

Kan man skapa en artrik ängsmark på gammal åkermark?

- kärlväxtetablering och vegetationsutveckling på
MAX IV-området, Lund

JANNE KOLEHMAINEN 2016
MVEM12 EXAMENSARBETE FÖR MASTEREXAMEN 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Kan man skapa en artrik ängsmark på gammal åkermark?

- kärlväxtetablering och vegetationsutveckling på
MAX IV-området, Lund

Janne Kolehmainen

2016



LUNDS
UNIVERSITET

Janne Kolehmainen

MVEM12 Examensarbete för masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Stefan Andersson Biologiska Institutionen, Lunds universitet

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning
Lunds universitet
Lund 2016

Abstract

This study investigates if transfer of plant material in the form of hay is an effective method for establishment of species rich grassland on former arable land in southwestern Scania, Sweden. An inventory of vascular plants was conducted to analyze the early establishment on areas with added hay vs. areas with no hay added. The inventory data was related to a set of ecological indicators (mainly Ellenberg values) to find out what environmental factors are most important for successful establishment. Three years after the transfer of hay 63 target species were found in the investigated area, and species richness, the number of target species and the cover of species and were significantly higher in areas with added hay compared to areas with no hay added. Species with high conservation value, declining abundance in Scania and low Ellenberg values for nitrogen were least successful in terms of establishment. The result also show that significant vegetation gradients can develop within just 3 years after hay transfer, manifested as higher species diversity in valleys compared to peaks. The extensive establishment of grassland species in the survey area shows that transfer of seed-containing hay can be an effective conservation method to create new species-rich grasslands.

Innehållsförteckning

Introduktion	1
Syfte och frågeställningar	3
Metod	4
Undersökningsområde.....	4
Kungsmarken - källan till hömaterialet	6
Kärlväxtsinventering	6
Arter utanför provrutorna	7
Artbestämning	7
Etablering och vegetationsutveckling	8
Ordination av växtsamhällen.....	9
Resultat	9
Etablering.....	9
Artantal och abundans.....	9
Etablering i relation till indikatorvärden.....	10
Vegetationsutveckling.....	11
Artantal.....	11
Täckningsgrad	13
Naturvårdsvärde	14
Ordination av växtsamhällen.....	14
Diskussion	16
Artantal och etableringsframgång	16
Vegetationsutveckling.....	18
Förändringar på samhällsnivå	19
Naturvårdsspekter	20
Tackord	21
Referenser	22
Bilaga 1	28
Bilaga 2	31

Introduktion

Öppna gräsmarker såsom ängs- och betesmarker hör till de mest artrika naturtyperna i Sverige (Sandström m.fl. 2015; Bernes 2011) och det är inte ovanligt att man hittar över 30 olika kärlväxtsarter på en enda kvadratmeter (Länsstyrelsen Skåne 2011; Eriksson & Eriksson 1997). Många hotade växter är knutna till öppna gräsmarker och av landets alla rödlistade kärlväxter återfinns närmare 60 % i just denna vegetationstyp (Sandström m.fl. 2015). Ängs- och betesmarker är beroende av kontinuerlig hävd för att behålla sin stora artrikedom då slåtter och bete förhindrar högvuxna, konkurrensstarka växter att ta över (Olsson 2008).

Sedan början av 1900-talet har jordbrukslandskapet i Sverige genomgått stora förändringar då jordbruket intensifierats och välhävda fodermarker har försvunnit i stor utsträckning (Helgeson 2013). Det moderna jordbruket har inneburit att många tidigare artrika gräsmarker gjorts om till åkermark eller planterats till skog. Upphörd hävd och spontan igenväxning är också orsaker till att ängs- och betesmarkerna minskat drastiskt det senaste seklet (Sandström m.fl. 2015). Den omfattande habitatminskningen har lett till att de återstående artrika gräsmarkerna blivit allt mer fragmenterade. Detta försvårar spridningsmöjligheterna för växterna vilket i sin tur leder till att risken för lokala försvinnanden ökar. Den drastiska minskningen av äng- och betesmarker har resulterat i en kraftig nedgång av växter bundna till denna miljö (Eriksson m.fl. 2002). I många kvarvarande ängsmarker finns det dessutom en så kallad utdöendeskudd - en tidsförskjutning i utdöende av arter på grund av att växtsamhällen ofta reagerar långsamt på förändringar (Cousins & Eriksson 2002). Av dessa anledningar har det blivit en viktig uppgift för naturvården i Sverige att bevara återstående ängs- och betesmarker som en del av det nationella arbetet med att bevara den biologiska mångfalden (Helgeson 2013). Bevarandet av ängs- och betesmarker medverkar även till att nå miljömålen ”Ett rikt växt- och djurliv” och ”Ett rikt odlingslandskap” (Naturvårdsverket 2016).

En allt viktigare åtgärd inom naturvården för att bevara den biologiska mångfalden i odlingslandskapet och att öka konnektiviteten mellan artrika gräsmarker är att skapa nya sådana på före detta åkermark (Walker m.fl. 2004; Török m.fl. 2011). Det finns flera metoder för att etablera nya gräsmarker på gamla åkrar; det kan göras genom att tillåta spontan kolonisation och igenväxning av växter från omgivningen (Prach & Hobbs 2008), genom insädd av fröblandningar med innehåll av ängsväxter (Török m.fl. 2011) eller - vilket denna studie kommer avhandla - genom att sprida ut slåtrat hö från en närliggande artrik gräsmark (Auestad m.fl. 2015; Walker m.fl. 2004). Den sistnämnda metoden har visat sig vara framgångsrik och även rödlistade arter har lyckats etablera sig på restaurerade lokaler (Kiehl & Wagner 2006). Många ängsväxter har dålig spridningsförmåga vilket gör att de ofta har svårt för att spontant etablera sig på nya gräsmarker (Cousins & Eriksson 2001), ett problem som undviks genom metoden att sprida hö (Kiehl & Wagner 2006).

Vid anläggandet av nya gräsmarker spelar det stor roll för växtetableringen varifrån man hämtar hö och frön att sprida på den nya lokalen. Flera studier visar att störst framgång nås när man använder växtmaterial från närliggande lokaler snarare än lokaler som ligger långt

bort (Keller m.fl. 2000; McKay m.fl. 2005). Växter och frön från närliggande källor är bättre anpassade till lokala förhållanden vilket gör att de lättare kan etablera sig, har bättre tillväxt och större chans att överleva (Keller m.fl. 2000; Mortlock 2000; Vander Mijnsbrugge m.fl. 2010). Det finns dock studier som visar att avståndet till frönas härkomst inte har någon betydelse för grobarheten på den nya lokalen (Bischoff m.fl. 2006). En risk med att använda avlägsna frökällor vid gräsmarksetablering är hybridisering mellan lokala och introducerade genotyper, vilket gör att genetiska anpassningar till lokala förhållanden kan minska eller gå förlorade (Hufford & Mazer 2003; Laikre & Palmé 2005). Det har även observerats att genotyper hämtade från mer avlägsna lokaler kan få högre fitness än de som finns naturligt på platsen och därmed blir invasiva. En sådan spridning av främmande genotyper kallas ibland ”kryptisk invasion” eftersom den är svårare att upptäcka än spridningen av främmande arter (Hufford & Mazer 2003). Användandet av icke-lokalt växtmaterial kan även ha negativa konsekvenser för områdets djurliv. Det har bland annat visat sig att importerad hagtorn *Crataegus* sp. har börjat blomma upp till 5 veckor tidigare än lokala hagtorn, vilket potentiellt hotar insekter och fåglar vars reproduktiva cykler är synkroniserade med hagtornarnas blomning och fruktsättning (Hubert & Cottrell 2007).

Hur framgångsrik etableringen av en ny artrik gräsmark blir beror även på växtmaterialets och mottagarplatsens kvalitet. Det bästa resultatet erhålls då höet innehåller växtmaterial från populationer med hög vitalitet, då det innehåller många arter och då näringshalten på den nya lokalen är låg (Török m.fl. 2011). För att minska de tillgängliga näringsämnena, och ge bättre förutsättningar för en rik ängsflora, bör man avlägsna matjorden från åkermarkens översta skikt (Kardol m.fl. 2008). I de flesta fall räcker det med att ta bort de översta 25-50 centimetrarna (Klimkowska m.fl. 2007). Detta bidrar dessutom till att frön från ängsväxter får större möjlighet att gro och etableras eftersom konkurrensen från den befintliga grässvälen avlägsnas (Hölzel m.fl. 2012). Avlägsnandet av matjorden och dess innehåll av vilande frön (fröbanken) leder också till en lägre andel oönskade växter såsom åkerogräs och ruderatmarksväxter (Kiehl & Wagner 2006).

För att kunna mäta framgången av etableringen måste man studera artsammansättningen på ursprungslokalen eller känna till fröinnehållet i det hämtade växtmaterialet (Kiehl m.fl. 2006; Hölzel & Otte 2003). Flera studier visar att artantalet och täckningsgraden av de spridda ängsarterna ökar under de 4 första åren efter etablering och ofta lyckas mellan 20-80 % av de arter som växer på ursprungsplatsen etablera sig på den nya lokalen (Hölzel & Otte 2003; Donath m.fl. 2007; Kiehl m.fl. 2006). Många restaureringsförsök sker över kort tid och är därför svåra att utvärdera (Török m.fl. 2011) men en nioårig studie av Baach m.fl. (2012) visade att det efter 4-5 år efter höspridningen inte skedde någon ytterligare ökning av täckningsgraden eller artantalet. En studie av Auestad m.fl. (2015) visade att det redan 2 år efter höspridningen inte längre skedde någon ökning av täckningsgraden eller antalet ängsarter. Donath m.fl. (2007) visade utplaning i artantalet efter 3 år, medan täckningsgraden fortsatte öka ytterligare något år. Samtidigt som artantalet och täckningsgraden av målarter (slättermarksarter som lyckats etablera sig på den nya lokalen) ökar i den tidiga fasen av etableringen, brukar det ske en successiv minskning i utbredningen av ogräsarter de första åren (Török m.fl. 2012; Schmiede m.fl. 2012). Sammantaget visar dessa studier att man redan

efter några år kan utläsa resultatet av en gräsmarksetablering, men många frågor återstår att besvara, till exempel hur snabbt olika slags vegetationsgradienter uppstår i det nya området.

Inom miljö- och naturvården har det blivit allt vanligare att använda sig av artspecifika indikatorvärden för att mäta biologiska värden och förändringar i miljön. Detta är en metod som är både kostnadseffektiv och pålitlig (Siddig m.fl. 2016). Arter med speciellt höga eller låga indikatorvärden, så kallade indikatorarter, har särskilda krav på sin livsmiljö och kan därför användas för att påvisa olika naturförhållanden och tillstånd i miljön (Jordbruksverket 2003). Ett sedan länge vanligt användningsområde är att mäta luftföroreningar genom förekomst av vissa lavar och mossor (Holt & Miller 2010) men metoden har under senare tid även använts för att bedöma framgången av restaureringsarbeten inom naturvården (Siddig m.fl. 2016). Vad gäller kärlväxter används ofta Ellenbergs indikatorvärden, vilka beskriver olika arters krav avseende på kvävetillgång, ljus, fuktighet, pH, kontinentalitet och temperatur (Ellenberg m.fl. 1991; Lawesson m.fl. 2000). I Sverige har man även tagit fram olika slags index som beskriver kärlväxters bevarandevärde inom naturvården och de kan användas för att bedöma etableringsframgången för speciellt skyddsvärda arter (Tyler & Olsson 2013).

Syfte och frågeställningar

Syftet med detta arbete är att undersöka den tidiga etableringen av kärlväxter efter spridning av artrikt hö på före detta åkermark i ett område i sydvästra Skånes jordbrukslandskap, samt att med hjälp av indikatorvärden undersöka vilka miljöfaktorer som har betydelse för en lyckad etablering. Följande frågeställningar behandlas i studien:

- Hur många slåttermarksarter från ursprungsområdet har etablerat sig i det nya området och skiljer sig etableringen mellan skyddsvärda och triviala arter?
- Finns det något samband mellan etablering av arter och indikatorvärden för kväve, pH, temperatur, ljus, och fuktighet?
- Finns det någon skillnad i artsammansättning och vegetationstäckning mellan delområden som tillförts hö för 1, 2 eller 3 år sedan?
- Har det utvecklats vegetationsgradienter i gräsmarken med avseende på den speciella topografi med kullar och dalar som kännetecknar området?

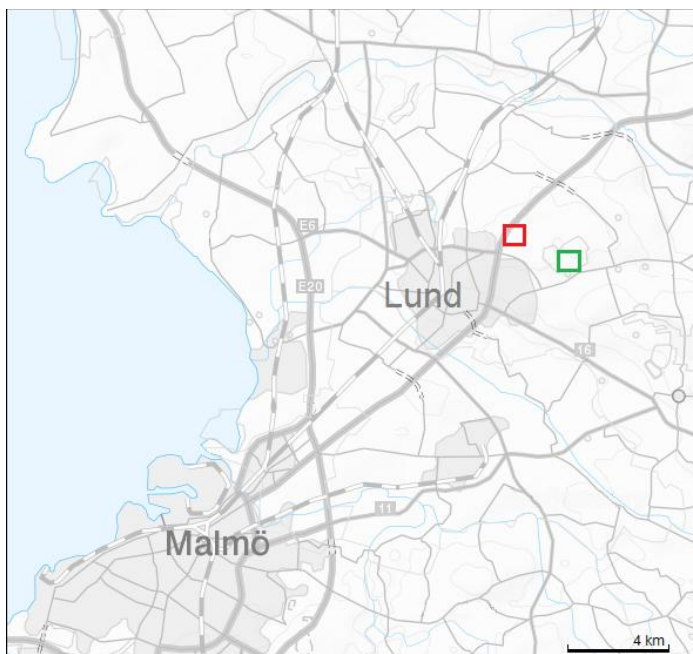
Utifrån resultatet kommer jag även att diskutera bevarandeaspekter att ta hänsyn till vid etablering av ny artrika gräsmarker på före detta åkermark.

Metod

Undersökningsområde

Undersökningsområdet ligger på före detta åkermark vid den nybyggda synkrotronljus-anläggningen MAX IV i norra Lund (figur 1). I protokollet till enskifteskartan 1819 benämns området som ängsmark (källa enskifteskartan 12-LUN-8). Knappt 100 år senare brukas jorden som åkermark, tillhörande byn Brunnsbäck (Häradsekonomska kartan Hardeberga J112-1-41), och denna användning fortsatte in på 2000-talet. Från byggstarten av anläggningen 2010 grävdes stora mängder jord- och schaktmassor upp och lades ovanpå åkermarken. Då forskningsanläggningen är mycket vibrationskänslig användes schaktmassorna för att skapa ett regelbundet mönster av kullar och dalar runt byggnaden för att dämpa vibrationer i marken (figur 2). Detta arbete slutfördes 2012, då man också inledde arbetet med att anlägga en gräsmark runt anläggningen (Peab 2016). Det nyskapade området är avsett att utgöra ett rekreationsområde i den planerade stadsdelen Science Village Scandinavia (Lunds kommun 2013). Under tiden för studien (2015) pågick anläggnings- och byggarbeten alldeles intill inventeringsområdet.

Området gränsar i väster till motorvägen E22 (figur 2) och frånsett några enstaka planterade träd utgörs vegetationen av ett gräs- och örtskikt. Enligt skötselplanen för området ska ytan slås en gång per år (MAX IV 2015), men någon slåtter genomfördes inte under 2015. De närmaste ängs- och betesmarkerna finns i naturreservatet Kungsmarken som ligger cirka 2 kilometer åt sydost (figur 1, se nedan). De flesta byggnaderna på området är monterade med sedumklädda tak vars yta nästan uppgår till 2,4 hektar (Carlberg 2015). I nordöstra delen av området finns en anlagd damm. Högsta punkten ligger 75 m över havet.



Figur 1. Den röda markeringen visar inventeringsområdet strax nordost om Lund, och den gröna markeringen visar läget för Kungsmarken.

Omgivningarna domineras av ett öppet slättlandskap och inventeringsområdet ligger mitt på Lundaslätten, som hyser landets bästa åkerjord (Länsstyrelsen Skåne 2016). Berggrunden utgörs av kalksten och jordlagret består till största del av moränfinlera, men längst i öster, till största del inom 1-årsområdet (där hö lades ut 2014, figur 2), förekommer även sandigt isälvs sediment (SGU 2016).



Figur 2. De gröna områdena visar de olika delområdena som inventerats. Årtalen anger vilket år respektive område tilldelats hö från Kungsmarken. Röda cirklar markerar inventerade toppar och kvadrater visar inventerade dalar.

Kungsmarken - källan till hömaterialet

Som en del av MAX IV:s strategi för hållbar utveckling ska det nyskapade landskapet runt anläggningen förutom att fungera som vibrationsdämpare och rekreationsområde även bidra till att öka den biologiska mångfalden i området (Peab 2016). Genom att lägga de mer eller mindre fröfria schaktmassorna (hämtade från flera meters djup) från byggnationen över den näringsrika åkerjorden ges goda förutsättningar för etablering av ängsväxter (Kardol m.fl. 2008).

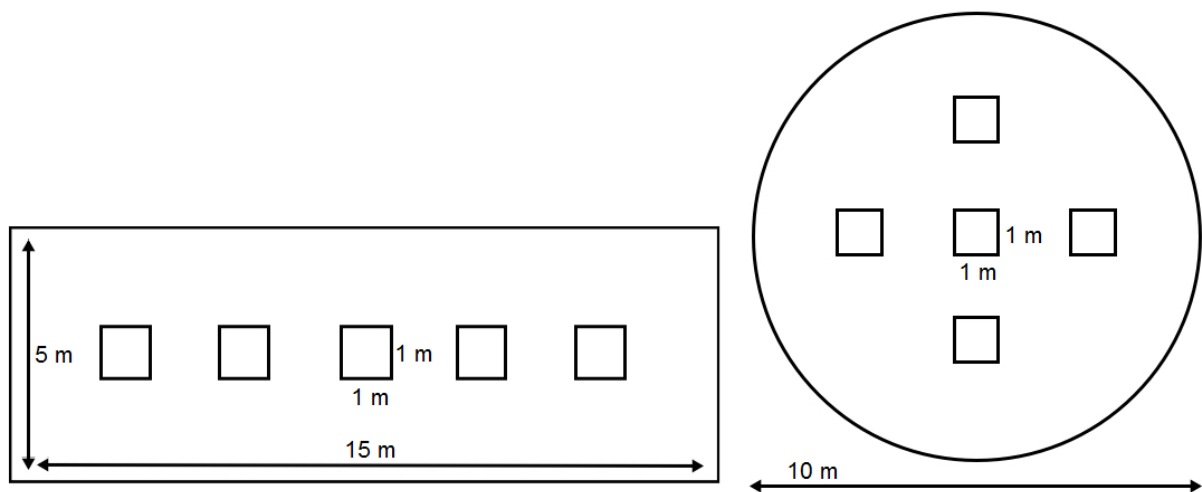
Gräsmarken runt MAX IV etablerades med hö från slåtrade ängsmarker i det närliggande naturreservatet Kungsmarken (Peab 2016). Då tillgången av hö från Kungsmarken är begränsad har spridningen skett under en följd av 3 år med start i det sydligaste delområdet 2012 (figur 2). Tiden för slåtter på Kungsmarken har varierat mellan början av augusti till början av september under de 3 åren. Höet har spridits ut på inventeringsområdet med en tjocklek på cirka 10-15 centimeter (Ola Malmgren, muntl. komm.). Det relativt tjocka lagret av hö håller tillbaka många ogräsarter, samtidigt som det tillförs en del näring, vilket kan ha negativa effekter på etableringen av vissa målarter (Ruprecht m.fl. 2010).

Delar av Kungsmarken har med obruten kontinuitet hävdats genom slåtter eller bete sedan åtminstone 1100-talet, och är en av Skånes artrikaste gräsmarker. Under en inventering av hela reservatet 2009 hittades 462 kärlväxtarter och i de slåtrade ängarna påträffades hela 205 arter (hädanefter refererade till som målarter), varav 15 är upptagna på den svenska rödlistan (Mattiasson 2010). Många av områdets rariteter har blivit allt sällsyntare och under det senaste decenniet har ett flertal ängsväxter försvunnit, däribland några orkidéer. Dränering och torrläggning samt gödningseffekter från golfbanan anses vara de viktigaste orsakerna till den kraftiga tillbakagången. Den dominerande jordarten på Kungsmarken är kalkhaltig skiffer-urbergsmorän (Mattiasson 2010).

Kärlväxtsinventering

Inventeringen av kärlväxter genomfördes mellan 4 juni och 15 juli 2015. Hela området delades in i fyra olika delområden beroende på vilket år de tilldelats hö. Ett område där jorden varit blottad sedan konstruktionen av kullarna, har inte mottagit hö och fungerade som kontrollområde (figur 2). Varje delområde består av ett antal toppar och dalar som tilldelades var sitt nummer och på vilka storrutor sedan slumpades ut med hjälp av slumpalsgenerator i Excel. Utformningen av storrutorna skiljer sig något åt mellan toppar och dalar för att anpassas till topografin och ge en representativ bild av vegetationen i de två miljöerna. Storrutorna på topparna utgörs av en cirkel med en radie på 5 meter medan storrutorna i de smalare dalarna bildar en rektangel med sidorna 5 x 15 meter. Den undersökta arean blev alltså ungefär lika stor för de två typerna av storrutor. Inom varje storruta placerades fem kvadratmeterstora vegetationsrutor (hädanefter kallade provrutor) enligt figur 3. Totalt inventerades 50 storrutor och således 250 provrutor. För att minimera risken för systematiska mätfel och för att täcka in så stor del som möjligt av växtsäsongen för de olika delområdena, inventerade jag bara några storrutor åt gången inom ett visst delområde för att sedan gå vidare till nästa. För inventeringen användes måttband, kompass, ett fem meter långt snöre och en

kvadratmeterstor träram. På grund av den stora variationen i delområdenas area inventerades olika många storrutor: 10 i kontrollområdet, 13 i 1- och 3-årsområdena och 14 i 2-årsområdet (figur 2).



Figur 3. De två olika typerna av storrutor och provrutornas placering och förhållande till varandra. Som en anpassning till topografin användes rektangeln för att inventera dalar och cirkeln för att inventera toppar.

Täckningsgraden bedömdes enligt en 25-gradig skala genom att dela in provrutorna i 25 smårutor inom vilka förekomst eller avsaknad av arterna noterades. Metoden att beräkna artförekomst genom att dela in provrutorna i smårutor är något tidskrävande men har fördelen att bedömningen blir objektiv, mer exakt och därmed även lättare att upprepa för andra, jämfört med att rent visuellt uppskatta täckningsgraden (Lawesson 2000). Förekomst av en art räknades endast när växten var rotad inom smårutan. Gräs och örter som hängde eller lutade in i en småruta räknades följaktligen inte. Arter med stor bladrosett, såsom ogräsmaskrosor *Taraxacum* sect. *Taraxacum* och rödklint *Centaurea jacea*, kunde räknas flera gånger om den täckte flera smårutor trots att det var en och samma individ. På samma vis som för kärlväxter beräknades täckningsgraden för mossor (alla arter sammanslagna).

Arter utanför provrutorna

Som ett komplement till analysen av kvadratmeterrutorna noterades inom varje storruta också de arter som ej påträffats i någon av provrutorna. Dessa arter noterades endast som förekomst eller frånvaro. Genom detta komplement kunde även lågfrekventa arter bidra till analyserna. Några få arter var så lågfrekventa att de inte ens kom med i storytorna. Dessa arter noterades i en total artlista för varje delområde men användes inte i analyserna (bilaga 1-2).

Artbestämning

Som bestämmingslitteratur användes *Den nya nordiska floran* (Mossberg & Stenberg 2010) och *Svensk flora - Fanerogamer och kärlkryptogamer* (Krok & Almquist 2013). För att bestämma svåridentifierade arter tog jag hjälp av min handledare. Vissa arter kunde, på grund av tidigt växtstadium eller möjliga hybrider, inte bestämmas till art utan endast till släkte,

däribland ogräsmaskrosor, lönnar *Acer* sp., hagtornar *Crataegus* sp., prunusar *Prunus* sp. och vissa viden *Salix* sp. Växternas svenska och vetenskapliga namn följer nomenklaturen i Dyntaxa (2016).

Etablering och vegetationsutveckling

Etableringen och vegetationsutvecklingen i den nyskapade gräsmarken åskådliggjordes genom att för varje delområde beräkna det totala artantalet, antalet gräsarter och antalet målarter (per prov- eller storruta) samt den totala täckningsgraden för olika artkategorier. Med målarter menas arter som med stor sannolikhet har sitt ursprung i höet från Kungsmarken (Mattiasson 2010). Vidare beräknades en så kallad "transfer rate" (Hölzel & Otte 2003), det vill säga andelen av slåttermarksarter i Kungsmarken som etablerats i det nya området.

Provrutornas artuppsättning användes för att beräkna det genomsnittliga naturvårdsvärdet (NVV) och dess förändring åren efter höspridning, baserat på ett index som beräknats för samtliga arter i den skånska floran (Tyler & Olsson 2013). Indexvärdet går från 0 till >350 och baseras på artens frekvens i Skåne, hur länge den funnits där, frekvensförändringar under 1900-talet och artens hotkategori i den svenska rödlistan. Låga värden indikerar att arten etablerat sig i sen tid eller att den funnits en längre tid men spridit sig i stor utsträckning under det senaste århundradet. Höga värden på skalan innebär att arten har genomgått en markant minskning sedan början av 1900-talet, att arten löper risk att dö ut och att naturvårdsinsatser krävs för att säkra artens fortlevnad i Skåne (Tyler & Olsson 2013). En liknande analys gjordes på medelvärdena för olika storrutor, detta för att minska effekten av eventuella extremvärden.

För att testa olika miljöfaktors betydelse för etableringsframgången gick jag genom alla de slåtterängsarter som antecknats i Kungsmarkenområdet (Mattiasson 2010) för att se vilka arter som lyckats respektive inte lyckats etablera sig i MAX IV-området. De två artgrupperna jämfördes därefter med avseende på såväl naturvårdsvärde som Ellenbergs indikatorvärden för temperatur, ljus, pH, fuktighet, kväve och kontinentalitet, där den sistnämnda beskriver artens krav på kontinentalt klimat. Värdena uttrycks i en skala från 1 till 9, förutom fuktighet där skalan går från 1 till 12. Arternas Ellenbergvärden är hämtade från en databas utarbetad av Tyler m.fl. (2014), som i sin tur hämtat sina data från Karrer & Wiederman (2014).

De arter som inte kunde bestämmas till art utslöts från analyser där etableringsframgången relaterades till artspecifika naturvårds- och indikatorvärden. För vissa arter saknades en eller flera indikatorvärden, vilket gör att analyserna grundas på varierande antal arter.

Då data ofta avvek från normalfördelning användes genomgående Mann-Whitneys U-test i de statistiska testerna, en icke-parametrisk metod som baseras på värdenas inbördes ordning i stället för deras absoluta storlek. Analyserna utfördes i PAST 3 (Paleontologica Electronica, Oslo, Norge).

Ordination av växtsamhällen

För att jämföra växtsamhällen mellan olika delområden, och mellan toppar och dalar inom delområdena, gjordes vegetationsordinationer, baserade på samtliga arters täckningsgrad i de olika provrutorna. Analyserna utfördes i programmet PAST 3 med en metod som kallas Detrended Correspondence Analysis (DCA). DCA lämpar sig väl till att analysera växtdata och innehåller till skillnad från andra ordinationsmetoder en algoritm som gör att punkterna (provrutorna) sprids ut i ordinationsdiagrammet och att resultaten därmed blir mer lättolkade (Hammer 2015). Med DCA undviks bland annat ”hästskoeffekter”, orsakade av att punkterna placeras i en båge där avstånden mellan extremerna inte avspeglar de korrekta avstånden (Holland 2008).

DCA ger inte bara en grafisk bild av hur vegetationen varierar mellan olika provrutor utan bidrar också med så kallade "egenvärden" (eigenvalues) som i en fallande skala visar hur mycket av variationen som beskrivs av varje ordinationsaxel - och den vegetationsgradient som svarar mot denna axel (Millberg m.fl. 2003). Antalet möjliga axlar är detsamma som antalet funna arter (150 i denna studie), men ett diagram baserat på de två första (starkaste) axlarna ger ofta en bra översiktlig bild av den totala variationen (Lawesson m.fl. 2000).

Två olika ordinationer utfördes: en för samtliga provrutor baserade på täckningsgrad och en för storrutor där även arter utanför provrutorna inkluderats. Till skillnad från analysen med provrutor baseras ordinationen av storrutor endast på arters förekomst/avsaknad.

Resultat

Etablering

Artantal och abundans

Inom storrutorna hittades totalt 150 kärlväxtarter (bilaga 1). Ytterligare 18 arter påträffades utanför storrutorna (bilaga 2). Totalt hittades 7 rödlistade arter varav 4 har sitt ursprung i höet från Kungsmarken: stallört *Ononis spinosa* subsp. *hirsina*, sommarfibbla *Leontodon hispidus*, stor bockrot *Pimpinella major* och ängsskära *Serratula tinctoria*.

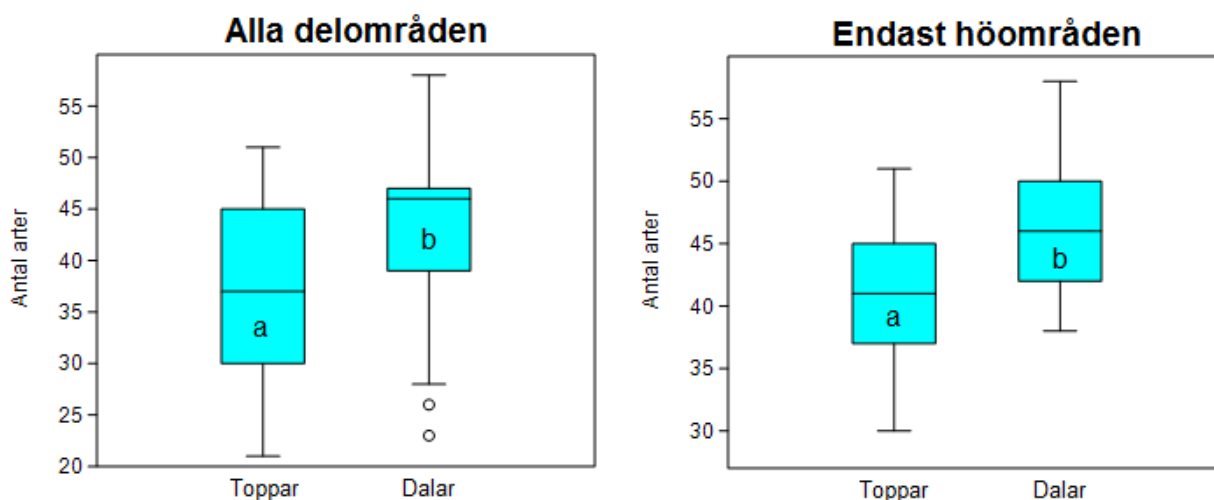
Totalt påträffades 85 målarter (arter från Kungsmarken som lyckats etablera sig i MAX IV-området), vilket innebär en transfer rate på 42 %. I 1-årsområdet hittades 57 målarter, i 2-årsområdet 69 och i 3-årsområdet 63. Efter 3 år var transfer rate således 31 % (tabell 1). Av det totala artantalet i inventeringsområdet utgörs 57 % av målarter. Av Kungsmarkens 30 olika gräsarter hittades 21 i det nya området, det vill säga en transfer rate på 70 %. Trots att kontrollområdet inte tilldelats hö från Kungsmarken hittades 24 målarter, varav de flesta är triviala växter såsom krusskräppa *Rumex crispus*, vitgröe *Poa annua*, våtarv *Stellaria media*, vitklöver *Trifolium repens* och hundäxing *Dactylis glomerata*.

De mest frekventa arterna i MAX IV-området var rödsvingel *Festuca rubra* (190 provrutor), ogräsmaskrosor (163), hönsarv *Cerastium fontanum* (159), svartkämpar *Plantago lanceolata* (157) och luddtåtel *Holcus lanatus* (155). I kontrollområdet dominerade taggsallat *Lactuca serriola* (49 rutor), vitgröe (49) och hästhov *Tussilago farfara* (40). Flera arter med högt naturvårdsvärde tillhörde de mest lågfrekventa, däribland brudbröd *Filipendula vulgaris* (1), höskallra *Rhinanthus angustifolius* (1), darrgräs *Briza media* (2) och stallört (1).

Tabell 1. Transfer rate (andel arter från Kungsmarken som etablerats på MAX IV-området), antal målarter och andelen målarter av det totala antalet arter på MAX IV-området.

	1-årsområde	2-årsområde	3-årsområde	Kontroll	Totalt
Transfer rate	28 %	34 %	31 %	12 %	42 %
Målarter totalt	57 (38 %)	69 (46 %)	63 (42 %)	24 (16 %)	85 (57 %)
Målarter gräs	14 (47 %)	18 (60 %)	19 (63 %)	6 (20 %)	21 (70 %)

Storrutor som placerats i dalar var signifikant artrikare än de som placerats på toppar (figur 4). Skillnaden kvarstod när kontrollområdet exkluderats och endast områden som tilldelats hö ingick i analysen.



Figur 4. Medelantalet arter per storruta för toppar och dalar. I diagrammet till höger har kontrollområdet exkluderats ur analysen. Boxar med olika bokstäver indikerar signifikanta skillnader mellan grupperna ($p < 0.001-0.05$).

Etablering i relation till indikatorvärden

Det finns en tydlig koppling mellan en arts förmåga att etablera sig i MAX IV-området och dess indikatorvärden för kväve: arter som gynnas av höga kvävenivåer i marken har lättare att etablera sig än sådana som undviker kväve (tabell 2, $p < 0,001$). En av de mest kvävegynnade arterna, mjölke *Chamaenerion angustifolium* (Ellenbergvärde 9), förekommer dock endast som enstaka exemplar mellan storrutorna (Bilaga 2). Det finns inga klara samband mellan en arts krav på ljus, temperatur, kontinentalitet, pH och fuktighet, och dess förmåga att etablera sig i MAX IV-området (tabell 2).

Det finns en stark koppling mellan etableringsförmåga och naturvårdsvärde (NVV): arter som etablerat sig i det nya området har lägre värden än de som inte lyckats ($p < 0,001$). Av de 36 arter som har ett naturvårdsvärde över 100 har dock endast 4 arter etablerat sig, nämligen stallört (NVV 327), ängsskära (NVV 207), sommarfibbla (NVV 182) och stor bockrot (NVV 149). Av dessa arter var det bara stor bockrot som påträffades i 3-årsområdet (1 observation). Det finns också ett signifikant samband mellan etableringsförmåga och abundansförändring i landskapet som helhet: arter som minskar i Skåne hade också svårare att börja växa på den nya lokalen.

Tabell 2. Medelvärdet (och medianen) för Ellenbergs indikatorvärden för arter som etablerat sig respektive inte etablerat sig efter utläggning av hö från Kungsmarken.

Indikator	Etablerade arter	Ej etablerade arter	p-värde
Naturvårdsvärde	31,3 (13,5)	95,4 (54)	<0,001
Kväve	4,5 (4)	3,4 (3)	<0,001
Förändring i Skånes flora	0,1 (0)	-0,6 (0)	<0,01
Ljus	7,0 (7)	7,1 (7)	0,44
Temperatur	5,3 (5)	5,4 (5)	0,72
Fuktighet	5,5 (5)	5,8 (5)	0,28
Kontinentalitet	3,6 (3)	3,8 (3)	0,30
pH	6,1 (7)	5,8 (6)	0,30

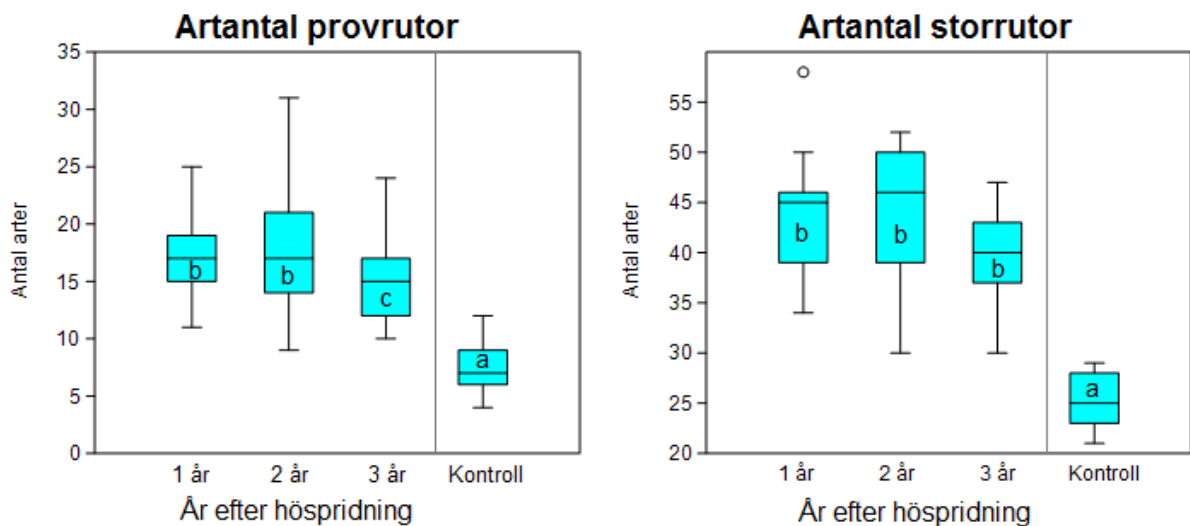
n = 43-119

Vegetationsutveckling

Artantal

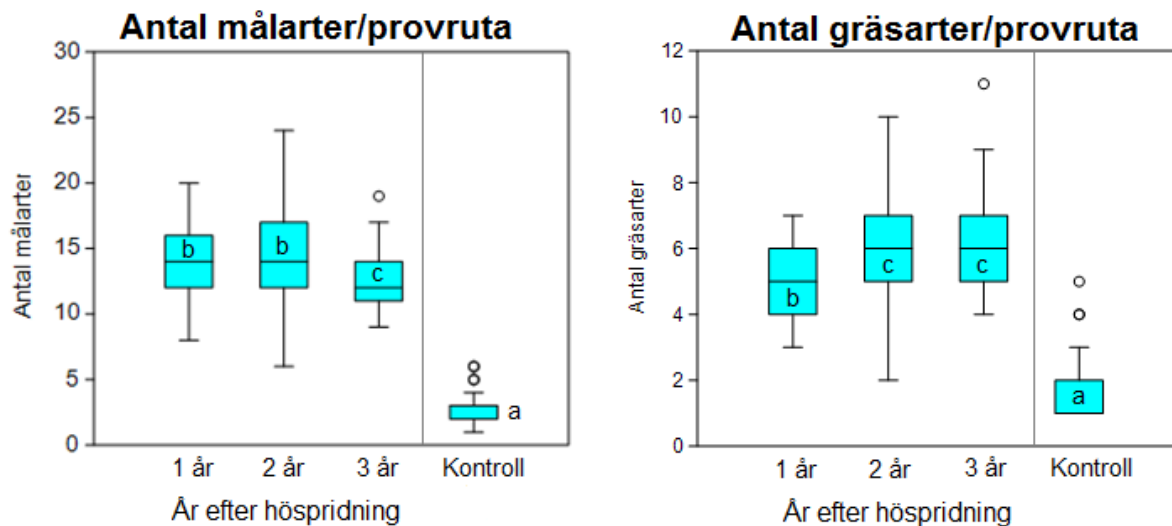
Det finns signifikant färre arter per provyta i kontrollområdet jämfört med de områden som tilldelats hö (figur 5), och detta gäller även antalet målararter och gräsarter (figur 6). Artantalet ökar kraftigt det första året efter höspredning för att sedan minska något från andra till tredje året då det i medeltal fanns 15 arter per provruta; analysen baserad på storrutor visar dock inte på någon statistiskt signifikant nedgång i artantalet till det tredje året (figur 5).

Den artfattigaste provrutan fanns på kontrollområdet och innehöll 4 arter, medan den artrikaste återfanns i 2-årsområdet med 31 arter.



Figur 5. Antal arter per provruta respektive storruta under åren efter höspridningen samt i kontrollområdet. Boxar med olika bokstäver indikerar signifikanta skillnader mellan områden ($p < 0.001-0.05$).

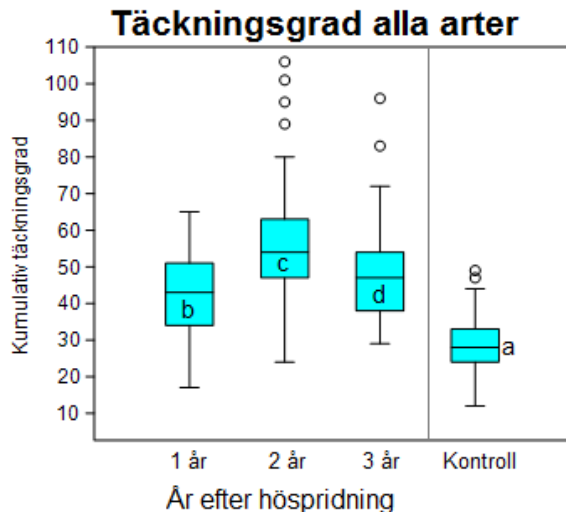
Antalet målarter ökar kraftigt under första året efter höspridning för att sedan minska något från andra till tredje året. Det sker en signifikant ökning av antal gräsarter per provruta fram till två år efter höspridning, men därefter håller sig artantalet konstant (figur 6). Andelen målarter per provruta ökar under det första året efter höspridning, och ökar sedan igen från andra till tredje året, då det i medeltal finns 86 % målarter i provrutorna.



Figur 6. Antal målarter respektive gräsarter per provruta. Boxar med olika bokstäver indikerar signifikanta skillnader mellan områden ($p < 0.001-0.05$).

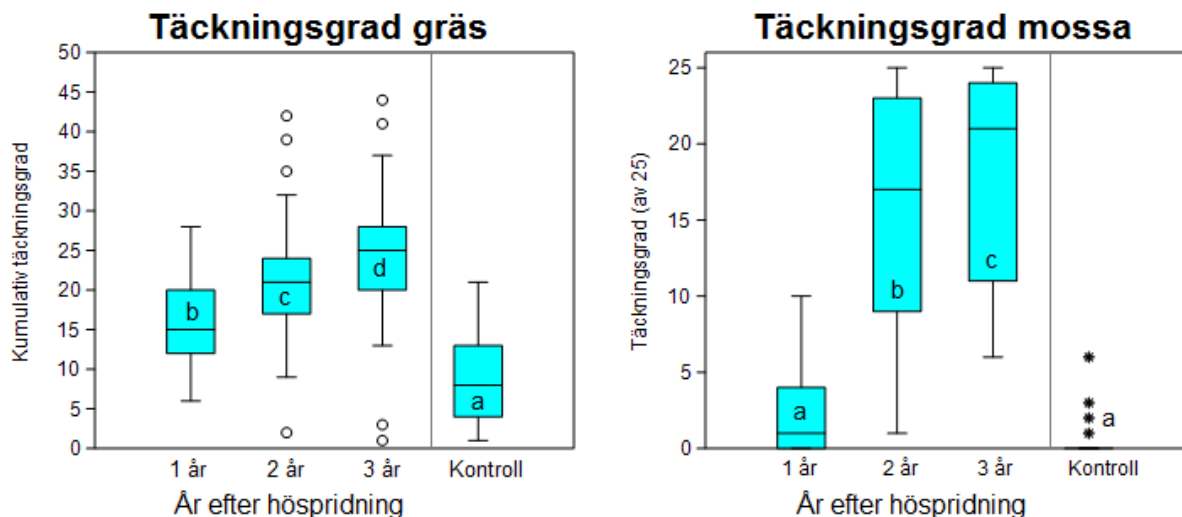
Täckningsgrad

Den totala täckningsgraden (summerad över alla arter) inom provrutorna ökar de två första åren för att sedan minska något från andra till tredje året (figur 7).



Figur 7. Den kumulativa täckningsgraden över alla arter i provrutorna. Boxar med olika bokstäver indikerar signifikanta skillnader mellan områden ($p < 0.001-0.05$).

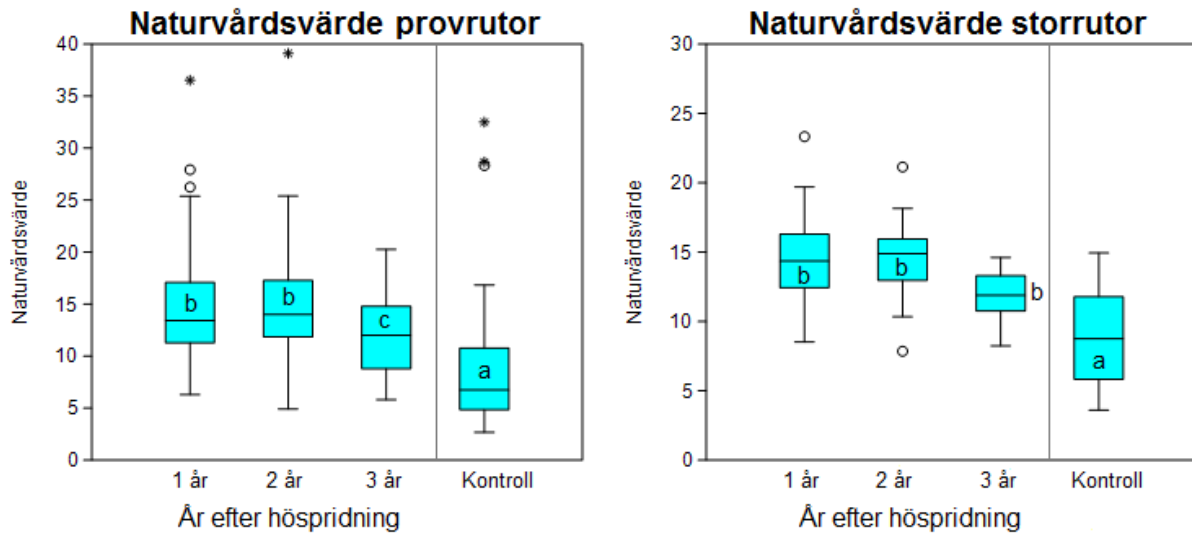
Täckningsgraden av gräs startar från en låg nivå i kontrollområdet (nästan uteslutande vitgröe) och ökar med antalet år efter höspridningen (figur 8). Under första året efter höspridning sker ingen ökning av mosstäckningen (jämfört med kontrollområdet), men mellan första och andra och mellan andra och tredje året ökar mosstäckningen markant. Mellan första och andra året ökar mosstäckningen med mer än 600 procent (figur 8). Mosstäckningen i provrutorna varierade stort, framförallt i 2- och 3-årsområdena.



Figur 8. Den kumulativa täckningsgraden för gräs (vänster) och den genomsnittliga täckningsgraden för mossa (uttryckt i en 25-gradig skala). Boxar med olika bokstäver indikerar signifikanta skillnader mellan områden ($p < 0.001-0.05$).

Naturvårdsvärde

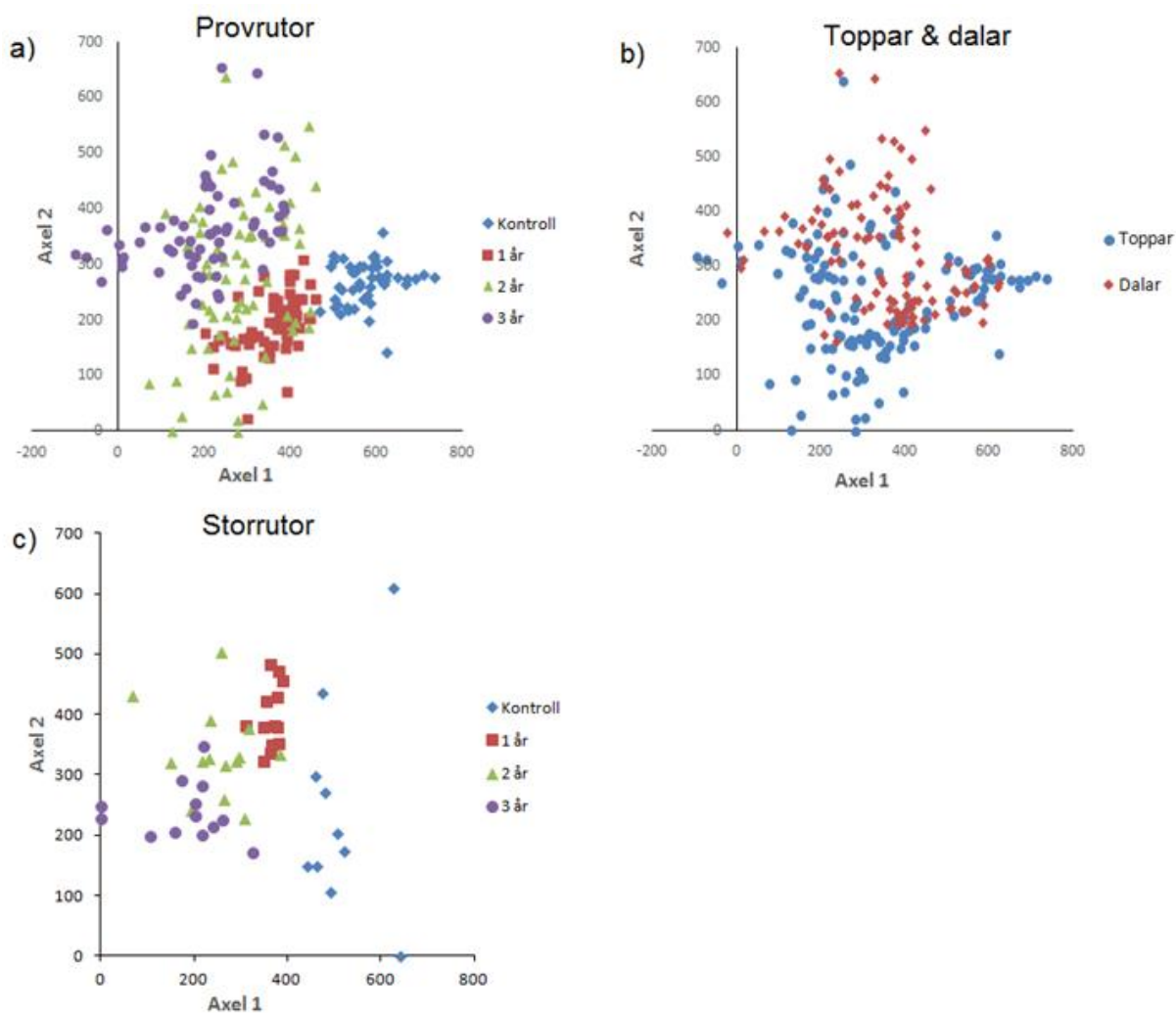
Figur 9 visar hur den nya gräsmarkens naturvårdsvärde förändras över tid, baserade på data från såväl provrutor som storrutor. Som synes ökar naturvårdsvärdet under första året efter höspridning (jämfört med kontrollområdet). I analysen av provrutor minskar naturvårdsvärdet något från andra till tredje året, ett samband som dock inte observeras när provrutornas värden slås samman till storrutor.



Figur 9. Medelvärden per provruta respektive storruta för indikatorn naturvårdsvärde under de första åren efter höspridning. Boxar med olika bokstäver indikerar signifikanta skillnader mellan områden ($p < 0.001-0.05$).

Ordination av växtsamhällen

Resultatet från DCA-ordinationen av samtliga inventerade provrutor presenteras i figur 10a-b medan tabell 3 visar förklaringsgraden (egenvärdet) för de fyra starkaste ordinationsaxlarna. Växtsamhället inom kontrollområdet skiljer sig markant från övriga delområden. Skillnaden återges framförallt på den första (starkaste) ordinationsaxeln. Provrutorna för 1-årsområdet ligger väl samlade och avviker från övriga provrutor, det finns dock ett ganska stort överlapp med 2-årsrutorna. Jämfört med kontrollområdet och 1-årsområdet är variationen stor inom såväl 2- som 3-årsområdet.



Figur 10. De inventerade ytornas placering längs de två första ordinationsaxlarna från DCA. Ordinationen i a) och b) är baserad på artsammansättningen i separata provrutorna medan ordinationen i c) baserats på förekomst/avsaknad i storrutor.

Tabell 3. Tabellen visar de fyra första ordinationsaxlarnas egenvärden, grundat på analys baserad på provrutor respektive storrutor

Axel	Provrutor	Storrutor
1	0,67	0,34
2	0,22	0,16
3	0,17	0,12
4	0,14	0,09

Separationen mellan delområdena i ordinationen av provrutor beror till stor del på att många arter bara förekommer inom ett delområde: 1- och 3-årsområdet har vardera 9 för områdena unika arter, 2-årsområdet har 19 unika arter och kontrollområdet har 12 unika arter (bilaga 1). Artlistorna visar också att 2- och 3-årsområdet har 75 gemensamma arter medan 1- och 3-årsområdet bara har 63 gemensamma arter, något som medverkar till att de sistnämnda områdena ligger längre från varandra i ordinationen. Kontrolllytans separation från de andra delområdena har dels att göra med att den är betydligt artfattigare, men även att de ingående

arternas täckningsgrad generellt sett är lägre. De tre provrutor som avviker mest (längst upp i figur 10a) är relativt artfattiga och de ingående arterna har låg täckningsgrad.

Ordinationen av storrutor, där även arter utanför provrutorna tagits med i analysen, visar en ännu tydligare skillnad i artsammansättning mellan delområdena (figur 10c). I figuren syns tydligt att 1-årsområdet är den mest homogena gruppen. I kontrollområdet finns två extremt avvikande storrutor. Rutan längst ner till höger har flera arter som är unika för just den rutan, däribland åkermolke *Sonchus arvensis*, rågvallmo *Papaver dubium* och trädgårdsveronika *Veronica persica*. Rutan längst upp till höger är speciellt artfattig och har för området två unika arter: vägmålla *Atriplex patula* och revormstörel *Euphorbia helioscopia*.

I figur 10b jämförs toppar och dalar i ordinationen baserad på enskilda provrutor. Trots stor överlappning går det att urskilja en skillnad mellan de två miljöerna längs den andra (svagare) ordinationsaxeln, speciellt i de områden där det lagts ut hö. Gökblomster *Lychnis flos-cuculi*, rosendunört *Epilobium hirsutum*, humleblomster *Geum rivale* och krypven *Agrostis stolonifera* är arter som nästan uteslutande förekommer i dalar och därmed bidrar till separationen. Dalarnas generellt större artrikedom (figur 4) bidrar också till separationen.

Diskussion

Metoden att skapa nya artrika gräsmarker med hö från närliggande lokaler har blivit en allt vanligare naturvårdsåtgärd runt om i Europa (Walker m.fl. 2004; Török m.fl. 2011; Auestad m.fl. 2015) men det behövs fler studier som kan visa om detta är en framgångsrik metod samt vilka faktorer som har betydelse för en lyckad etablering av arter och vegetationstyper (Kiehl 2010). I denna studie undersöktes hur etableringen av kärllväxter med hjälp av höspridning ter sig i ett inledande skede (3 år), samt vilka ekologiska indikatorer som speglar en framgångsrik etablering.

Artantal och etableringsframgång

Den omfattande etableringen av gräsmarksarter vid MAX IV visar att höspridning kan vara en effektiv naturvårdsmetod för att skapa nya artrika gräsmarker, speciellt när man jämför behandlade ytor med kontrollområdet, där det endast skett spontan etablering av växter från den närmaste omgivningen. Fröbanken för ängsmarkers arter är ofta utarmad i dagens odlingslandskap och dessutom är ängsväxters spridningsförmåga begränsad (Diacon-Bolli m.fl. 2013; Donath m.fl. 2007), ett problem som övervinns genom denna metod. Liknande studier har gjorts där restaureringsområdet legat precis i anslutning till ursprungslokalen så att målarterna på egen hand kunna spridas från den gamla till den nya lokalen (Baasch m.fl. 2012; Kiehl & Wagner 2006). I detta fall är avståndet till ursprungslokalen och närmaste artrika gräsmarker för långt för att ängsarterna ska kunna spridas med egen kraft i någon större utsträckning, vilket gör att det är rimligt att tro att de flesta målarter som påträffas vid MAX IV följt med höet vid spridningstillfället. Ett flertal av målarterna i Kungsmarkens slätterängar utgörs dock av triviala ogräsarter (Mattiasson 2010) som troligtvis även kan

förekomma i ruderatmarker i MAX IV-områdets omgivning, och med egen kraft sprida sig till området. Detta förklarar varför det inom kontrollområdet hittades 24 målarter, trots att området inte tilldelats hö från Kungsmarken.

Efter 3 år återfanns 63 arter av 205 möjliga arter från Kungsmarken vilket svarar mot en transfer rate på 31 % (42 % om samtliga påträffade målarter medräknas). Detta är en klart lägre etablering av målarter än vad som rapporterats i andra studier: ca 49-50 % i Klimkowska m.fl. (2007) och Rydgren m.fl. (2010), 60 % i Rasran m.fl. (2007), 70 % i Kiehl m.fl. (2006) och 85 % i Hölzel & Otte (2003). Att transfer rate i denna studie är lägre än i flera liknande studier kan bero på att miljöbetingelserna mellan Kungsmarken och MAX IV skiljer sig åt, inte minst vad gäller jordmånen (Mattiasson 2010, SGU 2016). En annan rimlig förklaring kan vara att flera av Kungsmarkens växtpopulationer - i första hand sällsynta och känsliga arter - tycks ha låg vitalitet (Mattiasson 2010), vilket kan ha påverkat förmågan att etablera sig på det nya området (Broadhurst m.fl. 2008). Vander Mijnsbrugge m.fl. (2010) föreslår att man om populationerna som höet hämtas ifrån är känsliga och har låg vitalitet, istället hämtar hömaterial och frön från flera olika populationer. En tredje orsak till det relativt låga transfer rate-värdet kan vara att det verkliga innehållet av arter i höet är lägre än det artantal som observerats på Kungsmarken.

Analyser med Ellenbergvärden visar tydligt att arter med låga indikatorvärden för kväve har svårare att etablera sig på det nya området. Detta antyder att markens kvävehalt är högre vid MAX IV än på Kungsmarken, trots att jordmassor från flera meters djup lagts på den före detta åkerjorden för att minska näringstillgången (Kardol m.fl. 2008). Mina resultat visar även att arter med höga naturvårdsvärden har svårare att etablera sig än mer triviala växter. De arter från Kungsmarken som föredrar eller tolererar låga kvävehalter har som regel också höga naturvårdsvärden (Tyler & Olsson 2013), och detta kan förklara varför den nya gräsmarken fortfarande saknar skyddsvärda arter såsom vildlin *Linum catharticum*, backsmörblomma *Ranunculus polyanthemos*, backsilja *Peucedanum oreoselinum*, ängsstarr *Carex hostiana* och loppstarr *Carex pulicaris*. Kopplingen till naturvårdsvärdet förklarar också den låga etableringsframgången för arter som minskat i Skåne. I många fall har dessa allt ovanligare arter ofta högre naturvårdsvärden än arter som blivit vanligare, och deras oförmåga att etablera sig tyder på att de har höga krav på sin växtmiljö för att gro och etableras.

Den art som hade högst naturvårdsvärde inom inventeringsområdet var klätt *Agrostemma githago* (NVV 640), vilken hittades i tre storrutor i kontrollområdet samt som spridda individer utanför de inventerade ytorna i samma område. Arten är ett mycket sällsynt åkerogräs och återfinns idag endast på ett fåtal lokaler i Sverige (Naturvårdsverket 2007). En trolig förklaring till dess förekomst är dock att den och andra påträffade arter, till exempel honungsfacelia *Phacelia tanacetifolia* (bilaga 2), såddes in under 2012 (Ola Malmgren, muntl. komm.) och sedan klarat sig kvar. Dess naturvårdsvärde i MAX IV-området är därför mycket tveksamt även om den i analyserna tilldelats ett högt naturvårdsvärde.

Tre av 15 rödlistade arter från Kungsmarken hittades inom inventeringsområdet, men endast en av dessa (stor bockrot) påträffades i 3-årsytan, vilket är betydligt lägre än antalet fullt

etablerade rödlistade arter i andra studier (Kiehl & Wagner 2006; Schmiede m.fl. 2006). Ingen av Kungsmarkens 8 olika orkidéarter kunde påträffas, vilket kan förklaras av att det gått för kort tid sedan höspridningen och att svampfloran fortfarande är outvecklad, något som försvårar för etableringen av orkidéer och andra mykorrhizoberoende arter (Teste 2016). Teste (2016) och Torrez m.fl. (2016) föreslår att man vid etablering av nya artrika gräsmarker sprider ut jord med sporer av arbuskulära mykorrhizasvampar då detta visat sig öka etableringsframgången och artrikedomen.

Av de 17 starrarter som finns på Kungsmarken har endast grusstarr *Carex hirta* lyckats etablera sig på MAX IV-området. Att starrar har dålig etableringsförmåga vid gräsmarksrestaureringar har även observerats i andra studier (Donath m.fl. 2007; Hölzel & Otte 2003), och en trolig förklaring är att flertalet starrar blommar och sätter frön tidigt på säsongen och därför inte följer med när gräset slås på sensommaren eller hösten. En annan orsak till att de har svårt att etablera sig kan vara att förutsättningarna för groning (konstant hög fuktighet) inte uppfylls på den nya växtplatsen (Schütz 2000). Eftersom starr ofta sprider sig vegetativt vore ett komplement till höspridning att gräva ur och förflytta hela grässvålar vilket skulle underlätta för spridning av starr och andra fuktälskande växter i det nya området (Seffer m.fl. 1999). Denna metod skulle antagligen fungera bäst i dalarna, där det redan etablerats ett antal fuktälskande arter, såsom gökblomster, rosendunört, humleblomster och krypven.

Det finns en viss osäkerhet i jämförelserna mellan Kungsmarken och MAX IV-området eftersom artsammansättningen i det transporterade höet inte bygger på direkta undersökningar utan på vad som förekommer i slätterängarna på Kungsmarken (Mattiasson 2010). Detta problem förekommer i flera liknande studier av etableringsförsök av artrika gräsmarker (Török m.fl. 2011).

Vegetationsutveckling

Områden som tilldelats hö från Kungsmarken var signifikant artrikare än kontrollområdet, och i likhet med andra studier (Rasran m.fl. 2007; Donath m.fl. 2007; Auestad m.fl. 2015) ökade artantalet markant det första året efter höspridning för att därefter plana ut och även minska en aning. Antalet gräsarter ökad successivt de två första två åren och det fanns en tendens till ökning även det sista året. För en långsiktig etablering av ängsarter menar Donath m.fl. (2007) att det är viktigt att artantalet och täckningsgraden av de introducerade arterna ökar i ett tidigt skede, annars finns det en risk att triviala arter snabbt sprider sig i området och bildar en tät grässvål som försvårar för etableringen av viktiga målararter. En snabb etablering av önskade gräsarter minskar också risken för att triviala arter koloniserar området. Resultaten från täckningsgradsanalysen (figur 7 och 8) tyder på att det finns goda förutsättningar för en långsiktig etableringsframgång i undersökningsområdet.

Antalet målararter når sitt maximum redan efter det första året och andelen målararter av det totala antalet arter fortsätter öka till det tredje året, vilket indikerar en framgångsrik etablering och önskat resultat av höspridningen. Resultatet visar att andelen målararter efter tre år är 86 % vilket är i paritet med en studie av Kiehl & Wagner (2006) där vegetationen analyserades åtta

år efter etablering. Enligt figur 9 ökar naturvårdsvärdet under första året efter höspridning för att sedan avta, speciellt i analyser baserade på provrutor. Skillnaden mot kontrollområdet skulle vara ännu större om klätt, med sitt tveksamma naturvårdsvärde (se ovan), exkluderats från analyserna. Sammantaget bekräftar dessa resultat att höspridningsmetoden är en effektiv åtgärd för att etablera målarter och höja naturvårdsvärdet på en restaurerad gräsmark, men den korta tidsperioden i denna studie gör det svårt att avgöra hur naturvårdsvärdet kommer att förändras i ett långsiktigt perspektiv.

I enlighet med tidigare studier (Baasch m.fl. 2012) fick ytor med utlagt hö en ökad täckning av mossor jämfört med obehandlade kontrollrutor, men precis som i studien av Baasch m.fl. (2012) dröjer det några år efter höspridningen innan täckningsgraden börjar öka. Utan att ha undersökt närmare, misstänker jag att sporer från mossor följt med höet från Kungsmarken och att etableringen av mossor därmed underlättats (Poschlod & Biewer 2005). Det är också möjligt att hötäcknet erbjuder ett stabilt och fuktigt mikroklimat där sporer kan gro, en faktor som också skulle gynna mossor som sprids in lokalt från omgivningarna. Det vore intressant att testa dessa förklaringar genom att jämföra mossfloras artsammansättning i Kungsmarken och i MAX IV-området, på samma sätt som för kärleväxterna.

Ett generellt mönster i analyserna av vegetationsutvecklingen är att de största förändringarna sker det första året efter höspridning. Förändringstakten av vegetationssammansättningen avtar sedan med tiden vilket är en vanlig företeelse i den tidiga successionen av nyligen störda växtsamhällen (Prach m.fl. 1993).

Denna studie bygger inte på ett planerat experiment utan på en av MAX IV förbestämd design för höspridning, vilket inneburit att olika behandlingar (år) hamnat i olika väderstreck (figur 2) och inte upprepats i olika block som i ett kontrollerat experiment. Detta kan påverka tolkningen av vegetationsutvecklingen eftersom det kan finnas skillnader mellan delområden som orsakas av andra faktorer än årseffekten, däribland skillnader i ljus- och vindexponering samt jordsammansättning. Att 3-årsytan hade något färre arter och målarter än 2-årsytan kan delvis bero på att 3-årsytan var mindre än övriga hömråden.

Förändringar på samhällsnivå

Enligt vegetationsordinationerna är provrutor som fått hö samma år mer lika varandra än rutor som fått hö olika år, och det finns en tydlig skillnad i växtsamhället mellan kontrollområdet och de delområden som fått hö. Från att ha haft en relativt homogen artsammansättning efter ett år är det också tydligt att artsammansättningen blir allt mer rumsligt varierad 2-3 år efter höspridningen. Ordinationen av storrutor bekräftar att artsammansättningen förändras med tiden, men till skillnad från ordinationen av provrutor är det mindre variation mellan olika ytor inom delområdena. En förklaring till att storrutorna blir mer samlade i ordinationen kan vara att analysen endast baseras på förekomstdata och att extrema provytor därigenom inte får samma genomslag som i den första ordinationen.

Ordinationen av provrutor visar, i likhet med analysen av artantal (figur 4), att växtsamhället skiljer sig åt mellan toppar och dalar, även om resultatet från vegetationsanalysen är lite mer svårtolkad. Både toppar och dalar visar stor variation mellan provrutor och den tydligaste skillnaden går att urskilja på den andra ordinationsaxeln, till skillnad från separationen mellan delområdena som är tydlig längs både den första och andra axeln (figur 10). Provrutorna placerade i de lite fuktigare dalarna var signifikant artrikare än de på topparna, något som bidrar till separationen mellan de olika miljöerna. Det är rimligt att tro att dalarna erbjuder lämpligare miljöförhållande där bland annat fuktigheten är mer stabil, och växterna där utsätts heller inte för samma vindexponering som på topparna. En annan förklaring till ordinationen är att flera arter nästan uteslutande återfinns i endast den ena miljön.

Ordinationerna bekräftar att det sker stora förändringar i artsammansättningen de första åren efter höspridning men visar också att det på bara 2-3 år kan uppstå vegetationsgradienter i gräsmarker som skapas på detta sätt.

Naturvårdsaspekter

I sydvästra Skåne kan det vara långt mellan artrika gräsmarker (Helgesson 2013) och många ängsväxter har begränsad spridningsförmåga (Bischoff 2002). Denna undersökning visar att höspridning kan vara en effektiv naturvårdsåtgärd för att öka konnektiviteten mellan ängs- och betesmarker och på så sätt bevara deras biologiska mångfald. Min studie visar också att mottagarplatsens topografiska variation har stor betydelse - genom att skapa förutsättningar för vegetationsgradienter och på så sätt gynna arter med olika krav på sin livsmiljö. En viktig förutsättning för att viktiga målarter ska kunna bevaras och på sikt även öka är att nyetablerade gräsmarker hävdas genom bete eller slåtter. Trots att det enligt skötselplanen för MAX IV-området (MAX IV 2015) anges att ytorna ska slås en gång om året i slutet av juli, hade det i september 2015 ännu inte skett någon slåtter.

En art som i stor utsträckning etablerat sig runt MAX IV är ängsskallra *Rhinanthus minor*, vilken hittades i totalt 89 av 250 provrutor. Ängsskallra är en nyckelart i anläggandet av nya naturområden (Montoya m.fl. 2012) då den är halvparasit och kan minska dominansen av andra, mer konkurrenskraftiga arter, något som underlättar etableringen av artrika gräsmarker. Arten spelar således en viktig ekologisk roll och skapar förutsättningar för en framgångsrik etablering av andra målarter (Pywell m.fl. 2007). Det kan följaktligen vara viktigt att även ta hänsyn till arters funktion och interaktion med andra arter, och inte enbart fokusera på antalet arter vid etablering av nya gräsmarker.

Tidpunkten för slåttern har stor betydelse för etableringsframgången för de arter som sprids med hö till nya områden (Edwards m.fl. 2007). Under de tre åren som etableringsprojektet pågått har slåtter genomförts på Kungsmarken relativt sent på växtsäsongen, från början av augusti till början av september. Det finns därför stor risk att arter som blommar och sätter frö tidigt på växtsäsongen inte följt med hömaterialen. För att maximera antal målarter i det nya området bör man kanske istället slå ursprungslokalen två gånger per växtsäsong, en gång i juni och en gång i mitten av augusti (Stevenson m.fl. 1995).

Flera studier har visat att det kan ske en spontan kolonisering av viktiga målarter till nya gräsmarker (Prach & Hobbs 2008; Johanidesová m.fl. 2015), vilket är raka motsatsen till resultatet i denna studie. Samtliga mått på etableringsframgång - artantal, täckningsgrad, antal målarter och naturvårdsvärde - var signifikant lägre för kontrollområdet än för områden som tilldelats hö från Kungsmarken. Johanidesová (2015) menar att hökällan, det vill säga gräsmarken som höet hämtas från, helst bör ligga inom 500 meter från den nya lokalen för att det ska ske en naturlig kolonisering av målarter. Avståndet till närmaste artrika gräsmark i denna studie var allt för stort för att spontan kolonisering av önskvärda växter skulle vara möjlig. En speciell fördel med spontan, naturlig etablering av gräsmarker är att områdets värde för naturvården anses vara högre än för en gräsmark skapad med teknikens hjälp (Hodacová & Prach 2003). Denna värderingsmässiga aspekt lyfts av Olsson (2008) som menar att artrikedomen på en skapad ängsmark kan betraktas som mindre värd eftersom den är mindre äkta. Enligt Olsson (2008) finns det en risk att arternas förekomst frigörs från de sammanhang som lett till att de förekommer i ängs- och naturbetesmarker, det vill säga de biologiska och kulturhistoriska förutsättningarna minskar i betydelse för var en art påträffas. Samtidigt menar han att om vi vill bevara ängs- och naturbetesmarkernas stora artrikedomen, så kanske vi måste vänja oss vid tanken att vissa arter får hjälp med att finnas kvar och spridas i landskapet. Historiskt sett har många ängsväxter spridits med hö från område till område i syfte att öka markernas produktion av hö. Detta gjordes i stor utsträckning ända fram till mitten av 1900-talet (Kiehl m.fl. 2010; Walker m.fl. 2004) och det borde därför inte vara så kontroversiellt att använda höspridning som en metod för att skapa nya artrika gräsmarker, förutsatt att man använder hö från ett inte alltför avlägset område (Keller m.fl. 2000).

Tackord

Jag vill rikta ett stort tack till Stefan Andersson för handledning och support, både i fält och i skrivarbetet. Dina insikter inom ämnet och dina kommentarer på arbetet har varit mycket värdefulla.

Referenser

Auestad, I., Austad, I. & Rydgren, K. 2015. Nature will have its way: local vegetation trumps restoration treatments in semi-natural grassland. *Applied Vegetation Science*. 18: 190-196.

Baasch, A., Kirmer, A. & Tischew, S. 2012. Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery. *Journal of Applied Ecology*. 49: 251-260.

Bernes, C. 2011. *Biologisk mångfald i Sverige*. Stockholm: Naturvårdsverket.

Bischoff, A. 2002. Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. *Biological Conservation*. 104: 25-33.

Bischoff, A., Vonlanthen, B., Steinger, T. & Müller-Schärer, H. 2006. Seed provenance matters - effects on germination of four plant species used for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*. 7: 347-359.

Broadhurst, L.M., Lowe, A., Coates, D.J., Cunningham, S.A., McDonald, M., Vesk, P.A. & Yates, C. 2008. Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential. *Evolutionary Applications*. 1: 587-597.

Carlberg, U. 2015. Veg Tech: Grattis MAX IV i Lund.
<http://www.gronarestader.se/blogg/tag/max-iv/>. Hämtad 2016-01-22.

Cousins, S.A.O. & Eriksson, O. 2001. Plant species occurrences in a rural hemiboreal landscape: effects of remnant habitats, site history, topography and soil. *Ecography*. 24: 461-469.

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.

Diacon-Bolli, J.C., Edwards, P.J., Bugmann, H., Scheidegger, C. & Wagner H.H. 2013. Quantification of plant dispersal ability within and beyond a calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science*. 24: 1010-1019.

Donath, T.W., Bissels, S., Hölzel, N. & Otte, A. 2007. Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice - impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation*. 138: 224-234.

Dyntaxa. 2016. Svensk taxonomisk databas. Uppgifter om namn på taxa hämtat från www.dyntaxa.se mellan 2015-06-10 och 2016-03-15.

- Edwards, A.R., Mortimer, S.R. & Lawson, C.S. 2007. Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation*. 134: 372-382.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulsen, D. 1991. Zeigerwerte von pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: *Scripta Geobotanica*. 18: 1-248.
- 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.
- Eriksson, Å. & Eriksson, O. 1997. Seedling recruitment in semi-natural pastures: the effects of disturbance, seed size, phenology and seed bank. *Nordic Journal of Botany*. 17: 469-482.
- Hammer, Ø. 2015. PAST: PAleontological STatistics Version 3.10. Reference manual. Oslo: Natural history museum & University of Oslo.
- Helgesson, A. 2013. De skånska ängs- och betesmarkerna i miljöersättningsystemet: Uppföljning av stödanslutning bland markerna i ängs- och betesmarksinventeringen. Malmö: Länsstyrelsen Skåne. Vol 11.
- Hodacová, D. & Prach, K. 2003. Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology*. 11: 385-391.
- Holland, S.M. 2008. Detrended Correspondence Analysis (DCA). Department of Geology, University of Georgia, Athens.
- Holt, E.A. & Miller, S.W. 2010. Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge*. 3: 8.
- Hubert, J. & Cottrell, J. 2007. The role of forest genetic resources in helping British forests respond to climate change. Edinburgh: Forestry Commission.
- Hufford, K.M. & Mazer, S.J. 2003. Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. *TRENDS in Ecology and Evolution*. 18: 147-155.
- Hölzel, N. & Otte, A. 2003. Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science*. 6: 131-140.
- Hölzel, N., Buisson, E. & Dutoit, T. 2012. Species introduction - a major topic in vegetation restoration. *Applied Vegetation Science*. 15: 161-165.

Johanidesová, E., Fajmon, K., Jongepierova, I. & Prach, K. 2015. Spontaneous colonization of restored dry grasslands by target species: restoration proceeds beyond sowing regional seed mixtures. *Grass and Forage Science*. 70: 631-638.

Jordbruksverket. 2003. Indikatorarter - metodutveckling för nationell övervakning av biologisk mångfald i ängs- och betesmarker. Rapport 2003:1.

Kardol, P., Van der Wal, A., Bezemer, T.M., de Boer, W., Duyts, H., Holtkamp, R. & Van der Putten, W.H. 2008. Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation*. 141: 2208-2217.

Karrer, G. & Wiederman, W. 2014. *Ökologische Zeigerwerte*. Wien: Universität für Bodenkultur. <http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/>? Hämtat 2015-10-03.

Keller, M., Kollmann, J. & Edwards, P.J. 2000. Genetic introgression from distant provenances reduces fitness in local weed populations. *Journal of Applied Ecology*. 37: 647-659.

Kiehl, K. & Wagner, C. 2006. Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology*. 14: 157-166.

Kiehl, K., Thormann, A. & Pfadenhauer, J. 2006. Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology*. 14: 148-156.

Kiehl, K. 2010. Plant species introduction in ecological restoration: possibilities and limitations. *Basic and Applied Ecology*. 11: 281-284.

Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T.W., Rasran, L. & Hölzel, N. 2010. Species introduction in restoration projects - evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*. 11: 285-299.

Klimkowska, A., van Diggelen, R., Bakker, J.P. & Grootjans, A.P. 2007. Wet meadow restoration in Western Europe: a quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation*. 140: 318-328.

Krok, T.O.B.N. & Almquist, S. 2013. *Svensk flora: fanerogamer och kärlkryptogamer*. 29. uppl. Stockholm: Liber.

Lawesson, E.J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdottir, E., Fosaa, A.M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, T., Økland, R., Nygaard Andersen, P. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. Köpenhamn: Nordiska ministerrådet, Nordiska rådet.

Laikre, L. & Palmé, A. 2005. Spridning av främmande populationer i Sverige. Stockholm: Naturvårdsverket.

Lunds kommun. 2013. Science Village Scandinavia. http://www.lund.se/ImageVault/Images/id_47000/scope_0/ImageVaultHandler.aspx. Hämtad 2016-01-18.

Länsstyrelsen Skåne. 2011. Natur- & kulturvärden som kräver extra skötsel. Kristianstad, Malmö. <http://www.lansstyrelsen.se/skane/SiteCollectionDocuments/Sv/lantbruk-och-landsbygd/lantbruk/>. Hämtad 2016-01-04.

Länsstyrelsen Skåne. 2016. Lund. <http://www.lansstyrelsen.se/skane/sv/samhallsplanering-och-kulturmiljo/landskapsvard/kulturmiljoprogram/oversiktliga-kommunbeskrivningar/Pages/Lund.aspx>. Hämtad 2016-01-24.

Mattiasson, G. 2010. Kungsmarken - flora och vegetation. Botaniska notiser. 143: 3.

MAX IV. 2015. Förvaltningshandling: skötselplan. Tyréns AB.

McKay, J.K., Christian, C.E., Harrison, S & Rice, K.J. 2005. "How local is local?" - a review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. Restoration Ecology. 13: 432-440.

Milberg, P., Rydgård, M. & Stenström, A. 2003. Utvärdering av vegetationsförändringar: hur ska man analysera fasta provytor? Uppsala: Svensk botanisk tidskrift. 97: 107-116.

Montoya, D., Rogers, L. & Memmott, J. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. Trends in Ecology and Evolution 27: 666-672.

Mortlock, W. 2000. Local seed for revegetation. Where will all that seed come from? Ecological Management and Restoration. 1: 93-101.

Mossberg, B. & Stenberg, L. 2010. Den nya nordiska floran. Ny utg. Stockholm: Bonnier fakta.

Naturvårdsverket. 2007. Åtgärdsprogram för bevarande av hotade åkerogräs. Rapport 5659.

Naturvårdsverket. 2016. Sveriges miljömål. <http://www.miljomal.se/Miljomalen/>. Hämtad 2016-01-07.

Olsson, R. (red.). 2008. Mångfaldsmarker: naturbetesmarker - en värdefull resurs. Uppsala: Centrum för biologisk mångfald.

- Peab. 2016. Peab skapar MAX IV i Lund - en världsledande forskningsanläggning. <http://www.peab.se/bostader--projekt/industribyggnader/max-iv/>. Hämtad 2016-01-17.
- Poschlod, P. & Biewer, H. 2005. Diaspore and gap availability are limiting species richness in wet meadows. *Folia Geobotanica*. 40: 13-34.
- Prach, K., Pysek, P. & Smilauer, P. 1993. On the rate of succession. *Oikos* 66: 343-346.
- Prach, K. & Hobbs, R.J. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*. 16: 363-366.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Tallowin, J.B., Walker, K.J., Warman, E.A. & Masters, G. 2007. Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology*. 44: 81-94.
- Rasran, L. Vogt, K. & Jensen, K. 2007. Effects of topsoil removal, seed transfer with plant material and moderate grazing on restoration of riparian fen grasslands. *Applied Vegetation Science*. 10: 451-460.
- Ruprecht, E., Enyedi, M.Z., Eckstein, R.L. & Donath, T.W. 2010. Restorative removal of plant litter and vegetation 40 years after abandonment enhances re-emergence of steppe grassland vegetation. *Biological Conservation*. 143: 449-456.
- Rydgren, K., Nordbakken, J.-F., Austad, I., Auestad, I. & Heegaard, E. 2010. Recreating semi-natural grasslands: a comparison of four methods. *Ecological Engineering*. 36: 1672-1679.
- Sandström, J., Bjelke, U., Carlberg, T. & Sundberg, S. 2015. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer - rödlistade arter i Sverige 2015. ArtDatabanken Rapporterar 17. ArtDatabanken, SLU. Uppsala
- Schmiede, R., Otte, A. & Donath, T. 2012. Enhancing plant biodiversity in species-poor grassland through plant material transfer - the impact of sward disturbance. *Applied Vegetation Science*. 15: 290-298.
- Schütz, W. 2000. Ecology of seed dormancy and germination in sedges (*Carex*). *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*. 3: 67-89.
- Seffer, J., Stanova, V. & Mertanova, S. 1999. Restoration of species- rich floodplain meadows - experimental approach. In: Seffer, J., Stanova, V. (Eds.), *Morava river floodplain meadows - importance, restoration and management*. DAPHNE - Centre for Applied Ecology, Bratislava.

SGU. 2016. Jordartskartan. http://apps.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html. Hämtad 2016-01-24.

Siddig, A.A.H., Ellison, A.M., Ochs, A. Villar-Leeman, C. & Lau, M.K. 2016. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. Ecological Indicators. 60: 223-230.

Stevenson, M.J., Bullock, J.M. & Ward, L.K. 1995. Recreating semi-natural communities, effects of sowing rate on establishment of calcareous grasslands. Restoration Ecology. 3: 279-289.

Teste, F.P. 2016. Restoring grasslands with arbuscular mycorrhizal fungi around remnant patches. Applied Vegetation Science. 19: 3-4.

Torrez, V., Ceulemans, T., Mergeay, J., de Meester, L. & Honnay, O. 2016. Effects of adding an arbuscular mycorrhizal fungi inoculum and of distance to donor sites on plant species recolonization following topsoil removal. Applied Vegetation Science. 19: 7-19.

Tyler, T. & Olsson, K-A. 2013. Fördjupad analys av Skånes flora - 1. Naturvårdsvärde och skyddsvärda arter. Lund: Lunds universitets botaniska museum. Botaniska notiser. 146: 8-16.

Tyler, T., Olsson, P-A. & Herbertsson, L. 2014. Elektronisk bilaga till Botaniska Notiser Vol. 146:3. *Artinfo.xls*. Lund: Lunds botaniska förening. <http://www.lundsbotaniska.se/>. Hämtat 2015-10-02.

Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. 2011. Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. Biodiversity Conservation. 20: 2311-2332.

Török, P., Migléc, T., Valkó, O., Kelemen, A., Tóth, K., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. 2012. Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. Ecological Engineering. 44: 133-138.

Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A. & Smith, B. 2010. A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration. Basic and Applied Ecology. 11: 300-311.

Walker, K.J., Stevens, P.A., Stevens, D.P., Owen Mountford, J., Manchester, S.J. & Pywell, R.F. 2004. The restoration and recreation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biological Conservation. 119: 1-18.

Bilaga 1.

Samtliga arter som hittades i inventeringsrutorna fördelat på de fyra delområdena.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	1 år	2 år	3 år	Kontroll
Alsikeklöver	Trifolium hybridum			x	
Backförgätmigej	Myosotis ramosissima		x		
Baldersbrå	Tripleurospermum inodorum	x	x	x	x
Bergdunört	Epilobium montanum				x
Bergsyra	Rumex acetosella	x			
Blodrot	Potentilla erecta		x	x	
Blågrönt mannagräs	Glyceria declinata				x
Blåklint	Centaurea cyanus				x
Brudbröd	Filipendula vulgaris		x		
Brunört	Prunella vulgaris	x	x	x	
Darrgräs	Briza media		x	x	
Duvvicker	Vicia hirsuta	x	x	x	x
Engelskt rajgräs	Lolium perenne	x	x	x	x
Fliknäva	Geranium dissectum	x	x	x	x
Frossört	Scutellaria galericulata		x		
Fårsvingel	Festuca ovina		x	x	
Fältveronika	Veronica arvensis	x	x		x
Grusstarr	Carex hirta		x		
Gråbo	Artemisia vulgaris		x	x	x
Grässtjärnblomma	Stellaria graminea	x	x	x	
Gul fetknopp	Sedum acre				x
Gullviva	Primula veris		x		
Gulmåra	Galium verum	x	x		
Gulvial	Lathyrus pratensis	x	x	x	
Gårdsgroblad	Plantago major subsp. major	x	x	x	
Gåsört	Argentina anserina			x	
Gökblomster	Lychnis flos-cuculi	x	x	x	
Gökärt	Lathyrus linifolius		x	x	
Hagtornar (obest.)	Crataegus sp.	x			
Hassel	Corylus avellana		x	x	
Humleblomster	Geum rivale	x	x	x	
Humlelusern	Medicago lupulina	x	x	x	x
Hundkäx	Anthriscus sylvestris	x	x	x	
Hundäxing	Dactylis glomerata	x	x	x	x
Hästhov	Tussilago farfara	x	x	x	x
Hönsarv	Cerastium fontanum	x	x	x	x
Höskallra	Rhinanthus angustifolius		x		
Jordklöver	Trifolium campestre	x	x	x	
Jungfrulin	Polygala vulgaris			x	
Kamomill	Matricaria chamomilla	x	x	x	x
Kamäxing	Cynosurus cristatus	x	x	x	
Kirskål	Aegopodium podagraria		x		
Klätt	Agrostemma githago				x
Knapptåg	Juncus conglomeratus		x	x	
Knylhavre	Arrhenatherum elatius	x	x	x	
Knölsmörlblomma	Ranunculus bulbosus	x	x	x	
Kornvallmo	Papaver rhoeas	x			x

Korsört	Senecio vulgaris	x	x		x
Krusskräppa	Rumex crispus	x	x	x	x
Krypven	Agrostis stolonifera	x	x	x	
Kråkvicker	Vicia cracca	x	x	x	
Kvickrot	Elytrigia repens	x		x	x
Kålmolke	Sonchus oleraceus	x	x	x	x
Käringtand	Lotus corniculatus		x	x	
Kärrgröe	Poa trivialis	x	x	x	
Kärrkavle	Alopecurus geniculatus			x	
Kärrtistel	Cirsium palustre		x		
Kösa	Apera spica-venti	x			x
Lomme	Capsella burs-pastoris	x	x		x
Luddhavre	Avenula pubescens			x	
Luddlosta	Bromus hordeaceus	x	x		
Luddtåtel	Holcus lanatus	x	x	x	
Lönnar (obest.)	Acer sp.		x	x	
Mjuknäva	Geranium molle	x	x	x	
Murg grönsveronika	Veronica hederifolia	x	x		x
Nysört	Achillea ptarmica	x	x	x	
Ogräsmaskrosor	Taraxacum sect. Taraxacum	x	x	x	x
Palsternacka	Pastinaca sativa	x	x	x	
Pipdån	Galeopsis tetrahit	x			
Prunusar (obest.)	Prunus sp.	x	x	x	
Prästkrage	Leucanthemum vulgare	x	x	x	x
Renfana	Tanacetum vulgare	x		x	x
Renkavle	Alopecurus myosuroides	x	x		x
Revormstörel	Euphorbia helioscopia				x
Revsmörblomma	Ranunculus repens	x			
Rosendunört	Epilobium hirsutum	x	x	x	x
Rotfibbla	Hypochoeris radicata	x	x	x	
Ryltåg	Juncus articulatus		x	x	
Rågvallmo	Papaver dubium				x
Råttsvingel	Vulpia myuros	x			x
Rödklint	Centaurea jacea	x	x	x	
Rödklöver	Trifolium pratense		x	x	x
Rödkämpar	Plantago media	x	x	x	
Rödplister	Lamium purpureum	x			
Rödsvingel	Festuca rubra	x	x	x	
Rödven	Agrostis capillaris	x	x	x	
Rödvide	Salix purpurea		x		
Röllika	Achillea millefolium	x	x	x	x
Sandlosta	Anisantha sterilis	x	x	x	x
Skogsek	Quercus robur	x	x	x	x
Skogsklöver	Trifolium medium		x		
Skogslind	Tilia cordata			x	
Smörblomma	Ranunculus acris	x	x	x	
Snärjmåra	Galium aparine	x	x		x
Sommarfibbla	Leontodon hispidus		x		
Sparvnäva	Geranium pusillum	x	x	x	
Sparvvicker	Vicia tetrasperma		x	x	
Stallört	Ononis spinosa subsp. hircina		x		
Stor bockrot	Pimpinella major			x	

Stor getväppling	<i>Anthyllis vulneraria</i> subsp. <i>carpatica</i>	x	x	x	
Stor sommarvicker	<i>Vicia sativa</i> subsp. <i>segetalis</i>		x		
Strätta	<i>Angelica sylvestris</i>		x		
Styvmorsviol	<i>Viola tricolor</i>				x
Stånds	<i>Jacobaea vulgaris</i>	x	x	x	x
Sumpmåra	<i>Galium uliginosum</i>	x			
Svartkämpar	<i>Plantago lanceolata</i>	x	x	x	
Svinmolke	<i>Sonchus asper</i>	x			x
Sälg	<i>Salix caprea</i>			x	
Taggsallat	<i>Lactuca serriola</i>	x	x		x
Teveronika	<i>Veronica chamaedrys</i>	x	x	x	
Timotej	<i>Phleum pratense</i>	x	x	x	x
Tomtskräppa	<i>Rumex obtusifolius</i>		x	x	
Trampgröe	<i>Poa supina</i>	x	x		x
Trampört	<i>Polygonum aviculare</i>	x	x	x	x
Trädklöver	<i>Trifolium dubinum</i>	x	x	x	
Trädgårdsveronika	<i>Veronica persica</i>				x
Tuvtåtel	<i>Deschampia cespitosa</i>		x	x	
Vattenpilört	<i>Polygonum amphibia</i>		x		
Viden (obest.)	<i>Salix</i> sp.	x			
Vit björnloka	<i>Heracleum sphondylium</i> subsp. <i>sphondylium</i>		x		
Vit fetknopp	<i>Sedum album</i>			x	x
Vit sötväppling	<i>Melilotus albus</i>	x	x	x	
Vitgröe	<i>Poa annua</i>	x	x	x	x
Vitklöver	<i>Trifolium repens</i>	x	x	x	x
Vitmåra	<i>Galium boreale</i>	x	x		
Vårbrodd	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	x	x	x	
Vårkorsört	<i>Senecio leucanthemifolius</i> subsp. <i>vernalis</i>		x		
Vårveronika	<i>Veronica verna</i>	x			x
Våtarv	<i>Stellaria media</i>	x	x		x
Vägmålla	<i>Atriplex patula</i>				x
Vägtistel	<i>Cirsium vulgare</i>	x	x	x	x
Vägtåg	<i>Juncus bufonius</i>	x	x		
Åkerbinda	<i>Fallopia convolvulus</i>	x			x
Åkerfräken	<i>Equisetum arvense</i>	x	x	x	x
Åkerförgätmigej	<i>Myositis arvensis</i>	x	x		
Åkermolke	<i>Sonchus arvensis</i>				x
Åkerpilört	<i>Persicaria maculosa</i>		x		
Åkertistel	<i>Cirsium arvense</i>	x	x	x	x
Åkerviol	<i>Viola arvensis</i>				x
Äkta förgätmigej	<i>Myosotis scorpioides</i>		x		
Älgört	<i>Filipendula ulmaria</i>	x			
Ängsbräsma	<i>Cardamine pratensis</i>	x		x	
Ängsgröe	<i>Poa pratensis</i>		x	x	
Ängshaverrot	<i>Tragopogon pratensis</i>			x	x
Ängskavle	<i>Alopecurus pratensis</i>			x	
Ängsskallra	<i>Rhinanthus minor</i>	x	x	x	
Ängsskära	<i>Serratula tinctoria</i>	x	x		
Ängssvingel	<i>Schendonorus pratensis</i>	x	x	x	
Ängssyra	<i>Rumex acetosa</i>	x	x	x	
Ängsvädd	<i>Succisa pratensis</i>	x	x	x	

Bilaga 2.

Arter i inventeringsområdet som påträffats utanför storrutorna och därför inte ingått i analyserna.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	1 år	2 år	3 år	Kontroll
Bindvide	<i>Salix aurita</i>			x	
Blåsstarr	<i>Carex vesicaria</i>			x	
Bredkavledun	<i>Typha latifolia</i>		x	x	
Gatkamomill	<i>Matricaria discoidea</i>		x		
Grådunört	<i>Epilobium lamyi</i>	x	x	x	
Harklöver	<i>Trifolium arvense</i>			x	
Harstarr	<i>Carex leporina</i>			x	
Honungsfacelia	<i>Phacelia tanacetifolia</i>	x			x
Höstfibbla	<i>Leontodon autumnale</i>		x		
Kanadabinka	<i>Conyza canadensis</i>	x			x
Mannagräs	<i>Glyceria fluitans</i>		x	x	
Mjölke	<i>Chamaenerion angustifolium</i>	x	x		
Sandnarv	<i>Arenaria serpyllifolia</i>				x
Slankstarr/hirsstarr	<i>Carex flacca/panicea</i>			x	
Sommargyllen	<i>Barbarea vulgaris</i>		x		
Tiggarranunkel	<i>Ranunculus sceleratus</i>			x	
Vitplister	<i>Lamium album</i>		x		
Äkta johannesört	<i>Hypericum perforatum</i>			x	



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatforskning
Ekologihuset
223 62 Lund