På grafen er også plottet jagttudbyttet af Ræv og Mårhund (samlet for Thisted og Jammerbugt kommuner; data fra Clausen m.fl. (2016) opdateret med nyere data fra Vildtudbyttestatistikken).

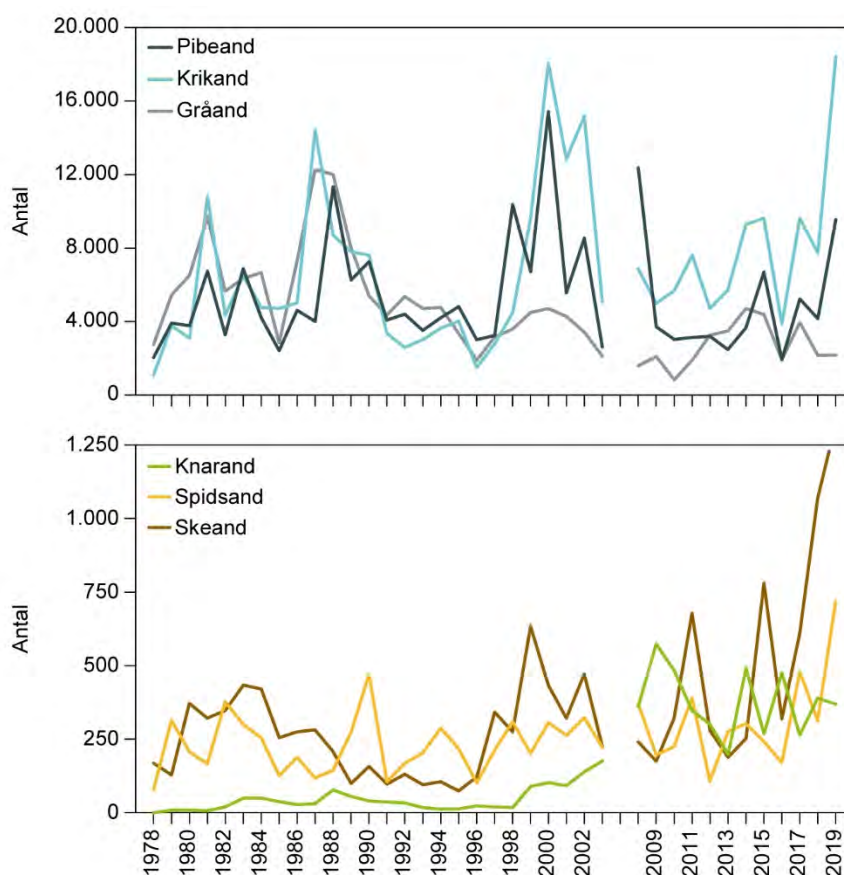
Svømmecænder

Vejlerne har siden 1960'erne været kendt som en betydende rasteplass for svømmecænder (Joensen, 1974), hvor især Krikand og Pibeand hyppigt forekommer i antal, der overstiger 10.000 fugle (figur 7.5). I de senere år er antallet af rastende Knar- og skecænder steget markant (figur 7.5). De forekommer nu

regelmæssigt i antal af international eller national betydning, som gør, at Miljøstyrelsen har foreslået, at de fremover indgår i udpegningsgrundlaget for De Østlige Vejler (jf. tabel 7.1). De største antal af svømmeænder forekommer typisk om efteråret, dog med undtagelse af Gråand, der er talrigest om vinteren. Der er dog også høje antal af svømmeænder nogle forår, og såvel forår som efterår ses store år-til-år variationer i svømmeændernes antal (jf. tabeller og figurer i Nielsen og Clausen, 2019a, 2019b, 2021).

Boertmann og Rigét (2006) viste for år tilbage, at antallet af rastende svømmeænder på Bygholmengen om efteråret især var bestemt af vandstanden. I projektet her har vi genbesøgt deres analyse og udvidet denne til at omfatte forårsmånederne. Analyserne er foretaget for de fire arter som især forekommer på Bygholmengen, Krikand, Pibeand, Skeand og Spidsand.

Figur 7.5. Årlige maksima af rastende svømmeænder optalt i De Østlige Vejler 1978-2019. Der mangler tællinger fra årene 2004-2007.

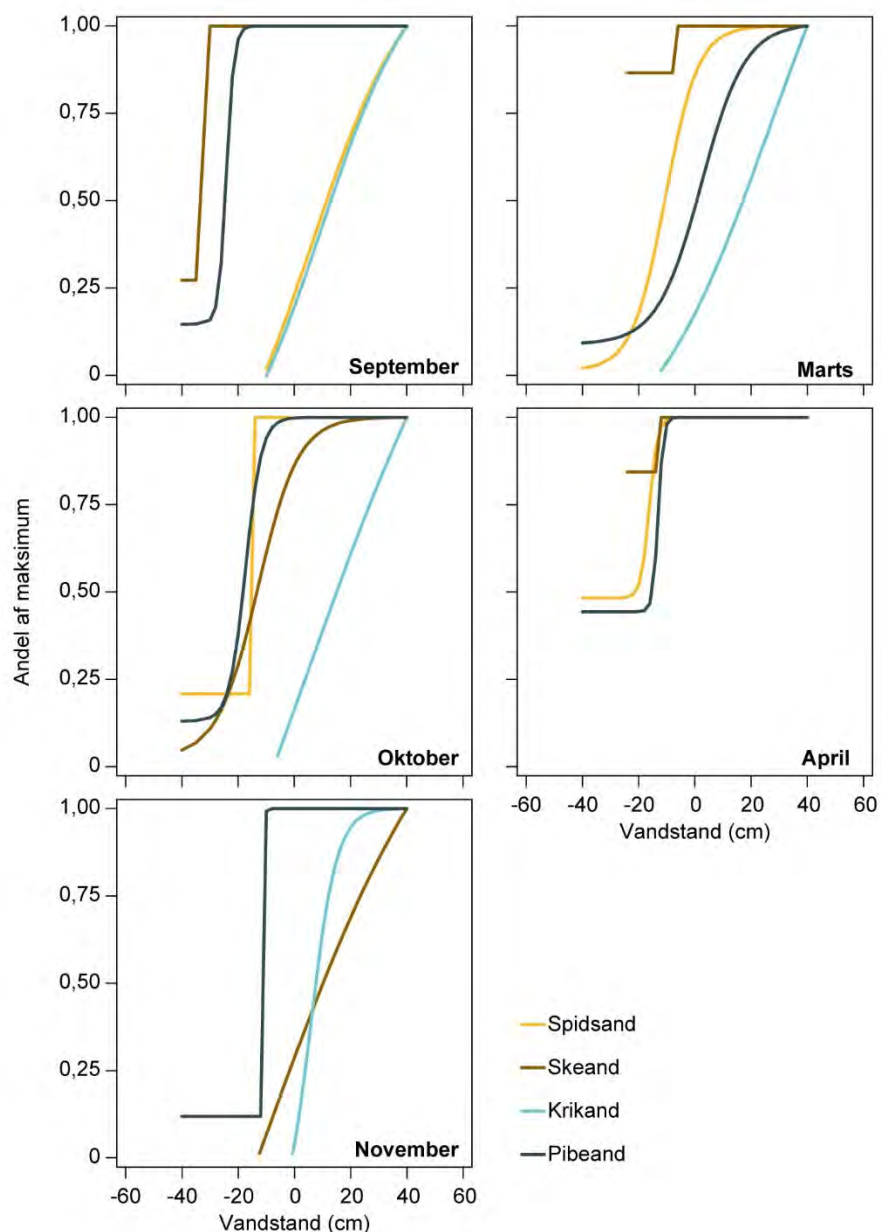


Knarand blev udeladt, fordi de forekommer i størst antal i søerne (se Nielsen og Clausen, 2019a), mens Gråand blev udeladt, fordi en analyse af denne arts forekomst om vinteren også skal tage hensyn til isforholdene i området – et datasæt, vi ikke har.

Resultatet af analyserne er vist i figur 7.6, hvoraf det fremgår, at der for alle arterne sker bratte skift i antal oftest i vandstandsintervallet fra -10 til 0 cm. Ved en analyse af højdemodeldata er det undersøgt, hvad der sker med vandudbredelsen på engen ved dette vandstandsinterval. Analyserne viser at der i vandstandsintervallet fra -10 til 0 cm sker en markant ændring i udbredelsen af vand på engen, fra tørt til vådt. Dette illustreres i figur 7.7, der henholdsvis viser arealet af engen, som er oversvømmet, og perimeteren (længden af

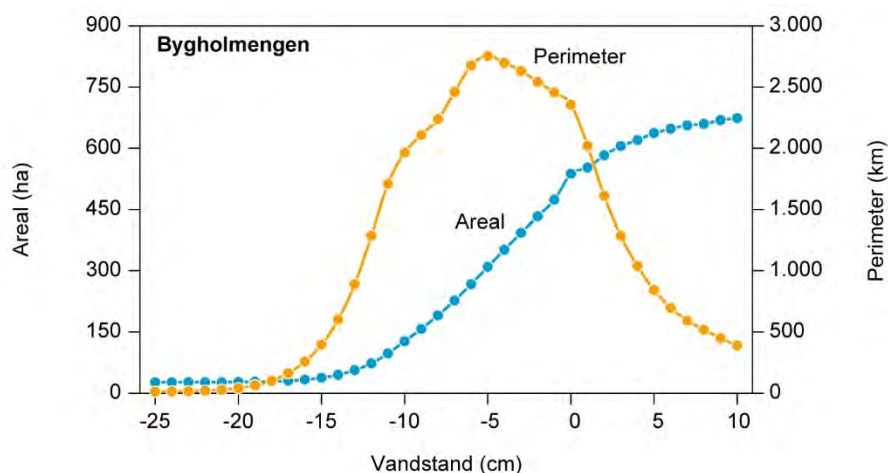
vandkanter på de småsøer, der dannes, efterhånden som vandet stiger i området). Perimeteren falder ved højere vandstande, fordi de små søer smelter sammen til større. Modellen indikerer også, at ved vandstande på -15 cm eller derunder er der ikke meget vådt tilbage – reelt kun søerne langs Bygholmdæmningen (figur 7.7).

Figur 7.6. Sammenhæng mellem vandstand på Bygholmengen og andel af det maksimale antal af fire arter af svømmeænder talt i området i henholdsvis tre efterårsmåneder og to forårsmåneder. Kurverne er enten baseret på logistiske eller lineære regressionsmodeller, afhængigt af hvilken model der giver det bedste fit.



Det vurderes, at svømmeændernes prompte respons i antal på en vandstandsændring på ganske få centimeter skyldes, at de mange små og lavvandede randzoner giver fuglene masser af muligheder for at søge føde ved snadren, men også at vandet giver fuglene en forøget sikkerhed over for prædatorer. Mayhew og Houston (2008) viste, at Pibeænder, der græsser på enge, foretrækker at fouragere tæt på vandkanter, og forfatterne vurderer ud fra fuglenes adfærdsmønstre, at der er tale om en anti-prædator respons.

Figur 7.7. Diagram, der viser henholdsvis arealet af engen, som er oversvømmet, og perimeteren (længden af vandkanter på de søer, der dannes) efterhånden som vandet stiger i området.



Med baggrund i analyserne i figurene 7.6 til 7.8 vurderes det, at den hidtidige praksis med en anbefalet forårvandstand på -19 cm ikke er tilstrækkelig, hvis svømmeænderne skal tilgodeses. Den aktuelt anbefalede vandstand i vinterperioden på -4 cm ligger for flere af arterne på et niveau, hvor den positive antalsmæssige respons fra de efterårsrastende svømmeænder er opnået, dog ikke for Krikand.



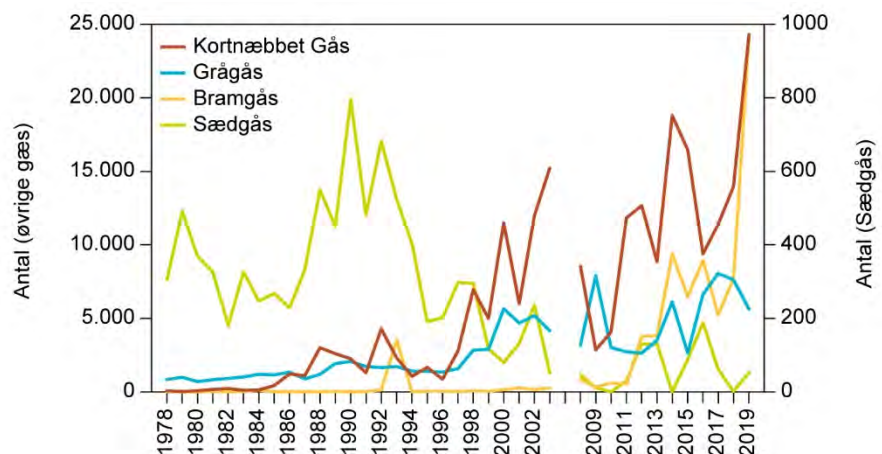
Figur 7.8. Illustration af modelleret vandudbredelse ud fra en højdemodel på Bygholmengen ved vandstande på henholdsvis 0 cm (øverst t.v.), -10 cm (øverst t.h.) og -20 cm (nederst).

Gæs

Vejlerne har siden 1960'erne været kendt som en betydende rasteplass for gæs (Fog, 1971; Madsen, 1986). Udviklingen i Vejlerne er ikke væsentligt anderledes end i andre dele af landet, hvor antallet af Grå- og Bramgås er steget markant siden 1980'erne, mens Sædgås har været i tilbagegang (Holm m.fl., 2021) (figur 7.9). For Kortnæbbet Gås er der ud over vækst i bestanden også tale om en omfordeling i udbredelsen, idet en stadig større andel af bestanden i dag raster i Nordjylland (fx Heldbjerg m.fl., 2019) frem for Vestjylland og det vestlige Sønderjylland, hvor arten stort set udelukkende forekom i 1980'erne (Madsen, 1986). I De Østlige Vejler forekommer de største antal af Bramgæs og Kortnæbbede Gæs på Bygholmengen. Det samme gælder for Grågås, men den er dog lidt mere jævnt fordelt i området. Store andele af gæssene bruger primært området som en sikker og jagtfredet nat- og dagrasteplass, hvorfra de foretager fourageringstogter ud i det omkringliggende landbrugslandskab. Det samme gælder Grågås efterår og vinter, men Vejlerne er derudover Danmarks vigtigste yngleområde og en af de største fældepladser for arten i Danmark (Holm m.fl., 2021).

De stærkt stigende antal af gæs i området har ført til spekulationer om, hvorvidt gæssene tilfører områdets søer øgede mængder af næringsstoffer. Dette er uddybet i afsnit 7.5 nedenfor. Gæssenes fødevalg på Bygholmengen er behandlet i kapitel 8.

Figur 7.9. Årlige maksima af rastende gæs optalt i De Østlige Vejler 1978-2019. Der mangler tællinger fra årene 2004-2007. Det er de fire talrigeste arter, som vises.



Rovfugle

Bygholmengen er et vigtigt fourageringsområde for lokalt ynglende Rørhøge samt rastende Havørne, Vandrefalke, Blå Kærhøge og flere andre arter. De her nævnte arter har alle stabile eller stigende bestande i området (se figurer med bestandsudviklinger i Nielsen og Clausen, 2019a, 2019b, 2021).

Forvaltning af disse arter, som alle er fredede, handler basalt set om at sikre gode fourageringsmuligheder på relevante byttedyr som gnavere og småfugle (kærhøgene) samt ænder og vadefugle (Vandrefalke). Havørn fouragerer især på ænder og vandhøns, men tager også gæs. Derfor begunstiger tiltag, der sikrer høje antal af byttedyrene, samtidigt rovfuglene tilknyttet Bygholmengen.

7.4 Rørsumpenes fugle

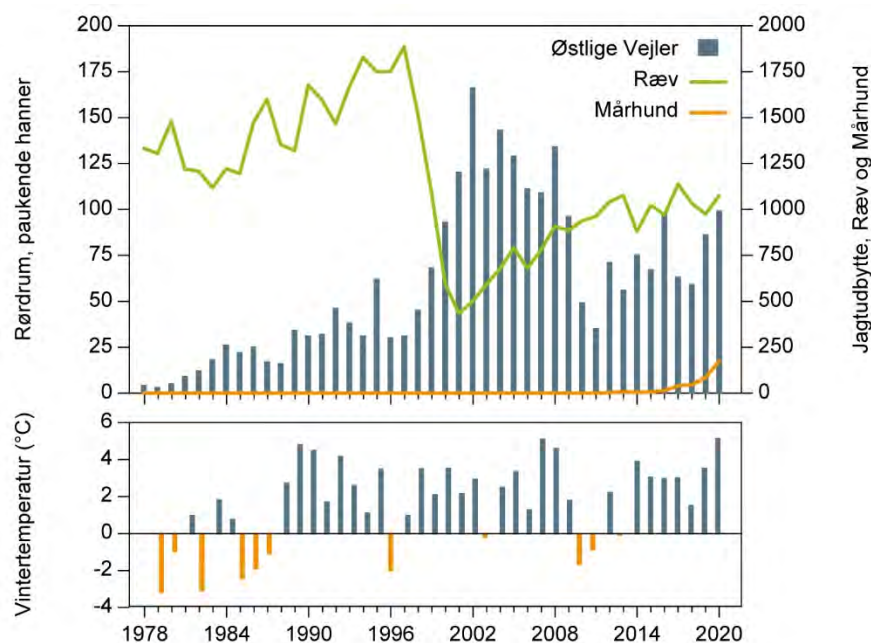
Rørsumpene i Vejerne udgør Danmarks største samlede område med tagrørskove og mere fugtige rørsumpe med fx Dunhammer, og netop derfor er Vejerne så vigtigt et område for fugle tilknyttet disse levesteder. Af tabel 7.1 fremgår det, at ni arter i De Østlige Vejlers udpegningsgrundlag er helt eller delvist tilknyttet rørsumpene. For to af arterne udløser det dog ikke forvaltningsbehov, der er svære at imødekomme. Den ene art er Blå Kærhøg, hvis behov er sikret gennem områdets utilgængelige, centrale dele, hvor der er fred og ro, når de flyver til kollektiv overnatning i småflokke i rørsumpene. Den anden art er Sydlig Blåhals, hvis krav til levestedet lettest kan karakteriseres som et par pilebueske i randen af rørsumpen, der ofte benyttes som sangposte.

Rørdrum

Vejlerne huser Danmarks største ynglebestand af Rørdrum, jf. NOVANA-overvågningen (Nielsen m.fl., 2019) samt DOFs Atlas III, hvor de 117-128 registrerede pakkende hanner i 2019-2020 (Nielsen og Clausen, 2021, upubl.) udgør godt 20 % af den samlede landsbestand på 450-653 par (Vikstrøm og Moshøj, 2020). Andelen, som er registeret i De Østlige Vejer fra 1978-2020, har udgjort i gennemsnit 80 % af den samlede bestand i Vejerne, hvor langt de fleste af de resterende fugle træffes ved Tømmerby Fjord i De Vestlige Vejer.

Det er almindeligt kendt, at Rørdrum er følsom over for kolde vintre, hvilket Kjeldsen (2008) dokumenterer for Vejerne. Samme negative effekter af kolde vintre ses også i andre dele af landet (Grell, 1998; Nielsen m.fl., 2019). Den meget positive udvikling, der er set i Vejerne fra 1978 til i dag, kan derfor i et vist omfang tilskrives den høje hyppighed af isvintre i begyndelsen af overvågningsperioden og fraværet af kolde vintre i de seneste år (figur 7.10).

Figur 7.10. Udviklingen i ynglebestanden af Rørdrum i De Østlige Vejer 1978-2020. På grafen er også plottet jagtudbyttet af Ræv og Mårhund (samlet for Thisted og Jammerbugt kommuner; data fra Clausen m.fl. (2016) opdateret med nyere data fra Vildtudbyttestatistikken). Det nederste diagram viser middel vintertemperaturen (december-februar) i Thisted og Jammerbugt kommuner.

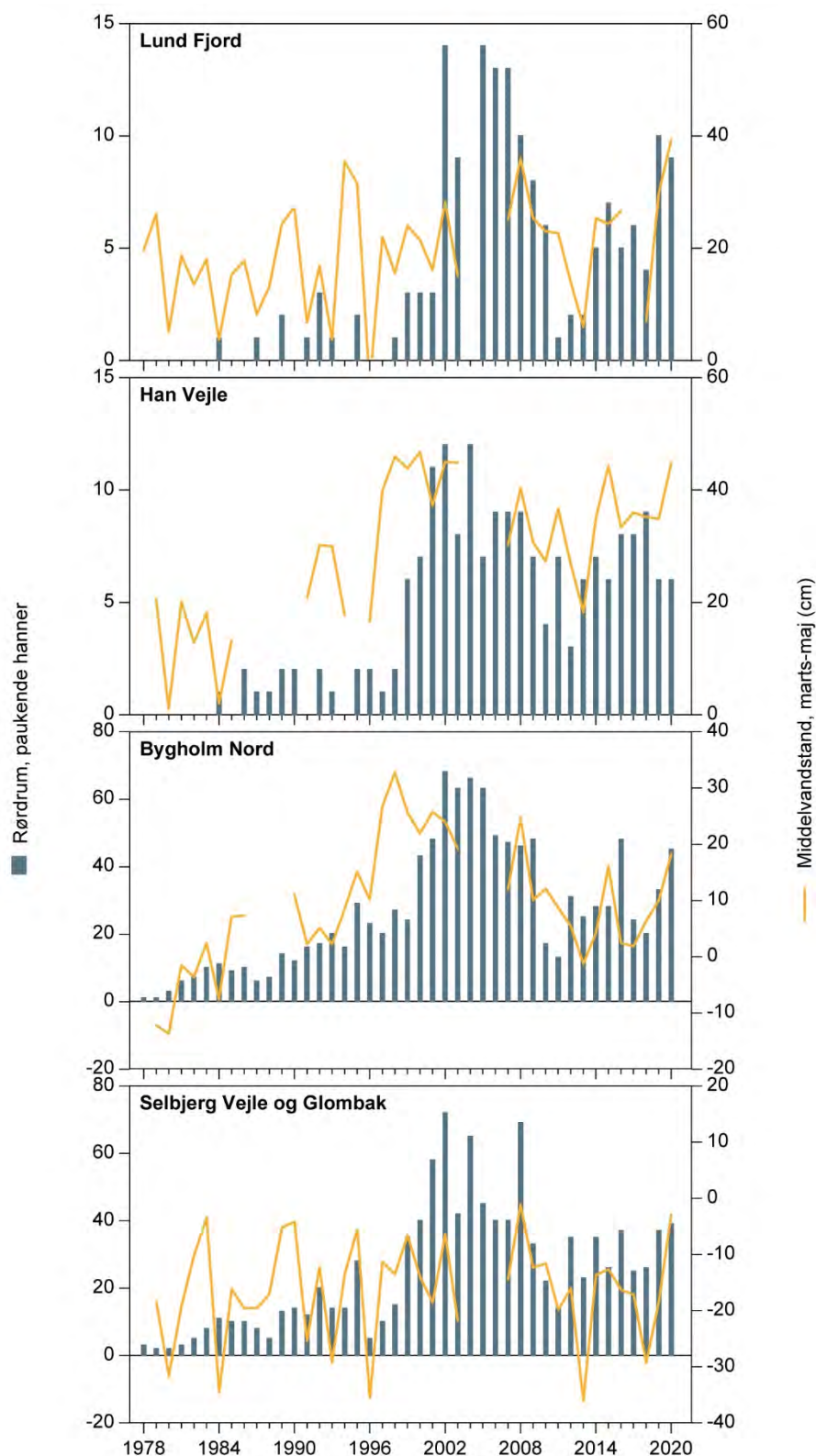


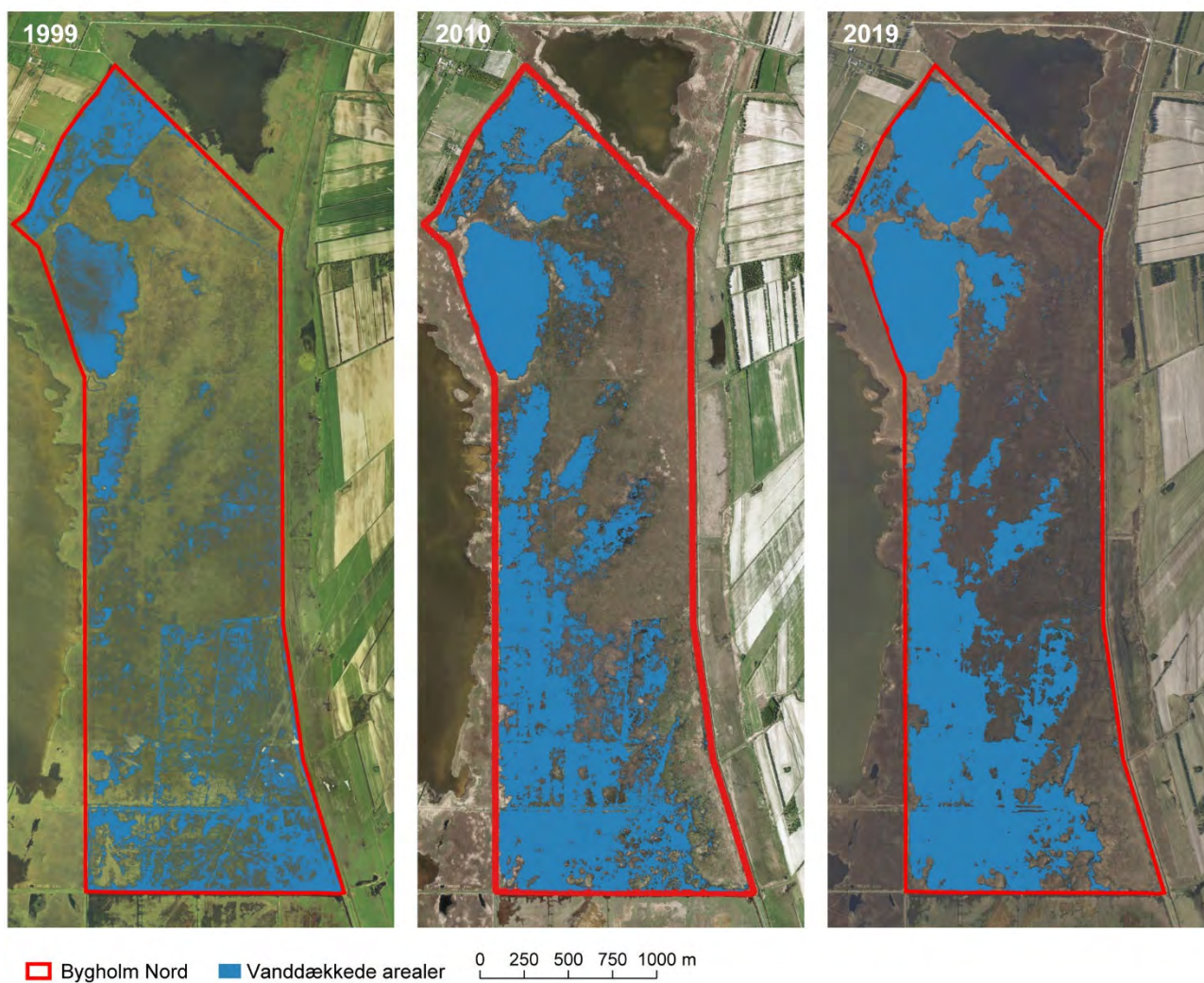
Kjeldsen (2008) dokumenterer også, at forekomsten af Rørdrum i 1978-2003 begunstiges af høje vandstande i rørsumpene i det tidlige forår. Af figur 7.11 fremgår det, at der er en vis sammenhæng mellem antallet af paukende Rørdrummer i Han Vejle og Bygholm Nord, men med en vis forsinkelse, så de høje tal først kommer efter et par år med høje vandstande, som jo i disse områder er opnået ved en aktiv vandstandsforvaltning med etableringen af henholdsvis et stem ved afløbet fra Han Vejle og etableringen af Krapdiget centralt i Bygholm Vejle, jf. kapitel 4. Men denne forholdsvis tydelige effekt af vandstandsforholdene ses ikke ved Lund Fjord, Selbjerg Vejler og Glombak, hvor de højeste antal ses i årene lige efter 2000 (figur 7.11). De høje antal lige efter årtusindskiftet i alle fire bassiner er sammenfaldende med årene med få Ræve og før Mårhund indvandrede (figur 7.10) og mange ynglende engfugle (figur 7.4), hvilket kunne indikere, at også prædation spiller en rolle for Rørdrum. Med andre ord er mange faktorer sandsynligvis bestemmende for antallet af Rørdrum, men samspillet mellem disse er ikke endeligt undersøgt, og en regulær tidsserieanalyse med indbyggede interaktioner mellem de forskellige faktorer, herunder tidsforsinkelser ('lag effects'), vil blive betydeligt styrket ved også at inkludere data fra De Vestlige Vejler samt data om de historisk set meget større rørhøstede arealer.

Endnu en faktor, der kan have bidraget til de senere års fald i antallet af paukende fugle i Bygholm Nord, er nedbrydning af rørskoven. Før etableringen af Krapdiget var store dele af området en forholdsvis tør rørskov, hvor de største søer, Kogleakssøen, Læssø (St. Bredevand) og Gollum, fremstod som veldefinerede vandflader fra rørsumpen. Efter etableringen af diget og vandstandshævningen er der sket en udvikling, hvor især den vestlige del af Bygholm Nord er åbnet op til et område med både større søflader og mange flere små lommer af åbent vand (figur 7.12). Denne analyse af tre årgange af ortofotos viser forandringen i udbredelse af vandflader over en 20-årig periode, men repræsenterer reelt set en 25-årig periode, fordi ortofoto 1995 og 1999 synes at have de samme vandflader.

Forandringen er markant, idet det vanddækkede areal er forøget fra at udgøre omkring $\frac{1}{4}$ til $\frac{1}{2}$ -delen af det samlede areal på bekostning af rørsumparealet (tabel 7.2). Derfor kan det ikke udelukkes, at den nedgang, der er set i De Østlige Vejler i de senere år – og blandt andet i Bygholm Nord – også skyldes tab af egnet redehabitat, da rørdrum yngler i rørsumpe med god vanddække.

Figur 7.11. Udviklingen i ynglebestanden af Rørdrum i fire selvstændige bassiner i De Østlige Vejler 1978-2020. På grafen er også plottet middel-vandstanden (kote DVR90) målt i marts-maj i de fire områder.





Figur 7.12. Udviklingen i vanddækket areal i Bygholm Nord analyseret ud fra ortofotos 1999, 2010 og 2019. Disse er typisk taget i månedsskiftet april-maj, før væksten i rørskovene for alvor er i gang, hvorfor det synligt vanddækkede areal vil være mindre om sommeren.

Tabel 7.2. Vanddækkede arealer om foråret på Bygholm Nord beregnet på baggrund af ortofotos. Det samlede område, der blev undersøgt, er 521,13 ha og ligger inden for de omkransende diger og veje i området.

Årstal	1999	2010	2019
Vanddækket areal (ha)	145,49	221,89	254,64
Rørsump (ha)	375,64	299,24	266,49
% vanddækket	27,9%	45,6%	48,9%
% rørsump	72,1%	54,4%	51,1%

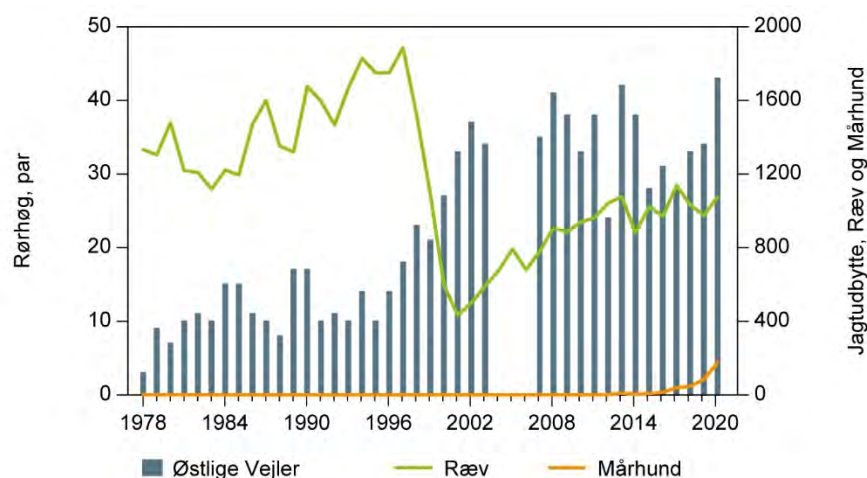
Rørhøg

Vejlerne husede i midten af 1990'erne en af Danmarks største ynglebestande af Rørhøg (Grell, 1998), et forhold, der næppe er forandret i dag. Andre lokaliteter, der den gang husede store bestande, var Tøndermarsken og Maribosøerne, hvor i hvert fald førstnævntes bestand er blevet noget mindre (Clausen og Kahlert, 2010). Med 48-56 par i Vejlerne i 2019-2020 (Nielsen og Clausen 2021, unpubl.) udgør bestanden i Vejlerne 4-5 % af den samlede landsbestand, der blev

estimeret til 1.070 par i forbindelse med den seneste Artikel 12-afrapporteringen til EU (Fredshavn m.fl., 2019). Heraf er i gennemsnit 70 % af bestanden i Vejlerne registreret i De Østlige Vejler fra 1978-2020, og hovedparten af de resterende ynglepar er registreret ved Tømmerby Fjord i De Vestlige Vejler.

For Rørhøg synes der at være en markant effekt af reduktionen i bestanden af Ræv efter udbrud af skab omkring 2000. Bestanden af Rørhøg er mere end fordoblet i forlængelse af sygdomsudbruddet (figur 7.13), og selvom Rævebestanden er på vej tilbage mod niveauet fra før dette, og Mårhund er under indvandring, er der fortsat en stor bestand af Rørhøg, der også kan være begrundet af de introducerede højere vandstande i Han Vejle og Bygholm Nord, hvor de største fremgange i bestanden er set (figur 7.14). Som for Rørdrum vil en samlet tidsserieanalyse, der medtager De Vestlige Vejler, formentlig kunne udrede samspillet mellem vandstands- og prædationsforhold.

Figur 7.13. Udviklingen i ynglebestanden af Rørhøg i De Østlige Vejler 1978-2020. På grafen er også plottet jagtudbyttet af Ræv og Mårhund (samlet for Thisted og Jammerbugt kommuner; data fra Clausen m.fl. (2016) opdateret med nyere data fra Vildtudbyttestatistikken).



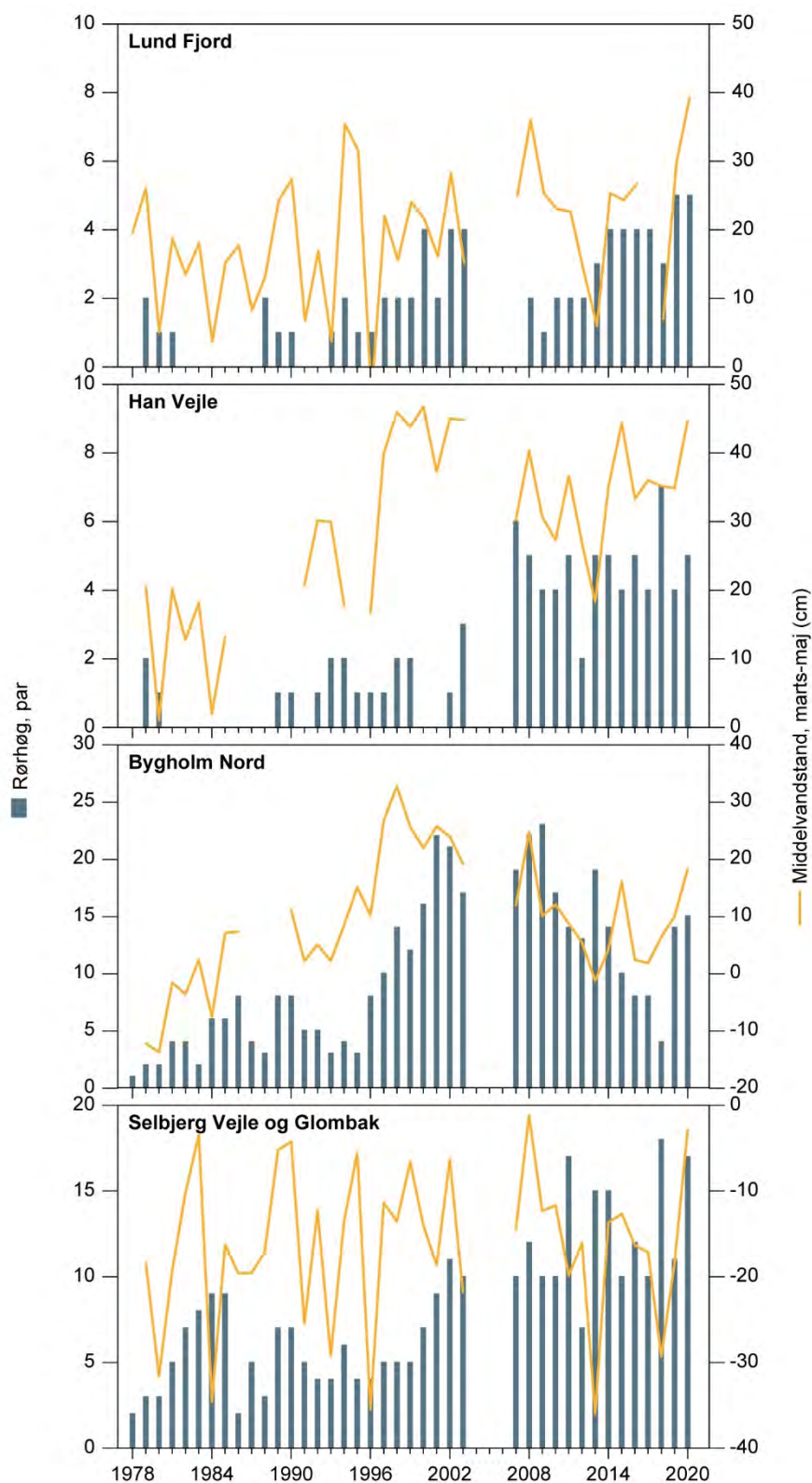
Pløttet Rørvagtel

Den tredje udpræget rørsumptilknyttede art, som Vejlerne udgør et særligt vigtigt område for i Danmark, er Pløttet Rørvagtel. Området husede i midten af 1990'erne Danmarks største bestand af arten (Grell, 1998), og fra 1999-2012 registreredes i gennemsnit 33 % af Danmarks bestand i Vejlerne (sammenligning af landsbestand i Nyegaard m.fl. (2014) med Vejlerantal i Nielsen og Clausen (2021)). I gennemsnit er 80 % af bestanden i Vejlerne talt i De Østlige Vejler fra 1978-2020, og hovedparten af de resterende ved Vesløs og Arup Vejler i De Vestlige Vejler.

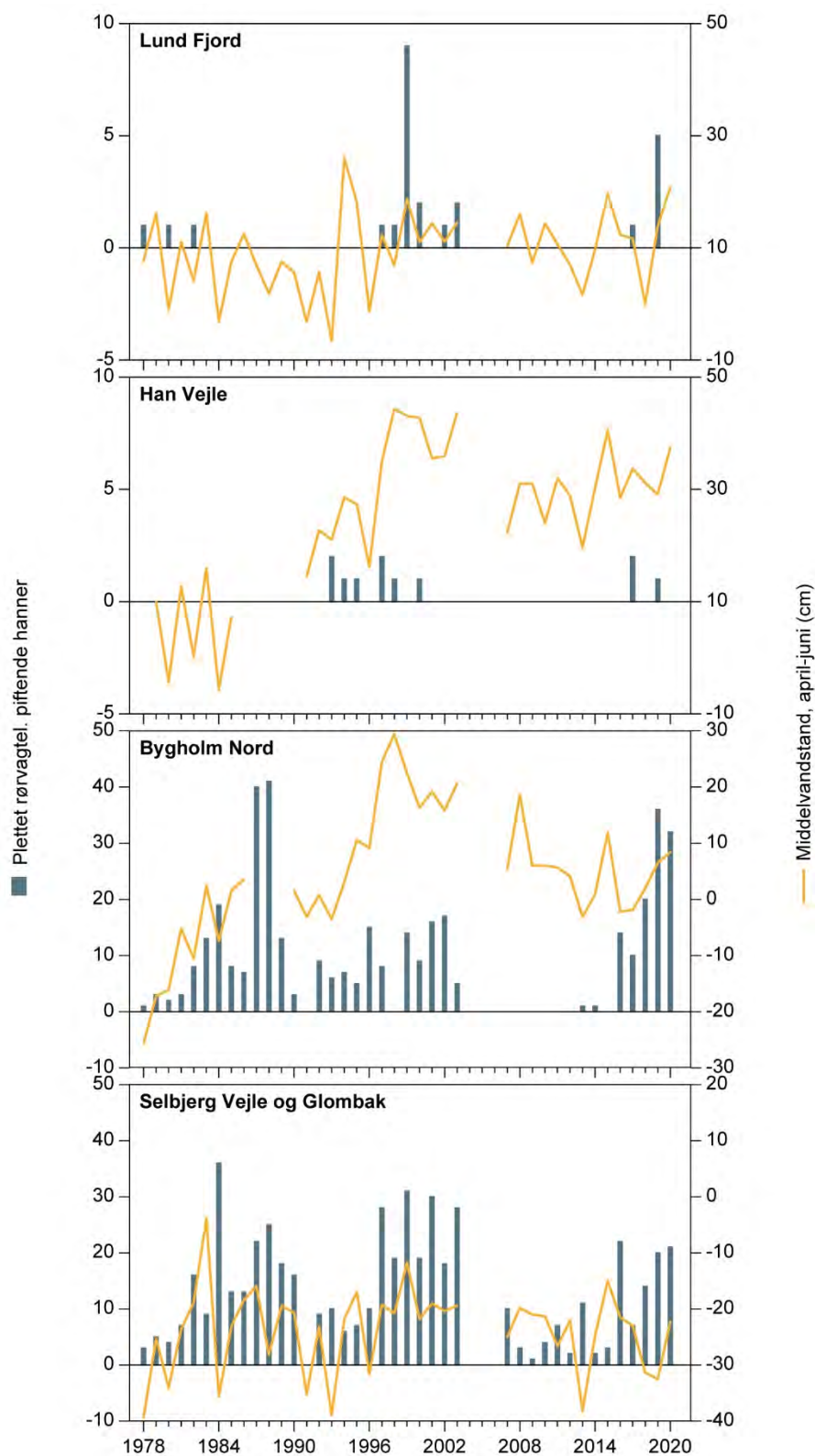
Antallet af Pløttet Rørvagtel i Danmark varierer markant fra år-til-år, uden at der ses nogen entydig tendens. Bestanden i 14 år fra 1999-2012, hvor den samlede landbestand blev opgjort af Dansk Ornitologisk Forenings program for truede og sjældne ynglefugle (DATSY) varierede således mellem 2 og 110 piftende hanner i Vejlerne og 21 og 201-206 fugle i Danmark (Nielsen og Clausen, 2021; Nyegaard m.fl., 2014). Arten synes at have en forholdsvis lille og stabil, tidligt ankomende bestand, der i nogle år suppleres med store indvandring af sent ankomende fugle, der måske har forsøgt at yngle andetsteds først (Fox m.fl., 2014). Variationer i artens forekomst i De Østlige Vejler kan hverken tilskrives prædation, da arten ikke forekommer i markant højere antal i begyndelsen af 2000'erne, eller vandstandsforholdene (figur 7.15).

Det betyder ikke, at vandstanden er ligegyldig. I Lille Vildmose træffes arten således altid i våd sump- eller enghabitat, mens den undgår tørre, græssede enge og fugtige surbundsområder domineret af Blåtop *Molinia caerulea*, Lysesiv *Juncus effusus* og Mannasødgræs *Glyceria fluitans* (Fox m.fl., 2013). Vejlerne har sandsynligvis egnede levesteder for adskillige fugle i ethvert år da enkeltindivider, jf. studierne i Lille Vildmose har små territorier på mellem 0,33 og 0,56 ha (Fox m.fl., 2013).

Figur 7.14. Udviklingen i ynglebestanden af Rørhøg i fire selvstændige bassiner i De Østlige Vejler 1978-2020. På grafen er også plottet middel-vandstanden (kote DVR90) målt i marts-maj i de fire områder.



Figur 7.15. Udviklingen i ynglebestanden af Plettet Rørvagtel i fire selvstændige bassiner i De Østlige Vejler 1978-2020. På grafen er også plottet middelvandstanden (kote DVR90) målt i april-juni i de fire områder.



Øvrige arter

De resterende fire arter, dvs. Dværgmåge, Sortterne, Trane og Skestork, benytter både rørsumpene som yngle- og fourageringsområder. De to førstnævnte arter har deres yderste, henholdsvis vestligste og nordvestligste ynglebestande i Europa i Vejlerne (Ewins og Weseloh, 2020, Heath m.fl., 2020), og år-til-år variationer i deres antal må opfattes som tilfældige udsving for randpopulationer. Trane og Skestork er under (gen-)indvandring som ynglefugle i Danmark (Nyegaard m.fl., 2014; Vikstrøm og Moshøj, 2020), men benytter også Vejlerne som en meget betydende efterårsrasteplads. Tranerne bruger rørsumpene i yngleperioden, men er om efteråret agerjordsfouragerende og bruger kun Vejlerne som natrasteplads i lighed med de fleste gæs (se afsnit 7.5 nedenfor). Skestorkene fouragerer i lavvandede kanaler og småsøer i området. For alle fire arter må det antages, at sikring af oversvømmet rørsump i kombination med de renere søer i bl.a. Bygholm Nord og Han Vejle giver optimale fourageringsbetingelser på vandinsekter, bløddyr, småfisk og padder, som voksne og unger af de fire fuglearter lever af.

7.5 Næringsstofftilførsel fra fugle til De Østlige Vejlers søer og Bygholmengen

Fugle, der fouragerer i omegnen af Vejlerne, men flyver ind i området for at raste enten om dagen eller natten, tilfører potentielt rasteområderne betydelige mængder af næringsstoffer, når de i løbet af opholdet tømmer tarmen. På grund af de forringede vandkvalitetsforhold, der i kapitel 5 er beskrevet for flere af søerne i De Østlige Vejler for 2017-2019 sammenlignet med 1999-2000, har vi undersøgt, i hvilket omfang især stigende forekomster af gæs og traner, der fouragerer på agerjorde, men raster i Vejlerne, kan bidrage til denne forringelse i form af øget tilførsel af næringsstoffer.

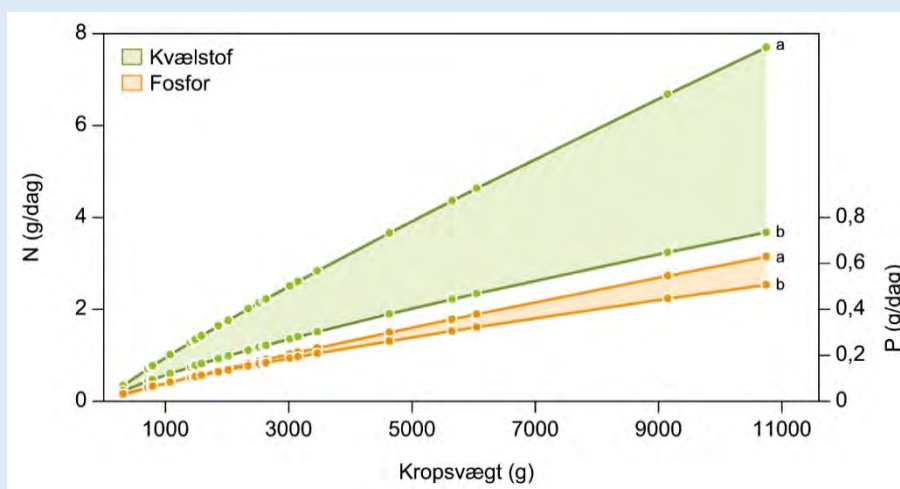
Disse næringsbidrag blev estimeret vha. optællinger af natrastende svaner, gæs, skalleslugere, hvinænder, traner og måger samt dagrastende trold- og taffelænder i kombination med fugledageberegninger og estimater fra litteraturen over daglige N- og P-bidrag, som sådanne rastende fugle leverer til søerne. Metoden er uddybet i boks 6.

Boks 6. Metode brugt til estimering af N- og P-bidrag fra dag- og natrastende vandfugle til de Østlige Vejlers søer og Bygholmengen

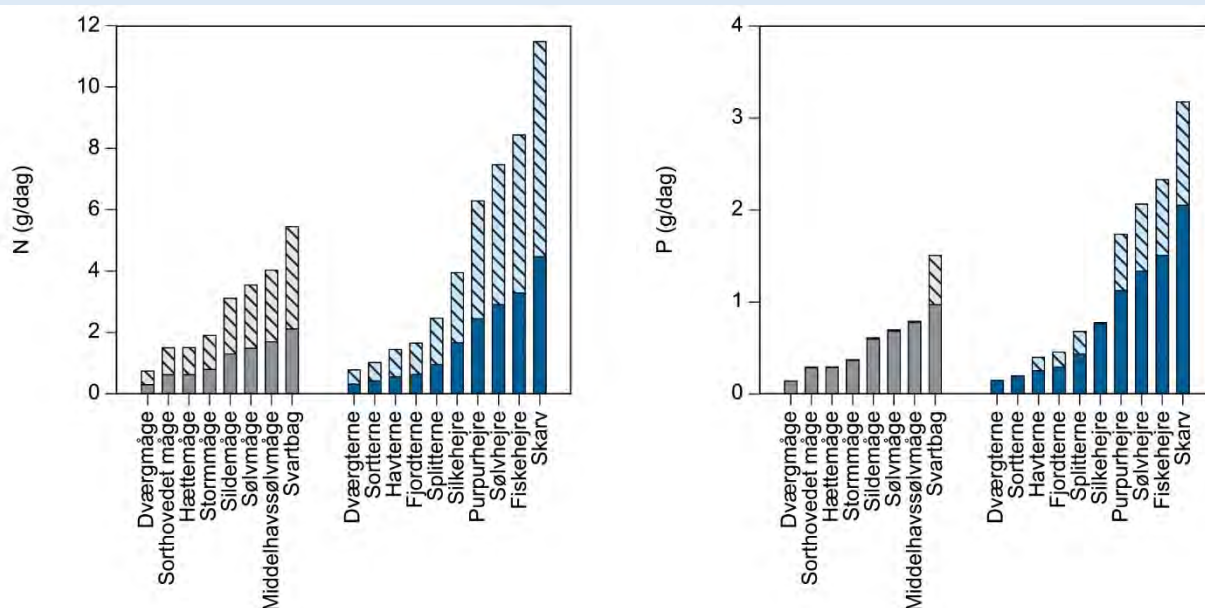
Tællinger af natrastende fugle er udført i to år. Det første år var der tale om tællinger, hvis egentlige formål var at frembringe nogle maksimumforekomster af arterne, hvilket vil sige, at de blev udført ud fra kendskab til arternes generelle fænologi i Danmark og forventede topforekomst og derfor ikke udført for alle måneder.

Da resultaterne fra det første års screening af Vejlerne søer forelå, besluttede vi at intensivere tællingerne og udføre disse alle årets måneder. Fra oktober 2018 til september 2019 er der udført to-tre, normalt tre, månedlige tællinger af overnattende fugle i Lund Fjord, Han Vejle, Selbjerg Vejle og Glombak samt Bygholmengen. Tællingerne er udført efter den af Clausen og Bregnballe (2017) anbefalede metode, dvs. tællingerne foretages enten 2 timer om morgenen (fra 1 time før til 1 time efter solopgang) eller 2 timer om aftenen (ligeledes 1 time på hver side af solnedgang). Alle udtrækkende (morgen) eller indtrækkende (aften) flokke af natrastende svaner, gæs, traner, hvinænder, skalleslugere og måger artsbestemmes og tælles, og deres overnatningssted noteres. Foruden disse overnattende arter kan dagrastende trolde- og taffelænder, hvis de forekommer i større antal, tilføre søerne større mængder gødning. Derfor blev antallet af disse baseret på tællinger af dagrastende fugle, der blev udført i samme periode fra oktober 2018 til september 2019.

Ud fra de indsamlede data beregnedes det månedlige antal af overnatnings- eller dagrastesteder (optalt midteltantal pr. art pr. måned x antal dage i måneden) for hvert område. Tilførslen af næringsstoffer pr. dag blev for svaner og gæs estimeret ud fra værdier i Hahn m.fl. (2008) og for måger fra Hahn m.fl. (2007). For disse tre artsgrupper opgør Hahn m.fl. bidragene med to metoder, hvor den ene (IM, intake model) generelt estimerer højere bidrag end den anden (DM, dropping model) (figur 7.16 og 7.17).



Figur 7.16. Estimerede daglige bidrag af N og P for natrastende andefugle (reproduceret efter Hahn m.fl. (2008) med tilladelse fra forfatterne), hvor a angiver estimer ud fra en 'intake model' og b estimer ud fra en 'dropping model'.



Figur 7.17. Estimerede daglige bidrag af N og P for natrastende måger, terner, hejrer og skarver (reproduceret efter Hahn m.fl. (2007) med tilladelse fra forfatterne). De udfyldte dele af søjlerne viser estimater ud fra en 'intake model' (udfyldt søjle) og en 'dropping model' (summen af udfyldt og skraverede søjle). Diagrammer indeholder enkelte arter som ikke er relevante for Vejerne, men de kan ikke fjernes pga. originalen som reproduktionen af figuren er lavet fra.

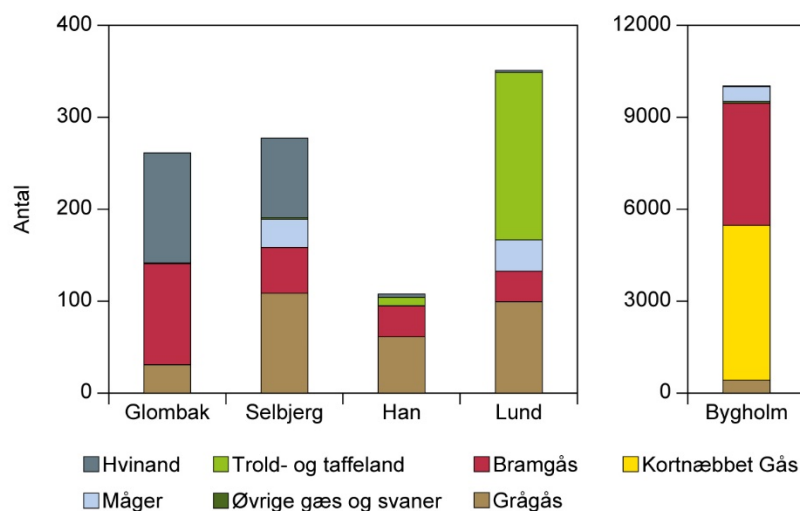
Vi benytter disse respektive værdier som henholdsvis minimale og maksimale daglige bidrag og middelværdien af de to værdier som gennemsnitligt dagligt bidrag. Vi har ikke fundet værdier for trane i litteraturen, men estimerede deres bidrag ud fra en kropsvægt på 4.797,5 g (Cramp og Simmons, 2000) og N- og P-bidrag efter kurverne i figur 2 i Hahn m.fl. (2008). For dagrastende troldænder benyttedes daglige bidrag på henholdsvis 380 mg N og 60 mg P (Sørensen, 1997). Vi har ikke fundet værdier for taffeland, hvinand og toppet skallesluger i litteraturen, men estimerede deres bidrag ved forholdstalsberegning i forhold til troldands kropsvægt (896 g) og ud fra kropsvægte på henholdsvis 976 g for taffeland, 962,5 g for hvinand og 1.090,5 g for toppet skallesluger (middelvægt af han- og hun-vægte, baseret på data fra bl.a. Danmark, Cramp og Simmons, 1977). Enkelte blandede flokke af måger kunne ikke artsbestemmes pga. afstand og lysforhold og blev derfor noteret som hætte-/storm-/sølvmåger. For disse beregnedes et dagligt bidrag som et gennemsnit af de tre mågearters artspecifikke bidrag. Hver arts N- og P-bidrag blev derefter beregnet for hver måned som antal fugledage x artsspecifikt dagligt bidrag pr. sø- og engområde og afsluttende summeret til et årligt næringsbidrag.

7.5.1 Resultater

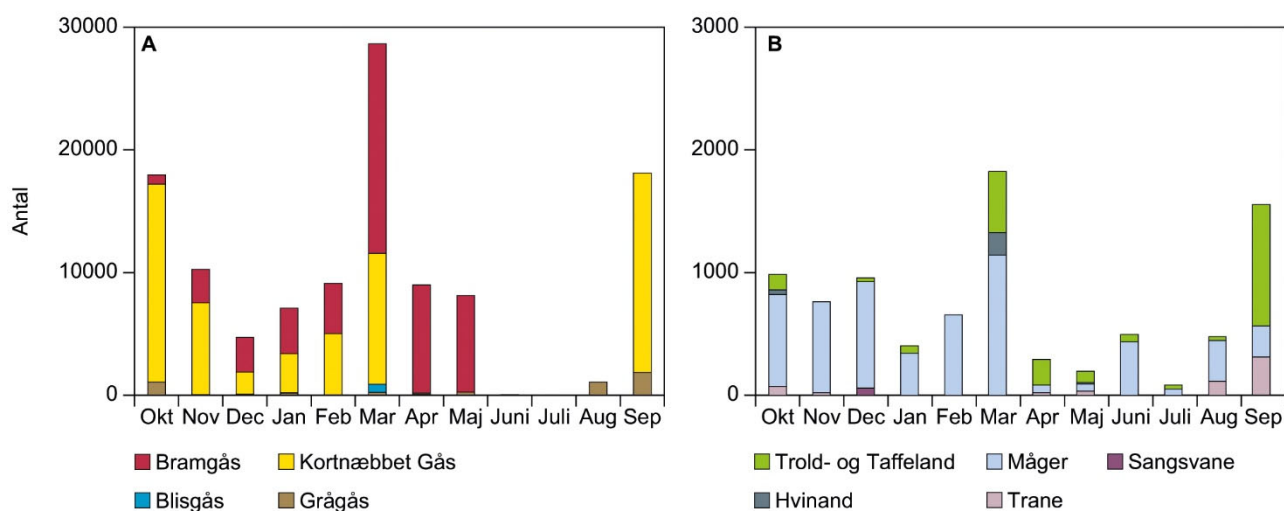
Antal rastende fugle

I året fra oktober 2018 til september 2019 tilbragte de overnattende vandfuglearter i alt næsten 4 mio. nætter i området, og de to dagrastende dykænder, trold- og taffeland, opholdt sig i området 71.100 dage. For det samlede område var der en klar dominans af gæssene, og andelen af de andre fuglearters antal oversteg ikke 5 % af de beregnede rastedage. Forekomsten af nat- og dagrastende fugle domineres af gæs i alle fem undersøgte delområder (figur 7.18), dog også med betydende andele af overnattende Hvinænder i Glombak og Selbjerg samt dagrastende Trold- og Taffelænder i Lund Fjord. Langt størstedelen af fuglene og især de to talrigeste arter, Bramgås og Kortnæbbet Gås, overnattede på Bygholmengen (figur 7.18).

Figur 7.18. Gennemsnitlige antal pr. optælling af optalte overnattende svaner, gæs, hvinænder, traner og måger samt dag-rastende troid- og taffelænder i fem delområder i De Østlige Vejler fra oktober 2018 til september 2019. Traner er medtaget i gruppen "Øvrige gæs og svaner" for Bygholmengen. Bemærk forskellen mellem y-akserne.



De største antal af overnattende gæs forekom i efterårs- og forårs månederne, og det samme var stort set tilfældet for de øvrige artsgrupper. Ingen arter forekom i nævneværdige antal i sommer månederne, dvs. fra juni til august (figur 7.19).



Figur 7.19. Fænologi for gennemsnitlige antal af optalte overnattende svaner, gæs, Hvinænder, Traner og måger samt dag-rastende Troid- og Taffelænder på Bygholmengen fra oktober 2018 til september 2019. Bemærk forskellen mellem y-akserne.

Næringsstofftilførsel

Fuglearternes fordeling og fænologi betyder, at langt de fleste næringsstoffer, der tilføres De Østlige Vejler fra fugle, som fouragerer uden for Vejlerne, men dag- eller natraster i området, deponeres på Bygholmengen i forårs- og efterårsmånederne (figur 7.20). De tilførte mængder udgør op til 1.200 kg N og 145 kg P i måneden med størst bidrag til Bygholmengen, mens værdierne for søerne ligger mellem 20 og 60 kg N samt 2 og 6 kg P pr. måned.

De årlige tilførsler af næringsstoffer forårsaget af dag- eller natrastende vandfugle er på knap 5,4 tons N og 626 kg P til Bygholmengen, og for søerne mellem 51 og 145 kg N samt 5 og 19 kg P (tabel 7.3).

Tabel 7.3. Estimerede årlige tilførsler af næringsstoffer forårsaget af dag- eller natrastende vandfugle til Bygholmengen og fire af søerne i De Østlige Vejler.

	N-tilførsler (total kg)			N-tilførsler (kg per ha)		
	Middel	Minimum	Maksimum	Middel	Minimum	Maksimum
Bygholmengen	5.364,7	3.786,6	6.942,7	7,6	5,3	9,8
Glombak	88,5	68,7	108,3	0,8	0,6	0,9
Selbjerg Vejle	136,3	98,0	174,7	0,3	0,2	0,4
Han Vejle	50,7	35,8	65,6	1,2	0,9	1,6
Lund Fjord	144,7	107,0	182,3	0,3	0,2	0,4

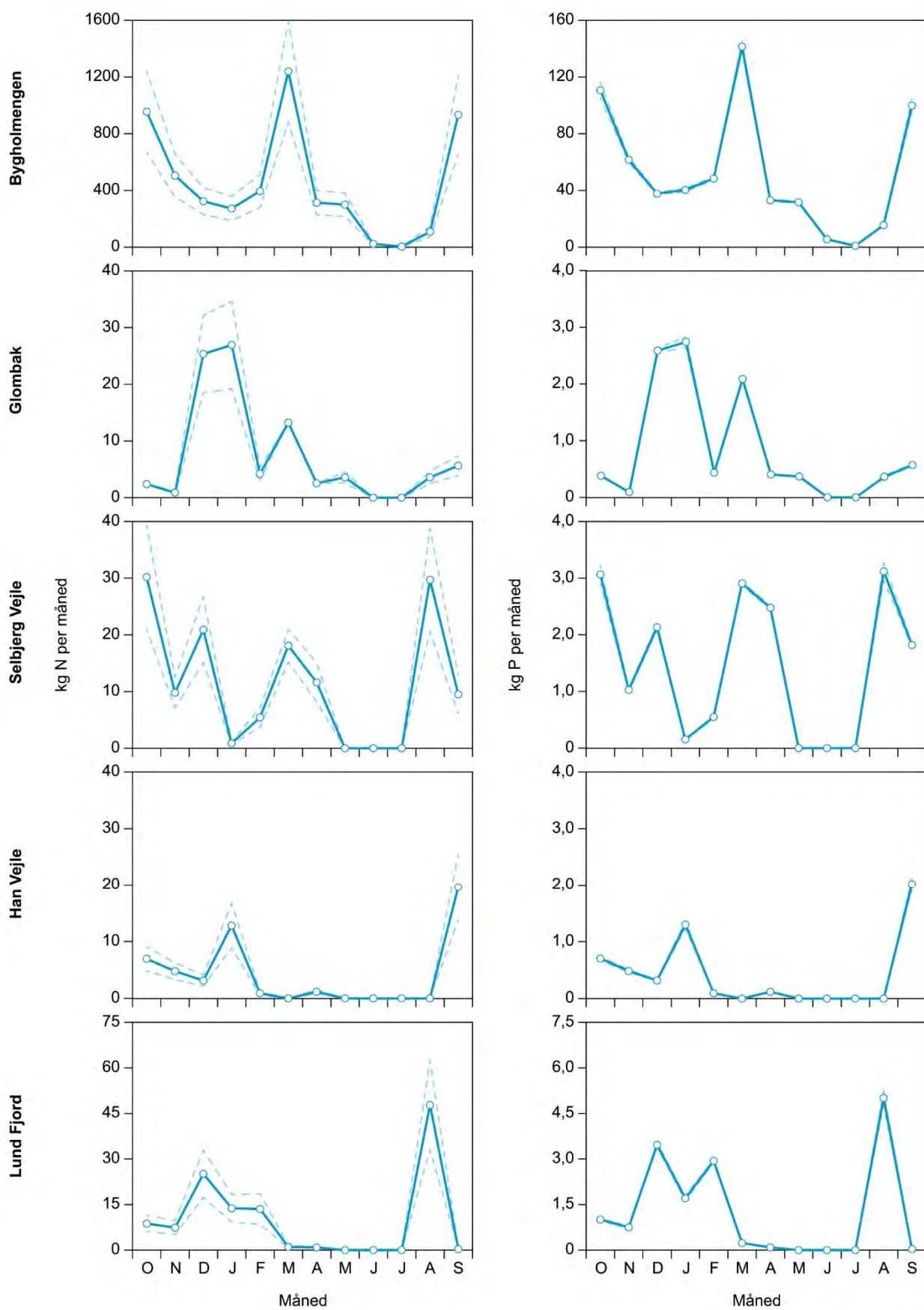
	P-tilførsler (total kg)			P-tilførsler (kg per ha)		
	Middel	Minimum	Maksimum	Middel	Minimum	Maksimum
Bygholmengen	626,1	604,0	648,2	0,9	0,9	0,9
Glombak	10,0	9,8	10,2	0,1	0,1	0,1
Selbjerg Vejle	17,3	16,7	17,8	0,0	0,0	0,0
Han Vejle	5,2	5,0	5,5	0,1	0,1	0,1
Lund Fjord	19,4	18,8	19,9	0,0	0,0	0,0

Ind- og udflyvning

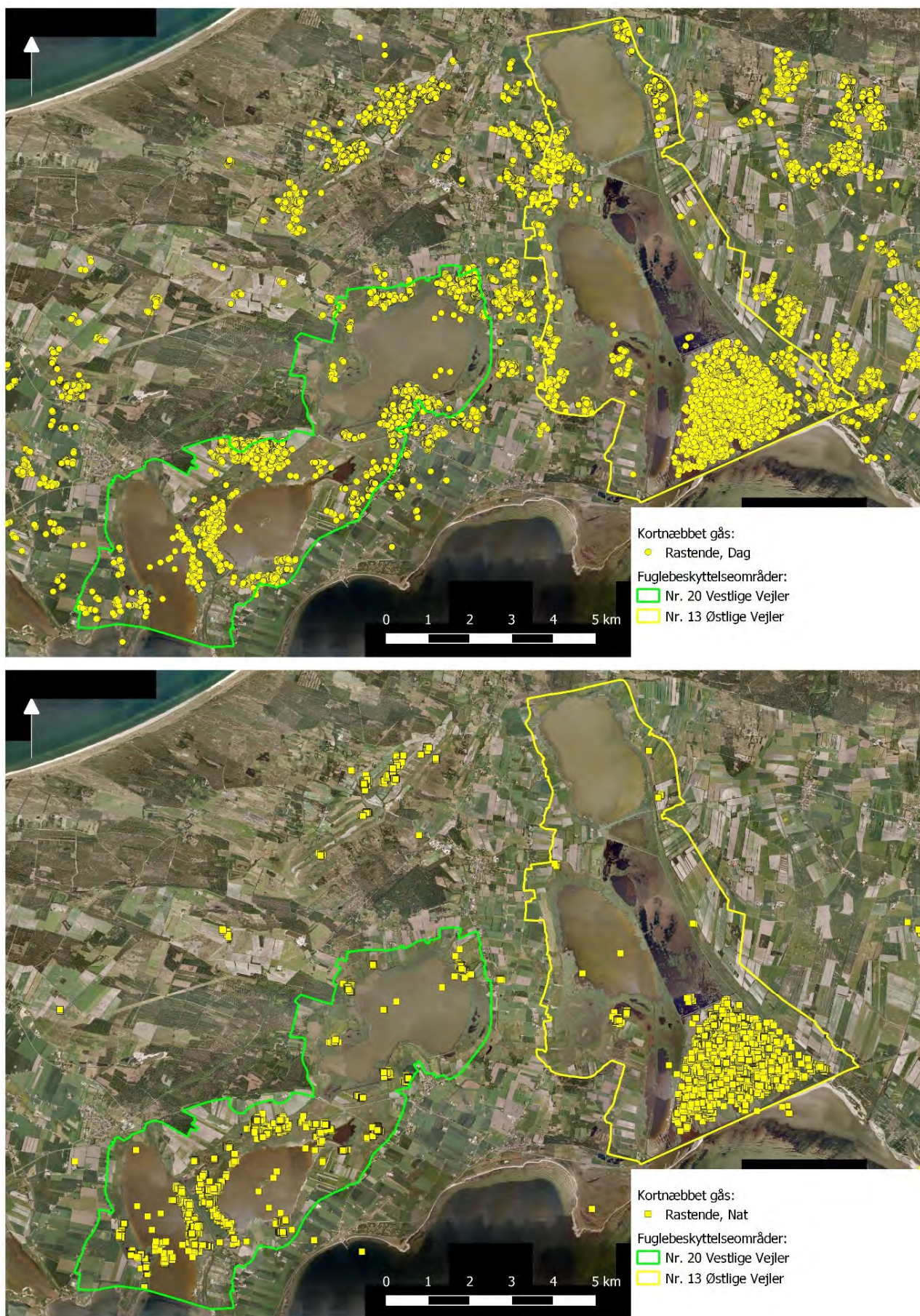
For at vurdere om vores observationer af fugles ind- og udflyvning til/fra en natrasteplads også repræsenterede fuglenes forekomst i løbet af natten, har vi analyseret et datasæt baseret på Kortnæbbede Gæs, der var mærket uden for Vejlerne med GPS-loggere (venligst stillet til rådighed af Kees Schreven og Jesper Madsen). Data er selvfølgelig kun repræsentative for denne enkelte art, men kortnæbbet gås er en af de talrigeste og mest N- og P-tilførende arter. Gæssene fouragerer i mindre omfang på Bygholmengen, men flyver i løbet af dagen ud til fouragering på agerjorde i omegnen af Vejlerne. Ved at sondre mellem dag- og natobservationer ses det tydeligt, at de kortnæbbede gæs i nattetimerne stort set kun opholder sig inden for det femkantede areal, som Bygholmengen udgør, med få forekomster ved Selbjerg Vejle og i sydenden af Bygholm Nord (figur 7.21). Telemetridata bekræfter således, at fugle, der ses flyve til/fra natrast, også bliver i området, de flyver ind til. Det skal dog på samme kort bemærkes, at søerne i De Vestlige Vejler i større omfang benyttes af natrastende gæs (figur 7.21).

7.5.2 Resultater og diskussion

Det faktum, at antallet af rastende gæs, især kortnæbbede gæs og bramgæs, er steget voldsomt i De Østlige Vejler i de sidste 20 år, og at søernes miljøtilstand i samme periode er forringet, jf. kapitel 5, fører til den umiddelbare hypotese, at dette forhold kan skyldes, at overnattende gæs tilfører søerne store mængder næringsstoffer. Dette er således påvist for andre søer i Danmark, fx nogle lobeliesøer i Nationalpark Thy (Pedersen m.fl., 2016) samt Østerø Sø ved Nyborg (Jensen m.fl., 2019).



Figur 7.20. Estimerede månedlige bidrag af N og P forårsaget af nat- og dagrastende vandfugle til Bygholmengen samt fire undersøgte søer i De Østlige Vejler fra oktober 2018 til september 2019. Bemærk forskellen mellem y-akserne.



Figur 7.21. Fordeling af positioner i omegnen af Vejlerne for 32 kortnæbbede gæs mærket med Ornitela GPS-GSM logger halsbånd fra september 2018 til april 2019. Det øverste kort viser fordeling om dagen (her defineret som fra 1 time før solopgang til 1 time efter ~ lyse timer), mens det nederste kort viser fordeling om natten (~mørke timer).

Der er ikke i nærværende projekt foretaget undersøgelser af de aktuelle massebalancer for søerne i De Østlige Vejle, hvorfor fuglenes tilførsel kun kan sammenlignes med historiske estimater over tilførsler. Ved tidligere undersøgelser af næringstilførsel fra opland og atmosfærisk deposition blev der i 1995 og 2000 for Glombak estimeret tilførsler af 32,5-41,1 tons N og 1,3-2,1 tons P. For Selbjerg blev der de samme år tilført 31,0-50,0 tons N og 0,8-2,4 tons P og for Lund Fjord i 1999-2000 hhv. 62 tons N og 2,3 tons P (Cowiconsult, 2000; Jeppesen m.fl., 2002). Ved en nyere undersøgelse af Lund Fjord blev der i 2017-2018 estimeret en tilførsel på 38 tons N og 2,3 tons P (Skovgaard m.fl., 2019). Der er altså tale om betydeligt mindre kvælstof, men samme mængde fosfor som for 20 år siden.

Sammenholdes fuglenes estimerede aktuelle tilførsel opgjort i tabel 7.3 med disse værdier, overstiger fuglenes bidrag til disse tre store søer, der alle har større oplande, i alle tilfælde blot mellem 0,2 og 0,4 % af de andre N-tilførsler og mellem 0,5 og 2,1% af de andre P-tilførsler.

For Han Vejle, der er et lukket system uden opland, kan det ikke på samme måde med sikkerhed fastslås, at fuglenes bidrag til næringsbelastningen udgør en så lav procentsats. Blandt de fire søer er Han Vejle den, der får den største arealkorrigerede tilførsel af næringsstoffer, med 1,24 kg N / ha og 0,13 kg P / ha (tabel 7.3). Hvis der ikke sker overløb med vand fra Lund Fjord Kanal til søen, er den eneste anden tilførselskilde atmosfærisk deposition, som i 2018 for lokalområdet udgjorde omkring 10-14 kg N / ha (Ellermann m.fl., 2019). Det betyder, at fuglenes og de atmosfæriske bidrag udgør 11,24-15,24 kg N / ha, hvilket svarer til, at fuglenes andel udgør 8-11 % af den samlede N-tilførsel til søen uden overløb med vand fra Lund Fjord Kanal. Den atmosfæriske deposition af uorganisk fosfor ligger i Danmark mellem 0,02-0,04 kg P / ha. Da depositionen af organisk fosfor ligger på samme niveau, er den samlede atmosfæriske P-deposition på 0,04-0,08 kg P / ha (Ellermann m.fl., 2015). Den samlede tilførsel fra fugle og atmosfære er dermed på 0,17-0,21 kg P / ha. Dette vil sige, at fuglenes bidrag til Han Vejle kan udgøre mellem 62 og 76 % af den samlede P-tilførsel til Han Vejle uden overløb med vand fra Lund Fjord Kanal til søen. Imidlertid skete der frem til 2014 i flere situationer overløb af vand fra Lund Fjord Kanal til søen, særligt over en del af diget øst for vejen, som var eroderet. I 2014 blev dette dige renoveret og forhøjet med ca. ½ meter, hvorefter der ikke er registreret overløb over diget (Niels Dahlin Lisborg, pers. medd.). Der har dog været enkelte situationer, hvor vandstanden i Lund Fjord Kanal har været så høj, fx i marts 2019, at der kan være sket tilbageløb over stemmet ved Han Vejles udløb. Omfanget af overløb og dertil knyttede mængder af næringstilførsler fra den næringsrige Lund Fjord Kanal til søen er imidlertid ikke kendt.

For Bygholmengen, der ligeledes er et lukket system uden opland, er tilførslen af næringsstoffer pr. areal betydeligt højere med 7,6 kg N / ha og 0,88 kg P / ha (tabel 7.3). Det betyder, at fuglenes og de atmosfæriske bidrag udgør 17,6-21,6 N / ha, hvilket svarer til 35-43 % af den samlede N-tilførsel. Tilsvarende udgør fuglenes og de atmosfæriske bidrag i alt 0,92-0,96 kg P / ha og fuglenes andel mellem 92 og 96 % af den samlede P-tilførsel.

Det kan ud fra de præsenterede data fra Lund Fjord, Selbjerg Vejle og Glombak udelukkes, at det er markante bidrag af næringsstoffer fra dag- eller natrastende fugle, der har bevirket de beskrevne forværringer af vandkvaliteten i søerne. Af figur 7.21 fremgår det, at større andele af de Kortnæbbede Gæs synes at over-

natte i tilknytning til søerne i De Vestlige Vejler. Det kan bekræftes fra optællinger af overnattende gæs, optalt i området 2017-2019. Til DOFbasen er der indrapporteret årlige maksima af overnattende flokke på mellem 4.415 og 6.400 Kortnæbbede Gæs i Arup Vejle samt 1.620 og 6.500 i Østerild Fjord. Tilsvarende tal for Bramgås ligger mellem 1.420 og 13.000 i Arup Vejle, mens betydeligt færre synes at overnatte i Østerild Fjord. Derfor synes det at være relevant at foretage en mere detaljeret undersøgelse af fuglenes tilførsel af næringsstoffer til disse søer.

7.6 anbefalinger for fuglene i De Østlige Vejler

Som nævnt i indledningen til kapitlet har bestandene af fugle i Vejlerne for de fleste arters vedkommende været stabile eller stigende i perioden fra 1978 til i dag-, Den forvaltning, der udøves i området, må derfor siges generelt at være god for fuglene. For nogle af de arter, som er i tilbagegang, er der enten tale om generelle ændringer i bestandens udbredelse og/eller antal (Pibesvane, Sædgås, Engryle og Brushane) eller randpopulationer (Dværghmåge og Sortterne). For disse arter er det bedste man kan gøre, at forsøge at optimere levestederne, men det er ingen garanti for, at arterne vender tilbage i antal.

Søerne

For fuglene, der er tilknyttet søerne, handler det basalt set om at arbejde for at skaffe nogle mere rene søer med udbredt bundvegetation. Dette vi samtidig sikre et tilstrækkeligt fødegrundlag. Så kan man forvente, at svaner, blishøns og mange andre arter vender tilbage i antal, som det er set i fx Maribosøerne og Randsøerne i Holland (Fox m.fl., 2020; Noordhuis m.fl., 2002).

Engene

For engfuglene er det altoverskyggende problem i Danmark, at deres levesteder i landet som helhed er stærkt indskrænket, og at forvaltningen derfor handler om at sikre de tilbageværende ynglebestande. At det faktisk nytter noget, viser en analyse af udviklingen i engfuglenes bestande i Danmark, hvoraf det fremgår, at flere arters bestande på "velforvaltede lokaliteter" er nogenlunde stabile (Thorup, 2018).

I Vejlerne er der i lighed med andre af de vigtige lokaliteter i Danmark ret tydelig evidens for, at prædation er et betydeligt problem for engfuglene. Situationen kan være svær at forvalte sig ud af, fordi nye individer af alle de potentielt vigtige rovpattedyr, der præderer engfuglene, altså Ræve og Mårhunde, men formentlig også Oddere og Mink, altid vil indvandre til dette attraktive område, hvis andre individer fjernes ved bekæmpelse.

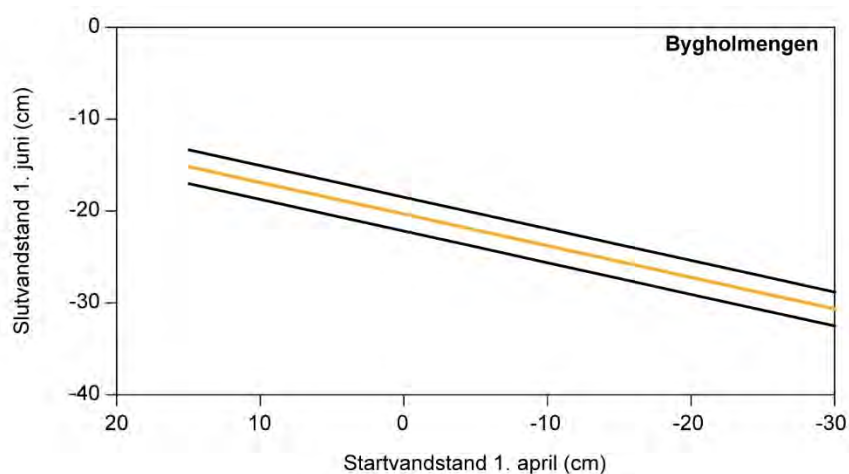
Derfor handler det om i det mindste at sikre de unger, der måtte klækkes, et tilgængeligt fødegrundlag ved at holde engene fugtige langt nok hen i yngleperioden. Der henvises i den forbindelse til det store udredningsarbejde, som er udført i Tøndermarsken og anbefalingerne for engfugledriften i dette område (Clausen og Kahlert, 2010; Clausen m.fl., 2016) fremgår af bilag 15 bagerst i denne rapport.

Af hensyn til engfuglene såvel som rastende svømmeænder på Bygholmen- gen anbefales det fremadrettet at sikre en vandstand på -10 cm (nye kote DVR90) fra 1. marts og frem. Det er en 9 cm højere vandstand og én måned før end hidtil, men dette begrundes med, at store antal af svømmeænder forekommer i området i marts, og at de tidligst ynglende vadefugle etablerer sig i området sidst i marts.

Ved at øge vandstanden i begyndelsen af ynglesæsonen udskydes det tidspunkt, hvor engen ud fra gennemsnitlige nedbørsmængder tørrer ind (figur 7.22), og dermed også det tidspunkt, hvor smådyr vil grave sig ned i jorden og blive utilgængelige for de fouragerende engfugle.

Højere vandstande i ynglesæsonen kan ikke anbefales, da det vil forøge det oversvømmede areal markant og dermed reducere det areal, hvor engfuglene kan etablere territorier. En oversvømmelse af de lavereliggende dele af engen i kombination med mere tørre, højere liggende dele vil også medvirke til at sikre en udbredt mosaik af områder med henholdsvis lavere og højere vegetation, og dermed ideelle betingelser for engfuglearter med forskellige foretrukne habitater på engen (jf. Thorup, 1998 og 2003; Miljøministeriet, 2005; Laidlaw m.fl., 2017). I den forbindelse bør udviklingen i græssende bestande af gæs følges nøje. Særligt om foråret græsser Bramgæssene engen på Vejlerne meget tæt (se fotos i Nielsen og Clausen, 2021) og det er muligt, at græsningstrykket efterhånden er så stort, at tætheden af græssende kreaturer bør justeres.

Figur 7.22. Modelleret udvikling af "slutvandstand" på Bygholmen 1. juni ud fra "startvandstande" i intervallet +15 til -30 cm d. 1. april ved en gennemsnitlig nedbørsmængde. Modellen (gul linje) er baseret på en multipel regressionsmodel, der beskriver effekter af observerede startvandstande d. 1. april og observerede nedbørsmængder i april-maj på slutvandstanden d. 1. juni. Ved nedbørsmængder på henholdsvis over og under middel vil slutvandstanden ligge henholdsvis højere og lavere end den optrukne, gule linje. De sorte linjer angiver 95 % konfidensintervaller for modellen.



Rørsumpene

For fuglene, der er tilknyttet rørsumpene, tyder data på, at selv Rørdrum og Rørhøg i et vist omfang er påvirket af prædation pga. sammenfald mellem de højeste fuglebestande og laveste Rævebestande i årene omkring 2000. At der kan være en sådan kausalitet, underbygges af tidsserierne fra Tøndermarsken, hvor de selvsamme arter havde langt større bestande i Magisterkogen og ved Rudbøl Sø i 1970'erne og begyndelsen af 1980'erne, end de har i dag. På det tidspunkt var bestanden af Ræv bekæmpet i bund i Sønderjylland for at bremse spredning af hundegalskab (Clausen og Kahlert, 2010).

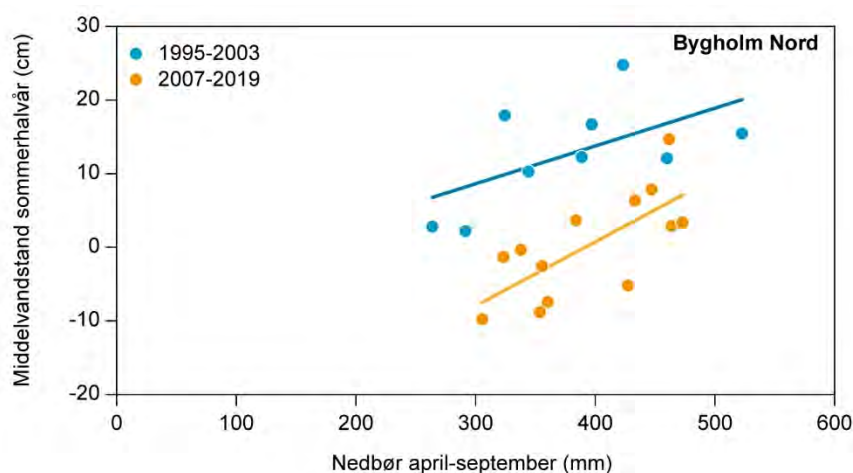
For rørsumpene er det anbefalingen at sikre høje vandstande i den tidlige forårsperiode, da det vil besværliggøre prædatorers færden. I den forbindelse er der i de senere år set lavere vandstande i Bygholm Nord om foråret (figur 7.11) og lavere vandstande i sommerhalvåret i år med sammenlignelige nedbørsmængder (figur 7.23).

I årene efter Krapdiget blev etableret var vandstanden i marts gennemsnitligt 27,4 cm i Bygholm Nord i feltstationsårene fra 1995-2003, og i 2007-2010 var martsvandstanden generelt over +15 cm. I 2011-2019 har middelvandstanden i marts i kun to år været over +14 cm, og gennemsnittet for årene ligger på +9

cm. Det kan tyde på, at der nogle år har været betydelige overløb over det nedbrudte dige, eller at der de senere år er lukket for meget vand ud gennem overløbene i den periode, hvor Rørdrum, Rørhøg og Grågåas anlægger reder.

Ifølge driftsplanen (COWI, 2009) anbefales det, at overløbet ved Kogleakssøen lukkes 1. marts. Da driftsplanen blev forfattet, var de to øvrige reguleringsmuligheder ikke etableret, men det anbefales, at alle reguleringsmuligheder i forhold til Bygholm Nord bør lukkes senest 1. marts, eller at man som minimum sikrer en vis vandstand i Bygholm Nord ved at sikre, at overfaldskanten ikke må ligge under en vandstandskote på +20 cm (ny kote DVR90) i marts-april. Dette vil sikre et højere udgangspunkt til ynglesæsonen og en vis "buffer" af vand i tilfælde af længerevarende tørkeperioder. I tilfælde af store nedbørsmængder i foråret kan koten for overfaldskanten 1. maj sænkes til +15 cm for at sikre flere rede-etableringsmuligheder for Sortterne og Hættemåge.

Figur 7.23. Sammenhæng mellem nedbørsmængder i april-september og middelvandstanden i sommerhalvåret i Bygholm Nord i to perioder –1995-2003 og 2007-2019.



8 eDNA

8.1 Status inden projektet

En del af dette projekt er at kortlægge fødekæder i Vejlerne og herunder blandt andet at vurdere, hvorvidt Odder (*Lutra lutra*) fouragerer internt i Vejlerne, eller om den også fouragerer uden for Vejlerne. For fire arter af andefugle er det undersøgt om arterne lever af de samme planter på Bygholmengen, og dermed potentielt er fødekonkurrenter. For at kortlægge fødekæder er diætanalyser en god metode, hvilke bl.a. kan udføres ved at undersøge ekskrementer. Hertil kan brug af *environmental DNA* (eDNA) være en anvendelig metode. Erfaringerne med metoden er imidlertid begrænsede, og det er derfor relevant at foretage en sammenligning mellem eDNA-teknikken og traditionelle epidermisundersøgelser (mikroskopiske ekskrement-undersøgelse).

8.2 Brug af *environmental DNA* til registrering af arter

Brugen af eDNA til registrering af arter har været stigende inden for de senere år, og for nogle artsgrupper har det afløst de mere traditionelle registreringsmetoder (Casper et al. 2007; Thalinger m.fl. 2016, Pertoldi m.fl. 2020, Nørregaard m.fl. in press. Udenlandske studier har vist at eDNA fra vandprøver er en pålidelig metode til registrering af arter, og monitoringer har derfor især været fokuseret på registrering af akvatiske arter som fisk, padder og invertebrater i vandmiljøer (Fernández m.fl. 2018; Sato m.fl. 2017). I Danmark er denne slags studier sjældne. Et helt nyt engelsk studie viser imidlertid, at eDNA-prøver taget i vandløb kan afsløre tilstedeværelsen af ikke blot semi-akvatiske arter som Odder, Mink og Mosegris, men også landlevende pattedyr som fx Ræv, Krondyr og smågnavere (Sales m.fl., 2020).

8.2.1 eDNA begrænsninger og formål

Flere studier har fundet, at eDNA i ferskvandsmiljøer nedbrydes i løbet af få dage til få uger, mens eDNA i fx jord kan bevares i hundreder eller endda tusinder af år (Thomsen og Willerslev, 2015). På grund af den hurtige nedbrydning i vand kan analyser af eDNA give et øjebliksbillede af biodiversiteten og således være et omkostningseffektivt supplement til de traditionelle overvågningsmetoder. Men det faktum, at eDNA hurtigt kan blive nedbrudt i vand, er også en begrænsning, da der er en øget risiko for ikke at opdage en given art, som reelt er til stede.

Af denne grund er brugen af eDNA, der findes i ekskrementer efterladt af en given art, også interessant, da risikoen for DNA-nedbrydning reduceres. eDNA fra ekskrementer kan bruges på flere måder og kan for det første fortælle noget om tilstedeværelsen af individet, der har lagt ekskrementet, via eDNA fra tarmceller. Derudover kan DNA-sekvenserne, der findes i selve ekskrementerne, være meget informative om kosten for den art, som har efterladt ekskrementet. Sammenligner man ekskrement-indholdet fra flere forskellige arter og de tilhørende DNA-sekvenser, kan det give supplerende informationer om fødevalg og dermed graden af diætoverlap og konkurrence mellem arter.

Formålet med eDNA-undersøgelsen er derudover også at teste, hvorvidt DNA-teknikken reelt registrerer alle arter, som findes via den makro- eller

mikroskopiske undersøgelser, der kan betragtes som en delvis facitliste. I den forbindelse er det væsentligt at pointere, at eDNA-teknikkerne primært kan bruges til at bekræfte en arts tilstedeværelse, mens fravær altid er svært at bevise. Der kan være flere årsager til at et oplagt fødeemne ikke er repræsenteret med en DNA sekvens. Eksempelvis kan det være svært at detektere en art, der forekommer ved meget lav abundans, mens man heller ikke ved om alle arter er lige nemme at detektere med eDNA (Roussel m.fl. 2015). Nogle arters aktivitet svinger henover et år, og det har vist sig at være nemmere at detektere arter med eDNA metoder i den periode de er mest aktive, mens det er sværere at detektere arter i deres mindre aktive perioder (De Souza m.fl. 2016). Derudover giver eDNA metoden, i modsætning til de makro- og mikroskopiske undersøgelser, ikke nogen information om fødepræferencer i form af volumen-procent for forskellige fødeemner.

8.3 Metoder

Der blev i løbet af 2017 og 2018 på veje og diger i De Østlige Vejler indsamlet ekskrementer fra Odder og på Bygholmengen fra udvalgte fuglearter med henblik på at teste samt belyse anvendelse af både eDNA-teknikker og makro- eller mikroskopiske analyser til kortlægning af såvel artsforekomst, artsrigdom, fødekædesammenhænge i økosystemet i Vejlerne: dels den Eurasiske Odder som blandt andet er hjemmehørende i Vejlerne, samt undersøge fødeoverlap/-konkurrence mellem fire forskellige vandfuglearter: Pibeand (*Anas penelope*), Grågås (*Anser anser*), Kortnæbbet gås (*Anser brachyrhynchus*) og Bramgås (*Branta leucopsis*).

Odder

I alt blev der indsamlet 54 ekskrementprøver fra Odder, som blev analyseret med anvendelse af eDNA-metabarcoding (C3- og DPO-blokerende nukleotider) og klassisk makroskopisk analyse under stereolup (Pertoldi m.fl., 2021).

Fugle

I alt 200 ekskrementprøver blev indsamlet fra de fire herbivore vandfuglearter. Ved indsamlingen blev der udelukkende indsamlet helt friske ekskrementer fra rene artsflokke, der havde fourageret mindst 1½ time fra morgenstunden på Bygholmengen. Ekstremtarter der lå i små ansamlinger, indikerende en fugl som havde stået og overnattet, blev undgået. Prøverne blev efterfølgende analyseret mikroskopisk, hvoraf 100 prøver også blev analyseret ved hjælp af eDNA-metabarcoding (se Boks 7). Planter/planterester i prøverne blev identificeret til artsniveau, og en kvalitativ metode i form af frekvens af forekomst (FO), samt FO beregnet som en procentdel, blev anvendt til at sammenligne resultaterne fra de to metoder (frekvens af forekomst er baseret på de mikroskopiske analyser). Data blev analyseret på flere taxonomiske niveauer, herunder orden, familie og art.

For yderligere detaljer omkring metoder se Boks 7.

Boks 7. En beskrivelse af forskellige metoder og teknikker i diætanalyser

Der findes mange måder at lave diætundersøgelser på. Undersøgelserne præsenteret i denne rapport bygger på to forskellige tilgangsmåder. For det første anvendes en mikro/makroskopisk tilgangsmåde, hvor ekskrementprøver undersøges under et mikroskop/stereolup, og hvor de dele af ekskrementet, der ikke er for nedbrudt, bestemmes til lavest mulige taksonomiske niveau. Ulempen ved denne metode er, at den er meget tidskrævende, mens fordelene er, at det er muligt at bedømme, hvor stor en andel de forskellige fødeemner udgør. Den anden anvendte metode i dette studie er eDNA og metabarcoding. Princippet bag metabarcoding er, at hver eneste art har en unik DNA signatur, dens 'barcode' (stregkode), og at man ved hjælp af DNA-analyser kan finde frem til, hvilke barcodes der er til stede i et ekskrement. For at kunne matche en barcode med en art kræver det, at artens genom er blevet sekvenseret og er at finde i et barcode-bibliotek. Fordelen ved denne metode er, at man kan analysere flere data, hurtigere. Desværre er metoden stadig dyr, og for at kunne nå til artsniveau kræver det, at artens barcode findes i et DNA-bibliotek. Idet feltet er i rivende udvikling, vil disse begrænsninger med al sandsynlighed blive mindre i fremtiden. Desuden er det ikke muligt at sige noget om, hvor stor en andel de forskellige fødeemner udgør af et ekskrement, det er kun muligt at få at vide, at en art er til stede i ekskrementet.

Metode for Odder

Morfologiske analyser

Delprøven til den morfologisk analyse blev overført til petriskåle. Alle ufordøjede rester i prøverne blev adskilt, undersøgt og bestemt til det lavest mulige taksonomiske niveau under anvendelse af en stereolup. For at estimere volumen af de forskellige bytterester, der fandtes i hver prøve, benyttede vi en kvantitativ tilgang. Når alle dele af et ekskrement var blevet bestemt til lavest mulige taksonomiske niveau, blev de inddelt i bunker, således at det var muligt at bedømme, hvor stor en andel hver fødekategori udgjorde af ekskrementet. En given fødevarekategori fik en bulk score baseret på et visuelt estimat til de nærmeste 10 % af det samlede volumen.

Metabarcoding analyser

Når man undersøger et ekskrement for dets indhold, er der altid en risiko for at ekskrementets overflade er blevet kontamineret med DNA fra arter i området. For at tage højde for det, blev de ydre dele af ekskrementerne ikke benyttet til sekventering, kun de indre dele af ekskrementet. Dermed undgår man ydre kontaminering fra områdets arter.

Delprøverne til metabarcoding blev opbevaret ved -20° C indtil DNA-ekstraktion. Ekstraktionen foregik i et clean-lab. Først blev prøven opformet ved hjælp af en PCR test (polymerase kæde reaktion). I denne test blev der anvendt en universel hvirveldyrsmarkør kaldet mitokondrie 12S5V, som bruges til at nedbryde DNA sekvenserne i passende stykker. Efterfølgende blev der anvendt et velafprøvet og universelt primersæt. En primer i en PCR analyse er et kort stykke enkelstrengt DNA, der bruges til at lokalisere den interessante region i det DNA, man ønsker at undersøge. Data blev dernæst sekvenseret. DNA består af en række basepar, og i sekventerings-delen af en PCR analyse finder man den rigtige rækkefølge af baseparene. Der er flere metoder at gøre det på, og her blev der benyttet en MiSeq platform og kit v3 (2 x 300 PE, Illumina, USA). Som output får man en lang række rå DNA sekvenser kaldet amplicons.

Der blev foretaget en kvalitetskontrol af de rå sekvenslæsninger ved hjælp af programmet AmpProp pipeline v5, som er et program specifikt skabt til at bearbejde amplicons. De oprensede amplicons blev tildelt en genetisk stregkode, der gjorde det muligt at sammenholde dem med stregkoder i BLAST. Hver art har en unik genetisk stregkode, som gør det muligt at identificere den. I BLAST sammenholdes sekvenserne fra analysen med et helt bibliotek af kendte sekvenser, hvorved man kan oversætte hver enkelt sekvens til en art.

De rå sekventeringsdata er kan findes på det europæiske nukleotidarkiv (ENA), og har projektnummeret PRJEB39884.

Metode for fugle

Dataindsamling og forberedelse:

Prøverne blev indsamlet i månederne oktober og november 2017 i De Østlige Vejler. Alle modtagne prøver blev ved ankomsten til laboratoriet opdelt i to underprøver, en del til mikroskopisk analyse og en del til eDNA-analyse. Dette blev gjort for at give mulighed for senere sammenligning af resultaterne af mikroskopisk analyse og eDNA-metabarcoding på prøveniveau. På den måde er det muligt at se, hvor godt de to metoder komplementerer hinanden.

Mikroskopiske analyser

Delprøver til de mikroskopiske analyser blev fremstillet ved at tilføje dem til petriskåle sammen med vand og sæbe. Prøverne blev opbevaret i køleskab ved 5 °C frem til analyse.

Som en forberedelse til den mikroskopiske analyse blev der udarbejdet en referenceliste over de potentielle fødeemner for fuglene. For at gøre dette blev frisk plantemateriale samlet i Vejlerne og fra det omgivende landbrugslandskab. Hver planteart fik taget billeder af deres planteepidermale lag, og billederne dannede grundlag for den efterfølgende analyse. Herefter blev hver delprøve analyseret under mikroskop.

Metabarcoding analyser

Når man undersøger et ekskrement for dets indhold er der altid en risiko for at ekskrementets overflade er blevet kontamineret med DNA fra arter i området. Ligesom ovenfor blev derfor kun de indre dele af ekskrementerne benyttet til sekventering.

Delprøver til eDNA-metabarcoding blev opbevaret i 1,5 ml eppendorf-rør ved -20° C frem til analyse. Delprøverne til eDNA-analyse blev ekstraheret i et clean-lab for at undgå kontaminering. Her anvendte vi et DNeasy Plant Kit, og PCR blev udført ved at forstærke en universal plantemarkør. MiSeq (Illumina Inc., San Diego, CA, USA) blev anvendt til sekventering efter producentens instruktioner. Den resulterende sekvenslæsning blev importeret i Mega7.0.26. til analyse i BLAST (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>), hvilket resulterede i en liste over fundne arter.

8.4 Resultater og diskussion

8.4.1 Odder

Totalt blev der observeret 16 forskellige byttedyrs familier i oddereksekrementerne ved anvendelse af morfologiske makroskopi-prøver, mens der blev observeret hhv. 15 og 14 forskellige byttedyr ved anvendelse af hhv. eDNA -C3 og -DPO teknikken (tabel 8.1). Sammenligningen af den morfologiske analyse med eDNA-analysen på familieniveau viser et gennemsnitligt procentvis overlap mellem de to metoder på 57,6 %, hvilket udtrykker, hvor ofte DNA-metabarcoding-fremgangsmåden rammer de samme resultater som den morfologiske analyse. Der er således en markant forskel mellem de to metoder, og de identificerer forskellige fødeemner på trods af et vist overlap. For eksempel finder den morfologiske metode syv familier, som slet ikke fanges med eDNA-teknikkerne, hvilket vil sige, at eDNA-teknikken ikke kan erstatte den makroskopiske analyse. Omvendt fanger eDNA-teknikken familier, som ikke registreres med den morfologiske analyse.

Kumulative kurver (artsforekomst som funktion af antal prøver)

På baggrund af de indsamlede og dermed replikerede prøver er der udarbejdet kumulative kurver; én for hver af de anvendte teknikker, hvilket vil sige en kurve, som adderer nye arter, der registreres i hver ny prøve i forhold til allerede registrerede arter i den pågældende prøveserie. Dette er gjort på såvel ordens- (figur 8.1) som familieniveau (figur 8.2) på baggrund af de tre forskellige teknikker. Ved hjælp af resultaterne og de kumulative kurvers hæld-

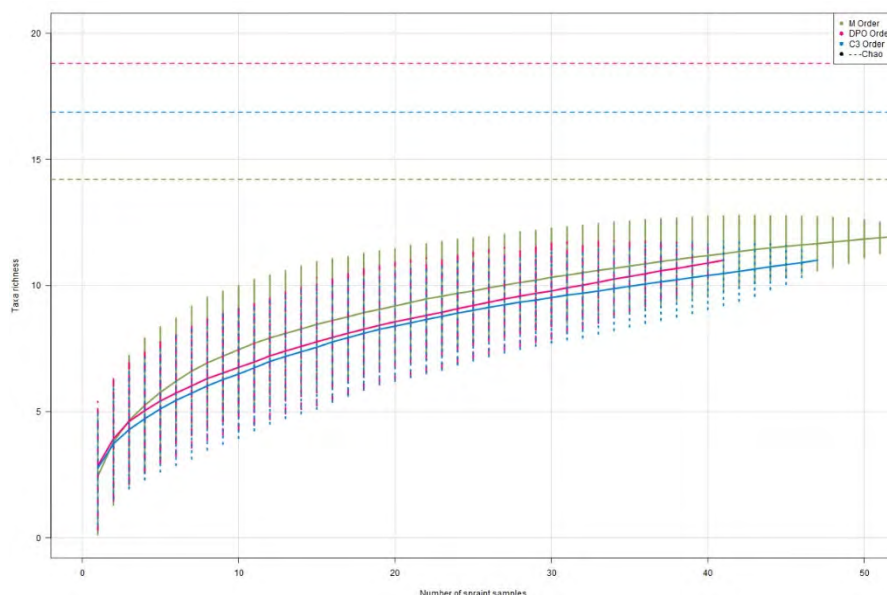
ning kan der desuden beregnes et Chao-estimat, det vil sige et teoretisk maksimum for artsforekomsten i Odderens ekskrementer. På ordensniveau er det teoretiske maksimum på 14, 17 og 19 ordener for hhv. makroskopiske, DNA-C3 og DNA-DPO teknikkerne (figur 8.1).

Tabel 8.1. Oversigt over, hvilke familier der er fundet i ekskrementerne fra Odder, og som dermed viser artens diæt. Diæten er udtrykt som relativ frekvens af forekomst (RFO) på familieniveau bestemt for de morfologisk analyser, og procentværdien er her et reelt udtryk for, hvor stor en andel af Odderens diæt der udgøres af de enkelte fødeemner. For DNA-analyserne med C3- og DPO-blokerende nukleotider angives også en RFO, men den kan ikke bruges til at drage konklusioner om relative forekomster på samme måde som de morfologiske analyser og skal derfor blot fortolkes som, at familien er til stede i diæten.

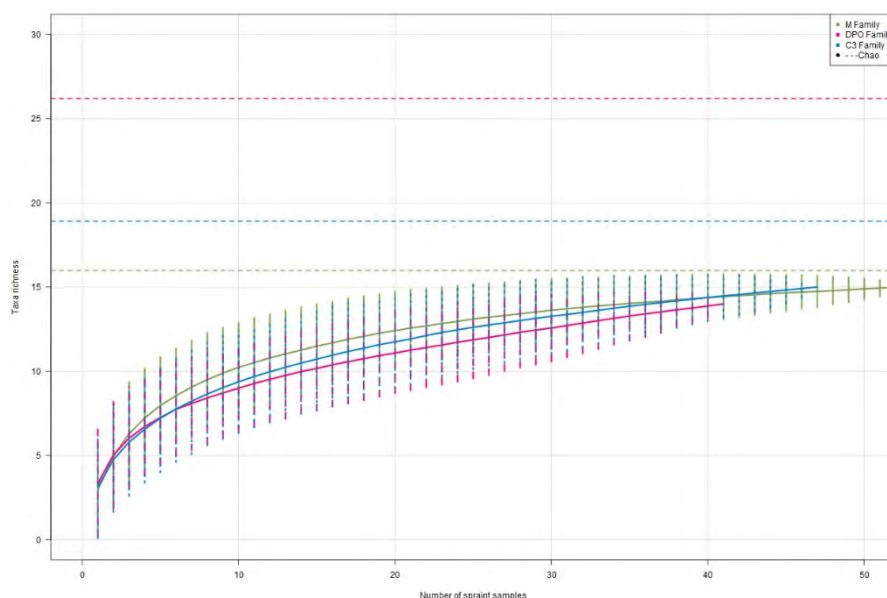
Klasse	Orden	Familie	RFO morfologisk analyse	RFO C3	RFO DPO
Fisk	Anguilliformes	Ål (<i>Anguillidae</i>)	0,7	-	-
	Cypriniformes	Karpe (<i>Cyprinidae</i>)	20,4	23,3	24,1
	Cypriniformes	Smerling (<i>Nemacheilidae</i>)	0,7	-	-
	Esociformes	Gedde (<i>Esocidae</i>)	2,6	2,7	9,0
	Gadiformes	Torsk (<i>Gadidae</i>)	2,6	-	-
	Gadiformes	Torskekvabbe, Knude (<i>Lotidae</i>)	10,5	-	-
	Gasterosteiformes	Hundestejle (<i>Gasterosteidae</i>)	11,2	22,7	17,3
	Perciformes	Tobis (<i>Ammodytidae</i>)	-	0,7	-
	Perciformes	Sandart (<i>Gempylidae</i>)	-	3,3	3,0
	Perciformes	Kutling (<i>Gobiidae</i>)	11,2	14,7	15,8
	Perciformes	Aborre (<i>Percidae</i>)	17,1	13,3	15,0
	Perciformes	Tangspræl (<i>Pholidae</i>)	-	1,3	-
	Perciformes	Makrel (<i>Scombridae</i>)	-	1,3	0,8
	Perciformes	Ålekvabbe (<i>Zoaridae</i>)	13,2	7,3	7,5
	Salmoniformes	Laks (<i>Salmonidae</i>)	1,3	-	-
	Scorpaeniformes	Ulk (<i>Cottidae</i>)	4,0	-	1,5
	Syngnathiformes	Nålefisk (<i>Syngnathidae</i>)	1,3	2,7	3,0
Krebsdyr	Decapoda	Krabbe (<i>Portunidae</i>)	2,0	-	-
Fugle	Anseriformes	Andefam. (<i>Anatidae</i>)	0,7	4,7	0,8
	Charadriiformes	Sneppefam. (<i>Scolopacidae</i>)	-	0,7	0,8
	Falconiformes	Falkefam. (<i>Falconidae</i>)	0,7	-	-
	Passeriformes	Drosselfam. (<i>Turdidae</i>)	-	0,7	0,8
	Pelacaniformes	Skarvefam. (<i>Phalacrocoracidae</i>)	-	0,7	0,8
Total RFO			100,2	100,1	100,2

På familieniveau er det teoretiske artsforekomst-maksimum på 16, 19 og 26 familier for hhv. makroskopiske, DNA-C3 og DNA-DPO teknikkerne (figur 8.2). Det vil sige, at eDNA-teknikkerne generelt giver et højere teoretisk maksimum sammenholdt med den makroskopiske teknik, hvilket også må være forventeligt, da eDNA-teknikkerne principielt også kan registrere byttedyrenes fødeindtag. For eksempel blev der ved hjælp af eDNA-metoderne registreret fisk af makrelfamilien og tobisfamilien, hvilket kan have været føde for fx den Skarv, som også blev registreret med eDNA-teknikkerne. Omvendt blev der registreret krabbe ved hjælp af den makroskopiske teknik, men ikke med eDNA-teknikkerne (tabel 8.1), hvilket demonstrerer, at eDNA-teknikkerne ikke er fuldkomne.

Figur 8.1. Kumulative kurver for artsforekomst i ekskrementprøver fra Odder på ordensniveau. Kurverne viser den observerede artsforekomst opnået med de tre anvendte analysemetoder (morfologisk - grøn, DPO (DNA-metabarcoding) - lyserød og C3 (DNA-metabarcoding) - blå), lodrette linjer repræsenterer 95 % konfidensinterval, mens horisontale stiplede linjer med ovennævnte farvekode symboliserer det beregnede teoretiske maksimum (Chao-estimat) for hver anvendt metode.



Figur 8.2. De tilsvarende observationer i ekskrementprøver fra Odder baseret på familieniveau afslørede, at morfologiske prøver nåede en anslået artsforekomst på 16, mens metabarcoding-fremgangsmåden ved anvendelse af C3- og DPO-blokerende oligonukleotider nåede en mangfoldighed på henholdsvis 19 og 26.



Odder delkonklusion

Anvendelse af både morfologisk analyse og eDNA-analyse viser, at teknikkerne ikke kan erstatte hinanden, men kan supplere hinanden i forhold til at bestemme fødevalg og dermed, hvilken påvirkning en top-prædator som Odderen har på det omgivende miljø. Resultaterne viser også, at Odderen har et meget bredt fødevalg af primært fisk, men også fugle og i mindre udstrækning invertebrater. Fordi kun den indre del af ekskrementet blev analyseret, er der kun en minimal risiko for at arter, der ikke er en del af odderens diæt, er blevet identificeret vha. DNA metabarcoding.

Ud fra de makroskopiske analyser ses det, at odderens primære fødevalg er inden for karpe- og aborrefamilien, mens også fisk fra hundestejlefamilien udgør en betydelig del af diæten (tabel 8.1). Skallen, som er en fisk i karpefamilien, udgør mindst 30 % af biomassen af fisk i de fire store søer i De Østlige Vejler. Karudsen, som ligeledes er i karpefamilien, udgjorde i 2017 mere end 40 % af fiskebiomassen i Han Vejle (figur 5.7). Ligeledes findes Grundling og

Rudskalle, begge fra karpefamilien, i lav abundans i søerne. Odderen har altså rig mulighed for adgang til fisk i karpefamilien inden for De Østlige Vejler. Fra aborrefamilien er Sandart til stede, men med lav abundans i De Østlige Vejler, mens Aborren udgør en stor del af fiskebiomassen særligt i Selbjerg Vejle (figur 5.7). Det tyder på, at Odderen har mulighed for at finde en stor del af sin føde inden for De Østlige Vejler. Derimod er der ikke fundet fisk fra ålekvabbefamilien i De Østlige Vejler, og idet mere end 10 % af Odderens diæt består af fisk i ålekvabbefamilien (tabel 8.1), indikerer dette, at Odderen også søger en del af sin føde uden for De Østlige Vejlers grænser.

8.4.2 Fugle

For fugle blev der ligesom for Odder anvendt morfologisk analyse og eDNA-analyse til bestemmelse af fuglenes diæt. I undersøgelsen var udvalgt fire karakteristiske og vigtige fuglearter for Bygholmengen: Pibeand, Grågås, Kortnæbbet gås og Bramgås.

Ved anvendelse af ekskrementerne fra de inkluderede fugle blev der mikroskopisk identificeret 21 plantearter i de ekskrementprøver (tabel 8.2). Heraf fremgår det, at fuglene indtager både strandengsplanter, engplanter, marine planter og kulturplanter som for eksempel Byg, Hvede og Majs, hvilket også betyder, at såvel Pibeand som gæssene ikke kun fouragerer i Vejlerne, men også udenfor.

Tabel 8.2. Plantearter identificeret i indsamlede fugleekskrementer fra Bygholmengen.

Orden	Familie	Slægt	Art	Dansk navn
Juncales	Juncaceae	Juncus	articulatus	Glanskapslet siv
Fabales	Fabaceae	Trifolium	pratense	Rød-kløver
Poales	Poaceae	Cynosurus	cristatus	Kamgræs
Poales	Poaceae	Hordeum	vulgare	Byg
Poales	Poaceae	Festuca	rubra	Rødsvingel
Cyperales	Cyperaceae	Carex	nigra	Almindelig star
Asterales	Asteraceae	Aster	tripolium	Strand-asters
Poales	Poaceae	Phragmites	australis	Tagrør
Zosteriales	Juncaginaceae	Triglochin	maritima	Strand-trehage
Asterales	Asteraceae	Leontodon	autumnalis	Høstborst
Poales	Poaceae	Holcus	lanatus	Fløjlsgræs
Plumbaginales	Plumbaginaceae	Armeria	maritima	Engelsk græs
Poales	Poaceae	Agrostis	capillaris	Almindelig hvene
Rosales	Rosaceae	Potentilla	anserina	Gåsepotentil
Primulales	Myrsinaceae	Glaux	maritima	Sandkryb
Scrophulariales	Plantaginaceae	Plantago	maritima	Strand-vejbred
Poales	Poaceae	Zea	mays	Majs
Zosteriales	Zosteraceae	Zostera	marina	Ålegræs
Poales	Poaceae	Puccinellia	maritima	Strand-annelgræs
Poales	Poaceae	Agrostis	stolonifera	Krybhvene
Poales	Poaceae	Triticum	aestivum	Hvede

Kumulative kurver

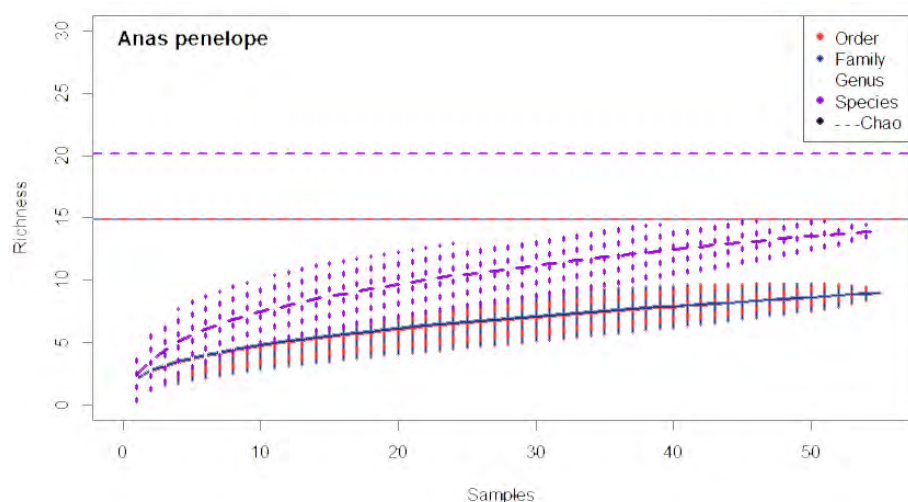
Som for Odderen er der udarbejdet kumulative kurver baseret på det totale antal makroskopiske prøver oparbejdet på de fire fuglearter. Kurverne viser, hvor mange ordener / familier / arter, man kan forvente at finde, hvis man analyserer et stigende antal prøver. Det oparbejdede antal prøver varierede mellem 20 og 55 afhængigt af art. I tabel 8.3 er der, ud over resultaterne fra Pibeand, vist antal arter registreret i makroskopiske prøver fra hhv. Bramgås, Grågås og Kortnæbbet gås. Heraf fremgår det, at variationen i fuglenes fødevalg er meget ensartet, eftersom antallet af arter i ekskrementerne kun varierer mellem 12 og 15 plantearter. Ud fra antallet alene er det dog ikke muligt at sige noget om fødeoverlappet, kun at deres fødeniche er omtrentligt lige stor.

For Pibeand blev der oparbejdet 55 prøver, og den tilhørende kumulative kurve viser 14 forskellige observerede plantearter i dens fødevalg (figur 8.3, tabel 8.3). Laves et Chao estimat på grundlag af de makroskopiske prøver, er tallet 20, hvilket vil sige, at Pibeanden estimeres til at indtage føde fra 20 forskellige arter. I dette tilfælde kan der selvfølgelig ikke siges noget om, hvilke arter der er tale om ud over de allerede 14 identificerede arter fra eDNA analysen. Kumulative kurver for de øvrige tre fuglearter er illustreret i bilag 16.

Diætoverlappet mellem arterne blev kvantificeret i procent ud fra de makroskopiske analyser. Ser man først på fødevalget på familieniveau, var Poaceae, græsfamilien, den mest abundante familie med værdier på henholdsvis 40,4 %, 44,4 % og 30,8 % for vandfuglene Pibeand, Grågås og Bramgås. For Kortnæbbet gås var græsfamilien og kodriverfamilien (underfamilie Myrsinaceae) de mest spiste familier og udgør 44,4 %.

Der er tilsvarende udført kumulative kurver baseret på eDNA-teknikkerne på ordens-, familie-, slægt- og artsniveau for Pibeand (PA) (figur 8.4), Bramgås (BrG), Grågås (GG) og Kortnæbbet gås (KG). For Pibeand viser resultaterne, at eDNA-metoderne til enhver tid har et højere Chao-estimat end de makroskopiske analyser for det maksimale antal ordener / familier / slægt / arter (figur 8.4). Idet kurven er mere stejl for eDNA-metoden i forhold til den makroskopiske metode, kunne det også tyde på, at man kan nøjes med at analysere færre prøver, når man arbejder med eDNA frem for med makroskopiske bestemmelser. For de øvrige tre arter er resultaterne illustreret i bilag 16.

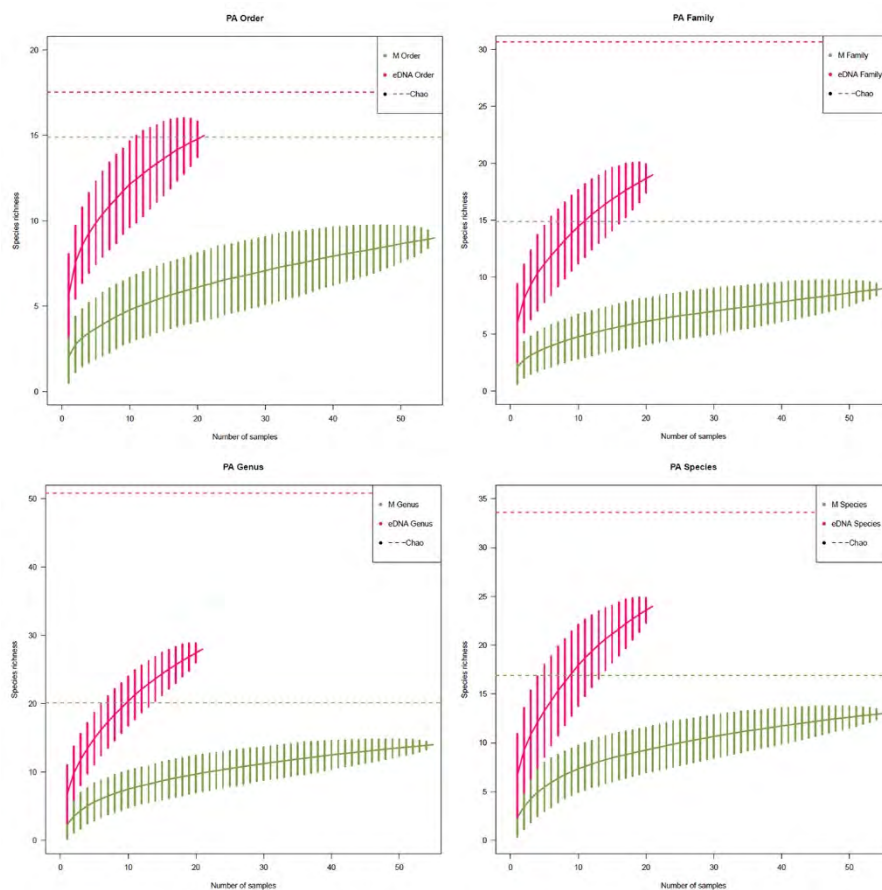
Figur 8.3. Kumulativ kurve over registrerede plantearter baseret på i alt 55 analyserede makroskopiske prøver fra Pibeand. I figuren er vist kurver baseret på orden, familie, slægt og art samt Chao-estimat baseret på arter.



Tabel 8.3. En oversigt over de mikroskopiske prøver foretaget for de fire fuglearter. Ud over at vise antallet af undersøgte prøver for hver art er der vist, hvor mange arter der blev fundet i hver fugls diæt, samt hvor mange arter der estimeres at kunne findes (Chao-estimator). Dette vises på de fire taksonomiske niveauer orden, familie, slægt og art.

Art	Antal prøver	Niveau	Orden	Familie	Slægt	Art
Pibeand	55	Arter i fødevalg	9	9	14	14
		Chao estimat (arter)	14.90	14.90	20.14	20.14
Bramgås	24	Arter i fødevalg	7	7	11	12
		Chao estimat (arter)	7.64	7.64	11.64	12.64
Grågås	20	Arter i fødevalg	8	8	12	13
		Chao estimat (arter)	12.28	12.28	14.14	15.14
Kortnæbbet gås	20	Arter i fødevalg	8	8	12	13
		Chao estimat (arter)	9.9	9.9	14.14	15.14

Figur 8.4. Kumulative kurver for Pibeandens diæt på ordens- (A), familie- (B), slægts- (C) og artsniveau (D).



Delkonklusion fugle

Resultaterne viser, at der er fordele ved både eDNA og den mikroskopiske metode. Ved eDNA-metoden er det muligt at identificere flere mulige fødeemner end med de mikroskopiske analyser. Dog er det kun muligt at få kvantitative resultater ud fra mikroskopiske analyser. For at se på fødeoverlappet mellem de fire undersøgte arter samt se på, hvor stor en del af deres føde de

finder på Bygholmengen og de omkringliggende marker, er det derfor nødvendigt at betragte de mikroskopiske analyser. Går man ned på artsniveau for fødeemnerne, ser man et diætoverlap for flere af de undersøgte fuglearter på baggrund af ekskrementprøverne. I alle fire fuglearters diæter indgår en forholdsvis høj mængde af Krybhvene og Rødsvingel, mens også Sandkryb og Fløjlsgræs findes i stort omfang i flere af fuglenes diæter (bilag 17). Både Krybhvene og Rødsvingel er meget almindelige på Bygholmengen og forefindes i hhv. 77,5 % og 95 % af alle de undersøgte 5 m-cirkler i 2017 (bilag 8), hvilket tyder på, at fuglene i et vist omfang fouragerer på de dominerende planter på Bygholmengen. Fløjlsgræs, der forekom i 10 % af de undersøgte plots i 2017, er den art, som både Grågå, Kortnæbbet gås og Bramgå oftest indtager, og den udgør hhv. 23 %, 21 % og 22 % af deres diæt (bilag 8 og 17). Idet Fløjlsgræs kun forekommer på en mindre andel af Bygholmengen og alligevel udgør en væsentlig del af de tre fugles kost, kunne noget tyde på, at fuglene selektivt går efter Fløjlsgræs, men det vil kræve yderligere studier at bekræfte dette. Generelt er der et stort overlap imellem Grågå, Kortnæbbet gås og Bramgåsens diæter, der ud over Fløjlsgræs domineres af Krybhvene, Rødsvingel og Sandkryb. Fødevalget for alle gåsearterne synes at være mere strandengspræget end det var for de samme arter på Tipperhalvøen i Ringkøbing Fjord i begyndelsen af 1980'erne – hvor den yderste del Tipperne også er karakteriseret som strandeng (Lorenzen & Madsen 1985), men hvor fjorden på det tidspunkt var meget lidt salt (Meltøfte & Clausen 2011). Pibeand, derimod, indtager primært Sandkryb, der udgør 39 % af dens diæt, og som forefindes i 80 % af de undersøgte områder på Bygholmengen i 2017 (bilag 8 og 17), og har i et enkelt tilfælde været ude i Limfjorden for at fouragere på ålegræs, en habitat som de gerne veksler til i perioder med særligt lave vandstande i Løgstør Bredning. Derimod udgør landbrugsafgrøderne Hvede og Byg jf. analyserne kun en meget lille del af fuglenes fødegrundlag (bilag 17). I den forbindelse skal det nævnes at der bevidst blev indsamlet friske og grønligt farvede ekskrementer, for at undersøge fødevalget på engen, frem for indsamling af ekskrementer fra fugle, der fouragerer på agerjord og overnatter på engen, og som om efteråret oftere efterlader brunlige ekskrementer, da en stor del af føden på agerjordene er spildsæd.

8.5 Konklusion og perspektivering – eDNA

Diætoverlap og bærekapacitet

Ved hjælp af eDNA-metabarcoding er det muligt at undersøge dyrearters diæter og diætoverlap i et område og samtidig vurdere bærekapaciteten af området, hvor arten befinder sig (Iacolina m.fl., 2020). Studierne udført i Vejlerne viser, at eDNA og metabarcoding har potentiale til at kunne give et overblik over, hvilke fødeemner både pattedyr og fugle indtager. I forhold til at studere diætoverlap viser data fra de fire undersøgte fuglearter dog, at mikroskopiske metoder også stadig er nødvendige for at kvantificere fødeoverlap.

Kombinationen af de to metoder viser, at Odderen har et meget bredt fødevalg, bestående af primært fisk, herunder karpe og aborrefamilien, men at der i odderens diæt også i mindre grad indgår fugle og invertebrater. De foretrukne fisk forekommer i høj tæthed i De Østlige Vejler, hvilket vil sige, at Odderen må forventes primært at fouragere internt i Vejlerne, mens ca. 10 % af dens fiskeføde formentlig hentes uden for Vejlerne i et mere marint miljø.

For de fire undersøgte fuglearter viser kombinationen af de to metoder, at fuglene primært vælger karakteristiske plantearter fra Bygholmengen, såsom Krybhvene og Rødsvingel, men også Sandkryb og Fløjlsgræs, hvilket tyder

på, at fuglene når de fouragerer på Bygholmengen spiser mange forskellige planter, men også i visse tilfælde er meget selektive.

Selvom brugen af eDNA er lovende, så er teknologien fortsat i sin spæde start, og der er behov for validering og udvikling, inden metoden kan implementeres i den praktiske naturovervågning og forvaltning. Særligt metodens styrker og begrænsninger, samt hvorledes eDNA kan supplere traditionelle overvågningsmetoder, kræver belysning, således at konkrete og omkostningseffektive værktøjer kan udvikles. Fødeundersøgelserne i Vejlerne har belyst en del af problematikken ved eDNA, idet ikke alle fødeemner, der er til stede i et dyrs ekskrementer, nødvendigvis opfanges ved hjælp af eDNA-teknikker, samt fordi det ikke er muligt at kvantificere, hvor stor en andel af føden enkelte fødeemner udgør. Der er altså på nuværende tidspunkt stadig også behov for traditionelle fødeundersøgelser, hvor makro-/mikroskopiske metoder anvendes.

I bilag 18 er det vurderet, hvorledes eDNA på nuværende tidspunkt kan forventes anvendt i naturforvaltning og naturovervågning.

9 Det samlede system

9.1 Fødekæder/net - hvordan er systemet koblet sammen?

Af kapitel 5 fremgår det, at søerne har deres egne til dels aflukkede systemer, hvorfra primært fisk kan ind- og udvandre via til- og afløb. Dette betyder også, at der i den akvatiske del af søerne eksisterer et internt fødenet bestående af primærproducenter som alger og vandplanter samt en række konsumenter bestående af dyreplankton, bunddyr, invertebrater i vandfasen samt vertebrater i vandfasen i form af forskellige fiskearter. Afhængig af søen og dennes størrelse samt tilstand og antal fiskearter er det i afsnit 5.2.9 vist, hvorledes fødekæden kan være presset mere eller mindre sammen. Er der fx stor konkurrence om føden mellem fiskearterne og fiskene generelt har sammen størrelse, er fødekæden presset sammen, mens fødekæden generelt er længere ved rigelig fødetilgængelighed, gode fourageringsforhold som blanding af åbent vand og tættere vegetationsbede samt et arts- og størrelsesmæssigt divers fiskesamfund.

Ovennævnte betyder ikke, at andre organismer ikke er afhængige af søerne, for eksempel er mange af de flyvende insekter fanget i flyvefælder i rørskovene eller på engen i høj grad afhængig af søerne i forbindelse med deres tidlige livsstadier. Endvidere fremgår det af eDNA-resultaterne samt epidermisprøverne fra Odderne (Kap. 8), at denne i høj grad er afhængig af karpe- og aborrefisk som fødekilde. Fiskebestanden i søerne er derfor afgørende for Odderens tilstedeværelse og dens succes i området. Man kan selvfølgelig sætte spørgsmål ved, om den ikke også ville klare sig godt i området, hvis ikke søerne havde været der. Det vil den formentlig, da resultaterne også viser 10 % tilstedeværelse af marine fiskearter samt fugle i Odderens fødevalg, men formentlig ville Odderen ikke være til stede i samme tæthed som nu, hvor der er meget nem adgang til den store fiskebestand i søerne.

Fiskeædende og herbivore fugle er generelt også koblet til vandløb og søer. Det er således kendt, at for eksempel Lappedykker og Fiskehejre forekommer i højere tæthed i relativt klarvandende systemer med nem adgang til en god fiskebestand. Endvidere er for eksempel Knopsvane og Pibesvane samt Blishøne typisk tilstede i større antal, hvis der er en stor bestand af attraktive undervandsplanter som Børstebadet vandaks tilstede i søerne. I De Østlige Vejle observeres en tydelig kobling mellem Knopsvane, Pibesvane, til dels Sangsvane samt Blishøne og attraktive undervandsplanter. I takt med der er sket en reduktion af Børstebadet vandaks i søerne (Kap. 5) er der sket en nedgang i antal svaner og Blishøns (1978-2019, figur 7.2). Endvidere er procentdelen af Knopsvane og Blishøne i specielt Selbjerg Vejle og Glombak gået ned samtidig med procentdelen af de pågældende arter er gået op på Bygholmengen og Bygholm Nord (figur 7.3). Der er således en stærk kobling mellem de herbivore fugle og søernes undervandsvegetation.

På engene kan der via eDNA og epidermisprøverne, tilsvarende observeres en kobling mellem engvegetationen og udvalgte fuglearter. De fire fuglearter, Pibeand, Bramgås, Grågås og Kortnæbbet gås, fouragerer således primært på plantearter, som vokser på engen eller andre nærliggende strandengsarealer (eksempelvis ud for Løgstød Bredning ned mod Aggersund eller landtangen øst for Amtoft Vig) og kun i mindre grad på landbrugsarealer (på baggrund af Majs, Hvede, Byg i prøverne). I den forbindelse skal det dog bemærkes, at

der bevidst blev indsamlet ”grøn-farvede” fugleekskremer, hvilket kan have skævvredet resultaterne, da fugle som primært fouragerer på kulturplanter, ofte efterlader mørkere/sorte ekskremer. Resultaterne efterlader dog ikke tvivl om, at de fire undersøgte fuglearter er stærkt afhængige af, og dermed tæt koblet til plantearterne, som vokser på De Østlige Vejler.

9.2 Værktøjer til fonden

9.2.1 Søer

I relation til søerne og diversiteten i disse samt deres tilstand og vandkvalitet har fonden følgende værktøjer til rådighed:

1. Regulering af vandstand: Ved at holde en forholdsvis høj vandstand ved hjælp af tilstrømmende ferskvand fortyndes saltholdigheden i området, og man forhindrer indstrømning af saltholdigt vand fra Limfjorden. Det anbefales således at holde den i 2003 anbefalede vandstand (Jeppesen m.fl., 2002), hvilket vil sige at holde vandstanden så høj som praktisk muligt, for via ferskvandstilstrømning at fastholde en lav saliniteten.
2. Slusepraksis: Slusepraksis har i høj grad indflydelse på saliniteten i De Østlige Vejler. Åbnes slusen ved høj vandstand i Limfjorden, vil indtrængende vand således øge saliniteten. Det anbefales derfor at drive en slusepraksis som i dag, hvilket sikrer lav salinitet i søerne. Dette vil sikre, at fx effektive algegræssere som dafnier kan overleve, forudsat at der er et lavt græsningstryk fra fiskene.
3. Ekstern næringsstofftilførsel: Dette er et værktøj, som er vanskeligt for fonden at regulere, men det er afgørende for tilstanden i søerne at reducere næringsstoffbelastningen til Selbjerg og Glombak, men stadigvæk også til Lund Fjord. Det sidste kan ske ved fx at afskære vand fra Østre Landkanal til Lund Fjord via etablering af en yderligere kanal til udelukkende drænvand, eller alternativt etablere en klapsluse i den eksisterende kanal ved udløbet af Lund Fjord. Endvidere, bør belastningen til Lund Fjord fra sommerhusområdet i det nord-vestlige hjørne af oplandet reduceres.
 - a. Anbefalede mål for søkoncentrationer af næringsstoffer: <2 mg TN/L og $<0,1$ mg TP/L
 - b. Anbefalede mål for NPUE_skalle: <30 .
4. I forhold til at reducere belastningen til Selbjerg Vejle og Glombak kan landbrugsdriften i det vestlige opland reduceres/ekstensiveres. Et alternativt værktøj er at opkøbe landbrugsjord i oplandet og/eller at anlægge bufferzoner (der foregår en stadig udvikling af bufferzoner som virkemiddel til reduktion af næringsstoffbelastning Eriksen m.fl., 2020) mellem landbrugsarealerne og søerne/Selbjerg Kanal/Glombak Kanal. Det anbefales at indgå samarbejde med Limfjordsrådet, Thisted og Jammerbugt Kommune omkring forvaltningen i oplandet; endvidere bør tilløb og dræn på vestsiden af Selbjerg Vejle og Glombak kortlægges og tjekkes.

9.2.2 Engen og rørskoven

I relation til engen/rørskoven og diversiteten i disse samt deres tilstand og vandkvalitet har fonden følgende værktøjer til rådighed:

1. Græsningstryk: Græsningstrykket fra kreaturer og andre græssere er afgørende for vegetationshøjden og vegetationssammensætningen på engen. På baggrund af undersøgelserne anbefales det at fortsætte med det nuværende græsningstryk, som virker tilpas i forhold til at opretholde en god plantebiodiversitet.
2. Næringsstofniveau og eventuel vanding/overrisling: Naturrådet har udtrykt bekymring for, om tilførsel af vand fra Lund Fjord Kanalen til engen i tørkeperioder kan påvirke vegetationssammensætningen på engen pga. næringsstofindholdet i kanalvandet. På baggrund af det aktuelle kvælstofniveau i Lund Fjord Kanal er det i orden, i tørkeperioder, at oversvømme Bygholmengen med moderate vandmængder fra kanalen (se afsnit 6.4.5).
3. En tilførsel af ferskvand fra Lund Fjord Kanal kan imidlertid påvirke strandengsfloraen på Bygholmengen. Hvis Bygholm skal tilbage til en bedre tilstand som strandeng, bør Bygholmengen ikke oversvømmes med ferskvand fra Lund Fjord Kanal.
4. Tilførsel af saltvand fra Limfjorden: Øget saltvandstilførsel vil øge saltholdigheden på strandengen. Ønskes det at lade Bygholmengen vende tilbage til en god botanisk tilstand som strandeng, kan det anbefales at lade engen oversvømme med saltvand fra Limfjorden. Herved kan man dog risikere, at saliniteten øges i søerne, hvilket vil være ugunstigt for søernes tilstand.
5. Af hensyn til at reducere erosion og sedimenttransport kan det anbefales at opsætte eventuelle afskærmninger i de hyppigste vindretninger fra henholdsvis sydvest, vest og øst ved områder med højere sårbarhed for at bryde længden af frit stræk.
6. Vi anbefaler at opretholde den nuværende forvaltning og dermed forskelligartede struktur i rørskoven. Samlet set giver en mosaik af rørskove i forskellige aldre en større diversitet i det store perspektiv og tilgodeser flest mulige plantearter og invertebratgrupper.

9.2.3 Fugle

I forhold til fuglene i De Østlige Vejler, og optimering af fuglenes levevilkår har fonden følgende værktøjer til rådighed:

1. Søernes fugle: Der skal arbejdes for en genskabelse af mere rene søer, det vil sige næringsstofftilførslen skal reduceres (se pkt. 3 under 9.2.1). Herved kan forventes en mere udbredt bundvegetation og alle de smådyr og fisk, der følger med renere søer. Så kan man forvente at svaner, blichøns og mange andre arter vender tilbage i antal.
2. Engfugle – deres levesteder skal sikres, hvilket kan ske ved:
 - a. At reducere bestanden af primært Mårhund og Ræv og måske også Odder og Mink. Der er dog en risiko for, at når én art reduceres, kan et andet rovdyr overtage.
 - b. Fremadrettet at sikre en vandstand på -10 cm (nye kote DVR90) fra 1. marts og frem. Det er 9 cm højere vandstand og én måned tidligere end hidtil. Det vil medføre et øget antal af svømmeæ-

der i området i marts, og at de tidligst ynglende vadefugle etablerer sig i området sidst i marts. Desuden reducerer det adgangen for rovdyr.

3. Rørskovens fugle – levestederne skal sikres, hvilket kan ske ved:

- a. At vandstanden på Bygholm Nord øges, hvilket vil reducere prædationstrykket på Rørdrum og Rørhøg. Det anbefales, at lukke de tre overløb fra Bygholm Nord til Selbjerg Vejle (henholdsvis det ene ved ved Kogleakssøen og de to i Selbjergdiget) d. 1. marts og dermed sikre en vandstand i Bygholm Nord på +20 cm (DVR-90). Senere på foråret omkring den 1. maj kan koten sænkes til +15 cm.

10 Referencer

Andersen, L.H., Skærbæk, A.S.K., Sørensen, T.B., Knudsen, J.S., Pertoldi, C., Bahrndorff, S. & Bruhn, D. 2020. Turnover and change in plant species composition in a shielded salt marsh following variation in precipitation and temperature. - *Journal of Vegetation Science* 31: 465-475.

Andersen, L.H., Nummi, P., Bahrndorff, S., Pertoldi, C., Trøjelsgaard, K., Lauridsen, T.L., Rafn, J., Frederiksen, C.M.S., Kristjansen, M.P. & Bruhn, D. 2021. Reed bed vegetation structure and plant species diversity depend on management type and the time period since last management. - *Applied Vegetation Science* 24: e12531.

Andersen, L.H. 2020. Plant and invertebrate diversity and management in wetlands – the salt marsh and reed beds of De Østlige Vejler, Denmark. PhD-afhandling. Aalborg: Aalborg University Press.

Bakker, J.P., Esselink, P., Dijkema, K.S., van Duin, W.E. & de Jong, D.J. 2002. Restoration of salt marshes in the Netherlands. - *Hydrobiologia* 478: 29-51.

Balsby, T.J.S., Clausen, P., Krause-Jensen, D., Carstensen, J. & Madsen, J. 2017. Long-term patterns of eelgrass (*Zostera marina*) occurrence and associated herbivorous waterbirds in a Danish coastal inlet. – *Frontiers in Marine Science* 3: 285.

Bauer, N., Blaschke, U., Beutler, E., Gross, E.M., Jenett-Siems, K., Siems, K. & Hilt, S. 2009. Seasonal and interannual dynamics of polyphenols in *Myriophyllum verticillatum* and their allelopathic activity on *Anabaena variabilis*. - *Aquatic Botany* 91: 110-116.

Boertmann, D. & Rigét, F. 2006. Effects of changing water levels on numbers of staging dabbling ducks in a Danish wetland. - *Waterbirds* 29: 1-8.

Buttenschøn, R.M. 2014. Vejledende græsningstryk for udvalgte naturtyper. Institut for geovidenskab og naturforvaltning, Københavns Universitet, København.

Burholt, T., Lilleør, O. & Jepsen, B.M. 1994a. Vejlerne botanisk set - en oversigt. - *Urt* 18: 99-104.

Burholt, T., Lilleør, O. & Jepsen, B.M. 1994b. Nye fund af ekstremrigkær i Vejlerne. - *Urt* 18: 39-43.

Bylemans, J., Furlan, E. M., Hardy, C. M., McGuffie, P., Lintermans, M., & Gleeson, D. M. (2017). An environmental DNA-based method for monitoring spawning activity: A case study, using the endangered Macquarie perch (*Macquaria australasica*). *Methods in Ecology and Evolution*, 8(5), 646-655.

Cappelen, J. 2018. Danmarks klima 2017. Danmarks Meteorologiske Institut, København. - DMI Rapport 18-01. 86 s.

Cappelen, J. 2019. Danmarks klima 2018. Danmarks Meteorologiske Institut, København. - DMI Rapport 19-01. 91 s.

Carl, H. og Møller, P.R., 2019. *Fisk*. I Moeslund, J.E. m.fl. (red.): Den danske Rødliste 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. redlist.au.dk.

Casper RM, Jarman SN, Deagle BE, Gales NJ, Hindell MA (2007) Detecting prey from DNA in predator scats: a comparison with morphological analysis, using *Arctocephalus* seals fed a known diet. *J Exp Mar Bio Ecol* 347:144–154.

Christiansen, A. 1938. Sommer i Vejlerne - en bog om sumpfuglenes forjættede land. – J. Fr. Clausens Forlag, København.

Ciaranca, M. A., Allin, C.C. & Jones, G.S. 1997. Mute Swan (*Cygnus olor*), The Birds of North America Online. Poole, A. (red). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca.

Clausen, P. 1998. Choosing Between Feeding on *Zostera* and Salt Marsh: Factors Affecting Habitat Use by Brent Geese in Spring. - Norsk Polarinstitutt Skrifter 200: 269-286.

Clausen, P. 2000. Modelling water level influence on habitat choice and food availability for *Zostera* feeding brent geese *Branta bernicla* in non-tidal areas. - *Wildlife Biology* 6: 75-87.

Clausen, P. & Bregnballe, T. 2017. Metode til overvågning af fugle i søer med henblik på opgørelse af fugles eksterne næringsbelastning af søer. - Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 43 s.

Clausen, P. & Holm, T.E. 2011. Målsætning af levesteder for vandfugle. Resultater fra et pilotprojekt i 6 udvalgte jyske EF-fuglebeskyttelsesområder med særligt fokus på vegetationstilknyttede arter. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 10. 88 s. <http://www.dmu.dk/Pub/SR10.pdf>

Clausen, P. & Kahlert, J. (red.) 2010. Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU, nr. 778. 206 s. <https://www.dmu.dk/pub/fr778.pdf>

Clausen, P., Holm, T.E. & Kjeldsen, J.P. 2006. Naturgenopretning af søerne i Vejlerne – en vurdering af effekter på yngle- og trækfugle. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig Rapport fra DMU nr. 583. 122 s. <https://www2.dmu.dk/Pub/FR583.pdf>

Clausen, P., Holm, T.E., Therkildsen, O.R., Jørgensen, H.E. & Nielsen, R.D. 2014. Rastende fugle i det danske reservatnetværk 1994-2010. Del 2: De enkelte reservater. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 132. 236 s. <http://www.dmu.dk/Pub/SR132.pdf>.

Clausen, P., Hounisen, J.P., Asferg, T., Thorup, O., Nielsen, H.H. & Vissing, M.S. 2016. Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2015. Evaluering af effekten af en intensiveret rævebekæmpelse og evidensbaserede anbefalinger til forvaltningstiltag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 160. 84 s.

<http://dce2.au.dk/pub/SR160.pdf>

Clausen, P., Therkildsen, O.R., Nielsen, R.D. & Holm, T.E. 2017. Kortlægning af levesteder med forslag til målsætning og tilstandsvurdering for rastende vandfugle. Arter tilknyttet bundvegetation, enge og moser. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 248. 120 s. <http://dce2.au.dk/pub/SR248.pdf>

Clausen, P., Petersen, I.K., Bregnballe, T. & Nielsen, R.D. 2019. Trækfuglebestande i danske Fuglebeskyttelsesområder, 2004 til 2017. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Teknisk rapport nr. 148. 310 s. <http://dce2.au.dk/pub/TR148.pdf>

Cott, G.M., Chapman, D.V. & Jansen, M.A.K. 2013. Salt Marshes on Substrate Enriched in Organic Matter: The Case of Ombrogenic Atlantic Salt Marshes. - *Estuaries and Coasts* 36: 595-609.

COWIconsult 2000. Naturgenopretning. De Østlige Vejler. Forundersøgelser. Rapport udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen, november 2000. 114 s. plus tegninger og kort.

COWI 2009. Driftsplan for Vejlerne. Hovedrapport. - Vejlernes Naturråd, Aage V. Jensen Naturfond.

Cowie, N. R., Sutherland, W. J., Dithlago, M. K. & James, R. 1992. The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. - *Journal of Applied Ecology* 29: 277-284.

Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1977. The Birds of the Western Palearctic. Vol. I. Ostrich to Ducks. Oxford University Press, Oxford.

Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1980. The Birds of the Western Palearctic. Vol. II. Hawks to Bustards. Oxford University Press, Oxford.

Degener, P. 1994. Naturområdet Vejlerne. - Rapport fra Skov- og Naturstyrelsen, Viborg Amt og Nordjyllands Amt. 142 s. + bilag.

De Souza, L. S., Godwin, J. C., Renshaw, M. A., & Larson, E. (2016). Environmental DNA (eDNA) detection probability is influenced by seasonal activity of organisms. *PloS one*, 11(10), e0165273.

Ellermann, T., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2015. Atmosfærisk deposition 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 88 s. – Videnskabelig rapport nr. 163. <http://dce2.au.dk/pub/SR163.pdf>

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Geels, C., Nilesen, I. E., & Poulsen, M. B. 2019. Atmosfærisk deposition 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 84s. – Videnskabelig rapport nr. 351. <http://dce2.au.dk/pub/SR351.pdf>

Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H. 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174 <https://dca.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>

Ewins, P. J. & Weseloh, D.V. 2020. Little Gull (*Hydrocoloeus minutus*), version 1.0. In Billerman, S.M. (red.): Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.litgul.01>

Fernández S, Rodríguez S, Martínez JL, Borrell YJ, Ardura A, García-Vázquez E (2018) Evaluating freshwater macroinvertebrates from eDNA metabarcoding: A river Nalón case study. PLoS ONE 13(8): e0201741. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201741>

Fog, M. 1971. Haunts in Denmark for White-fronted Goose (*Anser albifrons*), Bean Boose (*Anser fabalis non brachyrhynchus*) and Pink-footed Goose (*Anser fabalis brachyrhynchus*). – Danish Review of Game Biology 6 (3): 1-12.

Fox, A.D., Desholm, M., Rasmussen, P.A.F. & Balsby, T.J.S. 2013. Preliminary results from a study of habitat use of radio-tracked Spotted Crakes *Porzana porzana* at a restored wetland in northeast Jutland, Denmark. – Wildfowl 63: 115–134.

Fox, A.D., Kjeldsen, J.P., Desholm, M., Rasmussen, P.A.F., Balsby, T.J.S. & Heldbjerg, H. 2014. Within and between year phenology of calling Spotted Crakes *Porzana porzana* in Denmark. – Wildfowl 64: 102-115.

Fox, A.D., Jørgensen, H.E, Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Fugl, K., Myssen, P., Balsby, T.S.J. & Clausen, P. 2020. Relationships between breeding waterbird abundance, diversity, and clear water status after the restoration of two shallow nutrient-rich Danish lakes. - Aquatic Conservation 30: 237-245.

Fredshavn, J., Søgaard, B., Nygaard, B., Johansson, L.S., Wiberg-Larsen, P. & Dahl, K., Sveegaard, S., Galatius, A., Teilmann, J. 2014. Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 54 s. Videnskabelig rapport nr. 98. <http://dce2.au.dk/pub/SR98.pdf>

Fredshavn, J.R., Holm, T.E., Sterup, J., Pedersen, C.L., Nielsen, R.D., Clausen, P., Eskildsen, D.P. & Flensted, K.N. 2019. Størrelse og udvikling af fuglebestande i Danmark - 2019. Artikel 12-rapportering til Fuglebeskyttelsesdirektivet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 363. 46 s. <http://dce2.au.dk/pub/SR363.pdf>

Grell, M.B. 1998. Fuglenes Danmark. – Gads Forlag. 825 s.

Gross, E.M. 2000. Seasonal and spatial dynamics of allelochemicals in the submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. - Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen 27: 2116-2119.

Hahn, S., Bauer, S. & Klassen, M. 2007. Estimating the contribution of carnivorous waterbirds to nutrient loading in freshwater habitats. – Freshwater Biology 52: 2421-2433.

- Hahn, S., Bauer, S. & Klassen, M. 2008. Quantification of allochthonous nutrient input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds. – *Freshwater Biology* 53: 181–193.
- Hald-Mortensen, P. 1998. Vejrlernes natur: status over reservatets mangfoldighed - 1998. Aage V. Jensens Fonde, Vesløs.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., & Goulson, D. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. - *PloS one* 12 (10): e0185809.
- Hawke, C. & José, P. 1996. Reedbed management for commercial and wildlife interests. Royal Society for the Protection of Birds.
- He, H., Jeppesen, E., Bruhn, D., Yde, M., Hansen, J.K., Spanggaard, L., Madsen, N., Liu, W., Søndergaard, M. & Lauridsen, T.L. 2020. Decadal changes in zooplankton biomass, composition, and body mass in four shallow brackish lakes in Denmark subjected to varying degrees of eutrophication. - *Inland Waters* 10: 186-196.
- Heath, S. R., Dunn, E. H. & Agro, D.J. 2020. Black Tern (*Chlidonias niger*), version 1.0. In Billerman, S.M. (red.): *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.blkter.01>
- Heldbjerg, H., Madsen, J., Amstrup, O., Bakken, J., Balsby, T.J.S., Christensen, T.K., Clausen, K.K., Cottaar, F., Frikke, J., Gundersen, O.M., Kjeldsen, J.P., Koffijberg, K., Kuijken, E., Månsson, J., Nicolaisen, P.I., Nielsen, H.H., Nilsson, L., Reinsborg, T., Pessa, J., Shimmings, P., Tombre, I., Verhaeghe, F., Verscheure, C., Westebring, M.J. 2019. Pink-footed Goose Svalbard Population Status Report 2018-2019. - Report prepared by the AEWA European Goose Management Platform Data Centre. 15 s.
- Holm, T.E. 2002. Habitat Use and Activity Patterns of Mute Swans at a Molting and a Wintering Site in Denmark. - *Waterbirds* 25, Special Publication No. 1: 183-191.
- Holm, T.E., Nielsen, R.D., Clausen, P., Bregnballe, T., Clausen, K.K., Petersen, I.K., Sterup, J., Balsby, T.J.S., Pedersen, C.L., Mikkelsen, P. & Bladt, J. 2021. Fugle 2018-2019. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 420. <https://novana.au.dk/fugle/fugle-2018-2019/>
- Iacolina, L., Lukassen, M., Fløjgaard, C., Buttenschøn, R., Nielsen, J. & Pertoldi, C. 2020. eDNA and metabarcoding for rewilding projects monitoring, a dietary approach. - *Mammalian Biology* 100: 411–418.
- Jensen, A. 1985. The effect of cattle and sheep grazing on salt-marsh vegetation at Skallingen, Denmark. - *Vegetatio* 60: 37-48.
- Jensen, T.K., Egemose, S., Andersen, F.Ø. & Reitzel, K. 2019. Fugle som eks-tern næringsstofkilde. - *Vand og Jord* 23: 63-66.

Jeppesen, E., M. Søndergaard, S. Amsinck, J. P. Jensen, T. L. Lauridsen, L. K. Pedersen, F. Landkildehus, K. Nielsen, D. Ryves, O. Bennike, G. Krog, P. Schriver & I. Christensen, 2002. Søerne i De Østlige Vejer. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig Rapport nr. 394. 92 s.

Joensen, A.H. 1974. Waterfowl populations in Denmark 1965-1973. – Danish Review of Game Biology 9 (1): 1-206.

Kjeldsen, J.P. 2008. Ynglefugle i Vejerne efter inddæmningen, med særlig vægt på feltstationsårene 1978-2003. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 102: 1-238.

Kort- og Matrikelstyrelsen (2005). Vejledning om højdesystemet (Vejledning nr. 2 af 10. januar 2005).

<http://147.29.40.90/GETDOC/ACCN/C20050000260-REGL>

Kristiansen, J.N. 1998. Nest site preference by Greylag Geese *Anser anser* in reedbeds of different age. - Bird Study 45: 337-343.

Kristiansen, J. N. & Eriksen, T. 1999. Rørdrummens præference for paukeplads i Vejerne. s. 75-77 I: Laursen, K. (red.) 1999. *Overvågning af fugle. Sæler og planter 1998-1999, med resultater fra feltstationerne*. Danmark Miljøundersøgelser, 83 s. Faglig Rapport fra DMU nr. 304.

Laidlaw, R.A., Smart, J., Smart, M.A. & Gill, J.A. 2017. Scenarios of habitat management options to reduce predator impacts on nesting waders. – Journal of Applied Ecology 54: 1219-1229.

Laubek, B. 1995. Habitat use by Whooper Swans *Cygnus cygnus* and Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering in Denmark: increasing agricultural conflicts. – Wildfowl 46: 8-15.

Laursen, K., Balbortin, J., Thorup, O., Nielsen, H.H., Asferg, T & Møller, A.P. 2018. Multiple components of environmental change drive populations of breeding waders in seminatural grasslands. – Ecology and Evolution 8: 10489-10496.

Levy, E.B. & Madden, E.A. 1933. The point method for pasture analysis. – New Zealand Journal of Agricultural Research 46: 267-279.

Li, S., Cui, B., Bai, J., Xie, T., Yan, J., Wang, Q. & Zhang, S. 2018. Effects of soil abiotic factors on the plant morphology in an intertidal salt marsh, Yellow River Delta, China. - Physics and Chemistry of the Earth 103: 75-80.

Lorenzen, B & Madsen, J. 1985. Gåsebestandene på Tipperhalvøen II: Græsningsøkologi i relation til områdets bæreevne. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 79: 113-132.

Lund-Hansen, L.C., Christiansen, C., Jürgensen, C., Richardson, K. & Skyum, P. 1994. Basisbog i fysisk-biologisk oceanografi. Gad. 168 s.

Madsen, J. 1986. Danske rasteplasser for gæs. Gåsetællinger 1980-1983. – Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen. 114 s.

Madsen, J. 1988. Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea, and impact of food supplies and shooting on movements. – Danish Review of Game Biology 13 (4): 1-32.

Mayhew, P. & Houston, D. 2008. Feeding site selection by Wigeon *Anas penelope* in relation to water. – Ibis 131: 1-8.

McClain, S.E., 2017. True metabolizable energy of submersed aquatic vegetation and implications for wetland conservation planning. Published MSc thesis, Western Illinois University.

McFeeters, S.K. 1996. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. - International Journal of Remote Sensing 17: 1425-1432.

Meltofte, H. & Clausen, P. 2011. Svømmefuglene på Tipperne 1929-2007. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 105: 1-120.

Miljøministeriet 2009. Vejledning om naturbeskyttelsesloven § 3 beskyttede naturtyper. By- og Landskabsstyrelsen.

Miljøministeriet 2005. Handlingsplan for truede engfugle. - Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. 48 s.

Miljøstyrelsen. Danmarks Miljøportal, Terrestriske habitatnaturtyper.

Miljøstyrelsen 2012. Oversigt over Fuglebeskyttelsesområdernes udpegningsgrundlag 31/12 2012. <https://mst.dk/media/117138/fugl-udpgr-2012-31dec.pdf>

Miljøstyrelsen 2019. Opdatering af udpegningsgrundlag 2019. Høringsmateriale. <https://mst.dk/natur-vand/natur/natura-2000/natura-2000-omraaderne/udpegningsgrundlag/opdatering-af-udpegningsgrundlaget/>

Miljøstyrelsen 2020. Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg. Natura 2000-område nr. 16. Habitatområde H16. Fuglebeskyttelsesområde F8, F12, F13, F19 og F20. Miljøstyrelsen. 108 s.

Moir, M.L. & Brennan, K.E.C. 2007. Using bugs (*Hemiptera*) as ecological and environmental indicators in forest ecosystems. s. 79-116 I: Muñoz, S.I. (red.) Ecological Research Progress. Nova Science Publishers, Inc., New York.

Morgan, P.A. & Adams, M.D.O. 2018. Tidal Marshes in the Saco River Estuary, Maine: A Study of Plant Diversity and Possible Effects of Shoreline Development. - Rhodora 119: 304-331.

Mountford, J., Lakhani, K. & Kirkham, F. 1993. Experimental Assessment of the Effects of Nitrogen Addition Under Hay-Cutting and Aftermath Grazing on the Vegetation of Meadows on a Somerset Peat Moor. - Journal of Applied Ecology 30: 321-332.

Nielsen, L., Hald, A.B. & Buttenschøn, R.M. 2006. Beskyttede ferske enge: Vegetation, påvirkninger, pleje, naturplanlægning. Skov- og Naturstyrelsen. 88 s.

Nielsen, H.H. & Clausen, P. 2019a. Ynglende og rastende fugle i Vejlerne 2015-2017. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Teknisk rapport nr. 136. 68 sider.

Nielsen, H.H. & Clausen, P. 2019b. Ynglende og rastende fugle i Vejlerne 2018. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Teknisk rapport nr. 154. 48 sider.

Nielsen, H.H. & Clausen, P. 2021. Ynglende og rastende fugle i Vejlerne 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 57 s. – Teknisk rapport nr. 195.
<http://dce2.au.dk/pub/TR195.pdf>.

Nielsen, R.D., Holm, T.E., Clausen, P., Bregnballe, T., Clausen, K.K., Petersen, I.K., Sterup, J., Balsby, T.J.S., Pedersen, C.L., Mikkelsen, P. & Bladt, J. 2019. Fugle 2012-2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 264 s. - Videnskabelig rapport nr. 314.

Nolet, B.A., Langevoord, O., Bevan, R.M., Engelaar, K.R., Klaassen, M., Mulder, R.J.W. & van Dijk, S. 2001. Spatula variation in tuber depletion by swans explained by differences in net intake rates. – Ecology 82: 1655-1667.

Noordhuis, R., van der Molen, D. & van den Berg, M. 2002. Response of herbivorous water-birds to the return of *Chara* in Lake Valuwemeer, The Netherlands. - Aquatic Botany 72: 349– 367.

Nyegaard, T., Meltofte, H., Tofft, J. & Grell, M.B. 2014. Truede og sjældne ynglefugle i Danmark 1998-2012. – Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 108: 1-144.

Nygaard, B., Damgaard, C., Nielsen, K.E., Bladt, J. & Ejrnæs, R. 2016. Terrestriske naturtyper 2004-2015, NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 1201 s. - Netrapport fra DCE. www.novana.dk

Nørgaard L, Riis Olesen C, Trøjelsgaard K, Pertoldi C, Lund Nielsen J, Taberlet P, González A. R, De Barba M, Iacolina L. Implementing eDNA metabarcoding in biodiversity assessment: the use of generalist predators as sampling assistants, Scientific Reports in press

Odum, W.E. 1988. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. Annual Review of Ecology and Systematics 19:1, 147-176

Pedersen, O., Bastrup-Spohr, L., Madsen-Østerbye, M., Kristensen, E., Kragh, T., Andersen, M.R., Andersen, F.Ø. & Sand-Jensen, K. 2016. Lobeliesøer – trusler og restaurering. - Vand og Jord 23: 63-66.

Percival, S.M. & Evans, P.R. 1997. Brent Geese *Branta bernicla* and *Zostera*; factors affecting the exploitation of a seasonally declining food resource. – Ibis 139: 121-128.

Perry, M. C., Osenton, P.C. & Lohnes, E.J.R. 2004. Food habits of Mute Swans in the Chesapeake Bay. S. 31-36 I: Perry, M. C. (red.). Mute Swans and Their Chesapeake Bay Habitats: Proceedings of a Symposium: U.S. Geological Survey, Biological Resources Discipline Information and Technology Report USGS/BRD/ITR20040005.

Pertoldi, C., Schmidt, J.B., Thomsen, P.M., Nielsen, L.B., de Jonge, N., Iacolina, L., Muro, F., Nielsen, K.T., Pagh, S., Lauridsen, T.L., Andersen, L.H., Lukassen, M., Nielsen, J., Elmeros, M., Bruhn, D. 2021. Comparing DNA metabarcoding with faecal analysis for diet determination of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Vejlerne, Denmark. - Mammal Research 66: 115-122.

Poulin, B. & Lefebvre, G. 2002. Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. - Biodiversity & Conservation 11: 1567-1581.

Quezada-Romegialli, C., Jackson, A.L., Hayden, B., Kahilainen, K.K., Lopes, C. & Harrod, C. 2017. TROPICPOSITION, an R package for the Bayesian estimation of trophic position from consumer stable isotope ratios.- Methods in Ecology and Evolution 9: 1592-1599.

Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I. & Rannap, V. 2004. Coastal meadow management, Best practice guidelines. Ministry of the Environment of the Republic of Estonia, Tallinn.

Roussel, J. M., Paillisson, J. M., Treguier, A., & Petit, E. (2015). The downside of eDNA as a survey tool in water bodies. Journal of Applied Ecology, 52(4), 823-826.

Sales, N.G., Kaizer, M.D.C., Coscia, I., Perkins, J.C., Highlands, A., Boubli, J.P. & McDevitt, A.D. 2020. Assessing the potential of environmental DNA metabarcoding for monitoring Neotropical mammals: A case study in the Amazon and Atlantic Forest, Brazil. - Mammal Review 50: 221-225

Sato, H., Sogo, Y., Doi, H. et al. Usefulness and limitations of sample pooling for environmental DNA metabarcoding of freshwater fish communities. Sci Rep 7, 14860 (2017). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14978-6>

Schierup, H. 1986. Teknikerrapport nr. 33: Tagrørsarealer økologi, drift og udnyttelse. Skov- og Naturstyrelsen, Søborg.

Schmidt, M. H., Lefebvre, G., Poulin, B. & Tschardtke, T. 2005. Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. - Biological Conservation 121: 157-166.

Shull, A.F. 1914. Biology of the Thysanoptera. - The American Naturalist 48: 161-176.

Skovgaard, H., Larsen, M. & Mark, H.S. 2019. Forforindsats i oplandet til Lund Fjord. Teknisk forundersøgelse, Orbicon, Viby.

Søndergaard M., Jeppesen E. & Johansson L.S. 2020. Anvendelsen af biologiske kvalitetselementer i ikke-interkalibrerede søtyper. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 365. 144 s. <http://dce2.au.dk/pub/SR365.pdf>

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Wiiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N. 2013. Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 59. 78 s. <http://www.dmu.dk/Pub/SR59.pdf>

- Sørensen, B. 1997. Fugles næringsstoftilførsel til søer. – Specialrapport fra Biologisk Institut, Afd. For Botanisk økologi, Aarhus Universitet. 64 s.
- Tatu, K.S., Anderson, J.T., Hindman, L.J. & Seidel, G. 2007. Mute swans' impact on submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay. - *Journal of Wildlife Management* 71: 1431-1439.
- Thalinger B, Oehm J, Mayr H, Obwexer A, Zeisler C, Traugott M (2016) Molecular prey identification in central European piscivores. *Mol Ecol Res* 16:123–137.
- Thomsen, P.F. & Willerslev, E. 2015. Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. - *Biological Conservation* 183: 4-18.
- Thorup, O. 1998. Ynglefuglene på Tipperne 1928-1992. Bestandenes størrelse og ynglemuligheder i relation til skiftende driftsformer, prædation, fugtighedsforhold og vandmiljø. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 92: 1-192.
- Thorup, O. 2003. Truede engfugle - status for bestande og forvaltning i Danmark. - *Dansk Ornitologisk Forening*, København. 78 s.
- Thorup, O. 2018. Population sizes and trends of breeding meadow birds in Denmark. - *Wader Study* 125: 175–189.
- Tillotson, M. D., Kelly, R. P., Duda, J. J., Hoy, M., Kralj, J., & Quinn, T. P. (2018). Concentrations of environmental DNA (eDNA) reflect spawning salmon abundance at fine spatial and temporal scales. *Biological Conservation*, 220, 1-11.
- Tomankova, I., Boland, H., Reid, N. & Fox, A.D. 2013. Assessing the extent to which temporal changes in waterbird community composition are driven by either local, regional or global factors. - *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 343-355.
- Valkama, E., Lyytinen, S. & Koricheva, J. 2008. The impact of reed management on wildlife: a meta-analytical review of European studies. *Biological conservation* 141: 364-374.
- Van Strien, A. J., Melman, C. P. & De Heiden, J. L. H. 1988. Extensification of dairy farming and floristic richness of peat grassland. - *NJAS wageningen journal of life sciences*, 36(4): 339-355.
- Vikstrøm, T. & Moshøj, C.M. 2020. Fugleatlas. De danske ynglefugles udbredelse 2014-2017. *Dansk Ornitologisk Forening*. Lindhardt og Ringhof. 840 s.
- Wang, L., Ye, M., Li, Q., Zou, H. & Zhou, Y. 2013. Phosphorus speciation in wetland sediments of Zhujiang (Pearl) River Estuary, China. - *Chinese Geographical Science* 23: 574-583.
- Wei, Q.W., Kynard, B., Yang, D.G., Chen, X.H., Du, H., Shen, L. and Zhang, H. (2009). Using drift nets to capture early life stages and monitor spawning of the Yangtze River Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*). *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 100-106. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2009.01269.x>

Zhang, W., Zeng, C., Tong, C., Zhai, S., Lin, X. & Gao, D. 2015. Spatial distribution of phosphorus speciation in marsh sediments along a hydrologic gradient in a subtropical estuarine wetland, China. - *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 154: 30-38.

Bilag 1. Søer, kemidata

GroupLake	Year	variableName	min	Q1	median	mean	Q3	max
GLOMBAK	2009	Conductivity	1300	1700	2650	2583,33333	3300	4000
GLOMBAK	2015	Conductivity	1648	1697	1882	1802,4	1883	1902
GLOMBAK	2017	Conductivity	1190	1698	1992	1868,6	2120	2343
GLOMBAK	2018	Conductivity	3148	3665	4926	4852,8	5633	6892
GLOMBAK	2019	Conductivity	1664	1716	2564	2347	2692	3099
GLOMBAK	2000	Secchi depth	0,7	0,8625	0,9	0,905	0,9875	1,05
GLOMBAK	2009	Secchi depth	0,35	0,5	0,5	0,56167	0,65	0,82
GLOMBAK	2015	Secchi depth	0,25	0,3	0,33	0,324	0,37	0,37
GLOMBAK	2017	Secchi depth	0,1	0,175	0,2475	0,23625	0,30875	0,35
GLOMBAK	2018	Secchi depth	0,3	0,36	0,39	0,386	0,4	0,48
GLOMBAK	2019	Secchi depth	0,3	0,3	0,3	0,334	0,35	0,42
GLOMBAK	2000	Chlorophyll-a	18	25	31	44,6	67	90
GLOMBAK	2017	Chlorophyll-a	50	147,5	188,5	195,75	236,75	356
GLOMBAK	2018	Chlorophyll-a	48,2	62,2	70,6	74,68	93,2	99,2
GLOMBAK	2019	Chlorophyll-a	87,5502	87,95181	103,6145	118,04506	152,20884	158,9
GLOMBAK	2000	TN	1,3	1,93	2,075	2,142	2,505	2,79
GLOMBAK	2009	TN	1	1,325	1,4	1,41667	1,475	1,9
GLOMBAK	2015	TN	3,5	3,5	4,7	4,9	6,1	6,7
GLOMBAK	2017	TN	3,584	4,035	4,076	4,3182	4,356	5,54
GLOMBAK	2018	TN	1,79	1,93	2,77	2,5	2,82	3,19
GLOMBAK	2019	TN	2,058	2,09	2,69	2,5836	2,96	3,12
GLOMBAK	2000	NH4N	0,0025	0,011	0,0145	0,0156	0,01675	0,042
GLOMBAK	2009	NH4N	0,006	0,007	0,008	0,01033	0,00975	0,023
GLOMBAK	2017	NH4N	0,0138	0,0239	0,033	0,03402	0,044	0,0554
GLOMBAK	2018	NH4N	0,0019	0,005	0,01	0,01944	0,0223	0,058
GLOMBAK	2019	NH4N	0,0116	0,0236	0,0934	0,07034	0,109	0,1141
GLOMBAK	2000	TP	0,041	0,06725	0,069	0,0797	0,0945	0,13
GLOMBAK	2009	TP	0,031	0,04975	0,07	0,0685	0,09025	0,1
GLOMBAK	2015	TP	0,24	0,24	0,27	0,272	0,29	0,32
GLOMBAK	2017	TP	0,149	0,2691	0,357	0,3099	0,3684	0,406
GLOMBAK	2018	TP	0,1382	0,1401	0,1673	0,18412	0,23	0,245
GLOMBAK	2019	TP	0,13	0,242	0,2732	0,24856	0,2826	0,315
GLOMBAK	2017	PO4	0,0031	0,008	0,0085	0,00742	0,0085	0,009
GLOMBAK	2018	PO4	0,002	0,0027	0,004	0,00394	0,004	0,007
GLOMBAK	2019	PO4	0,0012	0,008	0,0086	0,01238	0,0111	0,033
SELBJERG VEJLE	2010	Conductivity	750	910	1400	1252	1500	1700
SELBJERG VEJLE	2015	Conductivity	820	863	882	899	957	973
SELBJERG VEJLE	2017	Conductivity	888	941	956	1010	1126	1139
SELBJERG VEJLE	2018	Conductivity	901	1146	1830	1610,4	1922	2253
SELBJERG VEJLE	2019	Conductivity	879	1145	1252	1209,6	1333	1439
SELBJERG VEJLE	2000	Secchi depth	0,9	1	1	1,005	1,0375	1,1
SELBJERG VEJLE	2010	Secchi depth	0,5	0,6	0,65	0,72	0,9	0,95
SELBJERG VEJLE	2015	Secchi depth	0,25	0,25	0,37	0,332	0,38	0,41
SELBJERG VEJLE	2017	Secchi depth	0,23	0,24	0,25	0,26	0,25	0,33
SELBJERG VEJLE	2018	Secchi depth	0,15	0,21	0,25	0,262	0,3	0,4

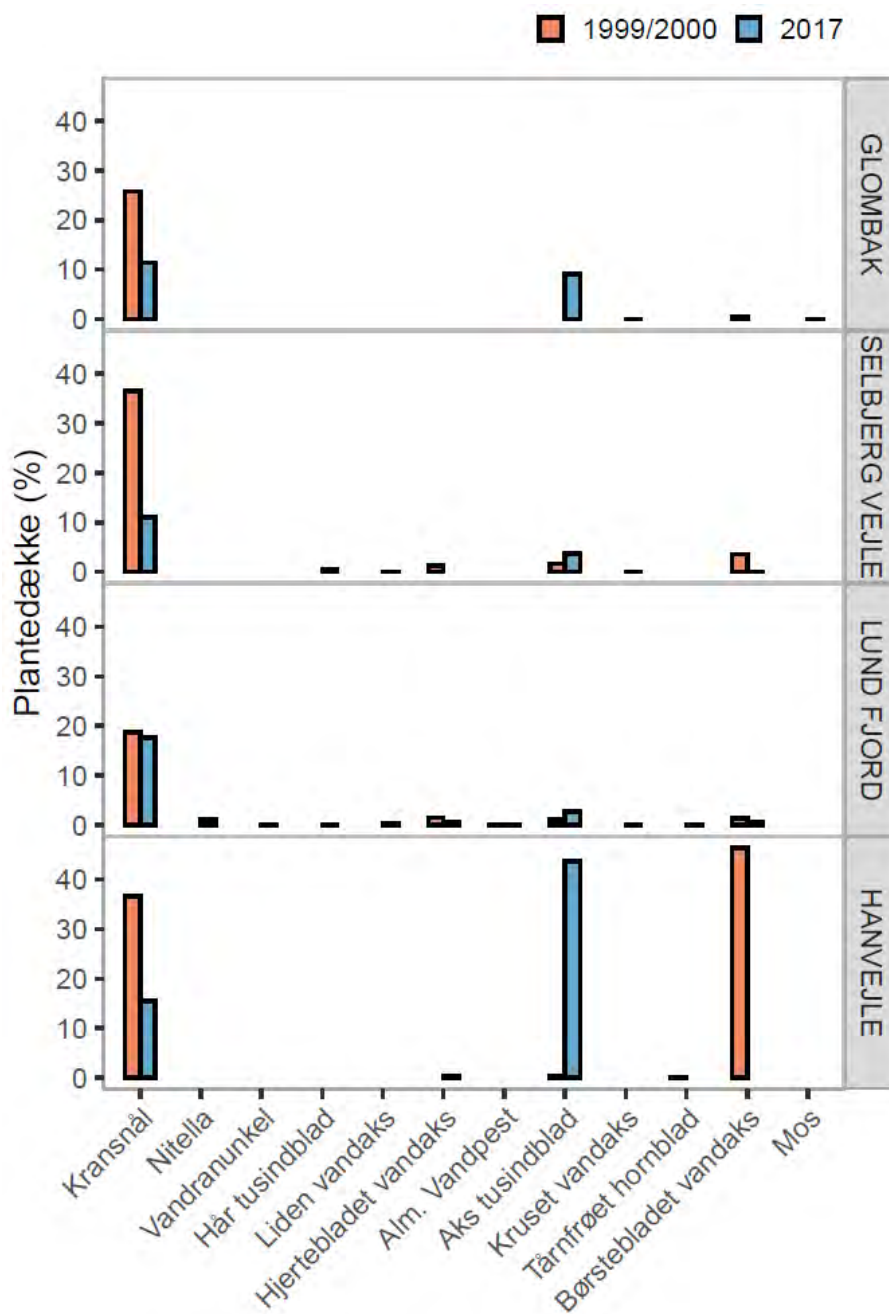
SELBJERG VEJLE	2019	Secchi depth	0,25	0,28	0,28	0,292	0,3	0,35
SELBJERG VEJLE	2000	Chlorophyll-a	5,1	12	14	13,78889	16	21
SELBJERG VEJLE	2017	Chlorophyll-a	130	143,5	167	177	200,5	244
SELBJERG VEJLE	2018	Chlorophyll-a	47,8	104,8	116,5	154,22	169,5	332,5
SELBJERG VEJLE	2019	Chlorophyll-a	91,97	119,7	133,3333	171,34067	220,1	291,6
SELBJERG VEJLE	2000	TN	1,2	1,615	1,7	1,691	1,755	2,09
SELBJERG VEJLE	2010	TN	0,92	0,94	1	1,232	1,2	2,1
SELBJERG VEJLE	2015	TN	3,7	4,1	6,1	5,36	6,3	6,6
SELBJERG VEJLE	2017	TN	3,898	3,995	4,041	4,0824	4,133	4,345
SELBJERG VEJLE	2018	TN	2,32	2,46	3,24	3,36	3,28	5,5
SELBJERG VEJLE	2019	TN	1,165	2,76	2,765	2,612	2,94	3,43
SELBJERG VEJLE	2000	NH4N	0,005	0,00925	0,0105	0,0102	0,011	0,014
SELBJERG VEJLE	2017	NH4N	0,0241	0,0355	0,0372	0,03836	0,046	0,049
SELBJERG VEJLE	2018	NH4N	0,003	0,0262	0,037	0,06484	0,101	0,157
SELBJERG VEJLE	2019	NH4N	0,015	0,0235	0,056	0,08196	0,089	0,2263
SELBJERG VEJLE	2000	TP	0,037	0,03925	0,044	0,0473	0,05425	0,069
SELBJERG VEJLE	2010	TP	0,048	0,055	0,1	0,1026	0,11	0,2
SELBJERG VEJLE	2015	TP	0,25	0,25	0,27	0,3	0,3	0,43
SELBJERG VEJLE	2017	TP	0,261	0,2875	0,312	0,31886	0,3159	0,4179
SELBJERG VEJLE	2018	TP	0,1548	0,197	0,2482	0,29542	0,268	0,6091
SELBJERG VEJLE	2019	TP	0,229	0,2366	0,277	0,28596	0,314	0,3732
SELBJERG VEJLE	2017	PO4	0,0048	0,01	0,0126	0,02326	0,0129	0,076
SELBJERG VEJLE	2018	PO4	0,004	0,01	0,01	0,0129	0,0105	0,03
SELBJERG VEJLE	2019	PO4	0	0,0001	0,0127	0,01256	0,02	0,03
LUND FJORD	2005	Conductivity	542	553	560	558,6	566	572
LUND FJORD	2008	Conductivity	520	530	550	544	560	560
LUND FJORD	2011	Conductivity	499	520	524	532,6	546	574
LUND FJORD	2015	Conductivity	650	651	667	665,2	670	688
LUND FJORD	2017	Conductivity	672	680	769	737,4	780	786
LUND FJORD	2018	Conductivity	548	632	672	690,4	780	820
LUND FJORD	2019	Conductivity	460	625	633	614,6	666	689
LUND FJORD	1999	Secchi depth	0,2	0,25	0,3	0,32273	0,4	0,5
LUND FJORD	2005	Secchi depth	0,55	0,58	0,7	0,688	0,76	0,85
LUND FJORD	2008	Secchi depth	0,45	0,5	0,55	0,65	0,85	0,9
LUND FJORD	2011	Secchi depth	0,23	0,3	0,35	0,366	0,45	0,5
LUND FJORD	2015	Secchi depth	0,27	0,3	0,3	0,338	0,37	0,45
LUND FJORD	2017	Secchi depth	0,18	0,22	0,25	0,262	0,26	0,4
LUND FJORD	2018	Secchi depth	0,25	0,29	0,3	0,328	0,3	0,5
LUND FJORD	2019	Secchi depth	0,2	0,29	0,3	0,298	0,3	0,4
LUND FJORD	1999	Chlorophyll-a	27	35,5	62	61,72727	88,5	103
LUND FJORD	2005	Chlorophyll-a	2	16	16	14	17	19
LUND FJORD	2017	Chlorophyll-a	10	25,75	44,5	65	83,75	161
LUND FJORD	2018	Chlorophyll-a	4,5	17,8	52,2	61	77,8	152,7
LUND FJORD	2019	Chlorophyll-a	29,6	51,18	82,2	78,456	111	118,3
LUND FJORD	1999	TN	1,284	2,03	2,598	2,64982	3,306	3,949
LUND FJORD	2005	TN	1,2	1,5	1,5	1,56	1,8	1,8
LUND FJORD	2008	TN	1,1	1,1	1,2	1,22	1,3	1,4
LUND FJORD	2011	TN	0,68	0,79	0,84	1,262	1,7	2,3
LUND FJORD	2015	TN	1,3	1,6	1,7	1,84	2,1	2,5
LUND FJORD	2017	TN	1,39	1,838	2,344	2,1046	2,418	2,533

LUND FJORD	2018	TN	1,533	1,765	1,853	2,1606	1,958	3,694
LUND FJORD	2019	TN	1,771	1,88	2,2	2,2602	2,665	2,785
LUND FJORD	1999	NH4N	0,0025	0,00825	0,013	0,01376	0,0185	0,032
LUND FJORD	2017	NH4N	0,0128	0,01445	0,015	0,01715	0,0177	0,0258
LUND FJORD	2018	NH4N	0,001	0,002	0,009	0,008	0,011	0,017
LUND FJORD	2019	NH4N	0,0017	0,0017	0,0129	0,03518	0,034	0,1256
LUND FJORD	1999	TP	0,12	0,132	0,145	0,15327	0,1785	0,2
LUND FJORD	2005	TP	0,033	0,04	0,053	0,0506	0,058	0,069
LUND FJORD	2008	TP	0,027	0,028	0,046	0,0674	0,066	0,17
LUND FJORD	2011	TP	0,069	0,074	0,12	0,1086	0,12	0,16
LUND FJORD	2015	TP	0,1	0,11	0,18	0,176	0,22	0,27
LUND FJORD	2017	TP	0,08	0,1721	0,2187	0,1989	0,2459	0,2778
LUND FJORD	2018	TP	0,075	0,134	0,159	0,1656	0,192	0,268
LUND FJORD	2019	TP	0,1509	0,188	0,2268	0,26298	0,2936	0,4556
LUND FJORD	2017	PO4	0	0	0,004	0,1262	0,007	0,62
LUND FJORD	2018	PO4	0,001	0,001	0,002	0,002	0,003	0,003
LUND FJORD	2019	PO4	0,0001	0,001	0,001	0,00226	0,0037	0,0055
HANVEJLE	2005	Conductivity	470	499,25	559	557	616,75	640
HANVEJLE	2008	Conductivity	490	490	510	532	580	590
HANVEJLE	2012	Conductivity	592	593	598	600,6	600	620
HANVEJLE	2015	Conductivity	536	541	553	549,2	556	560
HANVEJLE	2017	Conductivity	496	538	545	539,2	550	567
HANVEJLE	2018	Conductivity	477	492	554	656,75	718,75	1042
HANVEJLE	2019	Conductivity	361	510	527	500,4	545	559
HANVEJLE	1999	Secchi depth	0,7	0,8	0,9	0,85455	0,9	1
HANVEJLE	2005	Secchi depth	0,6	0,75	0,8	0,81	0,9	1
HANVEJLE	2008	Secchi depth	0,5	0,5	0,5	0,59	0,6	0,85
HANVEJLE	2012	Secchi depth	0,4	0,4	0,5	0,49	0,5	0,65
HANVEJLE	2015	Secchi depth	0,71	0,74	0,8	0,776	0,8	0,83
HANVEJLE	2017	Secchi depth	0,66	0,66	0,8	0,76	0,8	0,88
HANVEJLE	2018	Secchi depth	0,2	0,6425	0,79	0,6425	0,79	0,79
HANVEJLE	2019	Secchi depth	0,72	0,8	0,8	0,814	0,83	0,92
HANVEJLE	1999	Chlorophyll-a	2	3	4	9,81818	9,5	52
HANVEJLE	2005	Chlorophyll-a	1,8	12	22	30,96	26	93
HANVEJLE	2017	Chlorophyll-a	8	20	27,5	31,5	39	63
HANVEJLE	2018	Chlorophyll-a	19,5	20,55	27,3	35,5925	42,3425	68,27
HANVEJLE	2019	Chlorophyll-a	2,4	3,1	7,1	21,32	7,1	86,9
HANVEJLE	1999	TN	1,35	1,4045	1,477	1,53536	1,577	2,225
HANVEJLE	2005	TN	0,94	1,6	2,3	2,168	2,5	3,5
HANVEJLE	2008	TN	1,7	2,4	3,7	3,4	4,5	4,7
HANVEJLE	2012	TN	0,95	2,1	2,7	2,85	4,2	4,3
HANVEJLE	2015	TN	1,7	1,9	2	2,02	2	2,5
HANVEJLE	2017	TN	1,78	2,081	2,194	2,2938	2,691	2,723
HANVEJLE	2018	TN	1,64	1,74875	2,1305	3,30425	3,686	7,316
HANVEJLE	2019	TN	2,09	2,19	2,32	3,348	4,82	5,32
HANVEJLE	1999	NH4N	0,001	0,00435	0,0055	0,0072	0,0093	0,016
HANVEJLE	2005	NH4N	0,008	0,008	0,012	0,0134	0,013	0,026
HANVEJLE	2017	NH4N	0,0138	0,0155	0,018	0,01806	0,019	0,024
HANVEJLE	2018	NH4N	0,009	0,01875	0,024	0,02375	0,029	0,038
HANVEJLE	2019	NH4N	0,0119	0,021	0,044	0,06738	0,044	0,216

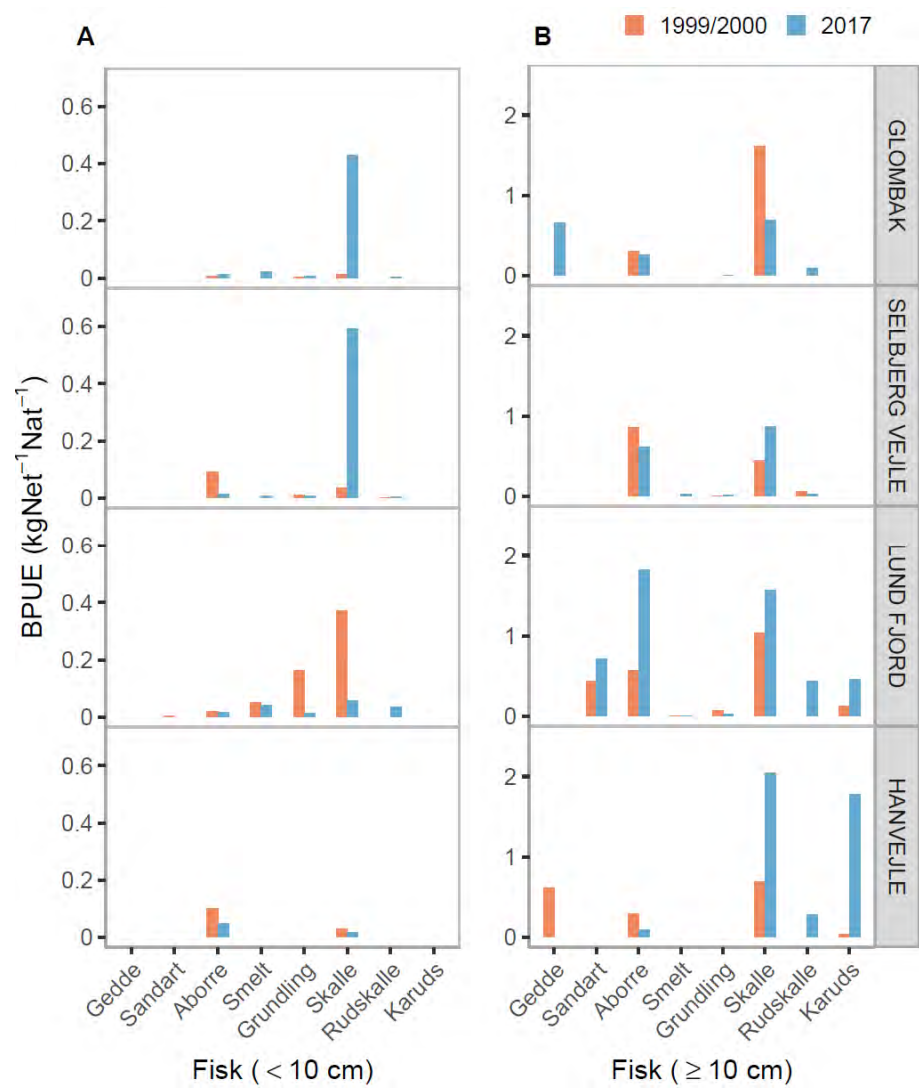
HANVEJLE	1999	TP	0,03	0,037	0,052	0,06382	0,0825	0,127
HANVEJLE	2005	TP	0,038	0,039	0,061	0,0684	0,064	0,14
HANVEJLE	2008	TP	0,13	0,23	0,25	0,308	0,36	0,57
HANVEJLE	2012	TP	0,094	0,13	0,18	0,1788	0,22	0,27
HANVEJLE	2015	TP	0,054	0,063	0,095	0,0884	0,1	0,13
HANVEJLE	2017	TP	0,0412	0,0883	0,114	0,11955	0,14525	0,209
HANVEJLE	2018	TP	0,047	0,062	0,0675	0,14475	0,15025	0,397
HANVEJLE	2019	TP	0,0514	0,088	0,0965	0,19738	0,308	0,443
HANVEJLE	2017	PO4	0,004	0,0076	0,009	0,04024	0,0096	0,171
HANVEJLE	2018	PO4	0,002	0,002	0,0025	0,0025	0,003	0,003
HANVEJLE	2019	PO4	0,001	0,001	0,001	0,00488	0,007	0,0144

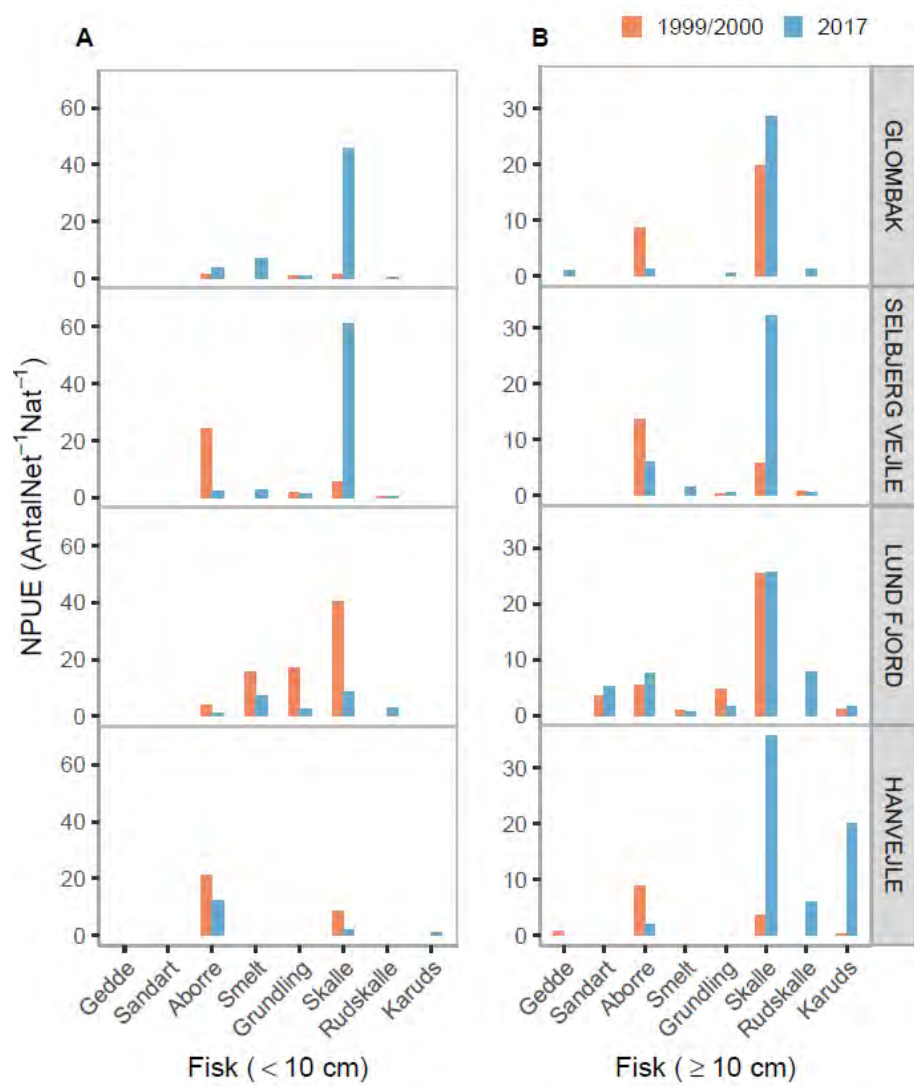
Bilag 2. Plantearter i de store østlige vejler søer

Planteartsforekomst målt som dækningsgrad af enkeltarter i 1999/2000 og i 2017.



Bilag 3. Fisk (< og >10 cm) i de store østlige vej- ler søer



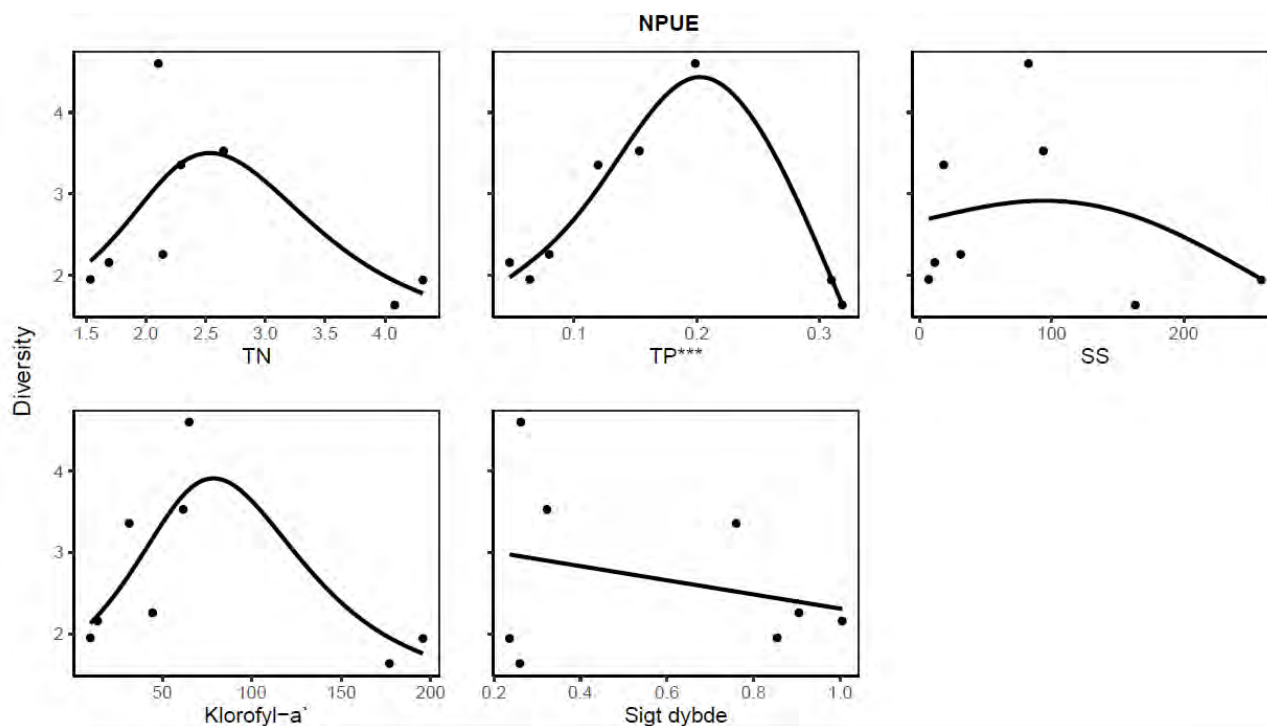


Bilag 4. Zooplankton – artsliste

Artsliste over zooplankton registreret i de store søer i De Østlige Vejer

Gruppe	Art
Cladocèer/dafnier	<i>Alona affinis</i>
	<i>Alona Quadrangularis</i>
	<i>Alona</i> sp.
	<i>Bosmina longirostris</i>
	<i>Ceriodaphnia</i> sp.
	<i>Chydorus sphaericus</i>
	<i>Daphnia galeata</i>
	<i>Disparalona rostrata</i>
	<i>Rhynchotalona falcata</i>
	<i>Sida crystallina</i>
Copepoder/vandlopper	<i>Cyclops vicinus</i>
	<i>Megacyclops viridis</i>
	<i>Mesocyclops leuckarti</i>
Rotifer/hjuldyr	<i>Ascomorpha</i> sp.
	<i>Asplanchna</i> sp.
	<i>Brachionus angularis</i>
	<i>Brachionus calyciflorus</i>
	<i>Brachionus quadridentatus</i>
	<i>Collotheca</i> sp.
	<i>Conochilus unicornis</i>
	<i>Euchlanis dilatata</i>
	<i>Filinia longiseta</i>
	<i>Keratella cochlearis</i>
	<i>Keratella quadrata</i>
	<i>Keratella tecta</i>
	<i>Lecane buna</i>
	<i>Lecane</i> sp.
	<i>Lepadella</i> sp.
	<i>Monostyla lunaris</i>
	<i>Monostyla tethis</i>
	<i>Polyarthra</i> sp.
	<i>Synchaeta</i> sp.
	<i>Trichocerca capucina</i>
	<i>Trichocerca pusilla</i>

Bilag 5. Sammenhænge mellem diversitets-indikatorer og miljøvariable



Fiskediversitet baseret på antal fisk pr. net (NPUE) som funktion af kvælstof (TN), fosfor (TP), suspenderet stof (SS), klorofyl og sigtdybde. Relationerne er baseret på bedst fittede model. Signifikansniveau er indikeret (** $p \leq 0.001$; * $p \leq 0.01$; $p < 0.05$).

				These columns show how the smooth lines are fitted to the graphs			These columns are used to choose the more suitable model (for each response-independent variable pair)				
id	Data	DREgroup	WChemName	Family	Link function	k	fx	DevExp	Rsqr	REML	p
1	BPUE	Diversity	Chla	Gamma	identity	4	F	1,02	-0,16	10,22	0,790
2	BPUE	Diversity	Secchi	Gamma	identity	4	F	22,10	0,10	9,54	0,210
3	BPUE	Diversity	SS	Gamma	identity	4	F	1,13	-0,16	10,13	0,790
4	BPUE	Diversity	TN	Gamma	identity	4	F	2,30	-0,14	10,21	0,700
5	BPUE	Diversity	TP	gaussian	identity	4	F	63,70	0,45	9,65	0,220
6	BPUE	Evenness	Chla	gaussian	identity	4	F	7,53	-0,08	-0,26	0,510
7	BPUE	Evenness	Secchi	Gamma	identity	4	F	2,95	-0,13	-0,04	0,670
8	BPUE	Evenness	SS	gaussian	identity	4	F	0,63	-0,16	-0,05	0,850
9	BPUE	Evenness	TN	gaussian	identity	4	F	10,40	-0,05	-0,36	0,440
10	BPUE	Evenness	TP	gaussian	identity	4	F	2,41	-0,14	-0,10	0,710
11	BPUE	Richness	Chla	poisson	identity	3	T	32,30	0,05	10,86	0,780
12	BPUE	Richness	Secchi	poisson	identity	3	F	43,80	0,35	13,13	0,420
13	BPUE	Richness	SS	poisson	identity	3	T	25,20	-0,06	11,04	0,820
14	BPUE	Richness	TN	poisson	identity	3	T	28,10	-0,02	11,01	0,800
15	BPUE	Richness	TP	poisson	identity	3	T	63,40	0,54	10,87	0,630
16	NPUE	Diversity	Chla	Gamma	identity	4	F	72,50	0,51	9,11	0,099
17	NPUE	Diversity	Secchi	gaussian	identity	3	F	7,89	-0,07	11,01	0,500

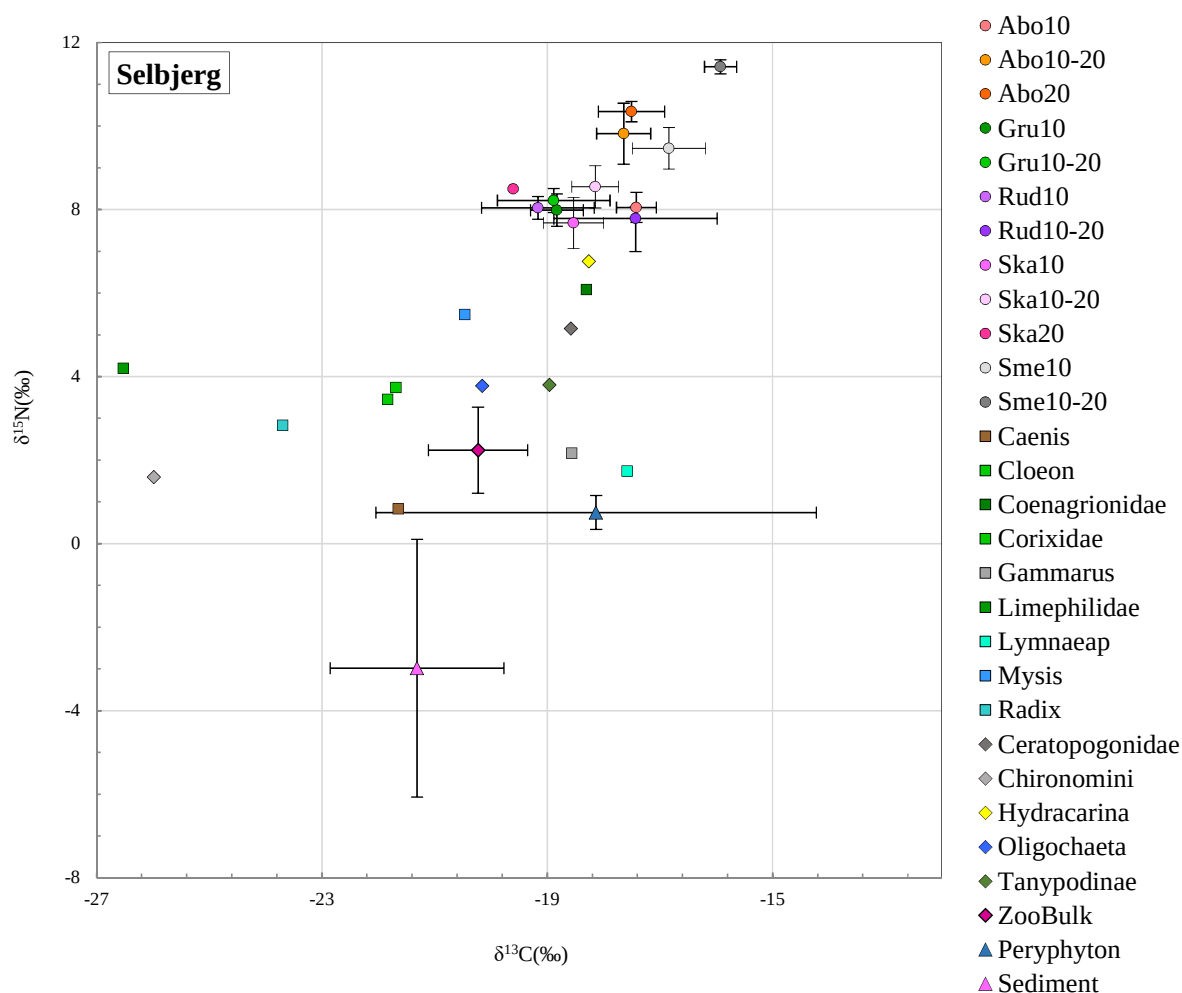
18	NPUE	Diversity	SS	gaussian	identity	3	F	20,70	0,01	11,05	0,620
19	NPUE	Diversity	TN	Gamma	identity	4	F	63,10	0,37	9,50	0,150
20	NPUE	Diversity	TP	gaussian	identity	4	F	96,20	0,94	5,91	0,001
21	NPUE	Evenness	Chla	Gamma	identity	3	F	64,40	0,48	-0,61	0,055
22	NPUE	Evenness	Secchi	gaussian	identity	3	F	29,10	0,08	1,17	0,510
23	NPUE	Evenness	SS	Gamma	identity	3	F	31,30	0,12	0,36	0,089
24	NPUE	Evenness	TN	Gamma	identity	3	F	75,50	0,65	-1,11	0,025
25	NPUE	Evenness	TP	Gamma	identity	3	F	93,40	0,85	-4,10	0,000
26	NPUE	Richness	Chla	poisson	identity	3	T	39,60	0,16	10,77	0,710
27	NPUE	Richness	Secchi	poisson	identity	3	F	57,80	0,51	12,95	0,330
28	NPUE	Richness	SS	poisson	identity	3	T	49,30	0,25	10,79	0,650
29	NPUE	Richness	TN	poisson	identity	3	T	14,40	-0,21	11,05	0,880
30	NPUE	Richness	TP	poisson	identity	3	T	45,10	0,26	10,94	0,690
33	Plantedække	Diversity	Chla	gaussian	identity	3	F	6,92	-0,09	5,44	0,530
35	Plantedække	Diversity	Secchi	gaussian	identity	3	F	38,30	0,28	4,21	0,100
34	Plantedække	Diversity	SS	gaussian	identity	3	F	10,50	-0,04	5,32	0,430
31	Plantedække	Diversity	TN	gaussian	identity	3	F	3,16	-0,13	5,56	0,670
32	Plantedække	Diversity	TP	gaussian	identity	3	F	21,50	0,08	4,93	0,250
38	Plantedække	Evenness	Chla	gaussian	identity	3	F	12,90	-0,07	-0,84	0,760
40	Plantedække	Evenness	Secchi	gaussian	identity	3	F	4,21	-0,12	-0,89	0,630
39	Plantedække	Evenness	SS	gaussian	identity	3	F	3,48	-0,13	-0,87	0,660
36	Plantedække	Evenness	TN	gaussian	identity	3	F	2,53	-0,14	-0,84	0,710
37	Plantedække	Evenness	TP	gaussian	identity	3	F	4,64	-0,11	-0,90	0,610
43	Plantedække	Richness	Chla	poisson	identity	3	F	18,50	-0,04	16,39	0,560
45	Plantedække	Richness	Secchi	poisson	identity	3	F	42,10	0,27	14,90	0,051
44	Plantedække	Richness	SS	poisson	identity	3	F	38,30	0,14	15,91	0,290
41	Plantedække	Richness	TN	poisson	identity	3	F	0,17	-0,17	16,73	0,900
42	Plantedække	Richness	TP	poisson	identity	3	F	22,40	0,02	15,79	0,210

Bilag 6. Isotopundersøgelser i Selbjerg og Glombak

Selbjerg

$\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ biplot for Selbjerg er vist i Fig 1. Som for Lund Fjord og Han Vejle er der ikke nogen klar opdeling i en bredzone og åbent vand (stor vandcirkulation og lav dybde). Fiskenes $\delta^{13}\text{C}$ værdier er relativt ens, indikerende at de foragerer på de samme resurser. Til gengæld er der større spænd i $\delta^{15}\text{N}$ værdierne her, så fødekæden er længere. Øverst i kæden er de større smelt og aborrer, mens de øvrige fisk har omtrent samme $\delta^{15}\text{N}$ værdier. De konkurrerer derfor formentlig indbyrdes om føden.

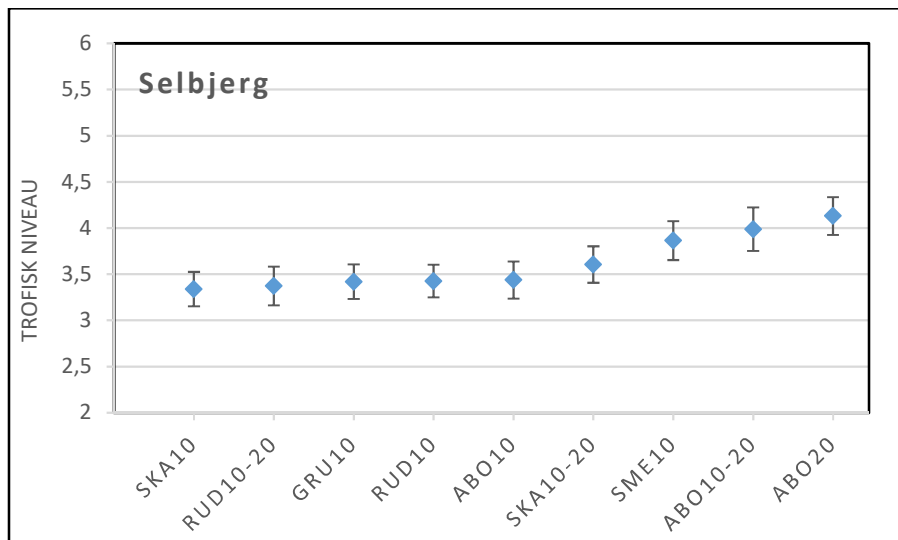
$\delta^{15}\text{N}$ niveauet er højt som i Lund Fjord indikerende forurening med animalsk produceret N fra oplandet.



Figur 1. $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ biplot for organismer indsamlet i Selbjerg Vejle. Trekanten er basis fødekomponenter for invertebrater (hvirvelløse dyr) og nogle fisk: planktonalger, alger på sten og planter (periphyton) og sediment. Firkanten er invertebrater, som er indsamlet ude i søen (pelagiet) og romberne invertebrater indsamlet i bredzonen af søerne. Cirklerne er fisk. For de større fiskearter er der foretaget en opdeling i størrelsesklasser (10= < 10 cm, 10-20 og 20= >20 cm. Abo=Aborre, Ska=Skalle, Rud=Rudskalle, Sme =Smelt og Gru=Grundling.

I figur 2 er det trofiske niveau af de forskellige fiskearter og størrelsesgruppe angivet. Skalle, Rudskalle og Grundling har samme trofisk niveau, mens Aborre og Smelt ligge højere og de større smelt og aborre lever tydeligvis mest som rovfisk. Resultaterne tyder således på hård konkurrence blandt fredfiskene, hvilket også understøttes af de kvantitative fiskeopgørelser, der viser stor dominans af byttefisk

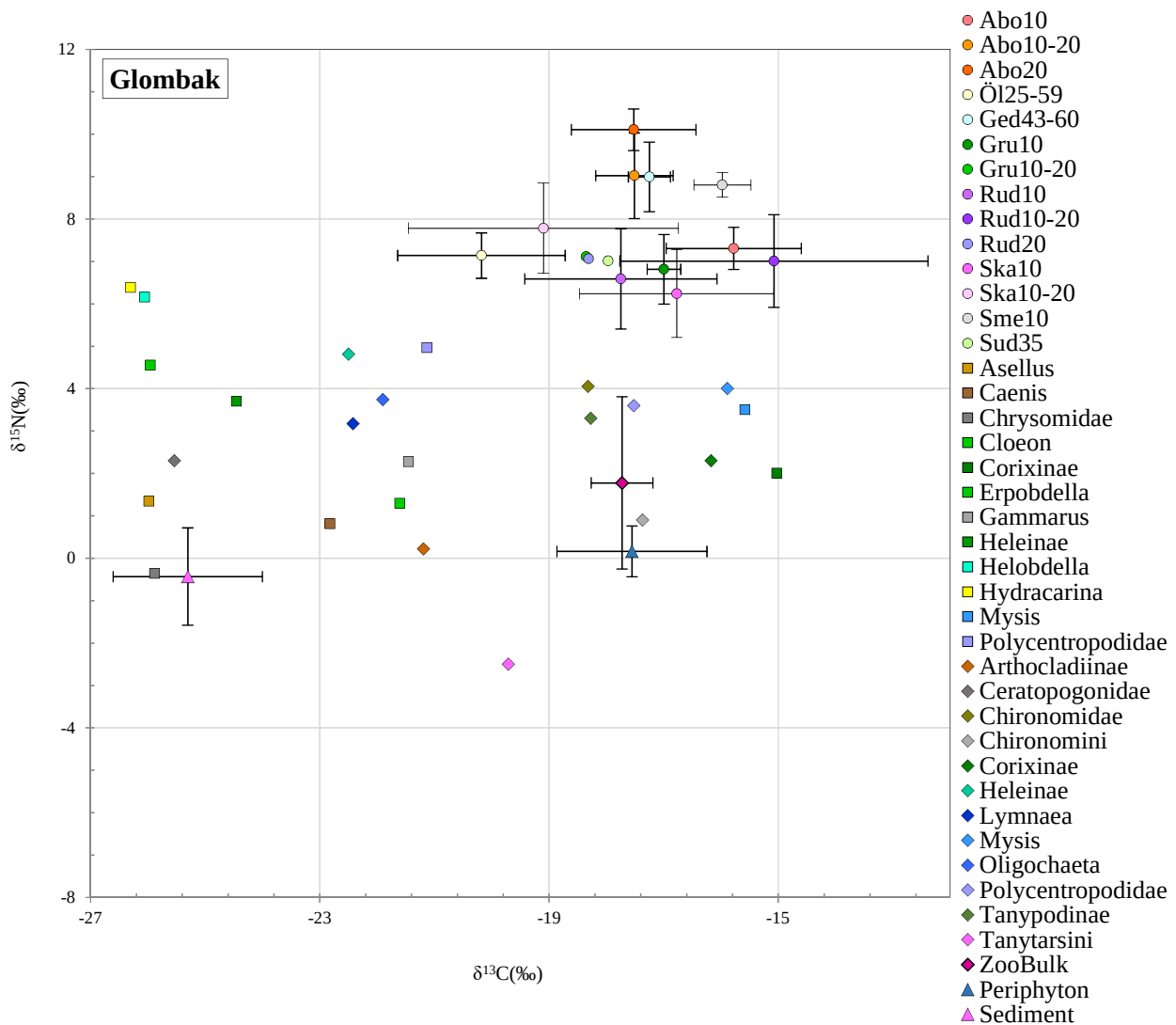
Figur 2. Trofisk niveau (middel+ standardafvigelse) af de forskellige fiskearter og størrelsesklasser (10= < 10 cm, 10-20 og 20= >20 cm) af de større fisk i Selbjerg Vejle 2017. Abo=Aborre, Ska=Skalle, Rud=Rudskalle, Sme =Smelt, Gru=Grundling.



Glombak

$\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ biplot for Glombak er vist i figur 3. I denne sø er Aborre>20 cm øverst i fødekæden, fulgt af 10-20 cm Aborre, store gedder og Smelt<10 cm. I laget under følger Skalle, Rudskalle, Grundling, Suder og Ål. Mysider og en række invertebrat prædatorer har også relativt høje $\delta^{15}\text{N}$ værdier.

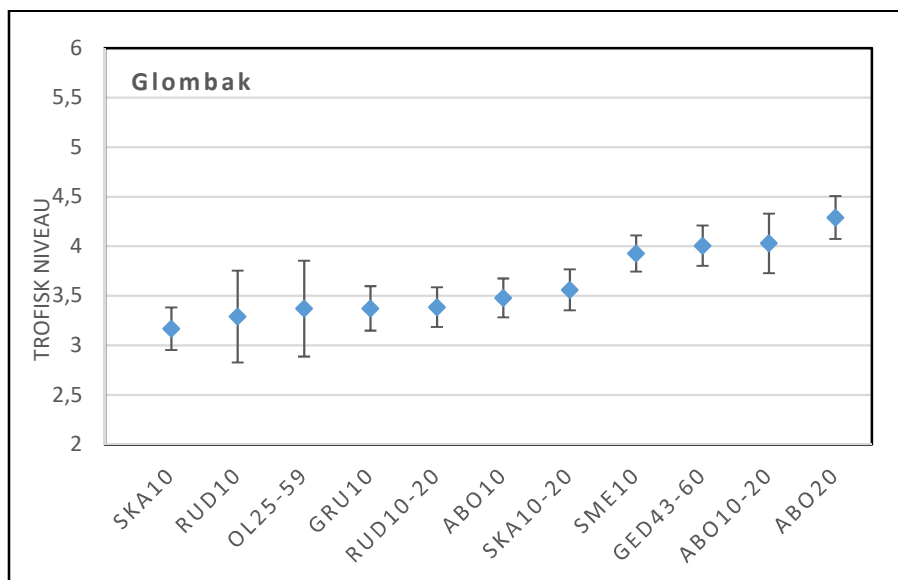
Der er i denne sø en bedre opdeling mellem bredzone og åbent vand i $\delta^{13}\text{C}$ værdierne baseret på invertebraterne (firkanter bedre adskilt fra romberne), men modsat det gængse billede fra mange andre søer, fungerer sømidten mere som en bredzone (dvs. med planter og mindre negative $\delta^{13}\text{C}$ værdier) end i bredzonen, som havde åbent vand. $\delta^{13}\text{C}$ værdierne indikerer at hovedparten af byttefiskenes føde indtages i områderne med planter (ude i søen i dette tilfælde), mens eksempelvis *Neomysis* (kaldt mysis i plottene) furagerer på bunden i områder med åbent vand (mere negative $\delta^{13}\text{C}$ værdier på linje med overfladesedimentet).



Figur 3. $\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$ biplot for organismer indsamlet i Glombak. Trekanten er basis fødekomponenter for invertebrater (hvirvelløse dyr) og nogle fisk: planktonalger, alger på sten og planter (periphyton) og sediment. Firkanten er invertebrater som er indsamlet ude i søen (pelagiet) og romberne invertebrater indsamlet i bredzonen af søerne. Cirklerne er fisk. For de større fiskearter er der foretaget en opdeling i størrelsesklasser (10 = < 10 cm, 10-20 og 20 = > 20 cm). Abo=Aborre, Ska=Skalle, Rud=Rudskalle, Sme=Smelt, Gru=Grundling, Kar=Karudse, Sud=Sude, Ged=Gedde og OL=Ål.

I figur 4 er fiskenes trofiske niveau afbildet. Som for Selbjerg har Smelt og de større aborrer, samt her også Gedde højere trofisk niveau end de øvrige. Men der er ligesom i Selbjerg hård konkurrence blandt byttefiskene, hvilket også understøttes af de kvantitative fiskeopgørelser, der viser stor dominans af byttefisk også i denne sø.

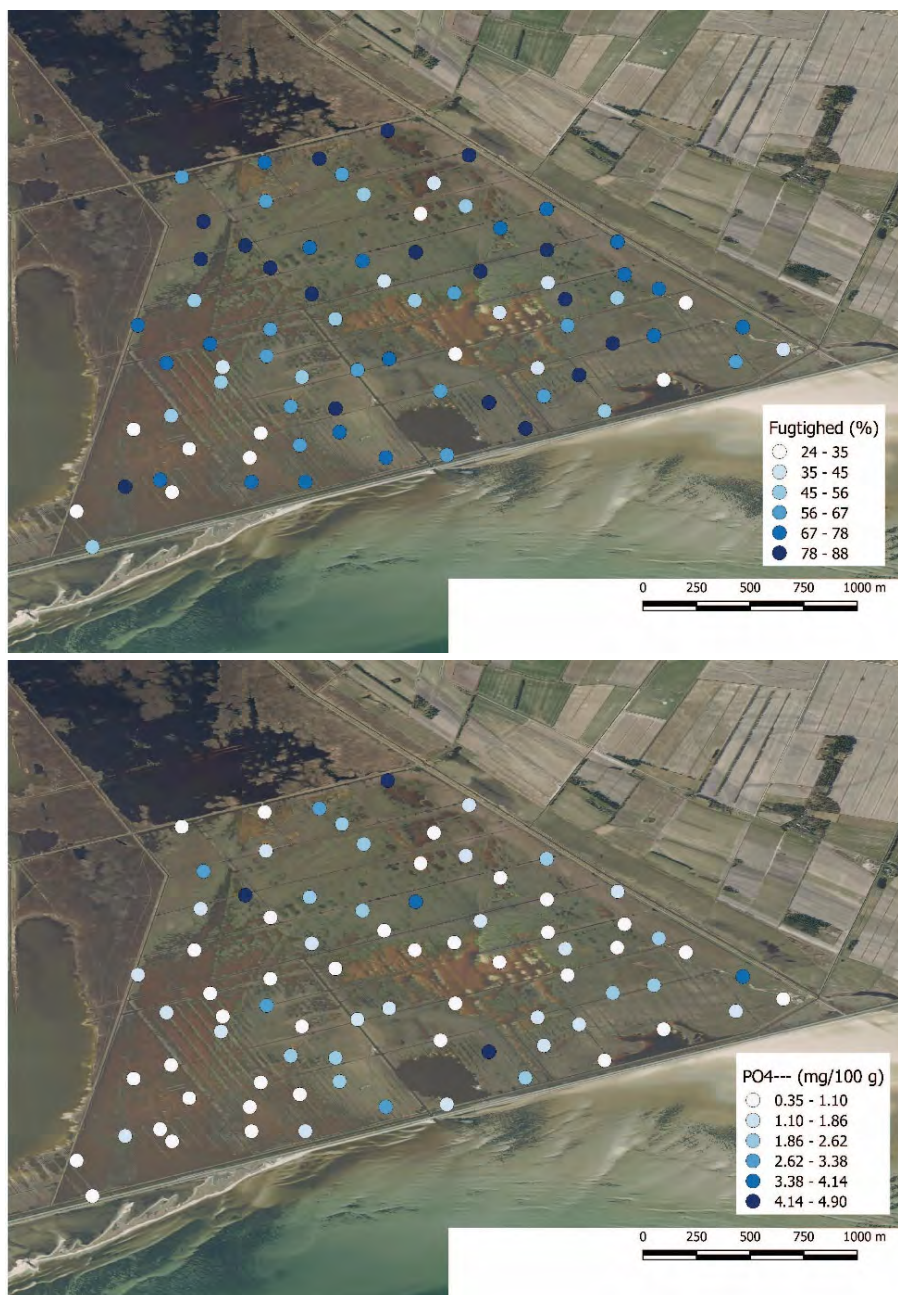
Figur 4. Trofisk niveau (middel+ standardafvigelse) af de forskellige fiskearter og størrelsesklasser (10= < 10 cm, 10-20 og 20= >20 cm) af de større fisk i Glombak 2017. Abo=aborre, Ska=Skalle, Rud=Rudskalle, Sme =Smelt, Gru=Grundling, Kar=Karudse, Sud=Sude, Ged=Gedde, OL=Ål.

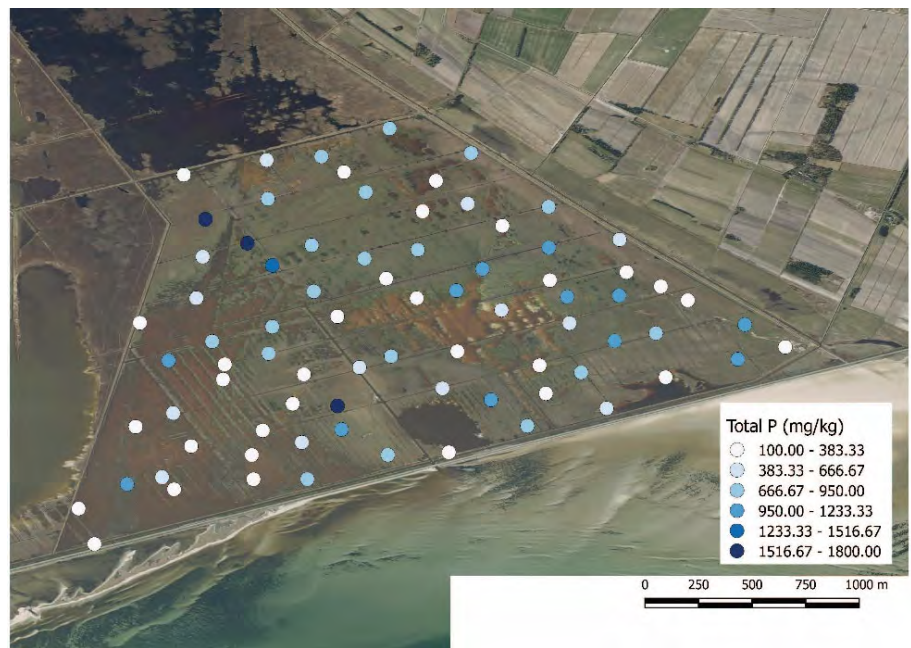


$\delta^{15}\text{N}$ niveauet er også her højt som i Lund Fjord og Selbjerg Vejle indikerende forurening med animalsk produceret N fra oplandet.

Bilag 7. Den rumlige fordeling af miljøparametre

Den rumlige fordeling af miljøparametrene fugtighed (%), tilgængeligt P (PO_4^{3-}) og total P på Bygholmengen i 2018 baseret på 80 datapunkter.





Bilag 8. Artsliste over plantearter

Artsliste over plantearter fundet på Bygholmengen i 2017 og 2018, inklusiv frekvenser for, hvor ofte de enkelte arter forekommer. Tal fra 2017 er baseret på 40 undersøgte plots, mens tal fra 2018 er baseret på 80 undersøgte plots.

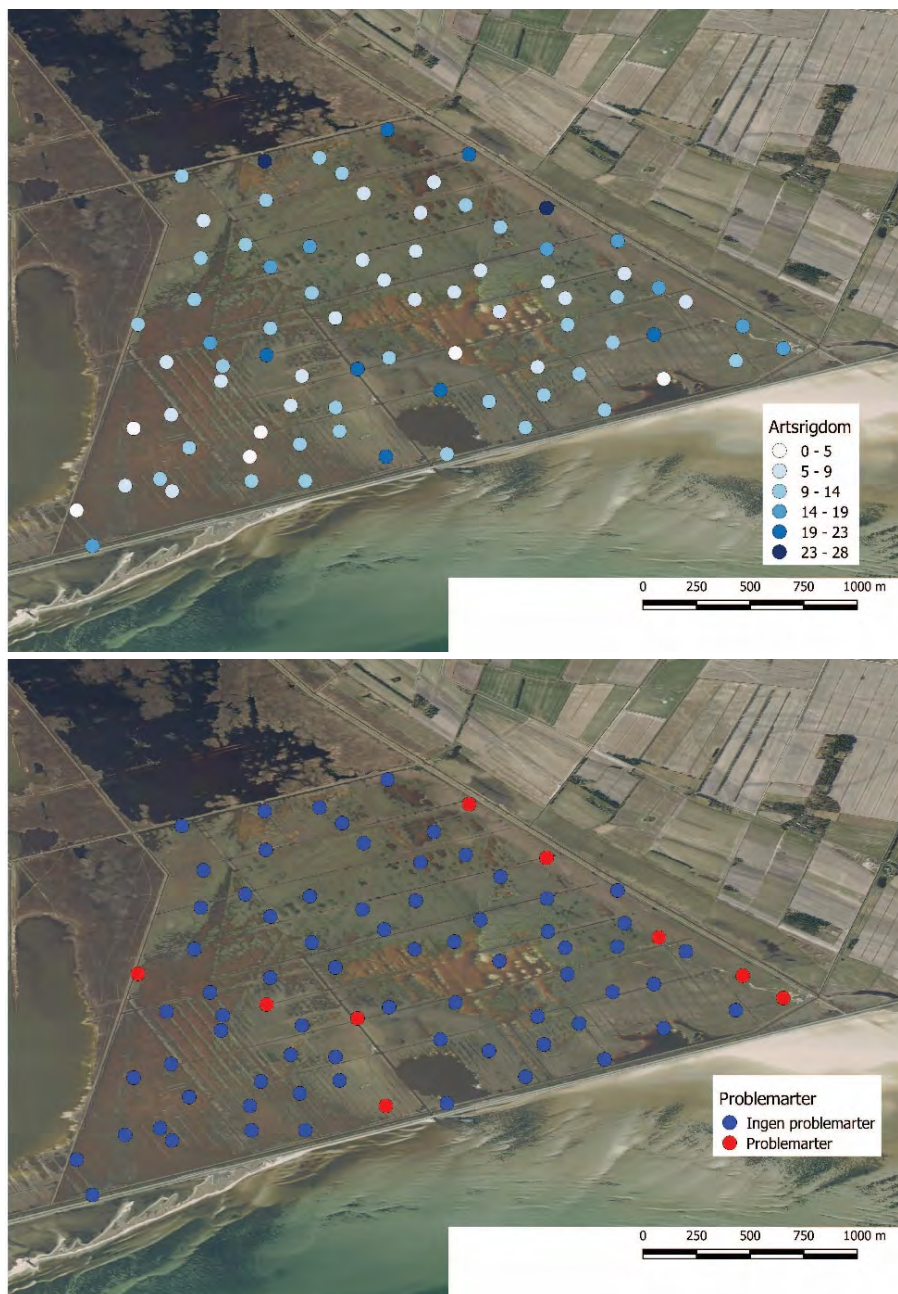
Art	Latin	2017 frekvens	2018 frekvens
Ager padderok	<i>Equisetum arvense</i>	0	1.25
Ager vejbred	<i>Plantago major ssp. intermedia</i>	7.5	0
Ager-svinemælk	<i>Sonchus arvensis</i>	2.5	0
Ager-tidsel	<i>Cirsium arvense</i>	0	1.25
Alm. Firling	<i>Sagina procumbens</i>	35	25
Alm. Hønsetarm	<i>Cerastium fontanum</i>	12.5	2.5
Alm. Knopurt	<i>Centaurea jacea</i>	0	1.25
Alm. Kongepen	<i>Hypochoeris radicata</i>	0	3.75
Alm. Kvik	<i>Elymus repens</i>	0	1.25
Alm. Rajgræs	<i>Lolium perenne</i>	15	1.25
Alm. Rapgræs	<i>Poa trivialis</i>	0	2.5
Alm. Skjolddrager	<i>Scutellaria galericulata</i>	0	1.25
Alm. star	<i>Carex nigra</i>	2.5	17.5
Alm. Vejpileurt	<i>Polygonum aviculare</i>	7.5	1.25
Almindelig kamgræs	<i>Cynosurus cristatus</i>	7.5	0
Almindelig sumpstrå	<i>Eleocharis palustris</i>	10	0
Andemad sp.	<i>Lemna sp.</i>	0	1.25
Bidende ranunkel	<i>Ranunculus acris</i>	7.5	0
Bleg Pileurt	<i>Persicaria lapathifolia</i>	0	1.25
Blågrøn kogleaks	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	12.5	8.75
Blågøn rapgræs	<i>Poa humilis</i>	0	13.75
Bredbladet mærke	<i>Sium latifolium</i>	7.5	0
Brun næbfrø	<i>Rhynchospora fusca</i>	2.5	0
Dunet vejbred	<i>Plantago media</i>	2.5	2.5
Dværg siv	<i>Juncus pygmaeus</i>	0	2.5
Dværg star	<i>Carex oederi</i>	0	1.25
Eng Rapgræs	<i>Poa pratensis</i>	0	21.25
Eng vejbred	<i>Plantago major ssp. winteri</i>	5	0
Eng-forglemmigej	<i>Myosotis scorpioides</i>	2.5	0
Eng-karse	<i>Cardamine pratensis</i>	5	0
Eng-Rødtop	<i>Odontites vernus</i>	70	47.5
Enskættet Sumpstrå	<i>Eleocharis uniglumis</i>	47.5	61.25
Enårig rapgræs	<i>Poa annua</i>	2.5	2.5
Festgræs	<i>Hierochloa odorata</i>	0	1.25
Filtet hønsetarm	<i>Cerastium tomentosum</i>	2.5	0
Fliget brøndsel	<i>Bidens tripartita</i>	2.5	0
Fløjlsgræs	<i>Holcus lanatus</i>	10	6.25
Glanskapslet siv	<i>Juncus articulatus</i>	45	25
Glat kongepen	<i>Hypochoeris glabra</i>	0	1.25
Glat Vejbred	<i>Plantago major</i>	0	10
Gul snerre	<i>Galium verum</i>	2.5	0

Gulbrun borst	<i>Leontodon autumnalis</i> var. <i>Asperior</i>	30	0
Gåsepotentil	<i>Potentilla anserina</i>	87.5	81.25
Hare kløver	<i>Trifolium arvense</i>	2.5	0
Harril	<i>Juncus gerardii</i>	65	86.25
Hirsestar	<i>Carex panicea</i>	0	1.25
Hundehvene	<i>Agrostis canina</i>	5	3.75
Hvid kløver	<i>Trifolium repens</i>	75	37.5
Høst-borst	<i>Leontodon autumnalis</i>	42.5	36.25
Hårfliget vandrunkel		2.5	0
Jordbærkløver	<i>Trifolium fragiferum</i>	12.5	6.25
Katteskæg	<i>Nardus stricta</i>	7.5	3.75
Klæg-siv	<i>Juncus ranarius</i>	2.5	3.75
Knudet pileurt	<i>Persicaria lapathifolia</i>	0	1.25
Knæbøjet rævehale	<i>Alopecurus geniculatus</i>	5	0
Kruset skræppe	<i>Rumex crispus</i>	2.5	0
Krybende potentil	<i>Potentilla reptans</i>	2.5	0
Krybhvene	<i>Agrostis stolonifera</i>	77.5	90
Kveller	<i>Salicornia europaea</i>	2.5	2.5
Kær trehage	<i>Triglochin palustris</i>	45	36.25
Kær-fnokurt	<i>Senecio congestus</i>	2.5	0
Kær-ranunkel	<i>Ranunculus flammula</i>	2.5	0
Kær-snerre	<i>Galium palustre</i>	17.5	6.25
Kærtidsel	<i>Cirsium palustre</i>	0	1.25
Lancetvejbred	<i>Plantago lanceolata</i>	7.5	3.75
Lav Ranunkel	<i>Ranunculus repens</i>	0	2.5
Liden nælde	<i>Urtica urens</i>	0	1.25
Liden Tusindgylde	<i>Centaurium pulchellum</i>	27.5	3.75
Marehalm	<i>Leymus arenarius</i>	0	1.25
Musevikke	<i>Vicia cracca</i>	2.5	1.25
Mælkebøtte	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	0	1.25
Opret hønsetarm	<i>Cerastium glomeratum</i>	7.5	1.25
Rød Kløver	<i>Trifolium pratense</i>	22.5	2.5
Rødbrun kogleaks	<i>Blysmus rufus</i>	5	0
Rødsvingel	<i>Festuca rubra</i>	95	45
Sand Hvene	<i>Agrostis vinealis</i>	0	1.25
Sand-hanekro	<i>Galeopsis ladanum</i>	0	1.25
Sandkryb	<i>Glaux maritima</i>	80	83.75
Skov angelik	<i>Angelica sylvestris</i>	0	1.25
Smalbladet kæruld	<i>Eriophorum angustifolium</i>	0	1.25
Smalbladet rapgræs	<i>Poa angustifolia</i>	0	1.25
Smalbladet vejpileurt	<i>Polygonum aviculare</i> ssp. <i>neglectum</i>	0	1.25
Spids øjentrøst	<i>Euphrasia stricta</i>	10	1.25
Spidsbladet vejpileurt	<i>Polygonum aviculare</i> ssp. <i>rurivagum</i>	0	1.25
Spyd-mælde	<i>Atriplex prostrata</i>	0	7.5
Stilk-mælde	<i>Atriplex longipes</i> ssp. <i>longipes</i>	0	2.5
Stivhåret borst	<i>Leontodon hispidus</i>	0	3.75
Storblomstret vandrunkel	<i>Ranunculus peltatus</i> ssp. <i>peltatus</i>	0	1.25
Strand trehage	<i>Triglochin maritima</i>	45	42.5
Strand-Firling	<i>Sagina maritima</i>	0	1.25
Strand-kogleaks	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	7.5	22.5

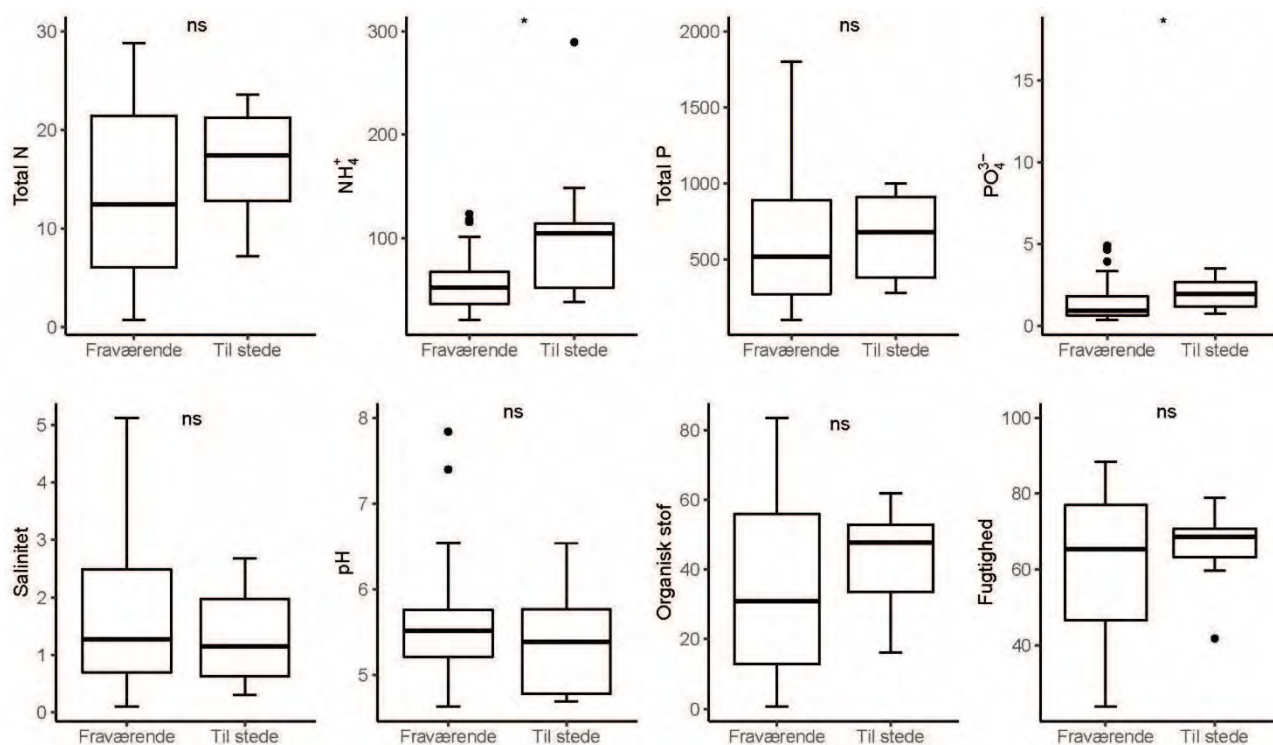
Strand-mælde	<i>Atriplex littoralis</i>	5	0
Strand-skræppe	<i>Rumex maritimus</i>	0	1.25
Strand-vejbred	<i>Plantago maritima</i>	52.5	46.25
Sump-forglemmigej	<i>Myosotis laxa ssp. caespitosa</i>	2.5	0
Sumpkarse	<i>Cardamine pratensis ssp. dentata</i>	5	0
Svinemælde	<i>Atriplex patula</i>	0	1.25
Sværtøvæld	<i>Lycopus europaeus</i>	7.5	0
Sydlig knudefirling	<i>Sagina nodosa ssp. nodosa</i>	7.5	0
Sø-kogleaks	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	0	2.5
Tagrør	<i>Phragmites australis</i>	92.5	75
Tandbælg	<i>Danthonia decumbens</i>	7.5	0
Tigger-ranunkel	<i>Ranunculus sceleratus</i>	2.5	1.25
Trævekrone	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	2.5	1.25
Trådsiv	<i>Juncus filiformis</i>	0	1.25
Tudse-siv	<i>Juncus bufonius</i>	37.5	0
Tusindfryd	<i>Bellis perennis</i>	2.5	2.5
Tykbladet mælde	<i>Atriplex glabriuscula</i>	0	13.75
Vand-mynte	<i>Mentha citrata</i>	2.5	1.25
Vandnavle	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	5	0
Vand-skræppe	<i>Rumex hydrolapathum</i>	2.5	1.25
Vandspir	<i>Hippuris vulgaris</i>	12.5	5
Vellugtende Gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0	1.25
Vild gulerod	<i>Daucus carota</i>	0	1.25
Vingefrøet Hindeknæ	<i>Spergularia media</i>	42.5	68.75

Bilag 9. Den rumlige fordeling af planteartsrigdom og "problemarter" på Bygholmengen

Den rumlige fordeling af planteartsrigdommen på Bygholmengen (a), samt et kort der viser, hvor på Bygholmengen der findes problemarter (b) i 2018. Problemarter er arter, som NOVANA har defineret som værende invasive eller problematiske på naturtypen strandeng.

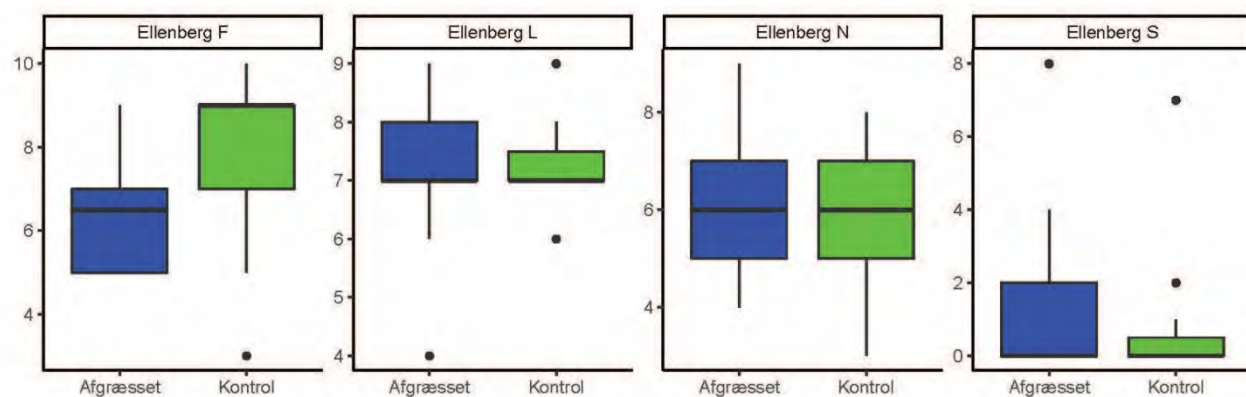


Bilag 10. Boxplots – miljøvariable og ”problemarter”



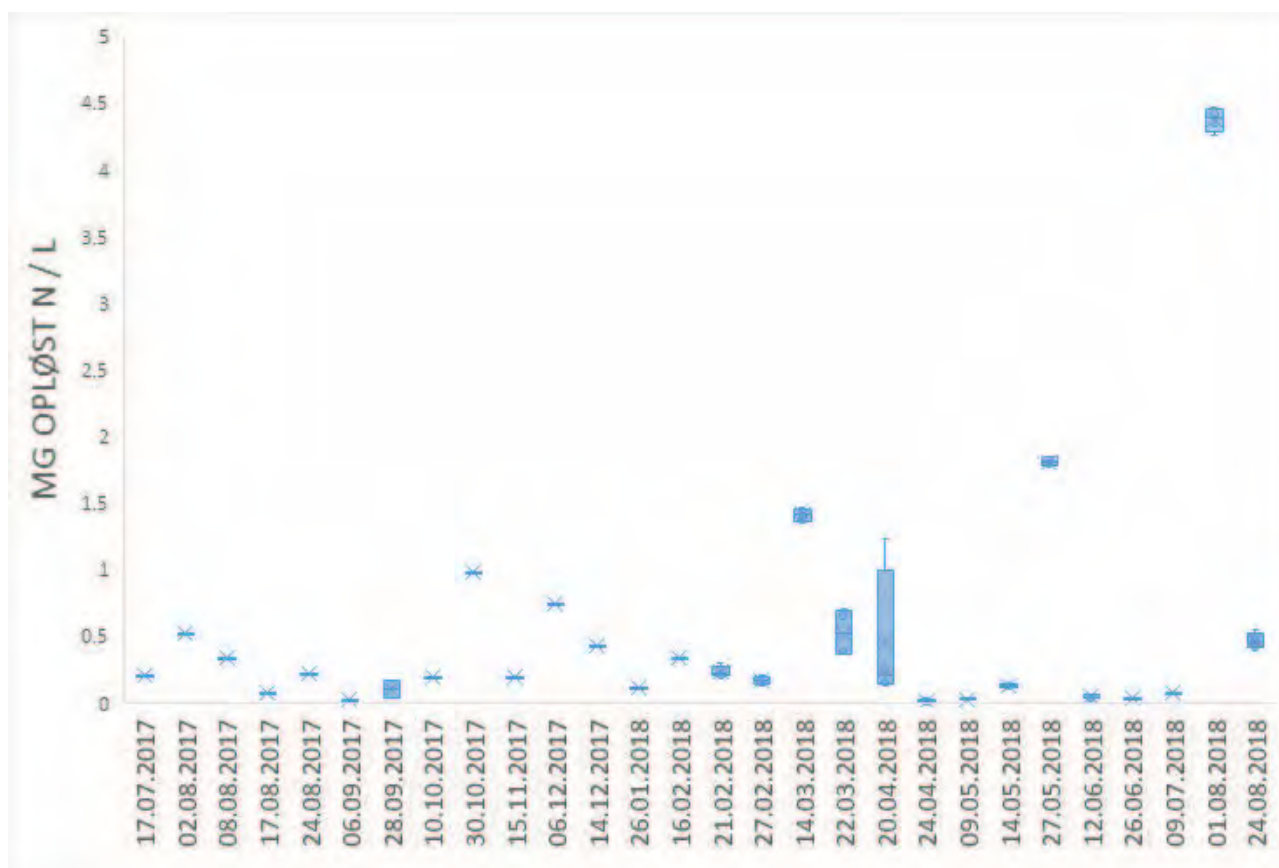
Boxplots over tilstedeværelsen af problemarter i forhold til miljøfaktorerne total nitrogen (Total N) (g/kg), NH_4^+ (mg/kg), total fosfor (Total P) (mg/kg), PO_4^{3-} (mg/100 g), salinitet (ppt), pH, organisk stof (%) og fugtighed (%). Der er signifikant mere PO_4^{3-} og NH_4^+ i jorden i de områder, hvor der er problemarter til stede (markeret med en *), mens der ikke er signifikante forskelle for resten af de undersøgte parametre (ns).

Bilag 11. Boxplot over Ellenbergværdier



Boxplot over Ellenbergværdierne for fugtighed (F), lys (L), næring (N) og salinitet (S) i de uafgræssede kontrolfelter i forhold til et afgræsset område af Bygholmengen.

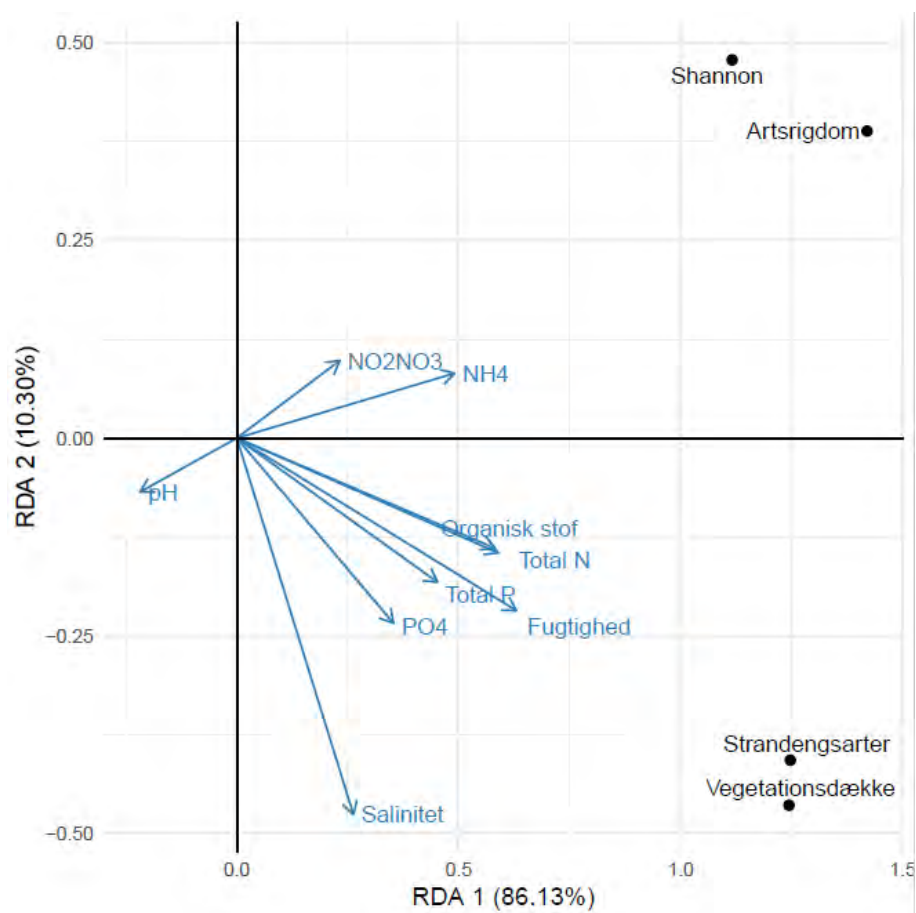
Bilag 12. Vandprøver fra Lund Fjord Kanal



Vandprøver fra Lund Fjord Kanal, taget lige ud for Krabttårnet. Prøverne er analyseret for opløst/plantetilgængeligt nitrogen (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) og viser, hvordan mængden af opløst nitrogen varierer henover et år.

Bilag 13. RDA (redundancy analysis)

En RDA (redundancy analysis) foretaget på baggrund af vegetationsdata og miljøvariable indsamlet på Bygholmengen i 2018. Analysen viser sammenhængen mellem vegetationsdække, artsrigdommen, Shannon diversiteten og antallet af strandengsarter i forhold til de målte miljøfaktorer på Bygholmengen.



Bilag 14. Artsliste over biller fundet i rørskoven

De 91 forskellige arter af biller fundet i rørskoven. Artslisten er baseret på biller fundet i faldfældestationerne i ugerne 30-31 2018. Billerne tilhører familierne: Carabidae, Silphidae, Staphylinidae, Hydrophilidae, Curculionidae, Latridiidae, Haliplidae, Chrysomelidae, Cantharidae, Phalacridae, Leiodidae, Malachiidae, Dytiscidae, Coccinellidae, Scirtidae, Hydraenidae, Cryptophagidae, Spercheidae, Brentidae og Helophoridae.

<i>Agabus sturmii</i>	<i>Dytiscus circumcinctus</i>
<i>Agonum emarginatum</i>	<i>Dytiscus marginalis</i>
<i>Agonum thoreyi</i>	<i>Elaphrus cupreus</i>
<i>Agonum viduum</i>	<i>Enicmus transversus/histrio</i>
<i>Aleocharinae sp</i>	<i>Enochrus affinis</i>
<i>Altica oleracea</i>	<i>Enochrus testaceus</i>
<i>Amara apricaria</i>	<i>Galerucella nymphaeae</i>
<i>Amara lucida</i>	<i>Helophorus brevipalpis</i>
<i>Anacaena limbata</i>	<i>Hydraena palustris</i>
<i>Anisosticta novemdecimpunctata</i>	<i>Hydrobius fuscipes</i>
<i>Anotylus rugosus</i>	<i>Hydroporus angustatus</i>
<i>Anthocomus rufus</i>	<i>Ilybius quadriguttatus</i>
<i>Aphthona nonstriata</i>	<i>Laccobius biguttatus</i>
<i>Apion viciae</i>	<i>Loricera pilicornis</i>
<i>Arpedium brachypterum</i>	<i>Nicrophorus vespillo</i>
<i>Atomaria atricapilla</i>	<i>Nicrophorus vespilloides</i>
<i>Bagous glabriorstris</i>	<i>Notaris scirpi</i>
<i>Bembidion fumigatum</i>	<i>Ochthebius minimus</i>
<i>Blethisa multipunctata</i>	<i>Odacantha melanura</i>
<i>Calathus micropterus-</i>	<i>Olophrum fuscum</i>
<i>Carabus clathratus</i>	<i>Olophrum piceum</i>
<i>Carabus granulatus</i>	<i>Oulema melanopus</i>
<i>Cassida flaveola</i>	<i>Paederus riparius</i>
<i>Catops morio</i>	<i>Pelenomus quadrituberculatus</i>
<i>Cercyon tristis</i>	<i>Phaedon armoraciae</i>
<i>Cercyon ustulatus</i>	<i>Phalacrus corruscus</i>
<i>Chaetocnema concinna</i>	<i>Philonthus binotatus</i>
<i>Coccidula rufa</i>	<i>Philonthus cruentatus</i>
<i>Coccinella septempunctata</i>	<i>Philonthus fumarius</i>
<i>Coccinella undecimpunctata</i>	<i>Philonthus laminatus</i>
<i>Coelostoma orbiculare</i>	<i>Philonthus politus</i>
<i>Colymbetes paykulli</i>	<i>Philonthus quisquiliarius</i>
<i>Cryptorhynchus lapathi</i>	<i>Phyllobrotica quadrimaculata</i>
<i>Cymbiodyta marginella</i>	<i>Phyllotreta exclamationis</i>
<i>Cyphon padi</i>	<i>Poecilus cupreus</i>
<i>Cyphon variabilis</i>	<i>Propylea quatuordecimpunctata</i>

<i>Psyllobora vigintiduopunctata</i>	<i>Stenus palustris</i>
<i>Pterostichus melanarius</i>	<i>Stephostethus lardarius</i>
<i>Pterostichus niger</i>	<i>Stilbus oblongus</i>
<i>Pterostichus nigrita</i>	<i>Tachinus marginellus</i>
<i>Rhinoncus inconspicuous</i>	<i>Tachinus rufipes</i>
<i>Silpha tristis</i>	<i>Tachyporus dispar</i>
<i>Sitona lineatus</i>	<i>Tanysphyrus lemnae</i>
<i>Spercheus emarginatus</i>	<i>Tetartopeus terminatus</i>
<i>Stenus cicindeloides</i>	<i>Thanatophilus rugosus</i>
<i>Stenus junco</i>	<i>Thanatophilus sinuatus</i>

Bilag 15. Fugle

Der er mange ligheder mellem de forhold, der påvirker bestandene af ynglende engfugle i Vejlerne og Tøndermarsken.

Efter aftale med Naturrådet for Vejlerne, der rådgiver Aage V. Jensens naturfond om driften på Vejlerne, gengives anbefalinger fra arbejdet i Tøndermarsken i dette Appendiks, der kan virke som baggrundsmateriale og inspiration for Naturrådets arbejde.

Der er tale om en uredigeret gengivelse af siderne 64-70 i Clausen m.fl. (2016), der bygger videre på anbefalinger fra Clausen & Kahlert (2012).

Der henvises i øvrigt til de to publikationer:

Clausen, P. & Kahlert, J. (red.) 2010. Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU, nr. 778. 206 s.
<https://www.dmu.dk/pub/fr778.pdf>

Clausen, P., Hounisen, J.P., Asferg, T., Thorup, O., Nielsen, H.H. & Vissing, M.S. 2016. Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2015. Evaluering af effekten af en intensiveret rævebekæmpelse og evidensbaserede anbefalinger til forvaltningstiltag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. - Videnskabelig rapport nr. 160.
<http://dce2.au.dk/pub/SR160.pdf>

Anbefalinger

I denne rapport har fokus været på effekten af ræve på ynglefuglene i Tøndermarsken, med eller uden et forsøg på intensiveret rævebekæmpelse, samt på erfaringer fra andre lokaliteter, der er vigtige yngleområder for ynglende vadefugle i Tyskland og Danmark, og hvor man har implementeret en effektiv og vadefuglevenlig drift.

I statusrapporten fra 2010 foretog vi en omfattende opsummering af resultaterne, der var indsamlet i forbindelse med studierne i Tøndermarsken fra 2002-2009, hvorunder fx effekter af ændret afvanding, opdyrkning, græsningsintensitet, redetramp, prædation samt klimaforhold lokalt og i overvintringsområderne blev evalueret (Clausen & Kahlert 2010).

Det synes ikke nødvendigt at gentage resultaterne, endsige diskussionen fra statusrapporten, hvorfor der henvises til denne på side 169-185 i Clausen & Kahlert (2010). I statusrapporten blev der givet en række anbefalinger, hvoraf nogle i dag indgår i fx Natura 2000-planerne for Habitat- og Fuglebeskyttelsesområderne i Danmark, der blev udgivet i efteråret 2011.

Tøndermarsken omfattes af to delplaner, én for Fuglebeskyttelsesområde nr. 57 i Vadehavet (Naturstyrelsen 2011b) og én for Fuglebeskyttelsesområde nr. 60 (Naturstyrelsen 2011c).

Disse er efterfølgende af Tønder kommune udmøntet i Natura 2000-handleplaner, ligeledes én for Fuglebeskyttelsesområde nr. 57 i Vadehavet (Tønder Kommune 2012a) og én for Fuglebeskyttelsesområde nr. 60 (Tønder Kommune 2012b), hvor nogle af statusrapportens anbefalinger også er medtaget.

Det er imidlertid evident, at det på trods af høje tætheder af såvel ræve som rovfugle er muligt at opretholde markant højere tætheder af ynglende engfugle i de to naboområder Rickelsbüller Koog og Margrethe Kog end i Tøndermarskens Ydre koge. Også Tipperne og Bygholmengen på Vejlerne har markant højere tætheder af engfugle, på Tipperne endda også i år med prædationsrater på rederne, der ligger på niveau med eller over dem, vi har målt lokalt i Tøndermarsken.

Alle disse lokaliteter afviger fra Tøndermarskens Ydre koge ved:

- at man styrer udbindingstæthederne for kreaturer for at sikre en græsning, der skaffer en mosaik af mere tætgræssede og mindre tætgræssede områder, og på denne måde tilgodeser de mange engfuglearters forskellige behov
- at man har udsat udbindingstidspunktet for kreaturerne, hvorved risikoen for redetramp er reduceret
- at man opretholder en bekæmpelse af ræve
- at man har reduceret afvandingsbestræbelserne og aktivt arbejder for at sikre mere fugtige arealer i fuglenes yngleperiode, fordi der er markant mere føde til stede og ungerne har et bedre fødeindtag på fugtige arealer sammenlignet med tørre arealer (Eglington m.fl. 2010). Herved bidrager man til, at de unger, der trods alt kommer ud af æggene i et område med en høj prædationsrate på rederne, har en højere overlevelsessandsynlighed.

Konklusionerne fra vore egne resultater af undersøgelser i Tøndermarsken og en stadigt mere omfattende tysk, hollandsk og engelsk litteratur, som vi stedvis har refereret til i denne rapport og i statusrapporten fra 2010, fører til en erkendelse af, at man er nødt til at tage fat i alle virkemidler, hvis man ønsker at genopbygge bestandene af vadefugle i Nordvesteuropa. Det var det, der lå til grund for de anbefalinger, der blev givet i statusrapporten.

I Tøndermarskens Ydre Koge er det derfor vitalt, hvis man ønsker at genopbygge bestandene af engfugle, at man endnu en gang kigger på anbefalingerne fra statusrapporten fra 2010, der er gengivet i denne rapports boks 3 og 4. I boksene er der med rødt anført opdateringer, som afviger fra de hidtidige anbefalinger – ligesom der er indbygget enkelte figurer fra tidligere rapporter fra Tøndermarsken eller udenlandske undersøgelser, der underbygger anbefalingerne.

Behov for realistiske målsætninger

Det er DCEs klare opfattelse, at man hvis der er vilje til det, kan ophjælpe bestandene i Tøndermarkskens Ydre koge til noget højere bestandstætheder, end der findes i dag, men kun hvis man prioriterer en mere fuglevenlig drift i stil med den gennemførte drift på statens arealer i Margrethe Kog og på Tipperne, Aage V. Jensens Naturfonds arealer i Vejlerne og de tyske områder i Rickelsbüller Koog.

Netop sammenligningen af tætheder af ynglende engfugle i mellem de tre nærtliggende områder Ydre koge, Margrethe Kog og Rickelsbüller Koog, der

givetvis må være udsat næsten samme prædatorpåvirkning, indikerer at der kan opnås større tætheder af ynglebestande i de Ydre koge.

Det bør dog i den forbindelse overvejes, om de målsætninger der er for ynglefuglebestandene i Tøndermarskens Ydre koge er realistiske, eller bør opdateres fx ud fra de tidsserie-analyse baserede modeller for signifikante effekter af især rævebestandsstørrelse og opdyrkning, der blev præsenteret af Clausen & Kahlert (2010). Opdyrkningen, der før fredningen i 1986 havde ændret dele af området til omdriftsarealer, eller efter fredningen er foregået i områder, hvor det blev tilladt at gennemføre en opdyrkning, har nedsat bærekapaciteten af Ydre koge som yngleområde for engfuglene, og det bør der tages højde for i målsætningerne. Dertil kommer, at målsætningerne, som nævnt tidligere, er baseret på en periode, hvor der var langt færre ræve end der er i dag, fordi man foretog en intensiv bekæmpelse for at modvirke spredning af hundegalskab. Det var givetvis tætheder af ræve, der var så lave, at de næppe vil forekomme igen selv under udbrud af fx skab eller hvalpesyge.

En eventuel udarbejdelse af nye målsætninger for ynglefuglene i Tøndermarskens Ydre Koge ligger dog uden for denne rapports formål.

Boks 3.

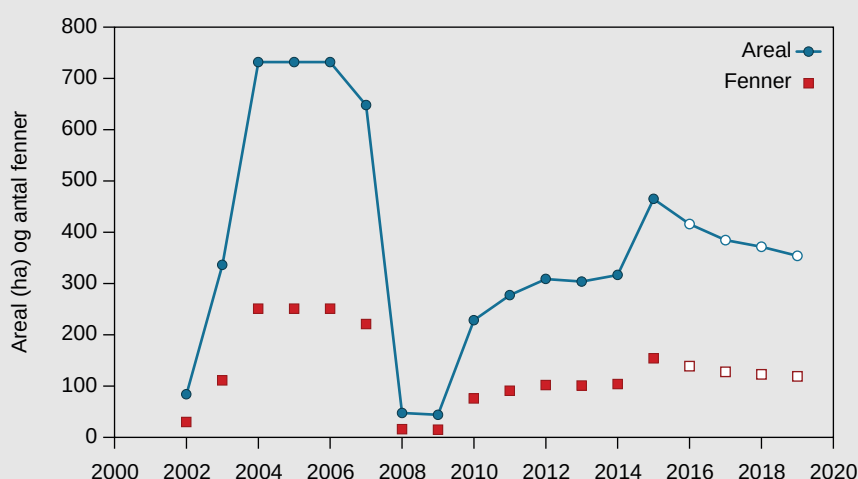
Anbefalinger vedrørende habitatforvaltning (fra Clausen & Kahlert 2010). **Opdateringer er anført med rød tekst.**

I erkendelse af at mange af fuglearterne i fuglebeskyttelsesområdernes udpegningsgrundlag og TM-beskyttelsesområdets målsætninger har modsatrettede krav til levestedet, anbefales det nøje at overveje, hvilke områder, der skal forvaltes af hensyn til hvilke arter – og at dette skrives meget konkret ind i Natura 2000-planer, handlings-, drift- og forvaltningsplaner.

I tråd med denne anbefaling er Margrethe Kog og Ydre Koge fx nævnt som indsatsområde for truede engfugle i statens handlingsplaner for disse arter (Miljøministeriet 2005) – og Magisterkogen fremhævet som et indsatsområde for fx plettet rørvagtel i statens driftsplan for området (Skov- og Naturstyrelsen 2007).

*Af hensyn til ynglende engfugle i Ydre Koge bør der etableres en driftsform, der sørger for øget fugtighed på flest mulige egnede fenner. Med egnede menes, at fennen ikke har en forhistorie med opdyrkning og/eller dræning, og at den har en jordstruktur, der gør, at vandet tilbageholdes i forårsmånederne. **Tønder kommune har, efter statusrapporten blev udgivet, arbejdet aktivt for at få flere landmænd til at indgå MVJ-ordningen om ændret afvanding, hvilket har bevirket, at der fra 2010 til 2015 er set en stigning i det omfattede areal fra 44 til 465 ha, et areal der dog gradvist vil falde de kommende år, hvis aftalerne ikke forlænges (Fig. 26).***

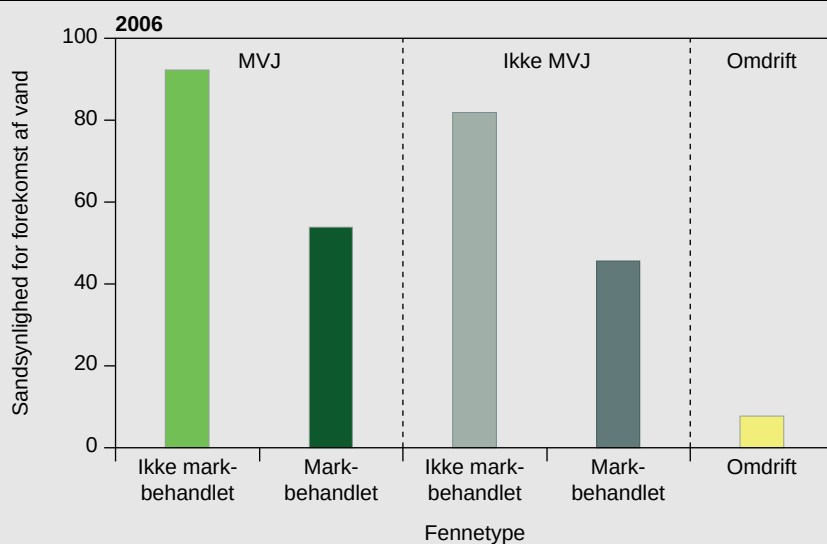
Figur 26. Udvikling i areal og antal fenner, der har været omfattet af en MVJ-ordning om ændret afvanding, fra denne første gang blev udbudt som et vadefuglevenligt forvaltningsværktøj i Tøndermarsken i 2002. De åbne signaturer viser en forventet arealudvikling, hvis eksisterende aftaler ikke fornyes, og der ikke tegnes nye aftaler de kommende år.



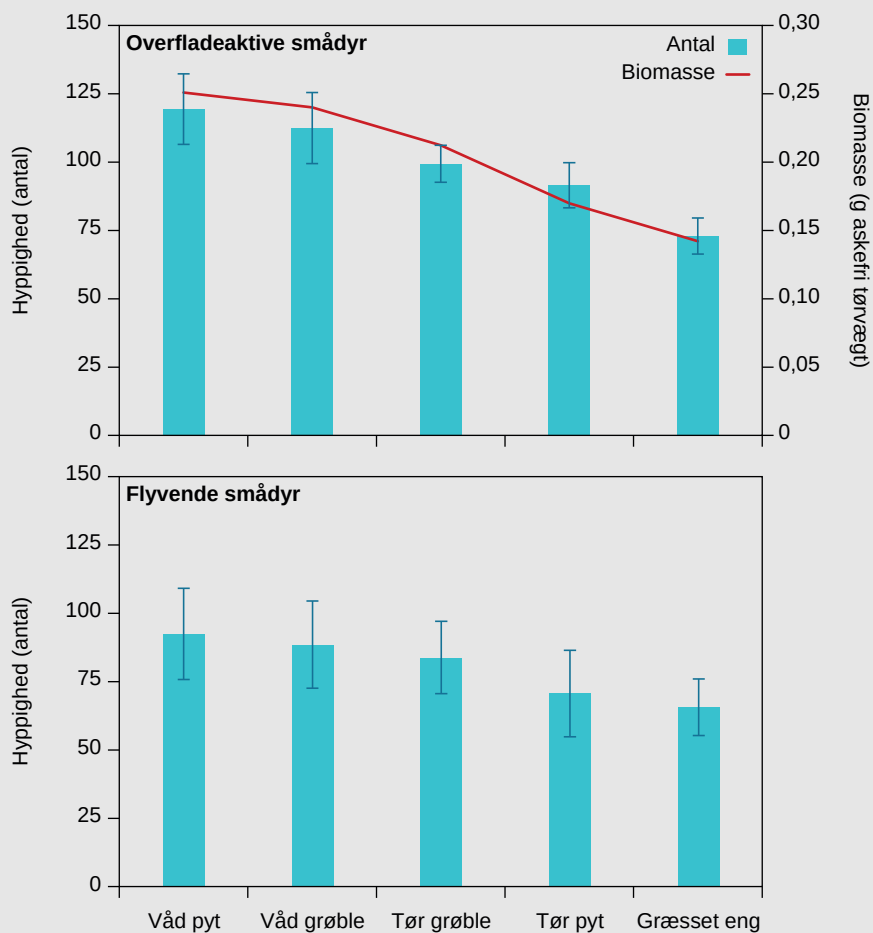
På vedvarende græsarealer i Ydre Koge, der tidligere har været opdyrket og/eller drænet, bør der gennemføres forsøg med genetablering af grøblerender og bevandingshuller samt en driftsform, der sørger for øget fugtighed, for at se om de derved kan blive attraktive for ynglefuglene. Eventuelle eksisterende drænrør skal tilstoppes eller fjernes. Der er sket oprensning af et antal bevandingshuller og gengrøbling på et mindre antal fenner (der dog er så få, at ikke er muligt at evaluere effekten, før flere års data foreligger).

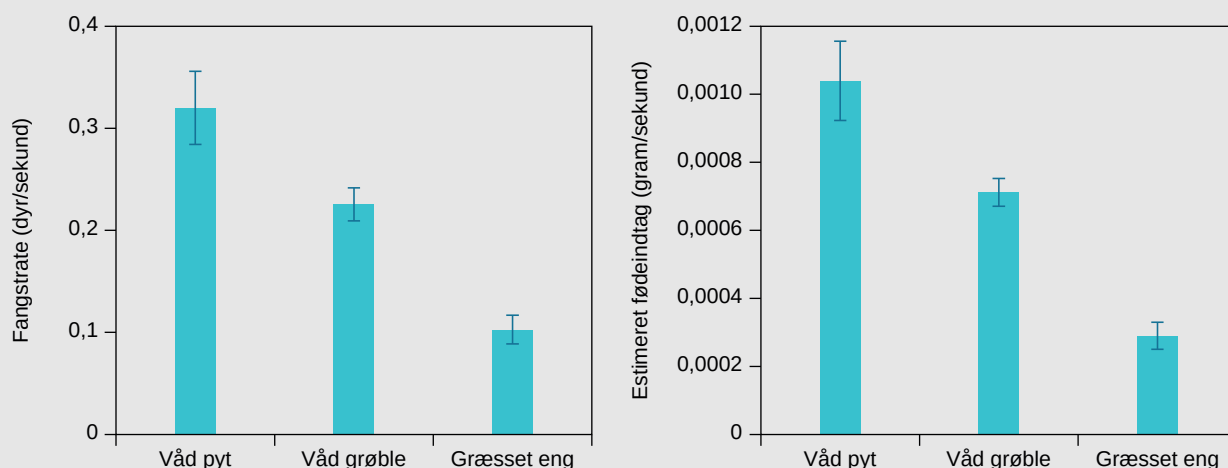
Anbefalingerne i forhold til sikring af vådere fenner ved MVJ-ordning eller anden indsats, der tilbageholder vand på fenerne, er underbygget gennem flerårige og grundige undersøgelser af effekten af MVJ-ordningen på tilbageholdelse af vand (Clausen m.fl. 2005, 2007, Clausen & Kahlert 2010), hvor et gennemgående resultat fremgår af Figur 27. De våde partier på engene sikrer en større tæthed af byttedyr til vibungerne (Fig. 28), som derved får en højere indtagelse af føde (Fig. 29), vokser hurtigere og bliver hurtigere flyvefærdige (Fig. 30).

Figur 27. Sandsynligheden for forekomst af vand i pytter og grøblerender i 2006, fordelt på fem fennetyper. De fire fennetyper til venstre er arealer med vedvarende græs. Der er sondret mellem fenner, der er "markbehandlet", dvs. på et tidspunkt har været oppløjet og dyrket som agerjord og/eller drænet, og fenner, der ikke har været genstand for opdyrkning/dræning.



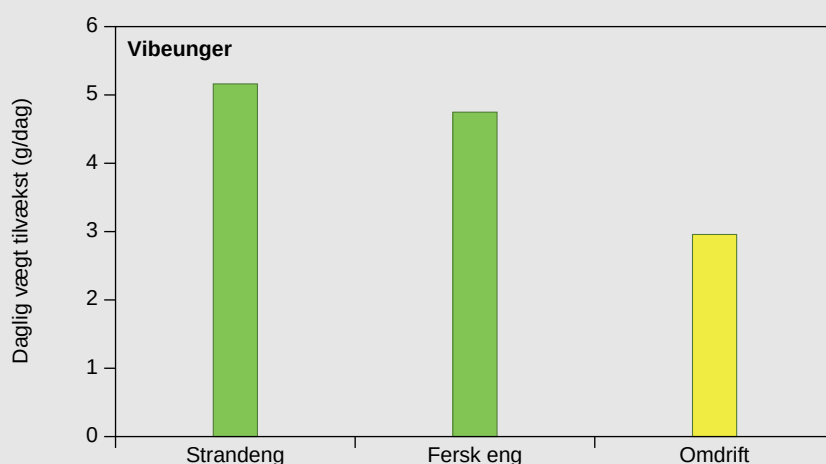
Figur 28. Hyppigheder og og biomasse af smådyr som vibeunger og andre vadefugleunger kan leve af i nærheden af henholdsvis våde og tørre grøblerender og pytter på enge, på græsset eng og på agerjord (Eglington m.fl. 2010). Figuren er omtegnet og reproduceret med tilladelse fra Sarah Eglington og Journal of Applied Ecology/John Wiley and Sons forlaget.





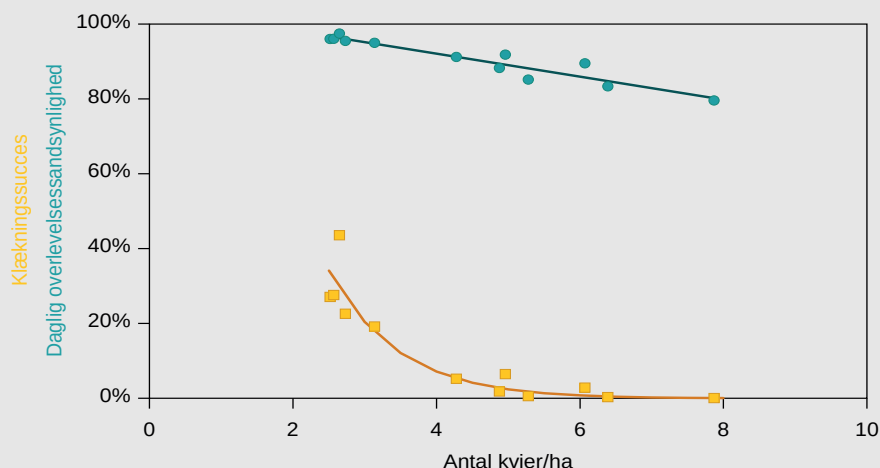
Figur 29. Fangstrater (angivet som det antal smådyr en vibeunge snapper efter per sekund) og estimerede fødeindtagelsesrater af byttedyr for vibeunger i nærheden af henholdsvis våde pytter og grøblerender og på græsset eng (Eglington m.fl. 2010). Figuren er reproduceret med tilladelse fra Sarah Eglington og Journal of Applied Ecology/John Wiley and Sons forlaget.

Figur 30. Illustration af forskellen i vækstrater hos vibeunger på engarealer og arealer i omdrift. En vækstrate på omkring 5 gram/dag betyder, at vibeungen bliver flyvefærdig efter omkring 5 uger på engene, hvor det med vækstraten på 3 gram/dag på omdriftsarealerne tager omkring 2 måneder (data fra Ettrup & Bak 1985).

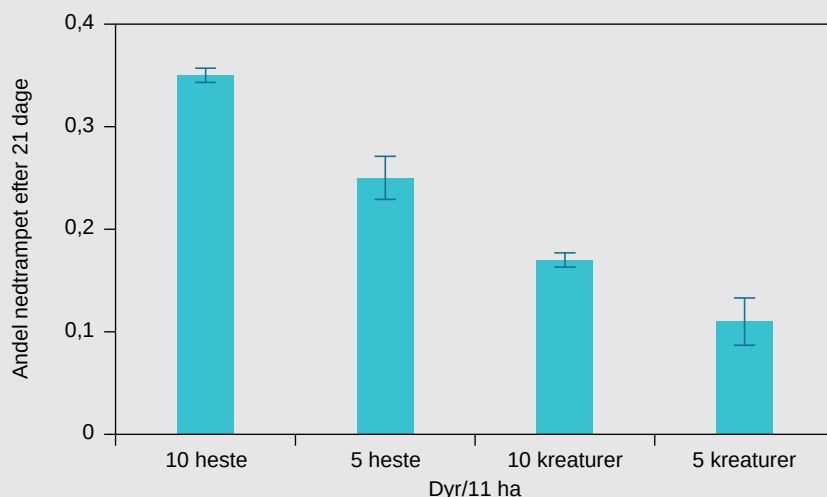


Der bør tilstræbes en senere udbinding af husdyr på fener i fuglemæssigt værdifulde områder i Ydre Koge, og under hensyntagen til hvilke arter, der ønskes tilgodeset. Det bør i denne forbindelse fremadrettet sikres, at tidligere anbefalede udbindingstætheder på 1,5-2 ungkreaturenheder per ha (jf. Nielsen 1996) overholdes i fuglenes redeperioder, da det bevirker en bedre mulighed for at undgå at reder nedtrampes (Fig. 31), en anbefaling der er særligt væsentlig i områder hvor senere ynglende og rødlistede arter som stor kobbersneppe forekommer, og i områder hvor brushane, engryle og hvidbrystet præstekrave måtte genindvandre i forlængelse af en eventuel forbedret forvaltningsindsats.

Figur 31. Estimer af daglig overlevelsessandsynlighed DSR for vibere der fulgt i Tøndermarsken i 1995 i relation til tætheder af kvier per ha (øvre del af figuren, efter Nielsen 1996) samt beregnet resulterende klækningssucces, beregnet som DSR³² (nedre del af figuren). Regressionslinjen øverst er fra Nielsen (1996) ($DSR = -3,75x + 104,38$; $r^2 = 0,90$, $p < 0,001$) og linjen nederst er beregnet fra denne ved omregning til DSR³².



Det anbefales også, at man enten undgår helt at udbinde heste i områder med høje tætheder af ynglefugle, alternativt ved udbinding af heste overvejer at sikre, at det sker i markant lavere udbindingstætheder i fuglenes redeperioder. Det skyldes at hollandske eksperimentelle undersøgelser har vist, at heste nedtramper dobbelt så mange reder per arealenhed som kreaturer (Fig. 32).



Figur 32. Resultaterne af græsningsforsøg med varierende tætheder af heste og kreaturer, der viser at flere kunstige reder blev nedtrampet efter 21 dage i hestegræssede fener sammenlignet med kreaturgræssede fener. Fejlstøjlerne øverst angiver standardafvigelse på middelværdien, baseret på tre forsøg. Søjler med forskelligt bogstav viser signifikante forskelle ($p < 0,05$) i nedtrampningsfraktioner, dvs. der ikke er en målelig målt en forskel på om der går 5 eller 10 kreaturer (fordi begge er kodet med et c), men der er forskel på om der går 10 heste (kodet med a) og 10 kreaturer (b,c) (efter Mandema m.fl. 2013). Figuren er reproduceret med tilladelse fra Freek Mandama og Journal for Coastal Conservation/Springer forlaget.

Der bør tilstræbes en praksis omkring tidspunkt for afpudsning af fener i fuglemæssigt værdifulde områder (1. juli) i Ydre Koge, der som minimum svarer til den praksis, der er anvendt i den hidtidige MVJ-ordning. DCE er ikke vidende om, hvorvidt dette indgår i de aktuelle MVJ-ordninger.

Bevandingen af skelgrøfter bør i en forsøgsperiode iværksættes 15. marts eller snarest muligt derefter i tilfælde af is for at undersøge, om det kan øge forekomsten af de arter af andefugle, der tidligere har haft større forekomster. Dette er iværksat. Det er svært på nuværende tidspunkt at evaluere effekten, bl.a. fordi nogle af årene, efter man ændrede bevandingspraksis, var meget kolde år, sammenlignet med de år, der lå umiddelbart forud for ændringen, hvilket givetvis har bevirket, at ynglefuglene besatte territorierne senere i de kolde år.

Af hensyn til ynglende engfugle bør der laves et bevandingssystem og genetableres grøblerender i de dele af Margrethe Kog Syd, hvor et sådant ikke er til stede i dag. DCE er bekendt med, at NST har arbejdet på dette, og kan kun anbefale, at man gennemfører det. Set i lyset af denne rapport's nye oplysninger om, at både engryle, brushane og hvidbrystet præstekrave yngler i Rickelsbüller Koog umiddelbart syd for grænsen, bør det overvejes at kombinere etablering af et bevandingssystem i den sydøstlige del af Margrethe Kog med en græsningspraksis, der er direkte fokuseret på disse tre arters behov, herunder drage nytte af erfaringerne med optimal forvaltning for engryle og brushane i naboområdet, på Tipperne og i Vejlerne.

Boks 4.

Anbefalinger vedrørende rovdyrforvaltning (fra Clausen & Kahlert 2010). **Opdateringer er anført med rød tekst.**

For at forbedre vibernes, men formentlig også mange andre arters ynglesucces, anbefales det:

At man i en forsøgsperiode afprøver en mere intensiv bekæmpelse af ræv for at undersøge, om man kan tilvejebringe en selvreproducerende vibebestand, men indenfor rammerne af den danske jagtlovgivning og – etiske principper. Indsatsen kan ud fra britiske anbefalinger med rimelighed udføres i Margrethe Kog – men man kan overveje også at gøre det i en periode i Ydre Koge, for at ophjælpe de lokale ynglebestande, der aktuelt forekommer i lave tætheder. Dog vil en indsats i dette område jf. de engelske anbefalinger skulle kombineres med habitatforbedrende tiltag (se Boks 2). En indsats i Ydre Koge kan også ses som etablering af et 'bufferområde' mellem baglandet og Margrethe Kog.

Et formål med bekæmpelse i en periode er også at tilvejebringe større og tættere bestande af ynglende vade-fugle, der efterflg. kan hjælpe hinanden i kollektivt prædatorafledningsadfærd. Det er dokumenteret i uden-landske undersøgelser, men også lokalt i Margrethe Kog (Olsen 2008), at viberne yngler med større succes i tætte bestande.

Konklusionen i denne rapport er, at det ikke har været muligt at gennemføre en bekæmpelse, der er effektiv nok til at nedbringe rævebestanden i lokalområdet. Hvis bekæmpelsen skal være mere effektiv, må man gå meget mere målrettet efter ræve i kunst- såvel som naturgrave og overveje aflivning i hele ynglesæsonen. Men end ikke det er nødvendigvis effektivt, hvad både engelske (Bolton m.fl. 2007) og australske erfaringer (omtalt i denne rapport) tyder på. Det skal i den forbindelse også nævnes, at de benyttede metoder i England og Australien næppe lever op til de etiske hensyn, der normalt praktiseres i forhold til dyrevelfærd i Danmark – og derfor ikke kan anbefales. Det må derfor overvejes, om man på anden vis kan nedbringe rævenes antal.

At man i de tilfælde, hvor rævetæver undgår at blive fjernet fra området ved jagt i vinterhalvåret, på forsøgs-plan overvejer at fodre udvalgte dyr i april- medio juni, for at se om man kan indskrænke deres aktionsradius og dermed indirekte deres effekt på omkringliggende ynglefuglebestande.

Det bør fremadrettet overvejes, om det er muligt at reducere rævebestandene i området ved en mere effektiv fjernelse af lamme- og fårekadavere fra hele området, dvs. både i Margrethe Kog og Ydre Koge. Disse kada-vere udgør bevisligt en væsentlig andel af rævenes fødegrundlag (Clausen & Kahlert 2010, Meisner m.fl. 2014), og medvirker dermed givetvis til at opretholde den lokalt høje hvalpeproduktion (i år uden sygdomsud-brud) og deraf afledte højere tætheder af ræve.

At man særligt af hensyn til kolonirugende arter rævesikrer flere småøer i Margrethe Kog, dels ved at grave dybere og bredere render om øerne i Saltvandssøen, men også ved nogle af øerne i Dagligreservoiret – hvor man dog samtidigt skal fjerne rørskov på de af øerne, der er under tilgroning og derfor ikke længere er attrak-tive for klyder, terner og måger. Man kan også overveje at lave halvøer i fx klæggravene om til yngleøer.

At man overvejer om der er behov for lignende tiltag af hensyn til sortterne især i Gammel Frederikskog og søområderne øst for Rudbøl, hvor sortterne har forsøgt at yngle i de senere år uden succes. I årene efter statusrapporten blev udgivet, har der været en stigende bestand af sortter i de indre dele af Tøndermarsken, hvor ternerne i dag givetvis begunstiges af, at det samlede egnede fourageringsareal for arten er forøget ved betydelige naturgenopretninger i området. Det er sket både på den danske side af grænsen ved Tønder, hvor naturgenopretninger med digeomlægninger blev gennemført ved Nørresø og Hestholm Kog i 2009 og Bremsbøl Sø i 2012, og den tyske del af Hasberg Sø blev udvidet ved en digeomlægning i 2006/2007. Med den aktuelle udvikling anbefales det derfor, at en indsats for arten fremadrettet fokuseres på tiltag ved Rudbøl Sø/Magisterkogen, Nørresø/Hestholm Kog, Hasberg Sø og Bremsbøl Sø, også fordi de store bestande, der var i de Ydre koge i slutningen af 1970'erne og begyndelsen af 1980'erne, givetvis var begunstiget af et "næsten fravær" af ræve.

At man overvejer om vandspejlet i Saltvandssøen kan hæves en anelse, enten ved at flytte tærsklen mellem Saltvandssøen og Dagligreservoirret eller ved at pumpe mere vand ind i søen, dette for at undgå udtørninger af de anbefalede render omkring yngleøerne.

Det skal bemærkes at et sådant tiltag også vil medvirke til at sikre klydeungernes foretrukne fourageringshabitat.

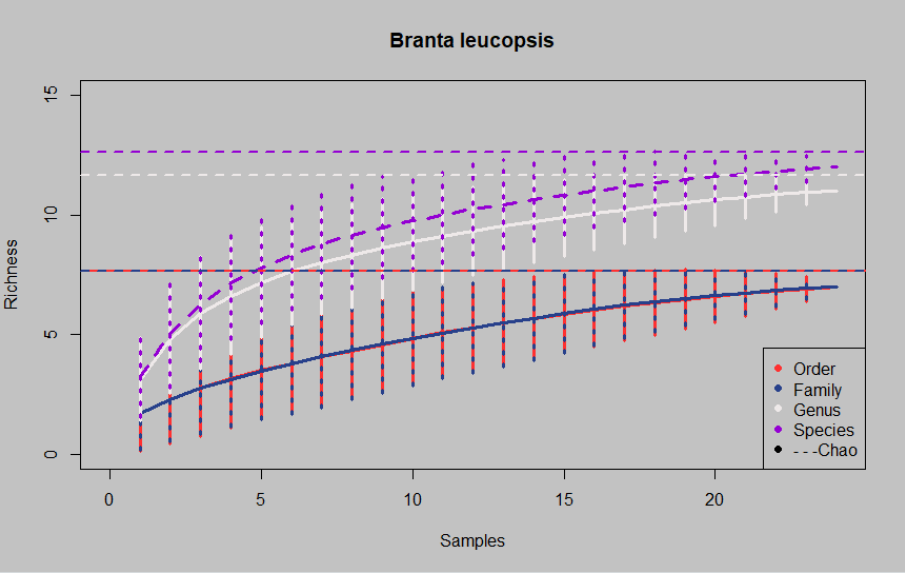
At man overvejer fjernelse af enkeltstående træer og større buske samt småskove i Margrethe Kog og Ydre Koge for at reducere antallet af mulige redeplaceringer for rovfugle og krager. Tønder kommune har fjernet en del buske og træer langs ådigerne i Tøndermarsken Ydre koge og en skov i det sydvestlige hjørne af Ny Frederikskog. Det anbefales, at man løbende følger op på, om der er ny opvækst, og om rovfuglene er indvandret. I 2015 var der fx beboede kragereder i pilebuske ved Dagligreservoirret og på vestsiden af Saltvandssøen i Margrethe Kog samt krage- og musvågereder i resterne af haven ved Siltoftvej 42 i Ny Frederikskog.

Uanset hvilke tekniske løsninger man evt. måtte vælge til at reducere tætheden af ræve eller forhindre deres adgang til vitale yngleområder, anbefales det, at effekten af kontrolindsatsen efterfølgende måles med henblik på en evaluering af omkostningseffektivitet – en anbefaling, der er i overensstemmelse med beslutningsdiagrammet af Bolton m.fl. (2007). En anbefaling som denne rapport er udtryk for.

Bilag 16. eDNA – Kummulative kurver

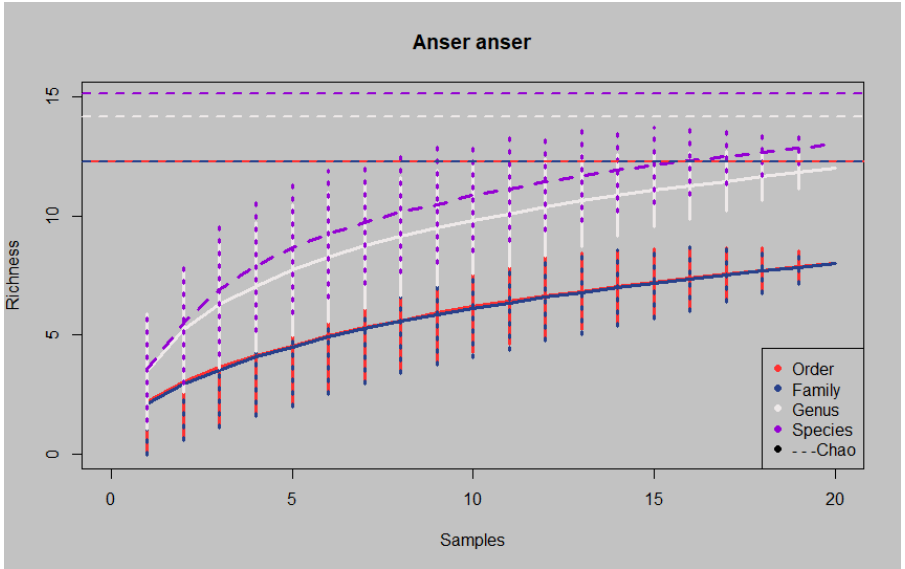
Kummulative kurver baseret på makroskopiske prøver analyseret på ekskrementer fra udvalgte fugle på Vejlerne: Bramgås (*Branta leucopsis*), Grågås (*Anser anser*) og Kortnæbbet gås (*Anser brachyrhynchus*).

Bramgås, 24 prøver analyseret med mikroskop. For yderligere forklaring se figur 8.3.



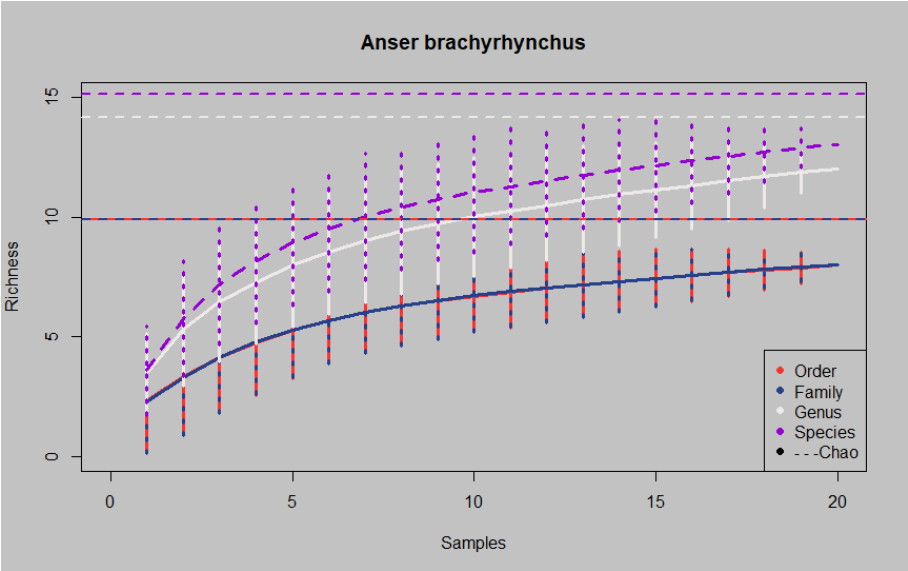
Niveau	Level	Order	Family	Genus	Species
Nået rigdom	Reached richness	7	7	11	12
Chao skøn	Chao estimat	7.64	7.64	11.64	12.64

Grågås, 20 prøver analyseret med mikroskop.



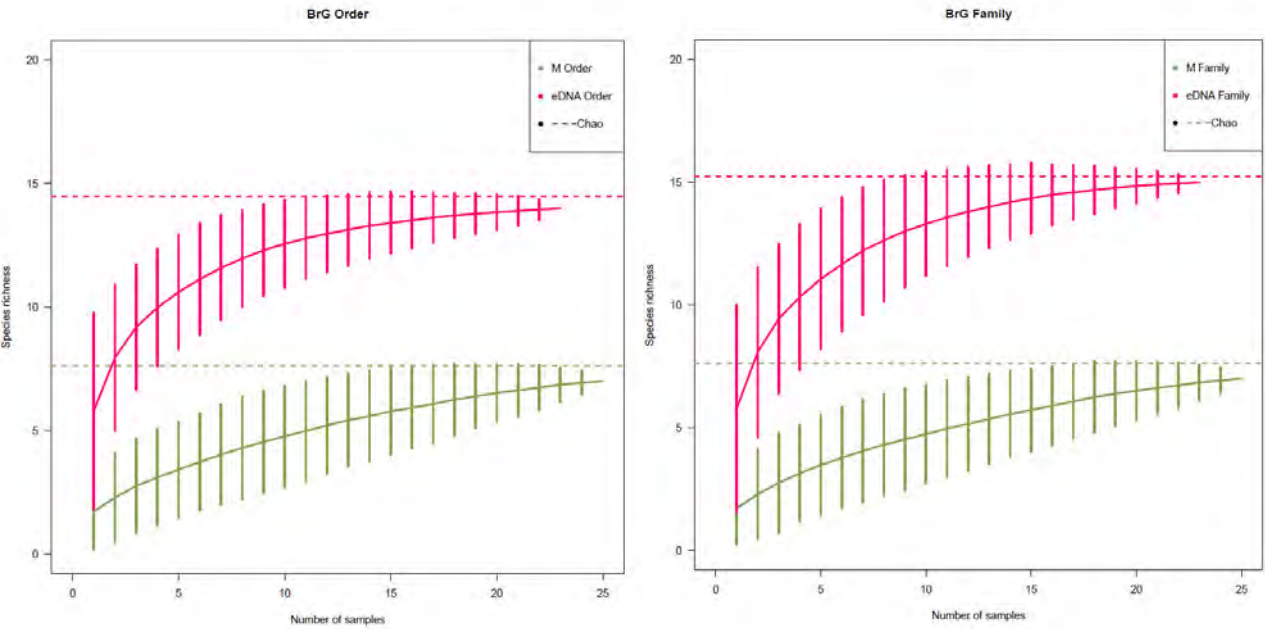
Niveau	Order	Family	Genus	Species
Nået rigdom	8	8	12	13
Chao skøn	12.28	12.28	14.14	15.14

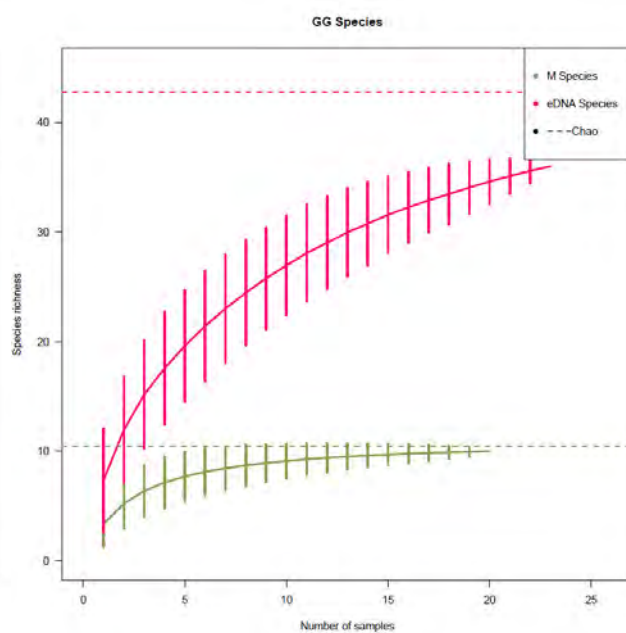
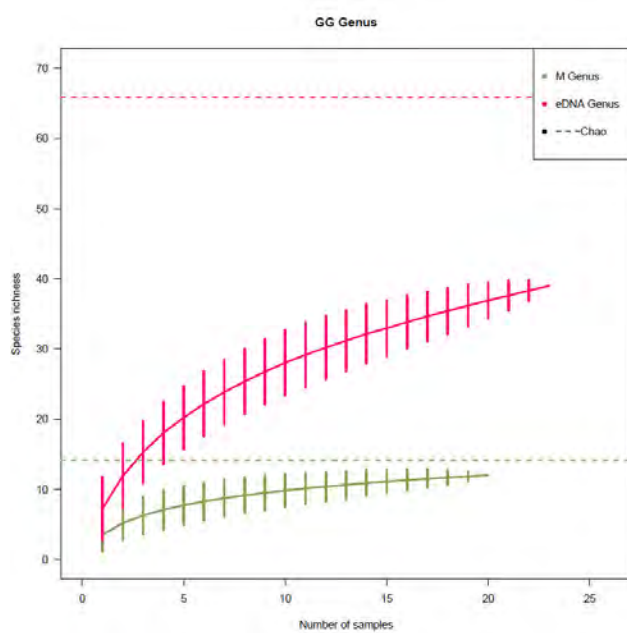
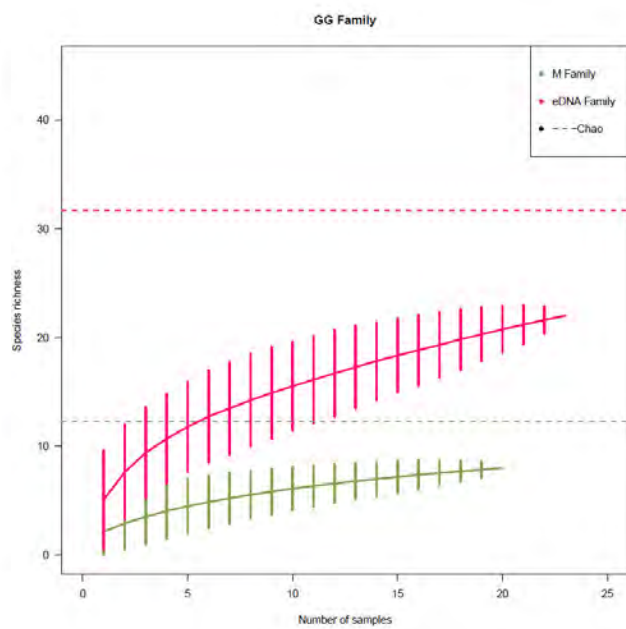
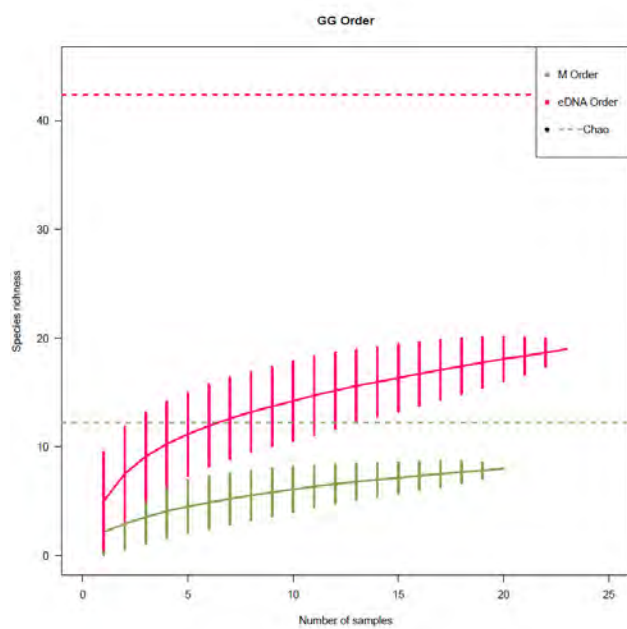
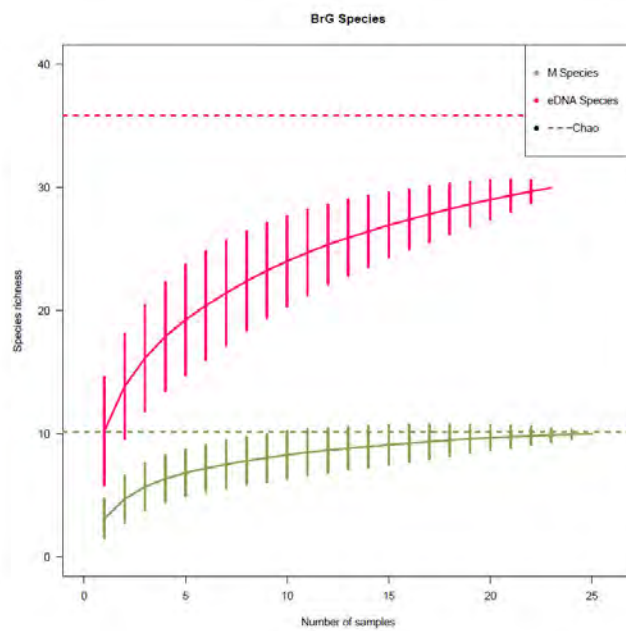
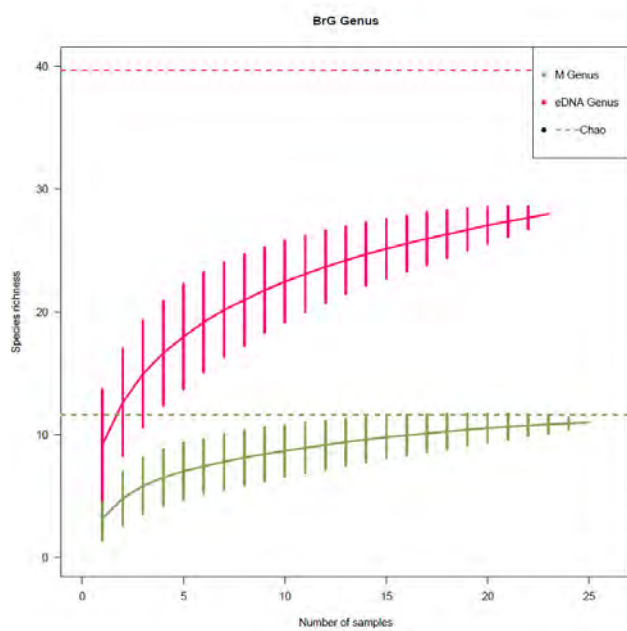
Kortnæbbet gås, 20 prøver analyseret med mikroskop

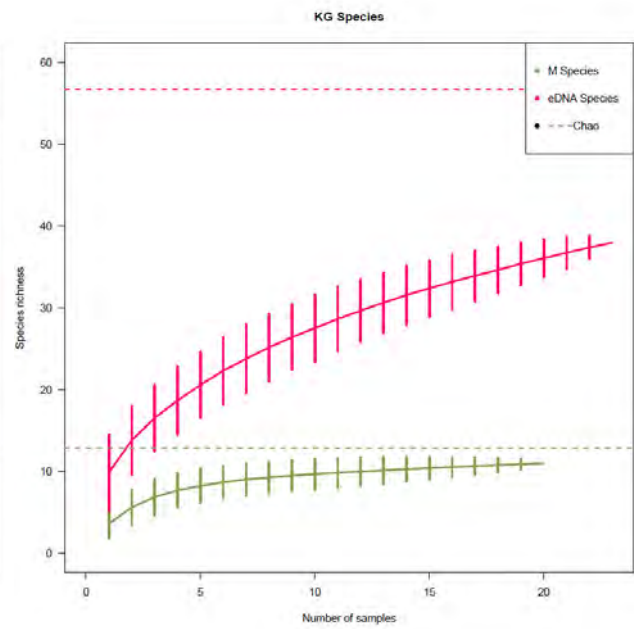
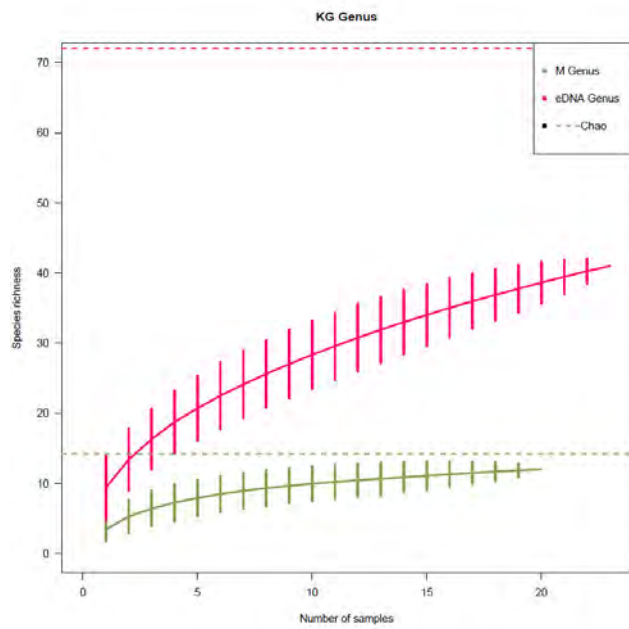
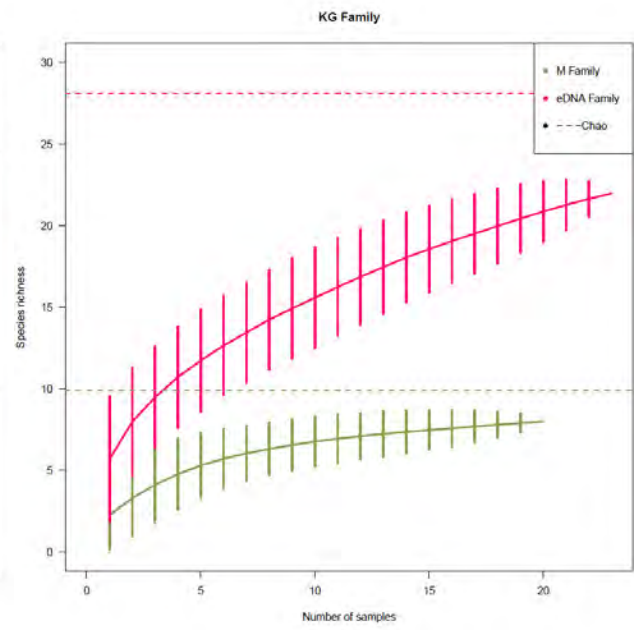
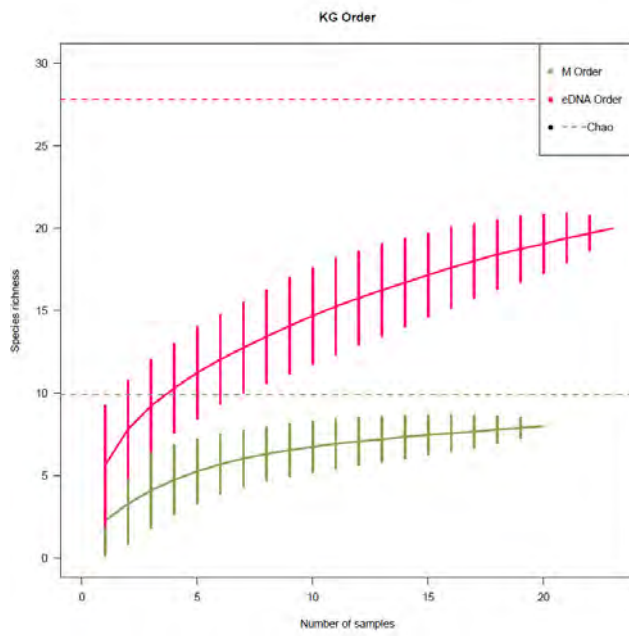


Niveau	Level	Order	Family	Genus	Species
Nået rigdom	Reached richness	8	8	12	13
Chao skøn	Chao estimat	9.9	9.9	14.14	15.14

Kumulative kurver baseret på eDNA teknikker udført på ekskrementer fra Bramgås (BrG), Grågås (GG) og Kortnæbbet gås (KG), på orden, familie, slægt og arts niveau.







Bilag 17. Diætsammensætning for fuglene baseret på morfologiske prøver

Diætsammensætning for arterne Pibeand *Anas penelope*, Grågåas *Anser anser*, Kortnæbbet gås *Anser brachyrhynchus* og Bramgåas *Branta leucopsis*. Diætsammensætningen er baseret på de mikroskopiske analyser af fuglenes ekskrementer. RFO er den relative frekvens af forekomst af de enkelte fødeemner.

Tabel for Pibeand baseret på 55 undersøgte prøver. RFO er den relative forekomst af hvert fødeemne i ekskrementet, mens fødeandel angiver hvor stor en procentmæssig andel den enkelte planteart udgør af Pibeandens kost.

Art	Familie	Latinsk navn	RFO	Fødeandel (%)
Krybhvene	Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i>	21	16.41
Kamgræs	Poaceae	<i>Cynosurus cristatus</i>	1	0.78
Almindelig star	Cyperaceae	<i>Carex nigra</i>	1	0.78
Rødsvingel	Poaceae	<i>Festuca rubra</i>	19	14.84
Sandkryb	Myrsinaceae	<i>Glaux maritima</i>	50	39.06
Fløjlsgræs	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>	9	7.03
Glanskapslet siv	Juncaceae	<i>Juncus articulatus</i>	5	3.91
Høstborst	Asteraceae	<i>Leontodon autumnalis</i>	12	9.38
Gåsepotentil	Rosaceae	<i>Potentilla anserina</i>	1	0.78
Tagrør	Poaceae	<i>Phragmites australis</i>	2	1.56
Strand-vejbred	Plantaginaceae	<i>Plantago maritima</i>	1	0.78
Hvede	Poaceae	<i>Triticum aestivum</i>	2	1.56
Rød-kløver	Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i>	3	2.34
Ålegræs	Zosteraceae	<i>Zostera marina</i>	1	0.78
Total antal prøver			55	
Totalt antal registrerede plantefragmenter i prøverne			128	100

Tabel for Grågåas, baseret på 20 prøver.

Art	Family	Species	FO	%
Almindelig hvene	Poaceae	<i>Agrostis capillaris</i>	7	10.00
Engelsk græs	Plumbaginaceae	<i>Armeria maritima</i>	1	1.43
Krybhvene	Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i>	8	11.43
Kamgræs	Poaceae	<i>Cynosurus cristatus</i>	5	7.14
Rødsvingel	Poaceae	<i>Festuca rubra</i>	10	14.29
Sandkryb	Myrsinaceae	<i>Glaux maritima</i>	11	15.71
Fløjlsgræs	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>	16	22.86
Byg	Poaceae	<i>Hordeum vulgare</i>	2	2.86
Høstborst	Asteraceae	<i>Leontodon autumnalis</i>	3	4.29
Strand-vejbred	Plantaginaceae	<i>Plantago maritima</i>	1	1.43
Strand-trehage	Juncaginaceae	<i>Triglochin maritima</i>	2	2.86
Rød-kløver	Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i>	4	5.71
Total antal prøver			20	
Totalt antal registrerede plantefragmenter i prøverne			70	100

Tabel for Kortnæbbet Gås, baseret på 20 prøver.

Art	Family	Species	FO	%
Almindelig hvene	Poaceae	<i>Agrostis capillaris</i>	8	10.96
Engelsk græs	Plumbaginaceae	<i>Armeria maritima</i>	2	2.74
Krybhvene	Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i>	12	16.44
Kamgræs	Poaceae	<i>Cynosurus cristatus</i>	2	2.74
Rødsvingel	Poaceae	<i>Festuca rubra</i>	9	12.33
Sandkryb	Myrsinaceae	<i>Glaux maritima</i>	5	6.85
Fløjlgræs	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>	15	20.55
Glanskapslet siv	Juncaceae	<i>Juncus articulatus</i>	1	1.37
Høstborst	Asteraceae	<i>Leontodon autumnalis</i>	5	6.85
Gåsepotentil	Rosaceae	<i>Potentilla anserina</i>	7	9.59
Hvede	Poaceae	<i>Triticum aestivum</i>	1	1.37
Strand-trehage	Juncaginaceae	<i>Triglochin maritima</i>	1	1.37
Rød-kløver	Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i>	5	6.85
Total antal prøver			20	
Totalt antal registrerede plantefragmenter i prøverne			73	100

Tabel for Bramgås baseret på 24 diætprøveanalyser.

Art	Family	Species	FO	%
Almindelig hvene	Poaceae	<i>Agrostis capillaris</i>	6	7.32
Krybhvene	Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i>	12	14.63
Kamgræs	Poaceae	<i>Cynosurus cristatus</i>	6	7.32
Almindelig star	Cyperaceae	<i>Carex nigra</i>	2	2.44
Rødsvingel	Poaceae	<i>Festuca rubra</i>	15	18.29
Sandkryb	Myrsinaceae	<i>Glaux maritima</i>	10	12.20
Fløjlgræs	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>	18	21.95
Glanskapslet siv	Juncaceae	<i>Juncus articulatus</i>	2	2.44
Høstborst	Asteraceae	<i>Leontodon autumnalis</i>	2	2.44
Strand-vejbred	Plantaginaceae	<i>Plantago maritima</i>	1	1.22
Strand-annelgræs	Poaceae	<i>Puccinellia maritima</i>	7	8.54
Rød-kløver	Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i>	1	1.22
Total antal prøver			24	
Totalt antal registrerede plantefragmenter i prøverne			82	100

Bilag 18. eDNA i forvaltning og overvågning

Forskellige, komplementære, tilgange som kan bruges i naturforvaltning

Forvaltningsmæssigt kan eDNA metoden vise sig at have vidtrækkende muligheder i forhold til monitorering af insekter, fugle, padder og pattedyr. De arter, som med rimelig sandsynlighed kan påvises via vandprøver fra å-systemer og vandløb, vil gøre overvågningen og monitoreringen af sjældne og invasive arter langt mere effektiv end med de metoder, der anvendes i dag. De data som fremkommer ved eDNA vil samtidig generere presence/absence data, som er værdifulde til i analysen af biologiske samfund og arters afhængighed af føderessourcer og konkurrenceforhold mellem arter.

I de nævnte undersøgelser kombineres to forskellige, komplementære, tilgange til at undersøge fødevalg. En kvantitativ metode (mikro- og makroskopiske metoder), der fokuserer på at estimere mængden af hver af de fødevarer-kategorier, der er til stede i hver prøve, og en kvalitativ metode (fx RFO og eDNA-metode), der ikke skelner mellem hvorvidt en fødekategori er til stede i lille eller stor mængde (Pertoldi m.fl. i revision).

Den kvalitative tilgang kan resultere i en forøget betydning af små fødeemner, der kun udgør en lille del af føden, men kan samtidig føre til en øget forståelse af rovdyrøkologi, da det muligvis giver et indblik i hvilke sjældne fødeemner, der indtages. På den måde kan man få indblik i, hvad der spises, lige meget hvor stor en andel af kosten et givent fødeemne udgør. Den kvantitative metode tager højde for mængden af de forskellige fødeemnekategorier og gør det således muligt at bestemme bulk størrelsen af hver enkelt af dem, altså hvor stor en andel af føden de enkelte elementer udgør. Således kan de to metoder opsummeres som forekomst kontra mængde, hvor mængden er baseret på volumen. Det er derfor vigtigt at forstå, at ingen af de to metoder er uden begrænsninger, og valget af en fremgangsmåde skal baseres på undersøgelsens fokus.

Anbefalinger i forhold til brug af eDNA i naturovervågning

Brug af eDNA til effektiv overvågning af invasive arters udbredelse og spredningshastighed

Invasive arter udgør et stadigt stigende pres på den danske natur og truer med at udkonkurrere hjemmehørende arter og ændre de oprindelige økosystemer. Således regnes invasive arter som en af de absolutte hovedårsager bag tabet af biodiversitet på globalt plan. Både i akvatiske og terrestriske miljøer er invasive arter ofte særligt problematiske, idet deres tilstedeværelse typisk opdages relativt sent i etableringsforløbet, og larvestadier hurtigt spredes.

Overvågning af udbredelsen af akvatiske og terrestrisk invasive arter

eDNA kan benyttes til at skabe et overblik over udbredelsen og spredningen af en række akvatiske og terrestrisk invasive arter i Danmark. Udvikling af et værktøj, der hurtigt og med lave økonomiske omkostninger kan screene for invasive arter vil tillade tidlig indgriben og muliggøre en langt mere effektiv og målrettet indsats i bekæmpelsen af både eksisterende og kommende invasive arter (Iacolina m.fl. 2020).

Udbredelse af truede fisk og kortlægning af gydeområder ved brug af eDNA

En række danske ferskvandsfisk, herunder Stalling *Thymallus thymallus* og Snæbel *Coregonus maraena*, har oplevet tilbagegang og regnes for truede (Carl og Møller, 2019). Overvågningen af disse arter foregår traditionelt med metoder som fx elektrofiskeri, garn og ruser (Wei m.fl. 2009; Bylemans m.fl. 2017). Fælles for disse metoder er, at de er meget omkostningstunge i form af både mandetimer og udgifter til udstyr, samtidigt med, at deres effektivitet varierer meget med forhold som vandstand, strømhastighed, temperatur samt organismens størrelse, adfærd og levesteder. Yderligere risikerer metoderne at skade de fangne organismer, hvilket kan være fatalt for truede fiskearter.

Studier har vist, at mængden af eDNA i miljøet stiger i forbindelse med gydning (Bylemans m.fl. 2017; Tillotson m.fl. 2018). Samtidigt kan specifikke proteiner fra æg og sæd benyttes som markører for gydeaktivitet. Derfor kan eDNA / proteomics (*studiet af en organismes komplette proteinkæder*) benyttes til at lokalisere gydeområder og som indikatorer på gydeaktivitet. Udvikling af en omkostningseffektiv metode til sådanne undersøgelser vil være et vigtigt redskab i bestræbelserne på at redde truede fisk fra at uddø idet man nemmere vil kunne lokalisere og kortlægge gydeområder på en ikke invasiv måde. Kortlægning og monitorering af bestande vha. eDNA vil kunne implementeres i forvaltningen af en lang række fiskebestande.

UDVIKLING AF EN FORVALTNINGSSTRATEGI, DER TILGODESER HELE ØKOSYSTEMET I DE ØSTLIGE VEJLER

De Østlige Vejler består af brakvandssøer, rørskove og engområder og har international betydning for yngle- og trækfugle. Den seneste driftsplan og forvaltningspraksis har haft fokus på sikring af god vandkvalitet samt at forbedre forholdene for truede engfugle. Nærværende projekt giver en status for De Østlige Vejler og kommer med forslag til værktøjer til sikring af naturkvalitet og diversitet i området. Søernes tilstand er forværret og de er truet af næringsstoffer. Det anbefales at reducere næringsbelastningen, at kortlægge kilderne til næringsstofftilførslen, at fastholde lav salinitet og praktisere høj vandstand. Bygholmengen udviser ikke klare fugtigheds-, salinitets- eller næringsstofgradienter. Afhængig af om der ønskes en bedre strandeng eller ferskeng anbefales forskellig forvaltning. Bygholm engen kan i tørre perioder godt "vandes" med vand fra Lund Fjord kanalen. Rørskov af forskellig alder er undersøgt. Det anbefales at opretholde en rørskov med habitat-heterogenitet da dette giver størst plantediversitet samt størst mulig diversitet og biomasse af invertebrater. Området har stor international betydning som fuglebeskyttelsesområde. De herbivore fugle er reduceret i antal og det vurderes at en bedre vandkvalitet vil kunne vende denne udvikling. Det anbefales at fremme en højere forårvandstand end den nuværende da dette vil begunstige svømmecænder og ynglende engfugle. Dette vil også begunstige rovfugle. En beregning på næringsstoffer tilført fra rastende og overnatende fugle vurderes til ikke at have betydning for vandkvaliteten i Lund Fjord, Selbjerg Vejle og Glombak Vejle.