

Sammenspil mellem naturgenopretning og klimaafbødning og -tilpasning

Pil B.M. Pedersen¹

Jeppe A. Kristensen^{2,3}

¹Center for Sustainable Landscapes under Global Change, Institut for Biologi, Aarhus Universitet,

²Leverhulme Centre for Nature Recovery, School of Geography and the Environment University of Oxford,

³Center for Biodiversity Dynamics in a Changing World, Institut for Biologi, Aarhus Universitet

23. december 2022

Dette notat er udarbejdet som led i et samfinansieret forskningsprojekt med Mariager Kommune under projektet "[Natur på Tværs af Nordjylland](#)" - et tværgående natursamarbejde mellem de nordjyske kommuner.

Bedes citeret: Pedersen, PBM & Kristensen, JA, 2022, Sammenspil mellem naturgenopretning og klimaafbødning og -tilpasning. Institut for biologi, Aarhus Universitet.

Fagfællebedømt af: Professor Jens-Christian Svenning (Institut for Biologi, AU), Special konsulent Anders H. Petersen (GLOBE Institute, KU), Lektor Jesper R. Christiansen (Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, KU), Professor Lars Vesterdal (Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, KU) og Professor Signe Normand (Institut for Biologi, AU)

Indholdsfortegnelse

1	Resume.....	1
2	Indledning	3
2.1	Tvillingekrise	3
2.2	Eksisterende værktøjer	4
2.3	Internationale biodiversitets- og klimapolitikker.....	5
2.3.1	Klimapolitikker	6
2.3.2	Biodiversitetspolitikker	6
3	Metode.....	8
4	Klimaafbødning	9
4.1	Kulstoflagring i vegetationen	10
4.1.1	Urørte skove og naturlig tilgroning	12
4.1.2	Introduktion af store planteædere	13
4.2	Kulstoflagring og stabilisering i jorden.....	15
4.2.1	Urørte skove og naturlige regeneration	15
4.2.2	Kilder til stabile kulstofpuljer	16
4.2.3	Introduktion af store planteædere	17
4.3	Kulstoflagring ved genopretning af naturlig hydrologi	19
4.3.1	Biogeokemiske ændringer efter genetablering af naturlig hydrologi	20
4.3.2	Urørt skov og naturlig tilgroning.....	22
5	Klimatilpasning.....	23
5.1	Naturlig oversvømmelsesafbødning	24
5.2	Termiske refugier	26
5.3	Frøspredning	28
5.4	Økosystemers resiliens	30
6	Opsummering og perspektivering	33
7	Ordforklaringsliste	36
8	Referencer.....	38

1 Resume

Nærværende notat er en syntese af den nyeste videnskabelige litteratur, der beskæftiger sig med sammenspillet mellem naturgenopretning og klimaafbødning og -tilpasning. Naturgenopretning dækker i denne sammenhæng genopretning af økologiske processer i terrestriske økosystemer gennem genudsætning af store planteædere, genopretning af naturlig hydrologi, urørt skov og naturlig tilgroning for at opnå selvforvaltende natur. Klimaafbødning skal i denne sammenhæng forstås som tiltag, der mindsker den globale opvarmning, og klimatilpasning dækker over tiltag, der øger økosystemernes evne til at modstå klimaforandringer.

Danmark befinder sig - ligesom resten af verden - i en tvillinge-krise. Biodiversiteten er fortsat i tilbagegang og Parisaftalens 2100-mål om, at temperaturen skal holdes under 2 °C, ser ud til at overskrides allerede om ca. 10 år. Den dystre prognose kalder på effektive virkemidler i naturforvaltningen, men kommunernes værktøjskasse er ringe rustet til udfordringerne. Det på trods af at Danmark har forpligtet sig til en lang række ambitiøse internationale aftaler, der kræver løsninger på både biodiversitets- og klimakrisen.

Klimaafbødning reducerer opvarmningen af atmosfæren enten gennem ændret udveksling af energi ved jordoverfladen i form af ændret refleksion af sollys (albedo), ændrede fordampningsforhold (hydrologi) m.m. eller oppe i atmosfæren f.eks. i form af ændringer i mængden af drivhusgasser eller små partikler (aerosoler), som både kan ændre strålingsbalancen og højne skydækket. En velbeskrevet måde at reducere mængden af den langt vigtigste drivhusgas i atmosfæren, CO₂, er optag gennem fotosyntese og efterfølgende lagring i landskabets biomasse og jordbund. I syntesen for **klimaafbødning** gennemgås effekten på kulstoflagring og -stabilisering i vegetationen og i jorden ved udlæg af urørt skov, naturlig tilgroning, udsætning af store planteædere og genetablering af naturlig hydrologi. **Urørt skov og naturlig tilgroning:** Der kan lagres betydelige mængder kulstof i biomasse og i jordbund i årene efter omlægning af landbrugsjord og til dels også skove til urørt natur. I skov kan dødt ved bidrage betydeligt til biomassekulstoffet i landskabet (op til 10-30 %) i mange årtier – måske endda mange århundrede. Opbygning af kulstoflagre går betydeligt hurtigere i vegetationen end i jordbunden. Dog er de totale lagre i jordbunden større og mere stabile. I en fremtid med hyppigere og mere intensive forstyrrelser af økosystemer, eksempelvis fra ekstreme vejrhændelser og/eller naturbrande, som kan omsætte store mængder lagret kulstof til CO₂ i løbet af timer og dage, er jordbundens kulstoflagre, i sammenligning med vegetationens biomasse, bedre sikret på en klimarelevant tidsskala af 10-100 år. **Store planteædere:** Da store dyr, særligt i græslandssystemer, kan stimulere dannelse af kulstof i de mest stabile puljer i jorden, kan de hjælpe til med at gøre landsskabets kulstof mindre sårbart over for ekstremhændelser. Der mangler dog generel viden om effekten af funktionelle tætheder af store vilde dyr på jordbundens kulstofdynamikker i Danmark. **Naturlig hydrologi:** Genetablering af naturlig hydrologi i landskabet har også et klimaafbødningspotentiale på trods af den umiddelbare metanproduktion, der opstår ved vådlægning, særligt hvis hydrologien genskabes i overensstemmelse med de nuværende forhold frem for de før-opdyrkede forhold. På mellemlagt sigt (årtier) er klimaafbødningspotentialet dog primært i form af sikring af det kulstof, der endnu ligger i jorden i uomsatte lag i tørvemoser, da fiksering af nyt kulstof går relativt langsomt, særligt i højmoser. Moser kan dog på lang sigt (100-1000 år) opbygge endog meget store kulstofpuljer i landskabet. I åbne moser kan afbødningspotentialet mindskes betydeligt i de første mange årtier, hvis moserne gror til i træer, som kan højne fordampningen og dermed sænke grundvandsspejlet. Store planteædere kan spille en vigtig rolle i at holde moser åbne.

I syntesen for **klimatilpasning** gennemgås fire temaer: naturlig oversvømmelsesafbødning, termiske refugier – tilflugtssteder for varmen for organismer – frøspredning og økosystemers resiliens. Økosystemers resiliens dækker over økosystemers evne til at absorbere pludselige miljøchok. **Naturlige oversvømmelsesafbødning:** fra genopretningsprojekter samt bæverudsætninger i Europa finder vi belæg for at genopretning af naturlige hydrologiske forhold i vandløb og ådale (med og uden bævere) har positive effekter på klimatilpasning i form af afbødning af katastrofale oversvømmelser. Denne viden er relevant i en dansk kontekst, hvor klimaprognoser forudsiger flere ekstreme nedbørshændelser, og hvor størstedelen af vores landskaber er optimeret i forhold til vandaflodning og en række store byer ligger nær udmundingen af større vandløb. **Termiske refugier:** Klimaforandringer vil forårsage flere dage med hedeølge og flere tørker om sommeren i Danmark. Varmen kan medføre fysiologiske defekter i arter, særligt vekselvarme dyrearter som f.eks. fisk, insekter, krybdyr og padder, og kølende steder i landskabet (termiske refugier) vil derfor være vigtige for overlevelsen af mange af disse arter. Variation i vegetationsstrukturer og vandmiljøer kan sikre termiske refugier. Det er veldokumenteret at tilstedeværelsen af store planteædere og økosystemingeniører som europæisk bæver kan skabe heterogene vegetationsstrukturer og et heterogent vandmiljø på landskabsskala, og dermed spille en vigtig rolle for at skabe småhabitater med mere eller mindre skygge – og altså varierede mikroklimaer. **Frøspredning:** Spredning er vigtig for arters evne til at genkolonisere og opretholde bestanden i et område, men spredning er også afgørende for at arter kan sprede sig til områder med klimatisk passende forhold, hvor arten kan trives under de igangværende og fremtidige klimaændringer. Arter må i tiltagende grad migrere for at finde klimatiske forhold, der passer dem, men for immobile arter som planter giver det problemer. Flere studier viser vigtigheden af særligt store dyr for at plantefrø kan spredes langt, hvorfor (gen)udsætning af store dyr kan være vigtige for planters tilpasning. Genopretning af naturlig hydrologi vil med stor sandsynlighed også have en positiv indvirkning på spredning af arter, der er tilpasset spredning i vand. **Økosystemers resiliens:** Fremtidens klima byder på mange ekstreme vejrhændelser og afledte pludselige forstyrrelser. Vi finder voksende belæg for, at der er en positiv sammenhæng mellem store dyrs tilstedeværelse, graden af variation i plantesamfund, artsdiversitet og økosystemfunktioner som f.eks. bestøverfunktion, kulstoflagring m.m. Funktionalitet og diversitet af økosystemfunktioner benyttes ofte som målestok for økosystemets resiliens. Der er bred evidens for at tilstedeværelsen af store planteædere resulterer i øget resiliens i forhold til naturbrande, i det store dyr konsumerer vegetation, og dermed reducerer ophobningen af brændbar biomasse i landskabet.

Slutteligt opfordrer vi til, primært at fokusere på naturgenopretning som et effektivt virkemiddel til at forbedre vores natur og biodiversitet i Danmark, samtidigt med at den bidrager væsentligt til klimatilpasning, og, i mere begrænset omfang, til den globale klimaafbødning på en tidsskala af årtier.

2 Indledning

2.1 Tvillingekrise

Op mod en million arter står overfor at uddø de næste årtier på verdensplan. Hver fjerde dyr eller plante er truet og arealet med naturlige økosystemer er reduceret med ca. 50 % ift. til den seneste opgørelse. Det er nogle af konklusionerne fra den seneste statusrapport fra det internationale biodiversitetspanel (IPBES: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), som vurderer at hovedårsagen er det store pres mennesker lægger på økosystemerne og dets ressourcer (IPBES 2019). De dystre udsigter for dyre- og plantearter afspejles i at hastigheden, hvormed de uddør, er uforholdsmæssig høj sammenlignet med den gennemsnitlige baggrundsuddøen de seneste mange millioner år (Barnosky et al. 2011, Ceballos et al. 2015). Uddøen siden menneskets fremkomst er gået særlig hårdt ud store dyr og særligt store pattedyr (Cardillo et al. 2005, Dirzo et al. 2014, Smith et al. 2018).

Den ovenfor beskrevne tendens er global, men den afspejles desværre også på EU-plan og i Danmark. Det på trods af 30 års biodiversitetsindsatser primært gennem Habitatdirektivet (1992) og Fuglebeskyttelsesdirektivet (1979), som har til formål at bevare eller fremme gunstig bevaringsstatus for en lang række habitater og arter i Europa. Hver sjette år skal EU-medlemslandene afrapportere status for biodiversiteten i Natura 2000-områderne til EU i en artikel 17-afrapportering. Hovedkonklusionen på den seneste afrapportering fra alle EU-lande viser overordnet set, at biodiversiteten stadig er i tilbagegang, og at der er sket en forværring i udviklingen af arealanvendelse, overforbrug og ikke-bæredygtig forvaltning (EEA 2020). De internationale ambitioner om at stoppe tabet af biodiversitet er altså hverken blevet mødt i 2010 eller 2020 (Butchart et al. 2010, CBD 2020).

Den seneste artikel 17-afrapportering fra Danmark viser, at 95 % af naturtyperne og 57 % af arterne er i moderat ugunstig eller stærk ugunstig bevaringstilstand (Fredshavn et al. 2019). Artikel 17-afrapportering er den tredje af sin slags og rapporterer den hidtil ringeste status for den danske biodiversitet. Faktisk er den så ringe at Danmark ligger i bunden af EU sammen med Belgien. Danmarks Biodiversitetsråd er netop udkommet med deres første årsrapport, hvori de konkluderer at tabet af biodiversitet herhjemme ikke er stoppet og at naturen fortsat mangler plads (Biodiversitetsrådet 2022)

De seneste fire årtier har været varmere end alle tidligere målte årtier (IPCC 2021). Temperaturen var gennemsnitligt 1,09 °C højere i 2011-2020 end det før-industrielle niveau fra 1850-1990 (IPCC 2021), og altså kun 0,4 °C under 1,5 °C, som er 2100-målet for Parisaftalen. Med den nuværende udvikling, ser det således ud til at målet fra Parisaftalen overstiges allerede i de tidlige 2030'ere (IPCC 2021). Parisaftalens parter skal indrapportere de nationale klimahandleplaner – de såkaldte Nationally Determined Contributions - og den seneste afrapportering viser, at parterne har formået at bøje kurven for udledning af drivhusgasser en smule (UNFCCC 2022b). Desværre er kurven langt fra bøjet nok i forhold til det, som er krævet for at kunne leve op til målene fra Parisaftalen, og den netop overståede COP27 lykkedes ikke med at sikre tiltag, som sætter os i stand til at opnå 1,5 gradersmålet i Parisaftalen (UNFCCC 2022a).

Verden over opleves de negative konsekvenser af den globale opvarmning allerede, f.eks. i form af voldsomme nedbørshændelser med oversvømmelser til følge eller ekstreme tørker, der ødelægger årets høst (IPCC 2022). I 2018 oplevede Nordvest- og Centraleuropa en hård tørke og de negative konsekvenser for landbruget er for flere lande i EU opgjort til et tocifret milliardbeløb (European Commission 2021). Tørkeindekset var samtidigt det højeste i et-hundrede år i Danmark (DMI 2018). Igen i sommeren 2022 har mange lande i Europa været plaget af ekstrem tørke med bl.a., udtørrede floder som følge heraf (Toreti et al. 2022). Det er netop ekstreme vejrhændelser som tørke, skybrud og

stormfloder europæerne skal belave sig på at opleve mange flere af i det fremtidige klima (Roudier et al. 2016, EEA 2021).

2.2 Eksisterende værktøjer

Et grundlæggende naturforvaltningsprincip for, hvordan man bør prioritere indsatsen for naturen, er brandmandens lov. Brandmandens lov går ud på, at man først og fremmest skal sikre den mest intakte og værdifulde natur, derefter skal man forbedre kvaliteten af forringede habitater gennem genopretning og til sidst kan man etablere ny natur. Værktøjer til at sikre intakt og værdifuld natur beror i det store hele på hvor effektive de eksisterende beskyttelsesordninger, som fx §3, er til at beskytte naturen. Ifølge en analyse af naturbeskyttelsen i Danmark og den netop udkomne Biodiversitetsrapport er de eksisterende beskyttelsesordninger ikke tilstrækkelig i forhold at beskytte biodiversiteten mod trusler samt i forhold til at sikre biodiversiteten langvarigt (Ejrnæs et al. 2021a, Biodiversitetsrådet 2022). I forhold til økonomiske virkemidler til at forbedre kvaliteten af forringede habitater findes der kun ganske få varige støtteordninger med biodiversitet som primært formål (Tabel 1): genetablering af naturlig vandstand, privat urørt skov og sammenhængende Natura 2000-områder. På trods af at ordningen ”sammenhængende Natura 2000-områder” har været en stor succes målt på ansøgere, og netop imødekom et behov i den danske naturforvaltning om at skabe større sammenhængende natur, er støtteordningen blevet udfaset i 2022. Ifølge Miljøstyrelsen findes der ganske få sager med genetablering af naturlig hydrologi på trods af et ellers meget stort behov for at genetablere landskabets naturlige hydrologiske dynamikker. Aftaler eller støtteordninger med privat urørt skov har eksisteret i 30 år, alligevel er der i dag kun sikret ca. 25 km² med privat urørt skov, og effekterne kendes ikke, da der ikke er nogen systematisk overvågning (Baaner and Pedersen 2020, Biodiversitetsrådet 2022). Med andre ord, selvom der findes et par relevante støtteordninger, der har biodiversitet som det primære formål, så er det meget begrænset, hvad der er kommet ud af disse i form af mere kvalitetsnatur. Derudover findes der støtteordninger, der giver tilskud til etablering af hegn, til rydning af opvækst af vedplanter og til fem-årige pleje eller græsningstiltag. De to sidstnævnte ordninger er midlertidige og sikrer ikke naturen på langt sigt, og særligt plejegræsordningen er vurderet uegnet eller utilstrækkelig for at bevare biodiversitet (Biodiversitetsrådet 2022, Ejrnæs et al. 2022).

Der eksisterer en række permanente støtteordninger i naturforvaltningen til at tage landbrugsjord ud af produktion mod økonomisk kompensation for at lave ny natur. Mange af disse støtteordninger har ikke hovedfokus på at bevare eller fremme biodiversitet (Tabel 1), det primære formål er i stedet reduktion af næringsstoffer til vandmiljøet, binding af kulstof eller grundvandsbeskyttelse (Ejrnæs et al. 2022). Det skal dog retfærdigvis siges at flere af disse støtteordninger har biodiversitet som subsidært formål, såsom f.eks. udlægning af vådområder og klima-lavbund. Det er uvist hvilke effekter disse ordninger har på biodiversiteten, både hvad angår ordninger med biodiversitet som primært formål eller sekundært formål, da der mangler systematisk overvågning heraf (Nygaard 2018, Biodiversitetsrådet 2022), men effekten er sandsynligvis ofte ringe (Baumane et al. 2021). Ejrnæs et al. (2022) vurderer at udvikling af gode levesteder i forbindelse med klima-lavbund eller lavbunds- og vådområdeprojekter på tidligere dyrkede marker er uforenelig med at områderne primært skal fungere som landbrugets rensningsanlæg eller filter for udledning af drivhusgasser, og at skovrejsning i form af plantageskov tilsvarende typisk ikke tilgodeser følsomme, sjældne eller truede arter (Ejrnæs et al. 2022).

Ud over de nævnte støtteordninger i tabel 1, har kommunerne også mulighed for at søge EU LIFE midler til natur-, miljø eller klimaprojekter indenfor Natura 2000-områderne samt jordfordelingsprojekter. Foruden ”Virkemiddelkatalog for natur” (Ejrnæs et al. 2019), henviser vi til Ejrnæs et al (2022) for en gennemgang af hvilke tiltag man med fordel kan supplere ovenstående støtteordninger med for at opnå positive effekter på biodiversitet i forbindelse med f.eks. vådområder og områder med drikkevandsinteresser.

Vi er midt i en biodiversitetskrise, som står højt på den politiske agenda, og som kræver at Danmarks naturforvaltning er udstyret med en førstehjælpskasse fuld af effektive virkemidler til at bevare og fremme biodiversitet. Desværre er de økonomiske virkemidler som den kommunale naturforvaltning har til rådighed ikke tilstrækkeligt effektive til at bevare og fremme biodiversitet - hverken hvad angår forvaltning af de eksisterende naturområder (Ejrnæs et al. 2021b, Biodiversitetsrådet 2022) eller udtagning af produktionsarealer til at skabe nye naturområder (Biodiversitetsrådet 2022).

Tabel 1: Overblik over eksisterende støtteordninger i den danske kommunale naturforvaltning som har natur som primært eller subsidiært formål.

Støtteordninger	Primært formål	Beskrivelse
Permanente		
Vådområder, lavbundsprojekter	Rent vandmiljø	Formålet med tilskuddet er at reducere mængden af næringsstoffer (kvælstof og fosfor) fra landbruget til vandmiljøet ved etablering af vådområder, der skal tilbageholde næringsstofferne.
Klima-lavbund	Klimaafbødning	Formålet med klima-lavbundsprojekter er at reducere landbrugets udledning af drivhusgasser ved at udtage dyrkede marker, som ligger på kulstofrige lavbundslande.
Skovrejsning	Rent vandmiljø	Formålet med private skovrejsningsprojekter på tidligere dyrkede marker er at reducere udledningen af næringsstoffer fra landbruget til vandmiljøet. Sekundært formål er beskyttelse af drikkevand og kulstoflagring.
Genetablering af naturlig vandstand	Biodiversitet	Tilskuddet sikrer at der kan genetableres naturlig vandstandsforhold i såkaldte særlige Natura 2000-områder, der vurderes at være de mest værdifulde naturarealer indenfor Natura 2000-områderne.
Sammenhængende Natura 2000	Biodiversitet	Formålet med tilskuddet var at skabe større sammenhængende naturområder ved at forbinde eksisterende naturområder inde i eller i tilknytning til Natura 2000-områder for at reducere randpåvirkning fra intensive landbrugslande. Tilskudsordningen stoppede i 2022 og er ikke erstattet.
Privat urørt skov	Biodiversitet	Urørt skov er skove, hvor forstlig drift ikke er tilladt af hensyn til biodiversiteten.
Midlertidige		
Natur- og plejegræs	Biodiversitet	I natur- og plejegræsordningen, modtager landmanden et 5-årigt tilskud med en forpligtelse til at pleje græsarealer i form af ekstensive landbrugspraksisser såsom høslæt eller afgræsning.

2.3 Internationale biodiversitets- og klimapolitikker

Danmark har forpligtet sig til en lang række internationale aftaler, der kræver løsninger på både biodiversitetskrisen og klimakrisen. Disse aftaler sætter i det store hele rammen for den internationale policy-kontekst som Danmark skal leve op til i forhold til de to kriser. De mest signifikante klimapolitikker er FN's Parisaftale, Den europæiske Grønne Pagt, den europæiske klimalov og EU's strategi for tilpasning til klimaændringer. Tilsvarende er de mest signifikante biodiversitetspolitikker pt. FN's 17 verdensmål for bæredygtig udvikling, FN's naturgenopretnings årti, EU's Biodiversitetsstrategi, EU's foreslåede genopretningsforordning samt FN's Biodiversitetskonventions Kunming-Montreal globale ramme for biodiversitet. Nedenfor gennemgås de mest relevante for nærværende syntese.

2.3.1 Klimapolitikker

FN's ramme for Klimaforandringer: Parisaftalen

Danmark er ligesom en lang række andre FN-lande tiltrådt Parisaftalen. Parisaftalen er en retligt bindende international aftale om klimaforandringer, som resulterede fra COP21 i Paris i 2015, og som i det store hele går ud på at mindske den globale opvarmning. Med aftalen forpligter de underskrevne parter sig til at holde temperaturstigningen under 2 °C i forhold til før-industrielle niveauer inden udgangen af det 21. århundrede samt at forfølge indsatser, der kan holde temperaturstigningen på 1,5 °C i forhold til før-industrielle niveauer inden 2100 (UNFCCC 2015). De 193 lande, der har ratificeret aftalen, binder sig til at arbejde for at være klimaneutrale i 2050, til at få udledningen af drivhusgasser til at toppe hurtigst muligt, samt til at forberede landene på effekterne af klimaforandringer ved at øge tilpasningskapaciteten, resiliensen og mindske sårbarheden overfor klimaforandringer (UNFCCC 2015). Parisaftalen er skelsættende fordi den er den første internationale aftale, der retligt sikrer at medlemslandene implementerer ambitiøse indsatser i kampen mod den globale opvarmning – både i forhold til klimaabødning og klimatilpasning.

Den europæiske klimalov

Den europæiske klimalov blev vedtaget juni 2021 og målet fra Parisaftalen om klimaneutralitet i 2050 – som blev gentaget i EU's strategi for tilpasning til klimaændringer - blev derved lovfæstet ([EU 2018/1999 \('European Climate Law'\)](#)). Med andre ord har EU-medlemslandene forpligtet sig til en nul-udledning i 2050. Derudover sætter loven også et ambitiøst mål om at opnå negative udledninger efter 2050 samt et bindende EU klimamål om at reducere nettodrivhusgasudledningen med 55 % i forhold til 1990-niveauerne senest i 2030.

EU's strategi for tilpasning til klimaændringer

Strategien fra 2021 erstatter den eksisterende tilpasningsstrategi fra 2013 og gentager i store træk ambitionerne fra Parisaftalen, men med et særligt fokus på forpligtelsen til at gøre fremskridt for at tilpasse EU-landene til klimaforandringerne. Hovedformålet med EU's strategi for tilpasning til klimaændringer er således, at have opbygget en klimarobust union i 2050, hvor unionen også skal opnå klimaneutralitet jf. Parisaftalen. Strategien understreger, at der er store udfordringer ved at gøre landene klimarobuste, og at det er nødvendigt at den private og offentlige sektor samarbejder tæt, særligt omkring finansieringen af og investering i klimatilpasningerne.

2.3.2 Biodiversitetspolitikker

FN's Biodiversitetskonvention: "Den globale ramme for biodiversitet efter 2020"

Den nye strategi "Kunming-Montreal globale ramme for biodiversitet" er blevet forsinket grundet covid-19-pandemien, men blev vedtaget under COP15 i december 2022. Strategien erstatter den seneste strategi fra FN's Biodiversitetskonvention for 2011-2020, som inkluderede de 20 Aichi mål (CBD 2010). Strategien fokuserer på, at der skal ske radikale samfundsmæssige forandringer for at imødegå biodiversitetskrisen, og den sætter fire ambitiøse mål for 2050 og 23 handlemål for hhv. 2050 og 2030 (CDB 2022). For 2050 er det bl.a. et mål om en forøgelse af arealet, sammenhængen og integriteten af naturlige økosystemer, en reduktion af raten hvormed arter uddør med en faktor 10 samt bevaring den eksisterende genetiske diversitet inden for alle arter. Til disse mål hører specifikke handlemål for 2030 om, at alle områder skal være underlagt en fysisk planlægning, som inddrager biodiversitet, og dermed sikrer bevarelse af økologisk intakte områder, og at 30 % af de forringede økosystemer skal genoprettes. Et vigtigt handlemål, der allerede har fået meget opmærksomhed, er handlemålet om at sikre beskyttede

områder på 30 % af både land- og havarealet. Hvordan hensigten om radikale forandringer konkret skal udmøntes for at opnå de ambitiøse mål er uklart ud fra strategien.

EU's biodiversitetsstrategi

EU's biodiversitetsstrategi blev lanceret i 2020 og er en ambitiøs plan for at beskytte naturen og standse tabet af biodiversitet og forringelsen af økosystemerne. Strategien kommer som et respons på at naturbevaringsindsatsen i EU ikke er tilstrækkelig til at fremme og opretholde biodiversiteten på lang sigt. Det på trods af, at EU har gjort en indsats for at beskytte naturtyper og arter de sidste tre årtier, primært retligt gennem Fuglebeskyttelsesdirektivet og Habitatdirektivet samt gennem økonomiske værktøjer afledt herfra. Strategien er på linje med arealmålet i "Kunming-Montreal globale ramme for biodiversitet". Den utilstrækkelig indsats vurderes i strategien at være forårsaget af en række elementer, såsom utilstrækkelig retlig beskyttelse, regulering, håndhævelse, forvaltning og manglende krav til genopretningsplaner, kortlægning og overvågning af biodiversiteten (Europa-Kommissionen, 2021; IPBES, 2018). Med strategien er det EU's mål, at minimum 30 % af arealet på land og til havs skal være udlagt til natur med retlig beskyttelse og effektiv forvaltning i 2030. Hertil kommer, at en tredjedel af dette, dvs. 10 % af både land- og havarealet skal være strengt beskyttet. Arealreservation til natur er således EU's væsentligste bevaringsforanstaltning. Strategien opfordrer alle medlemslandene til at samtænke løsninger til biodiversitets- og klimakrisen, og således implementere løsninger, der dels sikrer flere levesteder og arter men også indtænker klimaafbødning eller -tilpasning. I strategien nævnes specifikt løsninger, der kan bidrage til at lagre mere kulstof såsom genopretning af den naturlige hydrologi i moser og tørvemose eller restaurering af habitater, der samtidigt kan hjælpe med at afværge fremtidige oversvømmelser. Den netop udkomne rapport fra Danmarks Biodiversitetsråd konkluderer at kun 2,3% på land og 12% på havet med sikkerhed kan betragtes som såkaldte beskyttede områder og at kun 0% og 4% på hhv. land og hav kan betragtes som strengt beskyttede områder (Biodiversitetsrådet 2022).

EU's genopretningsforordning

I juni 2022 kom Europa-Kommissionens med et udspil til en naturgenopretningsforordning, som lægger op til ambitiøse bindende mål for naturgenopretning. Udspillet er først og fremmest udtryk for et ønske om - på linje med Europa-Parlamentet - at bevæge sig væk fra de frivillige indsatser i medlemslandene, som de sidste mange årtier ikke har frembragt de ønskede resultater, og hen imod retligt bindende naturgenopretningsmål og -planer. I udspillet foreslås bl.a., at der senest i 2030 er igangsat effektive naturgenopretningsindsatser i minimum 20 % af de forringede økosystemer, hvilket er i overensstemmelse med Biodiversitetskonventionens kommende strategi, samt at indsatsen skal omfatte alle forringede økosystemer i 2050.

FN's og EU's officielle forståelse er, at klimaforandringer og tab af biodiversitet er indbyrdes afhængige problematikker. Flere biodiversitetspolitikker (FN's "Kunming-Montreal globale ramme for biodiversitet", EU's Biodiversitetsstrategi for 2030 og EU's foreslåede genopretningsforordning) og klimapolitikker (EU's klimalov og EU's Strategi for tilpasning for klimaændringer) gør det også klart, at de to kriser skal adresseres på en integreret måde, fordi det kan skabe synergi i forhold til klimatilpasning og -afbødning. Særligt bliver der lagt vægt på vigtigheden af at adressere de to kriser igennem naturbaserede løsninger og beskyttede områder. En litteraturgennemgang af oplægget til den globale ramme for biodiversitet efter 2020 konkluderer, at størstedelen af handlemålene har positive synergier med klimaafbødning (Shin et al. 2022).

3 Metode

I nærværende sammenfatning om sammenspillet mellem naturgenopretning og klimatilpasning og -afbødning dækker naturgenopretning genopretning af økologiske processer i terrestriske økosystemer gennem genudsætning af store planteædere, naturlig hydrologi, urørt skov og naturlig tilgroning. Udover store planteædere kan genudsætning af andre økosystemingeniører eller nøglearter være relevant. Økosystemingeniører er arter som direkte eller indirekte modificere habitatet eller dets ressourcer og således har stor betydning for fødegrundlag og levesteder for andre arter. Europæisk bæver er et klassisk eksempel på en økosystemingeniør, fordi den i høj grad modificere habitatet gennem træfældning og dæmningsbyggeri. En nøgleart er en art, der spiller en særlig rolle for økosystemets balance, fordi mange andre arter er direkte eller indirekte afhængige af artens tilværelse. Europæisk bæver er også et godt eksempel på en nøgleart.

Naturgenopretning, som fokuserer på genopretning af naturlige processer for at opnå selvforvaltende og artsrige økosystemer med mindst mulig menneskelig indblanding, kaldes rewilding (Svenning 2020). Rewilding har sin oprindelse i Nordamerika (Soulé and Noss 1998), men har også vundet indpas i resten af verden. Rewilding opstod i kølvandet på erkendelsen af at tabet af biodiversitet ikke er jævnt fordelt ud over organismegrupperne, men har gået – og stadig går - særligt hårdt ud over store pattedyr (Dirzo et al. 2014). Denne mangel på stor dyr i økosystemerne er meget usædvanlig i et evolutionær perspektiv (Smith et al. 2018). Samtidigt viser forskning at tilstedeværelsen af store pattedyr er uforholdsmæssig vigtig for økosystemernes struktur og funktionalitet (Terborgh et al. 1999, Estes et al. 2011, Cornelissen et al. 2014, Ripple et al. 2015, Dougherty et al. 2016, Enquist et al. 2020).

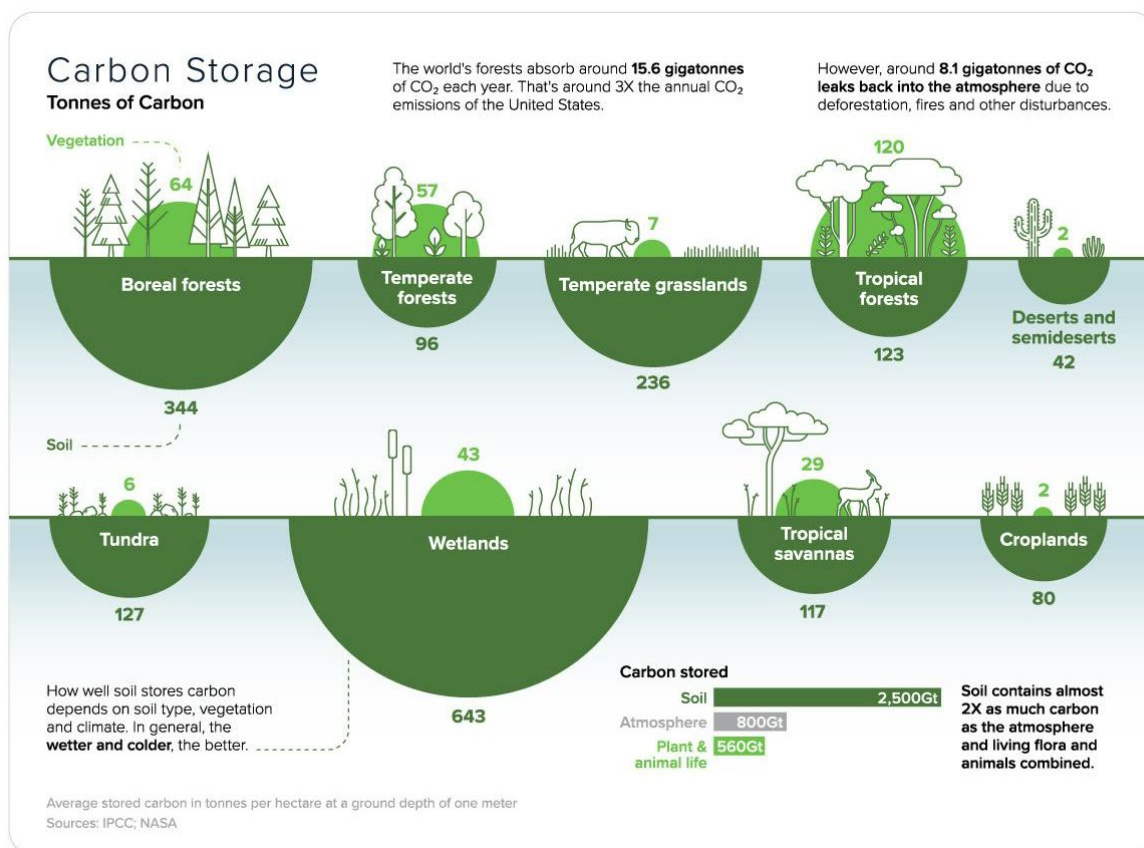
Denne sammenfatningen bygger på sammenstilling af faglitteratur, som forfatterne har udvalgt på basis af litteratursøgning i relevante internationale databaser og fra kendskab til nationale og internationale rapporter og dokumenter, som ikke fremgår af disse databaser. I nærværende syntese omfatter klimaafbødning tiltag, der mindsker den globale opvarmning og klimatilpasning dækker over tiltag, der øger menneskelige systemers eller naturlige økosystemers evne til at modstå klimaforandringer jf. terminologien i nyere videnskabelige studier (IPCC 2022, Malhi et al. 2022a). Klimaafbødende tiltag reducerer eller modererer den igangværende opvarmning af jordens atmosfære. Da kulstoflagring er centralt i klimastrategier på lokalt, nationalt og internationalt niveau, så fokuserer vi i denne rapport udelukkende på denne delkomponent af klimasystemet. Kulstofkredsløbet er kun én af mange måder, hvorpå naturgenopretning og øvrig landskabsforvaltning har indflydelse på klimaet. Af andre potentielle klimapåvirkninger, som vi ikke beskriver, kan nævnes ændringer i energibalancer grundet ændringer i overfladens evne til at reflektere solenergi (albedo) samt ændringer i udveksling af vanddamp (latent energi) og varme (sensibel energi) mellem jordoverfladen og atmosfæren. Som eksempel på risikoen ved at fokusere enøjlet på kulstoflagring i klimaafbødningssammenhæng kan nævnes, at de negative ændringer i vandbalance og albedoeffekter som følge af skovrejsning i landskabet kan være tilstrækkelig til at neutralisere den positive klimaeffekt fra øget kulstoflagring (Naudts et al. 2016, Luyssaert et al. 2018). For et mere fyldestgørende overblik over potentielle klimaeffekter af naturgenopretning med store dyr anbefales Malhi *et al.* (2022). Tilsvarende er syntesen for klimatilpasning heller ikke en udtømmende syntese over alle tænkelige klimatilpasningstiltag, der eksisterer, men en syntese over de fire klimatilpasningstemaer, som vi mener er mest relevante at adressere i en dansk kontekst. I syntesen gennemgår vi fire temaer: naturlig oversvømmelsesafbødning, termiske refugier – tilflugtssteder for varmen for organismer – frøspredning og økosystemers resiliens, som her dækker over økosystemers evne til at absorbere pludselige miljøchok.

4 Klimaafbødning

Modeller over globale kulstofbalancer har estimeret at ca. halvdelen af den årlige udledning af CO₂ fra antropogene kilder bliver optaget i verdens økosystemer til lands og til havs (IPCC 2021, Friedlingstein et al. 2022). Med andre ord, uden eksistensen af disse økosystemer ville nettoudledningen af CO₂ være dobbelt så stor og de forestående temperatur- og havstigninger tilsvarende større. Reduktionsmålet fra Parisaftalen er baseret på beregninger for CO₂ som tager denne ”naturlige” fjernelse for givet og som vel at mærke heller ikke tager højde for den igangværende forringelse af jordens økosystemer (Rockström et al. 2021). Det er altså en forudsætning for at holde den global opvarmning under 2 °C, at de eksisterende økosystemers evne til at optage CO₂ fra atmosfæren ikke forringes yderligere. Ud af det samlede klimaafbødningspotentiale fra naturbaserede løsninger, er ca. 20% tilskrevet naturgenopretning på verdensplan (Girardin et al. 2021), mens beskyttelse af eksisterende naturområder samt forbedret forvaltning af produktionsøkosystemer hver tilskrives ca. 40% af potentialet. Denne fordeling af potentialet er dog givetvis anderledes i et land som Danmark, hvor kun ganske få procent af landarealet består af beskyttede naturområder og genopretning derfor formentlig udgør en større andel (Biodiversitetsrådet 2022).

Naturgenopretning som en naturbaseret klimaløsning har fået meget opmærksomhed i de seneste år, ikke mindst grundet naturlige landskabers evne til at lagre kulstof. Potentialet varierer i forhold til de lokale miljømæssige forhold, samt hvilke organismer (dyr, planter, svampe, mikrober), der er tilstede i landskabet. I danske landskaber, hvor næsten alle flader historisk set har været opdyrkede i mere eller mindre grad, er det særdeles vigtigt at have øje for tidligere arealanvendelse for at forstå de ændringer i kulstofpuljer og -dynamikker, man ser efter naturgenopretningstiltag. Eksempelvis vil nogle af de observerede ændringer i et dansk landskab, hvor der er blevet udsat store planteædere (trofisk rewilding (Svenning et al. 2016)) snarere være en konsekvens af opdyrknings ophør og naturlig tilgroning end en direkte konsekvens af de store planteæderes tilstedeværelse.

Diskussionen om kulstoflagring i landskabet er præget af en forståelse, der har sin rod i produktionssystemer, hvor man over århundreder har forfinet metoder til at estimere biomassetilvækst. Mens en sådan afgrødetænkning har sine fordele i de systemer den er udviklet til (produktionssystemer), har den også sine begrænsninger, særligt i evaluering af kulstofpuljer i naturlige økosystemer. Med et enøjet fokus på den overjordiske levende biomasse, risikerer man at overse de væsentligste kulstofpuljer i naturlige økosystemer, særligt i åbne økosystemer, hvor langt størstedelen af kulstoffet er lagret i jordbunden (Figur 1). Kigger man bredt på globale biomer (Figur 1), er det kun i tropiske skove, at den stående biomasse over jorden indeholder en sammenlignelig mængde kulstof som jordbunden i samme økosystem. Ifølge IPCC's estimater er ca. 37% af kulstoffet i tempererede skove lagret over jorden, mens det blot er ca. 3% af kulstoffet i tempererede græslandssystemer (Figur 1). Tallene i Figur 1 skal dog ses som meget brede gennemsnit på biom-niveau, som eksempelvis inkluderer både mineralske og organiske jordbundstyper inden for disse. Dette skal have i mente i forhold til de forståelsesmæssige generaliseringer nedenfor, som sigter mere på danske eller nordvesteuropæiske forhold.



Figur 1: Fordelingen af Jordens kulstof på biomer

Fordelingen af kulstof mellem økosystemer fordelt på vegetationsbiomasse og jordbundens kulstofpuljer. For alle biomer, med undtagelse af de våde tropiske skove, gælder at langt størstedelen af kulstoffet er lagret i jorden. Enheden er t C per ha i den øverste meter af jorden. Kilde: Visual Capitalist:

<https://www.visualcapitalist.com/sp/visualizing-carbon-storage-in-earths-ecosystems/>

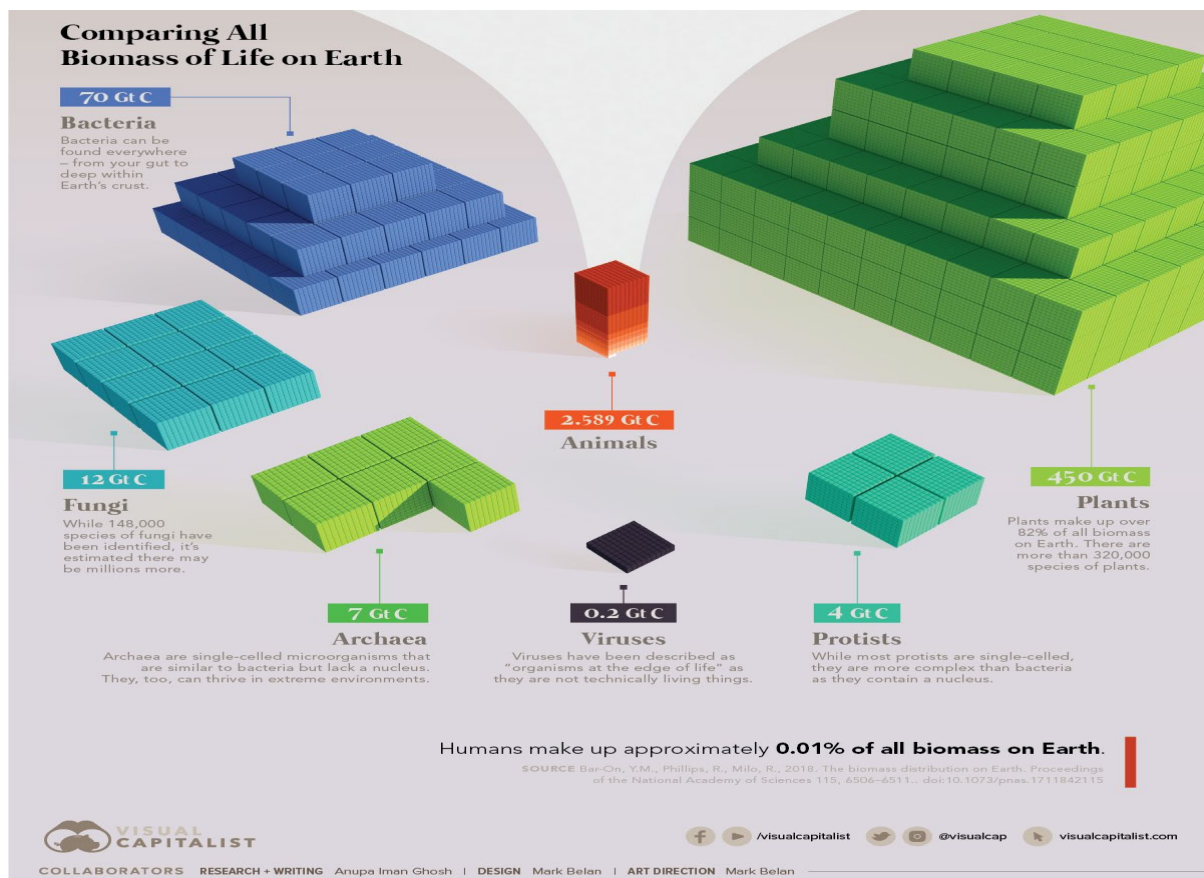
I dette afsnit opridses udviklingen i de væsentligste kulstofpuljer i landskabet efter genopretningstiltag. Vi behandler ikke kulstoflagring i naturlige økosystemer ud fra offeromkostninger, hvor kulstoflagringen i naturgenopretningsprojekter sammenlignes med alternative arealanvendelser såsom produktionsskov eller landbrug. Sammenligninger med produktionsøkosystemer forekommer udelukkende, hvis det skønnes nyttigt for forståelsen af potentialet for kulstoflagring som følge af naturgenopretning. Formålet er altså at vurdere effekten af naturgenopretningstiltag snarere end at give en vurdering af den optimale arealanvendelse for at opnå den højeste klimaafbødningseffekt, da dette ligger uden for rammerne af denne syntese. Derfor fokuserer vi på kulstoflagringspotentialet af tre overordnede tiltag i) udlæg af åbent land til naturlig tilgroning og ii) udlægning af produktionsskov til urørt skov og iii) genopretning af naturlig hydrologi. For hvert tiltag gennemgås effekten af udsætning af store planteædere på klimaeffekterne.

4.1 Kulstoflagring i vegetationen

Globalt set udgøres kulstof i levende biomasse primært af planter (450 Gt C), efterfulgt af mikroorganismer (93 Gt C), mod blot 2 Gt C for alle dyr, hvoraf vilde pattedyr kun udgør en forsvindende lille andel på 0.007 Gt C (Figur 2) (Bar-On et al. 2018). Plantebiomasse består af en overjordisk andel bestående af stammer, grene, kviste og blade, og en underjordisk komponent bestående af rødder. Mens træer bredt set på tværs af alder opmagasinerer ca. 60% af biomassen over

jorden (den overjordiske andel stiger med alderen), er det kun ca. 20% for græsser (Qi et al. 2019). Kigger man isoleret på jorder, som ikke lider af vandmætning, så kan den overjordiske levende biomasse dog udgøre op mod 50% af kulstofpuljen i gamle urørte danske skove (Nord-Larsen et al. 2019).

I forhold til klimaafbødning er det altså primært plantebiomassen, der er relevant at kigge nærmere på som kulstoflager. Vi understreger dog at arters betydning for økosystemer og dets kulstoffdynamikker ikke kan vurderes ud fra biomasseandelen alene. Eksempelvis kan store dyr spille en meget væsentlig rolle som økosystemingeniører på trods af deres beskedne bidrag til den samlede biomasse. Som klassiske eksempler kunne f.eks. nævnes tilstedeværelsen af gnuer på savannen i Serengeti, der har stor betydning for tilgroningsgraden af vedplanter, landskabets branddynamikker og kulstofpuljer (Holdo et al. 2009, Estes et al. 2011), tilstedeværelsen af nordamerikansk kronhjort og bison i Yellowstone Nationalpark, der tilsvarende har stor betydning for tilgroning af vedplanter i ådalene (Beschta and Ripple 2008, Beschta et al. 2020) eller europæisk bæver, der modificere habitatet gennem træfældning, dæmningsbyggeri og de vådområder, de skaber (Willby et al. 2018).



Figur 2: Fordelingen af Jordens kulstof på levende biomasse

Fordeling af kulstof i jordens levende biomasse fordelt mellem planter, svampe, mikrober (bakterier, virusser, protister, arkæer) og dyr. Kilde: Visual Capitalist: <https://www.visualcapitalist.com/all-the-biomass-of-earth-in-one-graphic/>

4.1.1 Urørte skove og naturlig tilgroning

Mange af de danske terrestriske arter er i mere eller mindre grad tilknyttet skovlandskaber (Petersen et al. 2016). Disse arter er igennem millioner af år evolutionært udviklet til skovlandskaber, og trives derfor bedst i intakte skovlandskaber med naturlige forstyrrelser f.eks. forårsaget af store dyr (Heilmann-Clausen et al. 2021). Status for biodiversitet for de danske skovøkosystemer er generelt meget ringe (Fredshavn et al. 2019) fordi langt de fleste skove drives forstligt med bl.a. fældning, tynding, dræning mm. (Nord-Larsen et al. 2021). Udlægning af skove til urørt skov, dvs. skov uden forstlig drift, herunder ingen dræning, er derfor blevet foreslået som et effektivt virkemiddel til at vende tabet af biodiversitet i skovene i Danmark ved bl.a. at skabe mere naturlige og gamle skove med større habitatdiversitet (Petersen et al. 2016). Dette er for nyligt blev gentaget i Biodiversitetsrådet første rapport (Biodiversitetsrådet 2022). Grundet naturhistorien i Nordvesteuropa, hvor der oprindeligt har været skovlandskaber med stedvise åbninger (Svenning 2002), er urørt skov og naturlig tilgroning dermed også naturlige elementer af rewilding uanset om man genudsætter store planteædere eller ej.

Hvorvidt urørte skove, der vokser sig gamle, bliver ved med at optage og lagre atmosfærisk kulstof er relevant for at kunne forudsige potentialet af dette virkemiddel i forhold til at mindske mængden af drivhusgasser i atmosfæren på lang sigt. Der findes meget lidt data for kulstofoptag i urørte skove fra vores breddegrader, men data fra gamle skove indikerer, at skovøkosystemer fortsætter med at have et nettooptag af kulstof, måske i mere end 200 år, omend optagsraten er relativt lav. Hvorvidt det fortsatte optag i gammel skov skyldes øget temperatur eller øget kvælstofnedfald snarere end en direkte konsekvens af alder diskuteres fortsat (Luyssaert et al. 2008, Goulden et al. 2011, Nord-Larsen et al. 2019, Gundersen et al. 2021, Luyssaert et al. 2021, Peichl et al. 2022).

Tyve års skovinventering (1992-2012) i bøgeskov i Suserup, uden intensiv menneskelig indblanding i mere end 200 år, har ikke påvist en fortsat kulstofbinding (Nord-Larsen et al. 2019). Der er dog ofte så meget variation mellem årene og på tværs af landskabet, at det kan være svært at se relevante tendenser i gennemsnittet, særligt over relativt korte tidsskalaer (Dean et al. 2017). Til gengæld konkluderer Nord-Larsen et al (2019), at den kulstof, der allerede er lagret i den urørte skov, er mere resistent overfor ekstreme vejrhændelser end kulstof lagret i sammenlignelige drevne skove. Dette er i tråd med den øvrige litteratur (Thom et al. 2019, Anderegg et al. 2020). Den totale biomassekulstof i urørte bøgeskove ved Suserup var 230 tC per ha, hvilket er ca. 1,5 gange mere end sammenlignelige drevne bøgeskove i området og ca. 3,5 gange mere end gennemsnittet i danske skove bredt set (Nord-Larsen et al. 2019). Dette indikerer altså et betydeligt potentiale for øget kulstoflagring i landskabets vedmasse ved omlægning fra drevet til urørt skov, antaget at den udrevne skov i Suserup er en realistisk repræsentation af naturlig klimaksskov for skove i området.

De 230 tC per ha estimeret i Suserup er dog sammenlignelig med mængden af kulstof lagret i biomassen i en drevet nordeuropæisk bøgeskov, har nået sit maksimum, hvilket understreger hvor afhængig biomasseestimerer er af skovens alder (Nord-Larsen et al. 2019). Det er dog et højt estimat sammenlignet med gennemsnittet henover en skovdyrkningsrotation samt data fra urørte skove andre steder i Europa (se referencer i Nord-Larsen et al. (2019)).

I Bialowieza-skovene – nogle af Europas mest oprindelige lavlandsskove, som dog også har haft en vis grad af menneskelig intervention indtil for ca. 100 år siden – blev kulstofpuljen i levende biomasse i de længst beskyttede dele af skoven for nyligt estimeret til gennemsnitligt 106-117 tC per ha, hvilket er ca. 10% mere end i den omkringliggende produktionsskov. Den totale kulstofpulje blev estimeret til at være 323-333 tC per ha (Matuszkiewicz et al. 2021). Det er dog værd at bemærke at samme studie estimerer at blot 76 % af det samlede kulstoflagringspotentiale er opbrugt i selv de dele af Bialowieza-skovene, der har ligget urørt længst tid. Hvad der skal til for at opnå det resterende potentiale er uklart.

Ligeledes kan det nævnes at tidligere opgørelser har fundet betydeligt større forskelle i trævolumen mellem produktionsskovene og de beskyttede dele, på op i mod dobbelt så meget trævolumen i beskyttet skov (Bobiec 2002). Dog kan trævolumen ikke oversættes direkte til kulstofætheder. En direkte sammenligning af kulstofpuljerne i danske Suserup skov med Bialowieza er imidlertid vanskelig, da de dominerende træsorter og miljømæssige forhold varierer. De relative forskelle mellem naturskov og drevet skov kan dog tjene til at give et indtryk af relative lagringspotentialer i landskabet. Forskellene indikerer, at der er potentiale for kulstoflagring ved omlægning fra drevet til urørt skov, særligt i de første årtier, men også at lagringsraten aftager med tiden og potentielt nærmer sig nul efter 150-200 år uden forstyrrelser (Nord-Larsen et al. 2019).

De eksisterende lagre siger i et klimaperspektiv mest om langtidspotentialer og hvad man kan miste ved at opdyrke naturskov. For at forstå potentialet for at udtrække kulstof fra atmosfæren på kortere sigt, er tilvækst i biomasse per tid derimod den vigtigste faktor. I Europa er tilvæksten i biomassekulstof i skove udlagt til urørt skov ofte i omegnen af 1-2 tC per ha per år i de første årtier efter den forstlige drift er ophørt (Hale et al. 2019).

Dødt ved kan udgøre op mod 35 tC per ha, svarende til 10% af kulstofpuljen, som fundet i Suserup Skov, hvilket er 43 gange mere kulstof i dødt ved per areal end i gennemsnitlig produktionsskov. Dødt ved repræsenterer altså en kulstofpulje med et betydeligt lagringspotentiale ved omlægning til urørt skov (Nord-Larsen et al. 2019). I Bialowieza har man estimeret at dødt ved udgjorde 20-22 tC per ha, hvilket svarer til ca. 14-17% af kulstofpuljen i vedmasse men kun 6-7% af den estimerede totale kulstofpulje på 323-333 tC per ha (Matuszkiewicz et al. 2021). Denne fraktion på 6-7 % er altså lavere end de observerede 10% af den totale kulstofpulje fra Suserup Skov. Det er altså umiddelbart uvist, om der kan lagres betydelig mængder kulstof i dødt ved i en urørt skov over 200 år, men det faktum at der fra 2002 til 2012 har været en ganske markant stigning i mængden af dødt ved i de ældste dele af Suserup Skov (Nord-Larsen et al. 2019), kunne indikere, at der fortsat er et potentiale for kulstoflagring i dødt ved i urørte danske skove selv efter ~200 år uden intensiv drift.

Den stående biomasse på åbne arealer er i udgangspunktet ofte meget sparsom og dermed forventes naturligvis også en betydeligt større tilvækst end når en dyrket skov med eksisterende vegetation overlades til naturlige dynamikker. Områder, som tidligere har været holdt åbne af dyrkning eller græsning og som udlægges til naturlig tilgroning, har typisk en tilvækst i plantebiomasse på 2-10 tC per ha per år i årene efter opdyrkningens ophør i områder sammenlignelige med det danske, som typisk oplever stor tilvækst af vedplanter (Schulp et al. 2008).

Vi konkluderer, at ophør af skovdyrkning samt naturlig tilgroning på åbne arealer har potentiale til at lagre kulstof i biomassen i adskillige årtier (sandsynligvis århundreder omend ved lav rate) efter omlægning. Det er vigtigt ikke kun at fokusere på mængden af lagret kulstof per areal og hastigheden hvormed det lagres, men også på dets modstandsdygtighed overfor hyppigere forstyrrelser for at forstå langtidsholdbarheden af kulstofpuljerne, som generelt synes højere i naturlige frem for forvaltede økosystemer (Nord-Larsen et al. 2019, Anderegg et al. 2020, Kristensen et al. 2022).

4.1.2 Introduktion af store planteædere

Store dyr kan være særligt vigtige økosystemingeniører qua deres evne til at strukturere vegetationssamfund og jordbundsorganismer gennem selektiv fouragering efter særligt næringsholdige planter, fysisk forstyrrelse, frøspredning, fordeling af næringsstoffer og kulstof samt funktionelt vigtige mikroorganismer på tværs af landskabet. Dette har både direkte og indirekte konsekvenser for kulstoflagringen i landskabet, dels fordi planteædere i sagens natur konsumerer og omsætter betydelige mængder kulstofholdig biomasse (Tanentzap and Coomes 2012), men også fordi deres aktivitet

muligvis kan højne økosystemers kulstofoptag og selve bærekapacitet af systemet (for gennemgang af litteraturen se Malhi et al. (2022a) og Kristensen et al. (2022)).

Når man taler om genopretning af naturlige økologiske processer – herunder naturlige forstyrrelser forårsaget af store planteædere – er den såkaldte *intermediate disturbance hypothesis* nyttig for forståelsen. Hypotesen foreskriver, at diversiteten i økosystemer er højest ved et moderat niveau af forstyrrelser og lavest ved ingen eller meget intense forstyrrelser (se litteraturgennemgang i Moi et al. (2020)). Mens den lavere diversitet under hyppige forstyrrelser skyldes den manglende evne for forstyrrelsessensitive organismer til at etablere sig, så skyldes den lavere diversitet i uforstyrrede økosystemer at kun de arter, der bedst konkurrerer om de knappe ressourcer (ikke mindst lys og varme) overlever (Yang et al. 2015, Moi et al. 2020, Eskelinen et al. 2022). Hypotesen har også været anvendt på mere funktionelle begreber: hvis man fremfor biodiversitet eksempelvis kigger på biomassetilvækst i vegetation (Frank et al. 2018, Penner and Frank 2021, Malhi et al. 2022b), mængden og diversiteten af kulstof, der flyder gennem planter og dyr i et økosystem (Leroux et al. 2020, Malhi et al. 2022b), eller nedbrydningsdynamikker (Mayer et al. 2020a, Griffiths et al. 2021), så højner en vis grad af forstyrrelse disse variabler på landskabsskala sammenlignet med intensivt forstyrrede eller totalt uforstyrrede systemer.

For græsningsdynamikker i åbne græslandssystemer findes en tilpasset udgave af *intermediate disturbance hypothesis*, som kaldes *grazing optimization hypothesis* (e.g. Kleppel and Frank 2022). Den foreskriver, at der findes et græsningstryk, som holder plantevæksten på et niveau, hvor biomasseproduktionen over tid maksimeres. Under et vist græsningstryk - altså hvor en given mængde af biomassen konsumeres af planteædere - kan biomassevæksten af de græsningstilpassede planter stimuleres i en grad, hvor de kompenserer for den spiste biomasse så hurtigt, at græsningen ikke har nogen nævneværdig og blivende betydning for planternes kulstoflagre. Studier fra tempereret græsland i Nordamerika bekræfter denne hypotese i det resultaterne indikerer, at græsning kan højne raten for biomassetilvækst (Frank et al. 2018, Penner and Frank 2021), således at græsbiomassen under selv relativt høje græsningstryk (konsum af op til 30-50% af den overjordiske biomasse) forbliver stort set uændret over en relevant tidsskala grundet hurtig kompensationsvækst (Frank et al. 2016). Kompensationsrespons i biomassetilvækst er ikke velstuderet i danske økosystemer, men et studie fra Holland viser at kompensationsvæksten efter gåsegræsning er tilstrækkelig til ligefrem at højne bærekapaciteten af systemet, således at den kan opretholde en større gåsepopulation over tid (Graaf et al. 2005). Dette er i overensstemmelse med et modelleringsstudie, der viser, at man ved at simulere tilstedeværelse af store planteædere i tætheder lig dem på savannen kunne højne økosystemets bærekapacitet, fordi de store planteædere fremmer dominans af græsarter frem for vedplanter, så økosystemet kan mætte flere munde (Zhu et al. 2018). Da vedplanter har relativt høje energiomkostninger ved at vedligeholde en stor stående biomasse, har græsser en mere effektiv udnyttelse af den fikserede kulstof – den såkaldte kulstofforbrugseffektivitet (carbon use efficiency). Økosystemers kulstofforbrugseffektivitet angiver andelen af den samlede mængde fikseret kulstof, som lagres i landskabet fremfor at frigives som drivhusgasser inden for et givent tidsinterval. Selv det relativt lille skifte i økosystemets kulstofforbrugseffektivitet, som Zhu et al. (2018) finder, primært på grund af en højnet græs:vedplante ratio på landskabsskala, er tilstrækkeligt til at øge den samlede kulstoflagring i landskaber med tilstedeværelse af mange dyr sammenlignet med landskaber med tilstedeværelse af færre dyr. Dette er hovedsageligt forårsaget af den øgede lagring i jordbunden, og vel at mærke på trods af, at en betydelig mængde af græsbiomassen konsumeres af de mange planteædere. Disse studier indikerer, at udsætning af store planteædere i funktionelle tætheder, kan spille en rolle som naturlig klimaafbødningsstrategi ved at øge økosystemets netto kulstofproduktion og kulstoflagring (Griscom et al. 2017, Kleppel and Frank 2022), men de kræver efterprøvning i danske økosystemer.

Store dyr kan også moderere kulstoflagring gennem strukturering af vegetationssamfundet. I mosaiklandskaber med åbne, semi-åbne og lukkede habitater side om side, har særligt europæisk bison vist sig i stand til at holde økosystemer delvist åbne ved at afbarke ældre træer, samt fouragere og trampe på unge individer (Kowalczyk et al. 2021, Nieszala et al. 2022). Dette gælder i nogen grad også for kvæg og heste (Cromsigt et al. 2017). Oostvaardersplassen i Holland er et eksempel på at høje tætheder af kvæg, heste og hjorte kan omdanne selv et produktivt landskab fra kratskov til et helt åbent græslandskab (Cornelissen et al. 2014). Et nyt studie har også vist hvordan den negative effekt på overlevelsen af unge træer kan være forbigående for visse arter af småtræer, grundet ændringer i træernes arkitektur over mod en mere 'bur-agtig' ('cage'-like) vækst, som øger beskyttelsen mod planteædere (Churski et al. 2022). Et nyt studie fra en tropisk regnskov har vist hvordan en vis grad af forstyrrelse højnede både nettooptaget af kulstof fra atmosfæren samt mængden og diversiteten af energi, der flød igennem primær- (f.eks. pattedyr, insekter og fugle) og sekundær-konsumenter (primært fugle) (Malhi et al. 2022b). En vis grad af forstyrrelse synes altså at gøre økosystemerne mere dynamiske, og dermed potentielt mere robuste over for andre forstyrrelser grundet den store funktionelle spredning over mange organismer. Hvordan tilstedeværelsen af store dyr samlet set påvirker biomassekulstofbalancen i skove er dog fortsat usikker (e.g. Leroux et al. 2020).

4.2 Kulstoflagring og stabilisering i jorden

4.2.1 Urørte skove og naturlige regeneration

Jordbundens kulstoflagre udgør globalt ca. 2270 Gt C i de øverste 2 meter af jorden (Jackson et al. 2017), og ændrer sig generelt set langsommere end kulstoflageret i den levende biomasse. Dog er det væsentligt at huske på, at al jordbundens kulstof kommer fra planter, ligesom alt jordbundens kulstof omsættes gradvist, omend ved forskellige hastigheder grundet forskelle i hvor tilgængelige kulstoffet er for nedbryderorganismerne. Af dette følger, at hvis ikke tilførslen af organisk stof opretholdes på et niveau, der minimum modsvarer den mængde kulstof som forlader jordsystemet over tid, så reduceres den samlede mængde af kulstof i jorden indtil, der igen er balance mellem input og output, en såkaldt dynamisk balancetilstand.

I gamle økosystemer, altså økosystemer som i lang tid ikke har oplevet foryngende forstyrrelser, antages denne balance ofte at være nået eller i hvert fald tilnærmet. I produktionssystemer er det ganske anderledes, da selve formålet med et produktionssystem er at producere kulstofbaserede varer, som kan eksporteres fra økosystemet og anvendes andre steder i økonomien. Nyere oversigtsstudier indikerer, hvordan biogeokemiske begrænsninger gør det usandsynligt, at man kan opnå de betydelige kulstoflagringspotentialer i produktionssystemer, som det ofte hævdes, primært grundet den betydelige eksport af kulstof i form af afgrøder og husdyr (Janzen et al. 2022, Schlesinger 2022). Det historiske globale tab af kulstof fra jordbunden grundet landbrugsmæssig drift er estimeret til ca. 133 milliarder tC, hvoraf de intensivt dyrkede nordeuropæiske jorder er nogle af dem, der har tabt mest ($>50 \text{ tC ha}^{-1}$ i de øverste 2m (Sanderman et al. 2017)). Dette synes intuitivt, da den samme kulstof ikke både kan eksporteres og inkorporeres i jorden af jordbundsorganismerne. En omlægning til en forvaltning, der ikke indebærer eksport af store mængder kulstof, såsom udlægning til urørt skov eller naturlig tilgroning, vil dermed forventes gradvist at hæve mængden af kulstof i jorden over tid.

Mens intensive jordbrugsøkosystemer med jordbearbejdning typisk har et lavere kulstofindhold i jorden end sammenlignelige naturlige økosystemer (Sanderman et al. 2017, Georgiou et al. 2022), så er konklusionen mindre klar for visse ekstensive græsmarksøkosystemer (Conant et al. 2017, Bell et al. 2020, Kleppel and Frank 2022). Også for skovbrug er konklusionerne mere blandede ift. jordbundens kulstof i urørt vs. drevet skov (Nord-Larsen et al. 2019, Matuszkiewicz et al. 2021), omend både

synteser (Mayer et al. 2020b) og modelleringsstudier indikerer, at også intensivt skovbrug på veldrænet jord underminerer jordens kulstofpuljer langsomt (Dean et al. 2017). På drænedede vådbundsjord er billedet naturligvis mere klart med store kulstofstab efter dræning (Mayer et al. 2020b), hvilket behandles nedenfor i afsnittet om kulstoflagring i forbindelse med naturlig hydrologi.

Mens det er vanskeligt at påvise en generel akkumulation af kulstof i jorden ved udlægning af moden produktionsskov til urørt skov (Nord-Larsen et al. 2019; Matuszkiewicz et al. 2021), så viser en nylig gennemgang af litteraturen at naturlig tilgroning af tidligere dyrket jord højner kulstofindholdet i jorden med ca. 0,6- 1,0 tC per ha per år gennem de første mange årtier i økosystemer, der er sammenlignelige med det danske (Bell et al. 2020). Dette ligger indenfor spændet af en tidligere metaanalyse for græslandssystemer (ca. 0,1-1,0 tC per ha per år, (Conant et al. 2017)), samt rater estimeret for den naturlige tilgroning af dyrkede marker, der efter Sovjetunionen sammenbrud blev forladt af bønderne (ca. 0,2-1,0 tC per ha per år (Kurganova et al. 2014, Wertebach et al. 2017)), omend i den høje ende. Der synes dog, som forventet, at være en gradvist aftagende lagringsrate over tid (Wertebach et al. 2017).

4.2.2 Kilder til stabile kulstofpuljer

Ligesom med den overjordiske kulstof, er det relevant at overveje holdbarheden eller stabiliteten af de kulstofpuljer, der findes i jorden, samt hvad kilderne til det stabile og mindre stabile kulstof er. Traditionelt har man tænkt, at den døde plantebiomasse, som samler sig på jorden i efteråret i førnélag, var den væsentligste kilde til jordens kulstof. En nylig meta-analyse af kulstofdynamikker i jordbrugssystemer viste at blot 7 og 9 % af kulstoffet i de mest stabile puljer kom fra hhv. overjordiske og underjordisk plantebiomasse (Villarino et al. 2021). Derimod kom hele 46 % fra såkaldte rodeksudater, hvilket er simple organiske molekyler, som planterne udskiller gennem rødderne, og som tidligere har været antaget at blive omsat til CO₂ af mikroorganismer efter meget kort tid (Villarino et al. 2021). Med de mest stabile puljer menes her mineralassocieret kulstof, altså kulstof med nedsat eksponering for biologisk nedbrydning pga. fysiokemiske interaktioner med mineralpartikler og dermed længere opholdstid i jorden. Syntesen af Villarino et al. (2021) inkluderer dog kun intensivt dyrkede jordbrugssystemer, og der er generelt få detaljerede kulstofspøringsstudier fra naturlige systemer, hvor man følger kulstoffet vha. avancerede isotopmærkningsteknikker. En anden metaanalyse på tværs af flere økosystemtyper estimerer, at omtrent halvdelen af den mere stabile mineralassocierede kulstof består af uomsat plantemateriale og den anden halvdel af plantemateriale, der har været igennem jordbundens nedbrydernetværk (Angst et al. 2021). Der er dog store variationer mellem jordbundstyper (eksempelvis stiger andelen af stabilt kulstof fra mikrober med lerindholdet) og arealanvendelse (højere andel af mikrobekulstof i de stabile puljer i græsland relativt til skov) (Angst et al. 2021). Dannelsen af mineralassocieret kulstof katalyseres af jordbundens mikrober (Sokol and Bradford 2019) og/eller af fauna såsom regnorme (Angst et al. 2022). Ydermere er det for nyligt vist, at særligt rodeksudater med højt kvælstofindhold (f.eks. aminosyrer) kan højne jordbundens indhold af kulstof i de mere stabile puljer (Chari and Taylor 2022). Også i tykke og mere forstyrrelsessensitive førnélag i skovøkosystemer, kan mikrober (særligt svampehyfer) yde et meget betydeligt bidrag til kulstofopbygningen (Clemmensen et al. 2013).

I nyere forskning har man altså opgivet den traditionelle ide om at omsætning af dødt organisk stof entydigt betyder et tab af kulstof fra økosystemet, da det også er den proces, der over tid opbygger de mest resistente kulstofpuljer (Prescott and Vesterdal 2021). Et studie fra polske og estiske skove viser, at dødt ved er en potentielt overset kilde til lagring af kulstof i jordbunden, da nedbryderorganismer gradvist inkorporerer kulstoffet fra dødt ved i jordbundens puljer (Błońska et al. 2019). For at optimere jordbundens kulstoflagring og dens robusthed på lang sigt, bør man derfor fokusere på at danne

velfungerende økosystemer med en dynamisk kulstoføkologi drevet af et diverst input af organisk stof afspejlet i høj funktionel diversitet i jordbundens fødenetværk (Janzen 2006, Lehmann et al. 2020). Sådanne forhold eksisterer oftere i biodiverse økosystemer under et moderat forstyrrelsesregime (Chomel et al. 2022, Malhi et al. 2022b).

En nylig litteraturgennemgang af i hvilke økosystemer de mest stabile kulstofpuljer befinder sig viste, at både i græslande og skove er helt op i mod 65% af jordbundens samlede kulstof lagret i stabile kulstofpuljer (Georgiou et al. 2022). Dog er der markant forskel på skovtyper, da løvskov ofte højner kulstofindholdet i de mere stabile mineraljordspuljer, mens nåleskov opbygger tykke fønelag på skovbunden, som er mere skrøbelig overfor forstyrrelser (Mayer et al. 2020b, Prescott and Vesterdal 2021). Selvom andelen af stabilt kulstof i græsland og skove viste sig at være sammenlignelig, konkluderer Georgiou et al. (2022), at potentialet for at lagre mere kulstof i de stabile puljer i jorden, ved ekstensiv forvaltning eller udlægning til natur, er højest i forringede græslandssystemer og i jordbrugssystemer, mens potentialet i skov er væsentligt mindre.

4.2.3 Introduktion af store planteædere

Store planteædere kan ændre vegetationsstrukturer og påvirke interaktionen mellem trofiske niveauer (Estes et al. 2011, Haynes 2012, Willby et al. 2018) og dermed gennem øget habitat heterogenitet påvirke biodiversiteten positivt (Yang et al. 2015, Eskelinen et al. 2022, Tietje et al. 2022). Der er en positiv sammenhæng mellem plantediversitet og jordbundens kulstoflagring i græslandssystemer (Yang et al. 2019), og naturligt græssede græslandsøkosystemer er ofte en gevinst for klimaet i modsætning til intensivt udnyttet græsland (Chang et al. 2021). Metaanalyser har vist at græsning kan højne jordens kulstofindhold i græssede systemer, men kun hvis tætheden af dyr ikke er for lav eller for høj, og der er tilstrækkeligt med nedbør, hvilket der er i Danmark (McSherry and Ritchie 2013). I øvrigt afhænger effekterne af græsarternes måde at lave fotosyntese på, hvor effekten på jordens kulstofpuljer i C3-dominerede samfund, som er relevant for danske forhold, går fra at være positiv til negativ ved lavere græsningstryk end C4-dominerede samfund, som generelt synes at være bedre tilpasset højt græsningstryk (McSherry and Ritchie 2013, Abdalla et al. 2018). Ligeledes leder meget høje tætheder af store planteædere typisk til en reduktion af jordbundens kulstoflagre i skovøkosystemer (Mayer et al. 2020). Der er dog stor variation i de rapporterede resultater, og særligt vores viden om jordbundseffekterne af dyrs tilstedeværelse i moderate tætheder i skovøkosystemer er mangelfuld.

I en fremtid med øget frekvens og intensitet af ekstremhændelser er det ikke nok at fokusere på mængden af lagret kulstof. Man må også tage højde for robustheden af kulstoflagrene over for forstyrrelser, da man med eksempelvis naturbrande risikerer at de kulstoflagre, man har opbygget over årtier, forsvinder op i røg i løbet af timer og dage. Intensiv græsning lader til at øge sensitiviteten af kulstofpuljer overfor naturlige forstyrrelser som tørke eller brand - formentlig som en konsekvens af mindsket kobling mellem over- og underjordiske processer (Bagchi and Ritchie 2010, Chomel et al. 2022). I stedet kan tilstedeværelsen af græssende dyr i moderate tætheder hjælpe til med at skubbe fordelingen af kulstof i landskabet mod at en øget andel af kulstoffet er lagret i mere resistente kulstofpuljer under jorden frem for mere udsatte puljer over jorden (Kristensen et al. 2022). De få studier vi kender til, der studerer over- og underjordiske kulstofdynamikker samtidig i økosystemer med store vilde dyr er fra afrikanske savanner og asiatiske græslandsøkosystemer. Et studie viste eksempelvis hvordan øget tæthed af elefanter ikke ændrede den totale mængde af kulstof i landskabet, men blot flyttede en betydelig mængde fra overjordiske puljer i vegetationen til mere stabile puljer i jorden (Sandhage-Hofmann et al. 2021). Et andet studie viste hvordan sammenspillet mellem gnuer og naturbrande højnede kulstoflagringen i landskabet, særligt i jorden, efter at gnu-populationen kom sig efter en epidemi (Holdo et al. 2009). Et tredje studie fra Afrika viste hvordan øget funktionel diversitet i planteædersamfundet kan have positive konsekvenser for kulstoflagring i jorden (Sitters et al. 2020),

hvilket er i overensstemmelse med konklusionerne i studier fra asiatisk græsland (Bagchi and Ritchie 2010, Naidu et al. 2022). Selvom disse studier er fra meget anderledes økosystemer end de danske, så er der nogle generelle pointer, som kan overføres til en dansk sammenhæng. For det første viser de, at der ikke altid er en positiv sammenhæng mellem mængden af kulstof over og under jorden, men at stigning i visse puljer i landskabet til tider kan kompensere for tabet i andre. Dernæst viser de, at det særligt er sammenspillet mellem abiotiske forstyrrelser, såsom naturbrand, og græsning, der afgør hvor meget kulstof, der lagres i landskabet på lang sigt. Man bør derfor tage højde for de enkelte kulstofpuljers modstandsdygtighed overfor ekstremhændelser såsom naturbrande og tørke for at forstå kulstoflagring i landskaber over klimamæssigt relevant tidsskalaer (årtier til århundreder) (Kristensen et al. 2022, Malhi et al. 2022a). Slutteligt understreger de nævnte studier vigtigheden af at have planteædersamfund med en vis funktionel diversitet, hvilket også er overførbart til andre økosystemer.

I en nylig sammenfatning foreslås tre hovedmekanismer til hvordan dyr kan højne lagringen af kulstof i særligt de mest stabile puljer i jorden: 1) forøgelse af organisk materiale i jorden med høj tilgængelighed for jordbundsorganismer, eksempelvis ved at stimulere planter til at investere mere kulstof i rødder og rodeksudater eller ved øget tilførsel af ekskrementer og urin; 2) forøgelse af økosystemets kulstofforbrugseffektivitet (carbon use efficiency), dvs. forøgelse af den andel af den nettofikserede kulstof, der lagres i biomasse eller jordbund fremfor at omsættes og genudledes til atmosfæren som CO₂; 3) forøgelse af bioturbation, altså den biologiske vertikale opblanding af jorden af eksempelvis regnorme, som kan eksponere en større mængde af organisk stof fra overfladelagene til stabilisering dybere i jorden (Kristensen et al. 2022).

Visse græsningstolerante urter øger produktionen af rodeksudater, når de græsses (Hamilton et al. 2008, Kleppel and Frank 2022), hvilket som tidligere nævnt kan højne formationen af stabilt kulstof. Da tilgængeligheden af aminosyrer i jorden i øvrigt stiger med tilsætning af dyreekskrementer (Scheller and Raupp 2005), er det sandsynligt at dyr over tid kan højne dannelsen af stabilt kulstof, eftersom simple organiske molekyler med højt kvælstofindhold er særligt effektive til at danne mineralassocieret kulstof (Chari and Taylor 2022).

Vi kender ikke til studier fra økosystemer med store vilde dyr i funktionelle tætheder, der rekonstruerer økosystemers fulde kulstofbudget og dermed kulstofforbrugseffektivitet. Der findes dog et modelstudie, som undersøger det såkaldte 'produktivitetsparadoks' (Zhu et al. 2018). Paradokset består i at man på trods af, at der var betydeligt ringere vækstbetingelser gennem sidste istid sammenlignet med i dag (koldere temperaturer, lavere CO₂-indhold i atmosfæren og lavere solindstråling) havde et højproduktivt græslandsøkosystem på tværs af det isfrie arktis, bedre kendt som 'mammutsteppen'. Tætheden af store dyr svarede til tæthederne på moderne afrikanske savanner. Studiet viser, at man ved at simulere tilstedeværelse af store planteædere i tætheder lig dem på savannen kunne højne økosystemets kulstofforbrugseffektivitet og omstrukturere kulstof mellem landskabets puljer. Dette betød bl.a. at en højere andel lagres i jorden relativt til et økosystem uden græssere, således at der totalt lagres mere kulstof i systemet på trods af en reduktion i puljen af overjordisk biomassekulstof forårsaget af planteædernes konsumering. Ændringen sker primært gennem en omstrukturering af plantesamfundet fra vedplanter mod højere dominans af græsser og urter.

Vildsvin og andre dyr, der roder intensivt i jorden, har selvsagt en direkte indflydelse på bioturbation og de generelle fysiske forhold i jorden. De få studier, der findes, tyder dog ikke på at kulstofmængden i jorden ændres signifikant, men at dyrenes aktivitet faktisk højner den relative mængde af organisk kulstof i de mere resistente puljer i jorden (Don et al. 2019). En potentiel langt vigtigere konsekvens af introduktion af store græssere for at lagre kulstof i jorden er, at de skaber leveduligheder (både i form af habitat og føde) for andre dyr, inklusiv meget effektive jordbundsingeniører, såsom regnorme,

muldvarper og gødningsbiller, som alle er afhængige af at sollys når ned til jordoverfladen (Kristensen et al. 2022).

Alt i alt er der belæg for at forvente en øget kulstoflagring og -stabilisering i jordbunden som konsekvens af naturlig tilgroning af jordbrugsarealer, og i mindre grad som konsekvens af udlægning af produktionsskov til urørt skov. I øvrigt er der potentialer for at græsning kan øge kulstofstabiliseringen i landskabet, særligt ved sikring af en vis funktionel diversitet af planteædersamfundet samt naturlige tætheder og dynamikker. Det må dog understreges at vi, særligt når det kommer til jordbundseffekterne af introduktion af store dyr, mangler specifik viden fra danske forhold, omend initiativer til at undersøge dette, er igangsat ([WildSoil](#)).

4.3 Kulstoflagring ved genopretning af naturlig hydrologi

Det førindustrielle danske landskab var præget af store og små arealer, som var vandmættede gennem hele eller dele af året. Danmarks natur har brug for genopretning af våde enge, moser, skovmoser, tørvemoser og søer (Biodiversitetsrådet 2022). Vådlægning af dræned arealer er således relevant i kampen for at vende biodiversitetsnedgangen, men genetablering af naturlig hydrologi påvirker også kulstoflagring og –omsætning, primært ved at ændre på tilgængeligheden af ilt i jorden og dermed bremse omsætningen af det tørvebundne kulstof. I Danmark har Klimarådet anbefalet at vådlægge tørvemoserne og den danske regering har sat 2 milliarder af på finansloven de næste 10 år til netop denne indsats i såkaldte klima-lavbundsprojekter (Klimarådet 2020). Kulstofrige lavbundslande foreslås også som relevante at udtage af landbrugsproduktion for at Danmark i højere grad kan nå de internationale mål om 30% beskyttede områder (Biodiversitetsrådet 2022, Ejrnæs et al. 2022). Vådlægning benyttes allerede som naturbevaringstiltag i den danske naturforvaltning i dag. På statens arealer drejer det sig om de kommende naturnationalparker og urørt skov, hvor genopretning af naturlig hydrologi også er i fokus (jf. Naturstyrelsen forvaltningsplaner for urørt skov (Naturstyrelsen 2021) og Naturbeskyttelsesloven kapitel 8a §61d stk. 5). I forhold til de varige støtteordninger som kommunerne umiddelbart har til rådighed, og som har natur som primært formål, er der tale om privat urørt skov-ordningen og tilskud til genetablering af naturlig hydrologi i Natura 2000-områder (Tabel 1), men som allerede beskrevet er der her tale om meget begrænsede arealer. Vådlægning er også omdrejningspunktet i lavbunds- og vådområdeprojekter og, som allerede nævnt, i klima-lavbund projekterne, men fokus er primært på hhv. rent vandmiljø og reduktion af drivhusgasudledning.

Dræning er den største trussel mod biodiversiteten i tørvemoser, men det er samtidigt en markant trussel for den globale opvarmning. På verdensplan vurderes det at 12% af tørvemoserne er drænet. I Europa er derimod op mod 60% drænet og under nedbrydning. Med 93% af tørvemoserne under dræning i Danmark, bidrager Danmark i høj grad til det høje gennemsnit i Europa (Barthelmes et al. 2015). Når tørvemoser drænes, kan ilt trænge ned i jorden, hvilket tillader aerob (iltrig) nedbrydning af plantemateriale, som går meget hurtigere end anaerob (iltfattig) nedbrydning.

Globalt set er tørvemose det enkeltstående økosystem, der har oplagret mest kulstof, ca. 455 GtC eller ca. dobbelt så meget som i biomassen af alle jordens skove tilsammen (Dunn and Freeman 2011). Det på trods af at tørvemoser kun dækker 3% af Jordens landareal (Günther et al. 2020). Det er ikke kun på globalt plan men også i de nordiske lande, at tørvemoser udgør væsentlige arealer (Dinesen et al. 2021). Knap 5% af Danmarks landareal er dækket med tørvemoser hvoraf størstedelen er under en vis grad af nedbrydning grundet menneskelig udnyttelse (Tanneberger et al. 2017). Danmark er også hjemsted for Nordvesteuropas største højmoser beliggende i lavland; Lille Vildmose på ca. 21 km² (Dinesen et al. 2021). Genopretning af naturlig landskabshydrologi har altså et relativt stort klimaafbødende potentiale i danske økosystemer med store tilbageværende tørvelag, som eksempelvis i Lille Vildmose i

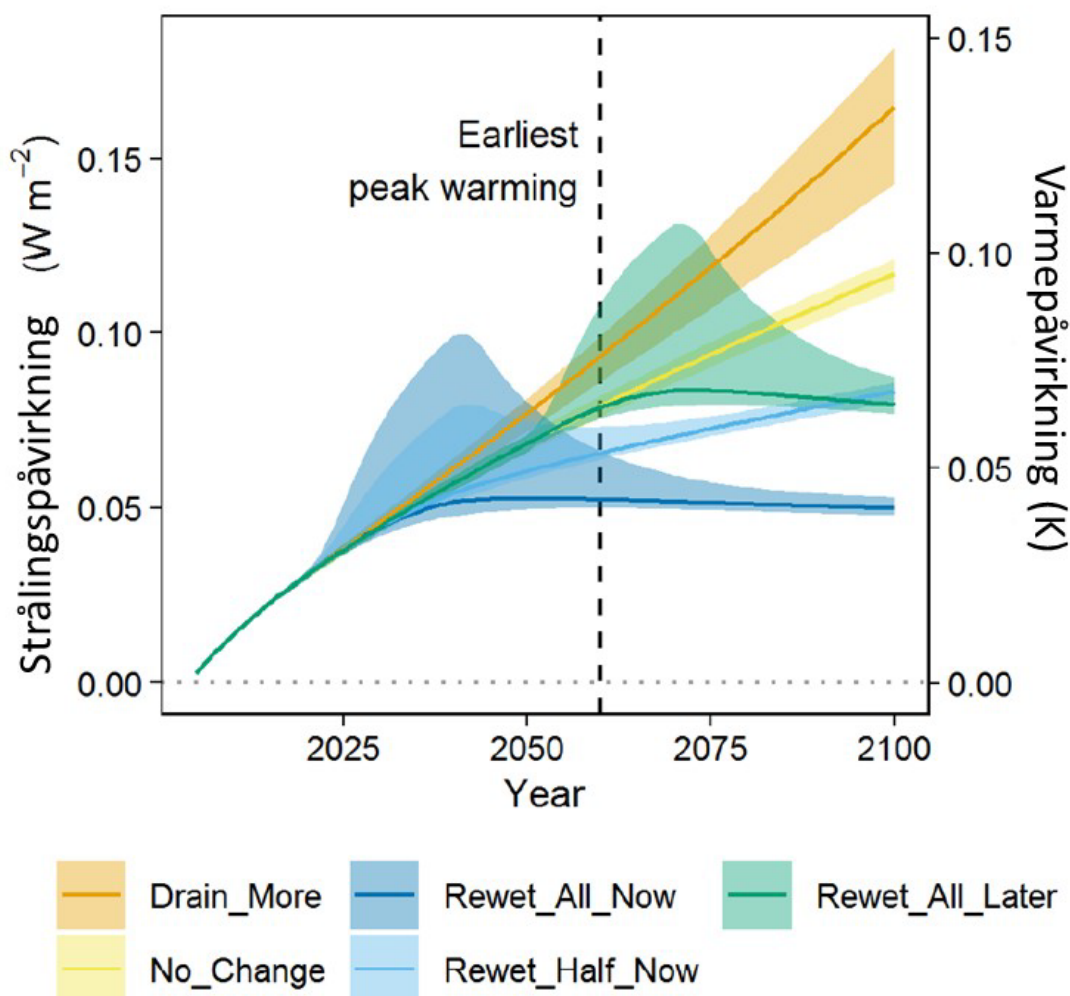
Himmerland (Dinesen et al. 2021) eller Åmosen på Vestsjælland (Greve et al. 2021). Der er dog store usikkerheder i forhold til tidsperspektiverne for disse klimagevinster, hvilket behandles nedenfor.

4.3.1 Biogeokemiske ændringer efter genetablering af naturlig hydrologi

Intakte tørvemoser optager kulstof fra atmosfæren i form af CO_2 , det lagres i vegetation og nedbrydes kun meget langsomt grundet de iltfrie og vandmættede forhold (Barthelmes et al. 2015). Produktiviteten, altså den mængde kulstof, der nettofikseres per tid, er også langsom, så opbygning af kulstof i tørvemoser tager lang tid, typisk 100-500 år for 1 meter (Gorham 1991). Mængden og raten af kulstof, der lagres, afhænger af de lokale abiotiske forhold, så som klima, hydrologi og hydro-kemi. Tørvemoser kan inddeles i høj- og lavmoser. Førstnævnte modtager kun vand i form af regnvand, hvorimod lavmoser også modtager grundvand, som indeholder en større mængde næringsstoffer og pH-neutraliserende ioner end regnvand. Regnfodrede højmoser er derfor som regel næringsfattige og sure og de har derfor en tilsvarende lav produktivitet relativt til lavmoser. Dermed er fikseringen af kulstof fra atmosfæren per tidsenhed også lavere i højmoser (Dinesen et al. 2021). Dog kan højmoser over lang tid lagre meget store mængder af kulstof, pga. den meget lave nedbrydning af kulstof grundet både lav pH og begrænset ilttilgængelighed. Grundet den meget langsomme opbygning af nyt kulstof i højmoser, er klimaabfødningspotentialet i forbindelse med vådlægning primært relateret til at bremse eller stoppe nedbrydningen af det kulstof, som allerede er lagret i systemet, frem for lagringen af nyt kulstof. Derfor er det også primært relevant at vådlægge områder, der fortsat indeholder relativt store mængder uomsat tørv, hvis fokus er på at reducere opvarmningen af atmosfæren på en tidsskala af relativt få årtier.

Nedbrydning af tørvemoser i form af dræning og konvertering til anden arealanvendelse står for 5-10 % af den årlige globale antropogene CO_2 udledning (Loisel and Gallego-Sala 2022) på trods af at drænedes tørvemoser globalt kun dækker 0,3% af landarealet (Joosten et al. 2016). I 2018 udledte opdyrkede tørvemoser i Danmark 4,8 millioner CO_2 ækvivalenter. Dette svarer til mere en halvdelen af de udledninger, der kommer fra alle opdyrkede jorde i Danmark, selvom de kultiverede tørvemoser kun udgør 7% af landbrugsjorden (Klimarådet 2020).

Den iltede mikrobielle omsætning frigiver primært CO_2 og typisk også mindre mængder af lattergas afhængigt af arealanvendelse (Kandel et al. 2018). Når der genskabes vandmættede og iltfrie forhold, erstattes den aerobe nedbrydning (med ilt) med anaerob nedbrydning (uden ilt). Sidstnævnte proces udleder metan (CH_4), som er en ca. 25-100 gange stærkere drivhusgas end CO_2 (alt afhængigt af tidsskalaen man sammenligner over), men til gengæld også har en meget kortere levetid i atmosfæren. Netop den korte levetid gør at opvarmningsraten ved genopretning af naturlige hydrologiske forhold allerede efter ca. 30 år kan være mindre end et scenarie, hvor vi fortsætter den hidtidige praksis på trods af den negative effekt af øget metanudledning (Figur 3, (Nugent et al. 2018, Günther et al. 2020, Loisel and Gallego-Sala 2022)). Inden vådlægning får en decideret kølende effekt på jordens atmosfære relativt til et scenarie, hvor vi fortsætter som hidtil, må CO_2 -optaget i tørvemoserne dog først kompensere for den øgede opvarmning metanen har forårsaget i de første årtier efter genskabelsen af landskabshydrologien. Der er således en forsinkelse på yderligere nogle årtier fra vådlægning til det tidspunkt, hvor tørvejorder begynder at bidrage til at køle atmosfæren relativt til et scenarie med uændret praksis. Modellering på baggrund af lange empiriske dataserier viser, at der kan gå >100 år inden tempererede tørvemoser bidrager til atmosfærens afkøling, selv når de bidrager med nettokulstofoptag tidligt efter vådlægning (Hemes et al. 2019).



Figur 3: Strålings – og varmepåvirkning af vådlægning af Jordens tørvemoser

Strålings- og varmepåvirkning under forskellige restaureringsscenarier for alle Jordens tørvemoser i forhold til 2005-niveauet. Kurveforløbene viser at vådlægning af alle tørvemoser fra 2020-2040 vil have den største klimagevinst på langt sigt (mørkeblå vs. andre farver). De to blå toppe og den ene grønne top viser den relativt kortvarige negative effekt af methanudledning fra anaerob omsætning af tørvemateriale ved vådlægning. "Earliest peak warming" refererer til det tidspunkt som klimamodellerne fra IPCC's femte vurderingsrapport angiver som det tidligste tidspunkt, man forventer at den globale opvarmning topper på. Scenarier: Drain_More Arealet af drænet tørvemose forstættes med at stige fra 2020 til 2100 med samme hastighed som fra 1990-2017; No_Change: arealet af drænet tørvemose forbliver på 2018 niveauet; Rewet_All_Now: alle drænedes tørvemoser vådlægges i perioden 2020-2040; Rewet_Half_Now: halvdelen af alle drænedes tørvemoser vådlægges i perioden 2020-2040; Rewet_All_Later: Alle drænedes tørvemoser vådlægges i perioden fra 2050-2070. Kilde: Gunther et al. (2020). Nature Communications 11:1644.

Succesfuld genetablering af velfungerende våde økosystemer er dog langt fra en selvfølge. Der er en stor usikkerhed omkring hvornår genetablering af vådområder skifter fra at bidrage til den globale opvarmning til at modvirke den. Denne usikkerhed afhænger af hvad man forstår ved naturlig hydrologi. I den danske forvaltning er naturlig hydrologi oftest blevet tolket som genetablering af vandstanden til den kote vandstanden havde før dræning. Denne praksis er dog sjældent den mest effektive måde at højne biodiversitet eller klimagevinster på. Dette skyldes at omsætning og aktiv høst af tørv over mange

årtier – til tider århundreder – har sænket landskabets kote så meget, at man i stedet får etableret søer, hvor der før var moser (Koebsch et al. 2013, Pi et al. 2022). Disse søer er et vanskeligt miljø for vegetation at etableres i, og da de også er hotspots for metan- og lattergasudgasning er de langt fra den gevinst for klimaet som de typisk anvendte emissionsfaktorer antager (Günther et al. 2020). Disse faktorer ligger også til grund for de danske beregninger af klimagevinster ved vådlægning, omend der trods alt tages delvist højde for placeringen af grundvandspejlet (Gyldenkerne and Greve 2020). Da tørvemoser gennem mange årtiers dræning og produktionsmæssig udnyttelse har ændret sig så meget i form af plantesamfund, hydrologi, mikrobiota og de biogeokemiske processer, de understøtter (Emsens et al. 2020, Kreyling et al. 2021), argumenterer et stigende antal studier for at de bør anses for 'novel ecosystems', altså økosystemer, der opstår som resultat af antropogene aktiviteter såsom arealanvendelse, artsintroduktioner, klimaforandringer m.m. og som består af en hidtidig ukendt sammensætning af arter (Hobbs et al. 2006) og kan opretholde sig selv (Morse et al. 2014). Dermed bør man i højere grad tage udgangspunkt i, hvordan man under de nuværende forhold bedst genetablerer det funktionelle økosystem, man ønsker, frem for blindt at etablere en bestemt før-dræningskote. F.eks. kan man genetablere vandstanden til en lavere kote, således at man får vådområder fremfor søer, hvilket viser mere lovende resultater i forhold til at rekonstruere ønskede funktioner end oversvømmelse som konsekvens af genetablering til en bestemt kote (Koebsch et al. 2013).

4.3.2 Urørt skov og naturlig tilgroning

I Danmark er kun 14-15 % af landarealet dækket af skov (Nord-Larsen et al. 2021) selvom skovlandskaber før menneskets fremkomst i stort omfang dækkede Nordvesteuropa (Svenning 2002). Langt størstedelen af de danske skove er forstligt drevet i en eller anden grad (95%, (Nord-Larsen et al. 2021)). En ganske betydelig del af disse er oprindeligt rejst på vandmættede jorder, hvorfor en stor del af drevne danske skove i dag er påvirket af dræning (Gyldenkerne and Frederiksen 2015, Greve et al. 2021). Dræning er anvendt over hele verden som et meget effektivt virkemiddel til at højne produktiviteten af skovdriften (Aust and Blinn 2004, Simola et al. 2012, Hommeltenberg et al. 2014). Forskning har vist, at landskabets kulstofregnskab for skovdrift på tørvejord først efter mange årtier, hvis nogensinde, leverer et netto kulstofoptag, grundet den fortsatte og løbende omsætning af tørvebundet kulstof under dræning og skovdrift (Simola et al. 2012, Hommeltenberg et al. 2014).

Grundet denne fortsatte omsætning, kan genskabelse af naturlig hydrologi være et effektivt virkemiddel til at bremse nedbrydningen af jordens kulstoflagre og påbegynde en gradvis genopbygning af dem (Hommeltenberg et al. 2014). Dog må man naturligvis påregne en væsentlig reduktion i skovens produktivitet, altså mængden af produceret biomasse per areal per år, hvorfor fjernelse af ny kulstof fra atmosfæren vil gå langsomt i et vådlagt system (Hommeltenberg et al. 2014). Som beskrevet tidligere (i afsnit om biogeokemisk ændringer efter genetablering af naturlig hydrologi) må man også i skove forvente yderligere forsinkelse af hvornår man opnår en decideret klimagevinst grundet skiftet i dominerende drivhusgas fra den relativt svage CO₂ til den mere potente metangas i de første årtier efter vådlægning.

Genetablering af naturlig hydrologi er dog ingen garanti for at kulstoffet i naturlige økosystemer bliver i jorden for evigt. Eksempelvis tyder nye observationer på at de igangværende klimadrevne ændringer i de miljømæssige forhold kan forårsage at en stor del af de europæiske tørvemoser vil gro til i krat og skov som følge af klimaforandringer, hvis de overlades til naturlig tilgroning – en proces der allerede er i gang i ca. 20% af de europæiske højmoser (Van Der Velde et al. 2021). I Danmark er særligt højmoser i Nordjylland og Nordsjælland identificeret som højsensitive over for tilgroning, som på europæisk plan skønnes at kunne frigive en mængde af kulstof svarende til ca. 4% af den totale kulstofmængde lagret i europæiske jorder (Van Der Velde et al. 2021). Dette skyldes primært sænkning af grundvandsspejlet pga. øget transpiration fra træernes meget større rodzone (Ise et al. 2008). Dermed

er det relevant at overveje naturbaserede løsninger til at modvirke denne træinvasion i åbne moser. Studier fra arktiske og subarktiske områder har vist hvordan store dyr kan være særdeles effektive til at begrænse invasion af buske og træer i den lavbevoksede tundra (gennemgået i (Olofsson and Post 2018)). Den samme mekanisme er observeret i europæiske vådområder (Middleton et al. 2006, Tanentzap and Coomes 2012).

Som konklusion på ovenstående, er genopretning af naturlig hydrologi et effektivt virkemiddel til at bremse omsætningen af det kulstof, der allerede findes i jorden. Opbygningen af nye kulstofpuljer, og dermed fjernelse af kulstof fra atmosfæren, går dog meget langsomt i vådlagte områder, og sammenholdt med den forsinkede klimaafbødningsgevinst pga. øget udgasning af metan de første årtier efter vådlægning, så er det et relativt langsigtet klimaafbødningsredskab (Humpenöder et al. 2020). For hurtigst muligt at opnå de ønskede effekter for klima og biodiversitet, bør man overveje: 1) at genetablere vandstanden til et niveau, der svarer til det nuværende økosystem fremfor en vandstandshævning til niveauet før dræning, der ellers vil resultere i søer fremfor moser og dermed forlænge tiden indtil vådlægningen bliver en klimagevinst; samt 2) implementere mekanismer til at forhindre den klimainducerede tilgroning af vådlagte moser med vedplanter, som risikerer at sænke grundvandsspejlet og dermed afstedkomme naturlig dræning. Udsætning af store planteædere er et oplagt og effektivt virkemiddel til at opnå dette (Greve et al. 2021).

5 Klimatilpasning

Den globale opvarmning har allerede haft konsekvenser for klodens befolkning, produktionssystemer, arealanvendelse og infrastruktur (IPCC 2022). Intensiteten og frekvensen af disse negative konsekvenser, særligt i form af ekstreme hændelser, forventes at øges uanset om det lykkes verdenssamfundet at holde temperaturstigningen på 1,5 °C eller ej (IPCC 2022). Konsekvenserne vil være forskellige afhængigt af hvor på Jorden, man befinder sig. Nogle steder vil havstigninger permanent oversvømme byer og landbrug, andre steder vil mindsket nedbør og højere temperaturer gøre landbrugsproduktion, som vi kender det i dag, umuligt, og helt tredje steder vil hyppige skybrud gøre det meget risikabelt af bo og urentabelt at dyrke jorderne.

Klimaforandringer vil ikke kun påvirke de menneskabte systemer, klimaforandringer får også konsekvenser for de naturlige økosystemer og arter. Nogle økosystemer vil forsvinde lokalt eller helt pga. havstigninger eller forandre sig pga. nye klimatiske forhold (e.g. Normand et al. 2013), og endeligt vil nye økosystemer opstå (Williams and Jackson 2007, Thuiller et al. 2011, Grimm et al. 2013). Nogle arter ville skulle migrere store afstande for at finde områder med de klimatiske forhold, hvor de trives i forhold til f.eks. temperatur og nedbør, eller på grund af andre ændrede forhold forårsaget af den globale opvarmning. Biodiversiteten som allerede er under stort pres fra ændret arealanvendelse, vil altså grundet klimaforandringer komme under et endnu større pres.

I Danmark forventes klimaforandringer i slutningen af dette århundrede (2071-2100) bl.a. at komme til udtryk i mere nedbør om vinteren, flere ekstreme nedbørshændelser om sommeren, markant flere dage med hedebløge og tørke om sommeren, mange flere stormfloder og generelle havstigninger (Pedersen et al. 2021). Kystnære områder vil blive påvirket af havstigninger. En nylig rapport viser, at en stor andel af de eksisterende danske strandenge formentlig vil være oversvømmede i år 2120 (Ebbensgaard et al. 2022).

Fokusset på klimatilpasning er opstået i kølvandet på erkendelsen af at klimaafbødning ikke kan forhindre negative konsekvenser af den globale opvarmning (Stein et al. 2013). Klimatilpasning dækker over en bred vifte af tiltag og strategier, der øger menneskelige systemers og naturlige økosystemers evne til at modstå klimaforandringer (IPCC 2022, Malhi et al. 2022a). Det er intuitivt at genopretning

af naturområder (både i form af kvalitet og kvantitet jf. Biodiversitetsrådet anbefalinger (Biodiversitetsrådet 2022)) øger chancen for at naturlige økosystemer og arter kan tilpasse sig klimaforandringer bedre end forringede naturområder. Mindre åbenlyst er det måske, at naturgenopretning samtidigt kan hjælpe menneskeskabte systemer som byer og produktionssystemer med klimatilpasning. Begge dele bliver belyst i den efterfølgende sammenfatning omhandlende forskellige elementer af klimatilpasning: naturlig oversvømmelsesafbødning, termiske refugier, frøspredning af arter og økosystemers resiliens.

Mens synergier mellem naturgenopretning gennem genudsætning af store planteædere og klimafbødning er meget komplekse og i høj grad afhænger af geografi, klimatiske forhold, jordens produktivitet mm., så er synergier i forhold til klimatilpasning mindre kontekstafhængige og generelt mere veldokumenterede (Malhi et al. 2022a).

5.1 Naturlig oversvømmelsesafbødning

I fremtiden vil der opstå flere ekstreme nedbørshændelser i Danmark (Pedersen et al. 2021). Oversvømmelser opstår som oftest på grund af ekstreme nedbørshændelser, hvor der kommer meget vand på kort tid. Hvis regnen falder på vandmættede jorde eller overflader, der, f.eks. grundet dræning, ikke absorberer og langsomt frigiver vand, er risikoen for oversvømmelse i de nedre dele af vandløbsoplandene endnu større.

Traditionelt har man ved hjælp af diger, drænrør, grøfter, kanaler, dæmnings, sluser og andre ingeniørkonstellationer i Europa – herunder Danmark – kontrolleret hvor i landskabet, der er vand (van Ruiten and Hartmann 2016). På den måde har man bekæmpet vandet, og der har været et meget skarpt og kunstigt skel mellem det terrestriske miljø og vandmiljøet (van Ruiten and Hartmann 2016). Prognoserne for flere ekstreme nedbørshændelser i kombination med en generel konsensus om at de traditionelle hydrologiske ingeniørkonstellationer ikke er tilstrækkelig i forhold til den stigende risiko for oversvømmelser (Vis et al. 2003) har ledt til en overordnet ny strategi, der i højere grad spiller sammen med den naturlige hydrologi i landskabet (Restemeyer et al. 2015) - også kaldet naturlig oversvømmelsesforvaltning (natural flood management). Naturlig oversvømmelsesforvaltning kommer f.eks. til udtryk i projekter, der giver mere plads til vandløbene i form af f.eks. vandretentionsområder (ofte ferske enge) eller bredere vandløb (van Ruiten and Hartmann 2016).

Hvor dybt et vandløb ligger i landskabet har betydning for hvor hurtigt vandet bliver ledt nedstrøms. Et vandløb, der ligger i niveau med det omkringliggende landskab, kan nemt gå over sine breder, hvorved de tilstødende enge kan fungere som buffer mod oversvømmelser nedstrøms. Ligger vandløbet derimod dybt i landskabet, kan vandløbet ikke nemt gå over sine breder og bruge de tilstødende arealer som bufferkapacitet og vandet vil derfor effektivt ledes nedstrøms med risiko for oversvømmelse i lavere liggende dele af vandoplandet, hvor vandet møder andre vandløbsforgreninger (Dadson et al. 2017). I Danmark, Holland og andre lavlandsområder, har man gennem de seneste ca. 150 år drænet store landområder for at højne produktiviteten af eksisterende jorde samt i forbindelse med landvindingsprojekter. I dag er ca. 50% af de danske landbrugsjorder således drænet (Breuning-Madsen 2010, Greve et al. 2021), hvilket hæmmer jordenes naturlige kapacitet til at tilbageholde vand og øger risici for katastrofale oversvømmelser.

Naturlige vandmiljøer kan genopstå ved at fjerne de menneskeskabte elementer, der har sænket den naturlige grundvandsstand eller ændret den naturlige vandgennemstrømning i området eller på anden måde modificeret den naturlige hydrologi i første omgang. Det kan f.eks. være ved at lukke gamle dræn og grøfter, stoppe pumper, bringe vandløb ført i kanaler tilbage til deres naturlige forløb, fjerne opstemninger og diger. Restaurering af våde enge i ådalene langs vandløb, i form af f.eks. ophør af dræning, vil betyde, at når vandløbet går over sine breder kan vandet opholde sig på de lavtliggende

enge. Vandets opholdstid på engene er afgørende for at der ikke opstår ekstreme vandstandshøjder nedstrøms idet engene fungerer som en svamp, der langsom frigiver vandet efter nedbørshændelsen. Naturlige slyngninger i et vandløb med alle de tilhørende geomorfologiske strukturer og vegetationsstrukturer vil tilsvarende øge vandets opholdstid i de øvre dele af vandløbet. Det vil tilsvarende betyde at toppen af gennemstrømningen i forbindelse med kraftige nedbørshændelser mindskes og spredes ud over længere tid end det vil være tilfældet i et kanaliseret vandløb eller grøft, som effektivt afleder vandet (Dadson et al. 2017).

I Holland har man positive erfaringer med at restaurere vandløbs- og ådale på naturens præmisser og give floderne plads til at kunne gå over sine bredder (jf. "Room for the River" filosofien anvendt af de hollandske vandløbsmyndigheder (Rijke et al. 2012, Busscher et al. 2019)). To rewilding- og vandløbsrestaureringsprojekter i Holland (Geldersee Poort og Border Meuse) har vist sig at forårsage mindsket risiko for oversvømmelser (Jepson et al. 2018). I et unikt samarbejde mellem naturorganisationer og teglværksindustrien i Geldersee Poort-projektet, har teglværksindustrien opkøbt landbrugsjorde og gravet alt leret op og derpå overdraget området til naturorganisationerne, som derefter har udsat galloway kvæg, heste, bævere og oddere mm. På den måde har Geldersee Poort vokset sig fra få hektarer til et ca. 5000 ha stort område over 30 år. Projektet har ikke kun mindsket risikoen for oversvømmelser, men har også været en succes for naturen og for den lokale økonomi (Jepson et al. 2018). Tilsvarende succesfuldt har Border Meuse-projektet været. Projektet dækker 45 km af floden Meuse og er dermed det største vandløbsrestaureringsprojekt i Holland. Projektet gik i det store hele ud på at erstatte den tidligere dybe smalle flod med en lavvandet og bred flod (Jepson et al. 2018).

Ligesom i Holland har man fra England også eksempler på naturgenopretningsprojekter, der har haft betydning for risikoen for oversvømmelser (Stafford et al. 2021). I Lake District i Cumbria ligger ådalen Ennerdale, som er markant anderledes end nabo-ådalene på grund af Wild Ennerdale rewilding-projekt. Wild Ennerdale rewilding-projektet har til formål at lade naturlige dynamikker forme landskabet (www.Rewildingbritain.org.uk). Som en del af projektet er floden Liza, der løber i Ennerdale, blevet restaureret ligesom de tilstødende mose- og vådområder. Derudover har man mindsket færegæsningstrykket og givet plads til galloway kvæg, samt plantet træer på ådals-skrænterne. I både 2009 og 2015 var der ekstreme nedbørshændelser i Cumbria som mange steder forårsagede store oversvømmelser. Men forholdene i Ennerdale gjorde at oversvømmelserne udeblev, formentlig som en konsekvens af de indsatser man har igangsat i Wild Ennerdale rewilding-projektet, som sikrede at floden kunne gå over sine bredder og oversvømme de tilstødende områder i stedet for nedstrømsarealer (Carver 2016). På den måde blev overskudsvandet absorberet og filtreret lokalt og langsomt afgivet igen, hvorved toppen af vandgennemstrømning blev fladet ud og store mængder opslæmmede sediment blev aflejret på tilstødende ådalsarealer og ikke nede i søen ved flodens udløb (Carver 2016). At Wild Ennerdale rewilding-projektet har betydning for risikoen for oversvømmelser, er også blevet bekræftet i et engelsk studie, der undersøgte de afledte økosystemtjenester (såsom biodiversitet, kulstoflagring, oversvømmelsesbeskyttelse m.m.) fra genopretningsprojekter på landskabsskala i England og Wales (Hodder et al. 2014). Her scorede økosystemtjenesten oversvømmelsesbeskyttelse meget højt for Ennerdale.

Genopretning af vandløb kan fremmes ved at udsætte europæisk bæver (*Castor fiber*), og bævere udsættes da også i stigende grad som led i klimatilpasning (Willby et al. 2018), således også herhjemme med udsætninger i Klosterheden i Vestjylland (1999) og Gribskov i Nordsjælland (2009). Bævere bygger primært dæmninger for at sikre at åbningen til deres bæverbo er under vand som en sikring imod rovdyr. Men bæverdæmninger har mange andre funktioner i landskabet og skaber bl.a. heterogenitet og biodiversitet og ændrer de hydrologiske forhold (Law et al. 2016, Willby et al. 2018) (se også afsnittet om termiske refugier). På trods af at bæveren trives efter udsætning flere steder i Danmark, er der, os

bekendt, ikke lavet danske undersøgelser af effekterne af tilstedeværelsen af bævere på risici for oversvømmelser, men der findes relevante studier fra udlandet. En litteraturgennemgang konkluderer at bæverdæmninger reducerer gennemsnitsvandgennemstrømning og sænker den totale udledning af vand (Dadson et al. 2017). Dog påpeger gennemgangen også at brud på bæverdæmninger kan forårsage mindre flodbølger. I et engelsk studie har man målt effekten af sekvenser af bæverdæmninger på vandgennemstrømninger under mere end 1000 kraftige nedbørshændelser fire forskellige steder i England. Studiet konkluderer, at bæverdæmningerne mindsker den totale vandgennemstrømningen, reducere den maksimale vandgennemstrømning og forsinker den maksimale vandgennemstrømning efter nedbørshændelse (Puttock et al. 2021). Resultaterne fra studiet viste også, at tilstedeværelsen af bævere og deres dæmninger helt generelt gjorde vandgennemstrømningen mere stabil og altså mindre fluktuerende og at dæmninger kunne reducere den gennemsnitlige vandgennemstrømningen fra en voldsom nedbørshændelse med helt op til 60%.

Som opsummering, er der stærkt belæg for at genopretning af naturlige hydrologiske forhold i vandløb og ådale har positive effekter på klimatilpasning i form af afbødning af oversvømmelser. Det gælder både med og uden tilstedeværelsen af bævere. Denne viden er relevant i en dansk kontekst, hvor vandløb er optimeret i forhold til vandafledning og hvor en del af de store byer ligger nær udmundingen af større vandløb, hvor vandet føres gennem betonafrænsede kanaler. Denne kombination har allerede vist sig problematisk ved ekstreme nedbørshændelser på tværs af landet.

5.2 Termiske refugier

Globalt vil klimaforandringer i fremtiden forårsage flere dage med hedebløge og flere ekstreme tørker (IPCC 2021, 2022). Det samme vil være tilfældet i Danmark (Pedersen et al. 2021). Temperaturer påvirker processer på alle biologiske niveauer, fra enzymer aktivitet til reproduktion i vekselvarme dyr (Angilletta 2009). Mange fysiologiske processer er meget sensitive overfor temperaturændringer og kan være begrænsende for i hvor høj grad en art kan klare sig under nye klimatiske forhold (Hofmann and Todgham 2010). En nyt studie, der har undersøgt påvirkning af global opvarmning på en bred række af vekselvarme organismer, viser, at de underliggende processer, der kan forårsage varmedefekter under stressende høje temperaturer, er så sensitive at risikoen for varmedefekter fordobles for hver grad temperaturen stiger (Jørgensen et al. 2022). Studiet viser også, at varmedefekter vil mangedobles i vekselvarme organismer – og i særdeleshed i de landlevende – ved udgangen af det 21. århundrede. Studiet konkluderer derfor, at denne temperatursensitivitet kan få store konsekvenser for mange vekselvarme organismer selv under blot moderate scenarier for klimaforandringer. Med disse prognoser er det afgørende, at der sikres termiske refugier, altså naturligt kølende steder i landskabet, hvor organismer kan søge tilflugt fra varmen. Heterogene vegetationsstrukturer og genopretning af heterogene hydrologiske miljøer i landskabet kan være med til skabe forskellige mikroklimaer og dermed være med til at sikre adgang til termiske refugier.

Et nyligt global studie har vist at beskyttede naturområder tilvejebringer termisk bufferkapacitet i sammenligning med ubeskyttede områder af samme type biom, formentligt som et resultat af en mere intakt vegetation (Xu et al. 2022). Studiet finder, at beskyttede naturområder med naturlig såvel som semi-naturlig vegetation sænker overfladetemperaturen – særligt den maksimale dagtemperatur i tropene – og mindsker den daglige og sæsonmæssige temperaturvariation i boreale og tempererede områder i sammenligning med ubeskyttede områder i samme biom. Opvarmningsraten i beskyttede boreale skove er desuden 20% lavere end omgivende ubeskyttede områder (Xu et al. 2022). En række studier dokumenterer desuden vigtigheden af heterogene habitater og vegetationsstrukturer for termoregulering af en række arter (Kearney et al. 2009, Allred et al. 2013, Kleckova and Klecka 2016, Davis and Keppel 2021). Et heterogent habitat bestående af en mosaik af åben græsland og forskellige

grader af opvækst af vedplanter i form af mere eller mindre tæt krat og skov, indeholder mange flere forskellige mikroklimaer end et landskab, der udelukkende består af tæt skov eller åbent græsland (Carroll et al. 2016). Tilstedeværelsen af dyr i landskaber kan netop være med til at skabe eller facilitere heterogenitet i vegetationen og habitater (Estes et al. 2011, Haynes 2012, Willby et al. 2018). Økosystemingeniører eller store planteædere kan således spille en afgørende rolle for tilstedeværelsen af en stor variation i mikroklima.

Tilstedeværelse af vand i landskabet og særligt heterogene vandmiljøer spiller også en vigtig rolle for sikring af kølende mikroklimaer, da våde overflader fortrinsvist bruger indkommende solenergi på fordampning frem for opvarmning. Tilstedeværelsen af store pattedyr i landskaber kan være med til at facilitere mere vand i landskabet (Stommel et al. 2016, Lundgren et al. 2021). I en dansk kontekst er det særligt udsætning og spredning af europæisk bæver (*Castor fiber*), der kan facilitere og accelerere processen med at skabe naturlig hydrologisk dynamik (Figur 4).

I dag er vand en mangelvare i de danske terrestriske landskaber, idet mange enge, moser og søer er blevet drænet op igennem landvindingshistorien og intensiveringen af landbruget (Biodiversitetsrådet 2022). Tilstedeværelsen af mere vand sikrer termiske refugier for arter, der har brug for vand eller fugtige omgivelser for at termoregulere f.eks. under varme og tørre somre (Seavy et al. 2009). Genopretning af grundvandsfødte kildevæld og rigkær er særligt vigtige fordi de selv under varme og tørre somre kan sikre køligt vand.



Figur 4. Flyfotos af bæverdæmning

Flyfotosene illustrerer hvordan en bæverdæmning sikrer mere vand i landskabet. I 1999 blev 18 bævere udsat i Klosterheden for at genoprette de naturlige hydrologiske dynamikker. Siden har bæverne stort set passet sig selv og fået lov til at sprede sig rundt omkring i Jylland. Flyfotos fra 2014-2018 viser hvordan en bæverfamilie har bygget en dæmning i mellem 2014-2016 (hvid pil), som resulterer i at en større mængde vand tilbageholdes bag dæmningen. På flyfotoet fra 2018 ses desuden de ekstra kanaler bæverfamilien har skabt for nemmere at kunne komme omkring og finde føde. Kilde: Flyfotos er hentet fra Danmarks Miljøportal.

Heterogenitet i vegetation og vandmiljø i landskabet er med til at sikre termiske refugier, for arter der har temperaturregulerende begrænsninger. Det kan være afgørende for individer og arters overlevelse i lokalområder, men det kan også spille en afgørende rolle som termiske oaser for arter eller individer, der er under migration for at finde områder, med klimatiske vilkår, hvor de kan trives.

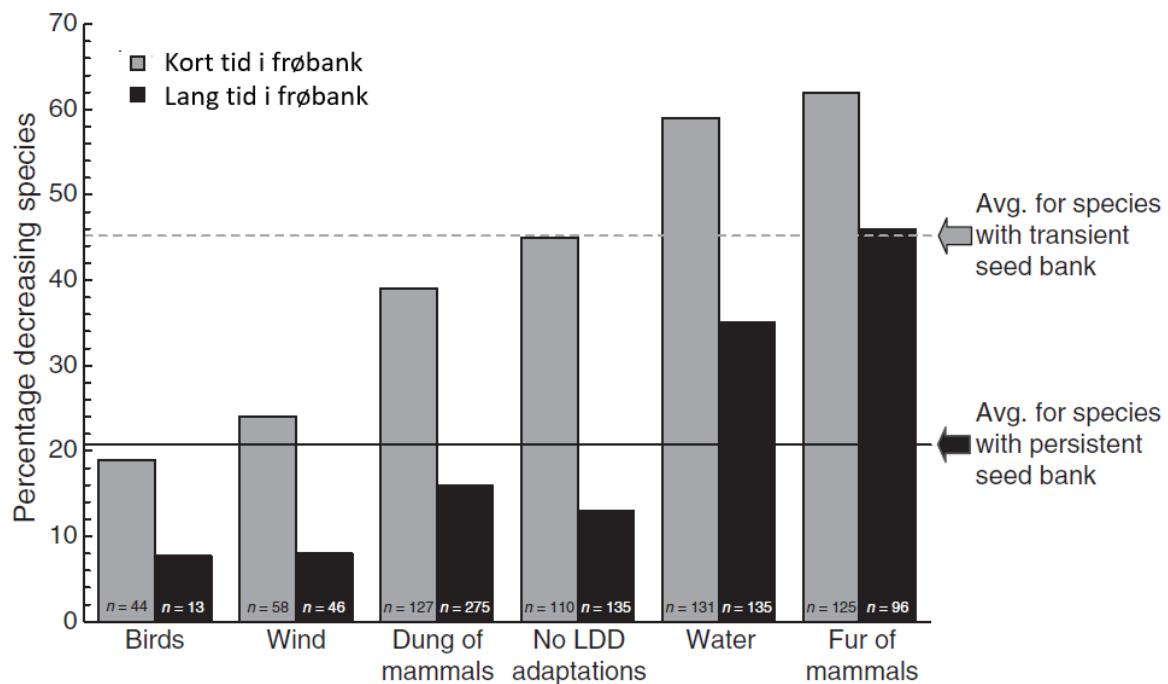
5.3 Frøspredning

Klimaet kommer til at forandres og arter bliver således presset til at ændre udbredelse og følge deres klima-niche, hvis ikke de kan tilpasse sig. En arts klima-niche, er det spænd i klimatiske forhold inden for hvilke, arten kan overleve. Det bestemmes primært af temperatur og nedbør samt disses variation og fordelingen henover året. Lokalt bestemmer arternes klima-niche hvor i landskabet arterne finder klimatisk passende vilkår, der understøtter deres overlevelse. For nogle arter vil passende temperatur og nedbør bevæge sig i samme geografiske retning og med samme hastighed, men for andre arter vil der være uoverensstemmelser mellem retningen og hastigheden hvormed temperatur og nedbør ændrer sig. Dermed skrumper de områder, der opfylder begge krav, og arten får dermed vanskeligt ved at overleve (Ordonez and Williams 2013, Ordonez et al. 2016). Arter med stort spredningspotentiale vil i nogen grad kunne følge deres optimale klima-niche, men for immobile arter med lille spredningspotentiale som nogle plantearter, bliver det en stor udfordring af sprede sig hurtigt nok. Pattedyrsarter og fuglearter er nogle af de terrestriske arter, der har de bedste forudsætninger for aktivt at ændre deres udbredelse. Men selv pattedyr kan få udfordringer med at finde passende klimatiske forhold når klimaet ændres i fremtiden (e.g. Schloss et al. 2012) - også på europæisk plan (Levinsky et al. 2007). Et modelleringsstudie af danske pattedyrs udbredelser i år 2100 viser dog, at kun ganske få arter vil få problemer med de ændrede klimatiske forhold i Danmark, men at der til gengæld vil indvandre 17 nye arter til Danmark, som alle er hjemmehørende i Europa (Fløjgaard et al. 2009).

Anderledes står det til med planterne i Europa. Mange studier har allerede vist, at der vil ske store forandringer i plantearternes udbredelse i Europa i slutningen af det 20. århundrede (Bakkenes et al. 2002, Thuiller et al. 2005, Normand et al. 2007). I et modelleringsstudie af udbredelsen af 84 plantearter, der er karakteristiske for de danske habitattyper og er inkluderet på Habitatdirektivets bilag I for fremtidige klimascenarier, finder forfatterne at 69-99% af alle arter vil blive negativt påvirket af klimaforandringerne i år 2100 (Normand et al. 2007). Flere af arterne vil blive så påvirket, at de vil få status af at være sårbare jf. rødlistens kriterier og 4-7% risikere helt at forsvinde fra Danmark. Det skal bemærkes at disse modelleringsstudier for fremtidige planteudbredelser ofte kun indeholder meget simple antagelser om planternes evne til at sprede sig (ingen spredning eller fuld spredning) grundet manglende viden, der ville muliggøre kvantificering af de forskellige arters spredningsevne.

Mange plantearter vil formentligt skulle flytte sig 1 km om året for at følge områder med passende klimatiske forhold, men det vurderes urealistisk for rigtig mange arter (Corlett and Westcott 2013). Selvom planter og svampe betragtes som immobile arter kan de som frø og spore bevæge sig langt væk fra moderplanten eller –svampen, hvis de føres med vind, vand eller dyr. Halvdelen af Jordens planter spreder sine frø ved hjælp af dyr (Fricke et al. 2022). Et studie af spredningspotentialet af plantearter i Nordvesteuropa har vist at en meget stor andel af plantearterne i forskellige plantesamfund bliver spredt af dyr, og at en særligt stor andel af planter i lystilpassede plantesamfund spredes enten i pelsen (30-50%) eller med deres gødning (75-100%) (Ozinga et al. 2004). Modsat viste studiet at en markant mindre andel af planter i lystilpassede plantesamfund blev spredt med fugles gødning (0-30%), og at kun 10-45% af planter i skyggetolerante plantesamfund blev spredt med fugle (Ozinga et al. 2004). Et studie fra Nordvesteuropa (England, Holland, og Tyskland) har vist at manglen på tilgængelige spredningsvektorer bidrager til at forklare tabet af plantediversitet i det 20. århundrede (Ozinga et al. 2009). Plantearter som spredes med vand (ca. 60%) eller i pelsen på pattedyr (ca. 65%) er overrepræsenteret blandt de arter, der er gået tilbage, mens arter der spredes med vind (ca. 25%) eller

fugle (ca. 20%) er underrepræsenteret (Figur 5). Årsagen er sandsynligvis at spredningsinfrastrukturen for arter spredt i pelsen på dyr eller med vand er blevet forringet, hvilket studiet konkluderer hænger meget godt sammen med at fritlevende pelsede planteædere og naturlig hydrologi generelt er forsvundet fra landskaberne. Studiet understreger vigtigheden af at genoprette spredningsinfrastrukturen på tværs af landskaber og regioner (Ozinga et al. 2009). Forfatterne viser også, at plantearter, hvis frø kun overlever kort tid i frøbanken, er gået mere tilbage end arter, der ligger lang tid i frøbanken. Dette kan tilskrives mangel på forstyrrelse, der sikrer spiring og overlevelse af arter med en kort levetid i frøbanken.



Figur 5. Spredningsvektorer for plantearter, der er i tilbagegang

Figuren viser andelen af hollandske plantearter, der er gået tilbage med mere end 25% i det 20. århundrede, fordelt på seks kategorier for spredning: fem kategorier for langdistance spredningsvektorer (fugle, vind, gødning fra dyr, vand og dyrepels) og én kategori for de arter, der ikke er tilpasset langdistance spredning (LDD: long-distance dispersal). Hver spredningskategori er yderligere inddelt i de arter, der kan overleve kort tid eller lang tid i frøbanken i jorden. De grå-stiplede og sort-stiplede horisontale linjer viser den gennemsnitlige andel af plantearter for hhv. arter med kort tid i frøbanken og lang tid i frøbanken. Figuren viser at særligt planter, der spredes med vand (naturlig hydrologi) og i pelsen på dyr, udgør en stor andel af de plantearter, der er i tilbagegang i Nordvesteuropa. Kilde: Ozinga et al. (2009). *Ecology Letters*, (2009) 12: 66–74.

Tilbagegangen af planter i de menneskabte kulturlandskaber i Centraleuropa er blevet koblet til tilbagegangen af husdyr fra kulturlandskaberne og udfasningen af de ekstensive græsningssystemer (e.g. Poschlod and Bonn 1998). Der er utallige studier der dokumentere at store planteædere spiller en vigtig rolle for spredning af planter (Janzen and Martin 1982, Campos-Arceiz and Blake 2011, Galetti et al. 2018, Fricke et al. 2022). Der findes også efterhånden en del studier, der viser at udsætning af store planteædere kan genetablere en tabt spredningsfunktion, som blev mistet fra økosystemet, da mange af de store dyr uddøde (Donatti et al. 2007, Griffiths et al. 2011, Pires et al. 2014). Særligt store dyr kan transportere frø langt, fordi store dyr som regel har store territorier, som de bevæger sig rundt på. Plantefrø der spredes langt og typisk længere end ca. 1,5 km er enten små vindbårne frø eller frø, der transporteres med fugle, flagermus, store dyr og mennesker (Corlett and Westcott 2013).

I forbindelse med naturnationalparker udsættes store planteædere under hegn. De store planteædere vil gennem spredning indenfor hegnet fremme planters genkolonisering og bestandsopretholdelse. Hegnene omkring de kommende naturnationalparker vil flere steder være af en type som er permeable for bl.a. hjortearter. Her vil hjortene eller andre mindre dyrearter kunne bevæge sig ind i de indhegnede områder, som formentligt er mere artsrige end de tilstødende områder, og på den måde facilitere spredning af arter inden for området til udenfor. På den måde kan naturnationalparkerne potentielt komme til at fungere som en slags hotspots for frøspredning.

Genopretning af naturlig hydrologi vil formentligt have en positiv påvirkning på spredning af plantearter, der er tilpasset spredning i vand, da studier viser at netop plantearter, der er tilpasset spredning med vand, dominerer blandt de plantearter, der er i tilbagegang i Nordvesteuropa i det 21. århundrede. Tilsvarende må det konkluderes, at tilstedeværelsen af små som store dyr i landskabet kan være en oplagt og effektiv måde at øge spredningsmulighederne for planter, der er tilpasset spredning i pelsen på dyr. Funktionelle tætheder af frit-levende dyr vil være at foretrække i den henseende, da de ikke begrænses i deres færden af hegn, men vil formentligt også være vanskeligt at opnå uden store konflikter med f.eks. landbruget. Store som små hegnede naturområder med funktionelle tætheder af store planteædere kan formentligt også spille en vigtig rolle i frøspredningen ved valg af semi-permeable hegn, der tillader visse dyrearter at bevæge sig ud og ind af hegnet og bringe plantefrø med sig.

5.4 Økosystemers resiliens

Inden for økologi er begrebet resiliens blevet tillagt forskellige betydninger (Holling 1973, Lake 2013). I nærværende sammenfatning anvender vi en bred definition, som også er den, der generelt anvendes inden for den videnskabelige litteratur inden for klimaforandringer (Tanner et al. 2009, Hodgson et al. 2015, Wardekker et al. 2016, Berbés-Blázquez et al. 2017, IPCC 2022). Her dækker resiliens bredt over et økosystems evne til af opretholde og genvinde sin struktur og funktioner i forbindelse med et miljøchok eller en forandring. Der er ikke nogen entydig konsensus om, hvad man måler på, når man undersøger økosystemers resiliens, men det kobles typisk til specifikke egenskaber ved økosystemer såsom habitatheterogenitet, artsdiversitet og økosystemfunktioner m.m. (Oliver et al. 2015a).

Der kommer mere og mere evidens for at genopretning af naturlige økologiske processer såsom hydrologi og græsning med store planteædere kan ændre vegetationsstrukturer og habitatheterogenitet, og påvirke interaktionen mellem trofiske niveauer (Estes et al. 2011, Haynes 2012, Willby et al. 2018) og endda genvinde økologiske funktioner, som forsvandt, da de store dyr forsvandt (Berti and Svenning 2020, Lundgren et al. 2020, Hatfield et al. 2022). Et nyligt studie viser, at såfremt man fortsætter med at erstatte de arter, der er lokalt eller regionalt eller totalt uddøde med hhv. samme art eller tætbeslægtede arter, er der potentiale for at nogle europæiske regioner kan genvinde så meget funktionel og fylogenetisk diversitet at systemerne netto vil have en højere funktionel og fylogenetisk diversitet end for 8000 år siden (Hatfield et al. 2022).

Et heterogent habitat, består af mange forskellige økologiske komponenter og har en stor variation af mikrohabitater og mikroklimaer. Ifølge en litteraturgennemgang (Yang et al. 2015) og et grundlæggende økologisk koncept - niche-differentieringskonceptet - kan et mere heterogent habitat understøtte flere arter pga. nichedifferentiering, dvs. jo flere nicher jo flere arter kan understøttes (Hutchinson 1957). Med andre ord, et økosystem med en stor variation af mikrohabitater og mikroklimaer vil kunne understøtte flere arter end et økosystem med mindre af den slags variation. Et nyligt globalt studie bekræfter netop denne pointe. Studiet, der har undersøgt hvilke faktorer, der bestemmer artsrigdommen af frøplanter, konkluderer bl.a. at klima og habitatheterogenitet er de to vigtigste drivkræfter bag artsrigdom (Tietje et al. 2022). Samtidigt vil et mere heterogent habitat være

mere modstandsdygtigt overfor pludselige miljøchok forårsaget af den større niche-kapacitet (Oliver et al. 2015a).

Økosystemfunktioner (kulstoflagring, bestøverpotentiale, rent vand m.m.) bruges ofte som proxy for et økosystems resiliens (e.g. Oliver et al. 2015a, Oliver et al. 2015b). En række studier viser, at jo flere forskellige arter, der er i et økosystem, jo flere forskellige økologiske funktioner er der til stede (Wellnitz and Poff 2001, Lefcheck et al. 2015, Oliver et al. 2015b). Nogle funktioner vil være redundante under nogle miljøforhold men forskellige under andre miljøforhold (Wellnitz and Poff 2001). Det vil sige de funktioner nogle arter besidder og som kunne opfattes som overflødige under et sæt givne miljøforhold, kunne være unikke under ændrede miljøforhold eller miljøchok som f.eks. tørke, sure jordforhold, iltfrie forhold osv. Det er netop den egenskab, der resulterer i at økosystemer med flere arter, og dermed flere funktioner, er mere resiliente (Oliver et al. 2015a, Malhi et al. 2022b).

Den logiske slutning herfra er, at jo mere heterogenitet og jo flere arter og funktioner et økosystem besidder, jo mere resilient er systemet også overfor klimatiske chok eller andre forstyrrelser: hvis en art kolliderer pga. chokket stiger sandsynligheden for at en anden art kan erstatte den tabte funktion jo mere intakt systemet er i struktur, arter og funktioner. Denne form for robusthed genkender vi fra den finansielle sektor, hvor investeringsstrategien ”spredning er redning” mindsker sårbarheden over for uforudsigelige begivenheder, fordi investeringerne og dermed investeringsrisikoen spredes ud på flere forskellige værdipapirer, flere brancher og lande. På samme måde er et økosystem med mange funktioner (bred investeringsportefølje) mindre sårbart og altså mere resilient end et økosystem med få funktioner (smal investeringsportefølje).



Figur 6. Satellitfotos af sommertørken 2018.

Tørken i sommeren 2018 var den hårdeste tørke i 100 år i Danmark (DMI 2018). Satellitfotos, der viser området omkring Slagelse i 2017 og 2018, viser tydeligt at størstedelen af markerne er svedet af på grund af den usædvanlige tørke. Satellitfotos er taget af Copernicus Sentinel-satellitter. (Kilde: [ESA](#)).

Det er begrænset, hvad der findes af studier på landskabsskala, der har undersøgt om mere biodiverse økosystemer er mere resiliente overfor klimachok eller andre pludselige naturlige forstyrrelser (Oliver et al. 2015b). Nogle af hovedårsagerne hertil er; at det er notorisk vanskeligt at planlægge forskningsundersøgelser efter uforudsigelig og pludselige hændelser; at det er uvist hvilke parametre i økosystemet, der er bedst afspejler økosystemets resiliens og dermed skal måles; og at det er vanskeligt at finde relevante uforstyrrede systemer at sammenligne med. I en dansk kontekst er der dog igangsat

et forskningsinitiativ, som undersøger netop dette med udgangspunkt i tørken i 2018 ved hjælp af satellitbaseret data (Figur 6, [RewildECO](#)).

Et modelstudie, der har undersøgt koblingen mellem diversitet og resiliens, viser at jo større diversitet, der er i et fødekædenet, jo mere kompleks og udholdende er det over for forstyrrelser som kolonisering- og uddødsdynamikker (Gravel et al. 2011). Et andet og nyt studie har undersøgt resiliensen af habitater, der er blevet genoprettet, overfor ekstreme vejrhændelser baseret på litteraturgennemgang og interviews. Studiet konkluderer at naturgenopretningsprojekter som fokuserer på genopretning af flere elementer i et økosystem (flere arter, flere habitater mm.) klarer sig bedre igennem ekstreme vejrhændelser end projekter, der har et smallere bevaringsfokus og kun fokusere på genopretning af et enkelt økosystemelement (en art, et habitat mm.) (Zabin et al. 2022).

Til gengæld findes der en lang række studier af sammenhængen mellem biodiversitet og økosystemstabilitet over tid (målt som f.eks. primærproduktion eller biomasse af arter over tid), som viser, at der er en positivt sammenhæng mellem biodiversitet og økosystemets stabilitet (Tilman et al. 2006, Jiang and Pu 2009, Hector et al. 2010, Campbell et al. 2011). En litteraturgennemgang af hvordan artsrigdom påvirker den økologiske stabilitet i økosystemer (målt som stabilitet af abundans, biomasse, CO₂ produktion m.m.) over tid viste en generel positiv effekt på både artssamfunds- og populationsniveau for økosystemer med multi-trofiske interaktioner, dvs. et økosystem med interaktioner mellem to eller flere niveauer i fødekæden, det kunne f.eks. være et økosystem bestående af et plantesamfund og planteædere (Jiang and Pu 2009). Med andre ord, så var de multi-trofiske systemerne mere stabile, jo flere arter der var i systemet, og det gjaldt både når man målte på stabilitetsparametre knyttet til hele artssamfundet eller blot en population. Til gengæld gjaldt dette ikke for systemer som ikke var multi-trofiske, men kun bestod af et niveau i fødekæden, når man kiggede på stabilitetsparametre på populationsniveau (Jiang and Pu 2009). Det er interessant at sammenhængen mellem diversitet og økosystem stabilitet afkobles i systemer med kun et trofisk niveau, eftersom det understreger at diversitet af trofiske niveauer også spiller en vigtig rolle for økosystem stabiliteten. Samme resultat for multi-trofiske systemer er blevet bekræftet i et andet litteraturgennemgangs-studie (Campbell et al. 2011). Resultater fra Jiang and Pu's (2009) litteraturgennemgang var desuden ens på tværs af terrestriske og akvatiske studier og på tværs af både observationelle og eksperimentelle studier. Med andre ord var den positive sammenhæng mellem biodiversitet og økosystemstabilitet meget konsistent på tværs af de studerede systemer og anvendte analysemetoder. Det skal dog bemærkes at disse studier ikke nødvendigvis reflekterer økosystemernes stabilitet over for pludselige forstyrrelser, og dermed ikke nødvendigvis reflekterer økosystemets resiliens, men blot stabiliteten overfor mindre forstyrrelser.

Naturbrande kan påvirke kulstoflageret negativt og øge mængden af drivhusgasser i atmosfæren (Malhi et al. 2022a). Naturbrande regnes i Danmark normalt vist ikke som en væsentligt naturlig faktor i økosystemerne på samme niveau som i mange andre økosystemer i Sydeuropa (Patacca et al. 2022) og på andre kontinenter (San-Miguel-Ayanz et al. 2019). I fremtiden vil risikoen for naturbrande dog forøges på grund af den stigende risiko for ekstreme tørkeperioder (Pedersen et al. 2021). Det underbygges af en rapport fra Beredskabsstyrelsen, der viste at med ca. 2000 naturbrande, var der allerede i tørkeåret 2018 rekordmange naturbrande. Bare i juli 2018, som var den måned, der var hårdest ramt af tørken, blev der slukket mere end 1350 naturbrande rundt omkring i Danmark (Beredskabsstyrelsen 2018).

En række studier kobler tilstedeværelsen af store planteædere med mindsket risiko for naturbrande grundet dyrenes konsum af vegetation, som er brændbar biomasse (Fuhlendorf et al. 2009, Gill et al. 2009, Jepson et al. 2018, Rouet-Leduc et al. 2021). På grænsen mellem Spanien og Portugal ligger Faia

Brava reservatet i Côa Valley, som blev etableret i år 2000. Området har historisk været drevet som et åbent græsningslandskab indtil den lokale befolkning flyttede væk. Denne udvikling betød at græsningslandskabet groede til i buske og træer og at frekvensen og alvorligheden af naturbrande steg i området (Jepson et al. 2018). Efter nogle voldsomme naturbrande i starten af 2000'erne besluttede man at udsætte semi-vilde heste i et forsøg på at reducere mængden af brændbart materiale i landskabet. Senere blev der sat hegn op og udsat garanno heste og tauros kvæg. Tilstedeværelsen af de store planteædere har reduceret risikoen for naturbrande (Jepson et al. 2018). Disse resultater stemmer overens med konklusionerne fra en ny litteraturgennemgang af koblingen mellem store planteædere og naturbrande, som viser at tilstedeværelsen af store planteædere reducerer den brændbare biomasse, og at denne reduktion er mest effektiv ved samgræsning af funktionelt forskellige arter med både græssere og browsere (Rouet-Leduc et al. 2021). Litteraturgennemgangen konkluderer, at store græssere har kapaciteten til at afbøde for naturbrande og anbefaler at diverse politikker om arealanvendelse, landbrug, skovbrug mm. inkorporerer incitamentet for brugen af store planteædere for at mindske risikoen for store naturbrande (Rouet-Leduc et al. 2021).

Om store planteæderes tilstedeværelse vil have en effekt på økosystemets resiliens over for naturbrande i danske landskaber afhænger af hvor meget brændbart plantemateriale, der ophobes i de landskaber dyrene udsættes i. Hvis der er tale om udsætning af dyr i naturområder uden tidligere tilstedeværelse af planteædere, vil effekten formentlig være en mindskning af mængden af førne og stående plantebiomasse. Hvis der derimod er tale om udsætning på tidligere dyrkede landbrugsarealer, tyder et nyt studie fra Knepp Wildland i England på, at det er afgørende for biomasseproduktion og vegetationsstruktur i området om vedplanter har fået et forspring til at regenerere naturligt før genudsætning af store planteædere eller ej (Buhne et al. 2022). Hvis den naturlige tilgroning af vedplanter ikke har fået et forspring, kan de store dyr mere effektivt holde mængden af førne og plantemateriale nede.

Alt i alt er der voksende belæg for at der er en positiv sammenhæng mellem store dyrs tilstedeværelse, graden af habitatheterogenitet, artsdiversitet og økosystemfunktioner. Samtidigt er der god dokumentation for, at der er en positiv sammenhæng mellem artsdiversitet og økosystemers stabilitet over tid med mindre forstyrrelser. Måles økosystemers resiliens som tilstedeværelsen af funktioner i et økosystem, er der også belæg for at der er en positiv sammenhæng mellem artsdiversitet og økosystem resiliens. Der er også en bred evidens for at tilstedeværelsen af store planteædere mindsker risici for naturbrande. Dog mangler der helt generelt studier, der direkte kobler store dyrs tilstedeværelse med økosystemets resiliens til klimachok i form af f.eks. ekstreme nedbørshændelser eller tørke.

6 Opsummering og perspektivering

I nærværende syntese har vi indledningsvist sat rammen: biodiversiteten er fortsat i tilbagegang og målet fra Parisaftalens, ser ud til at overskrides allerede om ca. 10 år. Den dystre prognose kalder på effektive virkemidler i den danske naturforvaltning, men kommunernes værktøjskasse er næppe rustet til udfordringerne. Det på trods af at Danmark har forpligtet sig til en lang række ambitiøse internationale aftaler, der kræver løsninger på både biodiversitets- og klimakrisen. Vi har gennemgået nogle af de væsentligste måder hvorpå naturgenopretning i Danmark kan hjælpe med til at mindske den globale opvarmning samt dens konsekvenser.

I forhold til klimaabødning viser vores gennemgang, at naturgenopretning (se definition i metodeafsnit) kan bidrage positivt til klimaabødning i det der kan lagres betydelige mængder kulstof i den stående biomasse samt i nogen grad i jordbunden i årene efter omlægning af landbrugsjorde og til dels skove til urørt natur. Vi understreger, at det er vigtigt at forholde sig til stabiliteten af

kulstofpuljerne med øje for pludselige ekstreme vejrhændelser (såsom brand). Her viser syntesen at jordbundens kulstoflagre er bedre sikret mod f.eks. naturbrande på klimarelevante tidsskalaer af 10-100 år, og at store dyr kan stimulere dannelse af kulstof i de mest stabile puljer i jorden, og dermed hjælpe til med at gøre økosystemerne mindre sårbare over for ekstreme hændelser. Der mangler dog generel viden om effekten af store vilde dyr på jordbundens kulstofdynamikker i Danmark. Genetablering af naturlig hydrologi i landskabet har også et klimaafbødningspotentiale; på kort sigt primært ved at sikre det kulstof, der endnu ligger i jorden i uomsatte lag i tørvemoser, men på meget lang sigt i det genoprettede moser (100-1000 år) kan opbygge endog meget store kulstofpuljer i landskabet. Her kan store planteædere potentielt spille en vigtig rolle, hvis dette potentiale skal realiseres, ved at mindske tilgroning af moserne, der ellers vil kunne højne fordampningen og dermed sænke grundvandet og igangsætte omsætning af kulstofpuljerne på ny.

Helt overordnet viser vores syntese i forhold til klimatilpasning, at naturgenopretning kan bidrage positivt til klimatilpasning på flere niveauer. Det kommer bl.a. til udtryk ved at genoprettet hydrologi (med eller uden tilstedeværelsen af bævere) kan mindske risikoen for fremtidige oversvømmelser, hvilket er relevant i en dansk kontekst fordi de danske landskaber er optimeret i forhold til at aflede vand effektivt. Det kommer også til udtryk ved at tilstedeværelsen af store planteædere og genopretning af naturlig hydrologi kan skabe termiske refugier i form af heterogene vegetationsstrukturer og vandmiljøer, som er nødvendige for arters – særligt vekselvarme arters – overlevelse i fremtidens varmere og tørre somre. I syntesen konkluderer vi også, at der er stærkt belæg for at store planteædere kan spille en vigtig rolle i frøspredning af plantearter, der er i tilbagegang, og på den måde bidrage til at planter kan sprede sig til områder med klimatisk passende forhold, hvor de kan trives. Der er også stærk belæg for at genopretning af naturlig hydrologi vil have samme store og positive effekt. I forhold til økosystemers resiliens, er der bred evidens for at tilstedeværelsen af store planteædere reducerer mængden af brændbart biomasse i landskabet, fordi de spiser af urtelaget og mindsker førnlaget, og dermed mindsker risikoen for naturbrande. Vi finder også voksende belæg for, at der er en positiv sammenhæng mellem store dyrs tilstedeværelse, graden af habitatheterogenitet, artsdiversitet og økosystemfunktioner, som er vigtige for økosystemets resiliens.

Mange af konklusionerne i syntesen bygger på litteratur fra udlandet, der indeholder resultater eller betragtninger, som kan overføres til en dansk kontekst i nogen grad. Der mangler dog generelt studier på effekten af naturgenopretning på både klimaafbødning og -tilpasning i en dansk kontekst. Helt generelt er der behov for at lave en grundig analyse af i hvor høj grad den danske naturforvaltnings eksisterende virkemidler kan bidrage effektivt til at stoppe tilbagegangen af biodiversitet og samtidigt skabe synergier i forhold til klimaafbødning og -tilpasning.

Særligt bør syntesens konklusioner på klimaafbødningen sættes i et større perspektiv. På trods af at naturbaserede klimaløsninger får meget opmærksomhed, så er deres evne til klimaafbødning begrænsede på kort sigt (i 2055), men væsentlige på længere sigt (efter 2100) (Girardin et al. 2021). Et nyligt estimat viser at naturbaserede klimaløsninger globalt set kan bidrage med et samlet optag på op mod ca. 10-20 Gt CO₂-equivalenter per år (Girardin et al. 2021), sammenlignet med en menneskelig udledning på ca. 36 Gt CO₂ per år. Den eventuelle reduktion i global opvarmning forårsaget af naturbaserede løsninger vil dog komme med forsinkelse, således at naturbaserede løsninger maksimalt vil kunne bidrage med at afdæmpe den maksimale opvarmning med hhv. 0,1 °C i 2055 eller 0,4° C i 2100 jf. IPCC's scenarier for 1,5 °C opvarmning. Det er vigtigt at forstå at naturbaserede klimaløsninger kan bidrage til klimaneutralitet, men at naturbaserede løsninger ikke alene kan opnå klimaneutralitet uden implementering af en række andre tiltag og teknologier til at mindske udledningen af drivhusgasser, og at de aldrig må blive en undskyldning for ikke at reducere udledningen fra fossile brændsler (Girardin

et al. 2021, Seddon 2022). Vi understreger derfor at emissionsreduktioner samt teknologiske reduktionsløsninger er absolut nødvendige for at bevæge sig mod et mål om CO₂-neutralitet (Allen et al. 2022).

Det er også vigtig at have prioriteringer på plads, når der planlægges og udføres klimaafbødende tiltag; globalt set er det vigtigst at lave tiltag for at sikre eksisterende naturområder førend man laver tiltag for at genoprette forringede økosystemer, i det sikring af eksisterende kulstoflagre i intakte naturområder har en dobbelt så stor klimaafbødende effekt som genopretning af degraderede naturområder (Girardin et al. 2021). På den måde kan man sige at prioriteringer for klimaafbødning går hånd i hånd med prioriteringer for naturbevaring, hvor det også bedst kan betale sig at passe på eksisterende (nær)intakte naturområder end at genoprette tabt natur. Forbedring af forvaltning af produktionssystemer, har også en væsentlig større klimaafbødende effekt end genopretning af naturområder på globalt plan (Allen et al. 2022). I en dansk kontekst forholder det sig givetvis anderledes, da beskyttelse af eksisterende høj-kvalitetsnatur formentlig har et meget begrænset klimaafbødningspotentiale, grundet den ringe udbredelse af høj-kvalitetsnatur, og tilsvarende kunne genopretning af forringede økosystemer (f.eks. tørvemoser) have et langt større klimaafbødningspotentiale qua deres store udbredelse.

Naturbaserede løsninger skal altså ikke alene legitimeres på baggrund af deres klimaafbødende effekter, men snarere på grund af de lovende klimatilpasningseffekter (Chausson et al. 2020) foruden det åbenlyse potentiale for at sikre mere biodiversitet (Seddon et al. 2021). Selvom der er bred evidens for at klimatilpasning virker og spiller en vigtig rolle, viser en stor litteraturgennemgang at verdenssamfundene i høj grad ikke implementerer klimatilpasningstiltag og altså langt fra udnytter dets potentiale (Berrang-Ford et al. 2021). Modsat kan man sige at andre naturbaserede klimaløsninger som eksempelvis dyrkning af biomasse til energi og efterfølgende lagring af CO₂ i undergrunden (de såkaldte BECCS-teknologier) samt mange skovrejsningsprojekter, ikke kan betragtes som bæredygtige naturbaserede løsninger. Årsagen hertil er at de kræver store landområder, som tages fra andre arealanvendelser, eksempelvis natur og fødevarerproduktion (Girardin et al. 2021, Allen et al. 2022), Derfor kan den slags teknologier ende med at have decideret ødelæggende konsekvenser for natur og biodiversitet, hvilket ikke mindst har været diskuteret i dansk kontekst (Petersen et al. 2018).

Som kort opsummering, opfordrer vi til at genoprette natur primært for at forbedre vores natur og biodiversitet i Danmark. Den øgede kulstoflagring i landskabet er dog en vigtig og nyttig sidegevinst. Til gengæld bør potentialerne ved naturgenopretning i forhold til klimatilpasning udnyttes til at skabe økosystemer, der har potentiale for at afbøde konsekvenserne ved ekstremhændelser, samt kan sikre mere resiliente økosystemer, termiske refugier og frøspredning, som kan være med til at kompensere for de negative konsekvenser af klimaforandringer på biodiversiteten.

7 Ordforklaringsliste

Abundans:	Antallet af individer inden for en art.
Albedo:	Albedo er et mål for en overflades procentuelle refleksion af sollyset. En overflade med en høj albedo (f.eks. sne) reflekterer meget af sollyset. Modsat reflekterer en overflade med lav albedo (f.eks. mørke trækroner eller mørk muld) meget lidt sollys.
Brandmandens lov:	Brandmanden lovs er et grundlæggende naturforvaltningsprincip for, hvordan man bør prioritere indsatsen for naturen, og går ud på, at man først og fremmest skal sikre den mest intakte og værdifulde natur, derefter skal man forbedre kvaliteten af forringede habitater gennem genopretning og til sidst kan man etablere ny natur.
Heterogenitet:	Variation. F.eks. betyder habitatheterogenitet variation i habitater på landskabsskala og en heterogent vegetation er et plantesamfund med stor variation, så der f.eks både er lysåben vegetation (urtedække) og lukket vegetation (skov) samt en mosaik af disse i form af mere eller mindre tilgroede områder med opvækst af buske, krat og træer.
Klima-niche:	Arters klima-niche reflekterer de klimatiske vilkår (primært temperatur og nedbør), som understøtter artens overlevelse. Klima-nichen definerer dermed hvor i landskabet arter potentielt kan eksistere.
Novel ecosystem:	Økosystem, der opstår som resultat af antropogene aktiviteter såsom arealanvendelse, artsintroduktioner, klimaforandringer m.m. og som består af en hidtidig ukendt sammensætning af arter og som kan opretholde sig selv.
Nøgleart:	En nøgleart er art, der spiller en særlig rolle for økosystemets balance, fordi mange andre arter er direkte eller indirekte afhængige af dets tilværelse. Europæisk bæver er også et godt eksempel på en nøgleart fordi den sikrer levested og føde for en masse andre arter.
Funktionel redundans:	Visse økosystemfunktioner udføres af mere end én art, hvilket kan lede til konklusionen om at visse arter er funktionelt overflødige.
Resiliens:	Et økosystems evne robusthed til at opretholde og/ eller genvinde sin struktur og funktioner i forbindelse med en økologisk forandring såsom et miljøchok (f.eks. ved en ekstrem vejrhændelse).
Spredningsinfrastruktur:	Den samlede mængde af spredningsvektorer (se nedenfor) på landskabsniveau.
Spredningsvektor:	Den måde hvorpå en art spredes. Det kan være med vind, vand eller dyr.

Termisk refugium:	Et termisk refugie er et tilflugtssted i landskabet for arter fra varmen. Det kan fx være i skyggen af vegetation eller i et vandhul, som giver en kølende effekt.
Trofisk niveau:	En organismes trofiske niveau refererer til dets hierarkisk placering i fødekæden. I sin simpleste form har fødekæden tre niveauer med primærproducenter (planter) på niveau 1, primærkonsumenter (planteædere) på niveau 2, og sekundær konsumenter (rovdyr) på niveau 3. Et økosystem med flere trofiske niveauer består af organismer fra flere forskellige niveauer i fødekæden (f.eks planter, planteædere og rovdyr).
Trofisk rewilding:	Rewilding er en naturgenopretningsstrategi, som fokuserer på genopretning af naturlige processer for at opnå selvforvaltende og artsrige økosystemer med mindst mulig menneskelig indblanding. Trofisk rewilding fokuserer særligt på at nå disse mål ved at genoprette trofiske interaktioner mellem arter ved genudsætning af store dyr, nøglearter, eller økosystemingeniører.
Vekselvarme organismer:	En organisme hvis regulering af kropstemperaturen (termoregulering) afhænger af udefra kommende faktorer som f.eks. solindstråling. Gruppen inkluderer bl.a. fisk, insekter, padder og krybdyr.
Økosystemingeniør:	Økosystemingeniører er arter som direkte eller indirekte modificere habitatet eller dets ressourcer og således har stor betydning for fødegrundlag og levesteder for andre arter.
Økosystem integritet:	Økologisk integritet er kort sagt et naturområdes eller økosystems evne til at understøtte og opretholde dets naturlige biodiversitet på lang sigt. Økologisk integritet, beskriver evnen til at understøtte og opretholde den naturlige artssammensætning, diversitet, funktion og de tilhørende naturlige processer under de givne miljøforhold. Økologisk integritet sikrer økosystemets robusthed og dets fulde biodiversitetspotentiale på trods af naturlige og menneskeskabte ændringer (jf. Biodiversitetsrådets årsrapport 2022).

8 Referencer

- Abdalla, M., A. Hastings, D. R. Chadwick, D. L. Jones, C. D. Evans, M. B. Jones, R. M. Rees, and P. Smith. 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agric Ecosyst Environ* **253**:62-81.
- Allen, M. R., P. Friedlingstein, C. A. J. Girardin, S. Jenkins, Y. Malhi, E. Mitchell-Larson, G. P. Peters, and L. Rajamani. 2022. Net Zero: Science, Origins, and Implications. *Annual Review of Environment and Resources* **47**:849-887.
- Allred, B. W., S. D. Fuhlendorf, T. J. Hovick, R. Dwayne Elmore, D. M. Engle, and A. Joern. 2013. Conservation implications of native and introduced ungulates in a changing climate. *Global Change Biology* **19**:1875-1883.
- Anderegg, W. R. L., A. T. Trugman, G. Badgley, C. M. Anderson, A. Bartuska, P. Ciais, D. Cullenward, C. B. Field, J. Freeman, S. J. Goetz, J. A. Hicke, D. Huntzinger, R. B. Jackson, J. Nickerson, S. Pacala, and J. T. Randerson. 2020. Climate-driven risks to the climate mitigation potential of forests. *Science* **368**.
- Angilletta, M. J. 2009. *Thermal Adaptation: A Theoretical and Empirical Synthesis*. Oxford University Press.
- Angst, G., J. Frouz, J. W. Van Groenigen, S. Scheu, I. Kögel-Knabner, and N. Eisenhauer. 2022. Earthworms as catalysts in the formation and stabilization of soil microbial necromass. *Global Change Biology* **28**:4775-4782.
- Angst, G., K. E. Mueller, K. G. J. Nierop, and M. J. Simpson. 2021. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* **156**.
- Aust, W. M., and C. R. Blinn. 2004. Forestry best management practices for timber harvesting and site preparation in the eastern United States: An overview of water quality and productivity research during the past 20 years (1982–2002). *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* **4**:5-36.
- Bagchi, S., and M. E. Ritchie. 2010. Introduced grazers can restrict potential soil carbon sequestration through impacts on plant community composition. *Ecol Lett*:no-no.
- Bakkenes, M., J. R. M. Alkemade, F. Ihle, R. Leemans, and J. B. Latour. 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology* **8**:390-407.
- Bar-On, Y. M., R. Phillips, and R. Milo. 2018. The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **115**:6506-6511.
- Barnosky, A. D., N. Matzke, S. Tomiya, G. O. U. Wogan, B. Swartz, T. B. Quental, C. Marshall, J. L. McGuire, E. L. Lindsey, K. C. Maguire, B. Mersey, and E. A. Ferrer. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* **471**:51-57.
- Barthelmes, A., J. Couwenberg, M. Risager, C. Tegetmeyer, and H. Joosten. 2015. *Peatlands and Climate in a Ramsar context: A Nordic-Baltic Perspective*. Nordic Council of Ministers and Ramsar NorBalWe, Denmark.
- Baumane, M., D. H. Zak, T. Riis, W. Kotowski, C. C. Hoffmann, and A. Baattrup-Pedersen. 2021. Danish wetlands remained poor with plant species 17-years after restoration. *Sci Total Environ* **798**:149146.
- Bell, S. M., C. Barriocanal, C. Terrer, and A. Rosell-Melé. 2020. Management opportunities for soil carbon sequestration following agricultural land abandonment. *Environmental Science & Policy* **108**:104-111.
- Berbés-Blázquez, M., C. L. Mitchell, S. L. Burch, and J. Wandel. 2017. Understanding climate change and resilience: assessing strengths and opportunities for adaptation in the Global South. *Climatic Change* **141**:227-241.

Beredskabsstyrelsen. 2018. Naturbrande 2018. Beredskabsstyrelsen.

- Berrang-Ford, L., A. R. Siders, A. Lesnikowski, A. P. Fischer, M. W. Callaghan, N. R. Haddaway, K. J. Mach, M. Araos, M. A. R. Shah, M. Wannewitz, D. Doshi, T. Leiter, C. Matavel, J. I. Musah-Surugu, G. Wong-Parodi, P. Antwi-Agyei, I. Ajibade, N. Chauhan, W. Kakenmaster, C. Grady, V. I. Chalastani, K. Jagannathan, E. K. Galappaththi, A. Sitati, G. Scarpa, E. Totin, K. Davis, N. C. Hamilton, C. J. Kirchhoff, P. Kumar, B. Pentz, N. P. Simpson, E. Theokritoff, D. Deryng, D. Reckien, C. Zavaleta-Cortijo, N. Ulibarri, A. C. Segnon, V. Khavhagali, Y. Shang, L. Zvobgo, Z. Zommers, J. Xu, P. A. Williams, I. V. Canosa, N. Van Maanen, B. Van Bavel, M. Van Aalst, L. L. Turek-Hankins, H. Trivedi, C. H. Trisos, A. Thomas, S. Thakur, S. Templeman, L. C. Stringer, G. Sotnik, K. D. Sjostrom, C. Singh, M. Z. Siña, R. Shukla, J. Sardans, E. A. Salubi, L. S. Safaee Chalkasra, R. Ruiz-Díaz, C. Richards, P. Pokharel, J. Petzold, J. Penuelas, J. Pelaez Avila, J. B. P. Murillo, S. Ouni, J. Niemann, M. Nielsen, M. New, P. Nayna Schwerdtle, G. Nagle Alverio, C. A. Mullin, J. Mullenite, A. Mosurska, M. D. Morecroft, J. C. Minx, G. Maskell, A. M. Nunbogu, A. K. Magnan, S. Lwasa, M. Lukas-Sithole, T. Lissner, O. Lilford, S. F. Koller, M. Jurjonas, E. T. Joe, L. T. M. Huynh, A. Hill, R. R. Hernandez, G. Hegde, T. Hawxwell, S. Harper, A. Harden, M. Haasnoot, E. A. Gilmore, L. Gichuki, A. Gatt, M. Garschagen, J. D. Ford, A. Forbes, A. D. Farrell, C. A. F. Enquist, S. Elliott, E. Duncan, E. Coughlan De Perez, S. Coggins, T. Chen, D. Campbell, K. E. Browne, K. J. Bowen, R. Biesbroek, I. D. Bhatt, R. Bezner Kerr, S. L. Barr, E. Baker, S. E. Austin, I. Arotoma-Rojas, C. Anderson, W. Ajaz, T. Agrawal, and T. Z. Abu. 2021. A systematic global stocktake of evidence on human adaptation to climate change. *Nature Climate Change* **11**:989-1000.
- Berti, E., and J. C. Svenning. 2020. Megafauna extinctions have reduced biotic connectivity worldwide. *Global Ecology and Biogeography* **29**:2131-2142.
- Beschta, R. L., and W. J. Ripple. 2008. Recovering Riparian Plant Communities with Wolves in Northern Yellowstone, U.S.A. *Restoration Ecology* **18**:380-389.
- Beschta, R. L., W. J. Ripple, J. B. Kauffman, and L. E. Painter. 2020. Bison limit ecosystem recovery in northern Yellowstone. *Food Webs* **23**.
- Biodiversitetsrådet. 2022. Fra tab til fremgang. Beskyttet natur i Danmark i et internationalt perspektiv. Biodiversitetsrådet.
- Błońska, E., J. Lasota, A. Tullus, R. Lutter, and I. Ostonen. 2019. Impact of deadwood decomposition on soil organic carbon sequestration in Estonian and Polish forests. *Annals of Forest Science* **76**.
- Bobiec, A. 2002. Living stands and dead wood in the Białowieża forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management* **165**:125-140.
- Breuning-Madsen, H. 2010. Drænrørets indførselse og betydning i et landbrugs- og miljømæssigt perspektiv. Det fremmede som historisk drivkraft: Danmark efter 1742. . Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, København.
- Buhne, H. S. T., B. Ross, C. J. Sandom, and N. Pettorelli. 2022. Monitoring rewilding from space: The Knepp estate as a case study. *J Environ Manage* **312**.
- Busscher, T., M. Van Den Brink, and S. Verweij. 2019. Strategies for integrating water management and spatial planning: Organising for spatial quality in the Dutch “Room for the River” program. *Journal of Flood Risk Management* **12**:e12448.
- Butchart, S. H. M., M. Walpole, B. Collen, A. van Strien, J. P. W. Scharlemann, R. E. A. Almond, J. E. M. Baillie, B. Bomhard, C. Brown, J. Bruno, K. E. Carpenter, G. M. Carr, J. Chanson, A. M. Chenery, J. Csirke, N. C. Davidson, F. Dentener, M. Foster, A. Galli, J. N. Galloway, P. Genovesi, R. D. Gregory, M. Hockings, V. Kapos, J.-F. Lamarque, F. Leverington, J. Loh, M. A. McGeoch, L. McRae, A. Minasyan, M. H. Morcillo, T. E. E. Oldfield, D. Pauly, S. Quader, C. Revenga, J. R. Sauer, B. Skolnik, D. Spear, D. Stanwell-Smith, S. N. Stuart, A. Symes, M. Tierney, T. D. Tyrrell, J.-C. Vié, and R. Watson. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* **328**:1164-1168.

- Baaner, L., and P. B. M. Pedersen. 2020. Beskyttelsen af urørt skov i Danmark. *Tidsskrift for Miljø Oktober*.
- Campbell, V., G. Murphy, and T. N. Romanuk. 2011. Experimental design and the outcome and interpretation of diversity-stability relations. *Oikos* **120**:399-408.
- Campos-Arceiz, A., and S. Blake. 2011. Megagardeners of the forest – the role of elephants in seed dispersal. *Acta Oecologica* **37**:542-553.
- Cardillo, M., G. M. Mace, K. E. Jones, J. Bielby, O. R. Bininda-Emonds, W. Sechrest, C. D. Orme, and A. Purvis. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* **309**:1239-1241.
- Carroll, J. M., C. A. Davis, S. D. Fuhlendorf, and R. D. Elmore. 2016. Landscape pattern is critical for the moderation of thermal extremes. *Ecosphere* **7**:e01403.
- Carver, S. 2016. Flood management and nature – can rewilding help? *ECOS* **37**.
- CBD. 2020. Global biodiversity outlook 5. CBD, Montreal.
- CDB. 2022. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. UNEP, Montreal, Canada.
- Ceballos, G., P. R. Ehrlich, A. D. Barnosky, A. Garcia, R. M. Pringle, and T. M. Palmer. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci Adv* **1**:e1400253.
- Chang, J., P. Ciais, T. Gasser, P. Smith, M. Herrero, P. Havlík, M. Obersteiner, B. Guenet, D. S. Goll, W. Li, V. Naipal, S. Peng, C. Qiu, H. Tian, N. Viovy, C. Yue, and D. Zhu. 2021. Climate warming from managed grasslands cancels the cooling effect of carbon sinks in sparsely grazed and natural grasslands. *Nat Commun* **12**.
- Chari, N. R., and B. N. Taylor. 2022. Soil organic matter formation and loss are mediated by root exudates in a temperate forest. *Nature Geoscience*.
- Chausson, A., B. Turner, D. Seddon, N. Chabaneix, C. A. J. Girardin, V. Kapos, I. Key, D. Roe, A. Smith, S. Woroniecki, and N. Seddon. 2020. Mapping the effectiveness of nature-based solutions for climate change adaptation. *Global Change Biology* **26**:6134-6155.
- Chomel, M., J. M. Lavalley, N. Alvarez-Segura, E. M. Baggs, T. Caruso, F. De Castro, M. C. Emmerson, M. Magilton, J. M. Rhymes, F. T. De Vries, D. Johnson, and R. D. Bardgett. 2022. Intensive grassland management disrupts below-ground multi-trophic resource transfer in response to drought. *Nat Commun* **13**.
- Churski, M., T. Charles-Dominique, J. W. Bubnicki, B. Jędrzejewska, D. P. J. Kuijper, and J. P. G. M. Cromsigt. 2022. Herbivore-induced branching increases sapling survival in temperate forest canopy gaps. *Journal of Ecology*.
- Clemmensen, K. E., A. Bahr, O. Ovaskainen, A. Dahlberg, A. Ekblad, H. Wallander, J. Stenlid, R. D. Finlay, D. A. Wardle, and B. D. Lindahl. 2013. Roots and Associated Fungi Drive Long-Term Carbon Sequestration in Boreal Forest. *Science* **339**:1615-1618.
- Conant, R. T., C. E. P. Cerri, B. B. Osborne, and K. Paustian. 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications* **27**:662-668.
- Corlett, R. T., and D. A. Westcott. 2013. Will plant movements keep up with climate change? *Trends Ecol Evol* **28**:482-488.
- Cornelissen, P., M. C. Gresnigt, R. A. Vermeulen, J. Bokdam, and R. Smit. 2014. Transition of a *Sambucus nigra* L. dominated woody vegetation into grassland by a multi-species herbivore assemblage. *Journal for Nature Conservation* **22**:84-92.
- Cromsigt, J. P. G. M., Y. J. M. Kemp, E. Rodriguez, and H. Kivit. 2017. Rewilding Europe's large grazer community: how functionally diverse are the diets of European bison, cattle, and horses? *Restoration Ecology*.
- Dadson, S. J., J. W. Hall, A. Murgatroyd, M. Acreman, P. Bates, K. Beven, L. Heathwaite, J. Holden, I. P. Holman, S. N. Lane, E. O'Connell, E. Penning-Rowsell, N. Reynard, D. Sear, C. Thorne, and R. Wilby. 2017. A restatement of the natural science evidence concerning catchment-based 'natural' flood management in the UK. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* **473**:20160706.

- Davis, T. J., and G. Keppel. 2021. Fine-scale environmental heterogeneity and conservation management: Beach-cast wrack creates microhabitats for thermoregulation in shorebirds. *Journal of Applied Ecology* **58**:1291-1301.
- Dean, C., J. B. Kirkpatrick, and A. J. Friedland. 2017. Conventional intensive logging promotes loss of organic carbon from the mineral soil. *Global Change Biology* **23**:1-11.
- Dinesen, L., A. H. Petersen, and C. Rahbek. 2021. Synergy in conservation of biodiversity and climate change mitigation in Nordic peatlands and forests - Eight case studies. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Dirzo, R., H. S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N. J. Isaac, and B. Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* **345**:401-406.
- DMI. 2018. 2018 - Det mest tørkeramte år i Danmark i 99 år.
- Don, A., C. Hagen, E. Grüneberg, and C. Vos. 2019. Simulated wild boar bioturbation increases the stability of forest soil carbon. *Biogeosciences* **16**:4145-4155.
- Donatti, C., M. Galetti, M. Pizo, J. Guimaraes PR, and P. Jordano. 2007. Living in the land of ghosts: Fruit traits and the importance of large mammals as seed dispersers in the Pantanal, Brazil. Pages 104-123 in A. J. Dennis, R. J. Green, and E. W. Schupp, editors. *Seed Dispersal: Theory and Its Application in a Changing World*. CAB International, Wallingford, UK.
- Doughty, C. E., J. Roman, S. Faurby, A. Wolf, A. Haque, E. S. Bakker, Y. Malhi, J. B. Dunning, Jr., and J. C. Svenning. 2016. Global nutrient transport in a world of giants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **113**:868-873.
- Dunn, C., and C. Freeman. 2011. Peatlands: our greatest source of carbon credits? *Carbon Management* **2**:289-301.
- Ebbensgaard, T., K. Laustsen, L. Frederiksen, M. R. Flindt, and P. Canal-Vergés. 2022. Havvandsstigningernes betydning for kystnaturen., COWI og SDU.
- EEA. 2020. EEA Report 10/ 2020. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018. European Environment Agency.
- EEA. 2021. What will the future bring when it comes to climate hazards? - Overview.
- Ejrnæs, R., J. Bladt, L. Dalby, P. B. M. Pedersen, C. Fløjgaard, G. Levin, L. Baaner, A. K. Brunbjerg, K. Møllerup, I. Angelidis, and B. Nygaard. 2021a. Udvikling af en dansk naturindikator (DNI). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Ejrnæs, R., J. Bladt, and C. Fløjgaard. 2022. Potentialet for at reservere 30 % af landarealet til natur i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Ejrnæs, R., H. H. Bruun, J. Heilmann-Clausen, and B. Strandberg. 2019. Virkemiddelkatalog for natur: De vigtigste mål i biodiversitetsforvaltningen og deres tilhørende virkemidler., Aarhus Universitet.
- Ejrnæs, R., Nygaard, B., Kjær, C., Baattrup-Pedersen, A., Brunbjerg, A. K., Clausen, K., C. Fløjgaard, Hansen, J.L.S., Hansen, M.D.D., Holm, T.E., Johnsen, T.J., Johansson, L.S., and J. E. Moeslund, Sterup, J., Hansen R.R., Strandberg, B., Søndergaard, M., Wiberg-Larsen, P. 2021b. Danmarks biodiversitet 2020 – Tilstand og udvikling. 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Emsens, W.-J., R. Van Diggelen, C. J. S. Aggenbach, T. Cajthaml, J. Frouz, A. Klimkowska, W. Kotowski, L. Kozub, Y. Liczner, E. Seeber, H. Silvennoinen, F. Tanneberger, J. Vicena, M. Wilk, and E. Verbruggen. 2020. Recovery of fen peatland microbiomes and predicted functional profiles after rewetting. *ISME J* **14**:1701-1712.
- Enquist, B. J., A. J. Abraham, M. B. J. Harfoot, Y. Malhi, and C. E. Doughty. 2020. The megabiota are disproportionately important for biosphere functioning. *Nat Commun* **11**.
- Eskelinen, A., W. S. Harpole, M.-T. Jessen, R. Virtanen, and Y. Hautier. 2022. Light competition drives herbivore and nutrient effects on plant diversity. *Nature* **611**:301-305.
- Estes, J. A., J. Terborgh, J. S. Brashares, M. E. Power, J. Berger, W. J. Bond, S. R. Carpenter, T. E. Essington, R. D. Holt, J. B. Jackson, R. J. Marquis, L. Oksanen, T. Oksanen, R. T. Paine, E. K. Pickett, W. J. Ripple, S. A. Sandin, M. Scheffer, T. W. Schoener, J. B. Shurin, A. R. Sinclair, M.

- E. Soule, R. Virtanen, and D. A. Wardle. 2011. Trophic downgrading of planet Earth. *Science* **333**:301-306.
- European Commission. 2021. MEDDELELSE FRA KOMMISSIONEN TIL EUROPA-PARLAMENTET, RÅDET, DET EUROPÆISKE ØKONOMISKE OG SOCIALE UDVALG OG REGIONSUDVALGET Opbygning af et klimarobust Europa — den nye EU-strategi for tilpasning til klimændringer COM(2021) 82 final. Bruxelles.
- Fløjgaard, C., N. Morueta-Holme, F. Skov, A. B. Madsen, and J. C. Svenning. 2009. Potential 21st century changes to the mammal fauna of Denmark – implications of climate change, land-use, and invasive species IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science **8**.
- Frank, D. A., R. L. Wallen, E. W. Hamilton, P. J. White, and J. D. Fridley. 2018. Manipulating the system: How large herbivores control bottom-up regulation of grasslands. *Journal of Ecology* **106**:434-443.
- Frank, D. A., R. L. Wallen, and P. J. White. 2016. Ungulate control of grassland production: grazing intensity and ungulate species composition in Yellowstone Park. *Ecosphere* **7**:e01603.
- Fredshavn, J., B. Nygaard, R. Ejrnæs, C. Damgaard, O. R. Therkildsen, M. Elmeros, P. Wind, L. S. Johansson, A. B. Alnøe, K. Dahl, E. H. Nielsen, H. B. Pedersen, S. Sveegaard, A. Galatius, and J. Teilmann. 2019. Bevaringsstatus for naturtyper og arter - 2019. Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. . Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Fricke, E. C., A. Ordonez, H. S. Rogers, and J. C. Svenning. 2022. The effects of defaunation on plants' capacity to track climate change. *Science* **375**:210-214.
- Friedlingstein, P., M. O'Sullivan, M. W. Jones, R. M. Andrew, L. Gregor, J. Hauck, C. Le Quéré, I. T. Lujckx, A. Olsen, G. P. Peters, W. Peters, J. Pongratz, C. Schwingshackl, S. Sitch, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. R. Alin, R. Alkama, A. Arndt, V. K. Arora, N. R. Bates, M. Becker, N. Bellouin, H. C. Bittig, L. Bopp, F. Chevallier, L. P. Chini, M. Cronin, W. Evans, S. Falk, R. A. Feely, T. Gasser, M. Gehlen, T. Gkritzalis, L. Gloege, G. Grassi, N. Gruber, Ö. Gürses, I. Harris, M. Hefner, R. A. Houghton, G. C. Hurtt, Y. Iida, T. Ilyina, A. K. Jain, A. Jersild, K. Kadono, E. Kato, D. Kennedy, K. Klein Goldewijk, J. Knauer, J. I. Korsbakken, P. Landschützer, N. Lefèvre, K. Lindsay, J. Liu, Z. Liu, G. Marland, N. Mayot, M. J. McGrath, N. Metzl, N. M. Monacci, D. R. Munro, S.-I. Nakaoka, Y. Niwa, K. O'Brien, T. Ono, P. I. Palmer, N. Pan, D. Pierrot, K. Pocock, B. Poulter, L. Resplandy, E. Robertson, C. Rödenbeck, C. Rodriguez, T. M. Rosan, J. Schwinger, R. Séférian, J. D. Shutler, I. Skjelvan, T. Steinhoff, Q. Sun, A. J. Sutton, C. Sweeney, S. Takao, T. Tanhua, P. P. Tans, X. Tian, H. Tian, B. Tilbrook, H. Tsujino, F. Tubiello, G. R. Van Der Werf, A. P. Walker, R. Wanninkhof, C. Whitehead, A. Willstrand Wranne, R. Wright, W. Yuan, C. Yue, X. Yue, S. Zaehle, J. Zeng, and B. Zheng. 2022. Global Carbon Budget 2022. *Earth System Science Data* **14**:4811-4900.
- Fuhlendorf, S. D., D. M. Engle, J. Kerby, and R. Hamilton. 2009. Pyric herbivory: rewilding landscapes through the recoupling of fire and grazing. *Conserv Biol* **23**:588-598.
- Galetti, M., M. Moleon, P. Jordano, M. M. Pires, P. R. Guimaraes, Jr., T. Pape, E. Nichols, D. Hansen, J. M. Olesen, M. Munk, J. S. de Mattos, A. H. Schweiger, N. Owen-Smith, C. N. Johnson, R. J. Marquis, and J. C. Svenning. 2018. Ecological and evolutionary legacy of megafauna extinctions. *Biological Reviews* **93**:845-862.
- Georgiou, K., R. B. Jackson, O. Vindušková, R. Z. Abramoff, A. Ahlström, W. Feng, J. W. Harden, A. F. A. Pellegrini, H. W. Polley, J. L. Soong, W. J. Riley, and M. S. Torn. 2022. Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. *Nat Commun* **13**.
- Gill, J. L., J. W. Williams, S. T. Jackson, K. B. Lininger, and G. S. Robinson. 2009. Pleistocene megafaunal collapse, novel plant communities, and enhanced fire regimes in North America. *Science* **326**:1100-1103.
- Girardin, C. A. J., S. Jenkins, N. Seddon, M. Allen, S. L. Lewis, C. E. Wheeler, B. W. Griscom, and Y. Malhi. 2021. Nature-based solutions can help cool the planet - if we act now. *Nature* **593**:191-194.

- Gorham, E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* **1**:182-195.
- Goulden, M. L., A. M. S. McMillan, G. C. Winston, A. V. Rocha, K. L. Manies, J. W. Harden, and B. P. Bond-Lamberty. 2011. Patterns of NPP, GPP, respiration, and NEP during boreal forest succession. *Global Change Biology* **17**:855-871.
- Gravel, D., E. Canard, F. Guichard, and N. Mouquet. 2011. Persistence Increases with Diversity and Connectance in Trophic Metacommunities. *PLoS One* **6**:e19374.
- Greve, M. H., M. B. Greve, Y. Peng, B. F. Pedersen, A. B. Møller, P. E. Lærke, L. Elsgaard, C. D. Børgesen, J. L. Bak, J. A. Axelsen, S. Gyldenkerne, G. J. Heckrath, D. H. Zak, M. T. Strandberg, P. H. Krogh, B. V. Iversen, E. M. Sørensen, and C. C. Hoffmann. 2021. Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord. DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Griffiths, C. J., D. M. Hansen, C. G. Jones, N. Zuel, and S. Harris. 2011. Resurrecting extinct interactions with extant substitutes. *Curr Biol* **21**:762-765.
- Griffiths, H. M., P. Eggleton, N. Hemming-Schroeder, T. Swinfield, J. S. Woon, S. D. Allison, D. A. Coomes, L. A. Ashton, and C. L. Parr. 2021. Carbon flux and forest dynamics: Increased deadwood decomposition in tropical rainforest tree-fall canopy gaps. *Global Change Biology* **27**:1601-1613.
- Grimm, N. B., F. S. Chapin, B. Bierwagen, P. Gonzalez, P. M. Groffman, Y. Luo, F. Melton, K. Nadelhoffer, A. Pairis, P. A. Raymond, J. Schimel, and C. E. Williamson. 2013. The impacts of climate change on ecosystem structure and function. *Frontiers in Ecology and the Environment* **11**:474-482.
- Griscom, B. W., J. Adams, P. W. Ellis, R. A. Houghton, G. Lomax, D. A. Miteva, W. H. Schlesinger, D. Shoch, J. V. Siikamäki, P. Smith, P. Woodbury, C. Zganjar, A. Blackman, J. Campari, R. T. Conant, C. Delgado, P. Elias, T. Gopalakrishna, M. R. Hamsik, M. Herrero, J. Kiesecker, E. Landis, L. Laestadius, S. M. Leavitt, S. Minnemeyer, S. Polasky, P. Potapov, F. E. Putz, J. Sanderman, M. Silvius, E. Wollenberg, and J. Fargione. 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **114**:11645-11650.
- Graaf, A. J., J. Stahl, and J. P. Bakker. 2005. Compensatory growth of *Festuca rubra* after grazing: can migratory herbivores increase their own harvest during staging? *Functional Ecology* **19**:961-969.
- Gundersen, P., E. E. Thybring, T. Nord-Larsen, L. Vesterdal, K. J. Nadelhoffer, and V. K. Johannsen. 2021. Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature* **591**:E21-E23.
- Gyldenkerne, S., and P. Frederiksen. 2015. The Danish SINKs project. Final report on the Danish monitoring project for Land Use, Land Use Change and Forestry under the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy.
- Gyldenkerne, S., and M. H. Greve. 2020. Bestemmelse af drivhusgasemissionen fra lavbundslande., Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Günther, A., A. Barthelmes, V. Huth, H. Joosten, G. Jurasinski, F. Koebsch, and J. Couwenberg. 2020. Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nat Commun* **11**.
- Hale, K., M. Spencer, G. F. Peterken, E. P. Mountford, and H. Richard. 2019. Rapid carbon accumulation within an unmanaged, mixed, temperate woodland. *Scandinavian Journal of Forest Research* **34**:208-217.
- Hamilton, E. W., D. A. Frank, P. M. Hinchey, and T. R. Murray. 2008. Defoliation induces root exudation and triggers positive rhizospheric feedbacks in a temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry* **40**:2865-2873.
- Hatfield, J. H., K. E. Davis, and C. D. Thomas. 2022. Lost, gained, and regained functional and phylogenetic diversity of European mammals since 8000 years ago. *Global Change Biology* **28**:5283-5293.
- Haynes, G. 2012. Elephants (and extinct relatives) as earth-movers and ecosystem engineers. *Geomorphology* **157-158**:99-107.

- Hector, A., Y. Hautier, P. Saner, L. Wacker, R. Bagchi, J. Joshi, M. Scherer-Lorenzen, E. M. Spehn, E. Bazeley-White, M. Weilenmann, M. C. Caldeira, P. G. Dimitrakopoulos, J. A. Finn, K. Huss-Danell, A. Jumpponen, C. P. H. Mulder, C. Palmborg, J. S. Pereira, A. S. D. Siamantziouras, A. C. Terry, A. Y. Troumbis, B. Schmid, and M. Loreau. 2010. General stabilizing effects of plant diversity on grassland productivity through population asynchrony and overyielding. *Ecology* **91**:2213-2220.
- Heilmann-Clausen, J., H. H. Bruun, A. H. Petersen, R. Riis-Hansen, and C. Rahbek. 2021. Forvaltning af biodiversitet i dyrket skov. *Biofolia*.
- Hemes, K. S., S. D. Chamberlain, E. Eichelmann, T. Anthony, A. Valach, K. Kasak, D. Szutu, J. Verfaillie, W. L. Silver, and D. D. Baldocchi. 2019. Assessing the carbon and climate benefit of restoring degraded agricultural peat soils to managed wetlands. *Agricultural and Forest Meteorology* **268**:202-214.
- Hobbs, R., S. Arico, J. Aronson, J. Baron, P. Bridgewater, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valladares F, Vila M, Zamora R, and Z. M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob Ecol Biogeogr* **15**:1-7.
- Hodder, K. H., A. C. Newton, E. Cantarello, and L. Perrella. 2014. Does landscape-scale conservation management enhance the provision of ecosystem services? *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* **10**:71-83.
- Hodgson, D., J. L. McDonald, and D. J. Hosken. 2015. What do you mean, 'resilient'? *Trends Ecol Evol* **30**:503-506.
- Hofmann, G. E., and A. E. Todgham. 2010. Living in the Now: Physiological Mechanisms to Tolerate a Rapidly Changing Environment. *Annual Review of Physiology* **72**:127-145.
- Holdo, R. M., A. R. E. Sinclair, A. P. Dobson, K. L. Metzger, B. M. Bolker, M. E. Ritchie, and R. D. Holt. 2009. A Disease-Mediated Trophic Cascade in the Serengeti and its Implications for Ecosystem C. *PLoS Biol* **7**:e1000210.
- Holling. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **4**:1-23.
- Hommeltenberg, J., H. P. Schmid, M. Drösler, and P. Werle. 2014. Can a bog drained for forestry be a stronger carbon sink than a natural bog forest? *Biogeosciences* **11**:3477-3493.
- Humpenöder, F., K. Karstens, H. Lotze-Campen, J. Leifeld, L. Menichetti, A. Barthelmes, and A. Popp. 2020. Peatland protection and restoration are key for climate change mitigation. *Environmental Research Letters* **15**.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* **22**:415-427.
- IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services., IPBES, IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- IPCC. 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC. 2022. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- Ise, T., A. L. Dunn, S. C. Wofsy, and P. R. Moorcroft. 2008. High sensitivity of peat decomposition to climate change through water-table feedback. *Nature Geoscience* **1**:763-766.
- Jackson, R. B., K. Lajtha, S. E. Crow, G. Hugelius, M. G. Kramer, and G. Piñeiro. 2017. The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **48**:419-445.
- Janzen, D. H., and P. S. Martin. 1982. Neotropical Anachronisms - the Fruits the Gomphotheres Ate. *Science* **215**:19-27.

- Janzen, H. H. 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology and Biochemistry* **38**:419-424.
- Janzen, H. H., K. J. van Groenigen, D. S. Powlson, T. Schwinghamer, and J. W. van Groenigen. 2022. Photosynthetic limits on carbon sequestration in croplands. *Geoderma* **416**.
- Jepson, P., F. Schepers, and W. Helmer. 2018. Governing with nature: a European perspective on putting rewilding principles into practice. *Phil. Trans. R. Soc. B* **373**.
- Jiang, L., and Z. Pu. 2009. Different Effects of Species Diversity on Temporal Stability in Single-Trophic and Multitrophic Communities. *The American Naturalist* **174**:651-659.
- Joosten, H., A. Sirin, J. Couwenberg, A. Laine, and P. Smith. 2016. *Peatland Restoration And Ecosystem Services* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jørgensen, L. B., M. Ørsted, H. Malte, T. Wang, and J. Overgaard. 2022. Extreme escalation of heat failure rates in ectotherms with global warming. *Nature* **611**:93-98.
- Kandel, T. P., P. E. Lærke, and L. Elsgaard. 2018. Annual emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from a temperate peat bog: Comparison of an undrained and four drained sites under permanent grass and arable crop rotations with cereals and potato. *Agricultural and Forest Meteorology* **256-257**:470-481.
- Kearney, M., R. Shine, and W. P. Porter. 2009. The potential for behavioral thermoregulation to buffer “cold-blooded” animals against climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106**:3835-3840.
- Kleckova, I., and J. Klecka. 2016. Facing the Heat: Thermoregulation and Behaviour of Lowland Species of a Cold-Dwelling Butterfly Genus, *Erebia*. *PLoS One* **11**:e0150393.
- Kleppel, G. S., and D. A. Frank. 2022. Structure and functioning of wild and agricultural grazing ecosystems: A comparative review. *Frontiers in Sustainable Food Systems* **6**.
- Klimarådet. 2020. Kulstofrige lavbundsgrøder. Forslag til ny model for effektiv regulering og vådlægning.
- Koebisch, F., S. Glatzel, J. Hofmann, I. Forbrich, and G. Jurasinski. 2013. CO₂ exchange of a temperate fen during the conversion from moderately rewetting to flooding. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* **118**:940-950.
- Kowalczyk, R., T. Kamiński, and T. Borowik. 2021. Do large herbivores maintain open habitats in temperate forests? *Forest Ecology and Management* **494**.
- Kreyling, J., F. Tanneberger, F. Jansen, S. Van Der Linden, C. Aggenbach, V. Blüml, J. Couwenberg, W. J. Emsens, H. Joosten, A. Klimkowska, W. Kotowski, L. Kozub, B. Lennartz, Y. Liczner, H. Liu, D. Michaelis, C. Oehmke, K. Parakenings, E. Pleyl, A. Poyda, S. Raabe, M. Röhl, K. Rücker, A. Schneider, J. Schrautzer, C. Schröder, F. Schug, E. Seeber, F. Thiel, S. Thiele, B. Tiemeyer, T. Timmermann, T. Urich, R. Van Diggelen, K. Vegelin, E. Verbruggen, M. Wilmking, N. Wrage-Mönnig, L. Wołajko, D. Zak, and G. Jurasinski. 2021. Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nat Commun* **12**.
- Kristensen, J. A., J. C. Svenning, K. Georgiou, and Y. Malhi. 2022. Can large herbivores enhance ecosystem carbon persistence? *Trends Ecol Evol* **37**:117-128.
- Kurganova, I., V. Lopes De Gerenyu, J. Six, and Y. Kuzyakov. 2014. Carbon cost of collective farming collapse in Russia. *Global Change Biology* **20**:938-947.
- Lake, P. S. 2013. Resistance, Resilience and Restoration. *Ecological Management & Restoration* **14**:20-24.
- Law, A., F. McLean, and N. J. Willby. 2016. Habitat engineering by beaver benefits aquatic biodiversity and ecosystem processes in agricultural streams. *Freshwater Biology* **61**:486-499.
- Lefcheck, J. S., J. E. K. Byrnes, F. Isbell, L. Gamfeldt, J. N. Griffin, N. Eisenhauer, M. J. S. Hensel, A. Hector, B. J. Cardinale, and J. E. Duffy. 2015. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nat Commun* **6**:6936.

- Lehmann, J., C. M. Hansel, C. Kaiser, M. Kleber, K. Maher, S. Manzoni, N. Nunan, M. Reichstein, J. P. Schimel, M. S. Torn, W. R. Wieder, and I. Kögel-Knabner. 2020. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nature Geoscience* **13**:529-534.
- Leroux, S. J., Y. F. Wiersma, and E. Vander Wal. 2020. Herbivore Impacts on Carbon Cycling in Boreal Forests. *Trends in Ecology & Evolution* **35**:1001-1010.
- Levinsky, I., F. Skov, J.-C. Svenning, and C. Rahbek. 2007. Potential impacts of climate change on the distributions and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity and Conservation* **16**:3803-3816.
- Loisel, J., and A. Gallego-Sala. 2022. Ecological resilience of restored peatlands to climate change. *Communications Earth & Environment* **3**.
- Lundgren, E. J., D. Ramp, J. Rowan, O. Middleton, S. D. Schowanek, O. Sanisidro, S. P. Carroll, M. Davis, C. J. Sandom, J.-C. Svenning, and A. D. Wallach. 2020. Introduced herbivores restore Late Pleistocene ecological functions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **117**:7871-7878.
- Lundgren, E. J., D. Ramp, J. C. Stromberg, J. Wu, N. C. Nieto, M. Sluk, K. T. Moeller, and A. D. Wallach. 2021. Equids engineer desert water availability. *Science* **372**:491-495.
- Luyssaert, S., G. Marie, A. Valade, Y.-Y. Chen, S. Njakou Djomo, J. Ryder, J. Otto, K. Naudts, A. S. Lansø, J. Ghattas, and M. J. McGrath. 2018. Trade-offs in using European forests to meet climate objectives. *Nature* **562**:259-262.
- Luyssaert, S., E. D. Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmöller, B. E. Law, P. Ciais, and J. Grace. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* **455**:213-215.
- Luyssaert, S., E. D. Schulze, A. Knohl, B. E. Law, P. Ciais, and J. Grace. 2021. Reply to: Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature* **591**:E24-E25.
- Malhi, Y., T. Lander, E. Le Roux, N. Stevens, M. Macias-Fauria, L. Wedding, C. Girardin, J. Å. Kristensen, C. J. Sandom, T. D. Evans, J.-C. Svenning, and S. Canney. 2022a. The role of large wild animals in climate change mitigation and adaptation. *Current Biology* **32**:R181-R196.
- Malhi, Y., T. Riutta, O. R. Wearn, N. J. Deere, S. L. Mitchell, H. Bernard, N. Majalap, R. Nilus, Z. G. Davies, R. M. Ewers, and M. J. Struebig. 2022b. Logged tropical forests have amplified and diverse ecosystem energetics. *Nature*.
- Matuszkiewicz, J. M., A. N. Affek, and A. Kowalska. 2021. Current and potential carbon stock in the forest communities of the Białowieża Biosphere Reserve. *Forest Ecology and Management* **502**.
- Mayer, M., D. Keßler, and K. Katzensteiner. 2020a. Herbivory modulates soil CO₂ fluxes after windthrow: a case study in temperate mountain forests. *European Journal of Forest Research* **139**:383-391.
- Mayer, M., C. E. Prescott, W. E. A. Abaker, L. Augusto, L. Cécillon, G. W. D. Ferreira, J. James, R. Jandl, K. Katzensteiner, J.-P. Laclau, J. Laganière, Y. Nouvellon, D. Paré, J. A. Stanturf, E. I. Vanguelova, and L. Vesterdal. 2020b. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* **466**.
- McSherry, M. E., and M. E. Ritchie. 2013. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology* **19**:1347-1357.
- Middleton, B. A., B. Holsten, and R. Van Diggelen. 2006. Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science* **9**:307-316.
- Moi, D. A., R. Garcia-Rios, Z. Hong, B. V. Daquila, and R. P. Mormul. 2020. Intermediate disturbance hypothesis in ecology: a literature review. *Annales Zoologici Fennici* **57**:67-78.
- Morse, N. B., P. A. Pellissier, E. N. Cianciola, R. L. Brereton, M. M. Sullivan, N. K. Shonka, T. B. Wheeler, and W. H. McDowell. 2014. Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecology and Society* **19**.
- Naidu, D. G. T., S. Roy, and S. Bagchi. 2022. Loss of grazing by large mammalian herbivores can destabilize the soil carbon pool. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **119**.

- Naturstyrelsen. 2021. Overordnede retningslinjer for forvaltning af urørte skove, der udlægges som følge af aftale af 9. juni 2020 om udlæg af urørt skov i statens skove. Naturstyrelsen.
- Naudts, K., Y. Chen, M. J. McGrath, J. Ryder, A. Valade, J. Otto, and S. Luyssaert. 2016. Europe's forest management did not mitigate climate warming. *Science* **351**:597-600.
- Nieszafa, A., D. Klich, K. Perzanowski, M. Januszczak, A. Wołoszyn-Gałęza, and W. Olech. 2022. Debarking intensity of European bison in the Bieszczady Mountains in relation to forest habitat features. *Forest Ecology and Management* **508**.
- Nord-Larsen, T., V. K. Johannsen, T. Riis-Nielsen, I. M. Thomsen, and B. B. Jørgensen. 2021. Skovstatistik 2020., Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet., København.
- Nord-Larsen, T., L. Vesterdal, N. S. Bentsen, and J. B. Larsen. 2019. Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. *Forest Ecology and Management* **447**:67-76.
- Normand, S., C. Randin, R. Ohlemuller, C. Bay, T. T. Høye, E. D. Kjaer, C. Korner, H. Lischke, L. Maiorano, J. Paulsen, P. B. Pearman, A. Psomas, U. A. Treier, N. E. Zimmermann, and J. C. Svenning. 2013. A greener Greenland? Climatic potential and long-term constraints on future expansions of trees and shrubs. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* **368**:20120479.
- Normand, S., J.-C. Svenning, and F. Skov. 2007. National and European perspectives on climate change sensitivity of the habitats directive characteristic plant species. *Journal for Nature Conservation* **15**:41-53.
- Nugent, K. A., I. B. Strachan, M. Strack, N. T. Roulet, and L. Rochefort. 2018. Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to carbon sink. *Global Change Biology* **24**:5751-5768.
- Nygaard, B., Oddershede, A. og Høye, T.T. . 2018. Erstatningsnatur - erfaringer og muligheder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi,.
- Oliver, T. H., M. S. Heard, N. J. B. Isaac, D. B. Roy, D. Procter, F. Eigenbrod, R. Freckleton, A. Hector, C. D. L. Orme, O. L. Petchey, V. Proenca, D. Raffaelli, K. B. Suttle, G. M. Mace, B. Martin-Lopez, B. A. Woodcock, and J. M. Bullock. 2015a. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends Ecol Evol* **30**:673-684.
- Oliver, T. H., N. J. B. Isaac, T. A. August, B. A. Woodcock, D. B. Roy, and J. M. Bullock. 2015b. Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. *Nat Commun* **6**:10122.
- Olofsson, J., and E. Post. 2018. Effects of large herbivores on tundra vegetation in a changing climate, and implications for rewilding. *Phil. Trans. R. Soc. B* **373**.
- Ordóñez, A., and J. W. Williams. 2013. Projected climate reshuffling based on multivariate climate-availability, climate-analog, and climate-velocity analyses: implications for community disaggregation. *Climatic Change* **119**:659-675.
- Ordóñez, A., J. W. Williams, and J.-C. Svenning. 2016. Mapping climatic mechanisms likely to favour the emergence of novel communities. *Nature Climate Change* **6**:1104-1109.
- Ozinga, W. A., R. M. Bekker, J. H. J. Schaminee, and J. M. Van Groenendael. 2004. Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. *Journal of Ecology* **92**:767-777.
- Ozinga, W. A., C. Römermann, R. M. Bekker, A. Prinzing, W. L. M. Tamis, J. H. J. Schaminée, S. M. Hennekens, K. Thompson, P. Poschlod, M. Kleyer, J. P. Bakker, and J. M. Van Groenendael. 2009. Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. *Ecol Lett* **12**:66-74.
- Patacca, M., M. Lindner, M. E. Lucas-Borja, T. Cordonnier, G. Fidej, B. Gardiner, Y. Hauf, G. Jasinevičius, S. Labonne, E. Linkevičius, M. Mahnken, S. Milanovic, G. J. Nabuurs, T. A. Nagel, L. Nikinmaa, M. Panyatov, R. Bercak, R. Seidl, M. Z. Ostrogović Sever, J. Socha, D. Thom, D. Vuletic, S. Zudin, and M. J. Schelhaas. 2022. Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology*.
- Pedersen, R. A., M. R. Payne, P. L. Langen, F. Boberg, O. B. Christensen, A. Sørensen, M. S. Madsen, M. Olesen, J. Su, and M. Darholt. 2021. KlimaAtlas-rapport Danmark. DMI.

- Peichl, M., E. Martínez-García, J. E. S. Fransson, J. Wallerman, H. Laudon, T. Lundmark, and M. B. Nilsson. 2022. Landscape-variability of the carbon balance across managed boreal forests. *Global Change Biology*.
- Penner, J. F., and D. A. Frank. 2021. Density-dependent plant growth drives grazer stimulation of aboveground net primary production in Yellowstone grasslands. *Oecologia* **196**:851-861.
- Petersen, A., H. H. Bruun, L. Båstrup-Spohr, R. Ejrnæs, J. Heilmann-Clausen, and C. Rahbek. 2018. Forskere: Skovens klimabidrag må ikke modarbejde biodiversiteten. Altinget. Altinget, <https://www.altinget.dk/miljoe/artikel/forskere-skovenes-klimabidrag-maa-ikke-modarbejde-biodiversiteten>.
- Petersen, A. H., T. H. Lundhede, H. H. Bruun, J. Heilmann-Clausen, B. J. Thorsen, N. Strange, and C. Rahbek. 2016. Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove. En analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder. Center for Makroøkologi, Københavns Universitet.
- Pi, X., Q. Luo, L. Feng, Y. Xu, J. Tang, X. Liang, E. Ma, R. Cheng, R. Fensholt, M. Brandt, X. Cai, L. Gibson, J. Liu, C. Zheng, W. Li, and B. A. Bryan. 2022. Mapping global lake dynamics reveals the emerging roles of small lakes. *Nat Commun* **13**.
- Pires, M. M., M. Galetti, C. I. Donatti, M. A. Pizo, R. Dirzo, and P. R. Guimaraes, Jr. 2014. Reconstructing past ecological networks: the reconfiguration of seed-dispersal interactions after megafaunal extinction. *Oecologia* **175**:1247-1256.
- Poschlod, P., and S. Bonn. 1998. Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: An explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Botanica Neerlandica* **47**:27-44.
- Prescott, C. E., and L. Vesterdal. 2021. Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. *Forest Ecology and Management* **498**.
- Puttock, A., H. A. Graham, J. Ashe, D. J. Luscombe, and R. E. Brazier. 2021. Beaver dams attenuate flow: A multi-site study. *Hydrological Processes* **35**.
- Qi, Y., W. Wei, C. Chen, and L. Chen. 2019. Plant root-shoot biomass allocation over diverse biomes: A global synthesis. *Global Ecology and Conservation* **18**.
- Restemeyer, B., J. Woltjer, and M. Van Den Brink. 2015. A strategy-based framework for assessing the flood resilience of cities – A Hamburg case study. *Planning Theory & Practice* **16**:45-62.
- Rijke, J., S. Van Herk, C. Zevenbergen, and R. Ashley. 2012. Room for the River: delivering integrated river basin management in the Netherlands. *International Journal of River Basin Management* **10**:369-382.
- Ripple, W. J., T. M. Newsome, C. Wolf, R. Dirzo, K. T. Everatt, M. Galetti, M. W. Hayward, G. I. Kerley, T. Levi, P. A. Lindsey, D. W. Macdonald, Y. Malhi, L. E. Painter, C. J. Sandom, J. Terborgh, and B. Van Valkenburgh. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances* **1**:e1400103.
- Rockström, J., T. Beringer, D. Hole, B. Griscom, M. B. Mascia, C. Folke, and F. Creutzig. 2021. We need biosphere stewardship that protects carbon sinks and builds resilience. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **118**:e2115218118.
- Roudier, P., J. C. M. Andersson, C. Donnelly, L. Feyen, W. Greuell, and F. Ludwig. 2016. Projections of future floods and hydrological droughts in Europe under a+2 degrees C global warming. *Climatic Change* **135**:341-355.
- Rouet-Leduc, J., G. Pe'Er, F. Moreira, A. Bonn, W. Helmer, S. A. A. Shahsavan Zadeh, A. Zizka, and F. Van Der Plas. 2021. Effects of large herbivores on fire regimes and wildfire mitigation. *Journal of Applied Ecology* **58**:2690-2702.
- San-Miguel-Ayanz, j., T. Durrant, R. Boca, G. Libertà, A. Branco, D. de Rigo, D. Ferrari, P. Maianti, T. A. Vivancos, D. Oom, H. Pfeiffer, D. Nuijten, and T. Leray. 2019. Forest fires in Europe, Middle East and North Africa 2018. Joint Research Centre, European Commission,, Publications Office.

- Sanderman, J., T. Hengl, and G. J. Fiske. 2017. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **114**:9575-9580.
- Sandhage-Hofmann, A., A. Linstädter, L. Kindermann, S. Angombe, and W. Amelung. 2021. Conservation with elevated elephant densities sequesters carbon in soils despite losses of woody biomass. *Global Change Biology* **27**:4601-4614.
- Scheller, E., and J. Raupp. 2005. Amino Acid and Soil Organic Matter Content of Topsoil in a Long Term Trial with Farmyard Manure and Mineral Fertilizers. *Biological Agriculture & Horticulture* **22**:379-397.
- Schlesinger, W. H. 2022. Biogeochemical constraints on climate change mitigation through regenerative farming. *Biogeochemistry* **161**:9-17.
- Schloss, C. A., T. A. Nuñez, and J. J. Lawler. 2012. Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **109**:8606-8611.
- Schulp, C. J. E., G.-J. Nabuurs, and P. H. Verburg. 2008. Future carbon sequestration in Europe—Effects of land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **127**:251-264.
- Seavy, N., T. Gardali, G. Golet, F. Griggs, C. Howell, R. Kelsey, S. Small, J. Viers, and J. Weigana. 2009. Why climate change makes riparian restoration more important than ever: recommendations for practice and research. *Ecological Restoration* **27**:330–338.
- Seddon, N. 2022. Harnessing the potential of nature-based solutions for mitigating and adapting to climate change. *Science* **376**:1410-1416.
- Seddon, N., A. Smith, P. Smith, I. Key, A. Chausson, C. Girardin, J. House, S. Srivastava, and B. Turner. 2021. Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Global Change Biology* **27**:1518-1546.
- Shin, Y. J., G. F. Midgley, E. R. M. Archer, A. Arneeth, D. K. A. Barnes, L. Chan, S. Hashimoto, O. Hoegh-Guldberg, G. Insarov, P. Leadley, L. A. Levin, H. T. Ngo, R. Pandit, A. P. F. Pires, H. O. Pörtner, A. D. Rogers, R. J. Scholes, J. Settele, and P. Smith. 2022. Actions to halt biodiversity loss generally benefit the climate. *Global Change Biology* **28**:2846-2874.
- Simola, H., A. Pitkänen, and J. Turunen. 2012. Carbon loss in drained forestry peatlands in Finland, estimated by re-sampling peatlands surveyed in the 1980s. *European Journal of Soil Science* **63**:798-807.
- Sitters, J., D. M. Kimuyu, T. P. Young, P. Claeys, and H. Olde Venterink. 2020. Negative effects of cattle on soil carbon and nutrient pools reversed by megaherbivores. *Nature Sustainability* **3**:360-366.
- Smith, F. A., R. E. E. Smith, S. K. Lyons, and J. L. Payne. 2018. Body size downgrading of mammals over the late Quaternary. *Science* **360**:310-313.
- Sokol, N. W., and M. A. Bradford. 2019. Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input. *Nature Geoscience* **12**:46-53.
- Soulé, M. E., and R. F. Noss. 1998. Rewilding and Biodiversity: Complementary Goals for Continental Conservation. *Wild Earth*.
- Stafford, R., B. Chamberlain, L. Clavey, P. K. Gillingham, S. McKain, M. D. Morecroft, C. Morrison-Bell, and O. Watts. 2021. Nature-based Solutions for Climate Change in the UK: A Report by the British Ecological Society. London, UK.
- Stein, B. A., A. Staudt, M. S. Cross, N. S. Dubois, C. Enquist, R. Griffis, L. J. Hansen, J. J. Hellmann, J. J. Lawler, E. J. Nelson, and A. Pairis. 2013. Preparing for and managing change: climate adaptation for biodiversity and ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* **11**:502-510.
- Stommel, C., H. Hofer, M. Grobbel, and M. L. East. 2016. Large mammals in Ruaha National Park, Tanzania, dig for water when water stops flowing and water bacterial load increases. *Mammalian Biology* **81**:21-30.
- Svenning, J.-C. 2020. Rewilding should be central to global restoration efforts. *One Earth* **3**:657-660.

- Svenning, J. C. 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation* **104**:133-148.
- Svenning, J. C., P. B. M. Pedersen, C. J. Donlan, R. Ejrnaes, S. Faurby, M. Galetti, D. M. Hansen, B. Sandel, C. J. Sandom, J. W. Terborgh, and F. W. Vera. 2016. Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proceedings of the National Academy of Sciences in the United States of America* **113**:898-906.
- Tanentzap, A. J., and D. A. Coomes. 2012. Carbon storage in terrestrial ecosystems: do browsing and grazing herbivores matter? *Biological Reviews* **87**:72-94.
- Tanneberger, F., C. Tegetmeyer, S. Busse, A. Barthelmes, S. Shumka, A. M. Marine, K. Jenderedjian, G. M. Steiner, F. Essl, J. Etzold, C. Mendes, A. Kozulin, P. Frankard, D. Milanovic, A. Ganeva, I. Apostolova, A. Alegro, P. Delipetrou, J. Navratilova, M. Risager, A. Leivits, A. M. Fosaa, S. Tuominen, F. Muller, T. Bakuradze, M. Sommer, K. Christanis, E. Szurdoki, H. Oskarsson, S. H. Brink, J. Connolly, L. Bragazza, G. Martinelli, O. Aleksans, A. Priede, D. Sungaila, L. Melovski, T. Belous, D. Saveljic, F. de Vries, A. Moen, W. Dembek, J. Mateus, J. Hanganu, A. Sirin, A. Markina, M. Napreenko, P. Lazarevic, V. S. Stanova, P. Skoberne, P. H. Perez, X. Pontevedra-Pombal, J. Lonnstad, M. Kuchler, C. Wust-Galley, S. Kirca, O. Mykytiuk, R. Lindsay, and H. Joosten. 2017. The peatland map of Europe. *Mires and Peat* **19**:17.
- Tanner, T., T. Mitchell, E. Polack, and B. Guenther. 2009. Urban Governance for Adaptation: Assessing Climate Change Resilience in Ten Asian Cities. *IDS Working Papers* **2009**:01-47.
- Terborgh, J., J. A. Estes, P. Paquer, K. Ralls, D. Boyd, B. Miller, and R. Noss. 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. Covelo, CA and Washington, DC: Island Press.
- Thom, D., M. Golivets, L. Edling, G. W. Meigs, J. D. Gourevitch, L. J. Sonter, G. L. Galford, and W. S. Keeton. 2019. The climate sensitivity of carbon, timber, and species richness covaries with forest age in boreal-temperate North America. *Global Change Biology* **25**:2446-2458.
- Thuiller, W., S. Lavergne, C. Roquet, I. Boulangeat, B. Lafourcade, and M. B. Araujo. 2011. Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature* **470**:531-534.
- Thuiller, W., S. Lavorel, M. B. Araujo, M. T. Sykes, and I. C. Prentice. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102**:8245-8250.
- Tietje, M., A. Antonelli, W. J. Baker, R. Govaerts, S. A. Smith, and W. L. Eiserhardt. 2022. Global variation in diversification rate and species richness are unlinked in plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **119**.
- Tilman, D., P. B. Reich, and J. M. H. Knops. 2006. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* **441**:629-632.
- Toreti, A., D. Masante, J. Acosta Navarro, D. Bavera, C. Cammalleri, A. De Jager, C. Di Ciollo, A. Hrast Essenfelder, W. Maetens, D. Magni, M. Mazzeschi, J. Spinoni, and M. De Felice. 2022. Drought in Europe July 2022. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- UNFCCC. 2015. Paris agreement.
- UNFCCC. 2022a. COP27 reaches breakthrough agreement on new loss and damage fund for vulnerable countries. <https://unfccc.int/news/cop27-reaches-breakthrough-agreement-on-new-loss-and-damage-fund-for-vulnerable-countries>.
- UNFCCC. 2022b. Nationally determined contributions under the Paris Agreement - Synthesis report by the secretariat. United Nations Framework Convention on CLimate Change.
- Van Der Velde, Y., A. J. A. M. Temme, J. J. Nijp, M. C. Braakhekke, G. A. K. Van Voorn, S. C. Dekker, A. J. Dolman, J. Wallinga, K. J. Devito, N. Kettridge, C. A. Mendoza, L. Kooistra, M. B. Soons, and A. J. Teuling. 2021. Emerging forest-peatland bistability and resilience of European peatland carbon stores. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **118**:e2101742118.
- van Ruiten, L. J., and T. Hartmann. 2016. The spatial turn and the scenario approach in flood risk management—Implementing the European Floods Directive in the Netherlands. *AIMS Environmental Science* **3**:697-713.
- Villarino, S. H., P. Pinto, R. B. Jackson, and G. Pineiro. 2021. Plant rhizodeposition: A key factor for soil organic matter formation in stable fractions. *Sci Adv* **7**.

- Vis, M., F. Klijn, K. M. De Bruijn, and M. Van Buuren. 2003. Resilience strategies for flood risk management in the Netherlands. *International Journal of River Basin Management* **1**:33-40.
- Wardekker, J. A., D. Wildschut, S. Stemberger, and J. P. Van Der Sluijs. 2016. Screening regional management options for their impact on climate resilience: an approach and case study in the Venen-Vechtstreek wetlands in the Netherlands. *SpringerPlus* **5**.
- Wellnitz, T., and N. L. Poff. 2001. Functional redundancy in heterogeneous environments: implications for conservation. *Ecol Lett* **4**:177-179.
- Wertebach, T. M., N. Holzel, I. Kampf, A. Yurtaev, S. Tupitsin, K. Kiehl, J. Kamp, and T. Kleinebecker. 2017. Soil carbon sequestration due to post-Soviet cropland abandonment: estimates from a large-scale soil organic carbon field inventory. *Glob Chang Biol* **23**:3729-3741.
- Willby, N. J., A. Law, O. Levanoni, G. Foster, and F. Ecke. 2018. Rewilding wetlands: beaver as agents of within-habitat heterogeneity and the responses of contrasting biota. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **373**:20170444.
- Williams, J. W., and S. T. Jackson. 2007. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5**:475-482.
- www.Rewildingbritain.org.uk. wild-ennerdale.
- Xu, X., A. Huang, E. Belle, P. De Frenne, and G. Jia. 2022. Protected areas provide thermal buffer against climate change. *Sci Adv* **8**:eabo0119.
- Yang, Y., D. Tilman, G. Furey, and C. Lehman. 2019. Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. *Nat Commun* **10**.
- Yang, Z., X. Liu, M. Zhou, D. Ai, G. Wang, Y. Wang, C. Chu, and J. T. Lundholm. 2015. The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. *Sci Rep* **5**:15723.
- Zabin, C. J., L. J. Jurgens, J. M. Bible, M. V. Patten, A. L. Chang, E. D. Grosholz, and K. E. Boyer. 2022. Increasing the resilience of ecological restoration to extreme climatic events. *Frontiers in Ecology and the Environment* **20**:310-318.
- Zhu, D., P. Ciais, J. Chang, G. Krinner, S. Peng, N. Viovy, J. Peñuelas, and S. Zimov. 2018. The large mean body size of mammalian herbivores explains the productivity paradox during the Last Glacial Maximum. *Nature Ecology & Evolution* **2**:640-649.