

# Åtgärder för att gynna biologisk mångfald i slättbygder

-

en kunskapssammanställning



Henrik G. Smith, Annelie M. Jönsson och Maj  
Rundlöf

2011



**LUNDS**  
UNIVERSITET

## 1. Sammanfattning

Trots att jordbrukslandskapet enbart utgör en liten andel av Sveriges totala yta så är många av de arter som minskat i antal och utbredning knutna till just detta. Om inte förlusten av biologisk mångfald i jordbrukslandskapet bryts kan detta leda till att Sverige inte lever upp till konventionen om biologisk mångfald och till att viktiga ekosystemtjänster i jordbrukslandskapet som pollination och skadedjursbekämpning hotas.

En viktig orsak till den minskade biologiska mångfalden är jordbrukets intensifiering, d.v.s. olika metoder som används för att öka skörden. Ökad användning av konstgödning och växtskyddsmedel har medfört att organismer har svårare att klara sig ute på fälten samtidigt som den ekologiska variationsrikedomen i landskapet minskat genom att naturbetesmarker, kantzoner och andra småbiotoper försvunnit. Längst har denna utveckling gått i slättbygden som också drabbats hårdast av förlust av biologisk mångfald.

Miljöstöden har visat sig otillräckliga för att bevara den biologiska mångfalden i slättbygden. Det finns därför ett behov av enkla åtgärder som lantbrukare kan vidta för att bevara eller öka den biologiska mångfalden på gården. Det är viktigt att åtgärder som rekommenderas för att öka den biologiska mångfalden på gården är baserade på fakta. Vi har därför sökt efter och sammanställt publicerade vetenskapliga studier som utvärderat sådana åtgärder.

De åtgärder som behandlas är av tre typer. För det första kan man ändra odlingsystemet så att brukandet av marken generellt sett blir mindre intensiv vilket leder till att den ekologiska variationsrikedomen på fältnivå ökar. I den här rapporten presenterar vi en sådan åtgärd, ekologisk odling. En speciell åtgärd är allmogeåkrar, där den extensiva odlingen genomförs i en betydligt mindre skala. För det andra, i landskap där inslaget av mer eller mindre naturliga habitat som naturbetesmarker, obrukade kantzoner och småbiotoper minskat kraftigt, kan åtgärder som ökar kvalitén på de återstående naturliga habitaterna eller som skapar nya habitat vara sätt att öka den biologiska mångfalden. I den här rapporten tar vi upp ett antal olika alternativ så som skötsel av befintliga kantzoner, anläggande av vegetationsremсор längs fältkanter eller kring åkerholmar, och skapande av dammar. För det tredje kan åtgärder göras som direkt skyddar eller skapar boplatser eller bidrar med födoresurser för organismer som är hotade i dagens jordbrukslandskap.

Vi finner att det finns starkt vetenskapligt stöd för att många, men inte alla, åtgärder påverkar åtminstone vissa organismgrupper positivt. Flera av åtgärderna har tydligare effekt på biologisk mångfald i slättbygder, där de kan återställa en del av den förlorade mångfalden, än i mindre intensivt odlade bygder där mycket av mångfalden fortfarande finns kvar. Många av de vetenskapliga utvärderingarna av åtgärdernas effekter visar på ökad lokal täthet eller mångfald av organismer, men oftast saknas analyser av om organismer som är sällsynta på en regional nivå gynnas. När man försöker gynna mångfalden med lokala åtgärder, som anlagda habitat, saknas i vissa fall undersökningar som visar att organismerna inte bara attraheras till åtgärden, utan att populationerna också påverkas positivt.

## 2. Innehåll

1. Sammanfattning.....	2
3. Inledning.....	4
4. Möjliga åtgärder i slättbygden .....	6
4.1. Bakgrund.....	6
4.2. Bevara mer eller mindre naturliga habitat.....	7
4.3. Minska intensitet och öka heterogenitet .....	7
5. Ändring av odlingsystem .....	9
5.1. Ekologisk odling .....	9
5.2. Allmogeåker.....	10
6. Anläggning av nya terrestra habitat.....	12
6.1. Anlagda kantzoner med gräs .....	13
6.2. Blommande remsor .....	15
6.3. Mångfaldsträda och remsor skapade med naturlig succession .....	18
6.4. Anlägga och sköta högre vegetation längs fältkanter .....	20
7. Anläggning av nya akvatiska habitat .....	22
8. Åtgärder som bidrar med boplatser eller föda .....	25
8.1. Sätt upp fågelholkar .....	25
8.2. Sätt upp bi- och humleholkar .....	26
8.3. Stödutfodring av fåglar .....	27
8.4. Markera fågelbon .....	29
9. Slutsatser.....	30
10. Tack .....	32
11. Referenser .....	33

Omslagsfoto: A.M. Jönsson.

### 3. Inledning

Miljömålet *Ett rikt växt och djurliv*, med delmålet att förlusten av biologisk mångfald i Sverige skulle hejdats senast år 2010, har inte uppnåtts. Framförallt har inte förlusten av biologisk mångfald i jordbrukslandskapet hejdats. Trots att jordbrukslandskapet bara utgör en liten andel av Sveriges yta, är många av de arter som minskar i antal och utbredning och därmed är hotade av utrotning knutna till detta<sup>77</sup>. Dessutom har många arter som tidigare var allmänt förekommande i jordbrukslandskapet minskat i både antal och utbredning<sup>138</sup>.

Den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet hotas både av nedläggning av jordbruk med låg lönsamhet i vissa regioner och av intensifierat brukande av jorden för att öka avkastningen i andra regioner. Nedläggning av jordbruksmark leder naturligtvis till förlust av organismer som är beroende av de livsmiljöer som förekommer i jordbrukslandskapet, men även i landskap där aktivt jordbruk fortfarande bedrivs i stor omfattning har den biologiska mångfalden minskat. Ökad användning av konstgödning och växtskyddsmedel har medfört att organismer har svårare att klara sig ute på fälten, samtidigt som den ekologiska variationsrikedomen i landskapet minskat genom att naturbetesmarker, kantzoner och andra småbiotoper försvunnit. Därför har också förlusten av biologisk mångfald varit störst i slättbygder där det intensivaste jordbruket bedrivs<sup>68,119,221</sup>.

Det är viktigt att slå vakt om den biologiska mångfalden i slättbygder, både för att leva upp till konventionen om biologisk mångfald som Sverige ratificerat och för att bevara de ekosystemtjänster som den biologiska mångfalden bidrar med<sup>18,130,218</sup>. Miljöstöden har visat sig otillräckliga för att bevara den biologiska mångfalden<sup>120,121</sup>. Det finns därför ett behov av enkla åtgärder som lantbrukare kan vidta för att bevara eller öka den biologiska mångfalden på gården.

Det är emellertid viktigt att åtgärder som rekommenderas inte är baserade på tyckande utan på fakta<sup>212</sup>. Vi har därför i denna rapport sammanställt ett antal åtgärder som kan öka den biologiska mångfalden på gården, men också undersökt i vilken omfattning det finns vetenskapliga undersökningar som stödjer att åtgärderna har avsedd effekt.

För att i någon mån avgränsa uppdragets storlek fokuserade vi på åtgärder som både kan tänkas vara effektiva och som lantbrukare är beredda att använda. Vi lät därför först en expertgrupp ta fram förslag på åtgärder som ansågs kunna påverka biologisk mångfald i slättbygden positivt. Sedan lät vi en referensgrupp med lantbrukare och rådgivare välja ut vilka av dessa åtgärder som de ansåg rimliga att genomföra. På det sättet har vi försökt undvika att fokusera på att utvärdera åtgärder som ändå inte skulle användas av lantbrukare<sup>46</sup>. Det innebär t.ex. att en utvärdering av sprutfria kantzoner, som är en åtgärd effektiv för t.ex. ryggradslösa djur och väl utvärderad<sup>70</sup>, inte finns med i denna rapport.

Utifrån sammanställningen av åtgärder som ansågs kunna vara effektiva och möjliga att genomföra, har vi sökt efter och sammanställt publicerade vetenskapliga studier som utvärderat dessa. Vi har dels baserat vår analys på vetenskapliga sammanställningar av tidigare studier, dels gått igenom ett stort antal studier som direkt undersökt effekten av respektive åtgärd. Vi har så långt möjligt fokuserat på vetenskapligt granskade artiklar. Vi

presenterar våra slutsatser som bygger på de arbeten som vi citerar i denna rapport, liksom på ytterligare arbeten som vi granskat under sammanställningen men som täcks av mer översiktliga arbeten som vi citerar. Omfattningen av uppdraget har dock inte medgett en uttömmande genomgång av all litteratur.

## 4. Möjliga åtgärder i slättbygden

### 4.1. Bakgrund

Orsakerna till att den biologiska mångfalden minskat mer i slättbygder än i andra typer av jordbruksbygder är komplexa och delvis outredda. På ett allmänt plan anses jordbrukets intensifiering<sup>68,208</sup> och den förlust av ekologisk variationsrikedom som detta har medfört<sup>14,221</sup> vara huvudorsakerna till att den biologiska mångfalden minskat i europeiska jordbrukslandskap. Med intensifiering menas en lång rad olika åtgärder som genomförts för att öka avkastningen per ytenhet, vilket kan handla om t.ex. strukturrationalisering, nya varianter av grödor, ökad användning av växtskyddsmedel och konstgödning och borttagande av odlingshinder. Eftersom intensifieringen av jordbruket och den till detta kopplade förlusten av mer eller mindre naturliga habitat är större i slättbygder än i andra jordbruksbygder, är detta sannolikt orsaken till att mångfalden också är mindre där.

Jordbrukets intensifiering har påverkat organismer både ute på fälten och i resten av landskapet. På fältnivå leder intensivt jordbruk till minskad möjlighet för vilda växter och djur att klara sig, eftersom de utsätts för upprepade störningar (t.ex. markbearbetning och skörd), utsätts för växtskyddsmedel och måste samexistera med konkurrenskraftiga grödor<sup>22,83,208</sup>. Ökad användning av konstgödning och kemiska växtskyddsmedel tillsammans med täckdikning gör fälten mer likformiga, vilket gör att variationen av organismer som kan upprätthålla livskraftiga populationer där minskar<sup>14</sup>. Vissa organismer påverkas direkt (t.ex. åkerogräs), andra indirekt genom minskad födotillgång (t.ex. många fågelarter). Detta gäller ute på brukade åkrar med grödor, men även vallar har blivit mer intensivt skötta och ger därmed mindre utrymme för vilda organismer att existera<sup>231</sup>. Enkelt uttryckt har det brukade fältet till stora delar blivit en miljö där vilda organismer har svårt att överleva och reproducera sig.

I slättbygder har dessutom landskapet blivit mer enformigt eftersom inslaget av mer eller mindre naturliga habitat, som naturbetesmarker, kantzoner, träda och ruderatmarker minskat kraftigt<sup>208</sup>. Eftersom organismer utsätts för ständiga störningar ute på fälten, är de mer permanenta miljöerna en viktig resurs i jordbrukslandskapet för däggdjur<sup>191</sup>, fåglar<sup>2</sup>, ryggradslösa djur<sup>7</sup> och växter<sup>6</sup>. T.ex. kan fältkanter som lämnas att utvecklas naturligt fungera som källor från vilka växter och djur kan återkolonisera fälten efter plöjning och skörd, genom att bidra med skydd, boplatser eller föda.

Jordbrukets intensifiering har också medfört en ökad specialisering av gårdar<sup>208</sup>. Många gårdar i slättbygd är specialiserade på växtodling, ofta med korta växtföljder och få grödor. Det innebär dels att det finns en mindre variation av livsmiljöer, med minskad biologisk mångfald som följd<sup>14</sup>. Det leder dessutom till att arter som behöver olika livsmiljöer under olika delar av sin livscykel påverkas negativt<sup>57,61</sup>.

En stor del av den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet är knuten till mer eller mindre naturliga habitat som naturbetesmarker och naturliga dammar. I slättbygden är dessa habitat ofta små och isolerade, vilket gör att om populationer dör ut av en eller annan anledning riskerar habitaterna att inte bli återkoloniserade<sup>90</sup>. I slättbygden har både den ökade fragmentering av naturliga habitat<sup>17,166</sup> och försämrade möjligheter att

överleva i och sprida sig i omgivande habitat<sup>54,109</sup>, påverkat mångfalden i de kvarvarande naturliga habitaterna negativt.

## 4.2. Bevara mer eller mindre naturliga habitat

Jordbrukets intensifiering har medfört omfattande förlust av mer eller mindre naturliga habitat. Sedan slutet av 1700-talet har 90 % av naturbetesmarkerna försvunnit<sup>92</sup>. De kvarvarande naturbetesmarkerna har dessutom ibland försämrats som miljö för sällsynta organismer genom tillförsel av konstgödning eller genom kvävenedfall<sup>144,165</sup>. Landskapet har blivit mer enformigt eftersom kantzoner mellan åkrar har tagits bort och täckdikning medfört att både våtmarker och öppna diken försvunnit<sup>112</sup>.

De mer eller mindre naturliga habitat som finns kvar i slättlandskapen kan vara artfattigare än motsvarande marker i andra typer av landskap både för att de påverkas starkt av det omgivande landskapet<sup>182</sup> och för att de är mer isolerade från andra naturliga habitat<sup>136,166</sup>. De små och fragmenterade naturliga habitat som finns kvar i slättlandskapen har dock ett stort värde när det gäller bevarande eftersom varje litet naturligt område kan tillföra unika arter till landskapet<sup>222</sup>. De fungerar dessutom som permanenta livsmiljöer för många organismer, i landskap där en stor del av habitaterna utsätts för ständig störning i form av jordbruksaktiviteter. De kan därför vara viktiga för den biologiska mångfalden, inte bara i själva habitaterna, utan även i det omgivande landskapet. Naturbetesmarker, ängsmarker och åkerholmar fungerar t.ex. som viktiga spridningskällor för både växter och pollinatörer till det omgivande jordbrukslandskapet<sup>3,38,114,125,131,167,167</sup>. Öppna diken kan fungera både som permanenta livsmiljöer och som spridningskorridorer mellan mer eller mindre naturliga habitat<sup>100</sup>.

En av de viktigaste åtgärderna för att bevara biologisk mångfald i slättbygder är därför att slå vakt om och sköta kvarvarande mer eller mindre naturliga habitat. Även om fokus i denna rapport ligger på att genomföra enkla åtgärder för att öka mångfalden i slättbygder, får inte detta skymma det faktum att man i första hand måste bevara de existerande värdefulla habitaterna i slättbygder.

För att återskapa den biologiska mångfalden i slättbygder räcker det dock inte med att bevara naturliga habitat, eftersom det finns alldeles för få sådana kvar. Ofta kan inte naturliga habitat direkt återskapas. Naturbetesmarker kan knappast återskapas alls och permanenta kantzoner kan kanske inte anläggas utan att det upplevs som ett stort intrång i det rationella jordbruket. Därför ligger fokus i den här rapporten på åtgärder för att återskapa mångfalden som antingen kan genomföras inom odlingen eller på enkla åtgärder som kan genomföras utan stora kostnader.

## 4.3. Minska intensitet och öka heterogenitet

För att öka den biologiska mångfalden i slättbygden krävs det att odlingsintensiteten minskas och variationsrikedomen i landskapet ökas så att habitat och resurser skapas för växter och djur. Det finns i princip tre olika sätt att åstadkomma detta.

*För det första kan man ändra odlingssystemet så att brukningen blir mindre intensiv och den ekologiska variationsrikedomen på fältnivå ökar.* I den här rapporten presenterar vi en sådan åtgärd, ekologisk odling. På grund av att det finns ekonomiskt stöd till ekologisk

odling, är detta ett väletablerat system som är vetenskapligt utvärderat när det gäller effekter på biologisk mångfald. Andra alternativa odlingsystem är fullt tänkbara, men det saknas till stor del vetenskaplig utvärdering av dessa. Vi presenterar också utvärderingar av en lokal odlingsvariant, allmogeåker, där odlingen görs mindre intensiv för att gynna sällsynta åkerogräs.

*För det andra, i landskap där inslaget av mer eller mindre naturliga habitat minskat kraftigt, kan åtgärder som ökar kvalitén på de återstående habitaterna eller skapar nya habitat vara ett sätt att öka den biologiska mångfalden. I den här rapporten tar vi upp ett antal olika alternativ som skötsel av befintliga kantzoner, remsor med gräs eller blommor längs fältkanter eller kring åkerholmar, mångfaldsträda och remsor skapade med naturlig succession.*

*För det tredje kan åtgärder göras som direkt skyddar eller skapar boplatser eller bidrar med födoresurser för organismer som är hotade i dagens slättbygdslandskap. Åtgärder som fågelåkrar, vintermatning av fåglar eller utplacering av holkar är ämnade att ersätta resurser som fanns i ett tidigare jordbrukslandskap.*

Att genomföra de presenterade åtgärderna kan naturligtvis innebära ett mer eller mindre kostsamt åtagande, eftersom odlingen kan påverkas negativt direkt eller indirekt. Emellertid kan flera av åtgärderna också ha positiva effekter på de ekosystemtjänster som lantbruket är beroende av, som biologisk kontroll och pollinering. Det kan diskuteras till vilken kategori varje enskild åtgärd hör (fågelåkrar bidrar rättfram till föda till fåglar under vintern, men är också ett bra habitat för många insekter), men de representerar en skala av åtgärder som kräver olika mycket av en lantbrukare för att genomföras (och ger olika mycket tillbaka i form av ekosystemtjänster). Genom att presentera både mer generella åtgärder som kräver mycket engagemang och resurser och mer specifika åtgärder som ganska enkelt låter sig genomföras, är det vår förhoppning att det skall finnas en mix av åtgärder som passar varje lantbrukare.



## 5. Ändring av odlingsystem

Eftersom minskad biologisk mångfald i jordbrukslandskapet anses bero på ökad intensitet i odlingen och minskad ekologisk variation, kan man förvänta sig att åtgärder som minskar intensiteten i odlingen och/eller ökar den ekologiska variationen också leder till ökad biologisk mångfald. Med ett undantag saknas det till stor del systematiskt insamlad vetenskaplig information om vad en omläggning av odlingsystem skulle innebära. T.ex. har effekterna av reducerad plöjning huvudsakligen utvärderats när det gäller konsekvenserna på marklevande organismer<sup>44</sup> medan ett fåtal studier visat på positiva effekter på fåglar och växter<sup>22</sup>. Eftersom ekologisk odling gynnas av både miljöersättningar i jordbruket och ökad efterfrågan bland konsumenter, bedrivs ekologiskt jordbruk på omfattande arealer i Europa och har utvärderats vetenskapligt<sup>8,12,104,104</sup>. Allmogeåker, som också behandlas under den här rubriken, innebär en extensivare odling i en betydligt mer lokal skala i syfte att bl.a. bevara sällsynta åkerogräs.

### 5.1. Ekologisk odling

#### Bakgrund

Inom den ekologiska odlingen används inte konstgödsel eller kemiska växtskyddsmedel, vilket i sin tur normalt får följder för växtföljden. Detta kan gynna biologisk mångfald av flera olika orsaker: organismer påverkas mindre av växtskyddsmedel både i åkrarna och i de intilliggande kantzonerna, ökat inslag av vall och en mer komplex växtföljd gör miljön ekologiskt mer varierad, stallgödsel kan gynna markorganismer etc.

I undersökningar av hur den biologiska mångfalden påverkas av ekologisk odling jämförs oftast ekologiskt brukade fält eller gårdar med motsvarande icke-ekologiskt (konventionellt) brukade fält eller gårdar. Ofta finner man större art- och individrikedom på ekologiskt brukad mark än på konventionellt brukad, men jämförelser mellan odlingsätten har gett blandade resultat<sup>8,12,104</sup>. De motsägelsefulla resultaten kan dels bero på skillnader i hur studierna utformas<sup>12</sup>, dels på yttre faktorer, som till exempel i vilken typ av jordbrukslandskap som studien är gjord<sup>189,200</sup>, vilken organismgrupp som studerats<sup>72</sup>, hur stort område som är omlagt till ekologisk odling<sup>187</sup> eller hur länge sedan omläggningen till ekologisk odling gjordes<sup>115</sup>. Vid jämförelser mellan ekologisk och konventionell odling är det även viktigt att komma ihåg att brukandet av ekologiska och konventionella gårdar kan variera stort, även inom respektive odlingsform<sup>12</sup> och att skötseln av olika habitat<sup>58</sup> och landskapets utformning<sup>178</sup> kan vara viktigare än odlingsystem.

#### Slutsats

Omläggning till ekologisk odling gynnar generellt<sup>12,104,189,238</sup>, men inte alltid<sup>176,178,189</sup>, den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet. I en meta-analys var artrikedomen 30 % och individrikedom 50 % högre på ekologisk brukad jämfört med konventionellt brukad jordbruksmark<sup>12</sup>. Växter<sup>186,188</sup>, insekter<sup>108,189</sup> och fåglar<sup>199</sup> är organismgrupper vars mångfald ofta gynnas av ekologisk odling. Speciellt i slättbygden leder ekologisk odling till en ökad biologisk mångfald<sup>8,186,189</sup>. Genom att ekologisk odling gynnar pollinatörer och insekter som fungerar som naturliga fiender, kan ekologisk odling också gynna

ekosystemtjänster som pollination<sup>75</sup> och skadedjursbekämpning<sup>41,128</sup>, även om detta inte alltid är fallet<sup>238</sup>.

## Specifika effekter

### Markorganismer

Rikedomen av markorganismer, mikroorganismer (bakterier och svampar) och maskar, kan påverkas av odlingsformen, men skillnader mellan ekologiskt och konventionellt odlad mark varierar<sup>12,104,228</sup>. Fler markorganismer i ekologiskt brukade marker beror antagligen på användningen av organisk gödsel, som gödsel från djur och grön gödslingsgrödor, vilken är en födokälla för organismerna<sup>104</sup>.

### Växter

Växter är den organismgrupp vars mångfald gynnas mest av ekologisk odling<sup>12,104</sup>, bland annat artrikedomen av ogräs<sup>238</sup>. Anledningen till detta är sannolikt att mångfalden av växter påverkas direkt negativt av användning av kemiska växtskyddsmedel inom den konventionella odlingen. Detta visas t.ex. av att tvåhjärtbladiga växter och växter känsliga för herbicider påverkas mest av odlingsformen<sup>89,111,157,188</sup>.

### Ryggradslösa djur

Pollinatörer (humlor, bin och blomflugor) och andra ryggradslösa djur är välstuderade när det gäller skillnader i mångfald mellan ekologisk och konventionell odling<sup>8,108,178,187</sup>. Generellt finner man en högre art- och individrikedom på ekologiska fält och gårdar jämfört med konventionellt brukade<sup>8,12,108</sup>. Framför allt blombesökande insekter, som pollinatörer, gynnas av att det finns mer blommande växter i och intill ekologiskt brukade fält<sup>187,187</sup>. Skillnaden i mångfald är för den här organismgruppen, och speciellt för pollinatörer, tydligast i slättbygdslandskap<sup>8,108,189</sup>. Förklaringen till det kan vara att det i mer varierade landskap finns en större mängd obrukade element än i slättbygder, som kan fungera som källmiljöer och bidra till hög mångfald på all jordbruksmark oavsett odlingsform<sup>8</sup>. Även organismer som fungerar som naturliga fiender gynnas av ekologisk odling<sup>41</sup>, men inte i alla studier<sup>238</sup>.

### Fåglar och däggdjur

Effekten av ekologisk odling på fåglar har varierat mellan olika studier<sup>11,65,72,169,238</sup>, men effekten är ofta<sup>45,199</sup>, men inte alltid<sup>238</sup> större i slättbygd än i mer varierade landskap. Skillnaden i resultat mellan studier kan bero både på hur man karakteriserat landskapens variationsrikedom och på vilken skala studierna genomförts. Även däggdjur som fladdermöss kan påverkas positivt, sannolikt därför att tillgången på föda påverkas positivt<sup>72,233,234</sup>.

## 5.2. Allmogeåker

### Bakgrund

Vilda växter som associerats med gamla tiders brukade åkrar har i samband med förändring av grödor, effektivare utsädesrensning och ökad användning av herbicider minskat både i mängd och i artrikedom<sup>4</sup>. Arter som en gång ansågs vara svåra ogräs har

helt försvunnit eller är idag mycket sällsynta<sup>123</sup>, ofta med restpopulationer i åkerkanter<sup>71</sup>. Det handlar om åkerogräs som spjutsporre, småtörel, åkerranunkel, åkermadd, och åkersyska.

Allmogeåker är en form för bevarande som ursprungligen startades av WWF men som senare fått stöd av jordbruksverket. Nu kan miljöstöd utgå inom ramen för Utvald miljö. Åtgärden är avsedd att specifikt gynna sällsynta åkerogräs, där rödlistade åkerogräs odlas genom att de sås ut. På så sätt skapas en levande genbank för åkerogräs<sup>123</sup>. För denna avsätts en hel eller en del av en åker som sedan brukas med gamla metoder och sköts på ett extensivt sätt utan växtskyddsmedel och handelsgödsel. Helst används gamla sorters spannmål som sås glesare än normalt tillsammans med frön från relevanta sällsynta åkerogräs. Både spannmålet och åkergräsen ska vara av så lokalt ursprung som möjligt. Det går bra att använda nyare sorters spannmål men utsädesmängden bör anpassas så att grödan blir tillräckligt gles så att de sådda ogräsen får ljus och rum att växa.

### Slutsats

Det finns vad vi har funnit ingen direkt forskning om hur effektiva allmogeåkrar är för bevarandet av sällsynta åkerogräs utöver beskrivningar av odlingen<sup>175</sup>. Den kritiska frågan är knappast om allmogeåkrar leder till förekomst av åkerogräs, vilket praktiken tydligt visar, utan om allmogeåkrar är en kostnadseffektiv åtgärd jämfört med mer generellt verkande åtgärder.

En rad studier har undersökt effekten av både gödning och utsädesmängd i olika kombinationer på åkerogräs. Det finns vetenskapligt stöd för att lågintensiv odling gynnar åkerogräs<sup>122</sup> och att förekomsten av sällsynta åkerogräs gynnas av åtgärder som gynnar den generella mångfalden av åkerogräs<sup>211</sup>. Eftersom åkerogräs kan ha svårt att återetableras från en fröbank eller från alternativa habitat i slättbygd är sannolikt insådd den mest effektiva metoden för att bibehålla åkergräsen.

### Specifika effekter

Extensiv odling (lägre utsädesmängd, ingen besprutning eller gödning) ger oftast fler växtarter och högre täckningsgrad både i kanten av den odlade grödan och i intilliggande permanenta fältkanter jämfört med intensiv odling (normal utsädesmängd, gödning och besprutning)<sup>67,122</sup>. Gödningen påverkar detta indirekt genom att göra grödan tätare och därmed minska mängden ljus som når åkergräsen. Förekomsten av sällsynta åkerogräs har ett starkt samband med totala mångfalden av åkerogräs<sup>211</sup>.

Redan på 1980-talet gjordes försök med att anlägga blomsteråkrar, där man fann att tillväxten av åkerklätt, blåklint, rågvallmo, kornvallmo och riddarsporre var undertryckt när arterna såddes tillsammans med normal utsädesmängd medan halverad utsädesmängd gav kraftiga plantor av åkerklätt, blåklint och riddarsporre<sup>137</sup>.

Försök som utfördes i Uppland och på Öland visade att effekten av extensiv odling till stor del beror på jordmånen och den befintliga fröbanken<sup>67</sup>. På Öland noterades arter som är intressanta ur bevarandesynpunkt och en skillnad mellan hur extensiv och intensiv odling påverkade åkergräsen medan det i Uppland inte fanns en sådan skillnad. Extensiv odling kan därför behöva kompletteras med återinförsel av intressanta arter genom direkt sådd.

En av de fåtaliga direkta utvärderingarna studerade hur olika behandlingar påverkade ogräsfloran på sedan länge övergiven åkermark<sup>124</sup>. Sällsynta åkerogräs genererades spontant efter plöjning, trots att 50 år gått sedan fälten odlades. En behandling med sådda sällsynta åkerogräs lyckades bäst vid viss tillförsel av gödning och ingen odlad gröda. Emellertid gjordes studien i en bergsregion så det är oklart hur relevant den är för t.ex. slättbygder där åkerogräs snarare hotas av intensifiering av jordbruket än övergivande av åkrar.

## 6. Anläggning av nya terrestra habitat

Restaurering av naturbetesmarker eller andra mer eller mindre naturliga habitat är, när så är möjligt, ett effektivt sätt att skapa miljöer med hög biologisk mångfald<sup>164</sup>. Men i slättbygden finns ofta inte denna möjlighet, t.ex. eftersom kvarvarande naturbetesmarker plöjts eller gödslats. Däremot kan andra typer av mer eller mindre naturliga habitat som motsvarar sådana som försvunnit i landskapet återskapas. Dessutom kan ibland relativt artificiella habitat, som t.ex. blomremсор, fylla en liknande funktion som mer eller mindre naturliga habitat. Här fokuserar vi på terrestra habitat som är möjliga att anlägga för att öka den biologiska mångfalden i slättbygden.

Eftersom förlust av mer eller mindre naturliga habitat och minskad variationsrikedom av habitat i landskapet anses vara en central orsak till att den biologiska mångfalden har minskat, kan man förvänta sig att anläggandet av nya relativt permanenta habitat leder till ökad mångfald. Många studier visar också att mångfald i allmänhet<sup>14,74</sup> och i synnerhet pollinatörer<sup>108</sup> och naturliga fiender<sup>33</sup>, påverkas positivt av högre inslag av icke odlade habitat i landskapet. Men naturligtvis påverkas effekten av habitatens kvalitet och hur de placeras i landskapet.

Anläggning av nya habitat kan genomföras längs fältkanter. Då kanterna av odlade fält oftast har lägre produktivitet<sup>49</sup> kan det innebära en mindre ekonomisk påverkan. Kantzoner kan också begränsa spridning av ogräs från fältkanten in i den odlade grödan<sup>155</sup>. Genom att anlägga nya habitat längs fältkanter (eller runt småbiotoper) kan dessutom den biologiska mångfalden i den befintliga kantzonen (småbiotopen) gynnas genom att flödet av näring och växtskyddsmedel till det naturliga habitatet minskar<sup>151</sup>. Detta kan t.ex. gynna den botaniska mångfalden<sup>31</sup>.

Genom att anlägga nya habitat som kantzoner kan de dessutom fungera som spridningskällor för organismer ut i fälten, vilket t.ex. kan gynna täthet och mångfald av naturliga fiender<sup>134,151,190</sup>. Anlagda habitat kan dessutom fungera som spridningskorridorer mellan naturliga habitat i landskapet<sup>109,226</sup>, även om vissa studier ifrågasatt att linjära habitat har betydelse som spridningskorridorer<sup>131,168</sup>.

I andra fall, när syftet med åtgärden är att skapa ett habitat för hotade organismer, kan det vara lämpligare att skapa större habitat som kan fungera som sammanhängande livsmiljöer. Detta är t.ex. den funktion som trädor av olika slag kan ha<sup>224</sup>.

## 6.1. Anlagda kantzoner med gräs

### Bakgrund

Anlagda mer eller mindre permanenta gräsremсор längs åkerkanter kan fylla många funktioner, som att minska läckage av näringsämnen, förhindra spridning av ogräs till åkern eller användas för rekreation<sup>151</sup>. En viktig funktion är emellertid också att gynna den biologiska mångfalden både i hela landskapet och på det intilliggande fältet.

En speciell form av gräsremсор är så kallade "beetle banks", som består av tufft gräs som sås längs en låg jordbank som löper genom fältet. Syftet är att de skall fungera som övervintringsplatser för insekter, många vilka kan fungera som naturliga fiender<sup>85</sup>.

Skyddszoner längs sjöar och vattendrag blir allt vanligare som en åtgärd för att minska erosion och läckage av gödnings- och växtskyddsmedel, men de kan även ha betydelse för organismer som är beroende av ostörda habitat<sup>93</sup>. Enligt de svenska reglerna för jordbruksstöd får skyddszoner skapas genom att så remсор med vallgräs eller en blandning av vallgräs och vallbaljväxter. Numera är det dessutom tillåtet att så in fröblandningar som gynnar pollinerande insekter i skyddszonen. När skyddszoner skapas i syfte att minska urlakning av näringsämnen bestämmer man bredden utifrån bland annat sluttningsgrad, jordstruktur och betestryck, men är syftet att gynna biologisk mångfald bör bredden vara sådan att den delvis kan fungera som ett eget ekosystem istället för att enbart fungera som en övergång mellan två habitat<sup>10,36</sup>

Anlagda gräsremсор i kanten av odlade fält, liksom skyddszoner och 'beetle banks', bidrar till den biologiska mångfalden både genom att fungera som ett eget habitat där organismer kan ha livskraftiga populationer och som ett komplement för organismer som också lever ute i de brukade fälten. T.ex. bidrar de med ogräsfrön och insekter som föda till fåglar även om födotillgången kan vara högre i andra typer av anlagda remсор<sup>230</sup>. Speciellt så kallade "beetle banks" kan bidra med viktig insektföda åt fåglar<sup>217</sup>.

Anlagda gräsremсор fungerar som övervintringsplatser för många organismer som lever på fälten, bland annat skalbaggar och spindlar<sup>216</sup>, som är naturliga fiender till diverse skadeinsekter som exempelvis bladlöss. De fungerar också som boplats för humlor<sup>213</sup>, som är viktiga pollinatörer av grödor och vilda växter. Värdet av anlagda fältkanter beror dock mycket på hur de anläggs och sköts.

Gräsremсор som etableras längs fältkanter kan dessutom ha en positiv effekt på terrester och akvatisk biologisk mångfald i angränsande befintliga kantzoner<sup>118,150,155</sup>, t.ex. genom att minska driften av växtskyddsmedel och näringsämnen till den permanenta kantzonen.

### Slutsats

Ett stort antal studier har visat att anlagda gräsremсор har en positiv effekt på den biologiska mångfalden, både i remсорn som sådan och i det omgivande habitatet. Effekten varierar dock med gräsremсорns utformning, t.ex. strukturen som påverkar dess funktion som habitat för många organismer eller inslaget av blommande örter som påverkar födotillgång för många insekter och fåglar. Effekten på biologisk mångfald är dock i många fall lägre än vad som är fallet för andra former av anlagda kantzoner.

Gräsremсор har oftast en låg botanisk mångfald<sup>28,63,154,180</sup>, men fungerar som ett viktigt habitat för t.ex. insekter<sup>180</sup> och däggdjur<sup>5</sup>. Generellt fungerar kantzoner som en stabil miljö där många organismer kan övervintra och kolonisera intilliggande fält<sup>18,134,190</sup>. En tuvig struktur kan gynna förekomsten av skalbaggar som kan fungera som naturliga fiender<sup>239</sup>. Få studier har dock direkt visat på effekt på biologisk kontroll av skadegörare<sup>190</sup>. Ett visst inslag av blommande växter ökar mångfalden av blombesökande insekter<sup>20,85</sup>.

Även om vi inte hittat någon specifik information om effekten av att så gräsremсор runt småbiotoper som t.ex. mörgelgravar, finns det ingen anledning att förvänta sig att detta skulle ha en annorlunda effekt på den biologiska mångfalden.

## Specifika effekter

### Marklevande organismer

Sådda gräskanter ökar makrofaunan, såsom dagmaskar, gräsuggor och kortvingar både i gräskanten och i det intilliggande fältet<sup>103,201</sup>.

### Växter

Den botaniska mångfalden i anlagda gräsremсор är låg<sup>28,63,110,154,180</sup>, och lägre än i fältkantsremсор som anlagts med naturlig succession<sup>39</sup> eller genom att så komplexa gräs- och blomblandningar<sup>6</sup>. Endast i jämförelse med konventionellt odlad gröda har gräsremсор högre artrikedom av växter<sup>154,180</sup>. Ettåriga pionjärarter kan dominera under etableringsåret för att därefter minska<sup>6</sup>. Mångfalden av växter blir lägre om kanten inte slås<sup>110</sup>.

Gräsremсор sådda mellan en odlad gröda och den befintliga fältkanten kan ha en positiv effekt på mångfald och täthet av växter i den befintliga kanten<sup>118,150,155</sup> och bidra till att sällsynta arter i kanterna gynnas<sup>118</sup>. Samtidigt har de en dämpande effekt på ogräs ute i grödan<sup>150,155</sup>.

### Ryggradslösa djur

Gräsremсор kan leda till lägre täthet av snäckor längs fältkanter<sup>103</sup>. Sådda gräsremсор längs fältkanter kan leda till en högre täthet av bo- och födosökande humledrottningar i befintliga fältkanter utanför dessa remсор<sup>146</sup>, vilket antyder att de får en ökad kvalitet som bohabitat. Sådda gräsremсор används också till viss del som födosökshabitat av humlor<sup>180</sup>, men i mindre omfattning än t.ex. remсор med blommande växter<sup>28,154,180</sup> och det sammanslagna antalet bin och humlor (Apidae) i befintliga fältkanter gynnas av att det finns sådda gräsremсор<sup>150</sup>. Även fjärilar utnyttjar gräsremсор<sup>63,154</sup>.

Befintliga fältkanter utanför sådda gräsremсор har högre antal arter och individer av gräshoppor och syrsor än fältkanter som ligger direkt intill en konventionellt odlad gröda<sup>118,150</sup>. Tätheten av polyfaga (allätande) rovlevande ryggradslösa djur, t.ex. de som lever av bladlöss och är kända för att övervintra i gräskanter, i sädesfält minskade med ökande avstånd till gräsremсор<sup>52</sup>. Förekomst av gräsremсор leder till högre täthet av jordlöpare ute i fälten<sup>103</sup>. Mångfalden av jordlöpare var i en studie högre i både avstängslade och betade gräsremсор jämfört med ute i vall<sup>34</sup>. Två studier hittade inga

skillnader mellan olika typer av fältkanter för jordlöpare<sup>150,154</sup>, spindlar<sup>150,154</sup> respektive tusenfotingar, lockespindlar, gråsuggor, tvestjärter och myror<sup>154</sup>. Tuvigt gräs ökar tätheten av rovlevande skalbaggar<sup>239</sup>.

Så kallade "beetle banks", som fungerar som övervintringsplatser för rovlevande skalbaggar som kan fungera som naturliga fiender, har visats påverka dessas täthet upp till ett femtital meter från gräsremsan<sup>85</sup>, och någon studie visar också på effekter på biologisk kontroll<sup>35</sup>.

### *Fåglar och däggdjur*

Sådda gräsremsor verkar inte ha någon effekt på antal observerade fåglar eller fågelrevir<sup>118,150</sup>, men de utnyttjas som födosöksområde av fåglar<sup>23</sup>. Rygggradslösa djur kopplade till gräsremsor utgör viktig föda för t.ex. sånglärkor och raphöhns medan gräsfrön i anlagda gräsremsor erbjuder en födoresurs för t.ex. gråsparvar, pilfinkar och fälthöns<sup>230</sup>. "Beetle banks" har visats producera insekter som kan utgöra föda för raphönskycklingar<sup>217</sup>.

Gräsremsor fungerar som habitat för smågnagare<sup>5</sup>. Högre vegetation påverkade tätheten och antalet arter positivt.

## **6.2. Blommande remsor**

### *Bakgrund*

Det moderna intensiva brukandet av jordbrukslandskapet har medfört både kvantitativa<sup>60</sup> och kvalitativa<sup>30</sup> förluster av pollinerande insekters habitat vilket lett till minskad artrikedom och täthet av pollinatörer<sup>19</sup>. I det stora hela är mängden blomresurser i slättbygden mycket begränsad<sup>174</sup>. För att motverka detta anläggs blommande remsor i många europeiska länder<sup>87</sup>. Utformningen av blommande remsor varierar både mellan länder, delvis på grund av olika regelverk för miljöstöd, och regionalt inom länder<sup>87,139</sup>. Vanligen etableras de med frön från vilda växter, ibland i kombination med gräs. En variant, pollen och nektarblandningar, består huvudsakligen av ärtväxter för att gynna humlor och bin<sup>87</sup>. En genomgång av olika fröblandningar har sammanställts av Hushållningssällskapet<sup>139</sup>.

I Sverige har sådd av blommande remsor inte varit en del av miljöstödet, även om mångfaldstråda delvis kan ha samma funktion (se nedan). Sådd av blommande remsor förekommer dock som viltvårdsåtgärd och kan förväntas ha liknande effekt som blommande remsor sådda med avsikt att gynna pollinatörer.

Även om syftet med blommande remsor oftast är att påverka pollinatörer positivt, kan även andra insekter t.ex. sådana som fungerar som naturliga fiender påverkas positivt<sup>87,116</sup>.

Alla typer av blommande remsor brukar ha hög växtmångfald, men av olika anledningar. Sådda remsor innehåller de arter man själv väljer (ofta fleråriga) som utkonkurrerar ogräs, vilket kan jämföras med remsor etablerade genom naturlig succession (se avsnitt 6.3 nedan) som domineras av ettåriga arter som i vissa fall kan vara icke önskvärda ogräs.

Utformning av remsorna påverkar deras funktion. Vegetation med hög strukturell variation och mångfald av växter brukar vara förknippat med hög mångfald av ryggradslösa djur, däribland pollinatörer<sup>133</sup>. Fleråriga snarare än ettåriga blommande växter favoriseras av bland annat humlor<sup>73</sup> och kontinuerlig tillgång till föda från tidig vår till sen sommar genom att välja arter som blommar länge och avlöser varandra i blomning är speciellt viktigt för dem. Alternativt kan man så i omgångar<sup>26</sup>. Det innebär att den fröblandning som ska sås in måste anpassas beroende på vilka pollinatörer som man avser ska gynnas<sup>139</sup>.

## Slutsats

Blommande remsor kan öka mångfalden av växter och insekter<sup>87</sup>, men det är naturligtvis effekten på pollinatörer som både är störst och bäst undersökt. Blommande remsor kan ha en mångfald av blommande växter som kan konkurrera ut ett-åriga växter som ogräs. De får därmed en helt annan struktur och funktion än remsor som genereras genom naturlig succession (se avsnitt 6.3 nedan). Liksom sådda gräskanter är sådda blommande remsor gynnsamma för mångfalden utanför den blommande remsan i den befintliga fältkanten och motverkar samtidigt ogräs i den odlade grödan<sup>155</sup>.

Eftersom många så kallade naturliga fiender under en del av sin livscykel lever av pollen eller nektar, har blommande remsor också en positiv effekt på naturliga fiender i intilliggande fält, t.ex. blomflugor som har bladlusätande larver. Effekten av detta är störst i intensivt odlade landskap<sup>88,225</sup>. Dessutom utgör blommande remsor en potentiellt mer stabil miljö från vilket naturliga fiender kan sprida sig till fälten. Blommande remsor kan därför direkt påverka kontroll av t.ex. bladlöss och rapsbaggar<sup>193</sup>.

Humlor, bin, blomflugor och fjärilar utnyttjar blommande remsor<sup>87</sup>. Humlor, bin och blomflugor förekommer både med fler arter och mer frekvent i blommande remsor än i omgivande fält, vanliga kantzoner och andra typer av remsor längs åkerkanter<sup>87</sup>. De högsta tätheterna uppnås i remsor med pollen och nektarblandning. Även tätheten av fjärilar kan vara hög i blommande remsor.

Genomförda studier kan dock inte särskilja om blommande remsor enbart attraherar pollinatörer, eller om de faktiskt också påverkar populationerna positivt. Eftersom blommorna utnyttjas som en resurs, är det dock sannolikt att det finns en positiv effekt på populationerna. Om populationer av pollinatörer påverkas positivt kan det leda till positiva effekter på pollinationen av grödor och vilda blommor i landskapet, men detta är så vitt vi vet inte visat. Blommande remsor kan också konkurrera med grödor och vilda växter om pollinatörer på samma sätt som massblommande grödor kan göra<sup>107</sup>.

## Specifika effekter

### Växter

Sammansättningen av floran i remsor med blomblandningar styrs huvudsakligen av fröblandningen<sup>139</sup> och består alltid av fler växtarter än konventionellt odlad gröda<sup>27,154,180</sup>. Samtidigt har anlagda blommande remsor generellt sett lägre mängd ogräs än både odlad gröda och remsor som skapats genom naturlig succession<sup>27,78,154</sup>. Remsorna kan även gynna mångfalden av växter i naturliga kantzoner och motverka förekomsten av ogräs<sup>155</sup>.



Pollen och nektarremсор kan ge en mindre jämn tillgång på blommor under säsongen än mer mångformiga blomblandningar<sup>87</sup>, men ger en kontinuerlig tillgång av blommor som besöks av pollinerande insekter under hela säsongen om de sås med jämna mellanrum från april till juli<sup>26</sup>. Men naturligtvis beror detta på vilka specifika växter som används i fröblandningarna<sup>139</sup>. Under tre till fyra år producerar de en relativt konstant tillgång på födoresurser för bland annat humlor<sup>27,78</sup>.

### *Ryggradslösa djur*

En meta-analys av publicerade studier visade att tätheten och artrikedomen av insekter var större i blommande remсор än i odlad gröda, att tätheten men inte artrikedomen tenderade att vara högre än i gräsremсор och remсор etablerade genom naturlig succession, men att vare sig täthet eller artrikedom skilde sig mellan blommande remсор och den mer specifika pollen och nektarblandningen (d.v.s. remсор med stort inslag av ärtväxter)<sup>87</sup>.

De flesta studier har jämfört tätheten av pollinatörer i olika typer av remсор. Både pollen och nektarblandningar och remсор med blomblandningar attraherar födosökande pollinatörer<sup>87</sup>. I jämförelse med andra typer av remсор (gräs, naturlig succession, odlad gröda) eller habitat (gräsvall, för ett område typisk vegetation annan än gröda) har remсор sådda med pollen och nektarblandning eller gräs- och blomblandningar högre antal arter och/eller individer av humlor<sup>27,86,94,154,177,180</sup> och blomflugor<sup>125</sup>. En stor experimentell studie över tre år visade att tätheten av humlor var högre i blommande remсор än i andra habitat i landskapet och att framförallt långtungade humlor gynnades<sup>29</sup>. Tätheten av humlor i remсорna ökar med andelen odlad mark i landskapet<sup>29,94</sup>. I likhet med ekologisk odling (se avsnitt 5.1. i denna rapport) kan alltså betydelsen av de sådda remсорna vara större för humlor ju mer odlad mark det finns i det omgivande landskapet. I en av de få studier som undersökt effekten av blommande remсор på tätheter av pollinatörer i det omgivande landskapet, fann man inga effekter på bin och en effekt begränsad till 50 m för blomflugor<sup>125</sup>. De experimentella blomremсорna var dock av mycket begränsad storlek.

Olika växtarter har olika betydelse för pollinatörer. Av 40 olika växtarter som besöktes av pollinatörer i en studie gick 92 % av humlebesöken till endast fyra arter: rödklöver, alsikeklöver, käringtand och vägtistel<sup>27</sup>. Blandningar med rödklöver besöktes oftare av humlor än blandningar med sötväppling och i sin tur oftare än genererade med naturlig succession, medan blomflugor diskriminerade mindre<sup>132</sup>. I en fröblandning av sex ettåriga blommande växter fick honungsört och gurkört flest besök, då 88 % av honungsorna och 97 % av humlorna observerades på dessa arter<sup>26</sup>. Däremot var ringblomma den mest populära blomman hos de vilda solitärerna, med 67 % av besöken. Blomflugorna besökte samtliga näringsväxter, men flest besök fick ringblomma (36 %) och honungsört (34 %).

Flera studier har hittat högre tätheter av fjärilar i blommande remсор än i gräsremсор<sup>86,87</sup>, men artrikedomen och tätheten kan vara högre i remсор med blommor och gräs än i rena blomblandningar<sup>87</sup>. Högre artrikedomen av växter leder till högre artrikedomen av fjärilar<sup>87</sup>. Tätheten av fjärilar är också högre i gräs och blomblandningar än i remсор etablerade med naturlig succession och i odlad gröda<sup>154</sup>. Viltfröblandningar, och pollen och nektarblandningar har högre diversitet och antal arter och individer av fjärilar i jämförelse

med intensivt och extensivt brukade vallar<sup>177</sup>. I en fröblandning av sex ettåriga blommande växter visade fjärilar en mycket stark preferens för honungsört och gurkört medan blåklint och ringblomma fick ytterst få besök och bovete och rödmalva inte alls besöktes<sup>26</sup>. Även tätheten av fjärilar som rapsfjäril som kan skada grödan kan öka i det närliggande fältet om det finns blommande remsor, men detta beror på valet av blommor<sup>237</sup>.

Blomflugor, speciellt de vars larver lever på bladlöss och därför kan fungera som naturliga fiender, har högre tätheter i blommande remsor än i gräsremsor eller ute på fälten<sup>88</sup>. Effekten av blomremsor var störst i landskap dominerade av årligt plöjda fält. Blomremsor påverkar täthet och artrikedom av blomflugor i de omgivande fälten<sup>88,225</sup>. Livslängden och fortplantningsförmågan hos parasitoider, som bl.a. kan parasitera skadeinsekter, ökar om det finns nektarresurser nära fälten<sup>18</sup>.

För insekter som inte utnyttjar blommande växter fungerar blommande remsor på ett liknande sätt som andra typer av icke odlade remsor och kan därmed gynna täthet och artrikedom av insekter<sup>87</sup>. Blommande remsor hade betydligt lägre täthet av rovlevande spindlar jämfört med äldre naturligt genererade remsor<sup>53</sup>. Det finns exempel på att naturliga fiender gynnas mer av blomremsor än av andra typer av vegetationsremsor<sup>179</sup>. Blommande remsor har visats direkt påverka kontroll av bladlöss och rapsbaggar<sup>193</sup>.

### 6.3. Mångfaldsträda och remsor skapade med naturlig succession

#### Bakgrund

Det tidigare omfattande trädesbruket har minskat drastiskt, vilket och anses vara en av orsakerna till att mångfalden minskat<sup>224,240</sup>. Träda kan dock vara av många olika former. I en meta-analys av publicerade studier fann man att effekten på biologisk mångfald var större om trädan lämnats för fri utveckling istället för att ha såtts in med t.ex. vall och att den positiva effekten av vall ökade med ålder<sup>224</sup>. Därför har det ansetts att vall som tillåts utvecklas naturligt<sup>219</sup> och som får ligga länge<sup>37</sup> kan vara en effektiv åtgärd för att öka den biologiska mångfalden i slättbygd, även om andra uppfattningar finns<sup>203</sup>.

Syftet med mångfaldsträda, som ingår i det svenska miljöstödsystemet, är att gynna humlor, vildbin och fjärilar genom att skapa en träda som, med eller utan viss insådd, leder till varierade blomrika miljöer som under några år inte påverkas av jordbruksaktiviteter. Åtgärden skall också skapa häckningsplatser för fåglar som sånglärka, raphöna och hämpling samt gynna ovanliga örter och vanliga ogräs. På samma sätt kan remsor genererade med naturlig succession anläggas kring åkrar för att gynna pollinatörer och biologisk mångfald<sup>179</sup>.

Mångfaldsträdan kan bestå av ett helt fält, men alternativt en minst 10m bred kant- eller mittzon, där stubb från spannmål eller oljevaxter lämnas kvar efter skörd. Ingen insådd av vall eller fånggröda är tillåten, men första året kan man göra en gles insådd med en fröblandning som gynnar insekter eller fåglar (t.ex. vit- och rödklöver, sötväppling, humlelucern, käringtand, vicker och cikoria). Lätt bearbetning av marken varje år kan vara tillåten för att gynna ettåriga växter.

Det finns vad vi vet ingen exakt motsvarighet till mångfaldsträda i andra europeiska länder, men vi kan lära av erfarenheter från olika former av trädor och remsor som lämnas för naturlig utveckling. Utvecklingen av trädan beror till stor del på den befintliga fröbanken. När fröbanken är tillräckligt stor kan naturligt utvecklande träda ha en positiv effekt både för växter och för fåglar, framförallt i slättbygder. När fröbanken är liten är insådd av lokala växter positivt<sup>219</sup>.

## Slutsats

Studier visar på positiva effekter av naturligt utvecklad träda på mångfald av växter, pollinatörer och fåglar<sup>40,97,179,207</sup> jämfört med odlade fält. Effekten är dock beroende av hur fröbanken ser ut<sup>40</sup>, vilket kan variera mellan landskap och fält. Om mångfaldsträdan naturligt, eller efter insådd, leder till högre förekomst av blommande växter, kommer den med all sannolikhet att ha en positiv effekt på insekter som är beroende av pollen och nektar<sup>87</sup>. När få blommande växter genereras från fröbanken kan det därför krävas insådd av blommor för att gynna pollinatörer.

## Specifika effekter

### Växter

Artrikedomen på remsor/trädor lämnade att utvecklas genom naturlig succession beror på hur fröbanken ser ut och kan därför variera kraftigt. Ofta koloniserar dessa tidigt av ogräs<sup>179</sup> och andelen perenna växter ökar sedan med tiden<sup>207</sup>. Den varierande fröbanken gör att växtsamhället håller sig på ett tidigt successionsstadium under längre tid i intensivt odlade bygder än i mellanbygd<sup>40</sup>. Närheten till habitat varifrån växter kan sprida sig (kantzoner) ökar mångfalden av växter<sup>40</sup>. En studie visade att antalet blommande arter nådde ett maximum efter två år för att sedan sjunka<sup>207</sup>.

Remsor som skapas genom naturlig succession har ofta hög artrikedom av växter under etableringsåret, i likhet med nysådda remsor av gräs och gräs och blomblandningar<sup>6,27,154</sup> och även under år två kan både antal arter och täckningsgrad av tvåhjärtbladiga blommande växter vara lika hög som i gräs och blomblandningar<sup>6,39</sup>.

Remsor med naturlig succession som bearbetas årligen skiljer sig på många punkter från både remsor med tuvigt gräs och icke-kultiverad naturlig succession. De har totalt sett flest växtarter men även flest av ettåriga arter och högst täckningsgrad av tvåhjärtbladiga arter<sup>39</sup>. Dock har de lägst antal fleråriga arter och lägst antal arter och täckningsgrad av enhjärtbladiga växter<sup>39</sup>.

### Ryggradslösa djur

Etablering av kantzoner genom naturlig succession leder till ökad tillgång på insekter, t.ex. pollinatörer och växtätare, efter några år<sup>179</sup>. Naturligt utvecklande remsor kan gynna pollinatörer genom etablering av t.ex. tistlar efter något år<sup>179</sup>. Humlor förekommer dock i betydligt lägre täthet i remsor som skapats genom naturlig succession än i remsor sådda med pollen och nektarblandningar eller gräs och blomblandningar, och är mer snarlikt tätheten i remsor med tuvigt gräs<sup>154</sup>. Antal humlor är positivt relaterat till mängden blommor, så på remsor med naturlig succession minskar antalet humlor i takt med att tillgången på blommor minskar över åren<sup>27</sup>.

Tätheten av bin var samma på trädor lämnade för naturlig utveckling som på fält med honungsört, men antalet arter var högre<sup>207</sup>. Artrikedomen av bin ökade med åldern på trädan, men hade ett maximum år två. I en engelsk studie fanns fler födosökande humlor i remsor som lämnats för naturlig utveckling än i tre andra typer av remsor sådda med gräs eller gräs & blomblandningar och jämfört med spannmålsfältet<sup>28</sup>.

Artrikedomen av fjärilar ändrades inte med åldern på trädan, men artsammansättningen ändrades kraftigt<sup>206</sup>, vilket visar att träda av olika ålder behövs för att upprätthålla mångfalden på landskapsnivå. I jämförelse med gräs- och blomblandningar har remsor etablerade genom naturlig succession färre antal fjärilar, men antalet arter skiljer sig inte<sup>154</sup>.

Det finns betydligt fler jordlöpare, spindlar, lockespindlar och dubbelfotingar i remsor etablerade genom naturlig succession än i konventionellt odlad gröda<sup>154</sup>, men i övrigt är det svårt att hitta tydliga mönster i jämförelse med andra fältkantshabitat<sup>6,27</sup>.

### **Fåglar**

Många studier av effekten av träda på fåglar tydliggör inte vilken form av träda som avses<sup>84</sup>. Det fanns fler sånglärkor, buskskvättor, ärtsångare och hämplingar på trädor än i brukade fält<sup>16</sup>. Både artantal och täthet av jordbruksfåglar gynnas av träda, framförallt av naturligt regenererande trädor<sup>84,95,97</sup>, men fåglar gynnas även av långliggande trädor etablerade med konventionella gräsblandningar<sup>99</sup>. Fåglar utnyttjar framförallt kanten av trädor, vilket indikerar att de kan anläggas som remsor om man vill gynna fåglar.

## **6.4. Anlägga och sköta högre vegetation längs fältkanter**

### **Bakgrund**

De förändringar som skett i jordbrukslandskapen runt om i Europa har lett till ett mer enformigt landskap med stora fält åtskilda av smala fältkanter<sup>209</sup>. I Sverige har vi inte haft samma utbredda tradition med utnyttjande av häckar som ägo- och inhägnader för betande djur som t.ex. i Storbritannien<sup>152</sup>, och många av de häckar vi har (kvar) ser annorlunda ut. Mycket av den forskning som gjorts om häckar kommer dock från intensivt odlade landskap och kan bidra med principer för hur utformning av kantzoner i slättbygder kan påverka biologisk mångfald.

Många mer eller mindre naturliga habitat som utgör väsentliga livsmiljöer för diverse organismgrupper har försvunnit eller fragmenterats. Träd- och buskbevuxna kantzoner är ett sådant exempel och är väl kända för att ge bo-, vilo-, och födosöksplatser åt bland annat fåglar<sup>101</sup>, smågnagare<sup>126</sup>, fjärilar<sup>56</sup> och andra ryggradslösa djur<sup>152</sup>. Att plantera häckar skapar nya okultiverade habitat som snabbt kan kolonieras av rovinsekter och därmed bidra till ekosystemtjänsten biologisk kontroll av skadeinsekter<sup>69</sup>. Häckar kan också leda till att organismer kan utnyttja det övriga jordbrukslandskapet genom att fungera som övervintringsplatser<sup>152</sup> eller skydd under födosöksturer i landskapet<sup>101</sup>.

Häckar kan främja spridning och utbyte av genetiskt material<sup>43</sup>. En analys av befintliga studier visade att häckar utnyttjas av spridande organismer, men att det dock inte fanns tillräckliga bevis för att de fungerade som spridningskorridorer till fragment av skogsvegetation<sup>48</sup>.

Den biologiska mångfalden i träd- och buskbevuxna kantzoner beror på historiska faktorer, skötsel och det omgivande landskapets karaktär<sup>50,101,152</sup>. Eftersom det rör sig om en komplex miljö som kan utformas på många olika sätt, där organismer kan påverkas på kontrasterande vis<sup>152</sup> är det svårt att entydigt uttala sig om vad som är den "bästa" utformningen av kantzonen. Inom de brittiska jordbruksstöden finns speciella regler att följa för skötsel av häckar (de ska klippas vintertid vart tredje år, hål ska planteras igen, markvegetationen får inte besprutas), men som framgår nedan kan regelbunden skötsel både gynna och missgynna den biologiska mångfalden.

## Slutsats

Busk- och trädbevuxna kantzoner ökar den strukturella variationen i landskapet och ökar den biologiska mångfalden både i kantzoner och i de omgivande fälten<sup>25,105</sup>. Många studier har dock inte uttryckligen jämfört effekten av att kantzonerna är bevuxna med buskar och träd eller ej. Mångfalden beror på den specifika karaktären hos kantzonen och hur den sköts<sup>25,50</sup>, vilket innebär att en variation i utformning sannolikt leder till den högsta biologiska mångfalden. Att undvika drift av gödning och bekämpningsmedel till kantzonen gynnar en hög floristisk mångfald<sup>155</sup> och en tät markvegetation ger bättre skydd åt ryggradslösa djur och fåglar<sup>101,152</sup>. Mängden bevuxna kantzoner som finns har störst effekt på den biologiska mångfalden i enkla landskap som slättbygder<sup>9,181</sup>. Det innebär att bevarande av bevuxna kantzoner med varierande utformning antagligen har den mest positiva effekten på biologisk mångfald i slättbygder.

## Specifika effekter

### Växter

En belgisk studie visade att mångfalden av växter i träd- och buskbevuxna kantzoner både beror på hur den sköts lokalt och på hur det omgivande landskapet ser ut<sup>50</sup>. T.ex. ökar artrikedomen med kantzons längd och bredd, men inte med den totala mängden i landskapet. Kantzonens historia var också betydelsefullt då spontant uppvuxna kantzoner hade högre artrikedom än planterade. Studien var dock komplex och ingen av de mätta variablerna hade något större förklaringsvärde när det gäller variationen i artrikedom. Enkla engelska häckar hade inte högre artrikedom och täthet av växter än fältkanter utan häckar, och betydligt lägre än parallella häckar (så kallade "green lanes")<sup>42</sup>. Brittisk forskning har visat på hur skötsel som t.ex. regelbunden klippning, borttagning av fläder och minimering av drift av gödning kan leda till en högre mångfald av växter<sup>155</sup>.

### Ryggradslösa djur

En engelsk studie visade att busk- och trädbevuxna kantzoner hade högre artrikedom av ryggradslösa djur i fältskiktet jämfört med strukturellt enklare habitat som odlade remsor med gräs eller blommor eller det intilliggande fältet, men ingen jämförelse gjordes med icke busk- och trädbevuxna kantzoner<sup>150</sup>. Strukturellt mer komplexa häckar hyser högre mångfald av ryggradslösa djur<sup>152</sup>. Mångfalden av ryggradslösa djur är kopplad till mångfalden av växter<sup>152</sup>.

Permanent fältkanter utgör en viktig miljö och spridningskälla för insekter som kan fungera som naturliga fiender<sup>190</sup>, men olika studier har inte gett något entydigt besked när det gäller betydelsen av ett busk- och trädskikt<sup>105</sup>. Mer förna gör häckar till bättre

övervintringsplatser för potentiella naturliga fiender<sup>152</sup>. En fransk studie hittade trettio arter av jordlöpare i 1-2 år gamla häckar<sup>69</sup>. Antalet arter i den intilliggande grödan minskade med ökande avstånd från häcken<sup>69</sup>.

Buskar och träd i kantzonen som sälg, hagtorn, rönn och ek kan producera nektar och pollen som födoresurs till insekter<sup>140,152</sup>. Enkla engelska häckar har inte högre artrikedom eller täthet av fjärilar än fältkanter utan häckar<sup>56</sup>, och betydligt lägre artrikedom och täthet än parallella häckar (så kallade "green lanes")<sup>42</sup>. Häckar i Skottland hade färre bosökande humledrottningar än både fältkanter och gräsmarker oavsett om de sköttes enligt regler för miljöstöd eller ej<sup>146</sup>.

Studier av hur skötsel påverkar mångfalden av ryggradslösa djur i brittiska häckar har gett skilda resultat<sup>152</sup>.

### **Fåglar**

Att ta bort busk- och trädvegetation längs åkerkanter påverkar tätheten av jordbruksfåglar negativt<sup>160</sup>. Tätheten och artrikedomen av fåglar ökar med häckens storlek (längd och bredd)<sup>101</sup>. Den sammanslagna längden av häckar inom ett område har en positiv effekt på fälthöns<sup>183</sup>. Även bredden på häckar påverkar fälthöns; smala häckar ökar predationen<sup>183</sup>.

Förekomst av träd liksom tät vegetation i häckarnas markskikt påverkar mångfalden av fåglar positivt<sup>101</sup>. T.ex. ger mer dött gräs och nässlor fåglar ett tätt skydd<sup>76</sup>. Många hål och liten mängd dött gräs vid basen, som är resultatet av sällan eller aldrig klippta häckar<sup>43,76,183</sup>, bidrar till ökad predation av fälthöns<sup>183</sup>.

Skötsel av häckar påverkar mångfalden av fåglar. T.ex. kan produktionen av föda för fåglar påverkas, då hagtornshäckar som klipps mycket sällan eller aldrig producerar upp till 50 gånger så mycket bär jämfört med sådana som klipps varje år<sup>43</sup>. Skötsel kan också påverka hur tät häcken är och därmed vilket skydd den ger. Regelbundet skötta häckar kan ge bättre skydd och fler boplatser åt djur och fåglar genom att högre vallar vid basen av häcken bildas<sup>43</sup>. Mindre frekvent skötsel leder också till mindre gräs, nässlor och björnbärssnår som utgör bra häckningshabitat<sup>183</sup>.

Förekomst av annan mer eller mindre naturlig vegetation nära häckar leder till ökad mångfald<sup>101</sup>. Fåglar som är knutna till häck-habitat bildar gärna revir i närheten av häckar med minst 3m breda gräsremсор på båda sidorna<sup>98</sup>, och förekomsten av remсор sådda med fodermergkål och quinoa kan gynna tättingar (t.ex. järnsparv) som hellre bygger bon i häckar som ligger intill en sådan remsa<sup>106</sup>.

Normalt skogslevande fåglar som talgoxar kan utnyttja häckar som ett mindre lämpligt habitat som framförallt utnyttjas vid höga populationstätheter<sup>129,184</sup>

## **7. Anläggning av nya akvatiska habitat**

### **Bakgrund**

Stora områden av våtmarker har försvunnit till fördel för intensivt jord- och skogsbruk. Marken har dränerats och vattendrag kanaliserats allteftersom behovet av torr och fast

mark har ökat<sup>66</sup>. Inte bara större våtmarker har dränerats, utan även mängden dammar och öppna diken har minskat kraftigt<sup>100,112</sup>.

Nyanläggning av våtmarker har skett i stor skala i Sverige som ett resultat av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd. Enbart i Skåne har mer än 500 våtmarker anlagts<sup>162,215</sup>. Syftet med dammarna har både varit att minska läckage av kväve och att öka den biologiska mångfalden. Återställning av öppna diken är en möjlig åtgärd för att gynna biologisk mångfald i jordbrukslandskap som inte prövats i större omfattning.

En studie utförd i fyra nordeuropeiska länder, liksom specifika studier från länder som England och Danmark, visar att även små våtmarker i jordbrukslandskapet som dammar bidrar med mångfald både av växter och av djur<sup>47,202,236</sup>. Våtmarker är också positiva för den biologiska mångfalden i hela landskap<sup>66</sup>. Våtmarker bidrar också med många ekosystemtjänster t.ex. vattenrening och rekreation<sup>91</sup>. Övergödning är ett problem för många små dammar omgivna av mycket jordbruksmark<sup>51</sup>.

Förekomst av fisk och kräfter har potentiellt stor betydelse för mångfalden i dammen, t.ex. genom att fisk konkurrerar med vissa fåglar om föda eller att fisk och kräfter påverkar groddor negativt<sup>162,163</sup>.

Öppna diken är viktiga som habitat för många olika arter groddjur, men även för insekter som nattsländor och trollsländor<sup>223</sup>. Dikesslänterna kan fungera som viktiga habitat för växter<sup>148</sup>. Många fåglar, bland annat raphhöns, tycker också om att häcka i kanten eller närheten av diken<sup>170</sup>. Diken kan dessutom fungera som spridningskorridorer i landskapet<sup>100</sup>. Urbanisering och effektivisering av jordbruket har medfört att många groddjurs populationer blivit mer isolerade i jordbrukslandskapet, både genom försämrade kvalité och förlust av lämpliga habitat som gör att de kvarvarande ligger längre ifrån varandra, och genom ett intensifierat brukande av den mellanliggande marken som gör det mindre lämpligt för spridning<sup>135</sup>. Just möjligheten till att kunna röra sig och sprida sig mellan olika lekvatten är viktigt för bevarandet av groddjurspopulationer på sikt<sup>161</sup>.

## Slutsats

De få systematiska utvärderingar av anlagda dammar som gjorts visar att de bidrar till både den lokala och regionala mångfalden av vattenlevande organismer på ett sätt som motsvarar naturliga våtmarker<sup>47,215</sup>. Även små våtmarker har positiv betydelse. En mer komplext utformad damm leder till högre biologisk mångfald<sup>91</sup>. En större våtmark hyser större mångfald av åtminstone våtmarksfåglar<sup>91</sup>. Vi fann inga publicerade undersökningar av hur anlagda våtmarker bidrar till mångfalden i det omgivande landskapet.

Öppna diken gynnar skyddsvärd flora och har en positiv effekt på antal fågelarter och antal fåglar i öppna landskap<sup>100,227</sup>. Öppna diken skapar också spridningskorridorer för både djur och växter, vilket är bra för att motverka den fragmentering som skett i jordbrukslandskapet.

Övergödning av dammar och diken är ett problem<sup>21</sup>. Det finns inga tydliga bevis på att buffertzoner motverkar eutrofiering av öppna diken så att den biologiska mångfalden gynnas.

## Specifika effekter

### Växter

Dammar bidrar med ytterligare arter i ett landskap utöver vad man hittar i sjöar och vattendrag<sup>47</sup>. I anlagda våtmarker i Skåne ökade antalet växtarter med komplexiteten på strandlinjens form, medan täckningsgraden av makrofyter ökade med mer komplex strandlinjeform och ökande ålder på dammen, men påverkas negativt av hur djup våtmarken var<sup>91</sup>.

I Estland hade kantzoner med öppna diken fler växtarter av naturvårdsvärde och fler arter klassade som toleranta mot intensivt jordbruk<sup>1</sup>. I intensivt odlade Nederländerna har eutrofiering av diken ökat och medfört en minskning av antalet kärlväxtarter<sup>21</sup>. Speciella ekologiska skötselmetoder med breda buffertzoner innanför diken ger ett högre antal växtarter<sup>149</sup>.

En belgisk studie<sup>226</sup> har visat att pollenspridning mellan växtpopulationer gynnas av att det fanns ett dike mellan populationerna.

### Ryggradslösa djur

Dammar bidrar med ytterligare arter i ett landskap utöver vad man hittar i sjöar och vattendrag<sup>47</sup>. Antalet arter av bottenlevande ryggradslösa djur ökar med anlagda våtmarkers ålder upp till fem år då åldern inte längre påverkar artrikedomen<sup>91</sup>. Kvävefällningsdammar upprätthöll samma lokala och regionala mångfald av vattenlevande ryggradslösa djur som naturliga dammar<sup>215</sup>. Variationen mellan dammar var stor, vilket innebär att ytterligare anlagda dammar bör leda till ökad biologisk mångfald i landskapet.

En irländsk studie visade att i en serie av anlagda kvävefällningsdammar motsvarade mångfalden i nedströms dammar den i naturliga dammar och dessa dammar bidrog signifikant till mångfalden av makrovertebrater i landskapet<sup>117</sup>.

### Grodor

En svensk experimentell studie visade att introduktion av fisk och kräftor påverkade andra organismer som snäckor och grodor i dammen kraftigt<sup>163</sup>. Intensivt brukande av landskapet runt dammar kan vara orsaken till att åkergrodor saknas i många dammar i jordbrukslandskapet<sup>143</sup>.

Diken som löpte ut från ett naturreservat och sköttes enligt regler för holländska jordbruksstöd, som uppmuntrar minskad användning av gödning, att substrat rensas bort i diken samt att kanterna inte betas hårt, hade högre antal arter och individer av groddjur jämfört med kontroldiken<sup>147</sup>. Högre täthet i delar av diken som ligger inne i ett naturreservat och få individer av alla livsstadier hittas längre ut i diken för de flesta grodarter antyder att diken lämpar sig bäst för spridning snarare än för reproduktion och övervintring<sup>147</sup>. I Skåne koloniserades många nya dammar av hänsynskrävande groddjur, men i betydligt högre omfattning om det inte finns fisk<sup>162</sup>.



## Fåglar

Artrikedomen av fåglar ökar positivt med arean på anlagda våtmarker, upp till cirka fyra ha<sup>91</sup>.

En jämförande studie i Finland visade att både tätheten och artrikedomen hos fåglar associerade med öppet jordbrukslandskap samvarierade positivt med förekomsten av öppna diken och kantzoner<sup>227</sup>.

## 8. Åtgärder som bidrar med boplatser eller föda

Förändringen av jordbrukslandskapet har medfört att tillgången på både boplatser och föda har minskat för många insekter och fåglar. För att återställa födotillgång och skapa tillgång till boplatser, fokuserar många åtgärder på att skydda och återskapa mer eller mindre permanenta habitat. I vissa fall kan det dock vara kostnadseffektivt att istället direkt förse organismer med boplatser eller föda. Detta är framförallt fallet när det är specifika organismer med kända krav man vill gynna. Här utvärderar vi åtgärder som att sätta upp holkar och förse populationer med extra föda.

### 8.1. Sätt upp fågelholkar

#### Bakgrund

Hålhäckande fåglar har minskat i antal det senaste århundradet till följd av att träd och häckar tagits bort och därmed orsakat en kraftig minskning i tillgången på boplatser<sup>158</sup>. Dessutom kan en så enkel förändring som att tegelpannor ersätts med plåttak eller andra takmaterial leda till minskning av potentiella boplatser för många arter. Att sätta upp holkar är en enkel metod för att hjälpa fåglar. Ett stort antal studier har visat att populationstätheten hos hålhäckande fåglar ökar när man sätter upp holkar<sup>158</sup>. De flesta svenska fågelarter som bosätter sig i fågelholkar är skogslevande men det finns ett antal som naturligt bebor hagmarker och gårdsmiljöer, och söker föda där eller i det omgivande landskapet, t.ex. gråsparv, pilfink, stare, göktyta och tornfalk.

Holkarnas utformning och placering kan dock påverka huruvida de bosätts av fåglar eller inte. Brist på andra resurser som mat, eller hög predationsrisk kan göra att holkar förblir tomma<sup>141</sup>. Vissa fågelarter är mer benägna att använda sig av holkar än andra<sup>141</sup> och kan till och med föredra holkar över naturliga boplatser eftersom de ofta är bättre skyddade från regn och predation där<sup>62</sup> men för bästa effekt bör holkar utformas så att de uppfyller de behov den tilltänkta arten har. Det finns ytterst få studier som undersökt om holkar påverkar den totala populationstätheten eller häckningsframgången.

#### Slutsatser

Flera fågelarter med hemvist i jordbrukslandskapet bebor gärna fågelholkar, vilket visar att deras populationsstorlek sannolikt är begränsad av tillgången på boplatser. För några fågelarter, som stare och gråsparv, har man mer direkt kunnat visa att de kan vara boplatsbegränsade<sup>159</sup>, men i vilken grad detta gäller i t.ex. slättbygd saknas det information om. Inte bara tillgången på holkar, utan även deras utformning och placering påverkar sannolikheten att fåglar bosätter sig där.

Många lokala projekt där holkar satts upp har attraherat fåglar att häcka i holkar och sannolikt också ökat lokala populationers storlek, men om inte den lokala populationen som häckar i naturliga hål räknats kan ingen säker slutsats dras om hur populationen påverkats. En ökning av antalet häckande fåglar i holkar kan istället bero på att fåglar överger naturliga boplatser och börjar häcka i holkar<sup>159</sup>. Det finns förvånansvärt nog få studier som undersökt om man kan öka populationer av fåglar i jordbrukslandskap genom att sätta upp holkar, även om vissa studier tyder på detta<sup>160</sup>. Detta har dock visats för tornfalk<sup>32</sup> och för talgoxar och svartvita flugsnappare i små skogsdungar i jordbrukslandskap<sup>142</sup>.

### Specifika effekter

För ett antal fågelarter i jordbrukslandskapet som stare, gråsparv och pilfink har studier visat att populationer kan begränsas av tillgång på boplatser<sup>159</sup> och tornfalkens populationsstorlek kan bero direkt på tillgången på holkar<sup>32</sup>. Pilfinken har i lokala bevarandeprojekt gynnats av att förses med vinterföda och holkar, men den relativa effekten av dessa åtgärder var inte klargjord<sup>64</sup>.

Många arter visar specifika preferenser för typ av holk eller dess placering. Starar föredrar holkar som sitter högt<sup>214</sup>, liksom djupa holkar där bona rensats bort<sup>153</sup>, antagligen för att undvika predatorer och parasiter. Detta behöver dock inte påverka häckningsframgången. Den kraftigt minskande göktytan föredrog holkar som var storleksmässigt anpassade till dem men häckningsframgången påverkades inte<sup>242</sup>.

Uppsättning av fågelholkar kan öka antalet talgoxar och svartvita flugsnappare i mindre trädungar i jordbruksmark och också leda till att talgoxar häckar i små dungar där de tidigare inte fanns<sup>142</sup>.

## 8.2. Sätt upp bi- och humleholkar

### Bakgrund

Humlor och solitärbin har ofta specifika krav på sin omgivning vad gäller resurser som mat, boplatser och byggmaterial och behöver därför en variation av habitat inom sitt rörelseområde<sup>232</sup>. De bygger sina bon bland annat i ihåliga grenar eller borrar hål i träd och murar, eller i tuvig vegetation och i hål i marken<sup>13</sup>. Tillgången på boplatser är dock ofta begränsad till följd av att mängden naturliga bohabitat har minskat.

Att sätta ut konstgjorda boplatser i landskapet är en potentiell åtgärd för att gynna pollinatörer som solitärbin och humlor. Flera studier har visat att bland annat deras utformning och placering kan påverka vilka arter som bosätter sig och huruvida de bosätts eller ej<sup>73,79,235</sup>. Även tillgången på blomresurser i det omgivande landskapet kan påverka om solitärbin bosätter de konstgjorda boplatserna<sup>82</sup>. Däremot har enbart ett fåtal studier fokuserat på att undersöka hur utsättning av konstgjorda boplatser påverkar bi- och humlepopulationers utveckling.

### Slutsatser

Solitärbin bosätter sig i utsatta boplatser som består av olika typer av rörbuntar och träblock med borrar hål, och diametern på rören/hålen bestämmer vilka arter som

bosätter sig. För att skapa boplatser till många arter är det bra att variera diametern på rör och borrade hål. Flera studier visar att utsättning av biholkar leder till ökad beläggning och därmed troligen också större lokala populationsstorlekar av solitära bin<sup>81,205,210</sup>.

Humlor bosätter i låg grad de typer av konstgjorda boplatser som har undersökts i europeiska studier, varför det är svårt att rekommendera utsättning av en viss typ av boplatser för att gynna humlor. Effekten av alternativa metoder, t.ex. utsättning av halmbalar som boplatser, har inte utvärderats.

### Specifika effekter

Studier har visat att solitärbin bosätter sig i konstgjorda boplatser gjorda av olika typer av vass-, bambu- eller pappersrör i buntar instoppade i plaströr eller plåtburkar som är fastsatta på trästolpar<sup>79,80,204,220</sup> och i träblock borrade med hål av olika diameter<sup>79</sup>. Hålen kan variera mellan 3 och 13 mm för olika arter. I en studie i England där fyra typer av boplatser sattes ut i trädgårdar, var bosättningen högst i buntar med bamburör instoppade i plaströr och träblock borrade med små hål medan bosättningen var lägre i pappersrör instoppade i plåtburkar och träblock med större hål<sup>79</sup>.

En tysk studie visar att utsättning av buntar med vassrör instoppade i ett större plaströr och utsatta på trästolpar i trädor och extensivt skötta slättermarker successivt kan öka bosättningen av solitärbin över en treårsperiod<sup>81,205</sup>. T.ex. ökade populationen av röda murarbin (*Osmia rufa*) i gräsmarker som försågs med biholkar mer än 30 gånger över fyra år<sup>205</sup>. Det tyder på att solitärbinpopulationen i området var begränsad av mängden boplatser. I en studie ökade antalet födosökande solitära bin i blåbärsodlingar mer mellan åren när man satte upp biholkar jämfört med kontrollfält där inga biholkar satts upp, dock utvärderades skillnaden inte statistiskt<sup>210</sup>.

Studier har visat att humlor bosätter sig i konstgjorda boplatser gjorda av rör, terrakottakrukor eller träbitar nergrävda i marken och försedda med ingångstunnlar<sup>145,198</sup> och i trälådor uppsatta på stolpar eller takpannor på marken, där bomaterial som mossor och tygstrimlor erbjuds i boet<sup>73,145</sup> men bosättningsgraden är generellt låg. Eftersom bosättningsgraden är så låg är det svårt att rekommendera utsättning av en viss typ av konstgjorda boplatser för humlor. Den låga bosättningsgraden kan betyda att boplatser inte är en begränsande faktor för humlepopulationer, utan att andra faktorer, som tillgång på blomresurser, är begränsande.

Utsättning av halmbalar används av en del odlare av insektspollinerade grödor, som ett sätt att skapa boplatser för humlor (t.ex. Västergårdens gårdsexempel). Åtgärdens påverkan på förekomsten av humlor har dock inte utvärderats, vilket gör att inga slutsatser kan dras om åtgärdens effektivitet.

## 8.3. Stödutfodring av fåglar

### Bakgrund

Jordbruksfåglar kan ha minskat i antal på grund av ökad predation eller brist på boplatser, men framförallt på grund av minskad tillgång på födoresurser<sup>160</sup>. Födobegränsningen kan inträffa både under häckningen<sup>24</sup> och under vintern<sup>156</sup>, men många studier tyder på att minskad vinteröverlevnad är en kritisk faktor<sup>195</sup>. Borttagna biotoper, ökad användning av

herbicider och effektivare maskiner har minskat födoresurserna för speciellt frätande fåglar<sup>160</sup>. Även det direkta spillet av spannmål har minskat<sup>22</sup>.

För att kompensera detta kan man utfodra fåglar under vintern. *Vintermatning* kan ske med olika fröblandningar som attraherar olika fågelarter. Det finns dock farhågor att vintermatning inte bara har positiva effekter på fågelpopulationer<sup>185</sup>.

Ett annat sätt är att anlägga så kallade fågelåkrar, det vill säga man odlar spannmål som sedan lämnas kvar oskördad på fältet som mat åt övervintrande fåglar och passerande flyttfåglar. Det går att få stöd för fågelåkrar inom programmet för Utvald miljö. De alternativ som varit aktuella för fågelåkrar i Sverige är havre, korn, råg, vete, kanariefrö, hirs, bovete och blandsäd (enbart stråsäd eller i kombination med baljväxter). I Storbritannien där fågelåkrar har använts längre, och ofta i samband med underhåll av fälthönsbestånd (t.ex. fasan och raphöns) för jakt, används ytterligare grödor som till exempel olika sorters kål, quinoa och rågvete men även kardvädd och solros<sup>102,171,172,192,229,230</sup>. Vilka grödor som är lämpliga att använda beror givetvis på bland annat väderförhållanden och snömängd.

Fodermärgkål är den gröda som är överlägset mest använd till fågelåkrar i Storbritannien<sup>96,171,172,192</sup> eftersom den gynnar flest arter och flest individer under både sommar och vinter. Under första året är det framförallt insektsätare som söker sig dit men dessa får sällskap av ett stort antal frätare under andra året då kålen har blommat och satt frö<sup>96</sup>. Quinoa och vanlig stråsäd är ganska vanligt förekommande grödor bland brittiska fågelåkrar. Quinoa är populärt bland finkar, och sådd i blandning med andra grödor så attraherar quinoa i genomsnitt många individer och arter. Stråsäd däremot lockar många individer av ett fåtal arter. I renbestånd är det framförallt gulsparv, kornsparv och fälthöns som hittas där, och sått i blandning med andra grödor även steglits och sånglärka<sup>96</sup>. Foderraps föredras av bland annat hämpling, steglits, bofink och pilfink, och blandat med andra grödor så kan det även locka ett relativt högt antal raphöns, gulsparv och sävsparv<sup>96</sup>. Solros, honungsört och bovete höll konsekvent låga tätheter av de flesta arter enligt en engelsk studie<sup>96</sup>. Solrosfröna är dock uppskattade, men kan därför ta slut tidigt på vintern<sup>59,96</sup>. Därför kan det vara bra att så en variation av frörika grödor för att förlänga perioden med tillgänglig föda.

## Slutsatser

Stödutfodring av fåglar under vintern kan öka deras häckningsframgång och leda till högre populationstätheter. Detta har stöd i allmänna undersökningar<sup>159</sup>, men kan vara svårt att påvisa för mobila fåglar. För vissa arter har man dock kunnat visa en positiv effekt av stödutfodring<sup>113,197</sup>.

Fågelåkrar utnyttjas av många fåglar, inte bara frätande fågelarter på vintern utan även fåglar med andra dieter och även på sommaren. Fågelåkrar kan erbjuda fåglar både animalisk och vegetabilisk föda året om<sup>171</sup>. Precis som med stödutfodring finns det god anledning att anta att det har en positiv effekt på fåglars populationer, och inte bara attraherar fåglar, men detta är svårt att visa. Det finns dock studier som har påvisat fler häckande revir som en följd av fågelåkrar<sup>102</sup>.

## Specifika effekter

Storskalig vinterutfodring i Storbritannien har visat att jordbruksfåglar utnyttjar födoresurser, framförallt under kritiska perioder, vilket indirekt stödjer antagandet att vinterutfodring gynnar jordbruksfåglar<sup>196</sup>. På samma sätt ansamlades fröätare i fågelåkrar i Sverige sådda med olika fröblandningar fram till dess att fröna var uppätna<sup>59</sup>. I de engelska studierna fanns det, åtminstone för vissa arter som gulspurv, också en positiv effekt på populationen häckande fåglar<sup>197</sup>. En oreplikerad svensk studie antyder att en hotad fågelart, kornsparven, gynnas av vintermatning<sup>113</sup>.

Studier av fågelåkrar visar att det finns fler fåglar (upp till 100 gånger fler<sup>171</sup>) i fågelåkrar än i konventionell gröda om vintern<sup>96,102,172,192</sup>. Samtidigt finns det även fler arter i fågelåkrarna under vintern jämfört med i konventionella grödor<sup>102,171</sup>, men även jämfört med trädor och stubbåkrar<sup>171</sup>, med undantag för sånglärkor som trivs bäst på dessa öppnare ytor<sup>171</sup>. Fågelåkrar kan hålla höga tätheter av insekter, som kan utgöra föda, även på vintern<sup>171</sup>. Fågelarter attraheras olika beroende på vilka frön som erbjuds. Antalet arter med nedåtgående populationstrender som attraherades av fågelåkrar var högre i fågelåkrar av kål och quinoa, men inte av stråsäd, jämfört med konventionell gröda<sup>192</sup>.

Antalet fåglar som vistas i fågelåkrar varierar under vintersäsongen med en generell höjdpunkt i december eller januari varefter det sjunker kraftigt i januari till mars<sup>96,102,172,192</sup>. I konventionella grödor ligger antalet fåglar mer konstant med en viss nedgång under senvintern. En studie visade dock att i januari och februari fanns det fler fåglar i fågelåkrar som anlagts intill skogsdungar än ute i det öppna landskapet<sup>192</sup>.

Precis som på vintern lockar fågelåkrar både fler individer och fler arter än konventionella grödor på sommaren, upp till 80 gånger så många fåglar och mer än dubbelt så många arter (26 jämfört med 10 arter)<sup>172</sup>. En av studierna visade att det fanns fler revir av nästan alla häckande fågelarter året efter att fågelåkrar anlagts än året innan<sup>102</sup>. Fågelåkrar kan även ha positiva effekter på andra organismgrupper, till exempel fann man fler humlor, fjärilar och ogräsarter i fågelåkrar under sommaren än man gjorde i konventionella grödor<sup>172</sup>. Bland växterna fanns det tre gånger så många arter som ger bra matresurser åt fåglar i fågelåkrarna<sup>172</sup>. Ju mer ogräs det växer i fågelåkrar desto högre tätheter av vissa fågelarter<sup>96</sup>.

## 8.4. Markera fågelbon

### Bakgrund

En av anledningarna till att intensifierat jordbruk medfört minskning av många fågelarters populationsstorlek<sup>55,241</sup> tros vara minskad häckningsframgång<sup>173</sup> på grund av förändrade brukningsmetoder som kan förstöra bon av markhäckande fåglar<sup>194</sup>. Som ett resultat av detta har det föreslagits att ett sätt att minska förlusten av bon är att märka ut dem med pinnar. Pinnarna är avsedda att minska risken att de blir förstörda av jordbruksmaskiner men kan samtidigt påverka fåglarna så att de överger boet, eller locka till sig rovdjur som kan ta äggen och/eller den ruvande fågeln<sup>127</sup>.

## Slutsatser

Metoden är sannolikt effektiv<sup>127</sup> och en bedömning av metoden handlar snarare om kostnadseffektivitet. Dock finns få studier som utvärderat metoden och ingen som vi känner till som utvärderat kostnadseffektiviteten.

## Specifika effekter

En svensk studie visade att markering med påföljande rundkörning under vårbruket, medförde lägre boöverlevnad för tofsvipor än ostörda bon, men högre häckningsframgång än om bon förstördes och tofsviporna tvingades häcka om<sup>15</sup>. En studie i jordbruksområden med mest växtodling och en del djurhållning där bon märks ut med pinnar 3-5 m från boet utvärderade risken att fåglars häckningsframgång påverkades negativt av utsättningen av markörerna. Man fann ingen skillnad i häckningsframgång mellan markerade och ommarkerade bon<sup>127</sup>. Färre markerade bon på både konventionella och ekologiska gårdar förstördes genom jordbruksaktiviteter jämfört med ommarkerade bon<sup>127</sup>.

## 9. Slutsatser

Ändring av odlingsystem och allmogeåkrar:

- Ekologisk odling: Omläggning till ekologisk odling gynnar generellt, men inte alltid, den biologiska mångfalden. Växter, insekter och fåglar gynnas ofta, och det är speciellt i slättbygder som mångfalden gynnas. Ekologisk odling är inte det enda sättet att ändra odlingsystem, men det enda som systematiskt har utvärderats, vilket gör att det är svårt att dra slutsatser om vilken påverkan andra förändringar har på den biologiska mångfalden.
- Allmogeåker: Inga undersökningar har gjorts av om allmogeåkrar är ett kostnadseffektivt sätt att gynna sällsynta åkerogräs. Odling av allmogeåkrar leder till att man får en levande genbank med åkerogräs. Generellt ger lågintensiv odling, med lägre utsädesmängd, ingen besprutning eller gödning, högre mångfald av växter inklusive sällsynta åkerogräs.

Anläggning av nya terrestra habitat:

- Anlagda kantzoner med gräs: Gräsremсор påverkar ofta den biologiska mångfalden, både i själva remsan och i intilliggande habitat då remsan kan fungera som buffertzona för jordbrukskemikalier och som ett permanent habitat. Påverkan på mångfalden är ofta lägre än för andra former av anlagda kantzoner, men beror på remsans struktur och utformning.
- Blommande remсор: Blombesökande insekter, som humlor, bin, blomflugor och fjärilar, förekommer ofta mer frekvent i blommande kantzoner än i andra typer av kantzoner, anlagda remсор eller i själva åkern. Valet av växter påverkar vilka blombesökare som gynnas. Befintliga studier kan inte särskilja om insekterna endast attraheras till remsorna eller om även deras populationer påverkas, men då blommorna ger nödvändiga födoresurser är det senare troligt.

- Mångfaldsträda och remsor skapade med naturlig succession: Naturligt utvecklade träd som inslag i landskapet har visats gynna mångfalden av växter, pollinatörer och fåglar. Påverkan beror dock på fröbanken i marken och en viss insådd av t.ex. blommande växter kan ge positiva effekter på blombesökande insekter.
- Anlägga och sköta högre vegetation längs fältkanter: Busk- och trädbevuxna kantzoner ökar den strukturella variationen i jordbrukslandskapet, speciellt i slättbygder, och kan beroende på hur den ser ut och sköts påverka den biologiska mångfalden i både själva kantzonen och i de omgivande åkrarna. Begränsad påverkan av gödning och bekämpningsmedel gynnar en hög floristisk mångfald och en tät markvegetation ger bättre skydd åt ryggradslösa djur och fåglar.

#### Anläggning av nya akvatiska habitat:

- Anlagda dammar bidrar till att öka mångfalden av vattenlevande organismer i jordbrukslandskapet. Även små våtmarker gynnar mångfalden och mer komplext utformade dammar ger högre mångfald. Öppna diken kan fungera som habitat för skyddsvärd flora och gynna fåglar, samt fungera som spridningskorridorer.

#### Åtgärder som bidrar med boplatser eller föda:

- Sätta upp fågelholkar: Jordbrukslandskapets fåglar bosätter sig gärna i uppsatta fågelholkar, vilket tyder på att de är boplatzbegränsade. Sannolikheten för att en holk blir bosatt påverkas av utformning och placering. Man vet inte med säkerhet om holkar ökar fågelpopulationernas storlek, men det finns vissa indikationer på att så är fallet.
- Sätta upp bi- och humleholkar: Solitärbin bosätter konstgjorda boplatser, som rörbuntar eller träblock med borrarade hål, där diametern påverkar vilka arter som återfinns. Biholkar har visat sig kunna öka solitärbins populationsstorlek. Humlor har en låg bosättningsgrad i konstgjorda boplatser, vilket gör att det är svårt att sätta upp rekommendationer för humlor.
- Stödutfodring av fåglar: Stödutfodring av fåglar under vintern kan öka deras häckningsframgång och leda till högre populationstätheter. Fågelåkrar utnyttjas av många fåglar, inte bara frätande fågelarter på vintern utan även fåglar med andra dieter och även på sommaren.
- Markera fågelbon: Metoden är sannolikt effektiv och en bedömning av metoden handlar snarare om kostnadseffektivitet. Dock finns få studier som utvärderat metoden.

## **10. Tack**

Johan Ekroos och Per Nyström bidrog med kommentarer på delar av rapporten och Riccardo Bommarco tipsade om viktiga referenser. Jordbruksverkets referensgrupp bidrog med värdefulla synpunkter. H. Smith erhöll stöd genom ett anslag från Formas.



## 11. Referenser

1. Aavik, T. and Liira, J. 2010 Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135, 178-186.
2. Aebischer, N. A. and Ewald, J. A. 2010 Grey partridge *Perdix perdix* in the UK: recovery status, set-aside and shooting. *Ibis* 152, 530-542.
3. Albrecht, M., Duelli, P., Muller, C., Kleijn, D., and Schmid, B. 2007 The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *Journal of Applied Ecology* 44, 813-822.
4. Andreassen, C., Stryhn, H., and Streibig, J. C. 1996 Decline of the flora in Danish arable fields. *Journal of Applied Ecology* 33, 619-626.
5. Askew, N. P., Searle, J. B., and Moore, N. P. 2007 Agri-environment schemes and foraging of barn owls *Tyto alba*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 109-114.
6. Asteraki, E. J., Hart, B. J., Ings, T. C., and Manley, W. J. 2004 Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 102, 219-231.
7. Bäckman, J.-P. C. and Tiainen, J. 2002 Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: *Bombus* and *Psithyrus*). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89, 53-68.
8. Batary, P., Baldi, A., Kleijn, D., and Tscharntke, T. 2011 Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 278, 1894-1902.
9. Batary, P., Matthiesen, T., and Tscharntke, T. 2010 Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. Conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* 143, 2020-2027.
10. Bedford, S. E. and Usher, M. B. 1994 Distribution of arthropod species across the margins of farm woodlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 48, 295-305.
11. Beecher, N. A., Johnson, R. J., Brandle, J. R., Case, R. M., and Young, L. J. 2001 Agroecology of birds in organic and nonorganic Farmland. *Conservation Biology* 16, 1620-1631.

12. Bengtsson, J., Ahnstrom, J., and Weibull, A. C. 2005 The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42, 261-269.
13. Benton, T. 2006 *Bumble bees: the natural history and identification of the species found in Britain*. London: Collins.
14. Benton, T. G., Vickery, J. A., and Wilson, J. D. 2003 Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18, 182-188.
15. Berg, Å., Lindberg, T., and Källebrink, K. G. 1994 Åkerhäckande tofsvipor *Vanellus vanellus* - kan bonden rädda häckningarna? *Ornis Svecica* 4, 183-184.
16. Berg, Å. and Pärt, T. 1994 Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* 17, 147-152.
17. Bergman, K. O., Askling, J., Ekberg, O., Ignell, H., Wahlman, H., and Milberg, P. 2004 Landscape effects on butterfly assemblages in an agricultural region. *Ecography* 27, 619-628.
18. Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H., and Tscharntke, T. 2006 Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273, 1715-1727.
19. Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., and Kunin, W. E. 2006 Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313, 351-354.
20. Blake, R. J., Woodcock, B. A., Westbury, D. B., Sutton, P., and Potts, S. G. 2011 New tools to boost butterfly habitat quality in existing grass butterflies. *Journal of Insect Conservation* 15, 221-232.
21. Blomqvist, M. M., Tamis, W. L. M., and de Snoo, G. R. 2009 No improvement of plant biodiversity in ditch banks after a decade of agri-environment schemes. *Basic and Applied Ecology* 10, 368-378.
22. Boatman, N. D., Parry, H. R., Bishop, J. D., and Cuthbertson, A. G. S. 2007 Impacts of agricultural change on farmland biodiversity in the UK. In *Biodiversity Under THreat* (ed. R. M. Harrison), pp. 1-32. Cambridge, U.K.: RSC Publishing.
23. Bradbury, R. B., Kyrkos, A., Morris, A. J., Clark, S. C., Perkins, A. J., and Wilson, J. D. 2000 Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology* 37, 789-805.
24. Brickle, N. W., Harper, D. G. C., Aebischer, N. J., and Cockayne, S. H. 2000 Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology* 37, 742-755.

25. Burel, F. 1996 Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 15, 169-190.
26. Carreck, N. and Williams, I. 2002 Food for insect pollinators on farmland: insect visits to flowers of annual seed mixtures. *Journal of Insect Conservation* 6, 13-23.
27. Carvell, C., Meek, W. R., Pywell, R. F., Goulson, D., and Nowakowski, M. 2007 Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology* 44, 29-40.
28. Carvell, C., Meek, W. R., Pywell, R. F., and Nowakowski, M. 2004 The response of foraging bumblebees to successional change in newly created arable field margins. *Biological Conservation* 118, 327-339.
29. Carvell, C., Osborne, J. L., Bourke, A. F. G., Freeman, S. N., Pywell, R. F., and Heard, M. S. 2011 Bumble bee species' responses to a targeted conservation measure depend on landscape context and habitat quality. *Ecological Applications* 21, 1760-1771.
30. Carvell, C., Roy, D., Smart, S., Pywell, R., Preston, C., and Goulson, D. 2006 Declines in forage availability for bumble-bees at a national scale. *Biological Conservation* 132, 481-489.
31. Cauwer, B. d., Reheul, D., Nijs, I., and Milbau, A. 2006 Effect of margin strips on soil mineral nitrogen and plant biodiversity. *Agron. Sustain. Dev.* 26, 117-126.
32. Cavé, A. J. 1968 The breeding of the kestrel *Falco tinnunculus*, in the reclaimed area Ootelijk Flevoland. *Netherlands Journal of Zoology* 18, 313-407.
33. Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., and Kremen, C. 2011 A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters* 14, 922-932.
34. Cole, L. J., Morton, R., Harrison, W., McCracken, D. I., and Robertson, D. 2008 The influence of riparian buffer strips on carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblage structure and diversity in intensively managed grassland fields. *Biodiversity and Conservation* 17, 2233-2245.
35. Collins, K. L., Boatman, N. D., Wilcox, A., Holland, J. M., and Chaney, K. 2002 Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93, 337-350.
36. Conover, R. R., Burger, L. W., and Linder, E. T. 2009 Breeding bird response to field border presence and width. *Wilson Journal of Ornithology* 121, 548-555.
37. Corbet, S. A. 1995 Insects, plants and succession: advantages of long-term set-aside. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 53, 201-217.

38. Cousins, S. A. O. and Lindborg, R. 2008 Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 141, 233-240.
39. Critchley, C., Allen, D., Fowbert, J., Mole, A., and Gundry, A. 2004 Habitat establishment on arable land: assessment of an agri-environment scheme in England, UK. *Biological Conservation* 119, 429-442.
40. Critchley, C. N. R. and Fowbert, J. A. 2000 Development of vegetation on set-aside land for up to nine years from a national perspective. *Agriculture Ecosystems & Environment* 79, 159-174.
41. Crowder, D. W., Northfield, T. D., Strand, M. R., and Snyder, W. E. 2010 Organic agriculture promotes evenness and natural pest control. *Nature* 466, 109-112.
42. Croxton, P. J., Hann, J. P., Greatorex-Davies, J. N., and Sparks, T. H. 2005 Linear hotspots? The floral and butterfly diversity of green lanes. *Biological Conservation* 121, 579-584.
43. Croxton, P. J. and Sparks, T. H. 2002 A farm-scale evaluation of the influence of hedgerow cutting frequency on hawthorn (*Crataegus monogyna*) berry yields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93, 437-439.
44. Cunningham, H. M., Chaney, K., Bradbury, R. B., and Wilcox, A. 2004 Non-inversion tillage and farmland birds: a review with special reference to the UK and Europe. *Ibis* 146 (Suppl. 2), 192-202.
45. Dänhardt, J., Green, M., Lindström, Å., Rundlöf, M., and Smith, H. G. 2010 Migrating birds in farmland – effects of organic farming and landscape structure. *Oikos* in press.
46. Davey, C., Vickery, J. A., Boatman, N. D., Chamberlain, D. E., Parry, H. R., and Siriwardena, G. M. 2010 Assessing the impact of Entry Level Stewardship on lowland farmland birds in England. *Ibis* 152, 459-474.
47. Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Withfield, M., Nocolet, P., Sear, D., Bray, S., and Maund, S. 2008 Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125, 1-8.
48. Davies, Z. G. and Pullin, A. S. 2007 Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology* 22, 333-351.
49. de Snoo, G. R. 1997 Arable flora in sprayed and unsprayed crop edges. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66, 223-230.
50. Deckers, B., Hermy, M., and Muys, B. 2004 Factors affecting plant species composition of hedgerows: relative importance and hierarchy. *Acta Oecologica* 26, 23-27.

51. Declerck, S., de Bie, T., Ercken, D., Hampel, H., Schrijvers, S., van Wichelen, J., Gillard, V., Mandiki, R., Losson, B., Bauwens, D., Keijers, S., Vyerman, W., Goddeeris, B., de Meester, L., Brendonck, L., and Martens, K. 2006 Ecological characteristics of small farmland ponds: Associations with land use practices at multiple spatial scales. *Biological Conservation* 131, 523-532.
52. Dennis, P. and Fry, G. L. A. 1992 Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40, 95-115.
53. Denys, C. and Tscharnkte, T. 2002 Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. *Oecologia* 130, 315-324.
54. Donald, P. F. and Evans, A. D. 2006 Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43, 209-218.
55. Donald, P. F., Green, R. E., and Heath, M. F. 2001 Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 268, 25-29.
56. Dover, J. and Sparks, T. 2000 A review of the ecology of butterflies in British hedgerows. *Journal of Environmental Management* 60, 51-63.
57. Dunning, J. B., Danielson, B. J., and Pulliam, H. R. 1992 Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65, 169-175.
58. Ekroos, J., Piha, M., and Tiainen, J. 2008 The role of organic and conventional field boundaries on boreal bumblebees and butterflies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124, 155-159.
59. Eriksson, S. 2009 Nyskapande av småbiotoper i slättbygdernas åkerlandskap. In . Uppsala: HS Konsult AB.
60. Ewers, R. M. and Didham, R. K. 2006 Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev.* 81, 117-142.
61. Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., and Martin, J. L. 2011 Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14, 101-112.
62. Fargallo, J. A., Blanco, G., Potti, J., and Vinuela, J. 2001 Nestbox provisioning in a rural population of Eurasian kestrels: breeding performance, nest predation and parasitism. *Bird Study* 48, 236-244.
63. Field, R. G., Gardiner, T., Mason, C. F., and Hill, J. 2006 Countryside stewardship scheme and butterflies: a study of plant and butterfly species richness. *Biodiversity and Conservation* 15, 443-452.

64. Field, R. H. and Anderson, C. Q. A. 2004 Habitat use by breeding Tree Sparrows *Passer montanus*. *Ibis* 146, 60-68.
65. Filippi-Codaccioni, O., Clobert, J., and Julliard, R. 2009 Effects of organic and soil conservation management on specialist bird species. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129, 140-143.
66. Findlay, S. C. and Houlihan, J. 1997 Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *CB* 11, 1000-1009.
67. Fisher, A. and Milberg, P. 2011 Effects on the flora of extensified use of field margins. *Swedish Journal of Agricultural Research* 27, 105-111.
68. Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement, L. W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawro, V., Inchausti, P., Liira, J., Morales, M. B., Oñate, J. J., Pärt, T., Weisser, W. W., Winqvist, C., Thies, C., and Tschardtke, T. 2011 Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids and birds. *Ecological Applications* 21, 1772-1781.
69. Fournier, E. and Loreau, M. 1999 Effects of newly planted hedges on ground-beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. *Ecography* 22, 87-97.
70. Frampton, G. K. and Dorne, J. L. C. M. 2007 The effect on terrestrial invertebrates of reducing pesticide inputs in arable crop edges: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 44, 362-373.
71. Fried, G., Petit, S., Dessaint, F., and Reboud, X. 2009 Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? *Biological Conservation* 142, 238-243.
72. Fuller, R. J., Norton, L. R., Feber, R. E., Johnson, P. J., Chamberlain, D. E., Joys, A. C., Mathews, F., Stuart, R. C., Townsend, M. C., Manley, W. J., Wolfe, M. S., Macdonald, D. W., and Firbank, L. G. 2005 Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1, 431-434.
73. Fussell, M. and Corbet, S. A. 1992 Flower usage by bumble-bees: a basis for forage plant management. *Journal of Applied Ecology* 29, 451-465.
74. Gabriel, D., Thies, C., and Tschardtke, T. 2005 Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 7, 85-93.
75. Gabriel, D. and Tschardtke, T. 2007 Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, 43-48.

76. Garbutt, R. A. and Sparks, T. H. 2002 Changes in the botanical diversity of a species rich ancient hedgerow between two surveys (1971-1998). *Biological Conservation* 106, 273-278.
77. Gärdenfors, U. 2010 *Rödlistade arter i Sverige 2010*. Uppsala: Artdatabanken.
78. Gardiner, T., Edwards, M., and Hill, J. 2008 Establishment of clover-rich field margins as a forage resource for bumblebees *Bombus* spp. on Romney Marsh, Kent, England. *Conservation Evidence* 5, 51-57.
79. Gaston, K. J., Smith, R. M., Thompson, K., and Warren, P. H. 2005 Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 14, 395-414.
80. Gathmann, A., Greiler, H.-J., and Tschardtke, T. 1994 Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. *Oecologia* 98, 8-14.
81. Gathmann, A. and Tschardtke, T. 1997 Bienen und Wespen in der Agrarlandschaft (Hymenoptera Aculeata): Ansiedlung und Vermehrung in Nisthilfen [Bees and wasps in the agricultural landscape (Hymenoptera Aculeata): colonization and augmentation in trap nests]. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* 11, 91-94.
82. Gathmann, A. and Tschardtke, T. 2002 Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* 71, 757-764.
83. Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P. W., and Inchausti, P. 2010 Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11, 97-105.
84. Gillings, S., Henderson, I. G., Morris, A. J., and Vickery, J. A. 2010 Assessing the implications of the loss of set-aside for farmland birds. *Ibis* 152, 713-723.
85. Griffiths, G. J. K., Holland, J. M., Bailey, A., and Thomas, M. B. 2008 Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biological Control* 45, 200-209.
86. Haaland, C. and Gyllin, M. 2010 Butterflies and bumblebees in greenways and sown wildflower strips in southern Sweden. *Journal of Insect Conservation* 14, 125-132.
87. Haaland, C., Naisbit, R. E., and Bersier, L. F. 2011 Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity* 4, 60-80.

88. Haenke, S., Scheid, B., Schaefer, M., and Tschardt, T. 2009 Increasing syrphid fly diversity and density in sown flower strips within simple vs. complex landscapes. *Journal of Applied Ecology* 46, 1106-1114.
89. Hald, A. B. 1999 Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Annals of Applied Biology* 134, 307-314.
90. Hanski, I. 1996 Metapopulation ecology. In *Population Dynamics in Ecological Space and Time* (eds. O. E. Jr. Rhodes, R. K. Chesser, and M. H. Smith), pp. 13-43. Chicago: Chicago Univ. Press.
91. Hansson, L.-A., Brönmark, C., Nilsson, P. A., and Åbjörnsson, K. 2005 Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology* 50, 705-714.
92. Hansson, M. and Fogelfors, H. 2000 Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11, 31-38.
93. Haysom, K. A., McCracken, D. I., Foster, G. N., and Sotherton, N. W. 2004 Developing grassland conservation headlands: response of carabid assemblages to different cutting regimes in a silage field edge. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 102, 263-277.
94. Heard, M. S., Carvell, C., Carreck, N. L., Rothery, P., Osborne, J. L., and Bourke, A. F. G. 2007 Landscape context not patch size determines bumble-bee density on flower mixtures sown for agri-environment schemes. *Biology Letters* 3, 638-641.
95. Henderson, I. G., Cooper, J., Fuller, R. J., and Vickery, J. 2000 The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* 37, 335-347.
96. Henderson, I. G., Vickery, J. A., and Carter, N. 2004 The use of winter bird crops by farmland birds in lowland England. *Biological Conservation* 118, 21-32.
97. Henderson, I. G., Vickery, J. A., and Fuller, R. J. 2000 Summer bird abundance and distribution on set-aside fields on intensive arable farms in England. *Ecography* 23, 50-59.
98. Herzog, F., Dreier, S., Hofer, G., Marfurt, C., Schüpbach, B., Spiess, M., and Walter, T. 2005 Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, 189-204.
99. Herzon, I., Ekroos, J., Rintala, J., Tiainen, J., Seimola, T., and Vepsäläinen, V. 2011 Importance of set-aside for breeding birds of open farmland in Finland. *AAE* 143, 3-7.



100. Herzon, I. and Helenius, J. 2008 Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141, 1171-1183.
101. Hinsley, S. A. and Bellamy, P. E. 2000 The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management* 60, 33-49.
102. Hinsley, S. A., Redhead, J. W., Bellamy, P. E., Broughton, R. K., Hill, R. A., Heard, M. S., and Pywell, R. F. 2010 Testing agri-environment delivery for farmland birds at the farm scale: the Hillesden experiment. *Ibis* 152, 500-514.
103. Hof, A. R. and Bright, P. W. 2010 The impact of grassy field margins on macro-invertebrate abundance in adjacent arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139, 280-283.
104. Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, F., and Evans, A. D. 2005 Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113-130.
105. Holland, J. D. and Fahrig, L. 2001 Landscape woody border increases insect diversity in alfalfa fields. In *Hedgerows of the word: their ecological functions in different landscapes* (eds. C. Barr and S. Petit), pp. 167-176. Birmingham: IALE.
106. Holt, C. A., Atkinson, P. W., Vickery, J. A., and Fuller, R. A. 2010 Do field margin characteristics influence songbird nest-site selection in adjacent hedgerows? *Bird Study* 57, 392-395.
107. Holzschuh, A., Dormann, C. F., Tscharnkte, T., and Steffan-Dewenter, I. 2011 Expansion of mass-flowering crops leads to transient pollinator dilution and reduced wild plant pollination. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* in press.
108. Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., and Tscharnkte, T. 2007 Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44, 41-49.
109. Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., and Tscharnkte, T. 2009 Grass strip corridors in agricultural landscapes enhance nest-site colonization by solitary wasps. *Ecological Applications* 19, 123-132.
110. Hovd, H. 2007 Extensively managed strips in intensively cultivated grasslands as possible contributors to increased plant species richness. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science* 58, 43-50.
111. Hyvönen, T., Ketoja, E., Salonen, J., Jalli, H., and Tiainen, J. 2003 Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97, 131-149.

112. Ihse, M. 1995 Swedish agricultural landscapes - patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31, 21-37.
113. Ivarsson, K. 2003 Vinterutfodring av kornsparv 2002-2003. *Anser* 2/2003, 110-112.
114. Jauker, F., Diekötter, T., Schwartzbach, F., and Wolters, V. 2009 Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology* 24, 547-555.
115. Jonasson, D., Andersson, G. K. S., Öckinger, E., Rundlöf, M., Smith, H. G., and Bengtsson, J. 2011 Assessing the effect of the time since transition to organic farming on plants and butterflies. *Journal of Applied Ecology* in press.
116. Jonsson, M., Wratten, S. D., Landis, D. A., Tompkins, J.-M. L., and Cullen, R. 2010 Habitat manipulations to mitigate the impacts of invasive arthropod pests. *Biological Invasions* 12, 2933-2945.
117. Jurado, G. B., Johnson, J., Feeley, H., Harrington, R., and Kelly-Quinn, M. 2010 The Potential of Integrated Constructed Wetlands (ICWs) to Enhance Macroinvertebrate Diversity in Agricultural Landscapes. *Wetlands* 30, 393-404.
118. Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Diaz, M., De Esteban, J., Fernandez, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E. J. P., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., Verhulst, J., West, T. M., and Yela, J. L. 2006 Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9, 243-254.
119. Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E. D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E. J. P., Tschardtke, T., and Verhulst, J. 2009 On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276, 903-909.
120. Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G., and Tschardtke, T. 2011 Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 21, in press.
121. Kleijn, D. and Sutherland, W. J. 2003 How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947-969.
122. Kleijn, D. and van der Voort, L. A. C. 1997 Conservation headlands for rare arable weeds: the effects of fertilizer application and light penetration on plant growth. *Biological Conservation* 81, 57-67.

123. Kloth, J.-H. 2007 Åtgärdsprogram för bevarande av hotade åkerogräs. In . Stockholm: Naturvårdsverket.
124. Kohler, F., Vandenberghe, C., Imstepf, R., and Gillet, F. 2011 Restoration of threatened arable weed communities in abandoned mountainous crop fields. *Restoration Ecology* 101, 62-69.
125. Kohler, F., Verhulst, J., van Klink, R., and Kleijn, D. 2008 At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes. *Journal of Applied Ecology* 45, 753-762.
126. Kotzageorgis, G. C. and Mason, C. F. 1997 Small mammal populations in relation to hedgerow structure in an arable landscape. *Journal of Zoology* 242, 425-434.
127. Kragten, S., Nagel, J. C., and de Snoo, G. R. 2008 The effectiveness of volunteer nest protection on the nest success of northern lapwings *Vanellus vanellus* on Dutch arable farms. *Ibis* 150, 667-673.
128. Krauss, J., Gallenberger, I., and Steffan-Dewenter, I. 2011 Decreased functional diversity and biological pest control in conventional compared to organic crop fields. *PloS One* 6.
129. Krebs, J. R. 1971 Territory and breeding density in the great tit, *Parus major* L. *Ecology* 52, 2-22.
130. Kremen, C., Williams, N. M., and Thorp, R. W. 2002 Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 99, 16812-16816.
131. Krewenka, K. M., Holzschuh, A., Tscharntke, T., and Dormann, C. F. 2011 Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. *Biological Conservation* 144, 1816-1825.
132. Lagerlöf, J., Stark, J., and Svensson, B. 1992 Margins of agricultural fields as habitats for pollinating insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40, 117-124.
133. Lagerlöf, J. and Wallin, H. 1993 The abundance of arthropods along two field margins with different types of vegetation composition - an experimental-study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 43, 141-154.
134. Landis, D. A., Wratten, S. D., and Gurr, G. M. 2000 Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* 45, 175-201.
135. Lehtinen, R. M., Galatowitsch, S. M., and Tester, J. R. 1999 Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands* 19, 1-12.
136. Lindborg, R., Bengtsson, J., Berg, A., Cousins, S. A. O., Eriksson, O., Gustafsson, T., Hasund, K. P., Lenoir, L., Pihlgren, A., Sjödin, E., and Stenseke, M.

2008 A landscape perspective on conservation of semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125, 213-222.

137. Linde, G. 1990 Blomsteråkern. Resultat och erfarenheter från experiment kring anläggningsfasen. *Stad och Land* 90.
138. Lindström, Å., Green, M., and Ottvall, R. 2011 *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling – årsrapport för 2010*. Lund: Lunds univ.
139. Lindström, S. 2010 Fröblandningar för den biologiska mångfalden i slättdskapet. In . Kristianstad: Hushållningssällskapet.
140. Linkowski, W. A. and Svensson, R. 2009 Träd och buskar i jordbrukslandskapet. Värden och hot - en litteraturgenomgång. In . Uppsala: Centrum För Biologisk Mångfald.
141. Löhmus, A. and Remm, J. 2005 Nest quality limits the number of hole-nesting passerines in their natural cavity-rich habitat. *Acta OEcologica* 27, 125-128.
142. Loman, J. 2006 Does nest site availability limit the density of hole nesting birds in small woodland patches? *Web Ecology* 6, 37-43.
143. Loman, J. and Lardner, B. 2009 Does landscape and habitat limit the frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in agricultural landscapes? A field experiment. *Applied Herpetology* 6, 227-236.
144. Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J., and Pykälä, J. 2003 Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio* 32, 447-452.
145. Lye, G. 2009 Nesting ecology, management and population genetics of bumblebees: an integrated approach to the conservation of an endangered pollinator taxon. In : Stirling.
146. Lye, G., Park, K., Osborne, J., Holland, J., and Goulson, D. 2009 Assessing the value of Rural Stewardship schemes for providing foraging resources and nesting habitat for bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae). *Biological Conservation* 142, 2023-2032.
147. Maes, J., Musters, C. J. M., and de Snoo, G. R. 2008 The effect of agri-environment schemes on amphibian diversity and abundance. *Biological Conservation* 141, 635-645.
148. Manhoudt, A. G. E., de Haes, H. A. U., and de Snoo, G. R. 2005 An indicator of plant species richness of semi-natural habitats and crops on arable farms. *Agriculture Ecosystems & Environment* 109, 166-174.
149. Manhoudt, A. G. E., Visser, A. J., and de Snoo, G. R. 2007 Management regimes and farming practices enhancing plant species richness on ditch banks. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119, 353-358.

150. Marshall, E. J. P., West, T. M., and Kleijn, D. 2006 Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* 113, 36-44.
151. Marshall, E. J. R. and Moonen, A. C. 2002 Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89, 5-21.
152. Maudsley, M. J. 2000 A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management* 60, 65-76.
153. Mazgajski, T. D. 2003 Nest choice in relation to the presence of old nests and cavity depth in the starling *Sturnus vulgaris*. *Ethology, Ecology & Evolution* 15, 273-281.
154. Meek, B., Loxton, D., Sparks, T., Pywell, R., Pickett, H., and Nowakowski, M. 2002 The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation* 106, 259-271.
155. Moonen, A. C. and Marshall, E. J. P. 2001 The influence of sown margin strips, management and boundary structure on herbaceous field margin vegetation in two neighbouring farms in southern England. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86, 187-202.
156. Moorcroft, D., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., and Wilson, J. D. 2002 The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. *Journal of Applied Ecology* 39, 535-547.
157. Moreby, S. J., Aebischer, N. J., Southway, S. E., and Sotherton, N. W. 1994 A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter-wheat in southern England. *Annals of Applied Biology* 125, 131-149.
158. Newton, I. 1994 The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation* 70, 265-276.
159. Newton, I. 1998 *Population Limitation in Birds*. San Diego: Academic Press.
160. Newton, I. 2004 The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146, 579-600.
161. Nyström, P. and Stenberg, M. 2008 Forskningsresultat och slutsatser för bevarandearbetet med hotade amfibier-En litteraturgenomgång. In . Malmö: Länsstyrelsen i Skåne län.
162. Nyström, P. and Stenberg, M. 2009 Utvärdering av anlagda våtmarkers betydelse för spridning av hotade groddjur i Skåne. In : Ekoll HB.

163. Nyström, P., Svensson, O., Lardner, B., Brönmark, C., and Granéli, W. 2001 The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology* 82, 1023-1039.
164. Öckinger, E., Eriksson, A. K., and Smith, H. G. 2006 Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133, 291-300.
165. Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S. G., and Smith, H. G. 2006 The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation* 128, 564-573.
166. Öckinger, E. and Smith, H. G. 2006 Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia* 149, 526-534.
167. Öckinger, E. and Smith, H. G. 2007 Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44, 50-59.
168. Öckinger, E. and Smith, H. G. 2008 Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecology* 23, 27-40.
169. Ondine, F. C., Jean, C., and Romain, J. 2009 Effects of organic and soil conservation management on specialist bird species. *Agriculture Ecosystems & Environment* 129, 140-143.
170. Orłowski, G. 2010 Effects of boundary vegetation and landscape features on diversity and abundance of breeding bird communities of abandoned crop fields in southwest Poland. *Bird Study* 57, 175-182.
171. Parish, D. M. B. and Sotherton, N. W. 2004 Game crops and threatened farmland songbirds in Scotland: a step towards halting population declines? *Bird Study* 51, 107-112.
172. Parish, D. M. B. and Sotherton, N. W. 2004 Game crops as summer habitat for farmland songbirds in Scotland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 429-438.
173. Peach, W., Thompson, P. S., and Coulson, J. C. 1994 Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology* 63, 60-70.
174. Persson, A. 2011 Effects of Landscape Context on Populations of Bumblebees. In : Dept. Biology, Lund Univ.
175. Persson, M. and Ragnarsson, L. 2005 Allmogeåker i teori och praktik. Anläggning av en allmogeåker i nordvästra Kristianstad samt utvärdering av kornet Ymer, Gotlandsråg och hotade åkerogräs. In : Institutionen för matematik och naturvetenskap, Högskolan Kristianstad.

176. Piha, M., Tiainen, J., Holopainen, J., and Vepsäläinen, V. 2007 Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. *Biological Conservation* 140, 50-61.
177. Potts, S. G., Woodcock, B. A., Roberts, S. P. M., Tscheulin, T., Pilgrim, E. S., Brown, V. K., and Tallowin, J. R. 2009 Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology* 46, 369-379.
178. Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardtke, T., and Wolters, V. 2005 Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 108, 165-174.
179. Pywell, R. F., Meek, W. R., Loxton, R. G., Nowakowski, M., Carvell, C., and Woodcock, B. A. 2011 Ecological restoration on farmland can drive beneficial functional responses in plant and invertebrate communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, 62-67.
180. Pywell, R. F., Warman, E. A., Hulmes, L., Hulmes, S., Nutall, P., Sparks, P. H., Critchley, C. N. R., and Sherwood, A. 2006 Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* 129, 192-206.
181. Radford, J. Q. and Bennett, A. F. 2007 The relative importance of landscape properties for woodland birds in agricultural environments. *Journal of Applied Ecology* 44, 737-747.
182. Rand, T. A., Tylianakis, J. M., and Tschardtke, T. 2006 Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters* 9, 603-614.
183. Rands, M. R. W. 1987 Hedgerow management for the conservation of partridges *Perdix perdix* and *Alectoris rufa*. *Biological Conservation* 40, 127-139.
184. Riddington, R. and Gosler, A. G. 1995 Differences in reproductive success and parental qualities between habitats in the great tit *Parus major*. *Ibis* 137, 371-378.
185. Robb, G. N., McDonald, R. A., Chamberlain, D. E., and Bearshop, S. 2008 Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 476-484.
186. Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardtke, T., and Thies, C. 2005 The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology* 42, 873-882.
187. Rundlöf, M., Bengtsson, J., and Smith, H. G. 2008 Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology* 45, 813-820.

188. Rundlöf, M., Edlund, M., and Smith, H. G. 2010 Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. *Ecography* 33, 514-522.
189. Rundlöf, M. and Smith, H. G. 2006 The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* 43, 1121-1127.
190. Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J. P., and Roger-Estrade, J. 2010 Biological control of insect pests in agroecosystems: Effect of crop management, farming system, and seminatural habitats at the landscape scale: a review. *Advances in agronomy* 109, 219-259.
191. Rushton, S. P., Baretto, G. W., Cormack, R. M., Macdonald, D. W., and Fuller, R. 2011 Modelling the effects of mink and habitat fragmentation on the water vole. *Journal of Applied Ecology* 37, 475-490.
192. Sage, R. B., Parish, D. M. B., Woodburn, M. I. A., and Thompson, P. G. L. 2005 Songbirds using crops planted on farmland as cover for game birds. *European Journal of Wildlife Research* 51, 248-253.
193. Scheid, B. E. 2010 The role of sown wildflower strips for biological control in agroecosystems. In : Fakultät für Agrarwissenschaften, Universität Göttingen.
194. Shrubbs, M. 1990 Effects of agricultural change on nesting lapwing *Vanellus vanellus*. *Bird Study* 37, 115-127.
195. Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., and Wilson, J. D. 1998 Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. *Bird Study* 45, 276-292.
196. Siriwardena, G. M., Calbrade, N. A., and Vickery, J. A. 2008 Farmland birds and late winter food: does seed supply fail to meet demand? *Ibis* 150, 585-595.
197. Siriwardena, G. M., Stevens, D. K., Anderson, G. Q. A., Vickery, J. A., Calbrade, N. A., and Dodd, S. 2007 The effect of supplementary winter seed food on breeding populations of farmland birds: evidence from two large-scale experiments. *Journal of Applied Ecology* 44, 920-932.
198. Sladen, F. W. L. 1912 *The Humble Bee: its Life History and How to Domesticate it*. London: Macmillan.
199. Smith, H. G., Dänhardt, J., Lindström, Å., and Rundlöf, M. 2010 Consequences of organic farming and landscape heterogeneity on species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia* in press.
200. Smith, H. G., Öckinger, E., and Rundlöf, M. 2010 Biodiversity and the landscape ecology of agri-environment schemes. *Aspects of Applied Biology* 100, 225-232.



201. Smith, J., Potts, S., and Eggleton, P. 2008 The value of sown grass margins for enhancing soil macrofaunal biodiversity in arable systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127, 119-125.
202. Sondergaard, M., Jeppesen, E., and Jensen, J. P. 2005 Pond or lake: does it make any difference? *Archiv für Hydrobiologie* 162, 143-165.
203. Sotherton, N. W. 1998 Land use changes and the decline of farmland wildlife: an appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation* 83, 259-268.
204. Steffan-Dewenter, I. 2002 Landscape context affects trap-nesting bees, wasps, and their natural enemies. *Ecological Entomology* 27, 631-637.
205. Steffan-Dewenter, I. and Schiele, S. 2008 Do resources or natural enemies drive bee population dynamics in fragmented habitats? *Ecology* 89, 1375-1387.
206. Steffan-Dewenter, I. and Tscharntke, T. 1997 Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia* 109, 294-302.
207. Steffan-Dewenter, I. and Tscharntke, T. 2001 Succession of bee communities on fallows. *Ecography* 24, 83-93.
208. Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L., and Ramwell, C. 2009 Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *Journal of Environmental Management* 91, 22-46.
209. Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., de Snoo, G. R., and Eden, P. 2001 Ecological impacts of arable intensification in Europe. *J. Environ. Manage.* 63, 337-365.
210. Stubbs, C. S., Drummond, F. A., and Allard, S. L. 1997 Bee conservation and increasing *Osmia* spp. in Maine lowbush blueberry fie. *Northeastern Naturalist* 4, 133-144.
211. Sutcliffe, O. L. and Kay, Q. O. N. 2000 Changes in the arable flora of central southern England since the 1960s. *Biological Conservation* 93, 1-8.
212. Sutherland, W., Pullin, A., Dolman, P., and Knight, T. 2004 The need for evidence based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 19, 305-308.
213. Svensson, B., Lagerlöf, J., and Svensson, G. 2000 Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77, 247-255.
214. Svensson, S. 1991 Preferences for nest site height in the Starling *Sturnus vulgaris* - an experiment with nest-boxes. *Ornis Svecica* 1, 59-62.
215. Thiere, G., Milenkowski, S., Lindgren, P. E., Sahlen, G., Berglund, O., and Weisner, S. E. B. 2009 Wetland creation in agricultural landscapes:

Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation* 142, 964-973.

216. Thomas, M. B., Wratten, S. D., and Sotherton, N. W. 1991 Creation of island habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods - predator densities and emigration. *Journal of Applied Ecology* 28, 906-917.
217. Thomas, S. R., Goulson, D., and Holland, J. M. 2001 Resource provisioning for farmland gamebirds: the value of beetle banks. *Annals of Applied Biology* 139, 111-118.
218. Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, D. H., Simberloff, D., and Swackhamer, D. 2001 Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292, 281-284.
219. Tscharntke, T., Batary, P., and Dormann, C. 2011 Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems and Environment* in press.
220. Tscharntke, T., Gathmann, A., and Steffan-Dewenter, I. 1998 Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of Applied Ecology* 35, 708-719.
221. Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., and Thies, C. 2005 Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857-874.
222. Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., and Thies, C. 2002 Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12, 354-363.
223. Twisk, W., Noordervliet, M. A. W., and Ter Keurs, W. J. 2000 Effects of ditch management on caddisfly, dragonfly and amphibian larvae in intensively farmed peat areas. *Aquatic Ecology* 34, 397-411.
224. Van Buskirk, J. and Willi, Y. 2004 Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology* 18, 987-994.
225. van Emden, H. F. 1965 The effect of uncultivated land on the distribution of cabbage aphid (*Brevicoryne brassicae*) on an adjacent crop. *Journal of Applied Ecology* 2, 171-196.
226. van Geert, A., van Rossum, F., and Triest, L. 2010 Do linear landscape elements in farmland act as biological corridors for pollen dispersal? *Journal of Ecology* 98, 178-187.
227. Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M., and Seimola, T. 2010 Improvements in the Finnish agri-environment scheme are needed in order to support rich farmland avifauna. *Annales Zoologici Fennici* 47, 287-305.

228. Verbruggen, E., Roling, W. F. M., Gamper, H. A., Kowalchuk, G. A., Verhoef, H. A., and van der Heijden, M. G. A. 2010 Positive effects of organic farming on below-ground mutualists: large-scale comparison of mycorrhizal fungal communities in agricultural soils. *New Phytologist* 186, 968-979.
229. Vickery, J., Carter, N., and Fuller, R. J. 2002 The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 41, 52.
230. Vickery, J. A., Feber, R. E., and Fuller, R. J. 2009 Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133, 1-13.
231. Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asterak, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., and Brown, V. K. 2001 The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38, 647-664.
232. Westrich, P. 1996 Habitat requirements of central European bees and the problem of partial habitats. In *The Conservation of Bees* (eds. A. Matheson, S. L. Buchmann, W. P. O'Toole, and I. H. Williams), pp. 1-16. London: Academic Press.
233. Wickramasinghe, L. P., Harris, S., Jones, G., and Jennings, N. V. 2004 Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: Effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology* 18, 1283-1292.
234. Wickramasinghe, L. P., Harris, S., Jones, G., and Vaughan, N. 2003 Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 40, 984-993.
235. Wilkaniek, Z. and Giejdasz, K. 2003 Suitability of nesting substrates for the cavity-nesting bee *Osmia rufa*. *Journal of Apicultural Research* 42, 29-31.
236. Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., and Sear, D. 2004 Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115, 329-341.
237. Winkler, K., Wäckers, F. L., Termorshuizen, A. J., and van Lenteren, J. C. 2010 Assessing risks and benefits of floral supplements in conservation biological control. *BioControl* 55, 719-727.
238. Winqvist, C., Bengtsson, J., Aaavik, T., Berendse, F., Clement, L. W., Eggers, S., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Liira, J., Pärt, T., Thies, C., Tscharnkte, T., Weisser, W. W., and Bommarco, R. 2011 Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* in press.

239. Woodcock, B. A., Westbury, D. B., Tscheulin, T., Harrison-Cripps, J., Harris, S. J., Ramsey, A. J., Brown, V. K., and Potts, S. G. 2008 Effect of seed mixture and management on beetle assemblages of arable field margins. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125, 246-254.
240. Wretenberg, J., Lindstrom, A., Svensson, S., and Part, T. 2007 Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *Journal of Applied Ecology* 44, 933-941.
241. Wretenberg, J., Lindstrom, A., Svensson, S., Thierfelder, T., and Part, T. 2006 Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 43, 1110-1120.
242. Zingg, S., Alletaz, R., and Schaub, M. 2010 Nestbox design influences territory occupancy and reproduction in a declining, secondary cavity-breeding bird. *Ardea* 98, 67-75.