

Analyser af monitoringsdata fra LIFE-projektet *“Restoration of Atlantic heaths and inland dunes in Denmark”*

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 4. juli 2017

Andrea Oddershede

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Naturstyrelsen
Antal sider: 16

Faglig kommentering:
Bettina Nygaard
Kvalitetssikring, centret:
Jesper Fredshavn



Miljø- og Fødevareministeriet
Naturstyrelsen

Ansvarsfraskrivelse

Indeværende rapport er udarbejdet som led i LIFE projektet "*Restoration of Atlantic heaths and inland dunes in Denmark*" LIFE09 NAT/DK/000370 som støttes økonomisk af EU Kommissionen. I henhold til artikel II.7.2 i General Conditions kan de holdninger og den viden, der kommer til udtryk i rapporten, under ingen omstændigheder blive betragtet som EU Kommissionens officielle holdning og EU Kommissionen er ikke ansvarlig for den videre brug af oplysningerne i rapporten.

Indhold

Formål og baggrund	4
Datagrundlag	4
Forvaltningsaktiviteter i LIFE-projektet	5
Resultater	5
Generelle anbefalinger til effektovervågning	15
Referencer	16

Formål og baggrund

På både nationalt og internationalt plan regnes indlandshederne for truede og sårbare, og for Danmark er bevaringsstatus vurderet stærkt ugunstig for både våd hede (4010) og tør hede (4030) (Fredshavn *et al.*, 2014). For at sikre og genoprette bevaringsstatus på nogle af Danmarks største heder har Naturstyrelsen gennemført en række forvaltningsaktiviteter i projektet LIFE RAHID "Restoration of Atlantic heaths and inland dunes in Denmark" (LIFE09 NAT/DK/000370). Projektet er udført i perioden 2010 til 2016 på seks hede-lokaliteter af national betydning (Harrild hede, Klosterheden, Lønborg hede, Randbøl hede, Skovbjerg bakkeø og Store Råbjerg). Læs mere om projektet på projektets hjemmeside: naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/life-hedeprojektet/.

Dette notat har til formål at beskrive effekten af LIFE-projektet på hedevegetationens tilstand og udvikling ud fra monitoringsdata indsamlet i projektperioden.

Datagrundlag

Datagrundlaget for analyserne er information om de udførte forvaltningsaktiviteter kombineret med plantelister registreret i ca. 800 dokumentationscirkler (cirkler med en radius på 5 m). Monitoringen er foregået i 2012 (n=637), 2014 (n=283) og 2016 (n=797), hvor monitoringen i 2012 er foretaget i marts og april måned, mens monitoringen i 2014 og 2016 er sket fra september til december måned. Dokumentationscirklerne er udlagt i transekter fordelt på de forskellige hedelokaliteter (se Tabel 1). Bemærk at der i tabellen er opgjort i alt 707 dokumentationscirkler ud af de 797, da dokumentationscirkler med flere kombinerede forvaltningstiltag er sorteret fra. Dataindsamlingen er sket efter en protokol udviklet af Naturstyrelsen (Naturstyrelsen, 2016).

Tabel 1. Dokumentationscirkler fordelt på hede-lokaliteter og forvaltningsaktiviteter. Tallene angiver hvor mange dokumentationscirkler hvori der er udført en enkelt type forvaltning, bortset fra kategorien med kombineret afgræsning og blåtopafbrænding.

Område	Harrild hede	Klosterheden	Lønborg hede	Randbøl hede	Skovbjerg Bakkeø	Store Råbjerg	Samlet
Ingen aktiviteter	174	8	12	18	101	13	326
Høst eller slåning	27	0	1	2	5	0	35
Græsning	0	0	5	41	23	4	73
Rydning	10	16	2	1	77	14	120
Afbrænding	40	0	4	11	23	0	78
Blåtop-afbrænding minimum 2 år	0	0	0	53	3	0	56
Blåtop-afbrænding alle år	0	0	0	9	0	0	9
Blåtop-afbrænding og fåregræsning	0	0	0	10	0	0	10
Samlet	251	24	24	145	232	31	707

Fokus ligger i dette notat på de dokumentationscirkler som i 2016 blev registreret som tilhørende en hedevegetationstype: enten tør hede (habitatkode 4030), våd hede (habitatkode 4010) eller hede i bred forstand (habitatkode 4000). I Tabel 2 vises fordelingen af dokumentationscirkler på de tre habitat typer. Bemærk at tabellen kun viser de 712 ud af de 797 dokumentationscirkler, da naturtypen ikke var angivet for alle dokumentationscirkler.

Tabel 2. Dokumentationscirkler fordelt på habitattyper. For hver dokumentationscirkel er naturtypen vurderet af inventøren ved besøget i 2016. I analysen fokuseres der på hedenaturtyperne (hede i bred forstand (4000), våd hede (4010) og tør hede (4030)).

Naturtype (habitatkode)	Antal dokumentationscirkler
Indlandsklit (2300)	3
Revling-indlandsklit (2320)	18
Hede (4000)	103
Våd hede (4010)	82
Tør hede (4030)	468
Overdrev (6200)	3
Surt overdrev (6230)	3
Eng (6400)	11
Højmose (7100)	15
Hængesæk (7140)	4
Mose (7200)	1
Stilkegekrat (9190)	2
I alt	712

Forvaltningsaktiviteter i LIFE-projektet

I LIFE-hede projektet har man arbejdet med en række kendte forvaltningsmetoder herunder græsning, afbrænding, rydning og høslet. Som en del af LIFE-projektet er udarbejdet en metodehåndbog for hedepleje, hvor de gennemførte aktiviteter er beskrevet (Naturstyrelsen, 2016). Hypotesen har været at man ved at efterligne historisk anvendelse af heden kan skabe eller bibeholde de optimale betingelser for den biodiversitet, som tilknytter sig de traditionelt forvaltede heder. Afbrænding forventes at forynge hedevegetationen, forhindre tilgroning med træer og buske, fjerne næring, og på den måde genetablere eller vedligeholde en dværgbuskdomineret hede. Slåning foretages med det formål at forhindre tilgroning med blåtop, foryngelse af lyng og fjernelse af næringsstoffer. Ligesom rydning kan græsning forhindre heden i at gro til i vedplanter. Derudover kan græsning skabe dynamik, der skaber etableringsmuligheder for planter samt varme, bare pletter til fordel for hedens dyr, som f.eks. firben og varmeelskende insekter. I LIFE-hede projektet er der foretaget græsning med både får og kreaturer. Der er på arealerne også observeret en effekt af græsning fra hjortevildt, men denne effekt er ikke nærmere beskrevet.

Resultater

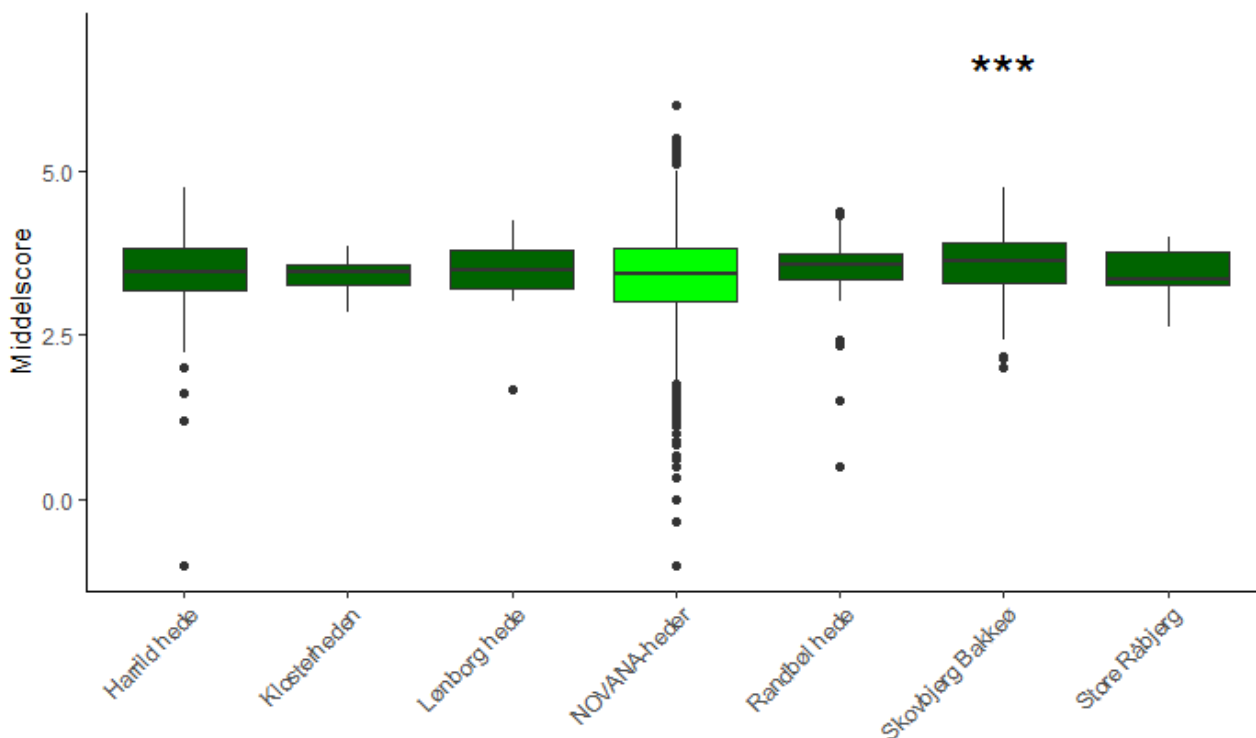
Hedevegetationens generelle tilstand efter projektet

For hver prøveflade er beregnet en middelscore ud fra arternes artsscore i tilstandsvurderingssystemet (Fredshavn *et al.*, 2009). Alle karplanter og karsporeplanter er her tildelt en værdi mellem -1 (invasive arter) og 7 (ekstremt følsomme arter) efter deres følsomhed over for kulturpåvirkning i form af næringspåvirkning, afvanding, omlægning eller tilgroning. Således har hede-lyng, revling, vellugtende gulaks, håret høgeurt, gul snerre og klokkelyng en artsscore mellem 4 og 5, mens bølget bunke har en artsscore på 3. Middelscoren er beregnet som gennemsnittet af arternes scorer og siger noget om den gennemsnitlige følsomhed for de arter, som vokser på arealet. For hver naturtype findes en liste over problemarter, som tildeles værdien -1, hvis arten er

registreret i den pågældende naturtype. For hedernes kan problemarter f.eks. være gyvel, ørnebregne og blåtop. Middelscoren for danske indlandsheder ligger typisk omkring 3,4 (Fredshavn and Ejrnæs, 2009).

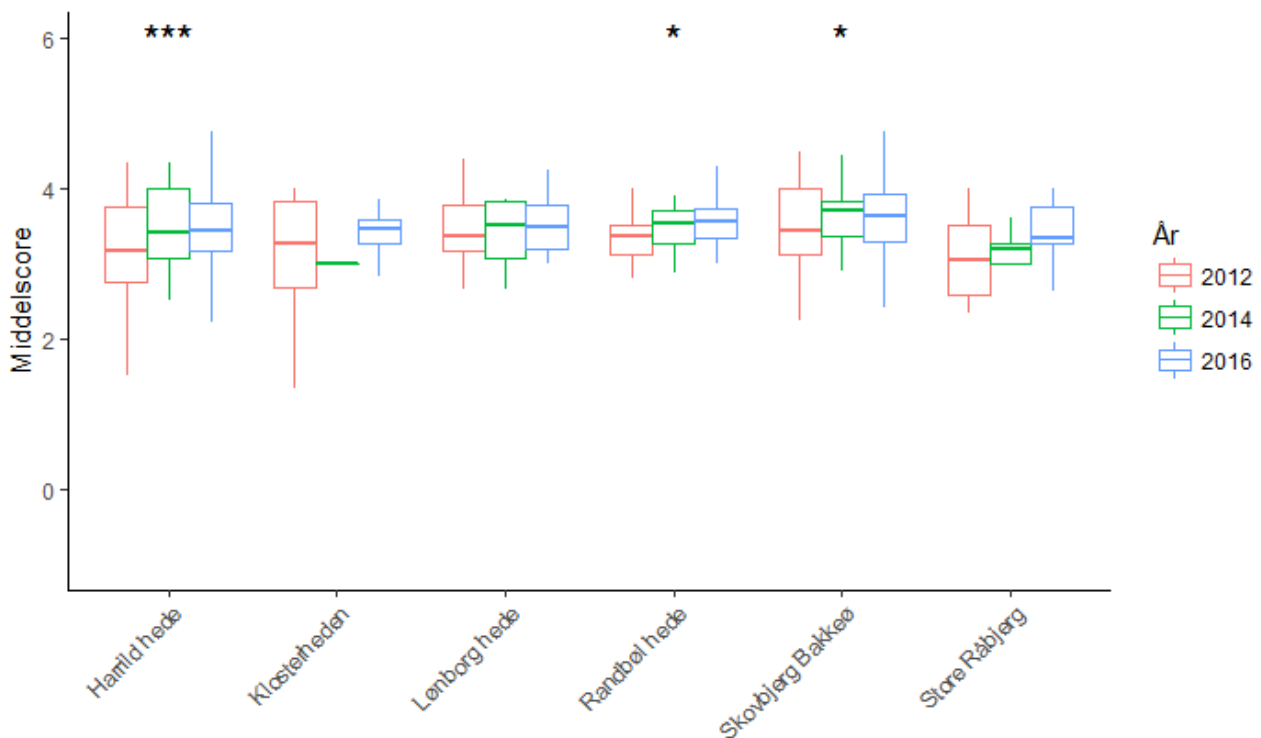
Sammenlignende tilstandsanalyse for LIFE-projektets heder

For at kunne vurdere effekten af LIFE-projektet helt generelt, sammenligner vi her middelscoren for LIFE-projektets heder med middelscoren for de danske heder som overvåges i NOVANA-programmet. Skovbjerg Bakkeø havde i 2016 en signifikant højere middelscore (3,6) end middelværdierne for hederne i NOVANA-programmet (Figur 1). Hederne på Skovbjerg Bakkeø kan i 2016 siges at have en bedre artstilstand end de danske heder generelt.



Figur 1. Boxplot over middelscoren fordelt på hederne fra LIFE-projektet (data fra 2016) samt heder som overvåges i NOVANA-programmet (data fra 2009-2014). Harrild hede (n=219), Klosterheden (n=8), Lønborg hede (n=14), Randbøl hede (n=64), Skovbjerg bakkeø (n=179), Store Råbjerg (n=7) og NOVANA-heder (n = 10578). I boxplottet er medianværdien vist med en sort streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med sorte bokse (den samlede boks rummer således halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. De stationer som er med i LIFE-projektet er inkluderet i NOVANA-datasættet, men udgør en meget lille andel. Stjerner angiver om der er en signifikant forskel i middelscoren mellem dokumentationscirkler tilhørende LIFE-projektet (mørkegrøn) og NOVANA-heder (lysegrøn) (***: $p < 0,001$, **: $p < 0,01$, *: $p < 0,05$).

Ud af projektets seks heder har Harrild hede, Randbøl hede og Skovbjerg Bakkeø en signifikant højere middelscore i 2016 end i 2012 (Figur 2). Det skal dog bemærkes at 2012-data er indsamlet i tidligt forår, hvor 2016-data er indsamlet i sensommeren/efteråret, hvilket kan have en effekt på denne analyse, hvor de to indsamlinger sammenlignes (se også afsnittet 'Generelle anbefalinger til effektovervågning').



Figur 2. Boxplot over udviklingen i middelscoren 2012, 2014 og 2016 i dokumentationscirkler fordelt på hederne fra LIFE-projektet. Udviklingen testes ved at sammenligne data fra 2012 med data fra 2016 uanset hvilken forvaltningsaktivitet, der har været i de enkelte prøvefelter. Harrild hede ($n_{2012}=207$, $n_{2016}=219$), Klosterheden ($n_{2012}=8$, $n_{2016}=8$), Lønborg hede ($n_{2012}=14$, $n_{2016}=14$), Randbøl hede ($n_{2012}=65$, $n_{2016}=64$), Skovbjerg bakkeø ($n_{2012}=175$, $n_{2016}=179$) og Store Råbjerg ($n_{2012}=24$, $n_{2016}=7$). I boxplottet er medianværdien vist med en vandret streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med farvede bokse (der samlet rummer halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. Stjerner angiver om der er en signifikant udvikling i middelscoren fra 2012 til 2016 inden for de forskellige forvaltningsaktiviteter (***: $p < 0,001$, **: $p < 0,01$, *: $p < 0,05$).

Effekten af enkelte forvaltningsaktiviteter på hedevegetationen

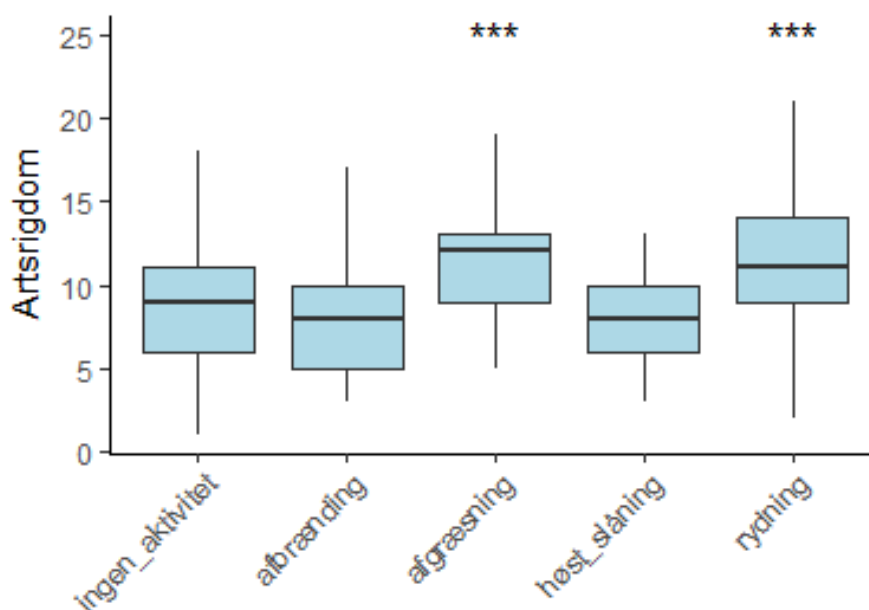
Effekten af de forskellige forvaltningsaktiviteter er undersøgt ved at analysere artsrigdom, middelscoren, dækningen af dværgbuske og blåtop, samt ved den gennemsnitlige Ellenbergværdi for næringsstof og lys inden for de forskellige forvaltningsaktiviteter. I analyserne er effekten af forvaltningsaktiviteterne estimeret ved at sammenligne vegetationen i dokumentationscirkler, hvor der i LIFE-projektet er gennemført hhv. afbrænding, græsning, høslæt og rydning med dokumentationscirkler, hvor der ikke har været udført forvaltningsaktiviteter i den 4-årige projektperiode. I nogle tilfælde har vi undersøgt effekten af en kombination af to forvaltningsaktiviteter, som for eksempel afbrænding og græsning.

I analyserne er der ikke taget højde for forvaltningsaktiviteter, der er gennemført inden LIFE-projektets start, selvom disse kan have betydning for de ændringer, der sker i vegetationens sammensætning i den undersøgte periode. Det har endvidere ikke været muligt at korrigere for de vilde græsseres (primært kronstyr) forstyrrelser af vegetationen.

Artsrigdom

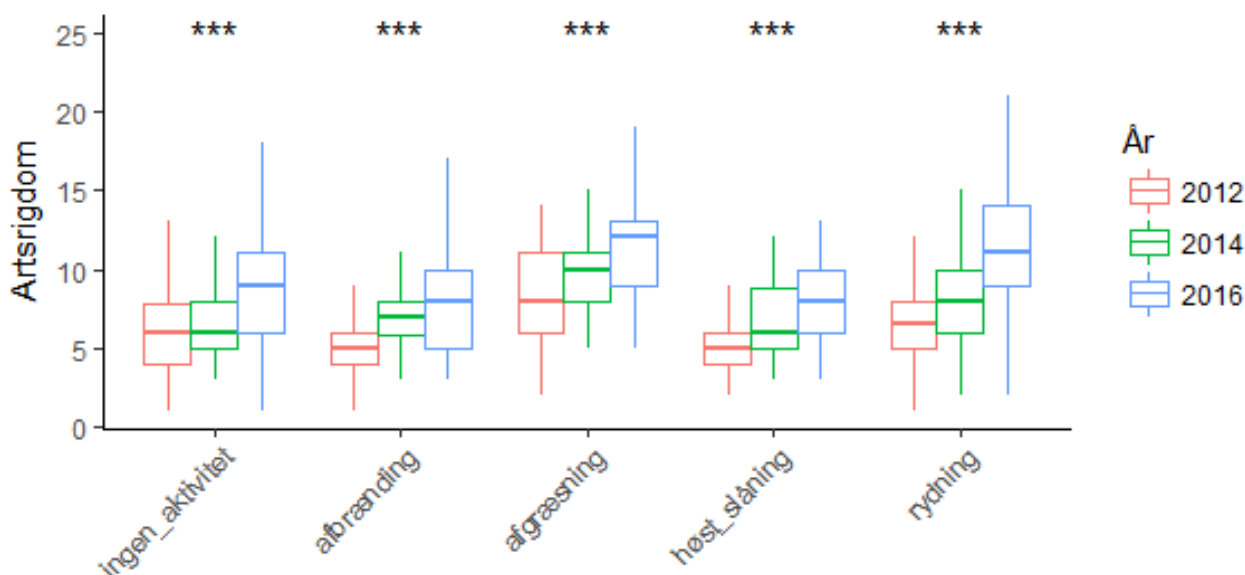
Artsrigdommen er et simpelt og vidt udbredt mål for naturarealers biodiversitet og er beregnet som antal karplanter og karsporeplanter i 5 m cirklerne. I naturligt artsfattige naturtyper, som hederne, kan en stigning i artsantallet dog være tegn på en negativ forstyrrelse.

I 607 af de 653 dokumentationscirkler, der i 2016 er udlagt i hedevegetation, er der foregået enten ingen forvaltningsaktiviteter eller hhv. afbrænding, afgræsning, høst eller rydning. Analyser har vist, at der er en signifikant større artsrigdom i dokumentationscirkler med græsning eller rydning end i dokumentationscirkler uden forvaltningsaktiviteter eller med afbrænding (Figur 3).



Figur 3. Boxplot over artsrigdommen i dokumentationscirkler med "ingen aktivitet" (n=316), traditionel afbrænding (n=76), afgræsning (n=73), høst eller slåning (n=35) eller rydning (n=107). I boxplottet er medianværdien vist med en sort streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med blå bokse (der samlet rummer halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. Stjerner angiver om der er en signifikant forskel i vegetationen mellem dokumentationscirkler hvori der er udført forvaltningsaktiviteter, og dokumentationscirkler hvor der ingen forvaltningsaktiviteter har været (***: $p < 0,001$, **: $p < 0,01$, *: $p < 0,05$).

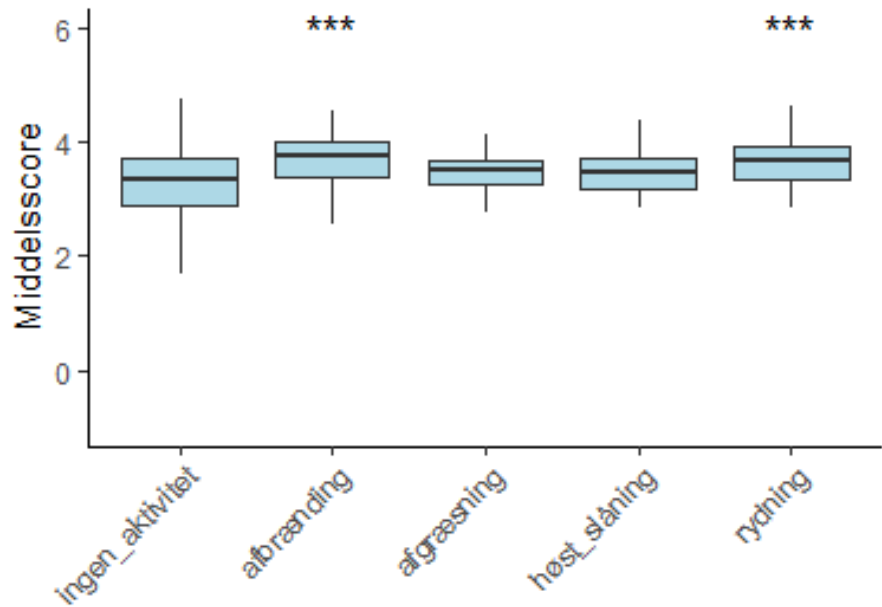
Figur 4 viser hvordan artsrigdommen udvikler sig over årene inden for de forskellige forvaltningsaktiviteter samt i dokumentationscirkler uden forvaltningsaktiviteter. Der er tegn på at artsrigdommen er stigende i projektperioden (2012-2016) på arealer, der har været forvaltet, men samme tendens ses også på ikke-forvaltede arealer. På figuren kan det erkendes at der sker et spring i artsrigdom fra 2012 til 2014 og 2016 på både forvaltede og ikke-forvaltede arealer. Da monitoringen er sket i tidligt forår 2012 og i efteråret 2014 og 2016, kan det ikke udelukkes, at en del af denne ændring kan tilskrives sæsonvariationer.



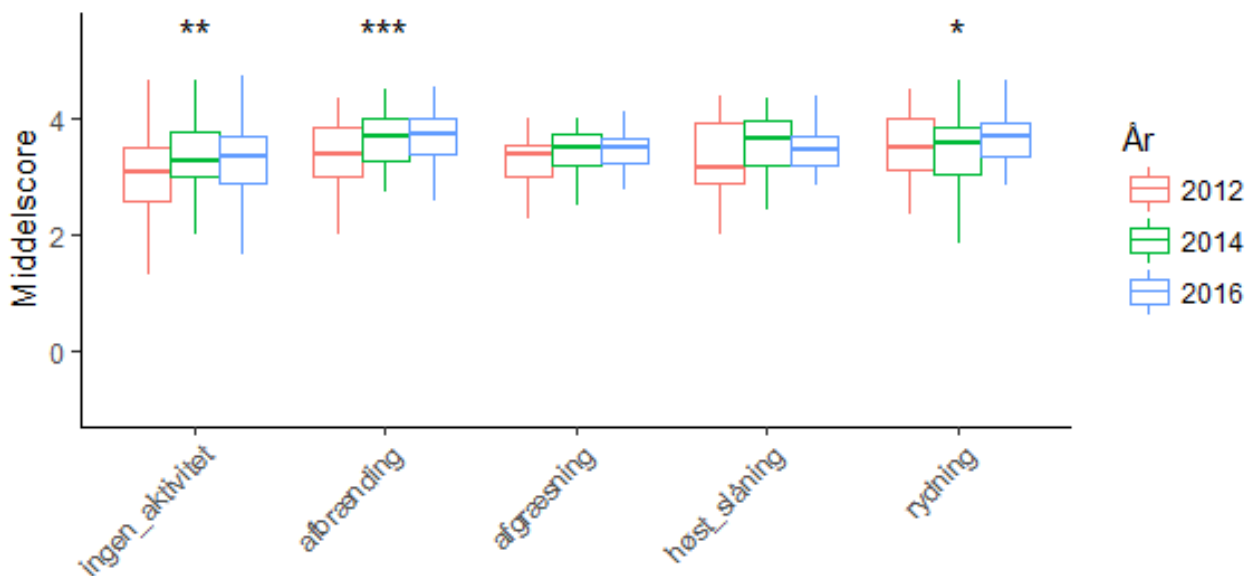
Figur 4. Boxplot over udviklingen i artsrigdommen 2012, 2014 og 2016. Udviklingen testes ved at sammenligne data fra 2012 med data fra 2016 i dokumentationscirkler med "ingen aktivitet" ($n_{2012}=325$, $n_{2016}=316$), traditionel afbrænding ($n_{2012}=78$, $n_{2016}=76$), afgræsning ($n_{2012}=69$, $n_{2016}=73$), høst eller slåning ($n_{2012}=35$, $n_{2016}=35$), eller rydning ($n_{2012}=116$, $n_{2016}=107$). I boxplottet er medianværdien vist med en vandret streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med farvede bokse (der samlet rummer halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. Stjerner angiver om der er en signifikant udvikling i vegetationen fra 2012 til 2016 inden for de forskellige forvaltningsaktiviteter (***: $p < 0,001$, **: $p < 0,01$, * : $p < 0,05$).

Middelscore

Analyser af de cirka 600 dokumentationscirkler, der er udlagt i hedevegetation med afbrænding, græsning, høslæt og rydning har vist, at der er en positiv effekt af både afbrænding og rydning på middelscoren, men derudover finder vi ingen mønstre i respons til de forskellige forvaltningsaktiviteter (Figur 5). Der observeres et lille stigning i middelscoren for afbrændte og rydgede dokumentationscirkler, dette er dog også en udvikling vi kan detektere i dokumentationscirkler uden forvaltningsaktivitet i perioden fra 2012 til 2016 (Figur 6). Forsøgsperioden for kort til at konkludere noget om langtidseffekten af forvaltningsaktiviteterne på naturtilstanden.



Figur 5. Boxplot over middel-artsscore i dokumentationscirkler med "ingen aktivitet" (n=316), traditionel afbrænding (n=76), afgræsning (n=73), høst eller slåning (n=35) eller rydning (n=107). I boxplottet er medianværdien vist med en sort vandret streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med blå bokse (der samlet rummer halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. Stjerner angiver om der er en signifikant forskel i vegetationen mellem dokumentationscirkler hvori der er udført forvaltningsaktiviteter, og dokumentationscirkler hvor der ingen forvaltningsaktiviteter har været (***: p<0,001, ** : p<0,01, * : p <0,05).

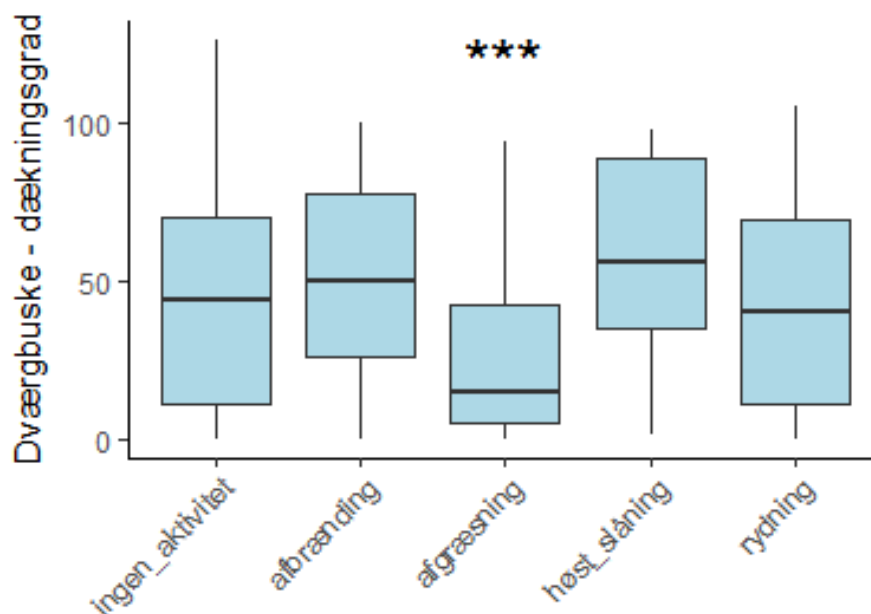


Figur 6. Boxplot over udviklingen i artsscoren i 2012, 2014 og 2016 i dokumentationscirkler med "ingen aktivitet" (n₂₀₁₂=325, n₂₀₁₆=316), traditionel afbrænding (n₂₀₁₂=78, n₂₀₁₆=76), afgræsning (n₂₀₁₂=69, n₂₀₁₆=73), høst eller slåning (n₂₀₁₂=35, n₂₀₁₆=35), eller rydning (n₂₀₁₂=116, n₂₀₁₆=107). I boxplottet er medianværdien vist med en sort vandret streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med blå bokse (der således rummer halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. Stjerner angiver om der er en signifikant udvikling i vegetationen fra 2012 til 2016 inden for de forskellige forvaltningsaktiviteter (***: p<0,001, ** : p<0,01, * : p <0,05).

Dækning af dværgbuske

Dværgbuske omfatter i undersøgelsen hedelyng (*Calluna vulgaris*), revling (*Empetrum nigrum*), klokkelyng (*Erica tetralix*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), mosebølle (*Vaccinium myrtillus*), hede-melbærris (*Arctostaphylos uva-ursi*), tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), rosmarinlyng (*Andromeda polifolia*), engelsk visse (*Genista anglica*), håret visse (*Genista pilosa*) og farve-visse (*Genista tinctoria*).

Afgræsning har i 2016 givet en signifikant lavere dækningsgrad af dværgbuske sammenlignet med dokumentationscirkler uden LIFE-forvaltnings-aktiviteter samme år, men derudover var der ingen effekt af forvaltningsaktiviteterne (Figur 7).



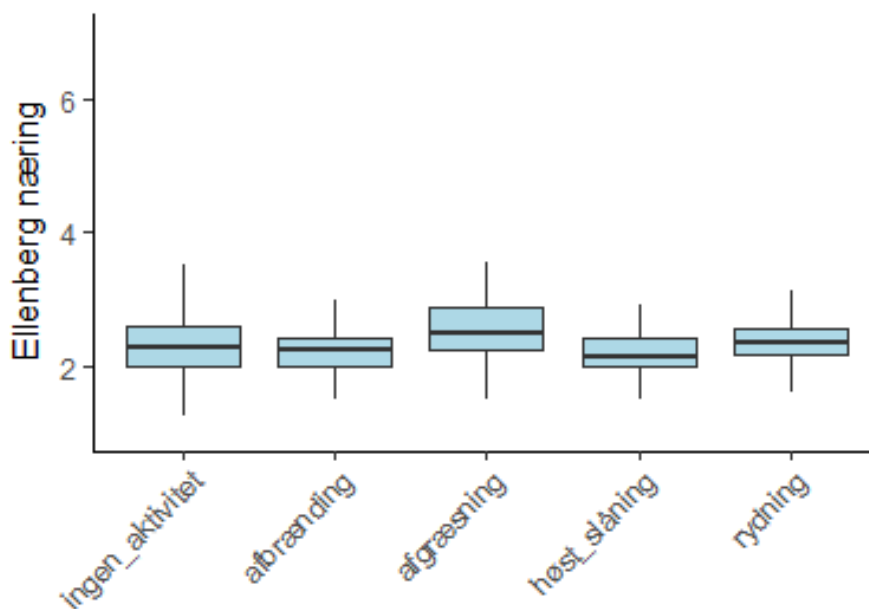
Figur 7. Boxplot over dækningsgrad af dværgbuske i dokumentationscirkler med "ingen aktivitet" (n=241), traditionel afbrænding (n=78), afgræsning (n=60), høst eller slåning (n=35) eller rydning (n=103). I boxplottet er medianværdien vist med en sort streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med blå bokse (der således rummer halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. Stjerner angiver om der er en signifikant forskel i vegetationen mellem dokumentationscirkler hvori der er udført forvaltningsaktiviteter, og dokumentationscirkler hvor der ingen forvaltningsaktiviteter har været (***: $p < 0,001$, **: $p < 0,01$, *: $p < 0,05$).

Ellenberg's indikatorværdi for næringsstof

Som udtryk for vegetationens tilpasning til mængden af tilgængelige næringsstoffer på voksestedet, har vi for hver prøveflade beregnet et gennemsnit af arternes Ellenberg indikatorværdier for næringsstof. Ellenberg's indikatorværdier (Ellenberg, 1991) er biologiske vurderinger af plantearters optimum langs de vigtigste økologiske gradienter, herunder næringsrigdom. Således indikerer forekomsten af liden soldug og klokkelyng (med en indikatorværdi på 1), at der er en begrænset mængde næringsstoffer tilgængelig for planternes vækst, mens stor nælde og burre-snerre (indikatorværdi = 8) peger på, at levestedet er rigt på næring. Ved at tage gennemsnittet af indikatorværdien for en artsliste kan man få en indikation af, hvilke miljøforhold artssammensætningen er tilpasset.

Analyser af de cirka 600 monitoringsflader, der er udlagt i hedevegetation med hhv. afbrænding, græsning, høslæt og rydning har vist, at der i 2016 ikke

er nogen signifikant forskel i Ellenbergværdi for næringsstof i dokumentationscirkler med afbrænding, høst og rydning, når der sammenlignes med dokumentationscirkler uden forvaltningsaktiviteter samme år (Figur 8). Umiddelbart er der i projektperioden ikke sket end en tilpasning af plantesamfundene til hverken lavere eller højere næringsstofværdi som følge af forvaltningsaktiviteterne. Da projektet kun strækker sig over fire år (2012-2016), så er det muligt at responsen endnu ikke kan detekteres.

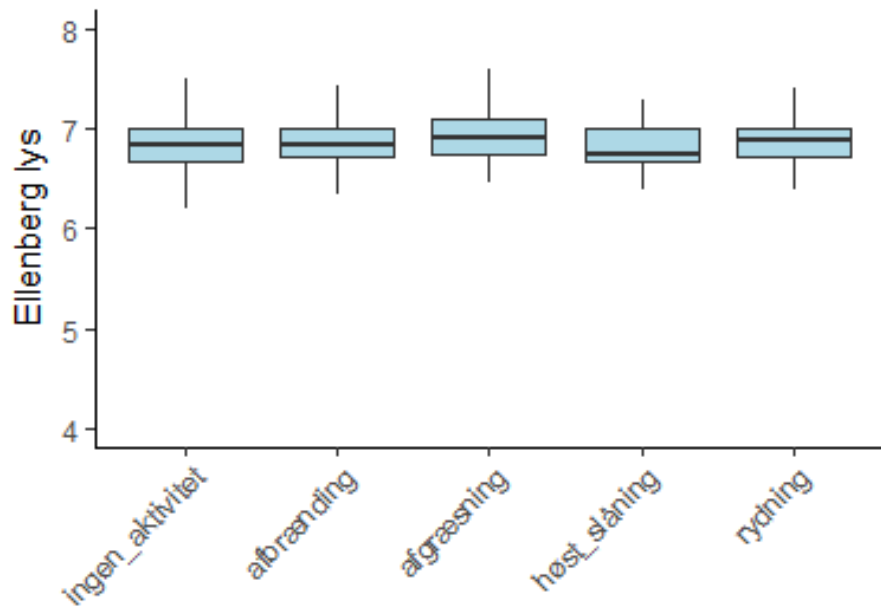


Figur 8. Boxplot over Ellenberg næring i dokumentationscirkler med "ingen aktivitet" (n=316), traditionel afbrænding (n=76), afgræsning (n=73), høst eller slåning (n=35) eller rydning (n=107). I boxplottet er medianværdien vist med en sort streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med blå bokse (der således rummer halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. Stjerner angiver om der er en signifikant forskel i vegetationen mellem dokumentationscirkler hvori der er udført forvaltningsaktiviteter, og dokumentationscirkler hvor der ingen forvaltningsaktiviteter har været (***: p<0,001, **: p<0,01, * : p <0,05). Data er fra 2016.

Ellenbergs indikator værdi for lys

Ellenbergs indikatorværdi for lys er en indikator for plantearternes præference for lysåbne levesteder, og planter med en høj lysværdi findes oftere i lysåben vegetation. Eksempler på lyskrævende arter er almindelig ulvefod, rosmarin-lyng og sandskæg med Ellenberg lys-værdier på hhv. 8, 9 og 9.

Analyser af de cirka 600 monitoringsflader, der er udlagt i hedevegetation med afbrænding, græsning, høslæt og rydning har vist, at der i 2016 ikke er signifikant mere lysåben vegetation end i prøveflader uden LIFE-aktiviteter (Figur 9). Da projektet kun strækker sig over fire år (2012-2016), så er det muligt at effekten endnu ikke kan detekteres i data. Derudover kan den manglende respons skyldes at man i projektet har iværksat forvaltningsaktiviteter på tilgroede hedeblader, og at det derfor ikke er muligt at detektere en forskel fra heder uden forvaltningsaktiviteter, fordi disse havde et mere lysåbent udgangspunkt.



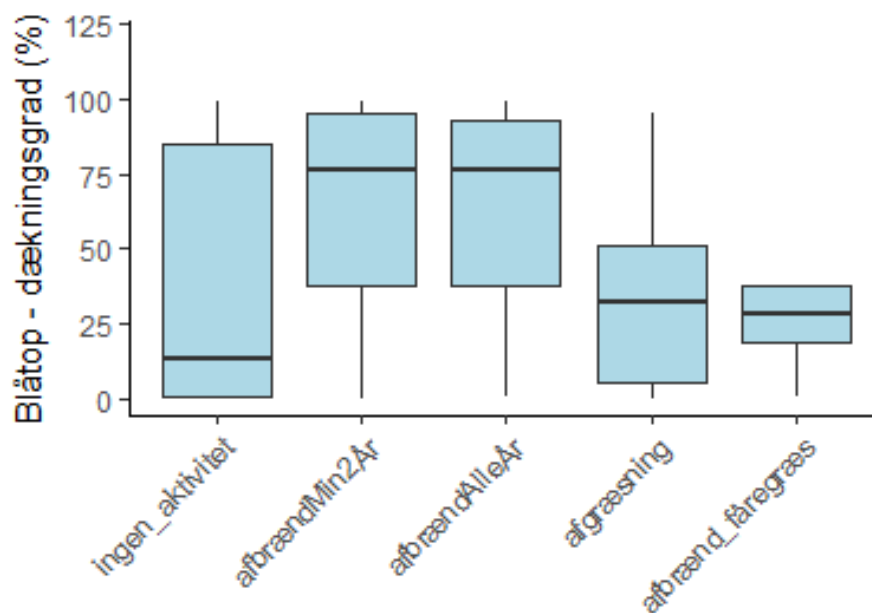
Figur 9. Boxplot over Ellenberg lys i dokumentationscirkler med "ingen aktivitet" (n=316), traditionel afbrænding (n=76), afgræsning (n=73), høst eller slåning (n=35) eller rydning (n=107). I boxplottet er medianværdien vist med en sort streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med blå bokse (der således rummer halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. Stjerner angiver om der er en signifikant forskel i vegetationen mellem dokumentationscirkler hvori der er udført forvaltningsaktiviteter, og dokumentationscirkler hvor der ingen forvaltningsaktiviteter har været (***: p<0,001, **: p<0,01, * : p <0,05). Data er fra 2016.

Effekter af målrettet bekæmpelse af blåtop

På Randbøl hede er foretaget en målrettet bekæmpelse af blåtop, blandt andet ved hyppige afbrændinger af vegetationen. Hypotesen bag de gentagne afbrændinger har været at lyngen ville få en fordel over blåtop, da mineraljord blottes når det visne materiale omkring blåtop-tuen brænder væk, hvorved lyngen kan spire.

På Randbøl hede er der i alt udlagt 135 dokumentationscirkler, hvoraf forvaltningsaktiviteterne i de 96 har været enten målrettet blåtop-afbrænding alle år (2012-2016), målrettet blåtop-afbrænding i minimum to år i projektperioden, afgræsning, kombinationen af fågræsning og minimum to års målrettet afbrænding eller ingen aktivitet i forbindelse med LIFE-projektet.

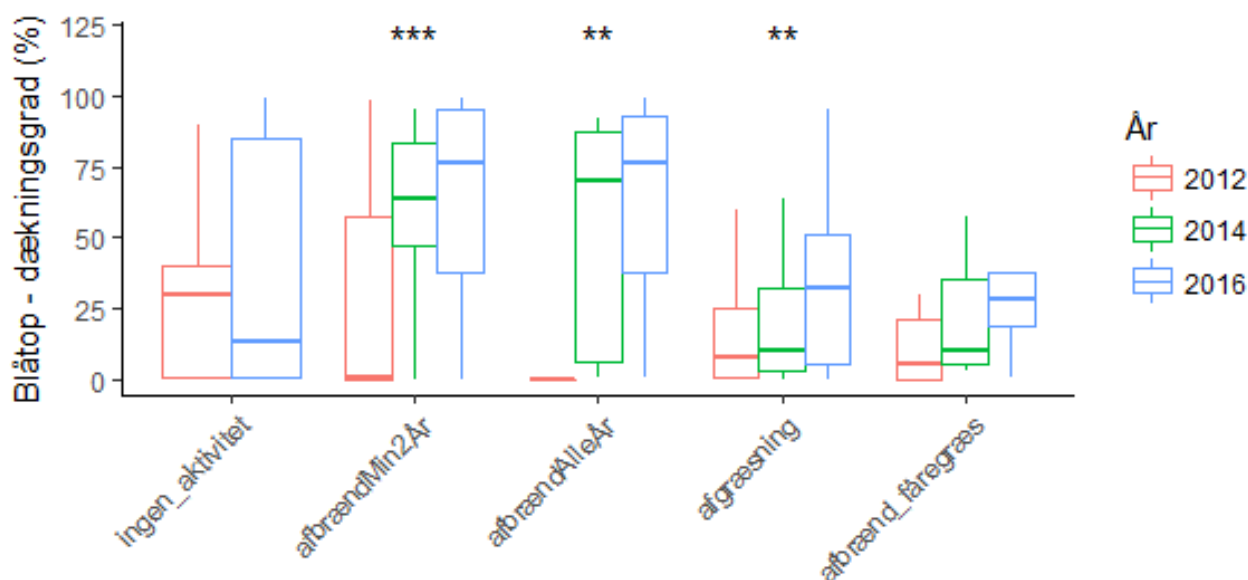
I 2016 er der ingen signifikant forskel i dækningsgraden af blåtop i dokumentationscirkler hvor der er foretaget gentagne afbrændinger set i forhold til dokumentationscirkler hvor der ingen forvaltningsaktiviteter er foregået (Figur 10). Ligeledes kan der heller ikke findes en effekt af afgræsning.



Figur 10. Boxplot over dækningsgraden af blåtop i 2016 som respons til forskellige forvaltningsaktiviteter: "ingen aktivitet" (n=15), afbrænding i minimum 2 år (n=26), afbrænding alle år (n=9), afgræsning (n=36) eller afbrænding i minimum et år kombineret med fåregræsning (n=10). I boxplottet er medianværdien vist med en sort streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med blå bokse (der således rummer halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. Stjerner angiver om der er en signifikant forskel i vegetationen mellem dokumentationscirkler hvori der er udført forvaltningsaktiviteter, og dokumentationscirkler hvor der ingen forvaltningsaktiviteter har været (***: $p < 0,001$, **: $p < 0,01$, * : $p < 0,05$).

Når vi sammenligner dækningsgraden af blåtop i dokumentationscirkler med gentagne afbrændinger over årene, så finder vi en signifikant stigning fra 2012 – 2016 (Figur 11). Denne effekt kan sandsynligvis forklares med, at inventeringerne i 2012 er sket straks efter afbrændingen, hvor dækningsgraden må formodes at være meget lav. Vi går ud fra at behandlingen med de gentagne afbrændinger er sket på arealer med blåtop-dominans, og at dækningsgraden som udgangspunkt har været tæt på 100 %. På trods af gentagne afbrændinger ser det ud til at arten formår at opretholde dominans i dokumentationscirklerne. Få år efter afbrænding dækker blåtop således omtrent tre fjerdedele af jordoverfladen, hvilket stadig er væsentligt højere end dækningen på græssede arealer og arealer uden forvaltningsaktiviteter. Det har ikke været muligt at vurdere de langsigtede effekter af de hyppige afbrændinger.

Andre analyser af vegetationen på Randbøl hede viser at dækningen af dværgbuske er lavere i dokumentationscirkler som har været under LIFE-projektets forvaltningsaktiviteter. Artsrigdom er signifikant højere i græssede dokumentationsflader i 2016 sammenlignet med dokumentationscirkler uden forvaltningsaktiviteter, men ingen andre aktiviteter har en signifikant effekt på artsrigdommen. Den gennemsnitlige Ellenberg lys-værdi har en tendens til at være højere i græssede dokumentationscirkler end i dokumentationscirkler uden aktiviteter. Resultaterne fra Randbøl hede skal tages med forbehold, da prøvestørrelsen inden for de forskellige forvaltningsaktiviteter har været meget lille.



Figur 11. Boxplot over udviklingen i dækningsgraden af blåtop i dokumentationscirkler i 2012, 2014 og 2016 som respons til forskellige forvaltningsaktiviteter: "ingen aktivitet" ($n_{2012}=15$, $n_{2016}=15$), afbrænding i minimum 2 år ($n_{2012}=26$, $n_{2016}=26$), afbrænding alle år ($n_{2012}=9$, $n_{2016}=9$), afgræsning ($n_{2012}=36$, $n_{2016}=36$) eller afbrænding i min et år kombineret med fåregræsning ($n_{2012}=10$, $n_{2016}=10$). I boxplottet er medianværdien vist med en sort streg, 25 og 75 % percentilerne er vist med blå bokse (der således rummer halvdelen af værdierne) og 95 % konfidensintervallet er vist med lodrette streger. Stjerner angiver om der er en signifikant forskel i vegetationen mellem dokumentationscirkler hvori der er udført forvaltningsaktiviteter, og dokumentationscirkler hvor der ingen forvaltningsaktiviteter har været (***: $p < 0,001$, **: $p < 0,01$, *: $p < 0,05$).

Generelle anbefalinger til effektovervågning

Som vist oven for, så er der en betydelig forskel årene i mellem, især i artsrigdom (Figur 4). Da monitoringen er foretaget om foråret i 2012 og om efteråret i 2014 og 2016 kan det ikke afvises at denne ændring i højere grad kan tilskrives årstidsvariationer, end effekter af forvaltningsaktiviteterne. I eventuelle fremtidige undersøgelser, bør dette problem afhjælpes ved at indsamle data inden for samme tidsperiode årene imellem.

For at kunne teste for effekterne af en konkret forvaltningsaktivitet kan man med fordel indsamle viden om arealernes tilstand før indsatsen sættes i gang. Alternativt kan der, som i LIFE-hede projektet, indsamles viden om tilstanden på ikke-forvaltede arealer, der så kan fungere som kontrolfelter. Da vegetationens sammensætning af arter kan variere betragteligt på ganske korte afstande, som følge af forskelle i topografi, jordbund, fugtighed, tilgængelighed af næringsstoffer, forvaltningshistorie mm, kan der være behov for at undersøge en kontrolgruppe af en vis størrelse, for at sikre at effekten af indsatsen træder tydeligt frem i dataanalyserne.

I LIFE-hede projektet er dokumentationscirklerne udlagt som transekter med en fast afstand mellem de enkelte dokumentationscirkler. Denne tilfældige udlægning har imidlertid medført at prøvestørrelsen varierer betragteligt mellem de forskellige forvaltningsaktiviteter. Således er der fx 326 dokumentationscirkler uden registrerede forvaltningsaktiviteter fordelt på seks lokaliteter som skal sammenlignes med 73 græssede dokumentationscirkler fordelt på fire arealer for at estimere effekten af græsning. Af hensyn til dataanalyserne er det dog vigtigt at der inden for de forskellige forvaltningsaktiviteter er en fornuftig prøvestørrelse. Stikprøvens størrelse vil afhænge af naturtypen, aktivitetstypen, heterogeniteten på lokaliteten, forvaltningshistorien mv og vil derfor være forskellig fra projekt til projekt.

I LIFE-hede projektet er en del arealer med flere forskellige forvaltningsaktiviteter, fx afbrændte arealer, der efterfølgende er græsset med får. Hver gang der tilføjes en behandlingstype til en dokumentationscirkel, da reduceres sammenligningsgrundlaget, da færre dokumentationscirkler vil have præcis denne kombination af forvaltningsaktiviteter. Mange kombinerede forvaltningsaktiviteter reducerer muligheden for at teste effekten af de enkelte typer af aktivitet, da man ikke kan vurdere hvilke aktiviteter, der skaber en eventuel observeret respons i vegetationen. Med et flerfaktorielt forsøg kan det godt testes, men det kræver en mere sofistikeret forsøgsplan.

Referencer

Ellenberg HW, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulissen, D. (1991). Zeigerwerte von pflanzen in mitteleuropa (scripta geobotanica; 18). 3. Verbess. Und erw. Aufl. 248 s., 38 abb. Verlag erich goltze kg, göttingen, 1991. Isbn 3-88452-518-2. Preis: Dm 29, 90. *Feddes Repertorium* 104:284-285.

Fredshavn JR, Ejrnæs R (2009). Naturtilstand i habitatområderne: Habitatdirektivets lysåbne naturtyper: Danmarks Miljøundersøgelser.

Fredshavn JR, Søgaard B, Nygaard B, Johansson LS, Wiberg-Larsen P, Dahl K, Sveegaard S, Galatius A, Teilmann J (2014). Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets artikel 17 rapportering.

Naturstyrelsen (2016). Pleje af heder og indlandsklitter i danmark – en metodehåndbog.