

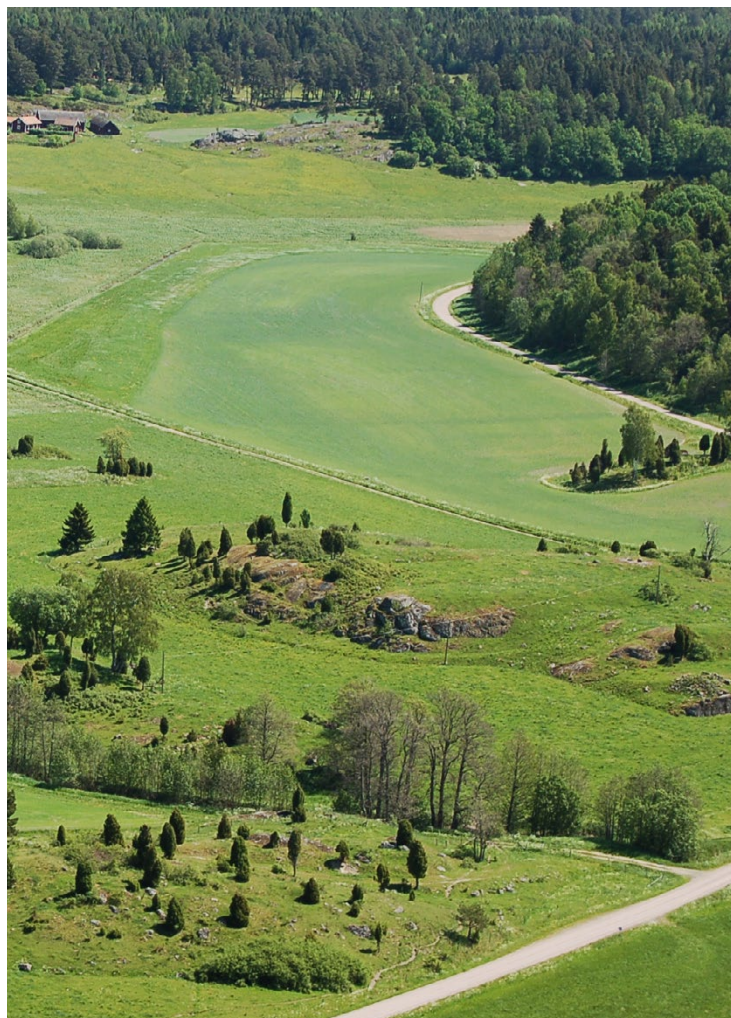
# Landskapsindikatorer för biologisk mångfald

Inga betesdjur, ingen mångfald

---

Sara Cousins, Jessica Lindgren,  
Jan Plue, Ian Brown, Adam Kimberley

RAPPORT 7064 | NOVEMBER 2022



# Landskapsindikatorer för biologisk mångfald

Inga betesdjur, ingen mångfald

Författare: Sara Cousins, Jessica Lindgren, Jan Plue, Ian Brown & Adam Kimberley

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-7064-9

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2022

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2022

Omslag: Landskap i Södermanland med naturbetesmark och många småhabitat med gräsmarksfragment så som åkerholmar, vägrenar, skogsbryn samt betad före detta åker.

Fotograf: Sara Cousins



# Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet Integrerad statistik och geodata för biodiversitets indikatorer i landskap, ett av fyra projekt som genomförts inom forsknings-satsningen Indikatorer för biologisk mångfald på landskapsnivå.

Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket stödja forskning som ska användas i uppföljningen av myndighetens arbete med skydd och bevarande av biologisk mångfald. Studierna kommer att bidra till hållbart nyttjande av biologisk mångfald och ge underlag om utveckling av indikatorer.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag. Rapporten har skrivits av Sara Cousins, Jessica Lindgren, Ian Brown och Adam Kimberley vid Stockholms universitet samt Jan Plue, IVL Svenska Miljöinstitutet.

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Naturvårdsverket oktober 2022

Maria Ohlman  
Chef Hållbarhetsavdelningen

# Innehåll

<b>Förord</b>	<b>3</b>
<b>1. Sammanfattning</b>	<b>5</b>
<b>2. Summary</b>	<b>7</b>
<b>3. Inledning</b>	<b>10</b>
3.1 Syfte och frågeställningar	12
<b>4. Metod</b>	<b>13</b>
4.1 Studieområden	13
4.2 Landskapsanalys	16
4.2.1 Historiska kartor och jordbruksstatistik	16
4.2.2 Dagens markanvändning	18
4.2.3 Äldre satellitbilder	18
4.2.4 Moderna satellitbilder	19
4.3 Biologisk mångfald	20
4.3.1 Småhabitat och naturbetesmark	20
4.3.2 Liten blåklocka	22
4.3.3 Växtsamhällets egenskaper och funktion	23
4.3.4 Statistiska analyser	23
<b>5. Resultat och diskussion</b>	<b>25</b>
5.1 Landskapsförändring	25
5.1.1 Ekonomiska kartor	26
5.1.2 Dagens artdiversitet och historisk markanvändning	27
5.1.3 Historisk statistik eller historiska kartor	29
5.1.4 Moderna satellitbilder	31
5.2 Artdiversitet och nutida landskapsmönster	33
5.2.1 Samband mellan växtrikedom och dagens landskap	34
5.2.2 Regionala landskapseffekter på växtrikedom	37
5.2.3 Genetisk mångfald på landskapsnivå	38
5.2.4 Växtsamhällenas indikatorvärden	41
<b>6. Slutsatser och rekommendationer</b>	<b>45</b>
6.1 Underlag för landskapsanalys	46
6.2 Biologisk mångfald	47
<b>7. Publikationer och kommunikationsinsatser</b>	<b>49</b>
<b>8. Källhänvisning</b>	<b>51</b>
<b>Appendix</b>	<b>58</b>

# 1. Sammanfattning

Det övergripande syftet med detta projekt är att identifiera landskapsindikatorer genom att integrera tillgänglig statistik och geodata tillsammans med ekologisk teori för att identifiera hur förlust av gräsmarker och småhabitat i jordbrukslandskap påverkar mångfald av gräsmarksväxter nationellt. I projektet har vi använt historiska dataunderlag; statistik, kartor, och satellitbilder tillsammans med geografisk analys och vegetationsinventeringar. 48 jordbrukslandskap valdes ut i fyra olika biogeografiska regioner; Norrbotten, Gävleborg, Södermanland och Skåne. Studielandskapen var cirkelrunda med en diameter på 2 km och valdes ut baserat på tillgången av bra historiskt kartmaterial från 1800-talets andra hälft. De historiska kartorna rektifierades och digitaliserades i ett geografiskt informationssystem varefter markanvändningen tolkades med fokus på gräsmark och åker.

Som ett mått på den biologiska mångfalden kopplat till gräsmarkshabitat inventerades kärlväxter i 20 stycken slumpmässigt utlagda 1m<sup>2</sup> rutor i små resthabitat av gräsmarkskaraktär (framförallt åkerholmar, vägkanter, skogsbyn) och 10 stycken 1m<sup>2</sup> rutor slumpmässigt utlagda i en centralt belägen betesmark (om en sådan fanns) inom varje jordbrukslandskap. Ett annat mått på biologisk mångfald är genetisk variation. Den genetiska variationen hos gräsmarksspecialisten liten blåklocka (*Campanula rotundifolia*) analyserades genom att blad samlades in från 25 olika populationer, utspridda i varje jordbrukslandskap. Växternas mångfald och den genetiska mångfalden hos liten blåklocka inventerades inom en 1 km bred cirkel i mitten av varje studielandskap.

## Resultaten blev följande:

Det lämpligaste historiska dataunderlaget att använda vid landskapsanalyser beror till stor del på vilken rumslig noggrannhet och upplösning av analys som efterfrågas. Jordbruksstatistiken anges årligen över socknen men socknarna varierar stort i storlek och det kan vara svårt att fånga förändringar som påverkar gräsmarker i stora socknar med stor andel skog. Historiska kartor har en hög rumslig upplösning men endast ett fåtal platser har ett äldre kartmaterial. Det äldre kartmaterialet täcker oftast ett relativt litet område då utmärkena sällan karterades. Historiska data bör tolkas med en förståelse för den begränsade informationen som kan extraheras från underlaget. Det är önskvärt att fler historiska kartor digitaliseras i geografiska informationssystem för att underlätta vidare analys. Den ekonomiska kartan kan vara ett bra tillskott för att analysera förändring över tid men det måste ske med förbehåll då kartmaterialet är av olika ålder i olika delar av landet och svårigheten att med säkerhet separera berg i dagen, kalhygge och gräsmark. Historiska satellitbilder fungerar dåligt då det är svårt att få både molnfria och snöfria bilder över alla regioner under vegetationsperioden och att det inte går att använda samma träningsytor över hela landet i en analys. Metoden att använda maskininlärning och Sentinel-2 L2A för att övervaka naturbetesmarker verkar mycket lovande kan vidareutvecklas.

För 150 år sedan fanns det i snitt 42 % gräsmark (öppen/halvöppen mark, ej åker) inom de 48 jordbrukslandskapen. Idag finns det 2 % av den ursprungliga gräsmarken kvar i Norrbotten och Gävleborg, 6% i Skåne och 10% i Södermanland. Många jordbrukslandskap har ingen gräsmark kvar alls, trots att alla 48 jordbrukslandskap fortfarande är jordbrukslandskap. Resultatet visar att andelen naturbetesmarker minskat betydligt mer än vad som visats i tidigare studier.

Den avgörande faktorn för dagens artrikedom av växter i jordbrukslandskapet är att det finns betesmarker i landskapet. Naturbetesmarker med lång kontinuerlig hävd är viktiga, och ju större betesmark desto bättre. Småhabitat av tidigare gräsmark hade en relativt låg andel arter, jämfört med tidigare studier. Vägrenar i de nordligare regionerna är breda, på grund av snöröjning, och kan ha en relativt hög andel gräsmarksspecialister. I jordbrukslandskap med få eller inga betesmarker spelar småhabitat en stor roll för många gräsmarksspecialister men småhabitat kan dock inte kompensera för betade gräsmarker, speciellt inte naturbetesmarker.

Analys av gräsmarksspecialisten liten blåklocka visade att dess populationsstorlek spelar stor roll för den genetiska diversiteten. Ju större population i landskapet desto högre genetisk variation. Populationsstorlek var högre med ökad andel betesmark, naturbetesmark och variation i jordbrukslandskapet på nationell nivå. På regional nivå blir resultaten inte lika tydliga. Bristen på betesmark i många av jordbrukslandskapen försvårar statistiskt robusta analyser.

Flera av de 48 jordbrukslandskap som ingick i analysen har tidigare haft naturbetesmarker, enligt GIS-skiktet tillhörande TUVA-databasen, men var ohävdade och övergivna sedan flera år tillbaka vid tidpunkten för våra växtinventeringar. För att kunna göra landskapsanalyser och övervaka gräsmarkernas situation är det viktigt att både databasen och dess nedladdningsbara GIS-filer hålls uppdaterade.

Resultaten visar på vikten att inkludera vardagslandskap och landskap från flera av Sveriges olika regioner. Fokus på de flesta tidigare landskapsekologiska studier baseras på jordbrukslandskap med en relativt hög andel biologisk viktiga habitat och från södra Sverige. Genom att analysera landskapsförändringar från ett stort antal jordbrukslandskap från flera biogeografiska regioner i Sverige ger denna studie en högre generalitet och pekar ännu tydligare på vikten att öka insatserna för att bevara och restaurera gräsmarker nationellt innan dess biologiska värden går förlorade.

## 2. Summary

The overall aim of this project was to identify landscape indicators by integrating available statistics and geodata together with ecological theory to identify how loss of grasslands and small habitats in agricultural landscapes affects grassland plant diversity nationally. We integrated available historical data; statistics, maps and satellite images with modern plant inventories, state-of-the-art ecological theory and geographic analysis techniques to provide a detailed picture of change over time in landscapes across Sweden and how landscape composition impacts biodiversity. 48 agricultural landscapes were selected in four biogeographical regions; Norrbotten, Gävleborg, Södermanland and Skåne. The study landscapes were circles of 2 km in diameter and their selection was based on the availability of high-quality historical maps from the second half of the 19th century. All historical maps were rectified and digitized in a geographic information system, and land use types present interpreted with a focus on identifying key habitats related to grassland.

Biological diversity linked to grassland habitats was measured through both species and genetic diversity. We inventoried vascular plants in 20 random 1 m<sup>2</sup> plots in remnant habitat (mainly midfield islets, road verges and forest edges) and 10 random 1 m<sup>2</sup> plots in a centrally located pasture (if such existed) in each agricultural landscape. The genetic variation of the grassland specialist common Harebell (*Campanula rotundifolia*) was assessed using leaves collected from 25 separate populations sampled across each agricultural landscape. The plant diversity and the genetic diversity of little bluebell were surveyed within a circle with a diameter of 1 km in the centre of each study landscape.

### **The results were:**

The most suitable historical data to use in landscape analysis largely depends on the spatial accuracy and spatial and temporal resolution required. Parish level agricultural statistics provide data annually but because parishes vary widely in size it can be difficult to identify relevant changes affecting grasslands in large parishes dominated by forest. Historical maps have a high spatial resolution, but a scattered distribution both nationally and through time. Historical maps usually cover a relatively small area, with outland rarely mapped. Historical data should be interpreted with an understanding of the limited information that can be extracted from the underlying data. More historical maps should be digitized in geographic information systems to facilitate further analysis. The economic map from the mid-1900s can be a good addition for analysing change over time, but with the caveats that maps differ in ages across the country. It is also difficult to reliably separate bare bedrock, clear-cuts and grassland. Using historical satellite images was not satisfactory with the difficulty to obtain both cloud-free and snow-free images over all regions during the vegetation period and that it is not possible to use the same training areas across the country. The method of using machine learning and Sentinel-2 L2A to monitor semi-natural grasslands seems very promising and can be developed further.



Onehundred-fifty years ago, there was an average of 42% grassland (open/semi-open land, not arable) within the 48 agricultural landscapes. Today, 2% original grassland remains in Norrbotten and Gävleborg, 6% in Skåne and 10% in Södermanland. Many agricultural landscapes have no grassland left at all, even though all 48 agricultural landscapes are still considered agricultural landscapes. The result shows that the proportion of natural grassland has decreased significantly more than what has been previously shown.

The decisive factor for today's plant species richness is that there are pastures left in the landscape. Semi-natural grasslands with long, continuous management are important, and the bigger grassland the better. Small grassland remnants had a low proportion of species, compared to previous studies. However, road verges in the northern regions are broad due to snow clearing, and have a relatively high proportion of grassland specialists. In agricultural landscapes with few or no pastures, small habitats can be important for many plants, but they cannot compensate for grazed grasslands, especially semi-natural grasslands.

Analysis of the grassland specialist Harebell showed that population size plays a major role for its genetic diversity. Larger populations in the landscape means greater levels of genetic variation. Population size was higher nationally in more varied landscapes and landscapes with more pasture and semi-natural grassland present. At the regional level, the results are not as clear. The lack of grasslands in many of the landscapes makes statistically robust analyses difficult.

Several of the 48 agricultural landscapes included in the analysis have had semi-natural grasslands, according to the GIS layer in the TUVVA database, but field visits determined that these were unmanaged and abandoned for several years. To be able to do landscape analyses and monitor grassland status, it is important that both the database and its downloadable GIS files are kept up to date.

The results show the importance of including everyday landscapes and landscapes from several of Sweden's different biogeographical regions. Most previous landscape ecological studies have been based on agricultural landscapes with a relatively high proportion of habitats and high biodiversity from southern Sweden. By analysing landscape changes from a large number of agricultural landscapes from several biogeographic regions in Sweden, this study provides a higher generality and points even more clearly to the importance of increasing efforts to preserve and restore grasslands nationally before their biological values are lost.

## Begrepp som används i denna rapport

Begrepp	Förklaring
<b>Naturbetesmark</b>	Gräsmark som under lång tid, normalt flera hundra år, hävdats genom bete av tamboskap och där det inte skett någon stark påverkan genom plöjning eller gödsling med konstgödsel. Många naturbetesmarker har tidigare hävdats som äng. Naturbetesmarker hyser ofta stora naturvärden och vissa arter förekommer nästan uteslutande på naturbetesmark t.ex. kattfot ( <i>Antennaria dioica</i> ), darrgräs ( <i>Briza media</i> ) och kummin ( <i>Carum carvi</i> ). Vegetationen i naturbetesmarker har ofta en hög andel av örter i förhållande till gräs. I denna rapport: Område som inom ramen Jordbruksverkets Ängs- och betesmarksinventering registrerats i databasen TUVÅ som betesmark eller äng.
<b>Betesmark</b>	I denna rapport: Alla marker som klassats som bete i Nationella marktäckedata (NMD) vilket inkluderar både naturbetesmark och betad före detta åker
<b>Kultiverade betesmarker</b>	Betesmark som gödslats med konstgödsel, betade före detta åkrar eller betesvall (insådd på åker). Vegetationen i en modern betesmark domineras av bredbladiga gräs och ett fåtal konkurrenskraftiga örter som till exempel ogräsmaskrosor ( <i>Taraxacum spp.</i> ) och ett antal klöverarter ( <i>Trifolium spp.</i> ).
<b>Ängsmark</b>	Gräsmark som hävdas med slätter (lie eller slätteraggregat), traditionellt för insamling av vinterfoder och ibland med efterföljande bete.
<b>Småhabitat av gräsmarkskaraktär</b>	Små biotoper som tidigare hävdats med bete eller slätter med gräsmarksvegetation kvar. Vissa kan vara rester från historiskt större gräsmarker t.ex. skogsbryn eller åkerholmar. Ett annat exempel på småhabitat av gräsmarkskaraktär är vägrenar som ofta fortfarande hävdas mer eller mindre regelbundet.
<b>Gräsmark</b>	Inkluderar naturbetesmark, äng, moderna betesmarker, småhabitat av gräsmarkskaraktär eller annan mark som hyser en vegetation dominerat av örter och/eller gräs.
<b>Gräsmarksspecialist (växt)</b>	Växtart knuten till ängs- och betesmarker, gynnas av kontinuerlig hävd och är ofta tålig mot låg vatten- och näringstillgång. Många gräsmarksspecialister små och är dåliga på att hävda sig mot större konkurrenskraftiga arter. Om den omgivande vegetationen blir för högvuxen försvinner vissa arter fort t.ex. fältgentiana ( <i>Gentianella campestris</i> ) medan andra arter kan stå kvar under lång tid efter att hävden upphört t.ex. liten blåklocka ( <i>Campanula rotundifolia</i> ). Flera gräsmarksspecialister har också svårt att sprida sig längre sträckor.
<b>Gräsmarksväxter</b>	Alla växter som växer i gräsmarker i fältskiktet, både gräs och örter, Ej träd och buskar.

## 3. Inledning

Landskapsförändringar under de senaste 150 åren har lett till stor förlust av viktiga habitat för många växter och djur i hela Europa. När habitaterna minskat i omfattning och isoleringen av kvarvarande habitaterna ökar, hotas existensen för många organismgrupper och arter i landskapet. För att kunna överleva på lång sikt måste populationer inom arten ha ett genetiskt utbyte med varandra och därigenom undvika genetisk utarmning. För växtpopulationer sker det genetiska utbytet med hjälp av pollen och frön som sprider sig emellan och etablerar sig i habitat (Auffret et al., 2017b). Många växtarter kan leva kvar som restpopulationer i fragmenterade landskap under lång tid (Eriksson, 1996) även om habitatet har minskat i storlek, om miljöförändringen inte är alltför omfattande. Så länge populationer finns kvar i landskapet finns det möjlighet att förbättra situationen för arterna, men om den negativa trenden av habitatfragmentering fortsätter kommer arterna slutligen försvinna från landskapet. Idag är 15 % av Sverige skyddat som t.ex. nationalparker, naturreservat eller Natura 2000-områden (Naturvårdsverket, 2021). Den biologiska mångfalden i vardagslandskapen varierar. Tidigare forskning visar att tidpunkten och omfattningen av landskapsförändringar spelar en viktig roll för vilken biologisk mångfald som finns kvar i ett visst område idag (Cousins, 2009a, Cousins, 2009b, Helm et al., 2006, Lindborg and Eriksson, 2004). Hur mycket det behövs av en viss livsmiljö; lokalt, inom ett landskap eller inom en region för att upprätthålla biologisk mångfald har diskuterats länge. Hur mycket av livsmiljön som är nödvändig för organismgruppens överlevnad är i stor mån relaterat till organismgrupp och dess förmåga att sprida och etablera sig mellan habitat och landskap (Andren, 1994, Fahrig, 2003, Tschardt et al., 2012). Trots flera decennier av forskning vet vi fortfarande förvånansvärt lite om hur landskapets konfiguration och mängden habitat i ett landskap påverkar etablering och överlevnad av olika organismer över tid.

Gamla hävdade gräsmarker, naturbetesmarker och ängar är marker som har sköts genom bete eller slåtter under mycket lång tid, ibland mer än 1000 år (Eriksson, 2022). Under denna långa tid av hävd har växtarter ackumulerats, samtidigt som att inga produktionshöjande åtgärder har skett, vilket har lett till ett av världens mest artrika habitat (Wilson et al., 2012, Poschlod and Bonn, 1998). Bete och slåtter påverkar artsammansättningen och förhindrar konkurrenskraftiga, högvuxna arter att ta över gräsmarken och konkurrera ut småvuxna arter, vilket sker om gräsmarken överges (Eriksson et al., 2002, Hansson and Fogelfors, 2000, Bullock et al., 2001). Historiskt utgjorde slåttermark och naturbetesmark en central roll i det svenska jordbruket. Cirka 80% av inägomarken (den inhägnade marken runt om byn) utgjordes av slåttermark dvs äng (Cousins, 2009b). Kor, får, getter och hästar betade framförallt det omgivande landskapet utanför inägorna, allt från trädbärande hagar till skog. Stora områden av den betade skogen var relativt trädfattiga, dels på grund av bete men också på grund av huggning, kolning och tjärbränning som skapade goda förutsättningar för många typiska gräsmarksväxter (Westin et al., 2022). Växternas frön spreds effektivt med hjälp av betesdjur och hantering av hö till vinterfoder vilket har varit grunden för den ackumulation av växtarter på relativt små ytor som går att finna i gräsmarker idag (Eriksson, 2016).

Kultiverade betesmarker som gödslats med konstgödsel, betade före detta åkrar eller betesvall (insådd gräsmark på åker) innehåller endast en bråkdel av växter jämfört med en gammal kontinuerligt hävdad naturbetesmark (Auffret and Cousins, 2011, Cousins and Aggemyr, 2008). De kultiverade betesmarkerna, domineras dessutom framför allt av gräs medan äldre gräsmarker i högre utsträckning domineras av örter (Cousins and Lindborg, 2008, Öster et al., 2007, Lindborg, 2006). I denna rapport kallar vi hädanefter all äldre naturbetesmark samt äng, för naturbetesmark. Idag finns endast en mycket liten andel naturbetesmark kvar i Sverige och den absoluta majoriteten betas (TUVA ref Jordbruksverket). Av Sveriges 4746 rödlistade arter, är ca 50 % knutna till jordbrukslandskapet och en stor del av dessa är gräsmarksväxter (SLUArtdatabanken, 2020). Många gräsmarksväxter kan också finnas på andra platser i jordbrukslandskapet än naturbetesmarker, till exempel på åkerholmar (Lindgren et al., 2018b, Plue and Cousins, 2013), i skogsbyn (Lindgren et al., 2018a) och i vägrenar (Auestad et al., 2011, Auffret and Lindgren, 2020, Kimberley et al., 2021). Vägrenar kan vara särskilt viktiga, i de fall som de sköts på liknande sätt som en äng på grund av trafiksäkerhetsskäl (Auffret and Lindgren, 2020, Kiviniemi and Eriksson, 1999, Bernes et al., 2017).

Den historiska landskapsförändringen spelar en viktig roll för den biologiska mångfalden idag (Kuussaari et al., 2009, Verheyen et al., 2003, Kimberley et al., 2016, Cousins and Eriksson, 2008, Lennartsson T et al., 2018). Dels har andelen gräsmarker reducerats kraftigt, men även markanvändningen på och kring habitatet har förändrats på ett sätt som missgynnar växtarter knutna till jordbrukslandskapet. Ett exempel på förändring är i vilken utsträckning betesdjur flyttas mellan gräsmarker inom landskapet. Tidigare flyttades djuren mer mellan olika gräsmarker, som en del av betesdriften, och djuren kunde därmed sprida frön och genetisk mångfald mellan olika platser (Honnay et al., 2007, Bullock and Pufal, 2020, Poschlod and Bonn, 1998, Kapas et al., 2020) vilket sker i betydligt mindre omfattning i dag, när djur ofta betar på åkermark och stöd utfodras i samma hage en längre tid även om betet tar slut. Detta innebär att även om en viss växtart finns kvar på en plats idag, kan det minskande genetiska utbytet mellan populationer innebära att den genetiska mångfalden inom populationerna utarmas. På sikt kan det leda till att arten försvinner från platsen (Essl et al., 2015, Török et al., 2020, Jackson and Sax, 2010). Betesdjur har i tidigare studier visat sig spela en avgörande roll för upprätthållandet av den biologiska mångfalden av växter i naturbetesmarker (Plue et al., 2018, Plue and Cousins, 2018).

Naturbetesmarker i Sveriges olika biogeografiska zoner har genom tiderna haft olika förutsättningar för att gynna växternas mångfald (beroende på t.ex. klimat, markanvändningshistoria, tid, demografi och exploateringsstryck). Även landskapsförändringarna under de senaste 150 åren skiljer sig åt i olika delar av landet. Det finns också betydande skillnader inom regionerna i vilka marker som försvunnit och var i landskapet de försvunnit från, samt hur gräsmarkerna brukas idag. Till exempel har gräsmarker som legat på jordar med hög andel lera och silt odlats upp tidigare än de gräsmarker på tunna och stenbundna jordar (Cousins, 2009b). Hittills har forskningen kring gräsmarker i jordbrukslandskap främst fokuserat på områden i södra Sverige, med få exempel på vetenskapliga publicerade studier från Sveriges nordligare delar. Fokus i vetenskapliga studier kring gräsmarkers mångfald och landskapsförändring finns oftast från marker och platser som har en relativt hög andel artrika habitat kvar medan det mer allmogliga vardagslandskapet förbises (Cousins and Eriksson, 2008). Denna snedvridning kan leda till felaktiga slutsatser och rekommendationer för bevarande och restaureringsinsatser generellt.

För att möta framtida utmaningar orsakade av markanvändnings- och klimatförändringar behövs en djupare förståelse för hur den biologiska mångfalden påverkas av de historiska landskapsförändringarna och dagens utbredning av naturbetesmark och småhabitat i Sveriges olika biogeografiska regioner, samt i olika typer av jordbrukslandskap.

### 3.1 Syfte och frågeställningar

Fokus för projektet har varit gräsmarker och småhabitat där gräsmarksväxter kan finnas kvar trots att marken inte hävdas idag med vare sig bete eller slätter. Naturbetesmarker är ett av de hotade habitat som påverkats stort av tidigare och pågående landskapsförändringar och som identifierats som kritiskt för bevarande av den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet (Naturvårdsverket, 2020). Inte bara växter är hotade utan även många andra organismgruppers överlevnad (Brunbjerg et al., 2018).

Det övergripande syftet med detta projekt är att integrera tillgänglig statistik och geodata tillsammans med ekologisk teori för att identifiera betydelsen av historisk och nutida utbredning av gräsmarker och småhabitat i jordbrukslandskap för mångfald av växter. Vi undersöker också om det är möjligt att identifiera tröskelvärden i tid och rum för när den biologiska mångfalden förändras oåterkalleligt inom ett landskap för att kunna identifiera behov för bevarande och restaurering av naturbetesmarker inom olika biogeografiska regioner i Sverige. För att kunna göra detta har vi 1) analyserat landskapsförändringar i olika svenska regioner, 2) undersökt hur dagens mångfald av växter påverkas av landskapsförändring och nuvarande markanvändning, och slutligen, 3) undersökt om småhabitat kan kompensera för förlusten av naturbetesmarker i form av en grön infrastruktur utan kärnhabitaten, naturbetesmarkerna.

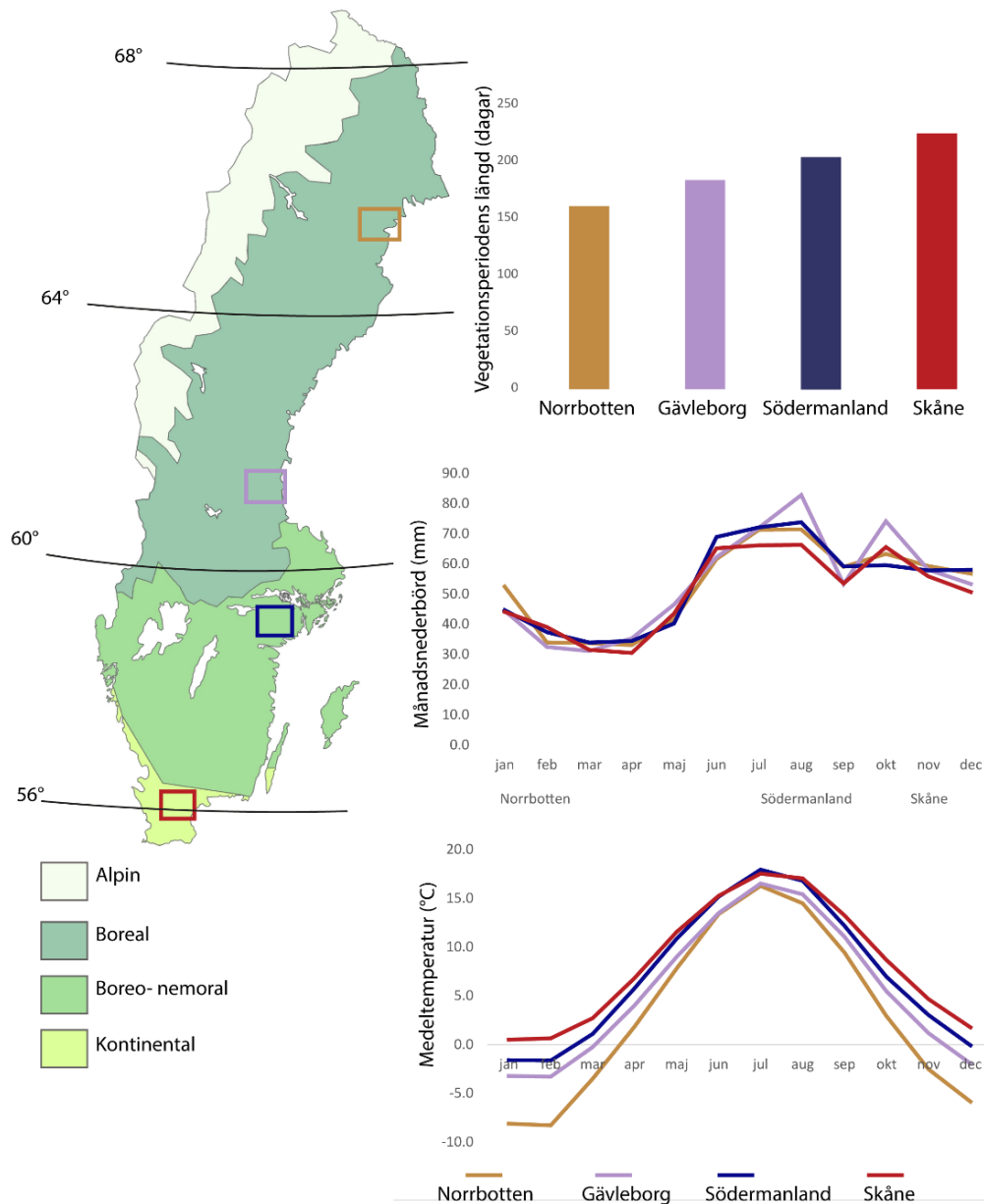
Frågorna som låg till grund för projektet var följande:

1. Vilket historiskt dataunderlag kan användas för att analysera landskapsutveckling kopplat till mångfald av växter på landskapsnivå i jordbrukslandskap?
2. Var finns den biologiska mångfalden i fyra av Sveriges biogeografiska olika jordbrukslandskap?
3. Vilka är det viktigaste landskapsfaktorerna för att bevara hög biologisk mångfald av gräsmarksväxter även i framtiden?

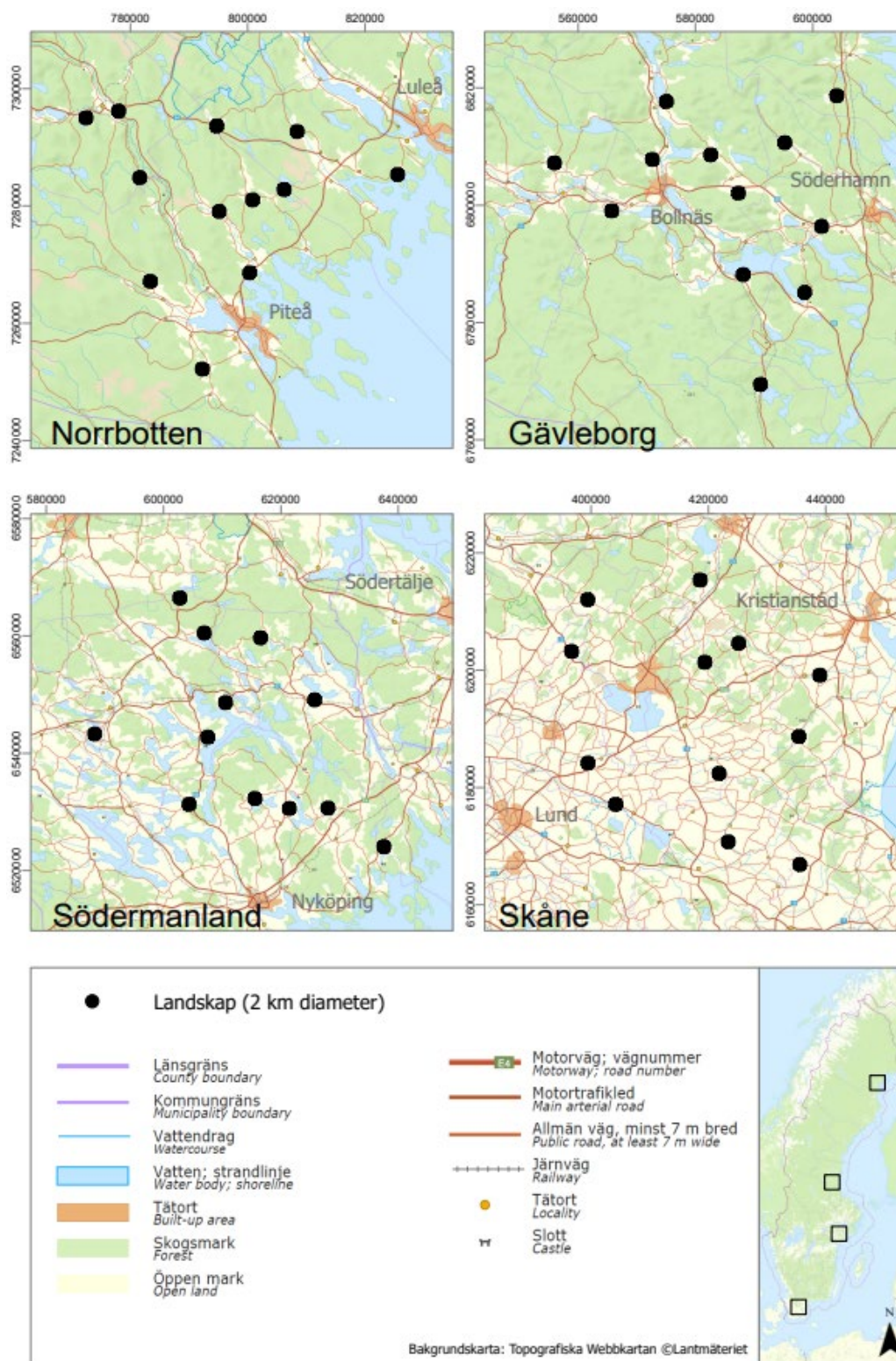
## 4. Metod

### 4.1 Studieområden

Inom projektet har vi analyserat delar av fyra olika regioner; Norrbotten, Gävleborg (Hälsingland), Södermanland och Skåne (Figur 1 och 2). Tillsammans representerar dessa jordbrukslandskap de olika biogeografiska vegetationszonerna med utbrett jordbruk i Sverige. Inom varje region valde vi 12 jordbrukslandskap à 314 ha (2 km i diameter) baserat på tillgängligheten av historiska kartor inom ett rimligt avstånd från varandra för att underlätta fältarbetet. Metoden består dels av en landskapsanalys och dels av en analys av dagens biologiska mångfald i de studerade jordbrukslandskapen.



Figur 1. De fyra studieområdena markeras med rutor och representerar olika biogeografiska vegetationszoner: Kontinental (Skåne), Boreo-nemoral (Södermanland), södra Boreala zonen (Gävleborg) och norra Boreala zonen (Norrbotten). Studieområdena skiljer sig åt beträffande vegetationslängden under året, medelnederbörden och medeltemperatur (Källa: SMHI, hämtat datum; 2021-10-15; Meteorologiska data hämtades från Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) 2021-10-15: för de centralorter som ligger inom de studerade regionerna. Vegetationsperiodens längd (dagar) i Piteå för Norrbotten (år 1961–2020), Bollnäs för Gävleborg (år 1961–2012), Södertälje för Södermanland (år 1961–2020) och Kristianstad för regionen i Skåne (år 1961–2020). Månadsnederbörd (mm) och medeltemperatur/ månad (°C) täckte samma tidsperiod som vegetationsperiodens längd för alla regioner förutom nederbörd från Bollnäs (Gävleborg) som omfattade år 1961–1997)



Figur 2. Studielandskapens lokalisering (n=12) i fyra regioner, Norrbotten, Gävleborg, Södermanland och Skåne. Karta av: Marika Wennbom



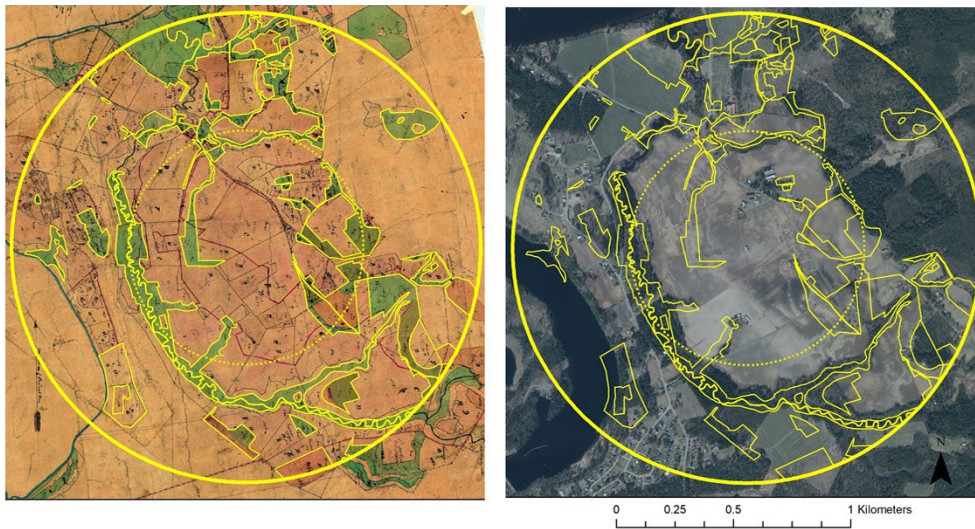
## 4.2 Landskapsanalys

Det har tidigare framkommit att ålder på habitatet, storlek och andel av habitatet i landskapet är faktorer som påverkar mångfalden av växter i ett landskap positivt (Cousins and Eriksson, 2002, Gustavsson et al., 2007, Fahrig, 2003, Fahrig, 2013). Negativa faktorer för mångfalden av växter är minskade livsutrymmen och ökande avstånd mellan platserna (fragmentering) (Bullock et al., 2018, Lindborg and Eriksson, 2004, Öster et al., 2007, Ozinga et al., 2009). Negativa trender som gör att gräsmarker blir färre och mindre i jordbrukslandskapet kan dels bero på en intensifierad markanvändning dvs att åkrarna blir fler och större, att jordbrukslandskapet avfolkas eller att behovet av betesmark försvinner på grund av att jordbruket skiftar mot skogsbruk (Cousins, 2009b, Cousins et al., 2015, Kimberley et al., 2019).

För att analysera landskapsförändringar använde vi oss av historiska kartor och historisk statistik samt satellitbilder över regionerna. Historiska kartor har med framgång används i andra studier inom historisk ekologi (Cousins et al., 2015, Gustavsson et al., 2007, Kimberley et al., 2021, Kuussaari et al., 2009) över ett mindre begränsat område med få nedslag i tiden. Historisk statistik (jordbruks- och befolkningsstatistik) användes för att jämföra med en längre, sammanhängande tidsserie över ett större område.

### 4.2.1 Historiska kartor och jordbruksstatistik

Historiska kartor hämtades från Lantmäteriet inom tidsspännet 1824–1917. Oftast är dessa kartor från lantmäteriförrättningar vid Laga skifte men i brist på kartor från Laga skifte har andra kartor från 1800-talets andra hälft används. Gävleborg hade den yngsta historiska kartan (1917) och Skåne har den äldsta (1824). Kartorna från Skåne var genomsnittligen äldre än kartor från övriga regioner i projektet. Kartorna rektifierades, kartans klasser tolkades och digitaliserades för hand i ArcGIS. För att kunna jämföra markanvändning mellan de olika tidnedslagen (kartorna) förenklades kartans klasser till: åker, skog och öppen/halvöppen mark och vattendrag. Inom den öppna/halvöppna markklassen finns flera markslag (ibland med historiska benämningar) som alla kan härbärgera gräsmarksvegetation t.ex. äng, backe, betesmarker, tomt och odlingsmark som alla kan härbärgera gräsmarksvegetation. Täckningsområdet i landskapsanalyserna med historiska kartor begränsas av kartans täckningsområde. De äldre historiska kartor är relativt små. De historiska kartorna som användes i projektet täcker en relativt liten yta, mellan 1 och 3 km<sup>2</sup>.



Figur 3. Till vänster, visar ett exempel på kartöverlägg där historiska gräsmarker har identifierats och digitaliserats med hjälp av en historisk karta (Arbrå, Gävleborgs län, 1848–50). Till höger visas överlägget med de historiska gräsmarkerna över ett ortofoto från dagens landskap.

Gräsmarker började försvinna från 1850-talets andra hälft då ångar dränerades och odlades upp. Även senare i historien, t.ex. efter andra världskriget, förlorades gräsmarker när ångar planteras med skog eller övergavs (Westin et al. 2022, Cousins 2009) (Figur 3). För att få ytterligare ett tidssteg i landskapsförändringsanalyserna använde vi också ekonomiska kartor framtagna under 1950-talet (år 1947–1974). Den ekonomiska kartan är en mosaik av ortofoton konstruerade av svartvita flygbilder där åkermark är färgat gult och övrig mark grön. När denna kartserie togs fram var syftet främst att markera fastighetsgränser och kartera åker. De äldsta kartorna är från Norrbotten och bygger på flygfoton från år 1943–45 och de yngsta från Skåne från 1967–1969. De ekonomiska kartorna från Gävleborg bygger på flygfoton från år 1951–53 och kartorna över Södermanland på flygfoton från år 1954–56. Dessa kartor är digitaliserade med hjälp av en halvautomatisk metod i R-paketet HistMapR (Auffret et al., 2017a). I HistMapR är det möjligt att klassificera marktäckets i kategorierna åkermark, skog, öppen mark (ej åker). Områden med vatten extraheras från den historiska kartan genom att lägga ett modernt vattenskikt med de större vattendragen på ekonomiska kartorna från 1950-talet.

Den mest detaljerade nivån av historisk Jordbruks- och befolkningsstatistiken som finns att tillgå är på socken-nivå (från bl.a. Hushållningssällskapen, Jordbruksräkningen, Lantbruksräkningen och församlingsstatistik över befolkningen). Jordbruksstatistiken innehöll uppgifter om markanvändningsarealer, utsäde, skörd och antal djur av olika slag på gårdarna i en socken. Tillförlitligheten i jordbruksstatistiken som samlades in under 1800-talet har ibland ifrågasatts. En underdrift av djur och skörd kan finnas i den tidigaste statistiken då det är troligt att folk försökte undvika beskattning (Dahlström et al., 2006). Hushållningssällskapet fick uppgiften att samla in jordbruksstatistik över hela landet 1865 (fram till 1911), för att få jämförbara uppgifter i socknarna i olika delar av landet. Trots detta är uppgifterna inte helt tillförlitliga (Jordbruksverket, 2022). Men även om siffrorna inte alltid är exakta ger de oss en uppfattning om förändring över tid. Vi använde den jordbruksstatistik som är står i relation till hur stor areal som användes som gräsmark i socknen d.v.s. antal betesdjur, befolkningsmängd samt areal åker. Åkerarealen från jordbruksstatistiken kan

t.ex. fungera som en indikator för mängd betesmark i socken eftersom det finns ett historiskt samband mellan andel åker och betesmark (Statistikkällor: Appendix 1). Areal betesmark finns ej som uppgift i jordbruksstatistiken, däremot areal äng som främst användes för vinterfoderproduktion med efterbete. Vi analyserade även effekten av förändringar av antal betesdjurdjur, areal åker samt befolkningsmängd från mitten av 1800-talet till 1981.

## 4.2.2 Dagens markanvändning

För att analysera dagens marktäckning och naturbetesmarker använde vi nationella marktäckedata (NMD) samt data från ängs- och betesmarksinventeringen, i TUVA (Naturvårdsverket, 2018, Jordbruksverket, 2021). För att matcha klasserna på den digitaliserade ekonomiska kartan från mitten av 1900-talet slogs NMDs alla skogsklasser ihop (även klasserna Temporärt ej skog och Skog på våtmark) till en klass, "skog". Öppen våtmark, Övrig öppen mark utan vegetation (tex berg i dagen, stränder eller områden med erosion tillfälligt utan vegetation), samt Övrig öppen mark med vegetation slogs ihop till en klass "öppen/halvöppen mark" då den kan innehålla gräsmarksvegetation. Tilläggs-skiktet "markanvändning" har använts för att få fram hur stor yta av studielandskapen som idag klassats som betesmark. I analyserna med betesmark ingår all mark som ingår i kategorin som "Bete" i NMD, vilket även inkluderar vilken omfattar bete på flera markslag inklusive naturbetesmark. Naturbetesmarker analyseras även separat eftersom dessa marker generellt är betydligt mer artrika än kultiverade betesmarker. Data över dagens Naturbetesmark naturbetesmarkers geografiska läge hämtades från TUVA (Jordbruksverket, 2021) vilket är en databas över artrika naturbetesmarker och ängar. Arbetet påbörjades 1987 (Jordbruksverket, 2005) och uppföljning av gräsmarkerna sker, men ibland med många års mellanrum.

## 4.2.3 Äldre satellitbilder

Projektet hade en ambition att använda satellitbilder över regionerna för att identifiera subtila landskapsförändringar som inte kan identifieras via en tematisk karta t.ex. gräsmarker som växer igen med träd och buskar, från 1980-talet och fram till idag. För att övervaka detta nationellt behövs en klassificeringsalgoritm av satellitbilderna som fungerar för varje tidsintervall och över hela Sverige, för att uppnå en metod som kunde tillämpas över alla jordbrukslandskap med jämförbara resultat. De satellitbilder som användes kommer från satelliterna Landsat 5, Landsat 7 eller Landsat 8 och är korrigerade (för solinstrålning och atmosfärisk påverkan)(Masek et al., 2006). Eftersom flera markanvändningar t.ex. åker med gröda och en öppen betesmark, kan ha likartade spektrala signaturer behövde vi en metod som skiljer dessa åt. Vi valde att använda molnfria vår- (före lövsprickning) och sommarbilder från 1985, 1992 och 2019 för att kunna skilja på områden med sådd gröda på plöjd mark från permanenta gräsmarker. För de olika regionerna har lövsprickning ansetts infalla mellan följande datum: Norrbotten 15–31 maj, Gävleborg 19–23 maj, Södermanland 9–23 maj och Skåne 3–18 maj baserat på lövsprickningsdatum för björk (SLU, 2020). I många fall finns det inte en heltäckande molnfri satellitbild för varje tidpunkt och region. Då har vi istället kombinerat flera bilder från närliggande datum till en molnfri mosaikbild. Totalt har 45 satellitbilder använts för att sammanställa det slutgiltiga datasetet, en multi-temporal serie byggd med minst en vårbild och minst en sommarbild för varje årtal och landskap.

För varje region och tidpunkt har vi därefter beräknat NDVI (Normalized difference vegetation index) (Tucker, 1979). NDVI används i vegetationsanalyser för att identifiera skillnader mellan olika typer av vegetation och frodighet. För att samla alla bilder i ett lättanvänt format har de två bilderna (eller bildmosaikerna) per region och år och deras respektive NDVI-bild kombinerats till en enda fil bestående av 14-band.

Det visade sig svårt att använda satellitbilder över regionerna för att identifiera subtila landskapsförändringar, eftersom de nordligaste regionerna fortfarande var delvis täckta av snö vid "fototillfället" och klassificeringsalgoritmen inte kunde hantera skillnaden mellan snö och t.ex. bar jord vilket resulterade i att identifieringen av småhabitat inte var tillräckligt bra. Landsat-arkivet innehåller dessutom för få satellitscener från 80 och 90-talets för att kunna hitta alternativa tidsintervaller (år) i studieområdena. Metoden förklarades därför inte tillförlitlig för att identifiera landskapsindikatorer för mångfald av gräsmarksväxter.

#### 4.2.4 Moderna satellitbilder

I ett student arbete på mastersnivå kopplade till projektet analyserades möjligheterna att identifiera ängs- och betesmarker med hög mångfald av gräsmarksväxter med hjälp av satellitbilder och maskininlärning (Baggström, 2021). Maskininlärningsmodellerna tränades på 1180 ängs- och betesmarker runt sjön Vättern, som ingår i TUVA databasen och inventerades senast år 2018–2020. Modellerna applicerades sedan på TUVA polygoner (ängs- och betesmarker) i Södermanland. I TUVA databasen finns antal funna indikatorväxter registrerade per naturbetesmark. Indikatorarterna är indelade i positiva och negativa indikatorarter och förväntas indikera bevarandestatusen av ängs- eller betesmarken (Jordbruksverket, 2005). Vi har i detta projekt endast positiva indikatorarter använts. För att testa metoden behövs två klasser av gräsmark; hög respektive låg mångfald av gräsmarksväxter. Om en naturbetesmark har 12 eller fler positiva indikatorarter klassificerades den som att ha en hög mångfald av gräsmarksväxter. Detta motsvarar ca 25 % av alla TUVA gräsmarker i Södermanland.

Sentinel-2 L2A satellitbilder lanserades år 2015 tas med ungefär 15 dagars mellanrum under sommarmånaderna juni-augusti. I dessa analyser har 5–6 bilder per år använts (med <20% molntäcke/molnskugga). Satelliten är utrustad med ett multispektrals instrument som täcker 13 band inom de synliga, nära infraröda och kortvågsinfraröda spektrumet. Banden som undersökts är 2–4 och 8 i 10 meters upplösning och banden 5–7, 8A, 11 och 12 i 20 meters upplösning. För klassificering av bilderna användes tre olika maskininlärningsalgoritmerna: Logistic Regression, Random Forest och Support Vector Machines. Satellitreflektansen uppfångat av de olika spektralbanden användes som värden för att analysera hur bra maskininlärningsmodellerna presterade. Framför allt spektralband 2, band 3, band 7, deras standardavvikelse, och arean på ängs- eller betesmarken var de högst presterande förklaringsfaktorerna. Även standardavvikelsen av NDVI (Normalised difference vegetation index) och band 3 har starka samband med artrikedomen i naturbetesmarkerna.

## 4.3 Biologisk mångfald

Den biologiska mångfalden i de 48 jordbrukslandskapen analyserades på två sätt, dels genom inventering av växter i småhabitat och en centralt belägen aktivt hävdad naturbetesmark eller betesmark i varje jordbrukslandskapen och dels med hjälp av genetisk analys av gräsmarksspecialisten liten blåklocka (*Campanula rotundifolia*). Liten blåklocka är en bra indikator för mark som tidigare var betesmark eller äng då den, trots att den behöver hävd, kan fortleva i små restpopulationer efter att hävden upphört samt att den svarar positivt om hävden återupptas (Lindborg et al., 2005). Den växer i hela landet och har tidigare används i landskapsgenetiska analyser med framgång (Plue et al. 2017, Plue et al. 2018)

### 4.3.1 Småhabitat och naturbetesmark

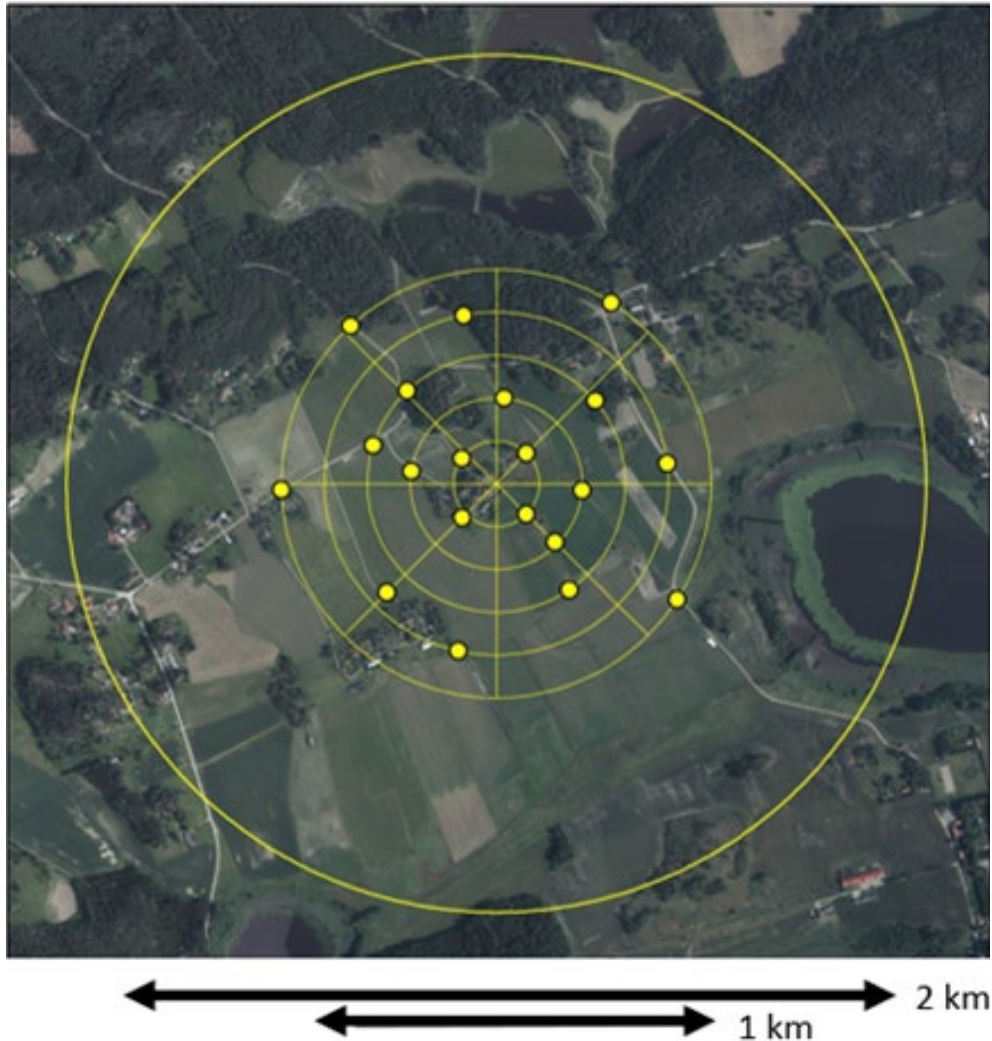
I mitten av varje jordbrukslandskap avgränsades en cirkel med 1 kilometers diameter (area 79 ha) där småhabitat av gräsmarkskaraktär (*eng: remnant habitats*) identifierades på infraröda ortofoton (2018) och digitaliserades i ArcGIS. Till småhabitat av gräsmarkskaraktär räknades t.ex. åkerholmar, skogsbryn och vägrenar (vidare kallade småhabitat i denna rapport) (Figur 4). Diken och åkerrennar inkluderades inte då dessa grävs om regelbundet och är dessutom starkt påverkade av näringsämnen från de omgivande åkrarna. Dikesrennar i Sverige har sällan en artrik flora liknande den som finns på gräsmarker (Cousins & Eriksson 2002).



Figur 4. Ett landskap typisk för den sörländska regionen med en stor andel skog på tidigare utmarker, några små naturbetesmarker och små resthabitat av gräsmark kvar på t.ex. åkerholmar, i skogsbryn och vägrenar. I rapporten är dessa benämnda som småhabitat. De gult tonade betesmarkerna i förgrunden är betade före detta åkrar med många maskrosor. Idag finns det mindre än 10% naturbetesmark kvar i detta landskap. Foto: S. Cousins

Fem koncentriska ringar lades med 100 meters mellanrum över varje studielandskap. Utifrån mittpunkten strålar åtta 500 meter långa transekter ut i varje kardinal- och interkardinalriktning. Ringarna och transekterna korsas på 48 ställen och från dessa valdes 20 korsningar slumpmässigt. Vid de 20 korsningarna inventerades en 1-m<sup>2</sup>-ruta

i det närmaste småhabitatet (Figur 5). Inom varje inventeringsruta noterades förekomst och täckningsgrad för alla kärlväxtarter (förutom träd och buskar). Hädanefter benämns detta som *landskapets* mångfald av växter.



Figur 5. Inom varje jordbrukslandskap placerades fem koncentriske ringar ut med 100 mellanrum där den största är 1 km i diameter och åtta 500-m långa transekter. 20 platser slumpades där ringar och transekter korsar varandra (totalt 48 noder) och kärlväxter inventerades i 1 m<sup>2</sup>-rutor (gula punkter) i de småhabitat (som ligger på eller närmst intill korsningen (1 m<sup>2</sup>-ruta per habitat). Gentiskt material från liten blåklocka (*Campanula rotundifolia*) samlades in vid varje slumpad korsning som arten växte i. Den historiska och nutida markanvändning digitaliserades inom den större cirkel med diametern 2 km.

Växterna i småhabitatet inventerades under juni-augusti 2019. Inventeringen började i Skåne och fortsatte sedan norrut.

I de jordbrukslandskap som det fanns aktivt hävdade (betade) betesmarker av något slag inventerades vegetationen i en centralt belägen betesmark per landskap (i första hand en stor naturbetesmark, i andra hand en betesmark, så stor som möjligt) med 10 slumpmässigt utplacerade 1 m<sup>2</sup> - rutor. I varje inventeringsruta angavs artnamn och varje befintlig arts täckningsgrad i rutan uppskattades. Efter att vegetationen i rutorna inventerats gjordes en totalinventering av alla växter utanför rutorna

inom gräsmarken. Totalinventeringen anpassades i tid efter storleken på gräsmark. Detta resulterade i totalt 27 inventerade betesmarker (5 i Norrbotten, 4 i Gävleborg, 9 i Södermanland och 9 i Skåne). Vegetationsinventeringen av betesmarken utfördes 2021 och började i Skåne och fortsatte sedan norrut.

### 4.3.2 Liten blåklocka

Liten blåklocka (*Campanula rotundifolia*) är en städsegrön perenn som växer framförallt på hedar och gräsmarker men också i alla typer av torra till friska naturmiljöer över hela landet (Figur 6). Arten korsbefruktas och pollineras framförallt av bin. Den sprider sig sakta vegetativt, eller med frön som kan spridas med hjälp av betesdjur (Plue et al., 2017). Den har visat sig en god indikator för mark som tidigare var betesmark eller äng då den, trots att den behöver hävd, kan fortleva i små restpopulationer efter att hävden upphört samt att den svarar positivt om hävden återupptas (Lindborg et al., 2005). Denna egenskap gör den till en utmärkt indikator för att studera gräsmarksfragmenteringens effekter på landskapsnivå. Blad från 25 populationer av liten blåklocka i varje jordbrukslandskap samlades in i samband med artinventeringen av småhabitat. Dels från de provrutor där liten blåklocka växte men också från olika linjära småhabitat, t.ex. vägrenar eller skogsbryn med 50–100 m mellanrum. Vid varje provtagningspunkt av liten blåklocka uppskattades populationsstorleken. Inventeringen resulterade i 1200 prov. Bladen förvarades i silika-gel i väntan på analys. DNA extraherades från 1161 blad enligt NucleoSpin Plant II protokollet (Macherey-Nagel, Tyskland). Proceduren att extrahera den genetiska kompositionen följde tidigare studier (Plue et al., 2017, Plue et al., 2015, Armbruster and Stöcklin, 2015). De prov som saknade data i fler än fyra loci eller vid misstanke om hexaploidi analyserades inte vidare.



Figur 6. Blad från liten blåklocka, *Campanula rotundifolia* (vänster bild), användes i genetiska analyser och samlades in från småhabitat och betesmarker. Naturbetesmarker som hävdats över lång tid med bete eller slåtter har en stor artrikedom av växter och domineras av örter snarare än gräs. Foto: J. Lindgren (vänster bild), S. Cousins (höger bild).

### 4.3.3 Växtsamhällets egenskaper och funktion

Baserat på inventeringslistan analyserade vi växternas och växtsamhällets olika egenskaper och funktion. Växternas olika egenskaper används för att analysera funktionella skillnader mellan arter men också för att identifiera faktorer som begränsar artens utbredningsområde (De Frenne et al., 2011, Tyler et al., 2021). Tyler et al. (2021) har publicerat en databas med indikatorvärden för växter i Norden, till exempel för växtens preferenser av fuktighet, ljusförhållanden men också för växtens spridnings sätt m.m. Vi använde databasens indikatorvärden för tolerans mot lågårsmedeltemperatur, betydelse för att upprätthålla biodiversitet (hur många andra organismer som är beroende av eller använder arten som föda, substrat, skydd eller mutualistisk parter) och förmåga att producera nektar och pollen. Vi använde oss av ett medelvärde beräknat på alla arter i inventeringsrutorna och viktade efter andelen inventeringsrutor arten förekom i, per jordbrukslandskap. Det resulterar i att egenskaper hos de vanligt förekommande arterna blir mer betydelsefulla än få mer sällsynt förekommande arter.

Vegetationssammansättningen inom ett landskap har ett samband med artrikedomen av olika pollinatörer (Balfour et al., 2018) där speciellt blommans form kan vara avgörande för hur lättåtkomlig nektarn är. I ett delprojekt klassificerade vi de olika blomformerna med hjälp av databasen Bioflor (Klotz et al., 2002) och jämförde förekomsten av olika blomformer i småhabitat och med naturbetesmarker.

Alla växter kategoriserades också utifrån huruvida de är beroende av gräsmarkshävd eller inte, utifrån Tyler et al. (2021) data. Hävdberoende arter enligt denna kategorisering kallas hädanefter för gräsmarksspecialister (klasser 6–8: starkt gynnad av regelbundet bete/slätter, men överlever några år utan bete/slätter - kräver upprepad kontinuerlig bete/slätter).

### 4.3.4 Statistiska analyser

Landskapsförändring mellan de historiska kartsnitten (år 1850, 1950 och 2019) jämfördes mellan regionerna i andel skog, öppen/halvöppen mark (till stor del äng och betespåverkad mark) och åker.

En linjär modell med Gaussian error distribution användes för att analysera på vilket sätt det historiska landskapet och dagens landskap kan förklara antalet gräsmarksspecialister och det totala artantalet. Det historiska landskapet analyserades genom markanvändning på historiska kartor från ca 1850 (främst Laga skifteskartor) och ca 1950 (Ekonomiska kartan). Kartan indelades i tre klasser, andel öppen mark, skog och åker. Även sträckan av väg i det historiska landskapet analyserades för att undersöka samband med dagens växtsamhälle i landskapet. I dagens landskap (baserat på NMD) analyserades samma klasser som på de historiska kartorna samt TUVAs gräsmark (ha), all betad mark (ha) samt gräsmarksarean av den växtinventerade gräsmarken (ha).

En linjär modell med Gaussian error distribution användes även för att analysera på vilket sätt den historiska användningen av landskapet enligt statistiska uppgifter (befolkningsstatistik och jordbruksstatistik) kan förklara antalet gräsmarksspecialister och det totala artantalet växtarter i småhabitat respektive betesmark i jordbrukslandskapet. Analyserade statistiska uppgifter är befolkningsmängd i socknen (maxantal och förändring under tidsperioden: befolkningsantal 1981-befolkningsantal 1860). Uppgifter om befolkningsmängden i socknarna som analyserades kom från 12 tidpunkter (1860, 1870, 1880, 1890, 1900, 1910, 1927, 1937, 1951, 1961, 1971, 1981).



Jordbruksstatistiken som analyserades var maxantal och förändring i antal nötkreatur (det vanligast förekommande betesdjuret; inkl. kor, kvigor, kalvar, tjurar, oxar) i socknen samt mängd åker under tidsperioden vid sex tidpunkter (1865, 1880, 1900, 1927, 1951, 1981).

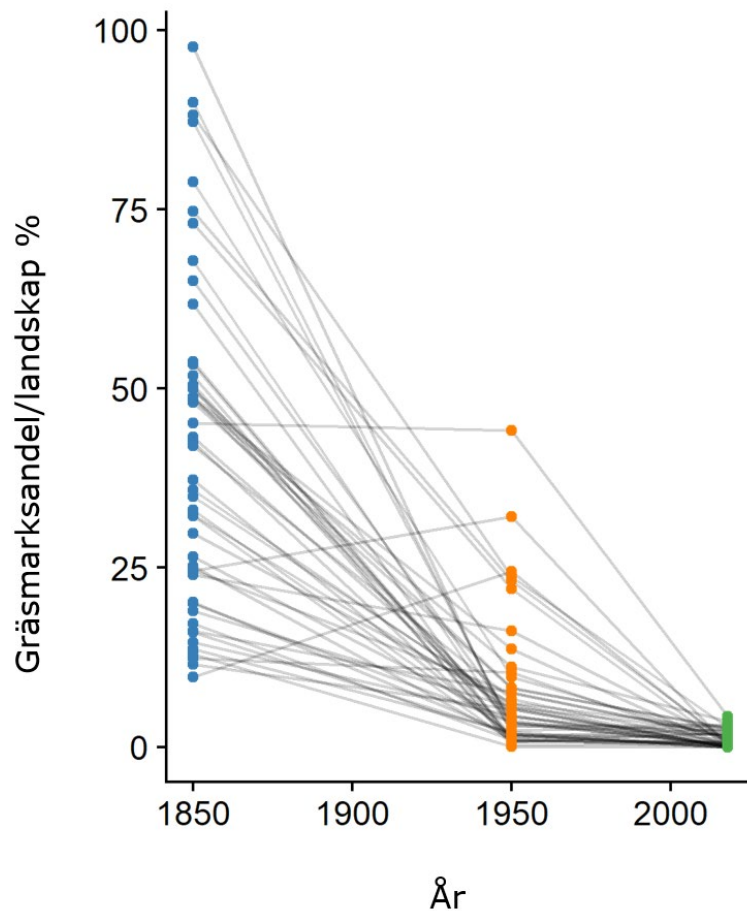
Till att börja med analyserades (R-paket *lmer*) hela datasetet från alla regioner tillsammans med län som *random factor* för att ta hänsyn till effekten av autokorrelation inom regioner och för den biogeografiska variationen mellan regionerna i analysen (R-Paket *lme4*). För att undersöka om effekten av variablerna är olika i de olika regionerna analyserades samma variabler med endast jordbrukslandskap från en region i taget med linjära modeller (*lm*).

Den genetiska diversitet av liten blåklocka och dess variation (total genpool, faktisk genpool och andel heterozygoter) av allelic richness, effective allelic richness and gametic heterozygosity) analyserades mot olika landskapsvariabler. Populationsstorlek är en viktig grund till genetisk diversitet då större populationer har högre genetisk variation (Young et al. 1996, Plue et al. 2022). Linjära mixade modeller med Gaussian error distribution (funktionen *lme* från *nlmer* R Package) användes för att analysera olika genetiska diversitetsmått och landskapsvariabler. Landskapsvariablerna var; andel åkermark, skog, öppen mark, gräsmark, naturbetesmark, längden vägar och heterogenitet av markanvändningstyper. Först analyserades hela datasetet från Sverige och i ett nästa steg inom varje region. I vilken mån det finns nationella indikatorer som kan förklara den biologiska mångfalden inom en art testades först. Varje variabel testades mot en noll-modell. Noll-modellen baserades på en linjär mixad modell som innehöll Region som random intercept för att korrigera dels för autokorrelation inom regioner och dels för den biogeografiska variationen mellan regionerna. Populationsstorlek inkluderades i modellen i ett nästa steg. Slutligen analyserades var region för sig med de förklaringsvariabler som visat sig vara signifikanta på nationell nivå (alla regioner i samma analys).

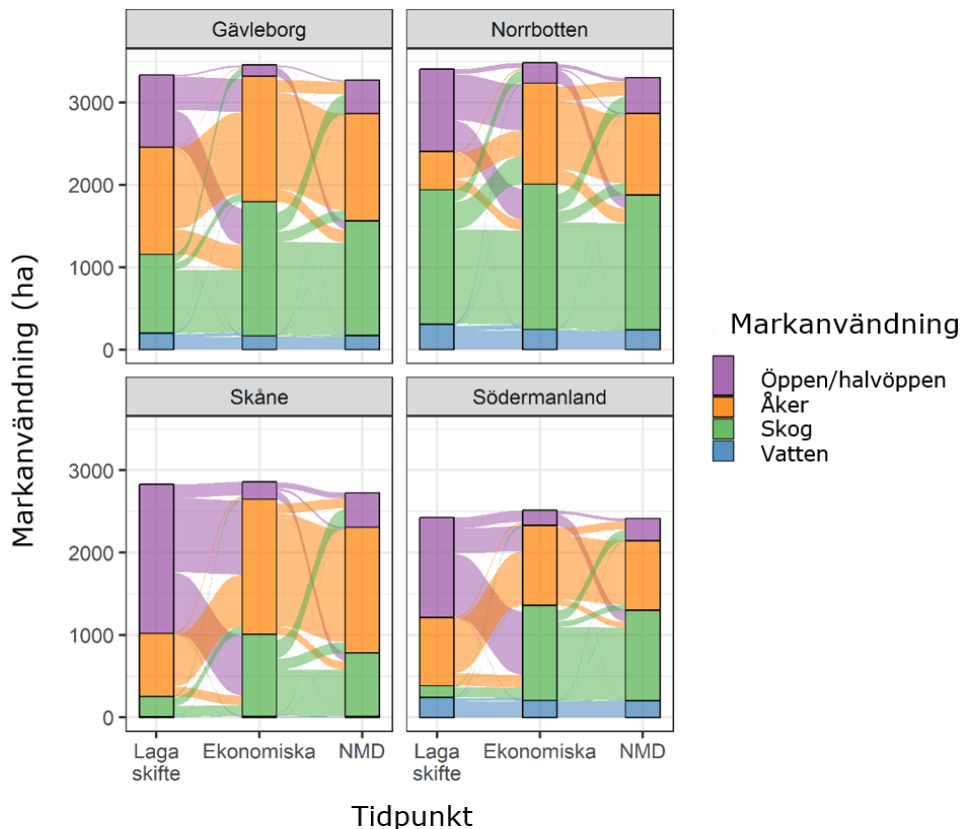
# 5. Resultat och diskussion

## 5.1 Landskapsförändring

Andelen gräsmark har minskat dramatiskt i alla jordbrukslandskap. För ca 150 år sedan fanns det i snitt 42 % gräsmark (öppen/halvöppen mark) inom de 48 landskapen (Figur 7). Idag finns i genomsnitt 13 % kvar men i många jordbrukslandskap finns ingen betesmark eller naturbetesmark kvar alls.



Figur 7. Gräsmarksförändring över tid där varje punkt representerar ett studielandskap (48 stycken). Mängden gräsmark omfattar alla typer av gräsmarkshabitat på Laga skifteskartor (eller motsvarande) som kan husera gräsmarksvegetation. En större del av betesmarken var i utmarken då åker och äng hägnades in som skydd mot betande tamboskap.



Figur 8. Markanvändning och dess förändring vid tre tidpunkter (vid Laga skifte: ca år 1850, Ekonomiska kartan: ca år 1950, Nationella marktäckedata (NMD): år 2019) enligt historiska kartor och NMD i studieregionerna (Gävleborg, Norrbotten, Skåne, Södermanland).

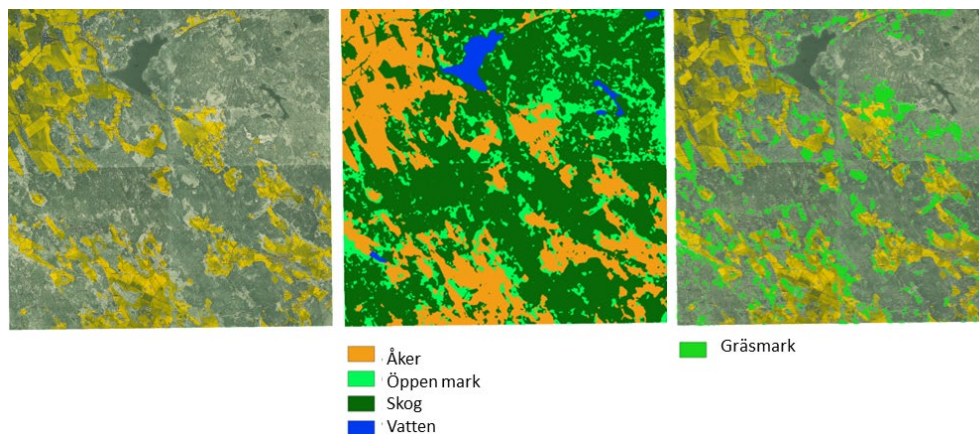
Baserat på kartanalyser har öppen eller halvöppen mark som skulle kunna hysa gräsmarksväxter försvunnit i högst grad Skånes jordbrukslandskap (Figur 8). De nordligare jordbrukslandskapen har mindre öppen/halvöppen mark vid tiden för Laga skifte än de södra jordbrukslandskapen. En stor andel av dessa marker har blivit åker och senare skog. Kartmaterialet ger endast tre nedslag i tiden och där den ekonomiska kartan från 1900-talets mitt är mycket förenklad i sin klassificering. Laga skifteskartorna och dagens NMD är dock mycket tillförlitliga och trenderna tydliga. Gräsmarker har försvunnit främst genom omvandling till åker eller skog.

### 5.1.1 Ekonomiska kartor

Under projektets gång har vi utifrån digitalisering av ekonomiska kartorna från 1950-talet (1935–1978, Lantmäteriet) i HistmapR, förfinat och utvecklat en metod för att digitalisera potentiell gräsmark i den öppna/halvöppna markklassen. Hela södra Sverige upp till Dalarna och Gävleborg inkluderades i studien samt ett mindre område i Gävleborg och Västernorrland. För att öka precisionen behövde andra öppna/halvöppna vegetationstyper och markanvändningstyper (t.ex. kalhyggen och våtmarker) separeras från den öppna kategorin i HistmapsRs klassificerade karta. Genom att analysera de typiska fuktighetsförhållandena i TUV-gräsmarker (över 160 000 gräsmarker) extraherades ytor med överensstämmande fuktighet i de öppna områdena på ekonomiska kartan. För att validera resultatet använde vi Jordbruksstatistiska uppgifter från 1951. Eftersom foderbehovet hos betesdjuren

förväntas ha samband med gräsmarksarealen under denna tid användes uppgifter på kultiverad betesmark och naturlig äng samt summan av nötkreatur som valideringsvariabler för framtagen gräsmarks areal.

För att separera troliga gräsmarker i Ekonomiska kartan från andra öppna och halvöppna miljöer användes två kriterier: närhet till åker och markens fuktförhållanden. Gränsen för närhet till åker sattes till 707 m, baserat på observationen att 95 % av alla Sveriges TUVVA-objekt ligger inom 620 m från närmaste åkermark. Markfuktighet och avstånd till åker gräsmarker kan därmed öka sannolikheten att den öppna ytan, med överensstämmande variabler, var en gräsmark (Figur 9). Den förfinade metoden minskade felmarginalen av areaberäkningen av gräsmark avsevärt jämfört med Jordbruksstatistiken (Kultiverad betesmark och naturlig äng:  $R^2 = 0,33$ , Pearson korrelation = 0,57, Antal nötkreatur:  $R^2 = 0,16$  Pearson korrelation = 0,4), men en viss överskattning kvarstår i delar av studieområdet. Regioner med fuktigare gräsmarker vid denna tid får en större felmarginal om inte regionala anpassningar i fuktighet görs. Metoden bör lokal-anpassas och inte användas med samma variabler nationellt.



Figur 9. Den ekonomiska kartan från 1900-talets mitt innehåller en flygbild där gul färg markerar åker (vänster bild). Övrig mark är infärgat grönt men skog och öppen mark kan skönjas i flygbilden. En halvautomatiserad klassificering (HistMapR) kan användas för att klassificera åker, öppen mark och skog (mitten). Till höger visas en förfinad metod baserat på HistMapR men med geografiska begränsningar för att bättre identifiera gräsmark utifrån de ekonomiska kartorna (Appendix 2).

## 5.1.2 Dagens artrdiversitet och historisk markanvändning

### JORDBRUKSSTATISTIK

Baserat på inventeringar av växternas förekomst i dagens jordbrukslandskap och det historiska landskapet genom jordbruksstatistik, visades ett signifikant statistiskt samband när alla regioner analyserades tillsammans. Artrikedomen i en centralt belägen betesmark var högre med en ökning av nötkreatur i socknen från år 1860 till 1981 (estimate 0,004,  $P=0,018$ , Appendix 4). Inga övriga samband kunde identifieras mellan historisk statistik på sockennivå och artrikedomen i småhabitaten idag (Appendix 3). Det är tydligt att de olika länen har använt och skött jordbrukslandskapen olika intensivt och på olika sätt, vilket kan speglas i skild respons hos växtsamhället på de landskapsförändringar som skett i länen.

När regionerna analyseras var för sig identifieras flera samband mellan dagens växtsamhälle i jordbrukslandskapen och de statistiska uppgifterna på sockennivå. I Norrbotten har betesmarker fler arter i landskap där det funnits mycket betesdjur någon gång mellan 1860–1981 (estimate 0,032,  $P < 0,005$ , Appendix 6). I Gävleborg hittas inga samband mellan historisk statistik och dagens mångfald av växter. I Skåne påverkas antalet gräsmarksspecialister i både småhabitatet och betesmarker av störst ökning av betesdjur och högts maxantal av betesdjur i landskapet under åren 1860–1981 (Appendix 6).

Slutsatsen är att ackumuleringen av betesgynnade arter i jordbrukslandskapen under historisk tid fortfarande har betydelse idag. Antal nötkreatur i jordbrukslandskapen under mitten av 1800-talet är en indikator för mångfald av växter även i dagens jordbrukslandskap, men inte som ensam indikator. Sambandet mellan betetrycket i socknen år 1850 och mångfalden av växter i jordbrukslandskapet idag finns kvar i jordbrukslandskap som historiskt varit mer intensivt brukade, medan denna koppling inte längre finns kvar i landskap som historiskt haft få gräsmarker och betesdjur. Tidigare studier som inte hittat samband mellan historisk markanvändning och dagens artrikedom har förklarat detta som att "utdöendeskulden är betald" (Adriaens et al., 2006, Cousins, 2009a, Cousins and Eriksson, 2008, Kuussaari et al., 2009, Newton et al., 2012), dvs att restpopulationer försvunnit, vilket kan vara fallet för studieområdena längs norrut (Gävleborg och Norrbotten) där det nästan inte finns några naturbetesmarker kvar.

## HISTORISKA KARTOR

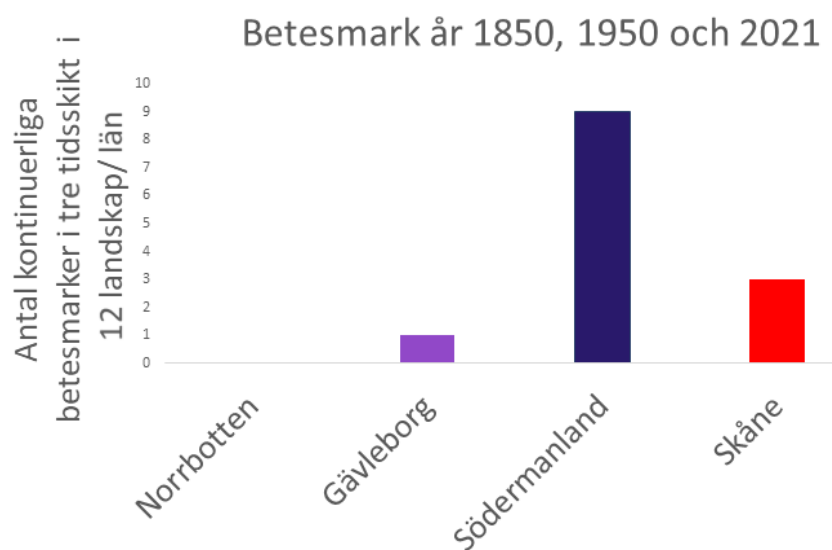
Mer åker och väg markerad på 1850-talets karta resulterar i lägre artdiversitet i dagens småhabitat (Appendix 3) när alla regioner analyseras tillsammans. Det vill säga, ju mer intensivt jordbrukslandskapet har utnyttjats för 150 år sedan, desto färre arter finns där idag. Andel åker är omvänt proportionerlig till andel mark där gräsmarksvegetation kan finnas. Vi hittade inget samband med det 150-åriga kartmaterialet och artrikedomen i dagens betesmarker (Appendix 4).

Ett flertal tidigare studier har använt historiska kartor och identifierat samband med dagens artrikedom hos växter (Lindborg and Eriksson, 2004, Helm et al., 2006, Gustavsson et al., 2007). Landskapsanalyser med hjälp av historiska kartor kan ge möjlighet till en högre spatial precision av den tidigare markanvändningens effekt på växtsamhället. När vi analyserade om det historiska landskapet fortfarande påverkar dagens artdiversitet inom de olika regionerna fann vi några samband på regional nivå. I Norrbotten fann vi att mer intensivt brukat jordbrukslandskap 1850 innebar färre arter idag (Appendix 5 och 6). Vi fann ingen relation till den historiska markanvändningen för varken det totala antalet växtarter eller antalet gräsmarksspecialister i Norrbotten och Gävleborg. Man kan även här dra slutsatsen att utdöendeskulden är betald (Adriaens et al., 2006, Cousins, 2009a, Cousins and Eriksson, 2008).

Andel åker 1850 inverkar på artdiversiteten i de södra regionerna åt två helt olika håll. Södermanland har färre antal växtarter i småhabitat i jordbrukslandskap med mycket åker 1850 (estimate -0,291,  $P = 0,0046$ ) medan Skåne har fler gräsmarksspecialister i både småhabitat (estimate 0,069,  $P = 0,014$ ) och gräsmarker (estimate 0,216,  $P = 0,005$ ) i jordbrukslandskap som hade mycket åker runt år 1850.

Gräsmarkshävd, antingen med bete eller slåtter, under lång tid ökar chanserna för att gräsmarksspecialister ackumuleras och ökar mångfalden av växter. Historiska kartor kan visa hävdkontinuitet på en viss plats och potentiellt artrika områden

identifieras. Framförallt för att analysera hur mycket gräsmark som har försvunnit i landskapet. Dock med förbehåll att det är några få nedslag i tiden och vi inte vet vad som händer däremellan. Antal kontinuerligt betade marker varierar mycket mellan studieregionerna. I våra studieområden har Södermanland mest betesmark och flest TUVA gräsmarker (naturbetesmarker) medan ingen av de inventerade betesmarkerna i Norrbotten är en TUVA gräsmark (av totalt 5 betesmarker) (Figur 10). Av Norrbottens 12 studielandskap fanns betesmarker i 5 landskap, i Gävleborgs fanns betesmarker i 4 av studielandskapen, I Södermanlands studielandskap fanns betesmarker i 9 av landskapen, i Skåne fanns betesmarker i 9 av studielandskapen. På grund av den ojämna fördelningen av andel naturbetesmarker mellan regionerna är inte denna variabel lämplig att analysera med ett statistiskt test.



Figur 10. Antal kontinuerliga hävdade betesmarker av de inventerade betesmarkerna i 12 jordbrukslandskap per län. Betesmarkernas utbredning och lokalisering baseras på historiska kartor och för 150 år sedan fanns det gräsmarker i alla landskap. Kontinuerligt betad (långtidshävdade) betyder i detta fall att samma plats har använts som gräsmark under alla tre årtal.

### 5.1.3 Historisk statistik eller historiska kartor

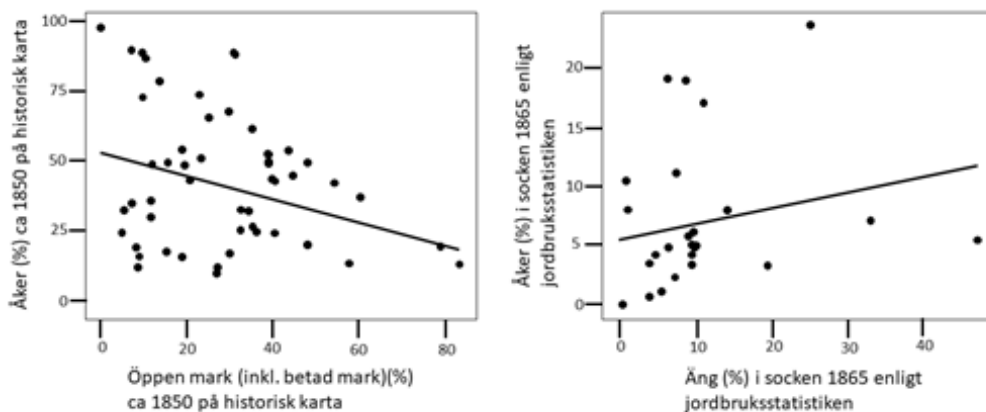
Att använda kartor eller jordbruksstatistik har olika för- och nackdelar. De historiska kartorna är ofta rumsligt precisa men kräver tolkning av de olika klasserna i kartan. Klasserna kan också variera mellan och inom regionen. Till exempel används i Gävleborg ordet hemskog, en benämning som inte förekommer på kartor i de andra regionerna. Kartorna visar endast inägomarker, marken närmast byn, och sällan den del av landskapet där boskapen betade (utmarken) (Dahlström et al., 2006). I de fall där utmark finns markerat har vi klassat den som relativt öppen närmast byarna då många gräsmarksväxter kan finnas där då skogen inte var så tät som den är idag. De historiska kartorna täcker endast en liten del av landskapet och är också tidsödande att tolka och digitalisera. Åker är den klass som är lättast att digitalisera men även termen odlingsmark kan finnas på samma karta. Odlingsmark är i detta projekt inkluderat i klassen öppet/halvöppet eftersom odlingsmark är mark som skulle kunna brukas som åker men som vid kartans produktionsår inte odlades. Digitaliseringen av marktäcket på Laga skiftekartorna kan ses som en generalisering

men kan ändå ge indikationer över hur mycket mark som var påverkat av gräsmarks-skötsel. Å andra sidan så kan markanvändningshistoriken på en bestämd plats, t.ex. långtidshävdade betesmarker, identifieras med hjälp av kartor.

Den historiska statistiken ger en hög tidsmässig upplösning. Vi använde jordbruks- och befolkningsuppgifter från 6–12 tillfällen. Utifrån ett gräsmarksperspektiv blir den rumsliga upplösningen grov eftersom de statistiska uppgifterna presenteras sockenvis. Sockenarna i söder är betydligt mindre än i norra Sverige och kan vara mer lämpliga att använda för att se trender i till exempel betesdjursantal eller andel åker.

I de äldsta kartorna har andel åker och öppen/halvöppen mark ett negativt samband (estimate -0,264,  $R^2=0,09$ ,  $P=0,023$ ) det vill säga, om det är mycket åker är det lite gräsmark. Detta medan andel åker och andel äng inom socknen har ett positivt samband i jordbruksstatistiken (estimate 0,0738,  $R^2=0,20$ ,  $P=0,003$ ) (Figur 11). Det är inte förvånande då kartorna visar på inägomarken, som dominerades av byns åkrar. Jordbruksstatistiken inkluderar också de områden som betades som utmark (utanför kartornas täckning) men även områden längre från gårdarna, som låg utanför området befolkningen använde för bete. En socken med mycket åkermark måste också ha många betesdjur för att producera tillräckliga mängder gödsel.

Skalan inverkar på resultatet av en analys eftersom storleken på förändringen kan vara mycket lokal och vara missvisande i en storskalig analys (Levin, 1992). Sambanden mellan växternas artrikedom, knutna till habitatens miljöfaktorer är lokala. Berggrund, fuktighet, jordart, klimat och hävd innan 1850 är några faktorer som spelar roll för vegetationen. Mellan studielandskapen kan vi inte förvänta oss samma markanvändning som på de historiska kartorna som ritades över marker med ekonomisk viktighet (främst åker och äng). I områden där ingen historisk karta finns, vet vi inte om jorden brukades. Dessutom finns inte alla historiska kartor bevarade.



Figur 11. Sambanden mellan öppen mark som inkluderar betespåverkade områden och åker på liten skala genom historiska kartor över byar (till vänster) och samband mellan äng och åker på större skala genom statistik på sockennivå (till höger). Förhållandet mellan andel åker och andel gräsmark är negativt om kartmaterial används, medan det är positivt när historisk jordbruksstatistik används.

Ibland var felaktigheterna inom jordbruksstatistiken uppenbara även för insamlaren av statistiken. Rapporteringen av statistik antas vara bristfällig i Norrbotten före 1918. Nedan är ett citat från försättsbladet för Norrbottens jordbruksstatistik 1866:

*”Hvad tillförlitligheten och fullständigheten i uppgifter öfver öfriga socknar beträffar, återstår ännu mycket att önska. Fortfarande är hos allmogen den fördomen rådande, att dessa uppgifter endast afse en förhöjning i skatter, och Förvaltnings-utskottet befarar, att denna fördom icke på flera år blir försvagad.”*

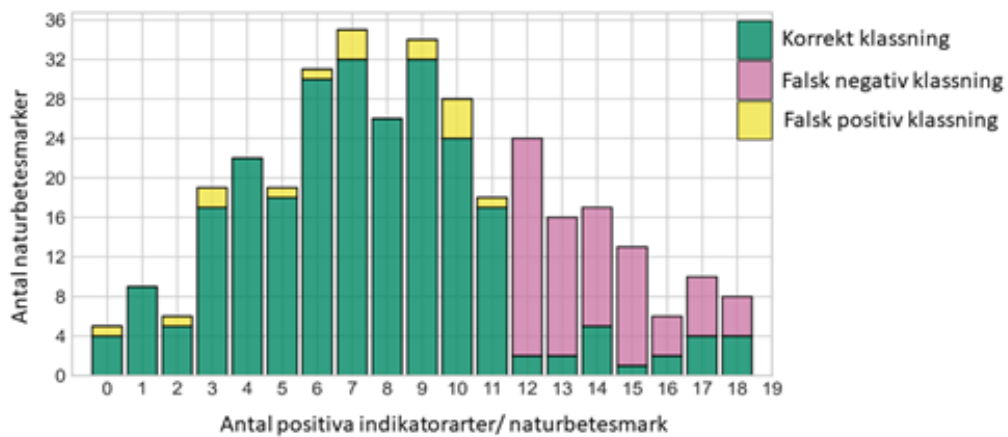
Jordbruksstatistik ger information om regionala skillnader och kan användas för att beräkna storleken och hastigheten av landskapsförändringar av markanvändning i socknar. Jordbruksstatistik kan inte ge information om kontinuitet i markanvändningen då den t.ex. inte ger information om huruvida samma område har betats som under föregående år, eller om betet sker på ett nytt område när arean betesmark är samma under två årtal. Kartor ger en högre rumslig precision av markanvändning som kan användas för att få information om markanvändningen i ett specifikt område, ett specifikt år men täcker ett mindre område. Historiska kartor finns inte över alla områden.

Varken historiska kartor eller jordbruksstatistik gör skillnad på betad och obetad skog. Boskapen betade utanför de inhägnade byarna, en markanvändningskategori som saknas i moderna landskap. Boskapen betade då i halvöppna, inhägnade områden eller på tidigare odlingsfält. Idag består samma områden huvudsakligen av homogen produktionsskog. Att jämföra mängden skog förr och idag handlar om att jämföra olika markanvändningar av områden med mer eller mindre träd på (Dahlström et al., 2006). Däremot kan ett område följas över tid med nedslag specifika år när kartor ritats över det begränsade området (ofta en by med omgivande ägor). Genom att identifiera möjlig öppen/ halvöppen mark på de olika kartorna kan vi se förändring av andelen gräsmarkshabitat (figur 7).

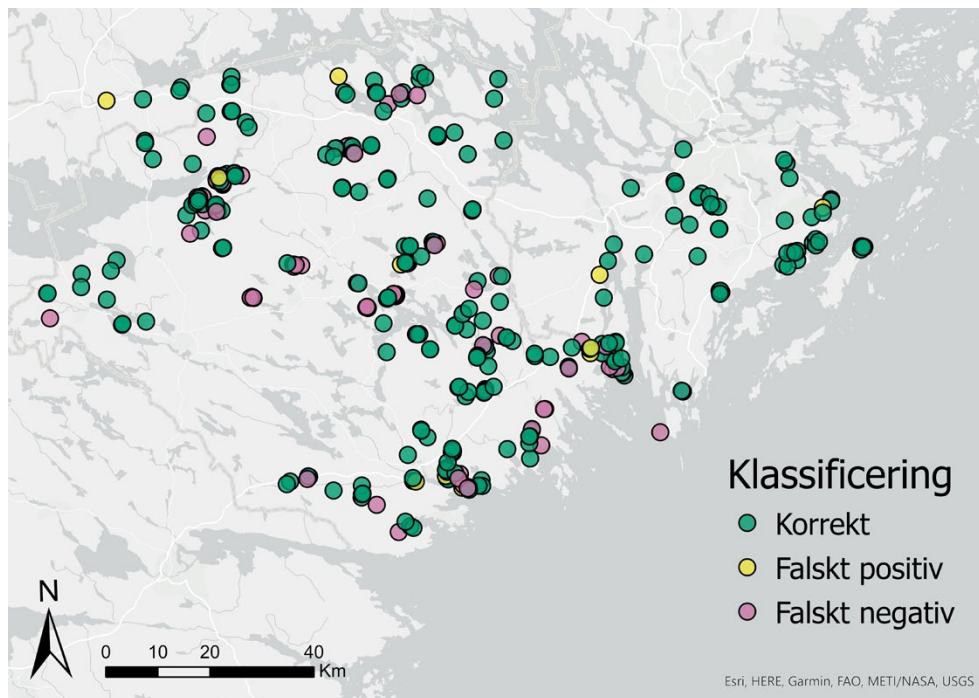
#### 5.1.4 Moderna satellitbilder

Satellitbilder tagna med Sentinel-2 L2A kan användas för att identifiera artrika gräsmarker. Maskininlärningsalgoritmen Support Vector Machine tränat med spektralreflektansen, standardavvikelse-värdena samt area av TUV-gräsmarken gav det högsta förklaringsvärdet i Södermanland (Matthew's correlation coefficient =0,259, Balanced Accuracy=0,592), vilket visar ungefär 9 procentenheter bättre än slumpen. Bäst tolkar metoden de gräsmarker som har färre än 12 positiva indikatorarter (Figur 12 och 13). Metoden visar att det är möjligt att identifiera mångfald av gräsmarksväxter i stora områden på kort tid och kan potentiellt övervaka naturbetesmarkers biologiska status som ett komplement till fältinventeringar. Eftersom satellitbilder finns lätt tillgängliga, tagna med korta mellanrum kan dessa användas för att övervaka subtila förändring av gräsmarkernas viktigaste strukturer för mångfald av gräsmarksväxter. Metoden behöver förfinas, och förbättringsgraden av identifiering bör höjas innan den är fullt tillfredställande som övervakningsverktyg. Metoden bör också testas mot fler gräsmarker i Sverige och över tid.





Figur 12. Klassningar av antal indikatorarter i naturbetesmarker genom satellitbilder som analyserats med maskininlärning. Jämförelse med två kategorier, hög respektive låg artrikedom baserat på antal positiva gräsmarksindikatorer. Den största felmarginalen är för de mest artrika naturbetesmarkerna som ofta klassas som mindre artrika än de egentligen är (rosa färg).



Figur 13. Lokalisering av TUVA gräsmarker i Sörmland som klassificerats genom satellitbilder som analyserats med maskininlärning. Jämförelse med två kategorier, hög respektive låg artrikedom är baserat på antal positiva gräsmarksindikatorer. Den största felmarginalen var för de mest artrika naturbetesmarkerna som ofta klassades som mindre artrika än de egentligen var (rosa färg). Övervägande gräsmarker klassades rätt (grönt) några klassades som mer artrika än de var (gult).

Jämfört med inventeringen av gräsmarker i Södermanland (n=9) som utförts inom detta projekt korrelerar antal funna växtarter starkt med det frammodellerade värdet för naturbetesmarkens kvalitetsnivå ( $p=0.02$ , Cor 0.75, Pearson korrelations test).

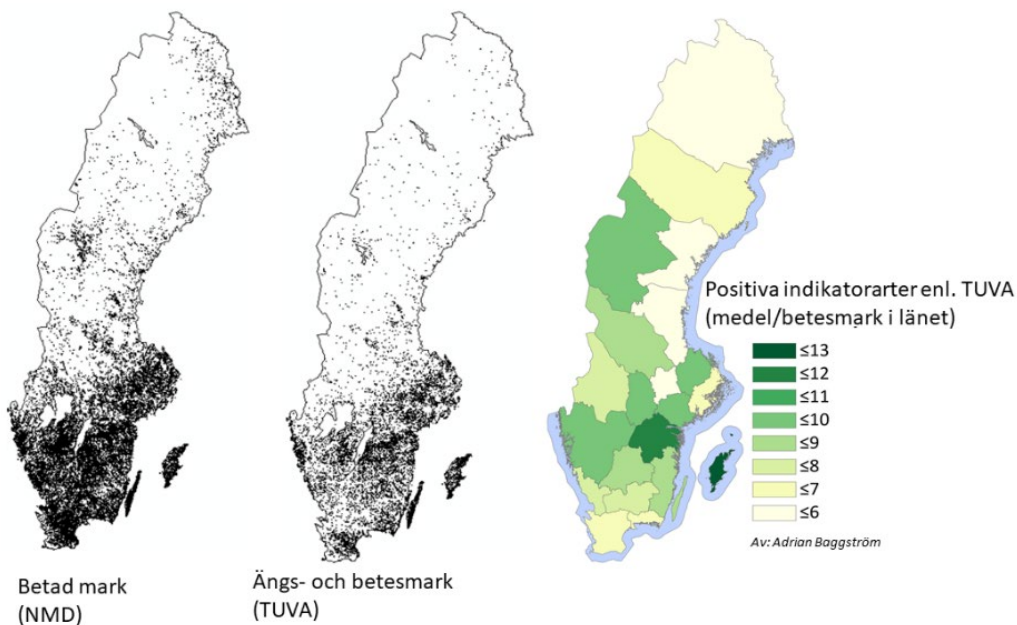
## 5.2 Artdiversitet och nutida landskapsmönster

För 150 år sedan, när de historiska kartorna ritades, fanns det hävdad gräsmark i alla 48 jordbrukslandskapen. Andelen gräsmark har minskat i alla studielandskapen (Tabell 1) och idag är det flera landskap som inte har någon naturbetesmark kvar alls. I de skånska jordbrukslandskapen var det fanns ca 1800 hektar gräsmark för 150 år sedan och idag finns det ca 311 hektar. En stor del av dagens gräsmark är betad vall, det vill säga gräsmarker utan lång hävdkontinuitet. Andel gräsmark har minskat i alla studielandskapen (Tabell 1).

Tabell 1. Totala antal hektar av öppen/ halvöppen mark 1850, betesmark 2019 (NMD) och Tuva gräsmark i 12 jordbrukslandskap (cirkulära med diameter 2km) per region.

	Öppen/ halvöppen mark 1850	Bete (NMD) 2019	TUVA 2019
Norrbottnen	998	44	25
Gävleborg	877	42	19
Södermanland	1214	235	125
Skåne	1808	311	119

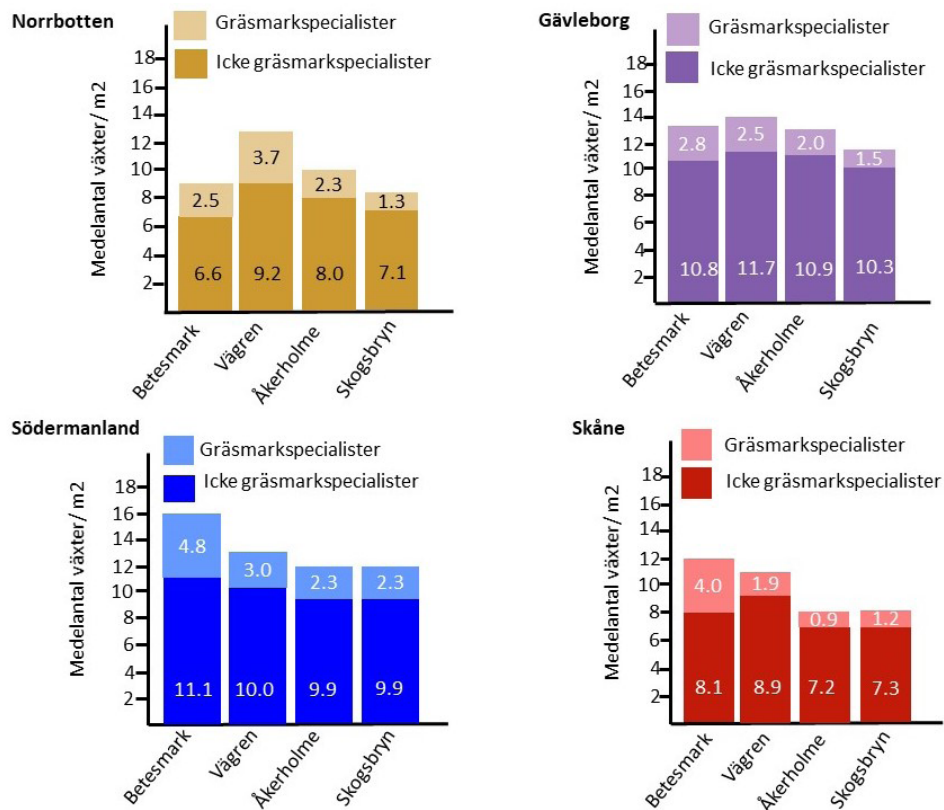
På nationell nivå så finns det ca 510 000 hektar betesmark enligt *Nationell marktäckedata* (Jordbruksverket, 2018) varav ungefär 187 000 hektar är aktivt hävdade naturbetesmark och med i TUVAs databasen (Jordbruksverket, 2021). Fördelningen av betesmarker i Sverige är ojämn med tyngdpunkt i södra delen av landet (Figur 14).



Figur 14. Den hävdade marken är ojämnt fördelad i Sverige med en tyngdpunkt i söder. De naturbetesmarker som har flest positiva indikatorarter (TUVAs formulering för växtarter som indikerar bra hävd) finns i Östergötland och på Gotland.

## 5.2.1 Samband mellan växtrikedom och dagens landskap

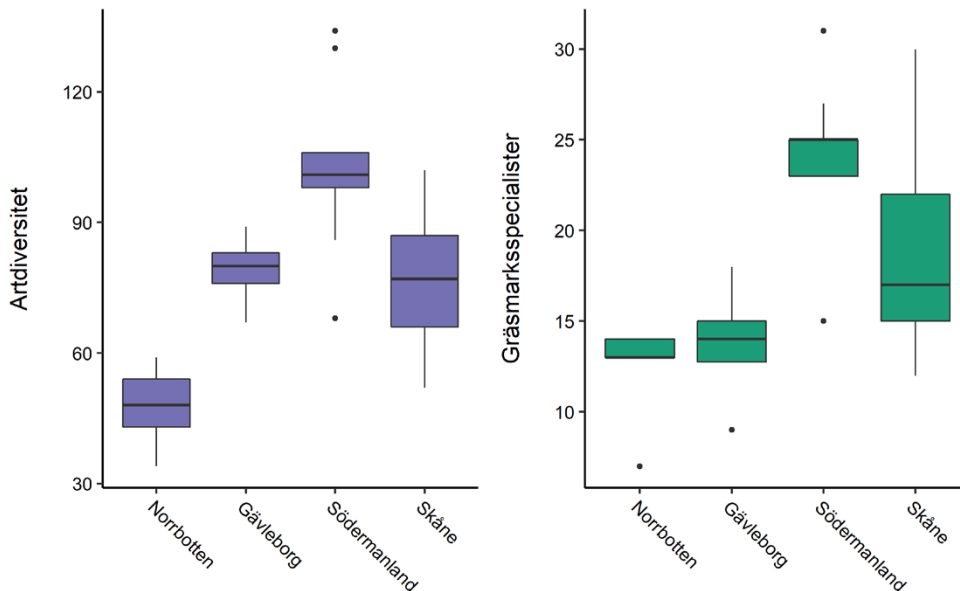
Jordbrukslandskap med mer betesmark, och därmed fler betesdjur, gynnar den biologiska mångfalden. Artdiversiteten blir högre om det finns betesmark i jordbrukslandskapet, speciellt om det är en äldre naturbetesmark (TUVA gräsmark) och ju större betesmarken är, desto fler arter finns i betesmarken (Appendix 7). De arter som klassas som gräsmarksspecialister och som därmed är beroende av bete eller slåtter (Tyler et al., 2021) blir också fler om det är större betesmarker och om det finns äldre naturbetesmarker i jordbrukslandskapet. Se appendix 8 för alla funna gräsmarksspecialister. Men gräsmarksspecialisterna ökar inte i den inventerade betesmarken med ökad andel modern betesmark i omgivande landskap. Vi hittade totalt 319 växtarter under inventeringen av småhabitat och betesmarker då totalt 560 provrutor i småhabitat och 270 rutor i betesmarker inventerades. Vägrenar utmärker sig som speciellt viktiga för landskapets mångfald av gräsmarksväxter i de nordliga landskapen (Figur 15).



Figur 15. Habitattyperna är olika viktiga för landskapets mångfald av gräsmarksväxter. Medelantalet växtarter per 1m<sup>2</sup> i en betesmark (kulturbetesmarker och naturbetesmarker sammanlagt), vägren, åkerholme och ett skogsbryn i studielandskapen varierar mellan regionerna Norrbotten, Gävleborg, Södermanland och Skåne (Skogsbryn; Norrbotten n= 32, Gävleborg n= 52, Södermanland n=37, Skåne n=87, Åkerholmar; Norrbotten n= 11, Gävleborg n= 11, Södermanland n=48, Skåne n=15, Vägren; Norrbotten n= 72, Gävleborg n=73, Södermanland n=102, Skåne n=71). Vilka småhabitat som är mest förekommande i de olika regionerna är olika p.g.a. naturgivna förutsättningar. I de norra regionerna finns färre naturbetesmarker vilket gör vägrenar till extra viktiga habitat för gräsmarksväxter.

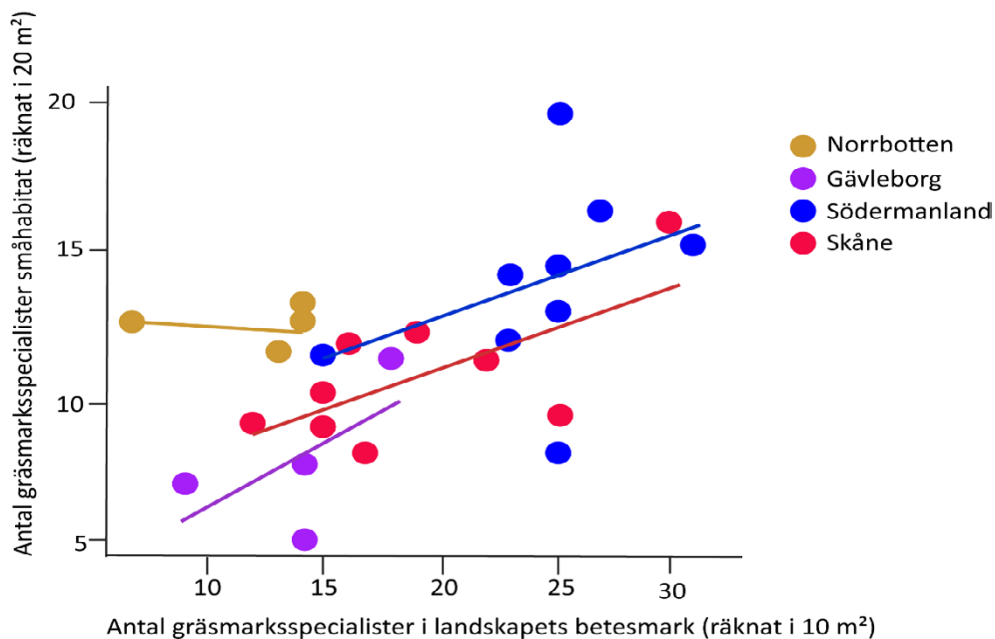
Det fanns inte betesmark i alla 48 jordbrukslandskap. I 9 av 12 landskap fanns en betesmark centralt inom studieområdet i respektive Skåne och Södermanland, i 4 landskap fanns en betesmark i Gävleborg och i 5 landskap i Norrbotten. Vi hittade i genomsnitt 12,0 växtarter per m<sup>2</sup> (3,8 sd) på betesmarker i Skåne, 15,9 (4,4 sd) i Södermanland, 13,6 (4,2 sd) i Gävleborg och 9,1 (2,7 sd) i Norrbotten (Figur 16).

I välhävdade naturbetesmarker är det inte ovanligt att hitta upp mot 40 växtarter inom en kvadratmeter, ibland ännu fler (Lindborg and Eriksson, 2004). De jordbrukslandskap vi har inventerat kan ses som representativa för vanligt förekommande jordbrukslandskap där en stor del av den biologiska mångfalden knuten till gräsmarker försvunnit. Alla studielandskap kanske inte heller var artrika historiskt, men våra resultat som visar att betesmark och betesdjur påverkar mångfalden av växter, talar emot detta eftersom det fanns en stor andel gräsmark i alla studielandskap för 150 år sedan. Växtarter som hittades i naturbetesmarker var t.ex. blåsuga (*Ajuga pyramidalis*), ängsskallra (*Rhinanthus minor*) och rödklint (*Centaurea jacea*).



Figur 16. Artrikedom av växter (till vänster) och antal växter som är gräsmarksspecialister i inventerade betesmarker (tot. 10 m<sup>2</sup>/ betesmark) i studieregionerna. Antalet inventerade betesmarker per region varierar p.g.a. tillgång av betesmark landskapet (diameter 1 km). I Norrbotten fanns det betesmark i 4 landskap, i Gävleborg i 4 landskap, i Södermanland och Skåne fanns det 9 betesmarker i vardera landskapet (av tot. 12 landskap/ region).

Resultaten visade dessutom att det fanns fler växter som var gräsmarksspecialister även i de omgivande småhabitatet om det finns fler gräsmarksspecialister i den centralt belägna betesmarken (Pearson's correlation  $P=0,003$ , cor. 0,55) (Figur 17). Detta kan bero på flera faktorer, t.ex. en *spillover* effekt, dvs att växtarter sprider sig från en välhävdd gräsmark till omgivande småhabitat. Det kan även bero på den historiska hävden av landskapet, dvs historiskt har större områden har brukats som gräsmark och gjort det möjligt för växtarter att spridit sig mellan habitatet. Idag växer restpopulationer i småhabitatet (Eriksson, 1996) som på sikt kan komma att försvinna. En studie som analyserat betydelsen av jordbrukslandskapets gröna infrastruktur för gräsmarksarter av växter visade att naturbetesmarken, ju större gräsmarken var desto bättre, var avgörande för landskapets mångfald av växter och att småhabitat inte bidrog till den gröna infrastrukturen (Hoofman et al., 2021).



Figur 17. Antal växter som är gräsmarksspecialister i småhabitatet (vägrenar, åkerholmar, skogskanter o dyl.) var fler i jordbrukslandskap där andelen gräsmarksspecialister i betesmarken var högre. Norrbotten och Gävleborg innehöll endast 4 betesmarker vardera. Resultatet i dessa regioner ska tolkas med försiktighet.

Jordbrukslandskap med en stor variation och med mindre andel åker har signifikant fler arter när alla regioner analyseras tillsammans (Appendix 7). Ett mer heterogent jordbrukslandskap har fler olika habitat med fler habitattypiska och fler vanligt förekommande växtarter. Andelen gräsmarksspecialister blir fler i jordbrukslandskap med kortare sammanlagd vägsträcka, vilket är ett intressant men något svårtolkat resultat då vägrenar i tidigare studier visats vara viktiga småhabitat för många gräsmarksväxter (Figur 15 och 18)(Auffret and Lindgren, 2020, Auestad et al., 2011). Det är dock viktigt att poängtera att detta gäller för alla regioner analyserade i samma modell (Appendix 7).

Lokalt var storleken hos den centrala betesmarken avgörande för artrikedomen av växter. Ju större betesmark desto fler växtarter (estimate 2,969,  $P=0,002$ ) (Appendix 7). Samma positiva samband med större gräsmark gäller också för antal växter som är gräsmarksspecialister. I jordbrukslandskap med mycket åker fanns det även färre arter i småhabitatet (estimate -0,256,  $P=0,005$ ), medan en ökad variation av markanvändning och vegetationstyper i landskapet ger artrikare småhabitat (estimate 6,060,  $P=0,026$ ). I småhabitatet växer en del gräsmarksspecialister men utan fungerande, kontinuerlig spridning av pollen och frön från betesmarkerna, blir småhabitatet med tiden allt artfattigare (Kimberley et al., 2021) (Figur 18).

Med en fortsatt hävd av yngre betesmarker och god konnektivitet mellan markerna kan dessa marker få en större betydelse för jordbrukslandskap och den lokala betesmarkens artrikedom med tiden (Auffret et al., 2017c, Bagaria et al., 2015). Att inkorporera småhabitat som varit gräsmark historiskt kan också gynna den biologiska mångfalden då populationer av gräsmarksväxter kan växa kvar (Cousins and Lindborg, 2008, Lindgren et al., 2018a, Lindgren and Cousins, 2017). I marker som nyligen slutat hävdats kan det finnas en fröbank kvar som kan gynna eventuella restaureringsåtgärder (Auffret and Cousins, 2011). Det är dock viktigt att veta att frön försvinner efter en tid från fröbanken och att det inte är en resurs som finns kvar under lång tid (Plue and Cousins, 2013).



Figur 18. Småhabitat t.ex. vägrenar, kan fungera som en del i den gröna infrastrukturen och bidra till jordbrukslandskapets biodiversitet. En högre mångfald av gräsmarksspecialister i betesmarkerna ger även en högre mångfald i jordbrukslandskapets småhabitat. Foton: Jessica Lindgren

Växtarter som är gräsmarksspecialister och hittades i småhabitat är t.ex. ängsskallra (*Rhinanthus minor*), jungfrulin (*Polygala vulgaris*) och höstfibbla (*Scorzoneroides autumnalis*). Småhabitat har en artsammansättning som är resultatet av dagens konnektivitet mellan habitat men också av historisk konnektivitet mellan habitat i landskapet. Om växtarter har haft möjlighet att spridas mellan olika typer av naturbetesmarker, yngre betesmarker och småhabitat, ackumuleras gräsmarksspecialister och andra växter i habitat (Kimberley et al., manuskript) Om betesmarkerna försvinner i jordbrukslandskapen kan artrikedomen av gräsmarksspecialister i småhabitat inte kompenseras med en god strukturell konnektivitet mellan småhabitat (Kimberley et al., 2021). Hela jordbrukslandskapet blir artfattigare (Kimberley et al., manuskript) Vid restaurering av gräsmarker sker en snabbare uppgång av gräsmarksspecialister i den restaurerade gräsmarken om det redan finns betesmarker i jordbrukslandskapet (Waldén et al., 2017).

### 5.2.2 Regionala landskapseffekter på växtrikedomen

Idag finns för få naturbetesmarker kvar i de norra studieregionerna för att statistiskt analysera betydelsen av mängden naturbetesmarker i jordbrukslandskapet på dagens artdiversitet. Detta gör det också omöjligt att analysera i stor skala vilken betydelse den tidigare historiska gräsmarksutbredningen har för dagens artrikedomen.

I Norrbotten och Gävleborg fann vi inga samband mellan dagens landskap och artrikedomen (Appendix 9 och 10).

Detta beror sannolikt på en lägre växtartrikedomen som ger mindre skillnad mellan jordbrukslandskapen men också frånvaron av hävdade naturbetesmarker. I landskap med få eller inga betesmarker blir betydelsen av småbiotoper viktigare för en högre mångfald av växter, t.ex. i Norrbotten, än i jordbrukslandskap med mycket betesmark (Figur 15). Betesmarken, speciellt naturbetesmarker, är avgörande för

jordbrukslandskapets mångfald vilket också bekräftas från andra studier som analyserat småhabitat och gräsmarker (Hooftman et al., 2021, Kimberley et al., 2021).

Att bevara växtrikedomen i jordbrukslandskapen nationellt handlar inte om att maximera artrikedomen av växter överallt utan att bevara olika typer av habitat som kan fungera som växtplats för hotade eller känsliga arter t.ex. många växter som är gräsmarksspecialister. I olika delar av Sverige skiljer sig art-poolen av växter på grund av en naturlig latitudinell gradient från ekvatorn till nordpolen, med en minskad biologisk mångfald närmare nordpolen (Willig et al., 2003). Vi kan inte förvänta oss samma artrikedom i landskapen i Norrbotten som i de södra regionerna.

I Södermanland finns flest gräsmarker som har hävdats under lång tid (Figur 10). Både artdiversitet av växter generellt och andel växter som är gräsmarksspecialister i betesmarken ökar med mer varierad markanvändning (estimate 7,691,  $P > 0,005$ ), ju flera betesmarker det finns i det omgivande landskap (estimate 1,394,  $P > 0,002$ ) och storleken på gräsmarkerna (estimate 1,394,  $P > 0,005$ ). Småhabitats artdiversitet gynnas av heterogenitet av markanvändning i jordbrukslandskapet (estimate 12,76,  $P = 0,007$ ).

Skåne har under längre tid än de övriga regionerna haft ett intensivt jordbruk med stora åkrar. Heterogenitet av markanvändning och vegetationstyper har här en negativ inverkan på jordbrukslandskapets artdiversitet i betesmarkerna i studielandskapen samtidigt som andel åker i landskapet har en positiv inverkan (Appendix 10). Det kan bero på att den ökade heterogeniteten av naturtyper främst består av olika skogstyper vilket sällan ökar det totala antalet växter lika mycket som omgivning av öppna/ halvöppna naturtyper. I Skåne är även näringshalten hög vilket också missgynnar artrikedomen av gräsmarksspecialister, utöver de spridningsbegränsningar som kan förekomma i landskapet (Hooftman et al., 2021).

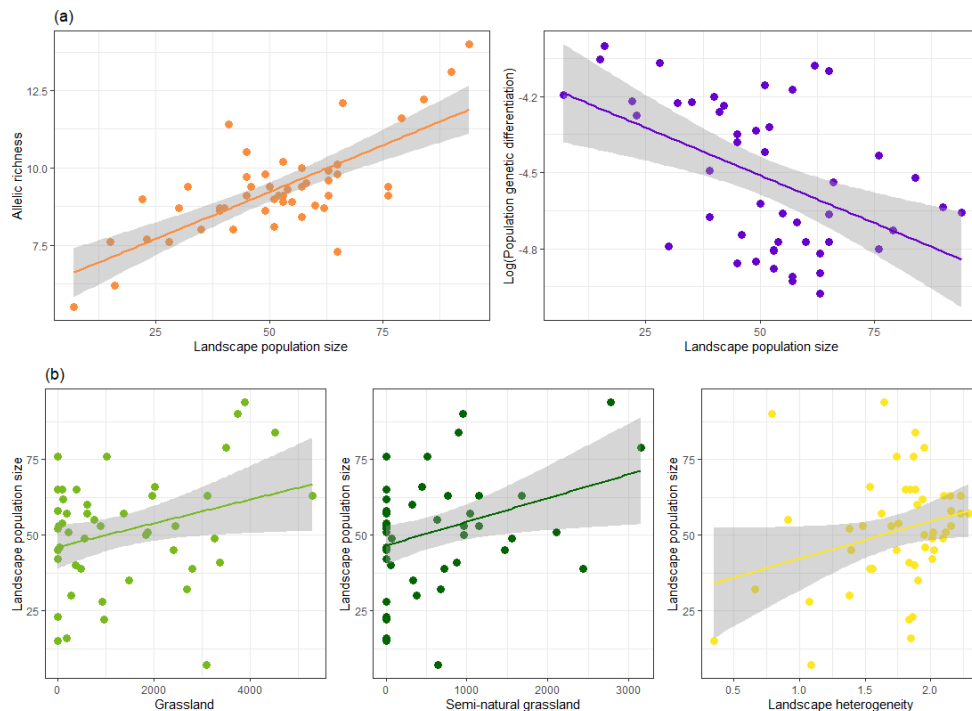
Vi kan konstatera att storleken på gräsmarken och mängd gräsmark är avgörande för mångfalden av både växter i allmänhet men också gräsmarksspecialister i gräsmarken (Appendix 7). Resultatet understryker vikten av att bevara de naturbetesmarker som finns kvar för att bevara mångfalden i jordbrukslandskapen vilket även stöds av Raatikainen et al. (2018). Resultaten visar också att det inte finns några generella effekter på jordbrukslandskapets artdiversitet på nationell nivå förutom andel betesmark och betesmarkernas storlek. Andel betesmark och betesdjur är den viktigaste landskapsindikatorn för växternas mångfald i jordbrukslandskap. Småhabitat kan inte kompensera bristen på naturbetesmarker men är viktiga för mångfalden av växter i jordbrukslandskap där det inte finns betesmark alls.

Flera av studielandskapen har tidigare haft naturbetesmarker, enligt TUVAs databasen, men dessa har slutat hävdas och börjat växa igen när vi inventerade landskapen. Dessa naturbetesmarker var markerade som hävdade i de nedladdningsbara GIS-filerna. Det är viktigt att både TUVAs databasen och dess nedladdningsbara GIS-filer hålls uppdaterade!

### 5.2.3 Genetisk mångfald på landskapsnivå

Populationerna av liten blåklocka (*Campanula rotundifolia*) var signifikant större i jordbrukslandskap med mer naturbetesmark (SES = 0,43,  $p = 0,009$ ), betesmark (SES = 0,40,  $p = 0,02$ ), och med större variation av markslag (SES = 0,33,  $p = 0,03$ ) medan inga andra landskapsvariabler påverkade populationsstorleken (andel skog, öppen mark eller åker). Totalt upptäcktes 220 alleler (10 loci) och i medel per landskap fanns det 92,98 alleler i alla loci med 9,30 allelic richness, 5,84 effective allelic

richness och 0,76 gametic heterozygosity. Generellt var det något lägre genetisk diversitet längre norrut i landet. Den genetiska variationen hos liten blåklocka svarade tydligt på landskapsvariabler när alla regioner analyserades tillsammans (Figur 19). Den totala genpoolen Allelic richness inom varje jordbrukslandskap var beroende av, i fallande skala; populationsstorlek (SES = 0,74,  $p < 0,001$ ), andel betesmark (SES = 0,44,  $p = 0,004$ ), andel naturbetesmark (SES = 0,42,  $p = 0,006$ ), landskapets variation (SES = 0,37,  $p = 0,01$ ) och slutligen andel skog (SES = 0,24,  $p = 0,08$ ).



Figur 19. Växtmaterial från liten blåklocka *Campanula rotundifolia* samlades in från 25 provpunkter i 48 jordbrukslandskap inom fyra biogeografiska regioner i Sverige. Populationsstorlek angavs vid provtagningen och materialet analyserades för genetisk variation. Antalet alleler ökade med ökad populationsstorlek och den genetiska skillnaden minskade med ökad populationsstorlek (a). Ju mer betesmark, naturbetesmark och ju högre variation i markanvändning desto ökade populationsstorleken hos liten blåklocka (b).

Den genetiska diversiteten minskade däremot med ökad andel åker i jordbrukslandskapet. Alla relationer var dock beroende av hur stor populationen av liten blåklocka var. Ju större populationer av liten blåklocka desto större genetisk mångfald, vilket i sin tur innebär att populationen har en större resiliens mot förändring och bättre förutsättningar att anpassa sig till förändringar i miljön. Hur väl växtpopulationerna är sammanlänkade i landskapet beror dels på växtens spridnings- och rekryteringsförmåga och dess specialisering. Hur väl växtpopulationerna är sammanlänkade i landskapet beror dels på växtens spridnings- och rekryteringsförmåga, dels på dess specialisering. Specialisering kan avse hur väl pollen och frön kan sprida sig och om växten är beroende av pollinatörer och hur dessa i sin tur är beroende av jordbrukslandskapets struktur och skötsel (Verheyen and Hermy, 2001, Auffret et al., 2017b, Thomas et al., 2001).

Det är viktigt att påpeka att de undersökta jordbrukslandskapen har mycket lite gräsmark och naturbetesmark kvar idag (Tabell 1) och att utarmningen av den genetiska mångfalden redan börjat. Tidigare studier visar att i områden där betesdjur

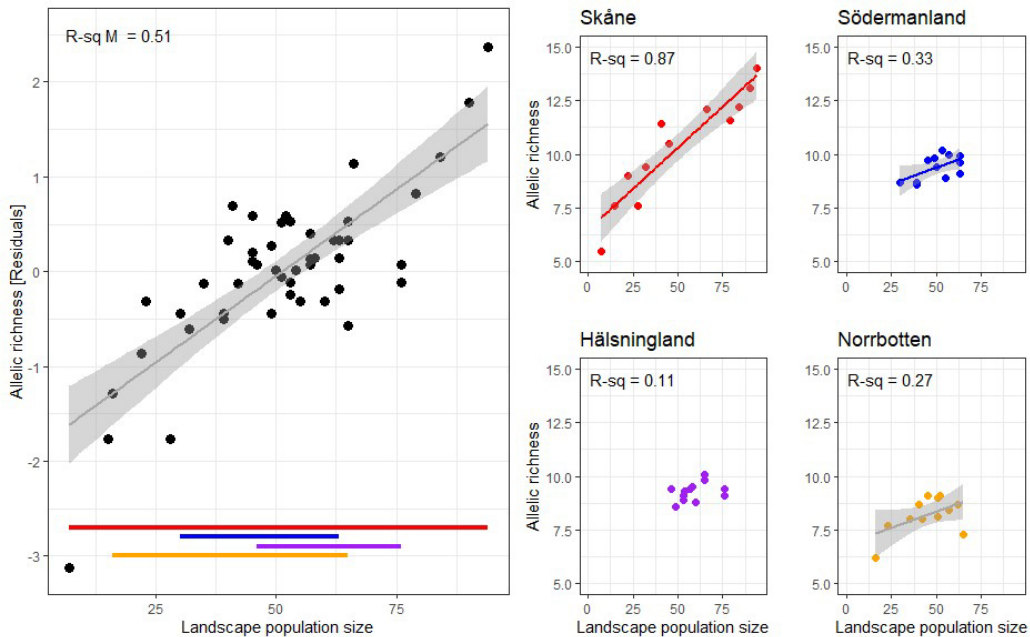


flyttas mellan olika gräsmarkerna har en större genpool jämför med områden där betesdjuren är stationära (Plue et al., 2018). Boskapsdjur är viktiga för att sprida frön i jordbrukslandskapet (Kiviniemi and Eriksson, 1999), och djurens tramp och fysiska påverkan bidrar också till att frön får lättare att gro (Kapas et al., 2020).

Resultaten visar att det går att använda populationsstorlek av liten blåklocka som en indikator för ett jordbrukslandskap med hög mångfald av gräsmarksväxter med större resiliens mot förändringar. Övriga genetiska diversitetsmått (effektiv genpool och andel heterozygoter) påverkades inte av några landskapsvariabler även om populationsstorlek inkluderades i modellen. Den genetiska skillnaden mellan populationer i ett jordbrukslandskap minskade med populationsstorlek samt ökade med andel naturbetesmark och variation i landskapet.

Andel åker i jordbrukslandskapet ökade den genetiska skillnaden mellan populationerna i ett landskap vilket kan tolkas som att mycket åker i landskapet fungerar som en spridningsbarriär för arten.

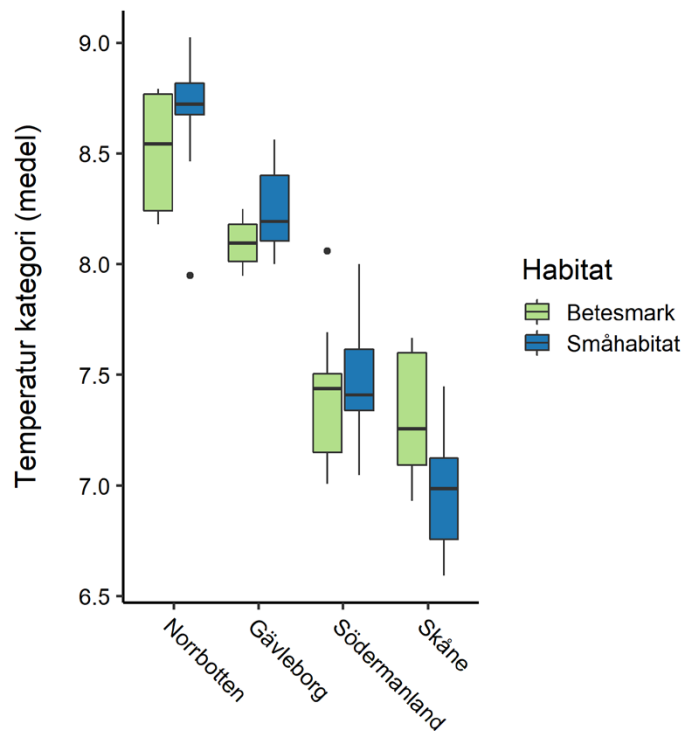
När regionerna analyserades var för sig så minskade den genetiska skillnaderna mellan populationerna med större populationer i Skåne och i Sörmland, det är alltså ett bättre utbyte mellan populationer i dessa jordbrukslandskap. Detta samband fanns inte i Gävleborg och Norrbotten (Figur 20). Resultaten visade på större skillnader inom regionerna än när alla jordbrukslandskap analyserades tillsammans på nationell nivå. I de 12 jordbrukslandskapen i Skåne fann vi ett starkt samband mellan populationsstorlek och genetisk diversitet. Inom Södermanland fann vi samma samband med jordbrukslandskapet som på nationell nivå förutom att en högre andel naturbetesmark inte ökande vare sig populationsstorlek eller allelic richness hos liten blåklocka. I Gävleborg var det endast en större landskapsvariation som hade en positiv inverkan på den genetiska variationen mellan populationerna och en högre andel åker som minskade densamma. I Norrbotten kunde inga genetiska mått förklaras av de olika landskapsvariablerna.



Figur 20. Genetisk diversitet (allelic richness) analyserades hos liten blåkllocka i 12 jordbrukslandskap i vardera fyra biogeografiska regioner i Sverige, Norrbotten, Gävleborg, Södermanland och Skåne. Växtmaterial från liten blåkllocka *Campanula rotundifolia* samlades samt populationsstorlek angavs från 25 provpunkter i varje landskap. Ökad populationsstorlek inom landskapen ökade artens genetiska diversitet (vänster) när alla regioner analyserades tillsammans men sambandet blev svagare för tre av regionerna när regionerna analyserades var för sig.

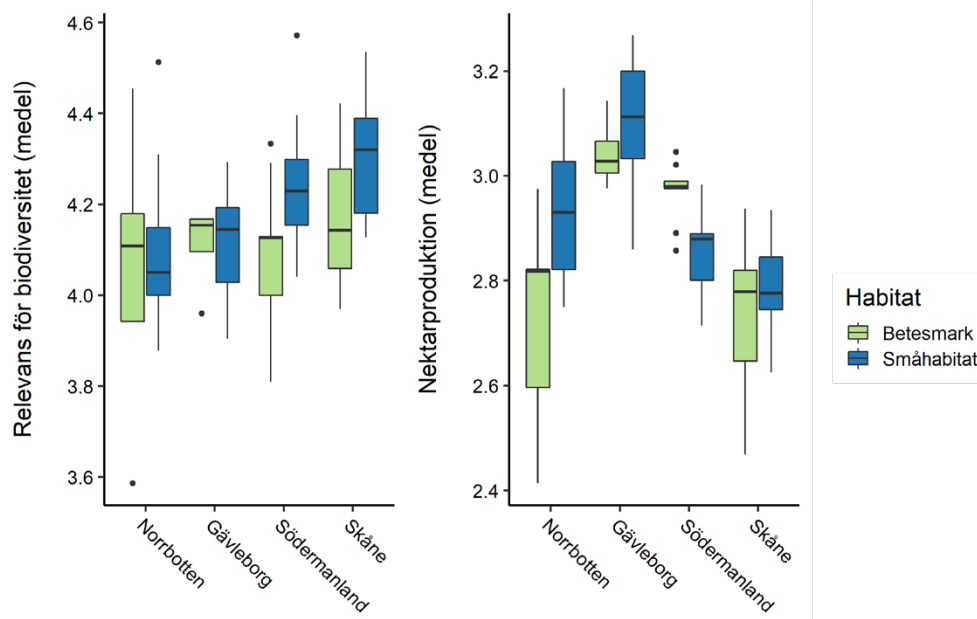
#### 5.2.4 Växtsamhällets indikatorvärden

Sammansättningen av växtarter med olika egenskaper varierar mellan olika habitat men också mellan de olika biogeografiska studieregionerna i projektet. Vi ser en tydlig förväntad effekt av klimat på arters utbredning och därigenom växtsamhället, då det är fler arter i norr som klarar av en lägre medeltemperatur under året än i de södra regionerna (Figur 21). Vid en klimatförändring med ökad medeltemperatur kan växtsamhällets sammansättning av arter tänkas förändras i norr till mer sydligt växande arter.



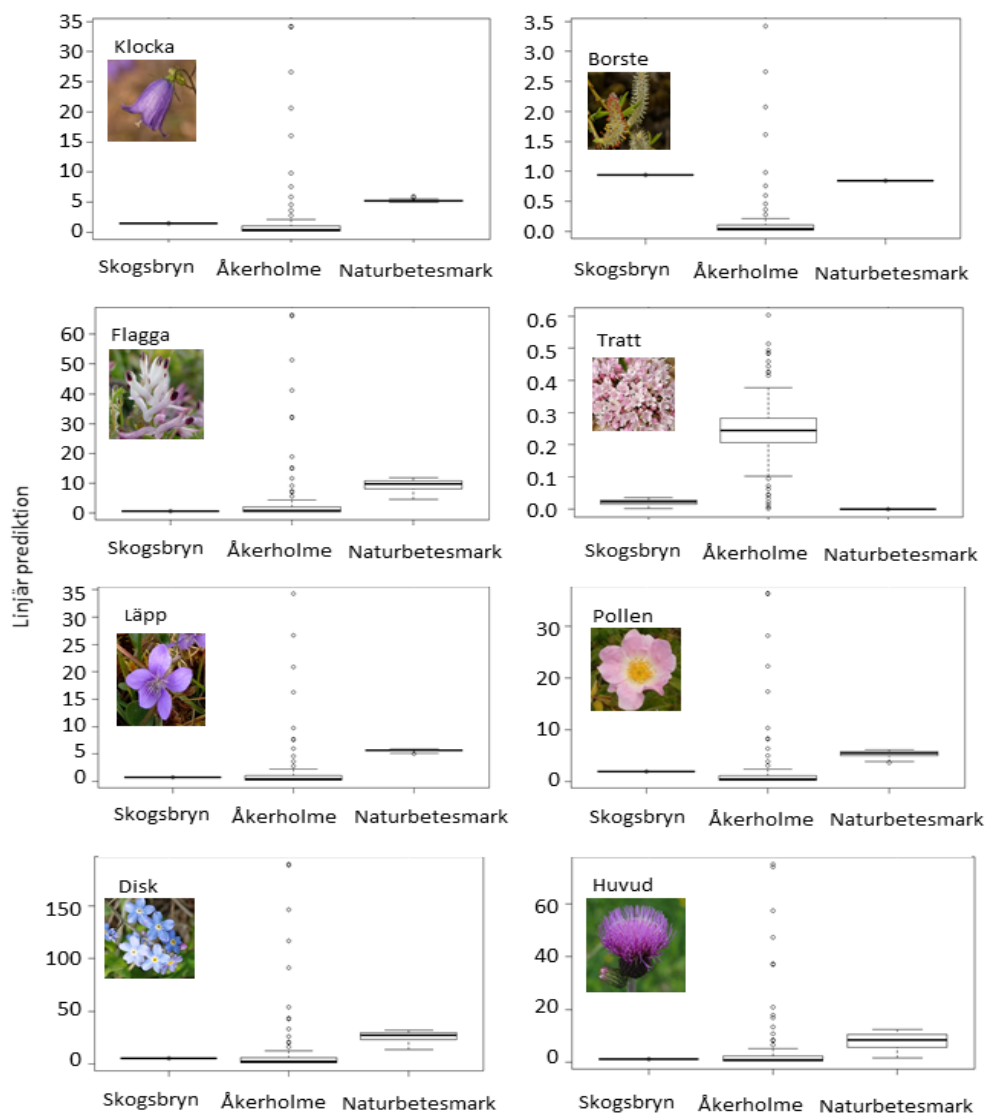
Figur 21. Resultatet av vegetationsinventering av 12 jordbrukslandskap inom varje biogeografisk region fördelade på betesmark och småhabitat där växtsamhället kategoriserats utifrån artens klimatmässiga optimala utbredningsområde. Poängen presenteras i en 18-graders skala med 1 representerande subtropiska arter och 18 högalpina/arktiska arter baserat på Tyler et al. (2021).

Arter kan ha olika betydelse för att upprätthålla en hög mångfald genom hur betydelsefull arten är för andra organismer (Tyler et al., 2021). En stor och gammal ek är viktig för en stor mängd organismer jämfört med en lågvuxen kortlivad växt utan nektar. Genom att analysera vad som växer i habitat kan sammansättningen ges ett hypotetiskt värde för hur viktig artsammansättningen av växter på platsen är för mångfalden av andra organismer. Växtsammansättningens relevans för att upprätthålla den biologiska mångfalden är högre i småhabitaterna i de södra regionerna (Skåne och Södermanland) än i betesmarkerna men habitaterna har en jämlig relevans i de norra regionerna (Gävleborg och Norrbotten). Småhabitatens relevans för biodiversiteten generellt, minskar längre norrut. Samtidigt är småhabitaterna viktigare för nektarproduktionen längre norrut (Figur 22).



Figur 22. Resultatet av vegetationsinventeringen av 12 jordbrukslandskap inom varje biogeografisk region fördelade på betesmark och småhabitat där växtsamhället kategoriserats utifrån relevans för biodiversiteten (till vänster) och nektarproduktion (till höger). Relevans för biodiversiteten bygger på hur många andra organismer som är beroende av eller använder arten som föda, substrat, skydd eller som mutualistisk partner. Nektarproduktionen inkluderar även pollenproduktion av växterna. Växternas indikatorvärde bygger på Tyler et al. (2021).

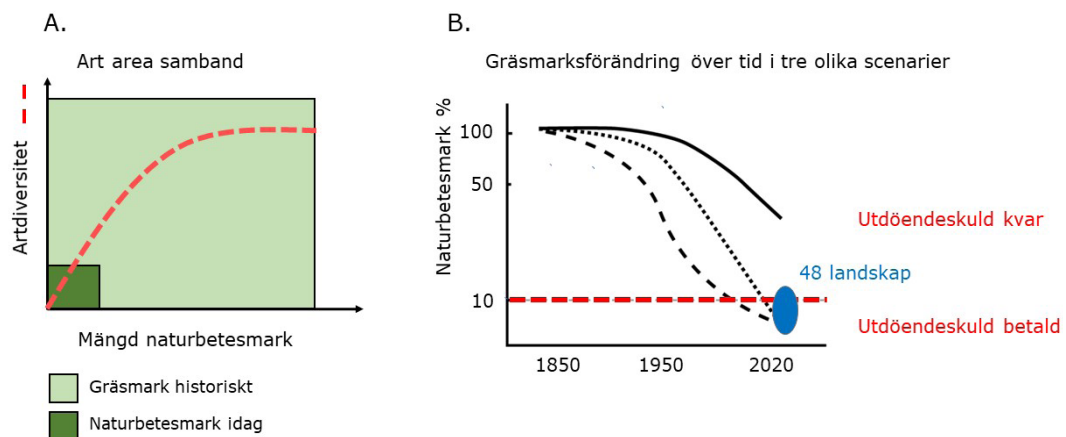
Naturbetesmarker har den högsta variationen av blomformer jämfört med småhabitatet - skogsbryn och åkerholmar (Figur 23) (Tukey tester;  $p < 0,005$  för alla jämförelser mellan habitattyperna). Det visar att småhabitatet inte kan ersätta naturbetesmarkernas mångfald av blomresurser, utan endast fungera som komplement. I jordbrukslandskap med många småhabitat är mångfalden av blomformer högre än i jordbrukslandskap med en hög andel åker (Lindgren et al manuskript). Det visar att mer intensivt brukade jordbrukslandskap med högre andel åker missgynnar inte bara mångfalden av växter utan även olika pollinatörer som är beroende av olika typer av blomformer.



Figur 23. Det beräknade antalet av olika blomformer hos växterna i två habitatstyper, skogsbryn och åkerholmar samt naturbetesmarker enligt en modell som kompenserar för habitatets storlek och räknar ut ett linjärt hypotetiskt antal blomformer vid lika stora habitat. De olika blomformerna baseras på Bioflor (Klotz et al., 2002) och utnyttjas av olika typer av pollinatörer. Vindpollinerade växter ingick inte i analysen.

## 6. Slutsatser och rekommendationer

Det övergripande syftet med detta projekt är att identifiera en landskapsindikator genom att integrera tillgänglig statistik och geodata tillsammans med ekologisk teori för att identifiera hur förlust av gräsmarker och småhabitat i jordbrukslandskap påverkar mångfald av gräsmarksväxter nationellt. I projektet har vi använt historiska dataunderlag i form av statistik, kartor, och satellitbilder tillsammans med geografisk analys. Resultatet visar att andelen naturbetesmarker minskat betydligt mer än vad som visats i tidigare studier. De undersökta jordbrukslandskapen har mer eller mindre slumpats ut baserat på tillgången på historiska kartor. Vi har alltså inte tagit hänsyn till om det finns betesmarker eller naturbetesmarker i studielandskapen idag, till skillnad mot tidigare studier som oftast fokuserat på landskap som fortfarande har en hög andel artrika habitat kvar (Cousins, 2009a, Cousins and Eriksson, 2008). I landskapsanalyser är det viktigt att inkludera även vardagslandskap för att identifiera samband med mångfald även i dessa landskap, som utgör stor del av Sverige. I många av de undersökta jordbrukslandskapen finns det idag inga gräsmarker kvar. De bästa landskapsindikatorerna, det som tydligaste påverkade dagens mångfald av växter, var andel återstående naturbetesmark dvs gräsmarker som hävdats under lång tid, mängden betesmark generellt och betesmarkernas storlek. Småhabitatet såsom åkerholmar, vägrenar, skogsbryn m.m. kan vara viktiga för den mångfalden av växter, speciellt i jordbrukslandskap där det inte finns några betesmarker kvar. Småhabitat kan dock inte kompensera för förlusten av betesmarker, och speciellt inte naturbetesmarker. Potentiellt kan småhabitatet hysa restpopulationer av gräsmarksvegetation och fröbank och bidra med arter vid restaurering av beteshävd i jordbrukslandskapet, men deras funktion som bevarare av växtpopulationer av gräsmarksspecialister är flyktig och har litet eller inget värde för gräsmarkens artdiversitet i jordbrukslandskap som slutade hävdas för länge sedan (Hooftman et al., 2021, Kimberley et al., 2021). Däremot kan de ha stora värden för andra ekosystemtjänster t.ex. föda för pollinatörer och kolinlagring (Lindgren et al manuskript, Hooftmann et al. 2022).



Figur 24. Teoretiska modeller över sambandet mellan habitatens storlek, förändring och artdiversitet. A. Artantalet ökar med habitatets area och för att identifiera tröskelvärden för lokalt utdöende behövs mellan 10–30 % area kvar. B. I jordbrukslandskap där gräsmarkerna minskat nyligen, eller inte så mycket, finns det oftast många restpopulationer kvar på grund en viss tröghet då arterna är långlivade. Det finns då en så kallad utdöendeskuld (heldragen linje). I de jordbrukslandskap där gräsmarkerna förändrats för länge sedan, där det finns mindre än 10–30% kvar av ursprungshabitatet (streckade linjer) har arter försvunnit – den så kallade utdöendeskulden är betald. De 48 jordbrukslandskapen har i snitt 13% gräsmark kvar (blå oval) och i många landskap finns ingen gräsmark alls (se Figur 7). Artantalet har anpassats till habitatens storlek på grund av isolering och minskning i area.

Tidigare studier har identifierat att dagens biologiska mångfald är ett resultat av tidigare gräsmarkshävd i landskapet (Lindborg and Eriksson, 2004, Helm et al., 2006) och att det kan finnas tröskelvärden i tid och rum när mångfalden av växter förändras oåterkalleligt (Cousins, 2009a, Kimberley et al., 2019). Detta bygger på att det finns en utdöendeskuld om växtarter tar tid på sig att försvinna trots att populationen har en negativ populationstillväxt (Eriksson, 1996, Jackson and Sax, 2010). Finns denna utdöendeskuld kvar, är relationen av artdiversitet starkare till historisk gräsmarksutbredning (Lindborg och Eriksson 2004) och det finns en möjlighet att införa restaureringsåtgärder för att förhindra artutdöenden. Tidigare studier har identifierat ett gränsvärde vid 10-30 % minskning av habitat, där det sker lokala utdöenden (Andren, 1994, Fahrig, 2001). Känsligheten beror på hur specialiserad arten är. I jordbrukslandskapen som ingått i denna studie finns få eller inga tydliga samband mellan det historiska landskapet och dagens växtartdiversitet. För att identifiera tröskelvärden krävs det fler gräsmarker kvar i landskapet (Figur 24).

Det är viktigt att poängtera att naturbetesmarker har en stor inverkan på landskapets artdiversitet, även i småhabitat, och naturbetesmarker är ett resultat av långvarig markanvändning som sträcker sig långt bakåt i historien.

Den viktigaste landskapsfaktorn för att bevara hög mångfald av gräsmarksväxter i gräsmarker och i dess små resthabitat är att det finns betesdjur och betesmarker.

## 6.1 Underlag för landskapsanalys

Vilket historiskt dataunderlag som är lämpligast att använda vid landskapsanalyser beror till stor del på vilken rumslig noggrannhet och upplösning som efterfrågas. Jordbruksstatistiken är på sockennivå, en viktig historisk administrativ enhet. Socknar var mycket olika i storlek men datamaterialet har en nationell täckning

utan rumsliga eller tidsmässiga luckor. Denna information kan användas t.ex. för storskaliga analyser av tidpunkten för förändringar och hur landskapet har brukats. Fördelningen av markanvändningen historiskt skiljer sig åt i olika delar av Sverige. Täckningsgraden för historiska kartor är oftast relativt liten, vilket innebär att markanvändningen i stora områden mellan kartorna är okänd. Sådana kartor kan därför vara missvisande att använda för ett större område t.ex. en region eller ett land. Historiska data bör tolkas med en förståelse för den begränsade informationen som kan extraheras från underlaget. Att analysera landskapsförändring och dess effekter på biologisk mångfald är en komplex uppgift som kräver ett antal expertkunskaper. Kunskaper inom kulturgeografi, landskapsanalys, ekologi och artspridningsprocesser och biogeografiska skillnader underlättar analysen och minskar risken för att ge missvisande rekommendationer inom biologiskt bevarande.

Det är önskvärt att fler historiska kartor digitaliseras i geografiska informationssystem för att underlätta för vidare analys. Den ekonomiska kartan kan vara ett bra tillskott för att analysera förändring över tid men det måste ske med förbehåll eftersom kartmaterialets ålder varierar mellan olika delar av landet. I vissa delar av Sverige är det ortofoton från 1930-talet som utgör underlag till kartan, innan de genomgripande landskapsförändringar som skedde under 1900-talets mitt. I andra delar är ortofoton från 1970-talet, efter dessa landskapsförändringar. En förfinad geografisk metod av HistMapR kan bidra till att den ekonomiska kartan kan digitaliseras i klasserna åker, skog, vatten och halvöppen mark (potentiell gräsmark) automatiskt (Appendix 2). Metoden är kan dock tolka kalhyggen och områden med berg i dagen som gräsmark.

Historiska satellitbilder visade sig fungera dåligt då det var svårt att få både molnfria och snöfria bilder över alla regioner under vegetationsperioden men framförallt att använda samma träningsytor över hela landet i en analys. Metoden att använda maskininlärning och Sentinel-2 L2A för att övervaka naturbetesmarker verkar däremot mycket lovande och skulle kunna utvecklas vidare.

Flera av de 48 jordbrukslandskap som ingick i analysen har haft naturbetesmarker, enligt GIS-skiktet tillhörande TUVAs-databasen. Dessa var dock ohävdade och övergivna vid vår inventering. I många fall sedan flera år tillbaka. För att kunna göra landskapsanalyser är det viktigt att både databasen och dess nedladdningsbara GIS-filer hålls uppdaterade.

## 6.2 Biologisk mångfald

Att inventera biologisk mångfald för jämförelse mellan många jordbrukslandskap och regioner ökar generaliteten, men innebär också ett avkall i precision. 20 småhabitat utspridda i jordbrukslandskapet inventerades och en centralt belägen betesmark (om en sådan fanns) vilket resulterade i 48 studielandskap. Det avspeglar endast en liten del av varje jordbrukslandskaps mångfald av växter men å andra sidan är resultaten generella.

Våra resultat visar vikten av att förstå hur olika typer av jordbrukslandskap skiljer sig åt mellan olika delar av Sverige. Resultaten visar att det är svårt att dra generella slutsatser på nationell nivå och att även regionerna inbördes kan vara mycket olika, vilket i sig inte är förvånande. Det kan vara riskfyllt att använda indikatorer på nationell nivå eftersom det bygger på att indikatorvärdet ger tillförlitlig information om att förutsäga biologisk mångfald i stor rumslig skala. Det blir särskilt svårt där det finns



stor biogeografisk variation i klimat men också hur landskapet sköts och brukas och där artsammansättningen skiljer sig åt.

Trots detta har vi tydliga resultat där rankning av landskapsfaktorer som i ökad andel i jordbrukslandskapet har samband med en högre mångfald på landskapsnivå av gräsmarksväxter (Appendix 7):

1. Naturbetesmark lång kontinuerlig hävd, ju större naturbetesmark desto bättre
2. Betesmark generellt
3. Öppna/ halvöppna småhabitat (vägrenar, åkerholmar, stenmurar m.m.) med goda spridningsmöjligheter för växter till andra gräsmarkshabitat.

För att gynna den genetiska mångfalden hos gräsmarksspecialisten liten blåklocka ska en ökning ske av landskapsfaktorerna (se textstycke 5.2.3):

1. Betesmark generellt
2. Naturbetesmark
3. Hög variation av markanvändning i landskapet

Populationsstorleken hos liten blåklocka är en stark indikation till den genetiska mångfalden hos arten tillsammans med landskapsfaktorerna.

## 7. Publikationer och kommunikationsinsatser

I listan ingår arbeten som publicerats eller nått manuskriptstadium under projekttiden 2019–2022. Publikationer från Biodiversa projektet FunGreen ingår när Landskapsindikatorer för biologisk mångfald-medarbetare (i fet stil) har medverkat i dessa under projekttiden.

### 2020

Kapás, R.E., **Plue, J., Kimberley, A., & Cousins, S.A.O.** 2020. Grazing livestock increases both vegetation and seed bank diversity in remnant and restored grasslands. *Journal of Vegetation Science* 31: 1053–1065.

### 2021

**Kimberley, A.**, Hooftman, D., Bullock, J.M., Honnay, O., Krickl, P., **Lindgren, J., Plue, J.**, Poschlod, P., Traveset, A., & **Cousins, S.A.O.** 2021. Functional rather than structural connectivity explains grassland plant diversity patterns following landscape scale habitat loss. *Landscape Ecology* 36: 265–280.

Hooftman, D., **Kimberley, A., Cousins, S.A.O.**, Escribano-Avila, G., Honnay, O., Krickl, P., **Plue, J.**, Poschlod, P., Traveset, A., & Bullock, J.M. 2021. Dispersal limitation, eutrophication and propagule pressure constrain the conservation value of Grassland Green Infrastructure. *Biological Conservation* 258: 109152.

**Plue, J.**, & Baeten, L. 2021. Soil phosphorus availability determines the contribution of small, individual grassland remnants to the conservation of landscape-scale biodiversity. *Applied Vegetation Science* 24: 1–12.

### 2022

**Plue J., Kimberley A.**, Bullock J.M., Hooftman D., Krickl P., Leus L., Poschlod P., Traveset A., Volckaert F., **Cousins S.A.O.** & Honnay O., Green Network Infrastructure May Support Functional Connectivity in Fragmented Grassland Landscapes in NW-Europe. *Ecography*. Accepted

### Manuskript, inskickningsklara:

**Plue Jan, Lindgren Jessica, Brown Ian, Kimberley Adam & Cousins Sara A.O.**, Identifying landscape-scale indicators for monitoring genetic diversity.

**Lindgren Jessica, Kimberley Adam, Brown Ian, Plue Jan & Cousins Sara A.O.**, Using historical land use data in landscape study designs to identify critical thresholds for biodiversity.

**Lindgren Jessica, Kimberley Adam, Ove Eriksson & Cousins Sara A.O.**, Plant diversity on small remnant habitats does not fully compensate the lost of semi-natural grasslands

## Manuskript

**Kimberley Adam, Lindgren Jessica, Brown Ian, Plue Jan & Cousins Sara A.O.,**

Comparing the trait composition of grassland and grassland remnant habitats in landscapes with different biogeographic and historical contexts

## Projektets hemsidor:

<https://landskapsindikatorer.weebly.com/>

<https://www.ivl.se/vart-erbjudande/forskning/biologisk-mangfald/landskapsindikatorer-for-biologisk-mangfald.html>

## Studentarbeten, masternivå

Baggström, Adrian, 2021, Predicting biodiverse semi-natural grasslands through satellite imagery and machine learning

Vepsäläinen, Viivi, 2021, Differences in plant trait distribution in semi-natural grassland habitats of Sweden

## Film

Grön infrastruktur- forskning-Funktionell konnektivitet i gräsmarker, Naturvårdsverket: <https://youtu.be/ZtrXXn2cZTA>

## Tack

Författarna vill tacka Lisa Pettersson, Anton Gårdman, Liam Martin, Joel Larsson, Ruben Cousins Westerberg, Linn Croneld och Vera Ranow för fältinsatser under 2019 och 2021, Liam Martin för digitalisering av historiska kartor, Adrian Baggström för analyser med maskininlärning och Sentinel-2 L2A. Ytterligare tack går till Marika Wennbom för arbetet med satellitbilder och kartkonstruktion och Victor Eriksson för korrekturläsning. Vi vill även tacka Lena Gustavsson och Henrik Lange för granskning och hjälpsamma kommentarer på rapporten.

## 8. Källhänvisning

ADRIAENS, D., HONNAY, O. & HERMY, M. 2006. No evidence of a plant extinction debt in highly fragmented calcareous grasslands in Belgium. *Biological Conservation*, 133, 212-224.

ANDREN, H. 1994. EFFECTS OF HABITAT FRAGMENTATION ON BIRDS AND MAMMALS IN LANDSCAPES WITH DIFFERENT PROPORTIONS OF SUITABLE HABITAT - A REVIEW. *Oikos*, 71, 355-366.

ARMBRUSTER, G. F. J. & STÖCKLIN, J. 2015. NEW MICROSATELLITE MARKERS FOR CAMPANULA SCHEUCHZERI (CAMPANULACEAE), WITH CROSS-AMPLIFICATION IN C-ROTUNDIFOLIA. *Applications in Plant Sciences*, 3.

AUESTAD, I., RYDGREN, K. & AUSTAD, I. 2011. Road verges: potential refuges for declining grassland species despite remnant vegetation dynamics. *Annales Botanici Fennici*, 48, 289-303.

AUFFRET, A. G. & COUSINS, S. A. O. 2011. Past and present management influences the seed bank and seed rain in a rural landscape mosaic. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1278-1285.

AUFFRET, A. G., KIMBERLEY, A., PLUE, J., SKANES, H., JAKOBSSON, S., WALDEN, E., WENNBOM, M., WOOD, H., BULLOCK, J. M., COUSINS, S. A. O., GARTZ, M., HOOFTMAN, D. A. P. & TRANK, L. 2017a. HistMapR: Rapid digitization of historical land-use maps in R. *Methods in Ecology and Evolution*, 8, 1453-1457.

AUFFRET, A. G. & LINDGREN, E. 2020. Roadside diversity in relation to age and surrounding source habitat: evidence for long time lags in valuable green infrastructure. *Ecological Solutions and Evidence*, 1.

AUFFRET, A. G., RICO, Y., BULLOCK, J. M., HOOFTMAN, D. A. P., PAKEMAN, R. J., SOONS, M. B., SUAREZ-ESTEBAN, A., TRAVESET, A., WAGNER, H. H. & COUSINS, S. A. O. 2017b. Plant functional connectivity - integrating landscape structure and effective dispersal. *Journal of Ecology*, 105, 1648-1656.

AUFFRET, A. G., RICO, Y., BULLOCK, J. M., HOOFTMAN, D. A. P., PAKEMAN, R. J., SOONS, M. B., SUÁREZ-ESTEBAN, A., TRAVESET, A., WAGNER, H. H. & COUSINS, S. A. O. 2017c. Plant functional connectivity – integrating landscape structure and effective dispersal. *Journal of Ecology*.

BAGARIA, G., HELM, A., RODA, F. & PINO, J. 2015. Assessing coexisting plant extinction debt and colonization credit in a grassland-forest change gradient. *Oecologia*, 179, 823-834.

BAGGSTRÖM, A. 2021. *Predicting biodiverse seminatural grasslands through satellite imagery and machine learning*. Master 60 hp, Stockholm universitet.

BALFOUR, N. J., OLLERTON, J., CASTELLANOS, M. C. & RATNIEKS, F. L. W. 2018. British phenological records indicate high diversity and extinction rates among late-summer-flying pollinators. *Biological Conservation*, 222, 278-283.

- BERNES, C., BULLOCK, J. M., JAKOBSSON, S., RUNDLOF, M., VERHEYEN, K. & LINDBORG, R. 2017. How are biodiversity and dispersal of species affected by the management of roadsides? A systematic map. *Environmental Evidence*, 6.
- BRUNBJERG, A. K., BRUUN, H. H., DALBY, L., FLØJGAARD, C., FRØSLEV, T. G., HØYE, T. T., GOLDBERG, I., LÆSSØE, T., HANSEN, M. D. D., BRØNDUM, L., SKIPPER, L., FOG, K. & EJRNÆS, R. 2018. Vascular plant species richness and bioindication predict multi-taxon species richness. *Methods in Ecology and Evolution*, 0.
- BULLOCK, J. M., BONTE, D., PUFAL, G., CARVALHO, C. D., CHAPMAN, D. S., GARCIA, C., GARCIA, D., MATTHYSEN, E. & DELGADO, M. M. 2018. Human-Mediated Dispersal and the Rewiring of Spatial Networks. *Trends in Ecology & Evolution*, 33, 958-970.
- BULLOCK, J. M., FRANKLIN, J., STEVENSON, M. J., SILVERTOWN, J., COULSON, S. J., GREGORY, S. J. & TOFTS, R. 2001. A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 38, 253-267.
- BULLOCK, J. M. & PUFAL, G. 2020. Human-mediated dispersal as a driver of vegetation dynamics: A conceptual synthesis. *Journal of Vegetation Science*, 31, 943-953.
- COUSINS, S. A. O. 2009a. Extinction debt in fragmented grasslands: paid or not? *Journal of Vegetation Science*, 20, 3-7.
- COUSINS, S. A. O. 2009b. Landscape history and soil properties affect grassland decline and plant species richness in rural landscapes. *Biological Conservation*, 142, 2752-2758.
- COUSINS, S. A. O. & AGGEMYR, E. 2008. The influence of field shape, area and surrounding landscape on plant species richness in grazed ex-fields. *Biological Conservation*, 141, 126-135.
- COUSINS, S. A. O., AUFFRET, A. G., LINDGREN, J. & TRÄNK, L. 2015. Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. *Ambio*, 44, S17-S27.
- COUSINS, S. A. O. & ERIKSSON, O. 2002. The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape Ecology*, 17, 517-529.
- COUSINS, S. A. O. & ERIKSSON, O. 2008. After the hotspots are gone: Land use history and grassland plant species diversity in a strongly transformed agricultural landscape. *Applied Vegetation Science*, 11, 365-374.
- COUSINS, S. A. O. & LINDBORG, R. 2008. Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 141, 233-240.
- DAHLSTRÖM, A., COUSINS, S. A. O. & ERIKSSON, O. 2006. The history (1620–2003) of land use, people and livestock, and the relationship to present plant species diversity in a rural landscape in Sweden. *Environment and History*, 12, 191-212.
- DE FRENNE, P., GRAAE, B. J., KOLB, A., SHEVTSOVA, A., BAETEN, L., BRUNET, J., CHABRERIE, O., COUSINS, S. A. O., DECOCQ, G., DHONDT, R., DIEKMANN, M., GRUWEZ, R., HEINKEN, T., HERMY, M., OESTER, M., SAGUEZ, R., STANTON, S., TACK, W., VANHELLEMONT, M. & VERHEYEN, K. 2011. An intraspecific application of the leaf-height-seed ecology strategy scheme to forest herbs along a latitudinal gradient. *Ecography*, 34, 132-140.

- ERIKSSON, O. 1996. Regional dynamics of plants: A review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. *Oikos*, 77, 248-258.
- ERIKSSON, O. 2016. Historical and Current Niche Construction in an Anthropogenic Biome: Old Cultural Landscapes in Southern Scandinavia. *Land*, 5.
- ERIKSSON, O. 2022. Coproduction of Food, Cultural Heritage and Biodiversity by Livestock Grazing in Swedish Semi-natural Grasslands. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 6.
- ERIKSSON, O., COUSINS, S. A. O. & BRUUN, H. H. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science*, 13, 743-748.
- ESSL, F., DULLINGER, S., RABITSCH, W., HULME, P. E., PYSEK, P., WILSON, J. R. U. & RICHARDSON, D. M. 2015. Historical legacies accumulate to shape future biodiversity in an era of rapid global change. *Diversity and Distributions*, 21, 534-547.
- FAHRIG, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation*, 100, 65-74.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- FAHRIG, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40, 1649-1663.
- GUSTAVSSON, E., LENNARTSSON, T. & EMANUELSSON, M. 2007. Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. *Biological Conservation*, 138, 47-59.
- HANSSON, M. & FOGELFORS, H. 2000. Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 11, 31-38.
- HELM, A., HANSKI, I. & PÄRTEL, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters*, 9, 72-77.
- HONNAY, O., ADRIAENS, D., COART, E., JACQUEMYN, H. & ROLDAN-RUIZ, I. 2007. Genetic diversity within and between remnant populations of the endangered calcareous grassland plant *Globularia bisnagarica* L. *Conservation Genetics*, 8, 293-303.
- HOOFTMAN, D.A.P., BULLOCK, J. M., JONES, L., EIGENBROD, F., BARREDO, J.I., FORREST, M., KINDERMANN, G., THOMAS, A., WILLOCK, S. 2022. Reducing uncertainty in ecosystem service modelling through weighted ensembles, *Ecosystem Services*, Volume 53, Article 101398, 10.1016/j.ecoser.2021.101398
- HOOFTMAN, D., KIMBERLEY, A., COUSINS, S. A. O., ESCRIBANO-AVILA, G., HONNAY, O., KRICKL, P., PLUE, J., POSCHLOD, P., TRAVESET, A. & BULLOCK, J. M. 2021. Dispersal limitation, eutrophication and propagule pressure constrain the conservation value of Grassland Green Infrastructure. *Biological Conservation*, 258.
- JACKSON, S. T. & SAX, D. F. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 153-160.
- JORDBRUKSVERKET 2005. Ängs- Och Betesmarks- inventeringen 2002–2004. [https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf\\_rapporter/ra05\\_1.pdf](https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra05_1.pdf).

JORDBRUKSVERKET 2018. Blockdatabasen. <https://epub.sjv.se/inspire/wfs?service=wfs&version=2.0.0&request=GetCapabilities&layers=LU.Jordbruksblock>.

JORDBRUKSVERKET 2021. TUVÅ databasen. <https://jordbruksverket.se/e-tjanster-databaser-och-appar/e-tjanster-och-databaser-stod/tuva>.

JORDBRUKSVERKET 2022. Källor till statistiken.

KAPAS, R. E., PLUE, J., KIMBERLEY, A. & COUSINS, S. A. O. 2020. Grazing livestock increases both vegetation and seed bank diversity in remnant and restored grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 31, 1053-1065.

KIMBERLEY, A., BLACKBURN, G. A., WHYATT, J. D. & SMART, S. M. 2016. How well is current plant trait composition predicted by modern and historical forest spatial configuration? *Ecography*, 39, 67-76.

KIMBERLEY, A., BULLOCK, J. M. & COUSINS, S. A. O. 2019. Unbalanced species losses and gains lead to non-linear trajectories as grasslands become forests. *Journal of Vegetation Science*, 30, 1089-1098.

KIMBERLEY, A., HOOFTMAN, D., BULLOCK, J. M., HONNAY, O., KRICKL, P., LINDGREN, J., PLUE, J., POSCHLOD, P., TRAVESET, A. & COUSINS, S. A. O. 2021. Functional rather than structural connectivity explains grassland plant diversity patterns following landscape scale habitat loss. *Landscape Ecology*, 36, 265-280.

KIVINIEMI, K. & ERIKSSON, O. 1999. Dispersal, recruitment and site occupancy of grassland plants in fragmented habitats. *Oikos*, 86, 241-253.

KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. E. 2002. BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen

Merkmale zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde \*38\*: 1-333. (Bundesamt

für. Bonn, Bundesamt für Naturschutz).

KUUSSAARI, M., BOMMARCO, R., HEIKKINEN, R. K., HELM, A., KRAUSS, J., LINDBORG, R., OCKINGER, E., PARTEL, M., PINO, J., RODA, F., STEFANESCU, C., TEDER, T., ZOBEL, M. & STEFFAN-DEWENTER, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 564-571.

LENNARTSSON T, ERIKSSON O, IUGA A, LARSSON J, MOEN J, SCHOLL M, WESTIN A & CL, C. 2018. *Diversity in ecological and social contexts*. In: Crumley CL, Lennartsson T, Westin A (Eds) *Essays in Historical Ecology: Is there a Future for the Past?*, Cambridge, Cambridge University Press.

LEVIN, S. A. 1992. THE PROBLEM OF PATTERN AND SCALE IN ECOLOGY. *Ecology*, 73, 1943-1967.

LINDBORG, R. 2006. Recreating grasslands in Swedish rural landscapes - effects of seed sowing and management history. *Biodiversity and Conservation*, 15, 957-969.

LINDBORG, R., COUSINS, S. A. O. & ERIKSSON, O. 2005. Plant species response to land use change - *Campanula rotundifolia*, *Primula veris* and *Rhinanthus minor*. *Ecography*, 28, 29-36.

LINDBORG, R. & ERIKSSON, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, 85, 1840-1845.

- LINDGREN, J., KIMBERLEY, A. & COUSINS, S. A. O. 2018a. The complexity of forest borders determines the understorey vegetation. *Applied Vegetation Science*, 21, 85-93.
- LINDGREN, J., LINDBORG, R. & COUSINS, S. A. O. 2018b. Local conditions in small habitats and surrounding landscape are important for pollination services, biological pest control and seed predation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 251, 107-113.
- LINDGREN, J. P. & COUSINS, S. A. O. 2017. Island biogeography theory outweighs habitat amount hypothesis in predicting plant species richness in small grassland remnants. *Landscape Ecology*, 32, 1895-1906.
- MASEK, J. G., VERMOTE, E. F., SALEOUS, N. E., WOLFE, R., HALL, F. G., HUENNRICH, K. F., GAO, F., KUTLER, J. & LIM, T. K. 2006. A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990-2000. *Ieee Geoscience and Remote Sensing Letters*, 3, 68-72.
- NATURVÅRDSVERKET 2018. Nationella marktäckedata. <https://www.naturvardsverket.se/verktyg-och-tjanster/kartor-och-karttjanster/nationella-marktackedata>.
- NATURVÅRDSVERKET 2020. Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv. resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013-2018. Stockholm.
- NATURVÅRDSVERKET. 2021. *Skyddad natur* [Online]. <https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/skyddad-natur/skyddad-natur/>. [Accessed 2022-06-09].
- NEWTON, A. C., WALLS, R. M., GOLICHER, D., KEITH, S. A., DIAZ, A. & BULLOCK, J. M. 2012. Structure, composition and dynamics of a calcareous grassland meta-community over a 70-year interval. *Journal of Ecology*, 100, 196-209.
- ÖSTER, M., COUSINS, S. A. O. & ERIKSSON, O. 2007. Size and heterogeneity rather than landscape context determine plant species richness in semi-natural grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 18, 859-868.
- OZINGA, W. A., ROMERMANN, C., BEKKER, R. M., PRINZING, A., TAMIS, W. L. M., SCHAMINEE, J. H. J., HENNEKENS, S. M., THOMPSON, K., POSCHLOD, P., KLEYER, M., BAKKER, J. P. & VAN GROENENDAEL, J. M. 2009. Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. *Ecology Letters*, 12, 66-74.
- PLUE, J., AAVIK, T. & COUSINS, S. A. O. 2018. Grazing networks promote plant functional connectivity among isolated grassland communities. *Diversity and Distributions*, 25, 102-115.
- PLUE, J. & COUSINS, S. A. O. 2013. Temporal dispersal in fragmented landscapes. *Biological Conservation*, 160, 250-262.
- PLUE, J. & COUSINS, S. A. O. 2018. Seed dispersal in both space and time is necessary for plant diversity maintenance in fragmented landscapes. *Oikos*, 127, 780-791.
- PLUE, J., KIMBERLEY, A., BULLOCK, J.M., HELLEMANS, B., HOOFTMAN, D.A.P., KRICKL, P., LEUS, L., PEETERS, G., POSCHLOD, P., TRAVESET, A., VOLCKAERT, F., COUSINS, S.A.O. 2022. Green infrastructure can promote plant functional connectivity in a grassland species around fragmented semi-natural grasslands in NW-Europe. *Ecography* e06290. <https://doi.org/10.1111/ecog.06290>



- PLUE, J., VANDEPITTE, K., HONNAY, O. & COUSINS, S. A. O. 2015. Isolation by 454-sequencing and characterization of polymorphic microsatellite markers in the tetraploid perennial herb *Campanula rotundifolia*. *Conservation Genetics Resources*, 7, 721-722.
- PLUE, J., VANDEPITTE, K., HONNAY, O. & COUSINS, S. A. O. 2017. Does the seed bank contribute to the build-up of a genetic extinction debt in the grassland perennial *Campanula rotundifolia*? *Annals of Botany*, 120, 373-385.
- POSCHLOD, P. & BONN, S. 1998. Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Botanica Neerlandica*, 47, 27-44.
- RAATIKAINEN, K. J., OLDEN, A., KAYHKO, N., MONKKONEN, M. & HALME, P. 2018. Contemporary spatial and environmental factors determine vascular plant species richness on highly fragmented meadows in Central Finland. *Landscape Ecology*, 33, 2169-2187.
- SLU, S. F. 2020. *Naturens kalender* [Online]. <https://www.naturenskalender.se/index.php>. [Accessed 2022-12-10].
- SLUARTDATABANKEN 2020. *Rödlistade arter i Sverige 2020* Uppsala, SLU.
- THOMAS, J. A., BOURN, N. A. D., CLARKE, R. T., STEWART, K. E., SIMCOX, D. J., PEARMAN, G. S., CURTIS, R. & GOODGER, B. 2001. The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 268, 1791-1796.
- TÖRÖK, P., BULLOCK, J. M., JIMÉNEZ-ALFARO, B. & SONKOLY, J. 2020. The importance of dispersal and species establishment in vegetation dynamics and resilience. *Journal of Vegetation Science*, 31, 935-942.
- TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J. M., RAND, T. A., DIDHAM, R. K., FAHRIG, L., PETER, B., BENGTSSON, J., CLOUGH, Y., CRIST, T. O., DORMANN, C. F., EWERS, R. M., FRUEND, J., HOLT, R. D., HOLZSCHUH, A., KLEIN, A. M., KLEIJN, D., KREMEN, C., LANDIS, D. A., LAURANCE, W., LINDENMAYER, D., SCHERBER, C., SODHI, N., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C., VAN DER PUTTEN, W. H. & WESTPHAL, C. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87, 661-685.
- TUCKER, C. J. 1979. RED AND PHOTOGRAPHIC INFRARED LINEAR COMBINATIONS FOR MONITORING VEGETATION. *Remote Sensing of Environment*, 8, 127-150.
- TYLER, T., HERBERTSSON, L., OLOFSSON, J. & OLSSON, P. A. 2021. Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. *Ecological Indicators*, 120.
- VERHEYEN, K. & HERMY, M. 2001. The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. *Journal of Ecology*, 89, 829-840.
- VERHEYEN, K., HONNAY, O., MOTZKIN, G., HERMY, M. & FOSTER, D. R. 2003. Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology*, 91, 563-577.

WALDÉN, E., OCKINGER, E., WINSA, M. & LINDBORG, R. 2017. Effects of landscape composition, species pool and time on grassland specialists in restored semi-natural grasslands. *Biological Conservation*, 214, 176-183.

WESTIN, A., LENNARTSSON, T. & LJUNG, O. T. 2022. *SKOGBETEN OCH BONDESKOGAR, Historia, ekologi, natur- och kulturmiljövård*, Stockholm, Riksantikvarieämbetet.

WILLIG, M. R., KAUFMAN, D. M. & STEVENS, R. D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: Pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 273-309.

WILSON, J. B., PEET, R. K., DENGLER, J. & PAERTEL, M. 2012. Plant species richness: the world records. *Journal of vegetation science*, 23, 796-802.

# Appendix 1. Statistikällor

Gävleborgs län (Hälsningland) har den mest sammanhållande statistikserien av studie-regionerna. Denna region har genomgående statistik på socken/församlingsnivå genom alla år.

Skåne är uppdelat i Kristianstad och Malmöhus under 1800-talet. Malmöhus har mer detaljerat insamlad statistik än Kristianstad. Södermanland har några år där jordbruksstatistik bara finns insamlad på häradsnivå. Efter 1981 hittas endast statistik på länsnivå.

Olika måttenheter har använts över tid men med viss regional fördelning. I norr förekommer Qvadratref (11,344 Qvadratref = 1 Hektar) mer ofta än i de andra regionerna. I söder används oftare tunnland (2,4711 Tunnland = 1 Hektar).

Jordbruksstatistiken är hämtad från: Hushållningssällskapen 1865 – 1910, Jordbruksräkningen 1927 – 1961 och Lantbruksräkningen 1971 – 1981.

Befolkningsstatistiken är hämtad från: Församlingsutdrag 1860 – 1940 (databas med kyrkböcker), Folkmängd 1967 – 1990 (PDF med sammanställd befolkningsstatistik), Folkmängd 1910 – 1961 (PDF med sammanställd befolkningsstatistik).

# Appendix 2. Rapport på uppdrag av Naturvårdsverket

## Metod för att digitalisera potentiell gräsmark från ekonomiska kartan

Adam Kimberley, Jessica Lindgren och Sara Cousins  
Institutionen för Naturgeografi, Stockholms universitet

### Kontakt:

Jessica Lindgren: [jessica.lindgren@natgeo.su.se](mailto:jessica.lindgren@natgeo.su.se)  
Sara Cousins: [sara.cousins@natgeo.su.se](mailto:sara.cousins@natgeo.su.se)

## Bakgrund

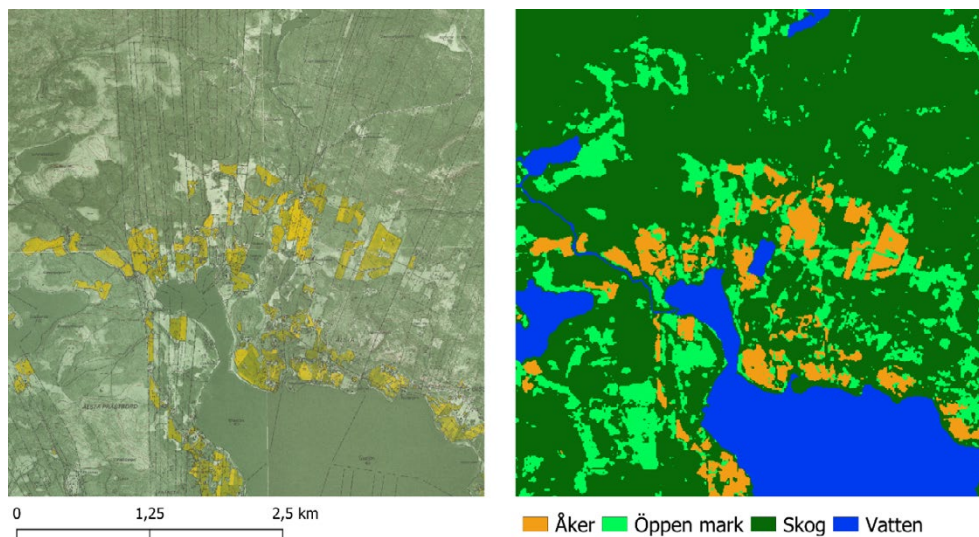
Målet med detta projekt är att utarbeta en metod att ta fram ett underlag med mark som kan varit gräsmark, utifrån de tryckta ekonomiska kartorna från 1950-talet (1935-1978) (Lantmäteriet). Ett rikstäckande dataset över gräsmarker under historisk tid saknas och är av intresse bl.a. inom natur- och kulturmiljövården.

Syftet med den ekonomiska kartan från 1950-talet var främst att markera fastighetsgränser och markanvändning. Kartan är en mosaik av ortofoton konstruerade av svartvita flygbilder där åkermark är färgat gult och övrig mark grön. Gränser, diken, byggnader och symboler finns tryckta i svart. På senare ekonomiska kartor finns även höjdlinjer i brunt. Kartorna är några av de mest detaljerade kartor som producerats i Sverige (Hall et al 2008). Tack vare flygbilderna som utgör underlaget till kartan finns det en möjlighet att analysera landskapets öppenhet, åkrarnas rumsliga fördelning, enstaka träd i den öppna marken och andel trädbevuxen mark. Den ekonomiska kartan har använts främst inom samhällsplanering men även för att identifiera markandvändningsförändringar och ge en ögonblicksbild av landskapet under mitten på 1900-talet. Det finns ett stort värde att kunna identifiera gräsmarksutbredning vid denna tid. Något som inte varit fokus för karteringen i de ekonomiska kartorna. Vi har undersökt möjligheterna att digitalisera och uppskatta potentiell gräsmark i de ekonomiska kartorna.

## HistMapR

Med hjälp av den halvautomatiska metoden för digitalisering av historiska kartor som utvecklats i Auffret et al (2017) är det möjligt att extrahera klasser för åkermark, skog, öppen mark (ej åker) och vatten (genom att lägga ett modernt vattenskikt) från de ekonomiska kartorna från 1950-talet. Metoden är tids- och arbetsbesparande jämfört med en manuell digitalisering vilket gör det möjligt att digitalisera kartorna i dessa tre klasser med en jämförelsevis liten insats. För att verifiera metoden jäm-

fördes resultatet av den halvautomatiska klassningen med manuellt digitaliserade kartor över samma område. Klassningen av den öppna marken användes sedan för att förklara växters förekomst i TUVAs databasens naturbetesmarker (Auffret et al. 2018). Överensstämmelsen var hög (mellan 80–90%) och uppskattningar av den öppna markkategorin avvek med endast 12%. Figur 1 visar ett exempel på en ekonomisk karta digitaliserad med hjälp av HistMapR.



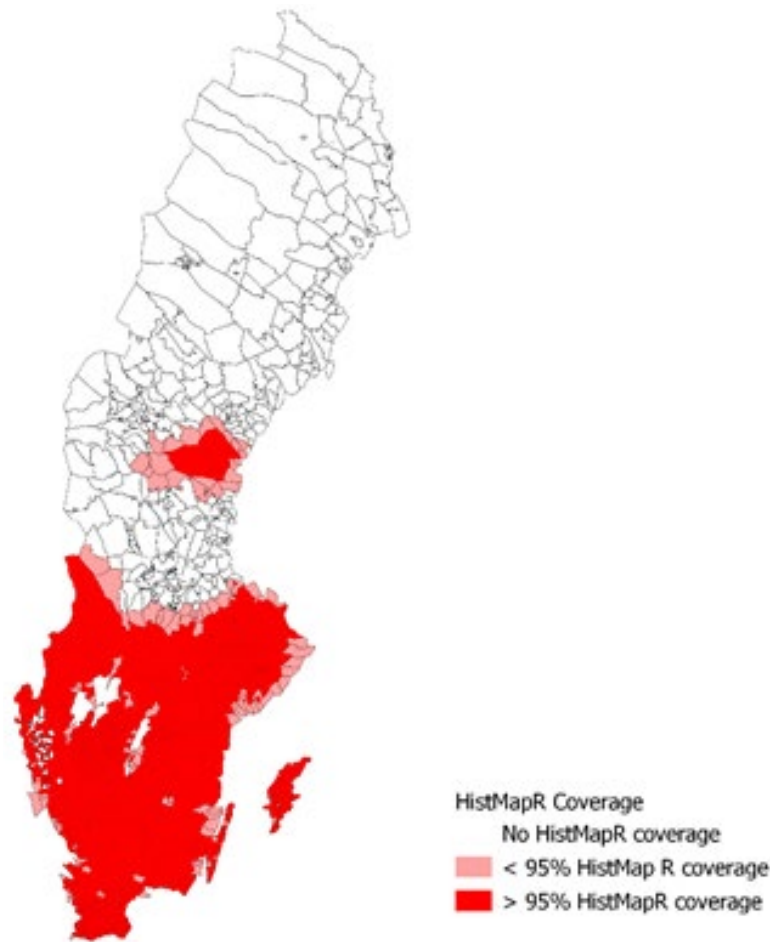
Figur 1. Digitalisering av den ekonomiska kartan från 1950-talet med hjälp av metoden i HistMapR. För att öka precisionen i klassificeringen bör mindre delområden digitaliseras separat, eftersom en viss färgvariation kan finnas mellan kartorna. Kartan visar ett område öster om Ånge i Medelpad (N 62°30'58.7" Ö 16°09'52.6")

## Jordbruksstatistik på församlingsnivå

Jordbruksstatistik på församlingsnivå från år 1951, med justerade administrativa gränser vid 1992 (Statistiska centralbyrån, 2021), användes för att verifiera om vi kunde förbättra identifieringen av gräsmarker med hjälp av andra data. I uppbyggnaden av HistMapR testades metoden att identifiera gräsmarker mot georefererade tolkningar av flygbilder från samma tid (Auffret et al. 2017). Tyvärr finns det få liknande kartor från andra platser i landet för att validera metoden i olika geografiska regioner. De två variabler vi valde att använda från jordbruksstatistiken från 1951 var; 1. kultiverad betesmark och naturlig äng (hektar) samt 2. summa nötkreatur. Eftersom foderbehovet förväntas ha starka samband med gräsmarksarealen under denna tid, antas värdena vara realistiska och möjliga att används som en indikator på andel gräsmark inom församlingen. Sammanlagda arealen av kultiverad betesmark och naturlig äng (hektar) korrelerar med antalet betesdjur. Om kartläggningsmetod är framgångsrik, ska analyserna mellan HistMapR-kartorna och jordbruksstatistiken ge jämförbara (högt korrelerade och låga fel) uppskattningar och konsekventa värden över områden från olika delar av Sverige.

Jordbruksstatistikstatistiken innehåller information om 2548 områden i Sverige från 1951 och församlingarna varierar kraftigt i storlek. Eftersom den nuvarande digitaliserade HistMapR-datat endast existerar för de södra länen, använde vi här endast 2149 församlingarna som har en täckning på minst 95% täckning av den digitaliserade ekonomiska kartan (Figur 2). Även ett mindre område i Gävleborgs län

(16 församlingar) inkluderades utöver de som Auffret et al. (2017) digitaliserat. På grund av tidsbrist har vi inte kunnat analysera fler områden än de som redan fanns digitaliserade i tidigare projekt.



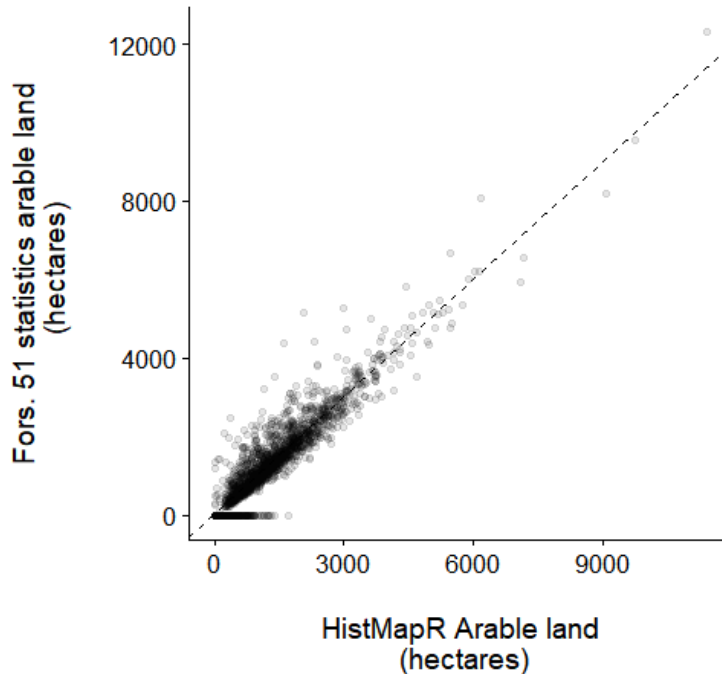
Figur 2. Karta över de församlingar (röda) som användes i analysen (Församlingsgränser 1992). Rosa församlingar har för låg täckningen för att använda jordbruksstatistik. Vita områden har inte digitaliserats i HistMapR.

## Grundläggande jämförelser

### 1. ÅKER

I ett första steg jämförde vi åker som digitaliserats med hjälp av HistMapR per församling med jordbruksstatistiken. På grund av den mycket distinkta infärgningen av åkermark i gult på den ekonomiska kartan kan åker identifieras mycket exakt. Som förväntat var det en nära korrelation mellan HistMapR-uppskattningarna och jordbruksstatistiken (Figur 3, R-kvadrat för en linjär modell av observerade data (här Jordbruksstatistik från 1951) mot förväntade data (HistMapR-digitaliseringen) = 0,86). Över de områden som ingick i analysen uppgavs det totalt 2 921 697 hektar åkermark i statistiken, och en uppskattning av 2 869 856 hektar erhöles från HistMapR (ett fel på 1,77%). Det genomsnittliga felet (Mean Absolut Error se Piñero et al 2008) per församling är 260 hektar och per län 17421 hektar. HistMapR fungerar bra att digitalisera åkermark på lokal (församling) och regional skala. Det finns ett antal

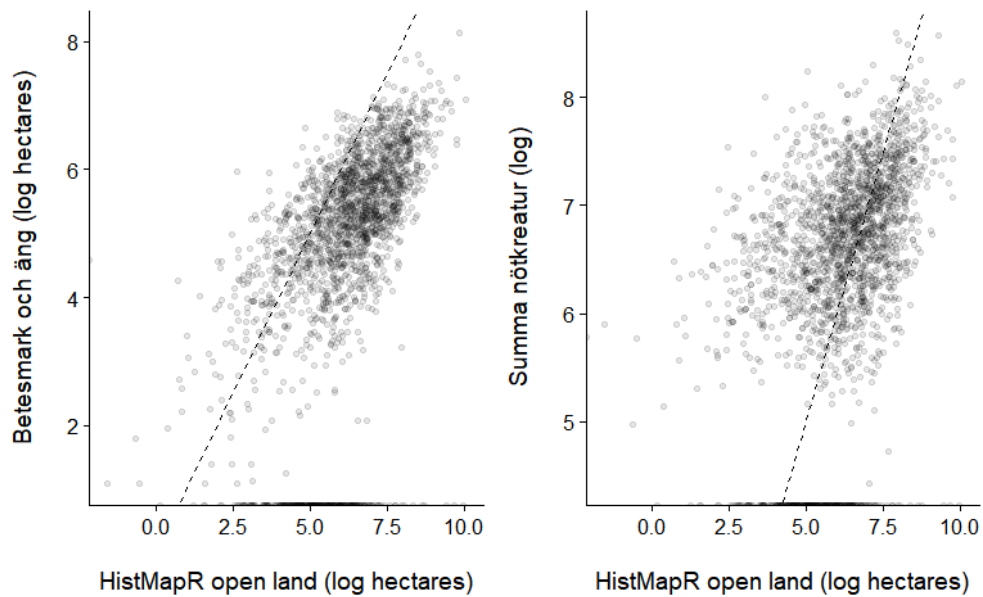
områden där HistMapR har överskattat åker (Figur 3). Det rör sig troligen om kartor som har haft en mindre distinkt gul färg för åker och med bebyggda områden som också färgats gula. Dock är överensstämmelsen mycket god.



Figur 3. Andel åker per församling baserat på jordbruksstatistik jämfört med åker framtagen med hjälp av HistMapR. Värdena är logaritmerade i visuellt syfte.

## 2. ÖPPEN MARK

Klassificering av öppen mark, där gräsmark ingår, är svårare att göra på de ekonomiska kartorna. Inom öppen mark finns inte bara gräsmark utan all öppen mark som inte klassificerats som åker såsom kalhyggen, myrar, hållmarker, dyner osv. Vilket också jämförelsen mellan jordbruksstatistiken och HistMapR visade. Vi fann en svagare men ändå väsentlig korrelation mellan resultatet av HistMapR och jordbruksstatistiken för Naturlig äng och betesmark (Figur 4). Resultatet visar att ursprungsklassificeringen i HistMapR överskattar mängden öppen mark.



Figur 4. Jämförelsen mellan betesmark och äng i jordbruksstatistiken och andel öppen mark som HistMapR klassificerat per församling (vänster figur). Till höger används andel nötkreatur som jämförelse till det som HistMapR karterat som öppen mark. Värdena är logariterade i visuellt syfte.

Korrelationen mellan jordbruksstatistiken för Kultiverad betesmark och naturlig äng och HistMapR öppen mark ( $R$  kvadrat = 0,33, Pearson korrelation = 0,57) och totala antalet nötkreatur ( $R$ -kvadrat = 0,16, Pearson korrelation = 0,4) och HistMapR öppen mark var god. Notera att analysen är på otransformerade värden. Detta visar att klassificeringsmetoden i HistMapR gav en bra utgångspunkt för att identifiera potentiella gräsmarker från de ekonomiska kartorna. Vid användning av enbart HistMapR överstiger den öppna markarealen, arealen gräsmark. Mängden öppen mark i HistMapR är emellertid 2 396 587 hektar, medan det endast fanns 549 178 hektar gräsmark i jordbruksstatistiken. Det gav ett genomsnittligt absolut fel på 886 hektar per församling, vilket betonar behovet av ytterligare förfining av digitaliseringsmetoden. Den genomsnittliga totala mängd gräsmark per län på 28 904 hektar.

## Ökning av precisionen i kartering av gräsmark

För att öka precisionen att identifiera potentiell gräsmark inom öppna mark-klassen, det vill säga att undvika inkludering av berg i dagen, öppna våtmarker, kalhyggen etc., kan vissa områden maskas bort. Det går att göra vissa antaganden om de troliga geografiska förhållandena gentemot övrig mark (torrare, nära åkermark och bosättningar), vilket vi testade mot data från dagens TUVAKarta. TUVAKarta representerar en rikstäckande bedömning av ängs- och betesmark, med över 160 000 platser, vilket gör det möjligt att identifiera de typiska geografiska förhållandena för naturbetesmarker idag. Från TUVAKarta-gräsmarkerna kunde typiska fuktighetsförhållanden för betesmarker identifieras. Detta kvantitativa data använde vi för att ta fram antagande som bättre kan identifiera potentiell gräsmark på de historiska kartorna (Tabell 1).



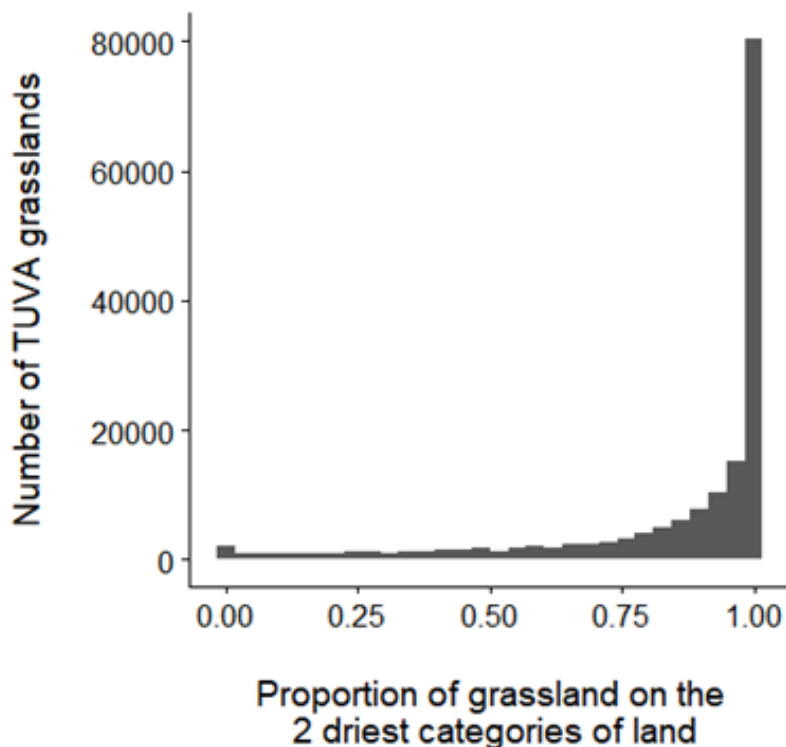
Tabell 1. Inkluderade GIS-filer i metoden att förfina identifieringen av potentiella gräsmarker på den historiska Ekonomiska kartan.

Dataset	Format	Källa	Applikation
HistMapR digitalisering	Raster	Figshare	Grov indelning av ekonomiska kartan i åker, öppen mark och skog baserat på färg
TUVA gräsmark	Vektor	Jordbruksverket	För att ta fram miljövariabel som är gemensam för artrika gräsmarker
Fuktighet	Raster	Markfuktighetsindex_MFI_thematiskt	För att eliminera öppen gräsmark från öppen våtmark

## 1. MARKFUKTIGHET

Kategorin öppen mark från HistMapR innehåller en avsevärd andel våt, öppen mark, som oftast inte hävdades som äng- eller betesmark vid den här tiden i södra Sverige. Med hjälp av gräsmarkerna i TUVA-inventeringen, i kombination med det nationella markfuktighetsindexet, skapade vi en "markfuktighetsprofil" för ett stort antal livsmiljöer som är kända för att ha varit gräsmarker, inklusive en rad gräsmarktyper.

Av TUVA som täcker 256 006 hektar gräsmark ligger 64,1% på land inom den torraste kategorin enligt markfuktighetsindexet och 79,8 % inom ett av de två torraste kategorierna (Figur 5). Vi kan anta att sannolikheten för att mark på HistMapR är gräsmark är mycket lägre inom våta till fuktigare områden i den här delen av Sverige.



Figur 5. Proportionen av TUVA gräsmarker som fallen inom fuktighetskategorierna 3 och 4 (de två torraste kategorierna inom Markfuktighetsindex).

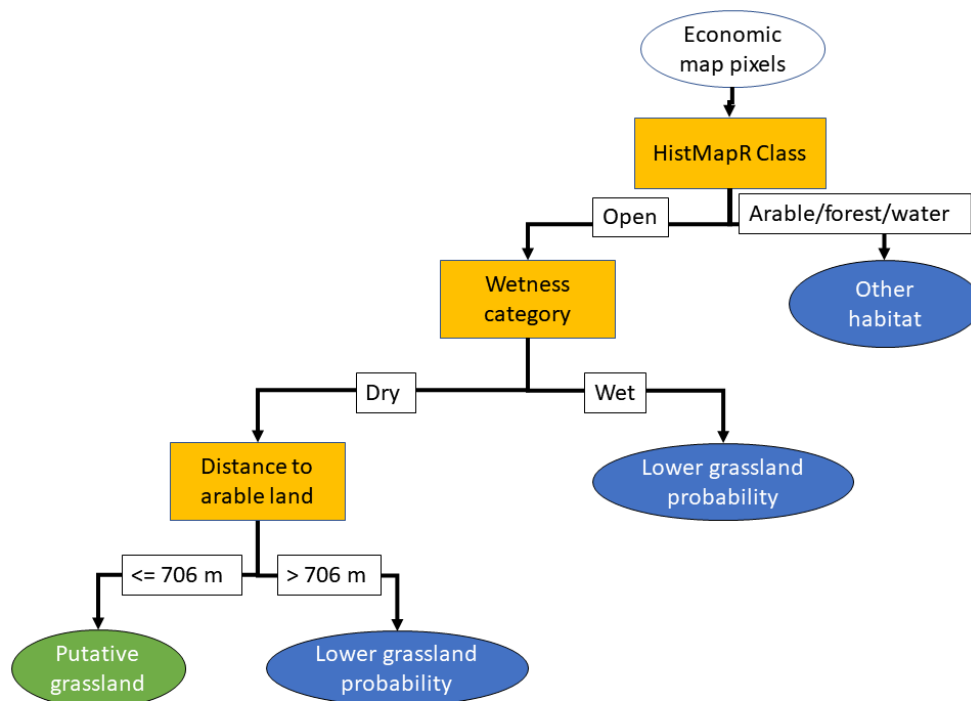
## 2. AVSTÅND FRÅN ÅKERMARK

Hävdade gräsmarker ligger rumsligt nära andra jordbruksaktiviteter. Det innebär att det som HistMapR klassificerat som öppen mark i närheten åkermark är sannolikt högre att vara betesmark eller ängsmark, än de som ligger på stora avstånd från åkermarken. De senare är med högre sannolikhet kalhygge, våtmark eller berg i dagen

För att undersöka dessa mönster användes TUVAs gräsmarkernas placering i landskapen. I undersökningsområdet fanns 157 872 TUVAs gräsmarker. För varje gräsmark beräknades minimiavståndet till närmaste åkermarker som tagits fram i HistMapR-digitaliseringen av de ekonomiska kartorna. Av TUVAs gräsmarkerna ligger 50% inom 10 meter från närmaste åkermark, 80% inom 70 meter, 95% inom 620 m. Detta antyder att filtrering av HistMapR-öppen mark baserat på dessa avstånd till åkermark sannolikt kommer att vara användbart för att identifiera potentiell gräsmark.

### Öka HistMapR precision

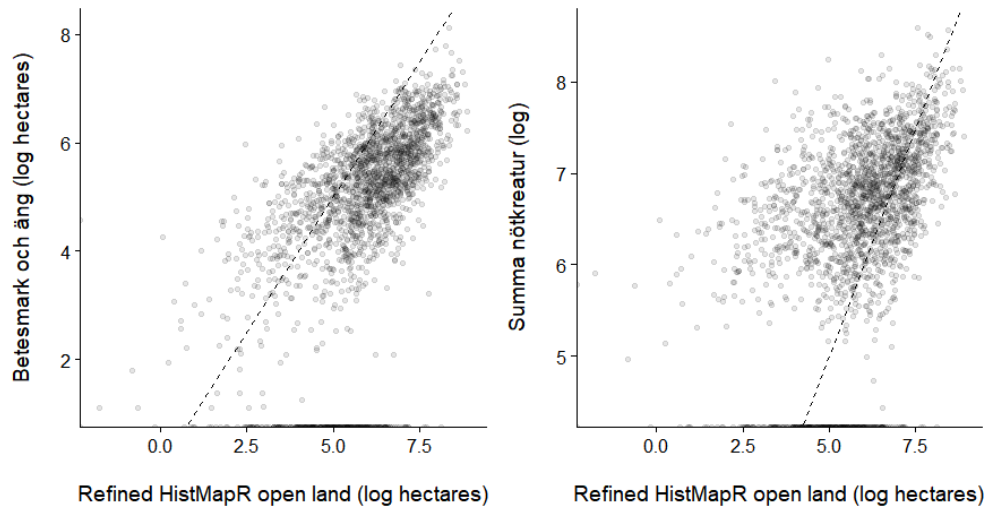
Med hjälp av kunskapen som erhållits från TUVAs gräsmarkernas placering kan markfuktighet och avståndet till åkermark användas för att skapa ett mått på sannolikheten att ett område som kartlagts som öppen mark i HistMapR är gräsmark (områden är troligen gräsmark nära åkrar och på torrare mark). För en enklare klassificering kan en mask skapas som maskar bort marker på långa avstånd från åker och på fuktigare områden. För att demonstrera detta kartlade vi gräsmarker som HistMapR klassificerat som öppen mark med torrheitskategorierna 3 och 4 och som förekommer inom 706,6 meter från närmaste åkermark (Figur 6).



Figur 6 visar ett flödesschema för att kartera gräsmark på de ekonomiska kartorna, med hjälp av en enkel digitalisering och andra dataset för att öka precisionen av klassificeringen.

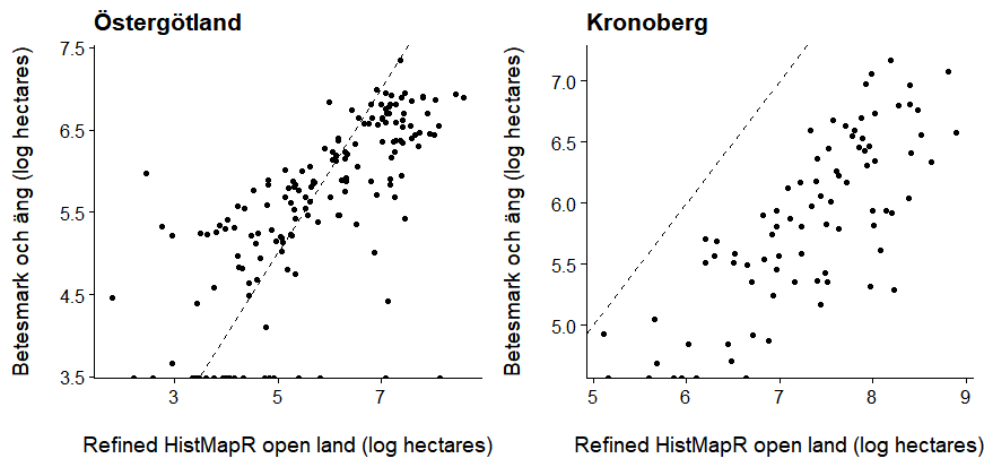
Även om denna digitaliseringsmetod sannolikt är effektiv för att identifiera möjliga gräsmarker bör argumentet för vald klassificering övervägas noggrant. Om det är viktigt att undvika en överskattning av gräsmark bör gränserna sättas striktare (tex inom ett kortare avstånd från åker). Digitaliseringsnoggrannheten av markanvändningsklasserna kommer också variera beroende på kvaliteten på det ursprungliga kartbladet och hur noggrant detta bearbetas inom HistMapR.

För analyser över större områden, överensstämmer resultaten väl med statistik på församlingsnivå.

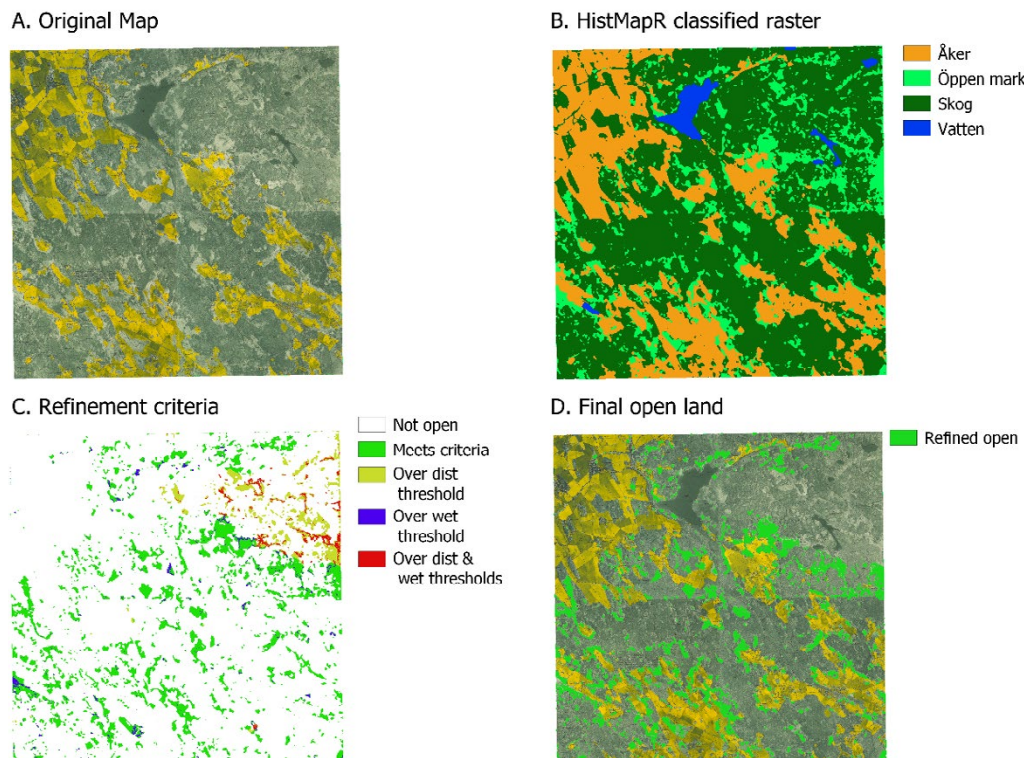


Figur 7. Gräsmarker karterade på församlingsnivå med hjälp av HistMapR som begränsats enligt avstånd från åker och mot markfuktighet gentemot statistik över samma tid över betesmark och äng (vänster) och totala antalet nötkreatur (loggade data för att visuellt reducera spridningen från stora församlingar). Jämför med figur 4 ovan.

Precisionen ökade om endast öppen mark inom ett visst avstånd på de torraste områdena användes. Inom jordbruksstatistiken för Kultiverad betesmark och naturlig äng och HistMapR öppen mark ( $R$  kvadrat = 0,42, Pearson korrelation = 0,65) och för totala antalet nötkreatur ( $R$ -kvadrat = 0,28, Pearson korrelation = 0,53). Notera att detta är otransformerade data. Mängden öppen mark i den förfinade HistMapR-uppskattningen var 1574 650 hektar, medan det bara fanns 549 178 hektar gräsmark i jordbruksstatistiken. En viss överskattning kvarstår, men denna enkla förfining har felmarginalen minskat avsevärt. Per församling blir det absoluta felet i genomsnitt 517 hektar genom att maska ut mindre sannolika områden för gräsmark. Figur 8 visar två län, Östergötland med en mycket god överensstämmelse och Kronoberg med en sämre. En förklaring till den större överskattningen av gräsmark i Kronoberg beror delvis på att det finns en del mycket stora församlingar samt en hög andel våtmark.



Figur 8. Gräsmarker karterade på församlingsnivå med hjälp av HistMapR som begränsats enligt avstånd från åker och mot markfuktighet gentemot jordbruksstatistik över samma tid i två olika län. Östergötland har en god överensstämmelse medan i Kronoberg har gräsmarken överskattats med hjälp av metoden. Kronoberg har flera mycket stora församlingar och en hög andel våtmark jämfört med Östergötland.



Figur 9. A. fyra ekonomiska kartblad, B. klassningen med hjälp av HistMapR, C. potentiella gräsmarker från HistMapR klassificeringen som ligger inom vissa geografiska kriterier (fuktighet och närhet till åker (avstånd), D. potentiell gräsmark inom området lagt över originalkartan. Notera att öppen mark i det nordöstra hörnet har försvunnit i jämförelse med ursprungsklassificeringen. Kartorna är från Södermanland, 59°07'01.0"N 16°09'25.3"E.

## Diskussion

Denna metod att identifiera möjlig gräsmark på ekonomiska kartan kan ge en användbar uppskattning av gräsmarksmängden på olika skalor. Metoden korrelerar väl med jordbruksstatistiken (antal nötkreatur och areal betad åker och naturlig äng) från år 1951. HistMapR är en enkel och halvautomatiserad metod för att digitalisera den ekonomiska kartan efter markanvändningsklasserna åker, skog och annan öppen mark. Den nuvarande digitaliseringsmetoden kommer sannolikt att ge användbara uppskattningar av gräsmarksmängden i olika skalor, vilket korrelerar väl med oberoende insamlad jordbruksstatistik. Genom att använda enkla ytterligare GIS-lager kan precisionen förbättras avsevärt genom att identifiera öppna områden som sannolikt inte representerar betade eller slåttade gräsmarkstyper, tex våtmarker och kalhyggen. Andra regioner kan vid denna tid ha en högre andel gräsmark på fuktigare områden, vilket måste tas hänsyn till vid en nationell digitalisering. Metoden bör därför skraddarsys för användas inom större regioner snarare än nationellt. Efter regionerna har digitaliserats kan resultatet läggas ihop.

En del överskattning kvarstår, vilket leder till större fel i stora församlingar. Ytterligare förbättringar kan uppnås genom bättre filtrering av t.ex. kalhyggen (skogmark) från 1950 ekonomiska kartor, samt urban mark och kalt berg som sannolikt inte var gräsmark.

På ekonomiska kartan finns på en del åkrar ett tecken av en grästuva. Dessa områden är betesmark som varit åker. Att kartera dessa är svårt och kräver andra typer av bildanalyser då symbolerna varierar mellan kartorna. Ur ett gräsmarksperspektiv så är de troligen ofta mindre intressanta. Eftersom att avsätta dessa åkrar till bete kan ha ett skattemässigt samband och var vanligt att betesmarker odlades upp igen (Westin Anna, agrarhistoriker och forskare vid Institutionen för stad och land SLU, 2020-12-09, muntlig källa).

Vi har inte analyserat metoden för norra Sverige. Dels för att minska datamängden i analyserna och arbetet att digitalisera de ekonomiska kartorna men även för att tillförlitligheten i jordbruksstatistiken kan vara mer bristfällig än de analyserade delarna av Sverige. I Norrbottens bidrag till Sveriges offentliga statistik år 1966 kan följande läsas på försättningsbladet; "*Hvad tillförlitligheten och fullständigheten i oppgifter öfver öfriga socknar beträffar, återstår ännu mycket att önska. Fortfarande är hos allmogen den fördomen rådande, att dessa oppgifter endast afse en förhöjning i skatter, och Förvaltnings-Utskottet befarar, att denna fördom icke på flera år blir försvagad.*" (Bergman, J.P., 1966). Vid en kartering av de nordligare ekonomiska kartorna är det nödvändigt att först göra en ny geografisk analys såsom samband mellan gräsmark, fuktighet, jordart och närhet till åkrar (Cousins 2009). Vid en omfattande digitalisering är det viktigt att kontrollera när den ekonomiska kartan är gjord, då flera områden inte karterades förrän på 1970-talet.

Klassificering av markanvändningen i mindre områden kommer sannolikt att förbättras genom mer skraddarsydd tillämpning av den ursprungliga HistMapR-processen. Här använde vi främst den storskaliga digitaliseringen av södra Sverige som tillhandahålls av Auffret et al. (figshare). Precisionen kan ökas genom att genomföra HistMapR-digitaliseringen på mindre områden för att uppmärksamma skillnader i kartkvalité och regionens geografiska karaktär (områden med mer myrmark till exempel). Det kommer vara svårt att avgränsa gräsmarker om områden med mycket berg i dagen, till exempel skärgård och kust. I den förfinade metoden används avstånd till åker. Vid en digitalisering är det väsentligt att beakta kartbladens gränser. Det kan

exempelvis ligga en åker i kanten på ett intilliggande kartblad som förbigås. Därför bör en gräns läggas mot nästa kartblad som är lika stor som gränsen mellan troligt avstånd för gräsmark och åker. Till exempel, om ett gränsen för att inkludera öppna områden som gräsmark är inom maximalt 500 m från åker bör en 500 m zon från kartans kant lämnas som buffert då det kan ligga en åker på nästa karta.

Vi vill poängtera att även om det är möjligt att göra en bra skattning av andel gräs- mark som finns på de ekonomiska kartorna med hjälp av de metoder vi presenterat, visar inte kartorna den faktiska markanvändningen. För att identifiera värde-trakter och i detalj analysera hävdade gräsmark på 1950-talet måste andra metoder tillämpas, t.ex. flygbildstolkning med stereo. Även med en mer avancerad tolkningsteknik blir inte resultatet bättre än kvalitén på indata.

## REFERENSER

- Auffret, A.G., Kimberley, A., Plue, J., Skånes, H., Jakobsson, S., Waldén, E., Wennbom, M., Wood, H., Bullock, J.M., Cousins, S.A.O, Gartz, M., Hooftman, D.A. and Tränk, L. (2017), HistMapR: Rapid digitization of historical land-use maps in R. *Methods Ecol Evol*, 8: 1453-1457. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12788>
- Auffret, A.G., Kimberley, A., Plue, J. & Waldén, E. (2018), Super-regional land-use change and effects on the grassland specialist flora. *Nat Commun* 9, 3464 <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05991-y>
- Bergman, J.P., 1966, Jordbruk och boskapsskötsel, Norrbottens län, Hushållnings-sällskapens berättelser för året 1966, Sveriges officiella statistik.
- Cousins S.A.O. (2009), Landscape history and soil properties affect grassland decline and species richness in rural landscapes, *Biological Conservations* 142: 2752-2758
- Hall Ola, Alm G, Ene S och Jansson U (2008), Introduktion till kartografi och geografisk information. Studentlitteratur
- Piñeiro, G., Perelman, S., Guerschman, J. P. & Paruelo, J. M. (2008), How to evaluate models: observed vs. predicted or predicted vs. observed? *Ecol. Model.* **216**, 316–322
- Statistiska Central Byrån (2021), SCB-Atlas Jordbruk- Version 5.0, förkortad version

# Appendix 3.

Modeller av markanvändning på historiska kartor från Laga skifte (1824–1917) och ekonomiska kartan (1947–1974) samt jordbruks- och befolkningsstatistik (1860–1981) som förklaring till artrikedom av växter i landskapens småhabitat (t.ex. åkerholmar, vägrenar och skogsbryn) idag. Fyra studieregioner analyseras i samma modell med region som *Random factor*. Varje faktor analyserades i en egen modell som jämförs med en nollmodell utan förklaringsfaktorer. Endast signifikanta samband ( $P < 0.05$ ) anges.

	Växtrikedom i småhabitat		Gräsmarksspecialister (växter) i småhabitat	
	estimate	P	estimate	P
<b>Historiska kartor ca 1850 och 1950, markanvändning i studielandskapen</b>				
Öppenhet i landskapet 1850, inkl. betesmark				
Öppenhet i landskapet 1950, inkl. betesmark				
Åkerarea 1850	-0.124	0.041		
Skogsarea 1850				
Förändring i mängd skog 1850-2019				
Väglängd 1850	-2.855	0.01	-0.908	0.014
<b>Historisk statistik på sockennivå</b>				
Maximal utbredning av åker (1865-1981)				
Förändring av åkerns utbredning (1865-1981)				
Maximalt antal betesdjur (1865-1981)				
Förändring av antal betesdjur (1865-1981)				
Största befolkningsmängdmängden (1860-1981)				
Förändring av befolkningsmängd (w1860-1981)				

# Appendix 4.

Modeller av markanvändning på historiska kartor från Laga skifte (1824–1917) och ekonomiska kartan (1947–1974) samt jordbruks- och befolkningsstatistik (1860–1981) som förklaring till artrikedom av växter i landskapens betesmarker idag. Fyra studie-regioner analyseras i samma modell med region som *Random factor*. Varje faktor analyserades i en egen modell som jämförs med en nollmodell utan förklaringsfaktorer. Endast signifikanta samband ( $P < 0.05$ ) anges.

	Växtrikedom i betesmark		Gräsmarksspecialister (växter) i betesmark	
	estimate	P	estimate	P
<b>Historiska kartor ca 1850 och 1950, markanvändning i studielandskapen</b>				
Öppenhet i landskapet 1850, inkl. betesmark				
Öppenhet i landskapet 1950, inkl. betesmark				
Åkerarea 1850				
Skogsarea 1850				
Förändring i mängd skog 1850-2019				
Väglängd 1850				
<b>Historisk statistik på sockennivå</b>				
Maximal utbredning av åker (1865-1981)				
Förändring av åkers utbredning (1865-1981)				
Maximalt antal betesdjur (1865-1981)				
Förändring av antal betesdjur (1865-1981)	0.004	0.018		
Största befolkningsmängdmängden (1860-1981)				
Förändring av befolkningsmängd (1860-1981)				



# Appendix 5.

Regionala modeller som analyserar effekten av markanvändning på historiska kartor från Laga skifte (1824–1917) och ekonomiska kartan (1947–1974) samt jordbruks- och befolkningsstatistik (1860–1981) som förklaring till artrikedom av växter i landskapens småhabitat (t.ex. åkerholmar, vägrenar och skogsbyn) idag. Fyra studieregioner analyseras separat för att identifiera regionala samband. Varje faktor analyserades i en egen modell som jämförs med en nollmodell utan förklaringsfaktorer. Endast signifikanta samband ( $P < 0.05$ ) anges.

	Växtrikedom i småhabitat			Gräsmarksspecialister (växter) i småhabitat		
	estimate	X <sup>2</sup>	P	estimate	X <sup>2</sup>	P
<b>Norrbottnen</b>						
Historiska kartor ca 1850 och 1950, markanvändning i studie-landskapen						
Öppenhet i landskapet 1850, inkl. betesmark	-0.282	0.337	0.001	-0.108	0.32	0.013
Öppenhet i landskapet 1950, inkl. betesmark						
Åkerarea 1850						
Skogsarea 1850						
Förändring i mängd skog 1850-2019						
Väglängd 1850						
<b>Historisk statistik på sockennivå</b>						
Maximal utbredning av åker (1865-1981)						
Förändring av åkers utbredning (1865-1981)						
Maximalt antal betesdjur (1865-1981)						
Förändring av antal betesdjur (1865-1981)						
Största befolkningsmängdmängden (1860-1981)						
Förändring av befolkningsmängd (1860-1981)						

	Växtrikedom i småhabitat		Gräsmarksspecialister (växter) i småhabitat	
	estimate	X <sup>2</sup>	P	
<b>Gävleborg</b>				
Historiska kartor ca 1850 och 1950, markanvändning i studielandskapen				
Öppenhet i landskapet 1850, inkl. betesmark				
Öppenhet i landskapet 1950, inkl. betesmark				
Åkerarea 1850				
Skogsarea 1850				
Förändring i mängd skog 1850-2019				
	-0.429	0.611	<0.005	
Väglängd 1850				
<b>Historisk statistik på sockennivå</b>				
Maximal utbredning av åker (1865-1981)				
Förändring av åkerns utbredning (1865-1981)				
Maximalt antal betesdjur (1865-1981)				
Förändring av antal betesdjur (1865-1981)				
Största befolkningmängdmängden (1860-1981)				
Förändring av befolkningmängd (1860-1981)				
	Växtrikedom i småhabitat		Gräsmarksspecialister (växter) i småhabitat	
	estimate	X <sup>2</sup>	P	
<b>Södermanland</b>				
Historiska kartor ca 1850 och ca 1950, markanvändning i studielandskapet				
Öppenhet i landskapet 1850, inkl. betesmark				
Öppenhet i landskapet 1950, inkl. betesmark				
Åkerarea 1850				
	-0.291	0.276	0.046	
Skogsarea 1850				
Förändring i mängd skog 1850-2019				
Väglängd 1850				
<b>Historisk statistik på sockennivå</b>				
Maximal utbredning av åker (1865-1981)				
Förändring av åkerns utbredning (1865-1981)				
Maximalt antal betesdjur (1865-1981)				
Förändring av antal betesdjur (1865-1981)				
Största befolkningmängdmängden (1860-1981)				
Förändring av befolkningmängd (1860-1981)				

	Växtrikedom i småhabitat		Gräsmarksspecialister (växter) i småhabitat	
	estimate	X <sup>2</sup>	P	
<b>Skåne</b>				
Historiska kartor ca 1850 och 1950, markanvändning i studielandskapen				
Öppenhet i landskapet 1850, inkl. betesmark				
Öppenhet i landskapet 1950, inkl. betesmark				
Åkerarea 1850			0.069	0.413
Skogsarea 1850				0.014
Förändring i mängd skog 1850-2019				
Väglängd 1850				
<b>Historisk statistik på sockennivå</b>				
Maximal utbredning av åker (1865-1981)				
Förändring av åkerns utbredning (1865-1981)				
Maximalt antal betesdjur (1865-1981)			0.001	0.405
Förändring av antal betesdjur (1865-1981)			0.002	0.588
Största befolkningmängdmängden (1860-1981)				
Förändring av befolkningmängd (1860-1981)				<0.005

# Appendix 6.

Regionala modeller som analyserar effekten av markanvändning på historiska kartor från Laga skifte (1824–1917) och ekonomiska kartan (1947–1974) samt jordbruks- och befolkningsstatistik (1860–1981) som förklaring till artrikedom av växter i landskapens betesmarker idag. Fyra studieregioner analyseras separat för att identifiera regionala samband. Varje faktor analyserades i en egen modell som jämförs med en nollmodell utan förklaringsfaktorer. Endast signifikanta samband ( $P < 0.05$ ) anges.

	Växtrikedom i betesmarker		Gräsmarksspecialister (växter) i betesmarker	
	estimate	X <sup>2</sup>	P	P
<b>Norrbotten</b>				
Historiska kartor ca 1850 och 1950, markanvändning i studielandskapen				
Öppenhet i landskapet 1850, inkl. betesmark				
Öppenhet i landskapet 1950, inkl. betesmark				
Åkerarea 1850			-0.333	0.631
Skogsarea 1850				0.005
Förändring i mängd skog 1850-2019				
Väglängd 1850				
<b>Historisk statistik på sockennivå</b>				
Maximal utbredning av åker (1865-1981)				
Förändring av åkers utbredning (1865-1981)				
Maximalt antal betesdjur (1865-1981)	0.032	0.74	<0.005	
Förändring av antal betesdjur (1865-1981)				
Största befolkningsmängdmängden (1860-1981)				
Förändring av befolkningsmängd (1860-1981)				

	Växtrikedom i betesmarker			Gräsmarksspecialister (växter) i betesmarker		
	estimate	X <sup>2</sup>	P	estimate	X <sup>2</sup>	P
<b>Gävleborg</b>						
Historiska kartor ca 1850 och 1950, markanvändning i studielandskapen						
Öppenhet i landskapet 1850, inkl. betesmark						
Öppenhet i landskapet 1950, inkl. betesmark						
Åkerarea 1850						
Skogsarea 1850						
Förändring i mängd skog 1850-2019						
Väglängd 1850						
<b>Historisk statistik på sockennivå</b>						
Maximal utbredning av åker (1865-1981)						
Förändring av åkerns utbredning (1865-1981)						
Maximalt antal betesdjur (1865-1981)						
Förändring av antal betesdjur (1865-1981)						
Största befolkningsmängdmängden (1860-1981)						
Förändring av befolkningsmängd (1860-1981)						

	Växtrikedom i betesmarker			Gräsmarksspecialister (växter) i betesmarker		
	estimate	X <sup>2</sup>	P	estimate	X <sup>2</sup>	P
<b>Södermanland</b>						
Historiska kartor ca 1850 och ca 1950, markanvändning i studielandskapet						
Öppenhet i landskapet 1850, inkl. betesmark						
Öppenhet i landskapet 1950, inkl. betesmark						
Åkerarea 1850						
Skogsarea 1850						
Förändring i mängd skog 1850-2019						
Väglängd 1850						
<b>Historisk statistik på sockennivå</b>						
Maximal utbredning av åker (1865-1981)						
Förändring av åkerns utbredning (1865-1981)						
Maximalt antal betesdjur (1865-1981)						
Förändring av antal betesdjur (1865-1981)						
Största befolkningsmängdmängden (1860-1981)						
Förändring av befolkningsmängd (1860-1981)						

	Växtrikedom i betesmarker			Gräsmarksspecialister (växter) i betesmarker		
	estimate	X <sup>2</sup>	P	estimate	X <sup>2</sup>	P
<b>Skåne</b>						
Historiska kartor ca 1850 och 1950, markanvändning i studielandskapen						
Öppenhet i landskapet 1850, inkl. betesmark						
Öppenhet i landskapet 1950, inkl. betesmark	-1.222	0.392	0.013			
Åkerarea 1850				0.216	0.652	0.005
Skogsarea 1850						
Förändring i mängd skog 1850-2019	-0.568	0.449	0.006			
Väglängd 1850						
<b>Historisk statistik på sockennivå</b>						
Maximal utbredning av åker (1865-1981)						
Förändring av åkerns utbredning (1865-1981)						
Maximalt antal betesdjur (1865-1981)				0.004	0.370	0.017
Förändring av antal betesdjur (1865-1981)				0.005	0.429	0.008
Största befolkningsmängdmängden (1860-1981)				0.005	0.504	0.003
Förändring av befolkningsmängd (1860-1981)						

# Appendix 7.

Varje variabel är analyserad enskilt för alla studieområden tillsammans med region som Random factor, för att identifiera effekten av varje enskild variabel på den totala artrikedomen och antal gräsmarksspecialister av växter i småhabitat i landskapet och i betesmarkerna. Endast signifikanta samband ( $P < 0.05$ ) anges.

	Växtrikedom i småhabitat		Gräsmarks-specialister (växter) i småhabitat		Växtrikedom i betesmarker		Gräsmarks-specialister (växter) i betesmarker	
	estimate	P	estimate	P	estimate	P	estimate	P
<b>Dagens mark-användning</b>								
Heterogenitet av markanvändning och vegetationstyper	6.060	0.026						
Area av åker	-0.126	0.028						
Area av TUVA-gräsmarker					0.771	0.047	0.19	0.023
Area av betesmark (inklusive betad före-detta åker)					1	<0.005		
TUVA gräsmark, finns/ finns ej					21.01	0.017	5.333	0.035
Väglängd 2019			-0.86	<0.005			-3.668	0.001
Inventerade betesmarkens stl					2.969	0.002	0.725	0.009

# Appendix 8.

Artlista över växter som är gräsmarksspecialister funna i respektive län. Gräsmarksspecialist enligt Tyler et al 2021 (klasser 6–8: starkt gynnad av regelbundet bete/slåtter, men överlever några år utan bete/slåtter- kräver upprepad kontinuerlig bete/slåtter).

Art	Norrbottn	Gävleborg	Södermanland	Skåne
<i>Agrostis stolonifera</i>	X	X	X	X
<i>Ajuga pyramidalis</i>			X	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	X		X	X
<i>Alopecurus pratensis</i>	X	X	X	X
<i>Antennaria dioica</i>	X		X	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>			X	X
<i>Arenaria serpyllifolia</i>			X	
<i>Bistorta vivipara</i>	X		X	
<i>Briza media</i>			X	X
<i>Cardamine pratensis</i>	X			X
<i>Carex pilulifera</i>			X	X
<i>Carum carvi</i>	X	X	X	
<i>Centaurea jacea</i>		X	X	X
<i>Cerastium fontanum</i>	X	X	X	X
<i>Cirsium acaule</i>				X
<i>Cynosurus cristatus</i>			X	X
<i>Danthonia decumbens</i>			X	X
<i>Galium saxatile</i>				X
<i>Galium uliginosum</i>	X	X	X	X
<i>Geranium pusillum</i>				X
<i>Glechoma hederacea</i>		X	X	X
<i>Hypochaeris maculata</i>			X	
<i>Juncus squarrosus</i>				X
<i>Lolium perenne</i>			X	X
<i>Lotus corniculatus</i>		X	X	X
<i>Luzula campestris</i>	X	X	X	X
<i>Nardus stricta</i>	X			X
<i>Parnassia palustris</i>	X			
<i>Pedicularis palustris</i>	X			
<i>Phleum pratense</i>	X	X	X	X
<i>Pilosella lactucella</i>		X	X	X
<i>Pilosella officinarum</i>		X	X	X
<i>Plantago lanceolata</i>			X	X
<i>Plantago major</i>	X	X	X	X
<i>Plantago media</i>		X	X	
<i>Poa annua</i>	X			X
<i>Poa pratensis</i>	X	X	X	X
<i>Polygala vulgaris</i>			X	X
<i>Prunella vulgaris</i>	X	X	X	X
<i>Rhinanthus minor</i>	X	X	X	
<i>Rumex crispus</i>	X	X	X	X
<i>Rumex longifolius</i>	X	X	X	X
<i>Scorzoneroideis autumnalis</i>	X	X	X	X
<i>Sedum sexangulare</i>			X	
<i>Succisa pratensis</i>		X	X	X



# Appendix 9.

Modellering av växter i småhabitat i varje region separat. I Norrbotten fanns inga samband mellan mätta variabler och växtrikedomen i småhabitat. N.S= inga signifikanta samband

	Växtrikedom i småhabitat			Gräsmarksspecialister (växter) i små habitat		
	estimate	X <sup>2</sup>	P	estimate	X <sup>2</sup>	P
<b>Norrbotten</b>			N.S			N.S
<b>Gävleborg</b>			N.S			N.S
<b>Södermanland</b>						
Heterogenitet av markanvändning och vegetationstyper	12.76	0.359	0.007			
Area av åker	-0.256	0.382	0.005			
Area av TUVÅ gräsmarker						
Area av betesmark, inklusive betad före-detta åker.						
TUVÅ gräsmark/ Finns, finns ej						
Väglängd 2019						
Den inventerade betesmarkens area						
<b>Skåne</b>						
Heterogenitet av markanvändning och vegetationstyper						
Area av åker						
Area av TUVÅ gräsmarker						
Area av betesmark, inklusive betad före-detta åker.						
TUVÅ gräsmark, Finns/ finns ej						
Väglängd 2019				-0.001	0.464	0.001
Den inventerade betesmarkens area						

# Appendix 10.

Modellering av växter i gräsmarker i varje region separat. I Gävleborg och Norrbotten fanns inga samband mellan mätta variabler och växtrikedomen i betesmarker. Endast signifikanta samband ( $P < 0.05$ ) anges. N.S= inga signifikanta samband

	Växtrikedom i betesmarker			Gräsmarksspecialister (växter) i betesmarker		
	estimate	X <sup>2</sup>	P	estimate	X <sup>2</sup>	P
<b>Norrbotten</b>			N.S			N.S
<b>Gävleborg</b>			N.S			N.S
<b>Södermanland</b>						
Heterogenitet av markanvändning och vegetationstyper				7.691	0.553	<0.005
Area av åker				-0.158	0.547	<0.005
Area av TUVÅ gräsmarker	0.029	0.571	<0.005			
Area av betesmark, inklusive betad före-detta åker.	0.013	0.629	<0.005	1.394	0.526	0.002
TUVÅ gräsmark, Finns/ finns ej						
Väglängd 2019						
Den inventerade betesmarkens area	6.162	0.525	0.002	1.394	0.631	<0.005
<b>Skåne</b>						
Heterogenitet av markanvändning och vegetationstyper	-27.471	0.64	<0.005	-9.92	0.638	<0.005
Area av åker	0.656	0.67	<0.005	0.224	0.58	<0.005
Area av TUVÅ gräsmarker						
Area av betesmark, inklusive betad före-detta åker						
TUVÅ gräsmark, Finns/ finns ej						
Väglängd 2019				-0.002	0.657	<0.005
Den inventerade betesmarkens area	7.916	0.894	<0.005	2.481	0.636	<0.005

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

# Landskapsindikatorer för biologisk mångfald

## Inga betesdjur, ingen mångfald

Andelen naturbetesmarker har minskat betydligt mer än vad som tidigare varit känt när flera jordbrukslandskap från olika biogeografiska regioner inkluderas. Projektet identifierade hur förlust av historiskt hävdade gräsmarker och småhabitat i jordbrukslandskap påverkar genetisk mångfald hos en gräsmarksspecialist och artmångfald av gräsmarksväxter med syfte att identifiera landskapsindikatorer. Studierna kombinerade ekologisk teori och geografisk analys av historisk statistik, historiska och moderna kartor och satellitbilder och vegetationsinventeringar.

Enligt forskarna är vikten av betesmarker en avgörande faktor för dagens artrikedom av gräsmarksväxter i jordbrukslandskapet. Små resthabitat, tex vägrenar och åkerholmar, är viktiga för många gräsmarksväxter men den kan inte kompensera för förlusten av större betesmarker.

Genom att analysera landskapsförändringar från ett stort antal landskap från flera biogeografiska regioner i Sverige ger denna studie en högre generalitet och pekar ännu tydligare på vikten att öka insatserna för att bevara och restaurera gräsmarker nationellt innan dess biologiska värden går förlorade.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.