



# **Förutsättningar för återintroduktion av stora gräsätare i Sverige**

*Conditions for reintroduction of large herbivores in Sweden*

**Erland Lindblad**

**Etologi och djurskyddsprogrammet**

---

**Sveriges lantbruksuniversitet  
Institutionen för husdjurens miljö och hälsa  
Etologi och djurskyddsprogrammet**

**Skara 2011**

**Studentarbete 356**

***Swedish University of Agricultural Sciences  
Department of Animal Environment and Health  
Ethology and Animal Welfare programme***

***Student report 356***

**ISSN 1652-280X**



## **Förutsättningar för återintroduktion av stora gräsätare i Sverige**

*Conditions for reintroduction of large herbivores in Sweden*

**Erland Lindblad**

Studentarbete 356, Skara 2011

**Grund C, 15 hp, Etologi och djurskyddsprogrammet, självständigt arbete i biologi, kurskod EX0520**

**Handledare:** Daniel Isaksson, inst. f. husdjurens miljö och hälsa, Box 234, 532 23 Skara

**Examinator:** Malin Skog, inst. f. husdjurens miljö och hälsa, Box 234, 532 23 Skara

**Nyckelord:** Naturvård, biologisk mångfald, våtmarker, sumpskogar, naturbetesmarker, kraftledningsgator, stamnätet, hävd, bete, stora gräsätare, visent (*Bison bonasus*), uroxe (*Bos primigenius*), vildhäst (*Equus ferus*), vildren (*Rangifer tarandus*), vitryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*), mellanspett (*Dendrocopos medius*), svart stork (*Ciconia nigra*)

### **Sveriges lantbruksuniversitet**

Fakulteten för veterinärmedicin och husdjursvetenskap

Institutionen för husdjurens miljö och hälsa

Avdelningen för etologi och djurskydd

Box 234, 532 23 SKARA

**E-post:** [hmh@slu.se](mailto:hmh@slu.se), **Hemsida:** [www.hmh.slu.se](http://www.hmh.slu.se)

---

I denna serie publiceras olika typer av studentarbeten, bl.a. examensarbeten, vanligtvis omfattande 7,5-30 hp. Studentarbeten ingår som en obligatorisk del i olika program och syftar till att under handledning ge den studerande träning i att självständigt och på ett vetenskapligt sätt lösa en uppgift. Arbetenas innehåll, resultat och slutsatser bör således bedömas mot denna bakgrund.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	4
SUMMARY	5
BAKGRUND	6
SYFTE	7
FRÅGESTÄLLNINGAR	7
METOD	7
RESULTAT	8
Inledande artfakta	8
Historisk och nutida utbredning samt genetisk härstamning	8
Habitatval	9
Föda	9
Visentens samt generellt växtätarens påverkan på andra arter och ekosystem	10
DISKUSSION	13
SLUTSATSER	19
REFERENSER	20

## SAMMANFATTNING

Den biologiska mångfalden är hotad i Sverige och många arter står på randen till utrotning. Detta beror huvudsakligen på en alltmer intensiv markanvändning inom jord- och skogsbruk samt 1800- och 1900-talets omfattande utdikningar. Den alltmer uppdelade markanvändningen med skarpa gränser mellan produktionsenheterna har i många fall lett till att markerna antingen betas för hårt eller växer igen. Därför har många arter trängts tillbaka till "överblivna" habitat som skjutfält, kraftledningsgator, vägslänter, soptippar, banvallar o.s.v. där de för en tynande tillvaro i en alltmer fragmenterad miljö. I och med detta har frågan aktualiserats om behovet av att återintroducera stora gräsätare i vilt tillstånd för att ersätta den hävd som försvunnit med det storskaliga produktionsbruket.

Arbetet har genomförts som en litteraturstudie och behandlar framförallt visentens påverkan på andra arter och biologisk mångfald samt vilka förutsättningar det finns för att återintroducera stora gräsätare i Sverige.

Friströvande populationer av stora gräsätare har en positiv inverkan på såväl växter som på insekter och många andra organismgrupper. Ur samhällelig synpunkt kan det uppstå konflikter med jordbruk och skogsbruk, även trafiksäkerhetsaspekten behöver beaktas. Därför är det viktigt att allmänheten är positivt inställd; även stängslingar och viltpassager kan behöva uppföras. Vid återintroduktion av visent bör det långsiktiga målet vara en genetiskt hållbar metapopulation på c:a 1000 djur vilket kräver en yta på minst 10 000 km<sup>2</sup> vilket motsvarar 10\*10 mil. Ur ekologiskt perspektiv är det även angeläget att diskutera friströvande populationer av vildhäst, nötkreatur, skogsvildren, samt eventuellt även får och get eftersom arterna med sina olika nischer bidrar till en mosaik av livsmiljöer vilket gynnar den biologiska mångfalden.

Exakta områden för utsättning kräver omfattande undersökningar. För att uppnå maximal nytta är det dock önskvärt att titta på helhetslösningar där även andra arter beaktas, exempel på hotade eller nationellt utrotade fågelarter där habitatet delvis sammanfaller med visentens är mellanspett (*Dendrocopos medius*), vittryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*) och svart stork (*Ciconia nigra*). Just att samköra större gräsätare och hackspettar, eventuellt även stork, i samma projekt kan ge ett mycket kostnadseffektivt resultat eftersom de är paraplyarter för många andra skyddsvärda arter inom flera olika naturtyper. Då kan allt från öppenmarksarter bland växter och insekter till skalbaggar på död ved samt amfibier och mossor i våtmarker och sumpskogar täckas in.

För att lokalisera lämpliga områden för utsättning har jag utgått från stamnätets kraftledningsnät vilket ur ekonomiskt perspektiv är improduktiv mark. Redan nu hyser kraftledningsgatorna många rödlistade arter vilka antagligen skulle gynnas ytterligare av ett extensivt bete. På lämpliga platser i omgivningen bör skog skyddas, kombineras detta med upphörd dikesrensning kan även andelen sumpskog ökas vilket kommer att gynna såväl lövinslaget som tillgången på död ved. Kraftledningsgatorna kan även fungera som naturliga vandringskorridorer mellan lämpliga habitat. Förslag på områden för utsättning är Götalands skogsbygder i Sydöstra Sverige samt Svealands skogsbygder söder om Dalälven.

## SUMMARY

Biodiversity is under threat in Sweden and many species are on the brink of extinction. This is mainly due to the large-scale drainage projects during the 19<sup>th</sup> and 20<sup>th</sup> century and the increasingly intensive land use in agriculture and forestry. The intensive land use with sharply defined boundaries between the production units has in many cases led to either overgrazing or overgrowing. As a result many species have been pushed back to "leftover" habitats like shooting ranges, power line corridors, roadsides, dumps, embankments and other similar areas. Therefore the question has been raised, whether or not it is needed to reintroduce large herbivores into the wild in order to maintain the biodiversity that is related to the extensive land use.

This study has been conducted as a literature review and will focus on the European bison's (*Bison bonasus*) impact on other species and biodiversity; conditions for reintroducing large herbivores in Sweden are also discussed.

Free roaming populations of large herbivores have a positive impact on plants, insects and many other groups of organisms. From a societal point of view, there may be conflicts with agriculture and forestry; traffic safety also has to be considered. Therefore fences and wildlife crossings may need to be put up. The long term goal of reintroduction of European bison should be a genetically sustainable metapopulation of approximately 1,000 animals, which requires a minimum surface area of 10 000 km<sup>2</sup>, which corresponds to 100 \* 100 kilometres. From an ecological perspective, it is also important to discuss free roaming populations of wild horses, cattle, woodland reindeer (*Rangifer tarandus fennicus*), and maybe also sheep and goats as the species with their different niches can contribute to a mosaic of habitats which benefit biodiversity.

Suitable areas of reintroduction require further research. In order to achieve maximum benefits, it is desirable to consider solutions where other species are included. Examples of endangered or nationally extinct bird species sharing habitat with the European bison are the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*), white-backed woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) and the black stork (*Ciconia nigra*). Including herbivores, woodpeckers and storks in the same project could provide very cost effective results as they are umbrella species for many other species in several different habitats; for example plants and insects in open-land areas, beetles in dead wood and amphibians and mosses in wetlands and swamp forests.

In order to locate suitable sites for reintroduction I had the national power line system (Stamnätet) in mind; this is unproductive land from an economic point of view. The power line corridors are important habitats and hold many endangered species which presumably would benefit further from extensive grazing. Forest land should be protected at appropriate places in the surroundings, it is also important to increase the proportion of wetlands and swamp forests which will benefit both deciduous trees as well as supply of deadwood. Furthermore power line corridors serve as natural migration corridors between suitable habitats. Suggested areas for reintroduction of European bison are the woodlands of Götaland in the southeast of Sweden and the woodlands of Svealand south of Dalälven.

## BAKGRUND

Fram till omkring 14 000 f.Kr. förekom i södra Skandinavien en megafauna av stora gräsätare som tundramammut (*Mammuthus primigenius*), vildren (*Rangifer tarandus*), stäppvisent (*Bison priscus*), jättehjort (*Megaloceros giganteus*), myskoxe (*Ovibos moscbatus*) och vildhäst (*Equus ferus*) (Aaris-Sorensen, 2006). Uroxe (*Bos primigenius*) och visent (*Bison bonasus*) fanns kvar längre vilket benfynd vittnar om, det yngsta fyndet härrör från en uroxe i Göteborgs skärgård daterad till 2400 f.Kr. (Persson, 1999). Kombinerat med naturliga gräs- och skogsbränder påverkade de stora gräsätarna landskapet och skapade förutsättningar för artrikedom och biologisk mångfald (Svenning, 2002; Thulin, 2010).

I och med domesticeringen blev de vilda gräsätarna konkurrenter till födan och trängdes allt eftersom undan då kor, får, getter och grisar och lite senare även häst infördes i Sverige (Dahlström, 2006; Thulin, 2010). De domesticerade betesdjuren tog över de vilda herbivorerernas funktion och med ökad andel betande djur och svedjeeldning började det tidigare mer slutna landskapet att öppnas upp, landskapet kännetecknades av dynamiska förändringar i form av röjningar, brand, hamling, bete, nyodling och igenväxning (Svenning, 2002; Dahlström, 2006; Thulin, 2010; Olsson & Lemdahl, 2010; Whitehouse & Smith, 2010). Befolkning och djurantal växte till och på 1200-talet vittnar dokumenterade tvister om betesmarker i södra Sverige att stora områden utnyttjades till extensivt bete (Myrdal, 1999).

För att tillgodose djuren med foder under vintertid delades landskapet upp i in- och utägor (Emanuelsson, 2009); inägorna användes till äng och odling medan boskapen fick gå på utägorna d.v.s. i skogen eller på mindre produktiva marker, jordbruket kännetecknades av småskalighet där markerna utnyttjades relativt extensivt i skiftesbruk. Under 1800-talets befolkningstillväxt ökade trycket på markerna och allt fler våtmarker utdikades för att utvinna ny jordbruksmark (Emanuelsson, 2009). I och med introduktionen av handelsgödsel och vallodling i början på 1900-talet minskades behovet av utmarkerna och konflikten mellan betesskogsbruket och den framväxande skogsindustrin gjorde att skogsbetena allt eftersom övergavs (Ekstam & Forshed, 2000). På 1930-talet var utmarks- och skogsbeten fortfarande vanliga men upphörde mer eller mindre på 1950-talet då mekaniseringen av såväl jordbruk som skogsbruk tog fart (Kardell, 2004).

Detta fick till följd att boskapen flyttades till de inägomarker som inte användes för odling eller vall samtidigt som ängen i princip upphörde som bruksform; den alltmer intensiva markanvändningen har lett till en tydlig uppdelning med skarpa gränser mellan jordbruksmark och skogsmark (Ekstam & Forshed, 2000; Dahlström, 2006). Detta har dragit undan benen för många av de arter som behöver en mosaikartad övergångsmiljö mellan de extensivt utnyttjade naturtyperna; kombinerat med utdikningarna av skogsvåtmarkerna, endast 5 % av sumpskogarna återstår, har även de naturliga övergångsmiljöerna mellan torrare och våtare marker mer eller mindre försvunnit (Ohlson et al., 1997; Östlund & Axelsson, 1997). I vissa fall har förändringarna varit så omfattande att en del arter i princip bara har kvar sina sista utposter i områden som är naturligt mycket magra eller där det förekommer en viss naturlig markstörning som exempelvis i rasbranter eller oreglerade naturliga översvänningsområden; även ”övergivna” områden som vägkanter, banvallar, bangårdar, ledningsgator, grustag, soptippar m.m. är betydelsefulla refuger för många arter (Grusell, 2007). Minskningen av dagfjärilarna under det senaste århundradet är belysande för hur illa ställt det är. I Sydsverige har 35-45 % av dagfjärilsarterna försvunnit från de lokaler där det finns historiska fynddata, som exempel kan nämnas Ringsjöområdet i centrala Skåne som på 1870-talet hade ca 70 arter, på 1990-

talet hade antalet arter reducerats till hälften (Nilsson & Franzén, 2009). Även Röddlistan (2010) talar sitt tydliga språk; 230 arter är nationellt utdöda (RE) och 232 arter är akut hotade (CR) (ArtDatabanken, 2011).

Med rådande samhällsutveckling tyder det mesta på att intensifieringen av jord- och skogsbruk fortgår vilket riskerar att slå ut ytterligare arter ur vår fauna. För att långsiktigt klara miljömålen om en rik biologisk mångfald kan stora vildlevande gräsätare vara ett viktigt verktyg för att återskapa och efterlikna utmarksbetenas hävd (Thulin, 2010), även en betydande del våtmarker behöver återställas i såväl jordbrukslandskapet som i skogslandskapet. När det gäller ekologi och landskapspåverkan är samtliga växtätare av intresse eftersom de till viss del har olika nischer och betar på olika sätt. Denna uppsats behandlar framför allt visenten men tar även upp lite allmänt om de andra gräs-/växtätarna för att peka på deras olika funktioner i ekosystemet (Ekstam & Forshed, 2000). Att fokus ligger på visenten beror på att den till skillnad från uroxer och vildhästar fortfarande förekommer vilt i Europa. Syftet med en återintroduktion skulle vara tvåfaldt, dels att gynna den biologiska mångfalden i Sverige, samt att utgöra ett bidrag till visentens långsiktiga överlevnad i Europa.

## **SYFTE**

Undersöka förutsättningarna för återintroduktion av visent (*Bison bonasus*) i Sverige samt hur stora gräsätare påverkar den biologiska mångfalden.

## **FRÅGESTÄLLNINGAR**

- Vilka är de geografiska förutsättningarna för att återintroducera en vildpopulation av visent i Sverige?
- Hur påverkar vildpopulationer av visent samt andra större gräsätare den biologiska mångfalden?

## **METOD**

Arbetet har genomförts som en litteraturstudie där historisk utbredning, visentens ekologi samt andras stora gräs-/växtätares påverkan på den biologiska mångfalden behandlas.

## RESULTAT

### Inledande artfakta

Visent (*Bison bonasus*) tillhör familjen slidhornsdjur och är nära släkt med amerikansk bisonoxe med vilken den kan få reproduktiv avkomma. Vuxna djur uppnår vanligtvis en vikt på mellan 400 och 700 kg, tjurar upp till 900 kg (Pucek et al., 2004). Flockstorleken beror på födotillgång och kan variera från ett fåtal till närmare 100 djur, men vanligtvis består en flock av 8-13 djur, kor med kalvar och tidvis vuxna tjurar (Pucek et al., 2004). I det vilda varierar djurtätheten mellan olika populationer från 125 till 600 hektar per djur vilket innebär att det i genomsnitt krävs 3 km<sup>2</sup> för att ett djur ska finna tillräckligt med föda (Parnikoza & Kaluzhna, 2009). Visenten ägnar cirka 60 % av dagen till födosök, 30 % till vila och 10 % till vandring. Under vintertid ägnas mindre tid till födosök och mer tid till vila och vandring (Pucek et al., 2004).

### Historisk och nutida utbredning samt genetisk härstamning

Visentens historiska utbredning i Europa sträckte sig en gång från Frankrike i väst över mellersta Skandinavien i norr till Ukraina och Ryssland i öst, historiskt har den även vandrat över Berings sund där den grundlade den nordamerikanska populationen av bisonoxe (Benecke, 2005; Tokarska et al., 2011). Utbredningen i Sverige bygger på 10 benfynd daterade mellan 9500 – 8700 f.kr. från Skåne, Halland och Östergötland, i nordöstra Europa finns det fossilfynd upp till 60:e breddgraden vilket motsvarar Uppsala/Uppland i Sverige (Liljegren & Ekström, 1996). I Adam av Bremens Sverigebeskrivning från 1000-talet beskrivs två djurarter som kan tolkas som visent och uroxe, dessa uppgifter har dock inget stöd i arkeologiska fynd (Emanuelsson, 2009). Artens geografiska spridning norrut begränsas av ett snötäcke djupare än 50 cm (Benecke, 2005; Mysteryd et al., 2007).

I början av 1900-talet fanns visenten endast kvar i Bialowiezaskogen i Polen och i Kaukasus; i Bialowieza utrotades den 1919 och i västra Kaukasus 1927 (Pucek et al., 2004). Det fanns dock kvar 54 djur i fångenskap vilka härstammade från 12 olika djur. Utifrån dessa djur ökades populationen vilket innebär att den genomgått en genetisk flaskhals och hotas av inavel, detta understryks av att 80 % av generna härrör från endast två individer (Pucek et al., 2004; Daleszczyk & Bunevich, 2009; Tokarska et al., 2011). 1952 återutsattes de första djuren och idag finns det cirka 3000 visenter varav 1600 vilda i 30 olika områden i Polen, Vitryssland, Litauen, Ryssland, Ukraina, Slovakien och Rumänien (Benecke, 2005; Kuemmerle et al., 2010). Av populationerna är det fem som har mer än 100 djur, den största återfinns i Bialowiezaskogen och består av 820 djur (Tokarska et al., 2011). På internationella rödlistan är visenten listad som sårbar (VU) (IUCN Red List, 2011).

Visentpopulationen delas även upp i två olika genetiska linjer; låglandslinjen som återfinns i Polen, Vitryssland och Litauen samt låglands-kaukasiska linjen som de övriga populationerna består av (Krasinska & Krasinski, 2004; Tokarska et al., 2011). Skillnaden är att den låglands-kaukasiska linjen har släktskap med den ursprungliga Kaukasuspopulationen denna population har symtom på inavel i form av sämre reproduktion och skullförändringar. Den rena låglandspopulationen har högre inavelsgrad än låglands-kaukasiska linjen men visar trots detta inga symtom på inavel vilket visar hur komplexa de genetiska sambanden är (Krasinska & Krasinski, 2004; Tokarska et al., 2011).



## Habitatval

Visenten förekommer i mosaikartade lövskogar med öppna ytor som ängar, gläntor och kalhyggen (Pucek et al., 2004). Samtidigt ska det sägas att detta kan bero på att visenten ur ett historiskt perspektiv eventuellt blivit tillbakaträngd från mer utpräglade jordbruksområden; visentens käkuppbyggnad och tänder tyder på att den ursprungligen förekommit i mer öppna eller halvöppna habitat (Balčiauskas, 1999; Mendoza & Palmqvist, 2008). Flocken brukar ha ett favoritområde där den tillbringar mest tid, ofta där det finns tillgång till vatten och ängsbete (Pucek et al., 2004). I Bialowiezaskogen i Polen utgörs habitatet huvudsakligen av barr- och blandskogar samt friska sumpskogar (Mysterud et al., 2007). Barr- och blandskogarna domineras av tall (*Pinus silvestris*) och gran (*Picea abies*) vilka täcker 52 % av arealen, sumpskogar med al (*Alnus glutinosa*) och ask (*Fraxinus excelsior*) täcker 20 %. Ädellövträd som ek (*Quercus robur*), avenbok (*Carpinus betulus*), lind (*Tilia cordata*) och lönn (*Acer platanoides*) täcker 16 %. Kvarvarande 12 % utgörs av björk (*Betula sp.*) och asp (*Populus tremula*) (Mysterud et al., 2007). Övriga stora hovdjur som förekommer i området är älg (*Alces alces*), kronhjort (*Cervus elaphus*), rådjur (*Capreolus capreolus*) och vildsvin (*Sus scrofa*). Stora rovdjur är lo (*Lynx lynx*) och varg (*Canis lupus*), vargen livnär sig sporadiskt på visent (Jedrzejewski et al., 2007). Även brunbjörnen (*Ursus arctos*) är en potentiell predator (Hjärre, 2007).

I Kaukasus håller visenten vintertid till i lägre belägna skogar, på sommaren betar de på alpinängarna (Pucek et al., 2004). Men arten är anpassningsbar och en intressant skillnad är den mellan populationerna i Polen och Vitryssland som separerats av stängslingen mellan länderna; på den vitryska delen är landskapet mer öppet och barrskogsdominerat medan det på den polska sidan har ett större löv- och blandskogsinnehåll (Daleszczyk et al., 2007). I Litauen spenderar visenten mest tid i öppna och halvöppna områden. Generellt besöker visenten oftare och betar mer i gläntor än i den slutna skogen (Kuijper et al., 2009).

## Föda

Visentens föda beror till stor del på vilken miljö den lever i och olika undersökningar visar på skilda resultat. Till exempel består visentens föda i skogslandskap till 65 % av träd och buskar och 32 % av gräs, halvgräs och örter medan förhållandet är det omvända i öppna landskap (Kowalczyks, 2011). Enligt Borowski & Kossak (1972) utgörs det totala matintaget till 33 % av träd och buskar och till 67 % av gräs, halvgräs och örter, på våren och sommaren består födan huvudsakligen av gräs, halvgräs och örter (Kowalczyks, 2011). En undersökning på våminnehåll (Gebczyńska et al., 1991) visade att 90 % av födan består av gräs, halvgräs och örter medan 7-13 % består av buskar och träd. Enligt Pucek (1986) är visenten huvudsakligen lövätare; lövträd och buskar sommartid, på vintern även barrträd. De olika resultaten tyder alltså på att visenten är anpassningsbar i sitt födoval och är såväl gräs- som lövätare.

Även när det gäller vilka trädarter och örter/gräs som visenten föredrar varierar resultaten. Jaroszewicz et al. (2009) identifierade 178 olika växtarter som ingick i visenterna föda i Bialowiezaskogen. Borowski & Kossaks (1972) undersökning inkluderar 131 växter, varav 27 är träd och buskar, 14 arter gräs och halvgräs samt 96 örter. Andra studier har visat att dieten består av mer än 50 arter av gräs och ungefär 10 arter av träd och buskar men att det kan skilja åt mellan olika regioner (Pucek et al., 2004).

Undersökningar i Bialowieza (Borowski & Kossak, 1972; Kowalczyk et al., 2011) visade att de busk- och trädarter som framförallt föredras är avenbok (*Carpinus betulus*), hassel (*Corylus avellana*) sälg (*Salix caprea*), ask (*Fraxinus excelsior*) och björk (*Betula sp.*). Av

dessa trädslag är björk och sälg vanliga i hela Sverige, hassel och ask förekommer upp i Mellansverige medan avenboken är knuten till södra Sverige (Naturhistoriska riksmuseet, 2010). Av gräsen och halvgräsen är favoritarterna piprör (*Calamagrostis arundinaceae*), skogsstarr (*Carex sylvatica*) och grusstarr (*Carex hirta*), bland örterna är det kirsåål (*Aegopodium podagraria*), brännässla (*Urtica dioica*), borstsmörblomma (*Ranunculus lanuginosus*) och kåltistel (*Cirsium oleraceum*) (Borowski & Kossak, 1972; Kowalczyk et al., 2011). Av gräsen, halvgräsen och örterna är piprör och grusstarr vanligt förekommande upp till mellersta Sverige, skogsstarr relativt vanlig i södra Sverige samt kirsåål och brännässla förekommer på kulturpåverkad mark i hela landet (Naturhistoriska riksmuseet, 2010). Ibland äter visenten bark oftast av ek (*Quercus robur*), avenbok (*Carpinus betulus*), ask (*Fraxinus excelsior*) och tall (*Picea abies*) (Borowski & Kossak, 1972). På höstarna är ekollon mycket omtyckta och det har påvisats att år med god tillgång på ekollon ökar vinteröverlevnaden (Mysterud et al., 2007).

### **Visentens samt generell växtätares påverkan på andra arter och ekosystem**

Stora växtätare spelar en nyckelroll för mångfalden i naturen genom att de skapar landskapsstrukturer i form av gläntor och öppningar som utgör gynnsamma miljöer för många andra arter (Kowalczyk et al., 2011). De är även viktiga för spridning av växters frön vilket sker på två olika sätt; dels genom att frön passerar oskadda genom mag-tarmkanalen utan att förstöras eller att frön sätter sig fast i djurets päls eller med fuktig jord som fastnar i klövar eller hovar (Ekstam & Forshed, 2000; Emanuelsson, 2009). Omkring 10 % av alla blomväxter har utvecklat särskilda anordningar i form av hakar, borst, klibbiga hår etc. på frukter och frön som befrämjar spridningen med djur (Ekstam & Forshed, 2000).

Vid en studie i Bialowiezaskogen där frön samlades upp från visentspillning för att sedan dras upp i växthus grodde frön från 178 olika växtarter varav 22 % utgjordes av skogsväxter (Jaroszewicz et al., 2009). Vid en annan fältstudie på 114 spillningshögar (Jaroszewicz et al., 2008) hade 1578 plantor tillhörande 23 olika kärlväxtarter grott intill spillningshögen och utav dessa var det 7 arter som inte är morfologiskt anpassade för långväga spridning. 56 % av växterna som spreds var lövskogsarter och fler plantor grodde runt spillningshögar på öppna ytor än inne i den slutna skogen. De vanligaste förekommande arterna var brännässla (*Urtica dioica*), groblad (*Plantago major*), veketåg (*Juncus effusus*), revfingerört (*Potentilla reptans*) samt vitklöver (*Trifolium repens*) (Jaroszewicz et al., 2008). Båda dessa studier indikerar att visenten är en viktig spridare av frön i skogsmiljöer.

När det gäller visentens faktiska påverkan på artsammansättning finns det inte så många studier varvid det kan vara intressant att jämföra med den närbesläktade bisonoxen och nötkreatur. Knapp et al. (1999) har visat på små skillnader mellan hur bison- och nötkreatursbete påverkar den biologiska mångfalden; den rumsliga spridningen av örter är något större vid bisonbete än vid nötkreatursbete, bisonoxen äter lite mer gräs medan nötkreatur har något större innehåll av örter och löv i sin diet. (Knapp et al., 1999). Men skillnaderna är små; nötkreatur livnar sig till övervägande del på gräs, 70 % av födointaget medan örter och vedväxter (löv) står för vardera 15 % (Ekstam & Forshed, 2000; Pehrson, 2001). Såväl nötkreatur som visent betar i vilt tillstånd extensivt eftersom de förflyttar sig dit betet för tillfället är bäst, de är inte heller speciellt selektiva i sitt födoval och har en betesteknik som gör att gräset vanligtvis inte betas ända ner till marken (Jensen, 2006).

Vidare indikerar betesstudier på amerikansk bison att artfattiga områden som domineras av gräs blir mer artrika vid betet av bison; subdominanta arter gynnas istället för gräs och

örtinnehållet ökar. Rumsligt sprids växterna också ut i landskapet, vilket kan bero på tramp, rullning och gödsling. Rullningsbeteendet hos bisonoxen, som nötkreatur saknar, sker ofta på samma ställe och skapar markstörningar som är 3-5 meter i diameter och 10-30 cm djupa. Vegetationsstrukturen och artsammansättningen i dessa nedsänkningar skiljer sig från omgivningen (Knapp et al., 1999).

Även artsammansättningen av träd påverkas i och med att andelen betestoleranta trädslag ökar (Kuijper et al., 2010). Skogens slutenhet minskas och exempelvis trädslaget alm (*Ulmus glabra*) gynnas av en högre andel gläntor i skogen (Kuijper et al., 2010). Det har även visat sig att bete av visent gynnar förekomsten av framförallt avenbok och hassel i skogens undervegetation (Kowalczyk et al., 2011). Även trädrekryteringen påverkas och en studie i Bialowiezaskogen mellan åren 1936-2002 visade att under perioder med lägre densitet av gräsätare ökar trädrekryteringen (Kuijper et al., 2010).

Olika arter av växtätare har ofta olika nischer i sitt födosök och födoval vilket i sin tur påverkar artsammansättningen och utformningen av växtlivet i naturen (Ekstam & Forshed, 2000). Därför kan det vara av intresse att ta upp lite kort om de övriga arterna av vilda och domesticerade växtätare som lever i liknande klimat och habitat som visenten. Bland de domesticerade djuren äter fåret mindre andel gräs än vad visent och nötkreatur gör; i genomsnitt består 50 % av fårets totala foderintag av gräs, örter står för 30 % och vedväxter (löv) 20 %. Fåret är också mer selektivt och äter gärna de mest smakliga växterna först, proteinfattiga, cellulosrika grässtrån ratas så gott som helt. Vissa växter t.ex. orkidéer kan med tiden bli uttunnade eller försvinna helt om betestrycket är högt år efter år under försommaren (Ekstam & Forshed, 2000). Geten är en utpräglad löv-/vedväxtätare, i genomsnitt 60 % av det totala födointaget består av träd och buskar, andelen gräs ligger på 30 % och örter på 10 %. Geten äter växter som de andra herbivorererna undviker, t.ex. älggräs (*Filipendula ulmaria*), örnbräken (*Pteridium aquilinum*), åkerfräken (*Equisetum arvense*) och skogsbingel (*Mercurialis perennis*) (Ekstam & Forshed, 2000). Hästen är väl anpassad till lågkvalitativt foder exempelvis vegetation med ett stort inslag av förvuxet gräs och fjolårsförna. Samtidigt som den är selektiv och ratar fler växtarter än de andra gräsätarna har den en betesteknik som gör att den kan beta tätt intill marken (Ekstam & Forshed, 2000). Ett intressant exempel är Mallgårds källmyr vid Lojstahed på Gotland där gotlandsrussen betar gräs och halvgräs som blåtåtel (*Molinia caerulea*), ängsstarr (*Carex hostiana*) och slankstarr (*Carex flacca*). Däremot är de ointresserade av alla de orkidéarter som finns på myren vilket antagligen beror på att orkidéerna innehåller substanser som verkar bortstötande på hästar (Ekstam & Forshed, 2000).

Bland de vilda växtätarna föredrar älgen fuktiga marker med viden och asp och äter örter och ris samt blad från buskar och småträd. På vintern utgörs födan mest av skott från tall, björkar och andra lövträd (Nationalencyklopedin, 2011(1)). Kronhjortens föda består till stor del av örter och gräs, även jordbrukets grödor är omtyckta; på vintern ökar betydelsen av skott, knoppar och bark (Jarnemo, 2011). Dohjorten är en utpräglad gräsätare medan rådjuren föredrar örter och löv (Naturhistoriska riksmuseet, 2011). Vildsvinet är allätare med ek-/bokollon och hasselnötter samt olika rötter som stapelföda, även animalisk föda inklusive kadaver ingår i födan. Vid födosök borrar vildsvinet upp marken vilket gynnar föryngring av skogar, de kan ställa till stor skada i jordbruksmarker (Nationalencyklopedin, 2011(2)).

Även om renen inte delar habitat med visenten kan det vara av intresse att nämna den eftersom stora delar av Sverige påverkas av dess betesregim. Renen har sin utbredning i nordliga barrskogsområden samt på fjällhedar och tundror där de lever i flockar och ofta vandrar långa sträckor mellan sommar- och vinterbeten (Tjernberg, 2010(1)). Sommartid

består födan mestadels av örter, gräs och löv medan de på vintern huvudsakligen äter lavar och bärris (Tjernberg, 2010(1)). Intressant i sammanhanget är att bland dagfjärilsarterna knutna till fjällvärlden finns inga data som tyder på en liknande nedgång som den i övriga Sverige (M. Franzén, entomolog, personligt meddelande, maj 2011). Här krävs det mer forskning men det är ändå intressant att notera då renhållningen i fjällvärlden haft en obruten kontinuitet in i våra dagar.

Olika arter av växtätare påverkar alltså artsammansättningen genom att de äter olika växter samt att betestekniken skiljer sig åt mellan djurslagen. Som tidigare nämnts betar vilda gräsätare extensivt vilket vanligtvis ger en mindre störning än om djuren är instängda i en fålla (Towne et al., 2005). Därför är det av intresse att ta upp lite om hur olika störningsregimer påverkar biologisk mångfald. Enligt Ekstam & Forshed (2000) ger intermediär störning på en mellannivå i frekvens och intensitet den största artrikedomen, därmed förhindras dominans av en eller några få arter och mängden av potentiella kolonisatörer är stor. En genomgång av vetenskaplig litteratur (Götmark et al., 1998) visar att så gott som alla djurgrupper får en ökad artrikedomen om betningen är svag eller tidvis upphör. En sådan betning anses gynna artrikedomen bland däggdjur, fåglar, kräldjur, groddjur, snäckor och sniglar, spindlar, tvåvingar, steklar, fjärilar, skalbaggar, halvvingar, hopprätvingar, dagmaskar m.fl. (Götmark et al., 1998). För hårt bete är i många fall rent skadligt för den biologiska mångfalden genom att det i allt för stor omfattning förändrar artsammansättningen mot mer beteståliga arter, till exempel har miljöstöden för bete på naturbetesmarker som infördes på 1990-talet ofta resulterat i ett intensivt bete med tidigt betespåsläpp vilket varit förödande för många beteskänsliga arter såväl bland växter som bland insekter (A. Bertilsson, botaniker, personligt meddelande, maj 2011). Har själv gjort samma iakttagelse och i många fall hade det antagligen varit bättre om markerna i stället tillåtit växa igen, då hade många arter kunnat överleva i fröbanker och tynande populationer istället för att helt och hållet slås ut. Samtidigt ska det sägas att med beteskontroll i form av fallindelningar och efterbete så går det att framgångsrikt efterlikna ängens hävd (A. Bertilsson, botaniker, personligt meddelande, maj 2011).

Även skillnader i störningsintensitet gynnar mångfalden i artsammansättningen (Dahlström, 2006). Skogens och buskarnas täthetsgrad påverkar lokalklimatet och ekologin. En mycket tät trädbevuxen mark utan gläntor är kallare och fuktigare än en mer öppen mark. En mosaikmiljö med träd, buskar och gläntor däremot ger vindskydd och gynnsamt mikroklimat. Buskar kan även ge kärllväxter skydd från bete och därigenom möjlighet att blomma och sätta frö (Dahlström, 2006). Därför är det viktigt med ett landskapsperspektiv inom naturvården där mosaiken av olika markslag och lämpliga habitat, liksom spridningskorridorer, spelar stor roll för en arts möjlighet att upprätthålla en fungerande metapopulation (Ekstam & Forshed, 2000). En undersökning (Van Calster et al., 2008) på ängsbräsma (*Cardamine pratensis*), lundviva, (*Primula elatior*), och nejlikrot (*Geum urbanum*) visade att många blommande kärllväxter inledningsvis får ett uppsving i såväl blomning som frösättning då skogsgläntor skapas vilket indikerar att en blandning mellan öppna och slutna miljöer i skogen gynnar en mångfald av olika arter. Theuerkauf & Roys (2006) betonar också betydelsen av ett småbrutet landskap; deras undersökning på hopprätvingar (Orthoptera), tvestjärtar (Dermaptera) och kackerlackor (Blattodea) i Bialowiezaskogen visade att den biologiska mångfalden är rikast i gläntor som är mindre än 10 000 m<sup>2</sup> (100\*100 m). Även korridorer som är 10-40 meter breda och 100-200 meter långa kan vara mycket gynnsamma för artrikedomen (Theuerkauf & Roys, 2006).

Det är problematiskt att direkt dra slutsatsen att biologisk mångfald och förekomst av vissa arter hänger samman med förekomst av stora växtätare då det är många faktorer, allt från skötsel till geologi och klimat, som påverkar. Men det kan ändå vara intressant att visa på

ett konkret exempel. Bialowiezaskogen (Jaroszewicz, 2010) är känd för sin rika dagfjärilsfauna och under de senaste 100 åren har 109 dagfjärilsarter påträffats där vilket kan jämföras med Sveriges 110 reproducerande dagfjärilsarter (Nilsson & Franzén, 2009). Vid inventeringarna i Bialowiezaskogen (2009-2010) registrerades 64 lokaler med hotade dagfjärilsarter skyddade av EU:s lagstiftning. Exempel på arter som förekom talrikt var asknätfjäril (*Euphydryas maturna*) och dårgräsfjäril (*Lopinga achine*). Andra arter t.ex. väddnätfjäril (*Euphydryas aurinia*) och gulröd höfjäril (*Colias myrmidone*) har precis som i övriga Europa gått tillbaka (Jaroszewicz, 2010). Att asknätfjäril och dårgräsfjäril förekommer talrikt där är ur svenskt perspektiv intressant, speciellt asknätfjärilen är starkt hotad i Sverige med förekomst i endast två områden i Örebro och Stockholms län (Artdatabanken, 2010). Om väddnätfjärilen, som också är hotad i Sverige, är det svårare att säga någonting eftersom den även minskat i Bialowieza. Men det är intressant att notera att flera av Sveriges kvarvarande lokaler för asknätfjäril och väddnätfjäril är knutna till kraftledningsgator, alltså ytor med mycket svag hävd (Eliasson, 2008(1); Eliasson, 2008(2)).

## DISKUSSION

Stora gräsätare är betydelsefulla för den biologiska mångfalden, och visenten kan fylla en viktig funktion i områden där det saknas eller är ont om lantbruksdjur. Därför är det viktigt att säkra visentens långsiktiga överlevnad i Europa varvid det kommer att krävas fortsatta utsättningar (Kuemmerle et al., 2010). I första hand gäller det att bygga upp livskraftiga populationer runtomkring visentens nuvarande utbredningsområde, Karpaterna, Ryssland samt Polen tillsammans med Vitryssland och Ukraina är prioriterade områden (Pucek et al., 2004; Kuemmerle et al., 2011). Samtidigt finns det utrymme att sätta ut visenter även på andra platser eftersom stammen inte tillåts växa fritt (Pucek et al., 2004), därför kan även södra Skandinavien komma på fråga.

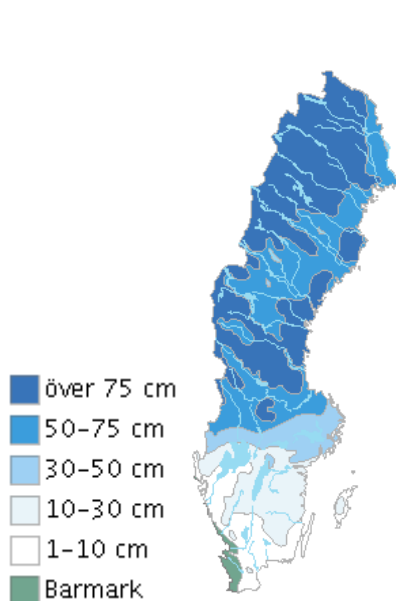
Vid identifiering av områden lämpliga för utsättning av visent och för den del även andra stora gräsätare finns det flera faktorer att ta hänsyn till. Det ska finnas en tillräcklig födobas och djuren ska kunna samexistera med jordbruk och skogsbruk samt inte utgöra någon allvarlig trafikfara. Lika viktigt som de geografiska förutsättningarna är att det finns en acceptans hos befolkningen; därför är det angeläget att undersöka attityder till återintroduktion av visent innan ett utsättningsprojekt påbörjas (C.G. Thulin, Centrum för vilt- och fiskforskning, personligt meddelande, maj 2011). En sådan attitydstudie pågår under våren och resultatet väntas bli klart till sommaren (A. Bergsten, SLU i Umeå, personligt meddelande, maj 2011). Sipko & Kazmin (2004) har ställt upp 4 grundkriterier för områden lämpliga för visent i Ryssland, kriterier som bör vara relevanta även för Sverige.

1. Området ska uppfylla artens biologiska krav
2. Det ska vara ett sammanhängande naturområde som kan hysa en population på 1000 djur och mer
3. Det bör finnas ett lagligt skydd och garantier att djuren och dess habitat skyddas
4. Området ska om möjligt avgränsas från jordbruksmark

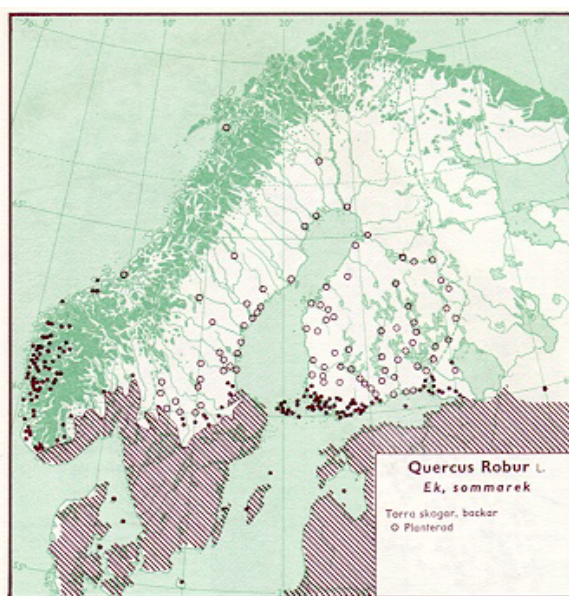
Eftersom visenten företrädesvis förekommer i löv- eller blandskogar finns det antagligen en geografisk gräns som sätter stopp för dess utbredning norrut. I Ryssland finns det arkeologiska benfynd upp till 60:e breddgraden vilket motsvarar Uppland och Uppsala i Sverige. Enligt Heptner et al. (1966) begränsas visentens potentiella utbredning norrut om

snödjupet överstiger 50 cm (Benecke, 2005; Mysteryd et al., 2007). Om man utgår från på den ovanligt kalla och snörika vintern 2011 sammanfaller även detta ganska väl med den 60:e breddgraden (se figur 1).

I Polen har påvisats att år med god tillgång på ekollon ökar vinteröverlevnaden vilket talar för att en lämplig nordgräns även skulle kunna sammanfalla med ekens utbredning norrut. Ekens naturliga nordgräns går ungefär vid Dalälven vilket också på ett ungefär motsvarar 60:e breddgraden (se figur 2) (Naturhistoriska riksmuseet, 2010). Det ska nämnas att det finns mindre bestånd av ek även längre norrut och att såväl ekens utbredning som snödjupet beror på klimat och såväl växter som insekter har förflyttat sin nordgräns norrut under de senaste decennierna (Pöyry et al., 2009)



Figur 1. Medelsnödjup uppmätt 2011-02-24 (SMHI, 2011).

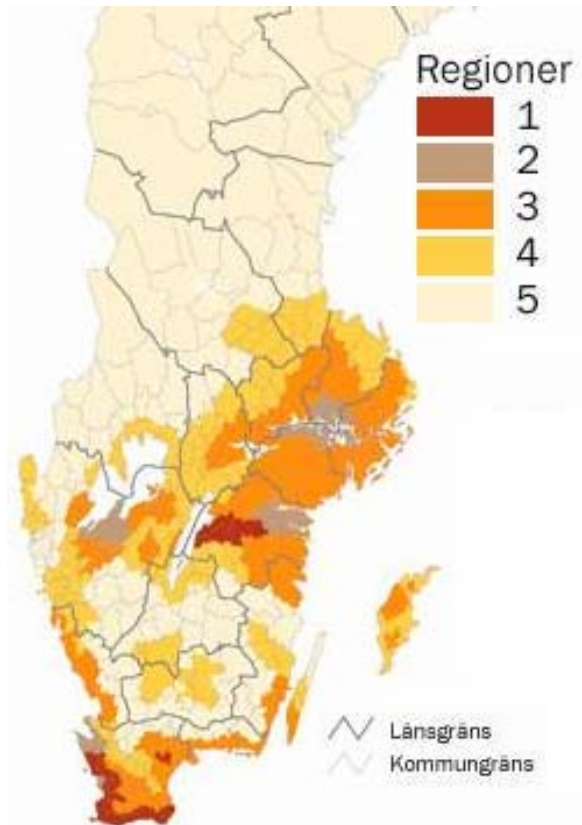


Figur 2. Ekens naturliga utbredning (streckat) samt planterad (cirklar) (Naturhistoriska riksmuseet, 2010).

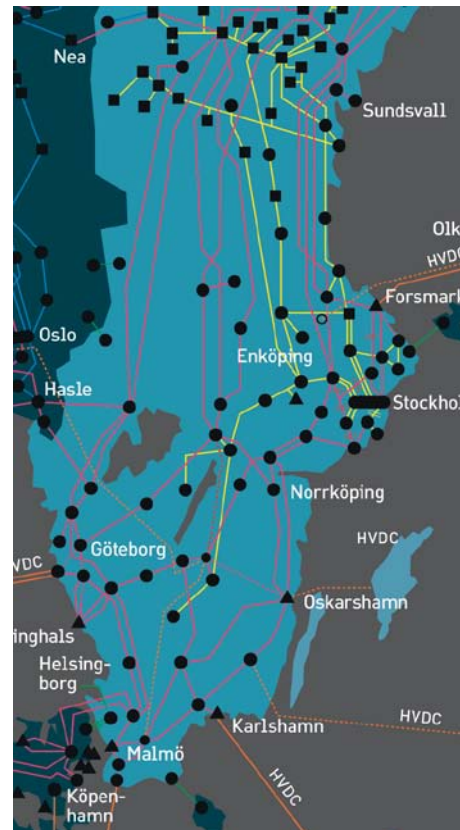
Vidare bör det sammanhängande området vara tillräckligt stort för att hysa en långsiktigt livsduglig metapopulation. Enligt Parnikoza & Kaluzhna (2009) krävs för detta en population på närmare 1000 djur och en yta på 9 000-12 000 km<sup>2</sup> d.v.s. motsvarande ca 10\*10 mil. Det krävs alltså stora områden och frågan är var man hittar dessa?

En lämplig utgångspunkt är att undvika Sveriges bördigaste jordbruksområden d.v.s. Skåne, Väner och Vätterns slättlandskap, mälardalen, kustslätterna samt Öland och Gotland (se figur 3). Samtidigt hör naturbetesmarkerna i dessa områden till de mest artrika biotoperna i Sverige, marker som blivit allt ovanligare med mindre antal betande djur (Stenseke, 2006). Dessa marker kräver extensivt bete vilket en genomgång av åtgärdsprogrammen för hotade arter visar; de två viktigaste hoten mot arterna är för hårt bete samt igenväxning på grund av upphörd, alltså antingen för intensiv eller för svag skötsel (Dahlström, 2006; Brattström et al., 2007; Lennartsson & Gylje, 2009). I dessa för jordbruket centrala områden gäller det antagligen att även fortsättningsvis hävda markerna med våra domesticerade djur eftersom risken för konflikter annars är stor. I övriga mer skogsdominerade områden skulle vildpopulationer av större gräsätare kunna vara en lösning då de i fritt tillstånd betar extensivt (Jensen, 2006).

Visentens tandupppbyggnad tyder på att den ursprungligen förekommit i mer öppna eller halvöppna habitat (Mendoza & Palmqvist, 2008), därför skulle stamnätets kraftledningsgator kunna vara ett lämpligt habitat (se figur 4). Sverige ledningsgator har tillsammans en längd på ca 450 000 km och en yta på 300 000 hektar vilket motsvarar Gotlands yta (Grusell & Miliander, 2004).



Figur 3. Prissättning på åkermark i Sverige utifrån bördighet och läge (region 1 bördigast) (LRF Konsult, 2011).

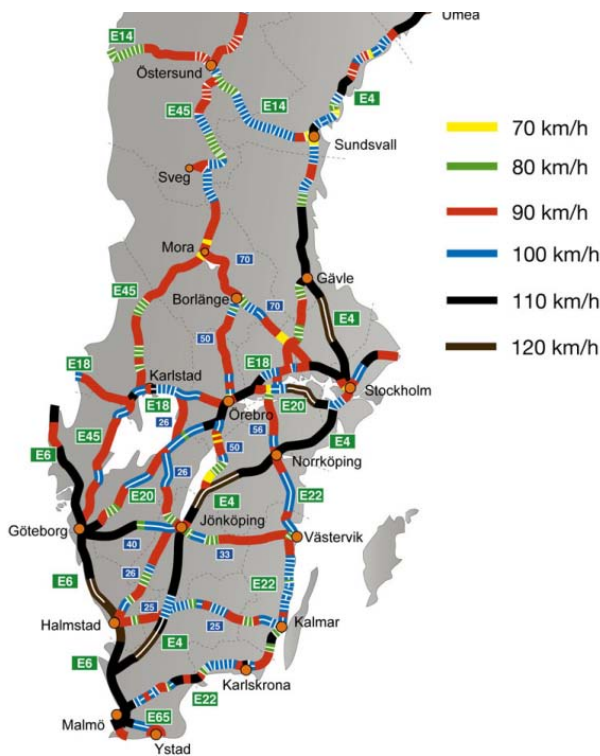


Figur 4. Stamnätet i södra och mellersta Sverige, punkterad linje planerad nätutbyggnad (Svenska Kraftnät, 2011).

I kraftledningsgatorna har flera hävdgynnade öppenmarksarter funnit en reträttplats genom att de återkommande röjningarna skapar öppna marker som påminner om gamla tiders ängs- och betesmarker, ungefär 2–5% av den totala ytan i Sveriges ledningsgator uppskattas vara artrika (Grusell, 2007). Många av våra hotade ängsarter behöver mager, kalkrik mark och hävd för att trivas och vid en analys framkom att ett 30-tal ledningsgator har stora förutsättningar för biologisk mångfald; dessa återfinns i Jämtland, Dalarna, Gästrikland, Uppland, Västmanland, Närke, Södermanland, Östergötland, Västergötland, Småland, Halland, och Skåne (Grusell, 2007). Troligtvis skulle extensivt betande gräsätare ytterligare gynna mångfalden i kraftledningsgatorna, men det är viktigt att introduktionsproceduren åtföljs av ett ordentligt uppföljningsprogram där hotade arter som exempelvis asknätfjäril och väddnätfjäril samt beteskänsliga arter inom kärnväxtfloran noggrant övervakas.

Lindborg et al., 2008 pekar på vikten av ett landskapsperspektiv i naturvården där värdefulla lokaler med hög biologisk mångfald knyts samman och blir en del i ett större landskap, även här skulle ledningsgatorna kunna fylla en viktig funktion som spridningskorridorer. Beaktas även större vägar och järnvägar, som kan fungera både som

barriärer eller avgränsare, så känns vid en första anblick Götalands skogsbygder i sydöstra Sverige (mellan E22 och järnvägens stambana Stockholm-Malmö) samt Mellansveriges skogsbygder i Svealand från E18 i söder till Dalaälven i norr och väster om E4 som lämpliga områden (se figur 5 och 6). I sydöstra Sverige går det två större kraftledningarna sydväst ut från Simpevarp (Oskarshamn) och två norrut mot Norrköping; det planeras även utbyggnad av en kraftledning västerut mot Jönköping. I Svealand går ledningarna i nordsydlig riktning (se figur 4). En fördel med kraftledningarna är att de är sammanknutna i ett system vilket gör att det inte krävs så stora åtgärder för att skapa vandringskorridorer mellan olika populationer, till exempel skulle en passage genom ett jordbruksområde kunna stängas in. Med strategiskt placerade och väl utformade viltpassager går det också att styra djurens vandringar.



Figur 5. Större vägar i södra och mellersta Sverige (Automotorsport, 2008).



Figur 6. Järnvägsnätet i Sverige (Trafikverket, 2011).

Om man vill uppnå maximal nytta med ett utsättningsprojekt är det flera åtgärder som behöver vidtas; bland annat bör lövinslaget och andelen sumpskog utökas i de områden som är lämpliga för utsättning. Lennartsson & Simonsson (2007) pekar på betydelsen av våtmarker och sumpskogar för den biologiska mångfalden vilket även ligger i linje med Sveriges miljömål om myllrande våtmarker (Miljömål, 2011). För att fastställa vilka åtgärder som är mest optimala både ur ett ekologiskt och ekonomiskt perspektiv kan det därför vara lämpligt att samköra projektet med andra arter som mer eller mindre delar samma habitat som visenten och som har det mycket svårt eller försvunnit från Sverige. Exempel på sådana arter är vittryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*), mellanspett (*Dendrocopos medius*) och svart stork (*Ciconia nigra*). Just att kombinera stora gräsätare och hackspettar, eventuellt även stork, i samma projekt kan ge ett mycket kostnadseffektivt resultat eftersom de i landskapet är paraplyarter för många andra skyddsvärda arter inom flera olika naturtyper. Då kan allt från öppnmarksarter bland växter och insekter till



skalbaggar på död ved samt amfibier och mossor i våtmarker och sumpskogar täckas in i bevarandearbetet.

Hjärre (2007) har föreslagit att de områden i Dalsland och sydvästra Värmland där man försöker återskapa lövskogshabitat för att rädda den vitryggiga hackspetten även skulle vara lämpliga för visenten. Detta är en god tanke och på längre sikt bör även Dalsland/Värmlandspopulationen knytas samman med den i Färnebofjärden vid Dalälvens utlopp vilket kommer att kräva ett sammanhängande band av sumpskogar hela vägen från Värmland ut till kusten i Uppland. Om ett sådant projekt kombineras med utsättning av visent kan även sumpskogar skapas längsmed kraftledningsgatorna som går i norrsydlig riktning. I Sverige är 3,3 % (2009) av den produktiva skogsmarken skyddad (Skogsstyrelsen, 2011) vilket ur ekonomisk-politiskt perspektiv är den intressanta andelen eftersom övrig skyddad mark inte har samma ekonomiska värde. Enligt Angelstam & Andersson (2001) behöver 9-16 % av den produktiva skogsmarken i Sverige, beroende på region, bevaras om skogsvårdslagets miljömål ska uppnås. När det gäller bevarandet av livskraftiga stammar av de mest arealkrävande skogsarterna, som till exempel vitryggig hackspett, krävs att cirka 20 % av den ursprungliga naturtypen finns kvar. För att bevara skogens mångfald i södra Sverige kommer det att krävas omfattande skogsrestaureringar (Angelstam & Andersson, 2001). Om Sverige på nationell nivå väljer att följa dessa riktlinjer skulle det innebära att 84-91 % av den produktiva marken används till produktion medan 9-16 % lämnas till vild- och friluftsliv, vilket kan tyckas vara rimligt. Med detta som bakgrund finns det alltså goda argument för att återskapa större sammanhängande områden av bl.a. sumpskogar.

Sydöstra Sverige från Blekinge upp till Östergötland, som också kan vara ett lämpligt område för utsättning av större gräsätare, är ett intressant område ur många olika aspekter. Artrikedomen är stor i området vilket antagligen beror på att småländska höglandets läsida ger ett något mer fastlandsbetonat klimat; där förekommer fortfarande värmekrävande reliktpopulationer av exempelvis kronärtsblåvinge (*Plebejus argyrognomon*) och veronikanätfjäril (*Melitaea britomartis*), arter som är extremt hotade (Elmqvist, 2009; Eliasson, 2010). Även eken, som är ett oerhört viktigt träd för den biologiska mångfalden genom att den skapar livsmiljöer för bl.a. många lavar, insekter, och hackspettar, har sina största förekomster i södra Blekinge, östra Småland och centrala Östergötland (Niklasson & Nilsson, 2005). Detta är gynnsamt för visenten då ekollon utgör ett viktigt födotillskott på höstarna. Mellanspett hade sin sista häckning i Östergötland 1980 (Tjernberg, 2010(2)) och vitryggig hackspett häckade i östra Småland in på 1990-talet (Mild & Stighäll, 2005). Detta innebär att om ekens och sumpskogarnas andel ökas längsmed kraftledningsgatorna skulle landskapet på lång sikt kunna bli lämpligt för såväl visent som för mellanspett och vitryggig hackspett. En ökad andel sumpskogar och våtmarker skulle även kunna bana väg för den svarta storkens återkomst till Sverige. Eftersom diskussionen fokuserat på kraftledningsgator bör det dock nämnas att den svarta storken precis som den vita har rapporterats krocka med kraftledningar (Tjernberg, 2010(3)).

Hittills har fokus legat på visenten men ur ekologiskt perspektiv är det egentligen lika angeläget att diskutera friströvande populationer av nötkreatur, vildhäst, skogsvildren, samt eventuellt även får och get eftersom arterna med sina olika nischer bidrar till en mosaik av livsmiljöer vilket gynnar den biologiska mångfalden. Visent och nötkreatur motsvarar varandra ganska väl i ekologisk funktion och historiskt har uroxen haft sin utbredning upp till Östergötland och Närke (Emanuelsson, 2009). Det finns kvar ett antal ålderdomliga ofta småvuxna lantraser som eventuellt skulle passa för utsättning, exempel på svenska behornade ursprungliga lantraser är väneko och ringamålako (Föreningen allmogekon, 2011). Andra exempel är highland cattle i Skottland samt Chillinghamboskapen som lever

i ett inhägnat halvöppet skogsområde i Chillingham Park (Emanuelsson, 2009). I Tyskland finns den s.k. Heckboskapen som är en ras framtagen av bröderna Heck i början på 1900-talet; de korsade en rad olika europeiska lantraser som till utseende påminde om de bilder som finns bevarade av uroxxar, till det yttre liknar den uroxen men till funktion och beteende är det svårt att säga något säkert (Emanuelsson, 2009). Samtidigt är det inte helt osannolikt om det finns ett samband mellan utseende och funktion. I Holland och Danmark pågår försök och avelsprojekt på nötkreatur med syfte att utvärdera nya sätt att förvalta naturområden (Thulin, 2010).

Tidigare i diskussionen nämndes att många av de artrikaste naturbetesmarkerna ligger i anslutning till större jordbruksområden samt att dessa marker inte lämpar sig för frilevande växtätare på grund av risken för betesskador i fälten. Samtidigt är det en realitet att effektiviseringen inom djurhållningen kan få till följd att många av dessa marker antingen tas ur hävd eller att de betas alldeles för hårt. Därför kan det i vissa områden bli aktuellt med frigående växtätare under kontrollerade former i större hägn, ett exempel skulle kunna vara Ölands alvar där hästar och får traditionellt hållit markerna öppna. Hästbete tycks ur ekologisk synpunkt passa bra på magra marker med orkidéer varvid gotlandsrussen skulle kunna komma på fråga. Det finns historiska belägg på att halvvida hästar gått ute året runt i Skåne, Blekinge och på Gotland varvid man även skulle anknyta till en historisk djurhållning (Emanuelsson, 2009). Får och getter kan också användas beroende på vilka behov av hävd som krävs. Ytterligare ett potentiellt gångbart sätt att hävda markerna skulle kunna vara naturvårdsbränningar av gräsmarker med några års mellanrum (Pykälä, 2001).

I området mellan Dalälven i söder och renbetesområdena i norr skulle hästen tillsammans med skogsvildrenen kunna användas för att hävda markerna. Ett exempel på hästens goda anpassningsförmåga till kärva förhållanden är sachahästen i nordöstra Sibirien. Hästarna går ute året om och överlappar vildrenens utbredning i Jakutiens lärk- och tallskogar, under de kallaste vintermånaderna kan temperaturen sjunka till under  $-60^{\circ}\text{C}$  (S. Chuchaitseva, Verhne Vilyoysk, personligt meddelande, februari 2005). Skogsvildrenen förekommer i Finland och ryska Karelen (Tjernberg, 2010(1)). I Sverige fanns den kvar i Härjedalens, Dalarnas och Hälsinglands skogstrakter fram till 1870-talet då de sista djuren sköts (Idredomen, 2005). Enligt Holm (2009) kan vildskogsrenen fylla en ekologiskt outnyttjad nisch söder om tamrenskötselns vinterbetesmarker. För att undvika problem med samernas tamrenar pekas Gävleborg och södra Dalarna ut som särskilt lämpliga områden för återinplantering (SVT, 2010).

Som alltid när det gäller stora växtätare måste man i bevarandearbetet ta hänsyn till att konflikter med skogsindustrin kan uppstå till följd av betesskador på unga plantor (Mysterud et al., 2007). I visentens fall så är det framförallt björk (*Betula sp.*), salixväxter (*Salix sp.*), hassel (*Corolys*) och avenbok (*Carpinus*) som betas, alltså trädslag som är av lägre ekonomiskt värde för skogsindustrin vilket gör att en samexistens borde kunna vara möjlig (Kowalczyk, 2011). Enligt Pucek et al. (2004) kan skogsskador förebyggas genom att upprätthålla gläntor och skogsängar av tillräcklig storlek där visenten kan äta, där skulle kraftledningsgatornas gräsmarker kunna fylla en viktig funktion.

Jordbruksmark som eventuellt kommer att gränsa till en vildpopulations utbredningsområde kan behöva skyddas genom stängsel. När det gäller trafiksäkerhet så har de flesta högratifierade vägarna redan viltstängsel men det kan komma att krävas ytterligare viltstängsel samt att viltpassager anläggs. Detta kommer naturligtvis innebära en kostnad men om utgångspunkten är att Sverige ska leva upp till miljömålen om en rik biologisk mångfald så är det stora arealer som behöver en extensiv hävd. Som läget är nu har Länsstyrelserna svårt att ens klara av hävden i naturreservaten och situationen blir inte bättre av att den småskaliga djurhållningen mer eller mindre försvunnit från många

områden i skogsbygderna. Det fina med vilda gräsätare är att de skulle sköta hävden mer eller mindre gratis. Därför är det troligt att kostnaderna för stängslingar intill vägar och eventuellt skydd av åkermark, ur samhällsekonomiskt perspektiv blir mindre än de resurser som annars skulle behöva läggas på årlig hävd av marker där man inte har tillgång till betesdjur.

## **SLUTSATSER**

För att långsiktigt klara miljömålen om en rik biologisk mångfald kan frilevande stora gräsätare fylla en viktig funktion.

## REFERENSER

- Aaris-Sorensen, K., 2006. *Northward expansion of the Central European megafauna during late Middle Weichselian interstadials, c. 45-20 kyr BP*. *Palaeontographica Abteilung A-Palaeozoologie-Stratigraphie*. 278: 125-+
- Angelstam, P. & Andersson, L. 2001. *Estimates of the needs for forest reserves in Sweden*. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement*. 3: 38-51
- ArtDatabanken – Swedish Species Information Centre. 2011. *Rödlistan 2010*. <http://www.artdata.slu.se/rodlista/>, använd 2011-05-14
- ArtDatabanken. 2010. *Asknätfjäril - Euphydryas maturna*. <http://www.artdata.slu.se/rodlista/filer/exempelart2010-asknatfjaril.pdf>, besökt 2010-05-12
- Automotorsport. 2008. *Snart nya hastighetsbegränsningar*. <http://www.automotorsport.se/news/15371/snart-nya-hastighetsbegr%C3%A4nsningar/>, använd 2011-04-25
- Balciauskas, L. 1999. *European bison (Bison bonasus) in Lithuania: status and possibilities of range extension*. *Acta Zool. Lituan.* 9: 3–18
- Benecke, N. 2005. *The Holocene distribution of European bison – the archaeozoological record*. *Antropologia-Arkeologia*. 57: 421-428
- Bergsten, A., SLU i Umeå, personligt meddelande, maj 2011
- Bertilsson, A., botaniker och författare till Västergötlands flora, personligt meddelande, maj 2011
- Borowski, S. & Kossak, S. 1972. *The natural food preferences of the European bison in seasons free of snow cover*. *Acta Theriologica*. 17: 151-169
- Brattström, A., Betzholtz, P.E., Bjerding, F. & Franzen, M. 2007. *The future for the Clouded apollo Parnassius mnemosyne (Lepidoptera: papilionidae) in Blekinge*. *Entomologisk Tidskrift*. 128: 81-88
- Chuchaitseva, S., Verhne Vilyoysk, personligt meddelande, februari 2005
- Dahlström, A. 2006. *Betesmarker, djurantal och betestryck 1620-1850. Naturvårdsaspekter på historisk beteshävd i Syd- och Mellansverige*. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala
- Daleszczyk, K. & Bunevich, A.N. 2009. *Population viability analysis of European bison populations in Polish and Belarusian parts of Bialowieza Forest with and without gene exchange*. *Biological Conservation*. 142: 3068-3075
- Daleszczyk, K., Krasinska, M., Krasinski, Z. A. & Bunevich, A. N. 2007. *Habitat structure, climatic factors, and habitat use by European bison (Bison bonasus) in Polish and Belarusian parts of the Bialowieza Forest, Poland*. *Canadian Journal of Zoology*. 85: 261-272
- Ekstam, U. & Forshed, N. 2000. *Svenska naturbetesmarker – historia och ekologi*. Stockholm, Naturvårdsverkets förlag
- Eliasson, C.U. 2010. *Åtgärdsprogram för veronikanätfjäril (Melitaea britomartis) 2010-2013*. Naturvårdsverket, rapport 6371
- Eliasson, C.U. 2008(1). *Åtgärdsprogram för asknätfjäril (Euphydryas maturna) 2007-2011*. Naturvårdsverket, rapport 5858
- Eliasson, C.U. 2008(2). *Åtgärdsprogram för vädnnätfjäril (Euphydryas aurinia) 2008-2012*. Naturvårdsverket, rapport 5920
- Elmquist, H. 2009. *Åtgärdsprogram för kronärtsblåvinge (Plebejus argyrognomon) 2009-2013*. Naturvårdsverket, rapport 6314
- Emanuelsson, U. 2009. *Europeiska kulturlandskap – Hur människan format Europas natur*. Stockholm, Formas
- Franzén, M., entomolog vid Lunds universitet, personligt meddelande, maj 2011

- Föreningen allmogekon. 2011. *Allmogekorna*. <http://www.allmogekon.se/?page=4>, använd 2011-05-15
- Gebczyńska, Z., Gebczyński, M. & Martynowicz, E. 1991. *Food eaten by free-living European Bison in Białowieża forest*. *Acta Theriologica*. 36: 307–313
- Grusell, E. 2007. *Biologisk Mångfald i Svenska kraftnäts ledningsgator*. Svenska kraftnät
- Grusell, E. & Miliander, S. 2004. *GIS-baserad identifiering av artrika kraftledningsgator inom stamnätet*. Rapportnummer: 1960900. Svenska kraftnät
- Götmark, F., Gunnarsson, B. & Andrén, C., 1998. *Biologisk mångfald i Kulturlandskapet – Kunskapsöversikt om effekter av skötsel på biotoper, främst ängs- och hagmarker*. Naturvårdsverket, Stockholm, Erlanders Gotab
- Hjärre, B. 2007. *Visenten, en naturlig naturvårdare*. Examensarbete för filosofie magisterexamen. Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet
- Holm, S.O. 2009. *Bör skogsvildrenen återinplanteras?* Svensk Jakt. <http://se.jf.discoworks.se/en/svenskjakt/Nyheter/Debatt/Debatt-Svensk-Jakt-Nyheter/Debatt-Svensk-Jakt-2009/April/>, använd 2011-05-15
- Idredomen. 2005. *Rennäringslagstiftningen*. Östersunds tingsrätt. 2005-08-08, T 977-04. <http://www.suonttavaara.se/dokument/Idre%20domen.html>
- IUCN Red List. 2011. *Bison bonasus*. <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/2814/0>, använd 2011-05-16
- Jarnemo, A. 2011. *Kronhjort – artfakta*. ArtDatabanken, SLU. [http://snotra.artdata.slu.se/artfakta/SpeciesInformationDocument/Cervus\\_Elaphus\\_Elaphus\\_102103.pdf](http://snotra.artdata.slu.se/artfakta/SpeciesInformationDocument/Cervus_Elaphus_Elaphus_102103.pdf), använd 2011-05-07
- Jaroszewicz, B. 2010. *State of conservation of butterfly species listed in Annex II and IV to Habitat Directive and proposals for their conservation in the Białowieża Forest*. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody*. 29: 29-50
- Jaroszewicz, B., Pirozikow, E. & Sagehorn, R. 2009. *Endozoochory by European bison (Bison bonasus) in Białowieża Primeval Forest across a management gradient*. *Forest Ecology and Management*. 258: 11-17
- 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-Botanique*. 86: 475-484
- Jedrzejewski, W. et al. 2007. *Territory size of wolves Canis lupus: linking local (Białowieża Primeval Forest, Poland) and Holarctic-scale patterns*. *Ecography* 30: 66-76
- Jensen, P. 2006. *Djurens beteende och orsakerna till det*. Stockholm, Natur och kultur
- Kardell, L. 2004. *Svenskarna och skogen, Del 2. Från baggböleri till naturvård*. Jönköping, Skogsvårdsstyrelsens förlag
- Knapp, A.K. et al. 1999. *The Keystone Role of Bison in North American Tallgrass prairie – Bison increase habitat heterogeneity and alter a broad array of plant, community, and ecosystem processes*. *BioScience*. 49: 39-50
- Kowalczyk, R., Taberlet, P., Coissac, E., Valentini, A., Miquel, C., Kaminski, T. & Wojcik, J. M. 2011. *Influence of management practices on large herbivore diet-Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland)*. *Forest Ecology and Management*. 261: 821-828
- Krasinska, M. & Krasinski, Z.A. 2004. *75 years of the European bison restitution*. Conference “European Bison Conservation”. 30 September – 2 October 2004, Białowieża, Poland. [http://bison.zbs.bialowieza.pl/bison/pdf/krasinska\\_krasinski.pdf](http://bison.zbs.bialowieza.pl/bison/pdf/krasinska_krasinski.pdf), använd 2011-04-29
- Kuemmerle, T. et al. 2011. *Predicting potential European bison habitat across its former range*. *Ecological Applications*. 00: 000-000 (ännu ej publicerad)

- Kuemmerle, T., Perzanowski, K., Chaskovskyy, O. et al. 2010. *European Bison habitat in the Carpathian Mountains*. Biological Conservation. 143: 908-916
- Kuijper, D.P. et al. 2010. *Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Bialowieza Primeval Forest, Poland*. Journal of Vegetation Science. 21: 1082-1098
- Kuijper, D. P. J., Cromsigt, J. P. G. M., Churski, M., Adam, B., Jedrzejewska, B. & Jedrzejewski, W. 2009. *Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest?* Forest Ecology and Management. 258: 1528-1535
- Lennartsson, T. & Gylje, S. 2009. *Infrastrukturens biotoper – en refug för biologisk mångfald*. Centrum för Biologisk Mångfald. CBM:s skriftserie 31
- Lennartsson, T. & Simonsson, L. 2007. *Biologisk mångfald och klimatförändringar*. Uppsala, Centrum för biologisk mångfald
- Liljegren, R. & Ekström, J. 1996. *The terrestrial late Glacial Fauna in South Sweden*. In: Larsson, L., *The earliest settlement of Scandinavia and its relationship with neighbouring areas*. Acta Archaeologica Lundensia. 8:135-139. Stockholm
- Lindborg, R. et al. 2008. *A landscape perspective on conservation of semi-natural grasslands*. Agriculture Ecosystems & Environment. 125: 213-222
- LRF Konsult. 2011. *Åkermark värderas allt högre – Nyoptimism gav 16 % prisökning 2010*. <http://www.lrfkonsult.se/press/Nyheter/Akermarkspriser-2010/>, använd 2011-06-06
- Mild, K. & Stighäll, K. 2005. *Åtgärdsprogram för bevarande av Vitryggig hackspett (Dendrocopos leucotos) och dess livsmiljöer*. Naturvårdsverket, rapport 5486
- Myrdal, J. 1999. *Jordbruket under feodalismen. 1000–1700*. Stockholm, Natur och kultur/LTs förlag
- Mysterud, A., Barton, K. A., Jedrzejewska, B., Krasinski, Z. A., Niedzialkowska, M., Kamler, J. F., Yoccoz, N. G. & Stenseth, N. C. 2007. *Population ecology and conservation of endangered megafauna: the case of European bison in Bialowieza Primeval Forest, Poland*. Animal Conservation. 10: 77-87
- Mendoza, M. & Palmqvist, P. 2008. *Hypsodonty in ungulates: an adaptation for grass consumption or for foraging in open habitat?* Journal of Zoology. 274:134–142
- Miljömål. 2011 *Miljömålsportalen*. <http://www.miljomal.se/>, använd 2011-05-14
- Nationalencyklopedin. 2011(1). Älg. [http://www.ne.se/lang/%C3%A4lg?i\\_whole\\_article=true](http://www.ne.se/lang/%C3%A4lg?i_whole_article=true), använd 2011-05-07
- Nationalencyklopedin. 2011(2). *Vildsvin*. <http://www.ne.se/lang/vildsvin>, använd 2011-05-13
- Naturhistoriska riksmuseet. 2011. *Rådjur och dovhjortar - Födoval och rumslig fördelning*. <http://www.nrm.se/sv/meny/faktaomnaturen/djur/daggdjur/hovdjur/radjurochdovhjort.1382.html>, använd 2011-05-07
- Naturhistoriska riksmuseet. 2010. *Den virtuella floran*. <http://linnaeus.nrm.se/flora/>, använd 2011-04-22
- Niklasson, M. & Nilsson, S.G. 2005. *Skogsdynamik och arters bevarande*. Lund, Studentlitteratur
- Nilsson, S.G. & Franzén, M. 2009. *Alarmerande minskning av dagfjärilar*. Fauna och Flora. 104: 2-11
- Ohlson, M., Soderstrom, L., Hornberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997. *Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests*. Biological Conservation. 81: 221-231
- Olsson, F. & Lemdahl, G. 2010. *A forest history for the last 10 900 years at the site Storasjö, southern Sweden: implications from beetle assemblages*. Journal of Quaternary Science. 25: 1211-1221

- Parnikoza, I. & Kaluzhna, M. 2009. *Primary search of woodlands suitable for free ranging Bison bonasus populations in Ukraine*. European Bison Conservation Newsletter. 2: 47-53
- Pehrson, I. 2001. *Bete och betesdjur*. Jordbruksverket, Jönköping
- Persson, P. 1999. *Neolitikums början – Undersökning kring jordbrukets introduktion i Nordeuropa*. Doktorsavhandling: Göteborgs universitet
- Pucek, Z., Belousova, I.P., Krasinska, M., Krasinski, Z.A. & Olech, W. 2004. *Status Survey and Conservation Action Plan - European Bison*. IUCN – The World Conservation Union
- Pykälä, J. 2001. *Mitigating Human Effects on European Biodiversity through Traditional Animal Husbandry*. Conservation Biology. 14: 705-712
- Pöyry, J., Luoto, M., Heikkinen, R.K., Kuussaari, M. & Saarinen, K. 2009. *Species traits explain recent range shifts of Finnish butterflies*. Global Change Biology. 15: 732-743
- Sipko T. P. & Kazmin V. D. 2004. *Современные проблемы сохранения зубра и их решение в России*. <http://bp21.org.by/ru/art/zubrsip1.html>, använd 2011-04-22. Institute of Problems of Ecology and Evolution, Moscow, Russia
- Skogsstyrelsen. 2011. *Skyddad skog*. <http://www.skogsstyrelsen.se/Myndigheten/Skog-och-miljo/Skyddad-skog/>, använd 2011-05-14
- SMHI. 2011. *Vädret – snödjup*. <http://www.smhi.se/vadret/vadret-i-sverige/snodjup#>, använd 2011-04-22
- Stenseke, M. 2006. *Biodiversity and the local context: linking seminatural grasslands and their future use to social aspects*. Environmental Science & Policy. 9: 350-359
- Svenning, J.C. 2002. *A review of natural vegetation openness in north-western Europe*. Biological Conservation. 104: 133-148
- Svenska Kraftnät. 2011. *Stamnätet i Norden 2011*. <http://www.svk.se/Om-oss/>, använd 2011-05-15
- SVT. 2010. *Vildrenen hör hemma i Gävleborg och södra Dalarnas skogar. Nu vill en ekolog plantera ut den urnordiska rasen*. [http://svt.se/2.33557/1.2023874/forskare\\_vill\\_plantera\\_in\\_vildren?lid=puff\\_2023874&lpos=rubrik](http://svt.se/2.33557/1.2023874/forskare_vill_plantera_in_vildren?lid=puff_2023874&lpos=rubrik), använd 2011-05-15
- Theuerkauf, J. & Roys, S. 2006. *Do Orthoptera need human land use in Central Europe? The role of habitat patch size and linear corridors in the Bialowieza Forest, Poland*. Biodiversity and Conservation. 15: 1497-1508
- Thulin, C.G. 2010. *Faunarestaurering - Ett paradigmskifte i arbetet med biologisk mångfald*. En sammanfattning av konferensen "Faunarestaurering – Möjligheter inom bevarande och förvaltning". Den 27 april 2010 på Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien, Stockholm, s. 1-8
- Thulin, C.G., Centrum för vilt- och fiskforskning, personligt meddelande, maj 2011
- Tjernberg, M. 2010(1). *Rangifer tarandus – ren*. ArtDatabanken, SLU. [http://www.artfakta.se/Artfaktablad/Rangifer\\_Tarandus\\_100120.pdf](http://www.artfakta.se/Artfaktablad/Rangifer_Tarandus_100120.pdf), använd 2011-05-13
- Tjernberg, M. 2010(2). *Dendrocopos medius - mellanspett*. ArtDatabanken, SLU. [http://www.artfakta.se/Artfaktablad/Dendrocopos\\_Medius\\_100047.pdf](http://www.artfakta.se/Artfaktablad/Dendrocopos_Medius_100047.pdf), använd 2011-05-14
- Tjernberg, M. 2010(3). *Ciconia nigra – svart stork*. ArtDatabanken, SLU. [http://www.artfakta.se/Artfaktablad/Ciconia\\_Nigra\\_100032.pdf](http://www.artfakta.se/Artfaktablad/Ciconia_Nigra_100032.pdf), använd 2011-05-14
- Tokarska, M., Pertoldi, C., Kowalczyk, R. & Perzanowski, K. 2011. *Genetic status of the European bison Bison bonasus after extinction in the wild and subsequent recovery*. Mammal Review. 41:151-162
- Towne, E.G., Hartnett, D.C. & Cochran, R.C. 2005. *Vegetation trends in tallgrass prairie from bison and cattle grazing*. Ecological Applications. 15: 1550-1559

- Trafikverket. 2011. Sveriges järnvägsnät. <http://www.trafikverket.se/Privat/Vagar-och-jarnvagar/Sveriges-jarnvagsnat/>, använd 2011-04-25
- Van Calster, H. et al. 2008. *Coppice management effects on experimentally established populations of three herbaceous layer woodland species*. *Biological Conservation*. 141: 2641-2652
- Whitehouse, N. & Smith, D. 2010. *How fragmented was the British Holocene wildwood? Perspectives on the "Vera" grazing debate from the fossil beetle record*. *Quaternary Science Reviews*. 29:539-553
- Östlund, L. & Axelsson, A.L. 1997. *The history and transformation of a boreal forest landscape*. *Canadian journal of forest research*. 27:1198-1206