

Botaniske klenodier i Nationalpark Kongernes Nordsjælland

10 udvalgte arters forekomst og bevaringsstatus



Titel: Botaniske klenodier i Nationalpark Kongernes Nordsjælland
- 10 udvalgte arters forekomst og bevaringsstatus

Forfattere: Henrik Ærenlund Pedersen (Select Nature)
og Nina Kjær Pedersen (Dansk Bioconsult ApS)

Ansvarshavende redaktør: Lars Rudfeld

Udgivelsesår: 2022

ISBN: 978-87-971736-9-5

Forsidefoto: Henrik Æ. Pedersen (motiv: Enblomstret Vintergrøn,
Moneses uniflora)

Kort og teknisk analyse af GIS-data: Nina K. Pedersen

Layout: Henrik Æ. Pedersen

Rapporten er publiceret på www.nationalparkkongernesnordsjaelland.dk

Udarbejdet for Nationalpark Kongernes Nordsjælland

Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse

Bedes citeret: Pedersen, H. Æ. & Pedersen, N. K. 2022. Botaniske
klenodier i Nationalpark Kongernes Nordsjælland- 10 udvalgte
arters forekomst og bevaringsstatus. Nationalpark Kongernes
Nordsjælland, Græsted.

Indhold

Forord	4
Indledning	5
Materiale og metoder	7
Fokusarter	7
Økologisk profilering	7
Kortlægning af artsudbredelser for perioden 1991-2020	8
Feltregistreringer 2021	10
Behandling af feltdata	10
Vurdering af bevaringsstatus i nationalparken	12
Resultater og diskussion	13
Otteradet Ulvefod (<i>Huperzia selago</i>)	13
Murrude (<i>Asplenium ruta-muraria</i>)	16
Blomstersiv (<i>Scheuchzeria palustris</i>)	20
Rust-Vandaks (<i>Potamogeton alpinus</i>)	23
Nikkende Kobjælde (<i>Pulsatilla pratensis</i>)	26
Liden Soldug (<i>Drosera intermedia</i>)	29
Liden Steffensurt (<i>Circaea alpina</i>)	32
Hede-Melbærris (<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>)	35
Enblomstret vintergrøn (<i>Moneses uniflora</i>)	39
Linnæa (<i>Linnaea borealis</i>)	43
Generelle betragtninger og anbefalinger	49
Referencer	53
Bilag 1: Supplerende habitatfotos	56
Bilag 2: Data fra dokumentationscirkler	63

Forord

Denne rapport repræsenterer den endelige afslutning på projektet ”Botaniske Klenodier i Kongernes Nordsjælland”, som tidligere desuden har genereret en samling GIS-filer til nationalparkens sekretariat. Procedurerne i forbindelse med GIS-arbejdet fremgår eksplicit af metodebeskrivelsen i denne rapport, ligesom rapportens resultat- og diskussionsafsnit delvist er baseret på GIS-materialet. GIS-arbejdet har dog kun været én af flere komponenter i dette projekt, og formålet med rapporten er at bringe en samlet, integreret fremstilling af de forskellige komponenters metoder og resultater samt at præsentere en samlet syntese og diskussion af resultaterne – med deraf følgende anbefalinger til fremtidig, artsorienteret naturforvaltning i nationalparken. Select Nature har i samarbejde med Dansk Bioconsult ApS gennemført projektet på konsulentbasis for Nationalpark Kongernes Nordsjælland. Vi vil gerne rette en stor tak til følgende personer, organisationer og myndigheder:

- Søren Agerlund, Naturstyrelsen Nordsjælland, for udlevering af data fra den lokale enheds ”Pas På Kort”.
- Erik Buchwald, Dansk Botanisk Forening, for udlevering af ikke-slørede data fra Atlas Flora Danica-databasen og for oplysninger om egne datasæt deponeret i databasen under Global Biodiversity Information Facility (GBIF).
- Thomas Eske Holm, Naturbasen, og medarbejdere ved GBIF-sekretariatet i København for hjælp og vejledning til udtræk af større datasæt.
- Andreas Jarløv Busch (Helsingør Kommune), Mogens Holmen, Thomas Vikstrøm, Hans Henrik Bruun, Vilhelm Dalgaard, Peter Leth, Lotte Rye Vind, Irina Goldberg, Jan Robin Larsen, Hans Wernberg, Per Hartvig, Erik Buchwald, Knud Bech og Henrik Jørgensen for konstruktiv respons på udsendt høringsmateriale og/eller for at have bidraget med værdifuld, supplerende viden om allerede indsamlede data eller specifikke artsudbredelser.
- Henrik Tranberg for assistance under mindre dele af feltarbejdet.
- Mikkel Bornø Clausen, Søren Agerlund (begge Naturstyrelsen Nordsjælland) og Jimmy Lassen for oplysninger om naturpleje på Melby Overdrev.
- Trine Neble, Slots- og Kulturstyrelsen, og Anna Thormann, Naturstyrelsen, for oplysninger om forvaltning af botaniske interesser i relation til restaurering af Kronborgs befæstninger.
- Private og offentlige lodsejere for at have udvist stor forståelse og imødekommenhed i forbindelse med feltarbejdet.
- Jan Durinck, Dansk Bioconsult ApS, for løbende vejledning til GIS-arbejdet og for kvalitetssikring af GIS-data.
- Svend Eide Joensen for tips og tricks samt vejledning til analysemetoder i Q-GIS.

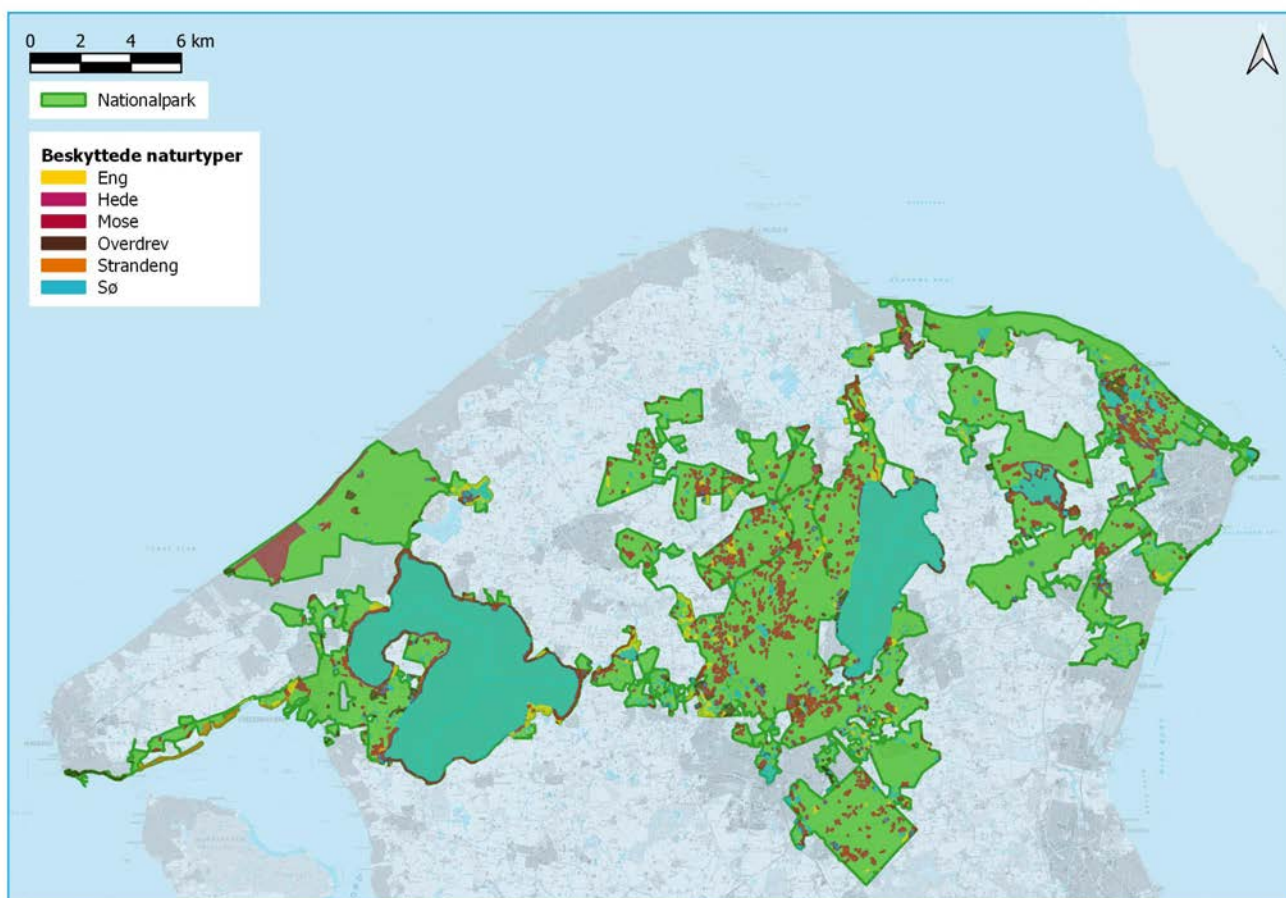
Sidst, men ikke mindst, vil vi gerne bringe en særlig tak til Lars Rudfeld, Nationalpark Kongernes Nordsjælland, for inspirerende, engageret og konstruktivt samarbejde gennem hele forløbet.

Indledning

Danske myndigheder, institutioner og organisationer engageret i naturbeskyttelse og -forvaltning har i årtier haft fokus på at bevare en høj artsdiversitet på landsplan. I det seneste halve århundrede er dette bl.a. kommet til udtryk gennem det nationale rødlistearbejde, som med dækning af stadigt flere organismegrupper har skabt opmærksomhed omkring arter truet på landsplan (Wind & Ejrnæs 2014). Hver art på rødlisten har sin egen, unikke fordeling af forekomster i Danmark, og frem til kommunalreformen accepterede amterne, at de måtte bidrage væsentligt til bevarelsen af deres respektive udvalg af nationalt truede arter (f.eks. Faurholdt 1994; Petersen 2004). Da amternes naturforvaltning i vid udstrækning overgik til kommunerne den 1. januar 2007, tildelte miljøministeren hver kommune en "særlig ansvarsart" (dvs. en nationalt fredet og/eller rødlistet art med én eller flere vigtige forekomster i kommunen) og satte derved fornyet fokus på regionale bidrag til sikring af den nationale artsdiversitet.

Bevarelsen af en høj artsdiversitet på landsplan er bestemt vigtig; men den garanterer ikke automatisk, at en tilsvarende variation bevares på regionalt plan til glæde og inspiration for den lokale befolkning og som bidrag til de enkelte arters samlede genetiske variation. Hvis sidstnævnte mål skal nås, er det nødvendigt også at rette fokus mod arter, som på trods af en god national bevaringsstatus er sjældne og måske ligefrem truede på regionalt plan (Pedersen & Vire 1993; Faurholdt 2000; Leth 2006). Langt de fleste arters fordeling af forekomster inden for Danmarks grænser hænger nøje sammen med klimatiske, geologiske og/eller hydrologiske forhold. Dette gælder også blandt karplanterne (Vestergaard & Hansen 1989; Vestergaard 2015), hvorfor man kan forvente at finde særligt høje koncentrationer af regionalt udfordrede karplantearter i områder med for den pågældende landsdel usædvanlige naturforhold.

Det nordøstligste Sjælland skiller sig ikke ud fra hovedparten af det øvrige Sjælland ved særlige klimatiske eller hydrologiske karakteristika. Derimod er området i et sjællandsk (og videre østdansk) perspektiv geolo-



Figur 1. Kort over Nationalpark Kongernes Nordsjælland med angivelse af beskyttede naturtyper.

gisk afvigende ved at have de øvre jordlag domineret af morænesand og ved at rumme regionens største arealer med henholdsvis flyvesand og podsoleret jordbund (Vestergaard 2015: fig. 2-2, 2-10, 2-11). Markant større områder af flyvesand findes i Danmark kun langs den jyske vestkyst, mens morænesand og podsoleret jordbund primært forekommer i større dele af det nordlige og vestlige Jylland – med markante, østlige forposter på Djursland. Tager man desuden med i betragtning, at Nationalpark Kongernes Nordsjælland (fig. 1) inkorporerer alle de største, bevarede naturområder i det nordlige Nordøstsjælland (Sekretariatet, Nationalpark Kongernes Nordsjælland 2020), må man forvente, at nationalparkens flora omfatter et betydeligt antal karplantearter, som – skønt de er hyppige til almindelige i det nordlige og vestlige Jylland – er udfordrede på Sjælland og i Østdanmark generelt.

En nærmere gennemgang af udbredelseskortene i Hartvig (2015) antyder da også kraftigt, at Nationalpark Kongernes Nordsjælland på denne vis spiller en vigtig rolle for op mod 40 karplantearters eksistens på Sjælland. Nogle arter har således en bemærkelsesværdig stor tæthed af populationer i området, omend de også har andre markante koncentrationer af forekomster på Sjælland. Andre har mindst halvdelen af deres samlede sjællandske bestand i nationalparken (men forekommer også udenfor), og nogle få vokser på Sjælland udelukkende inden for nationalparken. En hensigtsmæssig forvaltning af nationalparkens voksesteder for disse ca. 40 arter (herefter kaldet "særlige interessearter") er derfor af stor betydning i et sjællandsk – og videre østdansk – perspektiv. I øvrigt er adskillige af arterne desuden nationalt rødlistet i Danmark. En målrettet forvaltning med fokus på langsigtet trivsel af netop disse arter i nationalparken vil derfor ikke kun have betydning for deres fremtidige forekomst på Sjælland, men vil desuden bidrage væsentligt til at sikre deres bevarelse på landsplan.

Desværre er kendskabet til de særlige interessearters aktuelle udbredelse, bestandsstørrelse og/eller trivsel i nationalparken mangelfuldt, hvilket øger risikoen for uhensigtsmæssig forvaltning. Endvidere er arternes formidlingsmæssige potentiale endnu uudnyttet. På denne baggrund ønskede Nationalpark Kongernes Nordsjælland at få gennemført en undersøgelse af et økologisk bredt udsnit af nationalparkens særlige interessearter blandt karplanterne. Projektet, som skulle belyse arternes udbredelse, status, bevaringsforhold og forvaltningsbehov, blev gennemført i 2021 og præsenteres nærmere i denne rapport.

Projektet blev planlagt med fokus på 10 særlige interessearter. For nemheds skyld omtales de 10 udvalgte arter herefter som "fokusarterne". Projektet har omfattet kortlægning af fokusarternes udbredelse inden for nationalparken i nyere tid, en database- og litteraturbaseret karakteristik af deres habitatkrav og økologiske tilpasninger samt (for fem arters vedkommende) feltregistrering af de aktuelle populationer – herunder bl.a. estimering af bestandsstørrelse og beskrivelse af de lokale plantesamfund.

Denne rapport indeholder alle relevante oplysninger om projektets baggrund, gennemførelse og resultater, idet hovedparten af de registrerede populationer dog ikke præsenteres på en så detaljeret geografisk skala, at de vil kunne genfindes i naturen alene på grundlag af rapportens oplysninger. Imidlertid er projektet desuden blevet afrapporteret med en samling GIS-filer, som indeholder detaljeret information om de enkelte populationers placering og afgrænsning. Mens rapporten ligger frit tilgængeligt på nationalparkens hjemmeside, administrerer nationalparkens sekretariat adgangen til den mere følsomme GIS-information, som primært er tiltænkt forvaltningsformål. Ved denne kombination sikres størst mulig åbenhed omkring projektet, mens de sjældne arters populationer i vid udstrækning beskyttes mod efterstræbelse. Vi håber, at rapporten og GIS-materialet tilsammen vil bidrage til at kvalificere den fremtidige forvaltning af de 10 fokusarter og deres voksesteder i nationalparken samt anspore til et generelt større fokus på den samlede pulje af særlige interessearter.

Materiale og metoder

Fokusarter

De 10 fokusarter blev udvalgt med henblik på en bred repræsentation af naturtyper og mulighed for gode formidlingshistorier som potentiel opfølgning på den faglige rapport. Inden for disse rammer tilstræbte vi, at hver fokusart skulle opfylde mindst to af følgende tre kriterier: [1] være nationalt rødlistet i Danmark, [2] vokse mere end ét sted i nationalparken, [3] have været hyppigere i området tidligere. Valget faldt på følgende arter, nævnt efter stigende antal registrerede populationer i nationalparken 1991-2020: Hede-Melbærris (*Arctostaphylos uva-ursi*), Liden Soldug (*Drosera intermedia*), Murrude (*Asplenium ruta-muraria*), Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*), Blomstersiv (*Scheuchzeria palustris*), Linnæa (*Linnaea borealis*), Rust-Vandaks (*Potamogeton alpinus*), Otteradet Ulvefod (*Huperzia selago*), Nikkende Kobjælde (*Pulsatilla pratensis*), Liden Steffensurt (*Circaea alpina*).

Arter til eftersøgning og registrering i felten blev som udgangspunkt udvalgt som den sjældneste halvdel af de 10 fokusarter – baseret på vores kortlægning af forekomster registreret de seneste 30 år (se nedenfor). Dog valgte vi at inddrage den lidt hyppigere Linnæa på bekostning af Blomstersiv. Dette skete for at skåne sidstnævnte arts slid-følsomme voksesteder mest muligt for færdsel, og fordi én af artens forekomster lå inden for beskyttelseszonen omkring en fiskeørnerede. Følgende arter indgik altså i projektets feltprogram: Hede-Melbærris, Liden Soldug, Murrude, Enblomstret Vintergrøn, Linnæa.

Økologisk profilering

Den kendte variationsbredde af samtlige fokusarter i forhold til blomstringstid, miljøfaktorer og tilknytning til naturtyper i Danmark blev karakteriseret gennem konsultation af et bredt udvalg af danske floraværker (Raunkjær 1942; Christiansen 1970; Rostrup 1973; K. Hansen 1981a; Thyssen 1990; Frederiksen et al. 2006; Schou et al. 2017) og topografisk-botaniske publikationer (Bøcher 1937; Køie & Køie 1939; Andersen 1943; Mikkelsen 1943; A. Hansen 1951; Wiinstedt 1953; Larsen 1956; N. Jensen 1971; Pedersen 1976; Ødum 1981; Hartvig 2015). Yderligere oplysninger specifikt om danske forhold blev fundet i to internationale floraværker (Gram & Jessen 1949-1951; Øllgaard 1993) og i en artikel om Otteradet Ulvefod (Dalgaard 1998a).

Vi indhentede også mere generel information om de enkelte arters økologi – herunder oplysninger om deres tilpasninger til voksestedet samt deres årscyklus, vegetative formering, bestøvnings- og spredningsbiologi. Med henblik på at anskueliggøre tilpasninger til voksestedet inddrog vi dels oplysninger om de enkelte arters livshistoriestrategi (dvs. tilpasninger udmøntet gennem deres livsforløb), dels oplysninger om deres livsform (dvs. deres biologisk-morfologiske tilpasninger). Med hensyn til livshistoriestrategi benyttede vi det såkaldte CSR-system (Grime 1979), ifølge hvilket arterne klassificeres som såkaldte C-, S- eller R-strateger (eller som mellemformer mellem disse hovedtyper):

- C-strateger (konkurrenceplanter) – planter med høj vækstrate og stor konkurrenceevne.
- S-strateger (nøjsomhedsplanter) – planter med lav vækstrate og ringe konkurrenceevne.
- R-strateger (pionérplanter) – planter med høj vækstrate og ringe konkurrenceevne.

Med hensyn til livsform henholdt vi os primært til knoplivsformsystemet (Raunkjær 1907), som opererer med følgende hovedkategorier (se også fig. 2):

- Luftplanter (fanerofytter) – foryngelsesknopperne placeret mere end 25 cm over jordoverfladen.
- Jordfladeplanter (chamaefytter) – foryngelsesknopperne placeret over jordoverfladen, men normalt mindre end 25 cm fra denne.
- Jordskorpeplanter (hemikryptofytter) – foryngelsesknopperne placeret i selve jordoverfladen.
- Jordplanter (kryptofytter) – foryngelsesknopperne placeret under jordoverfladen (egentlige jordplanter = geofytter) eller i vanddækket substrat (sumplanter = helofytter; vandplanter = hydrofytter).
- Enårige planter (therofytter) – overlever den ugunstige årstid som frø.

Med hensyn til spredningsstrategi klassificerede vi arterne efter de overordnede typer defineret af Sádlo et

al. (2018) – et system, som anerkender, at mange arter benytter sig af mere end én mekanisme til spredning af frø eller sporer. Følgende typer viste sig at være repræsenteret blandt vore fokusarter:

- *Allium*-typen – overvejende selvspredning; sjældnere vindspredning, udvendig dyrespredning eller indvendig dyrespredning.
- *Bidens*-typen – overvejende selvspredning og udvendig dyrespredning; sjældnere indvendig dyrespredning.
- *Cornus*-typen – overvejende selvspredning og indvendig dyrespredning.
- *Epilobium*-typen – overvejende vindspredning og selvspredning; sjældnere udvendig eller indvendig dyrespredning.
- *Lycopodium*-typen – overvejende vindspredning; sjældnere selvspredning, vandspredning, udvendig eller indvendig dyrespredning.
- *Sparganium*-typen – overvejende selvspredning og vandspredning; sjældnere udvendig eller indvendig dyrespredning.
- *Wolffia*-typen – overvejende vandspredning; sjældnere udvendig eller indvendig dyrespredning.

Oplysninger om de enkelte arters livshistoriestrategi, livsform, årscyklus, vegetative formering, bestøvnings- og spredningsbiologi blev fundet gennem konsultation af de samme værker, som blev benyttet i forhold til arternes danske, økologiske forhold (se ovenfor) – suppleret med Raunkiær's klassiske værk om de enkimbladede danske blomsterplanters naturhistorie (Raunkiær 1895-1899), relevante kapitler i Flora Nordica (Kukkonen 2000; Lindell 2001; Snogerup 2010), to online-databaser (OABIF 2021; PLADIAS 2021) samt artikler om Otteradet Ulvefod (Dalgaard 1998b), Liden Soldug (Thum 1988) og Linnæa (Wilcock & Jennings 1999).

Kortlægning af artsudbredelser for perioden 1991-2020

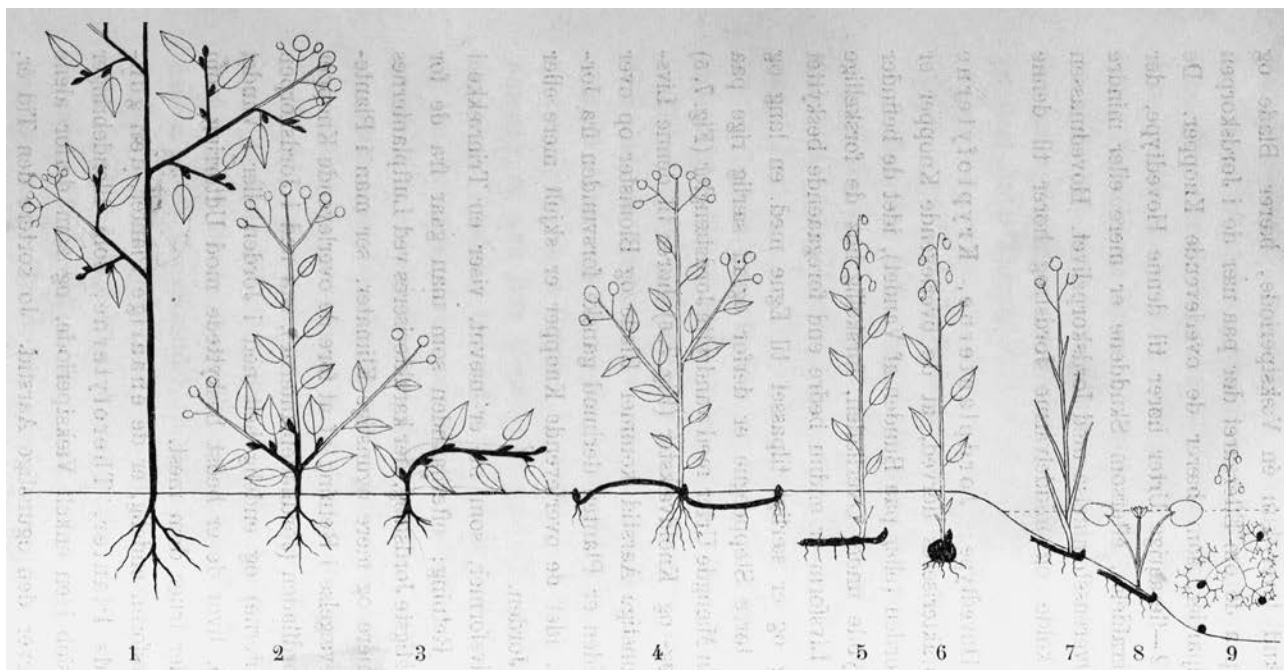
For hver fokusart sammenstillede vi en oversigt over alle forekomster registreret i nationalparken inden for de seneste 30 år – dvs. i perioden 1991-2020. Sammenstillingen blev i første omgang baseret på følgende digitale kilder:

- Global Biodiversity Information Facility (GBIF; www.gbif.org); tilgået den 11. marts 2021 (Bruun Asmusen Lange & Hermann 2016; Buchwald 2018; Brunbjerg & Ejrnæs 2019; Affouard et al. 2020; Kjeldsen 2020; Møller et al. 2020; Ueda 2021; de Vries & Lemmens [uden årstal]).
- Naturstyrelsen Nordsjællands "Pas På Kort"; data-udtræk dateret 24. september 2020.
- Dansk Botanisk Forenings (DBF) database fra projektet Atlas Flora Danica (AFD); udtræk modtaget den 12. marts 2021.
- Naturbasen (www.naturbasen.dk); tilgået den 26. marts 2021 ved brug af Dansk Bioconsult ApS's licens nr. E07/2015.

Datasættene fra de fire databaser blev slået sammen til ét i Q-GIS version 3.4.6, med bevarelse af parametre som inventør, habitat, funddato og bemærkninger. Efter klargøring af det første udkast til en oversigt over kendte forekomster fra de seneste 30 år sendte vi data og relateret kortmateriale til udvalgte feltbotanikere med lokalkendskab og bad om deres hjælp til komplettering af oversigten. Tre personer meldte tilbage med supplerende oplysninger, som blev inkorporeret i det endelige datasæt.

Som udgangspunkt blev alle originale data bevaret. Dette gælder også data for fund angivet med større eller mindre geografisk usikkerhed af inventøren (oftest i Naturbasen), da vi ikke havde mulighed for at erstatte dem med præcise data for de samme fund. Derimod frasorterede vi så vidt muligt administrativt slørede AFD-fund registreret i GBIF, da de reelt blot var upræcise dubletter af de ikke-slørede data modtaget direkte fra DBF. Slørede data for AFD-fund, som er tilgået GBIF ad omveje, kan vi dog utilsigtet have inkluderet i det samlede datasæt.

Nogle fund var registreret på åbenlyst atypiske voksesteder for den pågældende art. For de sjældneste arter søgte vi sådanne angivelser verificeret eller afkræftet ved kontakt til inventør. Hvis dette ikke løste problemet, foretog vi en eftersøgning i felten – selv for arter, der ikke indgik i det egentlige feltprogram (jf. afsnittet "Feltregistreringer 2021"). De ganske få fund, som blev afvist på dette grundlag, blev registreret i en GIS-fil



Figur 2. Skematisk fremstilling af de flerårige karplanters knoplivsformer: luftplanter (1), jordfladeplanter (2-3), jordskorpeplanter (4) og jordplanter (5-6: egentlige jordplanter, 7: sumpplanter, 8-9: vandplanter). De dele af planterne, som dør bort i den ugunstige årstid, er vist med omrids, mens de blivende skud eller skudpartier med de overlevende knopper er udfyldt med sort. Efter Raunkiær (1907: fig. 7).

med "fejlangivelser", og angivelserne diskuteres eksplicit under de pågældende arter nedenfor. Angivelser fra atypiske voksesteder i nær tilknytning til accepterede forekomster blev henregnet til disse, men fik ikke konsekvent indflydelse på de pågældende populationers afgrænsning.

På basis af det samlede datasæt blev de enkelte populationer af hver art afgrænset som polygoner i Q-GIS. I første omgang tog vi stilling til, hvor mange populationer af en given art, der burde anerkendes – altså præcis hvilken punktsværm, hver population skulle omfatte. Dette skete med inddragelse af:

- *Viden om de enkelte arters spredningsøkologi og tilknytning til danske naturtyper* – som udredt gennem studier af litteratur og databaser (jf. afsnittet "Økologisk profilering" ovenfor). Dette betyder f.eks.: [1] at populationer af vindspredte arter tilknyttet forholdsvis tørre naturtyper blev afgrænset relativt bredt; [2] at populationer af dyrespredte arter tilknyttet fugtige naturtyper blev afgrænset således, at fund fra indbyrdes nærliggende eller ligefrem sammenhængende vådområder indgår i samme population; [3] at populationer af arter med meget specifikke habitatkrav og ringe spredningsevne blev afgrænset meget snævert til dele af den kendte biotop med registrerede fund (f.eks. yngre tørvemos-hængesæk). Det er indlysende, at anvendelsen af disse principper involverede en lang række skøn, navnlig for arter med mange fund.
- *Praktiske hensyn*, f.eks. i forhold til: [1] mulighederne for overvågning og fornyet lokalisering af populationerne; [2] eksisterende og/eller logiske grænser i forhold til sikring og fremtidig forvaltning af populationerne; [3] forekomsten af større veje eller jernbaner.

Til at understøtte arbejdet med afgrænsning af populationer benyttede vi baggrundskort fra MiljøGIS, Arealinfo, Kortforsyningen og Naturstyrelsens online kortservice. Disse kort gav os mulighed for at inddrage aspekter som arealdrift, topografi, strømretning af vandløb, beskyttede naturtyper og habitatnaturtyper – hvortil kommer den digitale adgang til luftfotos fra foråret 2021 og til ældre målebordsblade med f.eks. tidligere vådområder og moser indtegnet. De artsspecifikke principper, vi fulgte ved afgrænsning af populationer, er beskrevet under de enkelte arter i kapitlet "Resultater og diskussion".

Efter lokalisering af den samlede "punktsværm" for en forekomst, afgrænsede vi populationen som en polygon. I den sammenhæng valgte vi en relativt snæver afgrænsning. Således blev omridset af en stør-

re population ikke konsekvent indtegnet med direkte linjer mellem de yderste punkter, hvis signaturer på baggrundskort tydede på, at en polygon med indbugtninger mod mindre perifert beliggende fundpunkter passede bedre med artens kendte habitatkrav. Hvis en population var repræsenteret med blot et enkelt fundpunkt, indtegnede vi populationen som en mindre polygon (typisk med en udstrækning på 5-20 m omkring punktet) – dels for at tage højde for GPS-usikkerhed og dels i erkendelse af, at de færreste populationer reelt er punktformede.

Kortene, som blev udarbejdet til denne rapport, indeholder data fra Geodatastyrelsen, DTK25/(1:25.000), WMS-tjeneste.

Feltregistreringer 2021

Baseret på kortlægningen af artsudbredelser for perioden 1991-2020 eftersøgte vi samtlige indtegnede populationer af Murrude, Liden Soldug, Hede-Melbærris, Enblomstret Vintergrøn og Linnæa i feltet. For hver genfundne population observerede vi bestandens aktuelle udstrækning under hensyntagen til de samme aspekter som beskrevet i afsnittet "Kortlægning af artsudbredelser for perioden 1991-2020". I denne sammenhæng registrerede vi individuelle kloner og/eller repræsentative randpunkter for større kloner med fladeudbredelse eller for hele populationen med en håndholdt Garmin GPS (GPSMAP 64s, ETREX 32X). Uanset den præcise fremgangsmåde kom i hvert fald nogle af de registrerede punkter i hver population således til at fungere som repræsentative randpunkter for hele populationen.

For alle genfundne populationer foretog vi registreringer med udgangspunkt i gennemprøvede NOVANA-metoder (<https://bios.au.dk/forskningraadgivning/fagdatacentre/biodiversitet/tekniske-anvisninger/>).

Voksestedet blev fotograferet, naturtypen blev bestemt (med særligt henblik på eventuel forekomst af habitatnaturtyper; Buchwald & Søgaard 2000), og eventuelle akutte trusler blev noteret. I overensstemmelse med standardmetoden for overvågning af nationale ansvarsarter opgjorde vi skønsmæssigt populationsstørrelsen på en skala fra x-xxxx (idet vi konsekvent betragtede et "individ" som synonymt med en vegetativt sammenhængende klon og for karsporeplanternes vedkommende behandlede sporehusbærende sporofytter som analoge til blomstrende individer):

- x: 1-9 blomstrende individer.
- xx: 10-99 blomstrende individer.
- xxx: 100-999 blomstrende individer.
- xxxx: Over 1000 blomstrende individer.

Standardmetoden tager imidlertid ikke højde for mulig forekomst af rent vegetative populationer, ligesom den underestimerer den reelle størrelse af populationer, hvori kun nogle individer blomstrer eller bærer sporehuse. Foruden at opgøre populationen af blomstrende/sporehusbærende individer, opgjorde vi derfor også det samlede individantal på samme skala (blot med udeladelse af "blomstrende").

Med henblik på at karakterisere plantesamfundet udarbejdede vi for hver populations voksested en komplet artsliste over karplanter i en dokumentationscirkel (radius: 5 m). I hvert tilfælde placerede vi cirklen så centralt som muligt i forhold til fokusartens største tæthed, således at den kom til at karakterisere den mest relevante (og formentlig bedst bevarede) del af fokusartens lokale habitat. Hver dokumentationscirkels centrum blev GPS-registreret for at muliggøre monitoring af plantesamfundet på samme prøveflade gennem en årrække, altså uden for rammerne af det aktuelle projekt.

Foruden de ovennævnte feltregistreringer gennemførte vi sporadiske eftersøgninger af enkelte populationer af fokusarter, som ikke indgik i det egentlige feltprogram. Dette skete mest med henblik på fotografering til rapporten. Dog afprøvede vi systematisk de få åbenlyst "suspekter" angivelser, som i forbindelse med den indledende kortlægning var dukket op for fokusarter uden for feltprogrammet. I praksis blev det kun relevant i forbindelse med Blomstersiv.

Behandling af feltdata

Med udgangspunkt i GPS-registreringerne af de genfundne populationer og deres repræsentative randpunkter samt med supplerende støtte fra feltnoter blev hver populations aktuelle udstrækning indtegnet som en polygon i en GIS-fil. Tilsvarende blev centrum af hver dokumentationscirkel tilføjet i GIS-materialet.

De i dokumentationscirklerne registrerede plantearter blev tildelt individuelle artsscorer. I overensstemmelse med retningslinjerne i Fredshavn & Ejrnæs (2007) og Fredshavn et al. (2008) blev lave scorer tildelt arter, som kan tolerere – eller ligefrem begunstiges af – negative påvirkninger af den pågældende hovednaturtype, mens høje point blev tildelt arter, som er følsomme (sårbare) over for forringelser af naturkvaliteten. Vi benyttede følgende skala udviklet af Fredshavn & Ejrnæs (2007), dog med tilfældet i kantet parentes som et ekstra kriterium:

- 7 point: ekstremt følsom over for påvirkninger, der forringer naturtilstanden
- 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 [eller planten kun bestemt til slægt]
- 1 point: invasiv art og/eller problemart begunstiget af forringet naturtilstand

Arter med en artsscore mellem 1 og 7 hører naturligt til naturtypen og betegnes under ét som "bidragsarter". Arter med en artsscore på 0 ("nularter") optræder normalt ikke i naturtypen, men må betragtes som tilfældige gæster uden signalværdi. Arter med en artsscore på -1 indikerer en omfattende uønsket påvirkning af naturtypen og betegnes derfor som "problemarter". Ved tildeling af artsscorer benyttede vi som udgangspunkt oversigten i Fredshavn & Ejrnæs (2007: bilag 1), men for datasæt tilknyttet fokusarter voksende i skov blev artsscorerne justeret i henhold til Fredshavn et al. (2008: bilag 2).

For hver af de fokusart-forekomster, hvor vi registrerede karplantearterne i en dokumentationscirkel, beregnede vi efterfølgende to eller fem mål for artssammensætningens kvalitet i forhold til naturtypens optimale bevaringstilstand. For samtlige disse forekomster beregnede vi således – i overensstemmelse med Fredshavn & Ejrnæs (2007) og Fredshavn et al. (2008) – "middelscoren" (m) som den gennemsnitlige pointværdi af alle dokumentationscirkelns arter og "artssummen" (s) som middelscoren multipliceret med antallet af bidragsarter i cirklen. For forekomster i habitatnaturtyper beregnede vi endvidere et "artsscoreindeks" (A_s), et "artsdiversitetsindeks" (A_d) og et samlet "artsindeks" (A). Artsscoreindekset blev i henhold til Fredshavn et al. (2008) beregnet som

$$A_s = 1/(1 + a \exp_e(1,85(1-m))),$$

hvor $\exp_e$ er den naturlige eksponentialfunktion, og a er en artsparameter baseret på den gennemsnitlige middelscore (m_a) for naturtypen på landsplan ($a = \exp_e(m_a)$). Artsdiversitetsindekset blev i henhold til Fredshavn & Ejrnæs (2007) og Fredshavn et al. (2008) beregnet som

$$A_d = (a_b/a_t)(1 - (1/\exp_e(s/d))),$$

hvor a_b er antallet af bidragsarter i dokumentationscirklen, a_t er det totale antal arter i cirklen, og d er en parameter beregnet som en funktion af m_a multipliceret med det gennemsnitlige antal arter (n_a) i danske dokumentationscirkler for naturtypen ($d = 0,8m_a n_a$). Endelig blev artsindekset i overensstemmelse med Fredshavn & Ejrnæs (2007) og Fredshavn et al. (2008) beregnet som et vægtet gennemsnit mellem artsscoreindekset og artsdiversitetsindekset:

$$A = 0,75A_s + 0,25A_d.$$

Ved beregning af de ovennævnte indeks måtte værdier for a , d , m_a og n_a baseres på tidligere offentliggjorte NOVANA-værdier, som udelukkende henviser til habitatnaturtyper (Fredshavn & Ejrnæs 2007; Fredshavn et al. 2008). Derfor kunne de tre indeks kun beregnes, når voksestedet for en fokusart tilsvarende repræsenterede en habitatnaturtype.

Middelscoren, som principielt kan variere fra -1 til 7, viser den gennemsnitlige følsomhed for dokumentationscirkelns arter uafhængigt af artsantallet (hvilket gør den til et relevant mål i både naturligt artsrige og naturligt artsfattige habitater). En lav middelscore indikerer således, at arealet er relativt påvirket af negative

faktorer, mens en høj middelscore indikerer, at arealet ikke eller kun i beskeden grad er negativt påvirket. Artsscoreindekset omsætter middelscoren til en værdi mellem 0 og 1, og anvendelsen af en sigmoid omsætningsfunktion medfører en mere jævn fordeling af værdierne mellem naturligt næringsfattige naturtyper (med tendens til relativt høje m-værdier) og naturligt næringsrige naturtyper (med tendens til lavere m-værdier). Artsscoreindekset kan altså betragtes som en mindre naturtype-afhængig (og derfor mere generelt sammenlignelig) version af middelscoren.

Artssummen kan principielt variere fra 0 til ca. 500. I modsætning til middelscoren afhænger den ikke kun af artsscorerne, men også af artsantallet. Dette gør artssummen særligt relevant til vurdering af tilstandsudviklingen på et konkret areal over en årrække, da forringelse af naturtilstanden ofte involverer et fald i antallet af naturtypens typiske arter. Artsdiversitetsindekset omsætter artssummen til en værdi mellem 0 og 1, og anvendelsen af en eksponentielt aftagende og asymptotisk omsætningsfunktion udjævner den ellers meget skæve, Poisson-lignende fordeling med mange relativt lave og få høje værdier. Da artssummen bl.a. afhænger af dokumentationscirkelens artsantal, vil den være mindre for artsfattige naturtyper end for artsrige naturtyper, men anvendelsen af parameteren d ved beregning af artsdiversitetsindekset kompenserer for dette. Artsdiversitetsindekset kan altså betragtes som en mindre naturtype-afhængig (og derfor mere generelt sammenlignelig) version af artssummen.

Artsindekset repræsenterer et forsøg på at vægte artsscoreindekset og artsdiversitetsindekset mod hinanden i et forhold, der samlet set giver det bedst tænkelige floristiske mål for naturkvaliteten.

Vurdering af bevaringsstatus i nationalparken

I dansk naturforvaltning har arbejdet med vurdering af arters bevaringsstatus efter faste kategorier (uden for rødlistesystemet) hidtil været langt overvejende fokuseret på den nationale bevaringsstatus for arter omfattet af habitatdirektivet. Tilsvarende principper – dvs. med fokus på en kombination af bestande, levested og levestedets størrelse – er dog udviklet til brug på lokalitetsniveau (Pihl et al. 2000; Søgaard et al. 2003), og der er intet til hinder for at anvende disse principper for arter, der ikke er omfattet af habitatdirektivet. I forbindelse med vurdering af arters bevaringsstatus i Nationalpark Kongernes Nordsjælland virker det mere oplagt at adoptere de konkrete kriterier for lokalitetsniveau end for nationalt niveau. Vi valgte på denne baggrund at vurdere fokusarternes individuelle bevaringsstatus i nationalparken efter følgende skala og definitioner, adopteret ordret fra Pihl et al. (2000: 22), idet "bestanden" i denne sammenhæng henviser til nationalparkens samlede bestand af arten:

- GUNSTIG. Områdets bestand er stabil eller i fremgang i antal og udbredelse, og levestedet er tilstrækkelig stort til at sikre den fortsatte eksistens af bestanden på stedet.
- USIKKER. Områdets bestand kan være stabil, i frem- eller tilbagegang. Hvis bestanden er stabil eller i fremgang er den så lille, at det er usikkert om levestedet er tilstrækkeligt stort til at sikre den fortsatte eksistens af bestanden på stedet. Eller der kan herske usikkerhed om udviklingen, bl.a. på baggrund af manglende/ældre data og konkrete/potentielle negative påvirkningsfaktorer for arten i området.
- UGUNSTIG. Områdets bestand er i tilbagegang i både antal og udbredelse, og levestedet er ikke tilstrækkeligt stort til at sikre den fortsatte eksistens af bestanden på stedet.
- UKENDT. Der foreligger ingen, ganske få og/eller meget usikre oplysninger om artens forekomst i området og om levestedet er tilstrækkeligt stort til at sikre den fortsatte eksistens af bestanden på stedet.
- FORSVUNDET. Arten kan ikke længere konstateres i området trods gentagne eftersøgninger gennem en længere årrække.

Resultater og diskussion

Otteradet Ulvefod (*Huperzia selago*)

ØKOLOGISK PROFIL

Otteradet Ulvefod (fig. 3) vokser i sol til halvskygge på overvejende sur, næringsfattig (til moderat næringsrig), fugtig til ret tør bund (Dalgaard 1998a; Hartvig 2015). Arten angives at mangle en klar C-, S- eller R-strategi (PLADIAS 2021). I Danmark er den observeret på åbne voksesteder som heder, hedemoser, lyngbakker og opgivne grusgrave såvel som i krat, skovmoser og lysåbne skove (fig. 4), især bøge-, birke- og granskove (Raunkiær 1942; Gram & Jessen 1949-1951; Wiinstedt 1953; Christiansen 1970; Rostrup 1973; Øllgaard 1981, 2006; Hartvig 2015). De fleste steder angives den at vokse på mosrig mor- eller tørvebund, og navnlig i skov synes Otteradet Ulvefod at optræde særlig hyppigt på jorddiger, vejrabatter og (overvejende nordvendte) skrænter. I Gribskov er den næsten konsekvent knyttet til plantesamfund domineret af Bølget Bunke (*Deschampsia flexuosa*); for omfattende vegetationsanalyser fra artens kendte voksesteder i Gribskov i 1990'erne henvises til Dalgaard (1998a).

Sporofyten er en stedsegrøn, urteagtig jordfladeplante (Raunkiær 1942; Wiinstedt 1953; Øllgaard 1981, 2006; Kukkonen 2000). I modsætning til de øvrige danske arter af Ulvefodfamilien, spreder Otteradet Ulvefod sig ikke ved hjælp af krybende skud. Undertiden ses en fragmentering af større individer (Kukkonen 2000), men vegetativ formering ved hjælp af ynglelegemer menes at spille en større rolle (Gram & Jessen 1949-1951; Wiinstedt 1953; Christiansen 1970; Rostrup 1973; Øllgaard 1981, 1993, 2006; Dalgaard 1998b;



Figur 3. Otteradet Ulvefod (*Huperzia selago*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 6 (jævnfør fig. 5). Foto: H. Æ. Pedersen.

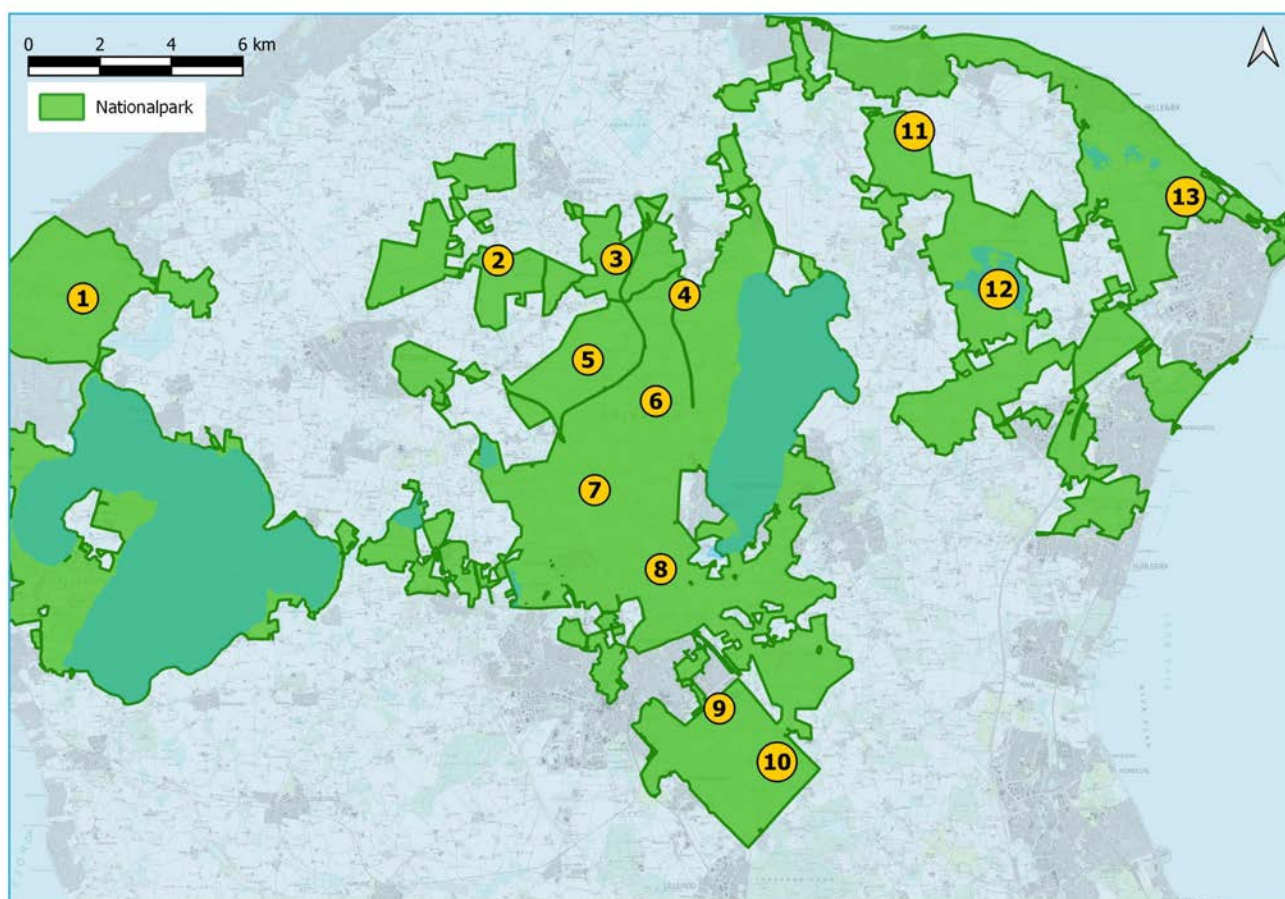
Kukkonen 2000). Fra sporofytten er 3-4 år gammel, kan den begynde at danne ynglelegemer mellem de øverste, ikke-sporehusbærende blade på årsskuddene, og produktionen kan fortsætte i resten af individets levetid. Undersøgelser i Gribskov har dog vist, at produktionen af ynglelegemer kan variere meget fra år til år (Dalgaard 1998b). Hvert ynglelegeme udgøres af et ganske lille skud. Når ynglelegemerne er blevet ca. 4 mm lange, knækker de let af (f.eks. gennem påvirkning af vindstød eller regndråber) og "smuttes" eller "svirpes" indtil 1 m væk fra moderplanten. Hvis den aktive spredning af ynglelegemerne sker i blæsevejr, kan den sikkert være kombineret med vindspredning over større afstande. De fleste ynglelegemer spredes om efteråret, men i nogle tilfælde spredes der ynglelegemer helt frem til det følgende forår. Et ynglelegeme, som lander på et sted med egnede forhold, kan udvikle sig til en ny sporofyt. Når sporofytten er tilstrækkeligt gammel kan den danne sporehuse, som producerer et enormt antal mikroskopiske sporer. Observationer af mange individer over tid i Gribskov tyder på, at en sporofyt skal være mindst 5 år gammel, før den kan begynde at danne sporehuse (Dalgaard 1998b). Sporerne modnes i (juni-)juli-august (Raunkiær 1942; Christiansen 1970; Øllgaard 1981) og spredes med vinden det følgende forår (Dalgaard 1998b). Potentielt kan de hver især spire og udvikle sig til en kønnet gametofyt, men langt de fleste sporer lander formentlig på steder med uegnede forhold. De få mm lange, helt eller delvist underjordiske gametofytter udvikles således kun i fugtig, forstyrret jord, hvor der ikke er nævneværdig konkurrence fra andre planters rødder (Dalgaard 1998b). Artens overordnede spredningsstrategi henføres til *Lycopodium*-typen (PLADIAS 2021).

AFGRÆNSNING AF POPULATIONER FOR PERIODEN 1991-2020

Populationerne blev afgrænset meget bredt ud fra de ovenfor citerede oplysninger om, at arten er vindspredt og har en relativt bred økologisk amplitude. I øvrigt er en del fund angivet med stor usikkerhed i de konsul-



Figur 4. Voksested for Otteradet Ulvefod (*Huperzia selago*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 6 (jævnfør fig. 5). Foto: H. Æ. Pedersen.



Figur 5. Kort over fordelingen af populationer af Otteradet Ulvefod (*Huperzia selago*) observeret i Nationalpark Kongernes Nordsjælland siden 1991. Populationerne blev ikke systematisk eftersøgt i felten i 2021.

terede databaser, hvilket yderligere tilskyndede os til at afgrænse populationerne bredt. De anerkendte populationer repræsenterer derfor primært fundpunkternes observerede fordelingsmønstre på temmelig stor geografisk skala. Af hensyn til kommende forvaltning undlod vi dog konsekvent at anerkende populationer på tværs af større landeveje og jernbaner. Inden for population 6 findes der to mindre delområder, hvor sværmen af fundpunkter er særlig tæt. I det hele taget er de registrerede fund ujævnt fordelt inden for de bredt afgrænsede populationer, hvilket formentlig afspejler, at egnede pletter for arten kun optræder spredt inden for de enkelte populationers samlede areal. Disse betragtninger harmonerer med, at Dalgaard (1998a, 1998b) anerkendte væsentligt flere, langt mere snævert afgrænsede populationer i Gribskov.

UDBREDELSE I NATIONALPARKEN 1991-2020

Ifølge vores fortolkning/gruppering af angivelser registreret i de historiske kilder har Otteradet Ulvefod haft 13 populationer i nationalparken inden for de seneste 30 år – heraf hele ni populationer inden for det sammenhængende skovområde fra Harager Hegn over Gribskov til Store Dyrehave (fig. 5). I nationalparken er arten især fundet langs større skovveje, men f.eks. også på skrænter og diger.

BEVARINGSSTATUS OG NATIONALPARKENS BETYDNING

Arten indgik ikke i vores egentlige feltprogram, men under en kort feltbesigtigelse blev det konstateret, at i hvert fald population 6 fortsat eksisterer. Baseret på vores meget brede afgrænsning af populationerne og på artens betydelige økologiske amplitude formoder vi, at også hovedparten af de øvrige kendte populationer fra perioden 1991-2020 er recente. På dette spinkle grundlag vurderer vi bevaringsstatus for Otteradet Ulvefod i nationalparken som værende GUNSTIG. Denne vurdering støttes af V. Dalgaard (in litt. 2022), som dog bemærker, at arten i hvert fald i Gribskov og Store Dyrehave aktuelt befinder sig i en markant bølgedal, både

med hensyn til antallet af snævert afgrænsede forekomster og det samlede antal sporofytter; resultaterne af hans årlige overvågning af arten siden 1993 tyder på, at populationsdynamikken primært styres af vejrforholdene (f.eks. har mange sporofytter mistet livet efter lange, varme perioder).

Otteradet Ulvefod er ikke nationalt rødlistet i Danmark (Moeslund et al. 2019). Den samlede danske bestand anses således for værende livskraftig (LC), men selv i de egne af landet, hvor arten er hyppigst, karakteriseres den ikke desto mindre som ret sjælden til sjældnen (Hartvig 2015). At dømme efter udbredelseskortet i Hartvig (2015: kort 1) har Otteradet Ulvefod langt de fleste af sine sjællandske populationer i Nationalpark Kongernes Nordsjælland, og uden for Sjælland omfatter den aktuelle danske udbredelse kun Læsø samt det mellemste og nordlige Jylland. Såfremt vi har ret i vores formodning om, at de fleste populationer påvist i Nationalpark Kongernes Nordsjælland inden for de seneste 30 år er recente, spiller nationalparken stadig en nøglerolle for artens eksistens på Sjælland – og for dens geografiske spredning i Danmark som helhed.

ANBEFALINGER

Vi anbefaler, at de aktuelle, pletvise forekomster af Otteradet Ulvefod inden for hver af de bredt afgrænsede populationer får sikret deres voksesteder i en for arten optimal tilstand; baseret på omfattende undersøgelser i Gribskov er de optimale forhold udførligt beskrevet i Dalgaard (1998a, 1998b). Med henvisning til de markante fluktuationer i individantal, som først og fremmest er påvist i Gribskov, anbefaler vi desuden, at åbenlyst egnede pletter uden aktuel forekomst af sporofytter ligeledes sikres i optimal tilstand, og at arten fortsat eftersøges på disse pletter. Dette forslag gælder navnlig pletter, hvor Otteradet Ulvefod har været observeret inden for de seneste 30 år, og vi begrundet forslaget med, at der stadig kan være levende sporer til stede, som før eller siden – via gametofytter – vil resultere i nye, overjordiske sporofytter.

Murrude (*Asplenium ruta-muraria*)

ØKOLOGISK PROFIL

Murrude (fig. 6) vokser på lysåben, tør, næringsfattig bund (Hartvig 2015) – i Danmark konsekvent i form af basisk mørtel (Wiinstedt 1953; Christiansen 1970; Hartvig 2015). Arten angives at mangle en klar C-, S- eller R-strategi (PLADIAS 2021), men dens høje tolerance over for stress i form af lavt næringsindhold i det hårde substrat er ikke desto mindre påfaldende. I Danmark er Murrude udelukkende fundet på gammelt (overvejende middelalderligt) murværk på kirker, borge (fig. 7), slotte, fæstninger og monumenter – frem for alt på nord- og østvendte mure (Gram & Jessen 1949-1951; Wiinstedt 1953; Christiansen 1970; Rostrup 1973; Øllgaard 1981, 2006; Hartvig 2015).

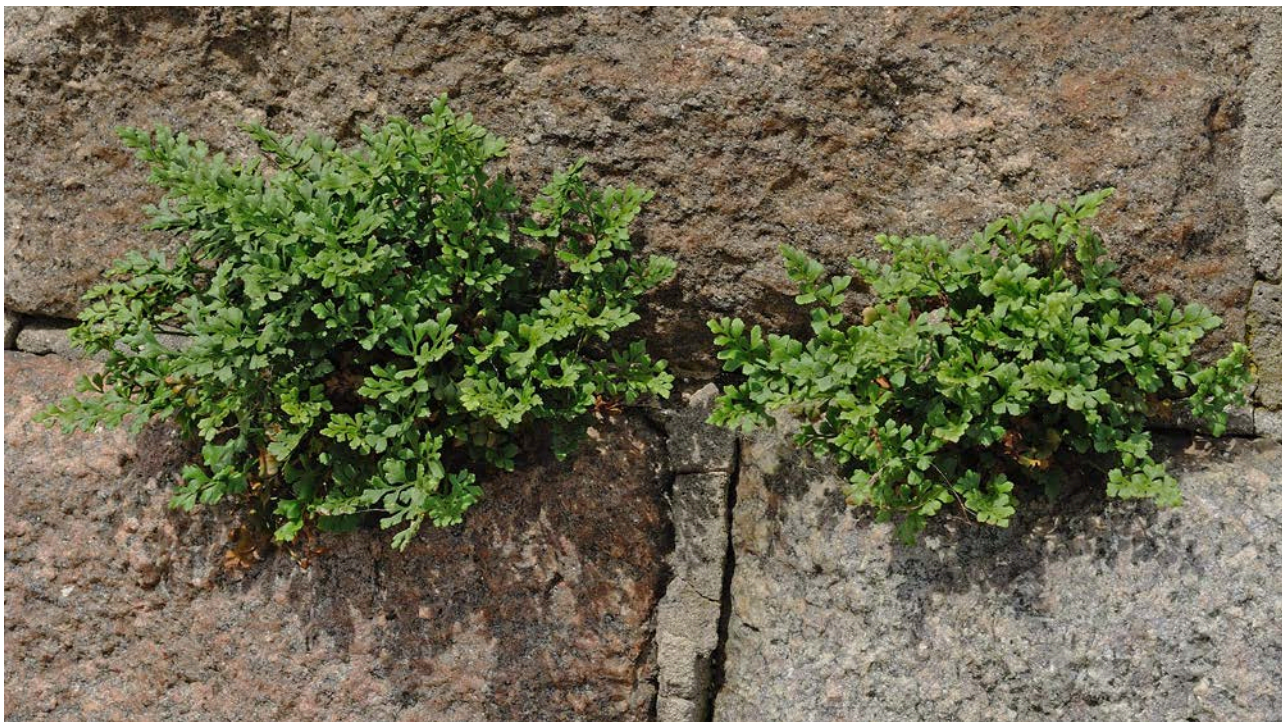
Sporofytten er en vintergrøn jordskorpeplante (Raunkiær 1942; Wiinstedt 1953; Øllgaard 1981). Jordstænglen er ganske kort (Gram & Jessen 1949-1951) og den klonale vækst meget begrænset, så der foregår praktisk talt ingen vegetativ spredning. Dog sker der en helt lokal, vegetativ formering ved henfald af forbindelsen mellem nye og ældre skud, hvilket typisk indtræder, når det nye skud er ca. 4 år gammelt (PLADIAS 2021). I Danmark modnes sporerne i juni-september og spredes med vinden (Raunkiær 1942; Gram & Jessen 1949-1951; Christiansen 1970; Øllgaard 1981). Artens overordnede spredningsstrategi henføres til *Lycopodium*-typen (PLADIAS 2021).

AFGRÆNSNING AF POPULATIONER FOR PERIODEN 1991-2020

Som udgangspunkt forbandt vi de perifere fundprikker i hver af de tre klart adskilte punktsværme (populationer). De ovenfor citerede oplysninger om, at arten i Danmark kun forekommer på gammelt murværk, blev dog i vid udstrækning udnyttet ved den nærmere afgrænsning af populationerne. For eksempel blev voldgrave og vejanlæg udeladt, såfremt udeladelsen ikke i urimelig grad kompromitterede indtegning af den pågældende population som polygon.

UDBREDELSE I NATIONALPARKEN 1991-2020

Murrude har haft tre kendte populationer i nationalparken inden for de seneste 30 år – alle i områdets østlige del (fig. 8).



Figur 6. Murrude (*Asplenium ruta-muraria*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 2 (jævnfør fig. 8). Foto: H. Æ. Pedersen.

FELTOBSERVATIONER 2021

Arten blev med held eftersøgt på alle tre lokaliteter; de estimerede bestandsstørrelser fremgår af tabel 1. Mens vi fandt sporofytter i mange størrelser, herunder nogle meget små, lykkedes det os ikke at finde en eneste gametofyt; disse sidder formentlig skjult i substratets smalle sprækker. I alle tre populationer bar langt over halvdelen af sporofytterne sporangier.

Med hensyn til de enkelte populationers udstrækning dækkede den meget store population 1 nogenlunde det samme areal, som vi havde identificeret på basis af digitale kilder, mens population 2 var en del mindre end forventet. Population 3 lykkedes det os ikke at genfinde inden for det på basis af historiske kilder afgrænsede areal; til gengæld fandt vi arten på to indbyrdes forbundne stykker murværk så tæt på dette areal, at vi henregner de nyfundne planter til samme population.

De observerede habitater i nationalparken stemmer overens med litteraturens generelle oplysninger om artens økologiske amplitude i Danmark. På alle tre lokaliteter vokser sporofytterne således med deres rodnet i forvitret mørtel i gammelt murværk. Population 1 er knyttet til Kronborgs befæstninger fra renæssancen (fig. 7), mens population 2 er fordelt på to forskelligartede gamle mure, hvis oprindelse vi ikke har kunnet tidsfæste nærmere (bilag 1: foto 1). Endelig hører population 3 hjemme i en barokhave, hvor den nyfundne delbestand til dels vokser i en forvitret pudsbelægning på en lav havemur, til dels på en muret bassinkant (bilag 1: foto 2).

Feltbesigtigelsen af population 1 den 23. juli 2021 lå inden for en periode, hvor der foregik restaureringsaktiviteter på flere dele af Kronborgs befæstninger – og på visse mure syntes al plantevækst at blive fjernet som led i restaureringsarbejdet.

BEVARINGSSTATUS OG NATIONALPARKENS BETYDNING

Nationalparkens tre kendte populationer af Murrude blev alle genfundet ved vores feltregistrering i 2021.

Med hensyn til population 1 fandt vi det bekymrende, at restaurering af Kronborgs befæstninger lokalt syntes at indebære systematisk fjernelse af murenes plantevækst, herunder Murrude. Dette medførte en henvendelse fra nationalparken til Naturstyrelsen, der er tilsynsmyndighed for Miljøstyrelsen omkring forhold vedrørende fredede plantearter. Notatet, som Naturstyrelsen derefter udarbejdede på grundlag af en

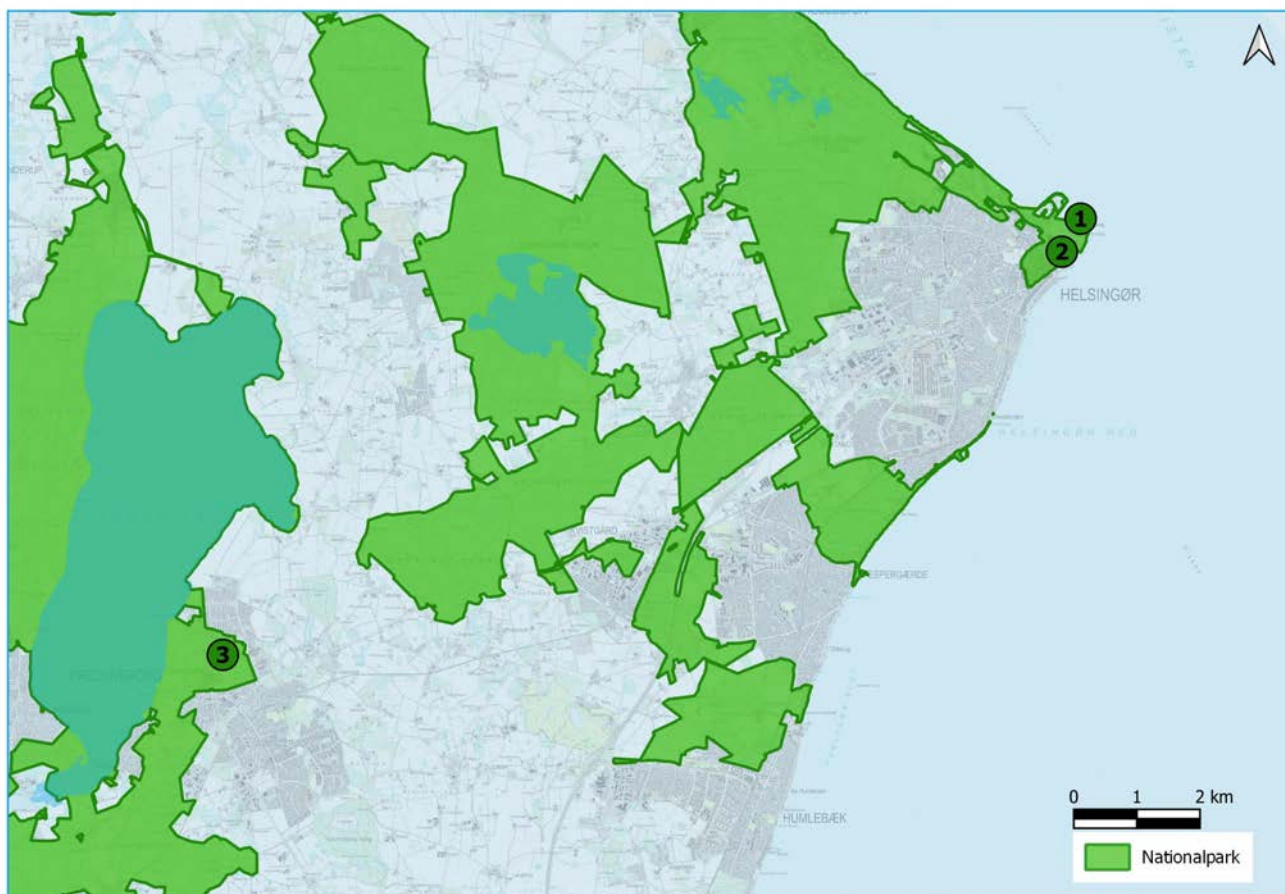
besigtigelse i selskab med Trine Neble fra Slots- og Kulturstyrelsen den 28. oktober, tegner heldigvis et væsentligt mindre bekymrende billede af forholdene. I notatet af 5. november 2021 står der bl.a.:

- "Ved besigtigelsen var det [...] tydeligt, at medarbejderne gennem en længere årrække havde haft betydelig fokus på murruden. Denne observation blev bl.a. understøttet af materiale om problemstilling tilbage fra 2004, de faktiske forekomster og også af snak med de udførende murere, som arbejdede på murværket."
- "Hvor murværket er i god tilstand, sker der løbende (årlige) mindre reparationer af revner, udfalden mørtel mv. Her fjernes der typisk ikke materiale fra murværket. Det er Naturstyrelsens umiddelbare indtryk, at omfanget af skade på murruden ved denne type løbende reparationer er meget begrænset, og at der kan tages vidtgående hensyn også til enkeltindivider af murrude."
- "Hvor murværket er i meget dårlig tilstand, med store flader der 'falder ud', mange og store revner, sker der typisk en mere gennemgribende renovering af murværket. Her tages alle sten ud og der mures op igen. I denne type renovering vil det ikke være muligt at tage hensyn til evt. konkrete forekomster af murrude – uden at det bliver på bekostning af det fredede murværks tilstand. I disse situationer vil en sektionering af murværket, så der renoveres på mindre murstykker/flader ad gangen kunne sikre, at bestande af murrude bevares, så muligheden for en efterfølgende genindvandring på de renoverede murstykker forbedres."

På baggrund af Naturstyrelsens notat besluttede Miljøstyrelsen, at den ikke ville foretage sig yderligere i sagen (notat af 16. november 2021). Både L. Rudfeld og T. Neble (pers. comm. 2022) bekræfter at have observeret genvækst af Murrude på tidligere afrensede befæstningsmure. Nok så glædeligt vurderer sidstnævnte, som har fulgt population 1 gennem de seneste to årtier (dog uden egentlige optællinger), at den samlede bestand på befæstningerne i dag er større end for 20 år siden (T. Neble, pers. comm. 2022). Alt i alt synes



Figur 7. Voksested for Murrude (*Asplenium ruta-muraria*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 1 (jævnfør fig. 8). Foto: H. Æ. Pedersen.



Figur 8. Kort over fordelingen af populationer af Murrude (*Asplenium ruta-muraria*) observeret i Nationalpark Kongernes Nordsjælland siden 1991. Alle tre populationer blev genfundet i 2021.

Slots- og Kulturstyrelsen hidtil at have haft held med at forene den nødvendige vedligeholdelse af Kronborgs bygningsværker, som UNESCO Verdensarv, med bevarelse af den sjældne bregne. Dog ville vi se endnu lysere på fremtiden for population 1, hvis der forelå – og blev udnyttet – mere eksakt viden om populationens udvikling og hastigheden/effektiviteten af artens genindvandring til afrensede mure.

Med hensyn til population 2 ligger flere af angivelserne i de historiske kilder påfaldende langt fra gammelt murværk, hvorfor vi betvivler deres nøjagtighed. På denne baggrund vurderer vi, at den tilsyneladende kontrast mellem populationens "tidligere" og nuværende areal næppe er reel. Vi observerede ingen aktuelle trusler, men voksestedet er af meget begrænset udstrækning.

Mens det var glædeligt at finde en ny delbestand af population 3, var det nedslående at konstatere, at

Tabel 1. Nøgletal baseret på feltregistrering af Murrude (*Asplenium ruta-muraria*) i 2021. Populationer ("P") er nummereret i henhold til fig. 8). Angivelse af bestandsstørrelse refererer til hele den pågældende population.

		P-1	P-2	P-3
Bestandsstørrelse (x: 1-9 xx: 10-99 xxx: 100-999 xxxx: ≥ 1000)	Sporangiebærende kloner	xxxx	xxx	xx
	Kloner i alt	xxxx	xxx	xx

arten tilsyneladende er forsvundet fra sit tidligere kendte areal i samme park. Ifølge historiske kilder voksede de tidligere fundne individer på fundamentene af forskellige monumenter og skulpturer. Det er nærliggende at tro, at denne delbestand blev udslettet uforsætligt i forbindelse med en renovering af barokhaven, som blev gennemført i perioden 2005-2020. Ved den gennemgribende renovering kan man således have rensset de pågældende fundamenter for plantevækst, herunder tilfældigvis Murrude. Vi observerede ingen aktuelle trusler mod den nyfundne delbestand, men voksestedet er af meget begrænset udstrækning, og man kan frygte, at den medtagne havemur står over for snarlig reparation.

På baggrund af ovenstående udredning vurderer vi bevaringsstatus for Murrude i nationalparken som GUNSTIG. Vores positive vurdering beror frem for alt på den meget store, livskraftige og omhyggeligt forvaltede population 1.

Murrude er fredet og rødlistet som næsten truet (NT) i Danmark (Moeslund et al. 2019), og at dømme efter udbredelseskortet i Hartvig (2015: kort 30) har arten mindst halvdelen af sine sjællandske populationer i Nationalpark Kongernes Nordsjælland. Da alle nationalparkens kendte populationer af Murrude fra perioden 1991-2020 blev genfundet og konstateret livskraftige ved vores feltregistreringer i 2021, spiller Nationalpark Kongernes Nordsjælland stadig en nøglerolle for artens eksistens på Sjælland – og en betydelig rolle for dens samlede bestand og geografiske spredning i Danmark som helhed.

ANBEFALINGER

Vi anbefaler, at der iværksættes en kvantitativ undersøgelse af Murrudes udryddelses/genindvandringsdynamik i relation til restaureringen af Kronborgs befæstningsmure, således at detaljeret viden på dette felt kan inddrages i fremtidig restaureringsplanlægning. Murrude-populationen på Kronborgs befæstninger blev for 20 år siden dokumenteret som Danmarks største med ca. 5000 individer (Wind 1992), og da denne status formentlig er uforandret, er det særlig vigtigt at fremtidssikre netop denne population. Ejere af de mure, som understøtter henholdsvis population 2 og 3 bør informeres om forekomsten af Murrude samt om artens bevaringsmæssige værdi og juridiske beskyttelse. Vi anbefaler desuden, at der iværksættes systematisk overvågning af Murrude med henblik på at følge udviklingen af alle tre populationer. Da sporofytterne er vintergrønne og vokser frit synligt på lodrette mure, kan monitoreringen i princippet gennemføres når som helst på året. Dele af population 1 kan kun optælles med kikkert.

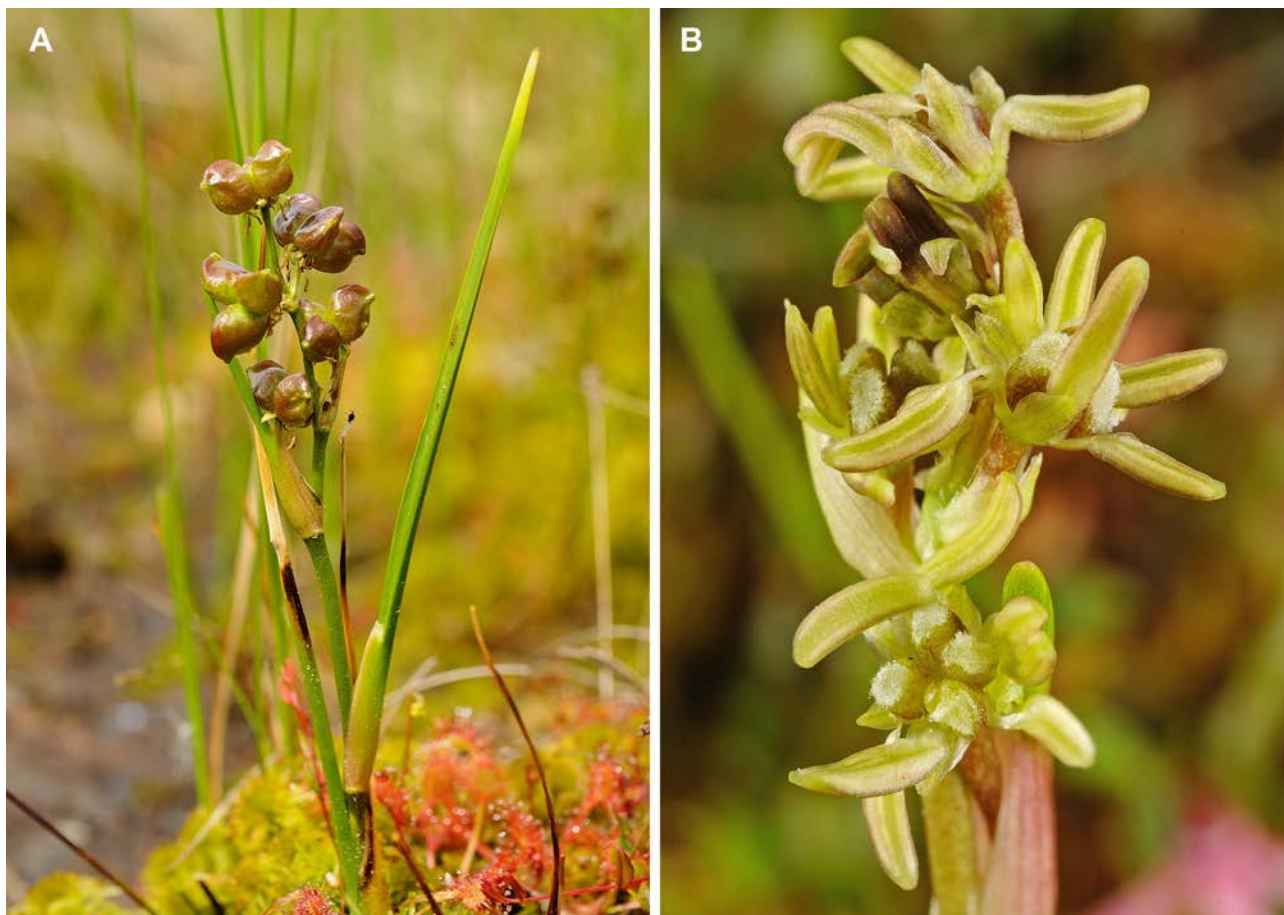
Blomstersiv (*Scheuchzeria palustris*)

ØKOLOGISK PROFIL

Blomstersiv (fig. 9) vokser på lysåben, tidvis vanddækket, våd, mere eller mindre sur, næringsfattig bund (Hartvig 2015). Arten er klassificeret som en udpræget S-strateg (PLADIAS 2021); den har således høj toleranse over for vandmættet substrat med lavt næringsindhold, hvorimod vækstraten er lav og konkurrenceevnen beskeden. I Danmark synes arten udelukkende at være fundet i våd tørvemos-hængesæk (fig. 10), navnlig i højmose-lavninger og langs bredden af næringsfattige søer under tilgroning (Raunkiær 1942; Mikkelsen 1943; Gram & Jessen 1949-1951; Christiansen 1970; Rostrup 1973; A. Hansen 1981; Johansen 2006; Hartvig 2015).

Blomstersiv er en jordskorpeplante med klonal vækst (Raunkiær 1942; Mikkelsen 1943; A. Hansen 1981). Løvbladene er til stede det meste af sommeren, men visner bort i løbet af efteråret. Planten har en jordstængel, som holder trit med tørvemossets tilvækst (Christiansen 1970; Rostrup 1973; A. Hansen 1981; Johansen 2006); men da den dør bort bagtil i nogenlunde samme tempo, bidrager den ikke væsentligt til vegetativ spredning på voksestedet (Christiansen 1970). Større betydning har i denne sammenhæng de udløbere, som hvert år dannes fra jordstængelens forreste ende, dvs. tæt på det assimilerende skud (Raunkiær 1895-1899; Gram & Jessen 1949-1951). Udløberne kan blive 15-30(-50) cm lange (Raunkiær 1895-1899; Mikkelsen 1943), og hvis forbindelsen til moderplanten afbrydes, bliver der tale om egentlig vegetativ formering. I gennemsnit danner et Blomstersiv-individ 1,8 udløbere på en vækstsæson; deres forbindelse til moderplanten henfalder normalt efter ca. 4 år (PLADIAS 2021).

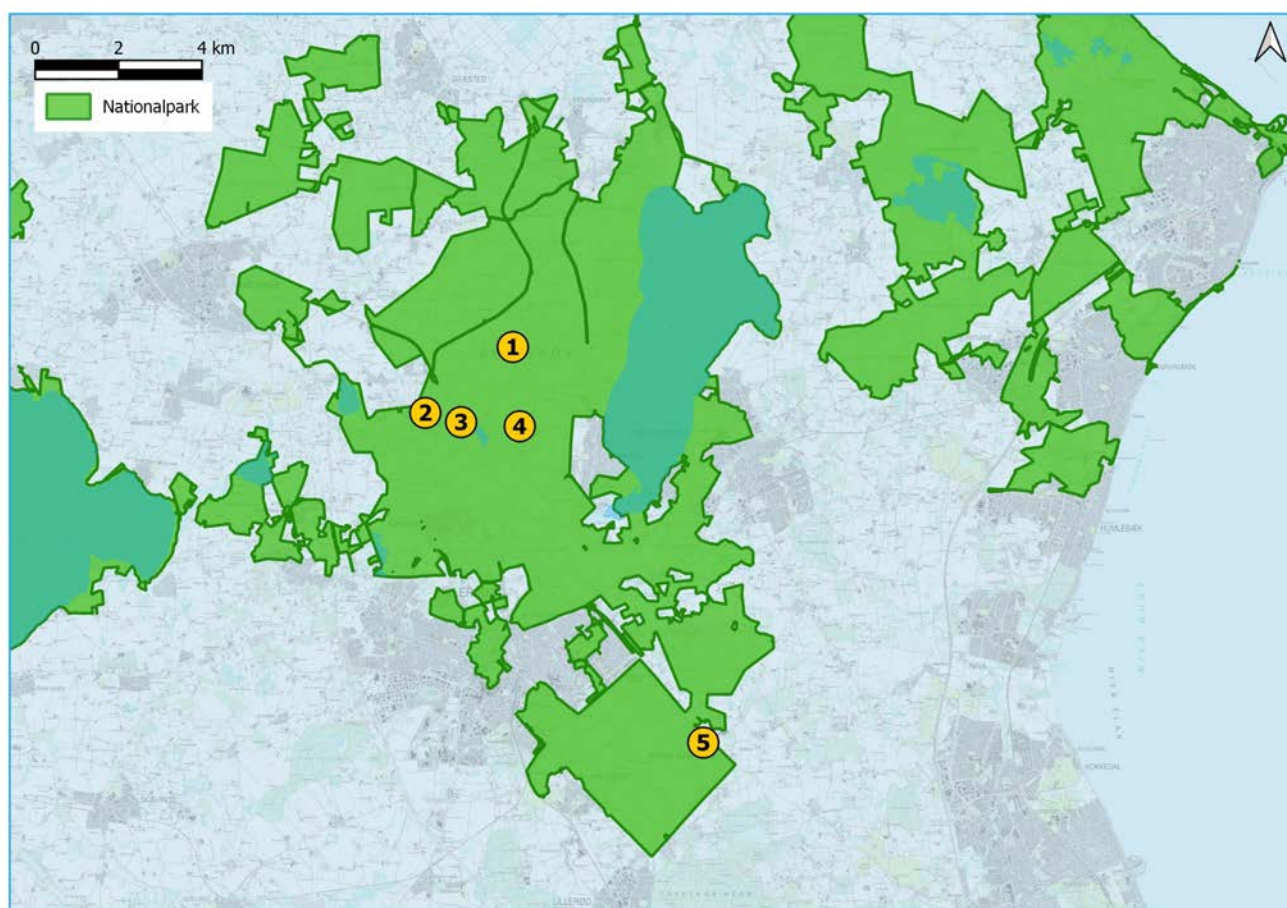
I Danmark angives blomstringen at finde sted i juni-juli (Raunkiær 1942; Gram & Jessen 1949-1951; Christiansen 1970; Rostrup 1973; A. Hansen 1981; Johansen 2006). Bestøvningen foregår ved vindens hjælp, og såvel fremmedbestøvning som selvbestøvning er mulig (Raunkiær 1895-1899, 1942; Gram & Jesen 1949-1951; Christiansen 1970; A. Hansen 1981). De iøjnefaldende frugter kan findes til ind i september. Frøene har en



Figur 9. Blomstersiv (*Scheuchzeria palustris*). A: plante med unge frugter, B: blomsterstand. Nationalpark Kongernes Nordsjælland: A fra population 3, B fra population 5 (jævnfør fig. 11). Fotos: H. Æ. Pedersen.



Figur 10. Voksested for Blomstersiv (*Scheuchzeria palustris*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 3 (jævnfør fig. 11). Foto: H. Æ. Pedersen.



Figur 11. Kort over fordelingen af populationer af Blomstersiv (*Scheuchzeria palustris*) observeret i Nationalpark Kongernes Nordsjælland siden 1991. Populationerne blev ikke systematisk eftersøgt i felten i 2021.

veludviklet flydeevne (Raunkiær 1895-1899; Mikkelsen 1943), og både vandspredning og vindslyngspredning menes at forekomme (Raunkiær 1942; A. Hansen 1981). Artens overordnede spredningsstrategi henføres til *Wolffia*-typen (PLADIAS 2021).

AFGRÆNSNING AF POPULATIONER FOR PERIODEN 1991-2020

Baseret på de ovenfor citerede oplysninger om artens snævre økologiske amplitude og langt overvejende lokale spredning afgrænsede vi de fleste bestande meget snævert til små, isolerede forekomster på tørvemos-hængesæk. Den snævre afgrænsning skete desuden for at øge muligheden for genfund og fremtidig overvågning.

Population 2 kendes kun gennem en isoleret fundangivelse fra et atypisk habitat, som dog kun ligger ca. 50 m fra en hængesæk-mose, hvor fundet sandsynligvis reelt er gjort. I dette tilfælde har vi – en smule fiktivt – skitseret en population i den nærtliggende mose.

En fundangivelse fra den centrale del af Store Dyrehave er placeret i et for arten atypisk habitat, langt fra den nærmeste hængesæk-mose. Konsultation af inventøren førte til bekræftelse af, at angivelsen var fejlplaceret, og at fundet reelt er gjort inden for population 5 som allerede afgrænset af os (M. Holmen, pers. comm. 2021).

UDBREDELSE I NATIONALPARKEN 1991-2020

Ifølge vores fortolkning/gruppering af angivelser registreret i de historiske kilder har Blomstersiv haft fem populationer i nationalparken inden for de seneste 30 år – fordelt med fire i Gribskov og én i Store Dyrehave (fig. 11).

BEVARINGSSTATUS OG NATIONALPARKENS BETYDNING

Blomstersiv indgik ikke i vores egentlige feltprogram. Under korte feltbesigtigelser blev det dog konstateret, at i hvert fald population 3 og 5 fortsat eksisterer, og der er næppe tvivl om, at også population 4 er recent. Derimod menes population 1 at være forsvundet (H. Jørgensen, pers. comm. 2022), mens population 2 kun kendes gennem én angivelse og næppe kan anses for utvetydigt bekræftet. Alt i alt har Blomstersiv kun ganske få og arealmæssigt små populationer i nationalparken – og synes ovenikøbet af have været i svag tilbagegang i området inden for undersøgelsesperioden. På denne baggrund vurderer vi bevaringsstatus for Blomstersiv i nationalparken som værende: UGUNSTIG.

Blomstersiv er rødlistet som truet (EN) i Danmark (Moeslund et al. 2019), og at dømme efter udbredelseskortet i Hartvig (2015: kort 1448) har arten næsten alle sine sjællandske populationer i Nationalpark Kongernes Nordsjælland. Bedømt ud fra resultaterne af vores aktuelle undersøgelse spiller nationalparken stadig en nøglerolle for artens eksistens på Sjælland – og en betydelig rolle for dens samlede population og geografiske spredning i Danmark som helhed.

ANBEFALINGER

Vi anbefaler, at den aktuelle status for population 1, 2 og 4 snarest afklares med sikkerhed gennem feltbesigtigelser. Vi anbefaler desuden, at der for alle recente populationer i nationalparken iværksættes ekstensiv overvågning under behørig hensyntagen til forstyrrelsesfølsomt dyreliv og hængesæk-mosernes følsomhed over for slid.

Rust-Vandaks (*Potamogeton alpinus*)

ØKOLOGISK PROFIL

Rust-Vandaks (fig. 12) vokser under lysåbne til let skyggede forhold i svagt surt til basisk, næringsfattigt til moderat næringsrigt, stillestående til stærkt strømmende ferskvand med sit rodsystem begravet i det vand-



Figur 12. Rust-Vandaks (*Potamogeton alpinus*). Bornholm. Foto: H. Æ. Pedersen.

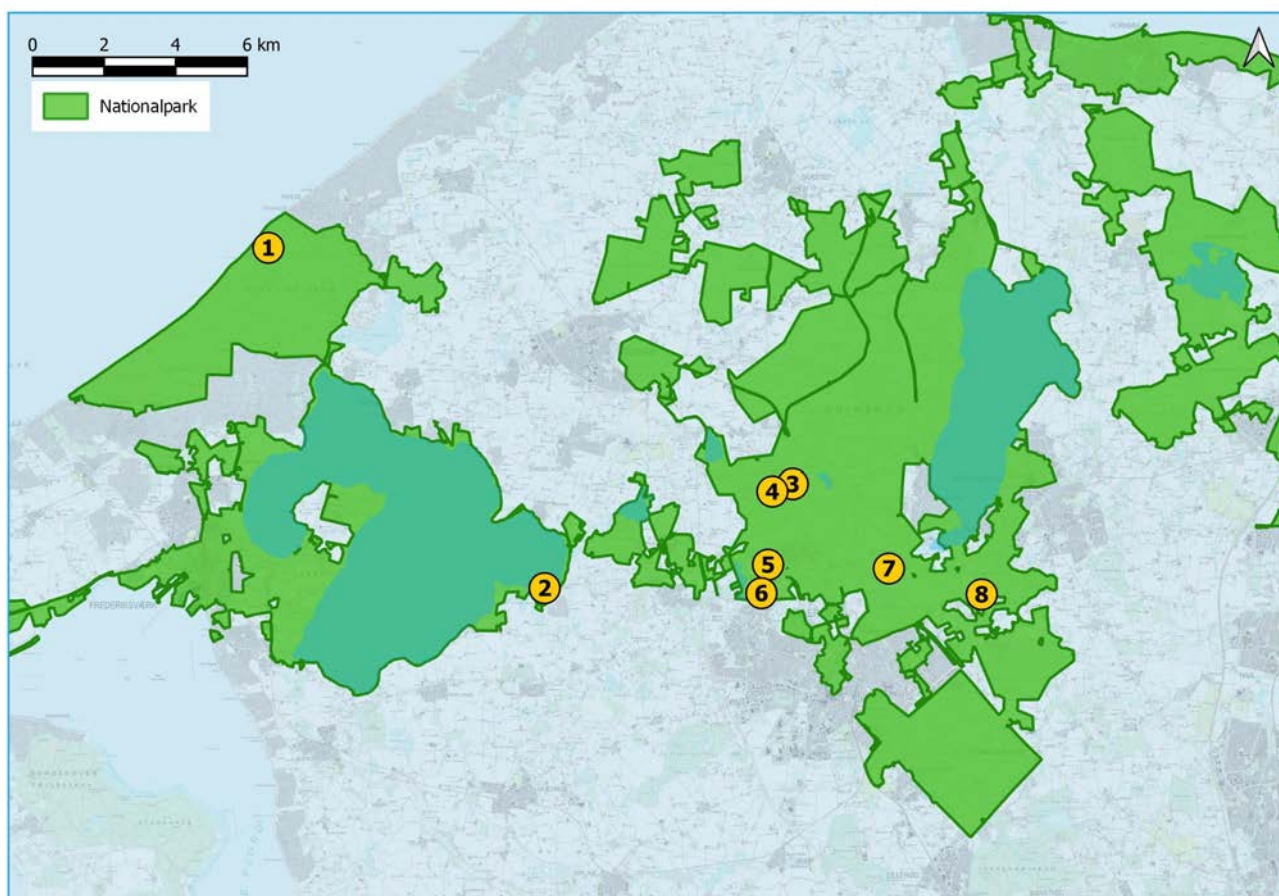
dækkede substrat (Pedersen 1976; Mathiesen 1990; Hartvig 2015; Schou et al. 2017). Arten er klassificeret som en R/CR-strateg (PLADIAS 2021); den har således en høj vækstrate og temmelig god konkurrenceevne, hvorimod dens tolerance over for miljømæssigt stress er beskeden. I Danmark optræder arten i et bredt spektrum af ferskvandsbiotoper – fra grøfter, kanaler, damme, ral-, mergel- og tørvegrave til bække, åer og søer (fig. 13), hér mest på lavt vand (Rostrup 1973; Pedersen 1976; K. Hansen 1981b; Mathiesen 1990; Seberg 2006; Hartvig 2015; Schou et al. 2017). Masseforekomster kendes bl.a. fra afsnørede åslynger og andre småsøer i ådale (Pedersen 1976).

Rust-Vandaks er en flerårig vandplante med jordstængel og klonal vækst (Raunkiær 1895-1899, 1942; Rostrup 1973; Pedersen 1976; K. Hansen 1981b). Jordstængelen er krybende, og de assimilerende skud danner lange, slanke udløbere fra de nedre bladhjørner gennem det meste af vækstperioden (Raunkiær 1895-1899; Mathiesen 1990; Schou et al. 2017). Jordstængelen og hver udløber ender i en knop, der både kan fungere som overvintringsorgan og spredningsenhed (Raunkiær 1895-1899; Mathiesen 1990; Schou et al. 2017). Hvert af de assimilerende skud danner i gennemsnit ca. 6,8 udløbere pr. år, og da den vegetative forbindelse normalt allerede afbrydes inden det følgende forår, er den vegetative formering effektiv (PLADIAS 2021). Yderligere vegetativ formering sker ved tilfældig, irregulær fragmentering, hvor skud og skuddele rives løs af bølger eller strøm og let rodfastes, hvor de kommer i kontakt med substratet (Raunkiær 1895-1899; OABIF 2021).

Rust-Vandaks angives at blomstre i juli-august i Danmark (Raunkiær 1942; Rostrup 1973; K. Hansen 1981b; Seberg 2006; Schou et al. 2017), og blomsterne er vindbestøvede (Raunkiær 1895-1899; Mathiesen 1990). Flerfoldsfrugtens stenfrugtlignende småfrugter er tungere end vand, hvorfor vandspredning næppe spiller nogen særlig rolle (Raunkiær 1895-1899). Til gengæld ædes frugterne ofte af vandfugle, som derved spreder frøene gennem indvendig transport (Raunkiær 1895-1899; Christiansen 1970). Desuden formodes udvendig spredning med vandfugle at forekomme, ved at småfrugterne sammen med dynd o.l. hænger fast på fuglenes fødder (Raunkiær 1895-1899). Artens overordnede spredningsstrategi henføres til *Wolffia*-typen (PLADIAS 2021).



Figur 13. Voksested for Rust-Vandaks (*Potamogeton alpinus*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 5 (jævnfør fig. 14). Foto: N. K. Pedersen.



Figur 14. Kort over fordelingen af populationer af Rust-Vandaks (*Potamogeton alpinus*) observeret i Nationalpark Kongernes Nordsjælland siden 1991. Populationerne blev ikke systematisk eftersøgt i felten i 2021.

AFGRÆNSNING AF POPULATIONER FOR PERIODEN 1991-2020

På trods af de ovenfor citerede oplysninger om artens effektive vandspredning af vegetative fragmenter har vi afgrænset nationalparkens populationer temmelig snævert. Dette skyldes til dels de hydrologiske forhold. De fleste vandlegemer, Rust-Vandaks er angivet fra, har således næppe nogensinde været direkte forbundet. Selv de indbyrdes nærtliggende populationer (henholdsvis population 3/4 og 5/6) er ikke parvist forbundet i dag. Af høje målebordsblade fremgår det, at population 3 og 4 (i modsætning til population 5 og 6) tidligere var forbundet af grøfter; men da disse formentlig var uden særlig strøm og overvejende beliggende i skygge, anser vi det for usandsynligt, at de to populationer hyppigt udvekslede genotyper gennem vandspredning. Også forvaltningshensyn tilskyndede os til den snævre afgrænsning, da denne kan fremme det lokale fokus på bevaring og eventuel fremtidig overvågning. De ovenfor citerede oplysninger om artens frøspredning med vandfugle bør dog også bemærkes. På baggrund af dem virker det ikke usandsynligt, at i hvert fald population 3-8 udgør (eller udgjorde?) en metapopulation.

UDBREDELSE I NATIONALPARKEN 1991-2020

Ifølge vores fortolkning/gruppering af angivelser registreret i de historiske kilder har Rust-Vandaks haft otte forekomster i nationalparken inden for de seneste 30 år – heraf hele seks i Gribskov (fig. 14).

BEVARINGSSTATUS OG NATIONALPARKENS BETYDNING

Rust-Vandaks indgik ikke i vores egentlige feltprogram. Ikke desto mindre er det bekymrende, at vore kortvarige eftersøgninger af population 3-7 i 2021 forblev resultatløse, og at population 3 i det hele taget ikke har kunnet genfindes siden starten af 1990'erne (M. Holmen, pers. comm. 2021). Heller ikke population 8 kunne genfindes i sommeren 2021, og lokalitetens ejer har oplyst, at søen udtørrede fuldstændigt i 2018 (L. R. Vind,

pers. comm. 2021). Endelig skal det nævnes, at M. Holmen (pers. comm. 2021) har gjort os opmærksom på, at registreringen af population 1 muligvis kan bero på forveksling med Græsbladet Vandaks (*P. gramineus*). Dette efterlader os med population 2, som den eneste, hvis fortsatte eksistens der ikke aktuelt er knyttet specifik bekymring til. Det er værd at bemærke, at Rust-Vandaks gennem flere årtier op til Atlas Flora Danica-inventeringen gik særdeles kraftigt tilbage på Sjælland (Hartvig 2015) – og desværre antyder de manglende genfund af arten i Nationalpark Kongernes Nordsjælland i 2021, at denne udvikling er fortsat frem til i dag. På denne baggrund vurderer vi bevaringsstatus for Rust-Vandaks i nationalparken som værende UGUNSTIG.

Rust-Vandaks er rødlistet som næsten truet (NT) i Danmark (Moeslund et al. 2019), og at dømmen efter udbredelseskortet i Hartvig (2015: kort 1456) har arten omkring halvdelen af sine sjællandske populationer i Nationalpark Kongernes Nordsjælland. Dette svarer endvidere til en meget betydelig andel af alle danske forekomster øst for Lillebælt, da arten i dag langt overvejende forekommer i Jylland. Som udledt ovenfor synes Rust-Vandaks desværre at være forsvundet fra hovedparten af sine tidligere kendte lokaliteter i nationalparken. Med artens generelle tilbagegang i Østdanmark taget i betragtning vil blot én recent bestand i Nationalpark Kongernes Nordsjælland dog betyde, at nationalparken stadig spiller en stor rolle for artens eksistens på Sjælland – og en betydelig rolle for dens geografiske spredning i Danmark som helhed.

ANBEFALINGER

Vi anbefaler på det kraftigste, at den aktuelle udbredelse af Rust-Vandaks i nationalparken afklares hurtigst muligt gennem grundig eftersøgning i felten, og at der tages konkrete skridt til beskyttelse af de populationer, som måtte blive genfundet.

Nikkende Kobjælde (*Pulsatilla pratensis*)

ØKOLOGISK PROFIL

Nikkende Kobjælde (fig. 15) vokser under lysåbne til let skyggefulde forhold på tør, næringsfattig, svagt sur til svagt basisk jordbund (Hartvig 2015). Den angives at mangle en klar C-, S- eller R-strategi (PLADIAS 2021), men dens tolerance over for stress i form af tør og næringsfattig jordbund er ikke desto mindre påfaldende. I Danmark findes de fleste forekomster kystnært på strandoverdrev, skrænter, sandmarker, klitheder og i grønklitler (fig. 16), men arten optræder også længere inde i landet på f.eks. græsheder, gravhøje og sandede overdrev samt i opgivne grusgrave (Raunkiær 1942; Christiansen 1970; Rostrup 1973; Mikkelsen 1981; Rasmussen 2006; Hartvig 2015).

Nikkende Kobjælde er en flerårig helroset-jordskorpeplante med en kraftig pælerod, som foroven går over i en kortgrenet jordstængel (Raunkiær 1942; Larsen 1956; Christiansen 1970; Mikkelsen 1981; Lindell 2001). Plantens klonale vækst er dermed stærkt begrænset. Til gengæld kan de enkelte individer blive flere årtier gamle, og det formodes endda, at de kan opnå en alder på over 100 år (Lindell 2001).

Nikkende Kobjælde angives at blomstre i april-maj i Danmark (Raunkiær 1942; Christiansen 1970; Rostrup 1973; Mikkelsen 1981; Rasmussen 2006), og bestøvningen varetages overvejende af bier, navnlig humlebier (Lindell 2001). Individer undersøgt i det sydlige Sverige viste sig ude af stand til at blive befrugtet af eget pollen (Lindell 2001), så det er nærliggende at tro, at det samme gør sig gældende i Danmark. Flerfoldsfrugtens smånødder spredes med vinden, idet deres blivende griffel i frugtstadiet vokser ud til et flere cm langt, fjerformet spredningsorgan (Gram & Jessen 1949-1951; Larsen 1956; Christiansen 1970). Det angives dog, at småfrugterne normalt ikke spredes særligt langt, hvorfor der sjældent etableres nye populationer (Lindell 2001). Artens overordnede spredningsstrategi henføres til *Epilobium*-typen (PLADIAS 2021).

AFGRÆNSNING AF POPULATIONER FOR PERIODEN 1991-2020

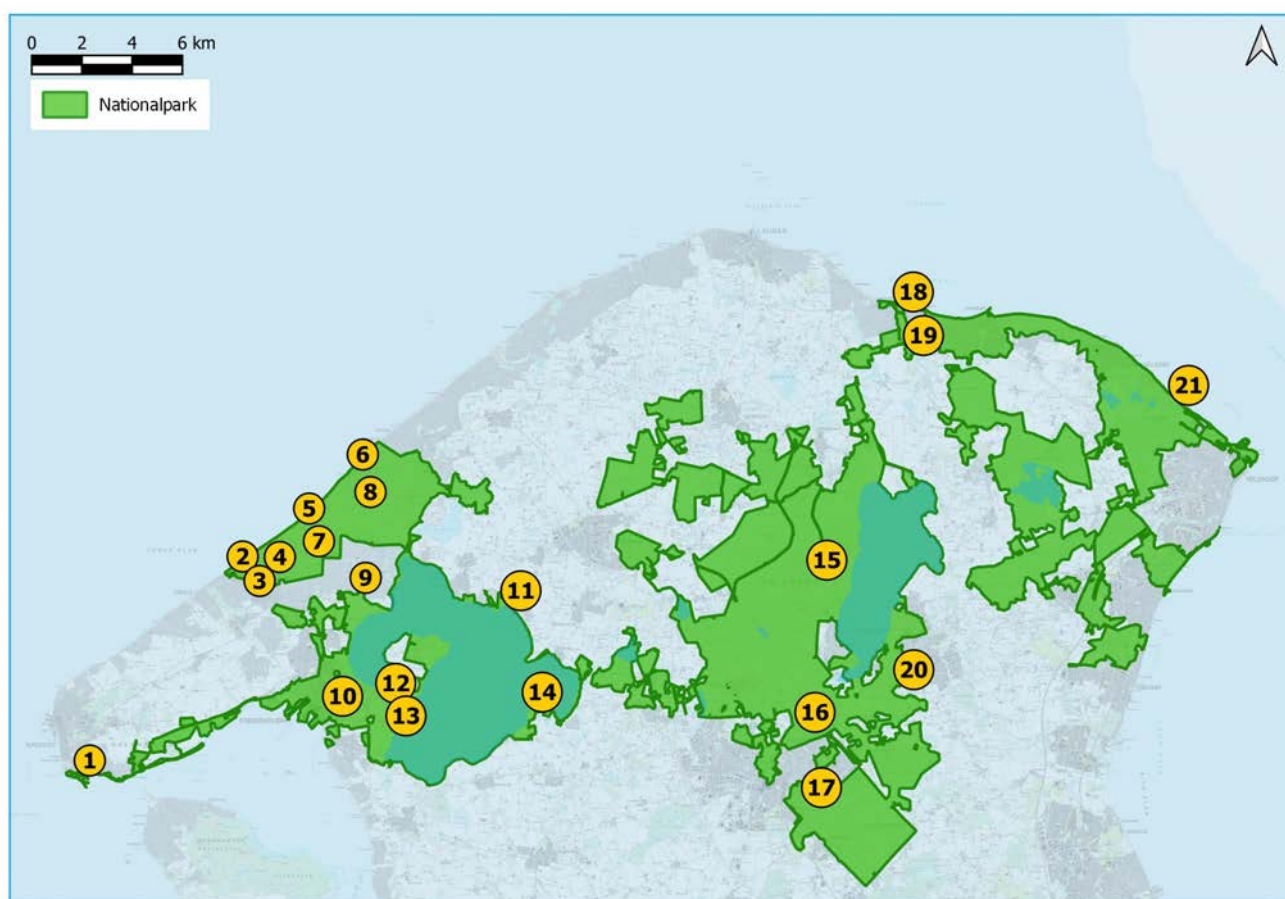
Populationerne blev som udgangspunkt afgrænset relativt bredt ud fra de ovenfor citerede oplysninger om, at artens småfrugter har vindspredning (omend mindre effektiv). I øvrigt er en del fund – f.eks. langs skovveje – angivet med stor usikkerhed i de konsulterede databaser, hvilket yderligere tilskyndede os til, som udgangspunkt, at afgrænse populationerne relativt bredt. Ved en tendens til mere lokal tæthed af fund blev den mere præcise udstrækning af fladedækkende, egnet naturtype (f.eks. grågrøn klit eller klithede) taget med i betragtning, mens spredte fund i let fragmenteret habitat (f.eks. skovvejsrabatter inden for samme skov) an-



Figur 15. Nikkende Kobjælde (*Pulsatilla pratensis*). A: blomstrende plante, B: blomst. A fra Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 4 (jævnfør fig. 17), B fra Østsjælland. Fotos: H. Æ. Pedersen.



Figur 16. Voksested for Nikkende Kobjælde (*Pulsatilla pratensis*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 4 (jævnfør fig. 17). Foto: N. K. Pedersen.



Figur 17. Kort over fordelingen af populationer af Nikkende Kobjælde (*Pulsatilla pratensis*) observeret i Nationalpark Kongernes Nordsjælland siden 1991. Populationerne blev ikke systematisk eftersøgt i felten i 2021.

sporede til bredere afgrænsning. Enkeltfund og små, tætte koncentrationer af fund på mindre overdrev i det åbne land blev vurderet til at repræsentere selvstændige populationer.

UDBREDELSE I NATIONALPARKEN 1991-2020

Ifølge vores fortolkning/gruppering af angivelser registreret i de historiske kilder har Nikkende Kobjælde inden for de seneste 30 år haft 21 populationer i nationalparken – med to tredjedele af dem i nationalparkens vestlige del (fig. 17).

BEVARINGSSTATUS OG NATIONALPARKENS BETYDNING

Nikkende Kobjælde indgik ikke i vores egentlige feltprogram, men i forbindelse med feltregistrering af Hede-Melbærris kunne vi konstatere, at i hvert fald population 4 stadig eksisterer. Imidlertid anser vi det for et ret åbent spørgsmål, hvor mange af de 20 øvrige kendte forekomster fra perioden 1991-2020 der er recente og livskraftige. På denne baggrund vurderer vi bevaringsstatus for Nikkende Kobjælde i nationalparken som værende USIKKER.

Nikkende Kobjælde er ikke nationalt rødlistet i Danmark (Moeslund et al. 2019). Dens samlede bestand anses således for værende livskraftig (LC), men i årtierne op til Atlas Flora Danica-inventeringen er den forsvundet fra størstedelen af sine indlandslokaliteter, frem for alt på Sjælland (Hartvig 2015). At dømme efter udbredelseskortet i Hartvig (2015: kort 317) har arten en betydelig tæthed af populationer i Nationalpark Kongernes Nordsjælland – omtrent på linje med tætheden i flere andre kystnære dele af det nordlige og nordvestlige Sjælland. Såfremt hovedparten af populationerne på fig. 17 stadig er recente og livskraftige, spiller Nationalpark Kongernes Nordsjælland fortsat en vigtig rolle for artens trivsel på Sjælland.

ANBEFALINGER

Vi anbefaler, at der gennem feltbesigtigelser foretages en nærmere registrering af recente populationer – efterfulgt af passende tiltag til sikring af de pågældende voksesteder i en for arten optimal tilstand. Navnlig population 4, som sandsynligvis er nationalparkens største, bør kortlægges mere nuanceret, så dens tæthed og trivsel kan vurderes mere præcist. Artens tolerance over for brand og dens evne til at spire på afbrændte flader bør også undersøges nærmere.

Liden Soldug (*Drosera intermedia*)

ØKOLOGISK PROFIL

Liden Soldug (fig. 18) vokser fuldt soleksponeret på våd, sur, næringsfattig bund (Hartvig 2015), hvor den sikrer sig et næringstilskud ved at fange og fordøje smådyr med sine klæbrigt kirtelhårede blade (Thum 1988). Arten er klassificeret som en S-strateg (PLADIAS 2021); den har således høj tolerance over for oversvømmelser og surt substrat med lavt næringsindhold, hvorimod vækstraten er lav og konkurrenceevnen beskeden. I Danmark optræder Liden Soldug først og fremmest i hede- og klitlavninger, som er vanddækkede om vinteren, men uden åbent vand om sommeren (Køie & Køie 1939; Christiansen 1970). Den kan dog også vokse i fugtige, sandede hjulspor og på afskrabet tørvebund samt på tørvemos-hængesæk (fig. 19) og i lavninger på højmosseflader, hvor tørvemossets tilvækst ikke er for stærk (Køie & Køie 1939; Raunkiær 1942; Christiansen 1970; Rostrup 1973; K. Hansen 1981b; Lægaard 2006; Hartvig 2015).

Liden Soldug er en flerårig helroset-jordkorpeplante med klonal vækst, som finder sted gennem dannelsen



Figur 18. Liden Soldug (*Drosera intermedia*). Vestjylland. Foto: H. Æ. Pedersen.



Figur 19. Voksested for Liden Soldug (*Drosera intermedia*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 1 (jævnfør fig. 20). Foto: H. Æ. Pedersen.

af sideknopper på den lodrette jordstængel (Køie & Køie 1939; Gram & Jessen 1949-1951; Raunkiær 1942; K. Hansen 1981b). Hver jordstængel danner i gennemsnit 3,8 sideskud pr. år, og når den vegetative forbindelse henfalder og afbrydes (typisk efter ca. 4 år) sker der egentlig vegetativ formering (PLADIAS 2021). Arten kan angiveligt også formere sig vegetativt ved at danne små ynglelegemer på bladene. Ynglelegemerne udvikles til rodslående skud, som ved bladenes henfald om efteråret frigøres og bliver til nye, selvstændige individer (Gram & Jessen 1949-1951).

Liden Soldug angives at blomstre i juli-august i Danmark (Raunkiær 1942; Christiansen 1970; K. Hansen 1981b; Lægaard 2006), og blomsterne er selvbestøvende (Raunkiær 1942; K. Hansen 1981b). De små frø betragtes normalt som vindsprede (Raunkiær 1942; Gram & Jessen 1949-1951; Rostrup 1973; K. Hansen 1981b); men da de har en veludviklet flydeevne (Gram & Jessen 1949-1951), sker der sikkert også en vis lokal vandspredning på artens periodisk oversvømmede voksesteder. Liden Soldugs overordnede spredningsstrategi henføres til *Sparganium*-typen (PLADIAS 2021).

AFGRÆNSNING AF POPULATIONER FOR PERIODEN 1991-2020

På basis af artens ret snævre økologiske amplitude (jf. de ovenfor citerede oplysninger) afgrænsede vi populationerne temmelig snævert til isolerede moseområder. Samtidig skønnede vi, at fund fra flere tørvegrave i samme mose kunne repræsentere én population, når artens overvejende vindsprede frø blev taget med i betragtning.

UDBREDELSE I NATIONALPARKEN 1991-2020

Ifølge de historiske kilder har Liden Soldug haft tre populationer i nationalparken inden for de seneste 30 år – alle i områdets østlige del (fig. 20).

FELTOBSERVATIONER 2021

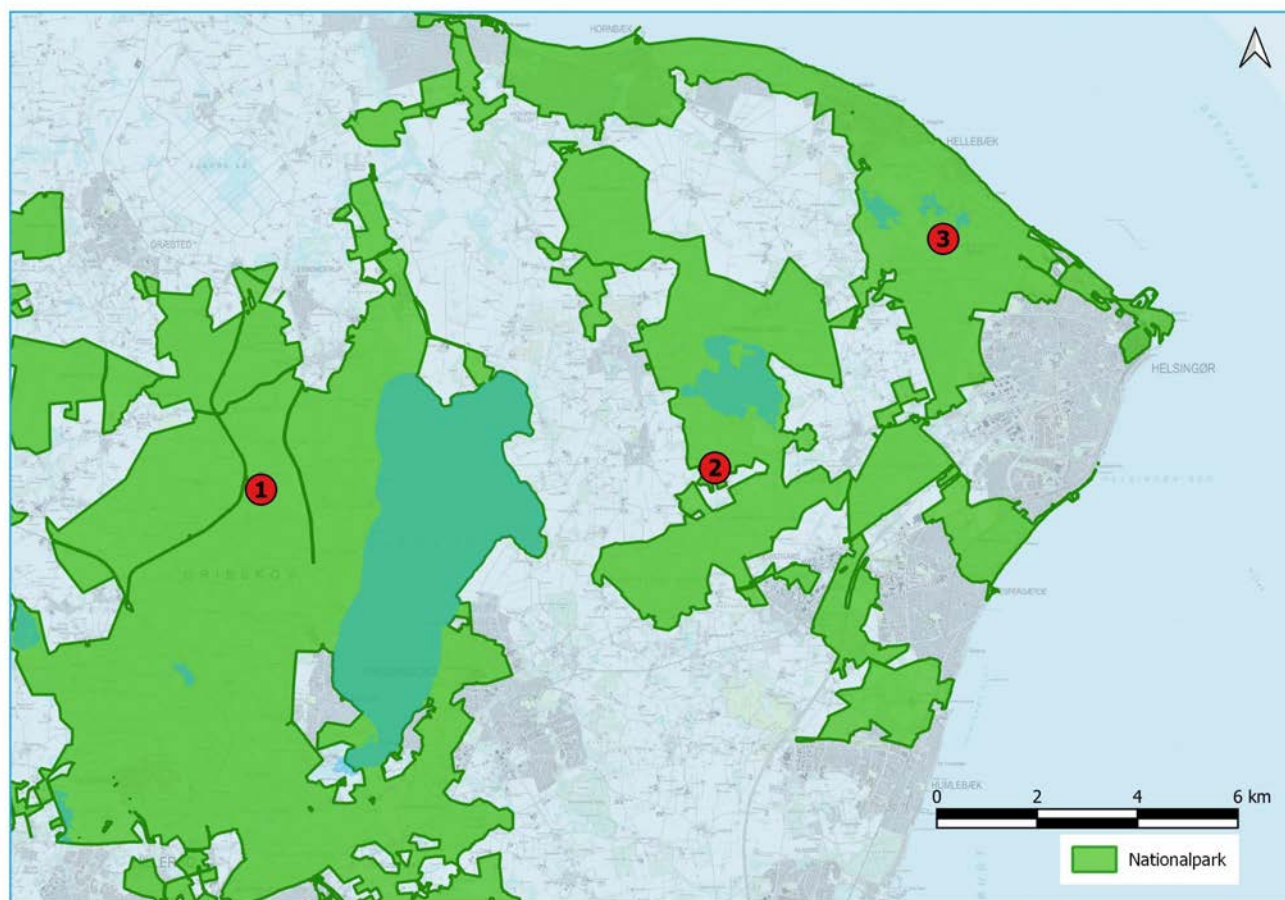
Population 2 og 3 blev særdeles grundigt eftersøgt henholdsvis den 22. og 11. juli 2021. En tilsvarende eftersøgning af population 1 den 22. juli 2021 måtte derimod afbrydes efter blot et kvarter, da lokaliteten

viste sig at rumme biologiske interesser med stor følsomhed over for forstyrrelser. På trods af, at de tre eftersøgninger foregik inden for artens blomstringstid, var de alle forgæves.

BEVARINGSSTATUS OG NATIONALPARKENS BETYDNING

Lokaliteten med population 1 er en velbevaret, næringsfattig tørvemos-hængesæk, udviklet i en tidligere sø (fig. 19). Arealet rummer adskillige åbne lavninger, som vi anser for velegnede habitater for Liden Soldug. De historiske kilder indeholder fem angivelser fra forskellige personer fra perioden 1994-2019. Baseret på kombinationen af egnet habitat, flere uafhængige fundangivelser og den meget korte varighed af vores egen, mislykkede eftersøgning, anser vi population 1 for værende både troværdig og recent.

Lokaliteten med population 2 er en overvejende tilgroet mose, som dog stadig rummer fattigkær – til dels i form af hængesæk – i flere gamle tørvegrave. De historiske kilder indeholder angivelser af Liden Soldug fra tre sådanne tørvegrave – alle fra 2007. Kun det østligste fund er dog gjort i nationalparken, idet to af tørvegravene ligger lige uden for grænsen mod vest. Vores feltbesigtigelse afslørede, at det tidligere registrerede voksested inden for nationalparken (bilag 1: foto 3) er en lille tørvegrav, der i dag indeholder en særdeles våd hængesæk af tørvemos og Kærmyse (*Calla palustris*). Hængesækken selv er under begyndende tilgroning med vedplanter, og den er desuden stærkt skygget som følge af det omgivende areals tilgroning med især Dun-Birk (*Betula pubescens*). Den kraftige skygge udelukker aktuelt denne hængesæk som voksested for Liden Soldug. Med henblik på at undersøge den mest oplagte mulighed for gen-indvandring til tørvegraven inden for nationalparken, såfremt egnede forhold blev retableret, eftersøgte vi også arten i den mere vestligt beliggende del af mosens. Den 22. juli 2021 kunne det konstateres, at den på nationalparken tættest beliggende tørvegrav med tidligere registreret forekomst af arten i dag rummer et lysåbent, temmelig tørt, delvist fåregræsset fattigkær, som formentlig frembyder egnede (omend ikke optimale) forhold. Eftersøg-



Figur 20. Kort over fordelingen af populationer af Liden Soldug (*Drosera intermedia*) observeret i Nationalpark Kongernes Nordsjælland siden 1991. Alle tre populationer blev eftersøgt forgæves i 2021.

ningen forblev dog resultatløs. En besigtigelse af den sidste tørvegrav med tidligere registreret forekomst af Liden Soldug måtte opgives, da det ikke lykkedes at få kontakt med den private lodsejer. Umiddelbart syntes tørvegraven dog at ligge i en stærkt tilgroet del af mosen. På den skitserede baggrund betragter vi det ikke som sandsynligt, at Liden Soldug aktuelt optræder i mosen. Det er tankevækkende, at ingen af floralisterne med Liden Soldug fra 2007 indeholder samtidig registrering af den fra samme mose velkendte Rundbladet Soldug (*D. rotundifolia*) – og efter samråd med den ene af inventørerne fra 2007 vurderer vi, at der kan være sket en indtastningsfejl. På denne baggrund anser vi ikke population 2 som utvetydigt bekræftet.

Lokaliteten med population 3 er en lille, aktiv højmosé (bilag 1: foto 4). Arealet rummer flere åbne lavninger, som kan være velegnede habitater for Liden Soldug. De historiske kilder indeholder fire angivelser (fra forskellige steder i mosen), der alle er baseret på registreringer fra Miljøstyrelsen uden angivelse af inventør. Da samtlige fund er gjort inden for blot to dage (13.-14. juni 2006), er det sandsynligt, at de stammer fra én og samme inventør. Dette scenarie er tankevækkende, da Liden Soldug hører til blandt flere karakteristiske højmosearter, hvis tilsyneladende fravær fra mosen tidligere har affødt opmærksomhed (Asbirk et al. 1973; Gravesen 1976); og siden 1991 må lokaliteten sandsynligvis være indgået i mindst fire overvågningsrunder af lysåben habitatnatur uden registrerede observationer af Liden Soldug på stedet. Det skal desuden bemærkes, at mosen rummer en kolossal bestand af Rundbladet Soldug – herunder mange små, unge individer, der kan forveksles med Liden Soldug. Flere af registreringerne stammer eksplicit fra vegetationsanalyser uden samtidige fund af den allestedsnærværende Rundbladet Soldug, hvorfor de pågældende angivelser af Liden Soldug også i dette lys virker tvivlsomme. Alt i alt anser vi ikke population 1 for utvetydigt bekræftet. Såfremt én eller flere af de historiske angivelser virkelig henviser til korrekt bestemte individer af Liden Soldug, er det dog muligt, at populationen er recent. Vi kan således have overset arten blandt mosens myriader af Rundbladet Soldug.

På baggrund af ovenstående udredning vurderer vi bevaringsstatus for Liden Soldug i nationalparken som værende USIKKER.

Liden Soldug er rødlistet som næsten truet (NT) i Danmark (Moeslund et al. 2019), og at dømme efter udbredelseskortet i Hartvig (2015: kort 446) har arten omkring halvdelen af sine sjællandske populationer i Nationalpark Kongernes Nordsjælland. Dette svarer endvidere til en meget betydelig andel af alle danske forekomster øst for Lillebælt, da arten i dag langt overvejende forekommer i Jylland. Desværre synes Liden Soldug i dag at være på nippet til at forsvinde fra Nationalpark Kongernes Nordsjælland. Fremtidig bekræftelse af blot én recent og livskraftig population vil dog i givet fald demonstrere, at nationalparken stadig spiller en meget vigtig rolle for artens eksistens på Sjælland – og en betydelig rolle for dens geografiske spredning i Danmark som helhed.

ANBEFALINGER

Vi anbefaler et fornyet forsøg på at genfinde og afgrænse population 1. Aktiviteten bør udføres i starten af september, som ligger tidligt nok til, at Liden Soldug stadig kan registreres, men tilstrækkelig sent til, at følsomt dyreliv næppe forstyrres. Såfremt én eller flere populationer af Liden Soldug i nationalparken bliver genfundet, bør der iværksættes systematisk populations-overvågning af arten.

Liden Steffensurt (*Circaea alpina*)

ØKOLOGISK PROFIL

Liden Steffensurt (fig. 21) vokser i halvskygge på fugtig, neutral til svagt sur, naturligt næringsrig bund (Hartvig 2015). Arten angives at mangle en klar C-, S- eller R-strategi (PLADIAS 2021). I Danmark vokser den på fugtige til sumpede steder i løvskove og skovlysninger, f.eks. på vældbund (fig. 22) eller langs bække (Raunkiær 1942; Gram & Jessen 1949-1951; N. Jensen 1971; Rostrup 1973; J. Jensen 1981; Frederiksen 2006; Hartvig 2015). Særligt mange forekomster kendes fra ellesumpe og fugtige askeskove, og arten er kendt for ikke blot at vokse på jorden, men også på elletrunter og frønnede træstød (Gram & Jessen 1949-1951; N. Jensen 1971; Hartvig 2015).

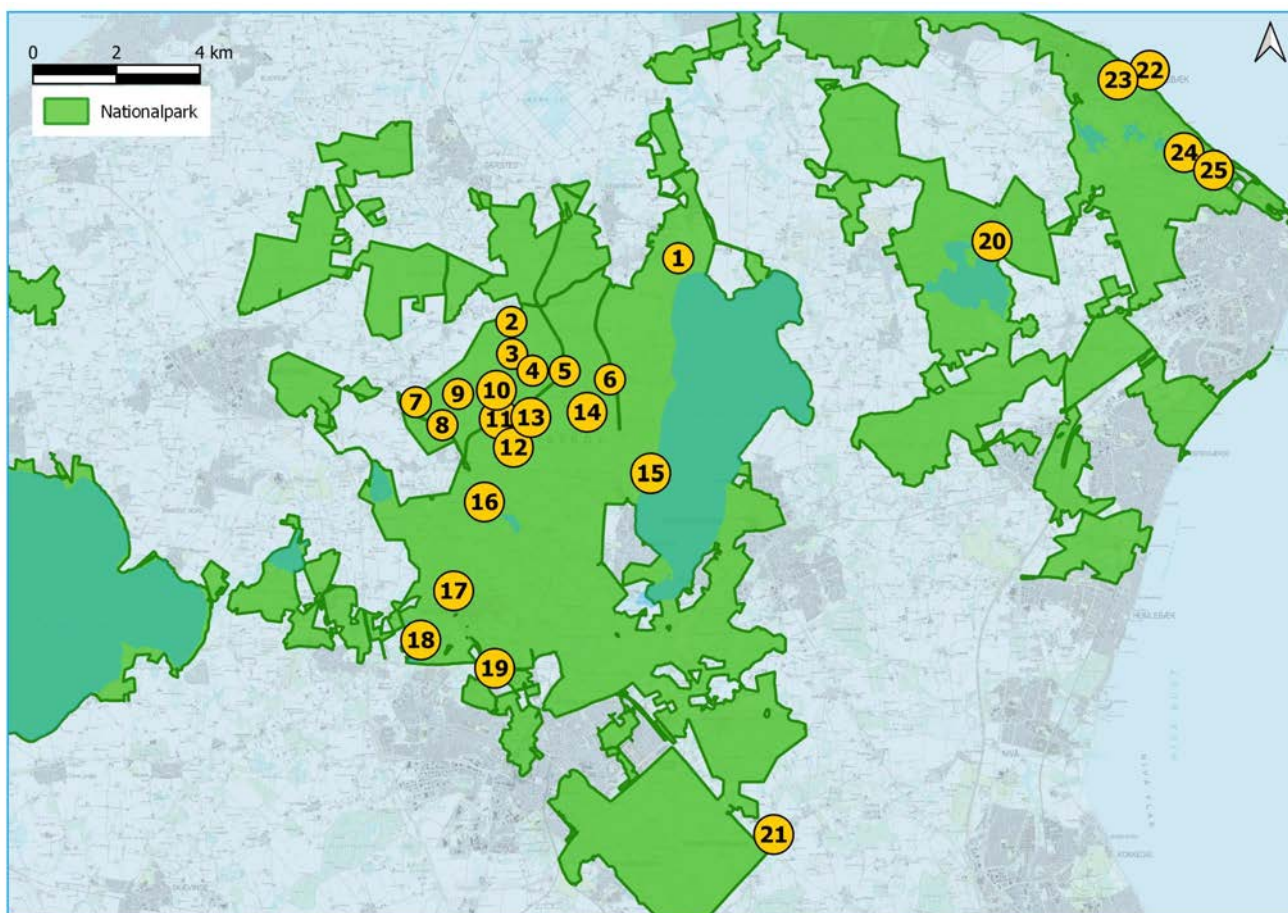
Liden Steffensurt er en jordplante med en lang, rigt forgrenet jordstængel, som om efteråret dør bort og efterlader underjordiske vinterknopper (Raunkiær 1942; N. Jensen 1971; J. Jensen 1981; Snogerup 2010). Desuden dannes der ofte udløbere fra de nederste bladhjørner (Gram & Jessen 1949-1951; Frederiksen 2006;



Figur 21. Liden Steffensurt (*Circaea alpina*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 16 (jævnfør fig. 23). Foto: H. Æ. Pedersen.



Figur 22. Voksested for Liden Steffensurt (*Circaea alpina*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 16 (jævnfør fig. 23). Foto: H. Æ. Pedersen.



Figur 23. Kort over fordelingen af populationer af Liden Steffensurt (*Circaea alpina*) observeret i Nationalpark Kongernes Nordsjælland siden 1991. Populationerne blev ikke systematisk eftersøgt i felten i 2021.

Snogerup 2010). Hvert forælder-skud danner i gennemsnit ca. 6,0 nye skud pr. år, og da de vegetative forbindelser afbrydes allerede det første efterår, sker der således effektiv, vegetativ formering (PLADIAS 2021).

I Danmark angives Liden Steffensurt at blomstre i (juni-)juli-august (Raunkiær 1942; Gram & Jessen 1949-1951; Rostrup 1973; J. Jensen 1981; Frederiksen 2006). Bestøvning ved svirrefluer og korttunge bier er rapporteret, men selvbestøvning forekommer formentlig mindst lige så hyppigt (Snogerup 2010); støvknapperne kan således allerede åbne sig, mens de sidder presset mod støvfanget inde i blomsterknoppen. Hvis sommervejret er køligt, forbliver blomsterknopperne ofte lukkede, men blomsterne kan altså alligevel sætte frugt gennem selvbestøvning inde i knopperne. De nødagtige frugter er beklædt med krogbørster og spredes, når de hænger fast i pelsen på forbigående dyr (Raunkiær 1942; Gram & Jessen 1949-1951; Christiansen 1970). Liden Steffensurts overordnede spredningsstrategi henføres til *Bidens*-typen (PLADIAS 2021).

AFGRÆNSNING AF POPULATIONER FOR PERIODEN 1991-2020

På baggrund af de ovenfor citerede oplysninger om artens tilknytning til fugtige til sumpede steder i næringsrig løvskov, dens udpræget klonale vækst og frugternes spredning med pattedyr valgte vi at afgrænse populationerne relativt snævert til konkrete vådområder. Fund af Liden Steffensurt i flere mindre moser nær hinanden (som f.eks. i den sydlige del af Strødam-reservatet) blev dog generelt tolket som én bestand. Denne praksis blev baseret på: [1] en hypotese om, at dyrespredning af frugter mellem nærtliggende vådområder forekommer hyppigt; [2] at der i hvert fald periodisk må forventes også at optræde mindre kloner af Liden Steffensurt på fugtig bund langs de grøfter eller mindre vandløb, der i de fleste tilfælde forbinder de indbyrdes nærtliggende vådområder; [3] at indbyrdes nærtliggende vådområder i flere tilfælde synes at udgøre fragmenterede rester af et tidligere større, sammenhængende vådområde.

UDBREDELSE I NATIONALPARKEN 1991-2020

Ifølge vores fortolkning/gruppering af angivelser registreret i de historiske kilder har Liden Steffensurt inden for de seneste 30 år haft 25 populationer i nationalparken – heraf hele 19 i Gribskov (fig. 23).

BEVARINGSSTATUS OG NATIONALPARKENS BETYDNING

Liden Steffensurt indgik ikke i vores egentlige feltprogram, men ved en kort feltbesigtigelse i 2021 kunne vi konstatere, at i hvert fald population 16 fortsat eksisterer. Det samme er sikkert tilfældet for hovedparten af de mange registrerede populationer fra perioden 1991-2020. Samtidig indebærer udlæggelsen af betydelige arealer med urørt skov og især genskabelse af fugtig skov, at man kan forvente en forøgelse af nationalparkens samlede areal med velegnede habitater for arten. På denne baggrund vurderer vi bevaringsstatus for Liden Steffensurt i Nationalpark Kongernes Nordsjælland som værende GUNSTIG.

Liden Steffensurt er rødlistet som næsten truet (NT) i Danmark (Moeslund et al. 2019). At dømme efter udbredelseskortet i Hartvig (2015: kort 860) omfatter den aktuelle danske udbredelse kun mindre dele af Jylland og Sjælland, med et af de sjællandske kerneområder beliggende i Nationalpark Kongernes Nordsjælland. Bedømt ud fra resultaterne af vores aktuelle undersøgelse spiller nationalparken stadig en vigtig rolle for artens eksistens på Sjælland – og for dens samlede population og geografiske spredning i Danmark som helhed.

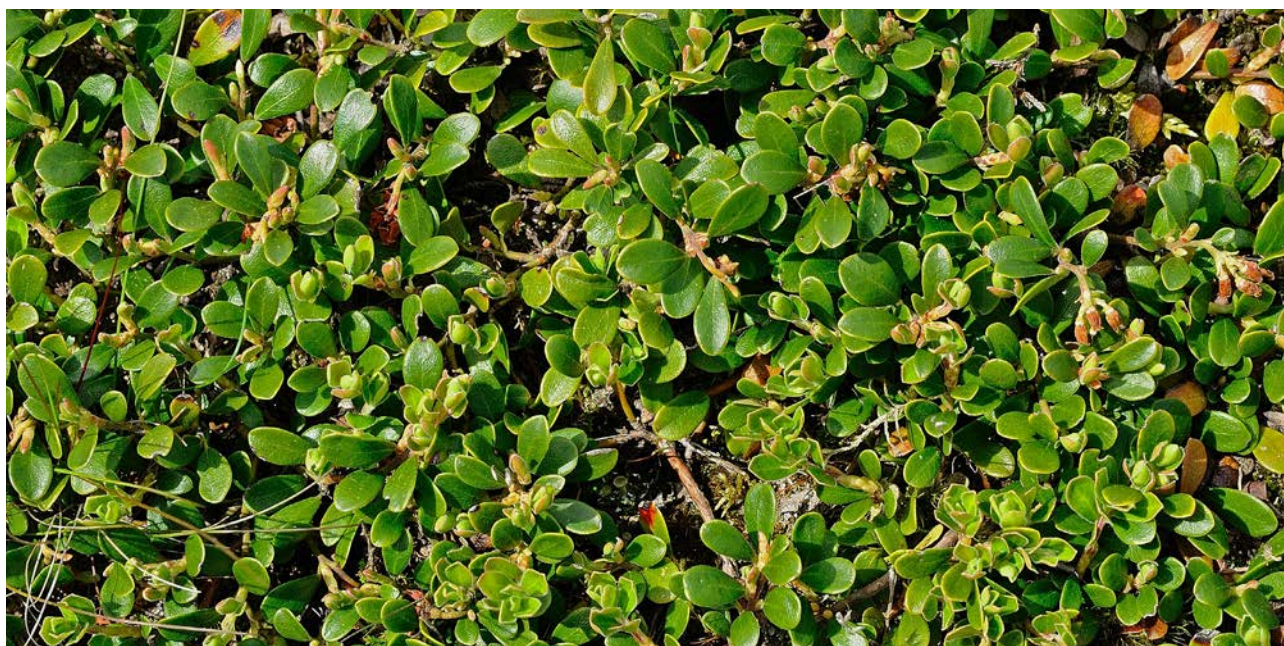
ANBEFALINGER

Vi anbefaler, at der gennem feltbesigtigelser foretages en nærmere registrering af recente populationer – efterfulgt af passende tiltag til sikring af de pågældende voksesteder i en for arten optimal tilstand. Afhængigt af den konkrete lokalitet kan sådanne tiltag typisk omfatte stævningsdrift eller udlægning til urørt skov kombineret med fokus på opretholdelse/genskabelse af passende hydrologiske forhold.

Hede-Melbærris (*Arctostaphylos uva-ursi*)

ØKOLOGISK PROFIL

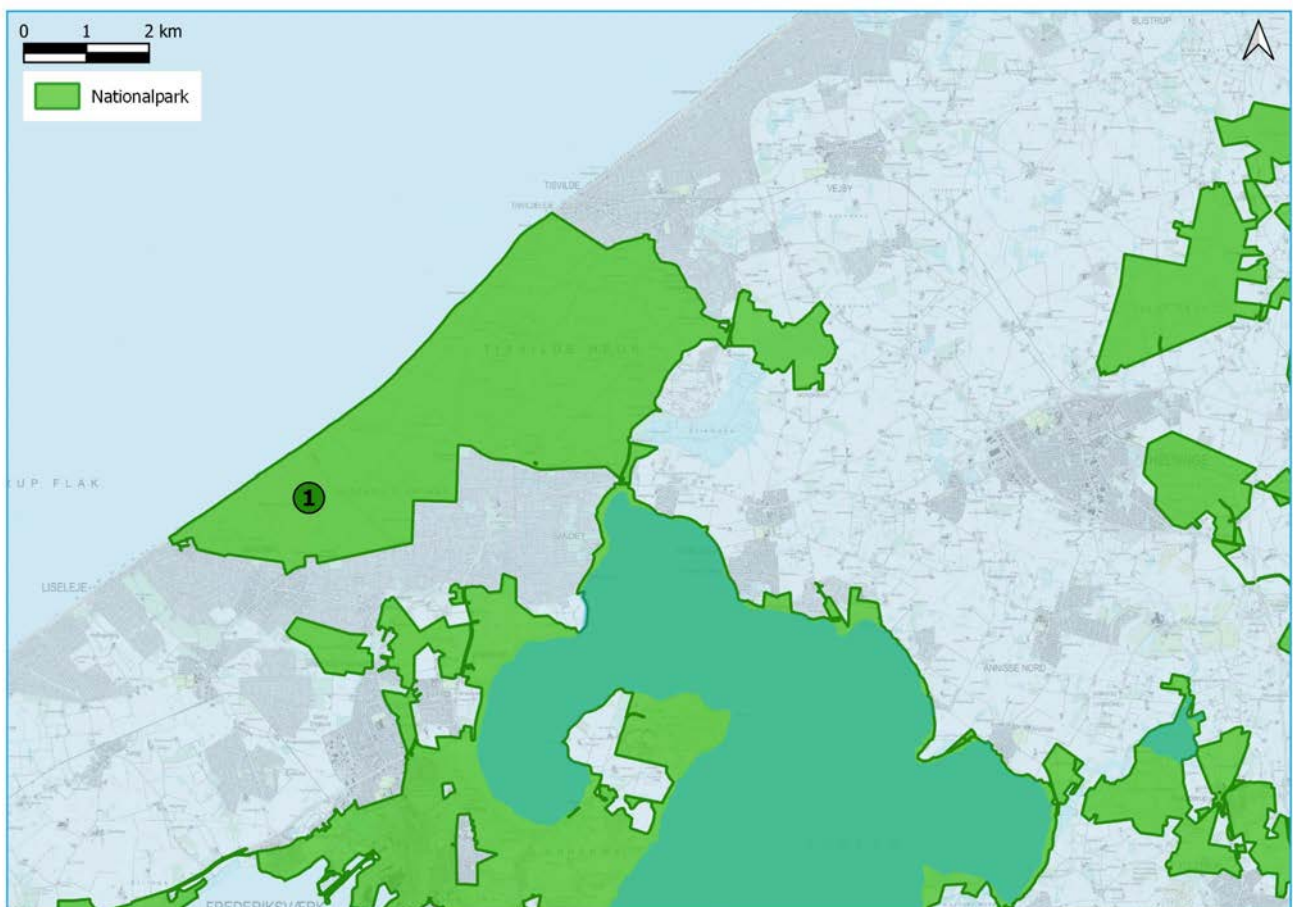
Hede-Melbærris (fig. 24) vokser på lysåben til let skygget, tør, sur (sjældent basisk), næringsfattig bund (Hartvig 2015). Arten betragtes som en CS-strateg (PLADIAS 2021). Den har således en god konkurrenceevne og



Figur 24. Hede-Melbærris (*Arctostaphylos uva-ursi*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 1 (jævnfør fig. 26). Foto: H. Æ. Pedersen.



Figur 25. Voksested for Hede-Melbærris (*Arctostaphylos uva-ursi*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 1 (jævnfør fig. 26). Foto: H. Æ. Pedersen.



Figur 26. Kort med placering af den eneste population af Hede-Melbærris (*Arctostaphylos uva-ursi*) observeret i Nationalpark Kongernes Nordsjælland siden 1991. Populationen blev genfundet i 2021.

høj tolerance over for udtørring og lavt næringsindhold i jorden, hvorimod vækstraten er lav. I Danmark vokser arten især på indlandsheder domineret af Hedelyng (*Calluna vulgaris*), Revling (*Empetrum nigrum*) eller græs, men også på klitheder (fig. 25) og lyngbakker samt lysåbne gravhøje og kalkskrænter (Bøcher 1937; Raunkiær 1942; Christiansen 1970; Rostrup 1973; K. Hansen 1981b; Feilberg 2006; Hartvig 2015). På hederne ses særligt veludviklede bestande især på sydvendte skråninger, og hvor bunden holdes åben gennem kulturpåvirkning – f.eks. langs sandede veje eller på jævnlige afbrændte arealer (Bøcher 1937; Christiansen 1970).

Hede-Melbærris er en stedsegrøn, forveddet jordfladeplante (Bøcher 1937; Christiansen 1970; K. Hansen 1981b). Der er tale om en såkaldt espalier-dværgbusk, dvs. en nedliggende, vandret voksende dværgbusk med rodslående grene (Christiansen 1970). De enkelte individer kan blive over 60 år gamle og danne tæpper på flere kvadratmeter ved hjælp af de krybende, vifteformede forgrenede skud; der kan endvidere forekomme egentlig vegetativ formering, når ældre skuddele dør bort (Gram & Jessen 1949-1951).

I Danmark angives blomstringen at finde sted i maj-juni (Raunkiær 1942; Gram & Jessen 1949-1951; Christiansen 1970; Rostrup 1973; K. Hansen 1981b; Feilberg 2006). Bestøvningen foregår overvejende som fremmedbestøvning ved hjælp af bier, men også selvbestøvning er observeret (Gram & Jessen 1949-1951). De små stenfrugter ses overvejende i juni-juli, og frøene spredes med fugle, som fortærer frugterne (Bøcher 1937; Gram & Jessen 1949-1951; Christiansen 1970). Det angives dog, at der kun sjældent optræder kimplanter (Gram & Jessen 1949-1951) – så uanset, at fuglespredning af frøene må spille en hovedrolle ved spredning mellem lokaliteter, har vegetativ spredning måske større betydning inden for den enkelte lokalitet. Artsens overordnede spredningsstrategi henføres til *Cornus*-typen (PLADIAS 2021).

AFGRÆNSNING AF POPULATIONER FOR PERIODEN 1991-2020

Vi har anerkendt én, arealmæssigt stor population – afgrænset som omridset af den samlede sværm af fundpunkter, som er spredt over store dele af Melby Overdrevs lysåbne klithede. Denne klithede består af en mosaik-vegetation, hvor mange tætliggende pletter over det meste af arealet fremtræder som mere eller mindre velegnede voksesteder for Hede-Melbærris. Det skal bemærkes, at mange randfund er indrapporteret med stor geografisk usikkerhed, og at flere af de historiske randpunkter i hvert fald i dag er placeret på sandede, vegetationsløse brandbælter.

UDBREDELSE I NATIONALPARKEN 1991-2020

Ifølge de historiske kilder har Hede-Melbærris haft to populationer i nationalparken inden for de seneste 30 år, begge ved kysten. Det ene sted – ved Julebæk – henviser koordinaterne for den eneste angivelse dog til en fugtig lavning i gammel, muldrig bøgeblandskov (konstateret ved feltbesigtigelse den 23. juli 2021), hvorfor vi uden forbehold tilskriver angivelsen fejlbestemmelse eller anden registreringsfejl. Dermed kendes kun én population af Hede-Melbærris i nationalparken (fig. 26).

FELTOBSERVATIONER 2021

Den 22. maj 2021 gennemsøgte vi den store lokalitet med nationalparkens eneste anerkendte population af Hede-Melbærris systematisk på kryds og tværs – med særlig opmærksomhed rettet mod de pletter, hvorfra konkrete fund er angivet i de historiske kilder. Det lykkedes blot at finde to velafgrænsede kloner få meter fra hinanden. Begge kloner havde blomstret rigeligt, men kun to blomster havde udviklet unge frugter.

Det aktuelle voksested er beliggende på et gammelt kørespor i klithede (fig. 25). Vegetationen i dokumentationscirklen var sammensat af 22 karplantearter, med Hedelyng som eneste dominant (bilag 2: skema 1); det skal dog bemærkes, at der også var dominans af bladmos.

BEVARINGSSTATUS OG NATIONALPARKENS BETYDNING

Baseret på de historiske kilders mange angivelser af Hede-Melbærris fra dens eneste lokalitet i nationalparken har arten inden for de seneste 30 år optrådt pletvist over næsten halvdelen af Melby Overdrev. I betragtning af dens høje individ-levetid og lokalitetens betydelige indhold af rimeligt egnede habitater antyder det meget beskedne resultat af vores feltbesigtigelse dog, at dette billede ikke bør accepteres uden forbehold. Vi formoder, at mange af de historiske angivelser skyldes forveksling med den på lokaliteten almindelige Tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), og at også mindre omhyggelig georeferering af visse fund spiller ind. Vores skepsis understøttes af, at Hede-Melbærris i forbindelse med en botanisk ekskursion på den sydlige del af Melby

Tabel 2. Nøgletal baseret på feltregistrering af nationalparkens eneste population, P-1, af Hede-Melbærris (*Arctostaphylos uva-ursi*) i 2021. For populationens geografiske placering, se fig. 26. Angivelse af bestandsstørrelse refererer til hele populationen, mens de øvrige værdier er beregnet på grundlag af data fra dokumentationscirklen.

		P-1
Bestandsstørrelse (x: 1-9 xx: 10-99 xxx: 100-999 xxxx: ≥ 1000)	Blomstrende kloner	x
	Kloner i alt	x
Nøgletal fra dokumentationscirkel	Middelscore	3,55
	Artssum	70,91
	Artsscore-indeks	0,74
	Artsdiversitets-indeks	0,81
	Artsindeks	0,76

Overdrev i 1984 kun blev bemærket med nogle få skud i et hjulspor (Wind 1985). Desuden har en naturhistoriker med lokalkendskab kunnet bekræfte, at Hede-Melbærris i hvert fald ikke inden for de sidste par årtier har været væsentligt almindeligere på Melby Overdrev (K. Bech, pers. comm. 2022). Selv med en vis skepsis over for mange tidligere angivelser, må det dog antages, at populationen tidligere har været i det mindste en smule større end i dag – og E. Buchwald (pers. comm. 2022) oplyser at have set to små, veladskilte forekomster inden for de seneste ca. 10 år. Én af disse kan have været identisk med den aktuelt kendte forekomst.

De to eneste aktuelt kendte kloner af Hede-Melbærris i nationalparken vokser tæt sammen bag et trådhegn, som beskytter det helt lokale voksested mod påvirkning af de kreaturer og geder, som afgræsser hovedparten af lokaliteten. Arealet inden for det beskyttende hegn er siden 2020 blevet plejet gennem en årlig sensommer-slåning, som er lagt til rette med særligt henblik på at optimere forholdene for netop Hede-Melbærris (J. Lassen, pers. comm. 2022). Blandt nøgletallene beregnet på grundlag af data fra vores dokumentationscirkel (tabel 2) er det da også værd at bemærke, at indekssværdierne for både artsscore og artsdiversitet ligger ganske højt. Dette tyder på, at det ganske lille, indhegnede areal kun er negativt påvirket i beskeden grad. Vi observerede ingen akutte trusler mod den indhegnede bestand ved vores feltbesigtigelse, men den særdeles ringe frugtsætning i 2021 er bekymrende.

På baggrund af ovenstående udredning vurderer vi bevaringsstatus for Hede-Melbærris i nationalparken som værende UGUNSTIG.

Hede-Melbærris er ikke nationalt rødlistet i Danmark (Moeslund et al. 2019). Dens samlede bestand anses således for værende livskraftig (LC), og arten er stedvis ret almindelig i Vestjylland, som er dens absolutte danske kerneområde (Hartvig 2015). Uden for Jylland har Hede-Melbærris imidlertid aldrig været kendt fra andre steder i Danmark end Læsø, Anholt og Melby Overdrev (Bøcher 1937; Hartvig 2015). Som demonstreret af vores genfund på sidstnævnte lokalitet i 2021 spiller Nationalpark Kongernes Nordsjælland derfor en helt afgørende rolle for artens eksistens på Sjælland og i det hele taget i Danmark øst for Lillebælt.

ANBEFALINGER

Vi anbefaler, at det beskyttende trådhegn omkring de to bevarede kloner af Hede-Melbærris udvides, og at dette ledsages af en tilsvarende arealmæssig udvidelse af den aktuelt succesfulde naturpleje inden for hegnet. Derved vil man givetvis forøge chancen for, at den meget lille bestand gradvist kan ekspandere – forhåbentlig i en sådan grad, at det beskyttende hegn før eller siden vil kunne undværes. Samtidig bør det undersøges nærmere, om artens meget lave frugtproduktion i 2021 (trods rigelig blomstring) var et enkeltstående tilfælde, eller om det er en mere permanent tilstand. Endelig anbefaler vi, at Hede-Melbærris fortsat eftersøges på

hele den store lokalitet. Eftersøgningen kan med fordel gennemføres i snefrie perioder om vinteren, hvor de stedsegrønne Melbærris-kloner vil skille sig klart ud fra den omgivende vegetation.

Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*)

ØKOLOGISK PROFIL

Enblomstret Vintergrøn (fig. 27) vokser i skygge eller halvskygge på næringsfattig, overvejende sur og oftest let fugtig bund (Feilberg 2006; Hartvig 2015). Arten er klassificeret som en S-strateg (PLADIAS 2021); den har således høj tolerance over for surt substrat med lavt næringsindhold, hvorimod vækstraten er lav og konkurrenceevnen beskeden. I Danmark vokser arten overvejende i nåleskov, frem for alt fyrreskov (fig. 28), og den angives at være særligt hyppig på mosrig bund (Raunkiær 1942; Andersen 1943; Gram & Jessen 1949-1951; Christiansen 1970; Rostrup 1973; K. Hansen 1981b; Feilberg 2006; Hartvig 2015). Sjældnere optræder den i fyrrebladet løvskov (Hartvig 2015).

Enblomstret Vintergrøn er fra tid til anden blevet karakteriseret som en jordfladeplante (Andersen 1943; Raunkiær 1942; K. Hansen 1981b; PLADIAS 2021), jordskorpeplante (Christiansen 1970; OABIF 2021) og/eller jordplante (Raunkiær 1942; K. Hansen 1981b), hvilket må bero på uenighed om placeringen af plantens overvintrende knopper. Sikkert er det, at der er tale om en flerårig, vintergrøn urt med jordstængel og udpræget klonal vækst (Christiansen 1970; K. Hansen 1981b). Sidstnævnte egenskab skyldes et system af rigt forgrenede, vandret strygende, knopskydende rødder, der dog af nogle forfattere tolkes som tynde stængler (Andersen 1943; Christiansen 1970). De vegetative forbindelsesled henfalder i en alder af ca. 4 år (PLADIAS 2021), hvorved der sker egentlig vegetativ formering. De assimilerende skud kan blive indtil 4 år gamle, før de blomstrer og dør (Gram & Jessen 1949-1951).



Figur 27. Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*). A: blomstrende plante, B: blomst. Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 1 (jævnfør fig. 29). Fotos: H. Æ. Pedersen.



Figur 28. Voksested for Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 2 (jævnfør fig. 29). Foto: N. K. Pedersen.

Blomstringen angives at finde sted i juni-juli i Danmark (Raunkiær 1942; Gram & Jessen 1949-1951; Christiansen 1970; Rostrup 1973; K. Hansen 1981b; Feilberg 2006), og de bittesmå frø spredes med vinden (Raunkiær 1942; Andersen 1943; K. Hansen 1981b). Artens overordnede spredningsstrategi henføres til *Lycopodium*-typen (PLADIAS 2021).

AFGRÆNSNING AF POPULATIONER FOR PERIODEN 1991-2020

Populationerne blev afgrænset relativt bredt inden for sammenhængende skovområder domineret af nåle-skov. Dette var vores bedste bud på, hvor udstrakte de naturlige populationer måtte forventes at være, når effekten af artens formentlig effektive vindspredning af frø over betydelige distancer skal vurderes over for den mere begrænsende effekt af dens ret snævre økologiske amplitude (jf. de ovenfor citerede oplysninger).

UDBREDELSE I NATIONALPARKEN 1991-2020

Ifølge vores fortolkning/gruppering af angivelser registreret i de historiske kilder har Enblomstret Vintergrøn haft fem populationer i nationalparken inden for de seneste 30 år – fordelt med fire i Asserbo Plantage/Tisvilde Hegn-området og én i Hornbæk Plantage (fig. 29).

FELTOBSERVATIONER 2021

Vi eftersøgte alle fem populationer i perioden 13.-28. juni (altså inden for artens blomstringstid), men gen-fandt kun de to længst mod vest (fig. 29). De estimerede bestandsstørrelser fremgår af tabel 3.

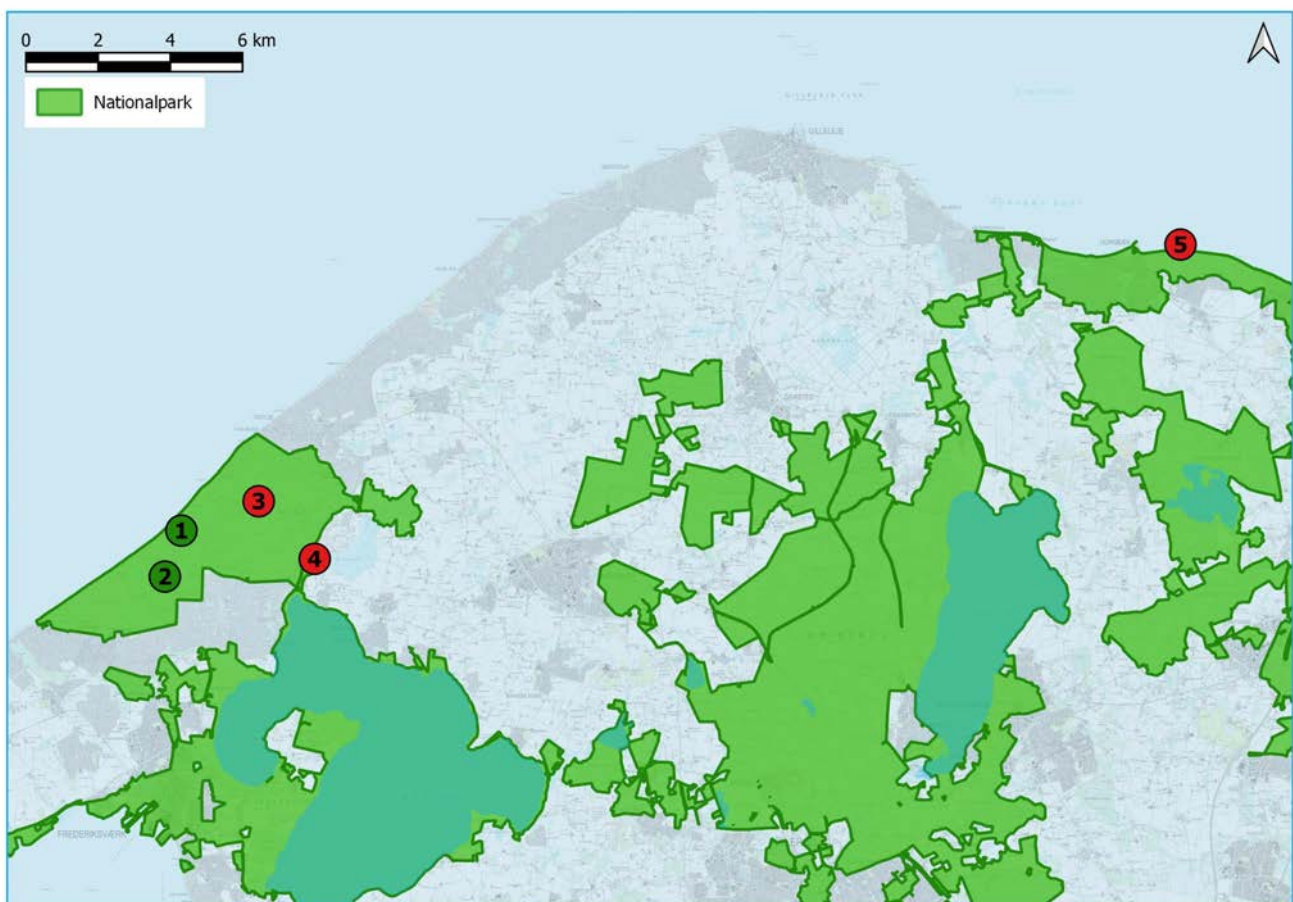
I 2021 var population 1 repræsenteret af tre grupper af kloner, som voksede ret vidt adskilt inden for den på grundlag af historiske kilder afgrænsede population. Bortset fra, at vi måtte lede forgæves efter Enblomstret Vintergrøn i den nordligste udløber af den historisk afgrænsede population, synes det samlede areal af population 1 dermed ikke at være væsentligt mindre i dag end tidligere. I kontrast hertil synes population 2 at være indskrænket betydeligt, da vi kun fandt en mindre koncentration af kloner umiddelbart vest for sydspidsen af populationens langt større historiske areal.

Vi fandt næsten udelukkende Enblomstret Vintergrøn på let skygget bund under Skov-Fyr (*Pinus sylvestris*) eller Østrigsk Fyr (*P. nigra*) på flyvesand; derimod manglede den konsekvent under Bjerg-Fyr (*P. mugo*),

måske pga. for stort lysindfald? Under Skov-Fyr kunne arten vokse i områder med spredte Vorte-Birk (*Betula pendula*) i underskoven. De aktuelle voksesteder i nationalparken stemmer således godt overens med litteraturens oplysninger om artens hyppigste habitater i Danmark. Generelt synes Enblomstret Vintergrøn at drage fordel af en skovbund med løse nåle og spredt bladmos, da dens spinkle rødder og stængler kan skyde gennem substratet. Samtidig har én af os (N. K. Pedersen) observeret, at mosset hæver sig beskyttende op om Vintergrøn-planterne i fugtige og kolde perioder, ligesom det formentlig beskytter mod udtørring om sommeren.

Næsten alle observerede kloner i population 1 optrådte i bevoksninger af gamle træer (dbh > 30 cm) af Østrigsk Fyr – hér voksende på nålebund, ofte næsten blottet for mos- og urtevegetation (bilag 1: foto 5). Vegetationen i dokumentationscirklen var sammensat af 10 karplantearter uden dominanter iblandt (bilag 2: skema 2); det skal dog bemærkes, at der delvis under nåledækket var hyppig forekomst af bladmos. Pludselig lysstilling ved rydning af træer tæt på populationen samt udlægning af større grenbunker på eller ganske nær kloner af Enblomstret Vintergrøn må anses for potentielle trusler mod den aktuelle population, mens spring- og ridebaner i dens umiddelbare nærhed begrænser dens muligheder for at ekspandere. Manglende genfund af arten på den nordvestligste del af det historisk afgrænsede areal kan muligvis tilskrives, at mosdækket hér er blevet for tykt.

Alle observerede kloner i den nyopdagede del af population 2 blev fundet på mosbund på en skovklit (habitatnaturtype 2180) med spredte, ældre Skov-Fyr og Vorte-Birk (fig. 28) nær en plantage af Almindelig Ædelgran (*Abies alba*). Vegetationen i dokumentationscirklen var sammensat af 28 karplantearter uden dominanter iblandt (bilag 2: skema 2); derimod var der dominans af bladmos. Populationen af Enblomstret Vintergrøn så ud til at trives glimrende, og mange kloner bar blomster (medio juni) og senere frugt (medio juli). Flere større kloner voksede under relativt lysåben underskov på for længst opgivne, nu delvis mosbevoksede, mindre skovveje.



Figur 29. Kort over fordelingen af populationer af Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*) observeret i Nationalpark Kongernes Nordsjælland siden 1991. Grøn prik: genfundet i 2021. Rød prik: eftersøgt forgæves i 2021.

Tabel 3. Nøgletal baseret på feltregistrering af Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*) i 2021. Populationer ("P") er nummereret i henhold til fig. 29. Angivelse af bestandsstørrelse refererer til hele den pågældende population, mens de øvrige værdier er beregnet på grundlag af data fra dokumentationscirklen.

		P-1	P-2
Bestandsstørrelse (x: 1-9 xx: 10-99 xxx: 100-999 xxxx: ≥ 1000)	Blomstrende kloner	x	xx
	Kloner i alt	xx	xx
Nøgletal fra dokumentationscirkel	Middelscore	2,50	3,29
	Artssum	17,50	85,43
	Artsscore-indeks	–	0,74
	Artsdiversitets-indeks	–	0,90
	Artsindeks	–	0,78

Population 2 vil næppe kunne overleve yderligere plukhugst af Skov-Fyr, da kronedække af høje fyrretræer vurderes at være afgørende for artens trivsel (den synes at kunne tolerere spredt lysindfald fra siderne, men ikke direkte ned på planterne). Blandt potentielle trusler må desuden nævnes tæt opvækst af Vorte-Birk (i tilfælde af vigende kronedække af Skov-Fyr) samt genoptagelse af drift og brug af kørespor i forbindelse med f.eks. udkørsel og/eller stabling af stammer. Det historisk afgrænsede areal rummer flere steder samme naturtype som det aktuelle voksested og fremstår i dag med varierede lysforhold og mange partier, som skønnes velegnede for arten. Uegnede partier med bunddække af Almindelig Gedeblad (*Lonicera periclymenum*) og Bjerg-Rørhvene (*Calamagrostis epigejos*) samt opvækst af Almindelig Ædelgran findes dog også og antyder, at Enblomstret Vintergrøns tilsyneladende forsvinden fra det historisk afgrænsede areal kan skyldes lokal lysstil-ling fra tidligere plukhugst af ældre Skov-Fyr.

De tre ikke-genfundne populationer synes ligeledes at have været knyttet til arealer med gammel fyrre-skov eller fyrre-blandskov på flyvesand. Området, hvor population 3 skulle findes (bilag 1: foto 6), fremstår i dag som en bevoksning af Skov-Fyr og lidt Rød Gran (*Picea abies*) præget af plukhugst og vindfælder. Markant øget lystilgang på hovedparten af arealet, navnlig som følge af overdreven plukhugst, har formentlig udryddet Enblomstret Vintergrøn, omend der stadig findes mindre partier med egnede økologiske forhold. Området, hvor population 4 skulle findes (bilag 1: foto 7), har i dag karakter af blandskov med dominans af Skov-Fyr. I forhold til arealerne med population 1 og 2 mangler hovedparten af området dog et sammenhængende kronelag, og skovbundens soleksponering skønnes derfor at være for kraftig til, at Enblomstret Vintergrøn har kunnet overleve. Lysstillingen skyldes tilsyneladende en kombination af plukhugst og stormfald. Områ-det, hvor population 5 skulle findes (bilag 1: foto 8), fremstår i dag som en sluttet bevoksning af oprindeligt plantet Skov-Fyr (dbh > 30 cm) med selvforyngelse og spredte træer af Rød Gran (dbh = 10-15 cm). Rydning af træer langs den vej, som afgrænser arealet mod syd har medført et større lysindfald og dermed en øget opvækst af løvtræer i områdets sydlige rand. Dette kan måske være årsagen til, at Enblomstret Vintergrøn nu tilsyneladende er forsvundet, omend hele arealet nord for den sydlige randzone fortsat virker noget nær optimalt for arten.

BEVARINGSSTATUS OG NATIONALPARKENS BETYDNING

Det er påfaldende, at der optrådte over dobbelt så mange karplantearter i vores dokumentationscirkel for population 2 end i cirklen for population 1 (bilag 2: skema 2), og at også middelscoren og (især) artssummen var markant højere for population 2 (tabel 3). Mens de tre sammenfattende indeks ikke kunne beregnes for population 1 (fordi arealet ikke repræsenterer en habitatnaturtype), forstærker de tre indeks for population 2 indtrykket af et areal, som kun er negativt påvirket i beskeden grad (tabel 3). På grundlag af de sammenlign-

lige nøgletal og af den omstændighed, at kun arealet med population 2 repræsenterer en habitatnaturtype, må naturkvaliteten generelt anses for væsentligt højere i sidstnævnte område end i området med population 1. Dette er dog ikke ensbetydende med, at stedet nødvendigvis er bedre egnet til lige præcis Enblomstret Vintergrøn. Denne art har således veludviklede bestande begge steder, omend med flere blomstrende kloner i population 2.

Mens nationalparkens resterende bestande af arten altså begge synes livskraftige, er det bekymrende, at det kun lykkedes os at genfinde to af de fem populationer, som har været kendt fra området inden for de seneste 30 år. Enblomstret Vintergrøn er ganske undselig, hvis den ikke blomstrer (hvortil kommer en vis geografisk usikkerhed på flere af de historiske angivelser), og derfor kan det ikke helt udelukkes, at vi har overset den på arealerne, hvor population 3, 4 og 5 skulle findes. Vi formoder dog, at disse tre populationer reelt er forsvundet – og det er i den sammenhæng påfaldende, at de tre arealer i dag er helt eller delvis præget af en øget soleksponering af skovbunden. Navnlig når dette holdes op mod de let skyggede forhold for de to recente forekomster og mod litteraturens karakteristik af Enblomstret Vintergrøn som en plante knyttet til skygge eller halvskygge, virker det sandsynligt, at den øgede lystilgang har været afgørende for de tre forekomsters forsvinden.

På baggrund af ovenstående udredning vurderer vi bevaringsstatus for Enblomstret Vintergrøn i nationalparken som værende UGUNSTIG.

Enblomstret Vintergrøn er rødlistet som truet (EN) i Danmark (Moeslund et al. 2019). At dømme efter udbredelseskortet i Hartvig (2015: kort 950) har arten alle sine sjællandske populationer i Nationalpark Kongernes Nordsjælland, og uden for denne nationalpark omfatter den aktuelle danske udbredelse kun Bornholm og det nordvestlige Jylland. Som anført ovenfor synes Enblomstret Vintergrøn at have været i tilbagegang i Nationalpark Kongernes Nordsjælland i de senere år. Ikke desto mindre demonstrerer vores aktuelle genfund af to populationer, at nationalparken stadig er helt afgørende for artens eksistens på Sjælland – og af meget stor betydning for dens samlede population og geografiske spredning i Danmark som helhed.

ANBEFALINGER

Med henblik på at bevare population 1 og 2 for eftertiden bør de to arealer underlægges skovnaturtypebevarende pleje, således at ældre træer af Skov-Fyr og/eller Østrigsk Fyr bevares og et sammenhængende kronelag sikres. Samtidig bør opvækst af Bøg (*Fagus sylvatica*) og andre løvtræer, der kan hæmme eller ligefrem forhindre fyrreskovens foryngelse, holdes nede løbende; det samme gælder tæt birkeopvækst. På arealer med Enblomstret Vintergrøn bør plukhugst altid ske manuelt, og kørsel over arten med maskiner må naturligvis undgås. Generelt bør der være særlig opmærksomhed på at undgå lysstilling af skovbunden, og der bør iværksættes systematisk overvågning af de to populationer. Ved behov for rydning af ældre bevoksninger af Østrigsk Fyr bør det sikres, at Enblomstret Vintergrøn har livskraftige populationer i bevoksninger af Skov-Fyr lokalt (hvilket ikke blev observeret ved eftersøgningen i 2021).

Både Asserbo Plantage, Tisvilde Hegn og Hornbæk Plantage rummer mange potentielle voksesteder for Enblomstret Vintergrøn. Når dette ses i sammenhæng med artens bittesmå, vindspredte frø, er det ikke usandsynligt, at nye populationer vil etableres i de nævnte plantager. Det er derfor ønskeligt, at arten løbende eftersøges på egnede steder. Baseret på vores erfaringer fra population 1 og 2 bør dette foregå i juni måned. Uanset, at blomstringstiden angives som juni-juli i litteraturen, synes artens blomstring i nationalparken således at være næsten overstået med udgangen af juni. I vegetativ tilstand overses planten let – ikke mindst om efteråret, hvor den kan være næsten skjult under mos.

Linnæa (*Linnaea borealis*)

ØKOLOGISK PROFIL

Linnæa (fig. 30) vokser i skygge eller halvskygge på næringsfattig, sur og oftest let fugtig bund (A. Hansen 1951; Hartvig 2015). Arten angives at mangle en klar C-, S- eller R-strategi (PLADIAS 2021), men dens tolerance over for surt substrat med lavt næringsindhold er ikke desto mindre påfaldende. I Danmark vokser arten overvejende på mosrig bund i gamle nåleskove (fig. 31), frem for alt klitplantager, men kan også findes i yngre nåletræsbevoksninger og birkeblandskov (Raunkjær 1942; Gram & Jessen 1949-1951; A. Hansen 1951; Christiansen 1970; Rostrup 1973; Ødum 1981; Barfod 2006; Hartvig 2015).



Figur 30. *Linnæa* (*Linnaea borealis*). A: blomstrende skud, B: blomster. Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 1 (jævnfør fig. 32). Fotos: H. Æ. Pedersen.

Linnæa er stedsegrøn og karakteriseres undertiden som en jordskorpeplante eller dværgbusk (Gram & Jessen 1949-1951; Wilcock & Jennings 1999; PLADIAS 2021). Ofte klassificeres den dog som en delvis forveddet jordfladeplante (Raunkiær 1942; A. Hansen 1951; Christiansen 1970; Ødum 1981; Barfod 2006; OABIF 2021) – eller, med andre ord, en halvbusk. Arten har udpræget krybende vækst, og de trådfine stængler kan være så stærkt forgrenede, at deres mange blade bliver næsten fladedækkende i større bevoksninger (Gram & Jessen 1949-1951; Christiansen 1970). Hvert forælder-skud danner i gennemsnit 3,4 nye skud pr. år, og da den vegetative forbindelse henfalder og afbrydes efter ca. 4 år, sker der også egentlig vegetativ formering (PLADIAS 2021).

I Danmark angives blomstringen at finde sted inden for perioden juni-august (Christiansen 1970), overvejende i juli (Raunkiær 1942; Rostrup 1973; Ødum 1981; Barfod 2006). Blomsterne bestøves af insekter (Raunkiær 1942; Christiansen 1970; Ødum 1981), primært fluer (Gram & Jessen 1949-1951; Wilcock & Jennings 1999). I tilfælde af befrugtning dannes en lille nød, som ved modenhed omsluttet af to højblade og menes at blive spredt med fugle, når højbladenes klæbrige kirtelhår hænger fast i fuglenes fjerdragt (Gram & Jessen 1949-1951; A. Hansen 1951; Christiansen 1970). Artsens overordnede spredningsstrategi henføres til *Allium*-typen (PLADIAS 2021). Det er dog bemærkelsesværdigt, at der tilsyneladende aldrig er rapporteret om frugtsætning hos *Linnæa* i Danmark. Da arten er selvinkompatibel (Wilcock & Jennings 1999), er det nærliggende at tro, at den svigtende frugt- og frøproduktion i danske bestande skyldes manglende mulighed for fremmedbestøvning mellem genetisk forskellige kloner.

AFGRÆNSNING AF POPULATIONER FOR PERIODEN 1991-2020

Populationerne er som udgangspunkt blevet afgrænset relativt snævert ud fra de ovenfor citerede oplysninger om artens ret snævre økologiske amplitude – og den omstændighed, at arten hidtil formentlig kun har spredt sig vegetativt inden for de enkelte danske lokaliteter. Enkelte fundangivelser, som i dag er placeret

uden for velegnet habitat for arten, er behæftet med en vis geografisk usikkerhed og kan måske have medført en for vid afgrænsning af visse populationer (men alternativt kan skovtypen have ændret sig over årene). Population 1 kunne vi have valgt at splitte op i flere mindre populationer, da næppe alle de angiveligt fundne kloner kan være opstået gennem vegetativ spredning inden for arealet. Vi antager, at mere end én klon må være grundlagt gennem fuglespredning af udenlandske frø til lokaliteten. Under dette scenarie efterlader den forholdsvis tætte punktsværm et indtryk af en samling til dels forskellige genotyper inden for tilstrækkeligt korte indbyrdes afstande til, at fremmedbestøvning burde kunne forekomme (i det mindste periodevist). Da det samtidig ikke var indlysende, hvordan den aktuelt anerkendte population 1 alternativt skulle splittes op, foretrak vi i dette konkrete tilfælde at anerkende en bredt afgrænset population.

UDBREDELSE I NATIONALPARKEN 1991-2020

Ifølge vores fortolkning/gruppering af angivelser registreret i de historiske kilder har Linnæa haft syv populationer i nationalparken inden for de seneste 30 år – fordelt med én i Asserbo Plantage og seks i Tisvilde Hegn (fig. 32).

FELTOBSERVATIONER 2021

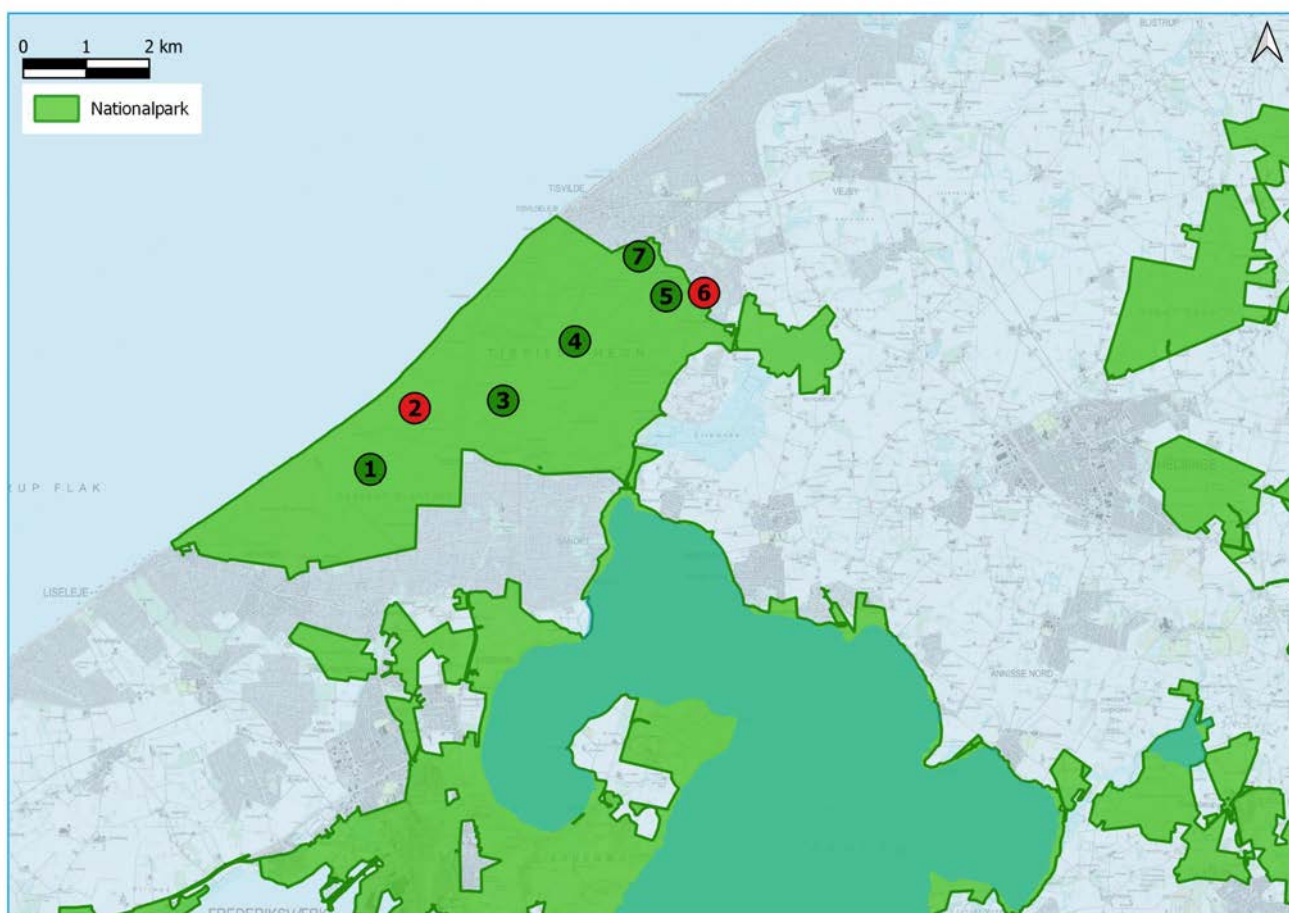
Vi eftersøgte alle syv populationer i perioden fra 13. juni til 12. juli – dvs. i artens blomstringstid og lidt ud over denne. Vi genfandt populationen i Asserbo Plantage og fire af de seks i Tisvilde Hegn (fig. 32). De estimerede bestandsstørrelser fremgår af tabel 4. Det skal dog bemærkes, at skønt vi registrerede flest kloner i population 1 og 3, dækkede de færre kloner i både population 4 og 7 et væsentligt større areal.

Næsten alle populationer, som blev genfundet, dækker i dag langt mindre arealer end de samme populationer afgrænset på grundlag af historiske kilder. Den eneste undtagelse er population 3, hvis udstrækning tilsyneladende altid har været meget beskeden.

Vi fandt udelukkende Linnæa i gammel nåleskov eller nåletræ-domineret blandskov på flyvesand – frem



Figur 31. Voksested for Linnæa (*Linnaea borealis*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 1 (jævnfør fig. 32). Foto: H. Æ. Pedersen.



Figur 32. Kort over fordelingen af populationer af *Linnæa* (*Linnaea borealis*) observeret i Nationalpark Kongernes Nord-Sjælland siden 1991. Grøn prik: genfundet i 2021. Rød prik: eftersøgt forgæves i 2021.

for alt under ældre Skov-Fyr. De aktuelle voksesteder i nationalparken passer således fint sammen med litteraturens oplysninger om artens habitatkrav i Danmark, og samtlige habitater har karakter af skovklit, habitat-naturtype 2180. Generelt synes *Linnæa* at drage fordel af en skovbund med tæt mosdække, da dens tynde stængler let kan skyde frem oven på mosset, og da rødderne let kan nå ned til det underliggende substrat. Endvidere har én af os (N. K. Pedersen) observeret, at mosset hæver sig op om *Linnæa*-skuddene i fugtige og kølige perioder, ligesom det formentlig beskytter mod udtørring om sommeren.

De observerede kloner i population 1 voksede i gammel plantage af Skov-Fyr, som nu havde karakter af skovklit pga. selvsåning (fig. 31). *Linnæa*-kloner voksende i halvskygge blomstrede, mens de, som voksede på mere skyggefulde pletter, var rent vegetative. Vegetationen i dokumentationscirklen var sammensat af ni karplantearter uden dominanter iblandt (bilag 2: skema 3); derimod var der dominans af bladmos. Potentielt egnede voksesteder for *Linnæa* fandtes vidt udbredt inden for det historisk afgrænsede areal, og vi har ikke noget oplagt bud på, hvorfor populationen i dag tilsyneladende er stærkt indskrænket i forhold til tidligere.

De observerede kloner i population 3 voksede i gammel plantage, som pga. af selvsåning og opvækst i dag fremstår som blandskov af især Skov-Fyr, Rød Gran og Vorte-Birk (bilag 1: foto 9). Voksestedet er skyggefuldt, og der blev ikke observeret blomstring hos *Linnæa*. Vegetationen i dokumentationscirklen var sammensat af 15 karplantearter uden dominanter iblandt (bilag 2: skema 3); derimod var der dominans af bladmos.

Den eneste (men meget store) observerede klon i population 4 voksede i – og lidt uden for – en lysning i gammel, nu skovlignende plantage af Skov-Fyr med indslag af Rød Gran og Vorte-Birk (bilag 1: foto 10). Det aktuelle voksested på denne skovklit er lysåbent, og *Linnæa* blomstrede massivt. Vegetationen i dokumentationscirklen var sammensat af 16 karplantearter med *Linnæa* som eneste dominant (bilag 2: skema 3); desuden var der dominans af bladmos. Potentielt egnede voksesteder for *Linnæa* fandtes vidt udbredt inden for det historisk afgrænsede areal, og det er ikke indlysende, hvorfor populationen i dag tilsyneladende er stærkt indskrænket i forhold til tidligere.

De observerede kloner i population 5 voksede nær eller direkte under ældre Skov-Fyr på arealet, hvor der også indgik ældre Rød Gran og yngre Vorte-Birk foruden opvækst af disse arter samt af Stilk-Eg (*Quercus robur*) og Bøg (bilag 1: foto 11). Halvdelen af de observerede Linnæa-kloner havde blomstret i 2021; enkelte blomster havde sat frugt, men uden frø. Vegetationen i dokumentationscirklen var sammensat af otte karplantearter uden dominanter iblandt (bilag 2: skema 3); derimod var der dominans af bladmos. Der fandtes stadig potentielt egnede voksesteder for Linnæa andre steder inden for det historisk afgrænsede areal; men ret omfattende konvertering til løvskov samt udbredt opvækst af Bøg i de tilbageværende nåletræsbevoksninger (med et deraf følgende tykt lag visne blade) kan sandsynligvis forklare, hvorfor populationen i dag tilsyneladende er stærkt indskrænket i forhold til tidligere. Population 5 i sin nuværende udstrækning vil sandsynligvis i nær fremtid blive truet af bølgeopvækst, hvis denne ikke ryddes løbende. Mere generelt vil populationens fremtid afhænge af, at voksestedet bevares som skovklit domineret af Skov-Fyr med et sammenhængende kronedække, løbende foryngelse samt et tæt og relativt tykt moslag på skovbunden.

De observerede kloner i population 7 voksede under og nær ældre Skov-Fyr og Rød Gran (bilag 1: foto 12). Opvækst af Vorte-Birk, Bøg, Almindelig Røn (*Sorbus aucuparia*) og Stilk-Eg blev bemærket. Linnæa-populationen domineres af en klon på ca. 20 × 8 m. Flere dele af denne klon havde blomstret i 2021, og et mindre tocifret antal blomster havde sat frugt, men uden overbevisende udvikling af levedygtige frø. De øvrige, mindre kloner var rent vegetative. Et stort træfald af ældre Skov-Fyr havde medført kraftig lysstilling af den største Linnæa-klon. Vegetationen i dokumentationscirklen var sammensat af 15 karplantearter med Linnæa som eneste dominant (bilag 2: skema 3); desuden var der dominans af bladmos. Der fandtes stadig potentielt egnede voksesteder for Linnæa andre steder inden for det historisk afgrænsede areal; men lokal konvertering til løvskov samt pletvis opvækst af bl.a. Bøg og Glansbladet Hæg (*Prunus serotina*) i de tilbageværende nåletræsbevoksninger kan muligvis forklare, hvorfor populationen i dag tilsyneladende er indskrænket i forhold til tidligere.

Arealerne med de to ikke-genfundne populationer fremtrådte meget forskelligt. Med hensyn til population 2 kunne området henføres til habitatnaturtype 2180 (domineret af gamle Skov-Fyr) og fremstod som et velegnet voksested for Linnæa (bilag 1: foto 13). Derimod kunne vi konstatere, at vegetationen på arealet, hvor population 6 skulle være, havde udviklet sig til en løvskov af især Bøg og Stilk-Eg iblandet spredte, store træer af Lærk (*Larix* sp.) – altså i dag helt uegnet for Linnæa (bilag 1: foto 14). Der var dog en nåletræsbevoksning tæt ved, som blev gennemsnitligt overfladisk, men ligeledes uden held.

BEVARINGSSTATUS OG NATIONALPARKENS BETYDNING

I 2021 genfandt vi alle de fra perioden 1991-2020 kendte populationer i nationalparken – undtagen population 2 og 6, som vi eftersøgte forgæves. Som følge af uegnet habitat anser vi det for sikkert, at population 6 reelt er uddød. I betragtning af, at Linnæa med sine lange, krybende skud er forholdsvis let at registrere, og at vores eftersøgning af population 2 tilmed foregik i artens blomstringstid, anser vi også denne population for uddød – på trods af velegnet habitat. Antallet af Linnæa-populationer i nationalparken ser altså ud til at være dalet en smule i nyere tid, hvortil kommer, at fire af de fem resterende populationer synes at være reduceret betydeligt i omfang.

Blandt nøgletallene beregnet på grundlag af data fra dokumentationscirklerne (tabel 4) varierer det samlede artsindeks fra lidt over middel til højt – men det er værd at bemærke, at der er stor forskel på, hvilke populationers voksesteder der ligger højt henholdsvis lavt med hensyn til de underliggende indeks (A_s , A_d). Den kendsgerning, at alle voksestederne ligger i den gode ende af skalaen for alle tre indeks signalerer, at det står i det mindste nogenlunde godt til med den overordnede naturkvalitet hvert sted. Samtidig er det dog vigtigt at huske, at specifikke arter har specifikke, økologiske krav – og med henblik på en karakteristik af de optimale habitatforhold for Linnæa er det mere end tvivlsomt at lade bredbladede løvtræer som Ahorn (*Acer pseudoplatanus*), Bøg og Stilk-Eg indgå som positiv-arter, som vi har gjort i overensstemmelse med gældende praksis (de to sidstnævnte endda med så høje værdier som 3 og 4). I forbindelse med vore feltbesigtigelser har vi registreret netop konvertering til løvskov og opvækst af bredbladede løvtræer, særligt Bøg, med et deraf følgende tykt bunddække af visne blade som konkrete trusler mod Linnæa. Visne blade, som ligger oven på de krybende Linnæa-skud, udøver en kraftig skyggevirkning, og hvis skuddene søger op oven på bladlaget, forhindres deres svagt udviklede rødder i at nå ned til det underliggende substrat.

På baggrund af ovenstående udredning, vurderer vi bevaringsstatus for Linnæa i nationalparken som værende UGUNSTIG.

Tabel 4. Nøgletal baseret på feltregistrering af *Linnæa* (*Linnaea borealis*) i 2021. Populationer ("P") er nummereret i henhold til fig. 32. Angivelse af bestandsstørrelse refererer til hele den pågældende population, mens de øvrige værdier er beregnet på grundlag af data fra dokumentationscirklen.

		P-1	P-3	P-4	P-5	P-7
Bestandsstørrelse (x: 1-9 xx: 10-99 xxx: 100-999 xxxx: ≥ 1000)	Blomstrende kloner	x	–	x	x	x
	Kloner i alt	xx	xx	x	x	x
Nøgletal fra dokumentations-cirkel	Middelscore	4,00	3,27	3,06	3,38	3,40
	Artssum	36,00	45,73	45,94	27,00	47,60
	Artsscore-indeks	0,91	0,73	0,65	0,77	0,78
	Artsdiversitets-indeks	0,78	0,80	0,80	0,68	0,81
	Artsindeks	0,88	0,75	0,69	0,75	0,79

Linnæa er ikke nationalt rødlistet i Danmark (Moeslund et al. 2019). Dens samlede bestand anses således for værende livskraftig (LC), men arten karakteriseres ikke desto mindre som sjælden på landsplan (Hartvig 2015). At dømme efter udbredelseskortet i Hartvig (2015: kort 1214) har *Linnæa* langt de fleste af sine sjællandske populationer i Nationalpark Kongernes Nordsjælland, og uden for Sjælland omfatter den aktuelle danske udbredelse kun kystnære egne i det vestlige og nordlige Jylland samt på Læsø, Anholt og Bornholm. Uanset artens tilbagegang i Nationalpark Kongernes Nordsjælland i de senere år demonstrerer vores aktuelle genfund af fem populationer, at nationalparken fortsat spiller en nøglerolle for artens eksistens på Sjælland – og en vigtig rolle for dens geografiske spredning i Danmark som helhed.

ANBEFALINGER

Vores feltobservationer tyder på, at *Linnæa* er ganske tolerant over for variation i lysforholdene, men at den kræver et ret højt lysniveau for at blomstre. Arten vokser således frodigt i tykke, fugtige mostæpper under mere eller mindre sammenhængende kronedække af ældre Skov-Fyr, men den ses med flere blomstrende skud efter træfald og fuld lysstilling. Da de økologiske forudsætninger for opretholdelse af blomstrende *Linnæa*-populationer bedst synes opfyldt i gamle, moderat åbne bevoksninger af Skov-Fyr og i små lysninger i mere lukkede, gamle bevoksninger af Skov-Fyr og/eller Rød Gran, bevares de aktuelle populationer i nationalparken formentlig bedst ved at sikre skovnatur med ældre Skov-Fyr og Rød Gran. Dette kan gøres ved at holde opvækst af især Bøg nede løbende, f.eks. ved manuel plukhugst på arealer med *Linnæa*. Etablering af nye kørsor bør undgås, og kørsel med tungt maskinel bør i det hele taget undgås i områder med kendt forekomst af arten. Desuden bør opvæksten af øvrige arter af bredbladede løvtræer og den invasive Glansbladet Hæg følges nøje, hvilket oplagt kunne ske i sammenhæng med overvågning af de enkelte *Linnæa*-populationer. Mindre opvækst af Glansbladet Hæg ses f.eks. i population 7 og bør fjernes løbende. Store forekomster af Glansbladet Hæg tæt på populationer af *Linnæa* (f.eks. nord for population 7) bør også fjernes.

Den tilsyneladende tilbagegang af *Linnæa* gennem de senere år – både målt på antallet af populationer og de tilbageværende populationers geografiske udstrækning – kan muligvis skyldes en tilsvarende reduktion af arealer med egnet habitat. Hvorvidt dette er tilfældet, kan potentielt søges belyst ved en nærmere sammenligning af ældre og nyere kort, navnlig skovkort.

Vores fund af *Linnæa*-frugter i population 5 og 7 er, så vidt vi ved, de første i Danmark, og de demonstrerer tilstedeværelsen af en passende pollinator-fauna. Til gengæld signalerer manglen på veludviklede frø i de observerede frugter, at der formentlig stadig (eller i det mindste aktuelt) er for langt imellem indbyrdes kompatible kloner. Derfor anser vi det for mindre sandsynligt, at *Linnæa* vil formere sig kønnet og sprede sig

ved frø inden for nationalparken i nær fremtid. Derimod er det sandsynligt, at trækfugle fra Norge og Sverige fortsat vil sprede spiredygtige frø til området fra tid til anden, og at disse kan spire og give ophav til nye kloner. Derfor bør Linnæa løbende eftersøges på potentielle voksesteder – ikke kun i Asserbo Plantage og Tisvilde Hegn, men også i Hornbæk Plantage. Takket være artens stedsegrønne natur kan den registreres i snefrie perioder året rundt, men blomstrende kloner kan typisk opdages på længere afstand end vegetative (hvortil kommer, at arten ofte ligger næsten skjult mellem mos i det meste af vinterhalvåret). Derfor er blomstringstiden helt optimal til eftersøgning, og uanset litteraturens angivelse af blomstring fra juni til august, synes den i nationalparken kun at strække sig fra starten af juni til starten af juli.

Generelle betragtninger og anbefalinger

FORVALTNING AF KENDTE POPULATIONER

Den mest presserende opfølgning på denne undersøgelse er at sikre en hensigtsmæssig forvaltning af de konkrete voksesteder for de genfundne populationer – herunder navnlig at afbøde de aktuelle trusler, som vi i nogle tilfælde har registreret. Disse er nærmere beskrevet under de enkelte arter ovenfor. Endvidere må det anses for næsten lige så presserende at få eftersøgt de for perioden 1991-2020 registrerede populationer af de arter, som ikke indgik i vores feltprogram – og at iværksætte tilsvarende forvaltningsmæssig opfølgning i forhold til de populationer, der genfindes. Et vigtigt redskab for den forvaltningsmæssige opfølgning vil være det omfattende GIS-materiale, der blev udarbejdet som led i dette projekt og nu administreres af nationalparkens sekretariat.

For at den forvaltningsmæssige opfølgning skal kunne fungere, er det naturligvis afgørende, at driftsansvarlige, entreprenører og teknisk ansvarlige medarbejdere bliver bibragt en forståelse for arternes sårbarhed såvel som præcise informationer om, hvilke arealer der skal udsættes for bestemte forvaltnings tiltag og med hvilken ønsket effekt i forhold til voksestedets karakter. I mange tilfælde vil det også være nødvendigt at sikre, at de teknisk ansvarlige medarbejdere kan genkende de relevante arter – bl.a. for at undgå skader på populationerne i forbindelse med praktiske forvaltningstiltag. De fleste populationer lokaliseret i denne undersøgelse vokser på statslige arealer, men den forvaltningsmæssige opfølgning er naturligvis lige så vigtig i tilfælde, hvor der er tale om arealer med andre ejerskabsforhold. I tilfælde, hvor relevante forvaltningstiltag omfatter manuel naturpleje, kan det med fordel forsøges at involvere volontører i arbejdet. Dette vil ikke alene bidrage til at strække ressourcerne, men vil også fremme et mere nært forhold mellem borgerne og nationalparken.

For de arter, som indgik i feltprogrammet, har der vist sig den klare tendens, at de fleste genfundne populationer i 2021 hver især havde en væsentligt mindre udstrækning end den samme population som kortlagt for perioden 1991-2020. Dette kunne umiddelbart tyde på, at de fleste populationer er blevet mindre med årene. Imidlertid skal man huske, at vores database-baserede afgrænsning af populationer er baseret på kumulerede data for 30 år. En alternativ tolkning kan derfor i nogle tilfælde være, at den enkelte population har haft en mere eller mindre konstant størrelse gennem mange år, men at den – gennem vegetativ og/eller generativ spredning – har bevæget sig rundt inden for et større areal som reaktion på dynamiske ændringer af lokale, økologiske forhold. Realistisk set har vores undersøgelse formentlig omfattet eksempler på begge fænomener. Det er under alle omstændigheder vigtigt at holde sig for øje, at naturlige levesteder er dynamiske, og at man gennem naturpleje i bedste fald begrænser dynamikken til relativt små udsving omkring den tilstræbte naturtilstand. Den uundgåelige forekomst af dynamiske udsving indebærer, at ingen naturlige voksesteder er helt stabile. Derfor vil det fortsat forekomme, at plante-populationer bevæger sig rundt på et større areal, end de dækker på noget eksakt tidspunkt. Dette scenarie bør der tages højde for i forvaltningen, så det arealmæssige fokus løbende kan tilpasses efter behov. Denne praksis kan f.eks. fremmes gennem udlægning af bufferzoner omkring de aktuelt kendte bestande.

OPFORDRING TIL OVERVÅGNING

For flere fokusarter i denne undersøgelse har vi anbefalet, at der iværksættes årlig overvågning af de enkelte bestande. Dette kan tjene to forskellige formål. For det første kan overvågning indgå som et direkte integreret redskab i den praktiske forvaltning – med anvendelse af populationens kronologiske udvikling som et mål for effekten af de afprøvede driftsformer. For det andet kan overvågning tjene til at opnå en større, generel

indsigt i den pågældende arts populationsbiologi og livshistorie. Vi henviser nedenfor til overvågning med de to forskellige formål som henholdsvis "forvaltningsmæssig overvågning" og "videnskabelig overvågning".

Når vi ovenfor har opfordret til overvågning af en given arts populationer, har vi som udgangspunkt haft forvaltningsmæssig overvågning i tankerne. Dette skyldes, at vi anser forvaltningsmæssig overvågning for et nødvendigt redskab med henblik på specifik, artsorienteret optimering af naturpleje og skovdrift. Denne form for overvågning kan gennemføres relativt hurtigt, enkelt og i visse tilfælde af personer uden særlige forkundskaber. Ofte vil en årlig optælling på én eller flere permanente prøveflader i hver population være tilstrækkelig – men ved den indledende planlægning bør der indhentes fagligt kvalificeret rådgivning med hensyn til størrelsen, formen og antallet af prøveflader samt den bedste optællingsmetode for den pågældende art. Når først overvågningen er tilrettelagt i detaljer, kan den udføres af professionelle medarbejdere, eventuelt under medvirken af volontører. For arter med særligt mange populationer, kunne det endda overvejes at involvere interesserede borgere mere systematisk ved at gennemføre overvågningen som et "citizen science"-projekt i stil med projektet "Overvågning af Danske Orkidéer" (Wind 1997).

Videnskabelig overvågning er ofte væsentligt mere omstændelig, fordi man typisk vil følge de enkelte individers tilstand fra år til år (f.eks. med registrering af parametre i relation til vegetativ trivsel, blomstring, frugtsætning, frøproduktion, herbivori m.v.). De meget tidkrævende registreringer indebærer som regel, at overvågningen må begrænses til én eller ganske få populationer af hver art. Endvidere skal man principielt kunne finde samtlige individer på prøvefladen og genkende dem som den rigtige art, uanset hvilket udviklingsstadium de befinder sig på. Som udgangspunkt er det ikke realistisk at gennemføre videnskabelig overvågning ved hjælp af volontører uden særlige forkundskaber. Dog kan resultaterne af detaljeret, videnskabelig overvågning undertiden perspektiveres ved at sammenholde dem med mindre detaljerede resultater fra forvaltningsmæssig overvågning af et større antal populationer af samme art. I sådanne tilfælde kan frivillige bidrag altså alligevel bringes i spil. Ved at følge de enkelte individer fra år til år, som foreslået ovenfor, vil man umiddelbart opnå et langt mere detaljeret billede af den lokale populationsdynamik og dens underliggende årsager. En sådan viden vil efterfølgende kunne udnyttes til bedre at forstå og målrettet undersøge problemer for populationer af samme art, der udvikler sig negativt. Med tanke på dette perspektiv og den potentielle integration med forvaltningsmæssig overvågning foreslår vi, at der tages kontakt til relevante forskere med henblik på videnskabelig overvågning af udvalgte fokusarter fra dette projekt – mest oplagt de nationalt truede arter Blomstersiv og Enblomstret Vintergrøn.

ARTSFORVALTNING PÅ NATIONALPARK-NIVEAU

Én ting er forvaltning (herunder overvågning) af aktuelt kendte populationer, noget andet er forvaltning af en art som helhed inden for nationalparken. Den generelle artsforvaltning bør således både fokusere på: [1] forvaltning af kendte populationer; [2] forsøg på genfund af tidligere kendte populationer; [3] eftersøgning af hidtil ukendte populationer på egnede voksesteder; [4] løbende optimering af metoder til afgrænsning af populationer; [5] generelt fokus på bevarelse/genopretning af egnede habitater. De fire sidstnævnte elementer uddybes nedenfor.

Både forsøg på genfund af tidligere kendte populationer og eftersøgning af hidtil ukendte populationer er væsentlige elementer, fordi hensigtsmæssig forvaltning af den enkelte population først kan etableres, når populationen er kendt. Et væsentligt fokus for nærværende undersøgelse var eftersøgning af alle de populationer af Murrude, Liden Soldug, Hede-Melbærris, Enblomstret Vintergrøn og Linnæa, som ved hjælp af historiske data var blevet lokaliseret for perioden 1991-2020. Resultaterne er afrapporteret under de enkelte arter ovenfor. Spørgsmålet er imidlertid, om flere tidligere kendte populationer var blevet lokaliseret, eftersøgt og i nogle tilfælde genfundet, hvis vi havde ladet den historiske kortlægning dække fund længere end 30 år tilbage i tiden og/eller havde udnyttet flere kilder end beskrevet i afsnittet "Kortlægning af artsudbredelser for perioden 1991-2020". Hvis man skimmer udbredelseskortene i de relevante afhandlinger fra Den Topografisk-Botaniske Undersøgelse af Danmark (TBU) for de arter, som indgik i vores feltprogram, ser man, at de inden for arealet af den aktuelle nationalpark viser flere populationer af Liden Soldug (Køie & Køie 1939: fig. 22), mindst én population af Linnæa (A. Hansen 1951: fig. 3) og sandsynligvis én eller to populationer af Enblomstret Vintergrøn (Andersen 1943: fig. 2), som ikke blev lokaliseret i vores kortlægning for perioden 1991-2021. Dermed har tidsgrænsen spillet en klar rolle i forhold til at udelukke eftersøgning af visse tidligere kendte populationer i vores undersøgelse – men samtidig ville succesraten for genfund af disse "længe glemte" populationer i 2021 formentlig have været ganske lav eller lig nul. Vi har ikke mulighed for med tilsvarende

enkle midler at teste den mulige effekt af et udvidet kildemateriale for perioden 1991-2020. På baggrund af den omstændighed, at vi ikke i løbet af projektet er blevet opmærksomme på en eneste population, som vi ikke allerede havde registreret ved hjælp af de konsulterede databaser og/eller den efterfølgende høring af feltbotanikere med lokalkendskab, er vi dog tilbøjelige til at tro, at den ekstra gevinst, vi kunne have opnået ved at inddrage yderligere kildemateriale, næppe ville have stået mål med indsatsen. Alt i alt tør vi derfor godt anbefale vores anvendte tilgang til lokalisering af tidligere kendte forekomster som standard til lignende undersøgelser – vel vidende, at den ikke er perfekt. Selve eftersøgningen af de lokaliserede, tidligere kendte forekomster i felten er næste trin – og kræver ikke andet end flid i felten kombineret med et solidt kendskab til den art, man eftersøger. Det samme gælder eftersøgningen af hidtil ukendte populationer på egnede voksesteder; i denne sammenhæng er et udførligt kendskab til artens habitatkrav naturligvis vigtigt.

Artsforvaltning på populationsniveau bør ideelt baseres på lokalisering og sikring af naturlige, selvreproducerende populationer. I praksis kan naturlige populationer dog være vanskelige at afgrænse, og i de fleste tilfælde bliver det gjort uden konsekvente principper. Forskellige arter kan have udpræget forskellig reproduktions- og spredningsbiologi samt demografi og migrationshistorik etc. med deraf følgende forskelle i deres naturlige populationers gennemsnitlige størrelse, tæthed og genetiske struktur. I nærværende undersøgelse har vi forsøgt at udnytte de forskellige arters biologiske og økologiske karakteristika til at fastlægge artsspecifikke principper for afgrænsning af populationer. Der har imidlertid været en lang række skøn og antagelser involveret, og principperne har ind imellem måttet vige for mere praktiske hensyn. Med henblik på at afprøve princippernes relevans ville det være oplagt at teste repræsentative eksempler på populationsafgrænsning hos de enkelte arter mod geografiske variationsmønstre i genetiske data fra de samme områder. En sådan tilgang har ligget uden for rammerne af dette projekt, men må anbefales, når den er praktisk og økonomisk mulig.

Et generelt fokus på bevarelse/genopretning af egnede habitater for en given art (uden dens aktuelle tilstedeværelse) udgør det sidste, væsentlige element i artsforvaltning på nationalpark-niveau. Dette skal i første omgang ses på baggrund af den generelle dynamik mellem etablering og uddøen af populationer. Ingen populationer lever evigt, så hvis en art skal kunne eksistere virkeligt længe inden for nationalparken, er det nødvendigt, at det samlede areal af egnet habitat er tilstrækkeligt stort til at muliggøre etablering af nye populationer i mindst samme tempo, som de eksisterende populationer uddør. Intensiteten af den beskrevne dynamik varierer i øvrigt kraftigt mellem arter, hvorfor nogle arter har et større behov end andre for nye, potentielle voksesteder. Det er dog naturligvis også en væsentlig pointe, at desto større areal med egnet habitat, man kan tilbyde en art inden for nationalparken, jo større er chancen for, at antallet af dens populationer vil øges.

FORMIDLING SOM FORVALTNINGSMÆSSIG INVESTERING

Vi anbefaler på det varmeste, at Nationalpark Kongernes Nordsjælland iværksætter formidling af nationalparkens særlige interessearter, hvordan arterne søges bevaret, og hvorfor det er vigtigt at sikre deres fortsatte eksistens i området. Vi foreslår, at formidlingen sker på flere forskellige platforme, som hver især er særligt effektive i relation til bestemte målgrupper. Vi mener, at en sådan formidling kan bidrage betydeligt til:

- at øge befolkningens kendskab til nationalparkens særlige naturværdier;
- at øge forståelsen for, at nationalparken ikke blot spiller en vigtig, bevaringsmæssig rolle for særlige naturværdier på lokalt plan, men også på en væsentligt større geografisk skala;
- at sikre lokal opbakning til forvaltningsprojekter med særlige interessearter;
- at skabe en rekrutteringsbase af volontører til eventuelle "citizen science"-projekter, naturpleje-initiativer og lokale caretaker-grupper.

MANGE ELLER FÅ SÆRLIGE INTERESSEARTER?

Vi har med denne rapport introduceret begrebet "særlige interessearter" i sammenhæng med Nationalpark Kongernes Nordsjælland – kort fortalt arter for hvis fortsatte eksistens på Sjælland nationalparken spiller en vigtig rolle. I indledningen beskrev vi, hvordan skønsmæssigt op mod 40 arter af karplanter lever op til dette kriterium ved enten [1] på Sjælland udelukkende at forekomme i nationalparken, [2] at have ikke alle, men mindst halvdelen af deres sjællandske populationer i nationalparken eller [3] at have en bemærkelsesværdig

stor tæthed af populationer i nationalparken, omend de også har andre vigtige koncentrationer af populationer på Sjælland.

De to førstnævnte forhold synes uproblematisk at afgrænse og ukontroversielle at acceptere i relation til vores overordnede definition på nationalparkens "særlige interessearter". Det tredje forhold er straks vanskeligere at håndtere – for hvornår er nationalparkens relative antal af de sjællandske populationer tilstrækkelig stort til, at den kan hævdes at spille en "vigtig" rolle for en given arts fortsatte eksistens på Sjælland? Den simpleste løsning vil være helt at fjerne den tredje mulighed. Dette vil gøre udvalget af særlige interessearter overskueligt, logisk og veldefineret; men det kan samtidig betyde, at visse arter med meget få populationer på Sjælland bliver siet fra, skønt måske to af i alt fem populationer befinder sig i nationalparken. Vi har ikke det endegyldige svar, men vil opfordre nationalparken til at vælge – og fremadrettet benytte – den afgrænsning af "særlige interessearter", som alt taget i betragtning skaber det mest velegnede udgangspunkt for relevante forvaltnings- og formidlingstiltag.

Referencer

- Affouard, A., Joly, A., Lombardo, J., Champ, J., Goeau, H. & Bonnet, P. 2020. Pl@ntNet automatically identified occurrences. Version 1.2. Pl@ntNet. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/mma2ec> accessed via GBIF.org on 2021-03-11.
- Andersen, A. 1943. Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelse iværksat af Dansk Botanisk Forening. Nr. 12. Pyrolaceernes og Plumbaginaceernes Udbredelse i Danmark. Botanisk Tidsskrift 47: 123-142 & 11 fig.
- Asbirk, S., Bertelsen, U., Engelbøl, S. E. & Lorenzen, H. P. 1973. Meddelelser om danske naturlokaliteter 6. En naturhistorisk undersøgelse af højmoserne Holmegaards Mose, Storelung og Skidendam. Natur og Ungdom, København.
- Barfod, A. S. 2006. Gedebladfamilien, Caprifoliaceae. I: Frederiksen, S., Rasmussen, F. N. & Seberg, O. (red.), Dansk flora. Gyldendal, København, side 650-652.
- Brunbjerg, A. & Ejrnæs, R. 2019. Biowide Species data. Danish Biodiversity Information Facility. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/afduhz> accessed via GBIF.org on 2021-03-11.
- Bruun Asmussen Lange, C. & Hermann, J. 2016. Atlas Flora Danica. Version 1.1. Botanical Society of Denmark. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/jzwfql> accessed via GBIF.org on 2021-03-11.
- Buchwald, E. 2018. Threatened species occurrences, Denmark 1991-2015. Version 1.4. Danish Nature Agency. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/5cpovj> accessed via GBIF.org on 2021-03-11.
- Buchwald, E. & Søgaard, S. 2000. Danske naturtyper i det europæiske Natura 2000 netværk. Miljø- og Energi-ministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, København.
- Bøcher, T. W. 1937. Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelse iværksat af Dansk Botanisk Forening. Nr. 3. Udbredelsen af Ericaceæ, Vacciniaceæ og Empetraceæ i Danmark. Botanisk Tidsskrift 44: 5-40.
- Christiansen, M. S. 1970. Danmarks vilde planter – med et udvalg af vore nordiske nabolandes flora. 1-3. Folkeudgave. Politikens Forlag, København.
- Dalgaard, V. 1998a. Otteradet Ulvefod (*Huperzia selago*) i Gribskov. Del I: Voksesteder, bestandsstørrelser og sårbarhed. Urt 22: 38-48.
- Dalgaard, V. 1998b. Otteradet Ulvefod (*Huperzia selago*) i Gribskov. Del II: Vækst og formering. Urt 22: 70-79.
- Faurholdt, N. 1994. Truede planter. Status og forvaltning i Storstrøms amt 1. Landskabskontoret, Teknisk Forvaltning, Storstrøms Amt, Nykøbing F.
- Faurholdt, F. 2000. Rødliste for Storstrøms Amt 1999. Natur- og Plankontoret, Teknik- og Miljøforvaltningen, Storstrøms Amt, Nykøbing F.
- Feilberg, J. 2006. Lyngfamilien, Ericaceae; Vintergrønfamilien, Pyrolaceae. I: Frederiksen, S., Rasmussen, F. N. & Seberg, O. (red.), Dansk flora. Gyldendal, København, side 470-476.
- Frederiksen, S. 2006. Natlysfamilien, Onagraceae. I: Frederiksen, S., Rasmussen, F. N. & Seberg, O. (red.), Dansk flora. Gyldendal, København, side 325-330.
- Frederiksen, S., Rasmussen, F. N. & Seberg, O. (red.) 2006. Dansk flora. Gyldendal, København.
- Fredshavn, J. R. & Ejrnæs, R. 2007. Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer. 2. udg. Faglig rapport fra DMU nr. 599. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Fredshavn, J. R., Johannsen, V. K., Ejrnæs, R., Nielsen, K. E. & Rune, F. 2008. Beregning af skovtilstand – tilstandsvurdering af Habitatdirektivets skovtyper. Faglig rapport fra DMU nr. 696. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Gram, K. & Jessen, K. 1949-1951. Vilde planter i Norden. 2. udg. 1-4. G. E. C. Gads Forlag, København.
- Gravesen, P. 1976. Foreløbig oversigt over botaniske lokaliteter 1. Sjælland. Miljøministeriets Fredningsstyrelse & Dansk Botanisk Forening, København.
- Grime, J. P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley & Sons, Chichester.
- Hansen, A. 1951. Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelse iværksat af Dansk Botanisk Forening. Nr. 17. Udbredelsen af Caprifoliaceae, Adoxaceae, Dipsacaceae og Cucurbitaceae i Danmark. Botanisk Tidsskrift 47: 481-502 & 14 fig.
- Hansen, A. 1981. Blomstersivfamilien, Scheuchzeriaceae. I: Hansen, K. (red.), Dansk feltflora. Gyldendal, København, side 583.
- Hansen, K. (red.) 1981a. Dansk feltflora. Gyldendal, København.

- Hansen, K. 1981b. Soldugfamilien, Droseraceae; Lyngfamilien, Ericaceae; Vintergrønfamilien, Pyrolaceae; Vandaksfamilien, Potamogetonaceae. I: Hansen, K. (red.), Dansk feltflora. Gyldendal, København, side 253-260, 584-589.
- Hartvig, P. 2015. Atlas Flora Danica. 1-3. Gyldendal, København.
- Jensen, J. 1981. Natlysfamilien, Onagraceae (Oenotheraceae). I: Hansen, K. (red.), Dansk feltflora. Gyldendal, København, side 331-336.
- Jensen, N. 1971. Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelse iværksat af Dansk Botanisk Forening. Nr. 38. Oenotheraceernes udbredelse i Danmark. Botanisk Tidsskrift 66: 137-170.
- Johansen, B. 2006. Blomstersivfamilien, Scheuchzeriaceae. I: Frederiksen, S., Rasmussen, F. N. & Seberg, O. (red.), Dansk flora. Gyldendal, København, side 98.
- Kjeldsen, K. H. 2020. The Danish Environmental Portal, species and habitats-database "Danmarks Miljøportals Naturdatabase". Version 1.3. Miljøstyrelsen / The Danish Environmental Protection Agency. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/ku2f82> accessed via GBIF.org on 2021-03-11.
- Kukkonen, I. 2000. Lycopodiaceae. I: Jonsell, B. & Karlsson, T. (red.), Flora Nordica 1. Lycopodiaceae to Polygonaceae. The Bergius Foundation, The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm, side 1-13.
- Køie, A. & Køie, M. 1939. Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelse iværksat af Dansk Botanisk Forening. Nr. 7. Udbredelsen af Geraniaceae, Araceae, Lemnaceae og Droseraceae i Danmark. Botanisk Tidsskrift 45: 73-97 & 23 fig.
- Larsen, K. 1956. Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelse iværksat af Dansk Botanisk Forening. Nr. 22. Ranunculaceernes udbredelse i Danmark. Botanisk Tidsskrift 53: 197-252.
- Leth, P. 2006. Status for Vestsjællands flora 2006. En kommenteret regional rødliste og positivliste. Natur & Miljø, Vestsjællands Amt, Sorø.
- Lindell, T. 2001. *Pulsatilla* Mill. I: Jonsell, B. & Karlsson, T. (red.), Flora Nordica 2. Chenopodiaceae to Fumariaceae. The Bergius Foundation, The Swedish Academy of Sciences, Stockholm, side 305-310.
- Lægaard, S. 2006. Soldugfamilien, Droseraceae. I: Frederiksen, S., Rasmussen, F. N. & Seberg, O. (red.), Dansk flora. Gyldendal, København, side 309-310.
- Mathiesen, H. 1990. Vandaks (*Potamogeton*). I: Thyssen, N. (red.), Danske vandplanter. Vejledning i bestemmelse af planter i søer og vandløb. Miljønyt 2: 72-101 (1-192).
- Mikkelsen, V. M. 1943. Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelse iværksat af Dansk Botanisk Forening. Nr. 10. Udbredelsen af Juncaginaceae, Alismataceae og Hydrocharitaceae i Danmark. Botanisk Tidsskrift 47: 65-93 & 14 fig.
- Mikkelsen, V. M. 1981. Ranunkelfamilien, Ranunculaceae. I: Hansen, K. (red.), Dansk feltflora. Gyldendal, København, side 110-126.
- Moeslund, J. E., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Bell, N., Bruun, L. D., Bygebjerg, R., Carl, H., Damgaard, J., Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Gønget, H., Helsing, F., Holmen, M., Jørum, P., Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H. B., Misser, J., Møller, P. R., Nielsen, O. F., Olsen, K., Sterup, J., Søchting, U., Wiberg-Larsen, P. & Wind, P. 2019. Den danske rødliste. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. <https://www.redlist.au.dk>.
- Møller, J., Wenøe Breddam, D., Calabuig, I., Skovgaard Mathorne, J. & Skipper, L. 2020. Species recordings from the Danish National portal Arter.dk. Miljøstyrelsen / The Danish Environmental Protection Agency. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/q3yy4u> accessed via GBIF.org on 2021-03-11.
- OABIF 2021. Online atlas of the British and Irish flora. <https://www.brc.ac.uk/plantatlas/>; tilgået den 1. maj 2021.
- Pedersen, A. 1976. Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelser iværksat af Dansk Botanisk Forening. Nr. 40. Najadaceernes, Potamogetonaceernes, Ruppiaceernes, Zannichelliaceernes og Zosteraceernes udbredelse i Danmark. Botanisk Tidsskrift 70: 203-262.
- Pedersen, H. Æ. & Vire, A.-M. 1993. Regionalt truede planter – med Bredbægret og Baltisk Ensian som eksempler. Urt 17: 40-49.
- Petersen, B. V. 2004. Røddistede planter i Vejle Amt 2003. Forvaltningen for Teknik og Miljø, Vejle Amt, Vejle.
- Pihl, S., Ejrnæs, R., Søgaard, B., Aude, E., Nielsen, K. E., Dahl, K. & Laursen, J. S. 2000. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus. Faglig rapport fra DMU nr. 322. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljø- og Energiministeriet.
- PLADIAS 2021. Database of the Czech Flora and Vegetation. <https://pladias.cz/en/>; tilgået den 28. april 2021.

- Rasmussen, F. N. 2006. Ranunkelfamilien, Ranunculaceae. I: Frederiksen, S., Rasmussen, F. N. & Seberg, O. (red.), Dansk flora. Gyldendal, København, side 239-254.
- Raunkiær, C. 1895-1899. De danske Blomsterplanters Naturhistorie. 1. Enkimbladede. Gyldendalske Boghandels Forlag, København.
- Raunkiær, C. 1907. Planterigetets Livsformer og deres Betydning for Geografien. Gyldendalske Boghandel, Nordisk Forlag, København & Oslo.
- Raunkiær, C. 1942. Dansk Ekskursions-Flora. 6. udg. v. K. Wiinstedt. Gyldendal, København.
- Rostrup, E. 1973. Den danske flora. En populær vejledning til at lære de danske planter at kende. 20. udg. v. A. Hansen. Gyldendal, København.
- Sádlo, J., Chytrý, M., Pergl, J. & Pyšek, P. 2018. Plant dispersal strategies: a new classification based on the multiple dispersal modes of individual species. *Preslia* 90: 1-22.
- Schou, J. C., Moeslund, B., Båstrup-Spohr, L. & Sand-Jensen, K. 2017. Danmarks vandplanter. BFN's forlag, Klitmøller.
- Seberg, O. 2006. Vandaksfamilien, Potamogetonaceae. I: Frederiksen, S., Rasmussen, F. N. & Seberg, O. (red.), Dansk flora. Gyldendal, København, side 101-109.
- Sekretariatet, Nationalpark Kongernes Nordsjælland (red.) 2020. Nationalparkplan 2020-2026. Nationalpark Kongernes Nordsjælland.
- Snogerup, S. 2010. *Circaea* L. I: Jonsell, B. & Karlsson, T. (red.), Flora Nordica 6. Thymelaeaceae to Apiaceae. The Swedish Museum of Natural History, Stockholm, side 86-88.
- Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K. E., Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Bregnballe, T., Madsen, J., Baattrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Møller, P. F., Riis-Nielsen, T., Buttenschøn, R. M., Fredshavn, J., Aude, E. & Nygaard, B. 2003. Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Faglig rapport fra DMU nr. 457, 2. udg. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljø- og Energiministeriet.
- Thum, M. 1988. The significance of carnivory for the fitness of *Drosera* in its natural habitat. 1. The reactions of *Drosera intermedia* and *D. rotundifolia* to supplementary feeding. *Oecologia* 75: 472-480.
- Thyssen, N. (red.) 1990. Danske vandplanter. Vejledning i bestemmelse af planter i søer og vandløb. Miljønyt 2: 1-192.
- Ueda, K. 2021. iNaturalist Research-grade Observations. iNaturalist.org. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/ab3s5x> accessed via GBIF.org on 2021-03-11.
- Vestergaard, P. 2015. Økologiske faktorer af betydning for planternes udbredelse. I: Hartvig, P. & Vestergaard, P. (red.), Atlas Flora Danica 1. Baggrund, metode og analyse. Gyldendal, København, pp. 25-42.
- Vestergaard, P. & Hansen, K. (red.) 1989. Distribution of vascular plants in Denmark. *Opera Botanica* 96: 1-163.
- de Vries, H. & Lemmens, M. [uden årstal]. Observation.org, Nature data from around the World. Observation.org. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/5nilie> accessed via GBIF.org on 2021-03-11.
- Wiinstedt, K. 1953. Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelse iværksat af Dansk Botanisk Forening. Nr. 18. Pteridofyternes Udbredelse i Danmark. *Botanisk Tidsskrift* 49: 305-388.
- Wilcock, C. C. & Jennings, S. B. 1999. Partner limitation and restoration of sexual reproduction in the clonal dwarf shrub *Linnaea borealis* L. (Caprifoliaceae). *Protoplasma* 208: 76-86.
- Wind, P. 1985. Tisvilde Hegn, Asserbo Plantage og Melby Overdrev. 17.06.1984. *Urt* 9: 29-31.
- Wind, P. 1992. Fredede arter i Danmark 1. *Urt* 16: 43-49.
- Wind, P. 1997. Overvågning af danske orkidéer 1987-1995. *Flora og Fauna* 103: 49-71.
- Wind, P. & Ejrnæs, R. 2014. Danmarks truede arter. Den danske rødliste. Aarhus Universitetsforlag, Aarhus.
- Ødum, S. 1981. Gedebladfamilien, Caprifoliaceae. I: Hansen, K. (red.), Dansk feltflora. Gyldendal, København, side 476-481.
- Øllgaard, B. 1981. Ulvefodfamilien, Lycopodiaceae; Engelsødfamilien, Polypodiaceae. I: Hansen, K. (red.), Dansk feltflora. Gyldendal, København, side 70-73, 82-95.
- Øllgaard, B. 1993. Scandinavian ferns. A natural history of the ferns, clubmosses, quillworts, and horsetails of Denmark, Norway and Sweden. Rhodos, København.
- Øllgaard, B. 2006. Karsporeplanter, Pteridophyta. I: Frederiksen, S., Rasmussen, F. N. & Seberg, O. (red.), Dansk flora. Gyldendal, København, side 31-57.

Bilag 1: Supplerende habitatfotos

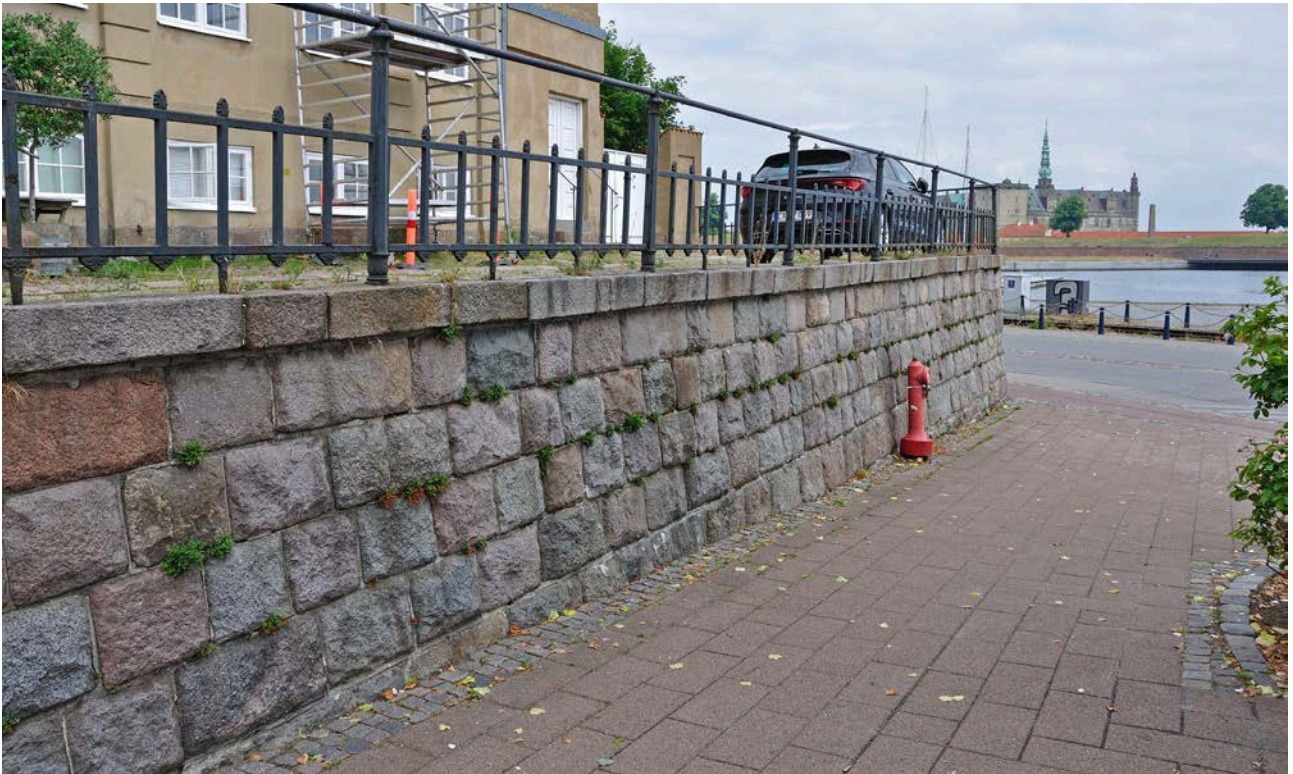


Foto 1. Voksested for Murrude (*Asplenium ruta-muraria*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 2. Foto: H. Æ. Pedersen.



Foto 2. Voksested for Murrude (*Asplenium ruta-muraria*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 3. Foto: H. Æ. Pedersen.



Foto 3. Tidligere voksested for Liden Soldug (*Drosera intermedia*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 2. Arten blev eftersøgt forgæves i 2021. Foto: H. Æ. Pedersen.



Foto 4. Tidligere voksested for Liden Soldug (*Drosera intermedia*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 3. Arten blev eftersøgt forgæves i 2021. Foto: H. Æ. Pedersen.



Foto 5. Voksested for Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 1. Foto: N. K. Pedersen.

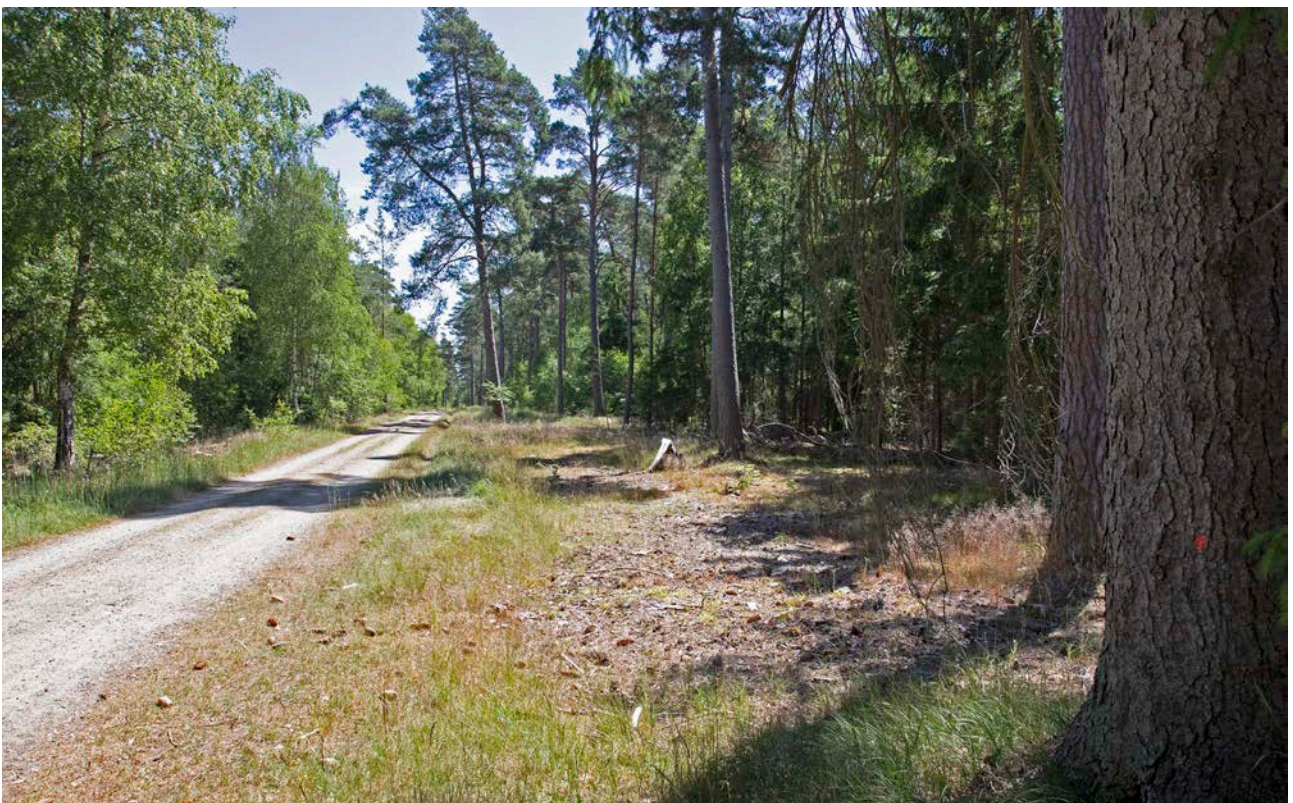


Foto 6. Tidligere voksested for Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 3. Arten blev eftersøgt forgæves i 2021. Foto: N. K. Pedersen.



Foto 7. Tidligere voksested for Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 4. Arten blev eftersøgt forgæves i 2021. Foto: N. K. Pedersen.



Foto 8. Tidligere voksested for Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 5. Arten blev eftersøgt forgæves i 2021. Foto: N. K. Pedersen.



Foto 9. Voksested for Linnæa (*Linnaea borealis*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 3. Foto: H. Æ. Pedersen.



Foto 10. Voksested for Linnæa (*Linnaea borealis*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 4. Foto: H. Æ. Pedersen.



Foto 11. Voksested for Linnæa (*Linnaea borealis*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 5. Foto: N. K. Pedersen.



Foto 12. Voksested for Linnæa (*Linnaea borealis*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 7. Foto: N. K. Pedersen.



Foto 13. Tidligere voksested for Linnæa (*Linnaea borealis*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 2. Arten blev eftersøgt forgæves i 2021. Foto: H. Æ. Pedersen.



Foto 14. Tidligere voksested for Linnæa (*Linnaea borealis*). Nationalpark Kongernes Nordsjælland: population 6. Arten blev eftersøgt forgæves i 2021. Foto: N. K. Pedersen.

Bilag 2: Data fra dokumentationscirkler

Skema 1. Liste over karplantearter registreret i dokumentationscirklen i den eneste population af Hede-Melbærris (*Arctostaphylos uva-ursi*), som blev observeret i feltet i 2021. P = Population (for geografisk placering, se fig. 26); D = dominant; + = til stede.

Dansk navn	Videnskabeligt navn	Artsscore	P-1
Almindelig Hvene	<i>Agrostis capillaris</i>	3	+
Almindelig Kongepen	<i>Hypochoeris radicata</i>	3	+
Blåtop	<i>Molinia caerulea</i>	3	+
Bævreasp	<i>Populus tremula</i>	3	+
Bølget Bunke	<i>Deschampsia flexuosa</i>	3	+
Enårig Rapgræs	<i>Poa annua</i>	-1	+
Fåre-Svingel	<i>Festuca ovina</i>	5	+
Hedelyng	<i>Calluna vulgaris</i>	4	D
Hede-Melbærris	<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	6	+
Håret Høgeurt	<i>Pilosella officinarum</i>	4	+
Klokkelyng	<i>Erica tetralix</i>	5	+
Krybende Pil	<i>Salix repens</i>	4	+
Mark-Frytle	<i>Luzula campestris</i>	4	+
Mose-Bølle	<i>Vaccinium uliginosum</i>	4	+
Revling	<i>Empetrum nigrum</i>	4	+
Rød Svingel	<i>Festuca rubra</i>	3	+
Sand-Star	<i>Carex arenaria</i>	4	+
Skov-Fyr	<i>Pinus sylvestris</i>	-1	+
Smalbladet Høgeurt	<i>Hieracium umbellatum</i>	4	+
Tandbælg	<i>Danthonia decumbens</i>	6	+
Tidlig Dværgbunke	<i>Aira praecox</i>	4	+
Vellugtende Gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	4	+

Skema 2. Oversigt over karplantearter registreret i dokumentationscirklen i de to forekomster af Enblomstret Vintergrøn (*Moneses uniflora*), som blev observeret i felten i 2021. Populationer ("P") er nummereret i henhold til fig. 29. D = dominant; + = til stede; - = manglende.

Dansk navn	Videnskabeligt navn	Artsscore	P-1	P-2
Almindelig Gedeblad	<i>Lonicera periclymenum</i>	3	+	+
Almindelig Hvene	<i>Agrostis capillaris</i>	3	-	+
Almindelig Hønsetarm	<i>Cerastium fontanum</i>	2	-	+
Almindelig Kongepen	<i>Hypochoeris radicata</i>	3	-	+
Almindelig Røn	<i>Sorbus aucuparia</i>	5	-	+
Almindelig Ædelgran	<i>Abies alba</i>	-1	-	+
Blåtop	<i>Molinia caerulea</i>	3	-	+
Bølget Bunke	<i>Deschampsia flexuosa</i>	3	+	+
Enblomstret Vintergrøn	<i>Moneses uniflora</i>	6	+	+
Fløjlsgæs	<i>Holcus lanatus</i>	2	-	+
Gederams	<i>Chamerion angustifolium</i>	-1	+	-
Glansbladet Hæg	<i>Prunus serotina</i>	-1	+	-
Hedelyng	<i>Calluna vulgaris</i>	4	+	+
Hindbær	<i>Rubus idaeus</i>	1	-	+
Håret Frytle	<i>Luzula pilosa</i>	4	+	+
Håret Høgeurt	<i>Pilosella officinarum</i>	4	-	+
Læge-Ærenpris	<i>Veronica officinalis</i>	5	-	+
Mangeblomstret Frytle	<i>Luzula multiflora</i> s.s.	4	-	+
Mælkebøtte	<i>Taraxacum</i> sp.	0	-	+
Pille-Star	<i>Carex pilulifera</i>	4	-	+
Sand-Star	<i>Carex arenaria</i>	4	+	-
Skov-Fyr	<i>Pinus sylvestris</i>	5	-	+
Skov-Hullæbe	<i>Epipactis helleborine</i> s.s.	5	-	+
Skovsalat	<i>Mycelis muralis</i>	2	-	+
Skovstjerne	<i>Trientalis europaea</i>	5	-	+
Smalbladet Høgeurt	<i>Hieracium umbellatum</i>	4	-	+
Smalbladet Mangeløv	<i>Dryopteris carthusiana</i>	4	-	+
Stilk-Eg	<i>Quercus robur</i>	4	+	+
Vellugtende Gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	4	-	+
Vild Gulerod	<i>Daucus carota</i> s.s.	3	-	+
Vorte-Birk	<i>Betula pendula</i>	1	-	+
Østrigsk Fyr	<i>Pinus nigra</i>	-1	+	-

Skema 3. Liste over karplantearter registreret i dokumentationscirklen i de fem forekomster af Linnæa (*Linnaea borealis*), som blev observeret i felten i 2021. Populationer ("P") er nummereret i henhold til fig. 32. D = dominant; + = til stede; - = manglende.

Dansk navn	Videnskabeligt navn	Artsscore	P-1	P-3	P-4	P-5	P-7
Ahorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	-	-	+	-	-
Almindelig Gedeblad	<i>Lonicera periclymenum</i>	3	+	+	-	-	+
Almindelig Kohvede	<i>Melampyrum pratense</i>	5	-	-	+	-	-
Almindelig Røn	<i>Sorbus aucuparia</i>	5	+	+	+	-	+
Bjerg-Rørhvene	<i>Calamagrostis epigejos</i>	1	-	-	+	-	-
Bredbladet Mangeløv	<i>Dryopteris dilatata</i>	4	-	+	-	-	-
Burre-Snerre	<i>Galium aparine</i>	-1	-	+	-	-	-
Bøg	<i>Fagus sylvatica</i>	3	-	+	+	+	+
Bølget Bunke	<i>Deschampsia flexuosa</i>	3	+	+	+	+	+
Dun-Birk	<i>Betula pubescens</i>	4	-	-	-	-	+
Enblomstret Flitteraks	<i>Melica uniflora</i>	3	-	-	+	-	-
Gederams	<i>Chamerion angustifolium</i>	-1	-	-	+	-	-
Glansbladet Hæg	<i>Prunus serotina</i>	-1	-	-	-	-	+
Hedelyng	<i>Calluna vulgaris</i>	4	-	-	+	-	+
Håret Frytle	<i>Luzula pilosa</i>	4	-	+	+	+	+
Linnæa	<i>Linnaea borealis</i>	6	+	+	D	+	D
Rød Gran	<i>Picea abies</i>	1	+	+	+	+	+
Sand-Star	<i>Carex arenaria</i>	4	+	+	-	-	-
Skov-Fyr	<i>Pinus sylvestris</i>	5	+	+	+	+	+
Skovsalat	<i>Mycelis muralis</i>	2	-	+	-	-	-
Skovstjerne	<i>Trientalis europaea</i>	5	+	+	-	-	+
Smalbladet Mangeløv	<i>Dryopteris carthusiana</i>	4	+	-	-	-	+
Stilk-Eg	<i>Quercus robur</i>	4	-	+	+	+	+
Stor Fladstjerne	<i>Stellaria holostea</i>	4	-	-	+	-	-
Vorte-Birk	<i>Betula pendula</i>	1	-	+	+	+	+

Klostergade 12A, 3230 Græsted
www.nationalparkkongernesnordsjaelland.dk
knsj@danmarksnationalparker.dk
