



Referat af 5. bestyrelsesmøde Naturnationalpark Almindingen 26. maj 2025

Bornholm
Jnr: 24/01587
Ref. DOBJE/GEAMO
Den 26. maj 2025

Til stede:

Laila Kildegaard (Formand)
Ann-Sofie Olsen (Bornholms Køreselskab)
Jan Dahl (Bornholms Travelskab)
Flemming Torsten Sørensen (DGI)
Simon Lambrecht (Destination Bornholm)
Hanne Funch (Dansk Ride Forbund)
Helle Munk Ravnborg (Bornholms Regionskommunes kommunalbestyrelse)
Jesper Lindqvist (Forsvaret)
John Holm (Dansk Ornitologisk Forening)
Kim Kock-Hansen (NaturBornholm)
Kurt Jensen (Dansk Islandshesteforening)
Kurt Pedersen (Viskeledshus)
Ulrik Tjørnholm Hansen (Friluftsrådet)
Peter Loth Sejersen (Danmarks Jægerforbund)
Thor Kure (Bornholms Landbrug & Fødevarer)

Afbud:

Claus Clausen (Danmarks Idrætsforbund)
Miriam Asvarish (Dansk Orienteringsforbund)
Michael Stoltze (Danmarks Naturfredningsforening)

Intet afbud:

Simone Azalie (Gruppen Bornholm – nej tak til indhegning af Almindingen
NNP)

Naturstyrelsen:

Søren Friese (Skovrider)
Dorte Bugge Jensen (Projektleder, ref.)
Georg Ask Marker (Formidling, ref.)

1. Velkomst ved formanden

Formanden bød velkommen, særligt til nye medlemmer, og konstaterede, hvem der var mødt frem og bad de tre nye medlemmer om at præsentere sig selv.

Ulrik Tjørnholm Hansen, Friluftsrådet, kommer fra de gule spejdere.

Simon Lambrecht, Destination Bornholm. Er leder af forretningsudvikling og turisme. Projektet er relevant og interessant for Destinationen i forhold til arbejdet med kyst- og naturturisme.

Jan Dahl, Bornholms Travelskab. Travelskabet bruger området omkring travbanen meget til aktiviteter, og er glade for at være der, bruge og passe på arealet.

2. Godkendelse af dagsorden

Formanden konstaterede at der ikke var indkommet nogen punkter og at bestyrelsen godkendte dagsordenen.

3. Tema Overvågning (Drøftelse)

Der overvåges indenfor 4 emner i nationalparkerne på landsplan: Friluftsliv, fortidsminder, biodiversitet og dyrevelfærd.

Friluftsliv ved Georg

Der er allerede opsat 7 tællere på udvalgte steder. De tæller gående og cyklende vha stolper med tællere og køretøjer vha spoler der er fræset ned i vejen. På den måde indsamles data før nationalparken åbner og data når den er åbnet, som så kan sammenlignes.

Fortidsminder ved Dorte

Fortidsminderne tilstand er dokumenteret før åbningen (baseline), så man kan følge med i, om de tager skade af at der kommer græssende dyr på i området. De dyrearter vi har valgt er typisk ikke særlig problematiske ift. slid på fortidsminderne og der er ikke så mange fortidsminder i NNP Almindingen. Det mest markante er Almindingsgården, et stenbord ved Fladehalle og vejkanter som broen ved Viskeled i Grønnevad. Det blev bemærket at det er grimt, når der lægges kvas op ad stendigerne. Søren Friese svarede at det er et prioriteringsspørgsmål

Biodiversitet ved Dorte

Kollegaer fra Styrelsen for grøn arealoplægning og vandmiljø (SGAV – tidligere Miljøstyrelsen) har været i gang med at lave en såkaldt baseline undersøgelse. Når man har den, kan man gentage samme undersøgelse senere, og følge udviklingen.

Overvågningen i NNP gentages i starten hvert 2. år. Det er et nationalt, standardiseret program som kører i alle NNP'er. Der er udarbejdet en teknisk anvisning af Aarhus Universitet, og arbejdet udføres af SGAV. Der holdes øje med vegetationsstruktur (variation af levesteder), hvilke arter der er og miljøforstyrrelser.

I NNP Almindingen er der udlagt 70 punkter, som indgår i undersøgelserne. SGAV kommer tilbage og laver mere af denne overvågning i august, for at få data fra et andet tidspunkt på året. Der måles også på temperatur, fugtighed og eDNA (så man i laboratoriet kan se hvilke arter der er DNA fra på stedet).

Overvågning af naturen er ikke nyt. Der har været national naturovervågning i Danmark siden 2004 (NOVANA) inkl. i områder af NNP Almindingen. I Bisonskoven har Naturstyrelsen også lavet en baseline, lige da dyrene var ankommet. Undersøgelser her er blevet gentaget af forskere bl.a. og brugt til en del forskningsprojekter senere, som har vist at der er sket en positiv udvikling. Der vedlægges den seneste PhD-afhandling som bilag 1. Den viser en fremgang i antallet af plantearter i Bisonskoven. En oversigt over forskningsprojekter i Bisonskoven kan ses [her](#).

Resultater fra den nationale, eksisterende overvågning kan ses på [Naturdata på Miljøportalen](#). Enkeltarter er nemme at taste ind på telefonen og også finde på [arter.dk](#).

Opgave

Diskuter med sidemanden, om der er noget, du ønsker overvåget, som ikke er med i det nuværende overvågningsscope?

Ved opsamlingen blev det anbefalet, at der er stor åbenhed og offentlighed om overvågningen, og at resultaterne formidles, så alle kan følge med i data og se om det hjælper/nytter. Det er især vigtigt når det kommer til dyrevelfærd. Overvågning skal italesættes, så det lyder positivt (ordet overvågning har tit en negativ klang) og så det fremgår at der er plads til både dyr og mennesker. F.eks. er vildtet ikke bange for travhestene. Det er også vigtigt at man ser på hvad der lå før baseline – erkendelse af at det ikke er år nul, men at der har gået ting forud for åbningen af nationalparken. Konkret blev det foreslået, at overvåge hvad hydrologitiltagene betyder for den mængde vand der løber fra området og om det giver det en mere jævn afledning hen over året. DOF oplyste at de er gået sammen med KU om overvågning i NNP og er i gang med at teste tællemetoder ved Christianshøj. I 2026 rykker de til NNP og laver spontantællinger.

Naturstyrelsen oplyste at der er mulighed for at lave en bioblitz, hvor alle interesserede inviteres til at registrere arter i området i et kort tidsrum og formanden supplerede med at Formanden for naturfredningsforeningen på Bornholm har lavet bioblitz på sin gård, som kan ses på [TV2/Bornholm](#).

Dyrevelfærd ved Søren Friese

Naturstyrelsen tager dyrevelfærden meget alvorligt. Dels er der meget interesse for det, dels er der lige faldet en dom, hvor to kollegaer i naturstyrelsen er idømt 3 måneders betinget fængsel ifm. en dyreværns sag i Mols Bjerge.

Når vi har dyr bag hegn gælder dyrevelfærdsloven. De seneste år har Naturstyrelsen arbejdet meget med organiseringen af tilsyn i Bisonskoven. Vi har en fuldtidsstilling i bisonskoven, og medarbejdere er blevet uddannet. Der er udarbejdet retningslinjer for tilsyn, og vi bruger forskellige elektroniske hjælpemidler. Søren demonstrerede en app som anvendes til registrering af bisoner og deres dyrevelfærd, og forklarede hvilke ting der registreres og holdes øje med. Særligt adfærden er en god indikator for om et dyr ikke trives. Der anvendes desuden termisk spotter og drone med termisk kamera som hjælp til at finde dyrene. Når NNP åbnes forventes det at der ansættes en medarbejder mere, så der er 2 medarbejdere der har som hovedopgave at holde øje med dyrene. Derudover sættes der GPS på nogle af de dyr som importeres til området.

Vi har 2 muligheder for behandling: Afvente om et dyr bedres eller aflive det. Naturstyrelsen har været udsat for virkelig mange mennesker, der er ikke har tillid til at Naturstyrelsen forvalter bisonerne efter dyreværnsloven. Vi er blevet politianmeldt flere gange. Det har ført til ekstraordinære tilsyn med politi, eksperter og fødevarestyrelsen, og hver gang har det været OK.

Ofte kommer der henvendelser i februar om at et eller flere dyr er tynde. Det kan de godt være på den tid af året. Eksempelvis havde vi denne vinter en tyr, der var tyndere end de andre, fordi han ikke havde fyldt depoterne op i efteråret på grund af brunsten. Vi lægger øre til bekymringerne og fortæller hvad vi gør for at holde øje med dyrene. Vi kan også vise data over tid og se hvor dyrene er set de seneste par uger.

Bestyrelsesmedlemmer kan som ambassadører få henvendelser vedrørende dyrevelfærd eller skæv demografi i bisonflokkene. De kan så henvise til at ringe til Søren Friese eller skrive til bon@nst.dk.

Naturstyrelsen ved, at vi snart har et meget større hegn, og derfor forvalter vi også sammensætningen af dyreflokkene på en anden måde, end hvis vi så ind i at skulle fortsætte med det mindre hegn. Det er baggrunden for at vi beholder flere tyre end optimalt, da de er sunde og vil være gode avlsdyr i Naturnationalparken. Det er ikke vores erfaring at tyrene stresser hinanden.

Det blev aftalt, at Naturstyrelsen holder en bison-tur for bestyrelsen en aften, hvor de tilsynsførende medarbejdere deltager. Naturstyrelsen vender tilbage med en dato.

4. Åben NNP arrangement 22. juni (Drøftelse/Godkendelse)

Naturstyrelsens oplæg er at der holdes informationsdag om NNP søndag d. 22. juni 2025 kl. 13-16 i Hareløkkerne. Formålet med dagen er at man kan møde bestyrelsesmedlemmerne og høre om deres syn på Naturnationalparken.

Der er indmeldt aktiviteter fra DOF og Bornholms Køreselskab. Naturstyrelsen stiller med grundformidling af NNP, bod om dyrevelfærd og bålpandekager. DGI, Danmarks Jægerforbund og Midtbornholms Rideklub er måske interesserede, ligesom Mønstergård godt vil stille op til at formidle græsning ude på naturarealerne evt. Bastemose syd.

Det er Georg der sætter program sammen og laver aftaler, ligesom han også sørger for annoncering som i kan dele i jeres bagland.

Sidste chance for bindende indmelding af aktiviteter er **mandag 2. juni**. Til Georg på geamo@nst.dk

Bestyrelsen gav mandat til at Naturstyrelsen aflyser dagen, hvis det vurderes at der er for få input til programmet.

5. Evaluering af bestyrelsesarbejdet (Drøftelse)

Resultatet blev drøftet med sidemanden.

Input fra bestyrelsen var at det lader til at vi er enige om, at der er gensidig respekt og at vi har et godt samarbejde. At vi er sammen om at det er et spændende projekt, hvor der både være plads til sommerfugleelskere og ryttere. At resultatet af evalueringen ikke var overraskende og at der hvor der scores lidt lavere handler om, at vi er et sted i projektet hvor der kan være tvivl om, hvad man kan byde ind med.

Formanden opfordrede i øvrigt bestyrelsen til at komme med input til hvis der er nogle metoder, man tænker kan bruges til at bringe bestyrelsesmedlemmerne bedre i spil eller hvis der er noget hun kan gøre for at forbedre i mødeledelsen.

6. Oplæg til Sverigestur

Naturstyrelsen kom med oplæg til Sverigestur d. 25. august. Mange ønsker at deltage. Det blev besluttet, at Naturstyrelsen arbejde videre med en tur til [Vattenriket](#) og [Söderåsen](#). Hvor vi sejler fra Rønne kl. 6.30 færgen og er hjemme igen kl 19.50.

Turen laves for at indsamle input omkring formidling. Naturstyrelsens forslag til de bærende principper for formidling, udarbejdet på baggrund af drøftelserne på 4. møde om formidling: OVERBLIK - Besøgende bør hurtigt kunne forstå naturnationalparken og hvad de kan opleve her FORDYBELSE- Efter man har fået et overblik bør der være mulighed for at fordybe sig i emnerne og blive klogere KORT- Gode og letforståelige kort er vigtige, når man skal formidle området Bestyrelsen var enige i, at dette kunne opsummere essensen af input fra formidlingstemaet.
7. Meddelelser (Orientering) Naturstyrelsen gav opsummering af hvor vi er i processen omkring myndighedsarbejdet.
8. Eventuelt Næste møde er d. 25. august 2025. Endagstur til Sverige med temaet formidling kl 6.30 til 19.50.

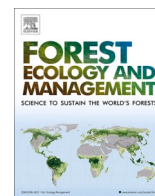
Bilag

Bilag 1 – Lasse Gottlieb PhD – forskning i øget plantediversitet i Bisonskoven

Bilag 2 – Velfærdsvurderingssystem i naturnationalparker

Bilag 3 - Evaluering af bestyrelsesarbejdet – resultat af spørgeskemaundersøgelse

Bilag 4 – Powerpointpræsentation fra mødet



European bison (*Bison bonasus*) increase plant species richness in forest habitats

Lasse Gottlieb^{*}, Bjarke A. Schäfer, Rita M. Buttenschøn

Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, Rolighedsvej 23, Frederiksberg C 1958, Denmark

ARTICLE INFO

Keywords:

Biodiversity conservation
Large herbivores
Grazing
Rewilding
Understory vegetation
Temperate forest

ABSTRACT

Large herbivores are considered a natural and important determinant for high biodiversity in woodland habitats and have been increasingly reintroduced to nature areas across Europe with the aim of re-establishing natural processes to promote and protect biodiversity. One of the herbivore species playing an increasing role in ecological restoration initiatives is the European bison – the largest extant terrestrial mammal in Europe. However, despite numerous reintroductions of bison for biodiversity purposes, the empirical evidence for their impact is highly limited. Using permanent plots, we investigated the impact of European bison on ground vegetation in forest habitats over a period of eight years. The bison increased the species richness of vascular plants, though mainly to the benefit of graminoids. The effect varied, however, among forest types, with the strongest effect in oak forests with dense and abundant ground vegetation while beech forests characterized by full canopy cover were unaffected. Bison also benefitted bryophytes, which increased in abundance, indicating a generally altered competitive environment with reduced dominance. These results thus provide some of the first empirical evidence, indicating that European bison can promote plant species diversity in forest habitats, by removal of plant biomass, zoochorous seed dispersal, and creation of microhabitat. We thus suggest that introduction of European bison to mixed light woodlands can be a good strategy, benefitting both biodiversity and the conservation of the threatened herbivore species itself.

1. Introduction

Large herbivores can impose significant alterations of the landscape and ecosystem in which they occur, and they are thus often regarded as keystone species and ecosystem engineers (Jones et al., 1994; Mills et al., 1993; Ripple et al., 2015; Smit and Putman, 2011). Through their size, large herbivores (i.e. body mass ≥ 45 kg) exert ecosystem functions that cannot be achieved by smaller herbivores (Bakker et al., 2016; Ripple et al., 2015), and are suggested to play a profound role in developing and maintaining structural diverse landscapes (Bakker et al., 2016; Olff et al., 1999; Svenning, 2002).

One of the most obvious impacts of large herbivores is their removal of plant biomass, which, together with other fine scale disturbances, such as trampling, dung deposition and seed dispersal, can impact local processes of plant species colonization and competitive exclusion (Olff and Ritchie, 1998). By an alteration of dominance in the competitive environment and creation of microsites, which provides opportunities for germination and establishment, large herbivores can enhance coexistence between plant species and increase species richness (Boulanger

et al., 2018; Koerner et al., 2018; Oldén et al., 2016; Olff and Ritchie, 1998). Hence, among other disturbance factors, large herbivores are often suggested to be a particularly important determinant for promoting and preserving a high biodiversity in European woodlands (Bengtsson et al., 2000; Svenning, 2002).

The European bison (*Bison bonasus*) is one of the large herbivore species suggested to have had an important role in the formation of the pre-historic European landscapes (Pucek, 2004), but was already in Neolithic forced into sub-optimal refugial habitats (Hofman-Kamińska et al., 2019; Kerley et al., 2012). Nearly a century ago, in 1927, the European bison then reached the brink of global extinction with extirpation from the wild (Pucek, 2004). However, a dedicated breeding program brought it back from just 12 surviving individuals in zoos across Europe, and the first individuals were reintroduced to the wild in the Białowieża Forest in Poland in 1952 (Kraśnińska and Kraśniński, 2013). Several other reintroductions have subsequently occurred throughout Europe, which currently have resulted in a total of 8809 individuals living in free and semi-free conditions across Europe (Raczyński, 2023). In recent years, the aim of the introductions has often been twofold.

^{*} Corresponding author.

E-mail address: lago@ign.ku.dk (L. Gottlieb).

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121891>

Received 31 January 2024; Received in revised form 2 April 2024; Accepted 3 April 2024

Available online 17 April 2024

0378-1127/© 2024 The Author(s). Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Apart from focusing on conservation of the largest extant wild herbivore in Europe, several introductions have aimed at restoring top-down trophic interactions and associated trophic cascades to promote biodiverse ecosystem (Cromsigt et al., 2018; Rewilding Europe, 2024; Schulze et al., 2014; Vlasakker, 2014), i.e. as trophic rewilding initiatives (Svenning et al., 2016).

Despite the increased interest to restore herbivore related ecosystem processes and promote biodiversity, the empirical documented ecological impacts of European bison are nevertheless highly limited (but see Jaroszewicz et al., 2013; Kowalczyk et al., 2021; Schulze et al., 2014; Schwerk et al., 2021; Valdés-Correcher et al., 2018). Instead, most scientific studies have either been dealing with habitat preferences (Jaroszewicz et al., 2020; Kerley et al., 2012; Kuemmerle et al., 2018; Łopucki et al., 2023; Ramos et al., 2016; Schmitz et al., 2015; Schneider et al., 2013; Wołoszyn-Gałęza et al., 2016) or diet selection (Bocherens et al., 2015; Cromsigt et al., 2018; Hartvig et al., 2021; Hofman-Kamińska et al., 2019; Kowalczyk et al., 2019, 2011; Merceron et al., 2014; Zielke et al., 2019) of the European bison. Although the ecosystem effects of bison will largely be determined by their habitat utilization and dietary specialization, and selection studies thereby are useful, nearly no studies have yet assessed the actual effects of European bison on vegetation structures, dynamics, and composition (but see Jaroszewicz et al., 2008; Kowalczyk et al., 2021; Valdés-Correcher et al., 2018).

European bison are often described as grazers or mixed feeders (Bocherens et al., 2015; Hofman-Kamińska et al., 2019; Merceron et al., 2014), with forage selection occurring at patch scales rather than at specific herbaceous species (Kraśnińska and Kraśniński, 2013) and with a preference for diverse areas with high forage quantity (Jaroszewicz et al., 2020). Bison have thus been shown to consume a large array of different plant species (Borowski and Kossak, 1972; Gębczyńska et al., 1991; Hartvig et al., 2021; Kowalczyk et al., 2019) consisting of various amounts of graminoids, forbs and woody species. Moreover, bison are effective vectors for seed dispersal, both by means of epizoochory (Schulze et al., 2014) and endozoochory (Jaroszewicz et al., 2013). By their removal of plant biomass, local disturbances and enhanced propagule dispersal, European bison may likely impact local processes of species colonization and competitive exclusion, and thus increase ground vegetation plant diversity (Koerner et al., 2018; Olff and Ritchie, 1998), as seen for other large herbivores in woodlands (Bernes et al., 2018; Boulanger et al., 2018; Oldén et al., 2016). However, large herbivore related disturbances are not always followed by an increase in richness and diversity. Numerous studies have shown either no (e.g. Ramirez et al., 2019; Simončić et al., 2019) or negative (e.g. Putman et al., 2011; Rooney et al., 2004; Stockton et al., 2005) effects on plant species diversity. Although the impact first of all may depend on grazing intensity (Boulanger et al., 2018; Milchunas et al., 1988; Oldén et al., 2016), also foraging selectivity and feeding strategy (i.e. browser, grazer and mixed feeder) appear to influence the effect (Bernes et al., 2018; Koerner et al., 2018). In general, unselective grazers increase the herbaceous vegetation richness, while the effect of strongly selective browsers may be diminutive or even negative (Bernes et al., 2018; Koerner et al., 2018).

Here, we present results from a woodland in Denmark where European bison were introduced to a 208 ha enclosure with the aim of restoring natural large herbivore related processes and promoting biodiversity. Using permanent plots inside and outside the bison enclosure, this study aims to assess how the bison, over a period of eight years, impact species richness and abundance of the ground vegetation and evaluate the effect variation among plant functional groups and forest types.

2. Materials and methods

2.1. Study area and population

The study was conducted in a 208 ha large bison enclosure located in

Almindingen Forest (55°11'N, 14°94'E, altitude 106–128 m a.s.l.) on the island of Bornholm, Denmark (Fig. 1). The area is influenced by a temperate seasonal climate with distinct vegetative and non-vegetative seasons. The annual mean temperature is 9.0 °C, with February the coldest (1.0 °C) and July the warmest (18.0 °C) months. Average annual precipitation is 719 mm (DMI, 2020). The main habitats within the bison enclosure are coniferous plantations dominated by Norway spruce (*Picea abies*, covering 48 %) and varying degrees of closed and semi-open deciduous forest dominated by monocultures of oak (*Quercus robur*) and beech (*Fagus sylvatica*) (covering 15 % and 6 %, respectively), with the remainder parts being various open habitat types and mixed forest (Hartvig et al., 2021) (for dominating ground vegetation species see Table A.1).

In summer 2012, seven European bison from Poland (six cows and one bull) were introduced to the enclosure with the aim of reestablishing natural processes and promoting biodiversity. From 2012–2017, the bison population increased to 20 individuals as a result of natural growth. However, between 2017 and 2020 several individuals died, primarily due to parasitic infections with the lungworm *Dictyocaulus viviparus* (Buchmann et al., 2019; Buchmann and Johansen, 2018), but also as a result of lethal injuries during rutting season (J. Orbitt, pers. comm. 2020). By summer 2020, the bison population thus counted 12 individuals (Table 1). The bison have received supplementary feeding in the form of hay during winter and early spring. It has been estimated to constitute 25–50 % of their daily forage. However, this practice was terminated in 2019 with no additional fodder given during the winter 2019/2020.

The only free roaming ungulates present at Bornholm are roe deer (*Capreolus capreolus*) and a smaller population of fallow deer (*Dama dama*). The total deer population size at Bornholm is relatively modest, estimated to be <5 kg/ha. Several crossing opportunities, especially for roe deer, are present in the fence, and deer densities are thus considered equal inside and outside the bison enclosure.

After the release of the bison herd, forestry with exploitation of wood resources has continued within the enclosure, among other aims to increase the ratio of open habitats. The bison enclosure is open to the public, attracting approximately 100,000 visitors annually, mainly during summer (Marcussen, 2015). Visitors are permitted to walk through the area on a system of marked paths, and a road open to cars (maximum 10 km/h) intersect the area.

2.2. Experimental design and sampling

To assess the effect of the bison on the ground vegetation, 50 permanently marked plots (henceforth: grazed plots) were randomly distributed among the five most dominant forest types, with 10 plots allocated to each type: Norway spruce forest (planted in 1939–1972), beech forest (1938–1959), old oak forest (1897–1933), mid-aged oak forest (1951–1965) and young oak forest (1985–1996). Canopy cover varied greatly among the five forest types and consequently also the ground vegetation density (Fig. A.1). In addition, 30 plots were marked immediately outside the enclosure to serve as control plots only grazed by free roaming ungulates (henceforth: ungrazed plots). However, ungrazed plots were only established for Norway spruce forest, beech forest and old oak forest with approximately the same ages and structures as inside the enclosure. No well-suited control sites for the mid-aged and young oak forests were present in close proximity to the bison enclosure. All plots consisted of a circle with a radius of 5 m (i.e. 78.5 m²).

Vegetation sampling of the ground layer was conducted in all plots in summer 2012 to serve as a baseline, and subsequently resampled in summer 2014, 2017 and 2020. For vegetation sampling, we used the Böcher-modified Raunkjær method (Böcher, 1935), where 10 circular subplots at each sampling were randomly positioned within each larger plot. Each subplot consisted of three concentric circles of increasing size (0.001 m², 0.010 m² and 0.100 m², respectively). For each species of

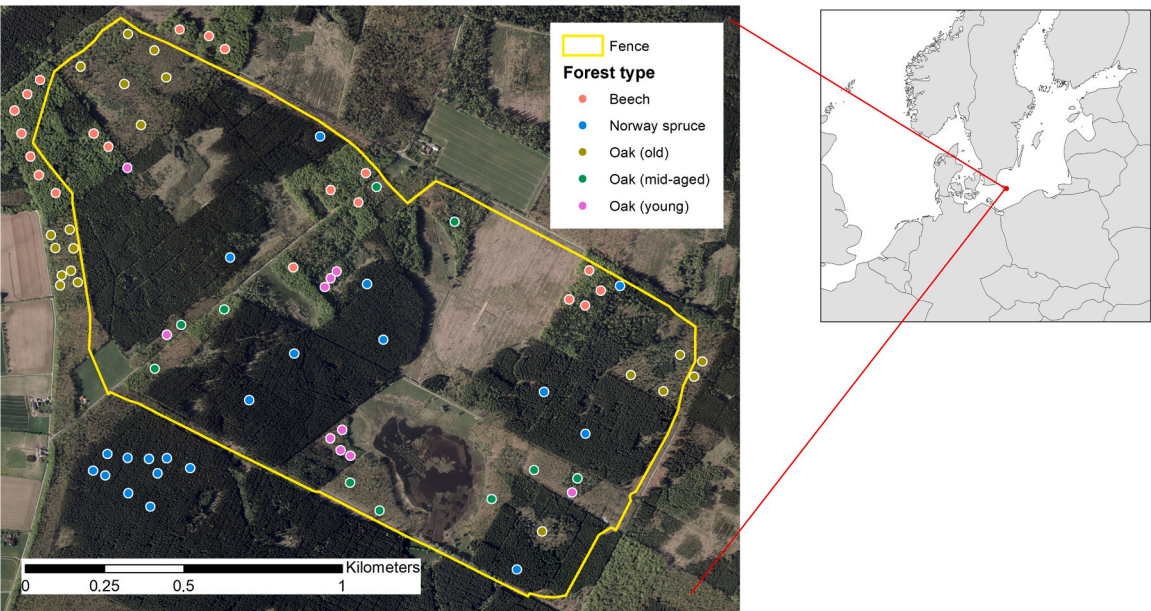


Fig. 1. Map of the study site in Denmark showing the enclosure with European bison together with the permanent plots, coloured according to forest types. Orthophoto from summer 2014.

Table 1

Number of European bison (*Bison bonasus*) in the 208 ha large enclosure in the autumn of each year. Numbers are based on frequent monitoring of the herd by the managing authority. In addition, the estimated biomass density of bison per year is calculated using average body masses of European bison in free-ranging populations (Kraśnińska and Kraśniński, 2013), taking into account the sex and (approx.) age of each individual.

	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Individuals	7	8	13	14	16	17	12	13	12
Biomass density (kg/ha)	~11	~13	~18	~17	~18	~21	~16	~21	~24

vascular plants, we recorded in which of the concentric circles it was first encountered when searched from the center and outwards. This method is suggested to give a more efficient estimate of species frequency for both dominant and infrequently observed plant species (Damgaard, 2015). Likewise, we noted the presence of bryophytes, though species were not identified.

Between 2017 and 2020, two grazed plots (one Norway spruce and one young oak) were clear-cut. Hence, we excluded those plots from the analyses resulting in 48 grazed plots and 30 ungrazed plots.

2.3. Statistical analysis

In order to convert the ordinal, concentric circle data into a continuous probability dataset, we used the statistical framework suggested by Damgaard (2015). For each species recorded in a plot, we estimated the mean probability of observing the species in a subplot with an area equal to the smallest of the concentric circles. In the estimations, we took into account the simultaneously estimated intra-plot spatial aggregation of the species, which may have a profound influence on the estimated frequencies (Damgaard, 2015). We used a Bayesian Markov chain Monte Carlo (MCMC) algorithm to estimate the joint posterior distribution of the two parameters (frequency and spatial aggregation) for each species in each plot to every time point (for details and description of the likelihood function, see Damgaard (2015)). Each of the estimations were made from 100,000 iterations with a burn-in period of 10,000 iterations. Next, we aggregated the species into functional groups (bryophytes, graminoids, forbs, pteridophytes, liana, *Rubus* and trees/shrubs) and estimated their frequency and spatial aggregation with the same approach. Here we included *Rubus* (specifically *R. idaeus* and *R. fruticosus* agg.) as a separate functional group due to its status as one of the most consumed shrubs by European bison (Hartvig et al., 2021;

Kowalczyk et al., 2019). Consequently, European bison may exert a pronounced impact on this particular genus, similar to other large herbivores (Boulanger et al., 2018; Van Uytvanck and Hoffmann, 2009). The calculations were done using *Mathematica* version 12.1 (Wolfram Research, 2020).

All subsequent statistical analyses were performed in R ver. 4.3.2 (R Core Team, 2023).

To examine the effect of the bison on the species richness of the ground layer vegetation in different forest types, we conducted a series of generalized linear mixed-effect models (GLMMs) using the ‘lme4’ package (Bates et al., 2015). Species richness was defined as the total number of vascular plant species registered per plot per year. For forest types with ungrazed control plots, we used grazing as an explanatory factor with time as a covariate and included the interaction term to test for possible temporal divergent trends in species richness and thus a significant effect of the bison grazing. Only time was used as covariate in models for forest types without control plots. All models were fitted using a Poisson error distribution and included plots as a random effect to account for the repeated sampling design. Next, we assessed the effect on species richness of forbs and graminoids, being the functional groups with highest richness. Again, we used series of GLMMs, which this time also included functional groups as a fixed factor with interactions with time and grazing. However, several models showed signs of under-dispersion, and a Gaussian distribution (LMM), which performed better, was chosen instead (see Table 2 for an overview). Marginal temporal trends of grazing were subsequently estimated and compared using the ‘emmeans’ package (Lenth, 2023). All models were validated using the ‘DHARMa’ package (Hartig, 2022).

To assess the effect of the bison on abundance of functional groups (bryophytes, graminoids, forbs, pteridophytes, liana, *Rubus* and trees/shrubs) and individual plant species, we modelled the responses using a

Table 2

Effect of grazing by European bison on species richness in different forest types. Slopes (β -coefficients) show the LMM or GLMM estimated temporal trends in grazed and ungrazed plots, respectively. Asterisk indicates significant deviations from zero, and thus temporal changes. Grazed - Ungrazed shows LMM or GLMM estimated differences in temporal trends between bison grazed plots and ungrazed plots together with standard error (SE).

Forest type	Functional group	Distribution	Slope		Grazed - Ungrazed			
			Grazed	Ungrazed	Estimate	SE	t/z ratio	P-value
Beech	All species	Gaussian	0.025	0.088	-0.064	0.07	-0.90	0.372
	Forbs	Poisson	-0.021	0.034	-0.055	0.08	-0.69	0.491
	Graminoids	Poisson	0.088	0.053	0.035	0.07	0.54	0.588
Spruce	All species	Gaussian	0.289***	0.009	0.281	0.07	4.25	<0.001
	Forbs	Poisson	0.104	0.092	0.012	0.16	0.08	0.940
	Graminoids	Poisson	0.137**	0.064	0.072	0.08	0.92	0.357
Oak (old)	All species	Gaussian	0.886***	0.074	0.812	0.13	6.43	<0.001
	Forbs	Gaussian	0.171**	0.069	0.103	0.09	1.16	0.246
	Graminoids	Gaussian	0.564***	0.062	0.502	0.09	5.69	<0.001
Oak (mid-aged)	All species	Gaussian	0.525***					
	Forbs	Gaussian	0.049					
	Graminoids	Gaussian	0.289***					
Oak (young)	All species	Gaussian	0.658***					
	Forbs	Poisson	0.034					
	Graminoids	Poisson	0.058*					

*** $P < 0.001$,

** $P < 0.01$,

* $P < 0.05$.

Bayesian MCMC method via JAGS (Plummer, 2003) using the package “boral” (Hui, 2021, 2016). We built correlated response models for both functional groups and individual species for each forest type separately. However, for meaningful analyses of individual species, we omitted species with <10 observations (and <5 observations for forest types without ungrazed controls). In the models, we used the multivariate abundance data matrix (either functional groups or individual species) as response variable, while time and grazing were included as explanatory covariates with grazing coded as a dummy variable. The interaction term between grazing and time was included as well, thus modelling differences in temporal trends between grazed and ungrazed plots. In all models, we additionally included a set of latent variables to account for residual correlation between species or functional groups, e. g. due to species competition or other inter-species interactions. Hence, model estimates obtained with latent variables included, leads to valid inferences compared to an assumption of no residual covariation between species or functional groups (Hui, 2016). Additionally, species-specific random effects of plots were included to account for the repeated measures. As the abundance data was non-negative, continuous and constrained between zero and one with several zeroes included, the “boral” package (Hui, 2021) did not offer any obvious applicable distribution. Consequently, as a pragmatic approach, a small constant (0.001) was added to all abundance values to shift data away from zero, and a beta distribution (logit-link) applied. From the models, we extracted the posterior median values together with the 95 % credibility intervals of the regression coefficients. Each of the estimations was made from 100,000 iterations with a burn-in period of 10,000 iterations and a thinning rate of 30. Default priors were used in all models.

3. Results

3.1. Species richness

We observed a total of 108 vascular plant species during the study period, but the number of species varied considerably between forest types. In total, 101 species of vascular plants were registered among the 39 plots in oak forest, while only 35 different species were found in the 39 plots in beech and Norway spruce forests.

The effect of the bison on vascular plant species richness varied among forest types. Bison grazing significantly increased species richness in old oak forest ($P < 0.001$) and Norway spruce forest ($P < 0.001$) (Fig. 2, Table 2). By contrast, no effect was observed in beech forest ($P =$

0.372). During the study, number of species of vascular plants increased significantly in grazed plots in both young and mid-aged oak forest ($P < 0.001$, $P < 0.001$, respectively), but there were no ungrazed control plots for comparison. However, species richness of vascular plant species remained temporal stable in ungrazed plots in both beech ($P = 0.084$), Norway spruce ($P = 0.846$), and old oak forests ($P = 0.410$, Fig. 2, Table 2).

The positive effect of bison grazing on total species richness per plot was primarily governed by an increase in number of graminoid species (Fig. 3, Table 2). Accordingly, number of graminoid species increased in old oak forest ($P < 0.001$), mid-aged oak forest ($P = 0.012$), and young oak forest ($P = 0.010$). The species richness of graminoids also increased in the bison grazed spruce forest ($P = 0.006$), but the trend was not different from the ungrazed control plots ($P = 0.357$). No significant effects were observed for species richness of forbs (Fig. 3, Table 2).

3.2. Abundance of functional groups and species

During the 8 years of study, we observed an increase in the abundance of bryophytes (regression coefficient: 0.139 [95 % CI; 0.046–0.244]) in the spruce forest and forbs (regression coefficient: 0.068 [95 % CI; 0.007–0.132]), graminoids (0.123 [0.045–0.201]), and liana (0.227 [0.148–0.305]) in old oak forest, while the abundance of forbs decreased in the beech forest (-0.128 [-0.239–0.012]). However, in all cases were the tendencies similar in grazed and ungrazed plots and thus unaffected by the bison (Fig. 4). Only bryophytes in the old oak forest were affected by the bison, with higher abundance in grazed compared to ungrazed plots (0.160 [0.027–0.314]). Bryophyte abundance also increased in mid-aged oak forest (0.155 [0.068–0.244]) and young oak forest (0.137 [0.044–0.227]), indicating an effect of the bison, though we had no ungrazed control plots for comparison (Fig. 4).

The increased abundance of graminoids and liana in the old oak forest was primarily governed by a strong increase in the abundance of *Calamagrostis epigejos* (0.118 [0.032–0.204]) and *Lonicera periclymenum* (0.233 [0.147–0.311]), respectively. Concurrently, a decreased abundance of *Oxalis acetosella* (-0.123 [-0.242–0.016]) was observed in the beech forest (Fig. 5). However, in all cases, the alterations in abundance were similar in grazed and ungrazed plots. Bison only affected the abundance of *Agrostis capillaris* and *Avenella flexuosa* in the old oak forest, and *Carex pilulifera* in the spruce forest, where all three species increased their densities in grazed plots (0.316 [0.172–0.485], 0.154 [0.058–0.255], and 0.157 [0.011–0.293], respectively) (Fig. 5). No

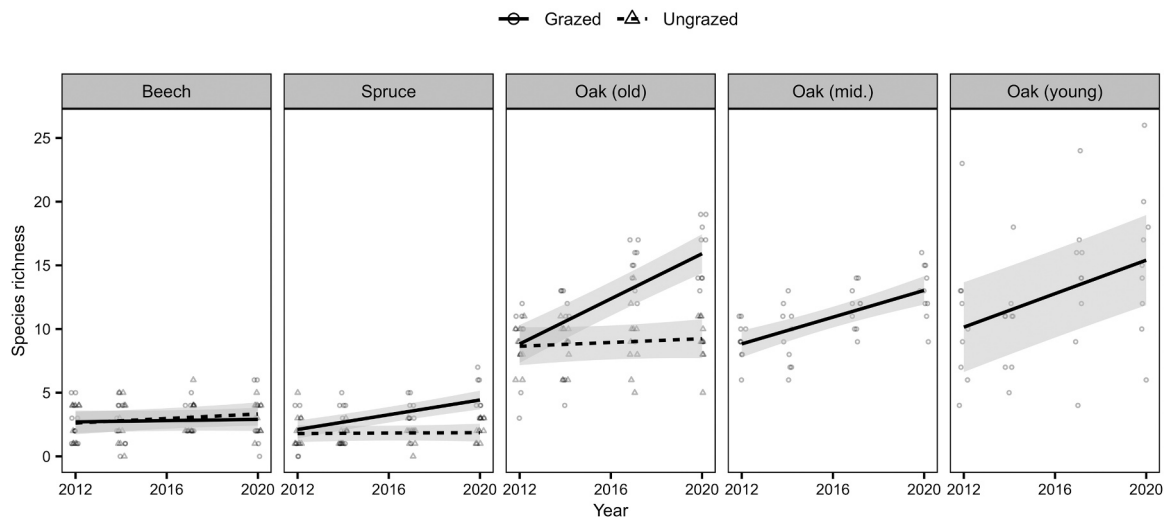


Fig. 2. Species richness of vascular plants in grazed and ungrazed plots in the five different forest types. Lines are LMM estimated trends with 95% confidence intervals.

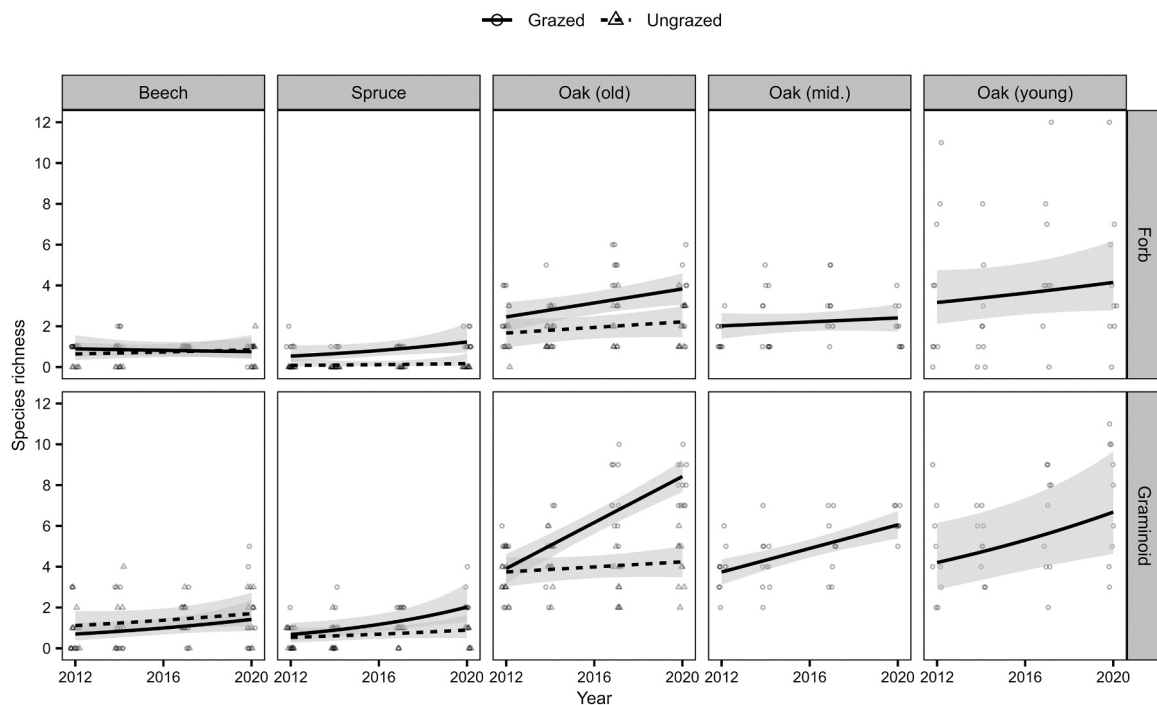


Fig. 3. Species richness of forbs and graminoids in grazed and ungrazed plots in the five different forest types. Lines are LMM or GLMM estimated trends with 95 % confidence intervals.

species-specific abundance alterations were found in either the beech forest or the mid-aged and young oak forest.

4. Discussion

Despite a strongly growing population size of European bison (Raczyński, 2023) and numerous reintroductions focusing on restoring their natural ecological functions to promote and protect biodiversity (Cromsigt et al., 2018; Rewilding Europe, 2024; Schulze et al., 2014; Vlasakker, 2014), empirical evidence for bison's actual impact on biodiversity is strongly limited. However, here we have provided some of the first evidence of the impact of European bison on the ground vegetation community in forest habitats.

Our results show that European bison can have an impact on the

ground vegetation in forest habitats and increase plant species richness. Similar effects have also been shown for other European species of large herbivores, both wild and domesticated (Bernes et al., 2018; Boulanger et al., 2018; Garrido et al., 2019; Oldén et al., 2016) as well as the American bison (*Bison bison*) (Ratajczak et al., 2022). Herbivore induced alterations of vegetation communities are balanced on local colonization and competitive exclusion processes (Olf and Ritchie, 1998) where bison by a restriction of competitive herbaceous species (Koerner et al., 2018), transport of propagules (Jaroszewicz et al., 2013; Schulze et al., 2014), and creation of microsites for germination, can increase plant species richness.

The effect of bison, however, varied strongly between forest types, with the highest impact in oak forests and no effect in beech forests. This variation in impact is explained by differences in change of community

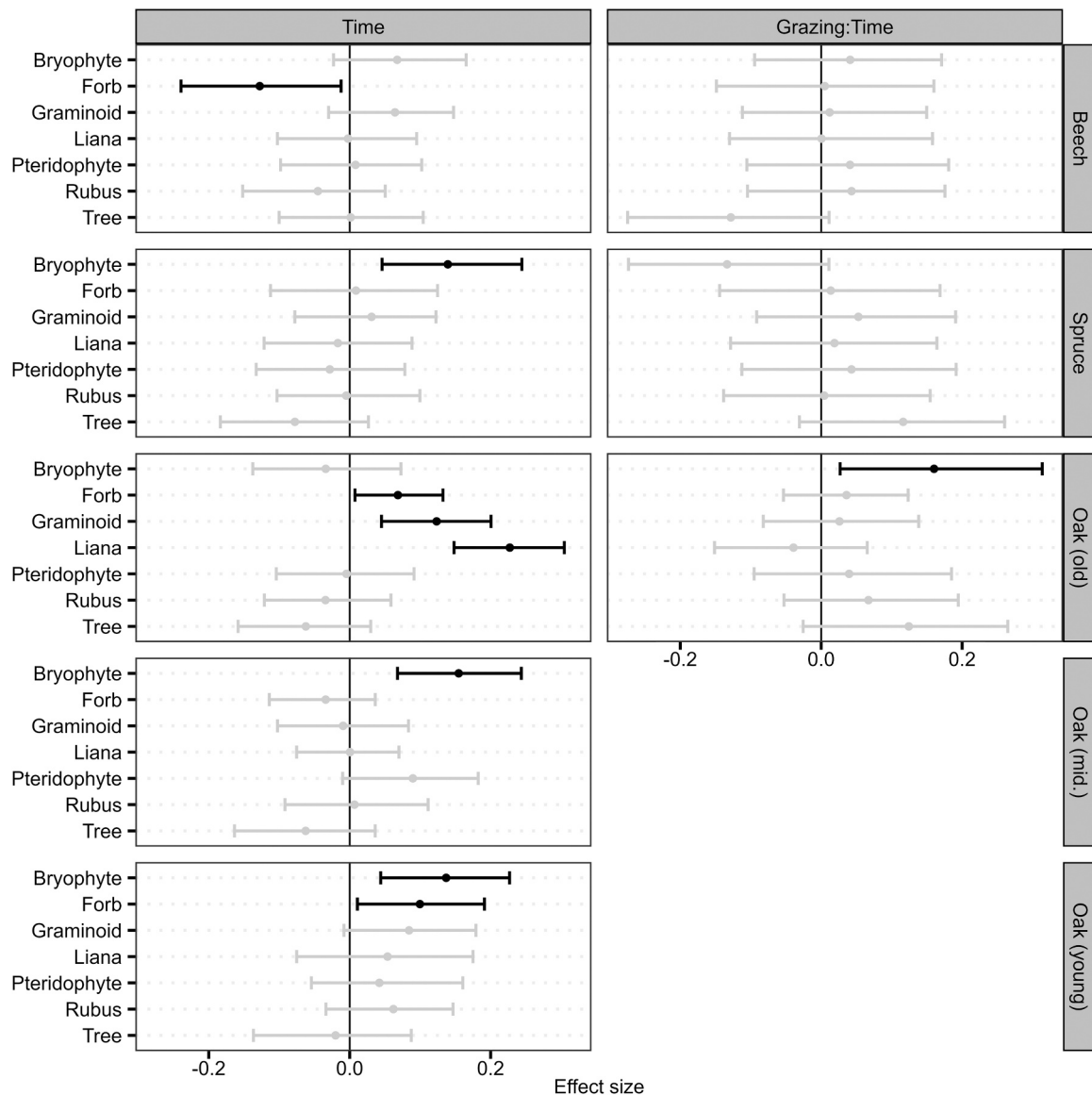


Fig. 4. Model estimates with 95 % credibility intervals of effect sizes (regression coefficients) of time and bison grazing on functional groups within different forest types. Groups with significant abundance alterations during the study or with significantly different temporal trends between grazed and ungrazed plots are shown in black. Groups without significant changes are shown in grey.

dominance (Koerner et al., 2018). In both beech and spruce forests, the ground vegetation was exceedingly sparse (Fig. A.1) due to the dense canopy cover and low light interception, which was unaffected by bison. Hence, bison did not increase the most limiting factor for the ground vegetation community. In contrast, ground vegetation in the oak forests was rather dense (Fig. A.1). Although relatively competitive species such as *Calamagrostis epigejos* and *Lonicera periclymenum* increased in abundance in the old oak forest, bison herbivory has presumably reduced plant biomass, diminished litter accumulation, and thus impacted the competitive environment (Koerner et al., 2018; Olff and Ritchie, 1998), though the effect is not yet revealed by frequency alterations of competitive species.

In forest ecosystems, the distribution of bison is probably mostly driven by the availability of attractive and abundant food resources (Jaroszewicz et al., 2020; Schneider et al., 2013; Wołoszyn-Gałęza et al., 2016). Hence, it was no surprise that the impacts of bison were strongest in areas with more dense, diverse, and abundant ground vegetation. However, the bison also increased species richness in the dense spruce forests. The bison herd has previously been shown to prefer spruce

stands (Brandtberg and Dabelsteen, 2013), which may be used primarily as resting sites, where the bison avoid parasitic insects and high temperatures (Schneider et al., 2013). Bison thus transport seeds (Jaroszewicz et al., 2013; Schulze et al., 2014) into the spruce forest where they germinate. Similar zoochorous impact of bison has also been observed in coniferous forests in Poland (Jaroszewicz et al., 2008). The lack of a comparable effect in beech forests suggests that bison exhibit a general avoidance of this habitat type. This suggestion is concurrent with other studies, finding that the European bison generally avoid beech forests characterized by full canopy closure (Schmitz et al., 2015; Wołoszyn-Gałęza et al., 2016).

The increased species richness in the grazed plots was primarily to the benefit of graminoids, such as *Agrostis capillaris* and *Avenella flexuosa*, which were both positively affected by bison grazing in the old oak forest. *Agrostis capillaris* is often found to expand in areas with ungulate grazing (Boulanger et al., 2018; Hegland and Rydgren, 2016; Kirby, 2001; McEvoy et al., 2006) and has been found to be one of the most abundant species dispersed epizoochorously by bison (Schulze et al., 2014). Contrary, *A. flexuosa* has been shown to both increase (Kirby,

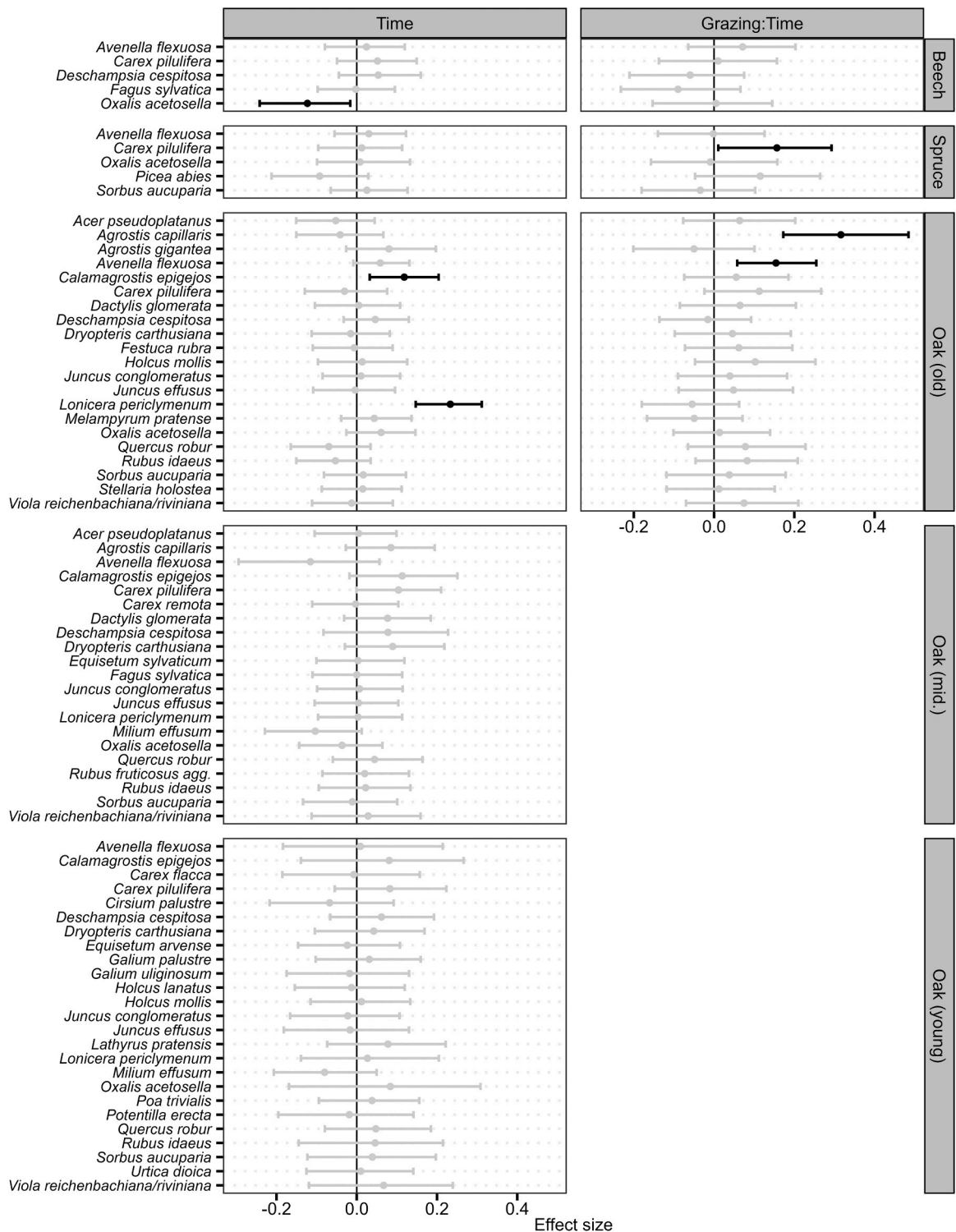


Fig. 5. Model estimates with 95 % credibility intervals of species-specific effect sizes (regression coefficients) of time and bison grazing within different forest types. Species with significant abundance alterations during the study or with significantly different temporal trends between grazed and ungrazed plots are shown in black. Species without significant changes are shown in grey.

2001), decrease (McEvoy et al., 2006), and remain unaffected (Hegland and Rydgren, 2016) by the presence of large herbivores. Bison can also cause soil disturbance, that can increase abundance of species producing a persistent seed bank like *Carex pilulifera* (Grime et al., 1996), and may explain why *C. pilulifera* expands in the spruce forest. However, great variability in which species increase or decrease in abundance often exists between localities (Bernes et al., 2018; McEvoy et al., 2006) and

may be influenced by the type of woodland, ungulate species (McEvoy et al., 2006), and grazing intensity (Hegland and Rydgren, 2016). Nevertheless, graminoids are generally considered highly tolerant to herbivory due to their protected basal meristems and high regrowth ability after defoliation (Hester et al., 2006; Rosenthal and Kotanen, 1994), thus explaining their advantage of bison grazing.

The bison significantly affected the abundance of bryophytes as the

only functional group. The effect of ungulate grazing on bryophytes is less well studied (Bernes et al., 2018), but grazing has been found to benefit bryophytes in several different habitats, such as forest (Chollet et al., 2013; Hegland and Rydgren, 2016; Oldén et al., 2016) and various types of grassland (Boch et al., 2018; Takala et al., 2012). Large herbivores do not intentionally graze on bryophytes (Chollet et al., 2013; Prins, 1982), but by removing vascular plant biomass and reducing litter accumulation, ungulate herbivory increases light availability, which benefits the bryophyte community (Aude and Ejrnæs, 2005; Bergamini et al., 2001; Boch et al., 2018). Furthermore, large herbivores such as bison, can also create microhabitats where bryophytes can develop, e.g. in the form of bare soil patches (Oldén and Halme, 2016) and dung pats (Jaroszewicz et al., 2011). Hence, the increased bryophyte abundance in grazed plots in oak forests further indicates that bison are inducing an alteration in dominance, thereby reducing competition among plant species in the ground vegetation while also creating microhabitats favorable to establishment. We did not identify bryophytes to species level, but positive correlations between bryophyte abundance and species richness have been shown previously (Aude and Ejrnæs, 2005; Bergamini et al., 2001). Hence, we find it likely that the bison not only increase bryophyte abundance but also the number of bryophyte species.

Generally, only a few species-specific abundance alterations caused by the bison were observed. We suggest that the low detection rate was a matter of an insufficient sampling design, though the lack of impact was also a consequence of the generally low grazing intensity. Due to the small number of samples, few subsamples and their small size, we only found the strongest effects. Hence, for future studies, we suggest the use of at least twice as many subsamples, an increase in size of the concentric circles by a factor of 10, as well as a full registration of all species in each plot.

The abundance of *Lonicera periclymenum* appeared unaffected by the bison and even increased in grazed plots as well as ungrazed plots. This was rather surprising as *L. periclymenum* is often reported to be grazing sensitive and decrease in abundance in grazed woodlands (Bernes et al., 2018; Boulanger et al., 2018; Kirby, 2001; McEvoy et al., 2006). The lack of impact in the present study may be due to the small bison population, which is not yet near the carrying capacity of the area (J. Orbitt, pers. comm. 2021). Natural densities of large herbivores are crucial for restoring the natural ecosystem processes and functions related to large herbivores, where natural densities have been suggested primarily bottom-up regulated (Fløjgaard et al., 2022; Svenning et al., 2016), as larger herbivores (>150 kg) face limited predation pressure (Hopcraft et al., 2010; Jędrzejewska et al., 1997). However, as primary production, and thus carrying capacities comes with great spatial variability, it can pose challenges setting predefined density targets or comparing herbivore densities across projects. Nevertheless, in the present study, the biomass density of bison was 2.5 times higher than the average density of large herbivores in national parks and other nature areas across Europe (8 kg/ha) (Rodríguez et al., 2014), yet 5.5 times lower than the average density in European rewilding sites (104 kg/ha) (Fløjgaard et al., 2022). However, despite the low population size in the present study, the bison did indeed have a positive effect and benefited both vascular plants and bryophytes, particularly in areas with dense and abundant ground vegetation. Nevertheless, with a still growing population of bison and their derived ecosystem processes, further alterations of the competitive environment, beneficial for the biodiversity of the forest ecosystem, are likely to occur.

CRediT authorship contribution statement

Rita M. Buttenschøn: Writing – review & editing, Supervision, Project administration, Methodology, Conceptualization. **Bjarke A. Schäfer:** Writing – review & editing, Investigation. **Lasse Gottlieb:** Writing – original draft, Visualization, Validation, Project administration, Investigation, Formal analysis, Data curation.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data Availability

Data will be made available on request.

Acknowledgement

This project was supported by the Villum Foundation and the Danish Environmental Protection Agency, which provided financial support for establishment of the fence and introduction of the herd of European Bison from Poland. A special thanks to the Danish Nature Agency for initiating the project with introducing Bison to Bornholm. The authors are also very grateful to Dorte Bugge Jensen, Jill Grønberg Nothlev, and Maria Helene Christensen for help with fieldwork and to John Orbitt for information on the bison population. Also, thanks to Christian Damgaard for recommendation on processing the concentric circle data and introduction to Mathematica.

Appendix A. Supporting information

Supplementary data associated with this article can be found in the online version at doi:10.1016/j.foreco.2024.121891.

References

- Aude, E., Ejrnæs, R., 2005. Bryophyte colonisation in experimental microcosms: the role of nutrients, defoliation and vascular vegetation. *Oikos* 109, 323–330. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13268.x>.
- Bakker, E.S., Gill, J.L., Johnson, C.N., Vera, F.W.M., Sandom, C.J., Asner, G.P., Svenning, J.-C., 2016. Combining paleo-data and modern enclosure experiments to assess the impact of megafauna extinctions on woody vegetation. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 113, 847–855. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502545112>.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Menozzi, P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Ecol. Manag.* 132, 39–50. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00378-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00378-9).
- Bergamini, A., Pauli, D., Peintinger, M., Schmid, B., 2001. Relationships between productivity, number of shoots and number of species in bryophytes and vascular plants. *J. Ecol.* 89, 920–929. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2001.00613.x>.
- Bernes, C., Macura, B., Jonsson, B.G., Junninen, K., Müller, J., Sandström, J., 2018. Manipulating ungulate herbivory in temperate and boreal forests: effects on vegetation and invertebrates. A systematic review. *Environ. Evid.* 7, 1–32. <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0125-3>.
- Boch, S., Müller, J., Prati, D., Fischer, M., 2018. Low-intensity management promotes bryophyte diversity in grasslands. *Tuexenia* 38, 311–328. <https://doi.org/10.14471/2018.38.014>.
- Böcher, T.W., 1935. Om en metode til undersøgelse af konstans, skudtæthed og homogenitet. *Bot. Tidsskr.* 43, 278–304.
- Bocherens, H., Hofman-Kamińska, E., Drucker, D.G., Schmolcke, U., Kowalczyk, R., 2015. European bison as a refugee species? Evidence from isotopic data on early holocene bison and other large herbivores in Northern Europe. *PLoS One* 10, e0115090. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115090>.
- Borowski, S., Kossak, S., 1972. The natural food preferences of the European bison in seasons free of snow cover. *Acta Theriol. (Warsz.)* 17, 151–169. <https://doi.org/10.4098/at.arch.72-13>.
- Boulanger, V., Dupouey, J.-L., Archaux, F., Badeau, V., Baltzinger, C., Chevalier, R., Corcket, E., Dumas, Y., Forgeard, F., Mårell, A., Montpied, P., Paillet, Y., Picard, J.-F., Said, S., Ulrich, E., 2018. Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists. *Glob. Chang. Biol.* 24, 485–495. <https://doi.org/10.1111/gcb.13899>.
- Brandtberg, N.H., Dabelsteen, T., 2013. Habitat selection of two European bison (Bison bonasus) on the Danish island Bornholm. *European Bison Conservation Newsletter*.
- Buchmann, K., Johansen, P., 2018. Lungeorm i de bornholmske bisonkalve. *Nat. på Bornh.* 16, 28–29.
- Buchmann, K., Thamsborg, S.M., Johansen, M.V., Vennervald, B.J., Christiansen, L., 2019. Bisonundersøgelse i Almindingen september 2018. *Nat. på Bornh.* 17, 54–55.
- Chollet, S., Baltzinger, C., Le Saout, S., Martin, J.-L., 2013. A better world for bryophytes? A rare and overlooked case of positive community-wide effects of browsing by overabundant deer. *Écoscience* 20, 352–360. <https://doi.org/10.2980/20-4-3627>.

- Cromsigt, J.P.G.M., Kemp, Y.J.M., Rodriguez, E., Kivitt, H., 2018. Rewilding Europe's large grazer community: how functionally diverse are the diets of European bison, cattle, and horses. *Restor. Ecol.* 26, 891–899. <https://doi.org/10.1111/rec.12661>.
- Damgaard, C., 2015. Revisiting the Böcher-modified Raunkiaer method for estimating the frequency of plant species. *Ecol. Inf.* 26, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.12.004>.
- DMI, 2020. Vejrarkiv [WWW Document]. URL (<https://www.dmi.dk/vejrarkiv/>) (accessed 9.25.20).
- Fløjgaard, C., Birkfeldt Møller Pedersen, P., Sandom, C.J., Svenning, J.-C., Ejrnaes, R., 2022. Exploring a natural baseline for large-herbivore biomass in ecological restoration. *J. Appl. Ecol.* 59, 18–24. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14047>.
- Garrido, P., Mårell, A., Öckinger, E., Skarin, A., Jansson, A., Thulin, C., 2019. Experimental rewinding enhances grassland functional composition and pollinator habitat use. *J. Appl. Ecol.* 56, 946–955. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13338>.
- Gębczyńska, Z., Gębczyński, M., Martynowicz, E., 1991. Food eaten by the free-living European bison in Białowieża Forest. *Acta Theriol. (Warsz.)* 36, 307–313.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G., Hunt, R., 1996. *Comparative plant ecology. A Functional Approach to Common British Species*. Chapman & Hall.
- Hartig, F., 2022. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6.
- Hartvig, I., Howe, A.G., Schmidt, E.N.B., Pertoldi, C., Nielsen, J.L., Buttenschøn, R.M., 2021. Diet of the European bison (*Bison bonasus*) in a forest habitat estimated by DNA barcoding. *Mamm. Res* 66, 123–136. <https://doi.org/10.1007/s13364-020-00541-8>.
- Hegland, S.J., Rydgren, K., 2016. Eaten but not always beaten: winners and losers along a red deer herbivory gradient in boreal forest. *J. Veg. Sci.* 27, 111–122. <https://doi.org/10.1111/jvs.12339>.
- Hester, A.J., Bergman, M., Iason, G.R., Moen, J., 2006. Impacts of large herbivores on plant community structure and dynamics. In: Danell, K., Bergström, R., Duncan, P., Pastor, J. (Eds.), *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge University Press, pp. 97–141.
- Hofman-Kamińska, E., Bocherens, H., Drucker, D.G., Fyfe, R.M., Gumiński, W., Makowiecki, D., Pacher, M., Pilčiauskienė, G., Samojlik, T., Woodbridge, J., Kowalczyk, R., 2019. Adapt or die—response of large herbivores to environmental changes in Europe during the Holocene. *Glob. Chang. Biol.* 25, 2915–2930. <https://doi.org/10.1111/gcb.14733>.
- Hopcraft, J.G.C., Olff, H., Sinclair, A.R.E., 2010. Herbivores, resources and risks: alternating regulation along primary environmental gradients in savannas. *Trends Ecol. Evol.* 25, 119–128. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2009.08.001>.
- Hui, F.K.C., 2016. BORAL - bayesian ordination and regression analysis of multivariate abundance data in R. *Methods Ecol. Evol.* 7, 744–750. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12514>.
- Hui, F.K.C., 2021. *boral: bayesian ordination and regression analysis*. R. Package Version 2, 0.
- Jaroszewicz, B., Borysowicz, J., Cholewińska, O., 2020. Forest floor plant diversity drives the use of mature spruce forests by European bison. *Ecol. Evol.* 3, 7094. <https://doi.org/10.1002/ece3.7094>.
- Jaroszewicz, B., Piroznikow, E., Sagehorn, R., 2008. The European bison as seed dispersers: the effect on the species composition of a disturbed pine forest community. *Botany* 86, 475–484. <https://doi.org/10.1139/B08-012/ASSET/IMAGES/LARGE/B08-012F4.JPEG>.
- Jaroszewicz, B., Piroznikow, E., Sondej, I., 2013. Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. *Ecol. Manag.* 305, 21–28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.004>.
- Jaroszewicz, B., Sondej, I., Stebel, A., Piroznikow, E., Kwiatkowska-Falińska, A.J., 2011. Biodiversity of bryophytes growing on the faeces of ungulates - a case study from north-eastern Poland. *Cryptogam. Bryol.* 32, 221–231. <https://doi.org/10.7872/CRYB.V32.ISS3.2011.221>.
- Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., Bunevich, A.N., Milkowski, L., Krasinski, Z.A., 1997. Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. *Acta Theriol. (Warsz.)* 42, 399–451.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373. <https://doi.org/10.2307/3545850>.
- Kerley, G.I.H., Kowalczyk, R., Cromsigt, J.P.G.M., 2012. Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat. *Ecography* 35, 519–529. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07146.x>.
- Kirby, K.J., 2001. The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry* 74, 219–229. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.219>.
- Koerner, S.E., Smith, M.D., Burkepile, D.E., Hanan, N.P., Avolio, M.L., Collins, S.L., Knapp, A.K., Lemoine, N.P., Forrester, E.J., Eby, S., Thompson, D.I., Aguado-Santacruz, G.A., Anderson, J.P., Anderson, T.M., Angassa, A., Bagchi, S., Bakker, E. S., Bastin, G., Baur, L.E., Beard, K.H., Beaver, E.A., Bohnen, P.J., Boughton, E.H., Canestro, D., Cesa, A., Chanton, E., Cheng, J., D'Antonio, C.M., Deleglise, C., Dembélé, F., Dorrough, J., Eldridge, D.J., Fernandez-Goñi, B., Fernández-Lugo, S., Fraser, L.H., Freedman, B., García-Salgado, G., Goheen, J.R., Guo, L., Husheer, S., Karembé, M., Knops, J.M.H., Kraaij, T., Kulmatiski, A., Kytöviita, M.M., Lezama, F., Loucougaray, G., Loydi, A., Milchunas, D.G., Milton, S.J., Morgan, J.W., Moxham, C., Nehring, K.C., Olff, H., Palmer, T.M., Rebollo, S., Riginos, C., Risch, A.C., Rueda, M., Sankaran, M., Sasaki, T., Schoenecker, K.A., Schultz, N.L., Schütz, M., Schwabe, A., Siebert, F., Smit, C., Stahlheber, K.A., Storm, C., Strong, D.J., Su, J., Tiruvaimozhi, Y. V., Tyler, C., Val, J., Vandegehuchte, M.L., Veblen, K.E., Vermeire, L.T., Ward, D., Wu, J., Young, T.P., Yu, Q., Zelikhova, T.J., 2018. Change in dominance determines herbivore effects on plant biodiversity. *Nat. Ecol. Evol.* 2, 1925–1932. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0696-y>.
- Kowalczyk, R., Kamiński, T., Borowik, T., 2021. Do large herbivores maintain open habitats in temperate forests. *Ecol. Manag.* 494, 119310. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119310>.
- Kowalczyk, R., Taberlet, P., Coissac, E., Valentini, A., Miquel, C., Kamiński, T., Wójcik, J. M., 2011. Influence of management practices on large herbivore diet-Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Ecol. Manag.* 261, 821–828. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.026>.
- Kowalczyk, R., Wójcik, J.M., Taberlet, P., Kamiński, T., Miquel, C., Valentini, A., Craine, J.M., Coissac, E., 2019. Foraging plasticity allows a large herbivore to persist in a sheltering forest habitat: DNA metabarcoding diet analysis of the European bison. *Ecol. Manag.* 449, 117474. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117474>.
- Krasińska, M., Krasinski, Z.A., 2013. *The European bison. The nature monograph, second ed.* Springer, Berlin, Germany.
- Kuemmerle, T., Levers, C., Bleyhl, B., Olech, W., Perzanowski, K., Reusch, C., Kramer-Schadt, S., 2018. One size does not fit all: European bison habitat selection across herds and spatial scales. *Land. Ecol.* 33, 1559–1572. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0684-2>.
- Lenth, R., 2023. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.9.0.
- Łopucki, R., Klich, D., Perzanowski, K., Nieszała, A., Kiersztyn, A., Bołbot, A., Sobczuk, M., Olech, W., 2023. Individual differentiation of habitat preferences indicate high flexibility in habitat use by European bison (*Bison bonasus*). *Glob. Ecol. Conserv.* 44, e02494. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2023.E02494>.
- Marcussen, C.H., 2015. *Den imagemæssige og samfundsøkonomiske effekt af bison på Bornholm. Center for Regional- og Turismeforskning, Nexø, Denmark.*
- McEvoy, P.M., Flexen, M., McAdam, J.H., 2006. The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. *Ecol. Manag.* 225, 39–50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.026>.
- Merceron, G., Hofman-Kamińska, E., Kowalczyk, R., 2014. 3D dental microwear texture analysis of feeding habits of sympatric ruminants in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecol. Manag.* 328, 262–269. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.041>.
- Milchunas, D.G., Sala, O.E., Lauenroth, W.K., 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *Am. Nat.* 132, 87–106. <https://doi.org/10.1086/284839>.
- Mills, L.S., Soulé, M.E., Doak, D.F., 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *Bioscience* 43, 219–224. <https://doi.org/10.2307/1312122>.
- Oldén, A., Halme, P., 2016. Microhabitat determines how grazing affects bryophytes in wood-pastures. *Biodivers. Conserv.* 25, 1151–1165. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1115-9>.
- Oldén, A., Raatikainen, K.J., Tervonen, K., Halme, P., 2016. Grazing and soil pH are biodiversity drivers of vascular plants and bryophytes in boreal wood-pastures. *Agric. Ecosyst. Environ.* 222, 171–184. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.018>.
- Olff, H., Ritchie, M.E., 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends Ecol. Evol.* 13, 261–265. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01364-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01364-0).
- Olff, H., Vera, F.W.M., Bokdam, J., Bakker, E.S., Gleichman, J.M., Maeyer, K., Smit, R., 1999. Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biol.* 1, 127–137. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1999.tb00236.x>.
- Plummer, M., 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. *Proc. 3rd Int. Workshop Distrib. Stat. Comput.* 20–22.
- Prins, H.H.Th., 1982. Why Are Mosses Eaten in Cold Environments Only. *Oikos* 38, 374. <https://doi.org/10.2307/3544680>.
- Pucek, Z., 2004. *European Bison. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Bison Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Putman, R., Langbein, J., Green, P., Watson, P., 2011. Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. *Mamm. Rev.* 41, 175–196. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2010.00173.x>.
- R Core Team, 2023. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raczyński, J., 2023. *European bison pedigree book 2022*. Białowiecki Park Narodowy, Białowieża, Poland.
- Ramirez, J.I., Jansen, P.A., den Ouden, J., Goudzwaard, L., Poorter, L., 2019. Long-term effects of wild ungulates on the structure, composition and succession of temperate forests. *Ecol. Manag.* 432, 478–488. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.049>.
- Ramos, A., Petit, O., Longour, P., Pasqualetta, C., Sœur, C., 2016. Space use and movement patterns in a semi-free-ranging herd of European Bison (*Bison bonasus*). *PLoS One* 11, e0147404. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147404>.
- Ratajczak, Z., Collins, S.L., Blair, J.M., Koerner, S.E., Louthan, A.M., Smith, M.D., Taylor, J.H., Nippert, J.B., 2022. Reintroducing bison results in long-running and resilient increases in grassland diversity. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 119, e2210433119. <https://doi.org/10.1073/PNAS.2210433119>.
- Rewilding Europe, 2024. *European bison | Rewilding Europe* [WWW Document]. URL (<https://rewildingeurope.com/impact-stories/european-bison/>) (accessed 1.17.24).
- Ripple, W.J., Newsome, T.M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K.T., Galetti, M., Hayward, M. W., Kerley, G.I.H., Levi, T., Lindsey, P.A., Macdonald, D.W., Malhi, Y., Painter, L.E., Sandom, C.J., Terborgh, J., Van Valkenburgh, B., 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Sci. Adv.* 1, e1400103. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400103>.
- Rodríguez, J., Blain, H.A., Mateos, A., Martín-González, J.A., Cuenca-Bescós, G., Rodríguez-Gómez, G., 2014. Ungulate carrying capacity in Pleistocene Mediterranean ecosystems: evidence from the Atapuerca sites. *Palaeogeogr. Palaeoclim. Palaeoecol.* 393, 122–134. <https://doi.org/10.1016/J.PALAEO.2013.11.011>.
- Rooney, T.P., Wiegmann, S.M., Rogers, D.A., Waller, D.M., 2004. Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conserv. Biol.* <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00515.x>.

- Rosenthal, J.P., Kotanen, P.M., 1994. Terrestrial plant tolerance to herbivory. *Trends Ecol. Evol.* 9, 145–148. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90180-5](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90180-5).
- Schmitz, P., Caspers, S., Warren, P., Witte, K., 2015. First steps into the wild – exploration behavior of european bison after the first reintroduction in Western Europe. *PLoS One* 10, e0143046. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0143046>.
- Schneider, T.C., Kowalczyk, R., Köhler, M., 2013. Resting site selection by large herbivores - the case of European bison (*Bison bonasus*) in Białowieża Primeval Forest. *Mamm. Biol.* 78, 438–445. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.06.002>.
- Schulze, K.A., Buchwald, R., Heinken, T., 2014. Epizoochory via the hooves-the European bison (*Bison bonasus* L.) as a dispersal agent of seeds in an open-forest-mosaic Epizoochore Samenausbreitung durch die Klauen des Wisents (*Bison bonasus* L.) in einem Wald-Offenland-Mosaik. *Tuexenia* 34, 131–143. <https://doi.org/10.14471/2014.34.016>.
- Schwerk, A., Klich, D., Wójtowicz, E., Olech, W., 2021. Impact of European Bison Grazing (*Bison bonasus* (L.)) on species and functional traits of carabid beetle assemblages in selected habitats in Poland. *Biology* 10, 123. <https://doi.org/10.3390/biology10020123>.
- Simončič, T., Bončina, A., Jarni, K., Klopčič, M., 2019. Assessment of the long-term impact of deer on understory vegetation in mixed temperate forests. *J. Veg. Sci.* 30, 108–120. <https://doi.org/10.1111/jvs.12702>.
- Smit, C., Putman, Rory, 2011. Large herbivores as ‘environmental engineers’. In: Putman, R., Apollonio, M., Andersen, R. (Eds.), *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press, pp. 260–283.
- Stockton, S.A., Allombert, S., Gaston, A.J., Martin, J.L., 2005. A natural experiment on the effects of high deer densities on the native flora of coastal temperate rain forests. *Biol. Conserv* 126, 118–128. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.006>.
- Svenning, J.-C., 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biol. Conserv* 104, 133–148. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00162-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00162-8).
- Svenning, J.-C., Pedersen, P.B.M., Donlan, C.J., Ejrnæs, R., Faurby, S., Galetti, M., Hansen, D.M., Sandel, B., Sandom, C.J., Terborgh, J.W., Vera, F.W.M., 2016. Science for a wilder Anthropocene: synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 113, 898–906. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502556112>.
- Takala, T., Tahvanainen, T., Kouki, J., 2012. Can re-establishment of cattle grazing restore bryophyte diversity in abandoned mesic semi-natural grasslands. *Biodivers. Conserv* 21, 981–992. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0234-1>.
- Valdés-Correcher, E., Rodríguez, E., Kemp, Y.J.M., Wassen, M.J., Cromsigt, J.P.G.M., 2018. Comparing the impact of a grazing regime with European bison versus one with free-ranging cattle on coastal dune vegetation in the Netherlands. *Mamm. Res* 63, 455–466. <https://doi.org/10.1007/s13364-018-0373-1>.
- Van Uytvanck, J., Hoffmann, M., 2009. Impact of grazing management with large herbivores on forest ground flora and bramble understorey. *Acta Oecol.* 35, 523–532. <https://doi.org/10.1016/J.ACTAO.2009.04.001>.
- Vlasakker, J. van de, 2014. Rewilding Europe Bison Rewilding Plan, 2014–2024. Publication by Rewilding Europe, Nijmegen, The Netherlands.
- Wolfram Research, 2020. Mathematica, Version 12.1. Champaign, Illinois.
- Wołoszyn-Gałęza, A., Perzanowski, K., Januszczak, M., Pagacz, S., 2016. Habitat preferences of a european bison (*Bison bonasus*) population in the carpathian mountains. *Ann. Zool. Fenn.* 53, 1–18. <https://doi.org/10.5735/086.053.0201>.
- Zielke, L., Wrage-Mönnig, N., Müller, J., Neumann, C., 2019. Implications of spatial habitat diversity on diet selection of european Bison and Przewalski's horses in a rewilding area. *Diversity* 11, 63. <https://doi.org/10.3390/d11040063>.



Velfærdsvurderingssystem for naturnationalparkerne

Naturstyrelsen har tilbage i 2021 udviklet et velfærdsvurderingssystem som anvendes og udgør grundlaget for velfærdsvurderingerne af husdyrbesætninger i dag. Til de kommende naturnationalparker er der udviklet et særligt velfærdsvurderingssystem, som skal anvendes i naturnationalparkerne og ikke andre steder.

Naturstyrelsen har for at sikre den faglige kvalitet af velfærdsvurderingssystemet for naturnationalparker konsulteret relevante forskningsmiljøer i Danmark forud for udarbejdelsen af det samlede velfærdsvurderingssystem. Den forskningsbaserede rådgivning er udkommet i følgende tre publikationer:

- *Systemer af relevans for vurdering af dyrevelfærden hos store græssere i de kommende naturnationalparker – vidensyntese*. 24 sider. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 30. juni 2022.
- *Vidensyntese om adfærdsmæssige indikatorer for hhv. positiv og negativ velfærd hos hest og kvæg ved helårsafgræsning*. 32 sider. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 02.02.2024.
- *Helårsgræsning – vurdering af bæreevne*. IGN Rapport, maj 2024. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. 70 s. ill.

Det fremgår af den forskningsbaserede rådgivning, at der ikke findes et valideret velfærdsvurderingssystem, som Naturstyrelsen vil kunne benytte eller videreudvikle til sit eget system. Naturstyrelsen har derfor med udgangspunkt i den forskningsbaserede rådgivning, eksisterende erfaringsbaserede metoder og praktisk afprøvning af store dele af metoderne i egen forvaltning over de sidste år, udviklet dette velfærdvurderingssystem til brug i naturnationalparkerne.

Velfærdsvurderingssystemet er bygget op om anbefalingerne fra Aarhus Universitet i de to rapporter fra 2022 og 2024 efter modellen om de fem domæner som beskrevet af Harvey et al. (2020). Naturstyrelsen har i overensstemmelse med modellen indført målinger af indikatorer inden for domænerne ernæring/hydrering, miljø, sundhed, adfærd og mental tilstand. Desuden er vurdering af indikatorer for positiv og negativ adfærd blevet indført som anbefalet af Aarhus Universitet.

Metoderne til vurdering af føderessourcen på arealerne har Naturstyrelsen selv udviklet med baggrund i rapporten fra IGN.

I velfærdsvurderingssystemet vil hyppigheden af tilsyn og omfanget af vurderinger stige fra individniveau til bestandsniveau.

Velfærdsvurderingssystemet er bygget op om følgende fire bestanddele:

- Vurdering af kropskondition for kvæg, heste og bison
- Vurdering af adfærd og andre signaler for kvæg, heste og bison
- Vurdering af føderessourcen på arealet
- Vurdering af vandressourcen

Det er ikke alle bestanddele af velfærdsvurderingssystemet, som skal gennemføres på hvert tilsyn. F.eks. vurderes på hvert tilsyn: flokkens gennemsnitlige huldvurdering, registrering af adfærd og vandressourcen. Føderessourcen vurderes i sommerperioden én gang om måneden og én gang om ugen i vinterperioden og i perioder med vinterlignende vejr.

Anvendelse af velfærdsvurderingssystemet kan kræve nye kompetencer hos dyrepasserne. Det er beskrevet til sidst i velfærdsvurderingssystemet.

Indholdsfortegnelse

Velfærdsvurderingssystem for naturnationalparkerne	1
Anvendelse af velfærdsvurderingssystemet	3
Velfærdsvurdering af kvæg	4
Huldvurdering af kvæg	4
Vurdering af adfærd og andre signaler for kvæg	8
Velfærdsvurdering af heste	11
Huldvurdering af heste	11
Vurdering af adfærd og andre signaler for heste	16
Velfærdsvurdering af europæisk bison	19
Vurdering af kropskondition hos bison	19
Vurdering af øvrige velfærdsindikatorer	20
Samlet vurdering	21
Vurdering af føderessource	23
Metode til vurdering af føderessourcen	23
Skema til vurdering af føderessource	24
Den løbende vurdering af føderessourcen	25
Den stående tilbageværende føderessourcevurdering	25
Vurdering af vandressource	26
Udvikling af kompetencer	26

Anvendelse af velfærdsvurderingssystemet

Velfærdsvurderingssystemet for naturnationalparker anvendes kun i naturnationalparker. Systemet består af fire adskilte vurderinger, som præsenteres oversigtligt nedenfor og udbygges i de efterfølgende afsnit.

Det fremgår af Naturstyrelsens ”Generelle retningslinjer for forvaltning af dyr i naturnationalparker”, at velfærdsvurderingssystemet skal anvendes ved tilsyn med dyr i naturnationalparkerne. Det fremgår yderligere, at registreringerne skal indtastes i Naturstyrelsens tilsyns-app.

1. Vurdering af huld

- Gennemsnitlig huldvurdering af flokken skal ske ved hvert tilsyn.
- Huldvurderingen på individniveau skal kun gennemføres for individer:
 - der nærmer sig minimumskravet for huld.
 - der skiller sig ud fra resten af flokken fordi der er sundhedsmæssige eller adfærdsmæssige problemer med dyret.
- Minimumskravet for kvæg og heste er huldscore 3 i vinterperioden og i perioder med vinterlignende vejr som anbefalet af Det veterinære Sundhedsråd og mindst huldscore 2,5 resten af året.

2. Dyrenes adfærd og signaler

- Dyrenes aktivitetsperiode registreres ved hvert tilsyn.
- Dyrers adfærd og signaler skal vurderes ved hvert tilsyn. Særligt hvis der er adfærd afvigende fra det normalt observerede skal dette registreres.
- Andelen af positiv og negativ adfærd i flokken skal vurderes og registreres ved hvert tilsyn.
- Ved gule observationer (figur 4, 5 og 6) skal det pågældende dyr opsøges dagen efter eller evt. senere samme dag afhængig af, hvor akut tilstanden er.
- Ved røde observationer (figur 4, 5 og 6) skal der gribes ind umiddelbart.

3. Vurdering af føderessource

- Vurdering af føderessourcen på arealer foregår en gang om ugen i vinterperioden og i perioder med vinterlignende vejr. Uden for denne periode foregår vurderingen en gang om måneden. Hvis der i sommerperioden forekommer perioder med fødemangel som følge af tørke, insektangreb, overgræsning eller andet øges frekvensen af vurderingerne til en gang i ugen.
- Vurdering af tilbageværende føderessource i naturnationalparken foregår hvert år inden vækstsæsonen starter i april måned og igen inden vækstsæsonen slutter i september eller oktober mhp. at vurdere, om der proaktivt skal reguleres i de forskellige bestande af dyr i naturnationalparken – formålet er at sikre, at der er føde nok til de resterende dyr i vinterperioden.

4. Vurdering af vandressource

- Adgang til frisk vand skal vurderes ved hvert tilsyn.
- Ved mangel på adgang til vand skal der handles med det samme. Der skal altid være adgang til frisk vand.

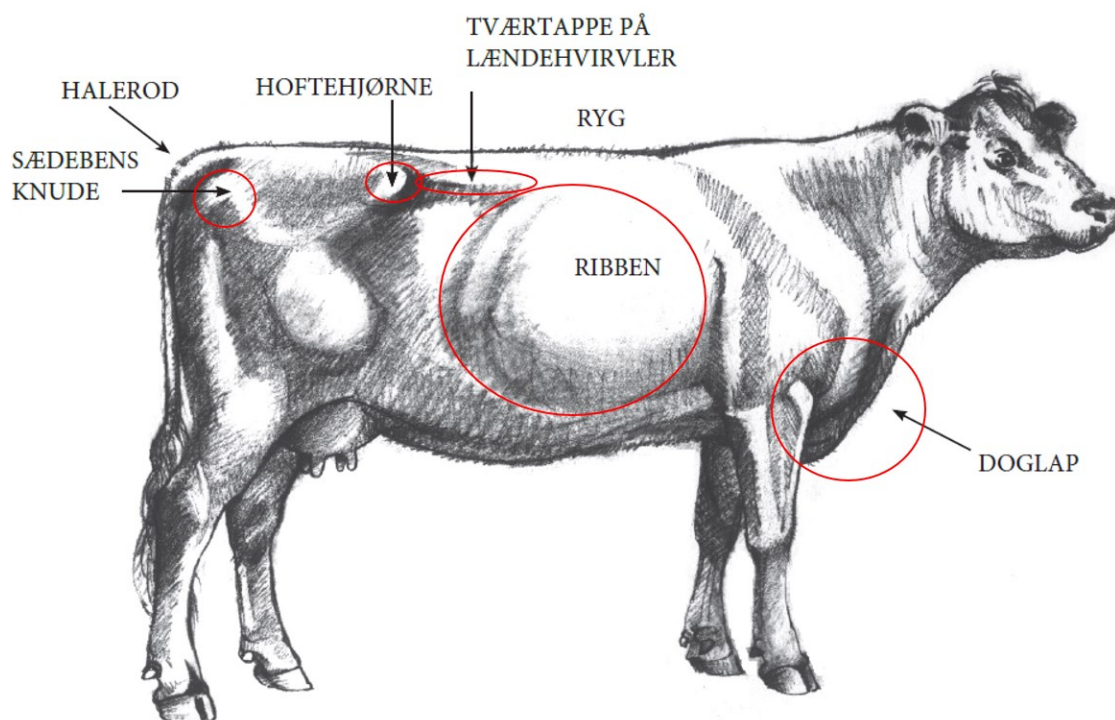
Velfærdsvurdering af kvæg

Huldvurdering af kvæg

Huldvurderingen forgår både som en vurdering af flokkens gennemsnitlige huld og som en individuel vurdering af det enkelte dyr.

- Huldvurdering af flokken skal foretages ved hvert tilsyn. Vurderingen foregår ved, at alle flokkens individer iagttages og der vurderes et gennemsnit, som repræsenterer individer. Denne vurdering skal foretages ved hvert tilsyn og vil over en længere periode give et indtryk af, hvordan dyrenes huld udvikler sig over året.
- Huldvurdering af enkeltindivider skal dokumenteres, når dyret nærmer sig minimumskravet for huld, eller hvis dyret skiller sig ud fra resten af flokken, fordi der er sundhedsmæssige eller adfærdsmæssige problemer med dyret.

Det er vigtigt at se dyrene i bevægelse for at score hullet, fordi det i de fleste tilfælde ikke er muligt at røre dyrene. Metoden til huldvurdering af kvæg er udviklet af The Scottish Agricultural Colleges i 1984 og er beskrevet i Dansk Husdyrbrugsforsøg, beretning 669, Foulum 1990. Beskrivelsen er suppleret med billeder fra Rasby et al. (2014): Body condition scoring beef cows, University of Nebraska-Lincoln.



Figur 1: Steder til vurdering af kødkvægs huld er sædebensknude, halerod, hoftehjørne, tværtappe på lændehvirvler, ribben og doglap. Tegning er fra Elanco, artiklen Rasby et al. (2014), Body condition scoring beef cows.

Huld 1

De enkelte tværtappe kan let identificeres, og man kan se mellemrum mellem tværtappene.



Foto 1. Charolaistyr i huld 1. Alle knoglestrukturer kan ses under huden. De enkelte tværtappe kan identificeres, og man kan se mellemrummet mellem disse.

Foto: Anne Hels.



Foto 2. Bækkenknogler og halerod står tydeligt frem.
Foto: Anne Hels.

Huld 2

De enkelte tværtappe kan stadig identificeres, men mellemrummene mellem tværtappene kan ikke erkendes. Rygsøjlen er tydelig. Ribben kan ses. Halerodens knogler rager op over omgivende væv.



Foto 3. Kreatur i huld 2. Tværtappe ses, tydelig rygsøjle, halerodens knogler er over omgivende væv.
Foto fra Rasby et al. (2014).



Foto 4. Gallowayko i huld 2. Halerodens knogler rager op over omgivende væv, hoftehjørne og sædebensknude meget skarpe. Der er mangel på muskulatur og fedt på bagparten.
Foto: Anne Hels.



Foto 5. Kreatur i huld 2½. Tværtappe og to bagerste ribben ses.

Foto: Rasby et al. (2014).



Foto 6. Kreatur i huld 2½. Hoftehjørnet er skarpt.

Foto: Rasby et al. (2014).

Huld 3

Tværtappene kan ikke ses. Haleroden er mindre synlig. Ribben er ikke synlige.



Foto 7. Huld 3. Ribben og tværtappe ikke synlige, fedt begynder at aflejres omkring haleroden, så den er mindre synlig. Hoftehjørnet kan ses, men er afrundet.

Foto: Rasby et al. (2014).



Foto 8. Gallowaykvier i huld 3.

Foto: Anne Hels.



Foto 9. Huld 3½: Ribben og tværtappe ikke synlige, mere fedtaflejring omkring haleroden.

Foto: Rasby et al. (2014).



Foto 10. Huld 3½: Ribben og tværtappe ikke synlige, mere fedtaflejring omkring haleroden.

Foto: Rasby et al. (2014).

Huld 4

Tværtappene kan ikke ses. Et betydeligt fedtlag omkring haleroden ses som en mindre forhøjning. Knoglestruktur under huden er svær at erkende.



Foto 11. Huld 4: Knoglestrukturen under huden er svær at erkende.
Foto fra Rasby et al. (2014).



Foto 12. Huld 4: Der er betydelige fedtaflejringer omkring haleroden. Knoglestrukturen er svær at erkende.
Foto fra Rasby et al. (2014).



Foto 13: Gallowaytyr i huld 4.
Foto: Anne Hels.



Foto 14: Gallowaytyr i huld 4.
Foto: Anne Hels.

Huld 5

Haleroden er dækket af et tykt fedtlag. Knoglestrukturen inklusive hoftehjørnet kan ikke længere ses. Dyret har et kasseagtigt udseende.



Foto 15. Huld 5: Der er et meget tykt fedtlag omkring haleroden, så den kommer til at ligge dybt.

Foto: Anne Hels



Foto 16. Huld 5: Knoglestrukturer kan ikke erkendes.

Foto: Anne Hels.

Det anbefales, at huldvurderingen jævnligt kalibreres med den tilknyttede dyrlæge og med andre dyrepassere for fælles sparring.

Vurdering af adfærd og andre signaler for kvæg

Indikatorer for positiv og negativ adfærd hos kvæg vurderes på hvert tilsyn. Flokken iagttages i præcis 3 minutter, mens det registreres i Naturstyrelsens tilsyns-app, om der er mest af den positive eller den negative adfærd i flokken (se de to nederste rækker i figur 4).

Anden adfærd og signaler hos kvæg konstateres på hvert tilsyn. Det er kun gule og røde observationer, der registreres. Flokken med individer betragtes i et passende tidsrum, så det er muligt at forholde sig til alle dyr.

Ifølge "Vidensyntese om adfærds-mæssige indikatorer for hhv. positiv og negativ velfærd hos hest og kvæg ved helårsafgræsning" er det ikke ved kortvarige observationer muligt repræsentativt at registrere videnskabelig pålidelig information om heste og kvægs hhv. positive og negative adfærd. Dog angives det for heste, at kropsholdning med sænket hals og hoved, reduceret opmærksomhed på omgivelser og apati er valideret som længerevarende eller kroniske negative tilstande, som sandsynligvis kan registreres ved kortvarig observation.

Naturstyrelsen vil ved kortvarige observationer registrere synlige indikatorer for hhv. positiv og negativ adfærd. Derved kan adfærden sammenlignes mellem de forskellige dage, ud fra dyrepasserens kendskab til flokken og de enkelte individer. Derudover skal dyrepassereren notere balancen i, om der er flest indikatorer på positiv eller negativ adfærd. Denne metode er ikke valideret videnskabeligt, derfor vil Naturstyrelsen løbende vurdere om metoden fortsat kan anvendes til registrering af adfærd.

På den baggrund har Naturstyrelsen besluttet at supplere adfærdsregistrering med:

- Adfærd registreres på forskellige tidspunkter af dagen (græsningsperiode, hvileperiode og social aktiv periode).
- Det skal ved hvert tilsyn vurderes, om der er mest af positiv eller negativ adfærd.
- Det skal registreres, hvis der er adfærd afvigende fra det normalt observerede.

Signal/adfærd (kvæg)	Grøn	Gul	Rød
Hud og hårlag	intakt hud, hårlag blankt og tæt.	mat, strittende, evt. let hårtab, mindre hudskade.	større område med hårtab, større hudskade.
Halthed	jævn til let ujævn gang.	går med krum ryg, ujævn gang, korte skridt.	tydelig halt, aflaster benet i hvile, støtter evt. ikke på benet.
Klove	normale klove.	lange klove, evt. med skader.	halt pga. lange klove eller anden klovlidelse.
Positur	lige ørespil.	hoved sænket under ryglinje, evt. krum ryg, ører vender bagud.	krum ryg, hoved sænket under skulder, evt. hænger ører slapt nedad, skærer evt. tænder.
Drøvtygning	rigelig drøvtygning ses.	mindre drøvtygning end normalt.	drøvtygning ophørt.
Vejrtrækning	under 10 pr. minut.	10-30 pr. minut.	over 30 pr. minut.
Renhed	ren over forknæ/haser.	beskidt på områder på ben, lår, bug og flanker.	beskidt på store områder langt op ad ben, lår, bug, flanker.
Hoste	ingen.	enkelte host uden påvirkning af dyret.	vedvarende hoste eller dyret alment påvirket.
Flåd	intet.	en smule klart flåd uden påvirkning af dyret.	uklart flåd eller dyret påvirket, f.eks. lukker øjet.
Vomfylde	hungergruben buer udad eller ganske let indad.	hungergruben buer indad og en fold fra hoftehjørnet går skråt frem og ned, danner en trekant.	hungergruben buer meget indad, fold fra hoftehjørnet går lodret ned og danner en firkant.
Gødningskonsistens	Normal konsistens	løse i gødningen end normalt.	Evt. diarré evt. med ufordøjede dele.
Græsningsafstand fra gødning	mindst 20-25 cm fra gødning.	10-20 cm fra gødning	under 10 cm fra gødning.
Individadfærd	med i flokken, opmærksom.	nedsat fysisk og social aktivitet, opfører sig anderledes end dyret plejer.	alene, nedsat/ophørt aktivitet, uopmærksom.
Bevægelsesadfærd	kraftfulde bevægelser.	mindre kraftfulde bevægelser.	langsomme uregelmæssige og evt. snublende bevægelser.
Fødesøgningsadfærd	passende for flokken.	søger konstant efter føde.	ude af sync med resten af gruppen evt. ophørt med at æde.
Undersøgende adfærd	opmærksom og aktiv.	nogen passivitet	desorienteret, mindre opmærksom, tager ikke vare på sig selv.

Signal/adfærd (kvæg)	Grøn	Gul	Rød
Social adfærd	følger flokken.	blandt de bagerste 5-10% i flokken.	går alene.
Positiv adfærd	f.eks. kropspøje alene eller med artsfæller, strækker sig, positive sociale interaktioner, legeadfærd.	mindre positiv adfærd end normalt.	fravær af positiv adfærd.
Negativ adfærd	mild aggression eller afvisning.	moderat aggression.	voldsom aggression med skade på artsfæller.

Figur 4: Skema over adfærd og signaler for kvæg. Grøn = ingen problemer, gul = den tilsynsførende skal holde ekstra øje med dyret, rød = der skal reageres umiddelbart

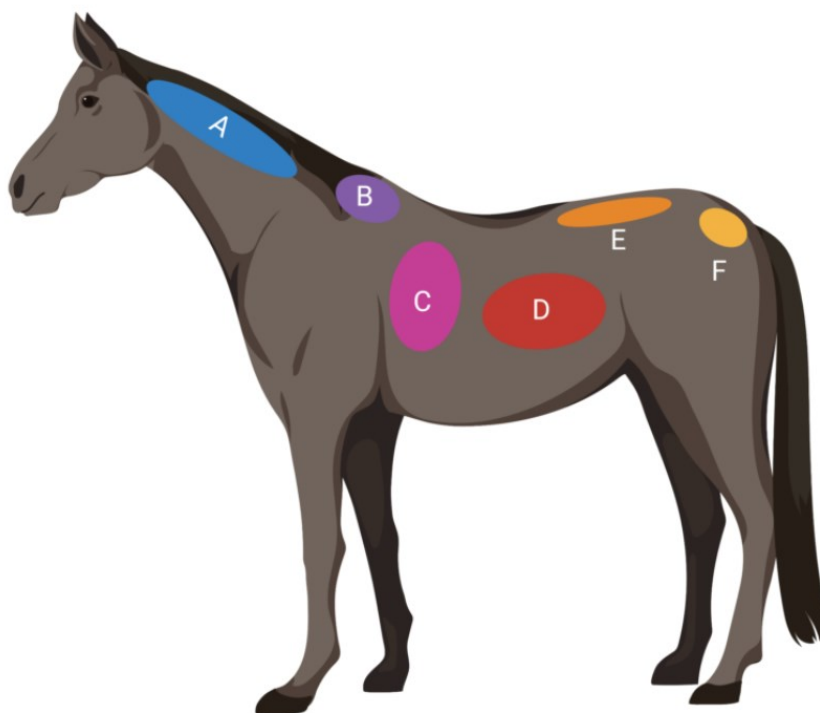
Velfærdsvurdering af heste

Huldvurdering af heste

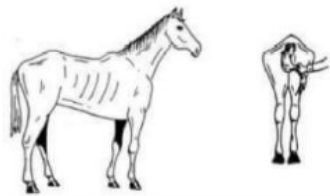
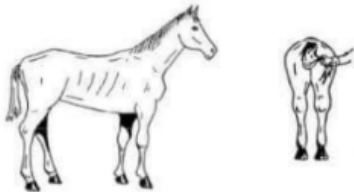
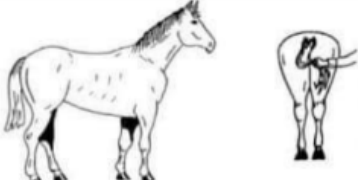
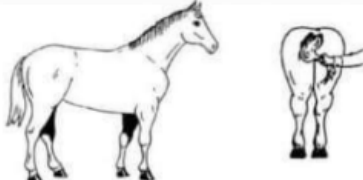
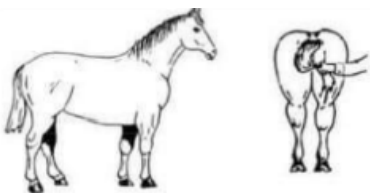
Huldvurderingen forgår både som en vurdering af flokkens gennemsnitlige huld og som en individuel vurdering af det enkelte dyr.

- Huldvurdering af flokken skal foretages ved hvert tilsyn. Vurderingen foregår ved at alle flokkens individer iagttages og der vurderes et gennemsnit som repræsenterer alle individer. Denne vurdering skal foretages ved hvert tilsyn og vil over en længere periode give et indtryk af, hvordan dyrenes huld udvikler sig over året.
- Huldvurdering af enkeltindivider skal dokumenteres, når dyret nærmer sig minimumskravet for huld, eller hvis dyret skiller sig ud fra resten af flokken, fordi der er sundhedsmæssige eller adfærdsmæssige problemer med dyret.

Det er vigtigt at se dyrene i bevægelse for at score hullet, fordi det i de fleste tilfælde ikke er muligt at røre dyrene. Metoden til huldvurdering af heste er udviklet på baggrund af Wright, B. et al (1998): Fact sheet of body condition scoring of horses, Ministry of Agriculture, food and rural affairs, Ontario. Beskrivelsen suppleres med billeder fra Wellard, L. (2021): How to body condition score your horse, <https://madbarn.ca/body-condition-scoring-your-horse>, tilgået d. 15. september 2022.



Figur 2: Steder til vurdering af hestes huld er A: Halskam, B: Manke, C: Bag skulderen, D: Ribben, E: Lænden og F: Halerod, efter Wellard, L. (2021).

1 Meget mager		- Udstående ribben evt. med fordybning imellem. - Anus ligger dybt. - Intet fedt omkring halerod, som gør den meget fremstående. - Knogler på hals, nakke, skulder, ryghvirvler, ribben, hoftehjørner og sædebensknuder er synlige. - Hesten er kantet diamantformet set bagfra. - Rygsøjlen er højeste punkt.
2 Mager		- Ribben synlige. - Enkelte ryghvirvler synlige. - Hoftehjørner stikker frem. - Indsunkne flanker. - Halerod rager op over omgivende væv. - Rygsøjle højeste punkt.
3 Normal		- Ribben ikke synlige. - Rygsøjle er i niveau med omgivende væv. - Hoftehjørner tydelige men stikker ikke frem. - Halerod mindre synlig. - Hesten let muskuløs.
4 Over middel		- Rygsøjlen ligger en smule under niveau med omgivende væv, begyndende tagrende. - Hoftehjørner kan anes, men er afrundede. - Halerod er i niveau med omgivende væv. - Muskler lette at skelne. - Bagparten er tilnærmelsesvis flad set bagfra.
5 Fed		- Ribben ikke synlige. - Rygsøjle ikke synlig, og der er en rende over rygsøjlen. - Halerod er dækket af fedtvæv. - Hofter er runde. - Muskler er svære at skelne. - Fedttag på bagpart er det højeste punkt set bagfra. - Bagparten har hjerteform set bagfra. - Rygsøjlen ligger dybere, under niveau, tagrende.

Figur 3. Huldvurderings skala for heste med tegninger og beskrivelser af anatomiske forskelle efter Wright, B. et al. (1998).

Huld 1



Foto 17. Hest i huld 1: Alle ribben ses, halerod rager op over omgivende væv, hoftehjørne skarpt, rygsøjle højeste punkt, udtalt mangel på muskulatur.
Foto: Anne Hels.



Foto 18. Exmoor ponyer i huld 1½ - 2: Ribben synlige, markeret hoftehjørne, rygsøjle højeste punkt, skarpt markeret skulder og manke, manglende bugfylde og muskelfylde i låret.
Foto: Dyrenes Beskyttelse.



Foto 19: Exmoor ponyer i huld 1½ - 2: Skarpt markeret hoftehjørne, rygsøjle højeste punkt, halerod rager op over omgivende væv.
Foto: Dyrenes Beskyttelse.



Foto 20. Exmoor ponyer i huld 1 – 1½. Trods lang vinterpels ses hoftehjørne og sædebensknude tydeligt under pelsen.
Foto: Anne Hels

Huld 2



Foto 21. Exmoor pony i huld 2½+: Ribben kan evt. skimtes, god muskelfylde, rygsøjlen er højeste punkt.
Foto: Anne Hels.



Foto 22. Exmoor i huld 2+: Hoftebjørne og sædebensknude træder tydeligt frem under huden. Rygsøjlen er højeste punkt, haleroden fremtrædende.
Foto: Anne Hels.



Foto 23. Exmoor i huld 2+: Mangel på muskulatur på bagpart, hoftebjørne skarpt. Rygsøjlen er højeste punkt, haleroden fremtrædende.
Foto: Anne Hels.



Foto 24. Exmoor i huld 2: Mangel på muskulatur på bagpart, hoftebjørne træder tydeligt frem under huden. Rygsøjlen er højeste punkt, haleroden fremtrædende, ribben anes.
Foto: Anne Hels.

Huld 3



Foto 25. Exmoor pony i huld 3: Ribben ikke synlige, rygsøjle i niveau med omgivende væv, halerod mindre synlig.
Foto: Anne Hels.



Foto 26. Konik huld 3: Rygsøjle er i niveau med omgivende væv.
Foto: Jens B. Jensen

Huld 4



Foto 27. Exmoor ponyer i huld 4: Fedtdepoter på halskam, bag skulder, langs manken, over ribben og omkring halerod, rygsøjle under niveau med omgivende væv (tagrende).
Foto: Anne Hels.



Foto 28. Konik i huld 4: Rygsøjlen er under niveau med omgivende væv, der er begyndende rendedannelse.
Foto: Johanne Hvid.

Huld 5



Foto 29. Hest i huld 5: Fedtdepoter på hele kroppen, så muskler er svære at skelne. Rygsøjlen er under niveau med omgivende væv og danner en rende. Fedttag på bagpart er højeste punkt set bagfra. Foto: Johanne Hvid.



Foto 30. Hest i huld 5. Samme hest som foto 29. Foto: Johanne Hvid.

Det anbefales, at huldvurderingen jævnligt kalibreres med den tilknyttede praktiserende dyrlæge og med andre dyrepassere for fælles sparring.

Vurdering af adfærd og andre signaler for heste

Indikatorer for positiv og negativ adfærd hos heste vurderes på hvert tilsyn. Flokken iagttages i præcis 3 minutter, mens det registreres i Naturstyrelsens tilsyns-app, om der er mest af den positive eller den negative adfærd i flokken (se de to nederste rækker i figur 5).

Anden adfærd og signaler hos heste konstateres på hvert tilsyn. Det er kun gule og røde observationer der registreres. Flokken med individer betragtes i et passende tidsrum, så det er muligt at forholde sig til alle dyr.

Ifølge "Vidensyntese om adfærdsmæssige indikatorer for hhv. positiv og negativ velfærd hos hest og kvæg ved helårsovervågning" er det ikke ved kortvarige observationer muligt repræsentativt at registrere videnskabelig pålidelig information om heste og kvægs hhv. positive og negative adfærd. Dog angives det for heste, at kropsholdning med sænket hals og hoved, reduceret opmærksomhed på omgivelser og apati er valideret som længerevarende eller kroniske negative tilstande, som sandsynligvis kan registreres ved kortvarig observation.

Naturstyrelsen vil ved kortvarige observationer registrere synlige indikatorer for hhv. positiv og negativ adfærd. Derved kan adfærden sammenlignes mellem de forskellige dage, ud fra dyrepasserens kendskab til flokken og de enkelte individer. Derudover skal dyrepassereren notere balancen i, om der er flest indikatorer på positiv eller negativ adfærd. Denne metode er ikke valideret videnskabeligt, derfor vil Naturstyrelsen løbende vurdere om metoden fortsat kan anvendes til registrering af adfærd.

På den baggrund har Naturstyrelsen besluttet at supplere adfærdsregistrering med:

- Adfærd registreres på forskellige tidspunkter af dagen (græsningsperiode, hvileperiode og social aktiv periode).
- Det skal ved hvert tilsyn vurderes, om der er mest af positiv eller negativ adfærd.
- Det skal registreres, hvis der er adfærd afvigende fra det normalt observerede.

Signal/adfærd (hest)	Grøn	Gul	Rød
Hud og hårlag	intakt hud, hårlag blankt og tæt.	mat, strittende, evt. let hårtab, mindre hudskade.	større område med hårtab, større hudskade.
Halthed	jævn til let ujævn gang.	ujævn gang, man kan skelne hvilket ben hesten er halt på, korte skridt, evt. let krum ryg.	tydelig halt, aflaster benet i hvile, støtter evt. ikke på benet.
Hove	normale hove.	lange hove, evt. med skader.	halt pga. lange hove eller anden hovlidelse.
Positur	lige ryg, ørespil.	nedsat ørespil, ører vender bagud.	krum ryg, usædvanlig holdning, evt. hænger ører slapt nedad eller helt tilbage, hovedet er under ryglinje.
Vejrtrækning	under 10 pr. minut.	10-30 pr. minut.	over 30 pr. minut.
Renhed	ren over forknæ/haser.	beskidt på områder på ben, lår, bug og flanker.	beskidt på store områder langt op ad ben, lår, bug, flanker.
Hoste	ingen.	enkelte host uden påvirkning af dyret.	vedvarende hoste eller dyret alment påvirket.
Flåd	intet.	en smule klart flåd uden påvirkning af dyret.	uklart flåd eller dyret påvirket, f.eks. lukker øjet.
Gødningskonsistens	formede hestepærer.	løse i gødningen end normalt, evt. med ufordøjede dele.	Evt. diarré evt. med ufordøjede dele.
Græsningsafstand fra gødning	mindst 20-25 cm fra gødning.	10-20 cm fra gødning.	under 10 cm fra gødning.
Individadfærd	med i flokken, opmærksom.	nedsat fysisk og social aktivitet, opfører sig anderledes end dyret plejer.	alene, nedsat/ophørt aktivitet, uopmærksom.
Bevægelsesadfærd	kraftfulde bevægelser.	mindre kraftfulde bevægelser.	langsomme uregelmæssige og evt. snublende bevægelser.
Fødesøgningsadfærd	passende for flokken.	søger konstant efter føde.	ude af sync med resten af gruppen evt. ophørt med at æde.
Undersøgende adfærd	opmærksom og aktiv.	nogen passivitet.	desorienteret, mindre opmærksom, tager ikke vare på sig selv.
Social adfærd	følger flokken.	blandt de bagerste 5-10% i flokken.	går alene.

Positiv adfærd	f.eks. kropspleje alene eller med artsfæller, strækker sig, positive sociale interaktioner, legeadfærd.	mindre positiv adfærd end normalt.	fravær af positiv adfærd.
Negativ adfærd	mild aggression eller afvisning.	moderat aggression.	voldsom aggression med skade på artsfæller.

Figur 5: Skema over adfærd og signaler for hest. Grøn = ingen problemer, gul = den tilsynsførende skal holde ekstra øje med dyret, rød = der skal reageres umiddelbart

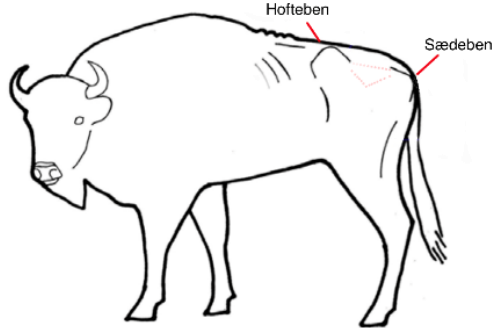
Velfærdsvurdering af europæisk bison

Naturstyrelsens erfaring med forvaltning af bison siden 2012 er, at tilgængelige tabeller til huldscoring af kvæg ikke umiddelbart lader sig anvende på bison. Det skyldes, at bison ikke er forædlet med henblik på kød- og/eller mælkeproduktion, og derfor har en række afvigelser i kropsbygning og deponering af fedt.

Naturstyrelsen anvender en samlet vurdering for dyrenes sundhedstilstand, som baseres på en række observationer som beskrevet nedenfor.

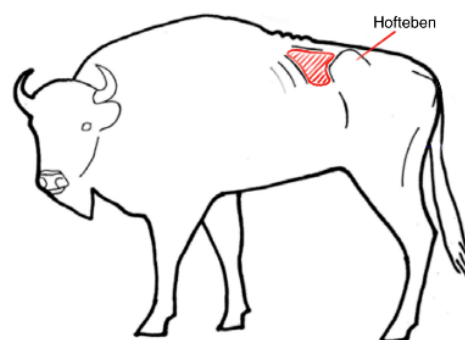
Vurdering af kropskondition hos bison

Der anvendes to indikatorer til vurdering af kropskonditionen hos bison.

1 Fordybningen mellem hofte- og sædeben - dyrepasser skal være opmærksom på, at benstilling og lys kan påvirke vurderingen.	
God tilstand 	Dårligere tilstand 

2

Fordybningen mellem hofteben og ribben - dyrepasser skal være opmærksom på, at fordybningen sidder lavt hos bison pga. de lange torntappe.



God tilstand



Dårligere tilstand



Vurdering af øvrige velfærdsindikatorer

Signal/adfærd (bison)	Grøn	Gul	Rød
Bevægelse	Koordineret, i balance og kraftfuldt	Mindre kraftfuldt og stift	Langsom, snublende, ubalanceret og svært ved at rejse sig
Adfærd	Opmærksom og reagerende på andre dyr eller mennesker	Udviser lidt passivitet	Desorienteret, meget passiv og/eller apatisk

Signal/adfærd (bison)	Grøn	Gul	Rød
Social adfærd Note: tyre går ofte i mindre grupper eller alene.	Interaktiv og en del af flokken	Mindre interaktiv og lejlighedsvist adskilt fra flokken	Ingen interaktion og adskilt fra flokken
Pels Note: pelsskifte fra vinter til sommer kan hos bison godt tage flere måneder hvilket er normalt	Glansfuld og jævn – pelsskifte som forventet – dvs. kort om sommeren		Tottet og ujævn – manglende pelsskifte – langt selv om sommeren
Fødesøgning	Tilpasset habitatet, aktiv og tygger drøv	Lidt passiv fødesøgning, men tygger drøv	Ingen fødesøgning og drøvtygning
Gødning	Relativt faste og karakteristiske kokager.	Mindre fast og tendens til udflydende	Flydende – bagbenene indsmurt i fæces eller som tørre knolde eller med blod
Øjne og ører	Klare og glansfulde – ørene fremme og i spil		Øjne indsinkede og hængende ører
Vejrtrækning	Rolig og dyb	Stakåndet	Uregelmæssig og hostende
Kalvesætning Bestandsudviklingen i en bisonpopulation er grundlæggende afhængig af antal kønsmodne køer og alder.	Kalvesætning i overensstemmelse med 1 kalv hvert andet år for kønsmodne køer vurderet over 2-3 år	Enkelte år med afvigelse	Kalvesætning vedvarende under normalen

Figur 6. Skema over adfærd og signaler for bison. Grøn = ingen problemer, gul = den tilsynsførende skal holde ekstra øje med dyret, rød = der skal reageres umiddelbart

Samlet vurdering

Generelt vil vildtlevende dyr som bison være tilpasset en årsrytme, hvor kropskonditionen vil være på sit højeste i oktober-november, og dårligst i april inden løvspring. Derfor vil det for sunde bisoner være normalt, at vurderingen af kropskonditionen generelt er faldende hen over vinteren og det tidlige forår, uden at det er et tegn på en faldende velfærd. Endvidere medfører brunstsæsonen og perioder med kælvning en lavere kropskondition.

Ydermere har faktorer som alder og køn indflydelse på kropskonditionen. Den falder med alderen og tyre har generelt en bedre kropskondition end køer – særlig i tilfælde af at køerne er med kalv. Derfor skal kropskonditionen ses i sammenhæng med de øvrige velfærdsindikatorer. Der kan således godt findes dyr med lav kropskondition, som vurderes sunde i forhold til de øvrige indikatorer nævnt i tabellen. Samtidig kan der observeres dyr med god kropskondition, som f.eks. pga. pludselig opstået sygdom vurderes lavt på de øvrige velfærdsindikatorer.

Ved tilsyn vurderes de enkelte dyr ift. ovenstående signaler og adfærd. Såfremt et eller flere dyr vurderes at være afvigende fra normalen, angives enten:

- **Gul** - Dyret som skal observeres beskrives i form af køn, skønnet alder, særlige kendetegn og det angives, hvilke indikatorer som vurderes værende observationskrævende; f.eks. lidt passiv fødesøgning adskilt fra flokken. Dette betinger et intensiveret opsyn, hvor dyret aktivt opsøges hver dag.
- **Rød** - Dyret vurderes havende så dårlig velfærd, at der kræves øjeblikkelig handling. I sådanne tilfælde tilkaldes dyrlægen – eller hvis dyret er i entydigt dårlig forfatning bliver det aflivet og afhentes af DAKA.

Erfaringen er, at mistrivsel hos europæisk bison som regel viser sig ved afvigende adfærd. Det er ligeledes erfaringen, at i sådanne tilfælde er det sjældent, at dyrene kommer sig. Aflivning bør hurtigt sættes i værk.

Vurdering af føderessource

Det er målet, at der altid skal være tilstrækkelig naturlig føde til rådighed til bestandene af indhegnede dyr i naturnationalparkerne, sådan at det ikke er nødvendigt at støttefodre dyrene. Vurdering af den samlede tilgængelige føderessource i en given naturnationalpark bruges til at beregne områdets bærekapacitet.

Et areals bæreevne er afhængig af den tilgængelige føderessource, arealets naturtyper, dyrenes fødepræferencer samt deres udnyttelse af arealet (erfaring), græsningstryk, jordens surhedsgrad og næringsindhold, årstid samt lokale vejrforhold. Et areals bæreevne ændres med tiden ud fra vejrforhold, græsningstryk og hvilke planteædende pattedyrsarter der har adgang til arealet.

Fødetilgængeligheden er dyreartsspecifik. Den skal vurderes ud fra dyreartens fødesøgningsadfærd og motorik. Heste kan med deres bevægelige mule og tænder græsse vegetationen tættere end kvæg. Kvæg bruger deres tunge til at få fat om vegetationen med, og de har derfor behov for at vegetationen er min. 3 cm høj. Heste er mere tilpasningsdygtige og vil hurtigere begynde at søge anden føde end det de normalt fouragerer på herunder også finde føde i andre områder. Kvæg har lavere tilbøjelighed til at ændre fødesøgningsstrategi.

Naturstyrelsen har med udgangspunkt i forskningsbaseret rådgivning ”*Helårsgræsning – vurdering af bæreevne*” udviklet en metode til at vurdere om den løbende tilgængelige føderessource i et område er tilstrækkelig. Ligeledes er der udarbejdet en metode til at vurdere den stående tilgængelig føderessource før vækstsæsonen er overstået, som skal bidrage til en kvalificeret beslutning om behovet for proaktivt at reducere bestandene forud for vinterens komme.

Føderessourcevurderingen gennemføres på følgende måder:

1. Den løbende vurdering af føderessource foretages ugentligt i vinterperioden og perioder med vinterlignende vejr og månedligt i sommerperioden. Hvis der i sommerperioden forekommer perioder med fødemangel som følge af tørke, insektangreb, overgræsning eller andet øges frekvensen af vurderingerne til én gang i ugen.
2. Den stående tilbageværende føderessource vurderes årligt før vækstsæsonens start i april og i september eller oktober før vækstsæsonen er overstået, med henblik på om antallet af dyr skal reguleres.

Metode til vurdering af føderessourcen

Ved vurderingen anvendes et lyskrydssystem, hvor antallet af røde markeringer afgør hvor stor den tilbageværende føderessource vurderes at være på en konkret lokation. På den baggrund kan det besluttet hvilken handling/indsats der skal igangsættes.

Vurderingen af føderessourcen i naturnationalparken sker på mindst 7 permanente lokationer, hvor der er kendskab til arealets fødegrundlag, pH og dyrenes brug evt. ved hjælp af GPS-data. Stedet skal være repræsentativt for de naturtyper (overdrev, mose, eng, skov og hede), der findes i naturnationalparken i forhold til arealudbredelse og samlet føderessource værdi. Hvis der i naturnationalparken findes en værdifuld føderessource på opgivne landbrugsarealer, vildtagre, brede vejkanter eller lignende bør det også føre til udlæggelse som permanent lokation. Mindst 2 af de permanente lokationer skal have en pH over 4,5. De permanente lokationer skal som udgangspunkt udvælges der, hvor dyrene søger føde. For hver naturtype udvælges 1-2 permanente lokationer afhængig af arealtypens værdi som føderessource og udbredelse. Den permanente lokation markeres med en pæl eller et GPS-punkt, så det sikres at vurderingen finder sted samme sted og sådan at vurderingerne kan sammenlignes fra gang til gang og mellem årene. Stedet dokumenteres med fotos

fra hver gang der er gule eller røde markeringer. Der kan desuden gennemføres en årlig §3-registrering (5-meter cirkel) med centrum i de permanente lokationer, hvor føderessourcevurderingen gennemføres. §3-registreringen dokumenteres i Naturdatabasen.

Ved udpegning af permanente lokationer gælder følgende anbefalinger til placering af lokationerne: Overdrev og anden græsunden tør vegetation: Punkterne placeres der, hvor biomassen er høj. De tæt græssede arealer kan bidrage med en højere næringsværdi grundet græsning, men kan give en rød indikatorværdi grundet vegetationshøjden.

Mose: Punkterne placeres i udkanten af mosen, hvor sandsynligheden for høj vandstand er lavere. Lysesiv vil her være en vigtig føderessource efter frost hvis pH er høj.

Eng: Punkterne skal placeres på steder, hvor sandsynligheden for vand er lav i vinterperioden. Lysesiv kan her være en vigtig føderessource efter frost hvis pH er høj.

Skov: Punkterne skal placeres i lysåbne skove med bunddække af arter med høj smagelighed eller opvækst af løvtræ.

Hede: Punkterne placeres hvor lyngen er ung, eller mellem aldrende.

Der skal gennemføres vurdering af føderessource på alle permanente lokationer året rundt, enten ugentligt eller månedligt afhængig af årstid eller andre omstændigheder (se ovenfor).

Hvis der ikke længere vurderes at være tilstrækkelig føderessource i en permanent lokation skal en ny midlertidig lokation udvælges indenfor samme arealtype og hvor dyrene aktuelt søger føde. Hvis føderessourcen slipper op vælges en ny midlertidig lokation efter samme principper. Den permanente lokation føderessource vurderes fortsat - selv hvis der ikke vurderes at være mere føderessource tilbage.

Føderessourcen i en lokation vurderes som ved at slippe op når 50% af de vurderede parametre vurderes at være røde. Når det sker skal lokationen flyttes til en ny lokation, hvor føderessourcen er større og hvor færre parametre er røde – og så fremdeles.

Skema til vurdering af føderessource

Der angives vurdering for hver parameter med kryds i relevant kasse. Hvis en parameter ikke er relevant for årstiden eller ift. arealtypen så sættes der ikke kryds f.eks. registreres udbredelsen af blomstrende urter kun i sommerperioden.

Parameter	Grøn	Gul	Rød
Blomstrende urter - udbredelse	>60% af arealet	30 - 60 % af arealet	<30% af arealet
Vintergrønne arter med høj smagelighed (græsser, halvgræsser og urter) – vegetationshøjde og udbredelse	>60% arealet over 2 cm (heste)/3 cm (kvæg)	30 - 60 % arealet over 2 cm (heste)/3 cm (kvæg)	<30% arealet over 2 cm (heste)/3 cm (kvæg)
Vintergrønne arter med lav smagelighed (græsser, halvgræsser og urter) – vegetationshøjde og udbredelse	<30% arealet under 2 cm (heste)/3 cm (kvæg)	30 - 60 % arealet under 2 cm (heste)/3 cm (kvæg)	>60% arealet under 2 cm (heste)/3 cm (kvæg)
Mindre smagfulde arter (lysesiv, mosebunke, bjergør-hvene) er tæt græsset	<20% af arealet	20% - 80% af arealet	>80% af arealet

Parameter	Grøn	Gul	Rød
Dækningsflade med viscent materiale	<30%	30 - 60 %	>60%
Frisk løvfoder, knopper, bark og kviste tilgængelig (brombær, hindbær)	Store mængder under og på træer og buske	Moderat til sparsomt under og på træer og buske	Ingen
Frugt og nødder	Store mængder under og på frø og frugtbærende træer og buske	Spredte forekomster under og på frø og frugtbærende træer og buske	Ingen at finde
Hedelyng – andel afbidt	0-33% årsskud afbidt	33-66% årsskud afbidt	>66% årsskud afbidt
Bidmærker på f.eks. Eg eller andre træer, som står i tæt bevoksning	Bidmærker i skulderhøjde, i yderkanten af krat	Bidmærker på alle kviste uafhængig højde i yderkanten af krat	Bidmærker langt ind i krat
Dyrene græsser tæt på egn arts ekskrementer – obs på hvad kom først	Græsser mere end 20-25 cm fra ekskrementer	Græsser 10-20 cm fra ekskrementer	Græsser under 10 cm fra ekskrementer
Utilgængelig biomasse (under vand eller tæt sne og is, ødelagt af færdsel eller ekskrementer) af lysåbent areal	<20% af arealet	20% - 80% af arealet	>80% af arealet
Græsningsegnet bunddække i skov	>80% af arealet	20% - 80% af arealet	<20% af arealet

Figur 7. Føderessourcevurderingsskema

Biomasse/veg. højde af urter, græs og halvgræsser med høj smagelighed.

Græsningsgrad på græs og halvgræsser med lav fordøjelighed eks. sandhjælme, bjergrørhvene.

Højden på vegetationen måles for hver gang, enten med en målestav/stok eller ved hjælp af sko/støvler.

Smaglighed – Der henvises til lister i rapporten Helårsgræsning – vurdering af bæreevne fra IGN.

Den løbende vurdering af føderessourcen

I takt med at føderessourcevurderingen i de permanente lokationer begynder at indeholde flere og flere røde vurderinger skal der være opmærksomhed på dyrenes huld, vejr, temperatur, årstid samt udsigten til hvornår vegetationen igen kommer i vækst. Hvis det bliver nødvendigt at udlægge flere midlertidige lokationer fordi de permanente lokationer ikke længere indeholder tilstrækkelig føderessource skærpes opmærksomheden på om dyrene i naturnationalparken trives.

Hvis der er usikkerhed på om dyrene trives, skal den lokale enhed reagere med det samme iht. beredskabsplanen for naturnationalparken som er beskrevet i Plan for forvaltning af dyr i Naturnationalpark XX afsnit 5. Mulige løsninger kan f.eks. være følgende prioriterede rækkefølge af indsatser:

1. Lukke op til nye arealer med naturlig føde.
2. Udtage dyr fra naturnationalparken.
3. Regulering af antallet af dyr.
4. Igangsætning af støttefodring.

Den stående tilbageværende føderessourcevurdering

Den stående tilbageværende føderessource vurderes i april og når vækstsæsonen aftager i september eller oktober.

For vurderingen i april opgøres antallet af grønne, gule og røde tjekpunkter. Denne status giver information om den tilbageværende føderessource umiddelbart inden vækstsæsonen starter. Denne status er vigtig ift. at kunne vurdere bærekapaciteten for naturnationalparken.

Vurderingen ved vækstsæsonens afslutning foregår ved at gennemgå samtlige løbende registreringer af føderessource fra arealerne for hele vækstperioden. Alle disse registreringerne (for både permanente og midlertidige lokationer) skal på dette tidspunkt have 90% grønne tjekpunkter for at føderessourcen er tilstrækkelig til at den eksisterende bestand af dyr kan komme igennem vinteren uden fødemangel. Er dette ikke tilfældet, vurderes der ud fra hvilke og hvor mange punkter der er i gult eller rødt, i hvilket omfang bestandsreduktion skal foretages.

Vurdering af vandressource

I alle naturnationalparker skal dyrene have gode drikkevandsforhold. Det er ikke alle dele af naturnationalparkerne, som vil have en naturlig vandressource. I disse områder kan der være mindre græsning fra de store planteædende pattedyr end i områder med flere muligheder for at finde vand. Dette er med til at give et varieret landskab i naturnationalparken.

Gode drikkevandsforhold indebærer naturlige vandkilder (overfladevand med fri vandflade), ledningsvand og vand fra brøndboring. Vandkilder med plads til at flere dyr samtidig kan drikke tæller mere end de små vandkilder, når den samlede adgang til vand skal vurderes. Vandet i de naturlige vandkilder skal helst være i bevægelse, da der i stillestående vand er risiko for algeopblomstring, parasittryk og sygdomsfremkaldende bakterier.

Det tjekkes ved hvert tilsyn, at der er tilgængeligt vand til rådighed. Ved mangel på frisk vand skal dyrepasserer reagere med det samme. Der skal hele tiden være adgang til frisk vand.

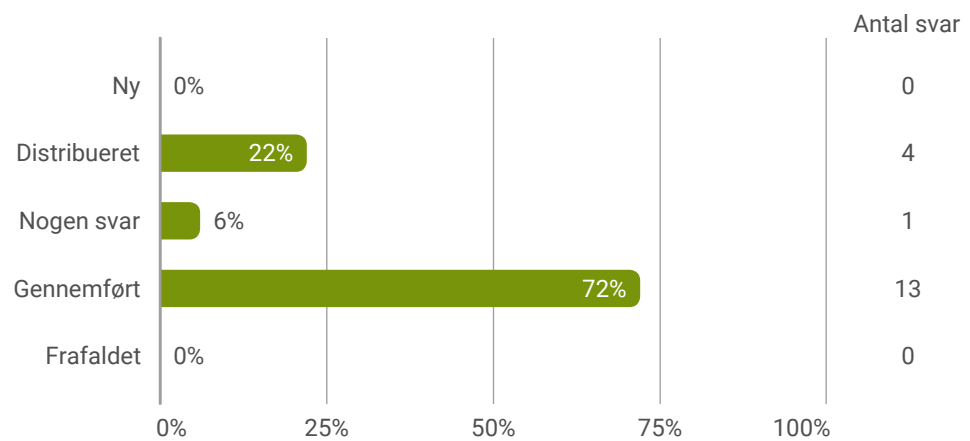
Udvikling af kompetencer

Naturstyrelsen har over de seneste år gennemført en kompetenceopbygning af styrelsens medarbejder med ansvar for tilsyn med dyr. Hovedfokus i det arbejde har været på at give medarbejderne de rigtige kompetencer til at kunne føre tilsyn med egne dyr og samtidig anvende styrelsens velfærdsvurderingssystem, der er udviklet med udgangspunkt i det lovpligtige individuelle tilsyn med dyr. Styrelsens medarbejdere har således opnået værdifulde praktiske erfaringer med huldvurdering, vurdering af adfærd og signaler hos dyr, føderessourcevurderinger og vurdering af vandressource.

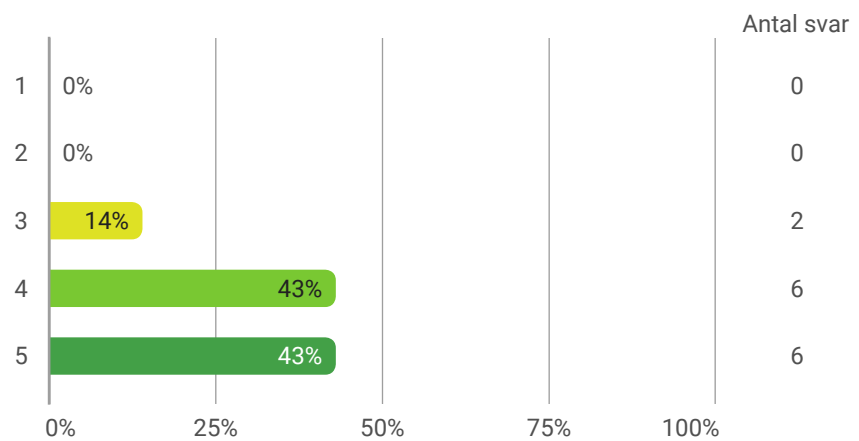
Udgangspunktet for forvaltningen med dyr i naturnationalparkerne gør, at der stilles endnu større krav til styrelsens medarbejdere med ansvar for dyr i naturnationalparkerne. Naturstyrelsen vil derfor i 2025 iværksætte yderligere kompetenceløft på de områder, hvor dyrepasserer skal have mere viden for at kunne gennemføre tilsynet som beskrevet i velfærdsvurderingssystemet for naturnationalparker. Der er konkret behov for kompetenceløft på vurdering af positiv og negativ adfærd blandt dyr, ligesom der er behov for at lære hvordan den nye føderessourcevurdering skal gennemføres i praksis.

Desuden forventer Naturstyrelsen i 2025, at gennemføre en introduktion for alle relevante medarbejdere i brug af Naturstyrelsens tilsyns-app, som skal bruges til alle tilsyn med Naturstyrelsens dyr uafhængig af om dyrene er i en naturnationalpark eller på andre arealer.

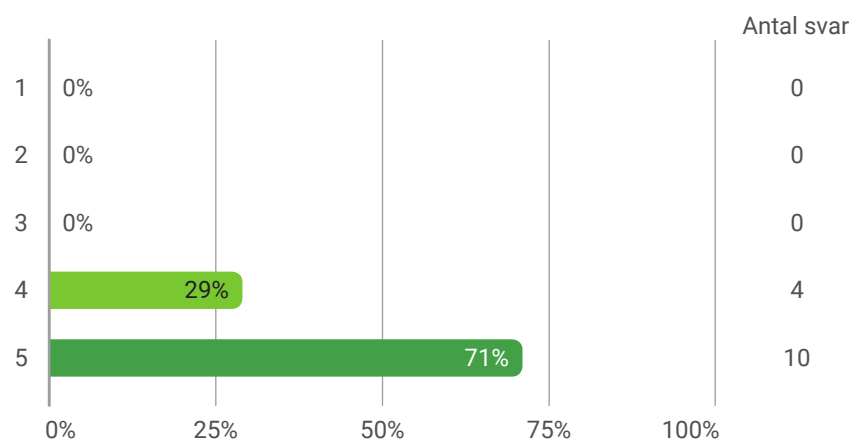
Samlet status



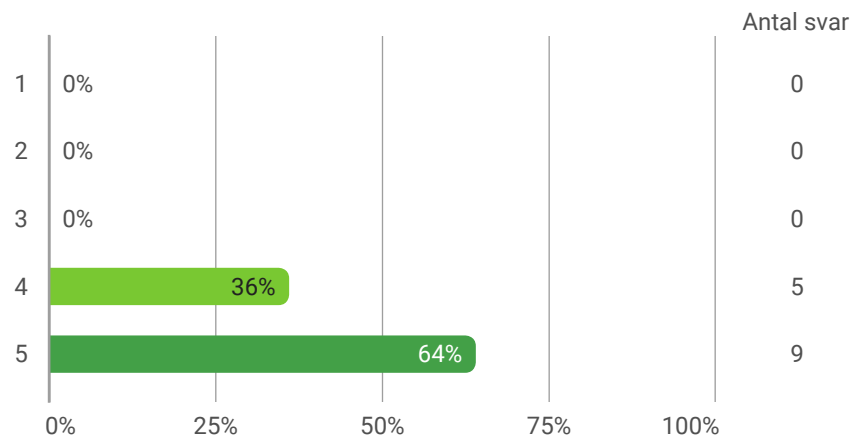
Jeg mener, at dagsordenen til bestyrelsesmøderne er tilfredsstillende sammensat



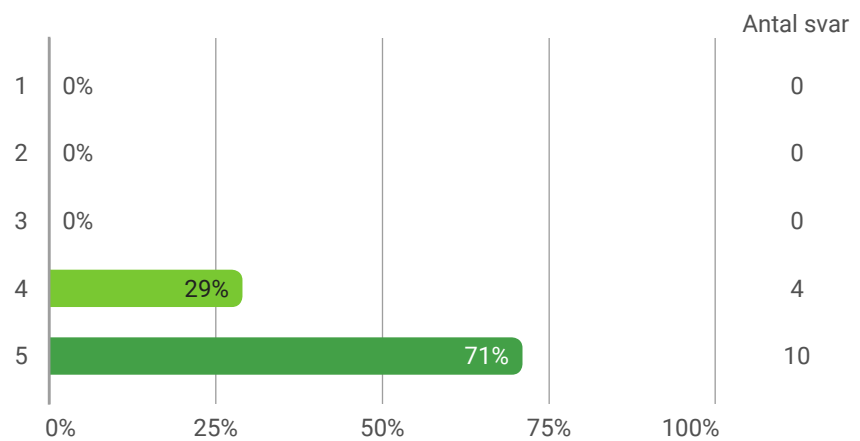
Jeg oplever, at bestyrelsesmøderne bliver afviklet på en god måde



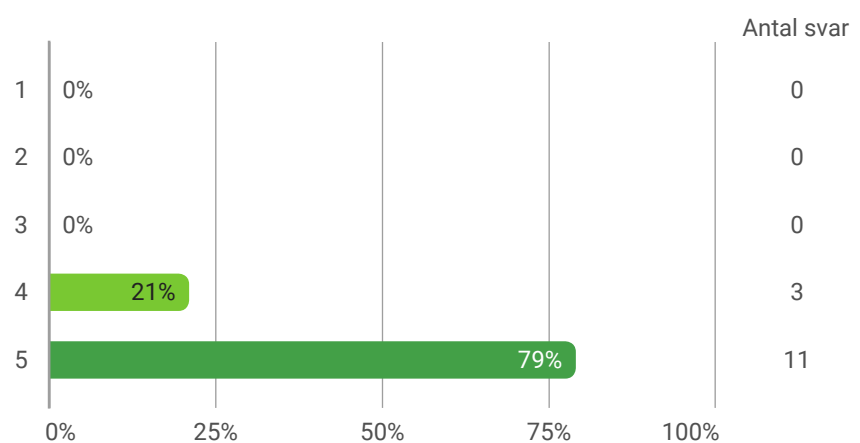
Jeg synes, at mødematerialet er tilfredsstillende



Jeg synes, at præsentationerne er tilfredsstillende



Jeg synes, at skovturene afholdes tilfredsstillende

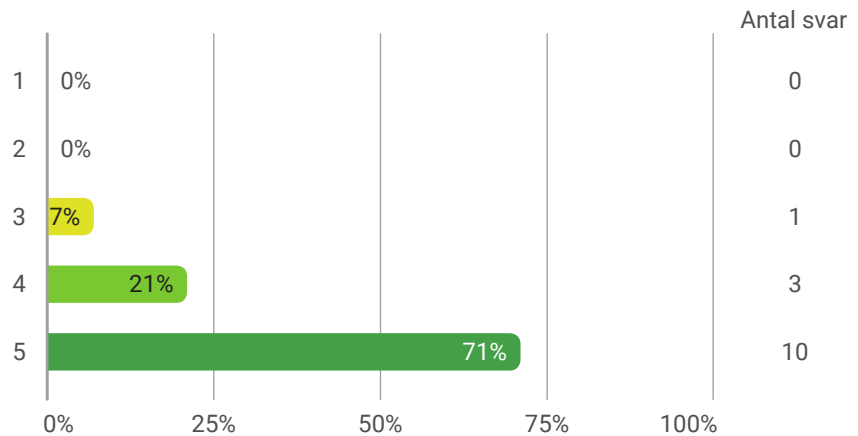


Evt. kommentarer

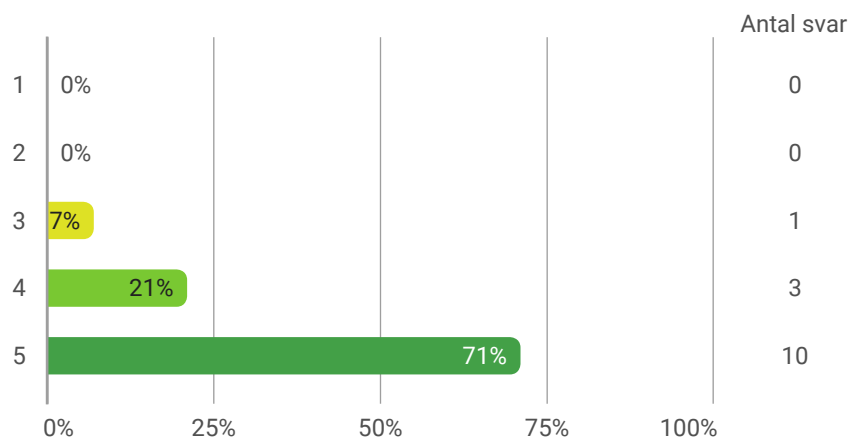
Jeg synes vores møder er hyggelige og meget informative

En god tone og mange gode input. En godt fungerende bestyrelse.

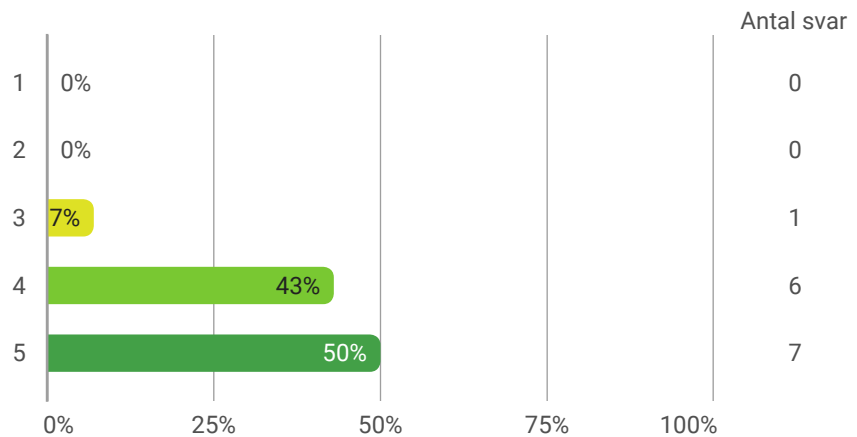
Jeg mener, at formandens mødeledelse er tilfredsstillende



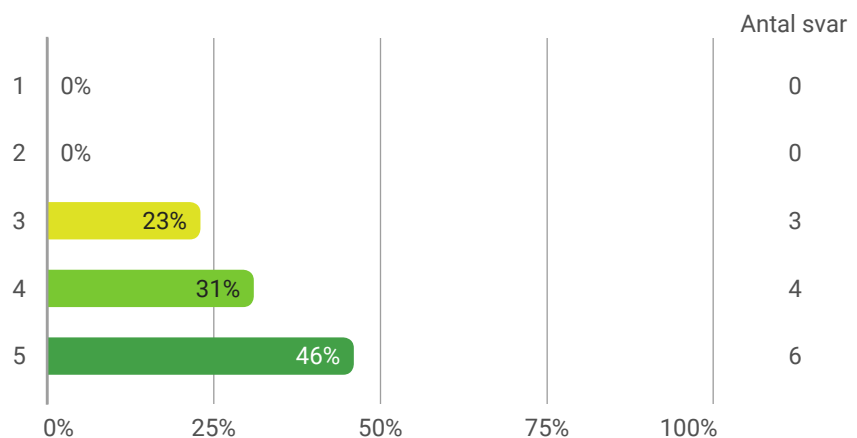
Jeg synes, at det er muligt at opnå taletid på møderne



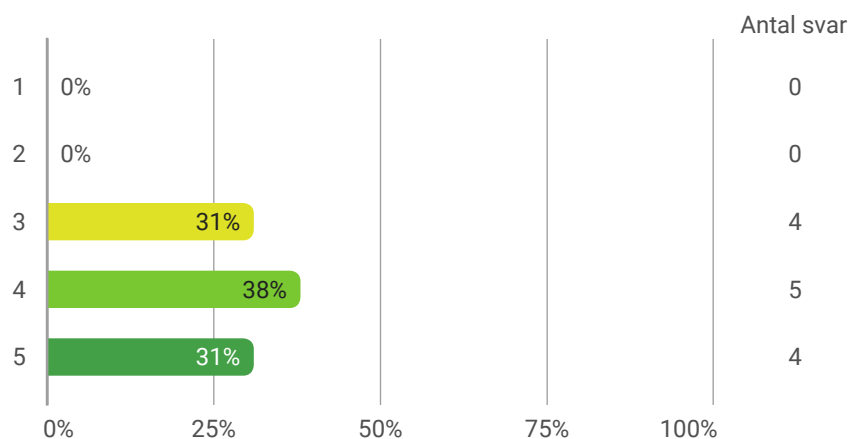
Jeg synes, at der er en passende opfølgning på den rådgivning bestyrelsen giver
Naturstyrelsen på
møderne



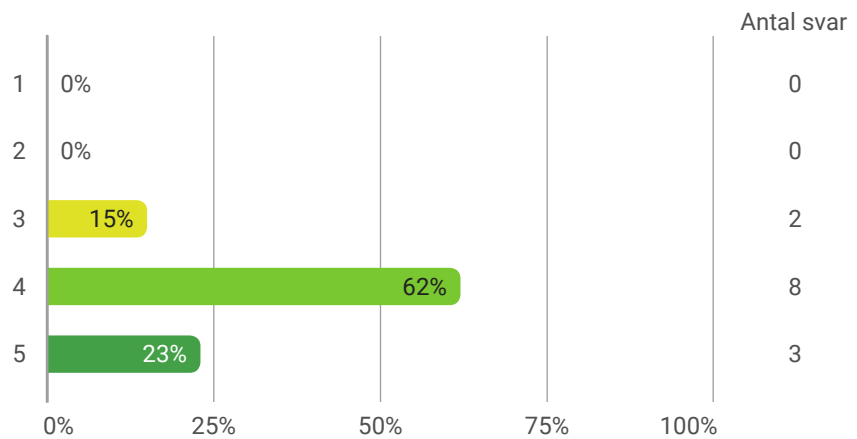
Jeg synes, at der et passende engagement på møderne



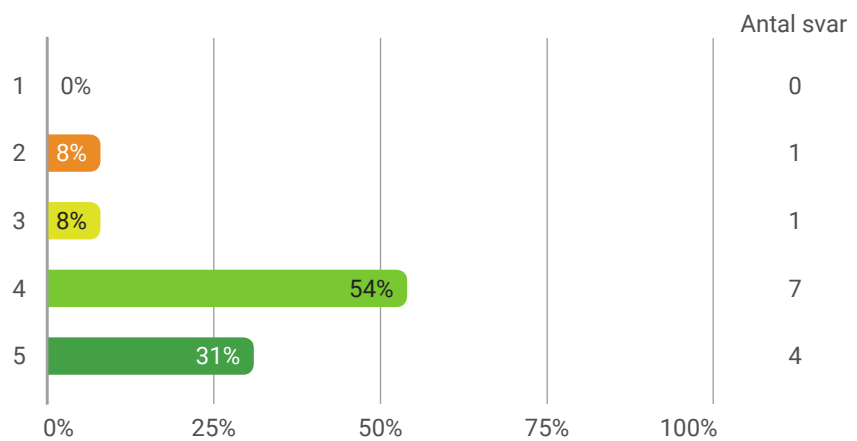
Jeg vurderer mit eget bidrag til bestyrelsesmøderne til at være



Jeg oplever, at bestyrelsesmedlemmerne er velforberedte



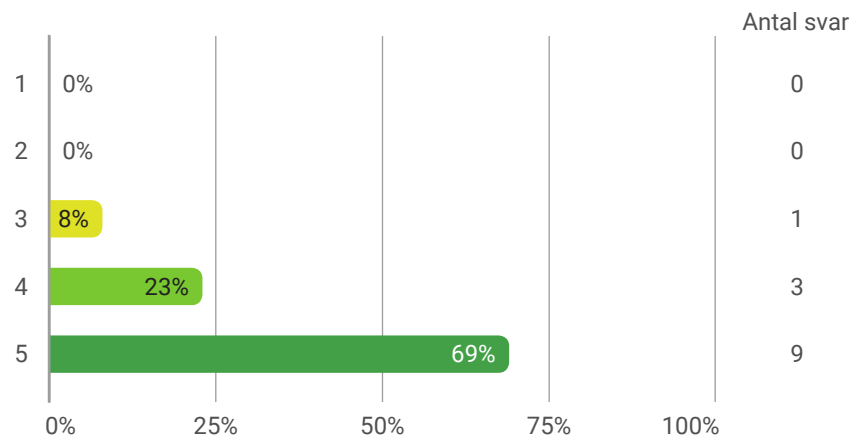
Jeg formår, at bære den viden jeg har som repræsentant for min interesseorganisation ind i bestyrelsesarbejdet



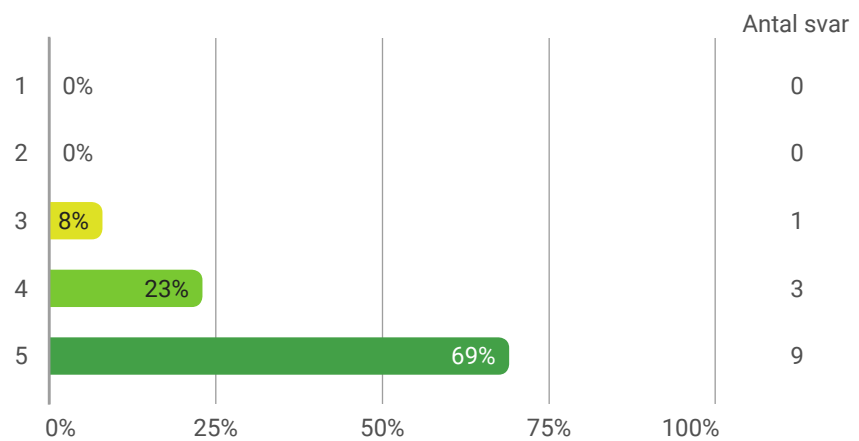
Evt. kommentarer

Alle deltager ikke lige aktivt

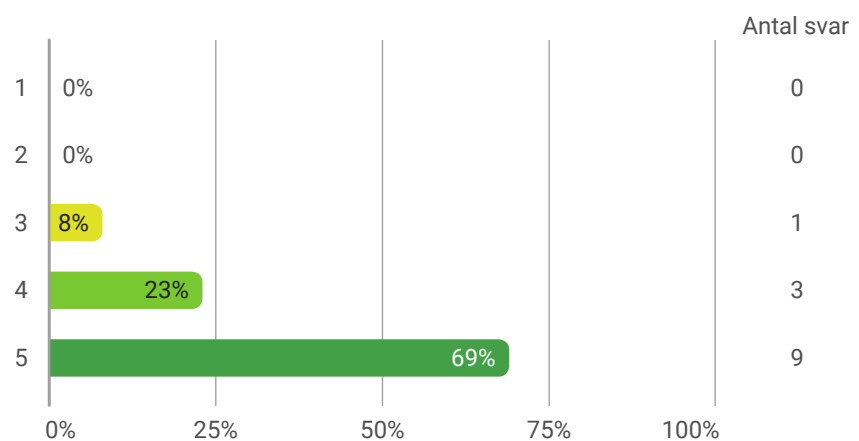
Jeg føler, at der er et passende niveau af tillid til at jeg tør udtrykke min mening



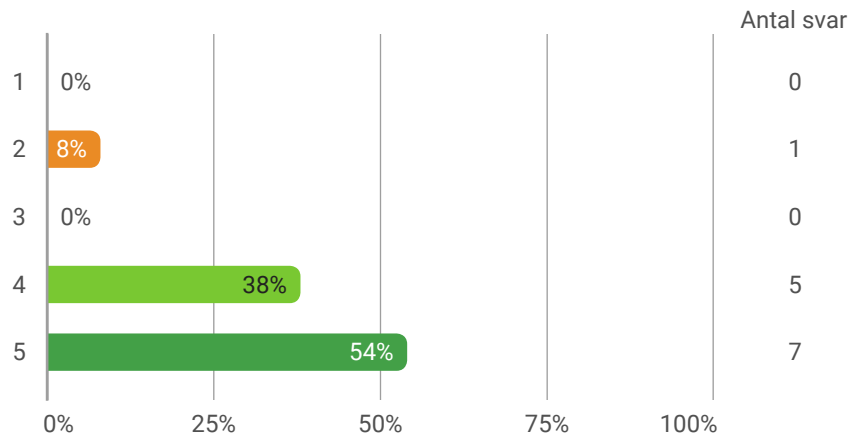
Jeg synes, at formanden giver plads til at alle kan komme til orde



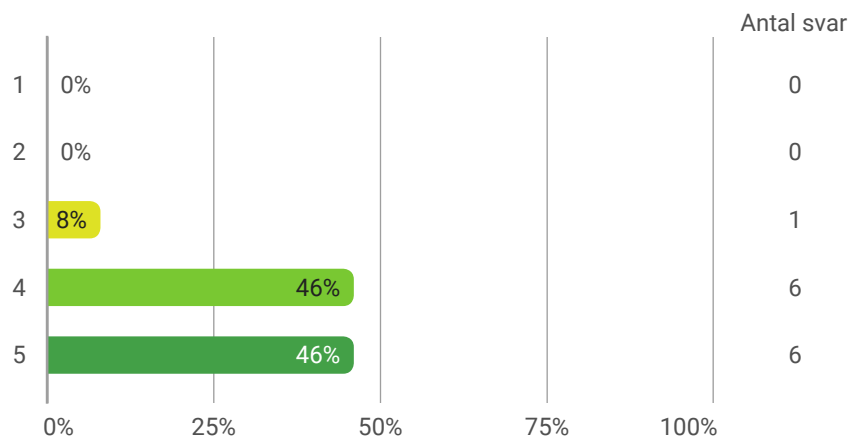
Jeg synes, at der i bestyrelsen er rum for uenighed



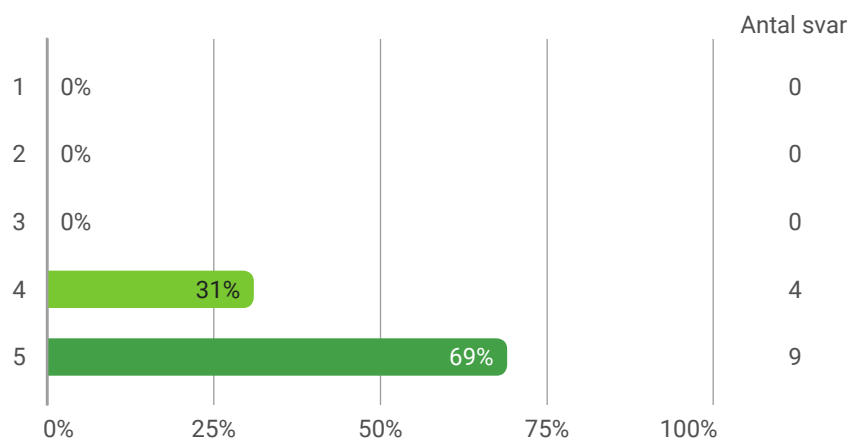
Jeg synes, at bestyrelsesarbejdet højner min forståelse for samspillet mellem mange interesser



Jeg synes, at alle relevante lokale interesser er repræsenteret i bestyrelsen



Jeg synes vi i bestyrelsen er gode til at lytte, lære og respektere hinandens synspunkter



Evt. kommentarer

Jeg undrer mig over, at Mountainbike-interesserne ikke er repræsenteret.



Naturstyrelsen

Kom med til åben naternationalpark

Naternationalparkens bestyrelse inviterer til et åbent arrangement om den kommende Naturnationalpark Almindingen. Kom med til en dag med masser af oplevelser i det grønne!

- Hestevognsture v. Bornholms Køreselskab
- Fugleture v. DOF Bornholm
- Kæphesteridning v. Dansk Rideforbund
- Vandhulssafari v. NaturBornholm
- Trækketure på islænderheste v. Dansk Islandsheste-forening
- Information om naturpleje med husdyr v. Mønstergård/ Bornholms Landbrug & Fødevarer
- Hvad er Naturnationalpark Almindingen? v. Naturstyrelsen
- Prøv en termisk kikkert og hør om bisonforvaltning v. Naturstyrelsen
- Lav din egen bålpandekage v. Naturstyrelsen

Tid

Søndag 22. juni
klokken 13-16

Sted

Hareløkkerne over for
travbanen, Segenvej
58, 3720 Aakirkeby



**Naturnationalpark
Almindingen**