



HVORDAN BEVARER VI HEDEN I DANMARK

Tilstand, pleje og mulig genopretning

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 160

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

HVORDAN BEVARER VI HEDEN I DANMARK

Tilstand, pleje og mulig genopretning

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 160

2020

Jesper Bak¹

Mette Løvschal²

Christian Frølund Damgaard¹

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Aarhus Universitet, Institut for Arkæologi og Kulturarvsstudier og Moesgaard Museum



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 160
Titel:	Hvordan bevarer vi heden i Danmark
Undertitel:	Tilstand, pleje og mulig genopretning
Forfattere:	Jesper Bak ¹ , Mette Løvschal ² & Christian Frølund Damgaard ¹
Institution:	Aarhus Universitet, ¹ Institut for Bioscience & ² Institut for Arkæologi og Kulturarvsstudier og Moesgaard Museum
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Januar 2020
Redaktion afsluttet:	December 2019
Faglig kommentering:	Morten T. Strandberg
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper R. Fredshavn
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Kler
Finansiel støtte:	Miljø- og Fødevareministeriet, Aage V. Jensens naturfond
Bedes citeret:	Bak, J., Løvschal, M. & Damgaard, C.F. 2020. Hvordan bevarer vi heden i Danmark. Tilstand, pleje og mulig genopretning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 50 s. - Teknisk rapport nr. 160 http://dce2.au.dk/pub/TR160.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Heden er en naturtype med en helt særlig værdi, både kulturhistorisk, landskabsmæssigt, og for bevarelse af biodiversitet. Den er samtidigt en af de naturtyper, hvor mest er tabt de sidste 100 år, og stadig i dag blandt de mest pressede naturtyper. Tilbagegangen i dag skyldes primært kvælstofbelastning og mangel på ekstensiv drift / naturpleje. Bevarelse af heden vil kræve naturgenopretning, der forøger arealet og sammenbinder nogle af de små, fragmenterede hedeområder og iværksættelse af naturpleje, der genskaber dynamikken fra den tidligere ekstensive drift af heden og fjerner tilført og akkumuleret kvælstof fra heden.
Emneord:	Hede, lysåben natur, naturpleje, naturgenopretning
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Jesper Bak
ISBN:	978-87-7156-467-9
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal:	50
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/TR160.pdf

Indhold

Baggrund	5
1 Indledning	7
2 Rammer for forvaltning	9
3 Tilstand og aktuel drift/pleje	11
3.1 Tilstand	11
3.2 Aktuel drift/pleje	12
4 Hedens økosystem, dannelse og forhistorie	14
4.1 Dannelse og forhistorie	14
4.2 Tidligere tiders driftsformer	15
4.3 Hedens økosystem	17
5 Modeller og tålegrænser	21
5.1 Mekanistiske konkurrencemodeller	21
5.2 Strukturelle ligningsmodeller til analyse af tidsserier af overvågningsdata	22
5.3 Biodiversitet	22
6 Kvælstofeffekter	24
6.1 Gradienter	24
6.2 Tilførselseksperimenter	25
6.3 Betydning af P	27
7 Viden om - og muligheder for - fremtidig drift og pleje	28
7.1 Efterligning af historisk drift med moderne plejeformer	29
7.2 Kvælstoffjernelse	31
8 Naturgenopretning	33
8.1 Muligheder og metoder	35
9 En forvaltningsstrategi for hede	37
9.1 Anbefalinger	39
10 Referencer	41

[Tom side]

Baggrund

Formålet med denne rapport er at give et samlet overblik over videngrundlaget for tilstanden af og pleje- og genopretningsmodeller for hede i Danmark med inddragelse af nyere forskning og forskningsbaseret rådgivning.

Rapporten udspringer af projektet 'Mulig metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser for kategori 3 natur', der blev etableret ved kontrakt mellem Styrelsen for Vand og Naturforvaltning (nu Miljøstyrelsen) og Aarhus Universitet, DCE, d. 24. oktober 2016. De væsentligste resultater fra projektet er udgivet i en faglig rapport (Bak and Damgaard, 2018). Det indgik i projektet, at der skulle udarbejdes en kort beskrivelse af kvælstoffølsomhed og kvælstofeffekter for de mest følsomme, plejekrævende, lysåbne naturtyper, samt at dette kunne publiceres separat.

Der er for de plejekrævende, lysåbne naturtyper et tæt samspil mellem drift / pleje og kvælstofeffekter - og en række andre hensyn end kvælstofeffekter, der skal inkluderes ved tilrettelæggelse af forvaltning, naturpleje og naturgenopretning. Vi har derfor valgt at udvide rapporten med afsnit, der samlet giver en bredere ramme for forståelse af de forskellige hensyn, og som kan danne udgangspunkt for anbefalinger vedrørende pleje- og forvaltningsplaner.

Væsentlige aspekter vedrørende landskabelige, kulturhistoriske og arkæologiske værdier er inddraget i samarbejde med AU / Arkæologi og Kulturarvsstudier. Da inddragelse af disse aspekter ligger ud over rammerne for det oprindelige projekt, er dækningen kursorisk og bidragene fra Mette Løvschal som medforfatter vedrører primært disse aspekter.

Fokus i rapporten ligger på naturværdier og biodiversitet. Andre aspekter, for eksempel vedrørende friluftsliv og adgang til naturen, er også væsentlige, men er ikke dækket i rapporten.

Det er valgt at fokusere fremstillingen på hede for at kunne give en mere dybdegående behandling. §3 naturtypen hede omfatter en række tilstødende naturtyper (surt overdrev, revling-indlandsklit, klithede, grå/grøn klit og klitlavning), der dermed også i nogen udstrækning dækkes af rapporten. Arealet med hede er ca. 85.000 ha og arealet med overdrev ca. 28.000 ha (Nygaard *et al.*, 2014). Hede og overdrev udgør omkring en tredjedel af de i alt 343.000 ha lysåben, plejekrævende natur i Danmark (Nygaard *et al.*, 2011). Den øvrige del er eng og mose, hvor hydrologiske forhold også har væsentlig betydning for tilstand og udvikling.

Rapportens primære fokusområde er Danmark. Det er imidlertid valgt at inddrage en større geografisk kontekst af vesteuropæisk hede for bedre at kunne inddrage udenlandsk forskning og anbefalinger.

Rapporten er et supplement til eksisterende anbefalinger og information, herunder Naturstyrelsens metodehåndbog om pleje af heder og indlandsklitter (Degn, 2016), Naturstyrelsens håndbog i græsning og høslet i naturplejen (Buttenschøn, 2007), en nylig udkommet rapport om kvælstoffjernelse ved naturpleje (Schmidt and Gundersen, 2018), Hedeplejebogen fra 1991 (Riis-Nielsen *et al.*, 1991), en rapport om tålegrænser (Bak, 2013) samt anden information på

naturplejeportalen¹. Ud over de nævnte danske rapporter er EU på vej med en forvaltningsplan (Habitat Action Plan) for tør hede, der også vil udgøre et væsentligt grundlag for forvaltning af naturtypen (European Commission, 2019).

I forhold til eksisterende anbefalinger og rapporter er hensigten med denne rapport at give et samlet overblik over vidensgrundlaget for forvaltning af hede med inddragelse af nyere forskning og forskningsbaseret rådgivning. Forskningen i hede har hidtil været forholdsvis begrænset i Danmark i sammenligning med lande som Holland, Storbritannien og Tyskland (Nielsen, Ladekarl and Nørnberg, 1999)(Degn, 2014). Der er derfor i stor udstrækning inddraget forskning og forskningsbaseret rådgivning fra udlandet, specielt fra Holland og Storbritannien. Desuden munder rapporten ud i 12 anbefalinger til fremtidig bevaring, pleje og genopretning (afsnit 9). Her påpeges det blandt andet, at det er afgørende, at kvælstofbelastningen hurtigt bringes under tålegrænsen, at man prioriterer bevarelsen af store og sammenhængende områder, der endnu ikke kræver egentlig naturgenopretning, samt at naturpleje på hede kombinerer græsning med andre plejeformer, som afbrænding, slåning og tørveskrælning under hensyntagen til de kulturhistoriske værdier.

¹ <https://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/naturpleje/naturplejeportalen/naturtyper-og-deres-pleje/heder/>

1 Indledning

Heden er en ganske særlig, seminaturlig naturtype med stor kulturhistorisk og landskabsmæssig værdi, og som er hjemsted for en vigtig del af den danske og europæiske biodiversitet. Den er samtidigt en af de mest pressede naturtyper både i Danmark og på europæisk plan.

Heden rummer en stor del af den biodiversitet, der er typisk for lysåben natur på sur bund. (European Commission, 2012)(European Commission, 2019). Særlige samfund af dyr og planter har udviklet sig over tusindvis af år; mange arter har tilpasset sig den historiske driftsform i de enkelte områder; nogle tilpassede arter er nu sjældne, og nogle findes i dag kun på hede. (European Commission, 2019)(Haaland, 2003)(Gimingham, 1992)(Aerts and Heil, 1993).

Hedeområder udgør samtidig nogle af de ældste og vigtigste åbne kulturelle landskaber i Europa, der på mange måder stadig ser ud som de gjorde tilbage i Bronzealderen, og som derfor har en meget høj kulturhistorisk bevaringsværdi (figur 1) (European Commission, 2019) (Lindholm, 2019). Grundet den ekstensive historiske udnyttelse af disse landskaber kan man se bevarede spor efter oldtidsmenneskene, som ikke findes andre steder i landet. Det gælder for eksempel store sammenhængende områder med klynger og rækker af bronzealderhøje, hulveje, stendysser, forsvarsanlæg, bevarede marker og hustomter fra jernalderen.

Hederne har også en vigtig plads i den nyere kulturhistorie. De fleste kender Dreyers og Vermehrens billeder fra 1800-tallet af vidtstrakte, åbne hedelandskaber i Jylland, og Blichers og Aakjærs historier om de folk, der levede der.

I historisk tid, da udstrækningen af hederne i Europa var størst, dækkede de flere millioner hektar (Webb, 2008), heraf over en million ha i Jylland alene (Buttenschøn and Schmidt, 2015). I dag er der samlet set kun ca. 350.000 ha hede tilbage i Europa (Webb, 2008), heraf ca. 85.000 ha i Danmark. I Sverige er hedearealet tilsvarende faldet fra 500.000 ha til 10.000 ha. (Lindholm, 2019).



Figur 1. August Jerndorff: "Efteraar paa Heden". Motiv fra Utoft Plantage, 1896. (Skov, 1998).

Tabet af heden startede for alvor i 1800-tallet, hvor store arealer blev konverteret til landbrugsland eller tilplantet med plantager. Tabet fortsatte op gennem 1900-tallet, og alene siden 1950'erne er 80-90% af den resterende europæiske hede forvundet (European Commission, 2012). Naturtyperne tør og våd hede (EUNIS F4.1 og F4.2 / habitattyperne 4010 og 4030) er i dag klassificeret som sårbare (Janssens *et al.*, 2009), og naturtyperne har i Danmark stærkt ugunstig bevaringsstatus (Fredshavn *et al.*, 2019)(Fredshavn *et al.*, 2014).

Den resterende hede og en række andre lysåbne naturtyper er under kraftigt pres på grund af kvælstofbelastning og ophørt drift / manglende pleje. I forarbejder til Habitatdirektivet er tør- og våd hede (4010 og 4030) sammen med overdrev og eng (6210, 6230 og 6410) klassificeret som helt afhængige af drift / pleje. Andre naturtyper som klit og klithede er delvis driftbetingede (Halada *et al.*, 2011) (Ostermann, 2008). Grå klit (2130) er plejekrævende og truet af både stabilisering, eutrofiering og nogle steder overgræsning (European Commission, 2000c). I alt vurderes 63 ud af 231 naturtyper på Habitatdirektivets bilag 1 at være helt eller delvist afhængige af drift / pleje (Halada *et al.*, 2011). Bevarelsen af disse naturtyper udgør en særlig udfordring (European Commission, 2019)(European Commission, 2008).

2 Rammer for forvaltning

40% af hedearealet i Danmark er i dag statsejet, og 20% af de private arealer er fredet (Buttenschøn and Schmidt, 2015). Heden er desuden beskyttet gennem den danske Naturbeskyttelseslov og EU's Habitatdirektiv.

De første fredninger blev gennemført allerede i starten af 1900-tallet som reaktion på det hastige tab af hederne som følge af opdyrkning og tilplantning og en erkendelse af det medfølgende tab af landskabelige og kulturhistoriske værdier. Borris- og Nørholm Hede i Vestjylland blev fredet i hhv. 1906 og 1913. Udgangspunktet for fredningerne var typisk de særligt værdifulde biologiske, kulturhistoriske, landskabelige og /eller rekreative aspekter af områderne. Mange fredninger er dog såkaldte 'status quo' fredninger, der ikke sikrer nødvendig pleje. (Skov, 1998).

Den danske Naturbeskyttelseslov har et bredt sigte om at beskytte naturen med dens bestand af vilde dyr og planter, deres levesteder og de landskabelige, kulturhistoriske, naturvidenskabelige og undervisningsmæssige værdier, der er knyttet dertil. Loven anviser til gengæld ikke virkemidler og sikrer kun de enkelte (§ 3) beskyttede naturområder mod aktiviteter, der i sig selv alene kan ændre områdernes tilstand. Det giver en begrænset beskyttelse i forhold til de største trusler mod heden, som i dag er mangel på pleje og nuværende og tidligere luftforurening.

Habitatdirektivet har et mere snævert sigte på beskyttelse af biodiversitet. Direktivet er, både nationalt og på EU-plan, et af de vigtigste virkemidler til at nå målene for FN's Biodiversitetskonvention, og i forhold til Naturbeskyttelsesloven giver direktivet en mere vidtgående og aktiv beskyttelse af de omfattede naturtyper og arter. Det pålægger således medlemsstaterne at "iværksætte de nødvendige bevaringsforanstaltninger, hvilket i givet fald kan indebære hensigtsmæssige forvaltningsplaner, som er specifikke for lokaliteterne eller integreret i andre udviklingsplaner" (jf. Habitatdirektivet Artikel 6.1).

Udgangspunktet for Habitatdirektivet er en beslutning om at stoppe tabet af biodiversitet og tilbagegangen i naturareal. Direktivet forpligter alle medlemslande til at udpege et netværk af beskyttede (Natura 2000) områder og sikre, at tilstanden for alle beskyttede naturtyper er stabil eller i fremgang - og at alle naturtyper på længere sigt skal have gunstig bevaringsstatus. De beskyttede naturtyper og arter skal, hvis det er nødvendigt, også sikres fremgang uden for Natura 2000 områderne.

Der er som tidligere nævnt knap 85.000 ha hede tilbage i Danmark, der alle er beskyttet af naturbeskyttelseslovens §3. Hedearealet er fordelt på knap 12.000 forekomster med en gennemsnitsstørrelse på 5,3 ha. Halvdelen af disse forekomster er meget små (< 1 ha). De større hedeområder (> 10 ha) fylder arealmæssigt mere og udgør 70% af det samlede hedeareal. Omtrent halvdelen af hedearealet i Danmark findes inden for Natura 2000 områderne, og 80% af hederne vurderes at være en naturtype, der er beskyttet af Habitatdirektivet (bilag 1 naturtyper) (Nygaard *et al.*, 2014). Definitionen af naturtypen er forskellig mellem direktivet og Naturbeskyttelsesloven, hvor hede også omfatter såkaldt græshede. Fordelingen af §3 hede på habitatnaturtyper er vist i tabel 1.

Tabel 1. Fordelingen af §3 hede på habitatnaturtyper (ha) (Nygaard *et al.*, 2014).

	Grå/grøn klit	Klit- hede	Klit- lavning	Revling- indlandsklit	Våd hede	Tør hede	Surt overdrev
type	2130	2140	2190	2320	4010	4030	6230
areal	10.000	20.300	4.100	3.100	4.200	17.400	3.000

Kommunerne har det primære ansvar for naturbeskyttelse og naturpleje samt opgaven med at planlægge for det åbne land. Staten har ansvaret for naturpleje på egne arealer, dvs. 40% af hedearealet, og for overordnede naturplaner. Der udarbejdes hvert fjerde år en oversigt over nationale interesser i kommuneplanlægning. Kulturspor beskyttes gennem museumsloven og beskyttelseslinjerne i Naturbeskyttelsesloven. De landskabelige værdier og overordnede natur- og miljøhensyn beskyttes gennem Planloven, hvor hovedparten af opgaven ligger ved kommunerne. Danmark har tilsluttet sig den Europæiske Landskabskonvention, der skal sikre både de fælles daglige omgivelser og ”de særligt værdifulde landskaber, der udtrykker mangfoldigheden i den fælles kultur- og naturarv, og som er et fundament for den fælles identitet”.

Den danske naturindsats understøttes og finansieres i vidt omfang af midler fra EU’s landdistriktsprogram. Det gælder f.eks. finansiering af naturpleje af Natura 2000-områder samt sikring af skovnatur.² EU’s LIFE-program, der yder støtte til projekter, der bidrager til at gennemføre EU’s miljø- og klimapolitik, har desuden været anvendt til naturgenopretning. Et eksempel er LIFE-hedeprojektet fra 2013 til 2016, der sikrede pleje og naturgenopretning på seks hedeområder af national betydning, tilsammen 6,5% af hedearealet, men omkring 25% af arealet med tør og våd hede (4010 og 4030)³.

I Danmark har der de seneste år ikke været en særlig indsats for at sikre heden som naturtype ud over det nævnte, nu afsluttede, LIFE-projekt. I finanslovs-aftalen for 2019 har der været afsat 50 mio. kr. til indsats for naturformål, der blandt andet sigter mod ”mere sammenhængende naturarealer, at arealer med enge og overdrev øges og beskyttes bedre samt udlægning af arealer med urørt skov.” - Men altså: ingen specifik indsats for heden.

² <https://mst.dk/natur-vand/natur/biodiversitet/hvordan-bevarer-vi-biodiversiteten/danmarks-biodiversitetsstrategi-2014-2020-naturplan-danmark>

³ <https://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/life-hedeprojektet/>

3 Tilstand og aktuel drift/pleje

3.1 Tilstand

Som beskrevet oven for var den største del af hedearealet allerede tabt, da man i starten af 1990'erne beskyttede den resterende del gennem Naturbeskyttelsesloven og Habitatdirektivet. En stor del af den resterende hede er sidenhen tabt eller på vej til at blive tabt. En nylig opgørelse baseret på kommunale tilsyn af godt en tredjedel af samtlige hedeområder (4444 tilsyn) viser, at kun 14% af de tilsete områder har over 50% dækning af dværgbuske, mens 30% har under 10% dækning. Tallene kan ikke direkte oversættes til areal, idet stikprøven underrepræsenterer de helt små arealer og ikke er repræsentativ for de større hedeområder, hvor der på nogle foregår en aktiv indsats for at bevare heden (Bak and Damgaard, 2018).

I hedeområderne med mindre end 50% dækning af dværgbuske er en del sprunget i skov, og en anden del er blevet græsdomineret (figur 2). (Schmidt and Gundersen, 2018) opgjorde i 2018, på baggrund af landsdækkene LiDAR-målinger, at 24% af det areal, der er naturbeskyttet som hede, er træbevokset (træhøjde > 2 m). En tilsvarende tendens ses for andre lysåbne naturtyper. Det træbevoksede areal for eng udgør 5%, for overdrev 14% og for mose 40%.

Tilstanden for hede (4010 og 4030) og en række andre habitattyper, der er §3 hede, er rapporteret som "stærkt ugunstig" ved den seneste artikel 17 under Habitatdirektivet (Fredshavn *et al.*, 2019)(Fredshavn *et al.*, 2014). Det gælder grå/grøn klit (2130), revling-indlandsklit (2320) og surt overdrev (6230). Tilstanden for klithede og klitlavning (2140 og 2190) er rapporteret som moderat ugunstig. Også andre næringsfattige, lysåbne naturtyper som rigkær (7230), hængesæk (7140) og kildevæld (7220) har stærkt ugunstig bevaringsstatus. Den dårlige tilstand forklares blandt andet ved fortsat høj kvælstofbelastning, akkumuleret N i jorden og ophørt græsning (Fredshavn *et al.*, 2014)

Tilstandsvurderingen bygger på data fra NOVANA overvågningen, der rækker tilbage til 2004. Græsarten bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*) er i dag den dominerende art for tør hede (4030) med en dækning på 41%. For våd hede (4010) er græsarten blåtop (*Molinia caerulea*) den dominerende art med en dækning på 45%. Laver er i dag kun sporadisk forekommende på den tørre hede. Der er registreret invasive arter i knap 40% af prøvefelterne på tør hede (4030) og 33% på våd hede (4010). Der er væsentlige tegn på næringsstofpåvirkning på både tør og våd hede, mindst dog på den våde. C/N i jorden på den våde hede indikerer dog også en væsentlig N-akkumulering her.⁴

NOVANA-overvågningen viser tydelige tegn på en forværring af tilstanden på den tørre hede i perioden fra 2004 til 2015. Der er registreret et signifikant fald i dækningen af dværgbuske og laver i perioden 2007-2015. Dækningen af revling er ligeledes faldet siden 2004. Der er desuden registreret et signifikant fald i jordbundenes C/N-forhold (Strandberg, Nielsen and Damgaard, 2018), hvilket kan skyldes skift i dominerende arter. Der er set en signifikant stigning i kvælstofindholdet i årsskud hos dværgbuske i perioden. Dette er tegn på øget N-tilgængelighed, men kan også skyldes fald i dækning af dværgbuske (se afsnit

⁴ <http://novana.au.dk/naturtyper/>

om økosystemet). For våd hede er der i perioden set et signifikant fald i dækningen af klokkeløg (*Erica tetralix*) og i ratioen mellem klokkeløg og blåtop (*Molinia caerulea*).



Figur 2. To §3-beskyttede hedeområder i Thy. Tv: Området er ved at blive overtaget af skov pga. manglende pleje; her ses den resterende lysning, der endnu ikke er skovdækket. Th: Området er sprunget i græs pga. for intensiv græsning. Eget foto.

3.2 Aktuel drift/pleje

I princippet er al den resterende hede i Danmark plejekrævende i større eller mindre grad, mest den tørre indlandshede, mindst klitheden. Det er imidlertid langt fra alle hedeområder, der plejes. (Strange *et al.*, 2007) anslog i 2007, at kun 25% af hedearealet i Danmark blev plejet, primært af stat, amter og kommuner. 6% af heden plejes i dag af Naturstyrelsen, hvilket ligger på niveau med det areal, der i 1998 blev plejet af Miljøministeriet og amterne. Forsvaret plejer knap 5% af hedearealet. (Buttenschøn and Schmidt, 2015). Kommunernes indsats kendes ikke detaljeret, men skønnes at være af samme størrelsesorden (4-6 %, egne opgørelser), primært i form af græsning. Endelig foregår der en vis pleje i privat regi, for eksempel på fondsejede arealer, samt i en periode (2013-2016) gennem det tidligere nævnte LIFE-projekt. Størstedelen af hedearealet plejes dermed ikke, og en del af den faktisk gennemførte pleje er utilstrækkelig.

Der er i forbindelse med LIFE-projektet udarbejdet en metodehåndbog for pleje af hede og indlandsklit (Degn, 2016). De anbefalede plejemetoder efterligner i nogen udstrækning den eksisterende viden om, hvordan tidligere tider meget hedebrug har set ud, til dels dog ved anvendelse af moderne maskiner (figur 3) (Degn, 2016). Metodehåndbogen er for nyligt suppleret med et vidensgrundlag for kvælstoffjernelse ved naturpleje (Schmidt and Gundersen, 2018). De anbefalede metoder vil formentlig primært blive anvendt på større heder og statens arealer.

Figur 3. Slåning med hede høster (Degn, 2016).



Nygaard *et al.* (2011) vurderede i 2011, at det samlede areal med beskyttet og potentielt plejekrævende natur i Danmark er ca. 343.000 ha, heraf 77.000 ha hede (22 %). Dertil vurderes det, at 29.000 ha overdrev, 97.000 ha fersk eng, 44.000 ha strandeng og en del af 92.000 ha mose er afhængig af pleje. De samlede plejeomkostninger ved billigst mulig pleje af al plejekrævende natur er opgjort til samlet knap 500 mio. kr. om året (Hasler *et al.*, 2012). Omkostningerne til naturpleje er typisk lavest ved slet. For græsning er omkostningerne højest på fersk eng og lavest på hede/ mose med overdrev imellem. Prisforskellen er op til en faktor 3 på grund af forskel i græsningstryk. (Dubgaard *et al.*, 2012). Dette er nogenlunde i overensstemmelse med udenlandske estimater (Verburg *et al.*, 2012).

Der findes i dag ikke noget samlet overblik over naturplejeindsatsen i Danmark, men Kommunernes Landsforening lavede i 2011 en analyse af de forventede omkostninger i implementeringsperioden for de første Natura 2000-planer. De samlede udgifter fra 2010 til 2015 blev anslået til 1,8 mia., heraf 42 mio. (2%) til hedepleje fordelt mellem staten (24 mio.) og kommunerne (18 mio.). De øvrige penge forventedes primært at komme fra Landdistriktsprogrammet fordelt på 606 mio. til hydrologiprojekter, 252 mio. til skovbeskyttelse, og 736 mio. til MVJ-ordningen (græsning og høslet). Kun en meget lille andel af MVJ pengene anvendes på hede (Fredenslund and Weng, 2014). Dertil kommer 150 mio. til LIFE-projekter samfinansieret mellem kommunerne og EU, hvoraf 30 mio. er brugt på hedeprojektet. Dertil kommer andre LIFE-projekter, der omfatter områder med hede.

Den manglende plejeindsats på heden, specielt i forhold til nogle af græslandstyperne, skyldes således formentlig primært den måde, Landdistriktsprogrammet har været anvendt til finansiering af naturplejen. EU's støtteordninger er pt under revision (jf. ovenfor), men de eksisterende regler indeholder allerede en vis fleksibilitet (Hasler *et al.*, 2012), så en del af forskellen mellem naturtyperne må tilskrives national prioritering (Fredenslund and Weng, 2014).

4 Hedens økosystem, dannelse og forhistorie

4.1 Dannelse og forhistorie

Heden i Vesteuropa findes i et område, der spænder fra Norges kystområder, dele af Sydsverige, de britiske øer og ned langs den vesteuropæiske atlantehavskyst til Middelhavet (figur 4). I Danmark, Tyskland, Holland og Belgien ligger de fleste heder på sandholdig undergrund i områder med forholdsvis megen nedbør (Haaland, 2003).

Hede er sekundær (plagio-climax) habitat i stort set hele den Atlantiske biogeografiske region. (European Commission, 2013) (Fisher *et al.*, 2010) (Verburg *et al.*, 2012). Tør hede findes som klimaks-samfund primært på kystklipper ved atlantehavskysten i SV Europa, hvor et tyndt jordlag på klippegrund skaber betingelser for at forhindre succession, og hvor naturtypen kan have overlevet Pleistocæn istiderne. (European Commission, 2019). Hedearterne har imidlertid også kunnet være til stede i resten af naturtypens udbredelsesområde i hele perioden siden istiden. På fattige jorder har skoven været mere åben, hvilket har gjort det muligt for hedearter at være til stede i under-skoven (Webb, 2008). Her har midlertidige bosættelser, skovrydninger og naturlige skovbrande og storme medført, at hedelyng blomstrede op i lysninger på de sandede, sure jorde (Odgaard, 1994)(Skov, 1998)(Svenning, 2002).

Figur 4. Udbredelsen af vesteuropæiske heder (Kvamme, Kaland and Brekke, 2004).



På våd bund i moser og kær kan dværgbusksamfund være stabile uden behov for driftspåvirkninger, og våd hede kan forekomme naturligt. (Buttenschøn, 2007). Våd hede er i dag udbredt som semi-naturligt habitat, hvor en lavintensitets-drift, der forsøger at efterligne de forhistoriske og historiske driftsformer, er nødvendig for at opretholde typen inden for et bredere hede-kompleks. (European Commission, 2000a)

Der har tidligere været spekulationer om, hvorvidt de europæiske heder skulle betragtes som naturlig vegetation (Webb, 2008). I slutningen af 1800-tallet var mange videnskabsmænd overbeviste om, at hedernes vegetation stammede direkte fra den tundravegetation, som indvandrede lige efter afslutningen af den sidste istid for mere end 10.000 år siden. (Degn, 2014). Siden er hedernes (for)historie imidlertid undersøgt, blandt andet gennem arkæologiske og palæobotaniske metoder, og det er i dag klart, at indlandsheden som udbredt dansk naturtype er menneskeskabt, driftsbetinget og formet af årtusinders kulturhistorie, der går tilbage til slutningen af stenalderen. Den forhistoriske og historiske drift af heden kendes først og fremmest gennem arkæologiske og palæobotaniske vidnesbyrd, hvor kulstøv i sø-sedimenter og vedvarende høje værdier for lyngpollen vidner om en mange steder ekstremt resilient form for hededrift.

De fleste store hedeområder i Danmark blev etableret i det, man kalder Enkeltgravskultur (2800-2350 f.v.t.) (Odgaard, 1994) som følge af skovrydninger og -afbrændinger, der udvidede de arealer med lyng, der allerede fandtes på langt mindre skala i små skovlysninger. Den mere eller mindre kontinuerlige udnyttelse i form af husdyrgræsning, tørveskæring, afbrænding og høst af vegetation til for eksempel brændsel, vinterfoder, byggemateriale, jordforbedring og foder forhindrede efterfølgende mange steder, at skoven regenererede (Webb, 2008) (Gimingham, 1992) (Van der Wal *et al.*, 2011) (Aerts and Heil, 1993) (Odgaard, 1994) (Hjelle, Halvorsen and Overland, 2010) (Dodgshon and Olsson, 2006). Samtidig opstod der samfund omkring hededriften i forhistorisk og historisk tid med særskilte sprog, leveformer og identiteter (Olwig, 1984) (Reynolds, 1997) (De Moor, 2015). Her spillede heden ikke blot en væsentlig rolle i den økonomiske organisering, men leverede f.eks. også tørv til i byggeriet af de mange tusinde gravhøje, der blev opført i Ældre Bronzealder, og som stadig præger de jyske landskaber.

4.2 Tidligere tiders driftsformer

I historisk tid, hvor der også findes skriftlige kilder, der beskriver hededriften, har denne typisk været organiseret omkring en indmark og udmark, hvor det enkelte hedebrug har haft et mindre dyrket areal, evt. med tilhørende eng, hvis drift har været afhængig af ressourcer fra et større tilhørende hedeareal, der kan have været udlagt som fælled (figur 5). Kvæggræsning omkring indmarken kan have hjulpet med at sikre en større andel af græs her. I denne periode har heden i den største del af udbredelsesområdet været stort set træløs (figur 1) (Haaland, 2003) (Skov, 1998).

Der har været dyrket små midlertidige agre på heden, men derudover har heden primært været brugt til græsning, slåning af lyng og skrælning af tørv til en række formål. Græs er tre gange mere næringsrigt end lyng, men visner om efteråret, mens lyng indeholder næring året rundt og derfor har været brugt til vintergræsning. I vintre med sne har ældre, større lyngplanter været af betydning, hvor de lange grene har stukket op gennem sneen. De ældste lyngplanter har været brugt som brænde. Hedebonden har med denne driftsform haft brug

for alle forskellige lyngtyper og har kunnet anvende kontrolleret afbrænding til at skabe en mosaik af ung, moden og gammel lyng (Haaland, 2003).

Afbrænding har også været vigtig for at skabe sommerfoder. På afbrændte områder vil der spire næringsrigt græs og urter frem, der har været en vigtig foderkilde, også når husdyrene skulle fedes op til vinteren. Afbrænding har desuden medført, at jorden forblev næringsfattig, så hedelyngen kunne vedblive at dominere. Tørveskrælning har kun foregået med lange mellemrum, sandsynligvis hver 80-100 år, da ny tørv tager mange årtier at danne. Tørveskrælning og overgræsning har kunnet medføre erosionsskader og har sandsynligvis også været årsag til de episoder med sandflugt, der kendes allerede fra stenalderen. Dette har også i den centrale lynghederegion i Europa været et stort og omfattende problem. Der findes eksempler på, at hedeboenderne i de områder, hvor der opstod sandflugt, forsøgte at dæmpe den ved at lukke hullerne i vegetationen med tørv (Haaland, 2003)(Skov, 1998).

I historisk tid blev de jyske heder hovedsageligt græsset af får, som blev ude hele året, ofte overvåget af en hyrde. Kvæg blev også græsset på de dele af heden, der lå tæt på gårdene, hvor de ofte stod bundet og med jævne mellemrum blev taget på stald, for at man lettere kunne indsamle deres gødning. Vinterfoder til dyrene blev indsamlet ved at skære ung lyng og blande det med lav og hø. Der blev skåret tørv til brændsel og en række andre anvendelser, herunder husisolering og tagdække. Tørv blev også brugt til at opsamle gødning enten i stalden eller på gårdspladsen og derefter til at gøde dyrkningsarealet, såkaldt *plaggen*-jord. For at give yderligere gødning blev tørv også brændt, og asken spredt på dyrkningsjorden. Faste dyrkningsarealer blev suppleret af små midlertidige marker på heden, der blev skabt ved at brænde et område af vegetation og nedpløje aske og humus. Dyrkningen var imidlertid kortvarig, og når områderne blev opgivet, vendte de tilbage til hede. (Webb, 2008)(Degn, 2016)(Skov, 1998).



Figur 5. Nutidens forestilling om et historisk hedebrug med indmark og udmark og enkelte opdyrkede marker.(Degn, 2016).

Lignende historiske dyrkningssystemer har med mindre variationer eksisteret i Vestnorge, Sydsverige, på Færøerne, Island og Shetlandsøerne, i Nordtyskland, Flandern, Holland, Bretagne, Spanien og Portugal. Fælles for hele udbredelsesområdet er, at hedens økosystem er skabt af – og har beroet på den lokale driftsform. Driftsformen vil dog have varieret mellem forskellige regioner, og der er på europæisk plan betydelig variation i kulturelle traditioner og tilpasninger til lokale naturressourcer (Kvamme, Kaland and Brekke, 2004).

Størrelsen af afbrændte områder har varieret fra små pletter i Norge til større arealer i Jylland (Webb, 2008). Regelmæssig afbrænding har været et væsentligt element i hededriften i Norge. (Kvamme, Kaland and Brekke, 2004). I Spanien og Portugal har den historiske drift omfattet udsåning af tornblad (*Ulex sp.*). I det britiske højland har driften primært bestået af græsning med fritgående får og periodisk afbrænding for at forbedre græsningen. Der er meget lidt viden om tidligere tiders drift af de engelske lavlandsheder, fordi driften er ophørt for så længe siden, at der ikke findes sikre overleveringer. I enkelte områder som New Forest har man foretaget græsning med fritgående køer og ponyer (Webb, 2008). Den lange periode uden drift af lavlandsheden i England har medført, at arter tilknyttet træer, buske og surt græsland i England af nogle betragtes som hjemmehørende på hede (Hawley *et al.*, 2008)(Webb, 2010).

4.3 Hedens økosystem

Med den oven for beskrevne historiske driftsform må heden ses som et dynamisk system med bar jord, vindbrud, lyng i mange aldre, og med humuslag i mange aldre som følge af tiden siden sidste tøveskrælning. Vegetationen har som helhed været næringsfattig og forholdsvis åben. Der har været stor forskel i næringsstofniveauer på forskellige dele af heden som følge af driftsformen med græsning, afbrænding, og flytning af slet og skrællet materiale fra udmark til indmark og som følge af den periodiske opdyrkning af midlertidige agre.

4.3.1 Biodiversitet på heden

Lyngheden beskrives ofte som artsfattig, men den beskrevne rumlige mosaik og dynamiske variation giver hede-økosystemet rum for en række forskellige plante- og dyrearter. Hede-økosystemets dynamiske natur bevirker, at nicher til forskellige arter skifter over tid og over store arealer.

Den danske hede er levested for arter, der i dag udelukkende eller primært har levested her i den danske natur. Heden er levested for 185 beskyttede arter, hvoraf 79 er rødlistede som truede eller kritisk truede. De største grupper af fredede arter er krybdyr og orkidéer, mens den største gruppe af rødlistede arter er laver, bl.a. rensdyrlaver. Heden rummer sjældne sommerfugle som sortplettet blåfugl og hedepletvinge. Urfuglen er forsvundet, men hjejle, tink-smed, hedelærke og stor tornskade kan stadig findes på heden, selvom hjejle og stor tornskade ikke yngler i Danmark mere. (Nygaard *et al.*, 2014).

Ser man på antallet af plantearter fundet i forbindelse med NOVANA-overvågningen, er der på tør og våd hede (4030 og 4010) fundet henholdsvis 591 og 402 plantearter. På grå klit (2130) og klithede (2140) er der fundet henholdsvis 744 og 522 forskellige plantearter. Det hører med til billedet, at græslandsarterne i NOVANA-overvågningen bestemmes til underart, medens mosser og laver, der er hyppige på hede, kun bestemmes til slægt. Til sammenligning er der på den mest artsrige lysåbne naturtype, kalkoverdrev (6210), fundet 1003 plantearter, og på den mest artsrige skovtype, skovbevokset tørvemose (91D0), er der fundet 448 plantearter (egne opgørelser). Heden er således vigtig for den samlede danske biodiversitet.

4.3.2 Konkurrence og dominerende arter

Et andet vigtigt parameter for forståelsen af hedens økosystem er konkurrencen mellem dværgbuske og træer og mellem dværgbuske og græsser samt spillet mellem dominerende arter og jordbund og jordbundsudvikling.

Indlandsheden findes primært i områder, hvor klimaksvegetationen er skov. Hvis der ikke er drift eller pleje på heden, vil ene, birk, fyr, eg og gyvel på kortere eller længere sigt tage over. Den forhistoriske og historiske drift med bl.a. græsning og afbrænding har imidlertid i årtusinder fastholdt heden som domineret af lyng og stort set uden træer (Haaland, 2003) (Aerts and Heil, 1993)(Skov, 1998). Græsningsarealer med græs har kun eksisteret i få år efter afbrænding eller kunnet findes på arealer i indmarken, der kontinuert blev tilført næringsstoffer.

I '80'erne blev det imidlertid konstateret, at en stor del af hedearealet var ved at springe i græs, selv på områder, der blev holdt lysåbne ved naturpleje. Der blev derfor iværksat store forskningsprojekter, specielt i Holland, for at afklare mekanismerne bag (Aerts and Heil, 1993). Forskningen fokuserede specielt på konkurrencen mellem hedelyng (*Calluna vulgaris*) og bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*) på tør hede og klokkelyg (*Erica tetralix*) og blåtop (*Molinia caerulea*) på våd hede. Nogle væsentlige faktorer og mekanismer er skitseret neden for for tør hede; primært baseret på (Aerts and Heil, 1993) og (Haaland, 2003); se også afsnittet om modeller og tålegrænser.

Lyng kan spire fra enten rodskud eller frø. Hvis roden er bevaret efter afbrænding eller græsning, vil regenerering ske fra rodskud; ellers vil spiring normalt ske fra frø. Lyng har en meget stor frøproduktion, og frøene kan spredes med vinden og vente op til 70 år med at spire. Spiring kræver dog lys og en fast jordbund. På hede med tæt dækning af dværgbuske vil de fleste frø havne på jorden under lyngtæppet, hvor der er et lag af visne blade og grene og lysforholdene er dårlige.

En lyngplante lever under normale forhold op til 40 år og når en højde på 30-40 cm. Lyngen er tættest og mest produktiv efter 10-12 år. Planten vokser først som en ret stængel, der siden deler sig i nye årsskud, hvor der dannes stadig tættere forgreninger, som efterhånden gør planten til en tæt busk. Når busken bliver ældre, vil den åbne sig og stammen lægge sig langs jorden. Til sidst stopper væksten, og planten dør. Cyklussen kan fremskyndes væsentligt, og lyngplanten vokser sig større ved øget tilførsel af kvælstof (figur 6, afsnit 8) (Cunha *et al.*, 2002).

Hvis lyngen ikke forynges, før den når den senile fase og dør, kan revling eller græsser tage over, fordi lyngfrøene ikke spirer i det løse lag af visne blade og grene, der skabes, når buskene dør. Revling kræver ganske vist de samme spiringsbetingelser, men den kan blive meget ældre og sprede sig vegetativt med lange rodslående skud. Græsserne bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*) og blåtop (*Molinia caerulea*) er flerårige og spirer villigt, også på løsere bund. På meget fattig jord med forekomst af bar jord, eller hvor der er naturlig græsning, for eksempel af hjortevildt, kan der ske naturlig foryngelse af lyngen uden drift / pleje, men der må stadig forventes en succession mod revling, græs og skov. Tidsforløbet af denne succession kan være forskellig, afhængigt af udgangspunktet, og på nogle områder tage mange årtier (Kepfer-Rojas *et al.*, 2015). På ekstremt fattige jorder, eller hvor der er sket en N-akkumulering, så P er blevet begrænsende, kan blåtop (*Molinia caerulea*) have en fordel i forhold til klokkelyg (*Erica tetralix*) på grund af dens lave P-krav (Härdtle *et al.*, 2009).

Figur 6. 70 cm høj lyng på et areal i Belgien, hvor der for 15 år siden er foretaget naturgenopretning ved tørveskræling. Eget foto.



Hvis hedelyng sikres foryngelse, er den på næringsfattig jord konkurrencemæssigt stærk i forhold til græsser. Hedelyng har smalle, tætsiddende blade med et tykt vokslag på overfladen, der bevirker, at planten holder på fugten i perioder med sol og tørke. Over jorden danner planten et tæt dække af kviste, blomster og blade, som opsamler lys samtidig med, at andre planter skygges væk. Dækket bidrager også til en lokal klimaændring, hvor temperaturen under lyngkvistene bliver lavere og adgangen til vand mindre (Haaland, 2003).

Lyngen former også jorden, hvilket gør den yderligere konkurrencedygtig. Lyngens førne er svært nedbrydeligt og har lavt C/N forhold. Over tid vil et dække af lyng medføre opbygningen af et morlag (tørvedannelse) og en forsurening af jorden, der resulterer i udvaskning af næringsstoffer fra de underliggende jordlag og podsolering af jorden. N-tilgængeligheden reduceres (Van Breemen and Finzi, 1998), og dette giver en konkurrencefordel for lyngen, der har en associering (samarbejde) med mycorrhiza-svampe og kan optage organisk N. Lyngplanterne kan dermed næsten monopolisere adgangen til N og er meget effektive til at holde på kvælstof. Nitratudvaskning har generelt meget lille effekt på N-balancen på hede, selvom udvaskningen kan stige ved drift / pleje (Härdtle et al., 2007).

Konkurrencefordelen for hedelyng styrkes formentlig også ved udskillelse af allelopatiske stoffer. (Genney, Alexander and Hartley, 2000)(Kristensen and McCarty, 1999). Den beskrevne påvirkning af jordbundsprocesser afhænger af, om lyngen dominerer i dækning (Berendse, 1998)(Roem and Berendse, 2000). Lyngens evne til at konkurrere kan således reduceres væsentligt ved tilgroning med træer, buske og græsser, hvilket samtidig kan accelerere tabet af den resterende lyng. Depodsolering kan ske på få årtier efter invasion af eg (Nielsen, Ladekarl and Nørnberg, 1999). Græsser kan komme ind selv ved lav næringsstofniveau, hvor græsningstrykket med f.eks. kvæg (lokalt) er højt. Lyng (og revling) er følsom for trampning. (Gimingham, 1992).

Lyng kan altså effektivt holde andre planter ude af store områder, hvor den får lov at dominere. På områder med lyng i den mest produktive fase kan diversiteten være lav, specielt hvis næringsstofniveauet i jorden er højt. I et

svensk studie blev der dog fundet en mere varieret naturlig flora og fauna i de tidlige successive faser. Gammel lyng rummede til sammenligning kun få arter, der er hede-specialister, og disse blev også observeret i den yngre vegetation. Desuden blev der i forbindelse med gammel lyng fundet mere skyggetolerante arter, som også er almindelige i skov. (Lindholm, 2019)

Diversiteten af planter på heden afhænger af en lang række faktorer. Et lavt næringsstofniveau skaber lysåbne forhold og giver plads til mosser og laver og andre planter som soldug, der ikke behøver at konkurrere med lyngen om optagelse af N. Gammel lyng giver også mere lysåbne forhold. Tidligere tiders hedepleje med afbrænding eller slåning har også medvirket til diversiteten. Efter brand vil der i en periode være øget tilgængelighed af N og basekationer (K, Ca, Mg) og større solindstråling, der forøger nedbrydningen af dyre- og planterester. Dette giver rum for planter som læge-øjentrøst (*Euphrasia officinalis coll.*), tormentil (*Potentilla erecta*), plettet gøgeurt (*Dactylorhiza maculata*), benbræk (*Narthecium ossifragum*), gyldenris (*Solidago*) og tornblad (*Ulex spp*), der sammen med græsarter som hundehvene (*Agrostis canina*), almindelig tandbælg (*Danthonia decumbens*), bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*) og blåtop (*Molinia caerulea*) kan etablere sig fra frø i jorden og udnytte chancen, indtil lyng igen bliver dominerende. Etablering og opgivelse af midlertidige agre kan også have givet rum for en række arter og skabt områder, der i perioder havde højere tilgængelighed af basekationer og P.

Hvis kvælstoftilgængeligheden er for stor i perioden efter brand eller slåning, vil græsserne udkonkurrere lyngen, der vil blive overskygget af de hurtigt voksende græsser (van Voorn, Kooi and Bregt, 2016). Det samme kan ske, hvor lyngvegetationen åbnes ved slåning eller græsning (Alonso, Hartley and Thurlow, 2001), eller hvor lyngen dør som følge af tørke, frost eller angreb af lyngens bladbille. Skiftet fra lyng til græs kan accelereres af andre effekter af N-belastning. Øget N-tilgængelighed øger lyngens følsomhed for klimastress, forøger frekvensen og størrelsen af billeangreb og accelerer lyngens vækstcyklus, så lyngen hurtigere når et senilt stadie, der giver lys til jorden og dermed mulighed for græsserne for at spire.

5 Modeller og tålegrænser

Hedens økosystem er, som beskrevet ovenfor, kendetegnet af stor kompleksitet og lange tidsforløb. Forskellige typer af modeller har derfor været vigtige redskaber til tolkning af de tilgængelige data og observationer og til forståelse af de økologiske processer. Tålegrænser baseret på modelberegninger har desuden været et vigtigt redskab ved forvaltning og udvikling af politikker for reduktion af luftforurening.

Det har været vanskeligt at basere forståelsen udelukkende på eksperimentelle eller observerede data, fordi det er vanskeligt at udføre eksperimenter over mange årtier, og fordi der over en lang tidsperiode vil forekomme ændring i mange forskellige påvirkninger, herunder ændret drift / pleje, tab af areal / fragmentering, og luftforurening med for eksempel svovl. Den 'klassiske' hedeforskning, der i høj grad har haft fokus på plantekonkurrence og på kvælstofprocesser og -effekter, har imidlertid givet et godt grundlag for udvikling af mekanistiske modeller for jordkemi og plantekonkurrence. Disse modeller er siden suppleret med andre modeltyper.

5.1 Mekanistiske konkurrencemodeller

Med udgangspunkt i den etablerede forståelse af mekanismerne i konkurrencen mellem lyng og græs (se ovenfor) er der i Holland udviklet en dynamisk, mekanistisk model, 'Calluna', som kan simulere effekten af atmosfærisk N-deposition og drift / pleje på konkurrencen mellem hedelyng (*Calluna vulgaris*) og bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*) (Heil and Bobbink, 1993). Modellen er i sin oprindelige form hovedsagelig baseret på hollandsk hedeforskning fra 1980'erne (Aerts and Heil, 1993). Modelscenarier viser, at kvælstofbelastning kan udløse skift fra lyng til græs ved vedvarende belastning over en tålegrænse mellem 10-20 kg N. Det faktiske skift vil ske i den konkurrence, der opstår efter plejeindgreb eller billeangreb. Scenarierne inkluderer hedepleje i form af tørveskrælning.

Modelberegningerne er anvendt som grundlag for at fastsætte den empiriske tålegrænse for hede, der anbefales af effektgruppen under UN-ECE's Luftkonvention, og som anvendes ved vurdering af luftforureningspåvirkning under Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. På grund af den store mængde forskning, der underbygger modellen, er tålegrænsen vurderet som 'troværdig', hvilket er den højeste kategori for troværdighed for de empirisk baserede tålegrænser (Bobbink and Hetteling, 2011).

Modellen er senere videreudviklet med fokus på inddragelse af konkurrence mellem klokkelyg (*Erica tetralix*) og blåtop (*Molinia caerulea*), flere N-processer og flere plejeformer, blandt andet slåning og forskellige intensiteter af græsning. Den nye udgave af modellen kaldes HEATHSOL (Power *et al.*, 2004). En britisk udgave, der også kan anvendes for hede på højland, HEATHSOL-UK, er valideret på data fra tre britiske langtidseksperimenter (Power *et al.*, 2004). Modelkørsler viser, at ændringer i artssammensætning som reaktion på spring i N-deposition sker over en periode på flere årtier og drifts- / pleje-cykler. Simuleringerne viser en stærk effekt af plejeintensitet og især fjernelse af førne. Genskabelse af dominans af hedelyng efter en momentan, kraftig reduktion i N-deposition kan i simulationer med høj-intensitet pleje ske inden for to til tre årtier, og med lav-intensitet pleje inden for fem

årtier (Terry *et al.*, 2004). Der har endnu ikke været tilstrækkeligt datagrundlag til at indbygge effekt af P-begrænsning på konkurrencen mellem blåtop (*Molinia caerulea*) og klokkelyg (*Erica tetralix*).

5.2 Strukturelle ligningsmodeller til analyse af tidsserier af overvågningsdata

Ved hjælp af strukturelle ligningsmodeller anvendt på overvågningsdata er det muligt at tilpasse statistiske modeller til at beregne de forventede effekter på vegetationen i lysåben natur af ændringer i påvirkninger fra kvælstof, ændret klima, lokal naturpleje og andre påvirkninger samt de naturgivne forhold. (Damgaard, 2019) har modelleret den rumlige variation af dækningsgraderne for klokkelyg (*Erica tetralix*), hedelyng (*Calluna vulgaris*), blåtop (*Molinia caerulea*), og andre plantearter på våd hede på baggrund af NOVANA overvågningsdata fra 39 våde heder fra 2007 til 2014. Modellen indeholder N-deposition, jordens pH, jordens tekstur, nedbør samt græsning som forklarende variable.

Overordnet viste den tilpassede model, at dækningen af klokkelyg (*Erica tetralix*) og hedelyng (*Calluna vulgaris*) korrelerede positivt med N-deposition, høj pH, sandet jord, lav nedbør og fravær af græsning. N-deposition havde en ikke-signifikant effekt på jordens pH, men sandede jorde havde et lavere pH. (Damgaard, 2019). De observerede sammenhænge er ikke nødvendigvis understøttet af den nuværende økologisk viden. For eksempel er det overraskende, at N-deposition i gennemsnit korrelerer positivt med dækningen af dværgbuske. Det kan måske forklares med kovariation med andre ikke-inkluderede faktorer som slåning, afbrænding og billeangreb. Den udviklede model forventes også at kunne bruges til at forudsige kortidseffekten af pleje på en konkret våd hede (Damgaard *in prep.*)

5.3 Biodiversitet

De omtalte modeller beskriver konkurrencen mellem lyng og græs, der naturligvis er essentiel for bevarelsen af hedens økosystem. Der kan imidlertid forventes effekter af kvælstofbelastning på særligt følsomme arter allerede ved lavere belastning, bl.a. fordi øget N-belastning gør vegetationen mere tæt. Forsuring, for eksempel som følge af svovldeposition, kan også medføre tilbagegang af arter, der ikke tåler ekstremt sur bund, og som kræver et vist niveau af basekationer i jorden (Bak, 2013). Der er derfor de seneste år i regi af det videnskabelige arbejde under UN-ECE's Luftkonvention arbejdet med udvikling af modeller til fastsættelse af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet (Hetteling, Posch and Sloomweg, 2017) (Bak, 2013). Beregningerne er baseret på bevarelse af habitaternes egnethed som levested for et udvalg af typiske arter (målt med det såkaldte Habitat Suitability Index, HSI). De beregnede tålegrænser afhænger naturligvis kraftigt af de udvalgte arter og den anvendte målsætning for habitatens egnethed. Alligevel er biodiversitetsbaserede tålegrænser i de fleste tilfælde lavere end tålegrænser, der kun beskytter lyng som dominerende art (Bak, 2014)(Rowe *et al.*, 2015)(Van Dobben *et al.*, 2013)(Hetteling, Posch and Sloomweg, 2017).

Modelsystemet, der er udviklet til beregning af biodiversitetsbaserede tålegrænser, kan også anvendes til scenarioberegninger. (Stevens *et al.*, 2016) har foretaget en fremskrivning af tilstanden for heder, moser og græsland i de engelske landområder frem til 2030 i lyset af den forventede fremtidige N belastning. Fremskrivningerne forudsiger for heder, at der vil ske et yderligere fald

i artsrigdom, en reduktion i mosser og laver, en mindske dækning af dværgbuske og en stigning i dækning af græsser. Også for surt græsland forudses et fortsat fald i artsrigdom. (Stevens *et al.*, 2016)

Der findes derudover en række andre modeltilgange. En global biodiversitetsmodel, GLOBIO (Alkemade *et al.*, 2009), anvender empiriske relationer mellem forskellige presfaktorer på biodiversitet og effekter på 'Mean Species Abundance', som er et indeks, der måler afstanden til et plantesamfund i en upåvirket referencetilstand. Tilgangen er måske for simpel for hede, men har den fordel, at den kan give en ide om den relative betydning af N-belastningen i forhold til for eksempel klimaændringer og yderligere fragmentering.

(Cordingley *et al.*, 2016) har på baggrund af overvågningsdata fra heder i Dorset, Sydengland (1987, 1996 og 2005), opstillet en simpel model baseret på overgangsmatricer. Modellen er anvendt til at opstille scenarier for forvaltning, der balancerer biodiversitet og økosystemtjenester. I fremskrivningerne springer heden i varierende grad i græs eller skov afhængigt af drift / pleje.

6 Kvælstofeffekter

Ud over de beskrevne modelmæssige tilgange er der de seneste årtier udført meget empirisk baseret forskning for at undersøge betydningen af de forskellige påvirkninger af hedens økosystem og navnlig samspillet mellem kvælstofpåvirkning og drift / pleje. Studier af kvælstofeffekter vil blive beskrevet i dette afsnit, mens betydningen af N-belastning og akkumulering for den nødvendige drift / pleje er beskrevet i det efterfølgende afsnit.

De væsentligste muligheder for at studere effekter af N-belastning af heden er: i) studier, der undersøger forskel i tilstand eller udvikling over gradienter af N belastning i rum eller tid, og ii) manipulationseksperimenter på enkelte hedeområder.

Grundet hedesystemets kompleksitet og de langsigtede dynamikker skal gradientstudier være forholdsvis store for at kunne give et signal og et retvisende billede. Heden på den sydlige kant af udbredelsesområdet i Europa er for eksempel formentlig mindre N-følsom, men mere artsrig sammenlignet med den nordlige del (Taboada *et al.*, 2018). Det er en udfordring i tolkningen, at andre presfaktorer har ændret sig over tid, og at effekterne kan være tidsforskuet. Ved manipulationseksperimenter kan denne udfordring håndteres ved anvendelse af kontrolforsøg, men generalisering og opskalering af resultaterne kan være en udfordring.

De langsigtede dynamikker giver også en udfordring i anvendelsen af indikatorer. For nogle effekter vil den aktuelle N-belastning (evt. målt med bioindikatorer som N i lav) være den bedste påvirkningsindikator. For andre effekter vil længere tids akkumuleret belastning over tålegrænsen være en bedre påvirkningsindikator (Rowe *et al.*, 2017). Der kan være lang tidsforsinkelelse mellem en ændret påvirkning og effekter på 'endpoint' indikatorer (f.eks. HSI-indeks). Omvendt kan det være vanskeligt at tolke betydningen af en ændring i 'midpoint' indikatorer (f.eks. C / N i førne, skudlængde) uden brug af modelberegninger.

6.1 Gradienter

Gode gradientstudier er primært udført i Storbritannien, der har en tilstrækkelig variation i geografi, N-deposition samt klima-, højde- og driftsformer til at muliggøre nationale studier. (Jones and Power, 2012) fandt i en undersøgelse baseret på data fra 32 engelske heder, at N-deposition påvirker funktionen af hedesystemerne og kan kædes sammen med øget følsomhed over for stress og tab af artsdiversitet.

Et andet britisk gradientstudie på 52 hedeområder med en variation i N-deposition fra 5,9 til 32,4 kg N ha⁻¹ år⁻¹ viste fald i artsrigdom og øget forekomst af kvælstofelskende arter med øget N-deposition. Der blev endvidere fundet påvirkning af C / N i førne og enzym aktivitet (Southon *et al.*, 2013). En anden undersøgelse, der omfattede både hede, græsland, mose, og klit på i alt 135 lokaliteter, viste en konsistent sammenhæng mellem N-deposition og tab af diversitet for mosser, laver, urter og græsser, men stigende dækning af græsser (Field *et al.*, 2014). Det blev desuden rapporteret, at historisk S-deposition (der toppede i '70'erne) stadig kan have en forsinket (legacy) effekt som følge af tab af basekationer og reduceret pH, der kan føre til tab af arter (Roem and Berendse, 2000).

Natural England (2016) gennemførte en analyse af N-effekter baseret på data fra 226 områder indsamlet fra mose, hede, klit og græsland delt på otte perioder. Der blev fundet en væsentlig effekt af N-deposition på vegetation og tab af artsrigdom allerede under den lave ende af den empiriske tålegrænse. En væsentlig del af effekten blev tilskrevet akkumuleret N, hvorfor det blev fundet, at en reduktion i aktuel belastning måske ikke alene vil stoppe tab af arter, men at intensiveret pleje / genopretning kan være nødvendig (Caporn *et al.*, 2016).

Et andet britisk studie på 11 klitområder viste, at N-deposition kan føre til jordbundsudvikling og tab af arter (Jones *et al.*, 2004). Tilsvarende hollandske studier for klit-natur har vist øget græsdominans, påvirkning af jorden med øget humusopbygning og tab af artsrigdom som følge af N-deposition (Kooijman, Besse and R. Haak, 2005)(Remke *et al.*, 2009) (Veer and Kooijman, 1997).

Der er i Holland gennemført en undersøgelse af forandringer i floraen i det tyvende århundrede baseret på 10 millioner registreringer af ca. 1500 karplanter indsamlet i et 1 x 1 km grid delt på tre perioder: 1902-1950, 1975-1988 og 1988-2000. Den mest markante ændring i løbet af undersøgelsesperioden er en nedgang i arter knyttet til næringsfattige naturtyper. Der ses dog en lille stigning i perioden efter 1988, hvor hederestauring er igangsat. (Tamis *et al.*, 2005)

Data fra det britiske 'Countryside Survey' viser et tab af artsrigdom som følge af N-deposition for sur hede og surt græsland og i mindre grad for kalkgræsland (Maskell *et al.*, 2010). N-deposition antages at have betydet et 30% tab af artsrigdom for lysåben natur i Storbritannien, og det vurderes, at empirisk baserede tålegrænser kan være for høje ift. beskyttelse af biodiversitet (Payne *et al.*, 2017). Det vurderes endvidere, at effekten primært skyldes eutrofiering. Der har været en kraftig forsuringpåvirkning fra den tidligere høje svovlbelastning, men data fra 'Countryside Survey' viser stigende pH de sidste 30 år (Reynolds *et al.*, 2013).

I Danmark har et langtidsstudie på to danske heder vist et markant tab af lav som følge af for høj N-deposition, der har medført, at lyngen har vokset sig tæt og nogle steder er erstattet af revling og græsser (Søchting and Degn, 2015).

En analyse baseret på ortofotos fra Danmark fra perioden 1995-2010 viser en reduktion i grå klit på næsten 50% på grund af stigende dominans af buskrig vegetation i klitsystemerne, der kan forbindes med øget N-deposition (Hansen *et al.*, 2016). Naturtypen er formentlig også påvirket af mangel på pleje, der kan omfatte fjernelse af opvækst, græsning, afbrænding, slåning og tørveskrælning (European Commission, 2000c).

Data fra NOVANA-overvågningen viser desuden invasion af bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*) i klit (Nielsen *et al.*, 2011). En undersøgelse af en række områder med klit og indlandsklit i Danmark i forbindelse med LIFE RAHID-projektet viste en øget græsdominans og et tab af karakteristiske arter og biodiversitet, der kunne relateres til N-deposition, fragmentering og ændret hydrologi (Nijssen, Riksen and Sparrius, 2016).

6.2 Tilførselseksperimenter

(Cunha *et al.*, 2002) gennemførte et review af resultater fra N-manipulationseksperimenter fra Storbritannien og Europa. For hede er korttidseffekterne for hedelyng forøget skudtilvækst, kronehøjde og -tæthed, samt øget blomstring

og førne-produktion. På længere sigt er der reduceret rod / skud forhold og accelereret livscyklus (figur 6). Desuden findes forøget følsomhed for stress, tørke, frost, insektskade og græsning. For græsland giver 5-10 års N-tilførsel en ændret artssammensætning med tab af laver, mosser, urter og dværgbuske. Disse kan erstattes af mere kvælstofelskende arter, men som regel ses også et tab af artsrigdom. Desuden er der fundet øget mikrobiel aktivitet og mineralisering. De fleste undersøgelser viser ændringer i stofkredsløb og processer. For vegetationen findes generelt tilbagegang for dværgbuske, fremgang for urter og græs og tab af mosser og laver. En yderligere konklusion er, at naturlig genopretning af tilstanden efter ophør af gødsning kan være meget langsom eller umulig.

Effekter kan findes ved forholdsvis lave niveauer af N-tilførsel. I det britiske netværk af manipulationsforsøg, UKREATE, der består af ni områder med 14 eksperimenter i lysåben natur, blev der fundet effekter allerede på tilførsler af 7,7-10 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Den største effekt blev fundet på tab af mosser og laver, men der blev også fundet en påvirkning af produktivitet og blomstring. (Phoenix *et al.*, 2012).

I et tysk studie over tre år på Lüneburger Heide blev der fundet effekter på skud-tilvækst for lyng og på C / N for lav allerede ved 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹. (Bähring *et al.*, 2017). Baggrundsbelastningen i dette studie var 9 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

Figur 7. Forsøgsområde ved Lild Strand i Nordvestjylland, hvor heden tilføres kvælstof i lave doser, nogle felter slås, og andre er hegnede for at studere effekten af naturlig græsning af rådyr. Forskningen finansieres af Aage v Jensens Naturfond. Eget foto.



Selvom der generelt findes påvirkning af stofkredsløb og processer (for eksempel nitrificering), findes der i disse eksperimenter meget begrænset tab af N ved nitratudvaskning, der kunne give anledning til forurening. (Power *et al.*, 2004) fandt i et tilførselseksperiment med forholdsvis høje N-doser en øget N i løv fra hedelyng, et fald i C / N i førne, men ingen N-udvaskning op til tilførsler på 80 kg N ha⁻¹ år⁻¹. (Härdtle *et al.*, 2007) fandt i et kombineret studie af pleje og N-tilførsel, at nitratudvaskning generelt har meget lille effekt på N-balancen på hede, selvom udvaskningen stiger lidt ved drift / pleje.

6.3 Betydning af P

En del tilførselseksperimenter og andre undersøgelser, der omfatter jordkemi på hede, har inkluderet både N og P. Det generelle billede er, at plantesamfundet på hede oftest er kvælstofbegrænset, og meget få studier viser P-begrænsning. N tilføres i dag fra luften, hvilket kun i meget begrænset omfang er tilfældet for P. Der kan imidlertid ske tab - og omfordeling af P og basekationerne (Ca, K, Mg). En del litteratur rejser spørgsmålet, om akkumulering af N og muligt tab af P kan lede til NP eller P begrænsning, enten generelt eller i forbindelse med begivenheder som plejeindgreb eller billeangreb, hvor N-mineraliseringen er forøget (Riis-Nielsen, 1997). Der er imidlertid ikke empiriske data, der viser, at dette skulle være sket i større omfang.

(Soons *et al.*, 2017) fandt i en meta-analyse af data fra 189 langtids-tilførselseksperimenter med N og P, at N-tilførsel alene på tværs af eksperimenterne har reduceret artsrigdommen af plantesamfundet med 16%, mens P-tilførsel ikke har haft effekt, og kombineret NP tilførsel har reduceret diversiteten på samme niveau som N alene, men med det dominerende bidrag fra N.

(von Oheimb *et al.*, 2010) fandt i et faktorforsøg med N- og P-tilførsel på Lüneburger Heide ikke tegn på et skift fra N-begrænsning til NP-begrænsning. Studiet konkluderede desuden, at N / P ratio i skud, der i mange studier måles som indikator på kvælstofpåvirkning, ikke er egnet som indikator pga. for stor naturlig variation.

(Rowe *et al.*, 2008) undersøgte relationer mellem N-deposition og optag af N, P og K på 202 hedeområder dækkende en gradient i N-deposition. Studiet viste en positiv korrelation mellem N-deposition og optaget af både N, P og K i hedelyng. Der blev desuden, en smule overraskende, fundet en *negativ* korrelation mellem N-deposition og N / P i lyng. Det var imidlertid ikke muligt at afdække den nøjagtige mekanisme bag det forøgede P-optag på baggrund af studiet. Forøget enzymproduktion og / eller mycorrhiza-aktivitet nævntes som muligheder.

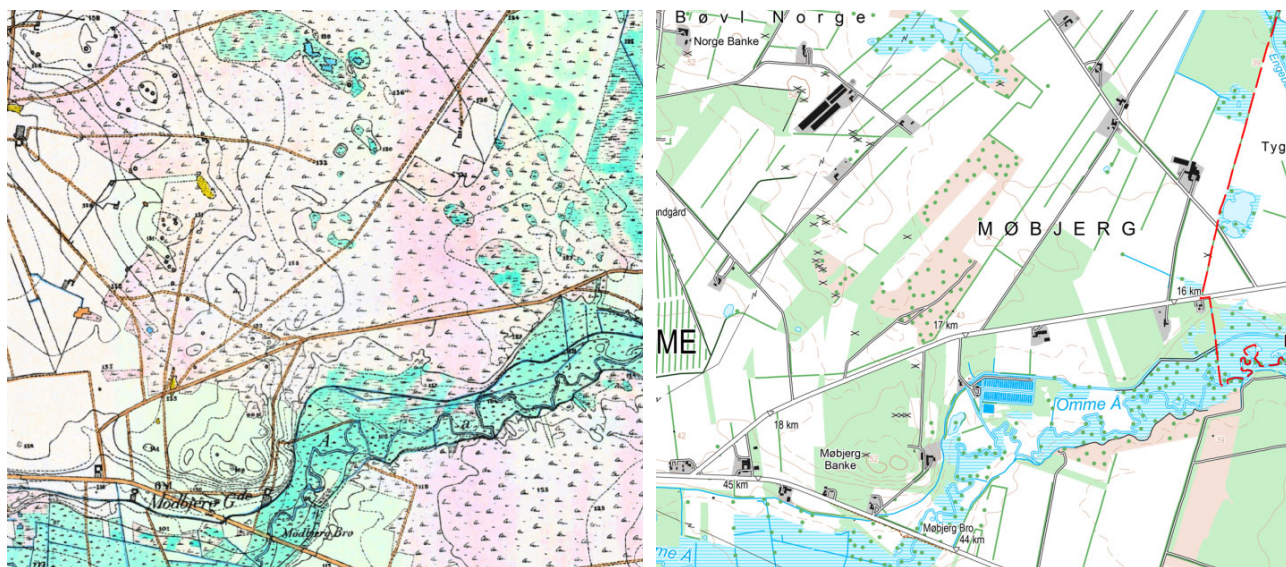
(Vogels, Siepel and Webb, 2015) har peget på, at opretholdelse af struktur, funktion og typiske plantearter måske ikke er nok til at sikre insektfaunaen på et område, idet en del insektarter er afhængige af føde med lavt N / P forhold. (Vogels *et al.*, 2017) fandt en sammenhæng mellem N / P i løv og forekomsten af en række insektarter. Betydningen af næringsstofbalancer undersøges pt også i danske forskningsprojekter.

7 Viden om - og muligheder for - fremtidig drift og pleje

Udnyttelsen af heden som produktionssystem og den drift form, der fulgte med udnyttelsen, er stort set ophørt omkring slutningen af 1800'tallet i Danmark, men så sent som i 1950'erne i dele af Norge (Kvamme et al. 2004). Hedepleje som erstatning for den traditionelle drift er primært startet på en del af hedearealerne fra starten af 1990'erne.

Som beskrevet oven for ved vi i dag, at tidligere tiders hededrift med lokale variationer og tilpasninger har formået at opretholde heden i årtusinder på tværs af udbredelsesområdet i Nordvesteuropa. Driften omfattede en række forskellige aktiviteter, der alle var nødvendige for at vedligeholde heden, herunder hyppige afbrændinger og græsning (Maren and Vandvik, 2009)(Aerts and Heil, 1993)(Haaland, 2003).

I dag er der forskellige og helt andre udfordringer forbundet med opretholdelse af heden med naturpleje, end den situation der eksisterede for bare 150 år siden. Opdyrkning og tilplantning har gjort hedearealerne mindre og mere fragmenterede. Atmosfærisk deposition af svovl, der toppede i starten af 1980'erne, har medført en forsurening og et tab af basekationer. Den atmosfæriske belastning med kvælstof toppede i 1990'erne og er siden faldet noget. Belastningen – og den forholdsvis lange periode uden drift eller pleje – har imidlertid på mange arealer medført en væsentlig akkumulering af kvælstof. Disse forhold giver sammen med den stadig høje N-belastning en række udfordringer, der gør, at det ikke er sikkert, at genindførelse af en drift / pleje, der efterligner tidligere tiders drift, under forholdene i dag vil kunne opretholde heden med dens biologiske, landskabelige og kulturhistoriske værdier.



Figur 8. Mange af de små §3-beskyttede heder har tidligere været en del af et landskab med store sammenhængende områder med hede og mose (rosa og blå). Nogle steder vil disse landskaber kunne genskabes. Kortene viser det samme afsnit af et område i midten af 1800-tallet (tv)⁵ og i dag (th).

⁵ Hhv. topografisk kort og høje målebordsblade, <https://arealinformation.miljoeportal.dk>

7.1 Efterligning af historisk drift med moderne plejeformer

Den historiske hededrift var et dynamisk system, hvor forskellige aktiviteter foregik på større eller mindre dele af heden med intervaller fra få år til mange årtiers mellemrum, som flyttede rundt på eller fjernede næringsstoffer, og som skabte skiftende leverum til forskellige arter. Det har i sagens natur ikke været muligt at foretage empirisk baseret forskning af moderne plejeformer, der omfatter en sådan langsigtet dynamik, idet sådanne studier ville skulle foretages over mange årtier. Dette afsnit bygger derfor mest på studier og videnskabeligt baserede anbefalinger, der kun omfatter enkelte aspekter / effekter af pleje.

Den historiske driftform vil have formet det samfund af arter, der findes på et givet sted, og mange arter vil have tilpasset sig denne driftform (European Commission, 2019). Det anbefales derfor i EU's kommende handleplan for tør hede (4030), at forvaltningen afspejler den historiske drift, hvor den er kendt, og at bevaringsmålsætninger for Natura 2000-områder med habitattypen skal tage hensyn til den historiske driftform. (European Commission, 2019).

Driften skal opfylde de sammensatte krav om kontrol af trævækst og sikring af lyng af forskellig alder, hvilket normalt kræver et system med rotation, hvor det overordnede område opdeles i delområder, der enten slås, græsses eller afbrændes på rotationsbasis. (European Commission, 2019). En driftform, der afspejler den historiske drift, er gennemført på en af de store europæiske heder, Lüneburger Heide, der i dag plejes med plejeformer, der simulerer det tidligere hedebrug (Keienburg and Prüter, 2005).

EU's handleplan anbefaler også, at forvaltningen af et enkelt-områder ikke tilpasses en enkelt arts eller artsgruppes behov, da der kan være indflydelse på andre målsætninger, men at der planlægges en forvaltning, der kan gavne forskellige artgrupper på stedet, idet der dog tages hensyn til forekomsten af lokalt eller nationalt sjældne arter. (European Commission, 2019). Der kan desuden tages hensyn til arter, der har en betydelig rolle for økosystemets struktur eller funktion, for eksempel i nogle tilfælde myrer (Reisler in prep).

Det kan være vanskeligt at etablere en forvaltning, der minder om den historiske driftform på små og fragmenterede hedeområder, og i en ganske anden kulturel kontekst end tidligere tider. Det kan derfor være hensigtsmæssigt at udvikle forvaltningsstrategier på landskabsskala. Dette vil kræve koordinering af planlægning og forvaltning på tværs af områder og i nogle tilfælde landegrænser (European Commission, 2019).

Der eksisterer få studier af hedepleje, der efterligner tidligere tiders driftsformer, men en del studier af og rådgivning vedrørende effekten af de enkelte plejeformer separat. En del studier har fokuseret på næringsstofbalancer og kvælstoffjernelse (se neden for). Andre har fokuseret mere på den direkte påvirkning af flora og fauna. Dertil kommer, at de forskellige undersøgte områder vil have en forhistorie med en varierende periode uden drift / pleje, varierende grad af kvælstofbelastning, samt at der ofte vil være gennemført andre som rydning af træer og opvækst.

En meta-analyse af data fra 266 publicerede forsøg med græsning af hede viser, at græsning generelt øger andelen af græs i forhold til dværgbuske (Newton *et al.*, 2009). Hvis heden samtidigt fornyes ved slåning, brænding eller tørveskræling, kan græsning forsinke degenerering af heden (Gimingham, 1992)(Aerts and Heil, 1993), og græsning kan i en periode medvirke til at fastholde dækning

af lyng (Buttenschön and Buttenschön, 2015) og bevare artsdiversiteten (Piessens, Aerts and Hermy, 2006) (Rupprecht, Gilhaus and Hölzel, 2016). Græsning alene favoriserer imidlertid ofte græs og initierer en udvikling mod overdrev, specielt ved for højt græsningstryk, hvor både græs og hedelyng bides ned, og heden udvikler sig mod græsslette. (Degn, 2016). Græsning forhindrer desuden ikke på længere sigt, at heden springer i krat og skov (Bokdam and Gleichman, 2000).

Græsning skal derfor styres omhyggeligt og tilpasses det enkelte naturområde. Lyng er følsom for trampning, så kvæg kan være problematisk. Våd hede kræver mindre pleje, for eksempel let græsning med heste eller kvæg, mens heder med lav kun bør græsses af får (Gimingham, 1992)(Aerts and Heil, 1993). (Veer and Kooijman, 1997) anbefalede på baggrund af et studie i hollandsk klitnatur, at slåning eller græsning med tunge dyr kan være nødvendig for at forhindre klitten i at springe i græs på grund af for høj N-belastning.

Der findes kun enkelte studier af langtidseffekten af græsning; disse er mest anekdotiske (Rupprecht, Gilhaus and Hölzel, 2016), og der er kun lidt systematisk viden om effekter på landskabsstruktur og forholdet til bevaringsmål (Bokdam and Gleichman, 2000).

Et hollandsk forsøg over 10 år med anvendelse af græsning med fritgående kvæg til at forbedre / genoprette tilstanden på seks hedeområder med forskelligt udgangspunkt viste, at græsningen ikke gav reduktion i græsdækning, men i de fleste tilfælde yderligere invasion af græs. Der blev desuden fundet opvækst af fyr og birk. På et område, hvor udgangspunktet var ung hede på et tørveskrælet areal, blev der fundet et fald i artsrigdom over de 10 år. Det blev konkluderet, at kvæggræsning på længere sigt kan skabe en dynamisk træ-græs-hede mosaik, men dette er ikke direkte understøttet af de empiriske data og flugter ikke med målet med forsøget, der var at genoprette heden (Bokdam and Gleichman, 2000).

I nogle tilfælde kan græsningstrykket fra vildt-græsning modsvare, hvad der anvendes ved naturpleje. En undersøgelse af effekten af græsning af hjorte på et militær-terræn i Tyskland viste, at hjortene i græsningsintensitet svarer til 0,54 DE på græsland og 0,45 DE på hede (Riesch *et al.*, 2019). Der kan dog være en væsentlig forskel i fjernelse af næringsstoffer mellem vildt-græsning og græsning som naturpleje (jf. afsnit 7.2 om kvælstoffjernelse).

Der er foretaget flere studier af hedeafbrænding, blandt andet ud fra en hypotese om, at diversiteten kan mindskes ved udbredt og hyppig brug af afbrænding. Dette ser imidlertid ikke ud til at være tilfældet. Et studie af afbrænding af områder spredt over en 470 km klimagradient i Norge viste en øget diversitet på lokalitetsniveau og langs klimagradienten. Lokalt blev der fundet mindre forskel på tør- og våd hede lige efter brand (Velle *et al.*, 2014). (Green *et al.*, 2013) viste som opfølgning på en brand-hændelse på et område, hvor der var foretaget gødskningseksperimenter, at selvom N-puljen reduceres, består forskelle i næringsstoftilgængelighed, og ændringer i mikrobiologi og ændres ikke på længere sigt af en brandhændelse. (Maren and Vandvik, 2009) undersøgte en 24-års tidsserie efter brand og fandt, at traditionel afbrænding ikke har negativ effekt på frøpuljen.

7.2 Kvælstoffjernelse

En helt afgørende faktor for opretholdelse af heden i dag er håndtering af den kvælstofakkumulering, der er sket de sidste 50-100 år samt modvirkning af effekterne af den fortsat mange steder for høje kvælstofbelastning. (Jones *et al.*, 2017a) konkluderede på baggrund af et omfattende review af studier af forvaltning af hede, at N-deposition er en væsentlig årsag til tab af biodiversitet og er afgørende for, hvad der vil være den mest hensigtsmæssig forvaltning af beskyttede lokaliteter. Denne anbefaling er på linje med danske og europæiske anbefalinger (Degn, 2016)(Schmidt and Gundersen, 2018) (Damgaard *et al.*, 2007)(Buttenschön, 2007)(European Commission, 2019).

Flere studier, der sammenligner forskellige plejeformer på områder med høj N-belastning, viser, at mange drift / plejeformer kan forbedre habitaternes egnethed for typiske arter, men kun tørveskrælning, høj intensitet afbrænding (for hede) og høj-intensitets slåning (for græsland) effektivt kan modvirke effekter af høj N-belastning. (Jones *et al.*, 2017a) (Keienburg and Prüter, 2005)(Schmidt and Gundersen, 2018). Græsning fjerner mindst kvælstof og kan ikke på lang sigt kompensere for atmosfæriske N-belastning eller alene forbedre arealernes kvælstofbalance. (Schmidt and Gundersen, 2018). Høj-intensitetstiltag kan derfor være et nødvendigt redskab til bevarelse af et langsigtet afbalanceret N-budget på heder (Härdtle *et al.*, 2006).

I områder med stor N-belastning eller -akkumulering kan det være nødvendigt med indgreb, der i intensitet langt overgår den driftform, vi forventer har været gældende i forhistorisk og historisk tid for at opretholde heden. (Wamelink *et al.*, 2007) fandt, at det for en del hollandske heder i dag er nødvendigt at tørveskrælle hvert 20. år for at opretholde heden. Dette er på linje med (Verburg *et al.*, 2012), der anbefaler skrælning / fjernelse af det øverste tørvelag med en frekvens på 1 / 20 til 1 / 30 år, i områder hvor kvælstofbelastningen er større end 1,2 x tålegrænsen.

På Lüneburger Heide er det nødvendigt med afbrænding hvert femte år for at modvirke akkumulering af N som følge af den aktuelle belastning (der i niveau svarer til belastningen på mange danske heder) (Keienburg and Prüter, 2005).

Højintensitets drift / plejeformer og intensiveret brug heraf er imidlertid langt fra uproblematisk. Plejen kan påvirke følsomme arter, jordbundsprocesser og frøpulje og medføre tab af kulstof og andre næringsstoffer fra jordbunden (Jones *et al.*, 2017a). For nogle arter er den nødvendige tid til at vende tilbage efter indgreb længere end den nødvendige frekvens af indgreb, og arter vil derfor gå tabt på grund af højintensitets pleje (Wamelink *et al.*, 2007). Et andet problem kan vedrøre homogenisering af de intensivt drevne / plejede områder, der kan have betydning for insektfauna (Maes *et al.*, 2017).

Det er endvidere forbundet med en række problemer i forhold til bevarelsen af kulturhistoriske spor, som bør være med i overvejelserne, før man vælger én plejeform frem for en anden. Selvom tørveskrælning kun foregår i den tørv, der løbende dannes ovenpå blegsandet, kan meget følsomme kulturspor som 'hulbælter', fossile markoverflader og husgulve gå tabt herved. Det vil derfor vil endvidere være nødvendigt med udstrakt hensyn til kulturspor og mulige arkæologiske værdier (se nedenfor afsnit 8 om naturgenopretning).

For lav intensitet af pleje giver på den anden side andre problemer. Et studie af effekten af stop for tørveskrælning på et militært område i Holland efter

1994 viste, at den overordnede effekt havde været aldring af heden og tilbagegang af hedearter (insekter, krybdyr). Det blev desuden konkluderet, at græsning alene ikke er tilstrækkelig til at opretholde heden (Haveman, Van der Berg and Van der Wijngaart, 2014)

En passende forvaltning ved høj N-belastning eller -akkumulering kræver derfor en vurdering af forskellige skadevirkninger på kort og lang sigt (Jones *et al.*, 2017b). Plejeformer, der ikke fjerner biomasse eller topjord, fjerner ikke nok N, men intensiv pleje / restaurering med henblik på at fjerne N kan skade habitatet og kulturhistoriske spor (Stevens *et al.*, 2013). Selvom tiltag til at modvirke N-effekter på kort eller lang sigt kan give en negativ påvirkning på nogle arter eller strukturer, skal dette imidlertid balanceres imod den ofte større skade på naturindholdet, der vil opstå på længere sigt, hvis disse foranstaltninger ikke træffes (Jones *et al.*, 2017b).

De bedste resultater for artsdiversiteten under høj kvælstofbelastning forventes at kunne opnås ved at kombinere græsning og mindre intensiv slåning eller fjernelse af træer og buske med mere intensive metoder som afbrænding, slåning og tørveskrælning på mindre områder. Næringsstoffjernelsen med græsning afhænger meget af græsningssystemet og kan for eksempel optimeres ved at have dyrene på stald om natten (Damgaard *et al.*, 2007). Næringsstof-tab og -ubalancer kan til dels modvirkes ved valg af driftsform. Brænding fjerner mest N ift. andre næringsstoffer. (Schmidt and Gundersen, 2018) (Härdtle *et al.*, 2006)

De forskellige problemer forbundet med intensiveret pleje med henblik på N-fjernelse betyder, at det er meget væsentligt hurtigt at reducere belastningen til et niveau under tålegrænsen.

Det kan desuden bemærkes, at der også kan være juridiske problemer forbundet med at anvende intensiveret pleje til at tillade en N-belastning over tålegrænsen. Det hollandske PAS system, der er baseret på en sådan tilgang, er fundet juridisk problematisk, fordi der mangler afgørende evidens for de langsigtede effekter, og fordi forsigtighedsprincippet skal finde anvendelse ved (konsekvens-)vurdering af påvirkninger på Natura 2000-områder (Schoukens, 2015). Systemet er for nylig kendt ulovlig af den Hollandske højesteret, og der arbejdes på et nyt godkendelsessystem.

8 Naturgenopretning

Restaurering / genopretning af tør hede er nødvendig i mange EU-lande og regioner for at forøge arealet, forbedre bevaringsstatus (struktur og funktion) og for at modvirke effekten af habitatfragmentering (European Commission, 2019). Dette er, som beskrevet ovenfor, også tilfældet i Danmark. Det samme gælder restaurering af surt overdrev (6230), der kan omfatte nogle af de samme metoder (European Commission, 2000b), men fremstillingen her fokuserer på hede.

Naturgenopretning af hede er siden 1990'erne foretaget på en del tidligere hedearealer, specielt i Holland og Belgien (figur 6 og 11). Der er lidt flere langtidsstudier af naturgenopretning, end det er tilfældet for naturpleje (forrige afsnit).

Som beskrevet i indledningen kan pleje og genopretning i nogen udstrækning ses som to sider af samme mønt, idet de anvendte metoder for både pleje og genopretning i stor udstrækning afspejler forskellige aspekter af den driftsform, der historisk har skabt og opretholdt heden. Der er imidlertid stor forskel på, hvordan den moderne hedepleje og naturgenopretning gribes an. I Holland og Belgien er der foretaget naturgenopretning på store arealer, blandt andet med tørveskrælning (jf. nedenfor), men tørveskrælning betragtes også som en del af hedeplejen (Aerts and Heil, 1993), selvom den nødvendige frekvens på grund af kvælstofbelastning i dag er langt over den historiske drift (Wamelink *et al.*, 2007). I Danmark har tørveskrælning kun i meget beskedent omfang været brugt i den moderne hedepleje (Degn, 2016), og analyser af plejebehov og –omkostninger har udelukkende omfattet slåning og græsning (Nygaard *et al.*, 2011)(Dubgaard *et al.*, 2012)(Hasler *et al.*, 2012).

Figur 9. §3-hede, hvor der har været ryddet opvækst, men hvor grene mv. er efterladt. Eget foto.



Naturgenopretning kan ses som et svar på det hastige og drastiske tab af areal med hede (og anden næringsfattig, lysåben natur). Naturgenopretning er dyr og kan være svær eller umulig (jf. nedenfor), og det er derfor væsentligt at fokusere indsatsen.

Selvom baggrundbelastningen med kvælstof er faldende og på længere sigt kan komme under tålegrænsen for en større del af hedearealet - og selv hvis der blev indført relevant pleje på en stor del af hedearealet - ville der stadig være behov for naturgenopretning på store arealer for at genoprette det areal, der er beskyttet som habitatnatur.

(Stevens, 2016) foretog et review af studier vedrørende restitution efter økosystemforandringer som følge af kvælstofbelastning, der viste, at artssammensætning af vegetation og jordbundssamfund kan være meget langsom at genoprette, og at økosystemerne ofte vil nå en ny stabil tilstand, hvorfra genopretning vil være nødvendig. (Edmondson *et al.*, 2013) foretog en opfølgning syv år efter ophør af et eksperiment med N-tilførsel, der viste, at selvom dele af kemi- og stofkredsløb var restitueret, var der efter syv år ingen bedring for mosser og laver. Det kan ved genopretning være nødvendigt at anvende en målsætning, der er en balance mellem en ønsket – og mulig tilstand (Nijssen, Riksen and Sparrius, 2016).

(Diaz *et al.*, 2013) Viste i et studie med genbesøg på 150 hedelokaliteter i Dorset, som tidligere var blevet undersøgt i 1930'erne, at γ - og α -diversitet var reduceret over tid, fordi områder var sprunget i græs eller skov. For de plots, der stadig var intakt hede, var β -diversiteten reduceret. Men selv mindre områder, der ikke længere havde tydelig karakter af hede, bidrog til diversiteten – og opretholdelsen - af naturtypen på landskabsskala (Diaz *et al.*, 2013).

Figur 10. Sildebensskræb på Randbøl Hede. (Degn, 2016).



Hede er en af de arealanvendelser, der bedst har bevaret oldtidsminder. Hvis områderne når en tilstrækkelig dårlig tilstand, f.eks. som følge af mere intensiv landbrugsmæssig drift, kan det være nødvendigt at anvende genopretningsmetoder som dybdepløjning eller skrælning til stor dybde, hvis heden skal genetableres. Det kan betyde, at genopretning ikke vil være mulig eller vil medføre tab af de arkæologiske værdier. (Hawley *et al.*, 2008) (Reilly, 2015)

Det vil være væsentligt at (gen)skabe større, sammenhængende områder, i) på grund af den landskabelige og kulturhistoriske værdi, og fordi, ii) den nødvendige drift / pleje er vanskelig at gennemføre på små og fragmenterede områder, iii) fragmentering i sig selv er en trussel mod tilstanden, iv) den gennemsnitlige kvælstofbelastning vil være mindre på større områder, og v) sammenhæng i landskabet og spredningsveje kan være væsentlig for bevarelse af sjældne dyre og plantearter.

Kun ganske få videnskabelige studier har undersøgt betydningen af den samlede størrelse på hedeområdet, sammenhæng i landskabet og indsatsen af naturpleje og genopretning på større skala for naturtypens samlede tilstand og udvikling. (Forup *et al.*, 2008) viste, at pollinatorer let indfinder sig på restaurerede områder og ikke behøver at komme fra hede, men andre arter har formentlig større krav til sammenhæng i landskabet.

8.1 Muligheder og metoder

Udgangspunktet for naturgenopretning vil (oftest) være områder, hvor naturtypen har eksisteret tidligere. Det kan være vanskeligt og tidskrævende eller nogle steder umuligt at skabe erstatningsnatur for hede i god tilstand (Nygaard, Oddershede and Høye, 2018). I Jylland har heden som beskrevet tidligere fyldt 40% af arealet, i nogle sogne op til 90%, så der er i princippet mange arealer, der kan naturgenoprettes som hede. Der er imidlertid stor forskel på, hvor let det vil være, afhængigt af, om heden er sprunget i græs eller skov, om den har været græsset med tilskudsfodring og eventuelt gødskning, er plantet til som plantage, eller har været drevet som landbrugsland i om drift. Der vil endvidere være forskelle i mulighederne for genopretning afhængigt af tidsperioden siden, der har været fungerende hedevegetation på området, akkumuleret N fra atmosfærisk belastning, og naturgivne forhold som jordbund og nedbør.

Der er i Danmark ikke mange erfaringer med naturgenopretning af hede, der har været opdyrket eller tilplantet som plantage. Der har fra 1999 til 2014 været foretaget et forsøg med genopretning af tilstanden på en del af Randbøl hede syd for Billund, der har været tilgroet med blåtop (*Molinia caerulea*). Effekten af 15 forskellige tiltag blev evalueret efter 6 og 12 år. Kun skrælning, eventuelt kombineret med afbrænding, viste sig effektiv på lang sigt. Græsning, slåning, fræsning og afbrænding eller slåning kombineret med afbrænding viste ingen effekt efter 12 år, selvom en del af behandlingerne havde vist en effekt efter 6 år (Degn, 2014). (Britton *et al.*, 2000) fandt i et tilsvarende forsøg på reduktion af bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*), at tørveskrælning virkede bedst, mens slåning alene ikke virkede. (De Graaf *et al.*, 1998) fandt i et forsøg på genopretning af tilstanden på hede og surt græsland, at restaurering af jordbundsforhold er nødvendig, men at N-belastningen også må nedbringes, og at tilgængeligheden af frøkilder er vigtigt.

Genopretning af hede på områder, der har været anvendt til mere intensiv landbrugsdrift er vanskelig og vil kræve, at pH- og næringsstofftilgængelighed i topjorden reduceres. Det kan ske enten ved fysisk fjernelse af topjorden eller ved kemisk påvirkning, for eksempel forsuring med svovl (Tibbett *et al.*, 2019). Det kan være nødvendigt med fjernelse af træer og løbende reduktion af spiring af krat og træer, samt udryddelse af invasive arter. Det kan være nødvendigt at tilføre hedetørv, -topjord eller -førne som frøkilde (European Commission, 2019).

(Walker *et al.*, 2004) evaluerede en række forsøg på genopretning af hede på 37 områder dyrket land, kulturgræsland og nåleplantage i Sydengland. Genopretning viste sig meget svær på landbrugsland, men lettere på nåletræsplantager, hvor salg af træ også kunne bidrage til at dække omkostningerne. (Allison and Ausden, 2006) fandt tilsvarende ved et restaureringsforsøg på ryddet skov i et 12-års eksperiment, at der var regenerering af lyng, også i

kontrollforsøget. Der blev dog fundet hurtigere etablering af lyng ved skrælning til forskellig dybde og tilførsel af klippet lyng. Studiet peger også på mulige langtidseffekter af akkumuleret N.

(Kooijman *et al.*, 2016) evaluerede forsøg på restaurering af forskellige naturtyper fra landbrugsland i Holland efter 18-25 år. De fandt, at der ved restaurering af hede ikke var opnået en tilstrækkelig dækning af lyng, og at den resterende P-pulje stadig var for stor selv efter fjernelse af topjord. Et tilsvarende resultat blev rapporteret efter et forsøg på genopretning af hede på tidligere dyrket land i Luxembourg (Wolff *et al.*, 2017).

(Pywell *et al.*, 2011) fandt i et forsøg på genopretning af hede fra græsland over 17 år, at genopretning havde været meget vanskelig, og at den eneste effektive metode i dette studie var udskiftning af græstørv med tørv fra hede taget fra et nærtliggende hedeområde.

Der findes imidlertid også en del rapporterede eksempler, hvor det er lykkedes at genetablere hedevegetation på tidligere dyrket land og intensivt udnyttet græsland (Allison and Ausden, 2004). (Diaz, Green and Evans, 2011) fandt, at både jordforsuring med svovl og fjernelse af topjord kan anvendes til restaurering af landbrugsland til hede, men at der var store forskelle i det resulterende system og mulige toksiske effekter af mobiliserede metaller på de forurede områder. (Verhagen *et al.*, 2016) fandt som opfølgning på hollandske forsøg med genopretning af hede fra landbrugsland, at det var lykkedes at reetablere hede, men at der efter 9 år stadig manglede mange arter.

Figur 11. Område i Belgien, hvor der er udført forsøg med genopretning af hede over 10 år. På området til venstre for vejen er der fjernet opvækst og området er afgræsset gennem 10 år. På området til højre for vejen er der foretaget tørveskrælning. Eget foto.



9 En forvaltningsstrategi for hede

Heden er af mange grunde en vigtig naturtype i Danmark; den er samtidig en af de mest pressede naturtyper og en af de naturtyper, hvor plejebehovet i mindst grad opfyldes af den løbende indsats. Der vil være brug for en langt større og mere systematisk indsats, hvis heden som naturtype skal bevares i Danmark, og endnu større indsats hvis muligheden for at opnå gunstig bevaringsstatus for habitattyperne skal opretholdes. En sådan indsats kunne lægge sig op af EU's kommende handleplan for bevarelse af tør hede (European Commission, 2019).

Handleplanen lægger op til, at der skal sættes bevaringsmål på biogeografisk niveau, og nationale og lokale forvaltningsplaner skal understøtte disse målsætninger. Variationen i klima, geologi og topografi giver betydelig variation i hedens biodiversitet, der ikke kan beskyttes i et eller få områder alene. Samtidigt lægger handleplanen op til, at det er vigtigt at bevare heden i hele udbredelsesområdet, både af hensyn til bevarelse af biodiversitet og kulturhistoriske værdier (European Commission, 2019). De væsentligste anbefalinger er gengivet neden for (European Commission, 2019):

- Bevaringsmål, der er defineret på det biogeografiske område, skal oversættes til mere specifikke mål for de enkelte lande og derefter på lokalitetsniveau. Prioriterede steder og områder kan identificeres og prioriteres både i og uden for Natura 2000-netværket.
- Bevaringsmål på stedniveau skal fastsættes med henblik på at maksimere lokaliteternes bidrag til opnåelse af gunstig bevaringsstatus på nationalt, biogeografisk eller europæisk niveau.
- Afhængigt af dækningen af de enkelte naturtyper inden for Natura 2000-netværket kan det være nødvendigt, at planerne omfatter indgreb uden for de beskyttede områder for at sikre naturtypens langsigtede bevaring, økologiske variation og tilstrækkelige forbindelsesmuligheder på tværs af områder samt for bevarelse af arter tilknyttede habitattypen.
- En regelmæssig forvaltningspraksis er nødvendig for vedligeholdelse af habitattypen i god stand.
- Forvaltningspraksis skal afstemmes efter lokale forhold og den historiske driftsform.
- Planlægning af den lokale indsats kræver en detaljeret undersøgelse af de lokale forhold omfattende både økologiske og socioøkonomiske aspekter med henblik på at identificere de bedste teknikker og metoder til at vedligeholde eller genoprette habitatet, herunder de lokalt tilgængelige ressourcer og mulighed og mulige hindringer for at nå de konkrete mål.
- Det kan være nødvendigt at tilpasse forvaltningen til behovene hos bestemte (truede / beskyttede) arter afhængigt af bevaringsmålene for lokaliteterne.
- Naturgenopretning eller skabelse af nye områder med naturtypen kan være nødvendigt i nogle situationer. En vurdering af gennemførligheden bør inddrage relevante eksperter (i for eksempel jord, hydrologi og økologi); og der bør udarbejdes en konkret genopretningsplan.
- Man bør forsøge at udvikle former for drift / pleje, der er en bæredygtig del af en selvstående økonomi, og som varetages af de lokale befolkninger.

Anbefalingerne afspejler, at handleplanen er en del af Natura 2000-processen, hvor fokus er bevarelse af biodiversitet og naturværdier. En national bevaringsplan for hede eller forvaltningsplaner på lokalt niveau må også inddrage andre hensyn som landskabsværdi og kulturhistorie.

Naturbeskyttelsesdirektiverne er en del af EU's samlede biodiversitetsstrategi. Andre elementer i strategien er restaurering af økosystemer og opbygning af grøn infrastruktur, samt mere bæredygtigt landbrug, skovbrug og fiskeri, kontrol af invasive arter og bidrag til global beskyttelse af biodiversitet (European Commission, 2009). På nationalt plan kunne elementer som restaurering af økosystemer og opbygning af grøn infrastruktur også være væsentlige for bevarelsen af heden som naturtype. Det er imidlertid kun naturdirektiverne og forordningen om invasive arter, der er udmøntet i EU lovgivning. De øvrige elementer i EU's biodiversitetsstrategi er overladt til medlemslandene eller forsøges opnået gennem andre politikker, specielt landbrugspolitikken (CAP), der pt er under revision. Revisionen forventes at gøre det nemmere at anvende støttemidler til naturindsats og naturpleje (European Commission, 2014).

Implementering af naturdirektiverne er en forpligtigelse for medlemslandene uafhængigt af de nødvendige omkostninger eller 'cost-benefit' betragtninger. Ved planlægningen af en national indsats kan der imidlertid være brug for at inddrage økonomiske aspekter i en prioritering af indsatsen. Der er flere relevante områder, hvor en prioritering kan være relevant: i) prioritering af indsats mellem naturtyper, ii) afvejning af omkostninger mellem natur- og luftforureningsindsats, iii) afvejning af omkostninger mellem natur- og klimaindsats, og iv) afvejning mellem indsats nu eller senere.

En egentlig 'cost-benefit' analyse, der afvejer plejeomkostninger mod (tab af) økosystemtjenester, er vanskelig for hede, fordi de væsentligste økosystemtjenester knytter sig til eksistensværdien, den æstetiske og kulturhistoriske værdi og betydningen for biodiversitet (Jones *et al.*, 2014). Behovet for 'cost-benefit' analyser er imidlertid også begrænset i forhold til beskyttelse af habitatnaturen, fordi samfundet gennem Habitatdirektivet allerede har forpligtet sig til at sikre bevaringsstatus - og at afholde de nødvendige udgifter.

Det er som beskrevet en forholdsvis beskeden del af den hidtidige naturindsats, der har været rettet mod bevarelse af hede. Dette er formentlig ikke en følge af en overordnet prioritering, men en mere tilfældig følge af en række andre forhold, som måden EU's tilskudsmidler anvendes nationalt og samspillet mellem forskellige aktører og interessenter. Der er på EU-plan opmærksomhed på behovet for naturpleje af naturtyper som hede og overdrev, og bedre muligheder for anvendelse af HNV støtte vil formentlig blive en del af den kommende revision af landbrugspolitikken (CAP), (European Commission, 2014).

Luftforureningspolitikker på europæisk og national plan (UNECE, Luftkonventionen og EU's Emissionsloft-direktiv, national ammoniakreguleringen) har blandt andet til formål at beskytte naturen mod effekter af luftforurening. Et hollandsk studie har vist, at emissionsreduktioner som følge af det første Emissionsloftdirektiv har betydet en reduktion i plejeomkostninger på 78 €/ha for hede (Wamelink *et al.*, 2007).

Der kan i nogle tilfælde være synergier mellem natur- og klimapolitik. Hedeområder, specielt våd hede, har vist sig at være en af de mest effektive naturtyper i forhold til kulstoflagring (Leifeld and Menichetti, 2018)(de Vries *et al.*, 2009)(Field *et al.*, 2017).

Der vil være en væsentlig afvejning mellem indsats nu og indsats senere, fordi genopretning af hede kan være vanskelig og dyr. Der kan desuden være behov for prioritering af, på hvilke områder, der først skal ske en indsats (Strange *et al.*, 2007). Plejeomkostninger med billigste plejeform er i Danmark opgjort til i størrelsesorden 2500 kr. / ha (se ovenfor), hvortil der for hede vil komme udgifter til andre plejetiltag (brænding, tørveskrælning), der skal foregå med meget lavere frekvens. Dette kan sammenholdes med mulige omkostninger til naturgenopretning, der for hede kan overstige 200 000 kr. / ha, hvor hede forsøges genskabt fra landbrugsland (Verburg *et al.*, 2012). Dertil kommer, at kontinuitet i naturplejen er væsentlig for at beskytte de særlige strukturer (vegetationsstruktur, jordbund), der udvikles ved den anvendte driftform / plejemetode (Schmidt and Gundersen, 2018) (European Commission, 2019).

Den langsigtede bæredygtighed af en kommende drifts- / plejeindsats kan (jf. Kommissionens anbefalinger ovenfor) styrkes ved at udvikle drifts- / plejeformer, der er en del af en lokal, selv bærende økonomi. I Holland er begrebet hede-landbrug udviklet for at hjælpe med at genoprette driftsformer, der afspejler det historiske system med indmark og udmark, men på en måde, der er socialt og økonomisk bæredygtigt under nutidige forhold (Woestenburg, 2018). Også ved naturgenopretning kan indtænkning af økonomien hjælpe med at sikre indsatsen - rydning af plantager kan for eksempel delvist betales ved salg af det fældede træ (Hawley *et al.*, 2008).

Det er vigtigt, at handleplaner følges op af relevant overvågning, og at der sikres en videnskabelig opfølgning både på handleplaner og på lokal forvaltning og projekter (European Commission, 2019). Der er i forbindelse med EU LIFE-projekterne udviklet et beslutningsstøttesystem, PROMME (Problem, Reason, Objective, Measure, Monitoring and Execution), der vil kunne anvendes til opfølgning (Brouwer *et al.*, 2005) (Nijssen, Riksen and Sparrius, 2016).

Det er desuden vigtigt, at den videnskabelige viden bliver tilgængelig for de involverede praktikere. En meta-analyse af data fra 266 publicerede forsøg med græsning viste en klar modsætning mellem den eksisterende videnskabelige viden om effekter af græsning og opfattelsen hos involverede praktikere / naturforvaltere (Newton *et al.*, 2009)(Reilly, 2015).

9.1 Anbefalinger

Den eksisterende viden om bevaring og genopretning af hede er nedenfor sammenfattet i 12 anbefalinger til den fremtidige forvaltning af hede i Danmark:

1. Naturpleje og naturgenopretning bør udvides til at omfatte størstedelen af arealet, der er beskyttet som §3 hede for at sikre gunstig bevaringsstatus for heden. En sådan indsats kunne lægge sig op af EU's kommende handleplan for bevarelse af tør hede.
2. Det er vigtigt, at handle- og forvaltningsplaner følges op af relevant overvågning, og at der sikres en videnskabelig opfølgning både på nationale handleplaner og på lokal forvaltning og projekter.

3. Det vil være billigst at sætte ind i tide med en nødvendig indsats og naturpleje på områder, der endnu ikke kræver egentlig naturgenopretning.
4. Det er afgørende, at kvælstofbelastningen hurtigt bringes under tålegrænsen, samt at hensyn til kvælstoffjernelse inkluderes ved planlægning af forvaltningen. Kvælstofbelastningen kan reduceres både ved dansk regulering og gennem internationale aftaler, som kommende revisioner af NEC-direktivet.
5. Forvaltningen af de enkelte hedeområder bør afspejle den historiske drift, der kombinerer lavintensive plejeformer som græsning med mere intensive plejeformer som afbrænding, slåning og tørveskrælning på mindre områder. I vurderingen af egnede plejemetoder på de enkelt (del)områder bør forhold som biodiversitet, landskabelig værdi og sikring og bevarelse af kulturhistoriske spor spille en afgørende rolle.
6. Det kan være nødvendigt at justere intensiteten af drift / pleje for at tage højde for kvælstofbelastningen, og / eller effekten af akkumuleret kvælstof.
7. Det vil være vigtigt at genskabe og sikre varig opretholdelse af store og sammenhængende hedeområder, både af hensyn til kulturhistoriske og landskabelige værdier og for at sikre økologisk resiliens.
8. Genskabelse af større sammenhængende hedeområder kan ske ved naturgenopretning i forbindelse med en udvidelse af det samlede naturareal. Hvis det er nødvendigt at etablere erstatningsnatur for små hedeområder, der ikke kan naturgenoprettes som hede, kan dette desuden med fordel ske i tilknytning til større, eksisterende hedeområder.
9. De små hedeområder spredt i landskabet må sikres beskyttelse og pleje. Områderne er vigtige for opretholdelse af naturtypen, fordi de små områder bidrager til naturtypens samlede areal og de tilknyttede arters mulighed for at sprede sig i landskabet.
10. Der findes væsentlige landskabelige og kulturhistoriske værdier knyttet til heden, som bør indtænkes i forvaltningen.
11. Forvaltningsstrategier bør omfatte en større (landskabs)skala ved prioritering af naturgenopretning frem for kun at fokusere på enkeltområder. Naturgenopretningen bør målrettes mod at skabe større, sammenhængende naturområder og sikre spredningsveje for arter. Det er væsentligt, at der også skabes større sammenhængende områder af lysåben natur.
12. Naturgenopretning på nåleplantager på tidligere hedejord er lettest og billigst og bør derfor prioriteres i forhold til landbrugsområder, der har været i omdrift, og hvor genskabelse af hede kan være umulig eller meget langvarig og omkostningskrævende.

10 Referencer

Aerts, R. and Heil, G. W. (1993) *Heathlands. Patterns and Processes in a changing Environment*.

Alkemade, R. *et al.* (2009) 'GLOBIO3: A framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss', *Ecosystems*, 12(3), pp. 374–390. doi: 10.1007/s10021-009-9229-5.

Allison, M. and Ausden, M. (2004) 'Successful use of topsoil removal and soil amelioration to create heathland vegetation', *Biological Conservation*, 120(2), pp. 221–228. doi: 10.1016/j.biocon.2004.02.017.

Allison, M. and Ausden, M. (2006) 'Effects of removing the litter and humic layers on heathland establishment following plantation removal', *Biological Conservation*, 127(2), pp. 177–182. doi: 10.1016/j.biocon.2005.08.008.

Alonso, I., Hartley, S. E. and Thurlow, M. (2001) 'Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime', *Journal of Vegetation Science*, 12(2), pp. 249–260. doi: 10.2307/3236609.

Bähring, A. *et al.* (2017) 'Ecosystem functions as indicators for heathland responses to nitrogen fertilisation', *Ecological Indicators*. Elsevier Ltd, 72, pp. 185–193. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.08.013.

Bak, J. (2014) 'Critical loads for nitrogen based on criteria for biodiversity conservation', *Water, Air, and Soil Pollution*, 225(11). doi: 10.1007/s11270-014-2180-x.

Bak, J. and Damgaard, C. F. (2018) *Mulig metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser for kategori 3 natur*.

Bak, J. L. (2013) *Tålegrænser for dansk natur*, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Available at: <http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>.

Berendse, F. (1998) 'Effects of dominant plant species on soils during succession in nutrient poor ecosystems', *Biogeochemistry*, 42(73–78).

Bobbink, R. and Hettelingh, J. P. (2011) 'Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010'.

Bokdam, J. and Gleichman, J. . M. (2000) 'Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland', pp. 415–431.

Van Breemen, N. and Finzi, A. C. (1998) 'Plant-soil interactions: ecological aspects and evolutionary implications', *Plant-induced soil changes: Processes and feedbacks*, 4(1994), pp. 1–19. doi: 10.1007/978-94-017-2691-7_1.

- Britton, A. J. *et al.* (2000) 'ScienceDirect.com - Biological Conservation - Comparison of techniques to increase *Calluna vulgaris* cover on heathland invaded by grasses in Breckland, south east England', 95, pp. 227–232. Available at:
<http://www.sciencedirect.com.ep.fjernadgang.kb.dk/science/article/pii/S0006320700000471>.
- Brouwer, E. *et al.* (2005) 'Development of a decision support system for LIFE-Nature and similar projects: from trial-and-error to knowledge based nature management', (September), pp. 229–238.
- Buttenschøn, R. M. (2007) *Græsning og høslæt i naturplejen*.
- Buttenschøn, R. M. and Buttenschøn, J. (2015) 'Kvæggræsning som hedepleje', *Flora og Fauna* 121(3): 95-104.
- Buttenschøn, R. M. and Schmidt, I. K. (2015) 'De danske hedetyper - deres udbredelse og tilstand', *Flora og Fauna*, 121 (3+4), pp. 75–77.
- Caporn, S. *et al.* (2016) *Assessing the effects of small increments of atmospheric nitrogen deposition (above the critical load) on semi-natural habitats of conservation importance, Recreation*.
- Cordingley, J. E. *et al.* (2016) 'Can landscape-scale approaches to conservation management resolve biodiversity-ecosystem service trade-offs?', *Journal of Applied Ecology*, 53(1), pp. 96–105. doi: 10.1111/1365-2664.12545.
- Cunha, A. *et al.* (2002) 'Whole Ecosystem Nitrogen Manipulation: An Updated Review', *Power*, 44(331).
- Damgaard, C. F. *et al.* (2007) *Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Faglig rapport fra DMU*.
- Damgaard, C. F. (2019) 'Spatio-Temporal Structural Equation Modeling in a Hierarchical Bayesian Framework: What Controls Wet Heathland Vegetation?', *Ecosystems*. Springer US, 22(1), pp. 152–164. doi: 10.1007/s10021-018-0259-8.
- Degn, H. J. (2014) 'Slutrapport om forsøg til bekæmpelse af blåtop på Randbøl Hede'.
- Degn, H. J. (2016) *Pleje af heder og indlandsklitter i Danmark - en metodehåndbog*.
- Diaz, A. *et al.* (2013) 'Conservation implications of long-term changes detected in a lowland heath plant metacommunity', *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 167, pp. 325–333. doi: 10.1016/j.biocon.2013.08.018.
- Diaz, A., Green, I. and Evans, D. (2011) 'Heathland Restoration Techniques: Ecological Consequences for Plant-Soil and Plant-Animal Interactions', *ISRN Ecology*, 2011, pp. 1–8. doi: 10.5402/2011/961807.
- Van Dobben, H. *et al.* (2013) 'Overview of critical loads for nitrogen deposition for Natura 2000 habitat types occurring in The Netherlands'.

Dodgshon, R. A. and Olsson, G. A. (2006) 'Heather moorland in the Scottish Highlands: The history of a cultural landscape, 1600-1880', *Journal of Historical Geography*, 32(1), pp. 21–37. doi: 10.1016/j.jhg.2005.01.002.

Dubgaard, A. *et al.* (2012) *Økonomiske Analyser Af Natur- Plejemetoder I Beskyttede Om- Råder*.

Edmondson, J. *et al.* (2013) 'The legacy of nitrogen pollution in heather moorlands: Ecosystem response to simulated decline in nitrogen deposition over seven years', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 444, pp. 138–144. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.11.074.

European Commission (2000a) *MANAGEMENT of Natura 2000 habitats Northern Atlantic wet heaths with Erica tetralix*.

European Commission (2000b) 'MANAGEMENT of Natura 2000 habitats * Species-rich Nardus grasslands 6230'.

European Commission (2000c) *MANAGEMENT of Natura 2000 habitats Fixed coastal dunes with herbaceous vegetation (" grey dunes ")*.

European Commission (2008) *LIFE and Europe's grasslands. Restoring a forgotten habitat*. doi: 10.2779/23028.

European Commission (2009) 'EU Biodiversity strategy 2020', C. doi: 10.2779/39229.

European Commission (2012) *The Habitats Directive - Celebrating 20 years of protecting biodiversity in Europe*. doi: 10.2779/15019.

European Commission (2013) *Guidelines on Wilderness in Natura 2000*. doi: 10.2779/33572.

European Commission (2014) *High Nature Value farming throughout EU-27 and its financial support under the CAP Executive summary, Ieep*. doi: 10.2779/91086.

European Commission (2019) 'Action plan to maintain and restore the habitat type 4030 European dry heaths to favourable conservation status FIRST DRAFT'.

Field, C. D. *et al.* (2014) 'The Role of Nitrogen Deposition in Widespread Plant Community Change Across Semi-natural Habitats', *Ecosystems*, 17(5), pp. 864–877. doi: 10.1007/s10021-014-9765-5.

Field, C. D. *et al.* (2017) 'Long-term nitrogen deposition increases heathland carbon sequestration', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 592, pp. 426–435. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.059.

Fisher, M. *et al.* (2010) 'Review of status and conservation of wild land in europe'.

Forup, M. L. *et al.* (2008) 'The restoration of ecological interactions: Plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands', *Journal of Applied Ecology*, 45(3), pp. 742–752. doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01390.x.

Fredenslund, J. and Weng, N. G. (2014) *Realisering af de kommunale natura 2000-handleplaner*.

Fredshavn, J. et al. (2014) *Bevaringsstatus for naturtyper og arter*.

Fredshavn, J. et al. (2019) 'Bevaringsstatus for Naturtyper Og Arter', *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi*, p. 10.

Genney, D. R., Alexander, I. J. and Hartley, S. E. (2000) 'Exclusion of grass roots from soil organic layers by *Calluna*: the role of ericoid mycorrhizas.', *Journal of experimental botany*, 51(347), pp. 1117–25. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10948239>.

Gimingham, C. H. (1992) 'the lowland heathland management handbook', p. 100.

De Graaf, M. C. . et al. (1998) 'Restoration of species-rich the dry heaths: the importance of appropriate soil conditions', 47(1), pp. 89–111.

Green, E. R. et al. (2013) 'How does N deposition affect belowground heathland recovery following wildfire?', *Soil Biology and Biochemistry*. Elsevier Ltd, 57, pp. 775–783. doi: 10.1016/j.soilbio.2012.08.025.

Haaland, S. (2003) *Lyngheden gennem årtusinder - Det europæiske hedelandskab*.

Halada, L. et al. (2011) 'Which habitats of European importance depend on agricultural practices?', *Biodiversity and Conservation*, 20(11), pp. 2365–2378. doi: 10.1007/s10531-011-9989-z.

Hansen, L. S. G. et al. (2016) 'Undersøgelse af vegetationsdynamikken i danske klitlandskaber fra 1995-2010 ved brug af ortofotos.', *Flora og Fauna*, 122(Nr. 1+2, 04.2016), pp. 1–12.

Härdtle, W. et al. (2006) 'Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems?', *Journal of Applied Ecology*, 43(4), pp. 759–769. doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01195.x.

Härdtle, W. et al. (2007) 'Nutrient leaching in dry heathland ecosystems: Effects of atmospheric deposition and management', *Biogeochemistry*, 86(2), pp. 201–215. doi: 10.1007/s10533-007-9156-5.

Hasler, B. et al. (2012) *Omkostninger ved hensigtsmæssig drift og pleje af arealer med naturplejebehov indenfor natura 2000 og naturbeskyttelseslovens §3 - Teknisk rapport vedr. delprojekt 3 i projektet: Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark*. Available at: <http://dmu.au.dk>.

Haveman, R., Van der Berg, A. and Van der Wijngaart, R. (2014) 'Abandonment of sod-cutting may cause loss of characteristic heathland communities - The case of a military training area in the Netherlands', (January 2005).

Hawley, G. et al. (2008) 'Natural England Research Report NERR010 - Impact of heathland restoration and re-creation techniques on soil characteristics and the historical environment', *Natural England*, pp. 4–10.

- Heil, G. W. and Bobbink, R. (1993) “‘Calluna”, a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands’, *Ecological Modelling*, 68(3–4), pp. 161–182. doi: 10.1016/0304-3800(93)90015-K.
- Hettelingh, J. ., Posch, M. and Slootweg, J. . (2017) *European critical loads: database, biodiversity and ecosystems at risk CCE Final Report 2017*.
- Hjelle, K. L., Halvorsen, L. S. and Overland, A. (2010) ‘Heathland development and relationship between humans and environment along the coast of western Norway through time’, *Quaternary International*. Elsevier Ltd and INQUA, 220(1–2), pp. 133–146. doi: 10.1016/j.quaint.2009.09.023.
- Janssens, J. A. M. *et al.* (2009) *European red list of habitats Part 2. terrestrial and freshwater habitats*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. doi: 10.2779/091372.
- Jones, A. G. and Power, S. A. (2012) ‘Field-scale evaluation of effects of nitrogen deposition on the functioning of heathland ecosystems’, *Journal of Ecology*, 100(2), pp. 331–342. doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01911.x.
- Jones, L. *et al.* (2014) ‘A review and application of the evidence for nitrogen impacts on ecosystem services’, *Ecosystem Services*. Elsevier, 7, pp. 76–88. doi: 10.1016/j.ecoser.2013.09.001.
- Jones, L. *et al.* (2017a) ‘Can on-site management mitigate nitrogen deposition impacts in non-wooded habitats?’, *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 212, pp. 464–475. doi: 10.1016/j.biocon.2016.06.012.
- Jones, L. *et al.* (2017b) ‘Managing for nitrogen, the lesser of two evils. A response to Maes *et al.*’, *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 212, pp. 495–496. doi: 10.1016/j.biocon.2017.03.002.
- Jones, M. L. M. *et al.* (2004) ‘Changes in vegetation and soil characteristics in coastal sand dunes along a gradient of atmospheric nitrogen deposition’, *Plant Biology*, 6(5), pp. 598–605. doi: 10.1055/s-2004-821004.
- Keienburg, T. and Prüter, J. (2005) ‘Project: The management of heathlands in northwest Germany (Lüneburger Heide Nature Reserve) by prescribed burning in winter’.
- Kepfer-Rojas, S. *et al.* (2015) ‘Indirect effects of land-use legacies determine tree colonization patterns in abandoned heathland’, *Applied Vegetation Science*, 18(3), pp. 456–466. doi: 10.1111/avsc.12169.
- Kooijman, A. M. *et al.* (2016) ‘Restoration of former agricultural fields on acid sandy soils: Conversion to heathland, rangeland or forest?’, *Ecological Engineering*. Elsevier B.V., 93, pp. 55–65. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.05.005.
- Kooijman, A. M., Besse, M. and R. Haak (2005) ‘Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen’, (Rapport DK nr. 2005/dk008-O), p. 188.

Kristensen, H. L. and McCarty, G. W. (1999) 'Mineralization and immobilization of nitrogen in heath soil under intact Calluna, after heather beetle infestation and nitrogen fertilization', *Applied Soil Ecology*, 13(3), pp. 187–198. doi: 10.1016/S0929-1393(99)00036-0.

Kvamme, M., Kaland, P. E. and Brekke, N. G. (2004) *Conservation and management of North European coastal heathlands Heathguard The HEATHGUARD Project : Safeguarding the Heathlands of Europe Reports :*

Leifeld, J. and Menichetti, L. (2018) 'The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies /704/47/4113 /704/106/47 article', *Nature Communications*, 9(1). doi: 10.1038/s41467-018-03406-6.

Lindholm, M. (2019) *Heathlands A Lost World ?*

Maes, D. *et al.* (2017) 'Intensified habitat management to mitigate negative effects of nitrogen pollution can be detrimental for faunal diversity: A comment on Jones *et al.* (2017)', *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 212, pp. 493–494. doi: 10.1016/j.biocon.2017.03.001.

Maren, I. E. and Vandvik, V. (2009) 'Fire and regeneration: The role of seed banks in the dynamics of northern heathlands', *Journal of Vegetation Science*, 20(5), pp. 871–888. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.01091.x.

Maskell, L. C. *et al.* (2010) 'Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats', *Global Change Biology*, 16(2), pp. 671–679. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02022.x.

De Moor, T. (2015) *The Dilemma of the Commoners: Understanding the Use of Common-Pool Resources in Long-Term Perspective*. Cambridge University Press, New York.

Newton, A. C. *et al.* (2009) 'Impacts of grazing on lowland heathland in north-west Europe', *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 142(5), pp. 935–947. doi: 10.1016/j.biocon.2008.10.018.

Nielsen, K. E. *et al.* (2011) 'A native species with invasive behaviour in coastal dunes: Evidence for progressing decay and homogenization of habitat types', *Ambio*, 40(7), pp. 819–823. doi: 10.1007/s13280-011-0144-6.

Nielsen, K. E., Ladekar, U. L. and Nørnberg, P. (1999) 'Dynamic soil processes on heathland due to changes in vegetation to oak and Sitka spruce', *Forest Ecology and Management*, 114(1), pp. 107–116. doi: 10.1016/S0378-1127(98)00385-5.

Nijssen, M., Riksen, M. and Sparrius, L. (2016) 'Restoration and management of drift sands and coastal dunes in Jutland, Denmark'.

Nygaard, B. *et al.* (2011) 'Kortlægning af naturplejebenhov: Notat vedr. delprojekt 1 i projektet: Sikring af plejekrævende lysåbne naturtyper i Danmark', pp. 1–37.

Nygaard, B. *et al.* (2014) *Vindmøller på § 3 beskyttede naturarealer*.

Nygaard, B., Oddershede, A. and Høye, T. T. (2018) *Erstatningsnatur - erfaringer og muligheder*.

Odgaard, B. V. (1994) 'The Holocene vegetation history of northern West Jutland, Denmark', *Nordic Journal of Botany*, 123(4), pp. 1–171. doi: 10.1111/j.1756-1051.1994.tb00625.x.

von Oheimb, G. *et al.* (2010) 'N:P Ratio and the nature of nutrient limitation in Calluna-dominated heathlands', *Ecosystems*, 13(2), pp. 317–327. doi: 10.1007/s10021-010-9320-y.

Olwig, K. R. (1984) *Nature's ideological landscape: A literary and geographic perspective on its development and preservation on Denmark's Jutland heath*. Allen & Unwin, London.

Ostermann, O. P. (2008) 'The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000', *Journal of Applied Ecology*, 35(6), pp. 968–973. doi: 10.1111/j.1365-2664.1998.tb00016.x.

Payne, R. J. *et al.* (2017) 'Nitrogen deposition and plant biodiversity: past, present, and future', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(8), pp. 431–436. doi: 10.1002/fee.1528.

Phoenix, G. K. *et al.* (2012) 'Impacts of atmospheric nitrogen deposition: Responses of multiple plant and soil parameters across contrasting ecosystems in long-term field experiments', *Global Change Biology*, 18(4), pp. 1197–1215. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02590.x.

Piessens, K., Aerts, N. and Hermy, M. (2006) 'Long-term (1978–2003) effects of an extensive grazing regime on plant species composition of a heathland reserve', *Belgian Journal of Botany*, 139, pp. 49–64.

Power, S. A. *et al.* (2004) 'Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on heathlands and moorlands', pp. 259–267.

Pywell, R. F. *et al.* (2011) 'Long-term heathland restoration on former grassland: The results of a 17-year experiment', *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 144(5), pp. 1602–1609. doi: 10.1016/j.biocon.2011.02.010.

Reilly, C. O. (2015) 'An investigation into the impacts of traditional management methods and public access on British lowland heaths', (October), pp. 1–26.

Remke, E. *et al.* (2009) 'Low atmospheric nitrogen loads lead to grass encroachment in Coastal Dunes, but only on acid soils', *Ecosystems*, 12(7), pp. 1173–1188. doi: 10.1007/s10021-009-9282-0.

Reynolds, B. *et al.* (2013) 'Countryside Survey: National "Soil Change" 1978–2007 for Topsoils in Great Britain—Acidity, Carbon, and Total Nitrogen Status', *Vadose Zone Journal*, 12(2), p. 0. doi: 10.2136/vzj2012.0114.

Reynolds, S. (1997) *Kingdoms and Communities in Western Europe 900–1300*. Clarendon Press, Oxford.

Riesch, F. *et al.* (2019) 'Grazing by wild red deer: Management options for the conservation of semi-natural open habitats', *Journal of Applied Ecology*, (March), pp. 1311–1321. doi: 10.1111/1365-2664.13396.

Riis-Nielsen, T. *et al.* (1991) *Hedeplejebogen. Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen.* <http://naturstyrelsen.dk/media/nst/67059/Hedeplejebogen.pdf>. Available at: <http://naturstyrelsen.dk/media/nst/67059/Hedeplejebogen.pdf>.

Riis-Nielsen, T. (1997) *Effects of nitrogen on the stability and dynamics of Danish heathland vegetation*. University of Copenhagen.

Roem, W. J. and Berendse, F. (2000) 'Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities', *Biological Conservation*, 92(2), pp. 151–161. doi: 10.1016/S0006-3207(99)00049-X.

Rowe, E. C. *et al.* (2008) 'Nitrogen deposition increases the acquisition of phosphorus and potassium by heather *Calluna vulgaris*', *Environmental Pollution*, 155(2), pp. 201–207. doi: 10.1016/j.envpol.2007.12.008.

Rowe, E. C. *et al.* (2015) 'Deriving critical load functions for nitrogen and sulphur using threshold values of a habitat quality metric', (May), pp. 1–26.

Rowe, E. C. *et al.* (2017) 'Metrics for evaluating the ecological benefits of decreased nitrogen deposition', *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 212, pp. 454–463. doi: 10.1016/j.biocon.2016.11.022.

Rupprecht, D., Gilhaus, K. and Hölzel, N. (2016) 'Agriculture , Ecosystems and Environment Effects of year-round grazing on the vegetation of nutrient-poor grass- and heathlands — Evidence from a large-scale survey', 'Agriculture, Ecosystems and Environment'. Elsevier B.V., 234, pp. 16–22. doi: 10.1016/j.agee.2016.02.015.

Schmidt, I. K. and Gundersen, P. (2018) *Kvælstoffjernelse ved naturpleje Vidensgrundlag og opfølgende forskning*.

Schoukens, H. (2015) 'Atmospheric Nitrogen Deposition and the Habitats Directive: Tinkering with the Law in the Face of the Precautionary Principle?', *Nordisk Miljörättslig Tidskrift*, 2015:2, pp. 2–30.

Skov, J. m. fl. (1998) *Seminarrapport: Den danske hede, Skov- og Naturstyrelsen*.

Søchting, U. and Degn, H. J. (2015) 'Stor tilbagegang i lavers diversitet og hyppighed på to danske heder med og uden pleje', *Flora og Fauna*, 121 (3–4), pp. 153–158.

Soons, M. B. *et al.* (2017) 'Nitrogen effects on plant species richness in herbaceous communities are more widespread and stronger than those of phosphorus', *Biological Conservation*. The Authors, 212, pp. 390–397. doi: 10.1016/j.biocon.2016.12.006.

- Southon, G. E. *et al.* (2013) 'Nitrogen Deposition Reduces Plant Diversity and Alters Ecosystem Functioning: Field-Scale Evidence from a Nationwide Survey of UK Heathlands', *PLoS ONE*, 8(4), pp. 1–12. doi: 10.1371/journal.pone.0059031.
- Stevens, C. *et al.* (2013) *Review of the effectiveness of on-site habitat management to reduce atmospheric nitrogen deposition impacts on terrestrial habitats.*
- Stevens, C. J. (2016) 'How long do ecosystems take to recover from atmospheric nitrogen deposition?', *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 200, pp. 160–167. doi: 10.1016/j.biocon.2016.06.005.
- Stevens, C. J. *et al.* (2016) 'How will the semi-natural vegetation of the UK have changed by 2030 given likely changes in nitrogen deposition?', *Environmental Pollution*. Elsevier, 208, pp. 879–889. doi: 10.1016/j.envpol.2015.09.013.
- Strandberg, M., Nielsen, K. E. and Damgaard, C. (2018) 'Habitat monitoring reveals decreasing morlayer C:N ratios in Danish heathlands', *Ecological Indicators*. Elsevier, 89(February), pp. 538–542. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.02.037.
- Strange, N. *et al.* (2007) 'Value for money: Protecting endangered species on Danish heathland', *Environmental Management*, 40(5), pp. 761–774. doi: 10.1007/s00267-006-0221-y.
- Svenning, J.-C. (2002) 'A review of natural vegetation openness in north-western Europe', *Biological Conservation*, 104(2), pp. 133–148. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00162-8.
- Taboada, A. *et al.* (2018) 'Plant and vegetation functional responses to cumulative high nitrogen deposition in rear-edge heathlands', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 637–638, pp. 980–990. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.092.
- Tamis, W. L. M. *et al.* (2005) 'Ecological interpretation of changes in the dutch flora in the 20th century', *Biological Conservation*, 125(2), pp. 211–224. doi: 10.1016/j.biocon.2005.03.019.
- Terry, A. C. *et al.* (2004) 'Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on Calluna-dominated ecosystems in the UK', *Journal of Applied Ecology*, 41(5), pp. 897–909. doi: 10.1111/j.0021-8901.2004.00955.x.
- Tibbett, M. *et al.* (2019) 'Long-term acidification of pH neutral grasslands affects soil biodiversity, fertility and function in a heathland restoration', *Catena*, 180(July), pp. 401–415. doi: 10.1016/j.catena.2019.03.013.
- Veer, M. A. C. and Kooijman, A. M. (1997) 'Effects of grass-encroachment on vegetation and soil in Dutch dry dune grassland', *Plant and Soil*, 192(1), pp. 119–128. doi: 10.1023/A:1004280300820.
- Velle, L. G. *et al.* (2014) 'Does prescribed burning result in biotic homogenization of coastal heathlands?', *Global Change Biology*, 20(5), pp. 1429–1440. doi: 10.1111/gcb.12448.

- Verburg, R. W. *et al.* (2012) 'Estimating costs of nature management in the European Union', pp. 1–108. doi: 10.18174/425041.
- Verhagen, R. *et al.* (2016) 'Restoration Success of Low-Production Plant Communities on Former Agricultural Soils after Top-Soil Removal Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/1479038> Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soi', 4(1), pp. 75–82.
- Vogels, J. J. *et al.* (2017) 'Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands?', *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 212, pp. 432–447. doi: 10.1016/j.biocon.2016.08.039.
- Vogels, J., Siepel, H. and Webb, N. (2015) 'Impact of changed plant stoichiometric quality on heathland fauna composition', *Economy and Ecology of Heathlands*, (May), pp. 273–297. doi: 10.1163/9789004277946_020.
- van Voorn, G. A. K., Kooi, B. W. and Bregt, A. K. (2016) 'Over-shading is critical for inducing a regime shift from heathland to grassland under nitrogen enrichment', *Ecological Complexity*. Elsevier B.V., 27, pp. 74–83. doi: 10.1016/j.ecocom.2015.08.001.
- de Vries, W. *et al.* (2009) 'The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands', *Forest Ecology and Management*, 258(8), pp. 1814–1823. doi: 10.1016/j.foreco.2009.02.034.
- Van der Wal, R. *et al et al.* (2011) 'Mountains, Moorlands and Heaths', *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*, pp. 105–160.
- Walker, K. J. *et al.* (2004) 'The importance of former land use in determining successful re-creation of lowland heath in southern England', *Biological Conservation*, 116(2), pp. 289–303. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00199-X.
- Wamelink, G. W. W. *et al.* (2007) 'Decreasing deposition will reduce costs for nature management', *Journal for Nature Conservation*, 15(2), pp. 131–143. doi: 10.1016/j.jnc.2006.12.001.
- Webb, J. (2010) 'Managing for species: Integrating the needs of England's priority species into habitat management. Part 1 Report', p. 146. doi: ISSN 1754-1956.
- Webb, N. R. (2008) 'The traditional management of European heathlands', *Journal of Applied Ecology*, 35(6), pp. 987–990. doi: 10.1111/j.1365-2664.1998.tb00020.x.
- Woestenburg, M. (2018) 'Heathland farm as a new commons?', *Landscape Research*. Routledge, 43(8), pp. 1045–1055. doi: 10.1080/01426397.2018.1503236.
- Wolff, C. *et al.* (2017) 'Status and restoration potential of heathlands and sand grasslands in the southwest of Luxembourg', *Tuexenia*, 37(1), pp. 179–200. doi: 10.14471/2017.37.007.

[Tom side]

HVORDAN BEVARER VI HEDEN I DANMARK

Tilstand, pleje og mulig genopretning

Heden er en naturtype med en helt særlig værdi, både kulturhistorisk, landskabsmæssigt, og for bevarelse af biodiversitet. Den er samtidigt en af de naturtyper, hvor mest er tabt de sidste 100 år, og stadig i dag blandt de mest pressede naturtyper. Tilbagegangen i dag skyldes primært kvælstofbelastning og mangel på ekstensiv drift / naturpleje. Bevarelse af heden vil kræve naturgenopretning, der forøger arealet og sammenbinder nogle af de små, fragmenterede hedeområder og iværksættelse af naturpleje, der genskaber dynamikken fra den tidligere ekstensive drift af heden og fjerner tilført og akkumuleret kvælstof fra heden.

ISBN: 978-87-7156-467-9

ISSN: 2244-999X

