



BIODIVERSITET OG ØKOLOGISK RUM I AGERLANDET

– en undersøgelse af markvildttiltagenes biodiversitetseffekt

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 227

2017



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

BIODIVERSITET OG ØKOLOGISK RUM I AGERLANDET

– en undersøgelse af markvildttiltagenes biodiversitetseffekt

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 227

2017

Andrea Oddershede¹
Toke Thomas Høye¹
Tobias Guldberg Frøslev²
Rasmus Ejrnæs¹

¹Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

²Center for GeoGenetik og Afdelingen for Terrestrisk Økologi, Københavns Universitet



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 227
Titel:	Biodiversitet og økologisk rum i agerlandet
Undertitel:	- en undersøgelse af markvildttiltagenes biodiversitetseffekt
Forfattere:	Andrea Oddershede ¹ , Toke Thomas Høye ¹ , Tobias Guldberg Frøslev ² & Rasmus Ejrnæs ¹
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, ² Center for GeoGenetik og Afdelingen for Terrestrisk Økologi, Københavns Universitet
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Maj 2017
Redaktion afsluttet:	April 2017
Faglig kommentering:	Flemming Skov
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Fredshavn
Sproglig kvalitetssikring:	Else Vihlborg Staalsen & Anne Mette Poulsen
Finansiel støtte:	Aage V. Jensen Naturfond & 15. Juni Fonden
Bedes citeret:	Oddershede, A., Høye, T.T., Frøslev, T.G. & Ejrnæs, R. 2017. Biodiversitet og økologisk rum i agerlandet - en undersøgelse af markvildttiltagenes biodiversitetseffekt. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 62 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 227 http://dce2.au.dk/pub/SR227.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Med udgangspunkt i ti af de markvildtflav som rådgives af Danmarks Jægerforbund, undersøges her biodiversitetseffekten af vildtvænlige tiltag såsom barjord - og blomsterstriber. Med en kortlægning af økologisk rum og biodiversitet i et bredt spektrum af agerlandsbiotoper beskriver vi levestedsværdien af de forskellige landskabselementer vha. registrerede planter, dyr og eDNA-prøver fra jord. Rapporten kan fungere som en vidensbaseret guide til en mere biodiversitetsorienteret markvildtforvaltning, og indeholder konkrete råd til hvordan man som lodsejer og rådgiver kan gøre landbrugslandet til levested for flere arter. Derudover præsenterer vi et værktøj til biodiversitetsforvaltning på lodsejerniveau.
Emneord:	Biodiversitet, landbrug, småbiotoper, agerland, vildttiltag
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Landskab fra Sømarke markvildtflav på Møn. Foto: Andrea Oddershede
ISBN:	978-87-7156-262-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	62
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR227.pdf

Indhold

1	Forord	5
2	Sammenfatning	6
3	Summary	7
4	Baggrund og formål	8
4.1	Naturen i agerlandet	8
4.2	Økologisk rum	10
4.3	Naturforbedrende tiltag	10
4.4	Projektets formål	12
5	Materialer og metoder	14
5.1	Undersøgte biotoper	14
5.2	Registrering af økologisk rum	15
5.3	Biodiversitetsregistreringer	17
5.4	Statistiske analyser	21
6	Resultater	22
6.1	Økologisk rum og biodiversitet	22
6.2	Vildtvenlige tiltag og deres bidrag til agerlandets økologiske rum og biodiversitet	28
6.3	Økologisk rum og biodiversitet i den lokale rådgivning	30
6.4	Agerlandets natur i et bredere perspektiv	31
6.5	NaturkapitalPlus: et prioriteringsværktøj for naturindsatser på landbrugsejendomme	32
7	Diskussion, konklusion og perspektivering	36
7.1	Biodiversitet og økologisk rum	36
7.2	Kvalificering af den lokale naturrådgivning	42
7.3	Agerlandets natur i perspektiv	44
7.4	Konkrete anbefalinger til lodsejeren, der vil have mere natur på sin ejendom	46
	Råd nummer 1: Prioritér og pas på det, du har i forvejen	46
	Råd nummer 2: Lav kortvarige naturtiltag inden for markfladen og placer dem klogt	46
	Råd nummer 3: Lav dine egne naturforsøg	47
8	Referencer	48
	Appendiks 1: Tekniske anvisninger til registrering af økologisk rum	53
	Appendiks 2: Metode til udvælgelse af biotoper til undersøgelsen	58
	Appendiks 3: DNA-metabarcoding	60
	Appendiks 4: Yderligere resultater	62

1 Forord

For at øge bestandene af hare og agerhøne har Danmarks Jægerforbund igangsat et stort markvildtprojekt baseret på frivillig lodsejer-deltagelse. For at bremse populations-tilbagegangen i de to markvildtarter, rådgives der i vildtvenlige tiltag såsom barjord- og blomstribes. I dette studium undersøges det hvorvidt vildtvenlige tiltag også skaber levesteder for planter, insekter, orme og svampe.

Projektet er udført af postdoc Andrea Oddershede under vejledning fra seniorforskerne Toke Thomas Høye og Rasmus Ejrnæs. DNA-analyserne og det efterfølgende bioinformatiske arbejde er udført af postdoc Tobias Guldberg Frøslev fra Center for Geogenetik og Afdelingen for Terrestrisk Økologi, Københavns Universitet. Indsamling og bestemmelse af leddyr er foretaget af Emil Skovgaard Brandtoft og Oskar Liset Pryds Hansen. Ekspertvurderinger af de indsamlede dyr og planters trøst er udført af Morten D.D. Hansen, Hans Henrik Bruun, Jesper Moeslund, Thomas Vikstrøm og Peter Wind.

En stor tak til de lodsejere, der lod os komme på besøg i sommeren 2015, samt til Danmarks Jægerforbunds markvildtrådgivere, der organiserede lodsejer-kontakten og viste os rundt. En særlig tak til Thue Christen Kirkegaard Madsen og Leif Frølund Lauridsen fra Nr. Vium markvildtlav, der lagde jord til en test af NaturkapitalPlus-systemet for landbrugsejendomme.

Ikke mindst skal der lyde en stor tak til fondene 15. Juni Fonden og Aage V. Jensen Naturfond, som har finansieret og gjort projektet muligt.

2 Sammenfatning

Naturen er trængt i det intensivt dyrkede landbrugslandskab, hvor store marker og effektiv dyrkning fortrænger de vilde arters levesteder. Et af de tiltag, der er iværksat for at modvirke denne tendens, er Danmarks Jægerforbunds markvildtprojekt. Her organiserer lodsejerne sig i markvildtlav, der har til formål at øge bestandene af primært hare og agerhøne. I dette projekt undersøger vi, om denne indsats gavner andre arter af dyr, planter og svampe, der også lever i det åbne land.

I rapporten beskriver og anvender vi et relativt nyt begreb, det økologiske rum, for at kvalificere og i højere grad målrette rådgivningen mod at skabe nye levesteder i agerlandet. Vi har brugt metoden til systematisk at beskrive levemulighederne for biodiversiteten i 150 biotoper fordelt på ti markvildtlav fra hele Danmark. Undersøgelsen dækker derfor de fleste af de biotoptyper, der kan findes på en typisk landbrugsejendom såsom marker, vibelavnninger, vildttiltag som blomsterstriber, læhegn, naturarealer, markveje, gravhøje, diger og meget andet.

Vores undersøgelser viser, at man generelt får mest biodiversitet og økologisk rum ved at passe på de eksisterende biotoper. Det er derfor en god idé at bevare biotoper med økologiske forhold, som er sjældne, og som adskiller sig fra forholdene på marken. Det gælder for eksempel gamle biotoper og de meget tørre eller våde biotoper, der er mindre almindelige i det dyrkede landskab. Biotoper med dødt ved, høj diversitet af planter og møg fra græssende dyr er også eksempler på udvidelser af agerlandets økologiske rum, som bidrager til biodiversiteten i landskabet.

Det kan også give mening at udvide det økologiske rum lokalt, men det er svært at lave noget, som kan blive til levesteder for de sårbare og truede arter ude i det monotone agerland. Anlægning af blomster- og barjordstriber kan være en fin måde at skabe åndehuller inden for marken, da tiltagene udvider det økologiske rum i forhold til markfladen. Disse kortvarige tiltag er dog flygtige og understøtter hovedsageligt arter, som er almindelige i det danske agerland. De kan have en positiv effekt på biodiversiteten, hvis de udlægges som beskyttelseszoner i forbindelse med permanente strukturer, så landbrugspåvirkningen mindskes for de mere sårbare og truede arter i de gamle biotoper.

I rapporten diskuterer vi, hvordan markvildttiltagene kan målrettes, så biodiversiteten og udvidelse af det økologiske rum i højere grad kan bringes ind i rådgivningen, og vi har lavet et udkast til et nyt værktøj der kan hjælpe naturrådgivningen i agerlandet. Med udgangspunkt i de biodiversitetsværdier, som findes på en ejendom, kan ejendomme vurderes efter et såkaldt NaturkapitalPlus-indeks. Ved at udføre naturforbedrende tiltag som pointgives efter deres effekt på biodiversiteten, kan indekset øges. Dette system kan potentielt være med til at motivere yderligere naturindsatser og samtidig sikre, at de tiltag, der udføres, faktisk gør en positiv forskel for biodiversiteten.

3 Summary

The Danish landscape is dominated by agricultural fields, which leave little space for wildlife habitats. To improve habitats for two game species: hare and partridge, The Danish Hunters' Association organizes landowners in guilds and offers counselling on how to create and protect habitats for the two species. In this study we investigate whether non-target species are benefiting from the hare and partridge management scheme.

To obtain a broader understanding of variation in ecospace and biodiversity we investigate the environment and biodiversity of 150 biotopes. These represent crop fields, road verges, hedgerows, dikes, natural areas and other areal types within the area of the landowner including flower and bare soil strips, which are part of the hare and partridge management.

Our results show that keeping and protecting permanent habitats contributes to the expansion of ecospace and variation in biodiversity. Habitat conditions such as high plant species richness, dead wood and dung represent rare environmental conditions that contribute to biodiversity and so do old, dry or moist biotopes.

Flower strips and bare soils strips constructed for the benefit of game species can, on a local scale, contribute to the expansion of ecospace, but they do not create habitats for rare or threatened species. However, if such strips are laid out as bufferzones around permanent structures, they may have an indirect positive effect on biodiversity of permanent landscape structure.

We discuss our findings relative to biodiversity management, and how to optimize management efforts to include a broader range of species. Furthermore, we propose a system that can guide managers, practitioners and farmers in developing the most effective biodiversity management. Within this context, we map the existing biodiversity values of the landowner and use these as a starting point for better biodiversity management.

4 Baggrund og formål

4.1 Naturen i agerlandet

I takt med, at vi er blevet dygtigere til at producere fødevarer og drive landbrug, er landskabet blevet mere ensformigt med større marker og færre permanente strukturer såsom markveje, markskel, græssede enge og levende hegn. Udviklingen er sket på bekostning af mange levesteder, der er forsvundet fra landskabet, og vi ser og hører langt færre fugle i landbrugslandet, fordi mange planter og insekter og dermed fuglenes fødegrundlag er forsvundet herfra (Krebs *et al.* 1999; Stoate *et al.* 2009; Gossner *et al.* 2016; Josefsson *et al.* 2016). For 50-100 år siden var dyrkningen så ekstensiv, at vilde planter kunne kolonisere markerne, der dengang var mere biologisk mangfoldige end vi ser i dag. I en undersøgelse af den danske agerlandsflora på markflader og græseenge (1967-1970 til 1987-1989) fandt man en nedgang i frekvensen af stort set alle arter. Tendensen kan forklares af den højproduktive afgrødes tætte struktur, der udelukker tilstedeværelsen af andre planter end afgrøden selv (Andreasen, Stryhn & Streibig 1996). I Danmark bruger vi lidt over 60 % af det samlede landareal til landbrugsproduktion (Danmark Statistik).

Intensiveringen af produktionen i det åbne land har også medført tab af naturarealer over de sidste 100 år. Lysåbne naturtyper som fersk eng, overdrev, strandeng, hede mose og klit udgjorde i 1888 25 % af landarealet mod 10 % i 2000. Tabet skete især frem til 1950, mens der de sidste 70 år har været en status quo. I nogle ekstensive landskaber er der ligefrem sket en tilgang i naturarealer, hvor ekstensive landbrugsarealer er taget ud af omdrift og overgået til natur. Det betyder, at det kun er en lille del af de lysåbne naturtyper som eksempelvis enge og overdrev, som ikke har været under plov i nyere tid. Til gengæld har ekstensiveringen medført en omfattende tilgroning af lysåben natur – især langs kysterne. Det skyldes bl.a. kysternes stigende betydning som rekreativ ressource, men også at de næringsfattige naturtyper har mistet deres rolle som græsningsarealer i landbrugsproduktionen (Levin & Normander 2008). Der er altså ikke bare sket et arealmæssigt tab, men også et tab af den dynamik, som den traditionelle forvaltning af landskabet skabte. Græsning og høslæt har historisk set været en naturlig del af driften, og de lysåbne naturtyper har til dels været afhængige af denne drift, som til en vis grad efterligner naturlige processer. Historisk landbrugspraksis understøtter generelt mange arter, netop fordi det bidrager med vigtige økologiske processer. Fjernelse af næringsstoffer ved høslæt og græsning og fysiske forstyrrelser som optrampning af jord kan gavne både planter og insekter. Derudover kan flytningen af dyr mellem folde bidrage med noget, der minder om naturlig spredning af arter i landskabet (Fuller *et al.* 2016).

Biodiversitetsværdien på en ejendom handler i høj grad om, hvad man kan gøre uden for dyrkningsfladen. Generelt er mere komplekse landskaber med flere småbiotoper og mindre marker også mere artsdiverse landskaber (Fernández *et al.* 2002; Concepción, Fernández-González & Díaz 2012). Permanente udyrkede strukturer bryder den ensformiggørelse, som findes hos både økologiske og konventionelle landmænd, og effekten af disse strukturer på både fugle, planter og insekter er ofte vigtigere end dyrkningsformen på marken (Bengtsson, Ahnström & Weibull 2005; Josefsson *et al.* 2016). En mere ekstensiv og skånsom dyrkningsform kan dog gavne diversiteten af planter,

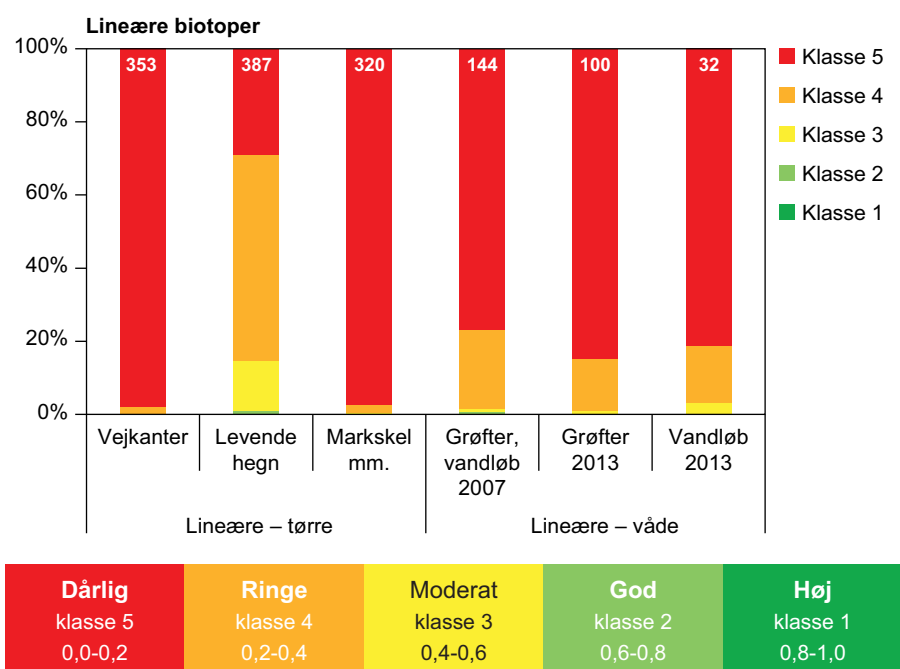
som er langt mere immobile og følsomme overfor lokale påvirkninger af fx gødskning (Gonthier *et al.* 2014).

4.1.1 Småbiotoperne

Småbiotoperne bidrager til landskabets heterogenitet og kan være med til at skabe åndehuller i et landskab, der ellers er domineret af dyrkede marker. Oprindeligt er småbiotopernes primære formål dog ikke natur, men funktion såsom læ, dræning, foder til vildtet, aflægning af marksten og spor til transport i form af veje og stier.

I landbrugslandet er levestederne truede af næringsstof- og sprøjtemiddelbelastning, dræning, opdyrkning, græsningsophør osv. Dette er generelle trusler for den danske natur, men for småbiotoperne er truslen mangedoblet på grund af deres placering mellem marker, og på grund af deres ofte lille størrelse. Mange småbiotoper er derfor også i ringe økologisk tilstand, hvis man kigger på hvilke arter, som lever der (Figur 4.1).

Figur 4.1. Artsindeks for lineære biotoptyper. For hver biotoptype er angivet den procentvise fordeling mellem fem artstilandsklasser. Artsindekset ligger mellem 0 og 1 og indeles i tilstandsklasser som afbildet nederst i figuren (se Fredshavn, Levin and Nygaard (2015) for uddybning).



Sammenligner man planteartslisters fra småbiotoper med artslisters fra den beskyttede natur (NOVANA), så finder man, at ingen arter er særegne for småbiotoperne, mens der findes masser af arter, som kun findes i beskyttet natur. Så selvom småbiotoperne er vigtige at bevare i agerlandet, så skal deres biodiversitetsværdi ses i lyset af, at det er naturarealerne, der er artskilde til småbiotoperne, så en indsats for naturområderne vil også gavne biodiversiteten i småbiotoperne, hvis de får lov at bestå i agerlandet. Småbiotoperne kan i sig selv fungere som helle i det dyrkede land fx for dyr, der har brug for uforstyrrede habitater, hvor de kan overvinde og reproducere sig (Fuller *et al.* 2016), eller i nogle tilfælde som helle eller tilflugtssted for planter (Smart *et al.* 2002).

Langt de fleste småbiotoper er ikke beskyttede, med undtagelse af §3-arealer og diger og gravhøje, der er under kulturhistorisk beskyttelse. Det er derfor i høj grad op til den enkelte lodsejer, hvorvidt biotopen skal plejes, nedlægges

eller oprettes (Fredshavn, Levin & Nygaard 2015). Dette giver en masse frihedsgrader for at lave naturtiltag, men det vigtiggør også en god biodiversitetsrådgivning, der fortæller lodsejeren, hvordan indsatser skal prioriteres for at sikre mest mulig biodiversitet.

4.2 Økologisk rum

Når vi siger, at landskabet er blevet ensformigt, er det egentlig en indskrænkning af det økologiske rum, vi taler om. Økologisk rum er et relativt nyt begreb, men det bygger på velkendte biologiske sammenhænge. Økologisk rum beskriver levemulighederne for biodiversiteten på en systematisk måde.

En beskrivelse af det økologiske rum i en biotop tager udgangspunkt i både de fysiske-kemiske vilkår som temperatur, fugtighed og lysindstråling, men økologisk rum indeholder også biologiske strukturer som mængden af dødt ved, mængden af blomster, antallet af plantearter og vegetationshøjden. Endelig indeholder det økologiske rum også en beskrivelse af kontinuiteten på stedet i form af landskabsalder og mængden af tilstødende natur. Økologisk rum kan bruges til at estimere biotopens egnethed for arter af dyr, planter og svampe, men også biotopens bidrag til biodiversiteten i det omgivende landskab (Brunbjerg *et al.* 2016).

Når der dyrkes afgrøder, så gør man naturligvis alt, hvad der er muligt, for at afgrøden har optimale vilkår. Det betyder, at jorden skal være frodig med en tilpas fugtighed og rigelig tilgang af næringsstoffer. Desuden forsøger man at holde marken ryddet for konkurrerende planter (ukrudt) og dyr (skadedyr), for at fremme afgrøden. Historisk set har man haft store problemer med at sørge for et højt næringsstofindhold, styre vandstanden på marken og holde ukrudtet væk. Der har været knaphed på næring og kalk, der har været vandlidende jorde, og der har været tørke, og det har været en kamp for at skabe optimale betingelser for afgrøden på markerne. Alt dette opnår landmanden ved at dræne, vande, gøde, pløje, sprøjte, strigle og harve. Resultatet bliver, at dyrkningsjorden, som dækker mere end 60 % af Danmarks areal, bliver ret ensformig. Det økologiske rum bliver indskrænket til en brøkdel af det naturlige potentiale. Ude i den udyrkede natur finder man til gengæld hele variationen fra intensivt forstyrrede strandbredder, over ekstensivt forstyrrede enge og moser med græssende dyr til mere uforstyrrede, gamle skove eller højmoser.

Landbrugslandets ensformighed består ikke alene i et ensartet fysisk-kemisk miljø med høj næringsstatus, tilpas fugtighed og en afgrøde, som skaber et tæt, fugtigt og skygget miljø, når den vokser op. Ensformigheden består også i, at plantevæksten er domineret af en enkelt art – afgrøden, og at der er generel knaphed på insektbestøvede blomster, dødt ved, frisk gødning og andre former for substrat, som kan fungere som levested for forskellige arter af svampe, insekter, smådyr, fugle og større dyr.

4.3 Naturforbedrende tiltag

I erkendelse af, at naturens plads i intensivt dyrkede landskaber er trang, og det økologiske rum er indskrænket i sådan en grad, at det går ud over biodiversiteten, forsøger man på forskellige niveauer at hjælpe arterne i landbrugslandet.

På europæiske plan har man indført Agri-environmental schemes (AES), hvis formål er at beskytte og oprette levesteder for arter i agerlandet. Mange forskellige tiltag hører under dette system, men blandt de mest udbredte er udsåning af blomsterstriber, der skal øge blomsterressourcerne i landskabet (Dicks *et al.* 2015). Effekten af disse striber diskuteres meget og bliver stadig undersøgt. Nyeste videnskabelige undersøgelser viser, at blomsterstriber, der er udsæet til solitære bier, kun benyttes af en meget begrænset andel af alle de solitære bier, fordi bier foretrækker at hente pollen fra permanente arealer med naturligt forekommende blomster (Wood, Holland & Goulson 2016). Ligeledes har det vist sig, at honningurt, som er meget brugt i blomsterstriber, ikke bruges i den grad, man forventede. Honningbierne, som man studerede i et forsøg, samlede næsten aldrig pollen fra blomsterne, men besøgte kun for nektarens skyld, hvilket understreger behovet for at evaluere, hvilke blomster man udsår for at vide, om arterne overhovedet bruger tiltagene (Sprague *et al.* 2016). Tiltagene har vist sig at have en positiv effekt på populationsstørrelsen af nogle almindelige humlebi-arter, når man sammenligner gårde, der laver bi-venlige tiltag med gårde, der ikke gør (Wood *et al.* 2015). I et studie af effekten af udlagte græsbræmmer på diversiteten af møl fandt man, at den maksimale effekt af tiltag blev opnået ved at udføre tiltagene i forbindelse med eksisterende naturområder (Alison *et al.* 2016).

Nogle tiltag laves for at øge diversiteten inden for markfladen. Sådanne tiltag er oftest reduceret udsåning og næringsstof- og pesticidtilførsel eller et krav om flere forskellige afgrøder på ejendommen. Flere studier viser dog, at landskabskonteksten ofte er vigtigere end eventuelle strukturvariationer i afgrøden (Concepción, Fernández-González & Díaz 2012; Josefsson *et al.* 2016).

4.3.1 Markvildtlav og vildtvenlige tiltag

En betydelig del af naturforvaltningen i agerlandet er målrettet jagtbare arter, og der er god vejledning at hente, hvis man som landmand ønsker at skabe levesteder for arter som hare og agerhøne på sin ejendom (se fx Christensen and Kahlert (2011) og jaegerforbundet.dk/vildt/markvildt/).

For at forbedre og sikre levestederne for hare og agerhøne har Danmarks Jægerforbund givet lodsejere landet over, mulighed for at organisere sig i markvildtlav på frivillig basis. I markvildtlavene har lodsejerne mulighed for at søge rådgivning hos markvildtrådgiverne, der igennem planlægning og løbende rådgivning præsenterer tiltag, der kan forbedre levestederne. Derudover gøres der en indsats for at optælle vildtet, så bestandstørrelsen og effekten af indsatserne i markvildtlavet kan følges.

(<http://www.jaegerforbundet.dk/vildt/projekter/markvildtprojektet/omprojektet/>).

Figur 4.2. De to primære markvildtarter. Hare på markvej (tv), og agerhøns i markkant (th). Fotos: Andrea Oddershede og Jørn Pagh Berthelsen.



Nogle af de mest anvendte tiltag i markvildtlavene er barjordsstriber, vildtstriber/blomsterstriber, vildtplantninger, insektvolde, græsstriber og sprøjte- og gødningsfri randzoner, i nogle tilfælde i indbyrdes kombinationer (se Figur 4.3) (Wind & Bertelsen 2013). Derudover er en del af rådgivningen at opfordre landmanden til at bevare den naturlige variation inden for markfladen, så fx lærkepletter og vibelavninger består og kan fungere som temporære levesteder. Formålet med disse tiltag er blandt andet at skabe områder, hvor dyrene kan opholde sig, og blomsterrige habitater, der kan tiltrække insekter, som er fødekilde for agerhønenes kyllinger (Green 1984).

Figur 4.3. Eksempler på vildtvenlige tiltag. Øverst: to eksempler på barjordstriber anlagt i kanten af marker. Etårige barjordstriber hvor jorden er vendt for nyligt. Nederst: to eksempler på udsåede vildtagre, areal med udsået vildtager domineret af honningurt (tv) og lineær vildtager anlagt i markkant (th). Struktur-mæssigt kan blomsterstriber og flerårige barjordstriber minde om hinanden, men barjordstriberne er typiske mindre tætte. Derudover er artssammensætningen i blomsterstriber typisk domineret af eksotiske arter som honningurt, boghvede og olie-hør, hvor barjordstriberne består af naturligt indvandrede arter. Fotos: Andrea Oddershede.



Selvom hovedformålet med tiltagene er at fremme populationerne af hare og agerhøne, så er der sidegevinster, idet tiltagene hjælper til at genskabe en del af den variation, vi kender fra tidligere tiders landbrug: pletter i marken (tørre og våde), fejlslagen afgrøde med ukrudt (Andreasen, Stryhn & Streibig 1996) og læhegn af forskellige typer. Der er altså grund til at tro, at de vildtvenlige tiltag udvider det økologiske rum. Det er fra et tidligere studium dokumenteret, at tiltagene udvider det økologiske rum set i forhold til markfladen. Rent biodiversitetsmæssigt tiltrækker tiltagene oftest almindelige arter, og øger disse arters hyppighed set i forhold til markflader uden disse tiltag (SEGES & Aarhus Universitet 2015).

4.4 Projektets formål

Projektets centrale mål har været at undersøge, hvorvidt der skabes grundlag for natur og biodiversitet som følge af en målrettet forvaltning af markvildtarter som hare og agerhøne.

I projektet Økologisk rum og biodiversitet i agerlandet har vi undersøgt, om den indsats, man laver for hare og agerhøne i markvildtlavene, også resulterer i bedre levede muligheder for den brede biodiversitet – alle de tusindvis af arter af andre dyr, planter og svampe, som potentielt kan leve i agerlandet og dets småbiotoper. For at kunne vurdere værdien af fx vildtagre og barjordstriber har vi sammenlignet dem med andre typer småbiotoper i landskabet, som også kan være levesteder for arter. Derfor har vi lavet en detaljeret kortlægning af 150 småbiotoper (levesteder), der repræsenterer den variation i økologisk rum, som kan observeres i agerlandet i dag. De 150 biotoper er fordelt geografisk jævnt i Danmark på 10 forskellige markvildtlav, 15 biotoper i hvert lav, og de repræsenterer agerlandets udbud af levesteder: læhegn, markskel, vildtagre, dyrkningsflader, remiser, gravhøje osv. Variationen i det økologiske rum og i biodiversiteten er blevet registreret i disse biotoper, og vi kan på den baggrund vurdere dem som levesteder. Vi har testet, om vi får mere biodiversitet, når vi øger det økologiske rum og dermed antallet af potentielle levesteder. Meget energi og mange penge bliver brugt på at lave naturforbedrende tiltag i landbrugslandet, og det er derfor vigtigt at undersøge effekten af indsatsen. Derudover har vi i projektet afprøvet og udviklet et fremtidigt koncept til biodiversitetsrådgivningen i agerlandet på basis af vores resultater.

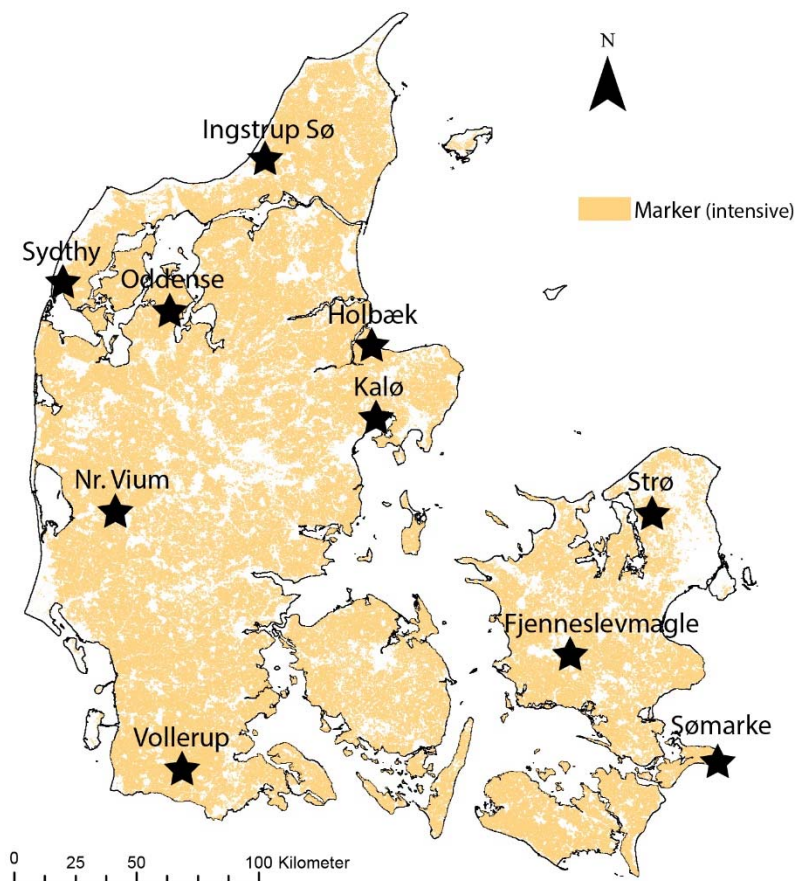
De vilde dyr og planter opfatter ikke, at verden er opdelt i dyrkede marker, levende hegn og småskove. De lever og færdes overalt, hvor der er levede muligheder. Derfor har vi i projektet defineret agerlandet som alle areal typer, der ligger inden for lodsejerens ejendomsgrænse. Det vil sige intensive og ekstensive marker, småbiotoper og også den beskyttede natur, som lodsejeren eventuelt måtte have på sin jord. Denne tilgang er valgt for at inkludere hele variationen af levesteder, som lodsejeren kan have indflydelse på, og fordi en eventuel forvaltningsplan for en ejendom bør tage udgangspunkt i alle biodiversitetsværdier på ejendommen.

5 Materialer og metoder

5.1 Undersøgte biotoper













Danmarks Jægerforbund har i løbet 2014-2016 oprettet i alt 53 (ultimo 2016) markvildtlav. Til denne undersøgelse har vi udvalgt 10 markvildtlav jævnt fordelt i Danmark (Figur 5.1).

Figur 5.1. Oversigt over de 10 markvildtlav, hvor undersøgelserne er foretaget.



Inden for hver markvildtlav har vi undersøgt 15 biotoper, således at det samlede datasæt består af 150 biotoper i alt. For at sikre, at de inventerede biotoper repræsenterede højst mulig variation i de økologiske forhold i agerlandet, blev følgende udvælgelsesprocedure fulgt: En indledende GIS-analyse af variationen i økologisk rum inden for de udvalgte markvildtlav viste, at den største variation fandtes inden for biotopalder, hydrologi og vegetationsstruktur (Figur 5.2). Informationen om biotopernes økologiske rum blev hentet fra Danmarks Jægerforbunds registreringer (foretaget forud for DCE's feltarbejde i 2015), lavet ud fra DCE's anvisninger (se Appendiks 1: Tekniske anvisninger til registrering af økologisk rum). Således er biotoperne udvalgt, så de repræsenterer de fulde økologiske gradienter i agerlandet. Derudover er eventuelle biotoper med høj naturværdi (bioscore over 3 i biodiversitetskortet (Ejrnæs *et al.* 2014)) medtaget (udvælgelsesproceduren er beskrevet i Appendiks 2: Metode til udvælgelse af biotoper til undersøgelsen). Der er udvalgt 70 biotoper til intensive undersøgelser og 80 biotoper til ekstensive undersøgelser (Se beskrivelse af ekstensive og intensive biotoper nedenfor).

Figur 5.2. De tre hovedgradienter i agerlandets biotoper er hydrologi, biotopalder (antal år siden sidste pløjning) og vegetationsstruktur. De undersøgte biotoper er udvalgt på baggrund af en simpel analyse af variationen over alle registrerede biotoper.

	Natur (ikke dyrket >15 år)	Kultur (ikke dyrket 1-15 år)	Krat	Dyrket mark
Vådt				
Halvtørt				
Tørt				

De 150 biotoper er fordelt på 78 lineære biotoper og 72 areelle biotoper, således at biotopernes form også er omtrent ligeligt repræsenteret i datasættet. De lineære biotoper er vildtagre, barjordstriber, diger, markskel, læhegn og vejkanter. De areelle biotoper er gravhøje, brakmarker, naturarealer, græsmarker, marker i omdrift, tørre pletter i marken (lærkepletter) og våde pletter i marken (vibelavninger).

5.2 Registrering af økologisk rum

5.2.1 Ekstensivt inventerede biotoper

I alle 150 biotoper er der estimeret økologisk rum ud fra samme tekniske anvisning, som er anvendt af Danmarks Jægerforbund (se Appendiks 1). Det økologiske rum blev registreret og målt på følgende parametre: urtehøjde, vegetationshøjde, bar jord, dødt ved, vegetationstæthed, produktivitet, fugtighed, kontinuitet, blomsterrigdom, gødning/møg, lufttemperatur og antallet af vedplantearter (træer og buske).

Udover at estimere biotopernes alder i felten blev biotopalder estimeret ved visuel inspektion af flyfotos fra 2015, 2014, 2012, 2010, 2008, 2006, 2004, 2002, 1999, 1995, 1954 og 1945 samt historiske kort repræsenterende første del af 1900-tallet og sidste del af 1800-tallet (høje og lave målebordsblade) (kilde: miljøegis.mim.dk). Alderen blev fundet ved at gennemgå kortene fra de nyeste til de ældste og notere det sidste år, hvor biotopen kunne genkendes i den tilstand den havde i 2015.

Arealet af naturområder og marker i omdrift omkring biotoperne er udregnet ved hjælp af Geografisk Informationssystem. Mark- og naturandel er udregnet ved at udlægge en bufferzone med en radius på 1000m ud fra hver biotop, og derefter udregne andel af bufferzonens areal, som udgøres af hhv. mark eller natur.

Landbrugspåvirkning er en estimeret variabel, der fortæller, i hvor høj grad landbrugsdriften har været med til at forme biotopens tilstand. Variablen går fra 1 – 4, hvor 1 er naturområder med lang kontinuitet og uden umiddelbar landbrugspåvirkning og niveau 2 er gamle brakarealer, hegn, markskel, diger, markkanter og gravhøje. 3 er fx græsmarker, barjordstriber og blomsterstriber, altså typisk biotoper med en forholdsvis kort kontinuitet og en væsentlig påvirkning af opdyrkning i form af udsåning og jordbehandling, og 4 er deciderede omdriftsarealer, som dyrkes med en afgrøde med henblik på høst.

5.2.2 Intensivt inventerede biotoper

I 70 ud af de 150 biotoper er der lavet en supplerende opmåling af det økologiske rum. Opmålingen er foretaget på et tilstræbt kvadratisk areal på 40x40 m, men da mange biotoper er lineære, såsom markveje og læhegn, har mange af registreringsarealerne en aflang udformning på 1600 m².

Mikroklimaet blev målt med loggere: relativ fugtighed, lysintensitet, lufttemperatur og temperatur ved jordoverfladen blev målt med to klimaloggere (HOBO) i hver biotop. Temperatur- og fugtighedslogger (HOBO U23 Pro v2) blev installeret 20-30 cm over jordoverfladen, og en temperatur- og lysintensitetslogger (HOBO Pendant® Temperature/Light 8K Data Logger) blev installeret ved jordoverfladen. Relativ fugtighed, lysintensitet, luft- og jordoverfladetemperatur blev logget hver time over en periode på mindst tre uger (juni – juli 2015 i de 70 intensive biotoper)).

Friske løvprøver blev indsamlet ved at samle grønne blade fra planter, repræsenterende hele biotopens overflade. Den relative mængde af løv høstet fra hver art repræsenterede artens abundans inden for biotopens 1600 m². Ved videre analyse i laboratoriet blev prøverne tørret og målt for fosforindhold (%), nitrogenindhold (%) og karbonindhold (%).

Jordprøver indsamlet i forbindelse med DNA-prøver (se nedenfor) blev brugt til måling af biotopens pH, samt bestemmelse af jordtype (FinSand, GrovSand, Lerblandet Sand, Sandblandet Ler). Derudover blev jordprøvernes indhold af tørstof og organisk materiale analyseret.

5.2.3 Udregning af det økologiske rum

Ved at sammenligne alle biotoperne på baggrund af alle målte parametre samtidigt kan man få et mål for, hvor meget hver biotop udvider det økologiske rum i agerlandet. Størrelsen af den enkeltes biotops bidrag til det økologiske rum kan udregnes som biotopens gennemsnitlige afstand til datasættets 10 markbiotoper i et multidimensionelt rum opbygget af alle målte parametre. Dette mål er altså et udtryk for hvor meget en biotop bidrager til det økologiske rum i forhold til markfladen.

5.2.4 Test af en simpel metode til registrering af økologisk rum

Med det formål at teste, hvorvidt en simpel estimering af det økologiske rum kan udføres af en person uden biologfaglig baggrund, sammenligner vi registreringer foretaget af Danmarks Jægerforbund med dem, som DCE har udført.

Forud for feltarbejdet blev der udviklet en teknisk anvisning til en simpel karakterisering af det økologiske rum (se Appendiks 1: Tekniske anvisninger til registrering af økologisk rum), som har dannet grundlag for Danmark Jægerforbunds kortlægning af det økologiske rum i markvildtlavene. Denne anvisning er i projektets forløb blevet opdateret og omfatter nu en supplerende teknisk anvisning til registrering af vedplantebiotoper (se Appendiks 1: Videreudvikling af teknisk anvisning til registrering af økologisk rum i vedplantebiotoper).

I en korrelationsanalyse kan vi vurdere, hvor godt Danmarks Jægerforbunds lavteknologiske kategorisering af det økologiske rum forudsiger DCE's lavteknologiske kategorisering samt den kvantitative opmåling af det økologiske rum. Danmarks Jægerforbund har ikke undersøgt alle de biotoper, vi har registreret, hvilket primært gælder markbiotoper (markflader, vibelavn timer og

lærkepletter). Der er derfor 126 biotoper, hvor der findes lavteknologiske registreringer af både Danmarks Jægerforbund og DCE. Af disse er 52 intensivt registrerede, og heri kan vi teste, hvorvidt en simpel estimering fra Danmarks Jægerforbund kan erstatte en detaljeret opmåling af økologisk rum.

5.3 Biodiversitetsregistreringer

5.3.1 Planter

I alle 150 biotoper blev tilstedeværelsen af plantearter registreret i cirkulært felt med 5 m radius eller et tilsvarende rektangulært areal på 78,5 m², hvis biotopen var lineær og ikke bredere end 10 m. I de 70 intensivt inventerede biotoper blev der foretaget en supplerende registrering af planter i hele den 1600 m² store biotop.

Truethedsvurdering - planter

Nye rødliste-kategorier til brug for videnskabelige analyser i projektet

For at få en dybere forståelse for den enkelte biotops bidrag til agerlandets biodiversitet er det brugbart at vide, om en biotop har mange sjældne plantearter. Den danske rødliste giver information om en arts truethed og bruges almindeligvis til at vurdere, om et område er særlig værdifuldt, fordi det er hjemsted for truede arter (Moeslund, Ejrnæs & Wind 2015). Ingen af vore registrerede plantearter er dog kategoriserede som truede i rødlisten, men nogle er dog mere truede end andre. De mere truede arter er typisk arter, som er blevet lokalt eller regionalt sjældne som følge af tab af levesteder, men som stadigvæk findes udbredt i Danmark, og derfor ikke er truede af national uddøen.

Vi har derfor, med afsæt i rødlisten, oprettet to nye kategorier for at beskrive variationen i truethed blandt de almindelige arter. De arter, som er sjældne eller ualmindelige (men ikke truede) i Danmark placeres i en af disse to kategorier, medmindre der er en velkendt naturlig grund til deres sjældenhed. Arter, som i dag er uden for rødlisten som "least concern" (LC), vurderes efter, om de ud fra en ekspertvurdering kan siges at være: regionalt truede (RT) eller lokalt truede (LT). I Tabel 5.1 kan man læse en beskrivelse af de officielle rødlistekategorier, og derudover kan man se, hvordan de fundne plantearter fordeler sig på de forskellige kategorier, og hvor truede de er.

Til videre analyser udregnes en middelværdi for truethed for en biotop ved at give lokalt truede arter værdien 1, regionalt truede arter værdien 2 og derefter udregne en middelpointværdi ved at dividere med antallet af alle observerede arter i biotopen (også dem med værdien 0 (LC, least concern)). Herved er den gennemsnitlige truethedsværdi et udtryk for den andel af biotopens arter, som vurderes til at være mere truede end LC.

Bevaringsværdi - planter

Som et supplement til truethedsvurderingerne har vi udregnet et indeks, der beskriver arternes tendens til at forekomme i den beskyttede natur. Til formålet har vi brugt plantelister fra DCE's småbiotopprojekt (Fredshavn, Levin & Nygaard 2015) og data fra det danske NOVANA-overvågningsprogram (se fx Nygaard *et al.* (2014)). Indekset er udregnet ved at tage frekvensen af arterne i NOVANA-naturtypefelter (undtagen habitattype 6430 nitrofile højstauder) plus halvdelen af frekvensen i NOVANA-prøvefelter fra naturovervågningen, som ikke kvalificerede sig til en af NOVANA-typerne (fx enge og overdrev, som ikke var artsrige eller naturlige nok). Dette tal er divideret med summen af frekvensen for beskyttet natur og ikke-beskyttet natur samt data

fra DCE's småbiotopprojekt. Herved får vi et indeks mellem 0 (ingen forekomster i beskyttet natur og ikke-beskyttet natur, men kun i landbrugsarealer) og 1 (kun forekomster i beskyttet natur og ingen i ikke-beskyttet natur og landbrugsarealer).

Bevaringsværdien korrelerer med truethedsvurderingerne, sandsynligvis fordi den beskyttede natur repræsenterer den mest truede natur i vores landskab, mens den ubeskyttede natur og småbiotoper i agerlandet (markskele, hegn, vejkanter, græsmarker) repræsenterer natur som vi har meget af, og som indeholder arter, der er almindelige og ikke truede.

5.3.2 Leddyr

I de 70 intensive biotoper blev leddyrt indsamlet med ketsjer ved et besøg (se Figur 5.3) i perioden 6. juli – 5. august 2015. Biotopen på de 1600 m² blev gennemgået med det formål at fange så mange dyr som muligt ved besøget. Da biotoperne kun er besøgt én gang, giver artslisterne et øjebliksbillede af arts sammensætningen i den besøgte biotop. Da bestemmelsen af leddyrt er en tidskrævende proces, er følgende grupper udvalgt: snudebiller (*Curculionidae*), tæger (underorden *Heteroptera*), bladbiller (*Chrysomelidae*), træbukke (*Cerambycidae*), edderkopper (*Araneae*) og sommerfugle (*Lepidoptera*).



Figur 5.3. Indsamling af leddyrt (tv) og bestemmelse af indsamlet materiale (th). Fotos: Danmarks Jægerforbund og Oskar Liset Pryds Hansen.

Truethedsvurdering - leddyrt

Leddyrenes truethed er yderligere vurderet på samme måde som for planterne. I Tabel 5.1 kan man aflæse, hvordan de fundne leddyrt fordeler sig på de forskellige kategorier, og hvor truede de er. Til de videre analyser udregnes en middelværdi for truethed for en biotop ved at give lokalt truede arter værdien 1, regionalt truede arter værdien 2 og derefter udregne en middelpointværdi ved at dividere med antallet af alle observerede arter i biotopen (også dem med værdien 0 (LC, least concern)).

Tabel 5.1. Rødlistekategorier og beskrivelse heraf (Moeslund, Ejrnæs & Wind 2015). Det er angivet, hvor mange arter der er fundet inden for hver kategori. Eksperterne, der har lavet vurderingerne, har haft frie hænder til at placere arterne i rødliste-kategorierne (officielle og uofficielle) uanset hvilken kategori arterne tilhører i den officielle rødliste. Kategorier, der er markerede med stiplede linjer, indeholder arter, som ikke er rødlistede. *Ikke officiel rødliste-kategori.

Kategori	Beskrivelse	Planter (antal arter)	Dyr (antal arter)
Forsvundet (RE, regionally extinct)	En art er forsvundet, når det er hævet over enhver rimelig tvivl, at det sidste individ, som havde en reel mulighed for reproduktion inden for landets grænser, er dødt eller forsvundet fra landet.	0	0
Kritisk truet (CR, critically endangered)	En art henføres til kategorien kritisk truet, når der er en overordentligt stor risiko for, at den vil uddø i vild tilstand i meget nær fremtid.	0	0
Moderat truet (EN, endangered)	En art henføres til kategorien moderat truet, hvis den ikke kan henføres til kritisk truet, men når der alligevel er en meget stor risiko for, at den vil uddø i vild tilstand i nær fremtid.	0	0
Sårbar (VU, vulnerable)	En art henføres til kategorien sårbar, hvis den ikke kan henføres til hverken kritisk truet (CR) eller moderat truet (EN), men når der alligevel er en stor risiko for, at den vil uddø i vild tilstand på længere sigt.	0	1
Næsten truet (NT, near threatened)	En art henføres til kategorien næsten truet, hvis den er tæt på at opfylde ét af kriterierne for sårbar.	0	0
Utilstrækkelige data (DD, data deficient)	En art er data deficient, når der ikke er tilstrækkelige informationer til at foretage en direkte eller indirekte vurdering af dens risiko for at blive udryddet baseret på artens udbredelse eller populationsstatus. En art i denne kategori kan for så vidt godt være velkendt, selvom data om dens udbredelse og/eller abundans mangler.	0	1
* Regionalt truede (RT, regionally threatened)	Arter, som ikke opfylder en rødlistekategori, men vurderes at være blevet så sjældne, at de er forsvundet eller truet af forsvinden fra en eller flere landsdele (N-Jylland, V-Jylland, Ø-Jylland, Fyn-Lolland-Falster-Møn, Sjælland, Bornholm). Regionalt truede arter er arter, som har oplevet en stor tilbagegang i Danmark, men som stadigvæk er relativt almindelige mange steder i landet. De vil dog typisk være gået fra almindelige til sjældne, meget sjældne eller fraværende i nogle landsdele.	15	9
* Lokalt truede (LT, locally threatened)	Arter, som ikke opfylder et af ovenstående kriterier men vurderes at være blevet så sjældne, at de er forsvundet eller truet af forsvinden fra en eller flere kommuner eller tilsvarende landskaber.	71	37
Ikke truet (LC, least concern)	En art henføres til kategorien ikke truet, hvis data er tilstrækkelige (se DD), vurdering er relevant (se NA) og det ved vurderingen viser sig, at den ikke opfylder kriterierne for kritisk truet (CR), moderat truet (EN), sårbar (VU) eller næsten truet (NT).	276	195
Vurdering ikke relevant (NA, not applicable)	En art henføres til kategorien vurdering ikke relevant, hvis der er tale om arter, hvor en rødlistevurdering ikke er relevant, fordi det eksempelvis drejer sig om indførte arter, arter under etablering.	0	0
Ikke vurderet (NE, not evaluated)	En art henføres til kategorien ikke vurderet, hvis der ikke er foretaget en vurdering af den.	2	0

5.3.3 Biotopypernes nationale areal

Hver enkelt biotop er tilknyttet en arealtype med det formål at kunne vurdere, hvor almindelig arealtypen er på nationalt plan. Arealet for markbiotoperne er hentet fra NaturErhvervstyrelsen (kortdata.fvm.dk). Da de fleste småbiotoper ikke er beskyttede og derfor heller ikke overvåges, kendes det nationale areal ikke for disse. I de fleste tilfælde har vi derfor kategoriseret dem som ekstensivt landbrugsareal. Læhegnenes nationale areal kunne estimeres ud fra en national opgørelse over alle levende hegn (med en bredde fastsat til tre meter) (FOT Danmark, miljøportal.dk). Arealandelen af skov og beskyttede naturtyper er estimeret ud fra information hentet fra nationale overvågningsprogrammer (NFI, Skove og plantager (Nord-Larsen *et al.* 2016) og NOVANA (Bijl, Boutrup & Nordemann Jensen 2007)).

5.3.4 DNA-analyser

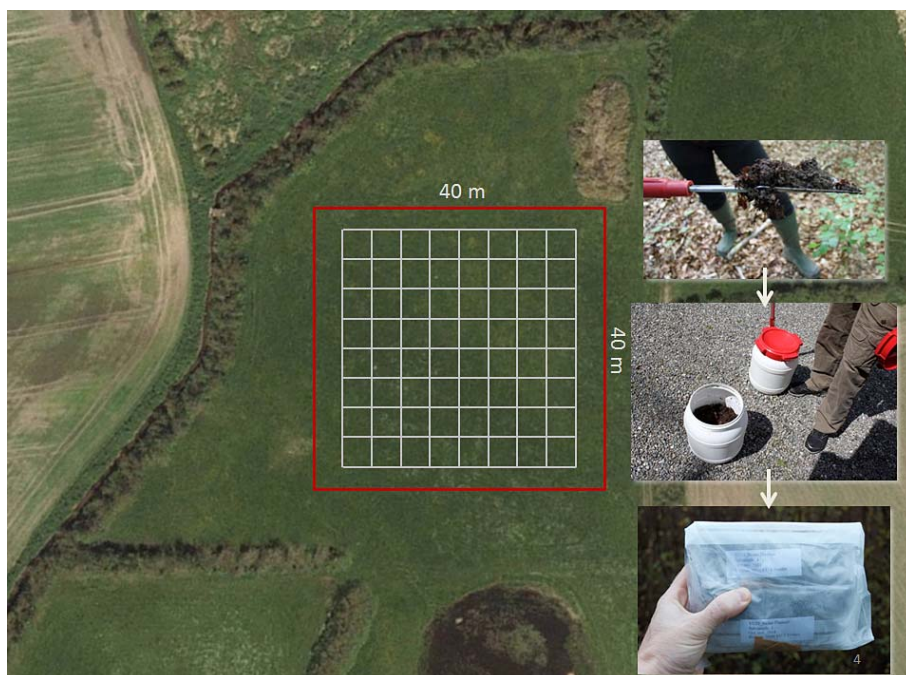
I de 70 intensivt inventerede biotoper er der indsamlet eDNA-prøver (e for environmental). eDNA-prøverne giver os information om samfund af svampe, planter i dvale og jordlevende dyr, som findes i biotopen. Disse arter udgør en vigtig og stor del af biodiversiteten, og vi kan på denne måde få data om langt flere arter, end det er muligt med traditionelle metoder. Traditionelt set har mange af disse arter været overset, fordi de er svære at registrere uden DNA-metoder. Planterne er primært medtaget her som en testgruppe, idet vi forventer, at den overjordiske inventering af planter er en slags facitliste for karplanterne, en liste som kan give et fingerpeg om værdien af eDNA for de grupper, hvor vi netop ingen facitliste har.

eDNA-prøver blev indsamlet ved at gennemgå biotopen i 9 transekter med udtagning af 9 små jordprøver langs hvert transekt. Jordprøverne blev taget med et jordspyd ned til ca. 15 cm dybde. De i alt 81 jordprøver, der blev samlet per biotop, blev samlet og grundigt homogeniseret i en tønde, således at en subsample ville repræsentere diversiteten i hele arealet. Ca. fire spiseskefulde jord blev udtaget og opbevaret på frys til senere analyse. Prøven blev hurtigst muligt frosset, da DNA-materialet nedbrydes hurtigt ved varme temperaturer.

Fra eDNA-prøverne har vi undersøgt organismegrupperne karplanter, svampe, nematoder (rundorme) og regnorme. eDNA-analyserne er foretaget af Tobias Guldberg Frøslev, postdoc ved Terrestrisk Økologi, Københavns Universitet og Center for Geogenetik, Københavns Universitet. Se Appendiks 3 for gennemgang af ekstraktions- og analysemetode af eDNA-jordprøver.

Det rå output fra eDNA-analyserne er lange lister over basepar-kombinationer, som repræsenterer individer af forskellige arter. I princippet kan disse genetiske koder slås op i et internationalt bibliotek og derved oversættes til konkrete artsnavne. I praksis er verdens bibliotek over genetiske koder dog meget ufuldstændigt, særligt for dårligt kendte grupper som svampe og nematoder. Desuden er DNA-resterne i jorden ikke altid komplette og ikke altid lange nok til at give en tilstrækkelig identifikation på artsniveau. Desuden er en del af de koder, som ligger i de internationale biblioteker knyttet til fejlbestemte arter. Derfor vil der være en del genetiske koder, som ikke kan få et navn, og en del koder, som får et forkert navn. Det er derfor et grundvilkår, når man bruger eDNA som målestok for biodiversitet, at vi i stedet for navne må operere med OTU'er - såkaldte "Operational Taxonomical Units". Det gode er, at man også kan se på diversiteten af disse og i særdeleshed kan se på, om sådan et samfund af OTU'er af svampe eller nematoder er mere eller mindre unikt, og man kan se, hvilke samfund, som ligner hinanden mest.

Figur 5.4. Indsamling af jordprøver til eDNA-analyser. Jordprøverne blev desuden brugt til måling af biotopens pH og bestemmelse af jordtype. Foto: Tobias Guldberg Frøslev.



5.4 Statistiske analyser

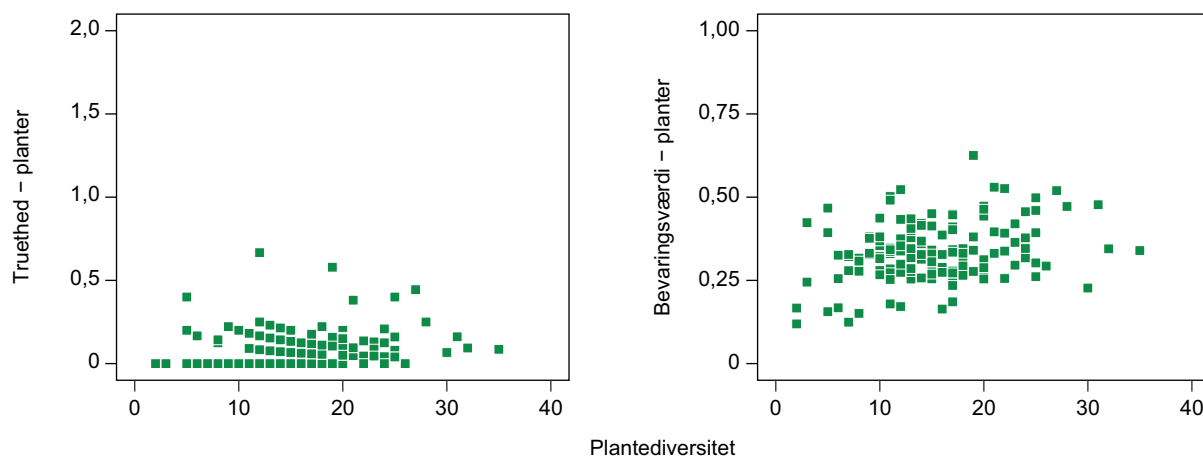
For at illustrere variationen (afstanden) mellem prøverne i det økologiske rum er der brugt Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) ordination. Samme analyse er udført på alle de undersøgte artsgrupper. Dette er en multivariat analyse, der på en simpel måde kan illustrere forskellene i arter eller miljøforhold mellem felterne i få dimensioner (se fx Brunbjerg *et al.* (2015)). Korrelationen mellem artsmatricer (tabeloversigt over hvilke arter der findes per biotop) er testet med Mantel test. Unikheden af artssammensætningen af biotoperne er estimeret ved at udregne de enkelte biotopers gennemsnitlige afstand til datasættets 10 markbiotoper. Afstanden mellem to biotoper er baseret på, hvor mange arter (eller OTU'er for eDNA-data) biotoperne har til fælles ud af det samlede artsantal i de to biotoper. Vi antager, at jo mere forskellig samfundet er fra de dominerende dyrkede marker – desto mere vil det bidrage til landskabets samlede biodiversitet. Vi har tjekket for normalitet i data ved visuel inspektion af quantile-quantile-plot, og ved brug af Shapiro-Wilk normalitetstest. Desuden er der brugt envejs-ANOVA til at analysere, hvilke faktorer der er signifikante for variationen i økologiske rum mellem forskellige biotoptyper. Alle statistiske analyser er udført i computerprogrammet R (R Development Core Team 2013).

6 Resultater

6.1 Økologisk rum og biodiversitet

6.1.1 Planter og leddyr

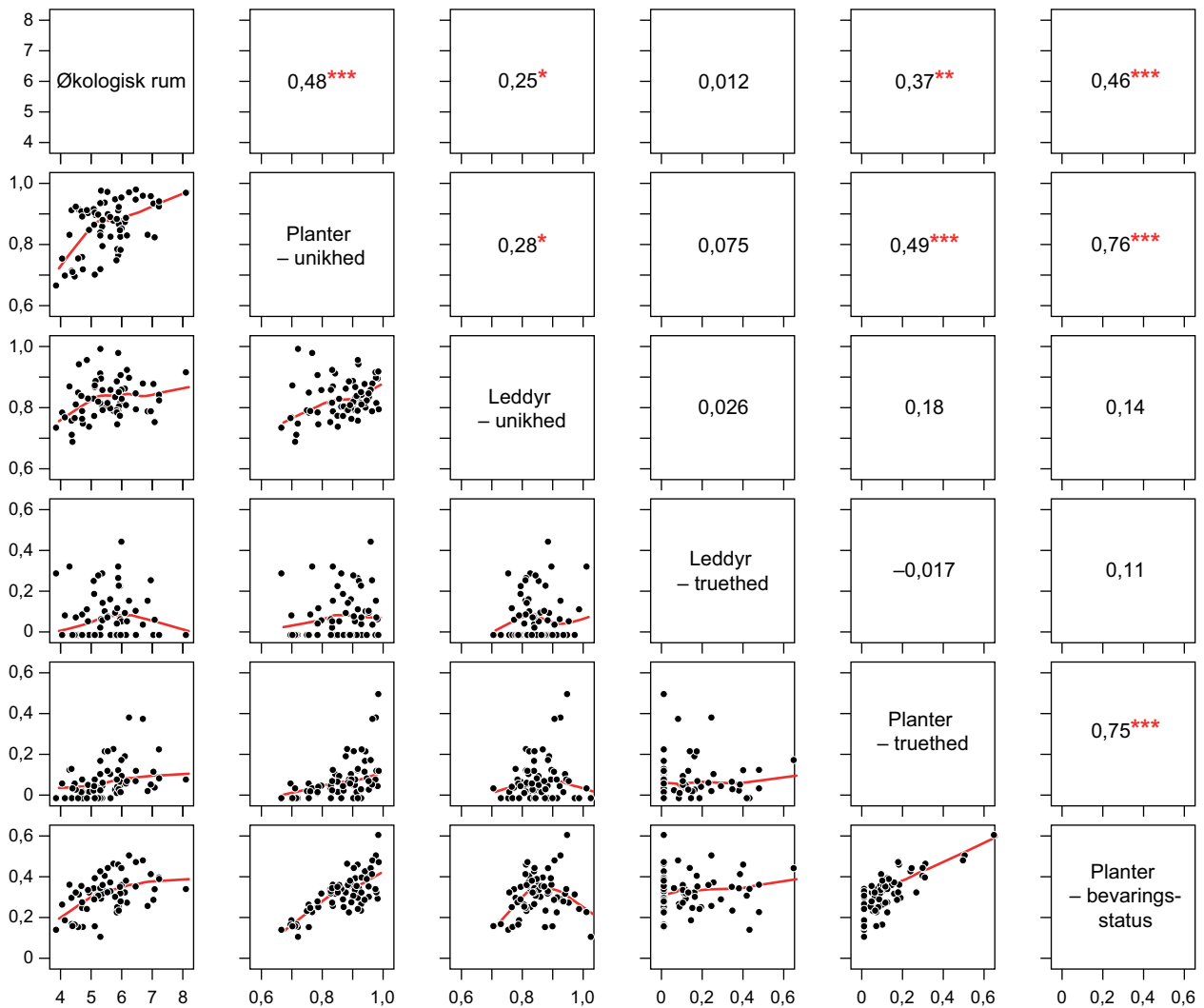
Langt de fleste planter, vi finder i agerlandet, er almindelige og ikke vurderet som truede (se Tabel 5.1). Plantediversitet inden for en biotop er ikke et specielt informativt mål for biotopens bidrag til landskabets overordnede diversitet, dels fordi diversitetsniveauerne er lave i vores undersøgelser, dels fordi selv de biotoper, der har relativt mange arter, kun har almindelige arter (se fx Figur 6.1).



Figur 6.1. Artsdiversitet og middelværdien af truetheden (tv), samt bevaringsværdien (th) inden for de 150 biotoper. Plantelisterne er fra cirkler med en radius på 5 meter.

Vi har en forventning om, at udvidelsen af et økologisk rum skaber flere levesteder og dermed danner grundlag for en øget biodiversitet. I Figur 6.2 tester vi, om en økologisk afstand fra markernes økologiske rum medfører en afstand fra markernes biota (plante- og dyresamfund). Vi finder en positiv korrelation mellem udvidelsen af det økologiske rum og bidraget til landskabs plante- og dyrediversitet (unikheden). Signalet er størst hos planterne, hvor en udvidelse af det økologiske rum også øger sandsynligheden for at finde arter, der er ualmindelige og bevaringsværdige. Unikheden af dyresamfundene er desuden positivt korreleret med unikheden af plantesamfundene.

Modellen, der forudsiger hvor mange truede plantearter, der er i en biotop (Tabel 6.1), viser, at der er en signifikant effekt af hydrologisk afvigelse. Meget tørre områder (såsom sydvendte skrænter og tørre markveje) eller meget våde områder (rigkær og våde enge) har altså flere sjældne planter end biotoper med samme hydrologi som de typisk drænede marker. Kontinuitet har ligeledes en positiv og signifikant effekt på antallet af truede arter. Gamle biotoper kan være fri af landbrugspåvirkning og kan huse rester af et mere artsdiverst landskab. Både hydrologisk afvigelse og biotop-alder er faktorer, der er med til at udvide det økologiske rum, så her har vi et eksempel på, at en udvidelse af det økologiske rum (på specifikke parametre) bidrager til landskabets plantediversitet.

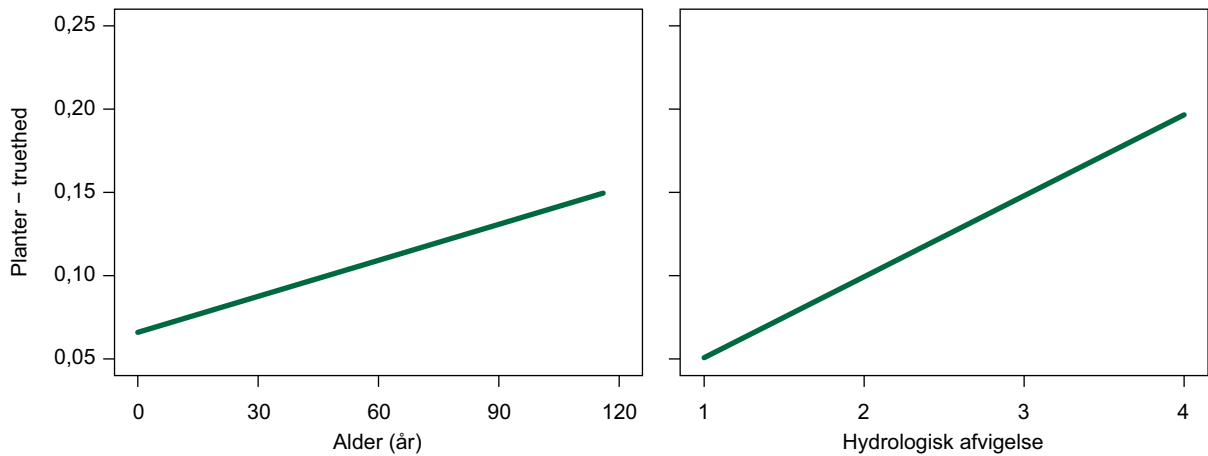


Figur 6.2. Korrelationer mellem udvidelsen af det økologisk rum og forskellige diversitetsmål for planter og leddyr. Korrelationskoefficienterne er angivet i øverste halvdel over diagonal. Signifikansniveauer: $p < 0,001$ (***), $p < 0,01$ (**), $p < 0,05$ (*).

Tabel 6.1. Modelresultat af to diversitetsmål (artsrigdom og truethed) for planter og leddyr i studiets 70 intensivt inventerede biotoper. Alle forklarende variable står til højre for skæringspunktet, og alle er kontinuerte. Modeltyper: Planter – truethed: generel lineær model; plante-rigdom: generaliseret lineær model med binomial fordeling; leddyr – truethed: generel lineær model; leddyr-rigdom: generaliseret lineær mixed model med poisson-fordeling. Estimerne er standardiserede.

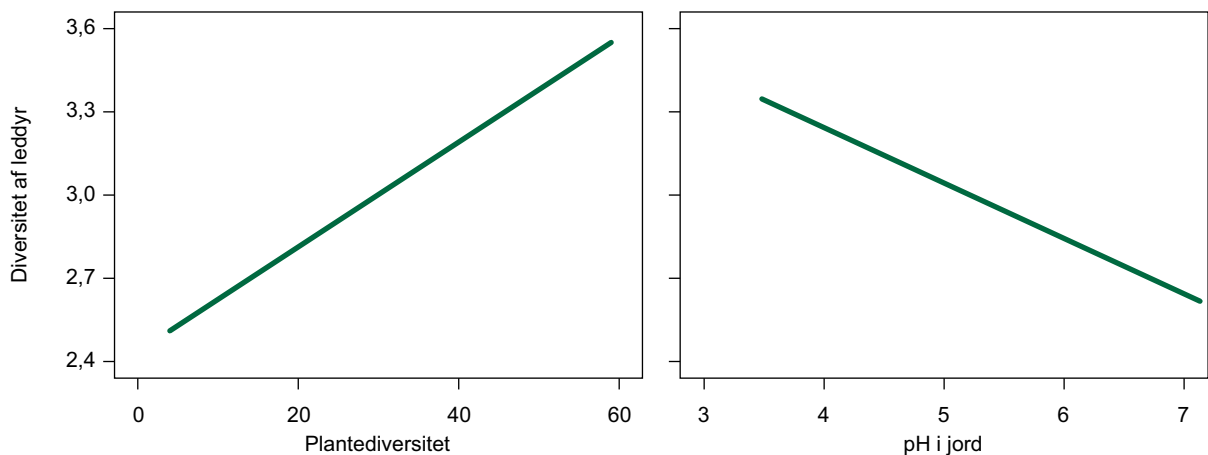
Signifikansniveauer: $p < 0,001$ (***), $p < 0,01$ (**), $p < 0,05$ (*).

	Skæringspunkt	Hydrologisk afvigelse	Alder	Møg	Nitrogen-indhold i løv	Temperatur	Plante-diversitet	pH i jord	R ²	R ² -random effekt
Planter – truethed	0,087***	0,043***	0,030**						0,33	
Planter-rigdom	3,197***		0,161**	-0,100	-0,151**	0,146**			0,29	
Leddyr-truethed	0,091***					0,027*			0,05	
Leddyr – rigdom	2,921***						0,205***	-0,140***	0,29	0,46



Figur 6.3. Effektstørrelse af alder og hydrologisk afvigelse på gennemsnitlig truedthed i biotoperne.

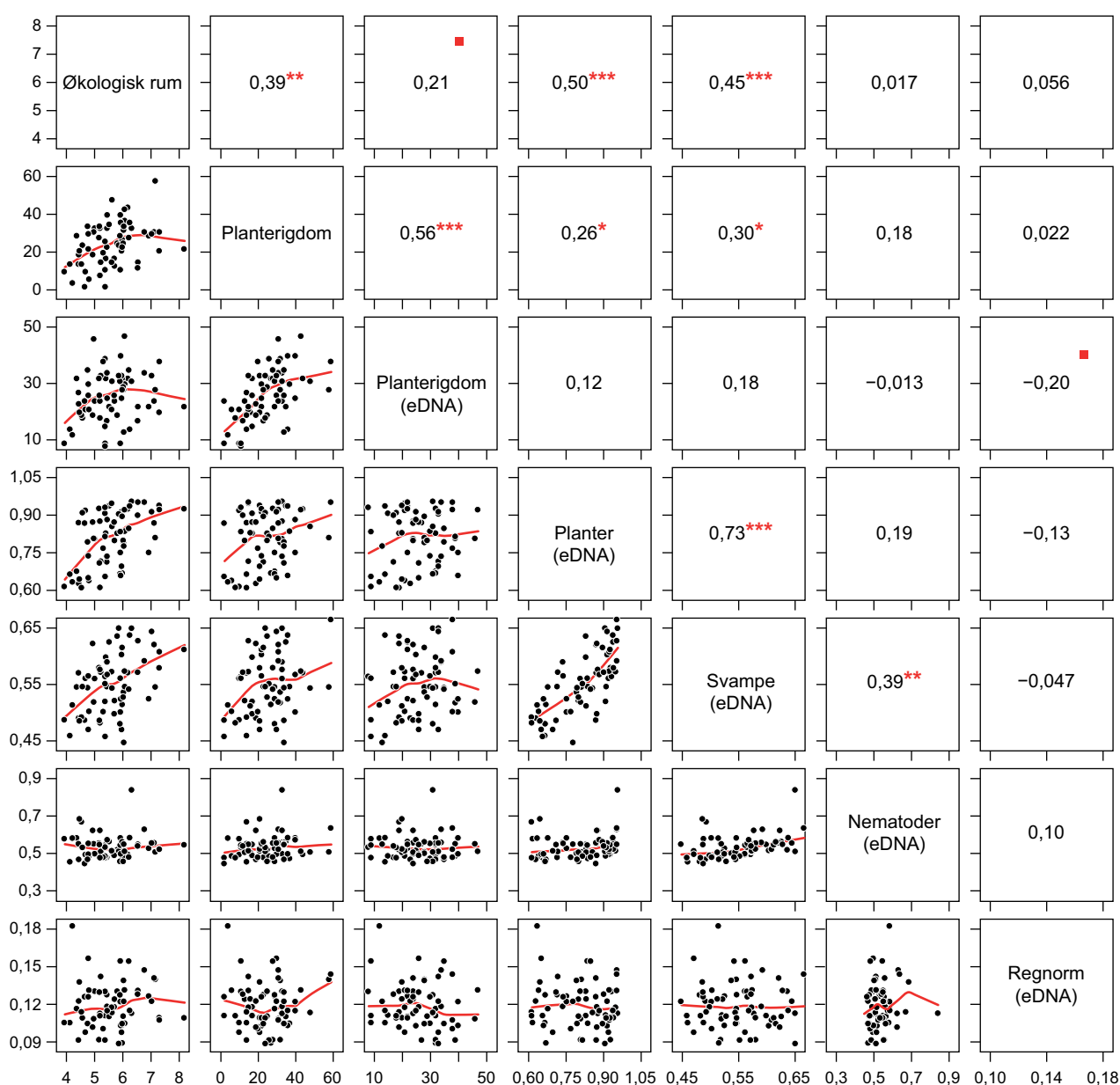
For leddyrdiversitet fandt vi den højeste diversitet i de småbiotoper, som var rige på plantearter. Det skyldes sandsynligvis, at de byder på flere føderesourcer i form af fx blomsterpollen (Figur 6.4). Mange insekter er også knyttet til helt bestemte plantearter, så jo flere plantearter, desto større er sandsynligheden for at finde dyr, der er specialister i at udnytte dem. Derudover blev der fundet en høj diversitet af leddyrliv i områder med lav pH, der typisk har været friholdt for landbrugsdrift i form af pløjning, gødsning og kalkning – eksempelvis heder, sure enge og moser. I modellen for leddyrdiversitet er en del af variationen forklaret af, at dyrene er indsamlet i forskellige områder i Danmark (de 10 markvildtlav). Denne variation i data kan skyldes, at indsamlingerne er sket forskellige steder i landet, men også vejrforholdene mellem de forskellige indsamlingsdage kan spille ind og påvirke indsamlingens effektivitet. For eksempel får regn dyrene til at trykke sig ned i vegetationen og gør det sværere at fange dem med ketsjer. Derudover kan der være en del dyr at hente højt i buske og trækroner, som vi ikke får med ved ketsjer-indsamling. Disse forbehold kan også forklare, hvorfor vi kun kan lave en model med meget lav forklaringsværdi for leddyrtuedthed. Som hos planterne er ingen af de fundne dyr ekspertvurderede som rødlistede (med undtagelse af snudebillen *Orchestes rufus*, da. Rød elmelophe).



Figur 6.4. Effektstørrelse af plantediversitet og pH i jord på diversitet af leddyrliv.

6.1.2 eDNA

En forudsætning for at anvende eDNA-resultaterne som et reelt målt for diversiteten er, at eDNA-resultaterne verificeres med traditionelt indsamlede artsdata. Da vi har lavet en traditionel inventering af plantediversiteten, kan denne sammenlignes med plantediversiteten som registreret af eDNA-analyserne. Traditionelt registreret planterigdom korrelerer med eDNA-planterigdom med en koefficient på 0,56, hvilket ikke er en perfekt sammenhæng, men dog en indikation af at artsrigdom udregnet fra eDNA repræsenterer den reelle artsrigdom (Figur 6.5). En yderligere test af sammenhængen mellem de to indsamlingsmetoder viser signifikant korrelation mellem plantesamfundenes fordeling i et multidimensionelt rum (resultat fra Mantel test: korrelationskoefficient $r = 0,56$; $p < 0,001$). Dette resultat viser, at biotoper der ligner hinanden i arts sammensætning i eDNA-datasættet, også ligner hinanden i det traditionelt indsamlede plantedatasæt.



Figur 6.5. Korrelationer mellem udvidelsen af det økologiske rum, plante-rigdom (traditionelt registreret og eDNA-resultat), og unikhedsestimater fra de fire forskellige eDNA-artsgrupper. Korrelationskoefficienterne er angivet i øverste diagonal. Signifikansniveauer: $p < 0,001$ (***), $p < 0,01$ (**), $p < 0,05$ (*).

For plante- og svampesamfundene (eDNA) er den enkelte biotops biodiversitetsbidrag positivt korrelerede med udvidelsen af det økologiske rum, hvor der ikke er nogen signifikant effekt på unikheden af nematod- og regnormesamfundene (Figur 6.5).

Svampene er en af de organismegrupper, som er meget vanskelige at inventere grundigt, og hvor vi med eDNA-metoden får helt ny viden om biodiversiteten i agerlandet (Tabel 6.2). Antallet af vedplantearter (arter af træer og buske) viser en positiv sammenhæng med svampeunikheden, hvilket højst sandsynligt skyldes, at mange svampe og vedplanter lever i symbiose med hinanden, men også at vedplanterne bidrager med lignin og cellulose i form af dødt ved, som er et vigtig substrat for mange plantearter. En høj diversitet, eller unikhed i én af grupperne sandsynliggør altså det samme i den anden gruppe. Den negative effekt af andelen af bar jord kan ligeledes tolkes sådan, at tilgroning har en positiv effekt på et svampesamfunds bidrag til biodiversiteten i agerlandet.

Tabel 6.2. Modelresultat af svampe-, nematod- og regnormesamfundenes unikhed i de 70 intensivt inventerede biotoper. Alle forklarende variable står til højre for skæringspunktet og alle er kontinuerte. Alle modellerne er generelle lineære modeller. Estimerne er standardiserede. Signifikansniveauer: $p < 0,001$ (***), $p < 0,01$ (**), $p < 0,05$ (*).

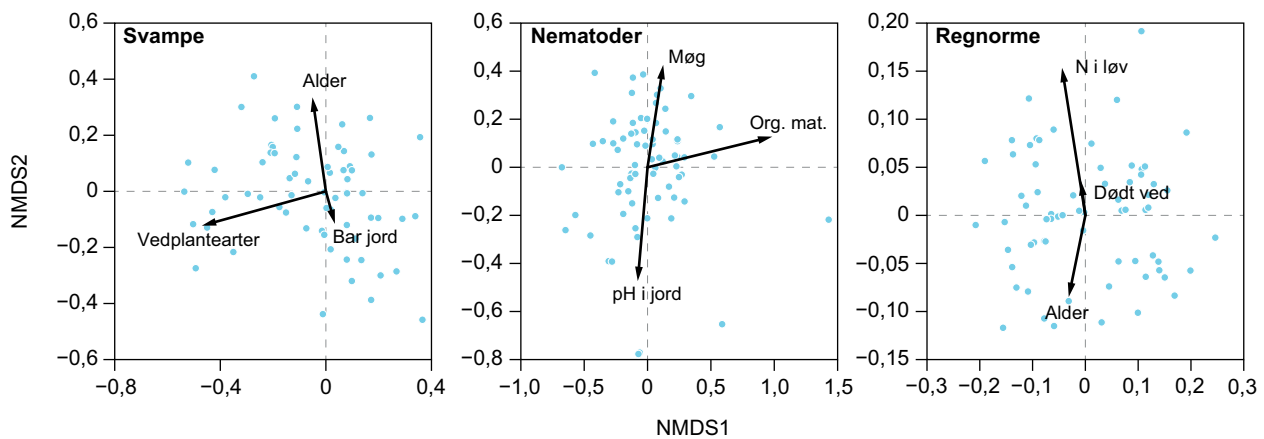
	Skæringspunkt	Møg	Organisk materiale i jord	Alder	Nitrogenindhold i løv	Bar jord	Vedplantediversitet	pH i jord	Dødt ved	N i løv	R ²
Svampeunikhed	0,553***			0,024***		-0,015**	0,020***				0,41
log(Nematodunikhed)	-0,630***	-0,026*	0,043***					-0,011*			0,19
Regnormeunikhed	0,199***			0,005*	0,005*				-0,004.		0,09

Vi har i modellerne valgt udelukkende at fokusere på de miljøvariable, vi har målt, men modellen for svampeunikhed kan forbedres betydeligt ved at inddrage planteunikhed som forklarende variable. Plante- og svampeunikhed er indbyrdes positivt korrelerede (Figur 6.5: korrelationskoefficient $r = 0,73$, $p < 0,001$), hvilket kan skyldes symbiotiske forhold.

Jorde med højt hummusindhold bidrager mest til unikheden af nematodsamfundet. Nematoder er en meget stor og divers gruppe, som både kan leve af levende plantedele, være rovdyr og snyltere. Det kan derfor være svært at generalisere og forudsige et godt levested for nematoderne som én gruppe (modellen for nematoderne har en relativt lav forklaringsværdi).

I overensstemmelse med resultater for plante-truethed, er det også gældende for svampe og regnorme, at kontinuitet er en vigtig styrende faktor for biodiversitetsbidraget i agerlandet. Ældre biotoper bidrager til unikheden inden for disse grupper, hvilket kan tolkes således, at man i biotoper med lang kontinuitet finder mere sjældne samfund.

Figur 6.6 viser variationen i artssammensætning inden for svampe, regnorme og nematoder bestemt ud fra eDNA. Vektorerne repræsenterer de parametre af det økologiske rum, som har en signifikant effekt på unikheden af biotoperne (se Tabel 6.2). Vektorerne er skaleret efter deres R²-værdi.



Figur 6.6. Variationen i artssammensætning inden for hver af de fire artsgrupper. Vektorerne repræsenterer de parametre af det økologiske rum, som har en signifikant positiv effekt på unikheden af biotoperne (se Tabel 6.2). Vektorerne er skaleret efter deres R^2 -værdi.

6.1.3 Udvidelse af det økologiske rum i agerlandet

I de foregående afsnit har vi vist, hvordan en udvidelse af det økologiske rum kan være med til at skabe biotisk afstand fra marken. Ligeledes ved vi, hvilke kårfaktorer, der påvirker diversiteten inden for artsgrupperne. For at kunne udpege vigtige levesteder er spørgsmålet nu, hvilke dele af det økologiske rum som har største betydning for variationen i biodiversiteten. Kigger man på de generelle faktorer, der udvider det økologiske rum (Tabel 6.3), da viser det sig, at biotoper med høj plantediversitet giver et stort bidrag. Hydrologisk afvigelse, som er afvigelsen fra markens drænedede og stabile miljø, udvider også det økologiske rum (og har en positiv effekt på planternes gennemsnitlige truethed inden for biotoperne – se Tabel 6.1). Tørre skrænter, vibelavninger og oversvømmede områder i forbindelse med søer og vandløb er alle eksempler på biotop-typer, som er vigtige levesteder. En vigtig komponent for udvidelsen af det økologiske rum er alder – altså, antal år arealet har været i samme tilstand uden at blive forstyrret af markoperationer. Gamle biotoper byder på noget, der er helt forskelligt fra den dyrkede mark, fordi høj alder er sjældent i et landskab, hvor størstedelen af arealerne pløjes hvert år. Her kan være tale om markveje, diger, gamle hegn og andre småbiotoper. For diversiteten af de fleste artsgrupper har biotop-alder også vist sig vigtig. Naturlige forstyrrelser er en sjælden ting i landbrugslandet, og kan måske forklare, hvorfor andelen af bar jord inden for biotopen bidrager til udvidelsen af det økologiske rum i landskabet. I landbrugslandet er de fleste arealer sået til med en tæt vegetation, og tætheden af græssende dyr er for lav til at forstyrre og skabe åbne pletter med bar jord. I biodiversitetsmodellerne har bar jord har dog kun vist sig at have en negativ effekt på unikheden af svampesamfundene.

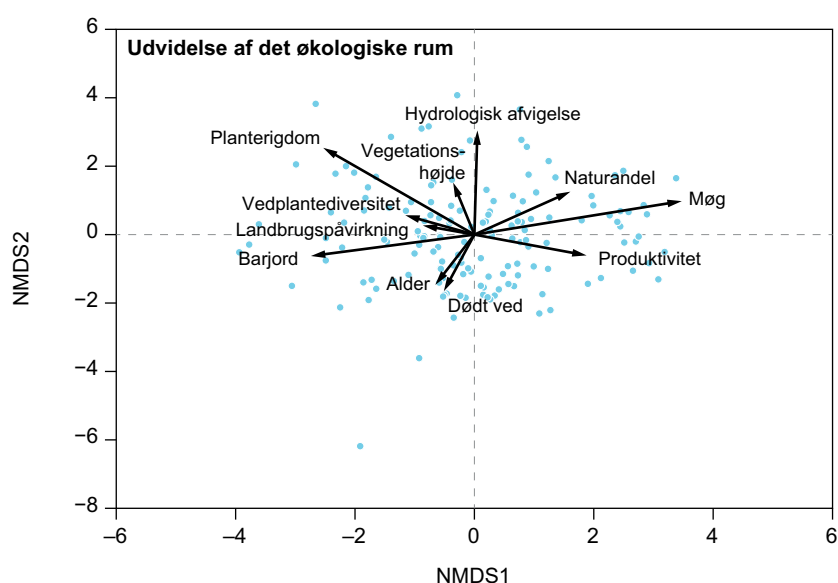
Der er nogle økologiske faktorer, som udvider det økologiske rum, og hvor vi kun kan påvise en lille eller ingen effekt på diversiteten inden for de grupper vi har undersøgt. Fx er biotoper med meget dødt ved såsom gamle remiser og læhegn, hvor der ikke ”ryddes op”, og hvor gamle træer får lov at stå, vigtige bidrag til det økologiske rum. Vi kan også se, at møg, hestepærer og kokasser, giver signifikante udvidelser af det økologiske rums, når de får lov at ligge. Samtidig er der en negativ effekt af vegetationshøjde. De biotoper, der er mindst påvirkede af landbrug, bidrager mest til det økologiske rum (landbrugspåvirkning (LP) i Tabel 6.3). Højproduktive arealer indskrænker det økologiske rum.

Tabel 6.3. Modelresultat af udvidelsen af det økologiske rum som afhængig variabel. Udvidelsen af det økologiske rum er beregnet som euklidisk middelfastand til datasættets 10 mark-biotoper. Alle forklarende variable står til højre for skæringspunktet, og alle er kontinuerte undtagen Landbrugspåvirkning (* LP), som er en faktorvariabel med fire niveauer, hvor 4 er højeste intensitet (marker). Signifikans-niveauer: $p < 0,001$ (***), $p < 0,01$ (**), $p < 0,05$ (*).

	Skæringspunkt	Plantediversitet	Dødt ved	Møg	Bar jord	Vedplantediversitet	Vegetationshøjde	Produktivitet	Hydrologisk afvigelse	Alder	Naturandel	LP* (2)	LP (3)	LP (4)	R ²
Økologisk rum	5,468 ***	0,035 ***	0,164 ***	0,381 ***	0,010 ***	0,080 ***	-0,185 ***	-0,502 ***	0,354 ***	0,005 ***	2,372 ***	-1,044 ***	-1,010 ***	-1,190 ***	0,90

Figur 6.7 er en visualisering af faktorenes betydning for udvidelsen af det økologiske rum. Punkterne repræsenterer de 150 undersøgte biotoper, og afstanden mellem punkterne kan aflæses som deres indbyrdes forskellighed i det økologiske rum. For markernes placering – se Figur 6.8.

Figur 6.7. Variationen i det økologiske rum inden for de 150 undersøgte biotoper visualiseret ved ordination (NMDS). Vektorerne er udvalgt, så de repræsenterer de variable, der har en signifikant betydning for udvidelsen af det økologiske rum (se Tabel 6.3).

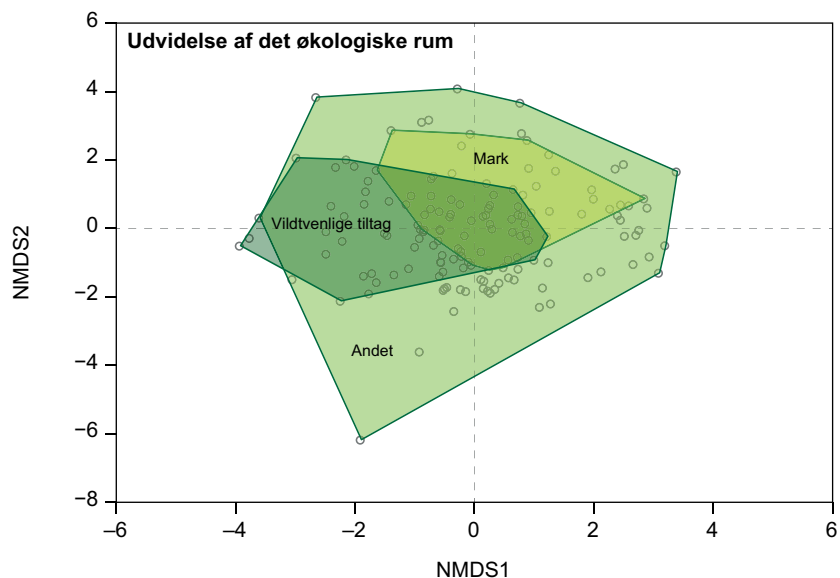


6.2 Vildtvenlige tiltag og deres bidrag til agerlandets økologiske rum og biodiversitet

Vildtvenlige tiltag er her defineret som barjordstriber og blomsterstriber. Disse er typisk anlagt inden for markfladen, men de kan i visse tilfælde også være etablerede uden for dyrkningsfladen. Ser man på variationen inden for de biotoper som ligger på markfladen, ses det, at disse ligger forholdsvis samlet, hvilket indikerer, at de har ensartede økologiske forhold (Figur 6.8).

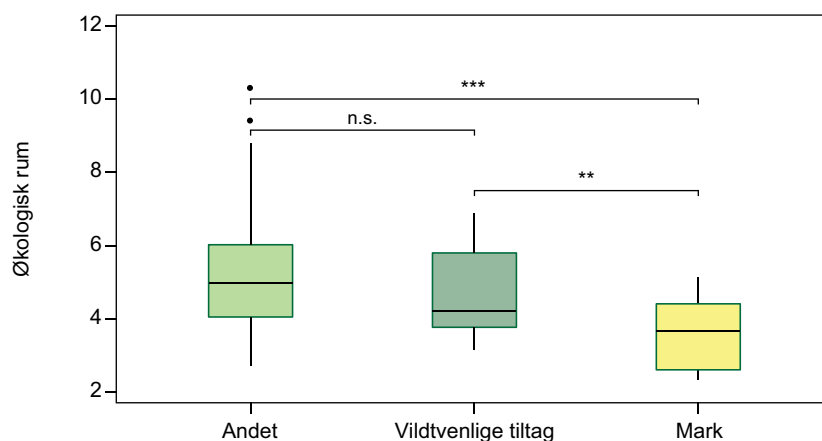
Kortvarige tiltag, som udgøres af barjordstriber og tilsæede vildtagre har et overlap både mht. de dyrkede marker og andre biotoper, men de bidrager med en variation i det økologiske rum, som ikke repræsenteres i de to andre biotoptyper (Figur 6.8). Sammenligner man Figur 6.7 og Figur 6.8, kan man se, at vektoren, der repræsenterer bar jord er en vigtig udvidende parameter for de kortvarige tiltag, som derved bidrager til det økologiske rum overordnet set. De permanente strukturer grupperet i kategorien "andet", hvilket dækker over permanente biotoper, udvider umiddelbart det økologiske rum mere end de ikke permanente.

Figur 6.8. En sammenligning af det økologiske rum i de undersøgte biotoper på baggrund af alle de målte parametre. Kategorien 'andet' repræsenterer permanente strukturer som små biotoper og naturarealer.



Inden for de tre biotoptyper har vi sammenlignet udvidelse af det økologiske rum (Figur 6.9). De vildtvenlige tiltag udvider signifikant det økologiske rum fra de dyrkede marker. Udvidelsen af det økologiske rum i de vildtvenlige tiltag er ikke signifikant forskellig fra udvidelsen i de øvrige biotoper.

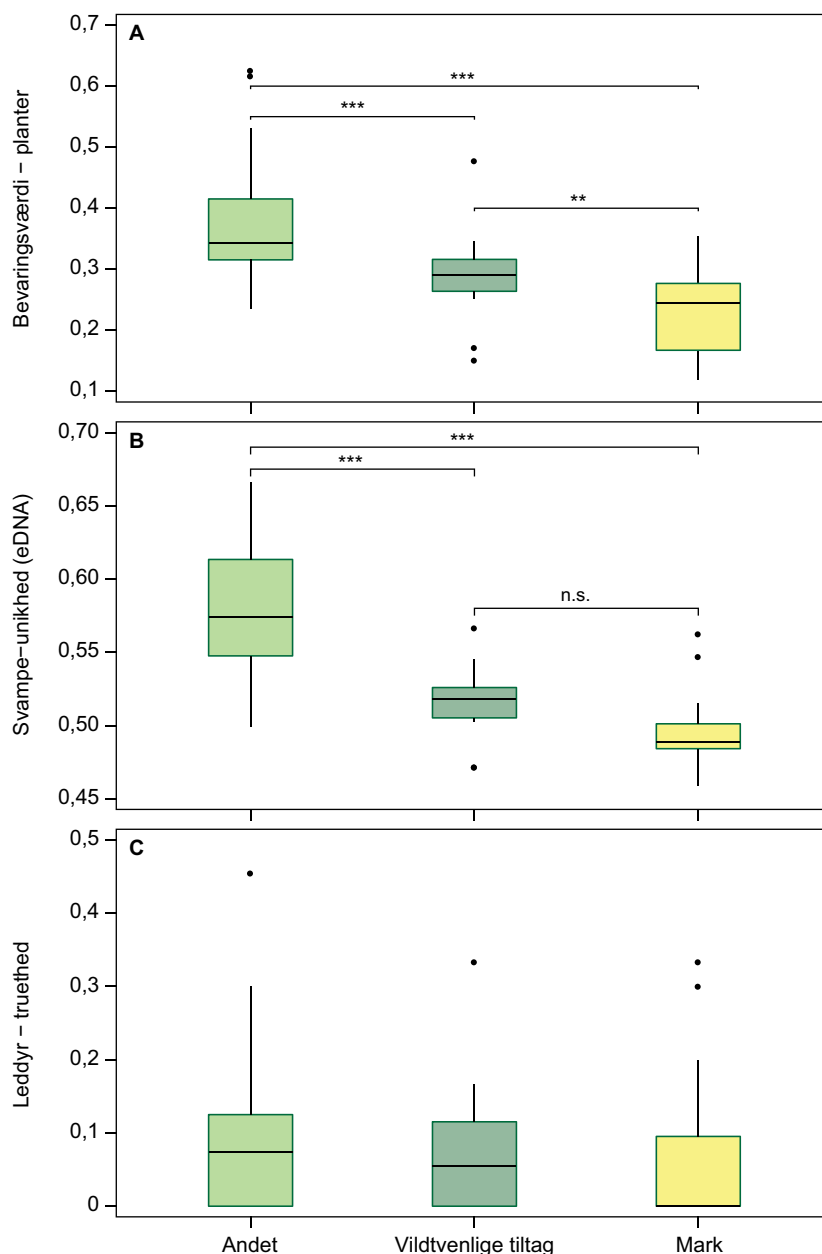
Figur 6.9. Udvidelsen af det økologiske rum fordelt på tre biotoptyper. Kategorien 'andet' repræsenterer permanente strukturer som små biotoper og naturarealer. Signifikansniveauer: $p < 0,001$ (***), $p < 0,01$ (**), $p < 0,05$ (*).



Undersøger man nærmere, hvilke specifikke biotoptyper der udvider det økologiske rum mest i forhold til markfladerne, så er naturbiotoper, læhegn, gamle brakmarker og vejkanter godt repræsenteret sammen med en enkelt barjordstribе - se appendiks 4: Udvidelsen af det økologiske rum inden for biotoptyperne.

Imens barjordstribеr og vildtagre udvider det økologiske rum signifikant, varierer deres bidrag til landskabets biodiversitet artsgrupperne i mellem (Figur 6.10). Den gennemsnitlige bevaringsværdi for planterne ligger signifikant højere end markflader, men også signifikant under de permanente biotoper. For svampeunikheden kan de vildtvenlige tiltag ikke adskilles fra markerne. Begge grupper ligger signifikant under landskabets øvrige biotoper. For led-dyrenes truedthed kan der ikke findes nogen forskel blandt grupperne.

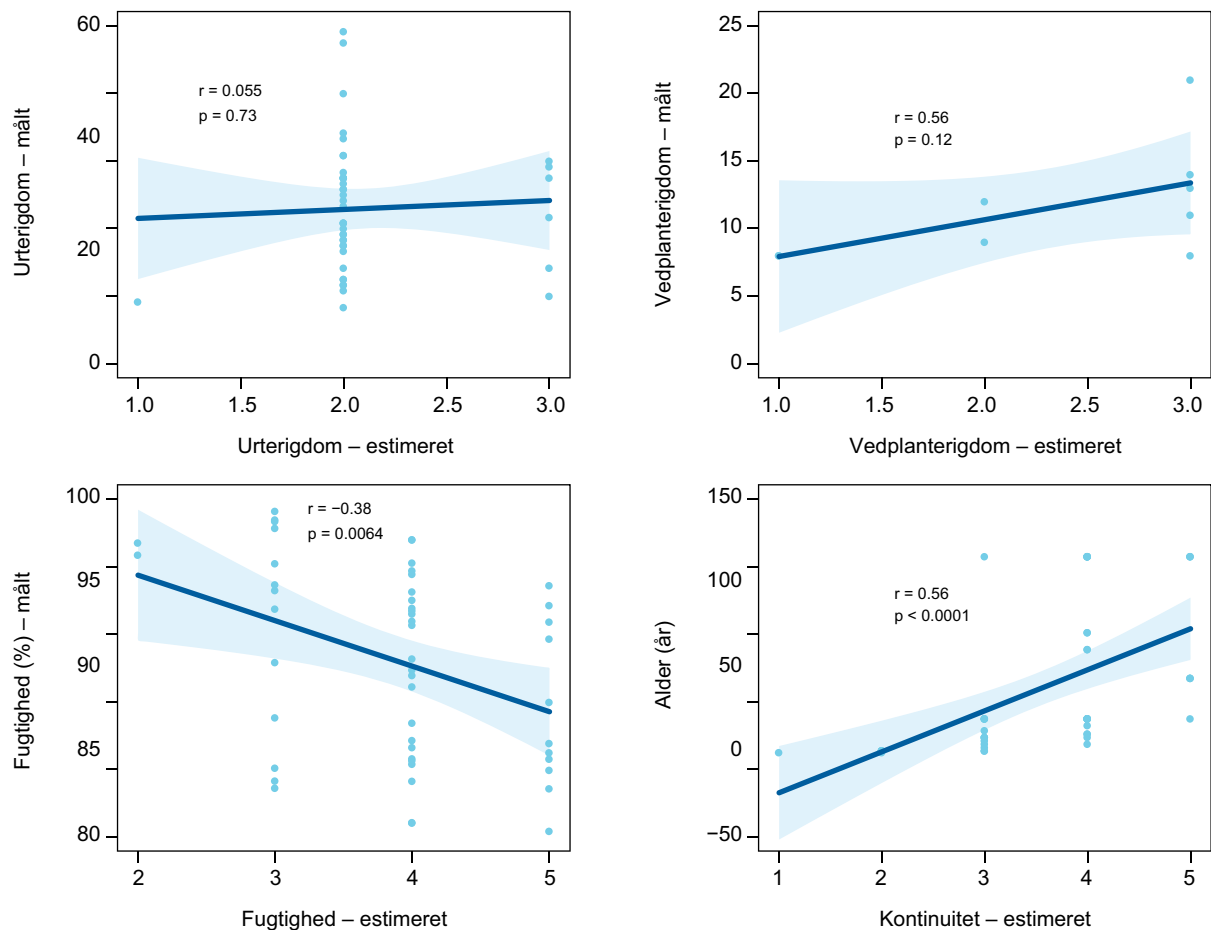
Figur 6.10. Tre forskellige diversitetsmål fordelt på biotop-typerne. A: Gennemsnitlig bevaringsværdi for plantesamfundene. B: Unikheden af svampesamfund (eDNA). C: Gennemsnitlig truethed af leddyr. Kategorien 'andet' repræsenterer permanente strukturer som små biotoper og naturarealer. Signifikansniveauer: $p < 0,001$ (***), $p < 0,01$ (**), $p < 0,05$ (*).



6.3 Økologisk rum og biodiversitet i den lokale rådgivning

6.3.1 Er en simpel registrering retvisende som målestok for kvantitativ variation i det økologiske rum?

Hvis rådgivere og forvaltere skal kunne genkende vigtige levesteder ud fra det økologiske rum, så er det vigtigt, at de er i stand til at beskrive de økologiske forhold. Med det formål at teste, om økologisk rum kan estimeres af en person uden biologfaglig baggrund, har vi sammenlignet Danmarks Jægerforbunds økologiske estimater med DCE's målte variable. I 52 ud af de 70 intensivt inventerede biotoper findes der lavteknologiske registreringer af økologisk rum fra Danmarks Jægerforbund. Ud af de estimerede variable kan fire oversættes til målte variable: Urterigdom, vedplanterigdom, fugtighed og kontinuitet. Der er usikkerhed i estimeringen af artsdiversiteten, og det er da også den variabel, der kræver størst biologisk fagkundskab (Figur 6.11). To vigtige variable, alder og fugtighed, registreres på en måde, så det korrelerer med det målte og DCE's egne registreringer.



Figur 6.11. Relationen mellem registreringen af økologisk rum udført af Danmarks Jægerforbund, og registreringen af økologisk rum udført af DCE, Aarhus Universitet. Plottet viser korrelationskoefficienten (r), og p -værdien for korrelationen. Der er en signifikant korrelation hvis $p < 0,05$. Vedplanterigdom er kun estimeret for krat-biotoper af Danmarks Jægerforbund, derfor er der kun 9 biotoper med i sammenligningen.

6.3.2 Formidling til lodsejere

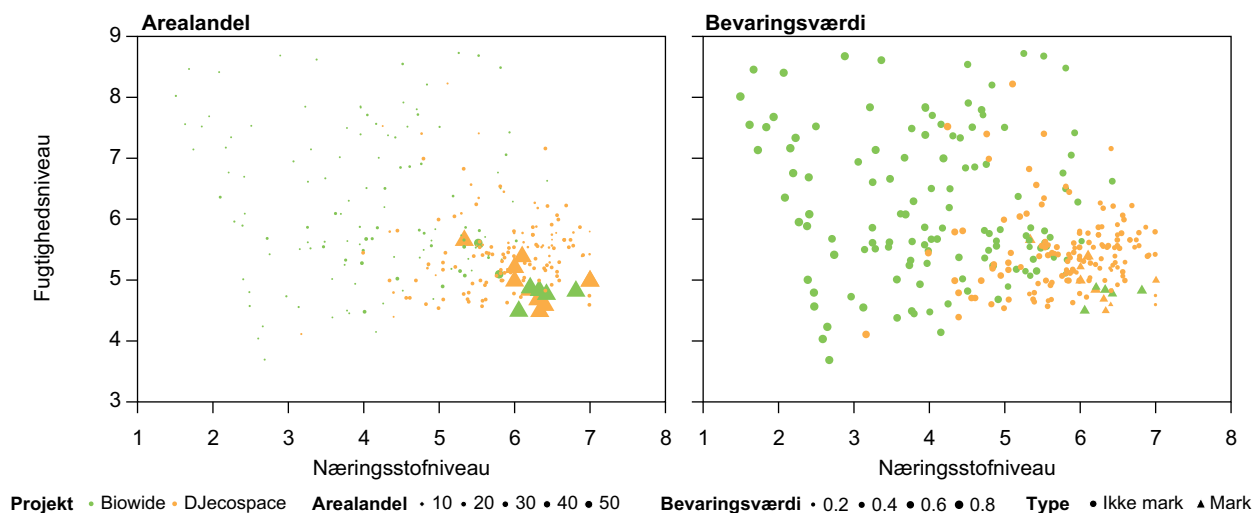
Den direkte dialog mellem forskere, jægere og lodsejere er et vigtigt resultat af markvildtindsatsen. Der ligger en vigtig formidlingsopgave hos markvildtrådgiverne fra Danmarks Jægerforbund, der har været i direkte kontakt med lodsejerne i de mange markvildtlav. Rådgiverne har igennem dette projekt fået en mulighed for at kvalificere deres rådgivning med evidensbaseret biodiversitetsforskning og står stærkere, når lodsejeren ønsker en bred naturindsats til gavn for mere end de jagtbare arter.

Helt konkret er der i projektet også udleveret artslistor til de lodsejere, som har stillet biotoper til rådighed for studiet. De ved nu, hvilke dyr og planter de vil kunne finde i deres egne biotoper. Derudover har eDNA-resultater givet dem et indblik i, hvor den lidt mere usynlige del af biodiversiteten gemmer sig på deres ejendom.

6.4 Agerlandets natur i et bredere perspektiv

For at kunne vurdere den reelle biodiversitetsværdi af biotoperne i agerlandet, er det nødvendigt at se dem i lyset af alle typer natur, som ellers findes i landskabet. I dette projekt har formålet været at beskrive variation i biodiversitet og økologisk rum i alle de arealtyper, der ligger inden for lodsejersens

ejendomsgrænse, og derfor har vi en overrepræsentation af landbrugsarealer. I projektet Biowide (Biodiversity in Width and Depth, www.biowide.dk) har man forsøgt at beskrive variationen i biodiversitet og økologisk rum hen over alle de areal typer, der findes i Danmark, og rigtig meget høj kvalitetsnatur er inkluderet i denne undersøgelse. Sammenligner man plantelister fra Biowide-projektet med plantelister fra dette projekt (DJecospace), viser det, at plantesamfundene i agerlandet udspænder sig over kortere gradienter end de plantesamfund, som findes ude i de aldrig dyrkede naturområder (Figur 6.12). Hvis man ser på hvor store arealer de enkelte biotoper repræsenterer i Danmark er agerlandets areal typer hovedsageligt domineret af typer, som udgør en forholdsvis stor andel af Danmarks areal, især markfladerne (markeret som trekanter i figuren) træder markant frem.



Figur 6.12. T.v.: Størrelsen på cirklerne repræsenterer andelen af det nationale areal, som arealtypen optager. T.h.: Bevaringsværdi for plantesamfundene inden for biotoperne – bevaringsværdi er udregnet som sandsynlighed for, at plantearterne forekommer i internationalt beskyttet natur frem for andre areal typer (baseret på NOVANA-data). Store cirkler repræsenterer høj bevaringsværdi, og trekantede punkter repræsenterer mark-biotoper. Næringsstof- og fugtighedsniveau er estimeret som den gennemsnitlige Ellenberg N- og Ellenberg F-værdi for biotopens plantesamfund.

Planternes gennemsnitlige bevaringsværdi viser, at nogle af vores inventerede biotoper ligger på niveau med naturbiotoper. Mange af biotoperne har dog en lav gennemsnitlig bevaringsværdi, især i den meget næringsrige ende af skalaen.

6.5 NaturkapitalPlus: et prioriteringsværktøj for naturindsatser på landbrugsejendomme

For bedre at kunne hjælpe lodsejerne med at indarbejde biodiversitetshensyn i deres arealdrift har vi udarbejdet et forvaltningsværktøj, der integrerer viden om alle biotoper på en landbrugsejendom. Værktøjet kaldes NaturkapitalPlus og er en videreudvikling af Naturkapitalindekset for kommuner (Skov *et al.* 2017).

Princippet er, at lodsejerens arealenheder (eng, mose, mark, ekstensiv mark, skov, sø og vandløb) får point efter deres værdi på biodiversitetskortet (bioscoren) (miljoegis.mim.dk). Bioscoren udtrykker den bedste eksisterende viden om arealernes værdi som levested for rødlistede arter af dyr, planter og svampe. Som udgangspunkt synliggøres altså arealer med høj naturværdi hos

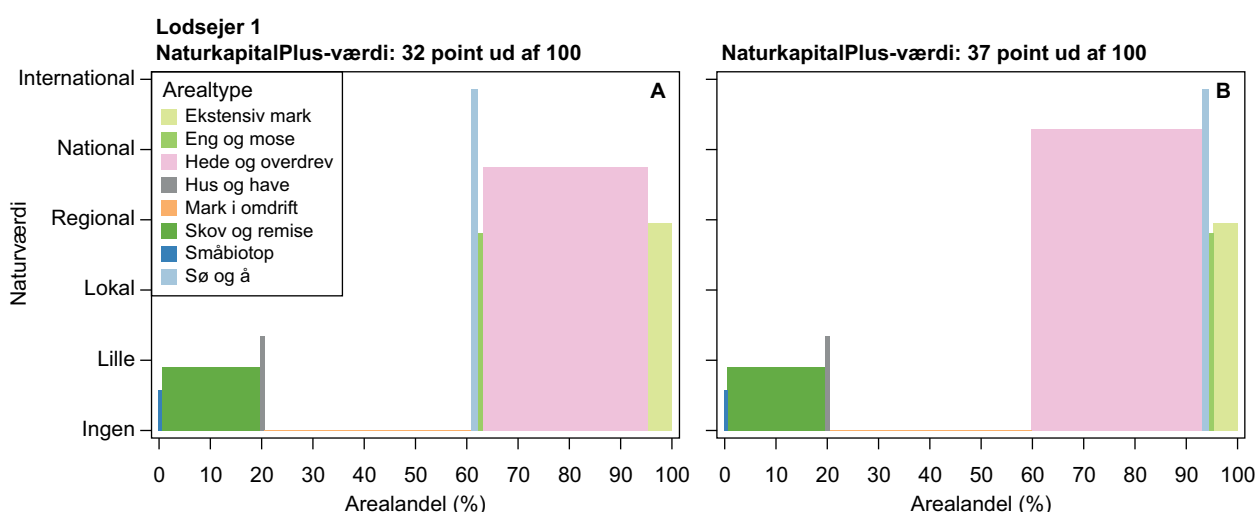
lodsejeren. For at hæve bioscoren på ejendomsniveau kan lodsejeren registrere tilstande og tiltag inden for arealenhederne: Man får fx point for græsning på engen, dødt ved i skoven, våde pletter på marken, lang kontinuitet og andre tilstande, der sandsynliggør en øget biodiversitet inden for arealet. Udover supplerende pointgivende oplysninger om de store arealer kan lodsejeren også registrere sine småbiotoper og pointgivende tiltag og tilstande inden for disse. Pointtildelingen er sket på baggrund af den viden, vi har om de økologiske forudsætninger for forekomsten af bevaringsværdige arter. Således belønnes et veterantræ mere end fx kortvarige tiltag som udsæede vildtstriber inden for markfladen. Lodsejeren får en såkaldt NaturkapitalPlus-værdi udregnet ud fra samtlige informationer om ejendommen. NaturkapitalPlus viser både arealfordelingen på de forskellige arealtyper og arealtypernes estimerede naturkvalitet. Som bemærket i DCE-rapporten "Vurderinger af biotoplanernes virkning for naturindholdet" (Wind & Bertelsen 2013), så bør hele landbrugsejendommens naturindhold medtages, hvis biodiversitetsværdien på ejendommen skal vurderes og eventuelt pointgives på en meningsfuld måde.

NKI plus kan øges ved at:

1. Registrere:
 - Småbiotoperne
 - Tilstand og tiltag inden for alle arealtyper
 - Arter
2. Gøre en aktiv indsats, der hjælper til at bevare eller fremme biodiversiteten.

6.5.1 Eksempler på naturkapitaldiagrammer

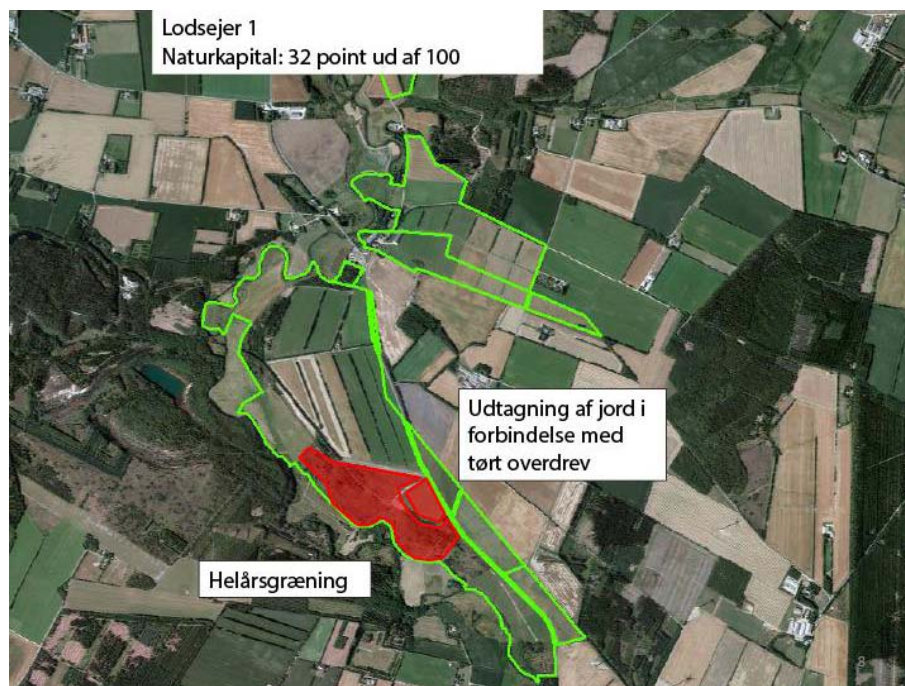
To lodsejere fra et markvildtlavet i Nr. Vium, Vestjylland, har medvirket i en testkørsel af pointgivningssystemet. Information om småbiotoper og deres økologiske rum kender vi fra den registrering, som Danmarks Jægerforbund har foretaget i markvildtlavene. Lodsejer 1 har en ejendom med store områder af hede og overdrev af god kvalitet og scorer derfor en høj NaturkapitalPlus-værdi på 32 som udgangspunkt (se Figur 6.15 A).



Figur 6.13. Arealandel (x-akse) og naturkvalitet af forskellige arealtyper A Udgangspunktet for lodsejer 2. B. Efter implementeringen af biodiversitetsfremmende tiltag.

Vi foreslår to tiltag, der kan øge lodsejer 1's NaturkapitalPlus-værdi. Da lodsejer 1's ejendom som udgangspunkt indeholder nogle arealer af høj naturværdi, er det oplagt at bygge videre på disse. På et stort område bestående af en mosaik af hede og overdrev indføres helårsgræsning. Dette tiltag gør, at bioscoren for hede/overdrev-området kan ganges med 0,5. Derudover udtages der jord ud af drift i forbindelse med området, hvilket resulterer i, at bioscoren vil øges til niveauet for hede (overdrev-området på sigt (Figur 6.14). Resultatet af tiltagene kan aflæses på Figur 6.13 B. Da lodsejer 1 har valgt at lave tiltag og udbygge arealer, der som udgangspunkt har en høj bioscore, så øges NaturkapitalPlus på den mest effektive måde, da biodiversitetsgevinsten anslås af være høj (jf. udregningsmetoden for NaturkapitalPlus).

Figur 6.14. De rødt afmærkede arealer er indsatsområder med henholdsvis udtagning af jord og øget græsningstryk. Den grønne afmærkning er afgrænsningen for lodsejer 1's ejendom.

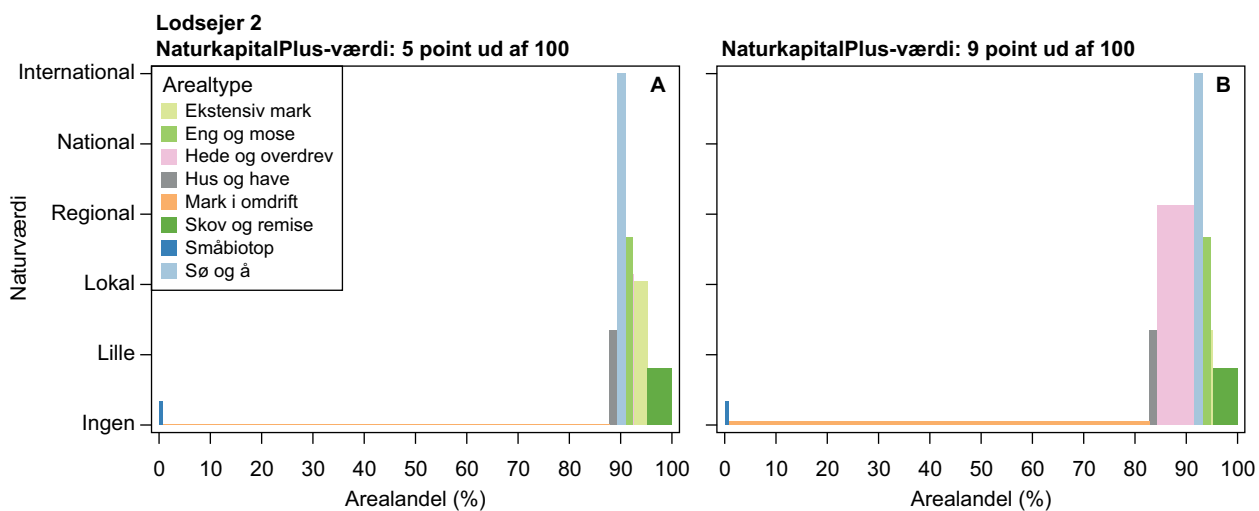


Lodsejer 2 har en ejendom, hvor langt det meste af arealet er optaget af dyrkede marker (ca. 87%, se Figur 6.15). Ejendommen har nogle få ekstensive arealer, bl.a. skov og remiser, samt arealer, der ligger tæt på et vandløb. På grund af den store andel af intensivt dyrkede arealer på ejendommen, scorer lodsejer 2 en NaturkapitalPlus-værdi på 5 ud af 100 mulige.

Vi foreslår fire tiltag, der kan øge lodsejer 2's NaturkapitalPlus-værdi. I den nordlige del af ejendommen ligger et separat område med ekstensive græsmarker (se Figur 6.16). Her vil området bioscore øges ved græsning. Da lodsejeren har et område i en mark, som ofte oversvømmes, lader vi dette areal være i fred og lader planter og dyr indvandre uden forstyrrelser – dette øger markens bioscore, og jo større lavningen er, desto mere øges scoren (som for intensivt drevne marker højst kan blive 1). I ejendommens sydlige del grænser flere marker op til en ådal. Her udtages to små marker i forbindelse med ådalen, og de tidligere marker får nu en markant højere bioscore. Til sidst anlægges i en barjordsstribe i forbindelse med de udtagne marker. Denne opløjes hvert andet eller tredje år og bruges som transportvej mellem tre marker. Da barjordsriben anlægges i forbindelse med ny natur, er indvandringen af arter mere sandsynlig, og derudover kan riben fungere

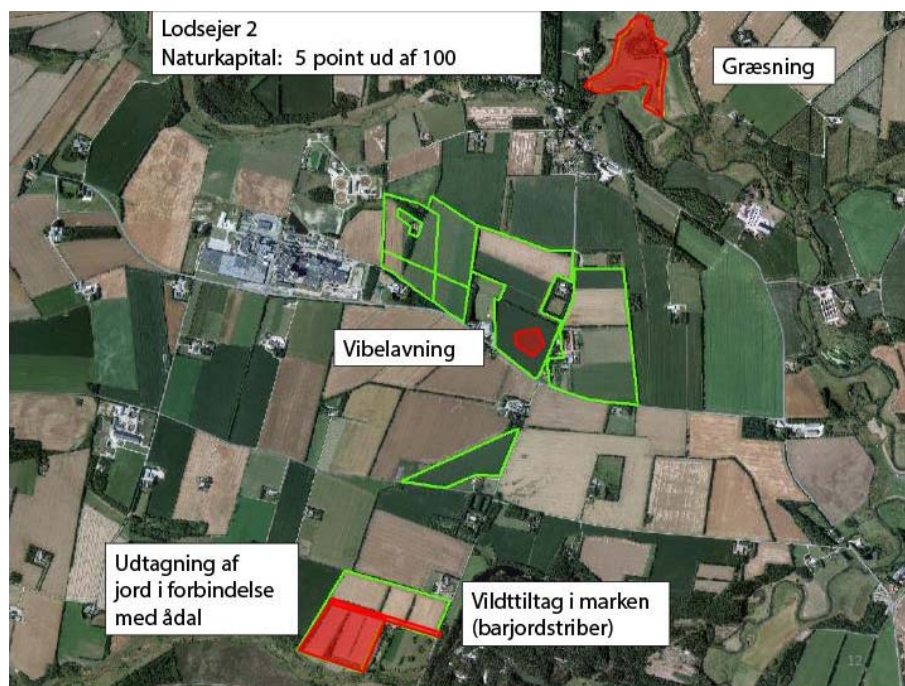
som bufferzone, der beskytter det nye naturområde mod sprøjtemidler og næringsstoffer.

Lodsejer 2 øger sin NaturkapitalPlus-værdi fra 5 til 9 ud af 100 mulige ved at implementere de foreslåede tiltag (se Figur 6.15 B).



Figur 6.15. Arealandel (x-akse) og naturkvalitet af forskellige arealtyper. A. Udgangspunktet for Lodsejer 2. B. Efter implementeringen af biodiversitetsfremmende tiltag.

Figur 6.16. De rødt afmærkede arealer er indsatsområder med henholdsvis græsning, etablering af vibelavning, barjordstribe og udtagning af jord. Den grønne afmærkning er afgrænsningen for lodsejer 2's ejendom.



7 Diskussion, konklusion og perspektivering

7.1 Biodiversitet og økologisk rum

Det økologiske rum kan udvides på rigtig mange måder, og forskellige organismegrupper vil påvirkes, alt efter hvilke økologiske forhold, der varierer. For at forbedre en biodiversitetsrådgivning, er det derfor vigtigt at fokusere på de dele af det økologiske rum, der har størst betydning for biodiversiteten.

Figur 7.1. Gravhøj som eksempel på en biotop med lang kontinuitet. Plantearterne på gravhøjen er ikke sjældne, men arter som bølget bunke og liden klokke er ikke udbredte i landskabet, og deres tilstedeværelse indikerer, at vegetationen er en rest fra et historisk landskab.

Planteliste for gravhøjen i forgrunden:

Almindelig hanekro, almindelig hundegræs, almindelig hvene, almindelig hyld, almindelig røllike, almindelig syre, angelik, burre-snerre, bølget bunke, krybende hestegræs, liden klokke, rød svingel, stor nælde og vild kørvel.



Lang kontinuitet er et af de aspekter af det økologiske rum, som har en gennemgående positiv diversitetseffekt inden for de organismegrupper, vi har undersøgt. Kontinuitet er vigtig, for at levesteder kan opbygges, udvikle sig og danne ressourcegrundlag for biodiversiteten. Og fordi gamle biotoper ikke indgår i driften, så kan arterne, der lever der, være en slags relikter, der stammer fra et historisk og mere diversitetsrigt landskab (se fx Cousins (2006), figur 7.1). Derfor er de vigtige at passe på, og derfor er der et potentiale til at udvikle biotopen biodiversitetsmæssigt ud fra de arter, der allerede er til stede. Mange af de gamle småbiotoper, især de lineære, er dog stærkt påvirkede af driften, fordi de ligger mellem markerne, hvor der gødskes og sprøjtes (Fredshavn, Levin & Nygaard 2015). Dette er især dårligt nyt for planterne, der lider under påvirkning for det moderne landbrug (Kleijn *et al.* 2009). Planterne kan ikke undslippe påvirkning som fx næringsstofbelastning, og pløjning, der er den ultimative form for landbrugspåvirkning, kan hurtigt nulstille en biotop (se fx Figur 7.2). Det kan tage rigtig mange år for arterne at genindvandre, hvis de først er blevet fortrængt.

Figur 7.2. Pløjning kan nulstille en biotop og derved tage livet af de arter, som lever der.



Når en mark oversvømmes, og der dannes vibelavninger i markfladen, udvikles der ofte hurtigt et plantesamfund bestående af planter, der tolererer oversvømmelser, såsom tagrør, knæbøjet rævehale, manna-sødgræs, tudse-siv, sump-evighedsblomst og andet, som i det hele taget adskiller sig meget fra markfladen (såfremt der ikke sprøjtes og tilsås på ny). Hydrologi er en af de primære økologiske gradienter for et plantesamfund, selv på lille skala (Silvertown *et al.* 1999), og væsentlig afvigelse fra den drænedes marks optimum vil ifølge vores resultater give plantesamfund med flere og sjældnere arter. Den tørre markvej og de våde enge er altså noget værd for biodiversiteten i landbrugslandet blandt andet i kraft af deres mere afvigende hydrologiske forhold.

Det økologiske rum er ikke kun fysik og kemi. Det økologiske rum handler også om mad til dyr og svampe. Hvis der skal være mangfoldighed, så nytter det ikke noget, at man kun byder på én slags mad. Når der er mange forskellige plantearter, er det i sig selv en del af diversiteten, men det er også med til at udvide det økologiske rum, fordi planter er levesteder for andre organismegrupper. Svampe og dyr har gennem evolutionen udviklet tusindvis af forskellige specialiseringer – i første omgang er mange arter specialiseret til at leve af helt bestemte plantearter, men der er også arter af svampe og dyr, som er afhængige af planterødder, blomster, stængler eller dødt ved, gødning og ådsler. Derfor kan det betale sig at have et øget fokus på plantesammensætningen i naturtiltag.



Figur 7.3. I biotoper med mange plantearter vil man typisk også finde en højere diversitet af dyr og svampe. Fra venstre mod højre: Bladskærerbi på stor knopurt, langhornsmøl på blåhat, buksebi på stor knopurt og grøngul ridderhat. Fotos: Rasmus Ejrnæs.

I forvaltningen af det åbne land er der et naturligt fokus på de åbne habitattyper, imens vedplantebiotoper får mindre opmærksomhed. Remiser, skove og læhegn kan dog også bidrage som levesteder i agerlandet. Forekomst af især hjemmehørende buske og træer udvider det økologiske rum og kan også bidrage til flere blomster i landskabet (Figur 7.4). Man kan vælge at gå specifikt efter de hjemmehørende arter, der har flest dyrearter tilknyttet. En undersøgelse har vist, at arter i især ege- og pileslægten har mange tilknyttede insekter (Brändle & Brandl 2001). Dertil kommer, at der på stammer af især gamle vedplanter ofte findes en verden af mosser og laver, som kan lægges oveni biodiversitetspuljen.

Figur 7.4. Buskads med hjemmehørende blomstrende arter kan bidrage til en høj insektdiversitet. På billedet ses en blomstrende hvidtjørn. Foto: Andrea Oddershede.



Traditionelt set har der været fokus på planter og dyr i naturforvaltningen, men i erkendelse af at svampene er en vigtig del af mange økosystemer, er man de senere år begyndt at fokusere på denne organismegruppe (Heilmann-Clausen *et al.* 2015). Vi fandt, at vedplanterne er ikke bare vigtige for insekterne, men også for svampene. Mange svampearter lever i symbiose med specifikke plantearter og derfor kan det forventes, at diversitet af både urter, træer og buske fremmer en biotops bidrag til landskabets svampediversitet. Alder også er vigtig for svampene, hvilket ikke er nogen overraskelse, da alder er forudsætningen for kolonisering med træer, der kan danne ektomykorrhiza med svampene. Derudover leverer gamle og døde træer dødt ved til svampenes nedbrydning. Hvor bar jord er positivt for diversiteten af planter, er det dårligt nyt for svampene, hvor samfundene er mere unikke ved tilgroning. Svampene er svære at inventere, fordi de for det meste lever et usynligt liv, men med resultaterne fra DNA-analyserne kan vi få et indblik i, hvilke aspekter af det økologiske rum, der styrer svampesamfundene. Generelt giver DNA-inventeringerne os nye muligheder for at afdække diversitetsmønstre hos grupper, som er meget svære at undersøge (Beng *et al.* 2016).



Figur 7.5. Markfirbenet er en af de arter, som nyder godt af tørre og varme pletter i landskabet. Foto: Rasmus Ejrnæs.

Mange af de økologiske forhold, som i undersøgelsen udvider det økologiske rum, er i virkeligheden forhold, som historisk set har været en naturlig del af agerlandet. I 1800-tallet kunne man stadig med lethed finde fejlslagne afgrøder på vandlidende eller tørkeramte jorder og hvilende agre med masser af vilde planter fra enge og overdrev, men som resultat af årtiers succesfuld ukrudtsbekæmpelse findes disse arter ikke længere i landbrugslandet. Landskabet var også mere dynamisk i tidligere tider. Heste, får og køer var ude det meste af året og blev flyttet mellem enge, overdrev og hvilende agre, hvilket skabte spredning af plantearter og forstyrrelse i jorden (Fuller *et al.* 2016). Barjordstriber kan til en vis grad imitere de forhold, som mislykkede afgrøder og optrampning ved græssende dyr kunne skabe: Bar og varm jord med enårige planter. Der kan opnås en blomsterrig og åben struktur i barjordstriberne ved at sørge for en let forstyrrelse (se fx Figur 7.7), men det bliver alligevel ikke helt det samme som i fordums tider – jorden er langt mere næringsrig og kræver derfor hyppigere forstyrrelser, og floraen er langt fattigere i dag. Et effektivt landbrug har en høj grad af kontrol over vandet i landskabet. Jorden drænes og grøfter graves, så vandstanden for det meste er stabil. Der, hvor der er mere tørt eller mere vådt, finder vi, at der er en udbygning af landskabets økologiske rum.

7.1.1 Vildtvenlige tiltag som levesteder for dyr og planter

Udenlandske undersøgelser viser, at det ikke er så enkelt at lave naturfremmende tiltag i agerlandet. Tiltag med dokumenterede positive effekter fokuserer oftest på specifikke arter, hvorimod tiltag udført med henblik på at gavne et bredere spektrum af arter ofte kun er til fordel for de meget almindelige arter, eller også helt uden effekt (Kleijn & Sutherland 2003). Vi finder, at det er de almindelige arter, der drager nytte af den udvidelse af det økologiske rum som de vildtvenlige tiltag bidrager med i marken. For planterne er det svært at tale om en egentlig biodiversitetseffekt af udsæede blomsterstriber, fordi frøblandingene oftest består af eksotiske arter såsom honningurt, olie-hør, solsikker, fodermarvkål og staudefrugt. I barjordstriberne sker der dog en kolonisering ved naturligt forekommende plantearter, og den højeste artsdiversitet opnås ved at lægge striber i kanten af marken, altså i forbindelse med tilgrænsende udyrkede arealer (Concepción, Fernández-González & Díaz 2012). Det er dog ude i agerlandets permanente biotoper, at vi finder den højeste gennemsnitlige bevaringsværdi for plantesamfundene. Det er også her der bliver plads til flerårige plantearter, hvor det er muligt for insekter og svampe at opbygge tilknyttede bestande.



Figur 7.5. Jordhumle sp. på perikon. Foto: Andrea Oddershede.

For dyrenes vedkommende fungerer blomster- og barjordstriber som midlertidigt spisekammer, fordi der simpelthen er mere mad i form af nektar og pollen (Jönsson *et al.* 2015). Disse kortvarige tiltag øger altså abundansen (individantallet) af bestøvere på både stor skala såvel som lille skala, men ofte ikke diversiteten af insektarter. De arter, vi har registreret i striberne, er også arter som er meget almindelige i landskabet, så i det lys bidrager striberne ikke med noget væsentligt nyt. I et studie af effekten af blomsterstriber målrettet bierne fandt man, at tiltagene kun hjalp nogle få biarter, og at diversiteten på gårde, der lavede bivenlige tiltag, ikke var større end på gårde, der ikke gjorde (Wood, Holland & Goulson 2016). Det samme er fundet i et studie af både bier og hvepse (Wood, Holland & Goulson 2015). Erfaringer fra de europæiske implementeringer af agri-environmental schemes viser, at indsatsen kan have en positiv effekt på arter, der lever i agerlandet, men at implementeringen er dyr og kræver en meget målrettet tilpasning, hvis den skal virke (Batáry *et al.* 2015).

De vildtvenlige tiltag, som anlægges, har ofte kort levetid. Barjordstriber pløjes op hvert år, nogle gange flere gange om året, og blomsterstriber ligger i et eller to år. Dette forhold gør tiltagene til flygtige levesteder. Hvis striberne tiltrækker insekter, der lægger æg, forpupper sig eller forsøger at overvintre i brakmarken/barjordstriben, så kan det umiddelbart ligne en positiv biodiversitetseffekt. Men da striberne ofte pløjes ned året efter de er anlagt, så risikerer man at lave en økologisk fælde. Litteraturen har endnu ikke beskrevet om kortvarige tiltag fungerer som økologiske fælder, men det er bekymringen, at sådanne flygtige levesteder af lav kvalitet (sinks) tiltrækker arter fra biotoper af høj kvalitet (sources) (Kleijn *et al.* 2011). Problemet kan muligvis håndteres ved at undlade at pløje eller slå hele arealet på én gang, men i stedet lade en lille andel stå urørt, så næste års generation er sikret, men dette er et område, hvor der er brug for mere forskning. Hvis hele arealet skal pløjes op hvert eller hvert andet år, giver det måske mest mening at udså eksotiske arter. Disse tiltrækker nemlig færre specialarter fra den naturlige danske fauna, og så vil færre hjemmehørende arter blive fanget i fælden på marken. Fordi kortvarige tiltag er flygtige levesteder, er det nemmere at skabe sikre levesteder uden for markfladen. Det er vist, at indsatser på arealer, der ikke er i omdrift, er mere effektive end tiltag inden for dyrkede arealer og græsmarker (Batáry *et al.* 2015). Og nogle permanente biotoper byder på de samme strukturer og den samme mængde blomster som de kortvarige tiltag, og det kan måske betale sig at fokusere på disse lavt hængende frugter som fx vejkanter (se Figur 7.6).

I et studie af diversiteten af bier og hvepse i vejkanter fandt man, at bare pletter i vejkanterne med variation i jordstrukturen viste sig at være en vigtig udvidelse af det økologiske rum og skabte grundlag for en høj diversitet. Hvis disse vejkanter lå i forbindelse med en varieret tilgængelighed af abiotiske og biotiske ressourcer, så kunne de være levested for mange forskellige forstyrrelsesafhængige eller -tolerante arter (Heneberg, Bogusch & Řezáč 2016). I et landskab som det danske, hvor landbrug og urbanisering dominerer, findes der kun få stabile områder, hvor naturen får lov at passe sig selv. Selvom vejkanter som udgangspunkt ikke er naturlige, så kan de udvikle sig til stabile biotoper og være potentielle refugier for sjældne arter.



Figur 7.6. Markvej (tv) og en- og toårige blomsterstriber i kombination. Strukturmæssigt kan disse to biotopyper ligne hinanden. En vigtig forskel er dog, at markvejens plantearter er hjemmehørende, hvor blomsterstriberne består af eksotiske arter. Derudover er markvejen et blivende habitat, hvor blomsterstriber efter 1-2 år vil blive pløjet og nulstillet som habitat. Foto: Andrea Oddershede.

7.1.2 Det økologiske rum inden for marken

Mange landmænd bestræber sig, naturligt nok, på at skabe en ensartet mark, hvor afgrøden står sund i hele markfladen. I overensstemmelse med tidligere studier bekræfter vores undersøgelse, at anlægning af vildtvenerlige tiltag udvider markens økologiske rum ved at skabe fysiske forhold, som er forskellig fra dem, vi finder på marken (SEGES & Aarhus Universitet 2015). Det er dog ikke nødvendigt at udså blomster- eller barjordstriber, da samme effekt kan opnås med mindre arbejde for færre penge. I mange marker vil der naturligt være områder, hvor forholdene ikke kan understøtte afgrødens vækst optimalt, og her er en oplagt mulighed, hvis man som landmand ønsker at udvide det økologiske rum. I stedet for at forsøge at indskrænke det økologiske rum i disse områder ved at så, dræne og sprøjte, så kan det økologiske rum udvides til gavn for arter, der har præference for åbne pletter i marken. Hvis en tør bakketop bliver skadet af frost eller tørke, så afgrøden slår fejl, så kald den for en lærkeplet og lad den være urørt i stedet for at så den til igen. Hvis en lavning er lidt for våd, når der skal sås om foråret, så lad den være vibelavning i dette år. Hvis man skal have lavet gravearbejde i forbindelse med dræn eller nedgravning af forsyningsledninger, så sørg for at afslutte arbejdet med næringsfattig mineraljord - så har du en næringsfattig biotop til lys- og varmeelskende sommerfugle, bier og fugle. Derudover kan man efterlade en forager som brak, fordele gødningen, hvor det optages bedst, undlade gødsning af marken langs læhegn, gravhøje, diger og andre permanente strukturer. Det handler også om at undlade at opdyrke marginale landbrugsjorder, herunder lavbundsarealer i ådale. Omkostningsmæssigt kan det potentielt også være en gevinst, fordi man ikke skal bruge penge og energi på at dyrke områder, der ikke egner sig til landbrug og hvor det er besværligt og risikabelt at anvende tunge maskiner. Det kan kræve tilvænnning og storsind at afsætte plads til andet end afgrøde inden for marken, og dermed ændre formålet for disse arealer til natur frem for produktion.

Figur 7.7. To år gammel dyrkningsfri bræmme. Bræmmen bruges som transportvej, hvilket skaber forstyrrelse, som fremmer en blomsterrig og lysåben vegetation. Samtidig skåner bræmmen læhegnets vegetation mod gødning og sprøjtemidler. Foto: Andrea Oddershede.



7.2 Kvalificering af den lokale naturrådgivning

Det er nødvendigt med en bred forståelse for biodiversitetsværdier i landskabet, hvis den lokale naturrådgivning skal hjælpe den natur og de arter, som er allermest trængte i det danske landskab. Uden det risikerer man, på trods af gode hensigter, at spilde energi og penge på indsatser, der ikke effektivt hjælper biodiversiteten. Viden om, hvad der virker, findes allerede (se fx Kleijn and Sutherland (2003) og Wood, Holland and Goulson (2016)), men den viden når ikke i tilstrækkelig grad ud til rådgivere, landmænd og andre, der forvalter landskabet. Biodiversitetskrisen er i høj grad en formidlingskrise, og en af de største udfordringer er, at forvaltere eller rådgivere ikke har adgang til den nyeste viden inden for biodiversitetsforskningen, samt at denne ikke formidles populærfagligt (Newton 2016). Denne rapport er forhåbentlig med til at give et letlæseligt bidrag til en evidensbaseret kvalificering af rådgivningen omkring biodiversitetsvirkemidler i agerlandet. Dette projekt er et godt eksempel på, at forvaltere, lodsejere og forskere kan arbejde sammen om at opbygge viden, der kan virke positivt for at forbedre biodiversiteten.

I Danmarks Jægerforbund gøres der en stor indsats for at forbedre levevilkårene for hare og agerhøne. Rådgivningen har haft markvildtarter og ikke biodiversitet som målsætning. I forvaltningen af markvildtarter er der stort fokus på, at de rigtige strukturer er til stede i landskabet. Selvom vi med økologisk rumtilgangen forsøger at udvikle en simpel måde at vurdere biodiversitetsværdien af en biotop, kommer man ikke uden om, at biodiversitet i høj grad handler om arter og ikke strukturer. To biotoper, der strukturmæssigt minder meget om hinanden, kan godt have vidt forskellige artsrigdom og naturværdier.

En del af formidlingen i dette projekt har været at forsyne de lodsejere, der har lagt jord til undersøgelsen, med artslistere fra de undersøgte biotoper. Mange har udvist interesse, og vi tror på, at viden om det liv, der er på ejendommen vil øge motivationen for at passe på det. Og når landmanden er interesseret i at gøre noget godt for vildtet, så er det måske et udtryk for et ønske om at gøre noget godt for naturen generelt.

Netto-effekten af markvildtlavene kan med dette studie i ryggen meget vel blive positiv, da konklusionerne fra projektet kan bruges aktivt i den lokale rådgivning. Der er brug for en kvalificeret tilpasning af markvildttiltagene, så udformning og placering støtter og tager udgangspunkt i den biodiversitet og det naturpotentiale, der findes i forvejen (se fx Figur 7.7), ellers risikerer man at gøre mere skade end gavn. Samtidig understreger resultaterne vigtigheden af gamle biotoper, såsom markveje, diger, læhegn og lignende. Bevarelsen af disse kan til naturens fordel være en del af en mere biodiversitetsorienteret rådgivning fra Danmarks Jægerforbund.



Figur 7.8. Den direkte dialog med lodsejerne er et vigtigt middel til at sprede viden om biodiversitet og levesteder.

7.2.1 Protokol til registrering af økologisk rum

Undersøgelsen her har bidraget med viden, der fremover giver en mulighed for at tilgodese den bredere biodiversitet og ikke kun de jagtbare arter. Registreringen af det økologiske rum kan fungere som et værktøj for rådgiveren til udpegning af værdifulde levesteder.

Som en del af dette projekt har vi udviklet og evalueret en protokol til registrering af det økologiske rum til brug for rådgiveren. Formålet har været at teste, om det er muligt for en person uden biologfaglig baggrund at estimere økologisk rum og dermed biodiversitetspotentiale på en relativt simpel måde. Ved gennemgang data indsamlet af Danmarks Jægerforbund har vi erfaret, at der er visse ting, man skal være opmærksom på at klare protokoller for registrering af det økologiske rum samt en grundig gennemgang af, hvordan der skal registreres, er nødvendigt. I forlængelsen heraf skal det sikres, at der registreres på samme måde over alle forskellige biotyper. Desværre har der for nogle aspekter af det økologiske rum ikke været konsistens i registreringen fra Danmarks Jægerforbund, hvorfor en andel af data fra Danmarks Jægerforbund ikke kunne anvendes til videre analyse. Ud fra den korrekt indsamlede andel af data kan vi dog konkludere, at en rådgiver uden biodiversitetsbaggrund godt kan lave gode estimater af det økologiske rum. For eksempel er vigtige parametre som alder og hydrologi godt korrelerede med DCE's målinger. De biologiske aspekter kan dog kræve noget mere biologisk viden. Som vist oven for er plantediversitet en vigtig del af det økologiske rum for dyr og svampe, men det er også et af de aspekter af det økologiske rum, som er sværest at estimere uden artskenndskab.

Landbrugspåvirkning er en parameter, som man med fordel kunne tilføje protokollen for registrering af økologisk rum. Helt lokal gødskning og sprøjtning kan have en stor effekt på små, sårbare biotoper i agerlandet og kan i nogle tilfælde se ud til at være den primære miljøpåvirkning (Kleijn *et al.* 2009).

7.2.2 Et værktøj til bedre biodiversitetsrådgivning: NaturkapitalPlus

Hvis man ønsker at standse tabet af biologisk mangfoldighed, bør man prioritere indsatsen til fordel for de truede arter, fordi man derved også tilgodeser de mindre kræsne og mere almindelige arter. Denne generelle tilgang til naturbeskyttelse kan formidles ved hjælp af konceptet om naturkapital. Når

man beregner naturkapitalen for et område, vurderer man alle arealers kvalitet på en skala fra 0-100 og tager et arealvægtet gennemsnit af disse. Det er en måde at formidle til lodsejeren og eventuelt hans/hendes rådgiver, hvor høj naturværdi der er på ejendommen, hvor de mest værdifulde arealer findes, og hvor kræfterne kan bruges mest effektivt, hvis naturværdien skal bevares eller øges. Der er et behov for sådan et vejledningssværktøj i biodiversitetsrådgivningen, fordi mange rådgivere, som er i kontakt med lodsejere, ofte ikke er uddannede i bredere naturhensyn. Samtidig råder danske landmænd over en stor del af den samlede natur i Danmark, hvilket vigtiggør en god rådgivning, som ikke alene beskæftiger sig med den dyrkede del af landskabet, men inddrager hele ejendommen.

Indekset tager udgangspunkt i eksisterende viden om intensivt og ekstensive landbrugsarealer samt beskyttet natur, vel vidende at der findes natur derude i landskabet, som er ufuldstændigt eller slet ikke beskrevet. I dette projekt har vi haft mulighed for at bruge Danmarks Jægerforbunds registreringer af småbiotoper som supplement til den eksisterende viden fra biodiversitetskortet (Ejrnæs m.fl. 2014), hvilket har givet os et mere dækkende billede af naturværdierne inden for de to testejendomme. En udrulning af NaturkapitalPlus-systemet til flere lodsejere vil motivere en bedre registrering af naturen på ejendommen, herunder småbiotoperne i landskabet, der er en arealtype, som ellers har været overset i kortlægningen af den danske natur.

Som et led i udregningen af NaturkapitalPlus-indekset bliver lodsejeren bevidst om, hvilke biotoper der har biodiversitetsværdi, og hvilke indsatser som tilføjer ekstra værdi til biotoperne. Dette er vigtig viden, eftersom det vigtigste for biodiversiteten er at beskytte det værdifulde, man har, før man gør noget andet. Bioscoren kan som nævnt oven for hæves for en biotop ved at registrere truede arter inden for biotopen. Sørger en lodsejer for en artsregistrering, bliver han også bevidst om, hvilke biotoper, der fungerer som levested, og derfor er værd at passe på.

Med NaturkapitalPlus-tilgangen er det nemt at registrere, om der har været fremgang for naturen på ejendommen eller ej. Der kan ligge en god motivation i at få tal på nettonaturudviklingen på ejendommen, hvis der er gjort en indsats. Som vist i de to cases ovenfor, så er effekten målelig, og det er derfor muligt for lodsejeren, der har investeret tid og måske også penge, at se den positive effekt direkte i NaturkapitalPlus-værdien. NaturkapitalPlus vil også kunne bruges til at annoncere med naturværdierne ved salg af naturrige ejendomme. Den største del af variationen i NaturkapitalPlus skyldes nemlig ikke moderne indsatser, men den landskabshistorie som ejendommen har gennemlevet, og det landskab den ligger i. Man kan jo ikke sådan lige beslutte sig for at lave en ådal, en strandeng eller en gammel egeskov. Enten har man sådan noget fin gammel natur, eller også har man det ikke.

7.3 Agerlandets natur i perspektiv

Agerlandets biodiversitet og de naturtiltag, der laves, bør ses i kontekst af det naturpotentiale, som landskabet har. Det danske landskab er stærkt menneskepåvirket, og det kan være svært at forestille sig, hvordan et naturligt landskab ville se ud. I sidste mellemstid var landet højst sandsynligt et mosaiklandskab, hvor store planteædende dyr sørgede for et landskab bestående både af skov og halvåben vegetation (Sandom *et al.* 2014). Nutidens åbne agerland er opstået over de sidste århundreder, og udviklingen over især de sidste

60 år har haft store konsekvenser for udbredelse og hyppighed af vores hjemmehørende plantearter og deres tilknyttede fauna. Artslisterne for agerlandsbiotoperne bliver sjældent særlig lange, og de arter, vi finder, er for det meste meget almindelige. For de artsgrupper, vi har undersøgt, er en gennemgående tendens med få undtagelser, at kontinuitet bidrager positivt til unikheden af artssammensætningen. Så de arter, som er knyttet til mere naturlige levesteder, findes stadigvæk derude i et vist omfang, især i de små naturarealer, der ligger i agerlandet, men også i nogle af de gamle småbiotoper. Problemet er, at småbiotoperne som levesteder typisk er kortlevede eller under så stor påvirkning fra omgivelserne at de er dømt til at gro til med højt græs, buske og træer over de næste årtier.

Det er vigtigt, at den eksisterende natur inddrages i naturrådgivningen i agerlandet, fordi sjældne og truede skal beskyttes her. Derudover kan naturarealer virke som spredningskilder til småbiotoperne i agerlandet (Concepción, Fernández-González & Díaz 2012). Rigtig meget er almindeligt, og derfor er det vigtigt at tage udgangspunkt i de biotoper, der har høj biodiversitetsværdi, hvilket kræver en kyndig rådgivning, der fx har blik for at integrere naturarealer i forvaltningen af hare og agerhøne. Agerhøns er afhængige af levesteder med føde (Green 1984), de hører til i det åbne land, men ikke nødvendigvis landbrugsarealer. Når man udsår blomsterrige striber, så er det for at tiltrække insekter og dermed skabe føderessourcer for agerhønsens kyllinger, men man kan med fordel tage udgangspunkt i den eksisterende natur, som også kan byde på føde og skjul. Den største mængde af leddyrliv, som agerhønsens kyllinger er afhængige af, findes i habitater uden for marken, hvor græsland og især kalkgræsland byder på mest mad, ikke mindst bidrager græssende dyr til kokasser og hestepærer fulde af let tilgængelige leddyrliv (se fx Figur 7.9) (Southwood & Cross 1969).

Figur 7.9. Blomsterrige lysåbne habitater med mulighed for skjul kan også være agerhøne-habitater. Billedet er fra Røsnæs krat, som er en blanding af meget artsrigt, tørt græsland og krat. Foto: Rasmus Ejrnæs.



7.4 Konkrete anbefalinger til lodsejeren, der vil have mere natur på sin ejendom

Ud fra litteraturen og de resultater, vi har fået i projektet her, kan vi udstikke nogle generelle retningslinjer, man kan følge, hvis man som lodsejer ønsker at gøre noget godt for biodiversiteten:

Råd nummer 1: Prioritér og pas på det, du har i forvejen

Hvis målet er en høj biodiversitet, er det vigtigste, man kan gøre, at prioritere og passe på de naturværdier, som allerede findes på ejendommen. Start altid en biodiversitetsindsats med at kortlægge de værdifulde biotoper på bedriften og sikre, at deres tilstand ikke forringes fremover. Alder giver mange biodiversitetspoint, så det giver nemme point at bevare arealer, der ikke er i drift. Det gælder selvfølgelig først og fremmest de naturarealer, man eventuelt måtte have på ejendommen, dernæst de gamle småbiotoper. Det tager 100 år at lave en 100 år gammel markvej eller et tilsvarende levende hegn eller gammelt krat med pil eller tjørn. Det måske allerrigeste levested i dansk natur, målt på antallet af forskellige arter, er det gamle veterantræ – sådan et gammelt træ, som er blevet skadet og har sprækker og hulheder, men stadigvæk er i live. Her gælder det om at holde træet levende, så længe som muligt frem for at erstatte det med et ungt og sundt træ, som ikke er levested for andet end sig selv. Planterne i enge, overdrev og heder bliver ikke så gamle som veterantræet, men alligevel ved vi, at det kan tage hundreder af år at komme fra en opgiven mark til en artsrig eng eller et artsrigt overdrev. Det skyldes, at mange af de typiske arter er dårlige til at sprede sig og ikke trives på tidligere dyrkede arealer, hvor jorden er fuld af næring. Mange af de gamle arealer er rige på levesteder for harer og agerhøne, men også for bier og sommerfugle, når bare arealerne får lov at blomstre og sætte frø. Græssende dyr kan holde dele af naturen lysåben og levere frisk møg til glæde for insekter og fugle, helst i ekstensiv helårsgræsning med så få dyr, at alle blomsterne ikke bides ned om sommeren. Gamle småbiotoper har potentielt høj biodiversitetsværdi. At passe på disse elementer fx ved at skåne dem for landbrugspåvirkning, er en nem og billig måde at få mest mulig biodiversitet og økologisk rum på sin ejendom. En gammel biotop kan ikke bare erstattes med en ny uden at miste arter.

Råd nummer 2: Lav kortvarige naturtiltag inden for markfladen og placer dem klogt

Blomsterstriber, barjordstriber, vibelavninger og lærkepletter er flygtige levesteder, der tiltrækker arter, som er mangfoldige i landskabet i forvejen, og de kan derfor ikke stå alene som naturtiltag. De bidrager dog til udvidelsen af det økologiske rum og har potentiale som åndehuller og beskyttelseszoner for arealer med højere naturværdi. Den naturlige variation inden for marken kan med fordel udnyttes til formålet – også variationen fra år til år. Efter en våd eller kold vinter vil der være bare pletter i marken, og tør man lade dem ligge uden gensåning, bliver de til midlertidige levesteder, indtil der pløjes igen til efteråret. Hvis man har et hjørne, hvor det er for vådt, til at afgrøden trives, eller er der for skyggefuldt langs læhegnet, til at man kan høste fuldt udbytte, så kan man udlægge dyrkningsfri bræmmer eller spare på gødning og udsæd og lade områderne være, som de er. Har man kortlagt ejendommens biodiversitetsværdier, kan de udyrkede bræmmer placeres strategisk som beskyttelseszoner for de permanente strukturer af høj naturværdi.

Råd nummer 3: Lav dine egne naturforsøg

Vi ser gerne, at projektet her bliver en inspirationskilde til landmænd og jægere, som selv vil eksperimentere med at udvide det økologiske rum. Selvom der er mange regler at overholde for den moderne landmand, så er der masser af plads til forbedring på arealer, som egentlig ikke er dyrkningseggede eller måske ikke engang dyrkes i dag. Man kan for eksempel udvide det økologiske rum meget ved at afsætte plads til blomstrende urter tilknyttet overdrev, enge og moser, gamle, hjemmehørende buske og træer, vådområder, tørre volde med sparsom plantevækst og meget andet. Hvis man kigger sig fordomsfrit omkring, er der ofte muligheder, man ikke havde tænkt på - eksempelvis kan en allé både levere næringsfattig jordbund, blomstrende urter og buske og med årene også gamle løvtræer med hulheder - måske kan der gå græssende dyr en del af året? Hvis man selv vil eksperimentere med at fremme biodiversitet kan man for eksempel sigte efter følgende mål:

- 1) Næringsfattig jordbund (grus, sand, ler uden muldlag og gødning) med flerårig urtevegetation
- 2) Gamle træer, gerne svækkede veterantræer
- 3) Blomstrende buske (tjørn, røn, slåen, hæg, kvalkved, roser, vedbend m.fl.)
- 4) Blomsterrig urtevegetation
- 5) Dødt ved som formulder
- 6) Robuste dyr i helårsgræsning (alle naturtyper, også skov og krat)
- 7) Frit strømmende grundvand i lavbundsarealer uden grøfter og dræn.

8 Referencer

- Abarenkov, K., Henrik Nilsson, R., Larsson, K.H., Alexander, I.J., Eberhardt, U., Erland, S., Høiland, K., Kjølter, R., Larsson, E. & Pennanen, T. (2010) The UNITE database for molecular identification of fungi—recent updates and future perspectives. *New Phytologist*, 186, 281-285.
- Alison, J., Duffield, S.J., van Noordwijk, C.G.E., Morecroft, M.D., Marrs, R.H., Saccheri, I.J. & Hodgson, J.A. (2016) Spatial targeting of habitat creation has the potential to improve agri-environment scheme outcomes for macro-moths. *Journal of Applied Ecology*, n/a-n/a.
- Andreasen, C., Stryhn, H. & Streibig, J.C. (1996) Decline of the Flora in Danish Arable Fields. *Journal of Applied Ecology*, 33, 619-626.
- Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D. & Sutherland, W.J. (2015) The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29, 1006-1016.
- Beng, K.C., Tomlinson, K.W., Shen, X.H., Surget-Groba, Y., Hughes, A.C., Corlett, R.T. & Slik, J.W.F. (2016) The utility of DNA metabarcoding for studying the response of arthropod diversity and composition to land-use change in the tropics. *Scientific Reports*, 6, 24965.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & WEIBULL, A.C. (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42, 261-269.
- Bienert, F., De Danieli, S., Miquel, C., Coissac, E., Poillot, C., BRUN, J.J. & Taberlet, P. (2012) Tracking earthworm communities from soil DNA. *Molecular Ecology*, 21, 2017-2030.
- Bijl, L.v.d., Boutrup, S. & Nordemann Jensen, P. (2007) NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen: Programbeskrivelse 2007-09-del 2. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Brändle, M. & Brandl, R. (2001) Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. *Journal of Animal Ecology*, 70, 491-504.
- Brunbjerg, A.K., Bruun, H.H., Moeslund, J.E., Sadler, J.P., Svenning, J.-C. & Ejrnæs, R. (2016) Ecospace: A unified framework for understanding variation in terrestrial biodiversity. *Basic and Applied Ecology*.
- Brunbjerg, A.K., Jørgensen, G.P., Nielsen, K.M., Pedersen, M.L., Svenning, J.-C. & Ejrnæs, R. (2015) Disturbance in dry coastal dunes in Denmark promotes diversity of plants and arthropods. *Biological Conservation*, 182, 243-253.
- Christensen, T.K. & Kahlert, J. (2011) Agerhøne - Faglig baggrund for udarbejdelse af forvaltningsplan.
- Concepción, E.D., Fernández-González, F. & Díaz, M. (2012) Plant diversity partitioning in Mediterranean croplands: effects of farming intensity, field edge, and landscape context. *Ecological Applications*, 22, 972-981.

- Cousins, S.A. (2006) Plant species richness in midfield islets and road verges—the effect of landscape fragmentation. *Biological Conservation*, 127, 500-509.
- Dicks, L.V., Baude, M., Roberts, S.P.M., Phillips, J., Green, M. & Carvell, C. (2015) How much flower-rich habitat is enough for wild pollinators? Answering a key policy question with incomplete knowledge. *Ecological Entomology*, 40, 22-35.
- Ejrnæs, R., Petersen, A.H., Bladt, J., Bruun, H.H., Moeslund, J.E., Wiberg-Larsen, P. & Rahbek, C. (2014) *Biodiversitetskort for Danmark*. Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Fernández, C., Acosta, F.J., Abellá, G., López, F. & Díaz, M. (2002) Complex edge effect fields as additive processes in patches of ecological systems. *Ecological Modelling*, 149, 273-283.
- Fredshavn, J.R., Levin, G. & Nygaard, B. (2015) Småbiotoper 2007 og 2013. Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Fuller, R.J., Williamson, T., Barnes, G. & Dolman, P.M. (2016) Human activities and biodiversity opportunities in pre-industrial cultural landscapes: relevance to conservation. *Journal of Applied Ecology*, n/a-n/a.
- Gonthier, D.J., Ennis, K.K., Farinas, S., Hsieh, H.-Y., Iverson, A.L., Batáry, P., Rudolphi, J., Tschardtke, T., Cardinale, B.J. & Perfecto, I. (2014) Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281.
- Gossner, M.M., Lewinsohn, T.M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., Birkhofer, K., Renner, S.C., Sikorski, J., Wubet, T., Arndt, H., Baumgartner, V., Blaser, S., Blüthgen, N., Börschig, C., Buscot, F., Diekötter, T., Jorge, L.R., Jung, K., Keyel, A.C., Klein, A.-M., Klemmer, S., Krauss, J., Lange, M., Müller, J., Overmann, J., Pašalić, E., Penone, C., Perović, D.J., Purschke, O., Schall, P., Socher, S.A., Sonnemann, I., Tschapka, M., Tschardtke, T., Türke, M., Venter, P.C., Weiner, C.N., Werner, M., Wolters, V., Wurst, S., Westphal, C., Fischer, M., Weisser, W.W. & Allan, E. (2016) Land-use intensification causes multi-trophic homogenization of grassland communities. *Nature*, 540, 266-269.
- Green, R.E. (1984) The Feeding Ecology and Survival of Partridge Chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix*) on Arable Farmland in East Anglia. *Journal of Applied Ecology*, 21, 817-830.
- Guardiola, M., Uriz, M.J., Taberlet, P., Coissac, E., Wangenstein, O.S. & Turon, X. (2015) Deep-sea, deep-sequencing: metabarcoding extracellular DNA from sediments of marine canyons. *PLoS one*, 10, e0139633.
- Heilmann-Clausen, J., Barron, E.S., Boddy, L., Dahlberg, A., Griffith, G.W., Nordén, J., Ovaskainen, O., Perini, C., Senn-Irlet, B. & Halme, P. (2015) A fungal perspective on conservation biology. *Conservation Biology*, 29, 61-68.
- Heneberg, P., Bogusch, P. & Řezáč, M. (2016) Roadside verges can support spontaneous establishment of steppe-like habitats hosting diverse assemblages of bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) in an intensively cultivated central European landscape. *Biodiversity and Conservation*, 1-22.

Ihrmark, K., Bödeker, I.T., Cruz-Martinez, K., Friberg, H., Kubartova, A., Schenck, J., Strid, Y., Stenlid, J., Brandström-Durling, M. & Clemmensen, K.E. (2012) New primers to amplify the fungal ITS2 region—evaluation by 454-sequencing of artificial and natural communities. *FEMS microbiology ecology*, 82, 666-677.

Jönsson, A.M., Ekroos, J., Dänhardt, J., Andersson, G.K.S., Olsson, O. & Smith, H.G. (2015) Sown flower strips in southern Sweden increase abundances of wild bees and hoverflies in the wider landscape. *Biological Conservation*, 184, 51-58.

Josefsson, J., Berg, Å., Hiron, M., Pärt, T. & Eggers, S. (2016) Sensitivity of the farmland bird community to crop diversification in Sweden: does the CAP fit? *Journal of Applied Ecology*, n/a-n/a.

Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A. & Knop, E. (2009) On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 276, 903-909.

Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G. & Tscharntke, T. (2011) Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 474-481.

Kleijn, D. & Sutherland, W.J. (2003) How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 40, 947-969.

Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B. & Siriwardena, G.M. (1999) The second Silent Spring? *Nature*, 400, 611-612.

Lee, J., Lee, S. & Young, J.P.W. (2008) Improved PCR primers for the detection and identification of arbuscular mycorrhizal fungi. *FEMS microbiology ecology*, 65, 339-349.

Levin, G. & Normander, B. (2008) Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet Roskilde.

Mahé, F., Rognes, T., Quince, C., De Vargas, C. & Dunthorn, M. (2014) Swarm: robust and fast clustering method for amplicon-based studies. *PeerJ*, 2, e593.

Moeslund, J.E., Ejrnæs, R. & Wind, P. (2015) MANUAL TIL RØDLISTEVURDERING AF DANSKE ARTER 2013-2019 Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s. -Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 54.

Newton, E. (2016) Usage of scientific information in ecological, environmental and conservation work. pp. Survey result. *Journal of Applied Ecology*.

Nord-Larsen, T., Johannsen, V.K., Riis-Nielsen, T., Thomsen, I., Suadicani, K., Vesterdal, L., Gundersen, P. & Bilde, B. (2016) Skove og plantager 2015.

Nygaard, B., Nielsen, K.E., Damgaard, C., Bladt, J. & Ejrnæs, R. (2014) *Fagligt grundlag for vurdering af bevaringsstatus for terrestriske naturtyper*. Aarhus Universitet, DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi.

- R Development Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing.
- Rognes, T., Flouri, T., Nichols, B., Quince, C. & Mahé, F. (2016) VSEARCH: a versatile open source tool for metagenomics. *PeerJ*, 4, e2584.
- Sagova-Mareckova, M., Cermak, L., Novotna, J., Plhackova, K., Forstova, J. & Kopecky, J. (2008) Innovative methods for soil DNA purification tested in soils with widely differing characteristics. *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 2902-2907.
- Sandom, C.J., Ejrnæs, R., Hansen, M.D. & Svenning, J.-C. (2014) High herbivore density associated with vegetation diversity in interglacial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 4162-4167.
- Sapkota, R. & Nicolaisen, M. (2015) High-throughput sequencing of nematode communities from total soil DNA extractions. *BMC ecology*, 15, 1.
- SEGES & Aarhus Universitet (2015) Natur- og vildtvenlige tiltag i landbruget. pp. 1- 28.
- Silvertown, J., Dodd, M.E., Gowing, D.J. & Mountford, J.O. (1999) Hydrologically defined niches reveal a basis for species richness in plant communities. *Nature*, 400, 61-63.
- Simon, L., Lalonde, M. & Bruns, T. (1992) Specific amplification of 18S fungal ribosomal genes from vesicular-arbuscular endomycorrhizal fungi colonizing roots. *Applied and Environmental Microbiology*, 58, 291-295.
- Skov, F., Bladt, J., Nygaard, B. & Ejrnæs, R. (2017) Naturkapitalindeks for danske kommuner. *Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 92*, pp. 1-18. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.
- Smart, S.M., Bunce, R.G.H., Firbank, L.G. & Coward, P. (2002) Do field boundaries act as refugia for grassland plant species diversity in intensively managed agricultural landscapes in Britain? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91, 73-87.
- Southwood, T.R.E. & Cross, D.J. (1969) The Ecology of the Partridge. *Journal of Animal Ecology*, 38, 497-509.
- Sprague, R., Boyer, S., Stevenson, G.M. & Wratten, S.D. (2016) Assessing pollinators' use of floral resource subsidies in agri-environment schemes: An illustration using *Phacelia tanacetifolia* and honeybees. *PeerJ*, 4, e2677.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91, 22-46.
- Wind, P. & Bertelsen, J.P. (2013) Vurdering af biotopplanernes virkning for naturindholdet. pp. 1-64. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©.

Wood, T.J., Holland, J.M. & Goulson, D. (2015) Pollinator-friendly management does not increase the diversity of farmland bees and wasps. *Biological Conservation*, 187, 120-126.

Wood, T.J., Holland, J.M. & Goulson, D. (2016) Providing foraging resources for solitary bees on farmland: current schemes for pollinators benefit a limited suite of species. *Journal of Applied Ecology*, n/a-n/a.

Wood, T.J., Holland, J.M., Hughes, W.O.H. & Goulson, D. (2015) Targeted agri-environment schemes significantly improve the population size of common farmland bumblebee species. *Molecular Ecology*, 24, 1668-1680.

Appendiks 1: Tekniske anvisninger til registrering af økologisk rum

Teknisk anvisning for registrering af økologisk rum inden for deltagerområdet i markvildtlavene.

Vegetationshøjde (vurdering af urtevegetationens middelhøjde tænkt som den højde, hvor dækningen er 50 % hvis man kigger horisontalt ind på vegetationen)

1. Meget lav (0-5 cm)
2. Lav (6-10 cm)
3. Middellav (11-20 cm)
4. Middelhøj (21-40 cm)
5. Høj (41-80 cm)
6. Meget høj (> 80 cm).

Vegetationshøjde – krat (vurdering af andelen af krattet, som er lavere end 4 m)

1. 75-100% < 4 m
2. 25-75% < 4 m
3. 0-25% < 4 m.

Vegetationstæthed

1. Meget åben (plantedække 0-20%)
2. Åben (plantedække 21-50%)
3. Halvåben (plantedække 51-90%)
4. Lukket (plantedække 91-100%).

Produktivitet

1. Meget lavproduktiv (arealer med stærkt begrænset plantevækst grundet fx vandlidende, ekstremt tør eller næringsfattig og sandet jordbund)
2. Lavproduktiv (arealer med begrænset produktion, fx grundet dårlige lysforhold, ringe jordbund eller rodkonkurrence fra vedplanter)
3. Normalt produktiv
4. Højproduktiv (arealer med optimal og frodig vækst).

Fugtighed

1. Vådt (gummistøvler påkrævet hele året, "mose")
2. Tidvist vådt (gummistøvler påkrævet i vinterhalvåret, "tidvis våd eng")
3. Fugtigt (arealer, som er fugtige selv i tørre perioder, "eng")
4. Halvtørt (normale arealer, uden stor udtørring)
5. Tørt (arealer med hurtig nedsivning/fordampning grundet jordbund eller indstråling)
6. Meget tørt (arealer med meget hurtig nedsivning og/eller fordampning og sparsom plantevækst).

Temperatur

- Meget varm jord (arealer med meget tør jord, høj indstråling og lavt plantedække)
- Varm jord (arealer med varm og ofte tør jord)
- Moderat varm jord (arealer med nogenlunde varm jord og varierende plantedække)
- Kølig jord (arealer med lav indstråling og relativt tæt plantedække).

Barjord (den procentvise andel af biotopen, hvor jorden er bar)

Kontinuitet (skønnet periode siden seneste omlægning)

1. Meget kort (dyrket i år)
2. Kort (ikke dyrket de seneste 1-3 år)
3. Middelkort (ikke dyrket de seneste 4-15 år)
4. Lang (ikke dyrket de seneste 16-50 år)
5. Meget lang (ikke dyrket de seneste 50 år).

Gødning (forekomst af frisk gødning fra græsædende dyr)

1. Ingen gødning
2. Lidt gødning (spredt gødning af vilde dyr, fx hjortevildt)
3. Meget gødning (udbredt gødning af krondyr, kvæg, hest eller får).

Vedplanterigdom (antal forskellige veludviklede buske eller træer)

Det faktiske antal arter af vedplanter på landskabselementet noteres numerisk.

Blomsterrigdom (registrering er mest interessant fra midten af juli til starten af august)

1. Ingen blomster (< 1 per m²)
2. Få blomster (1-5 per m² eller kun en art)
3. Mange blomster (> 5 per m², flere arter)
4. Mange forskellige blomster (> 5 per m² og > 10 arter).

Frøsætning

- Ingen individer med frøsætning
- Få individer med frøsætning (1-10 individer)
- Nogle individer med frøsætning (10-100 individer)
- Mange individer med frøsætning (> 100 individer).

Videreudvikling af teknisk anvisning til registrering af økologisk rum i vedplantebiotoper

Fra Danmarks Jægerforbund har der været et fokus på biotoper, som har relevans som leve- eller opholdssted for agerhønen, og man er således i registreringen af økologisk rum gået uden om fx skov, meget våde områder og høje læhegn, som ikke er habitater for agerhønen. Hvis der skal vurderes biodiversitet på ejendomsniveau, er det dog vigtigt, at alle biotoper registreres, da de potentielt kan være levesteder for mange arter af insekter, svampe, planter, pattedyr og andet, som kan udgøre en betragtelig del af biodiversiteten i agerlandet. Dette blev taget til efterretning i Danmarks Jægerforbund, som i 2016 lavede en supplerende registrering af økologisk rum, så alle arealtyper blev beskrevet i de ti lav, vi undersøgte. I den forbindelse udviklede Danmarks Jægerforbund og DCE en ny teknisk anvisning rettet mod især de vedplante biotoper, som ikke var blevet registrerede i første runde).

For alle biotoper registreres alt, der er noteret under "Generelle punkter". Hvis biotopen er et levende hegn, så suppleres med "Supplerende punkter til kortlægning af lineære vedplantebiotoper med en højde på over 4m (typisk læhegn bestående af høje træer). Hvis biotopen er af typen skov eller remise, så suppleres der OGSÅ med "Supplerende punkter til kortlægning af remiser og skov".

Generelle punkter

Urtehøjde (vurdering af græs-urtevegetationens middelhøjde tænkt som den højde, hvor dækningen er 50 %, hvis man kigger horisontalt ind på vegetationen)

1. Meget lav (0-5 cm)
2. Lav (6-10 cm)
3. Middellav (11-20 cm)
4. Middelhøj (21-40 cm)
5. Høj (41-80 cm)
6. Meget høj (> 80 cm).

Vegetationshøjde – Krat (vurdering af andelen af krattet, som er lavere end 4 m)

1. 75-100 % < 4 m
2. 25-75 % < 4 m
3. 0-25 % < 4 m.

Bar jord. Angiv arealandelen uden vegetationsdække, herunder bar jord, førne og tykt bladdække i kategorierne:

1. <5 %
2. 5-10 %
3. 10-30 %
4. 30-75 %
5. 75-100 %.

Fugtighed

1. Vådt (gummistøvler påkrævet hele året, "mose")
2. Tidvist vådt (gummistøvler påkrævet i vinterhalvåret, "tidvis våd eng")
3. Fugtigt (arealer som er fugtige selv i tørre perioder, "eng")
4. Halvtørt (normale arealer, uden stor udtørring)
5. Tørt (arealer med hurtig nedsivning/fordampning grundet jordbund eller indstråling)
6. Meget tørt (arealer med meget hurtig nedsivning og/eller fordampning og sparsom plantevækst).

Kontinuitet (skønnet periode siden seneste omlægning)

1. Meget kort (dyrket/pløjet i år)
2. Kort (ikke dyrket/pløjet de seneste 1-3 år)
3. Middelskort (ikke dyrket/pløjet de seneste 4-15 år)
4. Lang (ikke dyrket/pløjet de seneste 16-50 år)
5. Meget lang (ikke dyrket/pløjet de seneste 50 år).

Planterigdom (en hurtig vurdering af de veludviklede plantearter med en vis hyppighed på arealet – man vurderer både artsantal for vedplanter og urter/græs. Dette gælder alle biotop-typer.):

1. 1-3 plantearter
2. 4-6 forskellige plantearter
3. 7-10 forskellige plantearter
4. 11-15 forskellige plantearter
5. > 15 forskellige plantearter.

Blomsterrigdom (registrering er mest interessant fra midten af juli til starten af august)

1. Ingen blomster (< 1 per m²)
2. Få blomster (1-5 per m² eller kun en art)
3. Mange blomster (> 5 per m², flere arter)
4. Mange forskellige blomster (> 5 per m² og > 10 arter).

Vedplanterigdom – artsrigdom (antal forskellige arter af buske eller træer)

1. 1-3 arter
2. 4-6 arter
3. 7-10 arter
4. 11-15 arter
5. >15 arter.

Vedplantetæthed (antal forskellige veludviklede individer af buske eller træer)

Der gives et skøn for det faktiske antal buske og træer.

Gødning/møg (forekomst af frisk møg fra græsædende dyr)

1. Ingen møg
2. Lidt møg (spredt møg af vilde dyr, fx hjortevildt)
3. Meget møg (udbredt møg af kronstyr, kvæg, hest eller får).

Enkeltelementer:

Solitære løvtræer og dødt ved (største diameter af stammen):

1. 10-20 cm
2. 20-40 cm
3. 40-60 cm
4. >60 cm.

Derudover noteres træart i bemærkninger

Stendynger

1. Lille (0-10 m²)
2. Mellem (10-25 m²)
3. Stor (>25 m²).

Derudover noteres kategorien sol – halvskygge – skygge i bemærkningsfeltet

+ Supplerende punkter til kortlægning af lineære vedplantebiotoper, som ikke falder ind under kategorien krat

Hugst og udtynding. Lavstubbe/stød på arealet er tegn på, at der er foretaget hugst i nyere tid. Angiv antallet af stubbe til en af følgende kategorier – stubbe skal måle i >10 cm i diameter:

1. Ingen stubbe/stød
2. 1-5 stubbe
3. 6-10 stubbe
4. 11-50 stubbe
5. > 50 stubbe.

Dominerende træ-type. Angiv om biotopen er domineret af:

- Løvtræer
- Nåletræer.

+ Supplerende punkter til kortlægning af remiser og skov

Underskov. Angiv den skønnede arealandel med tydelig forekomst af en underskov af buske og træer, som ikke er en af de dyrkede hovedtræarter i skoven (slyngplanter tæller med) i kategorierne:

1. <20 %
2. 20-50 %
3. 50-75 %
4. 75-90 %
5. 90-100 %.

Skovsø/mergelgrav/sump/mose. Arealandelen af skoven med skovsø/-sump/mose uden vegetation eller med tydelig vådbunds- eller undervandsvegetation angives. Angiv arealandelen i kategorierne:

1. <5 %
2. 5-10 %
3. 10-30 %
4. 30-75 %
5. 75-100 %.

Dødt ved

Angiv antallet af store stammer og grene med dødt ved på jorden (minimum 20 cm i diameter og 1 m i længde). Hvis der er mange stykker skønnes antallet.

Appendiks 2: Metode til udvælgelse af biotoper til undersøgelsen

De forskellige strata er konstruerede ud fra følgende oplysninger omkring biotoperne. Klasserne refererer til de klasser som Danmarks Jægerforbund har brugt til at estimere økologisk rum (se Appendiks 1: Tekniske anvisninger til registrering af økologisk rum).

Kontinuitet	1	Ikke dyrket 1-15 år (klasse 2+3)
	2	Ikke dyrket > 15 år (klasse 4+5)
Fugtighed	1	Vådt - tidvist vådt -fugtigt (klasse 1+2+3)
	2	Halvt tørt (klasse 4)
	3	Tørt - meget tørt (klasse 5+6)
Krat	1	Vådt - tidvist vådt -fugtigt (klasse 1+2+3)
	2	Halvt tørt (klasse 4)
	3	Tørt - meget tørt (klasse 5+6)

Intensive biotoper kunne være arealer > 1600 m² og lineære elementer der var >1600 m² og bredere end tre meter. Ud fra listen byggedes en prioriteringsliste over de biotoper, der medtages inden for hver markvildtlav.

Prioriteringsliste

Inden for hvert markvildtlav blev biotoperne udvalgt, sådan at de repræsenterede det vigtigste økologiske gradienter i datasættet:

1. Intensive biotoper (biotop på minimum 1600m²)

- 1 Dyrket biotop (mark) - halvtørt
- 1 Dyrket biotop (vildtager eller barjordstriben)
- 1 Dyrket biotop (mark) - fugtig
- 1 Crop field biotope - tør

Der suppleredes op til 7 intensive biotoper efter følgende prioritering:

Dyrkede biotoper blev suppleret med andre biotopyper, som skulle repræsentere alle mulige kombinationer af biotiske og abiotiske gradienter i agerlandets landskabsmatrix. Indledende analyser på de indsamlede data fra Danmarks Jægerforbund viste, at hydrologi, vegetationshøjde og kontinuitet (antal år siden sidste pløjning) var de vigtigste gradienter i datasættet. Disse ikke-dyrkede biotoper repræsenterede landskabselementer uden for marken såsom krat/læhegn, brakmarker, vejrabatter osv. Disse blev prioriteret som følger:

- A) en biotop med lang kontinuitet - våd
- B) en biotop med kort kontinuitet - våd
- C) et krat/læhegn
- D) en biotop med lang kontinuitet - tør
- E) en biotop med kort kontinuitet - tør
- F) en biotop med lang kontinuitet - halvtør.

Hvis der inden for lavet fandtes et areal med biodiversitetsscore > 3, erstattede dette areal et tilsvarende strata ovenfor (A-F).

2. **Ekstensive biotoper** – hvis nogle af markbiotoperne var til stede, men ikke opfyldte arealkravet til intensive biotoper, da blev disse medtaget som ekstensive biotoper
- 1) Biotoper inden for de forskellige strata, som ikke er repræsenterede i det intensive sæt
 - 2) Biotoper inden for de 5 naturstrata (natur + krat) blandt dem med højest bioscore indenfor hvert stratum. ELLER hvis der findes en med > 3.
 - 3) Biotoper indenfor de strata som både har lineære og areelle biotoper tilfældigt valgt blandt den form som endnu ikke er repræsenteret i biotopsættet.
 - 4) Opfyldning til 15 biotoper ved 100 % tilfældig udvælgelse.

For et markvildtlav (Nr. Vium) var kortlægningen fra Danmarks Jægerforbund endnu ikke sket, så udvælgelsen er her sket via dialog med markvildtrådgiveren og en lokal lodsejer, så de inventerede biotoper også her repræsenterede ovenfor nævnte.

Appendiks 3: DNA-metabarcoding

Laboratory methods

DNA was extracted from soil using a slightly modified protocol developed for the Biowide project. The method is based on one of the methods in Sagova-Mareckova *et al.* (2008) using the PowerMax Soil DNA Isolation kit (MOBIO, Carlsbad, CA, USA). 4 g soil was extracted after addition of 4 mL 1M CaCO₃ suspension. The DNA extract was further purified using the PowerClean DNA Clean-Up Kit (MOBIO, Carlsbad, CA, USA) to remove inhibitors, and DNA was normalized to 1 ng/μl based on the DNA quantification using Qubit® dsDNA HS (High Sensitivity) Assay Kit (Invitrogen). 70 samples were extracted in batches with at least one negative control for each batch. All samples were amplified with lineage specific primers for plants, fungi, annelids and nematodes. For plants, the Internal transcribed spacer region 2 (ITS2) was amplified with the primers S2F (Chen *et al.* 2010) and ITS4 (White *et al.* 1990). For fungi, the ITS2 regions were amplified using primers gITS7 (Ihrmark *et al.* 2012) and ITS4. For earth worms, part of the 18S region was amplified with primers ewB and ewC from Bienert *et al.* (2012). Glomeromycota were amplified with primers NS31 (Simon, Lalonde & Bruns 1992) and AML2 (Lee, Lee & Young 2008). Nematodes were amplified with primers used in Sapkota and Nicolaisen (2015).

PCR amplifications contained 1X AmpliTaq Gold (Life Technologies), 0.625 μM of each primer, 0.83 mg/ml bovine serum albumin (BSA) and 1.5 μL DNA extract, 1X Gold Buffer, 2.5 mM MgCl₂, 0.08 mM of each dNTP in 24 μL reaction volume. The number of PCR cycles was previously optimized for the Biowide project with qPCR. For plant ITS2 and fungal ITS2 an initial denaturation step of 5 minutes at 95°C was used, followed by 32 30-second cycles of denaturation at 95°C, 30 seconds at 55°C, 60 seconds at 72°C and a final elongation at 72°C for 7 min. For earth worms, an initial denaturation step of 10 minutes at 95°C was used, followed by 37 30-second cycles of denaturation at 95°C, 30 seconds at 58°C, 30 seconds at 72°C and a final elongation at 72°C for 7 min. For Nematodes, an initial PCR with untagged primers (NemF+18Sr2) was used applying an initial denaturation step of 10 minutes at 95°C, followed by 25 30-second cycles of denaturation at 95°C, 30 seconds at 53°C, 60 seconds at 72°C and a final elongation at 72°C for 7 min. Next, 1.5 μl diluted 1:10 initial untagged PCR product was used as template in a nested PCR using tagged primers (NF1+18Sr2) applying an initial denaturation step of 10 minutes at 95°C, followed by 20 30-second cycles of denaturation at 95°C, 30 seconds at 58°C, 60 seconds at 72°C and a final elongation at 72°C for 7 min.

All primer sets were designed with 80 unique tags (MID/barcodes) of 6-8 bp at the 5' end. No primer tag was used more than once in any sequencing library and no combination of forward and reverse primer was reused in the study. Each sample was amplified three times (if possible) using different primer combinations for approximately 240 samples per marker (70 samples + controls etc). PCR products were pooled for a total of 6 pools for each marker, each pool containing half of the samples from one PCR replicate. PCR pools were cleaned with MinElute or QIAquick PCR purification kit (QIAGEN GmbH). For each marker, each of the 6 pools was built into separate sequencing libraries and sequenced on one MiSeq 150 or 250 bp PE run, using a number of cycles according to the length of the marker. Libraries were built using

the TruSeq DNA PCR-Free Library Preparation Kit (Illumina) for plant ITS2, fungal ITS2 and nematode pools and NEBNext reagents (E6070) (New England BioLabs, Ipswich, MA, USA) for earth worm pools with some modifications of the manufacturers' protocols.

Before and after library building, pools were checked on an Agilent BioAnalyzer 2100 to verify the length of the products. Adapter dimers had to be removed from some pools (plant ITS2 and fungal ITS2 and nematode libraries) using Agencourt AMPure XP beads. Sequencing was carried out on MiSeq (Illumina Inc., San Diego, CA, USA) at the Danish National Sequencing Centre using 150 or 250 bp PE runs, with cycle numbers adjusted according to the length of the marker: 250bp PE run for plant ITS2, fungal ITS2 and nematodes, and 150bp PE run for earth worms (120 cycles).

Sequence analysis

Sequence reads were processed using custom (unpublished) scripts based primarily on bioinformatics tools included in VSEARCH (Rognes *et al.* 2016) SWARM (Mahé *et al.* 2014) and R (Mahé *et al.* 2014) and R (R Development Core Team 2013). All analyses were carried out with marker specific optimized parameters. The general approach was to do denovo clustering of OTUs (independent of reference database) and subsequently assign taxonomy by matching with reference sequences. Fungal ITS2 and Plant ITS2 were processed using sample-wise single linkage clustering (d=1) applying SWARM followed by global clustering at 98.5% employing VSEARCH, using no abundance cut-off level. Earth worms were analyzed using no clustering; only OTUs with a global abundance of 10 or more reads were used and a local (sample wise) minimum abundance of 2 reads. Nematodes were analyzed using a global clustering at 99%, keeping only OTUs with a global abundance of 10 or more reads and using a local (sample-wise) minimum abundance of 2 reads. Eukaryotes were processed using sample-wise single linkage clustering (d=1) applying SWARM followed by global clustering at 100% employing VSEARCH, keeping only OTUs with a global abundance of 10 or more reads and using a local (sample wise) minimum abundance of 2 reads. For all markers and samples, data from PCR replicates were pooled. Taxonomy was assigned using custom scripts based on either VSEARCH or BLASTn to match representative sequences of each OTU against either GenBank or in the case of fungi a dedicated reference database, UNITE general fasta release v 7.1 (Abarenkov *et al.* 2010). Blast-hits or matches from UNITE were then processed with custom R scripts (unpublished) to get the most likely taxonomic assignment. OTUs with a best match to the ingroup lower than 90% were discarded from further analyses.

As a final step, a post-clustering OTU table curation was carried out to identify and discard potential remaining erroneous OTUs, which with a high probability could be interpreted as PCR or sequencing errors or rare (redundant) biological variants of already included and more abundant OTUs. This method is based on R script and VSEARCH/BLASTn.

Appendiks 4: Yderligere resultater

Udvidelsen af det økologiske rum inden for biotyperne

Table A4.1. Udvidelsen af det økologiske rum. I venstre side er noteret de 15 undersøgte biotoper, som afviger mest fra markernes økologiske rum. I højre side ses de 15 biotoper, der minder mest om markernes gennemsnitlige økologiske rum.

Størst afvigelse		Mindste afvigelse	
Biotype	Økologisk rum	Biotype	Økologisk rum
Læhegn	10,31	Mark (våd plet)	3,46
Naturareal	9,42	Blomsterstribe (vildtager)	3,40
Læhegn	8,80	Mark	3,35
Naturareal	8,51	Marskel	3,33
Naturareal	8,21	Læhegn	3,33
Brakmark	7,95	Marskel	3,30
Naturareal	7,93	Marskel	3,19
Naturareal	7,41	Blomsterstribe (vildtager)	3,16
Brakmark	7,18	Marskel	3,13
Vejkant	7,17	Marskel	3,13
Læhegn	7,17	Marskel	3,11
Vejkant	7,16	Marskel	3,04
Brakmark	7,13	Mark	2,83
Græsmark	6,95	Marskel	2,72
Vejkant	6,95	Mark	2,66

[Tom side]

BIODIVERSITET OG ØKOLOGISK RUM I AGERLANDET

– en undersøgelse af markvildttiltagens
biodiversitetseffekt

Med udgangspunkt i ti af de markvildtlav som rådgives af Danmarks Jægerforbund, undersøges her biodiversitetseffekten af vildtvenlige tiltag såsom barjord – og blomsterstriber. Med en kortlægning af økologisk rum og biodiversitet i et bredt spektrum af agerlandsbiotoper beskriver vi levestedsværdien af de forskellige landskabselementer vha. registrerede planter, dyr og eDNA-prøver fra jord. Rapporten kan fungere som en vidensbaseret guide til en mere biodiversitetsorienteret markvildtforvaltning, og indeholder konkrete råd til hvordan man som lodsejer og rådgiver kan gøre landbrugslandet til levested for flere arter. Derudover præsenterer vi et værktøj til biodiversitetsforvaltning på lodsejerniveau.