



UPPSALA
UNIVERSITET

Metoder och problem i bevarandet av ängsmarker



Lilja Gunnarsson

Independent Project in Biology
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2009
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

Sammandrag

Att bevara ängsmarker ingår bland Sveriges miljömål. De är av intresse eftersom de är mycket artrika och inte är någon naturlig landskapstyp, de behöver noga avvägd skötsel. Ängsmarker har formats under århundraden till att se ut som de gör idag. Från de stora betesytorerna av olika typ och mindre områden åkrar som var typiska för gamla tiders jordbruk, till dagens är steget långt. De tidigare ängarna har till stor del övergivits eller gjorts om till odlad mark och de ängsmarker som är kvar är starkt fragmenterade.

Naturvårdsarbete handlar mycket om avvägningar. Vilka arter och områden som ska bevaras vägs mot kostnaden. Ansvar för bevarandet måste också delas mellan beslutsfattare och markägare, de som ska genomföra åtgärderna. Vilka metoder som är bäst testas av forskare men de tar sällan hänsyn till kostnader i planerna.

Växter och djur som kräver hävd för att inte konkurreras ut kallas ängsmarksspecialister. De trivs på näringsfattig mark och behöver mycket ljus. För att bevara ängsmarkerna måste vegetation tas bort kontinuerligt och det kan ske genom att hålla betande djur på området, bränna det eller genom årlig slåtter. För att motverka igenväxning måste buskar och träd hållas borta, även om ett visst bestånd är tillåtet. Andra faktorer som kan påverka ängsmarksspecifika växter är jordkvaliteten och tjockleken på förnalagret.

Fragmentering av ängsmarker innebär problem för växt- och djurpopulationer som lever där. Det blir svårare att sprida frön och små fragment rymmer mindre populationer så chansen för långvarig överlevnad sjunker.

Genom att se på naturvård ur ett landskapsperspektiv skulle biodiversiteten gynnas och kulturella värden skulle kunna bevaras i högre grad. Detta skulle bidra till en mer levande jordbruksmiljö och höja värdet på markerna. Att ha mer flexibla regler för bevarande skulle leda till en ökad diversitet genom en anpassning till lokala förhållanden.

Inledning

Ängsmarker är intressanta eftersom de inte är en naturlig landskapstyp, men eftersom de innehåller en så stor artrikedom, både inom flora och fauna, är det viktigt att de bevaras. Hur har dagens ängsmarker uppkommit? Varför är de på nedgång? Vad görs för att återställa dem, både praktiskt och genom forskning? Vilka problem möter naturvårdare och vilka metoder används? Jag har fokuserat på boreala och boreo-nemorala områden eftersom det är sådana vi har i Sverige. De flesta exemplen i litteraturstudien är från Sverige, men även rapporter från Finland, Norge och Danmark ingår. Jag har bara tagit med ett fåtal exempel från övriga Europa.

Syftet med det här arbetet var att skapa en sammanställning om naturvårdsarbete, med inriktning på ängsmarker i Sverige.

Ängs- och betesmarker i Sverige

Sverige har 16 miljömål (Miljömålsportalen 2009) som tillsammans ska lösa alla nuvarande miljöproblem till nästa generation, som anges som år 2020. Ett av dessa är "Ett rikt odlingslandskap", där delmålet "Ängs- och betesmarker" som ska vara uppfyllt till år 2010, ingår. Målet är att alla ängs- och betesmarker ska vara skyddade och att dessa hävdade marker ska utökas med 5 000, respektive 13 000 hektar. Arealen betesmark har sjunkit de senaste åren, men däremot har arealen slåtteräng ökat. I dagsläget är det osäkert om målen kommer att uppfyllas även om extra resurser sätts in (Miljömålsportalen 2009).

Under åren 2002-2004 genomförde Jordbruksverket en ängs- och betesmarksinventering i hela Sverige (Persson 2005). Deras definition av ängs- och betesmarker, som också är den jag använder, är marker som bara används för bete eller slåtter. På betesmarkerna är det betande djur som står för växtpåverkan och på ängsmarkerna är det slåtter som gör det. Det ska alltså inte ske någon form av plöjning eller gödsling utöver det djuren gör när de befinner sig på markerna (Persson 2005).

Mer specifikt är mina definitioner:

Betesäng – ängsmark som hävdas med betande djur.

Slåtteräng – ängsmark som hävdas med slåtter.

Skogsbetesäng – trädinnehållande äng med betande djur.

Ängsmarker - samlingsnamn på alla ovanstående.

Varför är biodiversitet viktigt?

Naturvårdsverket (2009) anger fyra skäl till varför vi ska bevara den biologiska mångfalden. Vi är helt beroende av naturen för försörjning och den tillhandahåller också många tjänster, såsom pollination av blommande växter, koldioxidupptag och syrgasproduktion, rening av skadliga utsläpp och nedbrytning av organiskt material. Vidare finns också etiska skäl till varför vi ska bevara mångfalden, människan är en organism som alla andra och har ingen rätt att förstöra för andra organismer. Slutligen finns rent estetiska skäl, naturen och dess variation tilltalar oss och bidrar till välbefinnande och livskvalitet.

Varför bevara ängsmarker?

Ängsmarker är ingen naturlig marktyp, de har bildats som en följd av människors användande av naturen. Varför ska då en marktyp som inte är naturlig bevaras, är inte naturvård att eftersträva opåverkade områden? Det som är mest speciellt med ängsmarker är deras otroliga

biologiska mångfald. 46% av alla rödlistade arter i Sverige kan hittas i jordbrukslandskapet där ängsmarker ingår. Upp till 70% av alla fågelarter i Sverige använder jordbrukslandskapet på olika sätt (Gärdenfors 2005). Det finns också många evertebrater som är beroende av ängsmarker, varav fjärilar studerats i stor utsträckning. De är beroende av ett varierat landskap och blommande växter (Bergman *et al.* 2008).

Under de senaste århundradena har andelen ängsmarker minskat drastiskt. I slutet av 1800-talet uppskattades arealen ängsmark till 1 500 000 hektar, idag finns det cirka 250 000 hektar kvar. Det faktum att de minskar tillsammans med den artrikedomen de hyser gör dem till viktiga områden att bevara (Jordbruksverket 2009).

Förändringar i jordbrukslandskapet

Under de senaste 200 åren har jordbrukslandskapet förändrats mycket, till fördel för effektivitet och lönsamhet men till nackdel för arter som lever på områden som inte behövs i det moderna jordbruket (Ihse 1995).

Ändrade jordbruksmetoder

Från vikingatiden till mitten av 1700-talet bestod jordbruket mest av djurhushållning och markerna låg utspridda kring en by. Närmast byn låg en inäga, ett inhägnat område med odlade fält och ängar. Utanför inägan låg ett område kallat utmark, som bestod av betesängar och skog där djuren betade. Under mitten av 1700-talet genomfördes en jordbruksreform och markerna delades upp, byarna splittrades till enskilda gårdar och varje gård brukade marken närmast runtomkring. De följande hundra åren odlades det mer och ängsmarker plöjdes upp för att användas som åkrar. Efter andra världskriget förändrades landskapet än mer, gårdarna och åkrarna blev större och till varje gård hörde mer mark. Tidigare hade åkrarna varit 1 hektar som störst, vid skiftet blev de 10 - 100 hektar stora. Från att ha odlat många olika grödor omväxlande, satsade bönderna på enstaka arter i större produktionsskala. Idag finns det fortfarande mindre gårdar med små, spridda åkrar och fält men de är i minoritet (Ihse 1995).

Vad dessa förändringar har inneburit för landskapet kan utläsas i figur 1. År 1712 dominerar ängs- och betesmarker, med träd och utan. Efter jordbruksreformen under 1800-talet spreds gårdarna ut och ängsmarkerna minskade till förmån för odlad mark. Skogsbetesängar fanns det fortfarande gott om men de övriga ängsmarkerna minskade drastiskt, särskilt slåtterängar med träd som försvann helt och hållet. På 1960-talet hade en stor del av de före detta ängarna omvandlats till skog och slåtterängar fanns inte kvar. Med dagens jordbruksmetoder finns på många ställen endast ett fåtal landskapstyper kvar; odlad mark, skog och betesängar. De utrymmen som finns tillgängliga för de typiska ängsmarksväxterna idag är väg- och åkerkanter, diken och andra marginalområden (Ihse 1995, Gustavsson *et al.* 2007).

Förutom att landskapstyperna skiftat har också jordbruket intensifierats. Områden som tidigare inte kunde odlas gödslas och landskapet slätas ut när åkrarna blir större på bekostnad av omkringliggande områden som våtmarker, stenmurar med mera. Som utvecklingen ser ut nu leder den förbättrade produktionen till att mindre lönsamma områden kan överges. Landskapet homogeniseras när ängar överges och växer igen eller planteras med skog för biomassa eller virke (Ihse 1995).



Figur 1. Historisk och nutida markanvändning i ett område nära Vänern. Figur av Gustavsson *et al.* 2007 återgiven med tillstånd från Elsevier.

Succession

När en ängsmark eller åkermark överges genomgår marken en succession, hur fort den går beror mycket på de omkringliggande markerna (Pykälä *et al.* 2005). Från att ha varit en äng övergår marken gradvis till skog. I en övergångsperiod kan artrikedomen på en tidigare

vårdad äng öka då de olika arterna lever tillsammans. Ängsmarkerna har då en utdöende-skuld eftersom de specialiserade arterna inte försvinner på en gång, men om förhållandena inte återställs kommer de att göra det så småningom (Gustavsson *et al.* 2007). Hur länge markerna har varit övergivna spelar in i successionsprocessen, längre tid ger mer negativa effekter för ängsmarker. Andra faktorer som hur mycket förna som samlats på marken, om det finns träd och hur stor yta som upptas av dem påverkar också hur fort successionen går. Finns det redan skott av träd på ängen går processen fortare (Pykälä *et al.* 2005).

Övergivna åkrar kan med tiden omvandlas till ängsmarker om det finns tillgängliga frön i närheten. Användningen av gödsel, både organiskt och artificiellt har ökat det senaste århundradet. Sannolikheten att en övergiven åker ska bilda en ängsmark sjunker ju näringsrikare marken är från början, så sannolikt kommer det i framtiden att bli än svårare för en åker att omvandlas till en artrik ängsmark (Erjnæs *et al.* 2008).

Indikatorer

För att upptäcka små förändringar i ängsmarker gör Jordbruksverket inventeringar i femårsperioder. Detta ingår i ett långtidsprojekt för övervakning av ängs- och betesmarker. Den senaste utfördes 2005 och nästa ska genomföras 2010 (Miljömålsportalen 2009). Istället för att göra en total inventering har arter i åtta kategorier valts ut som indikatorer; ogödslad grässvål, skyddsvärda träd, dagflygande fjärilar, hållevande insekter, dynglevande skalbaggar, fåglar, lavar och kärlväxter. Gamla träd med en stamdiameter på över en meter är mycket artrika med lavar, mossor, svampar och insekter. Fjärilar är mycket beroende av sammansättningen av markerna och är viktiga indikatorer. Även om det inte finns många fågelarter som är direkt beroende av ängsmarker är det en stor andel som på något sätt utnyttjar dem. Med dessa kategorier ville man täcka så många organismgrupper på ett så ekonomiskt sätt som möjligt. Många delar av inventeringen kunde samordnas med t ex NILS och Natura 2000 (Ahlén *et al.* 2005). NILS står för Nationell Inventering av Landskapet i Sverige. Det är ett inventeringsprojekt finansierat av Naturvårdsverket som inventerar djur och växter i alla landskapstyper. Natura 2000 är ett nätverk inom EU för skyddande av värdefull natur (Naturvårdsverket 2009).

Även om inventering med hjälp av indikatorer verkar vara vanlig är det inte säkert att det är en bra metod. En undersökning gjordes av Öster *et al.* (2008) för att validera användandet av indikatorsystem för ängs- och betesmarksinventeringen. På 30 av platserna där inventeringen utförd av Jordbruksverket ägt rum gjordes en mer ingående granskning. Endast kärlväxter togs med i undersökningen, totalt ingick de 68 växtarter som var med i den tidigare inventeringen. 60 av dem indikerar att hävd har pågått länge och 8 brist på skötsel. Resultaten som Öster *et al.* fick visade att indikatorarterna framgångsrikt kunde visa artdiversitet och densitet. Dessa positiva resultat gällde för studien av Öster *et al.* men inte för data från ängs- och betesmarksinventeringen som bara kunde påvisa artdensitet.

Öster *et al.* (2008) upptäckte också att inventerarna för ängs- och betesmarksinventeringen hade missat 42 % av förekomsten av indikatorarter. Detta beror troligen på att de bara besökte varje plats en gång och några av arterna är svåra att upptäcka tidigt på sommaren. Vidare hittades ingen skillnad mellan indikatorarterna och slumpvis utvalda befintliga arter. Slutsatsen som drogs var att det är osäkert att använda sig av indikatorarter då det kräver en så hög precision att kostnaden kan bli för hög (Öster *et al.* 2008).

Hur påverkar olika faktorer ängsmarker?

För att ängsmarker ska hållas öppna krävs kontinuerlig skötsel. Det finns olika metoder att avlägsna växtlighet men andra faktorer spelar också in för att bibehålla artrikedomen som kännetecknar en ängsmark.

Betning

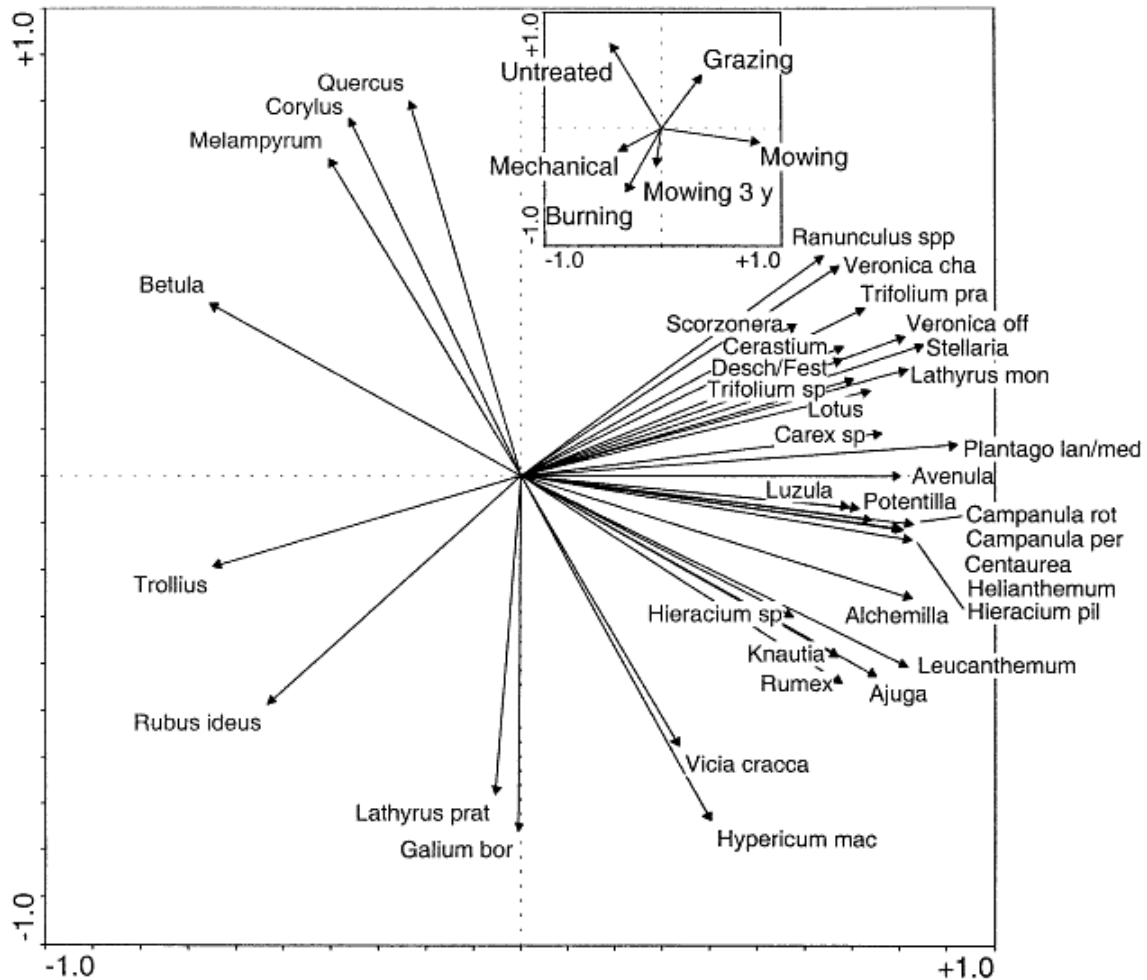
Betande djur påverkar omgivningen på flera sätt, de betar ner längden på växter och väljer delvis selektivt, vissa arter är mer uppskattade än andra. De sprider frön och trampar ner växtlighet. Ett experiment som utfördes i Finland (Hellström *et al.* 2003), visar hur får påverkar ängsmarker i nordlig miljö liknande den i Sverige. Området där experimentet utfördes hade under lång tid använts som bete men varit övergivet de senaste åren. Efter fem års betning på somrarna hade antalet arter ökat med nästan 30 % i de ytor som kontrollerats. Däremot hade inte den totala artrikedomen i hela området ökat, eftersom fåren bara kunde sprida de arter som fanns tillgängliga. Andelen små växter ökade då ljusinsläppet blev bättre. I områden där produktiviteten är högre skulle bevarandet bäst kompletteras med slåtter (Hellström *et al.* 2003). Betning av boskap återställde övergivna ängsmarker till liknande artsammansättning som de traditionellt hade (Pykälä 2005). Får föredrar örter framför gräs vilket kan leda till att djur som livnär sig på blommande växter med nektar och pollen får det svårare. Försök med hästar och kor har gett bättre resultat för bevarande av fjärilar (Pihlgren och Lennartsson 2008).

Slåtter och bränning

När biomassa tas bort genom bränning av området eller genom slåtter minskas näringshalten i jorden och mer ljus släpps igenom vilket gynnar många arter. I ett experiment som genomfördes i ett borealt område visade resultaten att slåtter framgångsrikt kan användas för att öka artrikedomen medan bränning inte var lika effektivt (Antonsen och Olsson 2005). Samma resultat uppnåddes genom slåtter en eller två gånger på ett år, vilket antyder att det räcker med att slå ängen en gång per år (Ilmarinen *et al.* 2009). Tidpunkten för slåtter är viktig, om det sker tidigt på sommaren, i juni, gynnar det lågvuxna arter medan en senare slåtter, i augusti gynnar mer högvuxna arter. I ett experiment med endast slåtter och slåtter med störning av jorden gav det senare försöket en lägre växthöjd och gynnade småvuxna arter som klarar sig sämre när det finns konkurrens (Hellström *et al.* 2006).

I ett långtidsexperiment, där man endast inkluderade växter, undersöktes flera olika skötselmetoder; årlig slåtter, slåtter var tredje år, borttagning av buskar och träd, bränning, betning och ett obehandlat kontrollområde. Under 28 år sköttes landytorna enligt respektive metod. Figur 2 visar den pRDA (partial Redundancy Analysis) som gjordes i experimentet (Wahlman och Milberg 2002). Den största skillnaden i artrikedomen fanns mellan det obehandlade kontrollområdet och de betade och slåtrade områdena (längst pilar och störst spridning i fig. 2). De andra metoderna hamnade mittemellan i artrikedomen. De okontrollerade områdena hade på 28 år bildat en träd- och buskrik vegetation och det förekom jämförelsevis få arter där, i huvudsak hassel (*Corylus avellana*), ek (*Quercus robur*), björk (*Betula pendula*) och pukvete (*Melampyrum arvense*).

Det fanns fler växtarter i områden som sköts med slåtter än i dem som betats. Dessutom var det skillnad i artuppsättningen. Betning är mer selektivt, vissa arter ratas på grund av smak eller konsistens. Skillnaden mellan de två metoderna var dock inte så stor vilket kunde bero på att markerna långt tidigare sköts genom slåtter kombinerat med därefter följande betning (Wahlman och Milberg 2002).



Figur 2. En PRDA som visar skillnaden mellan de olika hävdmetoderna (den lilla rutan) och på artförekomst. X-axeln visar värden efter vilken ljuspreferens växterna hade och y-axeln värden på vilken näringshalt i jorden de föredrog. Figur av Wahlman och Milberg 2002, med tillstånd från Annales Botanici Fennici.

Jord

För att en typisk ängsmark ska kunna bildas och upprätthållas måste jorden vara sammansatt på ett visst sätt. Ängsmarksväxter behöver en näringsfattig jord och ett av de största problemen vid återställande av ängsmark från odlad mark är att jorden är mycket näringsrik (Antonsen och Olsson 2005). Växter behöver kväve och fosfor för överlevnad, men blir det för mycket konkurreras de typiska ängsväxterna ut. Mycket av kvävet som finns i jorden kommer från dött växt- och djurmaterial (Raven *et al.* 2005). Om en äng överges samlas mycket organiskt material i ett lager (förna) på marken (Pykälä *et al.* 2005). Detta bryts ner av bakterier och svampar och kvävet ammonifieras. Genom olika processer bildas till slut nitrat och det är i den formen kväve oftast tas upp av växter (Raven *et al.* 2005). Vid slåtter tar man bort växtlighet och hindrar den från att återföra kvävet till jorden. Vissa växter är mer knutna till mikroorganismer än andra. Vitklöver (*Trifolium repens*) har visat sig kunna spela en stor roll i bevarande av ängsmarker. Arbuskulära mykorrhizasvampar lever i symbios med vitklöver och vid avlägsnande av klöverblad har också mykorrhizasvamparna minskat. Klöver är också viktigt för sin roll i kvävebindning och kan på så sätt påverka markerna genom sin kvävetillförsel. En för stor andel klöver kan höja näringsinnehållet i marken vilket inte gynnar ängsmarksspecialisterna (Antonsson och Olsson 2005).

I flera studier (Antonsson och Olsson 2005, Ilmarinen *et al.* 2009) har marken undersökts. Rotmassa, rot-andning, lipidsammansättning, mineralinnehåll och mycket mer har analyserats. Den enda skillnaden i jorden som hittades i slåttade marker var att andelen rötter var halverad, vilket gav minskad tillgång till kol för nedbrytare och svampar. I längden leder detta till att jorden får ett lägre näringsinnehåll vilket gynnar många ängsväxter (Ilmarinen *et al.* 2009). I många fall märktes ingen signifikant skillnad inom de undersökta egenskaperna under den tid försöken pågick (oftast 3-5 år). Dessa försök visar att det tar lång tid att förändra jordegenskaper och att det därför är viktigt att inkludera i bevarandeprojekt även om man inte kan se några direkta effekter (Antonsson och Olsson 2005).

Förutom att beta ned växterna har betande djur också en effekt på marken, deras hovar och klövar trampar upp jorden och exponerar den för luft. Dessutom förs inte allt växtmaterial bort från platsen, utan returneras som avföring (Wahlman och Milberg 2002).

Effekter av förna

Ett tjockt lager förna kan ge positiva och negativa effekter på växters etableringsförmåga. I ett experiment utfört av Hovstad och Ohlson (2008) testades effekten genom sådd av olika vanliga ängsväxter med olika tjocka lager förna. Förutom den fysiska effekten att blockera solljus och höja markfuktigheten hade ett tjockt förnalager också en kemisk påverkan. Den kan vara direkt, genom utsöndring av fytotoxiner, eller indirekt, genom att ge näring åt andra växtarter som klarar sig bättre vid konkurrens. En art som visade en stark positiv reaktion på förna var hundkex (*Anthriscus sylvestris*), deras frön gynnades antagligen av den ökade fuktigheten som uppstod. Några arter som påverkades negativt var liten blåklocka (*Campanula rotundifolia*), backnejlika (*Dianthus deltoides*) och bockrot (*Pimpinella saxifraga*) där andelen grodda frön minskade. I allmänhet verkade det som om responsen på förna varierade starkt mellan arter och att dessa effekter mest berodde på fysiska orsaker, snarare än kemiska.

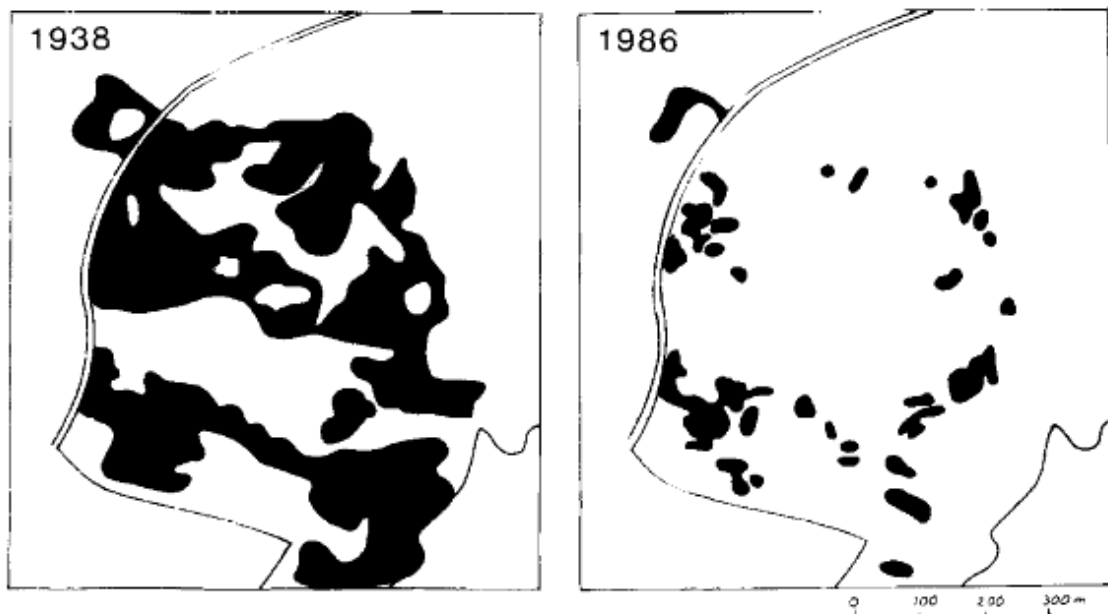
Buskar och träd

En förutsättning för att ängsmarkens vidmakthållande är att de inte är igenvuxna av buskar och träd. I många bevarandeprojekt och -planer ingår att röja undan högre växtlighet (Jordbruksverket 2009) och röjning är ofta behövligt där successionen har gått långt. Är det då en förutsättning för ängsmarker att det inte får finnas buskar eller träd i närheten? En undersökning av Pihlgren och Lennartsson (2008) visade att det finns både fördelar och nackdelar med att inkludera buskar i ängsmarker. Till fördelarna hörde att buskar skyddar känsliga arter mot betning, framförallt höga växter som inte gynnas lika mycket av betning som mer lågvuxna. För vissa arter hade buskar en negativ påverkan då det ökade marktäcket gjorde det svårare för deras små frön att gro och etablera sig men samtidigt gynnades andra växter av detta. Lågvuxna växter får mindre ljus nära buskar, vilket förhindrar deras tillväxt. För majoriteten av växter på ängsmarker hade inte buskar någon effekt alls, och det påverkade inte artrikedomen negativt. 14-30 % av arterna påverkades positivt och 8-26 % påverkades negativt av att buskar förekom på markerna (Pihlgren och Lennartsson 2008). Ett annat försök visade att där träd täckte 5 % av ängen var artrikedomen som störst (Pykälä *et al.* 2005). Detta betyder självklart inte att man ska låta ängarna växa igen, men det verkar som att ett mindre homogent område leder till större artrikedomen.

Fragmentering

Fragmenteringen av ängsmarker (fig. 3) beror på de tidigare nämnda ändrade jordbruksmetoderna. I slättlandskap har ängsmarkerna fragmenterats främst på grund av intensifieringen, åkrarna har blivit större på ängsmarkernas bekostnad. I mer blandade

landskap där det finns ytor av skog beror fragmenteringen mer på att markerna blivit övergivna och succession av högre växtlighet som buskar och så småningom träd har tagit över.



Figur 3. Fragmentering av ängsmark genom igenväxning av skog i Tomteby i södra Sverige under åren 1938 och 1986. Figur av Ihse 1995 återgiven med tillstånd från Elsevier.

Linjära strukturer, som vägar och stigar, har till stor del försvunnit och även punktområden, som dammar och stenar har röjts undan i högre grad än tidigare. Under de sista 50 åren har mer än hälften av alla linjära och punktobjekt försvunnit. Detta är allvarligt då de på många håll är de enda kvarvarande områdena för ängsmarksväxter. Under 1980- och 90- talen förstod man vad som hände och i dagsläget kan man få bidrag för att sköta om sådana objekt på sin mark (Ihse 1995).

Vad innebär då fragmentering för artrikedomen hos ängsmarker? Kiviniemi och Eriksson (2002) undersökte hur artsammansättningen skiljde sig mellan större och mindre ängsmarksfragment. De hittade ingen skillnad i artrikedomen mellan fragmentstorlekarna men jämförelsen mellan artsammansättning i mitten av fragmentet och dess ytterkanter visade att skillnaden var större hos mindre fragment. Större fragment har alltså fler arter i kanterna än mindre. Detta tyder på att de mindre fragmenten har börjat försämrats och det innebär att artrikedomen kommer minska i det långa loppet.

Dauber *et al.* (2006) studerade hur myror påverkas av fragmentering. Myror är mobila och det verkade inte vara något problem för dem att sprida sig i det undersökta området. Antalet arter på små och stora fragment var likvärdiga, det fanns alltså inget samband mellan fragmentarea och artrikedomen. Vilka arter som fanns i de olika fragmenten skiljde sig inte heller mellan storlekarna. Resultatet tyder på att habitatets attribut och historia betyder mer för artrikedomen än storleken. Det finns ett samband mellan populationsstorlekar och fragmentstorleken de lever på (Kiviniemi 2008) så fragmentens storlek borde spela roll även om artsammansättningen är likvärdig.

Ängsmarksväxter har svårigheter att sprida sina frön och ändrade jordbruksmetoder innebär också att det blir svårare för frön att spridas. Tidigare rörde sig boskapen mer mellan olika

beten och ladugården och bönder delade redskap och hanterade hö annorlunda vilket ökade spridningen av frön (Cousins och Eriksson 2008). När ängsmarksväxter koloniserar ny mark rör de sig stegvis. Artrikedomen minskar ju längre bort från källan man kommer. Före detta åkrar som används som betesmark kan så småningom övergå till artrika ängsmarker med hjälp av marginalområden med bevarad artrikedomen i närheten. Även om processen tar ganska lång tid, 10-20 år, är det en effektiv metod då man efter 11 år hade hittat en riktig ängsmarksspecifik art som inte funnits i det undersökta området tidigare (Cousins och Lindborg 2008).

Hög artrikedomen även på små områden betyder att marginalområden kan utnyttjas som s.k. "source"-samhällen, (Cousins och Eriksson 2008). Vid ett försök med sådd av frön etablerade sig ängsmarksväxter på områden där de tidigare inte funnits vilket, tyder på att de helt enkelt inte hade kunnat ta sig dit, inte att det är något fel på förhållandena på den marken (Kiviniemi 2008).

En metod för att återställa artrikedomen och genetisk variation är att så frön, plantera in små växter eller flytta hela jordklumpar med vegetation från andra ängsmarker (Antonsen och Olsson 2005, Wallin *et al.* 2009). Wallin *et al.* fann att växter som förodlats i växthus och sedan planterats ut kunde etablera sig i dubbelt så stor utsträckning jämfört med växter som direktsåts. Det var ingen skillnad i grobarhet hos fröna med de olika metoderna, men eftersom möjligheten för etablering var mindre för de direktsådda fröerna tyder det på att växter som är förodlade har en större chans till långvarig överlevnad. Trots en högre kostnad för odling kan det alternativet vara värt att arbeta med då det behövs en stor mängd tillförda frön eller växter på grund av hög dödlighet (Wallin *et al.* 2009).

Problem inom naturvården

Förändringar i jordbrukspolitiken leder till direkta följder i naturen (Wretenberg *et al.* 2007). Sedan mitten av 70-talet har det gått olika trender i markanvändning. Tre perioder kan urskiljas; först en intensifiering som några år senare följdes av en tid med lägre produktionskrav då mycket mark övergavs och slutligen från mitten av 90-talet, en ny period av intensifiering och höjd produktivitet. Effekterna av detta kunde följas genom en studie av fåglar som är kopplade till jordbrukslandskapet, fyra flyttfågel- och tre stannfågelarter. De undersökta områdena delades upp i tre olika landskapstyper; öppna fält, mosaiklandskap och skogsområden.

Flyttfågeln följde alla samma trend, de minskade under de två intensifieringsperioderna och ökade när mer mark övergavs. Totalt sett under hela perioden minskade alla populationer. Trenderna för stannfågeln var inte lika tydliga och skiljde sig lite åt mellan arterna. Det kan bero på att flyttfågeln är mer beroende av jordbrukslandskapet, både i Sverige och där de övervintrar, där liknande förändringar skett. Stannfågelarterna kan också leva i mer urbana miljöer och kalhyggen. Förändringarna hade störst effekt på populationerna i de öppna och i de skogliga områdena. Medan övergivande av marker gav tydligt positiva skillnader i de öppna områdena var förändringarna små i det skogliga. I mosaiklandskapet var det två arter som minskade mer än de andra.

Den totala bilden resultaten ger är att det inte finns bara en lösning, olika arter reagerar olika på förändringar. Även om övergivande överlag gynnade bestånden kan ytterligare övergivanden i redan gles brukade områden vara mycket negativa för fågelpopulationerna (Wretenberg *et al.* 2007).

Landskapsperspektiv

Att se på naturvård ur ett landskapsperspektiv skulle ge många fördelar (Gärdenfors 2005). Nackdelarna är att det är mer komplicerat att lägga upp direktiv än då man fokuserar på enstaka områden eller objekt. Å andra sidan skulle fördelarna i längden mer än väl uppväga svårigheterna i att skapa riktlinjer och bidragssystem för ett helhetsperspektiv. Förutom att gynna biodiversiteten skulle också kulturella värden kunna bevaras i högre grad. Dessa två skulle bidra till en mer levande jordbruksmiljö (vilket ju är ett miljömål) och skulle i sin tur kunna leda till ekonomiska vinster genom att höja värdet på markerna och generera mer bidrag åt markägarna (tab. 1 och Lindborg *et al.* 2008).

Tabell 1. Effekter ett landskapsperspektiv inom naturvärden skulle ge på olika områden förknippade med ängsmarker.

| | Biodiversitet | Kulturarv | Nationell och privat ekonomi | Ett levande landskap |
|-----------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Ängsmarker (skötta med slåtter eller betning) | Hjälper till att underhålla populationsdynamik och motverkar fragmentering | Ökar genomförbarheten på de nationella miljömålen för dessa områden. | Ökar värdet på markerna. | Ökar chanserna att bevara ett levande landskap |
| Marginalområden (vägrenar, småvatten, enstaka träd, m.m.) | Ökar konnektiviteten mellan områden, underlättar spridning av frön. | Höjer kulturella värden då många ingår i marginalområden. | Ökade bidrag till markägaren | Viktigt. Sammankopplar historiskt lantbruk med dagens. |
| Åkrar (i träda, med energiskog, skiftesbruk) | Kan fungera som korridorer men täta skogsområden kan bilda hinder. | Kan försämra uppfattningen om landskapet. | Förbättrar ekonomi för markägare. | Skötsel är bättre än övergivande. |
| Övrigt (vägar, bostadsområden, m.m.) | Kan påverka både positivt och negativt, beroende på omständigheterna. | Sänker oftast kulturella värden. | Kan påverka positivt eller negativt beroende på område. | Ökad infrastruktur kan ge positiva effekter i glesbygd men är negativt inom tätbebyggda områden. |

Kolumnerna visar de olika värdena i landskapet och raderna effekter ändringar i områdena skulle ge. Omarbetad efter Lindborg *et al.* 2008.

Lokalt engagemang viktigt

Bevarandeplaner skapas av experter och förvaltningsorgan men i många fall kan det löna sig att involvera brukarna av marken. Studier som har undersökt hur lokalt engagemang påverkar visar att resultaten blir bättre om markägarna blir tillfrågade och involverade i projekten. Oftast är det bönder som är markägare och de som ska utföra den skötsel som behövs (Stenseke 2006).

En studie som gjordes av Stenseke (2009) granskade två bevarandeprojekt på olika ställen i Sverige som anses vara lyckade, både med avseende på bevarande och på kommunikation mellan olika instanser. Genom intervjuer med både bönder och beslutsfattare fick hon en helhetssyn på projekten och vad som gjort dem lyckade. Något som hade fungerat bra var kommunikation, bönderna upplevde att det fanns ett intresse för det arbete de utförde och uppskattade att bli tillfrågade om lösningar istället för att alla beslut var fattade redan i förväg.

Genom upprepade besök och samtal med vardagsspråk istället för fackspråk fick de involverade människorna en bra kontakt och bönderna respekterade styrningen.

Studien visade också på brister i projekten. Bönderna tyckte att planeringen var för toppstyrd och oflexibel, inte anpassad till de lokala omständigheterna. Tidigare projekt, även ängsmarksinventeringen, hade genomförts utan kontakt med markägarna och utan en dialog, vilket irriterade många. Det ledde till att många hade dåliga erfarenheter av myndigheter och liknande. De upplevde också att de ofta fick möta bevarandebiologer som inte hade någon erfarenhet av lantbruk och kommunikation (Stenseke 2009).

Det visade sig att ekonomiska bidrag är mycket viktiga, utan dem är det inte så troligt att bevarandeplaner skulle utföras (Stenseke 2009). En tidigare studie visade dock att för bönder med små och medelstora gårdar var det inte alltid vinstintresset som var mest drivande, de var mer intresserade av att hitta lösningar som sparade tid och pengar så att de kunde fortsätta driva sitt lantbruk (Stenseke 2006).

Vad kan man få ersättning för?

Genom att sköta betes- och slåtterängar enligt vissa regler går det att få ersättning som betalas ut av Jordbruksverket. För båda marktyperna ingår att man ska ta bort träd som inte behövs för att ge skugga åt betesdjuren eller enstaka träd med ett växtsätt typiskt för ett öppet landskap. Gamla fruktträd och hamlade träd (träd där grenarna tidigare har kapats av för att användas som foder) får också sparas. Har man en slåtteräng måste man slå vegetationen varje år och avlägsna den. Dessutom måste ängen fagas (städas) genom att ta bort löv och nedfallna grenar.

Utöver att sköta om ängar kan man också få bidrag för att ha objekt, så kallade landskapselement, på sin mark som är av kulturellt värde. Några av dem är; hamlade träd, både enstaka och i alléer, öppna diken mellan åkrar, jordvallar, stenmurar, hässjor och gärdesgårdar av trä (Jordbruksverket 2009). Många av dessa landskapselement rymmer idag många ovanliga arter (Ihse 1995) så det är viktigt att det går att få ersättning även för att ta hand om sådana områden på sin mark.

Konflikter inom EU

Det är inte svårt att förstå att med så skilda motiv som ekonomi å ena sidan och bevarande å den andra, skapas konflikter. Henle *et al.* (2008) gjorde en studie i hur konflikter av denna typ bör hanteras inom EU. De lade fram ett förslag för hur konflikterna kan behandlas, och urskiljde fyra faser. Först ska konflikten undersökas och bedömas, då kan slutsatser om lösningar utvecklas och till slut utföras. Den sista och viktigaste fasen de angav var att konflikten behöver övervakas, i alla stadier. Övervakningen ska integreras i alla steg i lösningsprocessen och kan användas för att ta reda på hur intensiv konflikten upplevs vara hos olika intressenter, för att följa ekonomiska och sociala effekter och dessutom kontrollera status och trender inom artdiversiteten.

Ett skräckexempel som visar vad som kan hända när naturvårdsbeslut är statiska och allmängiltiga utspelade sig i Tjeckien (Konvicka *et al.* 2008). Enligt EU-direktiv skulle området, som består av ängsmarker, klippas två gånger per år för att få bidrag. Sedan mitten av 90-talet har skötseln bestått av maskinklippning av hela områden, en stor kontrast mot de traditionella metoderna som bestod av slåtter en gång per år, följt av betning.

På mindre än 10 år blev en fjärilsart (*Colias myrmidone*) utrotad i Tjeckien, och det från att tidigare ha varit mycket talrik. Den direkta förklaringen till detta är att båda klippningstillfällena inföll vid kritiska tidpunkter i fjärlens livscykel. Klippningen i juni dödade de flesta larverna och de växter de är beroende av. Den senare klippningen orsakade nektarbrist och störde äggläggningsen för de flygande adulterna. Trots varningar från lokala entomologer om att populationen var på kraftig nedgång gjordes inga ändringar i skötselmetoden, förvaltarna var rädda att de skulle förlora bidragen. Det här är ett exempel på vad som kan hända när reglerna för bevarande och villkoren för att få bidrag är för rigida (Konvicka *et al.* 2008).

Konflikten mellan EU-direktiv och lokala förutsättningar märks också av i Sverige. Eftersom naturen i Sverige skiljer sig från den längre söderut i Europa, är vissa direktiv svåra att uppfylla och ersättningar kan utebli. Dessutom kan värdefulla träd behöva tas bort för att uppfylla kraven EU, trots att ett visst trädbestånd gynnar mångfalden och kan bidra till ett mer levande landskap. En jämförelse mellan EEA:s (European Environmental Agency, ansvariga för att bidra med information om miljö i EU) uppskattning av svenska ängsmarkens värden, och den svenska ängs- och betesmarksinventeringen visade att de bara stämde överens till 30 %. Att generalisera och EU-anpassa naturvärden kan på detta vis motverka hela syftet; bevarande av den biologiska mångfalden (Naturvårdsverket 2009).

Diskussion

Naturvård i allmänhet handlar mycket om avvägningar. Olika arter trivs bäst vid olika förhållanden och en avvägning mellan vilka arter som ska prioriteras måste göras. Om det inte är en speciell art som ska skyddas bör så många arter som budgeten tillåter inkluderas i bevarandeplanerna. I avvägningen mellan vilka arter som ska bevaras måste behov ställas mot kostnaden att bevara dem (Teeffelen *et al.* 2008). Likaså borde en avvägning i hur varierat landskapet ska vara ingå i bevarandeplaner. Många studier visar på att artrikedomen är som störst i områden med tillgång till flera habitattyper (se t.ex. Pykälä *et al.* 2005). Avvägningen här bör handla om hur landskapet kan vara varierat utan att bli fragmenterat. Ett exempel är att låta en viss andel träd finnas på ängsmarker.

Naturvård är inte bara biologi

Bevarandeprojekt lyckas bättre om det finns en bra dialog mellan organisatörer och utförare (Stenseke 2006). Likaså om det finns en kontinuerlig dialog och övervakning av pågående åtgärder, så neråtgående trender och hot snabbt kan motverkas, kan bevarandet förbättras (Henle *et al.* 2008 och Konvicka *et al.* 2008). För en naturvårdare verkar det som att förmågan att kommunicera på ett bra sätt är en mycket viktig egenskap att besitta. Även tvärvetenskapliga kunskaper som miljölagar, ekonomi, marknadsföring och politik kan komma till användning för att förstå bakgrunden och förmedla vikten av naturvård.

Bästa skötselmetoden?

När en ängsmark ska återställas är det inte bara det önskade resultatet som styr hur arbetet ska läggas upp. En viktig faktor är finansieringen (Teeffelen *et al.* 2008). Det går att få bidrag för att hålla betande djur eller hävd genom slätter men det går även att bränna markerna för att uppnå samma resultat. Det går att få ersättning för årlig slätter, årligt bete men det står inget om bränning (Jordbruksverket 2009). I ett försök där slätter, betning och bränning jämfördes gav slätter och betning likvärdiga resultat. Slätter är billigare att utföra (Wahlman och Milberg 2002) och betning på traditionella ängar kan ge lägre avkastning vid boskapshållning än betning på odlade före detta åkrar (Cousins och Eriksson 2008). Betande djur trampar upp marken vilket öppnar upp i förnan och underlättar för frön att gro och etablera sig. De bidrar också med gödsel så egentligen förs inte näring bort från marken, den kommer tillbaka i en annan form (Wahlman och Milberg 2002). Djur kan också vara partiska, de ratar vissa arter och föredrar andra (Pihlgren och Lennartsson 2008).

Eftersom resultaten verkar bli ungefär samma kanske man ska använda den metoden man har tillgänglig, har man inga djur, eller om betet inte räcker (ängsmarkerna får inte betas för intensivt) kan man tillämpa slätter. Det är också viktigt att ta hänsyn till hur marken tidigare brukats, kontinuerliga skötselmetoder ger bäst resultat (Cousins och Eriksson 2008). Bästa metoden skiljer sig säkert mellan platser och förutom ekonomi måste också markens historia tas i beaktning.

Fragmentering och landskapsperspektiv

Fragmentering av ängsmarker uppkommer genom intensifiering av jordbruket, men också av övergivande (Ihse 1995). Storleken på fragmenten verkar inte spela så stor roll på kort sikt, men efter en längre tid kan artrikedomen påverkas negativt. Mer direkta effekter av fragmenteringen är att det blir svårare för växterna att sprida sina frön och kantområdena blir större. Genom att tillämpa ett helhetsperspektiv inom naturvården och fokusera på landskapet i sin helhet istället för enstaka objekt, skulle fragmenteringen kunna motverkas utan att homogenisera landskapet. Marginalområden skulle kunna utnyttjas i högre grad för att koppla

ihop områden och få en ökad kontinuitet med förhöjda spridningsmöjligheter, framförallt för växter.

Mer anpassade regler behövs

Redan inom Sveriges gränser skiljer sig behoven av åtgärd en hel del för olika områden. Det finns inte bara en riktlinje att följa. I intensivt odlade områden gynnas den biologiska mångfalden av att mark överges medan detta kan ge negativa resultat i glesbygden (Naturvårdsverket 2009). Eftersom skillnaderna mellan landskapstyper blir ännu större om hela Europa inkluderas är det viktigt att reglerna är flexibla och tillåter lokala anpassningar.

Tack

Till mina medstudenter Peter, Nils och Camilla för all hjälp under arbetets gång och till min handledare Anna-Kristina Brunberg samt Anna-Clara och Mats Lindén för kommentarer på sista versionen. Tack Calle och lilla K för mentalt stöd och hushållsarbete.

Referenser

- Ahlén, J., Stenström, J. och Hultengren, S. 2005. Indikatorsystem för ängs- och betesmarker – metodutveckling för nationell övervakning av biologisk mångfald. Rapport 2005:8 Jordbruksverket, Jönköping.
- Antonsen, H. och Olsson, P. A. 2005. Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology* 42: 337-347.
- Bergman, K.-O., Ask, L., Askling, J., Ignell, H., Wahlman, H. och Milberg, P. 2008. Importance of boreal grasslands in Sweden for butterfly diversity and effects of local and landscape habitat factors. *Biodiversity and Conservation* 17: 139-153.
- Cousins, S. A. O. och 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. och Lindborg, R. 2008. Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 141: 233-240.
- Dauber, J., Bengtsson, J. och Lenoir, L. 2006. Evaluating Effects of Habitat Loss and Land-Use Continuity on Ant Species Richness in Seminatural Grassland Remnants. *Conservation Biology* 20:1150-1160.
- Ejrnæs, R., Lüra, J., Poulsen, R. S. och Nygaard, B. 2008. When Has an Abandoned Field Become a Semi-Natural Grassland or Heathland? *Environmental Management* 42:707-716.
- Gustavsson, E., Lennartsson, T. och 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.
- Gärdenfors U. (red.) 2005. Rödlistade arter i Sverige. Artdatabanken. SLU, Uppsala.
- Hellström, K., Huhta, A.-P., Rautio, P., Tuomi, J., Oksanen, J. och Laine, K. 2003. Use of sheep grazing in the restoration of semi-natural meadows in northern Finland. *Applied Vegetation Science* 6: 45-52
- Hellström, K., Huhta, A.-P., Rautio, P. och Tuomi, J. 2006. Search for optimal mowing regime - slow community change in a restoration trial in northern Finland. *Annales Botanici Fennici* 43: 338–348.
- Henle, K., Didier, A., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R. F.A., Niemelä, J., Rebane, ., Wascher, D., Watt, A. och Young, J. 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe - A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124:60-71.
- Hovstad, K. och Ohlson, M. 2008. Physical and chemical effects of litter on plant establishment in semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 196:251-260.
- Ihse, M. 1995. Swedish agricultural landscapes -- patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31: 21-37.
- Ilmarinen, K., Mikola, J., Nissinen, K. och Vestberg, M. 2009. Role of Soil Organisms in the Maintenance of Species-Rich Seminatural Grasslands through Mowing. *Restoration Ecology* 17: 78-88.
- Jordbruksverket. 2009. <http://www.sjv.se>. Information hämtad 2009-05-10.
- Kiviniemi, K. och Eriksson, O. 2002. Size-related deterioration of semi-natural grassland fragments in Sweden. *Diversity and Distributions* 8:21-29.
- Kiviniemi, K. 2008. Effects of fragment size and isolation on the occurrence of four short-lived plants in semi-natural grasslands. *Acta Oecologica* 33: 56-65.
- Konvicka, M., Benes, J., Cizek, O., Kopecek, F., Konvicka, O. och Vitaz, L. 2008. How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of

- Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation* 12: 519-525.
- Lindborg, R., Bengtsson, J., Berg, Å., Cousins, S. A.O., Eriksson, O., Gustafsson, T., Hasund, K. P., Lenoir, L., Pihlgren, A., Sjödin, E. och Stenseke, M. 2008. A landscape perspective on conservation of semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125:213-222.
- Miljömålsportalen. 2009. <http://www.miljomal.se>. Information hämtad 2009-04-20
- Naturvårdsverket. 2009. <http://naturvardsverket.se>. Information hämtad 2009-04-21
- Persson, K. 2005. Ängs- och betesmarksinventeringen 2002-2004. Jordbruksverket, Jönköping.
- Pihlgren, A. och Lennartsson, T. 2008. Shrub effects on herbs and grasses in semi-natural grasslands: positive, negative or neutral relationships? *Grass and Forage Science* 63: 9-21.
- Pykälä, J. 2005. Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108:109-117.
- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K. och Kontula, T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6:25-33.
- Raven, P. H., Evert, R. F. och Eichhorn S. E. 2005. *Biology of Plants*. 7:e upplagan. W.H. Freeman and Company Publishers, New York.
- Stenseke, M. 2006. Biodiversity and the local context: linking seminatural grasslands and their future use to social aspects. *Environmental Science & Policy* 9(4): 350-359.
- Stenseke, M. 2009. Local participation in cultural landscape maintenance: Lessons from Sweden. *Land Use Policy* 26: 214-223.
- Teeffelen, A. J. A. van, Cabeza, M., Pöyry, J., Raatikainen, K. och Kuussaari, M. 2008. Maximizing conservation benefit for grassland species with contrasting management requirements. *Journal of Applied Ecology* 45: 1401-1409.
- Wahlman, H. och Milberg, P. 2002 Management of a semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. *Annales Botanici Fennici* 39:159-166.
- Wallin, L., Svensson, B. M., och Lönn, M. 2009. Artificial Dispersal as a Restoration Tool in Meadows: Sowing or Planting? *Restoration Ecology* 17: 270-279.
- Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S. och Pärt, T.. 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *Journal of Applied Ecology* 44:933-941.
- Öckinger, E., Eriksson, A. K. och Smith, H. G. 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133: 291-300.
- Öster, M., Persson, K. och Eriksson, O. 2008. Validation of plant diversity indicators in semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125: 65-72.