UDGIVET AF
Jydsk Naturhistorisk Forening

124 ÅRGANG, HÆFTE 1-2
Aarhus, oktober 2018
Løssalgspris: 100 kr.

FLORA & FAUNA

GRAVHØJENES FLORA · STRANDET PUKKELHVAL · KIRKEUGLEN – TILBAGEGANG I BESTANDEN OG ET PRAKTISK BEVARINGSPROJEKT · BJERGSALAMANDRE · NATURPLEJE MED KRONDYR OG ELGE · VEGETATIONEN I NYE DANSKE SØER

Det farligste dyr i dansk natur – ulv eller debattører på facebook?

Naturbeskyttelsen er vokset som politisk kampplads – praktisk og ideologisk. Det er som udgangspunkt tiltrængt og godt. Men i tidens ånd og stærkt understøttet af de sociale mediers ghetto-forummer, så går den konstruktive dialog hurtigt fløjten, og debatterne udarter til skænderier, mistænkeliggørelse og tilsvining.

Nu er der faldet en dom, der igen gav anledning til diskussion og store følelser. Den 66-årige mand, der 16. april i år fra sin bil skød og dræbte en ulv nær Ulfborg, fik 40 dages betinget fængsel, ingen bøde, konfiskeret sin jagtriffel men ingen inddragelse af jagttegn. Dommen ankes ikke.

Nu er facebook jo ikke for sarte sjæle, men det er føget med giftige, hånlige og hadske bemærkninger fra begge parter. Dem, der ønsker at puste til ilden, gør det til en konflikt mellem Øst- og Vestdanmark, mellem praktisk anlagte jyder og teoretiserende københavnere, mellem bønder og akademikere, mellem blåt og rød-grønt osv. Begge parter tillægger hinanden de værste motiver. "Vestholdet" fx at ulvene nok er hybridulve (hund x ulv) og derfor ikke fredede, at ulvene ikke er menneskesky og truer både husdyr og børn og i øvrigt er bevidst indført i en kassebil. Danmark er for tæt befolket og intensivt udnyttet til ulv mm. "Østholdet", at "jyderne" er ofre for illusioner og skræmmekampagner med Grimms Eventyr som væsentligste dokumentation, at de bare plejer deres snævre jagtinteresser (tab af jagtvildt udløser ikke kompensation). "Østholdet" fremfører, at vi ikke troværdigt kan forvente at Afrikas befolkning skal leve med løver, leoparder, flodheste og elefanter, mens vi dårligt nok kan huse bæver, elg og ulv – som alle har levet og kunne leve her, men blot er udryddet af mennesker.

Om vi kan lide det eller ej, så er begge parter i et demokratisk samfund nødt til at høre på hinanden. Det naturvenlige segment, der ønsker en mere vild natur og herunder ulv i Danmark, har intet at vinde ved at optrappe konflikten. Den bedste strategi må være en saglig fremlæggelse af fakta og data, og presse pressen til at forlange fakta og dokumentation af modparten, og så også anerkende fakta, der ikke støtter ulvesagen. Og så bør vi stole på, at jo længere tid vi faktisk har ulv i Danmark, jo mere vil hovedparten af befolkningen vænne sig til det nye element i vores fauna – at der er ting derude i naturen, som vi skal lære at omgås for trygt at færdes i naturen. Husk nu, at rigtig mange mennesker allerede er ved at vænne sig til ulv. Jeg fornemmer, at der var flere, der syntes, det var synd for ulven, end der syntes, at ulveskytten var en Robin Hood-helt.

Interessen for vild natur er stærkt stigende. Flere og flere samler svampe, selv om der findes Snehvid Fluesvamp og Eng-Tragthat. Svampesamleren risikerer endda at få Borelia-flåter på sig. Folk tager de urørte skove til sig, selv om sådanne skovområder øger risikoen for nedfaldne grene i blæst. Der bades lystigt på strande, hvor der er en risiko for Fjæsing, som er blevet mere talrig og udbredt. Forældre og personale i børnehaver har naturligvis fået luget lidt ud i træer og buske med giftige bær på børnehavens område, men skovbørnehaver opdrager børnene til at omgås naturen og til at glædes over, men ikke at spise, bær af Taks, Dansk Arum og Storkonval.

Lederen fortsættes side 50

Indhold 124 (1-2)

VIDENSKABELIGE ARTIKLER

3 Reddersen J., Jørgen Christiansen J. & Aude E.: Floraen på 16 dysser i Nationalpark Mols Bjerge

12 Alstrup A.K.O., Galatius A., Kinze C. & Olsen M.T.: Død pukkelhval havde halefinnen viklet ind i reb

16 Bringsøe H.: Bjergsalamander (*Ichthyosaura alpestris*) indført til Bernstorffsparken i det nordlige København. Kan det forsvares at flytte bjergsalamandre?

22 Andersen L.H.: Tilbagegang og øget isolation i den danske kirkeuglebestand (*Athene noctua*) 2009-2016

38 Rafn J., Frederiksen C.M.F., Ulstrup M., Bruun S.N., Buttenschøn R., Schmidt E.N.B., Jensen T.H., Nielsen J.L., Iacolina L., Lionello S., Becilacqua M., Fløjgaard C. & Pertoldi C.: Fødepræference og græsningshøjde på vedplanter om sommeren hos udsatte krondyr og elge i Lille Vildmose

44 Sand-Jensen K, Rasmussen N.M., Sø J.S. & Båstrup-Spohr L.: Karaktertræk hos planter i nye danske søer. Kort review

NATURHISTORIER

30 Hansen M.H.H., Dichmann K., Kristensen B., Skaarup F., Pedersen P., Jensen M.H. & Andersen M.P. : Kirkeuglen i Himmerland – erfaringer fra et praktisk bevaringsprojektet 2009-17

BOGANMELDELSER

15 Gregersen J.: Den jyske hede – I urfuglens tid

37 Dichmann K., Olofsson P: Lydløse jægere
Gejl L.: Rovfugleguiden

42 Madsen B.L.: Naturhistorier fra bæk og å

51 Hansen K.: Det store svigt. Beretningen om hundrede års naturfredning i Danmark

Floraen på 16 dysser i Nationalpark Mols Bjerge

Jens Reddersen,[1,] Jørgen Christiansen[2] & Erik Aude[3]

Naturindholdet på gravhøje er tidligere undersøgt for botaniske værdier på Sjælland og Fyn (fx Raunkjær 1926, Grøntved 1962, Leth 1992, Nielsen & Bruun 2003, Tranberg 1992, Tranberg et al. 2002). Undersøgelserne påviste, at der på gravhøje ofte er bevaret en del forstyrrelsesfølsomme arter tilknyttet de beskyttede tørre lysåbne naturtyper.

Biologisk set betragtes gravhøje derfor som små og relativt uforstyrrede naturfragmenter i et ellers intensivt udnyttet, næringsrigt og sprøjtet dansk kulturlandskab. Fx har de bevarede gravhøje normalt ikke været forsøgt opdyrket, hvorfor vegetationsdækket i princippet kan have bestået siden Ældre Bronzealder for ca. 3.500 år siden.

Især gravhøje fra tidlig bronzealder kan have en betydelig højde (Jensen 2006), hvilket medfører at de højeste dele er hævet op over den overvejende horisontale afdrift af gødskning og sprøjtning fra dyrkede naboarealer. Gravhøjene synes alligevel at dele skæbne (Nielsen & Bruun 2003) med andre småbiotoper i landbrugslandet, fx vejrabatter (Lange & Jelnes 2002;

Summary

Vegetation on 16 prehistoric dolmen sites in National Park Mols Bjerge

In summer 2016, all herbs and woody plants on sixteen dolmen areas were recorded and their abundance estimated on a scale 1-5. In addition, all herbs were (1) categorized as forest or open land species and (2) assigned conservation values ("artsscore", ASC) -1 to 7 according to Danish Environmental Ministry standards (Fredshavn & Ejrnæs 2007). A number of site characteristics were recorded and used as explanatory variables (area, mound height, soil type and proximity to adjoining conventional field management, Tab. 1). After standardizing (mean 0, variance 1), the influence from these variables were tested by backwards stepwise linear regression.

A total of 20 woody plants were found and, with few exceptions, most species and most abundant species were bird-dispersed (berries). The 16 dolmen areas hosted a total of 181 herbs, including 57 species of some or high conservation value (ASC 4-7) typical of nutrient poor grassland or (rarer) woodlands, e.g. *Filipendula vulgaris*, *Helictotrichon pratense, Carex strigosa, Campanula rotundifolia* and *Trifolium medium*. However, single dolmen areas hosted from 0 to 16 such species. Two sites with no conservation value species were both completely isolated, surrounded entirely by conventional arable fields, on clayey fertile soils and with a very low mound. Sites with 10-16 conservation value species were typically situated within woodland and/or on sandy nutrient poor soil and/or with a high mound. However, even areas with many conservation value species also showed signs of heavy influence on vegetation from management on adjoining arable fields, probably herbicide and nutrient drift, especially close to field margins and/or in lower parts of dolmen areas. Here, there was a pronounced dominance by tall and competitive herbs (ASC typically -1), such as *Elytrigia repens, Urtica dioica, Anthriscus sylvestris* and *Arrhenatherum elatius*. Not only conservation value species were missing or few on species poor dolmen areas, but also less sensitive species (ASC 1-3), such as *Achillea millefolia, Festuca rubra, Linaria vulgaris* and *Anchusa officinalis*, were affected. In general, conservation value species had relatively low abundancy scores HS, and mean species HS declined with higher conservation value ASC (Tab. 3-4). Dolmen areas also hosted high conservation value woodland species (Tab. 5).

These patterns were supported by backward stepwise linear regression, showing that mound height (+) and percentage field boundary (-) influence conservation value (Tab. 6). However, mound height and area were highly correlated (0.72, Bilag 2).

A number of Danish studies have demonstrated considerable conservation values of Bronze Age burial mounds, many of which are high, large and lying high on hill tops. However, it is not trivial that this was the case with dolmen areas as well, as dolmen mounds are often much lower and dolmen areas often smaller and situated lower in the terrain. Our study, for the first time provide evidence that also dolmen areas should be considered as potential conservation value sites. Therefore, for conservation reasons also, authorities should resume regular cutting of vegetation, which was largely abandoned following the Danish Structural Reform in 2007. Here, a quick and preliminary vegetation analysis, searching for conservation value species, could greatly support and guide conservation methods and prioritising. This could be further guided by physical dolmen area characteristics, identified in this study, such as area, mound height and bordering arable fields.

Keywords: conservation, grassland flora, habitat fragment, relict, analysis, pattern, distribution, species richness, biodiversity

[1] Jens Reddersen, Nationalpark Mols Bjerge, Grenåvej 12, Kalø, 8410 Rønde – jered@danmarksnationalparker.dk
[2] Jørgen Christiansen, Søhusparken 12F, 8400 Ebeltoft
[3] Erik Aude, HabitatVision, Rørvangen 2B, 8520 Lystrup

Figur 1: Forpagtervejens Dysse var totalt tilgroet i 4-5 meter høje vedplanter, Alm. Hyld, Benved, Skov-Elm og Slåen – her under Frivilliggruppens grundrydning juni 2015. Her var kun bevaret sårbare skov-arter (Skov-Galtetand, Dansk Arum og Bingelurt). *Forpagtervejens Dolmen was totally hidden within 4-5 meter woody plants* (Sambucus nigra, Euonymus europaeus, Ulmus glabra *and* Prunus spinosa) – *here at the volunteer group's first cutting. Only wood-land conservation value herbs had survived here* (Stachys sylvatica, Arum alpinum *and* Mercurialis per-ennis).

Lange et al. 2002), hvor arter typiske for næringsfattigt tørt græsland går tilbage og kvælstofelskende højstauder går frem, ofte i kombination med en tilgroning med vedplanter. Gravhøjsarealerne rummer derfor ofte begge typer af arter, og ofte i en zonering, hvor græslandsarterne især forekommer på toppen (Nielsen & Bruun 2003).

Stendysser er som bronzealderhøjene bevarede fortidsminder – blot fra Stenalderen. Mens gravhøjene faktisk er grave, med en central kistebegravelse i bunden og dækket af en høj tørvehøj, så er stendysserne snarere kultiske bygninger med 1-3 dyssekamre af sten og ofte omgivet af en kreds af randsten. Stendysser kan stå på næsten flad grund eller på en – normalt ret lav – høj.

Stendysserne er som fortidsminde generelt fredede, og de bevarede dysser har normalt også undgået opdyrkning. Oprindelig græslandsvegetation kunne derfor også være bevaret på dyssehøjene, men dette er ikke undersøgt (se dog Espensen et al 2015). Stendysserne er ældre end bronzealderhøjene (1.500-2.000 år), og dyssearealet typisk lavere, hvilket kunne gøre dem mere udsatte for naboarealernes påvirkninger. Der er kun bevaret ca. 2000 stendysser mod måske ti gange så mange gravhøje (Jensen 2006). Mens det offentlige har pligt til at pleje fortidsminder på egne arealer, så må private – men skal ikke – udføre vegetationspleje på egne fortidsminder (Kulturarvsstyrelsen 2009). Denne vegetationspleje er dog helt overvejende begrundet i beskyttelsen af arkæologiske og oplevelsesmæssige værdier. Fortidsmindernes artsrige områder er sjældent eller aldrig over 2500 m^2, hvilket ellers kunne kvalificere dem til §3-beskyttelse.

Nationalpark Mols Bjerge er rig på både gravhøje og stendysser (Eriksen 1999). Mens det tidligere Århus Amt foretog en udbredt og hyppig vegetationspleje på både offentlige og private fortidsminder i området (egne observationer), så er denne stort set ophørt efter kommunalreformen 2007. Dette har naturligvis medført udbredt tilgroning, både med højstauder og vedplanter.

Nationalpark Mols Bjerge har nedsat "Dyssegruppen", som er en knopskydning på nationalparkens frivilliggruppe. Gruppen udfører efter aftale med lodsejerne løbende vegetationspleje på 12 stendysser på privat jord ud fra forskrifter, der dels skåner områder med værdifuld vegetation og dels fjerner afslået våd biomasse med henblik på at reducere skyggeeffekt og næringsværdi. Til støtte herfor blev der iværksat en registrering af vegetationen på de 12 pleje-dysser samt på 4 dysser, der samlet indgik i en dysse-formidlingsrute. Formålet var (1) at kortlægge følsomme delarealer i forhold til Dyssegruppens plejeindsats og (2) at dokumentere de biodiversitetsværdier, som plejen skulle beskytte.

METODE

Der er udvalgt 16 dysser i eller tæt på Nationalpark Mols Bjerge, navne og beliggenhed ses af Bilag 1 (se Reddersen (2016) for yderligere oplysninger). De var alene udvalgt udfra naturplejebehov, mulighed for aftaler med lodsejer, geografisk placering ift en passende rundtur samt deres oplevelses- og formidlingsværdier. De 12 er Dyssegruppens pleje-dysser. De 4 øvrige var flotte og formidlingsmæssigt interessante dysser i det samme område, hvor lodsejer selv forestod plejen – privat (1) og offentlig (3), herunder Danmarks største runddysse, Porskær Stenhus.

I de fleste tilfælde var dyssearealet let at definere. Hvor dyssekamrene var omgivet af en krans af randsten, satte vi grænsen langs randstenens ydersider. Hvor dyssen lå mod dyrket mark, satte vi grænsen ved det dyrkede areal. Denne grænse kan forskubbes lidt fra år til år, og en smal randzone tydeligt domineret af enårigt markukrudt er ikke medregnet. Hvor tidligere ager var omlagt til permanent græs, ses den tidligere pløjekant let og udgør da grænsen. Hvor dyssen støder op til anden småbiotop, fx markdige, læhegn eller vejrabat, er denne forsøgt udgrænset.

Flora-registreringer

Der er udarbejdet en samlet artsliste for alle karplanter på hele dyssearealet ved 1-3 besøg. Alle dysser blev dog besøgt samtidig og mest grundigt i sommeren 2016 (juli-september) af to af forfatterne (JR og JC), hvor visne vinterannuelle også blev eftersøgt (især Vårgæslingeblomst, Flipkrave, Femhannet Hønsetarm og Tidlig Dværgbunke). Ved de fleste dysser blev der

dig udført mindre grundige supplerende registreringer i sommeren 2015, enkelte i maj-juni 2015. Navngivning følger Frederiksen et al. (2012).

Abundansen (H) for alle fundne arter blev vurderet på en skala 1-5, hvor (1) er enkelte individer, (2) hist og her, (3) almindelig, men fylder kun lidt, (4) Talrig, men dog ikke fladedækkende, (5) talrig og dækkende en betydelig del af fladen. En sådan skala er ikke simpelt reproducérbar, men der var god overensstemmelse i bedømmelserne imellem de to inventører. De få og små uoverensstemmelser blev genvurderet på stedet.

Hver art blev i databasen tilskrevet vækstform, hhv. "urt" eller "vedplante". Urter med hovedtilknytning til skov mere end i lysåbne naturtyper er i databasen mærket som "skovart".

Alle urter fik tilskrevet en "naturværdi" i form af en artsscore (ASC) fra -1 til +7 (Fredshavn & Ejrnæs (2007, tabel 45) og senere suppleringer), "skovarter" ud fra naturtypen "skov", de øvrige ud fra naturtypen "lysåben".

7 point: ekstrem følsom over for påvirkninger, der forringer habitattilstanden
6 point: meget følsom
5 point: følsom
4 point: lidt følsom
3 point: hverken følsom eller tolerant
2 point: noget tolerant
1 point: tolerant eller svagt begunstiget
0 point: ikke hjemmehørende i Danmark, men ikke invasiv
-1 point: invasiv art og/eller problemart begunstiget af forringet habitattilstand.

Respons-variabler
Med 16 lokaliteter og hyppigheds-scorer H 1-5, kunne enhver forekommende art have en samlet hyppigheds-sum HS i intervallet 1-80. En art med HS=5 kan både opnå det fx ved stor hyppighed H=5 på 1 lokalitet (ex Korbær på Egens Hundshoved) eller ved enkeltforekomster H=1 på 5 lokaliteter (ex Hunde-Rose).

"Naturværdi" er beskrevet dels (1) som artsrigdom S, dvs. antallet af arter (urter) på lokaliteten, og (2) summen af abundansværdierne for arter med artsscoren -1 på dyssen (indikatorer for klart negative miljøpåvirkninger), (3) summen af abundansværdierne for arter med artsscoren 1, 2 og 3 på dyssen (arter som er relative tolerante overfor negative miljøpåvirkninger) og (4) summen af abundansværdierne for arter med artsscoren 4, 5 og 6 på dyssen, dvs. arter som er sårbare overfor negative miljøpåvirkninger (der blev ikke fundet arter med artsscore 7).

Vedplanterne er analyseret alene, da de målrettet er fjernet hhv. ved offentlig vegetationspleje før 2007 og af nationalparken igen 2015-16. Dernæst er alle øvrige analyser udført på urter.

Forklarende variabler
Der blev målt en række forklarende variabler (Tabel 1), hvor der var en forventning om indflydelse på den registrerede flora. Alle – på nær den sidste – er kvantitative og kontinuerte variabler. Flere variabler (Tab. 1 (mrk. *) relaterer sig primært til påvirkninger af dyssearealet fra konventionel drift i tilstødende marker (pesticider og gødskning).

Areal: Floraen er registreret på hele dyssearealet, hvor et større areal i sig selv forventes at give forekomst af flere arter. Det modsvares dog i et vist omfang af hyppighedsscoren, der er arealuafhængig.

Højde af dyssehøjen: Forventes at bidrage positivt til naturværdi – idet de højeste dele har større sandsynlighed for at undslippe markdrift og også kan immobilisere næringsstoffer via dræning.

Figur 2: Strands Stenhus var en af topscorerne med 16 sårbare arter (ASC 4-7) og her med blomstrende Blåhat, Liden Klokke og Alm. Røllike på toppen, men også fx Tårnurt, Stor Knopurt, Pigget Star og Knoldet Mjødurt. Den har dyrket mark på alle sider, men også den højeste dyssehøj, ca. 5 meter over terræn.
Strands Stenhus was one of two dolmen areas with as much as 16 sensitive species (ASC 4-7) remaining, although entirely surrounded by conventional managed arable field. High conservation value is due to the exceptionally high dolmen mound, c. 5 meters.

Figur 3: Stenkirken var en af flere dysser helt uden sårbare arter (ASC 4-7). Disse lå typisk helt omgivet af dyrket mark og med dysseareal næsten i niveau med omgivende mark. Dette gør hele dysseareal meget udsat overfor sprøjtemidler og kunstgødning. Der ses genvækst af Alm. Hyld – en hyppig vedplante på dysserne.
Stenkirken was one of more dolmen areas totally without conservation value species (ASC 4-7). They were entirely surrounded by conventional arable fields and almost level with these, rendering them very susceptible to pesticide and fertilizer drift. Between boulders, there is regrowth of Sambucus nigra*: the most common dolmen woody species.*

Andel af dysseranden, der grænser op til dyrket mark: Forventes at bidrage negativt.

Maximal afstand fra markkant til punkt på dysseareal: Fortæller hvor langt væk fra nærmeste mark, man kan komme på dysseareal, og udmåles på plantegning. Påvirkes af dysseareals form og placering af dyrkede naboareal(-er). Forventes at bidrage positivt.

Afstand til gammel løvskov med karakteristisk skovbundsflora (ud fra gamle kort og lokalkendskab til skovfloraen) opmålt vha. luftfoto : Forventes ikke at påvirke floraen generelt, men specifikt øge chancen for relikt-forekomst af karakteristiske skovarter.

Dækningsgraden af vedplanter – før vegetationsplejen: Forventes med sin kraftige sommerskygning at bidrage negativt til naturværdien i urtelaget – generelt og bedømt som lysåben natur.

Variabel Variable	Definition	Definition	Forv./ Exp. response	Interval [] -Middel/ Mean (M)
AREAL (m^2)	Udyrket areal tilhørende dyssen	Uncultivated area related to dolmen	+ / +	[56; 896] - M=343
HØJDE (m)*	Max højde af dyssehøj ift gns niveau af omgivelser	Max height of dolmen mound vs surroundings	+	[0; 5] - M=1,38
KANT-MARK (%)*	Andel af periferi, der grænser op til mark	Percentage of perimeter adjacent to arable field	-	[0; 100] - M=70
AFST_ MARK (m)*	Afstand fra nærmeste mark til fjerneste punkt på dysseareal (buffer)	Distance from nearest field to most remote point on dolmen areal (buffer)	+	[4; 20*] - M=10
VEDPL_ DÆK (%)	Skygning fra vedplanter før naturpleje 2015-16	Light interception by wood plants before recent removal	-	[0; 90] - M=36
AFST_SKOV (m)	Afstand til nærmeste gammel løvskov med skovbundsurter.	Distance to nearest old deciduous wood with forest herbs.	(+)	[0; 2700] - M=1092
JORDBUND* §	Jordbundstype: Næringsfattig sand vs næringsrigt ler	Soil type: Nutrient poor sandy vs. Nutrient rich clayey	-	[1; 2] - M=1,7

Jordbundstypen ”sand” vs. ”ler”: Aflæst fra geologiske jordbundskort (Petersen & Petersen 1997). ”Ler” Forventes at bidrage negativt, via dens langt større evne til at tilbageholde næringsstoffer samt at fastholde jordvand (tilgængelige næringsstoffer). Jordbundstypen er analyseret som kategorisk variabel med kun to udfaldsmuligheder. Rent illustrativt er de samtidig kodet som hhv. 1 og 2.

Statistisk analyse
Til den statistiske analyse af datasættet er der brugt lineær regression (stepwise backwards) med 10 %'s inklusionskriterie. Herefter er der anvendt et 5%-signifikansniveau. Da der var meget stor forskel på middelværdier og varians imellem de forklarende variabler, er disse efter almindelig praksis normaliserede til enheds-middelværdi og -varians. Modellens forklaringsværdi er vurderet udfra ”adjusted R^2”, der korrigerer for antallet af regressionsvariabler. Et øget antal regressionsvariabler vil altid formelt set vil øge forklaringsgraden (R2), men ikke nødvendigvis på en sikker måde.

Hvis to eller flere regressionsvariabler er stærkt indbyrdes korrelerede, vil en af dem normalt skubbe den anden ud, og det kan være tilfældigt, hvilken der bliver inde og hvilken der går ud. Til vurdering af analyseresultaterne er der derfor udarbejdet en korrelationsmatrix (Pearson product moment correlation coefficient) mellem alle de forklarende variabler.

Tabel 1: Oversigt over forklarende variabler anvendt i analyserne. Variabler med * forventes at relatere til påvirkninger fra tilgrænsende konventionel markdrift. (§) analyseret som kategorisk variabel.
*Independent variables recorded for data-analysis. Variables with * is expected to relate to influences from adjoining conventional field management. (§) analyzed as categorical variable.*

For to dysser inde i skov er afstanden sat til 20, hvor alle øvrige lå i [4; 16].

RESULTATER

Vedplanter

Der var ikke udført pleje på nogen af de udvalgte private dysser efter ansvarsområdet ultimo 2006 overgik fra amter til kommuner, men før overdragelsen var alle dysser jævnligt plejede. På de efterfølgende 8½ år var mange af dysserne blevet stærkt tilgroede med vedplanter: I foråret 2015 inden ny naturpleje var den gennemsnitlige vedplantedækning (VEDPL_DÆK) 36% og for 7 af de 16 dysser >50%. Det gjaldt også 2 af de 3 dysser på offentlig jord, her dog primært via overhængende grene fra store nabotræer og kun i lille grad via rodfæstede vedplanter på dyssearealet og højen. To dysser havde tilgroning 25-30%, mens 6 kun havde 0-5%.

Der blev registreret 20 arter af vedplanter med samlet HS=101. Alm. Hyld og Brombær var hyppigst (HS hhv. 31 og 10). Lokalt fyldte også Hindbær, Korbær, Benved, Mirabel og Ask meget. Fuglespredte vedplanter var talrigest og fyldte samlet mest (83 % af samlet HS) – herunder også Hunde-Rose og Alm. Tjørn, der forekom jævnligt, Slåen og Snebær kun 1-2 steder, og disse kun med lille dækning. Muse- og vindspredte arter forekom altid kun fåtalligt og med lav dækning (Ask, Bøg, Alm. Eg, Ahorn, Navr, Skov-Elm etc). I flere tilfælde groede småtræer inde i dyssekammeret.

Urter

Der blev registreret i alt 181 urter med samlet HS på 1041, dvs. en gennemsnitlig (gns.) hyppighedsscore HS=5,75 pr. art. En art kan maximal opnå HS=90.

Tabel 2 viser for hver artsscore-klasse antallet af fundne arter samt de hyppigste arter. Arternes hyppighed, gns. HS, er relativt lav (2,3-4,2) for artsklasser med høj artsscore (4-7), med slet ingen arter med artsscore 7 og kun tre arter med artsscore 6 (Knoldet Mjødurt, Eng-Havre og Tyndakset Star) med gns. HS på 2,3. Gns. HS er højere (3,5-5,7) for arter med moderate artsscorer (2-3) og høj (8,2-9,3) for lave artsscorer (-1 og 1) (0-arterne er en blandet restgruppe). Det er således tydeligt, at dysserne rummer en del karakteristiske græslands-arter, men også at repræsentanterne i de øverste artsscore-klasser er få og med lave hyppigheder.

Ni arter forekommer så hyppigt, at artens hyppighedssum udgør 2-4 % af den samlede HS for alle 181 arter (Tabel 3), og her indgår en del konkurrence-arter med lav artsscore som Alm. Kvik, Stor Nælde, Draphavre, Vild Kørvel og (til dels) Alm. Hundegræs, som har høje hyppigheder, HS=36-42. Det samme gælder de næsthyppigste (1-2 %), nemlig Ager-Tidsel, Burre-Snerre, Alm Rapgræs, Mælkebøtte, Grå-Bynke og Horse-Tidsel.

For hele datasættet gælder på samme

Tabel 2: Antallet af arter på dyssearealerne i hver artsscore-klasse ASC med alle eller de hyppigste arter, samt den gennemsnitlige hyppighedsscore HS for arterne i den klasse. *Number of species within each ASC conservation value class -1 to 7 with all or the most frequent species and mean frequency score for species within ASC-class.*

ASC	**Antal arter** ***Species N***	**Alle eller de hyppigste arter (Hyppigheds-Sum/Antal lokaliteter)** ***All or the most frequent species (Frequency score/finding sites)***	**Gns HS** ***Mean HS***
7	0	-	-
6	3	*Filipendula vulgaris* (5/2), *Helictotrichon pratense* (1/1), *Carex strigosa*	2,3
5	12	*Campanula rotundifolia* (16/7), *Trifolium medium* (14/6), *Centaurea scabiosa* (4/1), *Viola reichenbachiana/riviniana* (3/2), *Centaurea jacea* (3/1), *Festuca ovina* (2/2), *Dianthus deltoides* (2/1), *Allium oleraceum* (2/1), *Equisetum pratense*, *Cladonia* sp. og *Hordelymus europaeus* (alle tre 1/1)	4,2
4	42	*Knautia arvensis* (12/5), *Galium verum* (11/6), *Galium mollugo x verum* (8/5), *Galium odoratum* (7/2), *Galium mollugo* (6/4), *Dryopteris filix-mas* (6/3), *Stellaria graminea* (6/3), *Anemone nemorosa* (6/2), *Oxalis acetosella* (6/2), *Carex sylvatica* (5/2), *Dryopteris dilatata* (4/3) etc.	3,5
3	40	*Festuca rubra* (28/11), *Agrostis capillaris* (24/9), *Rumex thyrsiflorus* (23/8), *Achillea millefolium* (18/7), *Equisetum arvense* (14/7), *Holcus mollis* (13/6), *Plantago lanceolata* (12/5), *Hypericum perforatum* (11/5), *Deschampsia cespitosa* (7/2), *Vicia sativa* ssp. *nigra* (6/3), *Potentilla reptans* (6/2), *Deschampsia flexuosa* (5/2) etc.	5,7
2	28	*Convolvulus arvensis* (31/9), *Holcus lanatus* (11/7), *Cerastium fontanum* (9/5), *Rumex acetosella* (9/5), *Papavera* sp. (9/5), *Bromus hordeaceus* (9/4), *Tragopogon pratensis* (8/5), *Linaria vulgaris* (7/3), *Silene latifolia* ssp. *alba* (6/3), *Geum urbanum* (6/3), *Poa pratensis* (5/4), *Crepis capillaris* (5/4) etc.	5,4
1	13	*Dactylis glomerata* (36/14), *Galeopsis tetrahit* (16/7), *Anchusa officinalis* (12/6), *Phleum pratense* (10/6), *Chaerophyllum temulum* (10/4), *Lapsana communis* (6/4), *Fallopia convolvulus* (4/4) etc.	8,2
0	6	*Centaurea cyanea* (2/1), *Geranium pyrenaicum* (1/1) etc.	1,5
-1	37	*Elytrigia repens* (42/13), *Urtica dioica* (42/12), *Arrhenatherum elatius* (39/9), *Anthriscus sylvestris* (23/7), *Cirsium arvense* (20/8), *Galium aparine* (19/10), *Poa trivialis* (18/8), *Taraxacum officinale* coll. (15/10), *Artemisia vulgaris* (15/10), *Cirsium vulgare* (12/10), *Anisantha sterilis* (10/5), *Lolium perenne* (8/5) etc.	9,3
Alle/ All	181		5,8

Tabel 3: Oversigt over de hyppigst forekommende arter efter hyppighedssum HS. Tal i () viser hhv. artens HS og dens DCE-artsscore.
Summary of 30 most frequent herbs found on 16 dolmen areas, within frequency classes 2-4% and 1-2% of total frequency-sums (HS) as well as number of species within these frequency classes (Antal arter) and examples of species (Eksempler). §: Here, brackets give total species frequency sum and conservation values (-1 to 7), respectively.

HS %	Antal arter	Eksempler (Hyppigheds-Sum) §
2-4%	9	*Elytrigia repens* (42/-1), *Urtica dioica* (42/-1), *Arrhenatherum elatius* (39/-1), *Dactylis glomerata* (36/+1), *Convolvulus arvensis* (31/2), *Festuca rubra* (28/3), *Agrostis capillaris* (24/3), *Anthriscus sylvestris* (23/-1), *Rumex thyrsiflorus* (23/3).
1-2%	21	*Cirsium arvense* (20/-1), *Galium aparine* (19/-1), *Poa trivialis* (18/-1), *Achillea millefolia* (18/3), *Campanula rotundifolia* (16/5), *Galeopsis tetrahit* (16/+1), *Taraxacum* coll. (15/-1), *Artemisia vulgaris* (15/-1), *Trifolium medium* (14/5), *Equisetum arvense* (14/3), *Holcus mollis* (13/3), *Knautia arvensis* (12/4), *Plantago lanceolata* (12/3), *Anchusa officinalis* (12/+1), *Cirsium vulgare* (12/-1), *Holcus lanatus* (11/2), *Galium verum* (11/6), *Hypericum perforatum* (11/3), *Phleum pratense* (10/+1), *Anisantha sterilis* (10/-1), *Chaerophyllum temulum* (10/+1).

Tabel 4: Antallet af arter (Total 181) fordelt på hhv. samlet hyppighed i datasættet (HS-sum) og naturværdi (artsscore ASC). For hver hyppighedsklasse er beregnet gennemsnitlig HS for arterne.
Summary of most frequent species (by HS) and their distribution by conservation value (ASC, scale -1 to 7). §: GNS is "mean ASC within frequency group"

HS	Antal arter	ASC 6	ASC 5	**ASC 4**	**ASC 3**	**ASC 2**	**ASC 1**	**ASC 0**	**ASC (-1)**	**GNS §**
2-4 %	9				3	1	1		4	0,89
1-2 %	21		2	2	5	1	4		7	1,52
0,5-1 %	31	1		8	4	11	1		6	2,16
0,3-0,5 %	43		3	12	10	5	2	1	10	2,21
0,1-0,3 %	77	2	7	20	18	10	5	5	10	2,55
Total	181									

Tabel 5: Oversigt over alle registrerede skovarter, fordelt på artsscore ASC. I parentes antal lokaliteter med arten.
Summary of 25 herbs, designated as "woodland species", ranked by conservation value (ASC) from Fredshavn & Ejrnæs (2007). §: Brackets give number of sites with the species (alle=all).

ASC	Antal arter	Eksempler (antal lokaliteter)§
6-7	0	
5	2	*Viola reichenbachiana/riviniana* (2), *Hordelymus europaeus* (1)
4	16	*Stellaria holostea, Galium odoratum, Anemone nemorosa, Oxalis acetosella, Carex sylvatica, Stachys sylvatica, Dactylis glomerata* ssp. *lobata* (alle 2). *Mercurialis perennis, Allium scorodoprasum, Veronica montana, Arum alpinum* ssp. *danicum, Circaea lutetiana, Vicia sepium, Milium effusum, Carex remota, Rumex sanguineus* (alle 1).
3	6	*Athyrium filix-femina, Moehringia trinervia, Alliaria petiolata, Ranunculus ficaria, Melica uniflora, Poa nemoralis* (alle 1).
Alle (gns. 3,9)	25	(total HS=67)

måde, at de hyppigste arter har lav gns. naturværdi ASC, mens de mindre hyppige arter har højere gns. naturværdi (Tabel 4). Således har de 9 hyppigste arter gns. artsscore på kun 0,89, hvor de 77 fåtalligste arter har gns. artsscore 2,55. I det hele taget ses, at gns. artsscore er jævnt stigende med aftagende hyppighed.

Skovarter
Blandt de registrerede 181 urter på dysserealerne blev der fundet i alt 25 skovarter (Tabel 5). Det svarer til 14% af arterne, men da deres samlede hyppigheds-score HS kun udgjorde 6,4%, var de mindre hyppige end gennemsnittet. Der var således ikke en eneste skovart, der var både udbredt og talrig. Bortset fra Skovmærke på Hestehave Runddysse (H=5) havde ingen skovarter HS>3, hvor gns. HS for alle arterne var 5,75.

De 25 skovarter havde derimod høj artsscore, gns. 3,9 (ikke-vægtet).

Gns. afstand til skov for de 16 dysser var 1090 m. Der var dog en meget skæv fordeling af skovarterne, hvor disse overhovedet kun forekom på 6 af de 16 dysser. Og kun 2 dysser, begge i skov, rummede langt de fleste af disse forekomster (HS=49 ud af HS=67 for alle skovarterne). Der var således ikke tilstrækkelig datagrundlag for en analyse af skovarter vs. afstand til skov.

De enkelte dysser
Det gns. antal sårbare arter (ASC 4-6) var 6,8 pr. dysse, hvilket dog dækkede over en stor variation [0;16], jf. Bilag 1. Der var to af de 16 dysser, der slet ikke rummede sårbare arter, og fem der kun havde 0-2 sårbare arter. I den anden ende var der to dysser med 16 sårbare arter, og seks dysser med 10-16 sårbare arter. Der er altså stor variation i det samlede artsantal og i indholdet af sårbare arter mellem dysserne, og denne variation analyseres i den lineære regression.

Korrelation
Korrelationen mellem alle de forklarende variabler viste følgende interaktioner (værdier (numerisk) ≥ 0,44; alle øvrige værdier < 0,30) (Bilag 2)

- KANT_MARK var stærkt negativt korreleret (-0,80) med AFST_MARK
- AREAL var stærkt positivt korreleret (0,72) med HØJDE og moderat positivt (0,44) med AFST_MARK
- AFST_SKOV moderat negativt korreleret (hhv. -0,55 og -0,52) med VED-PL_DÆK og AFST_MARK.

Lineær regression
Modellerne for de tre responsvariabler var klart signifikante (P-værdier 0,004 – 0,0005) og med de 2-4 inkluderede variabler forklarede modellerne 57-71% af variationen (adjusted R2) (Tabel 6).

Da prøvetagningen foregik på hele arealet og derfor på uens arealstørrelse, er det

betryggende, at AREAL ikke havde nævneværdig forklaringsværdi på modellerne. Den kan muligvis virke kontra-intuitivt, men på mange dysser var store dele af dysseareal et lavtliggende med dyrkningspåvirket artsfattig vegetation. Areal i sig selv spillede derfor en meget ringe rolle for artsantallet ift. forhold, der reducerer den negative indflydelse fra dyrkede omgivelser, fx højde eller andel af kanten mod mark.

HØJDE (højdeprofilet på dysseareal et) havde positiv indflydelse på forekomsten af sårbare arter (HS-Sum 4-6) hvorimod KANT-MARK, andel af dysseareal ets periferi med grænse til dyrket mark havde en negativ påvirkning af de sårbare arter.

HØJDE havde også positiv indflydelse på forekomsten af mere forstyrrelsestolerante arter (HS-Sum 1-3) hvorimod KANT-MARK og AFST_MARK, max. afstand mulig på dysseareal et til tilgrænsende mark begge havde en negativ påvirkning af modellen. Der var en ikke-signifikant og negativ effekt af frugtbar jordbund (ler).

Forekomsten af arter med negativ naturværdi (HS-Sum -1) var også positivt påvirket af HØJDE og negativt af AFST_MARK.

DISKUSSION

Undersøgelsen dokumenterer klart, at der i mange, men ikke i alle tilfælde, er bevaret væsentlige naturværdier på stendysse-arealer. Det er naturligvis ikke uventet, da det i en del tilfælde er dokumenteret for de beslægtede fortidsminder, gravhøjene (senest Nielsen & Bruun (2003) og Tranbjerg et al (2002)). Omvendt demonstrerede netop Nielsen & Bruun (2003) dog også, at der foregik en generel forarmning af floraen på gravhøje – væk fra arter tilknyttet næringsfattigt græsland henimod næringselskende konkurrencearter og skyggetålende skovarter.

På vores 16 dysseareal er fandtes ingen truede arter fra den danske rødliste, og heller ingen af de relativt få arter med DCE-artsscore ASC 7, og kun tre med scoren 6. Vi fandt dog 57 arter, der med artsscore 4-6 betegnes som relativt sårbare overfor negative påvirkninger af beskyttede lysåbne- eller skov-naturtyper og en gns. forekomst af knapt 7 arter pr. dysse; 6 ud af 16 dysser havde 10-16 sårbare arter. Korrelation mellem responsvariabler viste også en negativ korrelation mellem hyppighed af -1-arter overfor hyppighed af de sårbare arter. Dette synes også lokalt på de enkelte dysser at underbygge en generel viden om, at konkurrencearterne mange steder i marknære småbiotoper kan udkonkurrere de sårbare arter.

Der var betydelig variation ift. indhold af sårbare arter, med to dysseareal er helt uden sårbare arter. Disse to areal er uden sårbare arter ligger placeret som øer omgivet af intensivt opdyrket markareal, hvilket udsætter dem for markpåvirkninger fra alle sider. Samtidig er de begge relativt lave (hhv. 0,8 m og 1,25 m) og endelig begge på mere frugtbar jordbund (lermuld). Dysser med sådan beliggenhed og form rummer ikke, selv ikke i midten, voksesteder med lav påvirkning af markdrift. Her har der sandsynligvis tidligere forekommet arter med høj naturværdi – på linje med mange vejrabatter – men disse er forsvundet pga. den massive negative påvirkning med næringsstoffer og herbicider – enten direkte eller udkonkurreret af konkurrencearterne (jf. ovenfor) (Lange & Jelnæs 2002; Jelnæs et al. 2002). På lerrige jordbundstyper udvaskes tilførte næringsstoffer langt mindre end på sandjorder, ligesom næringsstofferne oftere vil være mere tilgængelige pga. lermuldens bedre fastholdelse af jordvand under tørke (Etherington 1975).

I plejeprojektet var det netop et vigtigt formål med floraregistreringerne at identificere de dysser og de konkrete delområder på dysserne, hvor de største naturværdier var bevaret. Dette er både med til at motivere det slidsomme plejearbejde og de særlige hensyntagende plejeformer, frivilliggruppen benytter. Derfor valgte vi også at registrere floraen på hele dysseareal et, selvom det medførte uens prøvestørrelser. Fx forventes jo typisk flere arter med større

Tabel 6: Oversigt over de lineære regressionsanalyser (stepwise backwards), de forklarende variable inkluderet i modellen ved 10%-kriteriet med angivelse af signifikant (p-værdi) og om effekten er positiv eller negativ.
Summary of linear regression analyses (stepwise backwards), explanatory variables included in model by 10% criterion showing significance (p-values) and whether effects are positive or negative upon response variables (viz. column headings: Abundance-weighted conservation value species scores for (-1)-group, (1-3)-group and (4-7)-group (no 7 encountered) from Fredshavn & Ejrnæs (2007).

Variabel	HS-Sum (-1)	HS-Sum (1-3)	HS-Sum (4-7)
AREAL (m^2)			
HØJDE (m)	* 0,0118 +	** 0,0011 +	** 0,0038 +
KANT-MARK (%)		* 0,0308 -	** 0,0015 -
AFST_MARK (m)	*** 0,0008 -	* 0,0441 -	
JORDBUND		ns 0,0774 -	
VEDPL_DÆK (%)			
AFST_SKOV (m)	ns 0,0629 -		
Model Adj-R^2	0,5716	0,7074	0,6404
Model P-værdi	** 0,0040	** 0,0011	*** 0,0005

Fig.4a-b: Dyssearealer kan ligesom bronzealderhøje være biodiversitets-refugier, der i tusindvis af år har undgået pløjning omend langtfra altid sprøjtemidler, gødskning og tilgroning. Vi fandt ingen urter med artsscore 7, men fx Knoldet Mjødurt (ASC=6; 2 dysser) og Liden Klokke (ASC=5; 7 dysser).

Dolmen areas may, just as bronze age mounds, be grassland conservation refugia, avoiding cultivation however often not pesticides, fertilizers and woody plants. We found no conservation value 7 species, but Filipendula vulgaris *(ASC=6; 2 sites) and* Campanula rotundifolia *(ASC=5; 7 sites).*

prøveflade. Igen spillede hensynet til det samtidige kortlægnings- og plejeprojekt ind. Vi har dog delvist imødegået dette ved at vægte arterne med relative hyppigheder 1-5, som jo er uafhængig af prøvefladen og ved at analysere relative forekomster af artsscoregrupper (-1), 1-3 og 4-7.

Det vurderes at dyssearealerne i gennemsnit er mere udsatte end gravhøjs-arealer. Det er vores lokale erfaring med bevarede fortidsminder, at de fleste stendysser har et lavt, gravhøjene derimod et højere profil. Gennemsnitlig højde på de 16 dyssearealer var kun 1,4 m og 4 var under 0,5 m og kun 1 var over 2,5 m. Et lille datasæt på kun 7 dysser og 4 gravhøje (Espersen et al 2015) modsiger ikke denne formodning - gns. højden var hhv. 1,3 og 4,0 m. Det kan være af stor betydning, da de højereliggende dele bude være mere beskyttede mod lokal afdrift af gødningsstoffer og pesticider. Samtidig kan højden give en mere tør jordbund, der i hvert fald tidvist kunne immobilisere gødningsstofferne.

Disse forhold skinnede klart igennem i regressionsanalysen, hvor HØJDE generelt fremmede forekomst og artsrigdom i vegetationen – sært nok også for minus-arterne. Dette må tilskrives den lille datamængde og en skævhed i data. Det viste sig, at den højeste dysse på 5 meter havde en høj andel af -1 arter. Samtidigt havde en af de laveste dysser på 0,4 meter ingen -1 arter og var placeret centralt i en skov. Dette antyder at skoven kan beskytte dysserne for negative påvirkninger fra landbrugslandet, men noget som kræver yderlige undersøgelser.

Højden var dog også i vores undersøgelse korreleret med dyssearealet, måske sådan at dysser med en stor høj også er større, hvilket i sig selv kan give mere bufferbeskyttelse mod omgivelserne. Reelt kan vi – med vores prøvetagning – ikke udskille effekt af areal og højde på grund af den høje korrelation (0,72), men højdens store effekt var tydelig under feltarbejdet og ved besøg på lokale gravhøje. Dette afspejler sig i en klar zonering med højden på høje fortidsminder, med de sårbare arter øgende mod toppen.

Andelen af rand mod mark havde en negativ effekt på de sårbare arter (artsscore 4-7). Lokalt på dyssearealerne sås disse effekter ofte tydeligt, på den måde at de lavtliggende og perifere dele af dyssearealet ud mod mark havde lav naturværdi med rig forekomst af arter med lave artsscore, modsat forekom arter med høj artsscore ofte kun højt og central på dyssearealet, i god afstand til markdriften. Flere af disse forhold er således korrelerede og kan vanskeligt udskilles – især ikke i så lille et materiale som dette.

Afstand til mark var et supplerende mål til både areal og andel af kant til mark, der bedre fanger geometrien i påvirkninger fra omgivelserne. Det fanger bedre det forhold, at et stort areal godt kan være langt og smalt og kun have mark til den ene langside. På sådan et stort areal vil man alligevel ikke kunne finde et punkt med væsentlig afstand til nærmeste markkant. Denne variabel har dog tilsyneladende kun indflydelse på de mindre sårbare arter.

Både højdeprofilet, andel af kant mod mark og afstand til mark bidrager lokalt i mere eller mindre grad til zonering af vegetationen på dyssearealerne. Dette lægger op til en stratificeret prøvetagning, fx i koncentriske cirkler fra toppen eller midten. Dette er dog stærkt komplicerende og var uden for denne undersøgelses rammer.
En del af dette arbejde er således også rettet imod at inspirere til lignende undersøgelser og til et videre arbejde med at udvikle og finpudse metodikker, inklusive beskrivelse af forklarende variabler. En stratificeret prøvetagning vil være rigtigst, men er som nævnt kompliceret. Prøvetagnings-standarden i dansk naturovervågning – 5-meter-cirklen – vil det af flere grunde være svært at anvende på fortidsminder.

Frivilliggruppens naturpleje beskytter uden tvivl dyssearealernes sårbare floraelementer mod fortsatte negative effekter af tilgroning med vedplanter og højstauder – ikke mindst fordi vegetationsplejen er selektiv og undgår slåning maj-august på områder med høj naturværdi. Samtidig bliver det afslåede hø fjernet – både af hensyn til skyggeeffekt og næringsindhold. Der er derimod ikke tegn på, at det inspirerer lodsejerne til mere skånsom markdrift op til kantzonen. Hvorvidt den fortsatte tilbagegang for sårbar græslandsflora på dyssearealerne, kendt fra danske gravhøje og vejrabatter, kan vendes via dysseplejen er usikkert. Mest sandsynligt er det, at overlevende arter igen kan blive hyppigere på den lokale forekomst. Chancen for indvandring af forsvundne sårbare arter til isolerede fortidsminder er derimod meget usikker. De sårbare arter har lavt spredningspotentiale – helt anderledes end de især bærspredte vedplanter, der via fugle hurtigt indvandrer på dyssearealerne.

Men det er vores budskab, at resterne af græslandsfloraen endnu står som en art levende kulturminde og er med til at vidne om dyssernes høje alder – arealer hvor der ikke har været jordbehandlet og dyrket afgrøder i 5.500 år. Denne flora fortjener at beskyttes og nydes på linje med fortidsminderne.

TAK

En kæmpetak til de frivillige i Nationalpark Mols Bjerges Dyssegruppe (Jens Erik Jacobsen, John Jørgensen, Odd Frederiksen, Signe Nielsen, Lone Brems & Erik Fyhn Smidt, der via naturpleje 2015-16, skånsom overfor naturværdierne, muliggjorde hele dysseprojektet. Også tak til lodsejerne for plejeaftaler og adgang mm. Tak til Thorild Vang Bennett fra HabitatVision a/s for hjælp med database.

LITTERATUR

Eriksen P 1999: Poskær Stenhus. Myter og virkelighed. – Moesgaard Museum, 118 s.

Espersen LS, Bennett TV, Mogensen B, Gjelstrup P & Aude 2015: Botaniske og zoologiske undersøgelser af fortidsminder i Nordfyns Kommune. – Upubl. notat 2015-6, HabitatVision, 56 s.

Etherington JR 1975: Environment and plant ecology. John Wiley & Sons Ltd.

Frederiksen S, Rasmussen FN & Seberg O (red.) 2012: Dansk Flora, 2. udg. Gyldendal, 702 s.

Fredshavn JR & Ejrnæs R 2007: Beregning af naturtilstand - ved brug af simple indikatorer. 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport DMU 599. http://www.dmu.dk/Pub/FR599.pdf

Grøntved P 1962: Om plantevæksten på nogle sydsjællandske kæmpehøje. – Bot. Tidsskr. 58: 50-63.

Kulturarvstyrelsen 2009: Pleje af fredede fortidsminder. – Kulturministeriet, Kulturarvstyrelsen, 35 s.

Lange HG & Jelnes IS 2002: Danske vejkanter i agerlandet. - Specialerapport. Afdelingen for Botanisk Økologi, Aarhus Universitet.

Leth P 1992: Gravhøjsfloraen i Roskilde Amt. - Urt 1992(1): 3-8.

Jelnes IS, Lange HG & Ejrnæs R 2002: De danske grøftekanter gror til i kvik, tidsler og nælder. - Stads- og havneingeniøren 93(1): 38- 39.

Nielsen HB & Bruun HH 2003: Gravhøje som øer i agerlandet: Forandringer i floraen 1961 til 2000. – Flora og Fauna 109(3+4): 95-100.

Pedersen A 1946: Om vegetationen på danske Gravhøje. – Flora og Fauna 52: 33-73.

Pedersen SAS & Petersen KS 1997. Djurslands geologi. - GEUS, 97 pp.

Raunkjær C 1926: Vegetationen på Maglehøj og lidt om vore kæmpehøjes flora i det hele taget. - Botanisk Tidsskrift 39: 348-356.

Reddersen J 2016: Genfødte dysser: Frivillig naturpleje og oplevelser på stendysser i Nationalpark Mols Bjerge. – Randers Amts Historiske Årbog 2016, vol. CX: 50-61.

Tranberg H 1992: Gravhøjsvegetation i Fyns Amt. - Urt 1992:3: 77-84.

Tranberg H, Sode A, Bisschop-Larsen L, Kristensen JAa & Ejrnæs R 2002: Er gravhøje andet end fortidsminder? – Vand & Jord 9: 89-94.

Vestergaard P & Lausen JC 2009: Raunkiærs Maglehøj omkring 1915 og i 2009. - Urt 33:3: 86-91.

Bilag 1:
Oversigt over de 16 stendysser, deres navne, sted, position samt det samlede artsantal S (urter) og den botaniske naturværdi, udtrykt ved gennemsnitlig vægtet artsscore (produktet af hver arts DCE-artsscore (ASC) og hyppighedsscore, summet over alle arter, divideret med artsantallet).
*Summary of names, position and herb flora values, viz total species number of all and high conservation value species, resp., and mean weighted species values (mean (species ASC * species abundance (1-5))).*

Navn	Position	S (alle) S (all)	S (ASC 4-6) S (ASC 4-6)	Gns vægtet artsscore Mean wgt speciesvalue
Hestehave Langdysse (Kalø)	56.284634° N 10.464323° E	34	16	5,15
Poskær Stenhus (Knebel)	56.218460° N 10.502005° E	54	16	4,52
Borrebjerg Dysse (Agri)	56.226651° N 10.518733° E	57	14	4,25
Strands Stenhus (Strands)	56.189243° N 10.482830° E	46	13	4,65
Hestehave Runddysse (Kalø)	56.285249° N 10.471156° E	15	12	8,27
Egens Hundshoved (Egens)	56.270093° N 10.504676° E	46	10	4,89
Kokkedals-dyssen (Agri)	56.225905° N 10.515141° E	60	7	2,05
Agri-dyssen (Agri)	56.233688° N 10.515329° E	21	4	2,67
Sognefogedens Dysse (Knebel)	56.219415° N 10.497370° E	29	4	1,52
Kolå-dyssen (Kalø-Egens)	56.278825° N 10.506502° E	32	4	0,91
Forpagtervejens dysse (Kalø Ø)	56.289475° N 10.508358° E	19	4	0,47
Lyngegård-dyssen (Lynge)	56.206501° N 10.503292° E	37	2	2,78
Torup Nord-dysse (Torup)	56.198294° N 10.470368° E	15	1	2,00
Egens Langdysse (Egens)	56.270711° N 10.509459° E	23	1	0,43
Torup Syd-dysse (Torup)	56.195045° N 10.463346° E	10	0	0,40
Stenkirken (Vrinners)	56.239800° N 10.508839° E	12	0	-0,58

Bilag 2:
Korrelations-matrix for alle de uafhængige responsvariabler brugt i regression-analysen. For forklaring, jf Tabel 1. Værdier >0,5 markeret med gult, >0,4 med gråt.
Correlation matrix (Pearson product moment correlation coefficients) for all independent response variables included in regression analyses. For explanation, cf Table 1. Values >0,5 yellow, >0,4 grey.

	AREAL	HØJDE	AFST_SKOV	KANT-MARK	JORDBUND	VEDPL-DÆK	AFST_MARK
AREAL	1,00						
HØJDE	0,72	1,00					
AFST_SKOV	-0,03	0,22	1,00				
KANT-MARK	-0,21	-0,02	0,30	1,00			
JORDBUND	-0,13	-0,20	-0,33	0,26	1,00		
VEDPL_DÆK	-0,11	-0,19	-0,55	0,11	0,29	1,00	
AFST_MARK	0,44	0,20	-0,52	-0,80	-0,02	0,02	1

Død pukkelhval havde halefinnen viklet ind i reb

Aage Kristian Olsen Alstrup[1], Anders Galatius[2], Carl Kinze[3] & Morten Tange Olsen[4]

Hvaler og andre havdyr kan fanges i fiskernes net som bifangst eller vikle sig ind i gamle fiskenet, reb og tov, der anslået tilsammen udgør op mod 10 procent af det samlede affald i havene (UNEP, 2016). Noget af det potentielt farligste affald udgøres af de flettede tovværk af polypropylen, som kan ligge i vandet meget længe, og som let vikler sig omkring hvalerne. Foruden at udgøre et dyrevelfærdsproblem, hvor påvirkede individer bliver syge og dør, kan gammelt fiskeudstyr tillige true visse bestande af hvaler. Således har en undersøgelse dokumenteret problemets tiltagende omfang igennem de seneste 25 år i de skotske farvande, hvor reb, tov og fiskenet udgjorde dødsårsagen hos op mod 40 procent af alle de undersøgte vågehvaler (*Balaenoptera acutorostrata*) (Cassoff et al. 2011). I Nordvestatlanten anslås det desuden, at drivende tovværk og fiskeudstyr sammen med skibskollisioner er de største trusler mod den stærkt udryddelsestruede nordkaper (nordlig rethval, *Eubalaena glacialis*) og har medvirket til en nylig tilbagegang i bestanden, blandt andet ved at forrykke hvalernes energiregnskab (Hoop et al. 2014; 2017).

Figur 1: Pukkelhvalen var allerede stærkt henfaldet, da den blev spottet på stranden i Thy i 2015. Et iøjnefaldende fund var rebet, som havde viklet sig om halefinnen. *The humpback whale was allready in decay when it was found on the beach 2015 in Thy (NW-Jutland). A rope was found entangled around its tail fin.*

Døden kan indtræde akut som drukning, hvis hvalerne bliver bifanget eller under dyk vikler sig ind i reb og gamle fiskenet, såkaldte spøgelsesnet, og ikke kan komme op til overfladen for at ånde – dette er ofte tilfældet hos mindre tandhvaler såsom marsvin. De sene dødsfald skyldes, at reb og fiskenet sætter sig fast på hvalerne, fx på luffer og halefinner, hvorved de svækkes gennem hæmmet bevægelighed, og der kan etableres indgangsveje for infektioner. Typisk vil sådanne individer være stærkt afmagrede, fordi de ikke kan jage frit i vandet. De store bardehvaler vil ofte være ofre for sådanne dødsfald, idet de har kræfterne til umiddelbart at rive sig løs, så de ikke drukner, men de er ikke altid i stand til at fjerne rebene og fiskenettene efterfølgende. Vi vil her beskrive et tilfælde, hvor en død strandet pukkelhval (*Megaptera novaeangliae*) fra Thy havde reb viklet om halefinnen.

Summary

Dead stranded humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) **with tail entangled in fishing gear.**

On July 5 2015, a highly decomposed 7 meter long humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) stranded near Stenbjerg, Thy, on the Skagerrak coast of Denmark with a rope entangled about the tail. The necropsy showed that 10-15 vertebrates had suffered from chronical infection. It is therefore likely that the rope infliction eventually turned to be fatal. This paper describe the case and discusses the presence of old fishing gear as both an animal welfare problem as well as a threat to individual whales and sometimes entire whale populations.

Keywords: humpback whale, stranded, entangled, Denmark

[1] Nuklearmedicinsk Afdeling & PET-center, Aarhus Universitetshospital. [2] Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. [3] Dansk Hvalatlas. [4] Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet.

Første stranding af pukkelhval i 110 år
Med års mellemrum bliver pukkelhvaler observeret i de danske farvande, men strandinger er yderst sjældne (Kinze og Jensen 2015). Den 5. juli 2015 strandede dog en cirka 7 meter lang pukkelhval ved Stenbjerg i Thy. Det var den første stranding af en pukkelhval i Danmark siden 1905, da et individ af næsten samme længde strandede ved Lønstrup i Vendsyssel den 2. september 1905 (Kinze 1995).

Pukkelhvalen var allerede på fundtidspunktet i 2015 i fremskreden forrådnelse, og det stod klart, at den havde været død i adskillige uger forud for strandingen. Det meste af hovedet manglede, hvorved en præcis opmåling ikke var mulig. Fødselslængden hos pukkelhvalen angives til 4,5 m og længden ved kønsmodenhed til 11,5 m for hanner og 12 m for hunner. Ud fra en vurdering af længden må der derfor være tale om et ungt og endnu ikke kønsmodent individ. Dette blev også underbygget af, at hvirvlernes epifyser endnu ikke var lukkede, som man ellers ser det hos fuldvoksne pukkelhvaler. Kønnet blev ikke endelig afklaret.

Ud over den fremskredne forrådnelse var det mest iøjnefaldende fund et stykke reb med to bøjer viklet rundt omkring halefinnen (Figur 1). Rebet havde viklet sig adskillige gange rundt om halen på det tyndeste sted, og på en sådan måde, at det sad godt fast og havde afsat afsnøringsfurer i halens bløddelsvæv. Rebet må derfor have sat sig fast, mens dyret endnu var i live, og det oplagte spørgsmål er derfor, om rebet havde forårsaget hvalens død.

Var rebet årsag til at hvalen døde?
På trods af kadaverets ringe forfatning blev det besluttet at sikre skelettet til Statens Naturhistoriske Museum i København – en beslutning baseret på, at pukkelhvaler så sjældent strander i Danmark. Parteringen foregik i brændingen tæt på strandkanten i Thy. Grundet kadaverets tilstand og de svære arbejdsbetingelser var det ikke muligt at foretage en egentlig obduktion, som ellers bliver udført på mere friske hvaler, der strander i Danmark. Knoglerne blev fridissekeret, rengjort og opbevares nu i hvalkælderen på Statens Naturhistoriske Museum i København sammen med det andet pukkelhval-skelet fra 1905, som også indgår i samlingen. Parteringen viste patologiske sammenvoksninger (*ankylose)*, mellem de bagerste 10-15 halehvirvler - et område strækkende sig fra de bagerste halehvirvler og til et godt stykke foran rygfinnen. Overfladen af disse hvirvler var præget af knudeformede knogleudvækster (Figur 2).

De bagerste cirka 1½ meter af halehvirvlerne blev computer tomografi-skannet. Det er en type skanner, der er særligt velegnet til at undersøge forandringer i knoglevæv, idet den konstruerer et 3D-billede ud fra optagelser taget med et roterende røntgenrør. Undersøgelserne viste omfattende knogleforandringer, hvor en degenerativ lidelse i knoglerne havde forårsaget perifer knoglenydannelse på hvirvlernes overflade. Forandringerne var forenelige med enten en betændelsestilstand i hvirvlerne (*osteomyelitis*) eller i discus (*discitis*) imellem dem. Forandringerne var hovedsageligt koncentreret omkring knoglernes overflade, idet væv og blodkar så normale ud i midten af hvirvlerne.

Foruden knoglerne blev også bløddelene omkring hvirvlerne undersøgt nærmere. Det var dog ikke muligt at påvise betændelsestilstande i disse, og de fundne bakterier, som blev påvist med mikroskopisk undersøgelse, var sandsynligvis først kommet til efter dødens indtræden. Det viste sig i øvrigt, at halehvirvlerne indeholdt de celletyper, som man kan forvente i knoglevæv, blandt andet de knogledannende celler osteoblaster og osteocytter, omend knoglestrukturen, i form af de såkaldte trabekler, var noget tynde i opbygning.

Pukkelhvalens tilstand var så henfalden, at en sikker konklusion var vanskelig – eksempelvis kan alternative dødsårsager ikke udelukkes. Men det tyder dog alt i alt på, at pukkelhvalen har været kronisk inficeret i halen som følge af rebet, og at dette havde spredt sig til halehvirvlerne. Det er derfor sandsynligt, at hvalen døde som følge af rebet – enten forårsaget af infektionen eller som følge af udmagring på grund af den

Figur 2: Makroskopiske forandringer i ryghvirvel på den strandede pukkelhval. Sådanne udvækster på ryghvirvlerne er ikke almindelige at finde, og de viser at der er en underliggende sygdom i knoglevævet. *Macroscopic deformations in Lumbar vertebrae of the stranded humpback whale. Such changes are not common in stranded whales, and are signs of a underlying disease in the bone tissue.*

hæmmede bevægelighed og dykning forårsaget af bøjerne på rebet.

Hvad kan vi gøre for at undgå lignende tilfælde?
Det er uvist, om rebet, der havde viklet sig om pukkelhvalens hale, var fra et fiskegarn, et trawl eller et spøgelsesnet. Dyrevelfærdsmæssigt er såvel drukning som infektioner, udmagring og langsom død problematiske. Undertiden forsøger mennesker derfor at befri hvaler, som har viklet sig ind i reb og net, og dette har flere gange reddet nødstedte hvaler. Eksempelvis lykkedes det ud for Tromsø for den norske kystvagt at redde en pukkelhval, der et halvt års tid efter den strandede danske pukkelhval havde viklet sig ind i reb og tov. I Nordamerika har man tilmed oprettet en decideret "task force" som skal identificere og hjælpe den truede nordkaper samt andre hvalarter fri af drivende og stationært fiskeudstyr, reb m.m. Dog er sådanne befrielser af store hvaler bestemt ikke ufarlige, og i praksis er det formodentlig de færreste hvaler, som kan reddes, hvis de ikke opdages tidligt. For de mindre hvalers vedkommende har der været arbejdet på tekniske metoder, som skal forebygge at typisk marsvin fanges som bifangst i fiskernes net.

Bifangst af storhvaler udgør næppe et stort problem i Danmark, mens såvel hvaler som sæler drukner i spøgelsesnet, når fiskerne mister deres fiskenet – et emne som EU's havstrategidirektiv har sat fokus på. Fiskerne er forpligtede til at indberette tabte fiskenet, men det sker i praksis sjældent i Danmark, fordi der ingen sanktioner er, og at der i øvrigt ikke bliver fulgt op på eventuelle indberetninger. I Norge bliver nettene derimod forsøgt fjernet af myndighederne, når fiskerne indrapporterer, at de har mistet fiskegrej. En sådan praksis kunne også med fordel finde anvendelse i danske farvande.

CITERET LITTERATUR

Cassoff RM, KM Moore, WA McLellan, SG Barco, DS Rotstein & MJ Moore 2011: Lethal entanglement in baleen whales. Diseases of Aquatic Organisms, 96, 175-185.

Hoop J van der, Moore M, Fahlman A, Bocconcelli A, George C, jackson K, Miller C, Morin D, Pitchford T, Rowles T, Smith J & Zoodsma B 2014: Behavioral aspects of disentanglement of a right whale under sedation and the energetic cost of entanglement. Marine Mammal Science 30, 1, 282-307.

Hoop, J van der, Corkeron P & Moore M 2017: Entanglement is a costly life-history stage in large whales. Ecology and Evolution 7, 1, 92-106.

Kinze C 2007: Pukkelhval (*Megaptera novaeangliae*). I: Dansk pattedyratlas (red. Baagøe HJ & TS Jensen), pp. 308-309. Gyldendal.

Kinze C & LF Jensen: Pukkelhvaler i Østersøen anno 2014. Sjæklen 2015, 133-140.

UNEP 2016: Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi. https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/11700/retrieve.

Foto: Pukkelhval ved Hawaii. *Humpback whale. Credit to the National Oceanic and Atmospheric Administration/Department of Commerce, NOAA Photo Library. Photo: Dr. Louis M. Herman.*

Boganmeldelse: Den jyske hede i urfuglens tid

Jens Gregersen: Den jyske hede – I urfuglens tid. Gads Forlag, 239 s., 299,95 kr.

Af Karsten Laursen, seniorforsker emeritus, bioscience – faunaøkologi, Aarhus Universitet

Man skal hen i efterskriften for at få forfatterens formål med denne bog: "at minde om, hvad dette kulturlandskab rummer af mangfoldighed, så det ikke går i glemme". Men skindet bedrager, og intensionen følger ikke altid hensigten. Jens Gregersen har lavet en formidabel bog. Vi ved at han maler fremragende, det har han vist i flere bøger, nu også i denne. Men her afslører han sig også som en god fortæller.

Trods overskriften "Den jydske Hede" fokuserer bogen på urfuglen. Den var tidligere talrig og en karakterart på den jyske hede, blev gradvis fåtallig, og uddøde til sidst. Det er en lang og tragisk periode, hvor bestanden går gradvist tilbage, med enkelte opsving som giver anledning til optimisme, som igen bliver efterfulgt af nedgang. Årsagerne til dette forløb beskrives gennem flere forskeres opfattelse af hvad det er for krav, urfuglen har til levestedet. Der er andre arter som har lidt samme skæbne som urfuglen, og mere eller mindre af de samme årsager. De nævnes også. Det er arter som storken, som er forsvundet under stor medieopmærksomhed og sandternen som forsvandt i stilhed. Der er beskrivelser fra de fleste hedeområder i Jylland med fremragende stemningsbilleder. Jens Gregersen er i stand til at fange hver hedeområdes specielle karakter både i malerierne og i teksten. Det være sig planterne, landskabsformen eller historie. Derefter følger en præsentation af alle de øvrige dyr og planter, der er tilknyttet heden som Blichers fugle, gedemalkeren, fattigmandsuld som dækker over agerhønen, dobbeltbekkasinen og kærulden. Det er tydeligt, at han har været derude, brugt mange timer og levet sig ind i landskabet, lyset og naturen.

Det er ikke blot naturen der beskrives, men der gives også eksempler på det natursyn som herskede i Danmark i de år, hvor urfuglen sagde farvel og forsvandt. I 1800-tallet skildrede maleren J.T. Lundbye storken og skrubtudsen i gadekæret på en måde, der ikke var set tidligere. Det var på et tidspunkt, hvor befolkningen næppe havde tid eller kræfter til at tænke på naturen. Steen Steensen Blicher gjorde på et tidligt tidspunkt opmærksom på hedens storhed, og senere fulgte Jeppe Aakjær op med forsvar for de sidste heder og vandløb, som medvirkede til fredninger og beskyttelse af de sidste hedearealer. Men et mentalt nederlag kom i 1950'erne med Poul Henningsens nedgørelse af naturfredningen som naragtig og latterlig. Og beskyttelse af naturen er en vanskelig opgave, når vi med forfatterens ord har sat os for "at være bedst til noget så avanceret som at avle grise i et omfang, der gør Danmark med sin beskedne areal til en af verdens største svineproducenter."

Forfatteren kender sit stof, og kan ikke dy sig for at sprede sjove og oplysende bemærkninger i teksten. Som i afsnittet hvor andre af hedens dyr beskrives som eksempelvis den sjælden natsværmer, hedejorduglen, *Euxoa lidia.* Den blev indsamlet i stort antal på Ørre Hede, nord for Herning, af biskop Skat Hoffmeyer fra Århus. Han var en legendarisk sommerfuglesamler. Hans søn, nationalbankdirektør Erik Hoffmeyer, kvitterede for farens interesse og livspassion ved at sætte natsværmeren rød ordensbånd, *Catocala nupta*, på hundredkronesedlen.

Urfuglen havde ikke sin storhedstid, da heden lå vidstrakt over det meste af den jyske halvø, som mange sikkert vil tro. Men derimod i perioden omkring 1930, hvor opdyrkning af heden begyndte. Her lå små marker omgivet af store hedearealer, og plantagerne var endnu små og spredte. I dette landskab kunne urfuglen samle føde fra flere biotoper, og især ukrudtfrø fra de spredte marker var vigtig. Her er vi ved et af bogens kernebudskaber. Senere er hedearealerne blevet for spredte og ensformige samt de tilstødende marker sterile med brug af roundup og gødning. Dertil kommer at plantagerne spærrer hederne inde. Er der da et alternativ?

Her kommer vi til bogens gode budskab. Vender vi blikket mod Tyskland til Lüneburger Heide, oplevede man en tilsvarende nedgang som beskrevet fra Danmark, med meget små antal urfugle i slutningen af forrige århundrede på trods af en vis naturpleje. Men med et nyt kendskab til artens levevis, ændrede man naturplejen og tog intensiv fat. Resultatet udeblev ikke, bestanden voksede til 78 urfugle i 2007 og senere til 250 fugle. Hvad tyskerne gjorde, skal læseren selv have mulighed for at læse i denne dejlig bog.

Når jeg i indledningen skrev at skindet bedrager, er det fordi, Jens Gregersen afslører, at han har en vision, som rækker betydelig længere end til at lave et mindeskrift for heden. Han foreslår, at der laves en nationalpark i Midtjylland med det formål at rumme en urfuglebestand, såfremt den genindvandrer til landet, eller bliver genudsat. Nationalparken kunne også tjene som levested for de talrige arter, som er gået tilbage eller er forsvundet i samme periode som urfuglen. Forslaget er forfriskende og fortjener en grundig overvejelse. Bogen er en æstetisk nydelse med de mange flotte malerier af landskaber, blomster, insekter og fugle. Og så er den velskrevet med dejlige svinkeærinder, der gør læseren klogere.

Akvarel af Jens Gregersen fra bogens forside.

Bjergsalamander (*Ichthyosaura alpestris*) indført til Bernstorffsparken i det nordlige København
Kan det forsvares at flytte bjergsalamandre?

Henrik Bringsøe[1]

Bjergsalamander, *Ichthyosaura alpestris* (tidligere *Triturus alpestris*), er i Danmark blot kendt fra en lille del af Sønderjylland, nemlig skovene ved Aabenraa og et skovområde langs Flensborg Fjord, hvilket samtidigt er den nordligste del af artens samlede udbredelse (Mikkelsen 1993, Mikkelsen & Bringsøe 1995). Disse forekomster betragtes som naturlige, dvs. bjergsalamanderen er selv vandret dertil. I Danmark er arten stærkt knyttet til løvskov og blandingsskov. Den har formodentlig været under vandring nordpå, men omfattende skovfældninger for 300-400 år siden gav udstrakte skovløse arealer, der resulterede i en barriere, som forhindrede videre spredning nordpå i Jylland (Bringsøe & Mikkelsen 1993). Bjergsalamander er vidt udbredt ned gennem f.eks. Tyskland, selv om udbredelsen i Slesvig-Holsten i dag er fragmenteret (Berger & Günther 1996, Drews 2005). Desuden er arten vidt udbredt i Mellemeuropa, og den er mere sporadisk forekommende i Sydeuropa (Roček et al. 2003, Glandt 2015). Indtil for nylig havde vi ikke kendskab til danske forekomster uden for den naturlige udbredelse, men det forhold har nu ændret sig!

Den 15. august 2017 henvendte biolog Thomas Vikstrøm sig til mig, fordi der i Gentofte var fundet to ganske særegne salamandre, som ikke tidligere var set dér. Han sendte mig to billeder af den ene salamander, som var blevet fotograferet fra undersiden. Det var tydeligt at se, at det var en voksen hun af Bjergsalamander, *I. alpestris*. Senere modtog jeg et billede af den anden salamander, som også var en voksen hun af Bjergsalamander. Naturvejleder Jakob Müller havde netop fundet de to salamandre på land i Bernstorffsparken eller Bernstorff Slotshave.

Den 20. august 2017 besøgte jeg selv Bernstorffsparken, og jeg ledte efter salamandre på land nær et skovvandhul, der i mine øjne var det eneste oplagte fiskefrie vandhul i parken. Jeg fandt to unger under nedfaldne grene. Den ene havde en totallængde på 49 mm (21 mm hoved og krop + 25 mm hale), og den anden 64 mm (35 mm + 29 mm). Se fig. 1-2. Vandhullet var et "traditionelt" skovvandhul med overfladen dækket af Liden Andemad (fig. 3), men kun om foråret og forsommeren kan vi vente at finde voksne salamandre i

Summary

Alpine Newt (*Ichthyosaura alpestris*) established after unauthorised introduction in Gentofte, north of Copenhagen, far from its natural Danish distribution. Is translocation of the Alpine Newt acceptable?

In August 2017, a hitherto unknown population of the Alpine Newt, *Ichthyosaura alpestris*, was recorded in the northern outskirts of Copenhagen on the island of Zealand, eastern Denmark. During August, October and November, a total of 14 or 15 individuals (adults and juveniles) were found under dead wood on the forest floor. The locality, named Bernstorffsparken or Bernstorff Slotshave (situated in Gentofte), is an urban park of 61 hectares and less than half consists of deciduous forest. There is one pond free of fish and most newts have been found near that pond. Yet another water body with at least some breeding success probably exists further south because juveniles were recorded in that area. The risk for this newt's ability to disperse to a major forested habitat named Jægersborg Dyrehave to the north is judged. The locality is separated from this habitat by roads with heavy traffic. It is an open question whether *I. alpestris* will be able to cross the roads during rainy nights. But to the south it may be able to colonise nearby garden ponds if any should exist there though there are also roads with much traffic a bit further south.

On this new finding site, *I. alpestris* has certainly been introduced illegally by humans. In 1987 or 1988 a local amateur herpetologist informed the author of recent and unauthorised collection of some individuals of this species in Harzen, Germany, and subsequent release in Gentofte 2 km from Bernstorffsparken. Now the population seems well-established. It probably originates from Harzen.

The author considers it unfortunate that *I. alpestris* has been introduced to Zealand though it will most probably not cause any harm to the indigenous fauna and flora.

Another and very recent case of translocation of *I. alpestris* in Denmark – within its natural range in southeastern Jutland – is also mentioned and commented upon. It is argued the numerous cases of state-authorised translocation of various animal species in Denmark may well have led to a general misunderstanding in the public that moving animals will be beneficial to the fauna and biodiversity. Apart from the two cases mentioned in this report translocation of *I. alpestris* has never been carried out in Denmark. The national Danish conservation authorities are encouraged to be more cautious about allowing translocation.

Keywords: Caudata, Salamandridae, *Ichthyosaura alpestris*, Alpine Newt, distribution, introduction, translocation, Denmark, Zealand, Germany, habitat, deciduous forest

[1] Irisvej 8, 4600 Køge. bringsoe@email.dk

Figur 1. Et billede fra 20. august 2017: De to stærk blåmarmorerede ungdyr af Bjergsalamander sammen med en voksen han af Lille Vandsalamander fra Bernstorffsparken. Alle tre er i landfase. Unge bjergsalamandre har en mere eller mindre tydelig gul til rød rygstribe, i det mindste i nakkeregionen. Foto: Henrik Bringsøe.
Photo from August 20 2017: The two juvenile Ichthyosaura alpestris with blue marbling *together with an adult male* Lissotriton vulgaris *from Bernstorffsparken. All three individuals are in terrestrial phase. A more or less distinct yellowish to reddish vertebral stripe is present in young* I. alpestris*, at least in the region just behind the head.*
Figur 2. Undersiden af den mindste unge af Bjergsalamander på 49 mm fra 20. august 2017. Den ensfarvede orange bug og strube – undertiden med få små prikker – adskiller arten fra de to andre danske salamandre. Foto: Henrik Bringsøe.
The belly of the smallest juvenile Ichthyosaura alpestris *(49 mm) from August 20 2017. Contrary to the two other Danish newts the orange belly and throat are generally unspotted.*

vandfase. Under et besøg den 2. oktober fandt jeg yderligere to bjergsalamandre, én voksen hun på 100 mm (56 mm + 44 mm) og ét ungdyr på 66 mm (37 mm + 29 mm). Se fig. 4. Endelig fandt jeg 11. november tre unger af Bjergsalamander med totallængder på hhv. 49 mm, 49 mm og 50 mm på skovbunden i den absolut sydligste del af Bernstorffsparken. Det sted var ca. 400 meter fra ovennævnte skovvandhul, men kun ca. 150 meter fra Svanedammen, som er en typisk "park-sø" med en ø, og som måler ca. 90 meter x 30 meter. Observationerne blev indtastet på www.fugleognatur.dk.

I slutningen af august blev Bernstorffsparken besøgt af andre brugere på Fugleognatur.dk, og flere fandt også bjergsalamandre – i alt otte bjergsalamandre (syv voksne og én unge) blev indtastet af andre end undertegnede. Hvor vidt de i alt 15 observationer udgøres af forskellige salamandre, kan ikke afgøres, men at dømme ud fra billeder og fundsteder vil jeg mene, at de 15 observationer har været udgjort af 14 eller 15 individer. Ydermere er tre andre paddearter blevet fundet i parken: Lille Vandsalamander (*Lissotriton vulgaris*), Butsnudet Frø (*Rana temporaria*) og Skrubtudse (*Bufo bufo*).

Med udgangspunkt i mit seneste fund af tre unger helt mod syd i parken vurderer jeg, at det nævnte skovvandhul (fig. 3) sandsynligvis ikke er artens eneste ynglevandhul for denne population. Disse tre unger kan have stammet fra Svanedammen beliggende 150 meter væk, endskønt den kun er suboptimal. I den dam lever der fisk, bl.a. karper (*Cyprinus carpio*) og karusser (*Carassius carassius*) (Lars Friis, pers. comm. 2017). Men lidt syd for parken kan der tillige være havedamme, hvor Bjergsalamander yngler. De to første fund af voksne hunner mod syd fra den 15. august støtter den teori.

Bernstorffsparken eller Bernstorff Slotshave er en såkaldt romantisk landskabshave og er anlagt i slutningen af 1760'erne i fransk rokokostil. Hovedbygningen er Bernstorff Slot fra 1765, og den er en af de tidligste nyklassicistiske bygninger i Danmark. Parken dækker et areal på i alt 61 hektar. Udover den kultiverede have er en del af parken relativt vild skov, som ikke kultiveres. Skønsmæssigt udgør den "vilde" del af parken 1/3-1/2 af Bernstorffsparken, og det er den del, der formodes at være hovedhabitaten for Bjergsalamander. Parken er mod nord og øst omgivet af stærkt trafikerede veje og mod vest en temmelig trafikeret vej. Derimod er der kun villaveje umiddelbart syd for parken, men yderligere 100-200 meter mod syd er der veje med megen trafik.

Det er generelt ikke helt let at finde bjergsalamandre på land, hvor de skjuler sig godt. Fundene tyder således på, at vi har at gøre med en stabil og veletableret ynglepopulation af arten.

Figur 3. Sandsynligvis et vigtigt ynglevandhul i Bernstorffsparken. Foto: Henrik Bringsøe.
Probably an important breeding pond in Bernstorffsparken.

Hvor stammer Gentoftes bjergsalamandre fra?
Straks da jeg fik kendskab til bjergsalamandrene i Bernstorffsparken, havde jeg mistanke om, hvordan de var kommet dertil. Forekomsten kunne ikke være naturlig, da den befinder sig langt fra de naturlige populationer ved Aabenraa og Flensborg Fjord.

I 1987 eller 1988 mødte jeg en gentoftenborger i Nordisk Herpetologisk Forening, hvor vi var medlemmer. Jeg kendte manden som en rar og troværdig mand. Han fortalte mig, at han netop havde været på en ferietur til Harzen i det centrale Tyskland og havde oplevet talrige bjergsalamandre. Han havde taget nogle med til Gentofte, hvor han havde udsat dem i et vandhul. Jeg var bestemt ikke begejstret for den handling, men han bedyrede, at det lå isoleret, og at salamandrene ikke kunne vandre til andre lokaliteter.

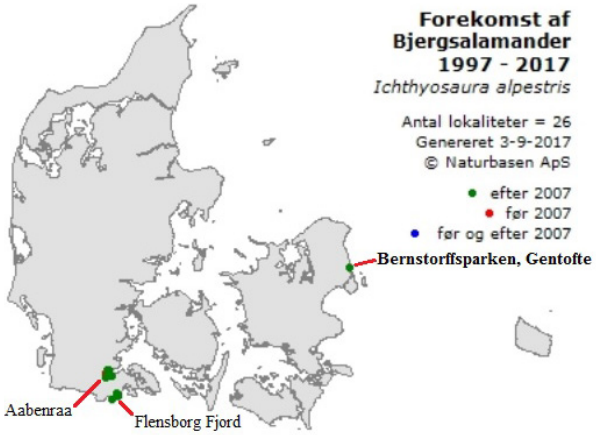
Efter en del søgen lykkedes det mig for nylig at genfinde manden. Han havde ikke udsat bjergsalamandre i Bernstorffsparken, men havde i 1987 eller 1988 sat ca. 10 voksne bjergsalamandre ud 2 km nordnordvest herfor, nærmere betegnet nær Hjortekær Vandtårn ved Trongårdvej og Hjortekærsvej! Lokaliteten ses øverst til venstre på kortet, fig. 6.

Jeg var enig med manden, der havde stået for udsætningen, i at flere bjergsalamandre næppe selv var vandret de 2 km mod sydsydøst til Bernstorffsparken, fordi ruten går over stærkt trafikerede veje, og fordi den direkte vej går gennem Jægersborg Dyrehave. Havde de formået at vandre den strækning, ville de med stor sandsynlighed også have etableret sig i Dyrehaven, som er velundersøgt, og her er der endnu ikke fundet bjergsalamandre. Det virker sandsynligt, at en tredje person har flyttet bjergsalamandre de 2 km til Bernstorffsparken. Vi ved ikke, hvornår de er kommet dertil.

Én voksen hun, som jeg fandt i Bernstorffsparken i 2018, gav en indikation af udenlandsk oprindelse, idet den havde ca. 25 mørke pletter (flere sammensmeltede) på struben. Den kan ses afbildet på Fugleognatur.dk. Den slags forefindes regelmæssigt i bl.a. Tyskland. Men jeg og andre i Bjergsalamandergruppen har aldrig fundet individer med mere end 3-5 pletter på struben i Sønderjylland. Individer med en så stærkt plettet strube kan sikkert forekomme dér, men vi har grund til at antage, at de i så fald må være sjældne.

Alt i alt finder jeg det mest sandsynligt, at populationen i Bernstorffsparken har sin oprindelse i Harzen.

Figur 4. Voksen hun af Bjergsalamander på 100 mm totallængde. Den mangler en stærkt farvet rygstribe, som kun forekommer ved unger. Foto: Henrik Bringsøe.
Adult female Ichthyosaura alpestris *with a total length of 100 mm. A bright vertebral stripe is absent in adult females.*



Figur 5. Bjergsalamanderens nuværende udbredelse (september 2017) i Danmark inklusive forekomsten i Gentofte, hvortil mennesket har indført arten. Kortet er gengivet og bearbejdet fra Fugleognatur.dk med tilladelse herfra.
The current distribution of Ichthyosaura alpestris *in Denmark (September 2017) including the occurrence in Gentofte to where it has been introduced by Man. From Fugleognatur.dk.*

Hvad skal vi stille op med bjergsalamandrene i Bernstorffsparken?
I Bjergsalamandergruppen (www.bjergsalamander.dk) er vi modstandere af at flytte bjergsalamandre. Det være sig flytning fra ét vandhul til et andet i samme område eller flytning til dele af landet, hvor arten ikke findes i forvejen. Sådanne flytninger kan bidrage til at forplumre naturens autenticitet, og populationerne i Sønderjylland er antagelig så stærke, at der ikke er et dokumenteret behov for at flytte bjergsalamandre dér.

På den baggrund er jeg heller ikke begejstret for, at arten nu er blevet flyttet til det nordlige København. Men da den lader til at være veletableret i Bernstorffsparken, må vi nok acceptere, at der nu er en bestand dér. Selv om arten sandsynligvis ikke vil udrette skade på naturligt hjemmehørende arter, vil jeg finde det beklageligt, hvis den skulle sprede sig til andre levesteder i omegnen eller andre dele af Sjælland.

Spontan spredning fra Gentofte-bestanden vil nok være en balance mellem nærhed til egnede leve- og ynglesteder versus forskellige barrierer i bylandskabet, ikke mindst infrastruktur. Fra Bernstorffsparken er der godt 500 meter til Jægersborg Dyrehaves sydlige udkant (fig. 6). Bjergsalamandre kan meget vel vandre så langt, men her er en væsentlig faktor, at dyrene skal passere bl.a. den stærkt trafikerede Jægersborg Allé. Jeg vurderer, at de nærmeste optimale paddevandhuller i Jægersborg Dyrehave befinder sig i Ulvedalene 1,5 km nord for Bernstorffsparken. For at komme hertil skal Klampenborgvej, der også er stærkt trafikeret, tillige krydses! Men tættere på Bernstorffsparken er der flere vandhuller, hvor en vis ynglesucces ville kunne forekomme, ligesom der også kan være havedamme, som vil kunne fungere som "trædesten" i en potentiel spredning mod nord. Bjergsalamandre kan vandre i våde forårsnætter, hvor biltrafik generelt er begrænset. Et åbent spørgsmål er, om arten ved egen hjælp vil kunne krydse de stærkt trafikerede veje som Jægersborg Allé og i Jægersborg Dyrehave Klampenborgvej. Biltrafikken er begrænset om natten, men en salamander vil ofte bruge adskillige minutter på at krydse en vej, hvorfor selv få biler sandsynligvis vil tage livet af mange salamandre på en vej. Det vil kræve, at mindst én han og én hun formår at krydse en vej nogenlunde samme sted, så de ankommer til samme egnede vandhul. En parret hun, der har optaget en spermatofor eller sædpakke i sin kloak, vil ikke forlade vandhullet, hvor den er blevet parret, før de befrugtede æg er afsat. Imidlertid kendes enkelte tilfælde, hvor en hun har lagt befrugtede æg, selv om den ikke har været parret den pågældende sæson, hvilket betyder, at den har opbevaret levedygtig sæd i sit spermathec eller sædgemme i mindst ét år (Rimpp & Fritz 2007). Teknisk set kan det tænkes, at Bjergsalamander således vil kunne vandre nordpå til f.eks. Jægersborg Dyrehave, endskønt sandsynligheden virker lille. Trods den ringe sandsynlighed vil det næppe være muligt at vurdere ob-

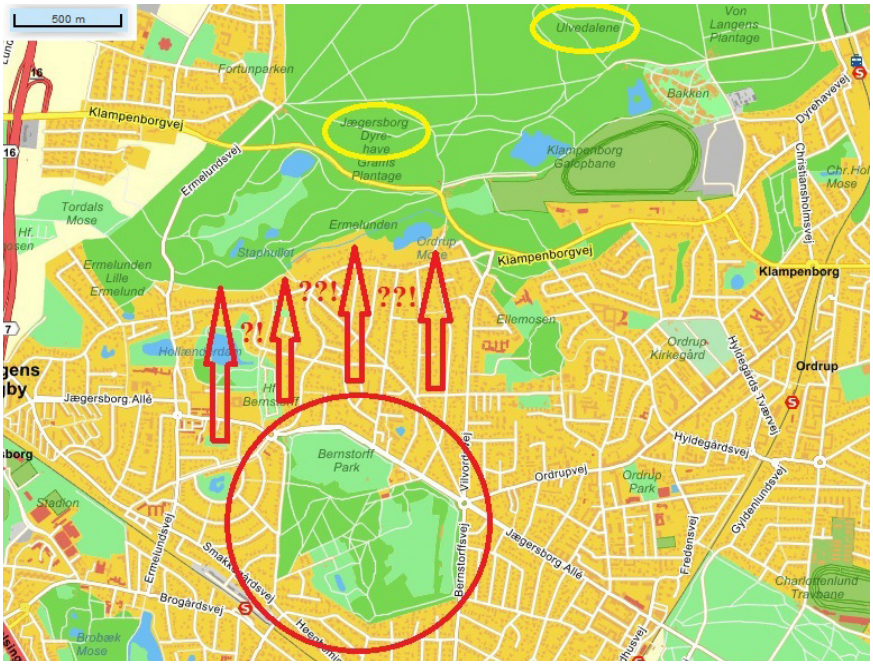
Lokal flytning af bjergsalamandre ved Aabenraa – godkendt af Miljøstyrelsen

Fra 1987 og fremefter er der i bjergsalamanderens naturlige sønderjyske udbredelse systematisk blevet nyetableret og oprenset vandhuller, hvortil salamandrene selv er vandret. Eksempelvis skete der på den måde mere end en seksdobling af bekræftede ynglevandhuller (fra 32 til 201) for arten fra 1988 til 1997 (Bringsøe & Mikkelsen 1997). Herefter har vi i Bjergsalamandergruppen prioriteret at fastholde den gode tæthed af ynglevandhuller ved primært at oprense vandhuller, når nogle af dem med tiden på forskellige måder er blevet forringede. Ved udgangen af 2017 har vi konstateret 242 ynglevandhuller af Bjergsalamander i denne del af Sønderjylland. På baggrund af den plejeindsats betragtes arten ikke længere som akut truet i Danmark.

Takket være denne omfattende vandhulspleje i Sønderjylland er Bjergsalamander reelt reddet, og vi har i dag stabile populationer (jf. nedenfor). Ikke desto mindre har Miljøstyrelsen accepteret (i brev af 20. juni 2017), at der flyttes bjergsalamandre til et skovområde ved Hostrupskov og Krusmølle (sydøst for Aabenraa), hvor arten ikke findes i forvejen. I styrelsens dispensation anføres, at der her er gode muligheder, for at bjergsalamanderen kan finde et nyt levested, som den ikke selv kan vandre til pga. den brede Flensborgvej, der udgør en barriere. Arbejdet udføres af konsulentfirmaet Ravnhøj Consult i samarbejde med Aabenraa Kommune og ejendomsselskabet Tanganyka A/S.

Jeg synes, der mangler en eksakt begrundelse for, hvorfor det skulle være nødvendigt at flytte bjergsalamandre til det nævnte område. Men det nævnes, at *"arten ikke ved egen hjælp kan brede sig"*. Det anføres også, at der er anlagt nye vandhuller, skovrejsningsområder og åbent land, så der hermed er *"skabt særdeles gode muligheder for bjergsalamanderen, som her vil kunne finde et nyt stort levested"*.

Flytningen af bjergsalamandre til skovområdet sydøst for Aabenraa bunder således ikke i et behov for at redde arten i Sønderjylland. Jeg synes, det er en glidebane at tillade flytning af dyrearter på et så løst grundlag. I Bjergsalamandergruppen taler vi undertiden med folk, der "tilbyder" at række bjergsalamanderen en hjælpende hånd ved at sætte adskillige individer ud f.eks. længere nordpå i Jylland, fordi de har læst, at det er populært at flytte og udsætte dyrearter i forskellige dele af Danmark med myndighedernes accept! Jeg mener, vi skal vare os for flytninger, der er lige så overflødige som den her omtalte flytning i Sønderjylland.



Figur 6. Oversigtskort over Bernstorffsparken og potentielle spredningskorridorer af Bjergsalamander videre nordpå til Jægersborg Dyrehave, i særdeleshed Ulvedalene. Jeg anser dog risikoen for spredning ved menneskets hjælp for at være større. Bjergsalamandre blev i 1987-1988 udsat nær den røde plet i det næsten kvadratiske grønne areal øverst til venstre på kortet. Kortet er gengivet og bearbejdet med tilladelse fra Geodatastyrelsen. *Map of Bernstorffsparken and potential dispersal corridors of* Ichthyosaura alpestris *further north to other forested areas. However, I consider the risk for dispersal caused by humans greater. Alpine Newts were released in 1987-1988 near the red spot in the nearly square-shaped green area in the upper left corner of the map.*

jektivt, om arten på et tidspunkt vil kunne kolonisere habitater mod nord.

En større risiko ligger i, at mennesker kan finde på at fange bjergsalamandre og flytte dem til andre dele af omegnen eller endog længere væk på Sjælland. Det kan tænkes, at ejere af havedamme gerne vil have sådan en ny smuk "beboer" i deres lille vandhul i haven. Bor man tæt på skov, vil bjergsalamandre sagtens kunne vandre fra en havedam til vandhuller i skoven, såfremt de ikke skal passere en stærkt trafikeret vej. Sådanne flytninger vil forhåbentlig ikke blive foretaget.

For god ordens skyld skal det betones, at flytning af bjergsalamandre fra Gentofte til de eksisterende populationer i Sydøstjylland ville være særdeles uheldig, fordi Gentofte-dyrene sandsynligvis stammer fra Harzen. Der kan meget vel være betydelige genetiske forskelle mellem bjergsalamandre fra hhv. Sønderjylland og Midttyskland.

Bjergsalamander er fredet i Danmark i medfør af "Bekendtgørelse om fredning af visse dyre- og plantearter og pleje af tilskadekommet vildt". Den beskyttelse skal vi alle respektere, også i Bernstorffsparken (https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=183107).

EFTERSKRIFT

Den 7. april 2018 besøgte jeg Bernstorffsparken mhp. at registrere voksne bjergsalamandre i ynglevandhuller. Arbejdet foregik ved at ketsje efter salamandre i vandet. Jan Grathwohl, Kristian Stengaard Munkholm, Carina Pilgaard, Mikkel Rødvig og Tine Sønderby deltog også i feltarbejdet. I skovvandhullet, som jeg omtaler i artiklen, fangede vi:

- 10 Bjergsalamander (7 hanner og 3 hunner)
- 38 Lille Vandsalamander (15 hanner og 23 hunner)
- 1 Butsnudet Frø (1 hun)

Vi ketsjede også i den store Svanedam. Eneste registrerede padde var Lille Vandsalamander, af hvilken vi fangede 5 individer. Vi fangede talrige fisk, dvs. Karusse, Skalle og Suder.

Vi fandt ikke flere egentlige vandhuller, men ketsjede også i vandfyldte grøfter og vandløb, dog uden resultat. Oversvømmede arealer blev ikke undersøgt. Vi ledte ikke efter havedamme umiddelbart syd for parken.

De nævnte padder var i yngletilstand: Ægfyldte hunner og hanner i yngledragt og med opsvulmet kloak. Det var således overordentlig sandsynligt, at de ville yngle i de pågældende vandhuller i løbet af kort tid. Jeg nævner også, hvilke andre padder vi fandt i vandhullerne, da de sætter os lidt bedre i stand til at vurdere de pågældende vandhullers egnethed for Bjergsalamander som yngledam. I Sønderjylland inden for artens naturlige udbredelse finder jeg ofte alle tre danske salamanderarter i gode vandhuller. Lille Vandsalamander er den mindst krævende, hvad angår vandhullernes kvalitet. På den anden side er denne ofte mindre sky end Bjergsalamander, der nok i lidt højere grad er tilbøjelig til at svømme ud mod midten i de dybere partier af vandhuller, når man går og fisker i dem.

Observationerne bekræfter, at skovvandhullet er den deciderede basisdam for Bjergsalamander i Bernstorffsparken, og at evt. ynglesucces i Svanedammen må være meget begrænset pga. de mange fisk.

TAK

Thomas Bille (Holme Olstrup), Knud N. Flensted (Dansk Ornitologisk Forening), Lars L. Friis (Slots- og Kulturstyrelsen), Magnus Jensen Hauch (Gentofte Rådhus), Thomas Eske Holm (Naturbasen, Danmarks Fugle og Natur), Jakob Müller (Ordrup Hus Naturværksted, Gentofte Kommune) og Thomas Vikstrøm (Dansk Ornitologisk Forening) har bidraget med værdifulde oplysninger og berigende diskussioner. Jeg takker Uffe Schear Mikkelsen, formand for Bjergsalamandergruppen, for gode råd og for sin forbilledlige indsats med at bevare Bjergsalamander i Sønderjylland gennem årtier.

LITTERATUR

Berger H & Günther R (1996) Bergmolch – *Triturus alpestris* (Laurenti, 1768). *In:* Günther R (Hrsg) Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena: 104-120.

Bringsøe H & Mikkelsen US (1993) The Distribution of *Triturus alpestris* (Amphibia, Caudata) at its Northern Limit, in South Denmark. Brit Herpetol Soc Bull (44): 16-28.

Bringsøe H & Mikkelsen US (1997) Newt in progress: Status for *Triturus alpestris* in Denmark. Mem Soc Fauna Flora Fennica 73(3-4): 105-108.

Drews A (2005) Bergmolch, *Triturus alpestris* (Laurenti, 1768). *In:* Klinge A & Winkler C (Bearb): Atlas der Amphibien und Reptilien Schleswig-Holsteins. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek: 38-41.

Glandt D (2015) Die Amphibien und Reptilien Europas – Alle Arten im Porträt. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.

Mikkelsen US (1993) Bjergsalamanderen (*Triturus alpestris*) i Danmark. Status 1949-1992. Flora og Fauna 99(1): 3-9.

Mikkelsen US & Bringsøe H (1995) Bjergsalamanderen i Sønderjylland – eneste danske padde i klar fremgang. *In:* Bringsøe H & Graff H (red) Bevarelsen af Danmarks padder og krybdyr. Nord Herpet Foren, Køge: 32-36.

Rimpp K & Fritz K (2007) Bergmolch – *Triturus alpestris* (Laurenti, 1768). *In:* Laufer H, Fritz K & Sowig P (Hrsg) Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart: 191-206.

Roček Z, Joly P & Grossenbacher K (2003) *Triturus alpestris* (Laurenti, 1768) – Bergmolch. *In:* Grossenbacher K & Thiesmeier B (Hrsg) Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 4/IIA, Schwanzlurche (Urodela) IIA. AULA-Verlag, Wiebelsheim: 607-656.

Tilbagegang og øget isolation i den danske kirkeuglebestand (Athene noctua) 2009-2016

Line Holm Andersen[1]

Kirkeuglen (*Athene noctua*) er en lille ugleart, der ikke bliver meget større end en stær. Den har en vid udbredelse, og findes både i Mellem- og Sydeuropa, i det nordlige Afrika og i store dele af Asien. Kirkeuglen lever af små gnavere, orme og insekter. Den bygger ikke selv rede, men er afhængig af eksisterende redestrukturer, som den oprindeligt fandt i gamle træer. I dagens Danmark yngler den primært i redekasser. Kirkeuglen har igennem de seneste mange år været en art i tilbagegang, ikke bare i Danmark men også i store dele af Europa (Andersen et al. 2013; Gouar et al. 2011; Zmihorski et al. 2006). I Danmark, som er en del af artens nordligste udbredelsesområde, står det særligt skidt til. Her er antallet af kirkeugler faldet fra mere end 1000 ynglepar i 1970'erne til mindre end 20 kendte ynglepar i 2012 og under 15 kendte par i 2016 (Pertoldi et al. 2012, se senere denne artikel). Årsagerne til tilbagegangen i Danmark kan blandt andet findes i en ændret landbrugsstruktur, der har reduceret kirkeuglens fødegrundlag (Sunde et al. 2015; Thorup et al. 2010). Dette har medført, at færre unger kommer på vingerne, hvorved antallet af ugler falder. Ligeledes har flere kolde vintre været skyld i en øget dødelighed blandt uglerne. Undersøgelser viser, at kirkeuglen er i stor risiko for at uddø i Danmark indenfor en nær fremtid, hvis ikke man gør noget (Andersen et al. 2015).

Summary

Decline and increased isolation in Danish population of Little Owl (Athene noctua) 2009-2016.
The Little Owl *Athene noctua* is in decline in parts of its range spanning from Northern Africa over Europa and into Asia. The northern limit for the species' distribution is in Denmark, and here the population has dropped from more than 1000 breeding pairs in the 1970'ies, whereas in 2016 only 8 breeding pairs were confirmed. A project aiming at supporting the species' population was initiated in 2009. The primary means was putting up nest boxes and perform assisted feeding at locations known to be inhabited by Little Owls. Throughout the project, information on the discovery and disappearance of Little Owls were noted and breeding success recorded when possible. These data show a declining trend in the Danish population, along with an increased isolation amongst the remaining breeding pairs. The number of known breeding pairs have dropped by almost 75% over a 6-year period from 31 known breeding pairs in 2010 to 8 known breeding pairs in 2016. During the project, brood sizes were registered for 41 breeding attempts. Though not statistically significant, the mean number of offspring increased by 1 fledgling when food was supplied ($p = 0.051$). A study in 2016 compared 31 locations where the Little Owl is either present or had disappeared. There was a significantly shorter distance to areas with short grass or grazing where the owl remained compared to where it disappeared. Further, there was a tendency towards the owl remaining in areas with husbandry and old trees.

Keywords: Little Owl, Denmark, population trend, species decline

Projekt Hjælp Kirkeuglen har siden 2009 arbejdet for at sikre den danske kirkeuglebestand. Som en del af tiltaget Projekt Hjælp Kirkeuglen er der løbende blevet noteret en række oplysninger om den danske bestand af kirkeugler. Formålet med denne artikel er at analysere og gennemgå disse data, og give en kvantitativ beskrivelse af bestandsudviklingen i perioden 2009-2016.

METODE OG MATERIALER

Siden 2009 har Projekt Hjælp Kirkeuglen gennem registreringer i forbindelse med de udførte tiltag indsamlet nogle informationer om kirkeuglen. Projektets formål har ikke været dataindsamling, men nogle data er registreret i forbindelse med det praktiske arbejde. Disse data er suppleret af undertegnede. Samlet udgør det datagrundlaget for nærværende artikel.

Data blev i perioden 2009-2016 registreret i forbindelse med feltarbejde og kontakt til beboere på ejendomme med kirkeugle. Feltarbejdet bestod bl.a. af play-back af kirkeugle-kald (særligt Projektets første år), hvor et respons på kaldet var en sikker indikation på kirkeuglen. Derudover indgik tjek af redekasser, og opfølgning på mulige nye kirkeugle-fund. Når en kirkeugles tilhørssted var kendt, blev der efterfølgende fulgt op på den årligt. Dette blev både gjort via kontakt til den beboer, der husede en kirkeugle på sin grund, samt via tjek af redekasser på og nær lokaliteten. Her blev det både noteret, om kirkeuglen stadig befandt sig på lokaliteten, om den var del af et ynglepar, og om dette ynglepar havde succes med at yngle. Om muligt blev antallet af æg og sidenhen unger også noteret. Dog blev antallet af æg, klækkede unger og udfløjne unger ikke registreret systematisk, og findes derfor heller ikke for alle yngleforsøg. Ligeledes blev det

[1] Line Holm Andersen, Aalborg Universitet, Fredrik Bajers Vej 7H, 9220 Aalborg Ø

https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Athene_noctua_(portrait).jpg

heller ikke registreret, hvor gamle ungerne var, da de blev talt. Fejlslagne yngleforsøg blev kun registreret i få tilfælde, via fund af ikke-klækkede æg eller døde unger. Indsatsen for at lokalisere kirkeugle var størst i projektets første år (med afspilning af kald), hvorved chancen for kirkeugle-observationer var størst i disse år. Projektet noterede både kirkeugleobservationer af rastede ugler, dvs. ugler uden kendt tilhørssted, og kirkeugler hvis tilhørssted var kendt.

I efteråret 2016 blev 31 lokaliteter besøgt, hvor der enten var kirkeugler, havde været kirkeugler, eller var en mulig spredningslokalitet for kirkeuglen. Stederne blev valgt ud fra kendte ynglepar og steder med redekasser. På hver lokalitet blev der registreret tegn på kirkeuglens tilstedeværelse via gylp, fjer og afføring, og gennem et tjek af en potentiel redekasse. På hver lokalitet blev der samlet en række oplysninger om stedet, uglen og kassen. Oplysningerne blev samlet via en undersøgelse af lokaliteten, en snak med ejeren af ejendommen, samt via undersøgelser i AgroGIS og QGIS 2.18 (QGIS Development Team 2016). Oplysninger om redekassen blev noteret, både mht. placering, mårsikring, antal kasser på ejendommen, og tilstedeværelsen af en ungekasse. Dernæst blev området i en radius af 300 meter fra redekassen undersøgt for tilstedeværelsen af vand, kort græs, bar jord, træer og frugttræer, møddinger og rod (områder hvor kirkeuglen vil kunne gemme sig). Endelig blev husdyrforhold registreret, og det blev registreret om der blev afgræsset, samt hvilke dyr der stod for afgræsningen. Afstanden til nærmeste område med lavt græs og nærmeste vandhul blev estimeret i QGIS, og sammenhængen mellem disse afstande og tilstedeværelsen af kirkeugler blev undersøgt.

Redekasser

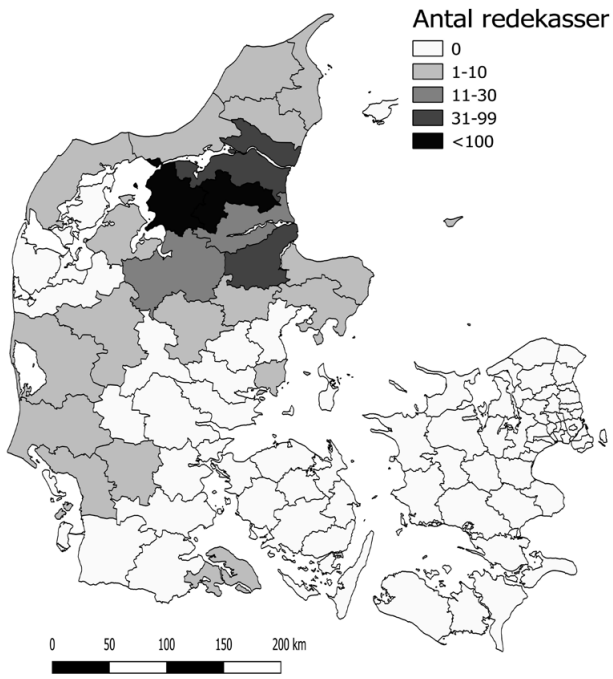
I projektperioden er der opsat kasser på mindst 148 lokaliteter i Jylland, og på mange lokaliteter findes mere end 1 kasse (Fig. 1). Der er i gennemsnit 2,64 km mellem hver opsat kasse. Den kortest registrerede afstand mellem to kasser er 175 m, mens

År	Antal registrerede ynglepar	Nyopdagede par	Forsvundne par	Antal observationer (incl. rastende ugler uden kendt tilhørssted)
2009	16	-	-	75
2010	31	24	-	75
2011	37	8	16	53
2012	21	4	13	23
2013	21	3	6	38
2014	14	5	8	15
2015	14	1	3	14
2016	8	2	6	13

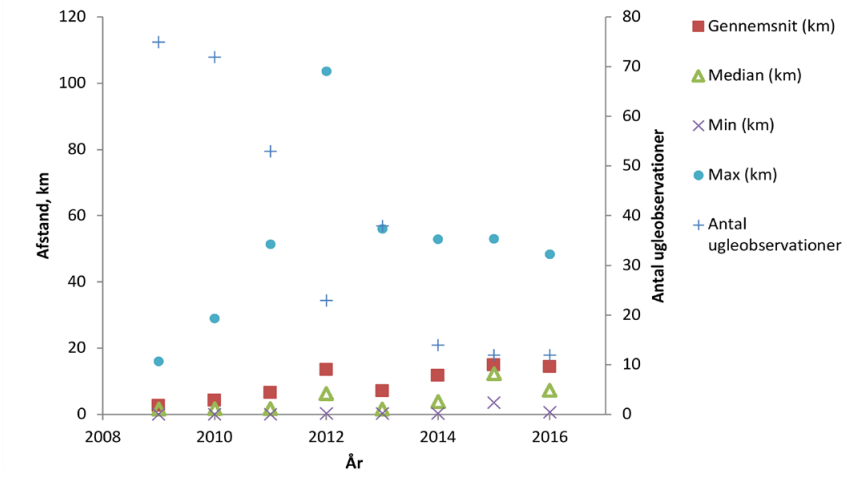
Tabel 1. Tabellen viser, hvor mange kirkeuglepar, der var kendskab til på årlig basis i perioden 2009-2016. I modsætning til Tabel 1 er alle par medtaget, og ikke kun dem, der har forsøgt at yngle. Desuden er listet hvor mange par, der blev registreret for første gang et givent år (nyopdagede par) samt hvor mange der var forsvundet ift. året før (forsvundne par). Endelig er der listet det totale antal observationer, der er gjort de enkelte år.
The table list the (from the left); Year, Known number of breeding pairs of Little Owl, pairs newly discovered in a given year, pairs missing since preceeding year and total number of Little Owl Athene noctua *observed within a given year, including observations of Little Owls whose permanent location is not known.*

År	Gennemsnit antal unger	SD	n	Gennemsnit m. foder	SD	n	Gennemsnit u. foder	SD	n	Samlet ungeproduktion
2010	3.43	1.69	8	3.67	1.63	6	2.50	2.12	2	27
2011	1.71	1.11	7	2.00	1.41	2	1.60	1.14	5	12
2012	2.67	1.15	3	3.00	1.41	2	2.00	-	1	8
2013	3.86	0.69	7	4.33	0.58	3	3.50	0.58	4	27
2014	3.14	1.68	7	3.00	1.79	6	4.00	-	1	22
2015	3.67	2.08	3	3.67	2.08	3	NN	-	0	11
2016	2.67	1.63	6	3.20	1.10	5	0.00*	-	1	13
I alt	3.00	1.52		3.42	1.47		2.36	1.45		120

Tabel 2. Ynglesuccesen for 41 kirkeugle ynglepar i perioden 2010 til 2016. Både den gennemsnitlige ungeproduktion, samt den gennemsnitlige produktion for ynglepar med og uden foder er noteret. Statistisk er der ingen signifikant forskel på antallet af unger i de to grupper (t-test, p = 0,051). n er antallet af observationer et givent tal bygger på, SD er standard afvigelsen. *Baseret på én observation; hvor 6 æg klækkede, men ungerne blev spist af forældrene. NN betyder, at der ikke er registreret nogen unger i den givne kategori.
The breeding success of 41 breeding pairs of Athene noctua *during the years 2010 to 2016. From left is noted: Year, Average number of offspring (SD, n), Average number of offspring for pairs receiving supplementary feeding (SD, n), Average number of offspring for pairs not receiving supplementary feeding (SD, n), Total number of offspring produced. n is the sample size, SD is standard deviation. *Based on a single observation, where the 6 eggs hatched but all owlets were eaten by their parents. NN means that no owlets were registered in the given year and category. Note that the average number of offspring might be overestimated in some cases, as it was often registered for Owlets still in the nest.*



Figur 1. Antallet af redekasser til kirkeugler fordelt per kommune i Danmark.
The number of nest boxes for Little Owl Athene noctua *listed per region.*



Figur 2. En sammenfatning af antallet af kirkeugleobservationer, samt hvor langt der er mellem de enkelte observationer. Gennemsnit henviser til hvor langt der gennemsnitligt er mellem en kirkeugleobservation og den nærmeste observation. Min er den mindste afstand der er mellem to observationer et givent år. Max er den maksimale afstand mellem en kirkeugleobservation og dens nærmeste observation, og angiver derved hvor langt den mest isolerede observation har til nærmeste observation. Median er medianafstanden mellem kirkeugleobservationer et givent år.
The total number of observations of the Little Owl Athene noctua *in Denmark along with the distance between the observations. On the x-axis, the year of the given observation is listed. On the left-hand y-axis, the distance in km is listed, whereas the right-hand y-axis depict the number of Little Owls observed. The plus + is the number of owl observations, the circle • is the maximum distance from one Little Owl observation to the next recorded in a given year, the is the minimum distance between two owl observations, the triangle Δ is the median distance between owl observations and the square* x *is the average distance between Little Owl observations. Note that the same owl might have be en observed several times within the same year. Therefore, the number of observations might not be equivalent to the actual number of Little Owls. Also note that the effort to find owls was greater during the period 2009-2012 compared to the later years.*

den mest isolerede kasse er 67,7 km fra nærmeste kasse. For kun 14 af de opsatte kasser er der mere end 5 km til nærmeste kasse.

RESULTATER

Bestandsudvikling

Fig. 2 viser antallet af lokaliteter hvor en kirkeugle er registreret igennem projektperioden. På lokaliteten kan en registrering enten dække over en observation af en rastende ugle, eller kendskab til en fastboende kirkeugle. Antallet er observationer er faldet fra 75 i 2009 til kun 13 observationer i 2016, et fald på 82 %. Det kan dog ikke udelukkes, at den samme ugle er blevet registreret mere end en gang et givent år, særligt i projektets første år hvor indsatsen for at finde ugler var stor. I Fig. 2 kan man ligeledes se hvordan afstanden mellem kirkeugleobservationerne har udviklet sig. I 2009 var der under 3 km mellem hver kirkeugleobservation i gennemsnit, mens denne afstand er steget til omkring 15 km i 2015/2016. De mest isolerede observationer (max afstand) er ligeledes blevet mere isolerede siden 2009. I 2009 var der således 16 km fra den mest isolerede observation til nærmeste anden observation. Mellem 2013 og 2016 har dette tal svinget mellem 48 og 56 km.

Det er vigtig at skelne mellem antallet af observationer af kirkeugler og antallet af kendte kirkeuglelokaliteter. I 2010 talte bestanden således 31 kendte ynglepar (Fig. 3A, Tabel 1). I 2011 blev kirkeuglen set over 50 gange, mens der var registreret 37 sikre par. Mellem 2011 og 2014 faldt antallet af sikre ynglepar fra 37 til 14. Samlet set er den kendte bestand af ynglepar fra 2010 til 2016 gået tilbage med næsten 75 %, således at der i 2016 var kendskab til 13 sikre kirkeuglelokaliteter, 8 med ynglende par (Fig. 3B, Tabel 1).

I projektets første år blev der løbende observeret kirkeugler på nye lokaliteter. Særligt i 2010 blev kirkeuglen observeret fra mange hidtil ukendte lokaliteter (Tabel

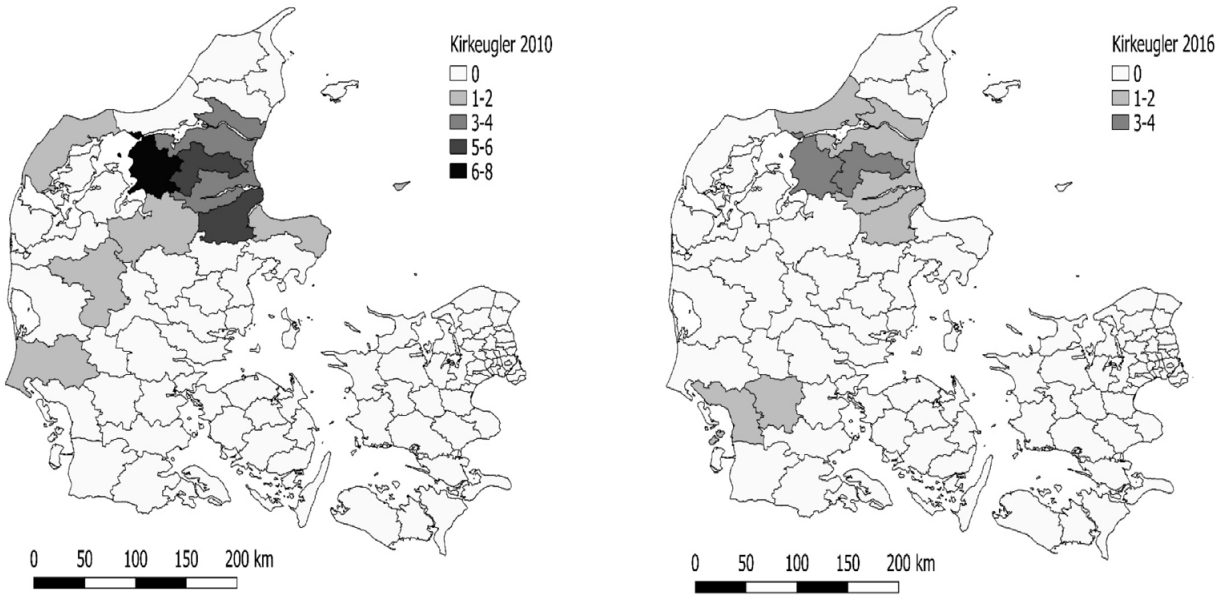
1). Samtidig med, at man fandt nye ugler/lokaliteter, forsvandt også kendte kirkeugler/lokaliteter. Allerede fra 2011 og frem forsvandt der hvert år flere kirkeugler, end man opdagede nye. Nogle af de forsvundne blev bekræftet døde, andres skæbne er ukendt. Der blev i 2009 observeret kirkeugler på 75 forskellige steder i Danmark. I 2010 blev der observeret kirkeugler på 72 lokaliteter, hvoraf 52 lokaliteter var steder man ikke havde observeret kirkeugler i 2009. Antallet af nye fund er dalet for hvert år, og i 2016 er der således kun fundet 2 nye lokaliteter. Chancen for at finde nye lokaliteter, hvor en kirkeugle holdt til, faldt altså i løbet af projektet. Ligeledes forsvandt flere kendte par hvert år, og antallet af observationer faldt (Tabel 1).

Ungeproduktion
I hele perioden 2009 til 2016 er der 81 gange blevet registreret yngleforsøg der resulterede i unger, og i 41 af disse tilfælde blev også antallet af unger noteret. Det er blevet til 126 udklækkede unger. Af de 41 yngleforsøg var 2 fejlslagne med 0 unger som resultat. Det er ikke registreret, hvor mange af de udklækkede unger, der resulterede i udfløjne unger. I 10 tilfælde blev både antallet af æg og unger registreret: Her blev 53 æg til 31 unger (der blev lagt gns. 5,3 (SD: 2,3) æg, og registreret gns. 3,1 (SD: 1,8) unger).

I de 41 tilfælde, hvor antallet af unger blev noteret, fik hver ynglepar gns. 3,0 (SD: 1,5) udklækkede unger (Tabel 2). I projektperioden er flere ynglepar blevet fodret med daggamle kyllinger. Der er blevet fodret på 53 lokaliteter, og flere steder har fodring fundet sted igennem flere år. Fodring har haft en positiv effekt på ungeproduktionen, og det gennemsnitlige antal unger steg for par med fodring (3,42 vs. 2,36 uden fodring) (Fig. 4, Tabel 2). Med fodring kan et ynglepar altså i gennemsnit få en unge mere på vingerne i forhold til ingen fodring. Det er en stigning på 31%, næsten signifikant (t-test, p = 0,051).

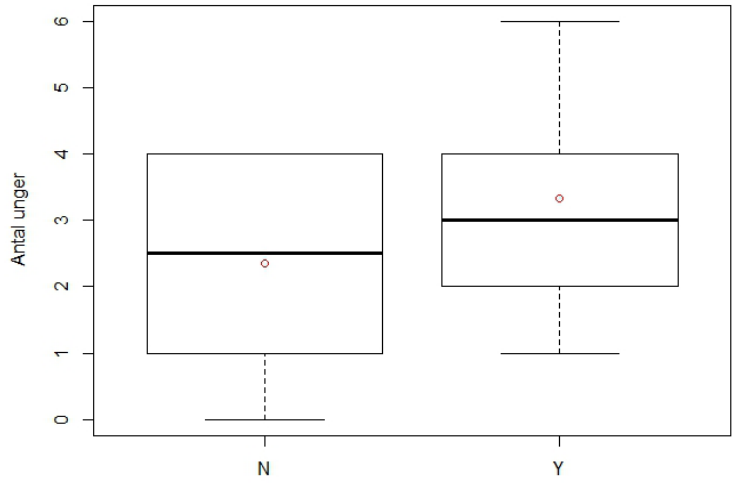
Gennemsnitsafstanden mellem kirkeugleungernes fødesteder har over hele perioden været 12,02 km (range: 0,7 - 53 km) (Tabel 3). Den gennemsnitlige afstand mellem ynglepar er blevet større fra 2009 til 2015, for igen at falde i 2016. I 2015 var der således over 10 km mellem alle kendte ynglende par, mens den gennemsnitlige afstand mellem ynglepar i 2016 var faldet, således at der kun var 6,2 km mellem dem.

Kirkeugleundersøgelsen i 2016
Af de 31 undersøgte lokaliteter i 2016 havde der på et tidspunkt med sikkerhed været registreret kirkeugler på 21 af dem. I 2016 blev der imidlertid kun med sikker-



Figur 3. Den danske kirkeuglebestand i år 2010 (A) og 2016 (B). Bestanden er her registreret som antal sikre kirkeugle lokaliteter det givne år. En lokalitet er først sikker, når kirkeuglens tilhørssted er kendt. Der er i 2010 tale om ynglepar i alle tilfælde på nær en enkelt lokalitet, hvor én enlig kirkeugle med fast tilhørssted også er medtaget. I 2016 var der 8 kendte ynglepar.

The number of localities where the Little Owl Athene noctua *was known to reside in 2010 (A) and 2016 (B). The number of Little Owls is listed per municipality. In 2010, a breeding pair in all but one case inhabited the locality. In 2016 the number of known breeding pairs was 8.*



Figur 4. Det gennemsnitlige antal kirkeugleunger produceret hhv. med (Y) og uden fodring (N). Prikken er det gennemsnitlige antal unger, mens stregerne er standard afvigelsen, der er et udtryk for indenfor hvilket interval det gennemsnitlige antal unger oftest findes. Der er der ingen signifikant forskel på de to grupper (t-test, p-værdi 0,051). Der er ikke korrigeret for ungernes alder, da den ikke har været registreret. Der er medtaget de 0-ungerskuld, der er kendskab til (2 stk.).
The mean number and standard deviation of Athene noctua *offspring produced with (Y) and without (N) supplementary feeding. The 6 owlets that hatched but succumbed in 2016 was not included. There is no significant difference between groups (t-test, p=0.051). The age of the owlets at registration it not registered.*

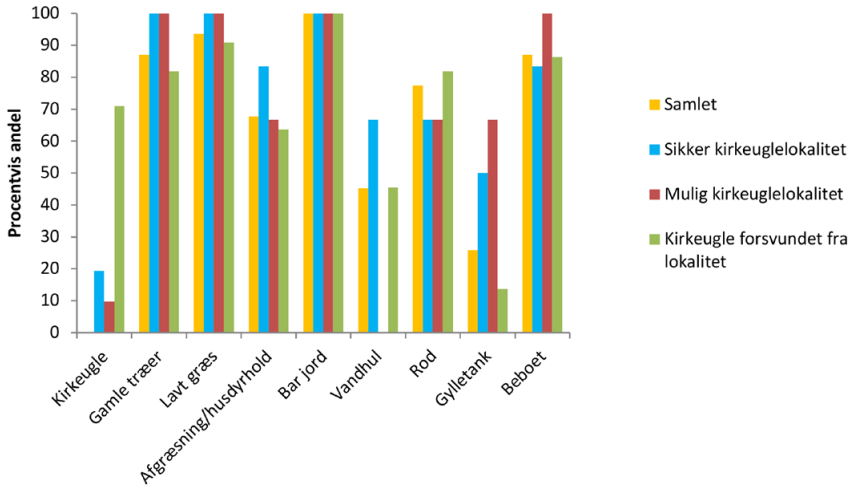
År	Antal ynglende par	Gennemsnitlig afstand (km)	Median (km)	Minimum (km)	Maximum (km)
2009	12	4,88	4,43	1,41	12,67
2010	17	14,78	3,98	1,19	81,78
2011	14	6,16	2,66	0,21	25,64
2012	10	11,29	10,61	3,57	18,13
2013	10	13,48	11,10	0,47	30,42
2014	10	19,22	15,67	2,03	53,09
2015	6	28,58	27,47	13,93	53,09
2016	8	6,21	6,31	0,72	11,58

Tabel 3. Antallet af kirkeuglepar *Athene noctua* der er registreret som have ynglet. Alle par, der er registreret med enten æg eller unger, er medtaget. Ynglen kan derfor både have fejlet eller haft succes. Derudover er det beregnet, hvor langt der er til det nærmeste ynglepar (gennemsnit og median). Ligeledes er den mindste og maksimale afstand fra et ynglepar til et det nærmeste fundet. Den maksimale afstand er afstanden fra det mest isolerede kirkeuglepar til det næste,
The number of Little Owls Athene noctua *where either attempted or successful breeding was registered. From the left, the first column is Year, followed by Number of breeding pairs, Average distance between breeding pairs (km), Minimum distance between two breeding pairs (km) and the Maximum distance (km) or distance from the most isolated breeding pair to the next.*

hed konstateret ugler på 9 af de undersøgte lokaliteter, dvs knapt 20 % af de undersøgte ejendomme. Et af de 9 kirkeuglepar ynglede i 2016, men var væk i november samme år. På 7 af de 31 lokaliteter blev der i dette år lagt æg, hvoraf æggene klækkede hos 6 ynglepar, og unger fløj fra reden hos 5 af yngleparrene. I alt klækkede mellem 20 og 23 æg.

Figur 5 viser forskelle og ligheder mellem de habitater, hvor kirkeuglen findes og er forsvundet fra. Der er lavt græs, gamle træer og bar jord på alle de sikre og mulige kirkeuglelokaliteter. Andelen af afgræsning/husdyrhold er ikke forskellig, når man sammenholder områder med og uden kirkeugler. Der hvor kirkeuglen stadig findes er der oftere end gennemsnittet store træer, lavt græs, husdyrhold, et vandhul indenfor 300 m, og en gylletank. Der er sjældnere steder med "rod" end gennemsnittet. Om en lokalitet er beboet eller ej ser ikke ud til at påvirke om kirkeuglen er forblevet på lokaliteten. Mens afstanden til nærmeste vandhul ikke har en signifikant betydning for om kirkeuglen er tilstede (t-test, p-værdi = 0,18), er der signifikant kortere til områder med lavt græs i områder hvor kirkeuglen stadig findes i forhold til hvor kirkeuglen er forsvundet (t-test, p = 0,029) (Fig. 5).

Man kan ligeledes sammenholde de lokaliteter, hvor kirkeuglen har haft ynglesucces (5 lokaliteter) med de steder, hvor kirkeuglen blot er set (2 lokaliteter) eller er mislykkedes i sit yngleforsøg (2 lokaliteter). Antallet af par i denne analyse er af gode grunde meget lavt, og konklusionerne derfor yderst usikre. På samtlige kirkeuglelokaliteter fandtes gamle træer, lavt græs og bar jord. Der var en tendens til, at uglen yngler, hvor der i tilgift til kort græs også foregår afgræsning. Både fodring og tilstedeværelsen af en redekasse øgede ynglechancen og ynglesuccesen. Ligeledes var der en tendens til, at kirkeuglen foretrækker at yngle ved hjem uden hund og kat (der var hund/kat på 60% af de steder, hvor kirkeuglen har ynglet mod 100% af



Figur 5. Resultatet af undersøgelsen i 2016 blandt 31 potentielle kirkeuglelokaliteter i Nordjylland. Det er angivet, for hvor stor en andel af hver af grupperne 'sikker kirkeuglelokalitet', 'mulig kirkeuglelokalitet', og 'kirkeugle forsvundet fra lokalitet' der indeholder en given landskabskarakteristika. Ligeledes er det angivet, hvor stor en del af de samlede lokaliteter der indeholder det.
The results of the investigation carried out in 2016 on 31 locations in Northern Jutland. Here, the presence of the Little Owl Athene noctua *(left-most columns of x-axis) was investigated in relation to the presence of old trees, areas with short grass, grazed areas/presence of grazing animals, bare ground, waterholes, mess (places to hide), containers for animal manure, and whether or not the location was inhabited by humans (listed in order from left to right on the x-axis). The yellow column represent all localities, the blue are inhabited by a Little Owl, the red are potentially inhabited and the green are locations once inhabited by Little Owls that have now disappeared.*

de steder hvor der enten ikke har foregået yngel, eller yngel mislykkedes), samt ubeboede hjem.

Trafikdræbte ugler
En dødsårsag blandt kirkeugler er trafikdrab. Således fandt man i 2016 to unge trafikdræbte kirkeugler ud af en kendt bestand på 15 ynglepar. De to trafikdræbte unger var fra samme kuld.

DISKUSSION

Bestandsudvikling og ynglesucces
Resultaterne af Projekt Hjælp Kirkeuglen viser en kraftig tilbagegang i den danske kirkeuglebestand siden projektets start i 2009. Faldet har været stort, både når det kommer til antallet af observationer, der på de 7 år er faldet med 82 %, og med antallet af sikre ynglepar, der i samme pariode er gået ned med knap 75 %. Med hensyn til faldet i antallet af observationer kan en del af tilbagegangen dog skyldes, at indsatsen for at finde ugler var større i projektperiodens første år. Med mindre end 20 kendte ynglepar tilbage i den danske natur er kirkeuglen derfor i stor fare for at forsvinde. De få par betyder, at der kommer få unger på vingerne. Det betyder også, at de enkelte kirkeugler får svært ved at finde en mage og danne et ynglepar. Tilfældige hændelser som sygdom, en kold vinter eller et år med en skæv kønsfordeling af afkom kan komme til at have en afgørende betydning for populationens videre skæbne.

Kirkeugler foretager primært kortdistance spredninger. At dømme ud fra ringmærknings-genfund yngler kirkeuglen i Danmark i gennemsnit 22 km fra dens fødested, mens den maksimale spredningsafstand indenfor Danmark er målt til 71 km (Bønløkke et al. 2006). Længere spredninger finder dog også sted; en kirkeugle ringmærket i Holland fandt i 2008 vej til Danmark efter at have tilbagelagt over 400 km (Klaus Dichmann, pers. komm. 2017).

På grund af den generelt lave bestand og mobilitet var det vigtigt at undersøge de ynglende pars geografiske placering i forhold til hinanden. Er de placeret for langt fra hinanden, er chancen for at ungerne mødes og danner ynglepar, lille. Studier fra udlandet har desuden vist, at kirkeuglen grundet dens lave mobilitet sjældent vil genetableres i et område den er forsvundet fra (Schaub et al. 2006). Siden 2009 er kirkeuglens samlede udbredelsesområde i Danmark skrumpet ind. Det betyder, at selvom antallet af kirkeugler i Danmark er faldet, er der i gennemsnit ikke blevet længere mellem de enkelte par. Frem mod 2015 forøgedes både gennemsnitsafstanden, medianafstanden og minimumsafstanden mellem to ugleobservationer. I 2016 faldt disse afstande imidlertid igen. Dette kunne tyde på en Allee effekt. En Allee effekt er en sammenhæng mellem en bestands tæthed og dens fitness, der forklarer hvorfor små populationers vækstrate ofte er lille eller måske endda negativ (Courchamp et al. 1999; Stephens et al. 1999). Det kan skyldes forskellige uhensigtsmæssige konsekvenser af at være isoleret fra andre af sin art; eksempelvis at de enkelte tilbageværende individer har svært ved at finde en mage, eller at der kun kommer individer af det ene køn til verden et givent år.

Over den 7-årige periode har projektet fået kendskab til 81 succesfulde yngleforsøg. Som forventet blev der oplevet en højere ynglesucces hos par, der modtog fodring i form af daggamle kyllinger. Her steg ynglesuccessen med i gennemsnit én unge. Dette er også set i tidligere studier, hvor man fandt, at fodring fik overlevelsesraten fra æg til udflyvning til at stige fra 27 % til 79 % (Thorup et al. 2010). Et andet studie fandt desuden, at fodring ikke alene øger overlevelsen, men også resulterer i unger med større vingefang og fedtdepoter (Perrig et al. 2014). Fødesupplementering er således med til at holde den danske bestand i live. Ønsker man at gøre den danske bestand uafhængig af fødesupplementering, skal der genetableres habitater med et tilstrækkeligt fødegrundlag (Sunde et al. 2015). Tidligere undersøgelser har vist, at en ungeproduktion på 2,2-2,4 unger/kuld skulle være nok til at holde den danske population i live (Thorup et al. 2010). Derfor kan det undre, at den danske bestand er blevet ved med at falde, selvom der i denne undersøgelses materiale i gennemsnit er kommet 3,0 unger på vingerne pr. kuld. En forklaring kan være, at antallet af registrerede unger i denne undersøgelse ikke altid har været antallet af udfløjne unger, men antallet af unger observeret i reden, således at de estimerede 3,0 unger er

blevet sat for højt. Andre forklaringer kunne inkludere problemer med at finde en mage, og øget voksendødelighed i de kolde vintre 2010 og 2011.

Redekasser

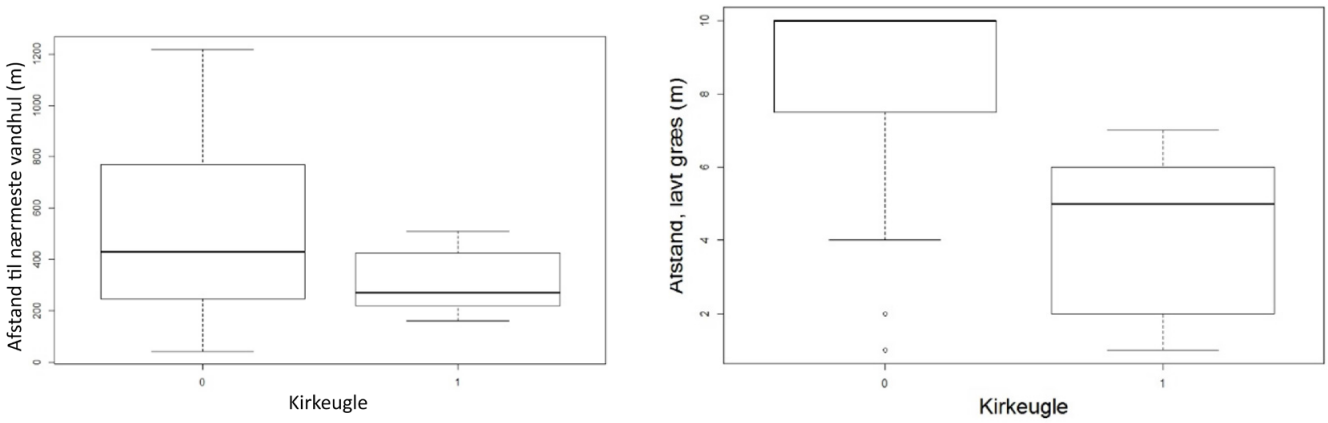
Kirkeuglen er afhængig af gamle træer, hulrum i bygninger, redekasser eller lignende strukturer for at kunne yngle (Nieuwenhuyse et al. 2008). Kirkeuglen bygger aldrig selv en rede, og det er derfor vigtigt at sikre, at der er ynglesteder tilgængeligt. Da der ikke findes mange naturligt forekommende redesteder længere, er redekasser en nødvendighed, hvis kirkeuglen fortsat skal findes i Danmark. At der i dag er sat over 150 kasser op, hvoraf de fleste er placeret i Himmerland, hvor de sidste kirkeugler ligeledes befinder sig, giver eventuelle unger god mulighed for at finde et egnet sted at slå sig ned. Da den gennemsnitlige afstand mellem kasserne på 2,64 km er flere gange mindre end kirkeuglens spredningsafstand på 22 km (Bønløkke et al. 2006), er der ligeledes gode chancer for at unger vil kunne lokalisere en kasse, når de flyver fra reden. Redekasser er derfor næppe en begrænsende faktor, hvilken understøttes af tidligere studier på kirkeuglen (Thorup et al. 2010). Tidligere studier har derimod fastslået, at fødemangel grundet manglende egnede fødesøgningsarealer er hovedårsagen til kirkeuglens tilbagegang i Danmark (Sunde et al. 2014;Thorup et al. 2010).

Kirkeugleundersøgelse i 2016

Målet med undersøgelsen i 2016 var at identificere en eller flere faktorer, der kan have betydning for om kirkeuglen er forblevet på eller forsvundet fra en lokalitet. Undersøgelsen viste, at kirkeugler oftere forsvandt fra områder med anlæg til opbevaring af husdyrgødning og med husdyrhold. Kirkeuglen havde større tendens til at yngle i områder med husdyrhold, hvor der blev fodret og hvor der hverken var hund eller kat. Ligeledes var der altid både områder med lavt græs, bar jord og gamle træer, hvor kirkeuglen var til stede. Dette er ikke overraskende, da områder med lavt græs og bar jord er gode fødesøgningsområder for kirkeuglen (Schaub et al. 2006; Thorup et al. 2010). Områder med kort græs er endda så attraktivt, at kirkeuglen mindsker sin fødesøgningsradius hvis der bliver slået græs tæt på reden (Jacobsen et al. 2016). Ud over områder med lavt græs foretrækker kirkeugler i andre lande frugtplantager; begge er områder med en høj fødetilgængelighed (Apolloni et al. 2017).

Trafikdræbte ugler

En af de oftest sete ikke-naturlige dødsårsager hos kirkeuglen er trafikdrab. Spanske forskere har fundet, at op mod 80 % af de ikke naturlige dødsfald skyldes uheld i trafikken (Hernandez 1988). Også i Danmark finder man hvert år kirkeugler, der



Figur 6. Boxplot, der viser sammenhængen mellem tilstedeværelsen af kirkeuglen *Athene noctua* (0 fraværende, 1 til stede) ift afstand til hhv. nærmeste vandhul og nærmeste område med lavt græs. Mens der ikke er nogen signifikans mht. vandhuller (t-test, p = 0,18), er der signifikant kortere afstand til områder med kort græs hvor der findes kirkeugler i forhold til hvor de ikke findes længere (t-test, p = 0,029). Vandret sorte streg er medianværdien, prikken gennemsnittet. Boxen viser interval med 50 % af værdierne indenfor. Linjen udenfor boksen viser hvor stor variation der findes i resten af punkterne.

Boxplot depicting the correlation between presence/absence of the Little Owl Athene noctua *(0 absent, 1 present) and distance to the nearest pond (left) and distance to an area with low grass (right). The distance to areas with short grass is significantly shorter for locations where Little Owls live compared to where they have disappeared (p=0.01). There is no significant difference between the distance to watering holes and the presence/absence of the Little Owl (p=0.18).*

er blevet kørt ihjel. I 1981-2000 blev der fundet 96 døde kirkeugler, hvoraf 19 % var dræbt i trafikken (Jacobsen 2006). Kigger man udelukkende på de juvenile ugler blev 23 % trafikdræbt. Langt de fleste kirkeugler bliver dræbt i trafikken sidst på sommeren, ultimo juli – primo august (Hernandez 1988). Det er således ofte de unge ugler, der netop er fløjet fra reden, der er ofre for trafikken. De sidder ofte og varmer sig på asfalten, og er derved i fare for at blive påkørt.

For en lille bestand som den danske er hver enkelt ugle vigtig, og det er derfor vigtigt at finde ud af, om man kan mindske det antal ugler der hvert år bliver dræbt. Fra 2016 kendes til 2 trafikdræbte kirkeugler, begge store unger. Det er en stor andel af den danske bestand, der i 2016 talte under 15 kendte ynglepar.

Kirkeuglen tiltrækkes af den korte vegetation, der ofte findes langs vejkanter. Disse områder med bar jord og kort græs kan bruges som jagtmarker for kirkeuglen. Når uglen jager her er der dog en stor risiko for at den bliver ramt af en forbikørende bil. Dette er særligt et problem på snoede uoplyste veje, hvor kirkeuglen blændes af bilens lygter, og derved risikerer ikke at nå væk før det er for sent. Trafikdrab er dog langt fra den eneste ulykkes-relaterede dødsårsag blandt kirkeugler. I flere tilfælde kan kirkeuglers død tilskrives ulykker i forbindelse med bygninger, eksempelvis gennem kirkeugler der fanges i bygninger og ikke kan komme ud (Thorup et al. 2013).

TAK

Tak til alle, der har medvirket til Projekt Kirkeugle, og derved gjort denne artikel mulig. Jeg vil særligt fremhæve Preben Pedersen, Benny Kristensen, Frank Skaarup, Klaus Dichmann og Michael Palsgaard Andersen. Derudover vil jeg gerne takke revieweren for mange gode kommentarer og overvejelser.

CITERET LITTERATUR

Andersen LH, Sunde P, Loeschcke V, Pertoldi C (2015). A population viability analysis on the declining population of little owl (Athene noctua) in denmark using the stochastic simulation program VORTEX. Ornis Fenn 92:123.

Andersen LH, Pertoldi C, Loeschcke V, Laursen JT, Jensen TH, Kristensen TN (2013). Kan kirkeuglen (Athene noctua) reddes i Danmark. Flora Fauna 119:1-9.

Apolloni N, Grüebler MU, Arlettaz R, Gottschalk TK, Naef-Daenzer B (2017). Habitat selection and range use of little owls in relation to habitat patterns at three spatial scales. Anim Conserv:n/a DOI 10.1111/acv.12361.

Bønløkke J, Madsen JJ, Thorup K, Pedersen KT, Bjerrum M, Rahbek C (2006). Dansk trækfugleatlas - the Danish bird migration atlas. Rhodos & Zoologisk Museum, Københavns Universitet.

Courchamp F, Clutton-Brock T, Grenfell B (1999). Inverse density dependence and the allee effect. Trends in Ecology & Evolution 14:405-410 DOI 10.1016/S0169-5347(99)01683-3.

Gouar PJL, Schekkerman H, Jeugd H, Boele A, Harxen Rv, Fuchs P, Stroeken P, Noordwijk AJv (2011). Long-term trends in survival of a declining population: The case of the little owl (athene noctua) in the Netherlands. Oecologia 166:369-379 DOI 10.1007/s00442-010-1868-x.

Hernandez M (1988). Road mortality of the little owl (Athene noctua) in Spain. Raptor Res 22:81-84.

Jacobsen LB (2006). Ynglebestanden af kirkeugle Athene noctua i Vendsyssel og Himmerland 1981-2000. Dansk Ornitologisk Forenings tidsskrift 100:35-43.

Jacobsen LB, Chrenková M, Sunde P, Šálek M, Thorup K (2016). Effects of food provisioning and habitat management on spatial behaviour of little owls during the breeding season. Ornis Fennica 93:121-129.

Nieuwenhuyse D, Génot JC, Johnson DH (2008). THE LITTLE OWL - conservation, ecology and behavior of athene noctua. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Perrig M, Grüebler MU, Keil H, Naef-Daenzer B (2014). Experimental food supplementation affects the physical development, behaviour and survival of little owl athene noctua nestlings. Ibis 156:755-767.

Pertoldi C, Pellegrino I, Cucco M, Mucci N, Randi E, Laursen JT, Sunde P, Loeschcke V, Kristensen TN (2012). Genetic consequences of population decline in the Danish population of the Little Owl (Athene noctua). Evol Ecol Res, EVOL ECOL RES 14:921-932.

Schaub M, Ullrich B, Kntzsch G, Albrecht P, Meisser C (2006). Local population dynamics and the impact of scale and isolation: A study on different little owl populations. Oikos 115:389-400.

Stephens PA, Sutherland WJ, Freckleton RP (1999). What is the allee effect? Oikos 87:185-190 DOI 10.2307/3547011.

Sunde P, Thorup K, Jacobsen LB, Rahbek C (2014). Weather conditions drive dynamic habitat selection in a generalist predator. PLoS One 9:e88221 DOI 10.1371/journal.pone.0088221.

Sunde P, Thorup K, Jacobsen LB, Rahbek C (2015). Derfor uddør kirkeuglen. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift (DOFT) 109:218-223.

Thorup K, Pedersen D, Sunde P, Jacobsen L, Rahbek C (2013). Seasonal survival rates and causes of mortality of little owls in Denmark. J Ornithol 154:183-190 DOI 10.1007/s10336-012-0885-4.

Thorup K, Sunde P, Jacobsen LB, Rahbek C (2010). Breeding season food limitation drives population decline of the little owl Athene noctua in Denmark. Ibis 152:803-814 DOI 10.1111/j.1474-919X.2010.01046.x.

Zmihorski M, Altenburg-Bacia D, Romanowski J, Kowalski M, Osojca G (2006). Long-term decline of the little owl (Athene noctua) in central Poland. Polish Journal of Ecology 54:321-324.

Kirkeuglen i Himmerland – erfaringer fra et praktisk bevaringsprojektet 2009-17

Mette Hesselholt Henne Hansen[1], Klaus Dichmann, Benny Kristensen, Frank Skaarup, Preben Pedersen, Mette Højgaard Jensen & Michael Palsgaard Andersen

Lille fugl med store problemer
Vi har stadig kirkeugler i Danmark. Denne lille karismatiske fugl, som engang var Danmarks almindeligste ugle, har siden 1970'erne været i stærk tilbagegang. Gennem de sidste årtier er den forsvundet fra landsdel efter landsdel, indtil kun Himmerland i begyndelsen af det ny årtusinde kunne siges at rumme en egentlig kernebestand. I 2009 etablerede vi et samarbejdsinitiativ mellem tre himmerlandske kommuner, de grønne organisationer DN og DOF samt landboforeningen Agri Nord, i form af et Lokalt Grønt Partnerskab med hjælp fra Naturstyrelsen. Partnerskabets formål var at vende tilbagegangen. Vi har iværksat en række initiativer og anvendt de anbefalinger, vi har kunnet finde, og har forsøgt at tilpasse hjælpeprogrammet løbende. Efter otte års indsats må vi erkende, at det ikke er lykkedes at vende nedgangen i kirkeuglebestanden til fremgang. I bedste fald er hastigheden i tilbagegangen bremset.

I denne oversigtsartikel prøver vi at kigge på den indsats, vi har gennemført for at fremme kirkeugle-bestanden og diskuterer på basis af vores praktiske erfaringer i projektet de mulige forklaringer på, hvorfor det ikke er lykkedes. I en artikel (Andersen 2018) ligeledes i dette nummer af Flora & Fauna er der samlet flere data og resultater fra projektet.

Nogle arter tåler svingende bestandsstørrelser bedre end andre. De formår gennem migration fra nabopopulationer og/eller øget ungeproduktion i gunstige ynglesæsoner at komme sig forholdsvis hurtigt fra en tilbagegang: De store rovfugle, Havørn, Kongeørn og Vandrefalk, var i årtier helt forsvundet fra Danmark, men er nu repræsenteret ved en stabil og voksende ynglebestand, for havørnens vedkommende på 83 ynglepar i 2016.

Slørugle, hvis danske ynglebestand blev decimeret af de hårde vintre i 2009 og 2010, gik fra omkring 500 til omkring 50 ynglepar. Bestanden er ikke oppe på samme niveau som før de kolde vintre, endnu, men er i dag oppe på en sund bestand på omtrent 130-140 par i Danmark.

I Danmark særligt afhængig af landbrugslandet
Kirkeuglernes situation er alvorligere. Dels befinder Kirkeugle sig i Danmark i den absolut nordligste kant af artens udbredelsesområde, og dels er arten i det danske klima meget tæt knyttet til kulturlandskabet, men dermod også til alle dettes konstante struktur- og driftsændringer. I Sydeuropa finder man ynglelokaliteter i stenbunker og hule træer langt fra menneskelig beboelse, men herhjemme er den lille ugle frem for alt en gård-ugle. I de frostfri måneder fouragerer kirkeuglerne først og fremmest på kort græs, hvor de finder insekter og regnorme. Men særligt om vinteren er kirkeuglens fødegrundlag hos os knyttet til kreaturstaldenes frostfri miljø: Her udgør mus og andre kreatur-tilknyttede smådyr menuen i de perioder, hvor frost og sne lukker for spisekammeret på sommerens græsarealer.

Denne lokale tilpasning til levesteder, der rummer kreaturer, vinteropstaldning og græssede udendørs arealer, har givet kirkeuglen tilnavnet "husmands-ugle" - for de traditionelle småbedrifter på husmandsstederne rummede netop kirkeuglens ideelle miljø: Varierede driftsarealer, hvor der året rundt kunne findes lysåbne områder med lave planter eller bar jord til fødesøgning, kreaturer med tilhørende gødningsfauna og staldmiljøets vinterforråd af gnavere i de perioder, hvor der er langt mellem insekterne. Det følger logisk, at strukturomlægningerne i landbruget har betydet et voldsomt levestedstab for kirkeuglerne i Danmark: Større markarealer med mindre afgrødevariation, færre læhegn med udkigsposter, færre markskel med insektfauna og frem for alt færre bedrifter med dyr, og her færre dyr på græs, betyder alt sammen mindre mad til kirkeuglerne.

Også de bygninger, hvori kirkeuglerne fandt deres primære danske ynglepladser, er ramt af strukturændringerne: Driftsbygninger er moderniseret og der er færre uforstyrrede kroge og utætheder, som giver mulighed for ind- og udflyvning, og der er simpelthen også længere mellem driftsbygningerne i det moderne driftslandskab, idet sammenlægning af landbrugsbedrifter over det seneste halve århundrede har betydet færre og større aktive driftsbygninger.

Knaphed på både kost og logi – en giftig cocktail?
Kombinationen af færre redelokaliteter og færre egnede fourageringsarealer udgør en særligt giftig cocktail for Kirkeugle: Arten er meget stedfast og er generelt tilpasset at søge territorie og mage tæt ved deres eget klækkested. I områder af verden, hvor kirkeuglen er mere udbredt, etablerer nye ynglepar sig gns. kun 4 km fra det sted, hvor de selv er klækket. Når der bliver langt mellem yngleparrene, får de unger, der kommer på vingerne, meget svært ved at finde en mage. Det kan være det, vi i projektet ser reflekteret i den iøjnefaldende mangel på nyetablerede ynglepar, til trods for at vi i projektperioden har registreret ca. 2-3 unger på vingerne fra de kuld, som vi har fulgt. Dette er sket, selvom vi i projektet har haft stærkt fokus på opsætning af redekasser på egnede, afgræssede lokaliteter i nærområderne til de allerede ungeproducerende par. På nogle lokaliteter har vi således registreret territoriehævdende og meget aktivt kaldende enkeltfugle i lange perioder.

[1] Mette Hesselholt Henne Hansen, Sølystvej 10, Ørum, 8830 Tjele. mettehhh@gmail.com

Mette Hesselholt Henne Hansen m.fl., 2018. Flora og Fauna 124 (1+2) Side 30-36

Figur 1. Kirkeugle ved indgangen til en kirkeuglekasse. Kassen er placeret udendørs i et træ. Kasser kan med fordel også placeres inde i en bygning, eller bagved en mur med direkte adgang udefra (gennem et hul i muren). Se www.tytoalba.dk for mere info om kasser.
Foto: Mette Hesselholt Henne Hansen.

Otte års projektindsats har rummet mangeartede tiltag, stor interesse og entusiasme fra mange projektdeltagere, enkelte rekordstore kuld af unger på vingerne blandt projektets ynglepar. Men alligevel har der stadig været en støt faldende bestand af danske kirkeugler. Man kunne derfor fristes til at konkludere, at *"operationen lykkedes, men patienten døde"*.

Enkelte lyspunkter

Imidlertid *har* vi stadig kirkeugler i Danmark. I 2017 havde vi den store glæde at registrere kirkeugleunger på vingerne hos fem ynglepar i projektet, og et af disse ynglepar blev etableret i 2014 af to voksne fugle, som ikke var ringmærket. I 2017 er desuden dokumenteret kaldende kirkeugler i områder, hvor der ikke findes en kendt bestand. Projektet har skabt lokal opmærksomhed om kirkeugle, og der er kommet flere nye kirkeugler på vingerne blandt de par, vi har fulgt. Selvom vi ikke opfyldte målet om at standse tilbagegangen, har kirkeuglen ikke tabt kampen om overlevelse endnu. Og vi har et spinkelt håb om, at vi med projektet har forbedret den lille ugles odds en kende i kampen fremover.

Nedenfor vil vi se tilbage på projektets forskellige tiltag, og hvad de har givet os af erfaringer.

Begejstrede værter

De mennesker, der har haft kirkeuglen boende på deres ejendomme – "kirkeuglværterne" - har for den langt overvejende del været utroligt positive og hjælpsomme. Kun i enkelte tilfælde har vi mødt lodsejere, som havde den holdning, at kirkeuglen måtte klare sig som den bedst kunne uden menneskelig indgriben.

Et par enkelte værter har omkring boligen følt sig belejret af fugleentusiaster, som gerne ville have et glimt af uglen. Det har forståeligt nok fået nogle værter til at udtrykke ønske om ikke at deltage i hjælpeprogrammet, med mindre de kunne være anonyme.

For den ubetinget største gruppe har ejerskabet og engagementet omkring kirkeuglen været særdeles højt. Folk har nydt at fortælle om deres oplevelser med den fine lille ugle, når den flyver ind og ud af laden,

Figur 2. Kirkeugle i flugten. Denne lille ugle er ikke meget større end en stær. Foto: Benny Kristensen.

fouragerer på græsplænen, eller når ugle-ungerne begynder deres farefulde færd ud i verden.

For at fastholde det positive lokale engagement har vi først og fremmest talt og delt de positive historier med værterne. Vi har lavet kopper med fotos af kirkeugler og ligeledes familiekalendere med fotos, og vi har indlagt beskrivelser i kalenderne af årstidsrelevante aktiviteter (Figur 1), som værterne kunne lave for at forbedre kirkeuglernes forhold og mindske risici på ejendommene. Der har været lokale arrangementer med information, og vi har samlet en gruppe kirkeugleværter i en facebookgruppe. Men vigtigst er nok den fortløbende personlige kontakt, som har muliggjort projektets praktiske tiltag og understreget overfor værterne, at de spiller en central rolle for kirkeuglens fremtid. Da intet er muligt uden værternes indsats, og da vi anser det som afgørende at skabe en positiv attitude overfor kirkeuglerne på de tilbageværende lokaliteter, har en grundpræmis i projektet været, at alle aktiviteter foregår i stor respekt for værterne og på deres præmisser.

Kasser, kyllinger og kreaturer
Indsatsen har ud over kontakten til værterne bestået i en række konkrete tiltag, som har haft til formål at

- øge kuldstørrelsen
- mindske unge-dødeligheden
- forbedre fødegrundlaget
- øge chancerne for etablering af nye ynglepar.

Uglelyt, søgning efter ugler
For at øge antallet af kirkeuglepar, som projektet kunne assistere og fastholde, gennemførte vi såkaldte "ugle-lyt" i udvalgte områder. Ved uglelyt afspilles et kirkeuglekald med højttaler, hvorefter man lytter efter svarkald, for derudfra at pejle sig ind på den kaldende ugles opholdssted.

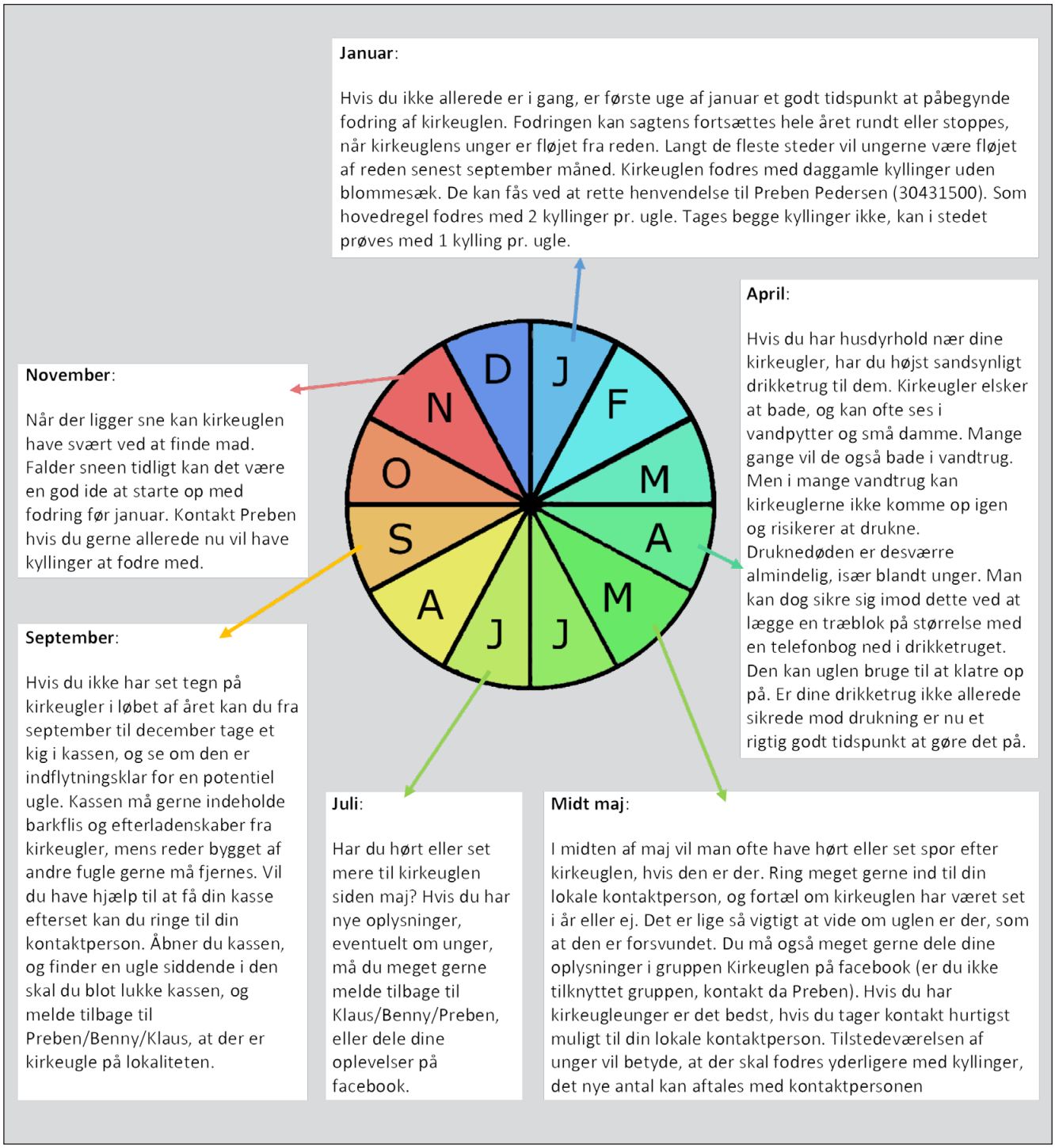
For at få kendskab til lokalt kendte forekomster af kirkeugler, har vi i flere ombæringer gennemført formidlingskampagner i såvel radio, aviser, blade, sociale medier og TV. Mediernes interesse har været stor, og det har været nemt at komme i medierne med budskabet om den lille ugle med det bestemte blik.

Indsatsen har også givet rigtigt mange henvendelser om kirkeugler i udhuse og nabolag – desværre har henvendelserne ved opfølgning vist sig at dreje sig om alt fra tårnfalke til natugler og solsorte! Dette har vi afklaret ved samtaler og besøg på ejendommene suppleret af uglelyt og undersøgelse af gylp.

De absolut lyseste øjeblikke i projektet er indtruffet, når der indimellem alligevel er dukket en ukendt kirkeugle op. Nogle gange er der fundet kirkeugler på steder, hvor vi slet ikke havde forventet det. Både i forhold til geografi og biotop. Disse overraskelses-forekomster er særligt vigtige, fordi de vidner om at der, ud over den meget lille kendte bestand, trods alt endnu findes en skygge-bestand af ukendte kirkeugler i det danske landskab.

Fordring med kyllinger
Den akutte indsats, som særligt er blevet anbefalet af nogle danske forskere, er fodring. Kirkeugler er ikke ådselædere og tager grundlæggende kun levende bytte, men de accepterer bytte, som partneren eller forældrefuglene har nedlagt, og denne adfærd kan udnyttes til fodring ved at tilbyde friske intakte byttedyr nær redestedet. På mange lokaliteter har vi fodret med daggamle kyllinger op til- og under ynglepe-rioden. Dette resulterer umiddelbart i øget kuldstørrelse og bedre ungeoverlevelse, og dermed en større ungeproduktion.

Opsætning af rede- og ungekasser
Vi har opsat over 250 kasser i områder, som vi ved ligger indenfor en radius af eksisterende ynglelokaliteter, svarende til den normale spredningsradius for ungerne (ca. 10 km). En af vores værter introducerede



Figur 1. Årshjulet for Kirkeugle-værterne. De samme opmærksomhedspunkter blev integreret i en billedkalender, som alle værterne fik.

et nyt tiltag, da han opfandt en ungekasse. Kirkeugleungerne forlader redestedet, inden de er flyvefærdige, og løber i et par uger rundt på jorden og opsøger dérfra forskellige skjul. Vores vært observerede, at denne periode var særligt farlig for ungerne. Derfor lavede han en ungekasse, som han satte op lige under redekassen. Her søgte ungerne næsten øjeblikkeligt hen, og fandt dermed beskyttelse for hunde, katte og andre rovdyr. Det viste sig altså at være en rigtig god ide, og vi har gjort ungekasserne til en del af tilbuddet til værterne. Da ungekasser til forveksling ligner rottekasser, er der en bekymring om, at ungerne kunne finde på, at begynde at søge tilflugt i rottekasser. Dette er ikke dokumenteret, men det vil være en farefuld adfærd. Derfor vil vi anbefale, at rottekasser placeres længst muligt væk fra kirkeuglekasserne, som minimum i perioden juni – september. Et andet skjulested kunne være en bunke *rod*, af for eksempel træstykker, grene, brænde eller lignende lige under redekassen, det er nemt at lave, og det skaber også et godt skjulested for ungerne. Her kunne man anbefale *ikke* at fjerne sådanne bunker efter yngletiden.

Figur 3. Kirkeugle ringmærket i Holland, fotograferet ved Arnum i Sønderjylland. Det er den kirkeugle, vi har kendskab til, der har lavet det længste træk. Foto: Klaus Dichmann.

Fourageringssteder
Kirkeuglerne fouragerer både i haver, på almindelige markjord og på lavt græs. Den lave eller sparsomme vegetation er en vigtig forudsætning for fødesøgning: Kirkeuglen udser sig bytte fra en udkigspost, ved at se efter bevægelser på jordoverfladen for derefter at slå ned på byttet. Vi ser kirkeugler finde regnorme og insekter både på græsplæner og på græsarealer afgræsset af kreaturer. Antallet af redenære kreaturfolde har vi søgt at øge - ved at give lodsejere på landet et mindre tilskud til hegn til afgræsning eller ved at hjælpe med at søge de statslige naturpleje-puljer til hegning, hvor det har været muligt. Resten har landmanden så selv klaret.

Vand og sikring
Kreaturer har brug for vand. Vanding foregår ofte i et trug, hvilket medfører drukne-risiko for unge kirkeugler. Kirkeugler bader gerne som en del af fjerplejen, men modsat et naturligt vandhul er et trug næsten umuligt at klatre op fra for en våd ugle. Vi har forsøgt at forebygge drukning ved at fastgøre en lærredssæk eller et træbræt til kanten af truget, som uglen kan bruge til at kravle op på det tørre.

Resultater og opsummering
I projektperioden har vi registreret en udvikling

- fra ca. 23 par i 2009, hvoraf 11 par havde ynglesucces
- til anslået ca. 12 par i 2017, hvoraf 5 havde ynglesucces.

Det vil sige, at bestanden ud fra disse tal, er halveret i projektperioden. Årsagen til den høje andel af par uden ynglesucces er ukendt: I flere kasser fandt vi store kuld æg, som ikke var klækket, selvom der var

en han på lokaliteten. Projektrammen gav os ikke mulighed for at undersøge æggene nærmere for at se, hvorvidt de var befrugtede.

Det bemærkelsesværdige er dog, at 3 par er fundet i det midtjyske, samt at der er lydoptagelser af kirkeugler på Fyn, hvor der ikke har været kendskab til en bestand siden 1986. Tidligere har netop Fyn været kendt for at have en stor og sund bestand af kirkeugler. Disse nye iagttagelser åbner op for håbet om kirkeuglens overlevelse i Danmark og for nye spørgsmål om kirkeuglen, dens levesteder og dens evne til at flytte sig mellem lokaliteter. Vi ved med sikkerhed, at der findes flere par i Danmark end de par, der er registreret – par, som vi har fået kendskab til i dette projekt.

Hvad har vi overset?
Projektet har karakter af en konkret forvaltningsindsats uden følgeforskning. Derfor har vi ikke i projektregi kunnet vurdere vores tiltag og projektets effekter evidensbaseret, men vi har dog indsamlet konkrete observationer og erfaringer. For løbende at kunne tilpasse indsatsen, og for at at projektets erfaringer kunne danne grundlag for den fremtidige indsats, har vi diskuteret i arbejdsgruppe og styregruppe, hvad vi har overset, siden vi ikke har formået at vende bestandens tilbagegang. Vores observationer og erfaringer har ikke sat os i stand til at identificere den afgørende årsag til, hvorfor bestanden fortsat er i nedgang. Vi har været i vildrede og frustrerede.

Vi har lavet lister over positive og negative påvirkninger for uglebestanden, dog kun forhold, som vi kunne påvirke (dvs fx ikke hhv. sommer- og vintervejr, og fx ikke negativ effekt af små bestande i sig selv (Allee-effekt)). Formålet var derimod at identificere, hvilke tiltag vi skulle prioritere i projektet. Stjernerne viser vores forventninger til, hvilke tiltag der har størst betydning (baseret på rådgivning fra danske og tyske eksperter samt konkret erfaring). De tiltag, vi vurderer som de vigtigste er markeret med tre stjerner. Andre tiltag som vi forventer kan have stor betydning er markeret med to stjerner, mens tiltag markeret med én stjerne forventes at have uvis, men potentielt vigtig, effekt.

Positive påvirkninger eller tiltag

Åben mødding eller markstak (lovgivning har medført færre af dem)	***
Kvæg, heste og andre dyr	**
"Rod" ved ejendommen	**
Fodring af uglerne	**
Mårsikrede kasser	**
Kasse og ungekasse	*
Bar jord	*
Lavt græs	*
Læhegn (mellemlanding)	*
Stor variation i ejendommens omgivelser	*
Gamle haver, græs, træer, variation	*
Have tæt på ejendom	*
Rist på skorsten	*
Vandtrug sikres	*

Negative påvirkninger

Meget store brug/meget små brug	*
Rovfugle	*
Insekticider	*
Ormekur	*
Rottegift (dog godt, at det er blevet forbudt at lægge gift ud forebyggende)	*
Indavl	*
Rovdyr: Mår, mink, kat, hund (brug ruge- og ungekasse)	*
Stor ungedødelighed	*
Varme asfaltveje tiltrækker ungfugle, og de køres ned	*

Anbefalinger fra Schleswig-Holstein?
Vi har besøgt og haft besøg af et hold kirkeuglefolk fra Nordtyskland. De har stor erfaring med bevaringsarbejde for Kirkeugle, under hviket de har haft bestandsfremgang. Efter at have vist dem rundt på de himmerlandske ynglelokaliteter, vurderede de, at der burde være basis for flere kirkeugler. Herudfra kom de med fire anbefalinger:

- opsætning af voldsomt mange kasser samt meget fokus på indretning af kassen og opsætning, som sikrer mod besøg af mår og andre rovdyr.
- stoppe fodring på grund af risiko for at ugleungerne ikke trænes i selv at finde mad.
- korps af frivillige, der tjekker kasserne årligt.
- ikke fokus på habitatforbedring med græssede arealer etc. Enten er det der i forvejen eller også ikke. De mener, der er fornuftige habitater i Danmark i forvejen.

Figur 4. I projektet indgik fodring af ynglefuglene (med daggamle kyllinger), hvor især ungeoverlevelsen menes øget. Modstandere mener, at ungernes evne til selv at finde føden kan forringes.
Foto: Benny Kristensen.

Det er ikke helt i tråd med de danske anbefalinger. Vi har valgt at følge de danske anbefalinger og supplere med nogle af de tyske. Vi har valgt at fastholde fodringen på baggrund af klare danske anbefalinger. Vi har suppleret med flere kasser ved egnede lokaliteter end vanligt og haft fokus på indretning og opsætning. Vi har frivillige i de forskellige områder og habitatforbedring skader ikke, så det har vi fastholdt, hvor vi har set et behov.

For langt at flyve?
Måske var der simpelthen allerede i 2009 så langt mellem kirkeuglerne, at chancen for at finde en mage ikke var særlig høj, og dermed kom vores indsat måske for sent. Måske har de få individer i bestanden medført indavl. Se også Andersen (2018) i dette blad, hvor hun også kigger på mulige forklaringer via data fra dette projekt.
Har det virket - de hårde fakta
Selv om vi har gjort, hvad vi kunne og sigtet mod de tiltag, vi mente burde have størst effekt – og selv om vi har skabt et lokalt netværk af engagerede værtsfamilier, så er de hårde fakta, at den negative bestandsudvikling ikke er vendt. Vi har måske i bedste fald bremset kirkeuglens tilbagegang.

Hvad nu?
Efter projektets udløb vil en gruppe af frivillige fortsætte tiltagene på lidt lavere blus. Ser du en kirkeugle kan du kontakte:

- I det nordjyske Preben Pedersen: preben.pedersen@fritid.tele.dk
- I det syd-og vestjyske Klaus Dichmann: dichmann@tytoalba.dk
- I det midtjyske, på Fyn og andre steder Benny Kristensen: Bennysnatur@gmail.com

Forud for kontakt til de frivillige beder vi om, at du søger dokumentation for, at der er tale om en kirkeugle - typisk, at du har billeder af uglen, lydoptagelser af kaldet, eller gylp eller fjer, der kan dokumentere dette.

Tak
Tak for indsatsen til alle involverede! Stor tak især til Preben Pedersen for en markant og utrættelig indsats, men også til de øvrige frivillige og ikke mindst dem, som har og har haft kirkeuglen boende og har passet på den.

Tak til styregruppen i det Lokale Grønne Partnerskab, som de sidste år bestod af arbejdsgruppen, samt Karen Clausager (Rebild Kommune), Per Egge Rasmussen (Vesthimmerlands Kommune), Ole Henriksen (Aalborg kommune), Thorkild Lund (DOF), Karin Hjortshøj (Naturstyrelsen), samt *øvrige repræsentanter fra fuglenes* hus, Dansk Ornitologisk Forening og Danmarks Naturfredningsforening.

Boganmeldelse:
Lydløse jægere / Rovfugleguiden

Klaus Dichmann og Patrick Olofsson: Lydløse jægere. Gyldendal 2018. 223 s., 300 kr.
Lars Gejl: Rovfugleguiden. Gyldendal 2018. 304 s., 350 kr.

Af Thomas Secher Jensen

Der er skrevet og skrives stadig mange fuglebøger. Målgruppen er forskellig, stil og indhold ligeledes. De to ovennævnte bøger repræsenterer nærmest hver sin ende af spektret – den ene en rigtig nørdbog, den anden mere en coffee table bog.

Rovfugleguiden er for feinschmeckere, men for de mindre rutinerede kan de mange beskrivelser nærmest forekomme skræmmende. Vel vidste anmelderen godt, at rovfugle ikke er nemme, men at der er så mange arter med så mange variationer indenfor dragter, virker uoverstigeligt at få styr på. En meget detaljeret generel beskrivelse af rovfugles ydre, af forfatteren kaldet topografi, indleder artsafsnittene.

Bogen griber udfordringen op ved at inkludere nyeste topfotografier i kombination med, men adskilt fra, silhuetter. Sidstnævnte er også samlet på indersiden af omslaget, men dér kunne godt have været tilføjet en størrelsesangivelse. Hver art bliver behandlet for sig, og egentlige sammenligningstavler mellem arterne er der ikke. Der er således megen fokus på variation inden for arten – og musvåge topper med 26 fotos! På en del af fotos er der pædagogisk nok tilføjet pile, hvor man skal være særlig opmærksom på karakteristika.

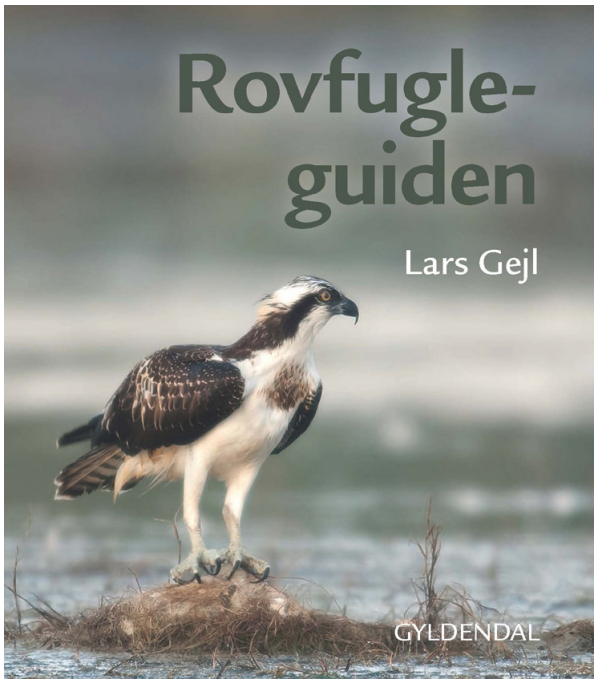
Udover de mange fotos rummer bogen fakta afsnit om fx forekomst, køn, racer, træk, biologi og jizz. Egentlige udbredelseskort savnes. Der er også mere fabulerende afsnit som "med livet som indsats", "æd eller bliv ædt", "på egne vinger" og "mod fjerne horisonter". Her forsøges en populariserende form, og vi er et stykke fra nørdbogen.

At feltbestemmelse af rovfugle ikke er helt nem, indrømmer forfatteren dog. Fx skrives at underarter af våger hybridiserer, hvor udbredelsesområderne overlapper, hvilket gør det at kigge på våger til en særlig udfordring. Enig! Rigtige ornitologer vil elske bogen.

Uglebogen og rovfugleguiden har det til fælles, at de i vid udstrækning er baserede på fotos, uglebogen i en sådan grad at ca. 60 % af siderne optages af fotografier. Nærmest overdådige illustrationer, ofte over hele 2-siders opslag. Da bogen er i bredformat giver det flotte effekter, især i kombinationen af fugle og landskab. Mærkeligt nok bliver ingen fotografer krediteret for billederne, så man må vel formode at det er forfatternes egne.

Bogen er i hovedsagen en artsgennemgang af de syv danske uglearter, suppleret med mere kortfattede men også rigt illustrerede omtaler af de fem nordiske uglearter, der også sporadisk er set i Danmark. Teksten er i modsætning til rovfugleguiden meget fortællende, ofte anekdotisk og baseret på forfatternes egne oplevelser. Men derved fremkommer også megen fakta, som også præsenteres i et længere generelt intro-afsnit.

Der afsluttes med et kapitel om, hvordan man kan give uglerne en hjælpende hånd ved at opsætte redekasser. Der beskrives sted, materialer og ophængning samt tegning med dimensioner. Det er bare med at komme i gang.



Fødepræference og græsningshøjde på vedplanter om sommeren hos udsatte krondyr og elge i Lille Vildmose

Jeppe Rafn[1], Cecilie Majgaard Skak Frederiksen, Maria Ulstrup, Sisse Nygaard Bruun, Rita Buttenschøn, Emilie Nicoline Berg Schmidt, Trine Hammer Jensen, Jeppe Lund Nielsen, Laura Iacolina, Stefania Lionello, Martina Becilacqua, Camilla Fløjgaard og Cino Pertoldi

INTRODUKTION

Lille Vildmose er udpeget som Natura 2000 område, som er et netværk af beskyttede naturområder i EU. Områderne skal bevare og beskytte naturtyper og vilde dyre- og plantearter, som er sjældne, truede eller karakteristiske for EU-landene (Miljø- og Fødevareministeriet 2016). Der er igangsat et større naturgenopretningsprojekt der skal genoprette højmosen i Mellemområdet, som er et 2100 ha stort naturområde mellem Tofte Mose og Høstemark Skov, hvor der tidligere har været gravet tørv (Naturstyrelsen 2016). Genopretningen er dog udfordret pga. tilgroning med birk og pil (*Betula sp*. og *Salix sp*.), som ikke kan holdes nede af de naturligt forekommende bestande af rådyr (*Capreolus capreolus*). Traditionelle naturplejescenarier er omkostningstunge, fx vurderes det at maskinel og manuel fjernelse af opvæksten ville koste op mod én million kroner om året (Lille Vildmose Centret 2016). I tråd med et øget fokus på naturlige processer i naturforvaltningen og mere selvforvaltende natur er der i Mellemområdet udsat elge (*Alces alces)* og krondyr (*Cervus elaphus)*, som igennem deres bid skal bidrage til at holde opvæksten nede. Der blev udsat 22 krondyr i januar samt 5 elgkalve i juni 2016 i det indhegnede Mellemområde (Jacob Skriver, pers. comm. 2017). Efterfølgende er der født to elgkalve og udsat yderligere 5 elge, som dog ikke indgår i dette studie.

Elges og krondyrs føde varierer alt efter habitat og sæson. Birk og pil rangerer generelt højt på listen over foretrukne fødeemner for elgene (Shipley 2010; Wam & Hjeljord 2010), mens krondyrs føde hovedsageligt består af græsser, gran og lyng i danske naturområder (Jensen 1968; Fløjgaard et al. 2016). Netop elgenes fødevalg danner grundlag for deres udsættelse i Mellemområdet, idet de skal hjælpe med at bevare et åbent landskab ved at holde forekomsten af pil og birk nede (Lille Vildmose Centret 2016). Endvidere skal krondyrene bidrage til, at de åbne naturtyper ikke gror til i høje stauder, grove græsser og halvgræsser (Buttenschøn 2013). Krondyr er "intermediate feeders" (Hofmann 1989; Gebert & Verheyden-Tixier 2001), og indtager græsser og urter, men også vedplanter (Jensen 1968; Hulbert et al. 2001; Fløjgaard et al. 2016). Tilgroning med træer hæmmer væksten af sphagnum og gør jordbunden mere tør (Shipley 2010; Wam & Hjeljord 2010; Buttenschøn 2013). Forventningen er, at elgene i særdeleshed og krondyrene i mindre omfang, skal bidrage til genopretningen af højmosen ved at holde opvæksten af pil og birk nede.

Da formålet med genudsætningerne af elge er at mindske opvæksten af pil og birk, kan deres præference for disse arter bidrage til at evaluere genudsætningens succes og samtidig bidrager det til forståelsen af hvilken økosystemfunktion elgene kan bidrage med, som krondyrene ikke kan. Derfor er elgenes og krondyrenes forskelle med hensyn til dette aspekt belyst ved at undersøge deres præference for forskellige vedplanter, samt højden af deres bid på træer og buske (Nichols et al. 2015a).

Summary

Lille Vildmose is a raised bog going through a restoration process where both moose (*Alces alces*) and red deer (*Cervus elaphus*) have been reintroduced for their ecosystem function, i.e., browsing on birch (*Betula sp*.) and willow (*Salix sp*.) to reduce encroachment. For this purpose 5 moose and 22 red deer were released into the 2100 ha enclosure. To increase our understanding of mainly the moose's contribution to the restoration process, we used eDNA to identify ungulate species from saliva on branches in order to infer browsing height and browsing preference. We found DNA from both moose and red deer and showed that the two species have different browsing height preferences where moose preferred heights over 1.7 m while red deer had no significant height preference. Moose prefer to browse willow and birch, but also browse buckthorn and oak, whereas we only found red deer DNA on browsed willow. These observations support the expected role of moose in the restoration process of a raised bog. Whether they will succeed in reducing encroachment will depend on browsing intensity as the number of moose are expected to increase in the future.

Keywords: Alces alces, Cervus Elaphus, eDNA, Bog restoration

METODE OG MATERIALER

Studieområde og -periode

Mellemområdet er et indhegnet område på ca. 2100 ha (Figur 1) i Lille Vildmose sydøst for Aalborg i Nordjylland (56°54'2" N, 10°12'13" Ø). Naturområdet er en mosaik af ferske enge, løvskov, krat med pil og birk, rørsumpe og en højmose under genopretning siden Aage V. Jensen Naturfonds overtagelse i år 2003 (Lille Vildmose Centret 2017). Alle prøverne blev indsamlet i juli, august og september 2016.

Indsamling og analyse af bidprøver

Til undersøgelse af fødevalg samt højdepræference blev der indsamlet afbidte grene fra forskellige vedplanter. På disse afbidte grene findes der spyt og dermed

[1] jeppe.rafn@hotmail.com, Fredericiagade 2 st. th., 9000 Aalborg

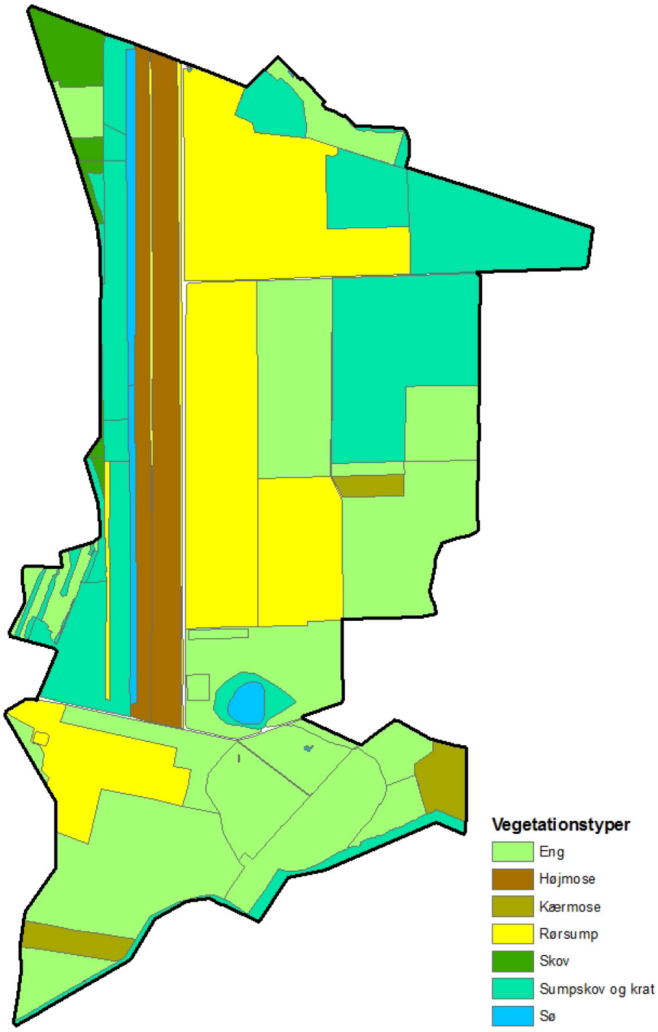
spor af DNA fra det individ der har ædt af planten. Denne form for eDNA (DNA, der findes i *environment*, eller miljøet) kaldes også "biteDNA" (Nichols et al. 2012). Der blev hjembragt en gren fra hver plante til artsbestemmelse.

Vi har brugt elgenes GPS-positioner til at målrette indsamlingsområdet for vedplanter der blev vurderet afbidte. Hovedfokus har været på elgene i dette studie og derfor har prioteringen været at samle hovedsageligt prøver fra områder hvor de opholder sig. For hver indsamlet prøve blev der anført højde og GPS-lokalitet. Højden blev estimeret af prøvetagerne. På planter med bid blev der taget 3 bidprøver fra hvert højdeinterval (0,8-1,2; 1,3-1,6 og 1,7-2,3 m). Dette blev gjort for at sikre tilstrækkeligt prøvemateriale i tilfælde af at enkelte prøver blev beskadiget under transport, håndtering eller nedfrysning. Hver prøve blev afklippet med en beskæresaks der blev flammesteriliseret mellem hver prøvetagning. Prøverne blev opbevaret i 2 ml eppendorfrør med 1,5 ml fosfatbuffer, hvorefter de blev nedfrosset til -20 °C (Nichols et al. 2012).

DNA fra de indsamlede bidprøver blev pipetteret til nye 2 ml eppendorfrør og ekstraheret vha. et kommercielt DNA ekstraktionskit (*E.Z.N.A., Blood DNA*) som tidligere beskrevet (Nichols et al. 2012). Efterfølgende blev der foretaget en amplificering af DNA fra prøverne vha. Polymerase Chain Reaction (PCR) med elge- og krondyrspecifikke primersæt (1044F/1044R og 412F/ 412R) (Nichols et al. 2012). Alle PCR analyser blev udført med negative og positive kontroller for både krondyr, elg og rådyr for derved at sikre metodens specificitet.

Efter amplificeringen blev prøverne oprenset ved at følge anvisningerne i *PCR clean-up Gel extraction* fra Macherey-Nagel, hvorefter prøverne blev sekvenseret kommercielt (Macrogen, Holland).

Sekvenserne blev efterfølgende tilpasset og manuelt tjekket i softwareprogrammet



Figur 1: Kort over Mellemområdet i Lille Vildmose (2100 ha). Kortet viser ligeledes vegetationstyper for området.
Map of Mellemområdet in Lille Vildmose (2100 ha). The map also indicates different vegetation types for the area.

MEGA (Kumar et al. 2016). Dette gjorde det muligt at sammenligne DNA på planterne med en reference sekvens hentet fra GenBank (KC562184 og AY244490 for krondyr samt KP405229 og AJ000026 for elg).

Nicheoverlap
På baggrund af data fra bite-DNA blev fødeoverlappet på vedplanterne mellem elgene og kronhjortene beregnet vha. procentoverlap (formel 1) (Krebs 2013).

$$\hat{P}_{jk} = \left[\sum_{i=1}^{n} (minimum\ \hat{p}_{ij}, \hat{p}_{ik})\right] \cdot 100\ \%$$

P_{jk}: Procentoverlap mellem art j og k
p_{ij}: Andel af ressource i i forhold til total ressourcer brugt af art j (Elg)
p_{ik}: Andel af ressource i i forhold til total ressourcer brugt af art k (Krondyr)
n: Total antal ressourcer (her planter)

Statistiske analyser
Til at undersøge, om der var signifikant forskel på hhv. elgenes og krondyrenes præference for de undersøgte vedplanter, og om de æder/nipper selektivt anvendes χ^2-test. Denne blev ligeleds anvendt til at undersøge, om elgene og krondyrene æder/nipper fra forskellige højdeintervaller, og om de hver især havde præference for en særlig højde.

RESULTATER

Præference for vedplanter
I alt blev der indsamlet 645 bidprøver, hvoraf der blev ekstraheret DNA fra 400 (62 %). Ud af de 400 prøver blev 205 (51 %) prøver sendt til sekventering. Heraf blev 136 (66 %) prøver sekventeret. Af de 136 sekvenser var fordelingen 23 (17 %) krondyr, og 113 (83 %) elge. Fordelingen af bidmærker på de forskellige plantearter

ses på Figur 2. Bidprøver fra planter der ikke kunne artsbestemmes indgår ikke i resultaterne.

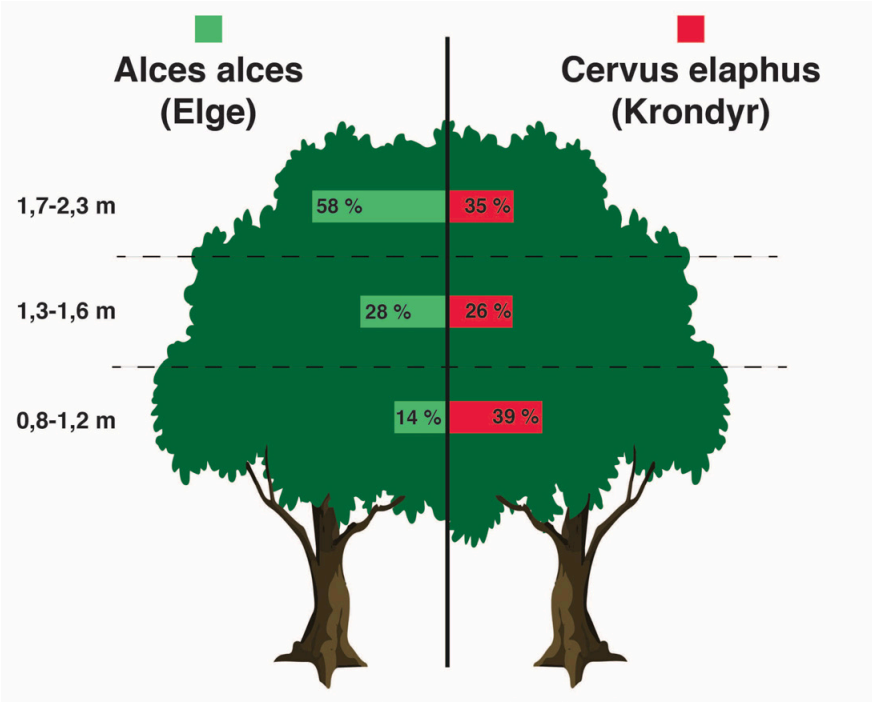
Der blev fundet bid fra elg på flere forskellige arter: forskellige arter af pil (*Salix sp.*), forskellige arter af birk (*Betula sp.*), alm. tørst (*Frangula alnus*) og rød-eg (*Quercus rubra*) (Figur 2). Pil er den vedplante elgene har ædt af oftest (87 %) og ved statistisk sammenligning findes der også en klar præference for pil($P = 5{,}88 \cdot 10^{-39}$) blandt de undersøgte vedplanter. For krondyr er der kun fundet bid på pil (Figur 2).

Sammenlignes elgenes og krondyrenes bid på de undersøgte vedplanter, ses der et stort overlap på 87 %. Der findes dog stadig signifikant forskel på vedplantepræferencen hos de to arter ($P = 3{,}68 \cdot 10^{-3}$).

Fordeling af bidhøjde

For elgene er der signifikant forskel på antallet af bidmærker i de 3 forskellige højdeintervaller ($P = 6{,}33 \cdot 10^{-8}$), hvoraf de fleste bidmærker er at finde i det øverste interval, mens færre er i midten og færrest lavest (*P*-værdierne er hhv. øverst >< midten: $P = 8{,}06 - 10^{-4}$, midten >< lavest: 0,021 og lavest >< øverst: $5{,}20 \cdot 10^{-8}$). Den procentmæssige højdefordeling af bidmærkerne er angivet på Figur 3.

For krondyrene er der ikke signifikant forskel på antallet af bidmærker i de 3 forskellige højdeintervaller ($P = 0{,}7$), men der er forskel mellem arterne ($P = 1{,}67 \cdot 10^{-4}$).



Figur 3: Procentvis højdefordeling af bid fra elge og krondyr. Af Nadia Vejrum Uhler.
Bite height for Moose and Red Deer given in percentage. Made by Nadia Vejrum Uhler.

DISKUSSION

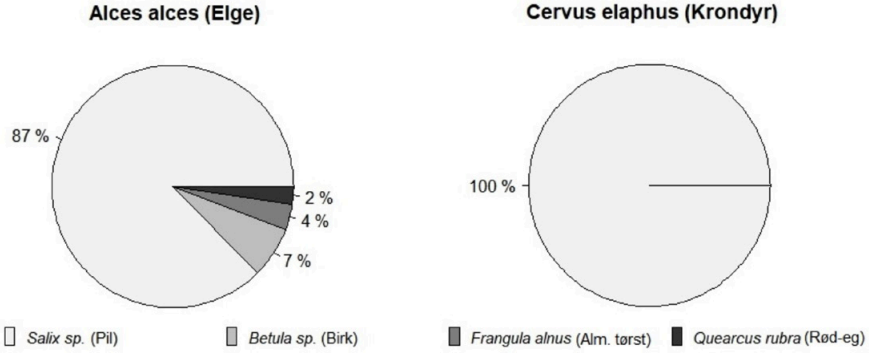
Præference for vedplanter

Elgenes og krondyrens fødevalg er nøglen til deres økosystemfunktion. Særligt deres bid og derved effekt på opvæksten af pil og birk er interessant for genopretningsprocessen i mosen. Netop dette aspekt af dyrenes fødevalg er undersøgt med såkaldt "bite DNA", der belyser hvilke vedplanter elgene har foretrukket.

Elgenes indtag af vedplanter om sommeren i Lille Vildmose udgøres primært af pil, men også birk, tørst og eg, hvilket er i overensstemmelse med andre studier, der har vist, at både pil og birk udgør en vigtig del af elgenes føde (Hörnberg 2001; Nichols et al. 2015b, a). Næringsværdien er væsentlig bedre i pil end i birk (Hjeljord et al. 1982) og er derfor sandsynligvis en medvirkende faktor i dyrenes fødevalg og habitatvalg.

Andre studier har vist en sæsonvariation i elges fødevalg og at birk foretrækkes om sommeren (Shipley 2010; Wam og Hjeljord 2010). Variation i fødevalget kan skyldes det lokale udbud af føde i habitatet, men elgene i Vildmosen kan også forventes at tilpasse deres fødeindtag til sæsonvariationen i fødeudbuddet i mosen da elge er kendt for både at agere generalister og specialister (Shipley 2010).

Krondyrenes bid på opvæksten er fundet udelukkende på pil (Figur 2), hvilket er i tråd med erfaringer med, at krondyrene har en præference for pil når det kommer til vedplanter (Buttenschøn 2013). Derudover bemærkes, at prøverne er indsamlet, der hvor elgene sidst er blevet sporet, og altså ikke der hvor krondyrene sidst er blevet sporet. Dette kan være hovedårsagen til den lave forekomst af bidprøver fra



Figur 2: Den procentvise fordeling af hhv. elgenes og krondyrenes bid på undersøgte vedplanter.
Percentage bites on investigated woody plant species for moose and red deer, respectively.

krondyr og det må forventes at krondyrene æder andre vedplanter, men dette er ikke undersøgt. Ligeledes er krondyr som tidligere nævnt "intermediate feeders" hvilket kan betyde de hovedsageligt æder græs om sommeren.

Højdemæssig fordeling
Elgene er større end krondyrene og det er derfor forventeligt, at elgene kan æde af grene højere end krondyrene kan (Nichols et al. 2015b). Konkurrence mellem dyr af forskellig størrelse kan være årsag til denne rumlige adskillelse af ressourceudnyttelsen (Cameron og du Toit 2007). Endvidere viser et studie af Renaud et al. (2003) en positiv korrelation mellem krondyrs skulderhøjde og græsningshøjde. Denne tendens bekræftes i dette studie, hvor elgene med højere skulderhøjde foretrækker at græsse højere end krondyrene med lavere skulderhøjde.

KONKLUSION

Undersøgelserne her viser, at elgene æder af opvæksten af pil, birk og i mindre grad tørst og eg, mens krondyrene primært æder af opvæksten af pil. Dermed lever de op til forventningen til deres rolle i genopretningen af Lille Vildmose som højmose. Hvorvidt dyrenes bid på opvæksten er intensiv nok til at fjerne eksisterende opvækst og hæmme ny opvækst vil afhænge af tætheden af dyr, dyrenes habitatvalg og præference for opvæksten i forhold til andre fødeemner.

Krondyrenes og elgenes forskelle i bid og græsningshøjde definerer deres økosystemeffekt og understreger, at forskellige planteædere bidrager til naturforvaltningen med forskellige økosystemfunktioner.

TAK

Tak til Nadia Vejrum Uhler for design af Figur 3. Særlig tak til alle involverede i naturgenopretningsprojektet i Lille Vildmose, samt Jakob Konnerup og Jens Vinge fra Aalborg Kommune. Ligeledes takkes Jacob Skriver og Aage V. Jensen Naturfond for økonomisk støtte. Projektet er støttet af Aalborg Universitet.

CITERET LITTERATUR

Buttenschøn RM (2013) Anbefalinger vedrørende naturpleje af Mellemområdet, Lille Vildmose.

Cameron EZ, du Toit JT (2007) Winning by a Neck: Tall Giraffes Avoid Competing with Shorter Browsers. Am Nat 169:130–135. doi: 10.1086/509940

Fløjgaard C, Haugaard L, de Barba M, et al (2016) En dna-baseret undersøgelse af fødevalg hos krondyr i klelund dyrehave.

Gebert C, Verheyden-Tixier H (2008) Variations of diet composition of Red Deer (Cervus elaphus L.) in Europe. Mamm Rev 31:189–201. doi: 10.1111/j.1365-2907.2001.00090.x

Hjeljord O, Sundstol F, Haagenrud H (1982) The Nutritional Value of Browse to Moose. J Wildl Manage 46:333–343.

Hofmann RR (1989) Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. Oecologia 78:443–457. doi: 10.1007/BF00378733

Hulbert IA, Iason GR, Mayes RW (2001) The flexibility of an intermediate feeder: dietary selection by mountain hares measured using faecal n-alkanes. Oecologia 129:197–205. doi: 10.1007/s004420100725

Hörnberg S (2001) The relationship between moose (Alces alces) browsing utilisation and the occurrence of different forage species in Sweden. For Ecol Manage 149:91–102.

Jensen PV (1968) Food Selection of the Danish Red Deer (Cervus elaphus L.) as Determined by Examination of the Rumen Content. Danish Rev. Game Biol. 5:1–39.

Krebs CJ (2013) Ecology - The experimental Analysis of Distributuon and Abundance. In: Ecological methodology. pp 597–653

Kumar S, Stecher G, Tamura K (2016) MEGA7: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 7.0 for bigger datasets.

Lille Vildmose Centret (2016) Elgen i Lille Vildmose. http://lillevildmose.dk/vildmosen/naturen/fuglelivet/elge-lille-vildmose/. Accessed 18 Nov 2016

Lille Vildmose Centret (2017) Vildmosen. http://lillevildmose.dk/vildmosen/. Accessed 16 Sep 2017

Miljø- og Fødevareministeriet (2016) Natura 2000. http://svana.dk/natur/natura-2000/. Accessed 18 Nov 2016

Naturstyrelsen (2016) Lille Vildmose. Naturgenopretning af højmose. http://naturstyrelsen.dk/media/202457/lille-vild_m65folder2016_web_ny.pdf. Accessed 16 Sep 2017

Nichols R V., Cromsigt JPGM, Spong G (2015a) Using eDNA to experimentally test ungulate browsing preferences. Springerplus 4:489. doi: 10.1186/s40064-015-1285-z

Nichols R V., Cromsigt JPGM, Spong G (2015b) DNA left on browsed twigs uncovers bite-scale resource use patterns in European ungulates. Oecologia 178:275–284. doi: 10.1007/s00442-014-3196-z

Nichols R V., Königsson H, Danell K, Spong G (2012) Browsed twig environmental DNA: diagnostic PCR to identify ungulate species. Mol Ecol Resour 12:983–989. doi: 10.1111/j.1755-0998.2012.03172.x

Renaud PC, Verheyden-Tixier H, Dumont B (2003) Damage to saplings by red deer (Cervus elaphus): effect of foliage height and structure. For Ecol Manage 181:31–37. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00126-9

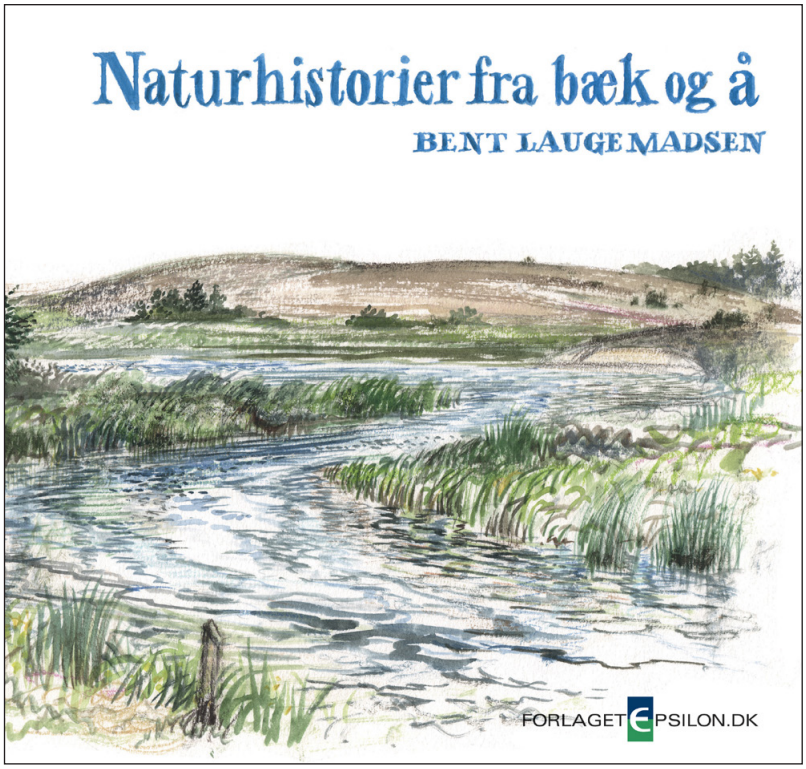
Shipley L a. (2010) Fifty years of food and foraging in moose: lessons in ecology from a model herbivore. Alces 46:1–13.

Wam HK, Hjeljord O (2010) Moose Summer Diet From Feces and Field Surveys: A Comparative Study. Rangel Ecol Manag 63:387–395. doi: 10.2111/REM-D-09-00039.1

Boganmeldelse:
Naturhistorier fra bæk og å

Boganmeldelse:
Bent Lauge Madsen. Naturhistorier fra bæk og å. Forlaget Epsilon, 250 kr.

Af Peter Wiberg-Larsen (PhD emeritus, Bioscience, Aarhus Universitet)



"Lauge", der er kendt i vide kredse, har i sit livs efterår skrevet en mangesidig – i mere end én forstand – bog om de utallige interessante historier, der knytter sig til dyr (og planter) i vore ferske vande.

Inden jeg – på redaktørens opfordring – gik i gang med denne anmeldelse, måtte jeg overveje inhabilitet. For naturligvis kender jeg Lauge – ret godt endda (på den gode måde) men uden at være i "inderkredsen". Min konklusion blev dog, at jeg ikke er inhabil, men i stand til at være objektiv. Lauge skriver i sit forord, at bogens sigte er at fortælle andres og selvoplevede naturhistorier om venner og bekendte i bæk og å – de små dyr. Og det er ret dækkende. Der er få henvisninger til de ødelæggelser, som dyrenes levesteder har været udsat for i tidens løb. Det kunne ellers have været fristende for en mangeårig beskytter af vandløbene, men det har han bevidst valgt fra. Og selvom det primært handler om dyr i vandløb, er der også mange historier om dyr (og planter) fra søer og damme, hvilket viser Lauges store bredde. Titlen kunne derfor ligeså godt have været "Naturhistorier fra de ferske vande".

Der er 6 hovedkapitler, som ikke nødvendigvis hænger tæt sammen. Hvert kapitel er inddelt i afsnit eller historier. Disse historier dækker næsten alle tænkelige aspekter af dyrenes liv: valg af levested, hvordan og hvad spiser de, hvordan får de ilt nok, hvordan parrer de sig, og hvordan klarer de sig i det strømmende vand? – bare for at nævne nogle temaer. Alle historier er fængende læsning. Jeg læste bogen i ét stræk, fordi jeg fik en stram deadline af redaktøren. Mindre doser kan dog anbefales, fordi historierne ofte er ret ordrigt fortalt og ind imellem fagligt svære. Så indtagelse af stoffet i mindre portioner vil øge nydelsen. Det øger også chancen for, at de mange gode historier "bundfældes" og giver anledning til eftertanke; også at de efterprøves ude i naturen eller hjemme (med hjembragte dyr i et akvarium).

Historierne er i vid udstrækning et resultat af Lauges ustyrlige nysgerrighed. Han er i sandhed en gudbenådet naturhistoriker, for hvem enkle eller sindrige eksperimenter er helt naturlige. Dét kombineret med evnen til at observere fænomener, få idéer eller stille spørgsmål – hypoteser – og teste dem, har ført til grundlaget for adskillige gode historier. Lauge har samtidig nydt godt af gode hjælpere. Han er et geni til at få hjælp til fremstilling af udstyr, indsamling af data eller behandling af samme. Det lægger han absolut ikke skjul på. Og hans kontakter med fremragende forskere i den vide verden synes næsten ubegrænsede. Kontakterne har strakt sig over mange årtier (tænk at han har kendt så mange af de koryfæer, som jeg selv kun har læst om). I det hele taget er en af hans styrker at kunne "gå i folk med træsko på". Kunsten at kunne lytte og lade sig rette fremgår også af bogen. Det er kendetegnende, at alle der har ydet hjælp, har fået passende kredit.

Når det er sagt, står mange historier på skuldrene af andre. Det er også en stor styrke. Ikke mindst de talrige tilfælde, hvor "nye" opdagelser viser sig ikke at være så nye endda. Lauge har virkelig været dybt nede i litteraturen og hentet "guld" op. Jeg er helt enig i den store anerkendelse, som Lauge tildeler de tidlige danske naturhistorikere, som typisk var selvlærte. Disse er i dag næppe kendt ud over en snæver kreds. Det er derimod C. Wesenberg-Lund, som flittigt bliver citeret. Men der er også glimrende omtale af fremtrædende pionerer inden for dansk fysiologisk forskning. I det hele taget er Lauge virkelig belæst, hvilket mange citater fra skønlitteraturen vidner om. Disse passes fint ind i bogens koncept.

Bogens indhold får naturligvis én til at overveje, hvem målgruppen er. Forfatteren tror og håber selv, at den folkelige og politiske interesse for naturen – og i dette tilfælde vandløbsnaturen – afhænger af de gode naturhistorier om livet derude. Jeg er helt enig. Spørgsmålet er så, om det vil lykkes med denne bog.

Bogen er virkelig lækkert layoutet.

Faksimiletryk af to af den gennemillustrerede bogs sider..

2.33. Den store vandkalv, Dytiscus.

flere smukke, levende vandkalve end højest nødvendigt i Wesenberg-Lund nærhed. Det var galt nok, at Krogh havde lokket Wesenberg-Lund til at skære et vindue i en vandkalv (s. 176).

For det andet var Ege skolet i Kroghs læresætninger: *I vore Dage gøres og offentliggøres for mange Forsøg og lagttagelser, og anvendes for lidt Tankearbejde på dem.* Den opsang gav han deltagerne, da han holdt plenarforedraget på fysiologernes verdenskongres 1929 på Harvard Universitetet. Selv sparede han på det antal forsøg han udførte, og han fandt det nytteløst, når der var forskere, som udførte halvtreds identiske forsøg, der viste nøjagtigt det samme, hvor færre og mere afgørende forsøg, foretaget under mere varierende betingelser, ville have tegnet et mere fuldkomment billede.

I stedet for at punktere flere vandkalve, brugte Ege lidt "tankearbejde" og lavede et nyt, ikke så brutalt forsøg. Hvis vandkalven ånder med luften under dækvingerne, så vil iltindholdet heri svinde og indholdet af kuldioxid stige. Med et blidt tryk på en vandkalv, der lige havde fornyet luften under dækvingerne, slap han en luftboble ind i Kroghs "mikrotonometer". Med Eges ord … *er metoden så yderst simpel.* Sammensætningen i den friske luftboble var 2,8% kuldioxid og 19,4% ilt, resten er kvælstof. Så klemte han en luftboble ud af vandkalven, efter den havde været under vandet 5 minutter. Nu var der 2,9% kuldioxid og 3% ilt. Ilten var brugt.

Ege slog således fast at luftlommen under dækvingerne er en slags dykkerflaske som vandkalven kan hente ilt fra: *Det er nemlig helt umuligt at give en anden forklaring på disse analyseresultater forklaring end den at dyret under sit ophold i vandet indånder og udånder fra og ind i det luftfyldte hulrum* … som der står (på engelsk), i det manuskript, han sendte i 1915, men som først blev trykt i 1918.

Ege-effekten

Et par dages velovervejede eksperimenter havde afløst års snak og kævl. Men Ege var slet ikke færdig med vandkalvenes gåder. Nu vidste han, hvor meget ilt vandkalven brugte,

2.34. Rygsvømmeren henter luft ved overfladen.

Billedmaterialet (der er fremragende – og ofte skyldes forfatteren selv) fylder ca. det halve, og teksten er let læselig med ofte korte sætninger. Længere sætninger er der dog også, ind imellem med en for mig usædvanlig tegnsætning og udeladelse af "at"-er. Fagligt er bogen – så vidt min viden rækker – stort set i orden. De faglige mangler er få. Fx er jeg ikke overbevist af historierne med fokus på relikter og kolde vandløb (til forklaring af mange arters udbredelsesmønstre). Det er ikke noget nemt felt, og en test af hypoteserne kunne være frugtbar. Jeg savner også et lidt bredere udsyn i nogle af hypoteserne. Fx var det oplagt at perspektiverede danske eksempler ved at inddrage nærtstående arter med åbenlyst samme levevis (fx i historien om *Philopotamus*' udnyttelse af opløst organisk stof). Der er også nogle ret besynderlige hypoteser om betydningen af antirefleks øjne hos "natflyvende" vårfluer, som ikke flugter med ditto hos andre insektgrupper i bogen. Det undrer mig desuden, at der skulle være stor diskussion om den overordnede betydning af de bærbare huse hos vårfluer (forsvar imod at blive ædt). Til gengæld er det fint, at historierne om opstrømsflugt er gjort mere nuancerede end tidligere beskrevet af forfatteren. I småtingsafdelingen – men alligevel (fordi folk hæfter sig ved de enkle "regler") – er det forkert, at to haletråde blandt voksne døgnfluer kun findes hos slægten *Cloeon*. Der er flere andre fejl, men det skal retfærdigvis siges, at ingen – heller ikke Lauge – kan være inde i alle detaljer eller kende al litteratur.

Desværre skæmmes bogen af for mange typografiske fejl (fejlstavning, manglende eller gentagne ord). Der er også enkelte faglige fejl (figur 1.52 viser *Sialis lutaria* (♂) – ikke døgnfluen *Leptophlebia*). Hvorfor er der ikke læst ordentlig korrektur på så fin en bog?

Uanset mine kritikpunkter tøver jeg ikke med at anbefale enhver naturinteresseret at købe og læse bogen. Den bør være pligtlæsning for alle, der beskæftiger sig med formidling af (vandløbs)naturen. Til gengæld vil den næppe blive læst i større stil uden for denne snævre kreds. Men de, som har læst bogen, kan passende – når lejlighed byder sig – genfortælle naturhistorierne til politikere og andre beslutningstagere, så der kan skabes større bevågenhed hos disse om bevarelse og forbedring af vores sparsomme naturværdier: der er brug for en modvægt til de kolde økonomiske overvejelser og erhvervsinteresser, der fylder alt for meget. Måske kan historierne endda medvirke til at opfylde Lauges vision om større sammenhængende og velfungerende vandløbssystemer, fra de små bække til den større "flod". Det er vigtigt i en tid, hvor de mindste og i det magtfulde jordbrugs øjne forhadte vandløb har alt for få venner. Lad os blive i håbet.

Andre gæster ved åen

Stylteflue i tranedans

En sommerdag, mens jeg lå i Flynder Å og kiggede på, hvordan pragtnymfernes hanner sloges om pladserne og prøvede at imponere hunnerne, opdagede jeg det samme i meget mindre udgave. Inde ved bredden i en lille, solbeskinnet planteø for en flok meget små fluer rundt i en vild jagt. De løb rundt på vandoverfladen og på planterne, højt hævet på de lange ben. Deraf kommer vel navnet stylteflue, der har det skrækkelige latinske navn *Poecilobethrus.* Af og til så jeg nogle dem sætte fra vandoverfladen lodret op som fra en katapult og flyve væk.

5.65. To hanner kæmper om hunnerne og om pladsen.

5.66. Styltefluerne har lange "græshoppeben". Især lårets endestykke (trochanter) er meget lang og kraftig. (M. Burrows, Cambridge University).

Styltefluerne bidrager til sommerens dans ved åen. Det er dværgenes dans. Sammenlignet med pragtnymfernes forestilling, der udspillede sig omkring mig, kunne det ud som stylteflue i tranedans *(fig. 5.65).* Nok er styltefluen lille, 4-5 mm, men den står de ikke tilbage for pragtnymfen i dens kamp mod rivaler, tværtimod. Hannen hos den art *(Poecilobethrus nobilitatus),* jeg så i Flynder Å, har hvide vingespidser. De viftede hidsigt med dem foran andre hanner, både på vandet og på planterne, og det kom også til hidsige luftkampe. Imens sad hunnerne og så på. Når en han havde optrådt, og det var tid til at nærme sig en ventende hun, landede den et par cm foran hende og begyndte igen at vifte med de hvide vingespidser. Jeg nåede dog ikke at se, om hannen havde heldet med sig. Bedst som skuespillet var i gang, kom skyerne. Solen forsvandt, og det gjorde styltefluerne også. De er, ligesom pragtnymferne, solskinsdyr.

Bagefter kom jeg til at tænke over, hvor farligt et liv, de lever. Det mindste fejltrin, og vingerne hænger uhjælpeligt fast i vandhinden. Hvordan slipper de vandhinden, hvordan kommer de i luften uden at de mindste vindpust lægger dem ned på vandhinden? Mon de meget lange ben havde noget med det at gøre *(fig. 5.66).* De mindede lidt om græshopper, om end meget små.

Karaktertræk hos planter i nye danske søer. Kort review

Kaj Sand-Jensen[1] , Nadia Mikkeline Rasmussen[1], Jonas Stage Sø[1] og Lars Båstrup-Spohr[1]

I Danmark og ud over hele Europa er utallige søer blevet udtørret og inddraget som landbrugsjord gennem de to seneste århundreder (Hansen 2008). I Danmark er mere end 200 søer større end 10 hektar forsvundet, men dertil kommer tabet af mange tusinde mindre søer og damme (Skriver 1981). For at kompensere for dette tab er der siden 1990 etableret omkring 100 nye søer større end 5 hektar (Sø 2018). De fleste nye søer er anlagt på landbrugsjord og ligner de fleste gamle søer ved at være lavvandede og næringsrige. De nye søer er for en stor dels vedkommende etableret for at fjerne næringsstoffer og mindske eutrofieringen af nedstrøms søer og kystvande. Men mange nye søer er også skabt for at øge biodiversiteten og de rekreative muligheder (Sand-Jensen et al. 2017).

Artsrigdommen af vandplanter stiger hurtigt i nye søer i løbet af de første ti år efter etableringen og når et maksimum, hvorefter den falder, når søerne bliver ældre end omkring 20 år (Sø 2018; Figur 1). Faldet i artsrigdom af vandplanter i ældre søer kan tilskrives, at små arter udkonkurreres af store højtvoksende vand- og sumpplanter (Sø 2018). Gradvis udvikling af en blød bund, som giver dårlig vækst og rodfæste for vandplanterne, kan også medvirke til tilbagegangen (Barko & Smart 1986; Schutten et al. 2005; Sand-Jensen & Møller 2013). Da analysen ikke inddrager forskelle i søernes egnethed for vandplanter eller forskelle i indvandringshastigheden betinget af høj eller lav tilførsel af frø og skud udefra til de nye søer, er variationen i vandplanternes artsrigdom betydelig mellem dem.

Arter, som indvandrer tidligt til nye søer, kan forventes – i lighed med successionen på jomfruelig landjord (Grime 1979; Westoby et al. 1992) - at have en effektiv spredning og etablering samt hurtig bestandstilvækst i modsætning til arter, der indvandrer sent, men klarer sig bedre i konkurrencen mellem arterne i gamle naturlige søer. Hvis forholdene blandt vandplanter ligner dem, man kender fra landplanter, kan vi forvente, at de første indvandrere i nye danske søer især er små arter med små frø, mens sene arter omvendt er større arter med store frø (Sand-Jensen et al. 2018).

Summary

Species traits of plants in new Danish lakes. Short review.
Insectivore birds and waders rapidly appear in newly established Danish lakes before dense populations of tall emergent plants on the shores and fish in the water become established and reduce their food availability. But what is the successional development of submerged plants? Broad-scale analyses show that plants species richness increases during the first 10 years in new Danish lakes and later declines when lakes grow older than about 20 years. Some species immigrate early, while other species immigrate late and are mainly restricted to natural lakes. Early immigrants tend to have smaller leaves, seeds and more vegetative propagules (short shoots and turions) than late immigrants. Early immigrants also tend to grow faster which should permit them to form a dense vegetation cover within few years. We review the morphological and biological traits as well as the ecological success characterizing early successional and late successional submerged plant species in lakes.

Keywords: New lakes, plants, species succession, species traits

METODE

Artiklen bygger på nyere international litteratur, enkelte upublicerede rapporter og selvstændige analyser af data om nye danske søer og deres vandplanter i databaser og "Danmarks Vandplanter" (Schou et al 2017). Information om etablering af vandplanter var tilgængelig i Miljødatabasen for nye søer indsamlet på standard måde under NOVANA-programmet. Data blev benyttet til at belyse det overordnede tidsforløb i udviklingen af artsrigdommen af vandplanter i 89 nye søer i op til 40 år efter etableringen (Figur 1).

Af Miljødatabasen fremgår også, at arter med små hele eller findelte blade gennemgående indvandrer tidligt, mens arter med store hele blade indvandrer sent og derfor overvejende vokser i gamle naturlige søer. For fem udvalgte arter blandt statistisk set tidlige indvandrere og fem udvalgte arter blandt sene indvandrere fastlagde vi bladstørrelse og frøvolumen på baggrund af gennemsnitlige dimensioner angivet i Schou et al. (2017, Tabel 1). For skudhøjden benyttedes de angivne maksimale værdier. Data bekræftede, at de udvalgte tidlige arter havde mindre blade end sene indvandrere. Derefter undersøgtes om tidlige indvandrere også havde mindre frø end sene indvandrere og frøstørrelsen således øgedes med arternes bladstørrelse.

Dannelsen af fritsvømmende skud, vinterskud og vinterknopper blandt de ti udvalgte arter bygger på oversigter i Schou et al. (2017). Henvisning til fritsvømmende skuds flydeevne og roddannelse hos de ti arter over to uger og plantede skuds vækst-hastighed i nærings- og kalkrigt vand over

[1] Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet, Universitetsparken 4, 3. sal, 2100 København Ø

tre uger i akvarier under udendørs forhold i juni med naturlig indstråling bygger på forsøg af Rasmussen (2018).

RESULTATER OG DISKUSSION

Tidlig eller sen indvandring og spredning

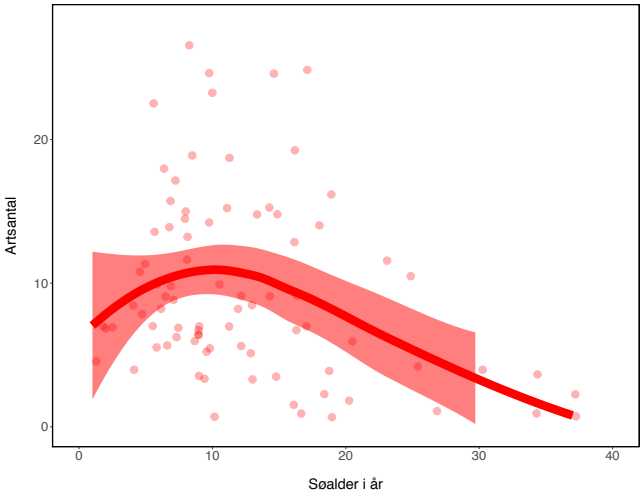
De fem udvalgte tidlige indvandrere havde ikke blot mindre blade end de sene indvandrere, men også markant mindre frø (Figur 2 og 3; Tabel 1). Sammenhængen mellem blad- og frøstørrelse var lineær på dobbelt-logaritmiske akser. Med samme energimæssige investering i frøproduktion danner tidlige indvandrere mange små frø, hvilket er en fordel, når de skal kolonisere en ny åben bund (Westoby et al. 1992). Blandt de udvalgte tidlige indvandrere er det gennemsnitlige frøvolumen fem gange mindre end hos de sene indvandrere, og den samme forskel i frøvolumen findes blandt den tidlige *Liden Vandaks* og den store sene *Langbladet Vandaks*. For samme investering i frø er der således energi til fem gange flere frø hos de tidlige end de sene indvandrere. Til gengæld kan større, men færre frø, være en fordel, når sene indvandrere skal etablere frøplanter, der kan klare sig i en veletableret vegetation med hårdere konkurrence om plads og lys.

Frø er vigtige for spredning af vandplanter over korte eller lange afstande med fugle (Brochet et al. 2009). Derfor er det afgørende, at frøene kan overleve ved passage gennem fuglenes tarmsystem (Lovas-Kiss et al. 2018). Der er eksempler på, at "eksotiske" arter pludseligt er dukket op i søer langs andefuglenes trækruter, fx. sjældenheden *Stor Najade* i Maribo-søerne. Der er også rapporter om, at vidtudbredte arters frø overlever bedre i fuglenes tarmsystem og derved har større chance for at komme frem i spiredygtig tilstand til fjerne søer end arter, der overlever dårligt og har begrænset udbredelse (de Vlaming & Proctor 1968). Den tætte pletvise opvækst af bl.a. *Græsbladet Vandaks* i den nye Filsø på steder, hvor ænder eller gæs havde ligget særlig tæt og skidt, understreger, at transport med vandfugle kan være vigtig for arternes spredning til nye søer (Sand-Jensen et al. 2014; Baastrup-Spohr et al. 2016). Filsø havde en usædvanlig stor tæthed af ænder, gæs og svaner (fx. op til ti tusinde krikænder) i søens første levetid. De mange fugle, der bevæger sig op og ned langs den jyske vestkyst, har sandsynligvis bidraget til den tidlige etablering og usædvanlige artsrigdom af vandplanter.

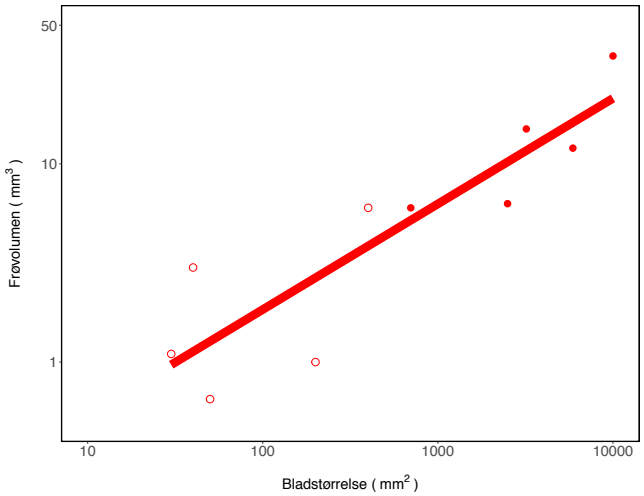
Foto 1 og 2. Vegetationen kan etablere sig meget hurtigt både på bredden og ude i vandet i nye søer og damme. Fotos fra nyetableret nøgent regnvandsbassin i sommeren 2013 (øverst) og helt tilvokset tre år senere i 2016 (nederst). Foto Bjarne Moeslund.
Dense vegetation was established on the shores and in the water of this new small water basin after just three years.

Undervandsplanterne har gennemgående frø med høj massefylde, som hurtigt - indenfor minutter, timer eller eventuelt få dage - synker til søbunden og spirer eller transporteres videre med en bundstrøm af sediment (Soon et al. 2017; Figur 4). Sidder frøene på frøbærende skud, som river sig løs og driver afsted, kan frøene dog spredes over lange afstande, inden de afkastes. Sumpplanternes frø synker derimod gennemgående langsommere over uger og måneder, så de har større chance for at skylle op på søbredden og dermed nå frem til nye gunstige voksesteder. Derfor! Frøspredning er nok præget af tilfældigheder, men der sker alligevel retningsbestemt spredning mod egnede voksesteder i kraft af, at frøene varierer i antal, størrelse samt evne til at flyde og overleve tarmpassage gennem fugle.

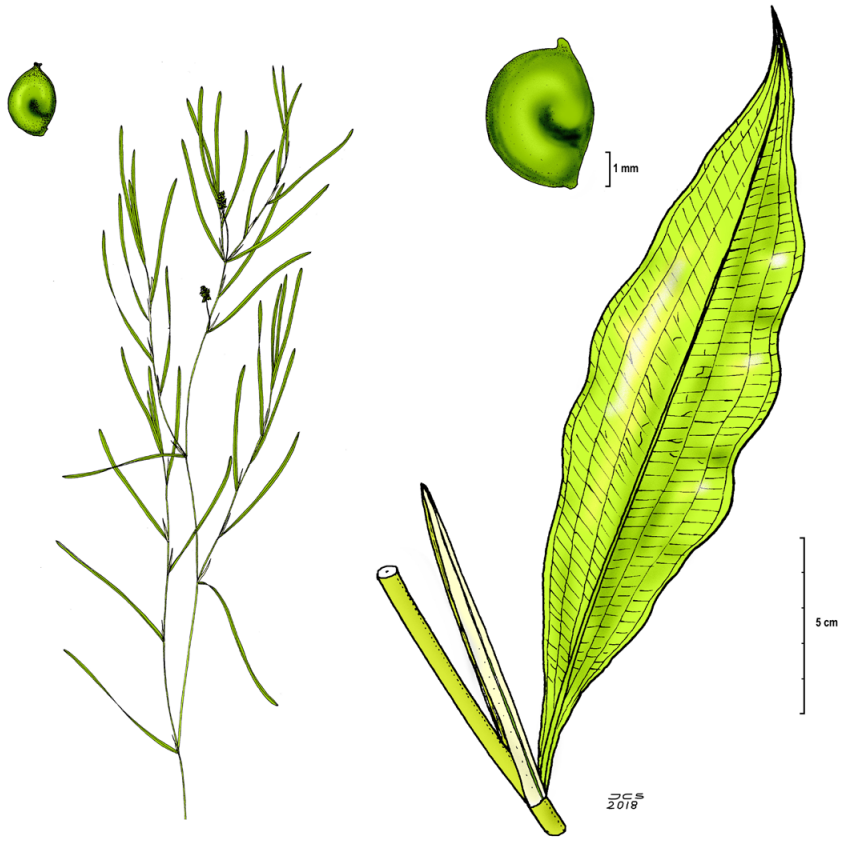
Grundige studier helt tilbage fra først i 1900-tallet har målt plantefrøes flyde-



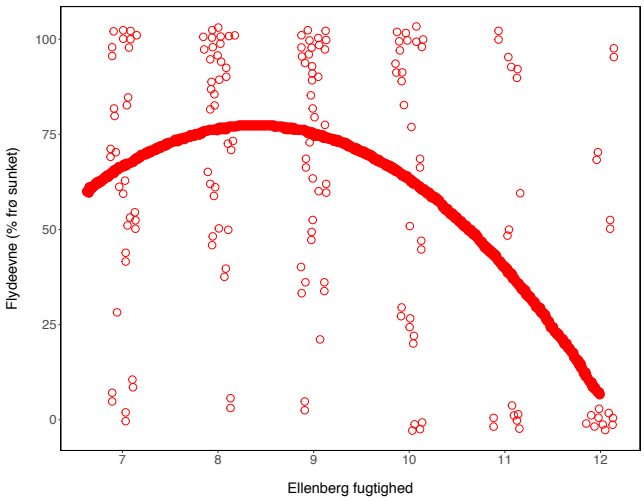
Figur 1. Vandplanternes artsrigdom i 89 nye danske søer som funktion af deres alder siden etableringen. Den store spredning på punkterne skyldes variation i søernes størrelse og egnethed for vandplanter. Den røde linie viser middeltendensen i udviklingen og det svagere røde område omkring linien angiver det statistiske 95%-sikkerhedsinterval.
Species richness as a function of age since establishment of 89 Danish lakes. The mean trend and confidence interval are shown. Jonas Stage Sø, original.



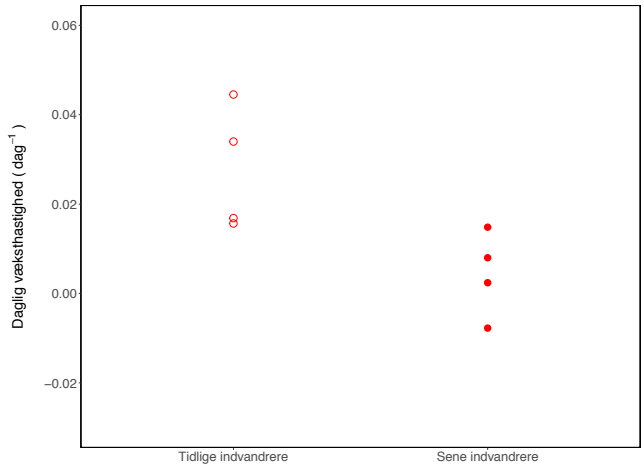
Figur 2. Sammenhængen mellem vandplanters bladstørrelse og estimeret frøstørrelse hos tidlige indvandrere (åbne cirkler) og sene indvandrere (lukkede cirkler).
Relationship between leaf area (x) and estimated seed volume (y) for aquatic species of early (open circles) and late immigrants (closed circles). Data and estimates from Schou et al. (2017).



Figur 3. Liden Vandaks (tv) er en lille art med små blade og frø, der indvandrer tidligt i nye danske søer. Glinsende Vandaks (th) er en meget stor art med store blade og frø, der især vokser i gamle naturlige søer.
Potamogeton berchtoldii *(left) is a small species with small seeds and an early immigrant in new lakes, whereas* Potamogeton lucens *(right) is a large species with large seeds and a late immigrant. Artwork Jens Chr. Schou.*



Figur 4. Frøenes flydeevne hos arter af vandplanter (Ellenberg fugtighedsindeks, F: 12) og arter af sumpplanter og landplanter på voksesteder med faldende fugtighedsindeks fra 11 til 7. Flydeevnen er angivet som procent af frøene, som flyder efter en uge. Bemærk, at stort set alle vandplanter synker hurtigt, sumpplanter synker gennemgående langsomst, men sump- og landplanters opførsel varierer meget mellem arterne.
Floatation ability (% of seeds floating after one week) among aquatic plants (Ellenberg's moisture index F = 12) and wetland plants (11) and other land plants (10 or less). Redrawn after Soon et al. (2017).



Figur 5. Gennemsnitlig daglig væksthastighed hos vandplanterarter blandt tidlige indvandrere (venstre række) og sene indvandrere i nye søer (højre række).
Mean daily growth rate of early immigrant species in new lakes (left column) and late immigrants (right column). Nadia M. Rasmussen, original.

	Arter	Stængel højde [m]	Blad areal [mm^2]	Frø volumen [mm^3]	Vegetativ spredning	Præference for nye søer	Ellenberg-N index
Tidlige indvandrere	Kruset Vandaks	2	400	6	Vinterskud	Høj tendens	5
	Almindelig Vandpest	2	200		Skudstykker	Signifikant	7
	Almindelig Vandkrans	0.5	50	0.65		Signifikant	8
	Liden Vandaks	1	40	3	Vinterskud	Signifikant	5
	Aks-Tusindblad	3	30	1.1	Skudstykker	Signifikant	7
Sene indvandrere	Gul åkande	3	10000	35		Ingen	6
	Søkogleaks	2	2500	6.3		Ingen	6
	Langbladet Vandaks	3	3200	15		Ingen	4
	Glinsende Vandaks	3	5900	12		Ingen	7
	Græsbladet Vandaks	1	700	6		Ingen	5

Tabel 1. Karaktertræk hos vandplanter blandt udvalgte arter af tidlige og sene indvandrere. Maksimal skudlængde (maximum shoot height), gennemsnitlig bladareal (leaf area) og frøstørrelse (seed volume) er udtrukket og estimeret fra Schou et al (2017), mens næringspræference er efter Ellenbergs (1988) 1-9-skala med 9, som de mest næringskrævende arter.
Species traits of selected early immigrating species (upper five: Potamogeton crispus, Elodea canadensis, Zannichellia palustris, Potamogeton berchtoldii *and* Myriophyllum spicatum*) and late immigrating species (lower five:* Nuphar lutea, Schoenoplectus lacustris, Potamogeton praelongus, P. lucens *and* P. gramineus*) in new Danish lakes were extracted and estimated from Schou et al. (2017, morphological traits) and Ellenberg (1988, nutrient preference). Modes of vegetative dispersal by turions and short shoots and preference for new lakes are also shown.*

evne (Praeger 1913). De bekræfter, at undervandsplanternes frø generelt synker markant hurtigere end sumpplanternes. Til sammenligning rummer landplanter arter med frø, der enten synker hurtigt, langsomt eller meget langsomt, men her er vandspredning heller ikke tilsvarende vigtig og frøenes flydeevne er ikke tæt knyttet til fugtigheden på de foretrukne voksesteder. Arternes slægtskab har til gengæld stor indflydelse på synkehastigheden: eksempelvis synker alle 10 undersøgte sivarters frø i løbet af få minutter, mens 55 græsarters frø synker efter nogle dage, uden at synkehastigheden har tydelig sammenhæng med fugtigheden på voksestedet. Frøenes synkehastighed varierer således meget mellem arter med samme foretrukne fugtighed på land, hvorimod alle undervandsplanters frø synker relativt hurtigt (Figur 4).

Spredning med stivelsesfyldte vinterskud og knopper, men især med skud afrevet pga. forstyrrelse, eller kortskud frigivet uden ydre påvirkning, er særlig vigtig for vandplanters succes (Sculthorpe 1967, Madsen et al. 1980). Fritsvømmende skud kan således spredes over lange afstande i netværket af vandløb og søer (Andersson et al. 2000). For 100-150 år siden, da danske søer havde rent vand og mange undervandsplanter, berigede deres fritsvømmende skud de nedstrøms beliggende vandløb med arter; en berigelse, som forsvandt med søernes eutrofiering og vandplanternes forsvinden (Riis & Sand-Jensen 2001).

De vegetative skud risikerer ikke at tørre ud og dø, så længe de ikke skyller op på søbredden eller ligger længe i vandet og rådner. Det er vigtigt, at de inden for kort tid rammer søbunden, danner rødder og vokser frem. I flere undersøgelser af *Aks-Tusindblad, Kruset Vandaks* og *Almindelig Vandpest* har kortskud vist sig at være langt vigtigere end frø for at vedligeholde bestandene i søer (Graze & Wetzel 1978; Madsen et al. 1980; Rogers & Breen 1980). *Almindelig Vandpest* har som bekendt spredt sig effektivt gennem hele Europa vha. kortskud (frø dannes ikke; Heikkinen et al. 2009) og i en sådan grad, at den er den hyppigste ferskvandsart i Danmark (Sand-Jensen & Lindegaard 2014).

Blandt de udvalgte fem tidlige indvandrere producerer de fire arter mange kortskud eller vinterskud, mens ingen af de fem sene indvandrere gør (Tabel 1). Afrevne flydende skud faldt også langt overvejende til bunds indenfor en forsøgstid på 14 dage (Rasmussen 2018). Skud af *Aks-Tusindblad* og *Almindelig Vandpest* faldt allerede til bunds efter fire dage og fik rodfæste efter seks dage. Kun et enkelt skud blandt en art af tidlige indvandrere flød stadigt efter 14 dage. Derimod flød alle de afrevne skud hos arterne af sene indvandrere fortsat ved afslutningen af forsøget efter 14 dage, på nær et enkelt skud. De tidlige arter har således større chance for såvel spredning som etablering med vegetative skud end sene arter.

Hos landplanter er de tidlige indvandrere med ruderale træk sædvanligvis små lave arter sammenlignet med de meget højere sene indvandrede arter med konkurrencemæssige træk og evnen til at vokse de tidlige arter over hovedet og udskygge dem (Grime 1979). Det er dog ikke tilfældet blandt de ti undersøgte vandplanter. Blandt såvel tidlige som sene indvandrere optræder arter, som bliver op til 3 m høje (Tabel 1). Det indebærer, at de tidlige vandplantearter i konkurrencen om lys og evnen til at strække sig til vandoverfladen ikke generelt er underordnet de sene indvandrere. De tidlige arter er derfor også i mange tilfælde i stand til at opretholde bestande over tid. De tidlige og sene indvandrere adskiller sig heller ikke signifikant i næringskrav ifølge Ellenberg-N værdier, der i begge grupper varierer fra middel (4-5) til meget næringskrævende (7-8) mellem arterne (Tabel 1).

Tilvækst hos tidlige og sene indvandrere
Når en art er kommet vel frem til en ny sø og har slået rod på den bare søbund, afhænger dens videre succes således snarere af, at den vokser hurtigt og erobrer pladsen, inden andre arter kommer frem og blander sig i kapløbet. De tidlige indvandrere havde samlet set en signifikant hurtigere tilvækst end de sene indvandrere (Figur 5). Den hurtigst voksende art, *Aks-Tusindblad* blandt de tidlige indvandrere voksede dagligt i forsøg med 4,5 % mod 1,5 % hos den hurtigste art, *Glinsende Vandaks* blandt de sene indvandrere. Over fem sommermåneder med uindskrænket vækst kan *Aks-Tusindblad* øge biomassen næsten 1000 gange mod blot 10 gange for *Glinsende Vandaks*.

Hvad betyder vaksthastigheden? Et enkelt nyt fasthæftet skud af Aks-Tusindblad dækker skønsmæssigt et areal med en radius på omkring 5 cm. Antager vi, hypotetisk, at dækningen af bunden kan følge den uindskrænkede tilvækst i biomassen, kan et skud vokse ud til en bestand med en radius på knap 1,6 m og et areal på 7.7 m^2 på 5 sommermåneder. Det er er en optimistisk vurdering af spredningen. En lille ny sø på 5 hektar og et gunstigt areal på 1 hektar for vandplanter langs bredden kan således opnå fuldstændig dækning med 1300 nye skud, som etablerer sig på bunden med en fast indbyrdes afstand på 3,1 m. En tilsvarende beregning og vækstrate kan laves for *Vandpest*, som ofte optræder mere massivt i små søer end *Aks-Tusindblad* (se foto).

Eksemplet understreger, at der ikke skal så voldsomt mange nye rodfæstede skud til for at skabe en dækkende vegetation i løbet af én eller to sæsoner; i fuld overensstemmelse med, hvad vi har set i felten. Der tilføres næppe 1300 skud udefra, som rodfæster i søen, med mindre den modtager vand fra et planterigt vandløb. Men er der først etableret nogle få bestande i søen i det første år, kan de det næste år frigive mange kortskud. Eksemplet viser også, hvor uendeligt meget sværere, det er at erobre pladsen på kort tid med en markant langsommere tilvækst som hos *Glinsende Vandaks*. Når først *Aks-Tusindblad* er i god vækst er det næsten umuligt at stoppe den, som man forgæves forsøgte under artens

Foto 3. Almindelig Vandpest spreder sig hurtigt og effektivt til nye søer med kortskud og danner tætte bestande. Foto Jens Chr. Schou.
Elodea canadensis *disperses very rapidly to new lakes and forms dense stands.*

invasive spredning i USA (Wetzel and Grace 1978). Det ville være helt anderledes for de storbladede arter, *Glinsende Vandaks* og *Langbladet Vandaks*, hvis bestande ikke engang tåler, at man indsamler dem hver uge som prydplante til sit akvarium, eller at ænder og svaner får særlig smag for den.

To fotos taget henholdsvis umiddelbart efter etablering af et mindre regnvandsbassin og tre år senere illustrerer udviklingen af en fuldt dækkende vegetation på søbredden såvel som ude i vandet over det korte åremål. Faktisk var vegetation allerede dækkende efter to år. Også i Filsø har vi set udvikling af en tæt bred- og undervandsvegetation efter to-tre år (Sand-Jensen et al. 2014).

Arterne i nye søer og naturlige søer
De fleste nye søer er anlagt på landbrugsjord, ofte på steder, der har været intensivt drænet, og hvor jorden er sunket sammen og blevet vandlidende. De nyanlagte søer er derfor gennemgående næringsrige eller meget næringsrige stammende fra den gødede jord eller fra tilløb. Gruppen af nye søer rummer ikke dybe næringsfattige og middel-næringsrige søer som de naturlige Esrum Sø og Nors Sø. Derfor varierer vandplanternes artssammensætning mindre i nye søer og præges i højere grad af næringskrævende arter end naturlige søer (Sø 2018).

De fem tidlige arter – *Aks-Tusindblad, Vandpest, Almindelig Vandkrans, Kruset* og *Liden Vandaks* – optræder med statistisk overvægt i nye søer sammen med *Børstebladet Vandaks* og *Ru Kransnål* (Sø 2018). Oprettes en ny sø oven på jorden fra en tidligere afvandet sø, kan der fortsat være levedygtige sporer af netop kransnålalger på stedet, selvom det er mere end et hundrede år siden, at vandhullet blev begravet under den dyrkede jord. KransnålaIger har meget robuste sporer og spredt af fugle dukker de også tidligt op i nygravede damme og regnvandsbassiner langs motorvejene og i byerne.

I naturlige søer er artudbuddet større end i nyanlagte søer (Sø 2018). I naturlige kalkfattige søer findes flere sjældne små arter, herunder *Strandbo* og *Lobelie*, mens de store Vandaksarter: *Glinsende, Græsbladet, Hjertebladet* og *Langbladet Vandaks* overvejende vokser i kalkrige, uforurende søer (Sø 2018).

Den nye Filsø er et eksempel på, at der alligevel kan opstå en usædvanlig høj artrigdom af vandplanter med forskellige tilpasninger, selv om vandet er næringsrigt og uklart. I Filsø vokser både små rosetplanter (fx. *Strandbo* og *Krybende Ranunkel*) , fem arter af kransnålalger og mange små og store *Vandaks*-arter, fordi søbredderne holdes åbne og høje arter i rørsumpen holdes nede af intensiv græsning, hvorved der sikres og bevares plads til de små arter på bredden og det lave vand (Sand-Jensen et al. 2014).

Så nye søer kan med fordel oprettes rundt i landet under næringsfattige forhold og på steder med sandede søbredder og gunstige rekruteringforhold. Men udviklingen i Filsø understreger, at der selv under næringsrige forhold kan etableres en høj artsrigdom af vandplanter, hvis fysisk forstyrrelse pga. bølger eller svingende vandstand og effektiv græsning holder den tætte rørsump nede. Det er endvidere sandsynligt, at Vestjylland har flere søer med gode bestande med vandplanter, der sikrer et bedre grundlag for spredning af mange arter til nye søer som Filsø. Denne regionale effekt arbejder vi blandt andet med netop nu i et flerårigt projekt om nye danske søer støttet af Aage V. Jensens Naturfond.

TAK

Studiet er et led i projektet: ”Optimal design af nye danske søer”, som er støttet af Aage V. Jensens Naturfond.

CITERET LITTERATUR

Andersson E, Nilsson C & Johansson M G 2000. Plant dispersal in boreal rivers and its relation to the diversity of riparian flora. Journal of Biogeography 27: 1095-1100.

Baastrup-Spohr L, Kragh T, Petersen K, Moeslund B, Schou J.C. & Sand-Jensen, K. 2016. Remarkable richness of aquatic macrophytes in 3-years old re-established Lake Fil, Denmark. Ecological Engineering 95: 375-383.

Barko JW & Smart RM 1986. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submerged macrophytes. Ecology 67: 1328-1341.

Brochet AL, Guilermain H, Fritz H, Gauther-Clerc M & Green AJ 2009. The role of migratory birds in the long-distance dispersal ofnative plants and the spread of exotic plants in Europe. Ecography 32: 918-928.

De Vlaminck V & Proctor VW 1968. Dispersal of organisms: viability of seeds recovered from the droppings of captive killdeer and mallard duck. Botany 55: 20-26.

Ellenberg H 1988. Vegetation Ecology of Central Europe. Cambridge University Press, Cambridge.

Grace JB & Wetzel RG 1978. The production biology of Eurasion watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*). Journal of Aquatic Plant Management 16: 1-11.

Grime JP 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley, New York.

Hansen K 2008. Det Tabte Land. Gad, København.
Heikkinen RK, Leikola N, Fronzek S, Lampinen R & Toivonen H 2009. Predicting distribution patterns and recent northern range shifts of an invasive aquatic plant, *Elodea canadensis*. BioRisk 2: 1-32.
Lovas-Kiss A, Vizi B, Vincze O, Molnar AV & Green AJ 2018. Endozoochory of aquatic ferns and angiosperns by mallards in Central Europe. Journal of Ecology 106: 1714-1723.
Madsen J, Eichler LW & Breen CM 1980. Predicting invasion success of Eurasian Watermilfoil. Journal of Aquatic Plant Management 26: 47-50.
Praeger RL 1913. On the buoyancy of the seeds of some Britannic plants. The Scientific Proceedings of the Royal Dublin Society, Dublin.
Rasmussen NM 2018. Udvalgte makrofyters karaktertræk af betydning for deres spredningsevne. BC-thesis. Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Biologisk Institut, Københavns Universitet.
Riis T & Sand-Jensen K 2001. Historical changes in species composition and richness accompanying perturbation and eutrophication of Danish lowland streams over 100 years. Freshwater Biology 46: 269-280.
Riis T & Sand-Jensen K 2006. Dispersal of plant fragments in small streams. Freshwater Biology 51: 274-286.
Rogers KH & Breen CM 1980. Growth and reproduction of *Potamogeton crispus* in a South African lake. Journal of Ecology 68: 561-571.
Sand-Jensen K, Bruun HH, Nielsen TF, Christensen DM, Hartvig P, Schou JC & Baastrup-Spohr L 2018. The dangers of being a small, oligotrophic and light-demanding freshwater plant across a spatial and historical eutrophication gradient in southern Scandinavia. Frontiers in Plant Science. Doi: 10.3389/fpls.2018.00068.
Sand-Jensen K, Kragh T, Borum J, Baastrup-Spohr L, Egemose S, Jensen H … Søndergard M 2017. Nye danske søer – optimalt design for økologisk kvalitet og biodiversitet. Vand & Jord 24: 65-69.
Sand-Jensen K, Kragh T, Petersen K, Baastrup-Spohr L, Schou JC, Moeslund B & Holm P 2014. Miraklet i Vestjylland – den genoprettede Filsø. Urt 38.4: 114-123.
Sand-Jensen K & Lindegaard C 2014. Ferskvandsøkologi. Gads Forlag.
Sand-Jensen K & Møller CL 2013. Reduced root anchorage of freshwater plants in sandy sediments enriched with fine organic matter, Freshwater Biology. FWB. doi.org/10.1111/fwb12275
Schou JC, Moeslund B, Baastrup-Spohr L & Sand-Jensen K 2017. Danmarks Vandplanter. BNF's Forlag, Klitmøller.
Schutten J, Dainty J & Davy AJ 2005. Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes. Journal of Ecology doi.org/10.1111/j. 1365-2745.2005.00980.x
Sculthorpe CD 1967. The Biology of Aquatic Vascular Plants. William Clowes, London.
Skriver P 1981. Data om damme, moser og søer i Aarhus Kommune. Et naturhistorisk studie af 1345 vandhuller. Eget Forlag, Aarhus.
Soons MB, de Groott GA, Ramrez MTC, Fraailje RGA, Veroeven JTA & de Jager M 2017. Directed dispersal by an abiotic vector – wetland plants disperse their seeds selectively to suitable sites along the hydrological gradient via water. Functional Ecology 31: 499-508.
Sø JS 2018. Temporal development of biodiversity of submerged plants in new Danish lakes. BC-thesis. Freshwater Biological Laboratory, University of Copenhagen.
Westoby M, Jurado E & Leishman M 1992. Comparative evolutionary ecology of seed size. Trends in Ecology and Evolution 7: 368-372.

LEDER, FORTSAT FRA SIDE 2

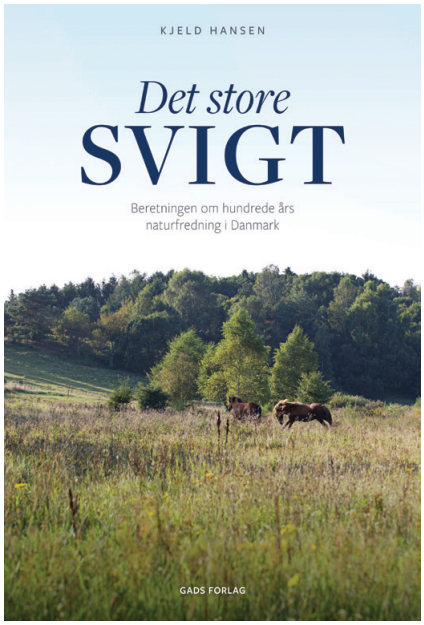
I min baghave, Mols Bjerge, kører også en stille proces med mere vildhed. Mindre folde med meget styret naturplejegræsning er blevet afløst af meget større folde på 50-120 hektar med helårsgræsning med lavt græsningstryk og flere husdyrarter sammen. Her har enkelte grupper reageret i tidens bekymrede ånd – er det mon ikke farligt at gå ind til dyrene? Bekymringen blev ikke mindre af, at en hund blev trampet ned af en flok køer nær en klaplåge i en af Naturstyrelsens storfolde på Helgenæs. Den hund – eller historien om den – får et langt efterliv i debatten. Vi holder fast i at få mere rewilding-inspireret naturplejegræsning, men også i at komme borgere og brugerne i møde. Trods invitation med klaplåger, garantier for fredelige dyr og vejledning i færdsel hævder nogle brugergrupper, at de ikke tør færdes inde i græsningsfoldene. Samtidig har Molslaboratoriet på deres 120 hektar rewildingarealer med vildheste og galloway i næsten fri bestandsregulering oplevet en enorm øgning i besøgtallet ind på arealerne med "de vilde dyr".

Et af vore mest menneskelige træk er, at vi ofte er inkonsekvente og i splid med os selv. Mange moderne mennesker – måske ikke mindst dem fra "Østholdet" – går på jagt efter de mere og mere marginale risikomomenter, ift. biler og cykel, ift. børn, kemi og kost, ryge- og krænkelsesfrie zoner, ift. indeklima, trafikstøj, fødsler og sygdomsforebyggelse. Her vil Vestholdet være tilbøjelig til at mene, at det hele kan blive for ferskt og farveløst. Men sjovt nok, når alt er blevet uhyre sikkert og ordnet, så opsøger mange af os faren og det ukontrollerede: MTB-cykling, kitesurfing, riverrafting, havsvømning, Tivolis hårrejsende forlystelser – og vilde naturoplevelser. På rejser hitter besøg til "de sidste uberørte steder på planeten". Måske er det hele meget menneskeligt og inkonsekvent: I vest vil man gerne ha' "antomkraft", men helst "ovre i den østre ende" – i øst vil man gerne ha' ulv, men det er jo fra naturens hånd lettest ovre vestpå.

Så prøv nu at komme i dialog med nogen uden for din egen fysiske eller virtuelle ghetto. Den gode samtale, der flytter noget i forhold til ulv i Danmark, skal helt sikkert ikke føres på Facebooks Biodiversitetsgruppe, på den lokale øko-café på Vesterbro eller i universitetets kantine. Var man nu gået i gang med det planlagte byggeri på Amager Fælled, og naturvenner derpå havde lavet hærværk på en række entreprenør-maskiner, ville de strikkende koner ved det grønne facebook-skafot så ha' været lige så strenge ved denne form for selvtægt, som over for ulvemorderen fra Ulfborg? Næppe! Det fornemme og trygge ved domstole i et demokratisk samfund er, at de ikke skal spændes for bestemte verdenssyn eller politiske anskuelser. Vi kan nu diskutere, om loven skal strammes, men det foregår nu engang i Folketinget. I stedet ku' vi gå i gang med den irriterende og langsommelige dialog med dem, vi er uenige med. Det var et skæbnesvangert skud og en grim handling. Men vi har Bæver, Elg, Bison, Vildsvin og Ulv lige nu i den danske natur. Vi har Ravn, Rød Glente, Havørn, Kongeørn og Duehøg – og de arter er i fremgang. Til genggæld er giftdrab blevet sjældnere. Det koger derude, men tænk lige 10 år tilbage. Der er noget, der flytter sig.

Jens Reddersen, ansv. redaktør

Boganmeldelse: Det store svigt



Kjeld Hansen: Det store svigt. Beretningen om hundrede års naturfredning i Danmark. Gads Forlag 2017. 464 s., vejl. pris 399,95 kr.

Af Thomas Secher Jensen

Miljøjournalist Kjeld Hansen (KH) har i endnu et monumental, vægtigt (xx kg!) værk hudflettet det såkaldte fredningsinstrument, hvorved bredt forstås den administration der forestår fredninger.

Bogens titel rummer ordet Svigt, hvorved, iflg. Den danske Ordbog forstås: "det at skuffe eller forsømme nogen ved ikke at gøre det, som man har lovet, eller det som forventes af én."

Hvad er så svigtet?

Det er ifølge KH den danske yndige natur, der er blevet svigtet i en sådan grad, at den i dag er blandt de ringeste i Europa. Millioner af kroner er blevet postet ud til fredningslignende støtteordninger for landbruget, samt til fredninger, der har været stort set nytteløse for ikke at sige skadelige for den natur, der skulle beskyttes.

Og Hvem har svigtet?

Bogen peger især fingre af fredningsnævnenes inkompetence, politikernes upålidelighed og myndighedernes svigtende kontrol på tværs af biologiske kendsgerninger, faglige advarsler og almindelig sund fornuft. For EU modstandere er det måske værd at bemærke, at KH anser EU´s skrappe naturdirektiver for at være en faktor, der har bevirket at det ikke er gået værre.

KH anser også en væsentlig årsag til afviklingen af danske natur hvad han kalder "handlekraftig uvidenhed" – orkestreret af en hær af landbrugsvenlige politikere og deres støttepersoner især med tilknytning til Det Danske Hedeselskab- et tema KH også har behandlet i bogen "Det tabte land".

KH er kendt for en yderst dybdeborende research, der i bogen i første omgang er rettet mod Miljøstyrelsens opgørelse af, hvor mange fredninger der i et helt århundrede er gennemført i Danmark. Styrelsen oplyser ca. 6000 fredninger, men KH's gennemgang viser, at det reelle tal blot er 1843 egentlige naturfredninger, resten er bl.a. kirkefredninger, deklarationer, ophævede sager mv.

Bogen er inddelt i tre dele: "Det svundne er en drøm", Herfra hvor vi står" og "Naturfredning for fremtiden". 1.del er en historisk gennemgang, 2.del rummer en række (skræk)eksempler og 3.del nogle bud på fremtidens naturforvaltning. Der afsluttes med en epilog.

Bogens første del er en detaljeret, mangesidet (KH fatter sig sjældent i korthed) gennemgang af naturfredningens historie fra de første spæde tilløb over de store landskabsfredninger til nutidens meget fåtallige småfredninger. Men tyngden i den historiske gennemgang ligger på afdækningen af naturforarmelsen i Danmark, med en påpegning af, at især støtteordninger i forbindelse med landindvindingsloven og grundforbedringsloven satte gang i hidtil uhørte naturindgreb. Det såkaldte "Kanslergadeforlig" i 1933 var roden til meget ondt. Herefter blev uhyre summer via landbruget og Hedeselskabet kanaliseret ud i naturødelæggelse.

Andel del er en status over resultaterne af hundrede års naturfredning – har det nyttet? En stribe udvalgte fredninger bliver gennemgået for styrker og svagheder og efterlader et deprimerende aftryk. KH´s detaljerede gennemgang af fejlslagne fredningsforsøg synes uendelig lang. Om ødelæggelser af moser, klinter, heder og overdrev. Ganske vist er fredningerne af Skagens Gren og Borris Hede positive tiltag, men gennemgangen af sagerne om fx Værnengene, Vest Stadil Fjord og Tøndermarsken giver en ubehagelig smag i munden. Også skovenes tilstand rummer en sørgelig historie, og KH støtter derfor de tiltag der her skal til for at forbedre biodiversiteten, især etablering af urørt skov.

En vigtig pointe ved gennemgangen af de hidtidige fredninger er, at mange fredninger mislykkes, fordi der ikke er nogen der kærer sig om at intentionerne og målene bag fredningerne overholdes. Over tid sker der uønskede ændringer i biotoperne, der fx medfører at åbne områder gror til, og der mangler grundlæggende viden om de fleste fredningers tilstand. Fredningsdeklarationer som "status-quo"- fredninger kan i sig selv være hindrende for plejetiltag, hvad bl.a. tilgroning af Nørholm Hede vidner om.

Ud fra alle disse eksempler er det med nogen forventning man tager hul på tredje del, som omhandler KH´s bud på fremtiden. Men her må anmelderen melde, at afsnittet ikke står så knivskarpt som man kunne ønske – nok fordi det ikke er så let en sag. Store dele af de sidste kapitler er opsummering af jammerligheder vi tidligere er præsenteret for: Fredningsinstituttet har været utilstrækkeligt og Staten upålidelig. Der er bud på hvorfor det stadig i nogle tilfælde kan være nødvendigt at bibeholde fredninger, så som et last resort-våben vendt imod myndighederne.

KH´s bud på en bedre fremtid er ikke opmuntrende. I mangel på tillid til Staten er der kun de private lodsejere og Fondene tilbage. Førstnævnte gruppe kan synes noget overraskende at fæste tillid til, al den stund bogen også beskriver fx godsejeres veto over for naturforbedringer af deres arealer. Men enkelte private initiativer beskrives venligt – særligt den indhegnede Klelund Plantage. Blandt fondene er det ikke overraskende og især og vel nærmest udelukkende Aage V. Jensens Fonde, Fugleværnsfonden og Den Danske Naturfond, der for KH står som garanter for at alt ikke forbliver helt sort.

Kjeld Hansen har med *Det store SVIGT* endnu engang lavet et stykke imponerende research, og for enhver der beskæftiger sig med naturfredning og naturforvaltning må bogen være et must, også selv om omfanget er skræmmende.

Det store SVIGT skal man ikke læse for at blive i godt humør, men for at blive klogere på hvad der bør gøres.

124. ÅRGANG
HÆFTE 1-2

Oktober 2018

FLORA &FAUNA

Udgives af
JYDSK NATURHISTORISK FORENING

Udkommer 2-3 gange om året

www.jydsknaturhistorisk.dk

Formand:
Inga Kofoed Andersen inkoan@yahoo.dk

Årskontingentet er på 230 kr. for ordinære medlemmer, 255 kr. for institutioner, 280 kr. for udenlandske medlemmer, 100 kr. for studerende.

Abonnement kan tegnes ved at indbetale abonement til foreningens konto 1551-7068786 eller ved henvendelse til formanden.

Foto på omslagets for- og bagside: Bente Fyrstenberg Nedergaard, Elg i Lille Vildmose
Indlejret forsidefoto: Henrik Bringsøe, Bjergsalamander

Tryk: AKAPRINT A/S, Tilst, ISSN 0015-3818

Ekspedition og løssalg:
Lars Brøndum, Naturhistorisk Museum Aarhus
Wilhelm Meyers Allé 10, 8000 Aarhus C
tlf. 23 36 16 62 E-mail: lars@nathist.dk

Redaktion:
Jens Reddersen (ansv. redaktør samt botanisk redaktør),
tlf. 9133 4740 E-mail: jens.reddersen@vip.cybercity.dk

Thomas Secher Jensen (zoologisk redaktør)

Søren Kappel Schmidt (layout & teknik),
E-mail: medialab@fiberpost.dk

Bestyrelse:
Inga Kofoed Andersen (formand), Amdi Nedergaard (næstformand), Peter Wind (kasserer), Henrik Sell (sekretær), Per Egge Rasmussen, Ole F. Jensen, Hans Erik Jensen, Niels Andersen (suppleant).