



UPPSALA
UNIVERSITET

Slätterängens betydelse för småfjärilar och malar



Kristina Bolinder

Independent Project in Biology

Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2009

Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

Sammandrag

Fjärilar har under lång tid samevolverat med olika kärlväxter och organismerna har kommit att bli totalt beroende av varandra. Fjärilar hjälper växter med pollinering och får i utbyte föda i form av nektar. Många växter utgör dessutom plats för fjärilarnas äggläggning och larvutveckling. De flesta kärlväxter som finns på slåtterängen är konkurrenssvaga och har anpassats till en näringsfattig miljö som hela tiden störs. De har svårt att sprida sig till och klara sig i andra habitat. Ett hot mot slåtterängen bidrar till att växterna, de fjärilar som samevolverat till dem och de fåglar som lever av fjärilarna också hotas. Det är viktigt att ta hänsyn till alla organismers plats i ekosystemet i arbetet med bevarande av ängar. Det största hotet mot slåtterängarna idag är den snabba utvecklingen av jordbruket. I ett modernt drivet jordbruk övergers slåtterängarna eller ersätts av gödslade ofta odlade monokulturer som ger större avkastning på en mindre yta. De områden som finns kvar krymper och kommer allt längre ifrån varandra vilket leder till fragmentering och inavel. För att inte förlora den enorma biodiversitet slåtterängarna hyser är det viktigt att bevara dem. Då man bevarar slåtterängar kan man använda sig av olika tekniker, oftast handlar det om att öppna upp och restaurera ett igenväxande område och anlägga spridningskorridorer till andra närliggande områden. Öppnande av mark sker genom att marken hävdas, ofta genom bete, slåtter, plockhuggning eller bränning. Spridningskorridorer mellan olika populationer kan t.ex. vara väggrenar eller diken. Bevarar man en slåtteräng efter fjärilars ekologiska behov så bevarar man samtidigt många andra arter. Öppnande av mark har visats ha en positiv påverkan på diversiteten av fjärilsarter.

För att undersöka om bevarandet fungerar eller inte är det vanligt att man inriktar sig på kärlväxtfloran i ett område. Men oftast är inte artrikedomen hos växter knuten till den hos andra taxa och det är inte säkert att det är samma insatser som behövs för att bevara både växter och evertebrater. En studie av fjärilsdiversiteten i ett område kan däremot ge ett mått även på artdiversiteten av kärlväxter i samma område. Fjärilars speciella livscykel gör dem känsliga även för små förändringar i sin omgivning vilket gör dem till goda indikatorer för bevarandearbete. En stor andel av alla fjärils- och malararter trivs i medelhög vegetation där successionen påbörjats men ännu inte gått så långt. I bevarandet av slåtterängar med tanke på fjärilar och malar är det därför viktigt att inte hävda marken för hårt. Samtidigt har ljusinsläpp och tillgång till solstrålar en positiv inverkan på fjärilar. Många av de värdväxter som används av fjärilarna är bundna till ett öppet och ljus habitat. Man måste alltså hitta en balans mellan att hävda och inte hävda, t.ex. genom att slå marken endast en gång per säsong med lie. Marken bör slås så sent som möjligt så att fjärilen hinner utvecklas och flyga innan växterna förs bort, dessutom hinner växterna då sätta frön och försäkra att det finns barnkammare åt nästkommande års fjärilar. Alla fjärilsarter gynnas dock inte av samma hävdningstryck. För att bevara diversiteten av arter är därför variation av vegetationsstruktur att föredra. Om marken hävdas genom bete kan intensiteten varieras, t.ex. genom att växla antalet betesdjur under säsongen, för att få en så varierad vegetationsstruktur som möjligt.

Inledning

Talesättet ”Ängen är åkers moder” som myntades av lanthushållaren Schering Rosenhane i boken *Oeconomia* på 1600-talet beskriver förhållandet mellan äng och åker och skildrar hur viktig denna landskapstyp en gång var. Endast spillror finns idag kvar av de ängar som en gång satte en stark prägel på det svenska jordbrukslandskapet. De nordiska slåtterängarna anses vara bland de mest artrika växtsamhällen i världen, med ungefär 40 olika kärlväxtarter per m², ibland ända upp till 70 arter per m² (Pärtel *et al.* 2005). Ängarna har under lång tid, ända sedan järnåldern, brukats av människan och det har påverkat sammansättningen av kärlväxtarter och gör så än idag (Pärtel *et al.* 2007b). I takt med att jordbruket effektiviseras och slåtterängarna inte längre behövs lämnas de att växa igen. Den snabba förändringen av landskapet har lett till en betydande förlust av slåtterängsväxter (Pärtel *et al.* 2007a). Förlust av växter leder till en förlust av evertebrater (Deventer & Tschardtke 2002), som i sin tur leder till en förlust av fåglar (Ehrlich & Raven 1964). Det är därför mycket viktigt att bevara slåtterängarna för att bibehålla den enorma biodiversitet, av alla taxa som de hyser. De största hoten mot slåtterängarna, och dess arter, är idag de allt mer effektiviserade jordbruket där slåtterängarna överges att växa igen. De områden som finns kvar hamnar allt längre ifrån varandra och populationerna blir allt mer fragmenterade (Zschokke *et al.* 2000).

Fjärilar och malar deltar i många viktiga ekosystemprocesser som t.ex. pollinering, herbivori och nedbrytning (Lomov *et al.* 2006) på slåtterängen. Växterna deltar i sin tur i fjärlars och malars livscyklar i form av föda och ägglägningsställen. Dessa organismer har under lång tid samevolverat och är idag totalt beroende av varandra för sin fortlevnad (Erlich & Raven 1964). Det är därför viktigt att ta hänsyn till fjärilar och malars plats i ekosystemet i bevarandet av slåtterängar.

Syftet med litteraturstudien är att belysa en del av de hot mot biodiversiteten, med fokus på småfjärilar och malar, som kommer av att jordbruket förändras och slåtterängar försvinner. Hur en slåtteräng ska bevaras för att gynna diversiteten av småfjärilar ska utredas genom studier av förhållandet mellan värdväxt och fjärlil.

Bakgrund

Ängen som fram till förra seklet var en självklarhet i det svenska landskapet blir allt ovanligare. I takt med att jordbruket effektiviseras krymper arealen av de naturliga ogödslade slåtterängarna och idag finns det endast spillror kvar av det som en gång gav den svenska landsbygden dess karaktär. Artsammansättningen av kärlväxter i ett område beror av flera faktorer, ursprunglig sammansättning, områdets storlek och historia, närliggande habitat, isolering mm (Andén 1996). Ett förändrat effektiviserat jordbruk där slåtterängarna överges har stor påverkan på de arter, växter och evertebrater, som är beroende av marken. Med vilken hastighet förändringen sker är också avgörande. En snabb förändring är ödesdigert för många ängsfjärilar (Lutolf *et al.* 2009).

Historia

Då människorna kom till Sverige för ungefär 6000 år sedan började skog röjas och marken odlas upp tills den var helt utarmad på näring och inte längre dög till åker. De övergivna åkrarna användes till betesmark vilket hindrade skogens återväxt. De röjda ytorna fanns kvar kring gårdarna som så kallade utägor, där kreaturen kunde ströva fritt bland glesa lövträd. Man hägnade in åkrarna och lät djuren gå utanför, inte tvärtom som idag. I takt med att ny odlingsmark röjdes fram blev ytorna större och större. Jordbruken använde av den anledningen, trots att befolkningen var förhållandevis liten, väldigt stora arealer. Detta hade en betydande inverkan på naturmiljön och gradvis ersattes det ursprungliga naturlandskapet av ett kulturlandskap (Bernes 1994).

Under järnålder, ungefär 400 år f Kr, tog jordbruket i Sverige gradvis en ny riktning och de permanenta åkrarna blev allt vanligare. Orsaken var att den så kallade värmetiden var över, klimatet försämrades och vintrarna blev kallare, och man blev tvungen att börja ha djuren stallade under vintern. De stallade djuren gav tillgång till gödsel vilket resulterade i att åkrarna kunde brukas under längre tid och bli permanenta (Bernes 1994). I utbyte mot gödseln behövde djuren vinterfoder vilket gjorde att bonden förutom betesmarker också behövde slåttermarker att ta hö ifrån. För att gödseltillgången skulle bli tillräcklig krävdes ängs- och betesarealer som var flera gånger större än själva åkern. Arealen slåtter- och betesmark var alltså avgörande för hur stor areal åker en gård kunde ha. Gödslingen skedde på åkern och slåtterängen lämnades ogödslad. Eftersom det som växte på slåtterängen hela tiden fördes bort som vinterfoder blev marken väldigt näringsfattig (Bernes 1994), framförallt på kväve. Bristen på näring spelar stor roll för artrikedomen, ju mer tillgängligt kväve som finns i marken desto mindre blir artrikedomen (Pärtel *et al.* 2007a). Lågvuxna, ljuskrävande arter som i naturlandskapet var hänvisade till enstaka fläckar av öppen gräsmark längs exempelvis stränder, på berghällar och i skogsgläntor hittade ett nytt lämpligt habitat på ängarna (Bernes 1994). Än idag kan man se spår av det historiska användandet av marken, markanvändning så långt tillbaka som järnåldern påverkar dagens artsammansättning och diversitet av kärlväxter (Pärtel *et al.* 2007b).

Under 1900-talet har många lantbrukare effektiviserat sitt lantbruk. Traktorer och andra maskiner har fått ersätta hästar och handkraft, konstgödsel har ersatt den naturliga gödseln och slåtterängarna behövs inte längre på samma sätt. Under 1900-talet har arealen åkermark minskat med runt en miljon ha, ungefär en fjärdedel, dessutom har de naturliga ängs- och hagmarker minskat till en bråkdel (Persson & Larsson 2001). Idag återstår inte mer än 10%, ungefär 200 000 ha, av de traditionellt brukade slåtterängarna i Sverige (Bernes 1994). Denna minskning tillsammans med ändrade brukningsmetoder har lett till att ungefär 2 000 av

odlingslandskapets djur- och växtarter har rödlistats på artdatabankens lista, vilket motsvarar ungefär hälften av landets rödlistade arter.

Hävd av mark gynnar biodiversitet av kärlväxter

Efter att marken slagits räfsas det blivande höet ihop till strängar och får ligga att torka ett par dagar, hur länge beror på väderlek. Då gräs och örter räfsas runt sprids mogna frön med vinden så att nästa års växter blir sådda. Då gräset förs bort som färdigt hö utarmas marken på näring. För varje år som går förs mer och mer näring ut ur systemet och marken blir allt näringsfattigare. Därför är ett utmärkande drag hos ängsväxter att de kan hushålla med knappa näringsstillgångar. Störst är bristen på kväve vilket gör att baljväxter, så som *Lathyrus linifolius*, gökärt, *Lotus corniculatus*, kärringtand och olika *Trifolium spp.*, klöverarter, trivs bra på slåtterängen. Dessa växter kan, till skillnad från andra, tillgodose sig kväve direkt från luften då deras rötter lever i symbios med kvävefixerande bakterier (Bernes 1994).

Den årliga slåttern efterföljs traditionellt av en tids bete vilket ytterligare stör marken. Trampet från kreaturen kan underlätta för vissa arters frön att gro. Den näringsfattiga marken gör det svårt för konkurrenskraftiga arter att ta över florans och istället får ett större antal olika arter med sämre konkurrensförmåga chans att gro och etablera sig. De nordiska slåtterängarna anses vara bland de artrikaste växtsamhällena i Europa, man kan hitta åtminstone 40 olika kärlväxtarter per m², ibland ända upp till 70 arter per m². Att så många olika växter lever så tätt tillsammans är ovanligt och beror sannolikt på låg produktivitet och låg konkurrenskraft. (Pärtel *et al.* 2005)

Ingen växtart kan sägas vara direkt gynnad av den stympning som den årliga slåttern medför. Vissa växter har dock bättre förutsättningar än andra att tåla störningen, t.ex. *Arnica montana*, slåttergubbe som är en typisk slåtterart. Växten har större delen av sin bladmassa under snitthöjden och klarar därför stympningen bra. Andra ängsväxter som *Crepis praemorsa*, klasefibbla och *Potentilla erecta* är också exempel på växter som har större delen av sin bladmassa under snitthöjden. Ytterligare ett kännetecken för en typisk ängsväxt är att de blommar tidigt och då hinner sätta frön innan slåttern på hösten. Eftersom slåttern har varit ett årligt återkommande fenomen under flera sekel har det sannolikt skett genetiska förskjutningar så att tidigt blommande varianter gynnats mer än de som blommar senare (Bernes 1994).

Förhållande mellan fjäril och växt

Malar och fjärilar deltar i många viktiga ekosystemprocesser, som t.ex. pollinering, herbivori och nedbrytning (Lomov *et al.* 2006). Växter är en del i fjärlars och malars livscyklar i form av födoresurser och ägglägningsställen (Erlich & Raven 1964). I många fall är båda organismerna totalt beroende av varandra. Att alla fytofaga djur måste utnyttja växter som finns tillgängliga i deras geografiska och ekologiska räckvidd känns som en självklarhet (Deithier 1959). Fjärilar är primärt en tropisk grupp, vilket gör att gruppen i högre utsträckning utnyttjar tropiska växtfamiljer istället för tempererade (Ehrlich & Raven 1964).

Många fjärilar är i sitt larvstadium direkt beroende av en speciell värdväxt, för att sedan som adult istället bli nektargeneralist (Scoble 1992). De fjärlsarter som är mer växtspecialiserade, som adult eller larv, är ofta mindre rörliga än andra (Southwood 1977; Wilson & Thomas 2002). En del nektargeneralister uppvisar en preferens mot en särskild växt medan andra besöker alla växter i området i relation till deras förekomst (Loertschner *et al.* 1995). Det är

inte bara födoväxt som ska väljas, utan även äggläggingsplats (Ehrlich & Raven 1964). Var en imago väljer att lägga sina ägg på är avgörande för om dess avkomma ska överleva eller inte. Oftast är imagon otroligt noggrann och precis i sitt val, men det händer att misstag görs (Dethier 1959). Då måste larven antingen hitta en bättre barnkammare eller så dör den. Larven måste ofta byta värdplanta någon gång under tillväxtperioden eftersom den äter upp hela växten (Ehrlich & Raven 1964). I situationer då en växtspecifik fjärils värdväxt hotas kraftigt, kan vissa arter byta preferens av värdväxt (Dethier 1959; Loertscher *et al.* 1995). Då en värdväxt minskar i förekomst blir variationen av nischer mindre i området och nischöverlappet ökar. Om en del arter byter preferens av växt kan överlappet minska igen (Loertscher *et al.* 1995). I situationer då värdväxten hotas kraftigt gynnas genetiska varianter av arten som har möjlighet att utnyttja andra växter som födoresurs eller plats för äggläggning. I en sådan situation vore det optimalt för arten om en genetisk variant uppstod som kan byta till en värdväxt som utnyttjas lite, eller inte alls, av andra fjärilsarter (Ehrlich & Raven 1964).

Växtförsvar och specificitet

Den ömsesidiga evolution som skett mellan växt och växtätande fjärils-larver har haft stor betydelse för hur organismerna ser ut idag. Vilka anpassningar som skett mellan värdväxt och larv är olika från art till art. En del växter använder sig av mekaniskt försvar, t.ex. genom att utveckla grovt tandade blad som gör det svårare för larven att äta av bladen. Det är vanligt att larver bara kan äta unga blad och skott och då lämnar de tjockare, äldre bladen vilket gör att växten undgår att bli totalt uppäten (Ehrlich & Raven 1964). Andra växter försvarar sig genom sekundära växtsubstanser, vilket är vanligare. De flesta växter använder sig av båda dessa strategier (Thorsteinson 1960). Det försvar växter utvecklat och det evolutionära gensvar som kommit från fjärilar har gjort många fjärilar och malar specifika till endast en växt, monofaga (Ehrlich & Raven 1964). Att bara leva av en växt gör att insekten, eller larven, kanske inte får i sig alla näringsämnen den behöver (Gordon 1960). Detta har under evolutionens gång lett till vissa metaboliska förändringar hos insekten (Ehrlich & Raven 1964) vilket senare gör det omöjligt, eller i alla fall onödigt, för insekten att föda sig på andra växter än sin specifika värdväxt.

Hot mot slätterängen

Många småfjärilar och malar är bundna till de marker som under lång tid, ända sedan järnåldern störts av människor (Pärtel *et al.* 2007b), och de växter som finns där. De största hoten mot slätterängarna idag är det effektiviserade jordbruk där slätterängarna inte längre behövs (Björklund och Palmkvist 2008). Den snabba förändringen av ängsmarker har lett till en betydande förlust av de kärlväxter som är specialiserade till landskapstypen (Pärtel *et al.* 2007a). En förlust av växter leder till en förlust av evertebrater (Deventer & Tschardt 2002) som leder till en förlust av fåglar (Ehrlich & Raven 1964) och även andra taxa.

Ett effektiviserat jordbruk

I ett allt mer effektiviserat jordbruk överges ängarna att växa igen eller får ge plats åt gödslade ofta odlade monokulturer som kan föda fler djur på en mindre yta (Bernes 1994). De slätterängar som finns kvar blir allt mindre och kommer allt längre ifrån varandra. Diversiteten av kärlväxter i ett område är direkt beroende av dess area, ett större område hyser fler antal arter (Pärtel *et al.* 2007b). Ett område med stor växtrikedom är habitat åt fler fjärilsarter (Thomas 1994; Loertscher *et al.* 1995; Summerville & Crist 2001). Att ett område krymper är ett stort problem även för många fjärilar och malar (Ricketts *et al.* 2000). Men det

är inte bara arean av ett område som spelar roll för populationens status utan även habitatets kvalitet (Summerville & Crist 2001; Lutolf 2009), variationen inom habitatet (Thomas 1994) och avstånd till andra populationer (Ricketts *et al.* 2001).

Gödsling, tillskottsutfodring och ett ökat atmosfäriskt kvävenedfall har bidragit till att mer näring finns tillgängligt vilket leder till en trivialisering av floran och att många specialiserade växtarter försvinner (Björklund & Palmqvist 2007). De arter som har en dålig konkurrensförmåga får det svårt och ger istället plats åt konkurrenskraftigare när näringstillgången ökar och området lämnas att växa igen. Kortlivade konkurrenssvaga arter, t.ex. *Antennaria dioica* (kattfot) och *Gentianella campestris* (fältgentiana), är de första arter som försvinner (Bernes 1994).

Att floran förändras i ett område har stor betydelse även för de evertebrater området hyser. Många av de växter som snabbt försvinner är värd åt specialiserade fjärilar, vilket är förödande för fjärilsdiversiteten. Om en fjärilsart ska undgå att utrotas i ett område där brukningsformen ändrats, har det stor betydelse med vilken hastighet förändringen sker. Graden av förändringen i kombination med den hastighet ett område förändras är avgörande för om en art ska dö ut eller inte. Torrmarksfjärilar har visats mycket vanligare i områden där förändringen skett långsamt än där förändringen skett i en snabbare takt (Lutolf 2009). Graden av igenväxning har visats negativt korrelerad till antalet fjärilsarter samt antalet individer. Speciellt rödlistade fjärilar blir ovanligare i takt med att graden av igenväxning ökar (Pöyry *et al.* 2005; Maccherini *et al.* 2009). En viss igenväxning kan på kort sikt öka artrikedomen, av både insekter och växter, (Söderström *et al.* 2001) på grund av att successionen resulterar i ett bredare urval av habitat. Skiftet från små- till storskaligt jordbruk och övergivande av slåtterängar kan därför till en början gynna många fjärils- och malarter. Men de positiva effekterna försvinner efter ett par år (Pöyry *et al.* 2005), om området inte regelbundet förhindras från att växa igen, och risken för utdöende ökar då trädtäcket blir tätare (Bergman och Kindvall 2004; Lutolf 2004).

Fragmentering

Landskap i vår omgivning förändras i allt snabbare takt och de ängar som finns kvar kommer allt längre ifrån varandra. Det ökade avståndet mellan populationerna leder till att de blir fragmenterade (Saunders *et al.* 1991; Thomas 1993; Hanski 1999; Ricketts *et al.* 2001) vilket leder till att både insekter och växter får ett försvärat genutbyte och populationerna riskerar att bli inavlade och på sikt dö ut (Thomas 1993; Saccheri *et al.* 1998; Hanski 1999; Zschooke 2000). Idag anses fragmentering vara det största hotet mot biodiversiteten. Fragmentering leder till att individbeteende störs, genutbyte mellan populationer och mellanartsinteraktioner försväras (Zschokke *et al.* 2000). Att försöka förstå ekologin och dynamiken bakom de fragmenterade områden har kommit att bli ett av de centrala målen med bevarandebiologin idag (Robinsson *et al.* 2002). Fjärilar och malar är bland evertebrater den känsligaste gruppen för fragmentering, vilket kan verka chockerande eftersom de är så rörliga (Zschokke *et al.* 2000). Traditionellt riktas bevarandearbetet enligt öbiogeografi teorin (MacArthur & Wilsons 1964), mot själva fragmenten och bortser från de omkringliggande jordbruks- eller människoframställda landskapen (Ricketts *et al.* 2001), där många fjärilar och malar har sitt habitat.

Artdiversitet och förekomst av individer är negativt korrelerat till områdets storlek och grad av isolering (Saunders *et al.* 1991; Summerville & Crist 2001). Avståndet till andra populationer och populationens storlek spelar stor roll för en specifik populations förmåga att klara fragmentering (Saunders *et al.* 1991; Thomas 1993; Ricketts *et al.* 2001). Olika arter av

fjärilar och malar är olika känsliga för fragmentering (Zschokke *et al.* 2000); värdväxt tillgång i området, och fekunditet är faktorer som spelar in (Summerville & Crist 2001). Hur en speciell art svarar på fragmentering är svårt, om inte omöjligt, att förutspå (Saunders *et al.* 1991). Dock kan det ses ett mönster i att ovanliga arter är mer känsliga (Zschooke 2000, Summerville & Crist 2001). Ovanliga fjärils- och malarter förekommer inte i habitat som förlorat mer än 40 % av sin ursprungliga yta (Summerville & Crist 2001).

Återkolonisering av områden

Utdöende och återkolonisation av habitat är fenomen till följd av fragmentering. Då en lokal population dör ut öppnas en möjlighet för återkolonisation av en annan population, (Thomas 1993; Summerville & Crist 2001) om området fortfarande är lämpligt som habitat. Om orsaken till utdöendet var att habitatet blev olämpligt, t.ex. genom igenväxning, är det inte sannolikt att området kommer att återkoloniserats (Thomas 1993). Värdväxt- och nektar tillgång samt avstånd till området är de viktigaste faktorerna för spridning och förekomst av adulta fjärilar (Waltz & Wallace Covington 2004). Ett hållbart habitat för en fjäril måste innehålla tillräckligt med resurser för både larv och imago (Pollard *et al.* 1991), värdväxten för larven och nektarresurs för imagon (Lortscher *et al.* 1995). Värdväxtens prefererade vegetationsstruktur och de nischer som arten behöver för att fullgöra sin livscykel måste finnas tillgängliga i området. Dessutom måste det finnas angränsande populationer till området från vilka de koloniserande arterna kan anlända (Hanski 1999)

Bevarande av slåtterängar

Slåtterängar med dess speciella näringsfattiga karaktärer och extrema biodiversitet prioriteras högt på listan över områden som behöver bevaras (Söderström *et al.* 2001). Öppnande av igenväxande områden och skogspartier, även om det är i form av väg- eller stigdragning, har visats ha en positiv inverkan på fjärilsdiversiteten (Pollard *et al.* 1975). Däremot medför habitatförstörelse i form av t.ex. karlhyggesburk en minskning av fjärilsdiversiteten (Hill *et al.* 1995). Artdiversiteten av fjärilar kan öka upp till två - tre gånger och förekomsten av individer kan öka med upp till fem gånger då ett område öppnats upp och restaurerats (Waltz & Wallace Covington 2004). Ovanliga och hotade fjärilar ökar sannolikt då ett område restaureras (Lomov *et al.* 2006). Samtidigt som man bevarar en slåtteräng efter fjärlars krav så bevarar man även många andra arter (Bergman & Kindvall 2007). Ökningen i fjärilsförekomst beror oftast på att det skett en ökning i förekomst av deras värdväxt, vilket gör habitatet mer lämpligt. Restaurering genom öppnande av mark sker genom att marken hävdas. I Europa och Nordamerika är hävd genom bete, slåtter och plockhuggning mycket använda metoder (Pöyry *et al.* 2005) för att restaurera ängar. Det tar ett par år för marken att anpassa sig till restaureringen och diversiteten öka igen (Pöyry *et al.* 2005; Lomov *et al.* 2006).

Olika fjärilsarter har olika nischpreferens och gynnas av olika av hävdnings- och successionsgrad (Pöyry *et al.* 2005). Antalet fjärilsarter ökar i en medelhög vegetation (Öckinger & Smith 2006). Ett restaurerat område är, i alla fall i början, en blandning av igenvuxet och öppet landskap (Lomov *et al.* 2006). Artsammansättningen av fjärilar i ett nyss restaurerat område är därför också en blandning av fjärilar och malar med olika preferens. Diversiteten i ett område med blandad vegetation är högre (Ricetts *et al.* 2001; Söderström *et al.* 2001) än i ett monokulturellt område. Ett restaurerat område som gränsar till en skog har speciellt hög diversitet av malarter (Ricketts *et al.* 2001). Det kan bero på att en del arter använder båda habitat och flyttar däremellan (Woiwood & Stewart 1990). Generellt liknar

vegetationen i ett restaurerat område efter ett tag den i ett gammalt område. Arter som föredrar äldre områden under hård hävd och är beroende av låg vegetation tar sannolikt över restaurerade områden på lång sikt. Ängar har i genomsnitt lägre vegetation och högre diversitet av kärlväxter än andra områden (Pärtel *et al.* 2005). Ett stort antal växter är positivt korrelerat till antalet fjärilar, dessutom är andelen växtspecifika fjärilsarter högre i ett område med stor diversitet av kärlväxter (Öckinger & Smith 2006).

Att områden krymper är ett stort problem för många fjärilsarter. Teoretiskt kan ett litet område med bra kvalitet, dvs. stor växtrikedom, hysa lika många fjärilsarter som ett område med stor area (Summerville & Crist 2001). De mindre områdena av dålig kvalitet kan också vara en del i metapopulationsdynamiken och innehålla sink-populationer (Pulliam 1988). För att bevara en lokal population som lidit av habitatförlust kan man förbättra habitatkvaliteten (Summerville & Crist 2001), t.ex genom en mer varierad vegetationsstruktur. Det är också bra att inrätta en spridningskorridor till en närliggande population, i t.ex. i form av ett dike eller väggren (Björklund & Palmkvist 2007) för att underlätta spridning mellan de olika populationerna, förhindra isolering och underlätta metapopulationsdynamiken.

Hur bevarandet fungerar och finansieras

Ett rikt jordbrukslandskap är ett av Sveriges 16 miljömål, vilket innebär att riksdagen slagit fast att samtliga ängs- och betesmarker ska bevaras och skötas på ett sätt som bevarar deras värden (Person & Larson 2001). Arealen hävdad ängsmark ska utökas med minst 5000 ha och arealen hävdad betesmark av de mest hotade typerna skall utökas med minst 13000 ha senast år 2010. Särskilt hotade arter och naturtyper samt kulturmiljöer ska skyddas och bevaras (Person & Larson 2001). Idag hävdas ca 4000 ha ängsmark med stöd från Miljö- och landsbygdsprogrammet (Person & Larson 2001). Men fortfarande finns det många värdefulla arealer som är ohävdade och behöver restaureras. Bland dessa ohävdade områden finns ett flertal som föreslagits till Natura 2000 enligt EU: s art- och habitatdirektiv (Rådets direktiv 92/43/EEG) och som Sverige därmed har tagit på sig att bevara.

Naturvårdsverket har i Sverige fått i uppgift att utveckla mål för miljöarbete, att ge vägledning, att samordna och att följa upp bevarandearbetet. För lantbrukare och andra markägare är bevarandearbetet frivilligt och de som går med på att restaurera sin mark får finansiellt stöd för att följa de riktlinjer som satts upp. Olika områden är i olika behov av bevarande. Det kan handla om att underhålla de habitat som redan finns eller restaurera och öppna upp igenväxande habitat (Ovden *et al.* 1998). I många fall riktas bevarandet mot en specifik art, eller grupp av arter, och dess ekologiska behov. I de flesta fall så gynnas även andra arter av ett sådant bevarandeprogram (Ovden *et al.* 1998). För att ett bevarandeprogram ska lyckas måste man känna till de ekologiska och de ekonomiska förändringar som kommer av en förändrad markanvändning (McCracken & Bignal 1998).

Fjärilar och malar som indikatorer för bevarandearbete

Dagens bevarandepolicy av slätterängar i Sverige inriktar sig ofta på endast ett taxa, för det mesta kärlväxter. Men oftast är inte artrikedomen hos växter knuten till den hos andra taxa (Öckinger *et al.* 2006) och det är inte säkert att det är samma insatser som behövs för att bevara både växter och fjärilar (WallisDeVries *et al.* 2002). En studie av fjärilsdiversiteten i ett område kan ge ett mått även på diversiteten av kärlväxter i samma område (Ehrlich & Raven 1964; Waltz & Wallace Covington 2004; Lomov 2006). Fjärilars speciella livscykel gör att de kräver ett brett spektra av nischer i sitt ekosystem och har därför rekommenderats

som goda indikatorer för statusen på växtsamhällen, andra artropoder (Scoble 1992) och till och med för andra taxa, t.ex fåglar (Ehrlich & Raven 1964; Fleishman *et al.* 2005; Lomov *et al.* 2006). Deras förhållandevis korta livscykel (Bergman & Kindvall 2004) och deras starka band till växtstruktur och sammansättning (Lomov *et al.* 2006) gör dem känsliga även för små förändringar i deras habitat. Därför kan en studie av fjärilar ge ett bra mått på om bevarandet av en slåtteräng fungerat eller inte (Öckinger *et al.* 2006; Pöyry *et al.* 2005). I Europa har fjärilar och malar använts som indikatorer i ekologiska studier rörande bl.a. fragmentering (Ricketts *et al.* 2001; Summerville & Crist 2001). I Nordamerika har de också använts som indikatorer för lyckad restaurering av igenväxande marker med ett flertal olika tekniker t.ex. bete, plockhyggesbruk och bränning (Pöyry *et al.* 2005; Walz & Covington 2004).

Fallstudie;

***Agonopterix bipunctosa*, Ängsskäreplattmal, och *Serratula tinctoria*, Ängsskära**
A. bipunctosa och dess förhållande till *S. tinctoria* är ett bra exempel på en fjäril som är allvarligt hotad på grund av att dess värdväxt minskat i förekomst till följd av det effektiviserade jordbruket (Björklund 2008). *A. bipunctosa* tillhör ordningen Lepidoptera (fjärilar och malar) och familjen Oecophoridae (plattmalar).

Agonopterix bipunctosa

Ordning: Lepidoptera

Ordet Leioptera kommer från grekiskan och betyder ungefär "fjälliga vingar". Till ordningen Lepidoptera hör både fjärilar och malar. Fler än 90% av de kända arterna som tillhör ordningen är malar, och en majoritet av dem är nattaktiva (Young 1997), precis som *A. bipunctosa*. (Björklund 2008)

Familj: Oecophoridae

Familjen Oecophoridae är utbredd över hela världen, i Sverige finns ungefär 100 arter. De svenska arterna har ett vingspann på 11-30 mm, en platt kropp och vanligtvis bruna, gula eller grå framvingar. Familjens arter lägger ofta ägg mellan ihopspunna blad, i blommor eller växtstjälkar där larverna sedan lever tills de genomgått förvandling (http://www.ne.se/plattmalar?i_h_word=Oecophoridae).

Släkte: Depressariidae

Depressariidae är ett till utseendet mycket homogent släkte där det kan vara svårt att skilja de olika arterna ifrån varandra. Familjen innehåller i Sverige 56 arter som alla har det typiska platta utseende som uppstår då det jämna breda framvingarna läggs i vila ovanpå kroppen. Familjen delas upp i två grupper beroende på deras utvecklingsbiologi. Den första gruppen är sommarflygande och övervintrar i äggstadiet, den andra gruppen tillbringar vintern som imagos och flyger under höst och vår (Björklund 2008).

Art: *Agonopterix bipunctosa*

A. bipunctosa är en mellanstor plattmal med ett vingspann på 19-21 mm (Björklund 2008). Malen är i bottenfärgen gul. På framvingarna finns tre punkter, två i vingens mitt och en längst in mot vingbasen (Fig. 1). Ett säkert kännetecken för arten är de svartpudrade vingribborna kring framvingarnas ytterkanter. Nära malens bakkant finns i regel en avlång ljus brun skugga som ofta bildar en nästan rund fläck.

A. bipunctosa tillhör den sommarflygande gruppen av familjen Depressariidae och övervintrar med största sannolikhet i äggstadiet. Ägg tillhörande *A. bipunctosa* har inte påträffats, det troligaste är dock att äggen läggs inrullade i blad av *S. tinctoria*. Malens larver har däremot hittats, de är svarta och lever i bladrör till *S. tinctoria* mellan maj och juni (Björklund 2008). Bladet viks längs med mittnerven och spinns ihop till ett rör. Många arter av fjärilslarver äter under sin tillväxtperiod upp en hel växt och måste därför byta värdplanta någon gång innan de flyger (Ehrlich & Raven 1964). Om *A. bipunctosa* byter värdplanta under tillväxtperioden är inte bevisat. Larven äter från toppen av bladet och byter med största sannolikhet iallafall blad någon gång (Björklund 2008) innan arten är flygfärdig någon gång under juli och augusti. Eftersom larven lever inuti blad av *S. tinctoria* är malen starkt beroende av växten för sin överlevnad. Att arten är rödlistad på artdatabakens lista har med största sannolikhet att göra med värdväxtens tillbakagång de senaste åren; skulle växten utrotas skulle förmodligen även malen göra det.

I Sverige är ängsskäreplattmalen känd från tre distrikt, östra Svealand, Öland och Blekinge. Huvudelen finns i östra Svealand, där arten är känd från 18 lokaler. På Öland har de hittats fyra populationer och i Blekinge har malen endast hittats på en lokal, där den var väldigt individsvag. Populationens storlek är svår att beräkna men den befaras vara under 1000 individer (Björklund 2008). Då det största beståndet av malen finns i Sverige. Arten har inte påträffats i våra nordiska grannländer, men det finns ett litet bestånd i Tyskland och i England (Svensson 1994). Arten har även påträffats i Frankrike (Tourlan 1996), vilket gör att vi har ett internationellt ansvar i att bevara arten.

Den genetiska variationen har inte studerats hos den svenska *A. bipunctosa*. De populationer som finns är med största sannolikhet helt separerande ifrån varandra och flera av dem, speciellt populationen i Blekinge, är mycket individsvaga. *A. bipunctosa* har dålig spridningsförmåga och det i kombination med allt för stora avstånd mellan lämplig biotoper har förhindrat naturlig återkolonisation av tidigare förekomstområden. Möjligheterna till en fungerade metapopulationsdynamik spolieras på grund av en ökad fragmentering, vilket kraftigt ökar risken för fler slumpmässiga utdöenden (Björklund 2008).



Fig 1. *Agnopteryx bipunctosa*, hanne som uppvisar de karakteristiska jämn breda framvingarna med ett pärlband av fläckar i ytterkant. Bild från naturhistoriska riksmuseet med tillstånd från Bernt Gustavsson.

Serratula tinctoria

Släktnamnet *Serratula* kommer av serra som betyder såg vilket syftar på att växtens blad är något sågtandade. Artnamnet *tinctoria* kommer av tinctórius, användbar till färgning, och

syftar på att växten länge använts flitigt vid växtfärgning (Anell 1976). *S. tinctorias* något märkliga utbredning kan ha att göra med att den på vissa ställen i Sverige tidigare odlats och använts mer frekvent än på andra ställen (Frycklund 2006). Sågtandade blad är hos vissa växter ett försök till mekaniskt försvar mot herbivori av exempelvis fjärilslarver (Ehrlich & Raven 1964). Om *S. tinctorias* sågtandade blad är ett försök till försvar mot *A. bipunctos* larver så fungerar det inte, eftersom larven ofta äter upp flera blad av växten (Björklund 2008).

Serratula tinctoria är en flerårig kal ört som hör till familjen Asteraceae, korgblommiga. Den kan bli upp till en meter hög och blommor från juli till september, alltså efter de att *A. bipunctosa* utvecklats till imago (Björklund 2008). Blommorna är likstora, rörliga och vanligen rödvioletta. De sitter samlade i klase- eller kvastlika ställningar högst upp på den uppräta fårade stjälken (Nordens flora) (Fig. 2). Arten är vindspridd (Malmgren 1982) som vanligt i familjen Asteraceae. Växten påminner om *Cirsium arvense*, åkertistel, men skiljs lätt i och med att den saknar tornar. Bladen är sågtandade och sitter strödda, de nedre bladen är hela medan de övre vanligtvis är parflikiga (Nordens flora).

Framförallt är *S. tinctoria* en slåtterart men klarar sig på fuktiga ängar, glest betade naturbetesmarker, övergivna hagar, glesa skogsbackar och bryn, och i dikeskanter (Malmgren 1982). Arten är inte känslig för fluktuationer i markens fuktighet, utan är välanpassad till att klara både sommartorka och översvämning (Björklund 2008). Arten är förmodligen akolutofyt, självständigt, spontant, utan människans medverkan invandrad genom vindspridning söder och österifrån. Det kan också misstänkas att arten invandrat under senare tid eftersom den är så ojämnt utspridd (Malmgren 1982).

Förutsättningen för utbredning av *S. tinctoria* har under de senaste decennierna hindrats genom det förändrade och effektiviserade jordbruket. Under 1900-talets andra hälft planterades många outnyttjade ängs- och hagmarker med skog vilket var ett hårt slag mot *S. tinctoria*. Nästa slag kom med politiken som förespråkade ett öppet landskap i jordbrukssamhället och jordbruksverkets regelverk för miljöersättning. Några av de tidigare småskaligt betade ängarna började betas intensivt medan andra marker lämnades helt ohävdade att växa igen. Många ängsväxter, bland andra *S. tinctoria*, de flesta fjärilar och andra nektarsökande insekter har missgynnats av den hårda betesregimen. *S. tinctoria* har klarat att hålla sig kvar i en del ohävdade marker men nu verkar en gräns vara nådd och bestånden krymper (Frycklund 2006). Markerna växer igen allt mer och då ljusinsläppet minskar blir också antalet blommande individer färre, och växternas frön får svårare att gro (Björklund 2008). Idag är arten hotad men ännu inte på rödlistan (Frycklund 2006).

A. bipunctosa lever i sitt larvstadium endast på *S. tinctoria* om den som adult är specifik eller generalist är inte känt (Björklund 2008). Det är inte bara *A. bipunctosa* som använder växten som värd. Den används som nektarresurs av ett flertal fjärlararter, främst nektargeneralister (Loertscher 1995). *A. kuznetsovi* är också monofag för *S. tinctoria* men har ännu inte hittats i Sverige (Frycklund 2006).



Fig 2. *Serratula tinctoria*. Blommorna är vanligen rödvioletta och sitter i kvastlika ställningar. Bladen är sågtandade och sitter strödda, de nedre bladen är hela medan de övre vanligtvis är parflikiga. Bilden är tagen ur Nordens flora.

Hur ska en slåtteräng hävdas för att gynna diversiteten av småfjärilar och malar

En stor andel av alla fjärils- och mal arter trivs i medelhög vegetation där successionen påbörjats men ännu inte gått så långt (Balmer & Erhardt 2000). I ett sådant habitat är ljusinsläppet är stort (Douwes 1976) men andelen växter ändå är tillräckligt hög för att tillgodose fjärlens hela livscykel (ägg, larv, imago). Ljusinsläpp och direkt tillgång till solstålar har också visats avgörande för fjärilars flygförmåga (Douwes 1976) men det är ändå viktigt att marken inte överutnyttjas och hävdas för hårt. Eftersom det är viktigt att alla för fjärlen nödvändiga mikrohabitat för äggläggning och larvutvecklings inte förstörs (Konvicka *et al.* 2008) måste man hitta en balans mellan att hävda och inte hävda, t.ex genom att slå marken endast en gång per säsong med lie. Ett skräckexempel tas upp i en studie av Konvicka *et al.* (2008) där fjärlen *Colias myrmidone* har dött ut till följd av människans vilja att bevara den. Bevarandeprogrammet för *C. myrmidone* utfördes i Tjeckien och följde EUs direktiv för bevarande av slåtterängar vilket medförde att ängen slogs två gånger per år. Detta fick förödande följder för fjärlen som har *Charmaecytus spp.* som värdväxt. Enligt bevarandepLANEN slogs ängen en gång på våren, då växten precis kommit upp. Sedan slogs ängen igen tidigt på hösten, de växter som klarade den första slagningen och där fjärlen nu lagt ägg avlägsnades innan äggen hann kläckas.

Alla fjärilsarter gynnas inte av samma hävdningstryck därför är variation av vegetationsstruktur på slåtterängen att föredra (Pöyry *et al.* 2005). I en varierad vegetationsstruktur kan flera olika sorters växter frodas, det gynnar diversiteten av specialiserade fjärilar. Om marken hävdas genom bete kan intensiteten varieras under växtsäsongen för att för att erhålla en varierad vegetationsstruktur (Pöyry *et al.* 2005). För att bevara ett område med tanke på fjärilar bör får och highland cattle undvikas som betesdjur. Dessa djur tenderar att selektera vissa specifika örter som ofta är värdväxt för en specialiserad fjärilsart (Björklund och Palmkvist 2007)

Slås marken med lie bör detta göras så sent som möjligt. Slås marken sent hinner fjärlen utvecklas till imago och flyga innan växterna förs bort. Dessutom hinner växten sätta frön och försäkra att det finns barnkammare åt nästkommande års fjärilar.(Konvicka *et al.* 2008). Björklund & Palmkvist (2007) menar att den moderna metoden då slaget hö rullas in i rundbalar utgör ett stort hot för många fjärilsarter och bör undvikas. Fullbildade fjärilar hindras från att ta sig in och ut ur det slagna höet och de ängsväxtfröna stängs in i plast istället för att spridas över ängen. Innan det slagna höet tas bort är det bra om de man räfsar runt det lite för att underlätta att växternas frön sprids över olika områden på ängen. Olika somrar kan innebära helt olika klimatförhållanden, en del somrar är delar av ängen översvämmade andra somrar är det torka. För att försäkra sig om att fortplantningen inte misslyckas lägger många fjärilar sina ägg på värdväxter i flera olika mikroklimat på ängen (Björklund & Palmkvist 2007).

Eftersom slåtterängarna minskar så kraftigt har kraftledningsgator blivit ett alternativt habitat för många fjärilsarter och deras värdväxter. Kraftledningsgatorna röjs med jämna mellanrum av elbolagen för att inte växa igen (Frycklund 2006) och är därför jämförbara med de hävdade ängsmarkerna. *S. tinctoria* och *A. bipunctosa* har ännu inte funnits i kraftledningsgatorna men Frycklund (2006) anser att som åtgärd för att rädda arten kan man sluta avtal med olika elbolag så att de sköter kraftledningsgatorna på ett sätt som passar *A. bipunctosa*.

A. bipunctosa är rödlistad på Artdatabankens lista och det befaras att det finns under 1000 individer kvar i Sverige (Björklund 2008). *S. tinctoria* är inte rödlistad. Den nuvarande rödlistan har en tendens att värdera upp växter som på ett eller annat sätt förts in och som förekommer på mycket små ytor (Frycklund 2006). Bestånden av *S. tinctoria* krymper och då små populationer har svårt att hysa några växtspecifika insekter vore det på sin plats att rödlista *S. tinctoria* och på samma gång ytterligare skydda *A. bipunctosa*. Utdöendeskulden inom *A. bipunctosa* är sannolikt hög på grund av att flera populationer är väldigt små och finns på igenväxande marker. Utdöendeskuld betyder att en art lever kvar i ett hotat habitat som är på väg att försvinna, att arten kommer att dö ut men ännu inte hunnit göra det. *A. bipunctosa* är i Sverige endast känd från ett fåtal lokaler som ligger långt ifrån varandra, och arten är sannolikt fragmenterad. Den fragmenterade utbredningen gör att de olika populationerna troligtvis är genetiskt olika till följd av genetisk drift. Det tillsammans med att *A. bipunctosa* har en dålig spridningsförmåga (Björklund 2008) medför en risk för populationens utdöende på grund av inavelsdepression. Därför borde en studie av den genetiska variationen hos *A. bipunctosa* utföras.

Diskussion

I dagens effektiviserade jordbruk behövs inte de ogödslade slåtterängarna längre och de överges att växa igen. Slåtterängarna hyser en otrolig artrikedom, och anses vara ett av de artrikaste växtsamhällena på jorden (Pärtel *et al.* 2005). Då ängarna växer igen förstörs habitatet för en mängd arter, tillhörande alla taxa, som hotas av fragmentering och utdöende. I Sverige jobbas det med bevarande av slåtterängar, med växlande resultat. Igenväxande områden restaureras genom att öppnas upp och hävdas på nytt, genom slåtter eller bete. Fjärilar och malar har en viktig plats i slåtterängens ekosystem, där de deltar i viktiga processer som pollinering, herbivori och nedbrytning (Lomov *et al.* 2006). Växterna utgör en stor del av fjärilarnas livscyklar i form av ägglägningsställen och födoresurser. Många arter av fjärilar och växter har under lång tid samevolverat och blivit totalt beroende av varandra (Erlich & Raven 1964). Det är därför otroligt viktigt att ta hänsyn till fjärilar och malar i bevarandearbetet av slåtterängar. Många mal- och fjärilsarter är dessutom specifika till endast en växtart, t.ex *A. bipunctosa* som är totalt beroende av *S. tinctoria* för sin överlevnad. En större satsning på restaurering och bevarande av slåtterängar skulle inte bara rädda de växter som är beroende av området utan även höja diversiteten och förekomsten av insekter. Fler insekter betyder fler pollinatörer vilket skulle kunna gynna jordbruket.

En stor andel fjärils- och malarter trivs i medelhög vegetation, där successionen påbörjats men ännu inte gått så långt (Balmer & Erhardt 2000, Öckinger & Smith 2006), med en hög biodiversitet men fortfarande ett högt ljusinsläpp (Douwes 1976). Detta går precis tvärt emot nuvarande bevarandepplaner, bland annat i Finland och i många andra europeiska länder (WallisDeVries 1998), där ängar som ska bevaras ofta hävdas för hårt (Konvicka *et al.* 2008). Fjärilars och malars livscyklar gör att de har starka band till växtstruktur och sammansättning (Lomov *et al.* 2006) vilket gör dem känsliga även för små förändringar i habitatet (Pöyry *et al.* 2005; Öckinger *et al.* 2006,). Det bör därför tas större hänsyn till fjärilar och malar i bevarandet av slåtterängar. Det bör utföras fler studier på växtspecifika insekter och vad som händer då deras värdväxt hotas. I bevarandepplaner och åtgärdsprogram för samevolverade organismer och monogama fjärilar och malar bör det i större utsträckning tas hänsyn till båda organismernas behov av bevarande. Det är vanligt att fjärils- och malarter i sitt larvstadium är växtspecifika för att senare i livet blir nektargeneralister och då pollinera flera olika växtarter. Är värdväxten hotad blir fjäril eller malarten också hotad och vilken effekt det har på de övriga växter som pollineras av arten borde undersökas närmare.

Vissa växtspecifika arter kan anpassa sig till en annan värdväxt i situationer då värdväxten är så ovanlig att det utgör ett hot för larvens, och artens, överlevnad. (Dethier 1959, Loertscher 1995). Då gynnas genetiska varianter av arten som har möjlighet att utnyttja en annan växt som värd (Erlich & Raven 1964). *Agonopterix kaekeritziana*, klintplattmal, *A. pallorella*, rödklintmal och *A. arenella*, kardborremal, är arter som lätt förväxlas med *A. bipunctosa* och alla utnyttjar de flera växter ur familjen Asteraceae, bland andra *S. tinctoria*, som värd (Björklund 2008). Eftersom dessa närbesläktade arter använder flera olika växter som värd är det inte omöjligt att även *A. bipunctosa* skulle kunna göra det. *Eucosma scorzonera*, svinrotvecklare, är en fjärilsart man länge trodde var monofag (Björklund & Palmqvist 2007). I Sverige har arten endast *Scorzonera humilis*, svinrot, som värdväxt, och man har inte kunnat bevisa att det finns några varianter. I Norge och Lettland är *S. humilis* kraftigt hotad vilket har lett till att *E. scorzonera* tvingats anpassa sig till att istället utnyttja *Arnica montana*, slåtterfibbla, som värdväxt (Björklund & Palmqvist 2007). Om *A. bipunctosa* kan byta till en annan värdväxt är inte känt och skulle behöva undersökas. Artens fragmenterade utbredning

tyder på att det finns stora genetiska skillnader inom arten (Björklund 2008) vilket skulle kunna leda till lokala anpassningar i valet av värdväxt (Ehrlich & Raven 1964). Eftesom *S.tinctoria* är kraftigt hotad och populationerna krymper, så skulle det vara värdefullt att veta om *A.bipunctosa* kan byta värdväxt.

Ur bevarandesynpunkt är det intressant att veta i vilken takt ett område kan förändras och ändå påverka fjärilsarterna så lite som möjligt. En förändring i snabb takt de senaste 50 åren har medfört en stor nedgång bland slätterängsfjärilar (Lutolf 2004), vilket gör att det är viktigt att ta hänsyn till ett områdes historia då en bevarandeplan ska upprättas. Det finns ännu inga studier på hur mycket ett område maximalt kan förändras och ändå hysa ett gott habitat åt småfjärilar (Lutolf 2004). Troligtvis är det kraftigt beroende på artens övriga ekologi. En generalistart klarar sannolikt att dess habitat förändras mer än vad en specialistart gör. *A. bipunctosa* klarar således förändring mycket sämre än många andra malarter gör. För att förbättra bevarandet av *A. bipunctosa* ytterligare skulle en studie över hur det historiska användandet av marken och takten på förändringen påverkar *A. bipunctosa* kunna utföras. Hur bra *A. bipunctosa* är som indikatorart för bevarande av slätterängar skulle också behöva undersökas. En god indikatorart får sannolikt mer uppmärksamhet i bevarandearbetet och det skulle kunna rädda *A. bipunctosa*.

En viss igenväxning av slättermark kan temporärt öka biodiversiteten i området, genom att området får ett bredare habitatspektra (Söderström *et al.* 2001). Ett bredare habitatspektra gynnar fjärilar som är generalister, men hotar specialister som *A. bipunctosa*. För den monofaga fjärilsarten *Lopinga achine* ökar risken att en population dör ut markant i takt med igenväxning av ett område (Bergman & Kindvall 2004). Med hänsyn till utdöendeskulden beräknades att många populationer av *L. achine* kommer att vara utdöda inom 100 år, om inte åtgärder för regelbunden öppning av igenväxande landskap vidtas. En liknande studie av utdöendeskulden hos *A. bipunctosa* skulle vara värdefull. Öppnande av ett område i form av habitatförstörelse genom t.ex. karlhyggesburk medför en minskning av fjärilsdiversiteten (Hill *et al.* 1995). Däremot har det visats att öppnande av igenväxande områden och skogspartier, även i form av väg- eller stigdragning, har en positiv inverkan på fjärilsdiversiteten (Pollard *et al.* 1975). Detta beror troligtvis på att många fjärilar har växter som trivs i öppna landskap som värd och då området öppnas blir dessa mer förekommande, samt att ljustillgången blir större vilket gynnar många fjärilar (Douwes 1976; Sparks *et al.* 1996).

Tack

Tack till Anna Brunberg, handledare för detta litteraturarbete. Tack också till studenterna Elin Orvendal, Fredrik Rimsén, Mia Sklenar och Josefin Sundberg samt Markus Karlsson som bidragit med värdefulla kommentarer.

Referenser

- Andrén, H. 1996. Population responses to habitat fragmentation: statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos* 76: 235-242.
- Anell, I. 1976. Vad betyder växterns latinska namn? Bokförlaget Forum. Lund.
- Balmer, O. & Erhardt, A. 2000. Consequences of Succession on Extensively Grazed Grasslands for Central European Butterfly Communities: Rethinking Conservation Practices. *Conservation Biology* 14: 746-757.
- Bergman, K-O. & Kindvall, O. 2004. Population viability analysis of the butterfly *Lopinga achine* in a changing landscape in Sweden. *Ecography* 27: 49-58.
- Bernes, C. 1994. Biologisk mångfald i Sverige. En landsstudie. Monitor 14. Naturvårdsverket, Solna.
- Björklund, J-O. 2005. Åtgärdsprogram för ängsskäreplattmal 2008-2012. Naturvårdsverket.
- Björklund, J-O. & Palmqvist, G. 2007. Åtgärdsprogram för småfjärilar på slåtteräng 2007-2011. Naturvårdsverket.
- Deventer, I.S. & Tscharrntke, T. 2002. Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands- a mini review. *Biological conservation* 104: 275- 284.
- Dethier, V.G. 1959. Food-plant distribution and density and larval dispersal as factors affecting insect populations. *Canadian Entomologist* 91: 581-596.
- Douwes, P. 1976. Activity in *Heodes virgaureae* (Lep. Lycaenidae) in relation to air temperature, solar radiation, and time of day. *Oecologia* 22: 287-298.
- Ehrlich, P.R., Raven, P.H. 1964. Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution* 18: 586-608.
- Fleishman, E., Thomson, J. R., MacNally, R., Murphy, D.D. & Fay, J.P. 2005. Using indicator species to predict species richness of multiple taxonomic groups. *Conservation Biology* 19: 1125-1137.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. & Hanski, I., 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly population. *Nature*. 392: 491-494.
- Hanski, I., 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press.
- Hill, J. K., Hamer, K. C., Lace, L.A. & Banham W.M.T. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology* 32: 754-760.
- Konvicka, M., Benes, J., Cizek, O., Kopecek, F., Konvicka, O. & Vitaz, L. 2008. How too much care kills species: Grassland reserves, agrienvironmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation* 12: 519 – 525.
- Lomov, B., Keith, D.A., Britton, D.R. & Hochuli D.F. 2006. Are butterflies and moths useful indicators for restoration monitoring? A pilot study in Sydney's Cumberland Plain Woodland. *Ecological Management & Restoration* 7: 204-210.
- Lutolf, M. Guisan, A. Kienast, F. 2009. History Matters: Relating Land-Use Change to Butterfly Species Occurrence. *Environmental Management* 43: 436-446.
- Lörtschner, M. Erhardt, A. & Zettel, J. 1995. Microdistribution of butterflies in a mosaic-like habitat: the role of nectar sources. *Ecography* 18: 15-26.
- Maccherro, S., Bacaro, G., Favilli, L., Piazzini, S., Santi, E. & Marignani, M. 2009. Congruence among plants and butterflies in the evaluation of grassland restoration success. *Acta Oecologica* 35: 311-317.
- Malmgren, U. 1982. Västmanlands flora. Förlagstjänsten, Box 6710, 113 85 Stockholm.
- McCracken, D.I. & Bignal, E.M. 1998. Applying the results of ecological studies to land-use politics and practices. *Journal of Applied Ecology* 35: 961-967.

- Mortimer, S.R., Hollier, J.A. & Brown, V.K. 1998. Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. *Applied Vegetation Science* 1: 101-114.
- Ovden, G.N., Swash, A.R.H. & D. Smallshire. 1998. Agri-environment schemes and their contribution to the conservation of biodiversity in England. *Journal of Applied Ecology* 35: 955-960.
- Person, G. & Larsson, K. 2001. Regeringens proposition 2000/01:130 Svenska miljömål - delmål och åtgärdsstrategier. Miljödepartementet Stockholm.
- Pollard, E., Elias D.O., Skelton M.J & Thomas J.A. 1975. A method of assessing the abundance of butterflies in Monks National Nature Reserve. *Entomologist's Gazette*. 26: 79-88.
- Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132: 625-661.
- Pärtel, M., Brunn, H. H. & Sammuli, M. 2005. Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. *Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity. Grassland science in Europe* 10: 1-14.
- Pärtel, M. & Zobel, M. 2007 a. Dispersal limitation may result in the unimodal productivity-diversity relationship: a new explanation for a general pattern. *Journal of Ecology* 95: 90-94.
- Pärtel, M., Helm A., Reitalu, T., Liira, J. & Zobel, M. 2007 b. Grassland diversity related to the Late Iron Age human population density. *Journal of ecology* 95: 574-582.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2005. Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation* 122: 465-478.
- Ricketts, T.H., Daily, G.C., Ehrlich, P.R. & Fay, J.P. 2001. Countryside biography of moths in a fragmented landscape: Biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology* 15: 378-388.
- Robinson, G.R., Holt, R.D., Gaines, M.S., Hamburg, S.P., Johnsson, M.L., Fitch H.S. & Martinko E.A. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science* 257: 524-526.
- Rådets direktiv 92/43/EEG. 1992. Om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. *Europeiska gemenskapernas officiella tidning L* 206: 7-50.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikaman, P., Fortelius, W. & Hanski, I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392: 491-492.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Scoble, M. J. 1992. *The Lepidoptera: form function and diversity*. Oxford University Press, Oxford.
- Southwood, T.R.W. 1977. Habitat, the template for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46:337-365.
- Spark, T.H., Greatorex-Davis, J.N, Mountford J.O., Hall, M.L. & Marrs, R.H. 1996. The effects of shade on the plants communities of rides in plantation woodland and implications for butterfly conservation. *Forest Ecology and Management* 80: 197-207.
- Summerville, K.S. & Crist, T.O. 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). *Ecology* 85: 1360-1370.
- Svensson, I. 1994. Faktablad *Agonopterix bipunctosa* – Ängskäreplattmal. Artdatabanken 2005-05-11.
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K. & Glimskär, A. 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation*. 10: 1839-1863.

- Thomas, C.D. 1993. Extinction, Colonization, and Metapopulations: Environmental Tracking by Rare species. *Conservation Biology* 8: 373-378.
- Tourlan, D. *Agonopterix bipunctosa* (Curtis 1850) espèce nouvelle pour la France. 1996. *Alexandria* 19: 402.
- WallisDeVries, M.F., Poschold, P., Willems, J.H., 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104: 265-273.
- Waltz, A. E. M & Wallace Covington W. 2004. Ecological restoration treatments increase butterfly richness and abundance: mechanisms of response. *Restoration Ecology* 12: 85-96.
- Wilson, R.J. & Thomas, C.D. 2002. Dispersal and the spatial dynamics of butterfly populations. *Dispersal ecology*. 257-278. Blackwell Science, Malden, MA.
- Woiwod, I.P. & Stewart. 1990. Butterflies and moths: migration in the agricultural environment. *Species dispersal in agricultural habitat*. 189-202. Bellhaven Press, London.
- Young, M. 1997. *The natural history of moths*. T & A Poyser, London.
- Zschokke, S. Dolt, C., Rusterholz, H-P., Oggier, P. Braschler, B., Thommen, H.G., Lüdin, E., Erhardt A. & Baur, B. 2000. Short-term responses of plants and invertebrates to experimental small-scale grassland fragmentation. *Oecologia* 125: 559-572.
- Öckinger, E., Eriksson, A. K., Smith, H.G. 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133: 129-300.
- Öckinger, E. & Smith, H.G. 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 50-59.