

Abstract

Diversity of ground beetles (Col: Carabidae) in managed riparian grasslands.

The carabid community in moist seminatural grasslands was studied at three different sites in mid-Sweden. Pitfall trapping was carried out during six weeks in spring and early summer 2003. Eight transects, each containing seven pitfall traps, were placed in three different management regimes, either late or continuous grazing, or meadow.

The species composition was analysed by ordination analyses, i.e. DCA and CCA. Diversity was calculated both as species richness and as the Shannon diversity index. Most differences were found between the three study sites, mainly because of geographical differences. The same goes for size distribution among the carabids - there were more differences between the study sites than between management regimes. However, it seemed that the meadows had a different carabid community than the pastures. They had lower species diversity than pastures but at the same time more individuals of carabids. Higher numbers of especially medium-sized carabids in the meadows resulted in a much higher biomass of carabids in meadows.

The data also suggest that the degree of isolation and the size of the area affect species richness in these areas. It appears that a larger area - with similar abiotic and biotic factors - contains a more specialised carabid community. That is, a large moist area contains a higher part of wetland species than does a smaller moist area. The distance to open water was not of great importance.

In the wet grasslands diversity seemed to increase linearly with the variation in vegetation height. This could indicate a bottom-up-control system, not as dependent on plant species diversity as on structural heterogeneity. A high structural heterogeneity is providing conditions for many niches.

Most moisture dependent carabids show a similar life cycle. They are all adults at the same time of the season, in late spring. The season in moist areas may be shortened by a longer frozen period so that all species have to breed at the same time. This may be important for predators such as birds and small mammals because they will have a very limited period of using carabids as a food resource. The protection from the thicker adult carapace is probably also beneficial in moist areas where much ice is formed during the winter.

Keywords: Carabidae, semi-natural grassland, Pitfall trap, *Agonum dolens*, *Panageus cruxmajor*, *Chlaenius nigricornis*

Sammanfattning

Diversitet hos jordlöpare (Col: Carabidae) i hävdade strandnära gräsmarker

I denna studie undersöktes jordlöparsamhällena i hävdade strandnära betesmarker. På tre platser i Mellansverige användes fallfällor för att, under sex veckor våren - försommaren 2003, samla in jordlöpare. Dessa fallfällor arrangerades i transekter om sju fällor var i tre olika skötselregimer, nämligen sent eller kontinuerligt bete eller slätter.

Artsammansättningen analyserades med olika ordinations-metoder (DCA och CCA) och diversitet beräknades som både artrikedom och Shannons diversitetsindex. Inga tydliga skillnader i artsammansättning kunde knytas till skillnader i hävdform. De största skillnaderna i artsammansättning fanns mellan de tre geografiskt skilda lokalerna. Samma sak gäller för storleksfördelningen hos jordlöparna. Det verkar ändå som att slättermarkerna skulle kunna ha en annan typ av jordlöparsamhällen än betesmarkerna med lägre diversitet jämfört med betesmarkerna samtidigt som de innehåller fler individer. Biomassan av jordlöpare i slättermarkerna var mycket högre än i betesmarkerna främst tack vare massförekomster av medelstora arter.

Graden av ett områdes isolering och dess storlek spelade en viktig roll för artrikedomen i denna undersökning och det verkar som ju större ett område är desto mer specialiserat är jordlöparsamhället, om de abiotiska och biotiska förutsättningarna är de samma. Detta innebär att i ett stort fuktigt område hittas större andel fuktarter än i ett litet fuktigt område. Närheten till vatten har mindre betydelse.

I dessa fuktiga slätter- och betesmarker verkar diversiteten öka linjärt med variationen i vegetationshöjd. Detta kan betyda ett system där artrikedomen högre upp i näringsväven inte bara är beroende av artrikedomen hos växtsamhället, utan även i stor utsträckning av strukturella variationer som skapar en mångfald av nischer.

De flesta fuktberoende jordlöpararter uppvisar samma beteende vad gäller deras livscykel. De är aduler vid samma tidpunkt på året, i början på juni. Detta skulle kunna förklaras med att deras säsong i fuktiga betes- och slättermarker är förkortad på grund av att tjällossningen sker extra sent, samt att tjälen också är extra svår tack vare vätan.

Sökord: Jordlöpare, naturbetesmarker, fallfällor, Harpsund, Nötmyran, Pustnäs, *Agonum dolens*, *Panageus cruxmajor*, *Chlaenius nigricornis*

Innehållsförteckning

Introduktion	6
Bakgrund.....	6
Konsekvenser för jordlöparfaunan.....	7
Frågeställningar	7
Ekologi.....	8
Metoder för att studera jordlöpare	8
Studieorter.....	9
Harpseud	9
Nötmyran	9
Pustnäs	10
Metodik	11
Studieområden	11
Undersökningens upplägg.....	12
Förväntanslista	13
Statistik	14
Resultat	15
Jordlöparfångster	15
Bifångster.....	16
Artsammansättning	16
Hävdeffekter	18
Diskussion	20
Hävdform	21
Förväntanslistan	21
Särskilda arter	22
Ramfällor	23
"Bottom-up control".....	23
Områdesstorlek	24
Vad kunde gjorts annorlunda?	25
Slutsatser	25

Detta examensarbete ligger till viss del inom Hagmarks MISTRA - ett forskningsprogram som har till uppgift att få till stånd ett bredare samarbete mellan praktisk natur- och kulturvård, jordbrukspolitik och olika forskningsområden. Programmets målsättningar är bland annat att bevara och förstärka biologisk mångfald tillsammans med andra värden, ta hänsyn till markanvändningshistoriken, få en stabilitet genom en ekologiskt riktig skötsel och att få en uthållighet genom lönsamma produktions- och företagsmodeller (Emanuelsson et al. 2003). Alla slutsatser, påståenden och påhopp står dock jag som författare ensam ansvarig för.

Introduktion

Bakgrund

Den stora minskningen av antalet gårdar i Sverige under andra halvan av 1900-talet och fram till idag visar inga tecken på att avta. Mängder av små jordbruk, flera om dagen, läggs helt enkelt ned eller köps in av stora markägare. Som en direkt följd av detta minskar antalet betande djur i våra marker, liksom antalet välhävdade fodermarker. Eftersom många växt- och djurarter är beroende av betet riskerar man i slutändan att en stor del av den biodiversitet som är knuten till naturliga gräsmarker går förlorad. Betet har snarare flyttats till högproduktiva marker med låg biodiversitet såsom kultiverade betesmarker och vall. För att ett allt mindre antal lantbrukare skall kunna bevara värdena i det öppna landskapet måste skötselmetoderna ses över.

Traditionell slåtter ägde, med viss lokal variation, rum från mitten av juli till mitten av augusti. För att efterlikna slåtter skulle man kunna tänka sig ett extensivt bete med start vid tidpunkten för traditionell slåtter. Slåtter som hävdmetod är en mycket omtyckt bland naturvårdare, särskilt de botaniskt inriktade. Den är tyvärr både arbetskrävande och småskalig vilket försvagar dess nytta. Få lantbrukare sysslar idag med slåtter av ekonomiska skäl, annat än i form av de bidrag som kan betalas ut. Visst finns det några som fortfarande slåtrar sin mark bland annat för att de finner glädje i ett arbete som har lång historia i bygden och vars föräldrar och deras föräldrar också hävdat samma mark på samma sätt, men utöver dessa, vad återstår då? Små föreningar som åtagit sig att hävda en liten ängsplätt? Slätterdagarna har ett stort värde för den biologiska mångfalden på det lokala planet, i den lilla ängen och de sociala aspekterna skall inte förringas, men behöver inte frågorna om naturvård lyftas till större perspektiv? En effektiv naturvård måste utföras i stor skala av lantbrukaren/markägaren på större arealer än man idag orkar slå med lie.

De högsta botaniska värdena återfinns i magra, ogödslade så kallade naturbetesmarker (Jordbruksverket 1995). Dessa marker har lågt fodervärde - därav den intressanta florans - och är därmed inte lika produktionsmässigt intressanta om både ekologiska och ekonomiska intressen ska vägas in. Med traktor och slåtterbalk kan större ytor hävdas men är skörden till någon nytta eller är den bara en biprodukt som kanske inte ens anses värd att ta till vara?

En effektiv naturvård ger inte (miljö-) ersättningar utan betalar sig själv i stor utsträckning, den måste få ha ett egensyfte. Att underhålla storskalig museiverksamhet i delar av odlingslandskapet för att bara upprätthålla ett tillstånd som egentligen har försvunnit är dåligt använda pengar. Det går att motivera andra kvaliteter, till exempel skulle den varierade kosten från en artrik mark kunna erbjuda fördelar gentemot den mer ensidiga kosten från kultiverade marker. Parasittrycket kan tänkas minska om djuren får foder med hög andel vilda växter. Växter som i många fall utvecklats olika typer av kemiska skydd för att klara sig i konkurrensen, som t.ex. medicinalväxter.

Storleken på gårdarna är en stor del av problemet. De stora gårdarna är de enda som överlever med dagens jordbrukspolitik, men de hyser generellt en lägre biologisk mångfald (Belfrage *et al.* submitted). Följden blir att vi hela tiden får det allt svårare att uppfylla våra bevarandemål när de små gårdarna i skogs- och mellanbygderna försvinner undan för undan. Weibull & Östman (2003) menar att den viktigaste faktorn för jordlöparens artsammansättning är heterogeniteten på landskapsnivå. Det är sannolikt att stora gårdar innebär en homogenare skötsel, därför att de kan inverka direkt på landskapsnivå med sina

storskaligare metoder. Mindre gårdar har en mer lokal inverkan på heterogeniteten och en ensidig skötsel påverkar därför bara en liten del av landskapet, inte alls på samma nivå som de stora.

Kan det vara så att det sker en överproduktion på de stora gårdarna som bidrar till att de minsta slås ut för att de inte står sig så bra i konkurrensen? Skulle det vara bättre att de stora minskade sin produktionsdel och satsade mer på naturvård (i den bemärkelsen att de tar större hänsyn, inte att de ska använda lie el. dyl.) samtidigt som de mindre får hjälp att överleva och fortsätta bruka sina marker på sitt sätt? För det är väl så att de små jordbruken behövs? Det verkar iallafall vara bättre använda pengar att behålla dem än att artificiellt utföra deras naturvårdande insatser för att klara våra bevarandemål.

Konsekvenser för jordlöparfaunan

En direkt följd av den minskade arealen hävdad mark är att de flesta jordlöpararter (Coleoptera: Carabidae) har minskat i antal och utbredning under de senaste 50-100 åren. Bara 20% av arterna visar en ökning. Kotze & O'Hara (2003) menar att särskilt minskande grupper är specialister och stora arter. Exakt vilka faktorer som orsakat minskningen är svårare att säga, men det är klart att om habitatet minskar i storlek och fragmenteras så blir det svårare att överleva för de arter som anpassat sig till just den miljön. Det kan bero dels på konkurrens och hot utifrån, dels att jakthabitatet minskar och dels att ökad isolering av delpopulationer leder till större sårbarhet eftersom immigration och återkolonisation försvåras. Det har också visat sig mycket betydelsefullt att bevara flera typer av habitat för många insektsfamiljer, då de utnyttjas vid olika utvecklingsstadier i deras liv (Appelqvist *et al.* 2001). Det är dåligt känt hur organismgrupper reagerar på habitatförlust och fragmentering, särskilt bland insekterna. Man vet heller inte särskilt mycket om hur insekter reagerar på förändringar i hävd eftersom de inte alls är studerade i samma utsträckning som växterna. Denna studie syftar bland annat till att öka kunskapen om en relativt lättstuderad insektsgrupp; jordlöparna.

Frågeställningar

Denna studie gjordes för att svara på frågeställningen om jordlöparfaunans artsammansättning skiljer sig i strandnära, hävdade gräsmarker beroende på hävdens beskaffenhet. Främst var ambitionen att undersöka skillnaderna mellan tidigt och sent betespåsläpp. Frågorna som jag ville besvara är:

- Kan skillnader i strandnära gräsmarker med olika hävd avspeglas i jordlöparsamhället med avseende på artsammansättning och/eller artrikedom?
- Är slåtterns suveränitet som hävdtyp överdriven när det gäller andra organismgrupper än växterna?
- Skiljer sig storleksfördelningen i jordlöparsamhällena i förhållande till hävdregim?
- Hur stor andel av jordlöpararterna är direkt knutna till fuktig miljö och varför?
- Är jordlöparna larver vid tidpunkten för traditionell slåtter? Kan detta ha betydelse för andra organismer?
- Kan andra delar av jordlöparnas livscykel påverkas av miljöfaktorer som vegetationens beskaffenhet eller fåglars predation?

Ekologi

De allra flesta jordlöpare är generalistiska rovdjur även om vissa är mer specialicerade på särskilda byten som tusenfotingar eller snäckor. En del arter lever på frön. Den vanligaste dieten är, trots viss individuell specialisering mot det för tillfället och platsen vanligaste bytet, en mer blandad diet på maskar och diverse småkryp. Av denna anledning brukar man ofta betrakta jordlöparna som generalistpredatorer (Maddison 1995). Som sådana är de inte bara beroende av faktorer som temperatur, vegetationstyp, markstruktur etc., de påverkas även i allra högsta grad av tillgången på byte. Dessa byten är i mångt och mycket beroende av de förut nämnda miljöfaktorerna. Dessutom spelar andra faktorer in, till exempel jordmånstyp, som påverkar förekomsten av bland annat dagmaskar och hoppstjärtar, eller förekomsten av betande djur som tillför substrat för dynglevande fauna.

Jordlöpare kan även specialisera sig på biotoper med en viss typ av störning, till exempel är den lilla brandlöparen, *Serricoda quadripunctata*, en pionjär på brandfält (Wikars 1997). På samma sätt torde andra arter vara mer eller mindre anpassade till andra typer av störningar, till exempel slätter eller bete. Det som lockar i dessa biotoper är ofta en särskilt god bytestillgång, vilken i fallet med brandfält kan vara enorm för en kort period (Wikars 1997). I fallet med slätter eller bete kan man istället tänka sig att vissa speciella byten är det som lockar.

Att studera jordlöparfaunan kan ge en bild av tillståndet i en biotop som skiljer sig från den man får vid växtekologiska studier. Växter anses vara bra indikatorer för biologisk mångfald eftersom en artrik flora ger förutsättningar för artrikedom hos organismer högre upp i näringsväven. Som predatorer placerar jordlöparna sig högt i denna näringsväv och kanske för långt från växterna för att helt styras av deras artrikedom. Vessby *et al.* (2002) kunde visa att diversiteten av jordlöpare inte var korrelerad med växtdiversitet i hagmarker. Strukturella egenskaper hos marken spelar då en större roll och studier av jordlöparsamhällen blir ett viktigt komplement till inventeringar tillandra grupper.

Metoder för att studera jordlöpare

Vid studier av jordlöpare används vanligtvis fallfällor som fångstmetod. Dessa lämpar sig mycket bra eftersom de flesta jordlöpararter är marklevande och lätt fångas på detta sätt. Fallfällor kritiserar dock för att ge vinklade data. Denna kritik gäller olika fångsteffektivitet beroende på arters storlek, utvecklingsstadium, deras födoval och aktivitetsperiod (dagnattaktiva). Dessutom tenderar fler arter att fångas med fallfällor än med andra metoder (Andersen 1995.) Andra, mindre använda, metoder är bland annat rammetoden, som beskrivs närmare under metodikavsnittet, och olika aktivitetsstudier. En variant på aktivitetsstudie innebär att bladlös lämnas i fält över en natt, fastlimmade på små pappersbitar. Vid avläsning kan det ge ett mått på predationen i området (Östman *et al.* 2001). Om det finns tid kan handplockning nattetid med ficklampa vara ett bra sätt att fånga många arter. Denna fångstmetod fungerar bara som komplement till andra fångstmetoder, men kan vara ett bra sätt att göra artlistor fullständigare. Man skall akta sig för att dra slutsatser av arters abundans grundat på enbart denna fångstmetod.

Studieorter

Här följer en beskrivning för var och en av de tre platser i mellansverige vid vilka studien utfördes. En mer detaljerad beskrivning av studieområdena följer under rubriken *metodik*.

Harpsund

I Harpsundssjön, på andra sidan en liten vik sett från statsministerns berömda fritidshus, ligger Ön (figur 2). Det är egentligen en halvö med ett dikesparti mot landsidan, men detta har säkert tidigare utgjort ett sund som avgränsat Ön från fastlandet. Miljön präglas av kuperade betesmarker med enbuskage, men även av ett stort inslag ädellöv såsom lind, hassel och ek, en del riktigt gamla och grova. På några av de grövsta mulmekarna i hagen har läderbaggen, *Osmoderma eremita*, setts krypa runt i solen. Området sträcker sig från fuktig naturtyp vid sjöstränderna till torrbackar och trädklädda kullar. När HagmarksMISTRA försöket startade 2001 delades ön upp i två hagar.

Tvårs över Ön löper därför ett stängsel som delar den i två halvor, en med kontinuerligt bete och en med sent betespåsläpp. Betesdjuren har tillgång till den kontinuerligt betade fällan från mitten av maj till oktober, till fällan med sent bete släpps djuren in först andra halvan av säsongen, ungefär från mitten av juli (Emanuelsson *et al.* 2003).

Flera andra studier, kopplade till Hagmarks MISTRA, har gjorts och några andra utfördes samtidigt på Ön. Där stod andra organismgrupper i fokus och bl.a bin, hoppbrättingar och kärllväxter, vilka studerades med avseende på skillnader i betesregim.

Studieområdet är förlagt till fuktiga områden och uppdelat på de två betesregimerna kontinuerligt och sent bete.

Nötmyran

I Västmanlands län, Sala kommun, rinner Svartån genom Västerfärnebos flacka landskap. Marken översvämmas varje vår, upp till flera hundra meter på båda sidor om vattendraget. Tillsammans med Gorgen, Gussjön, Fläcksjön och Rörbosjön utgör Nötmyran det stora Svartaområdet, ett ca 15 gånger 5 km stort våtmarksområde. Storleken på området och de fuktiga förhållandena lockar till sig ett rikt djurliv och tack vare sin status som fågellokal är det numera klassat som Natura 2000-område (Naturvårdsverket 2003). Vidare beslöt Ramsarkonventionen 1989 att ta med Svartån på sin lista över internationellt viktiga våtmarker. För att skydda åkermarkerna längs vattnet från de vårliga översvämmningarna har stora delar av Svartaområdet vallats in. Detta har lett till att många fuktängar och våta partier försvunnit. Den del som benämns *Nötmyran* (figur 3) och som ligger direkt väster om samhället Västerfärnebo har till allra största delen utgjorts av sådan våt slåttermark som efterbetats under lång tid (Lst. Västmanland 1998). Marken här är numer uppdelad i många olika små skiften med varierade hävdformer och skötseln har som sagt lång historik. Efter att hävdintensiteten minskat under 70- och 80-talet, med undantag för mindre röjningar på 80-talet, blev området på slutet av 90-talet föremål för omfattande restaureringar där sly



Figur 1: De tre studielokalernas geografiska läge.

Figure 1: The study sites in mid-Sweden.

avlägsnades. Sedan 1997 ger EU miljöstöd för bevarande av biologisk mångfald och kulturvärden.

Studieområdet är uppdelat på fyra skiften inom Nötmyran och ligger i hagar med tidigt bete eller slåtter. De två betesmarkerna skiljer sig åt bland annat genom betesintensitet och vegetationssammansättning. De två slåttermarkerna har olika historik, den ena har en mycket gammal och nästan obruten hävd, medan den andra har en yngre historia. Den yngre har dessutom efterbetats de senaste åren med hjälp av köttdjur, kor med kalvar.

Pustnäs

När Fyrisån flyter sina sista kilometer söder om Uppsala, innan den når Mälarens vatten i Ekoln, passerar den stora arealer jordbruksmarker och hagar. Studieområdet i Pustnäs (figur 4) är beläget i ett stort hagmarksområde, strax söder om Ultuna, fast på Fyrisåns östra strand. Marktypen är av sandig karaktär förutom närmast ån där lerinslaget är stort. Jag ville begränsa undersökningen till fuktiga marker och därför valdes områden som låg nära öppet vatten dvs. sjö- eller åstränder. Transekterna i Pustnäs visade sig dock, trots sin närhet till Fyrisån, karakteriseras av en mer utpräglad torrmarksflora och -fauna.

Samma område ingår i andra försök, främst inom Hagmarks MISTRA, och är uppdelat, precis som området i Harpsund, i en hage med kontinuerligt bete och en hage till vilken djuren släpps först andra halvan av säsongen. På samma sätt är studieområdet också uppdelat på dessa två betesregimer.

Metodik

Studieområden

Transekt 1 -2, Harpsund. Gröna kartan 10G 0h 2002. Figur 2.

- 1. Ön. Transektmitt i Rikets Nät: 1538505/6552640. Sent bete. Mycket fuktigt och tuvigt av tuvtåtel, *Deschampsia cespitosa*. Kanten mot sjön nyligen röjd från alsly. Betesdjur: stutar.
- 2. Sundet. Transektmitt RN: 1538864/6552608. Kontinuerligt bete. Bitvis små fläckar med vitmossa, men övervägande starr i markskiktet. Betesdjur: stutar.



Figur 2: Transekt 1 och 2.
Figure 2: Transects 1 and 2.

Transekt 3 -6, Nötmyran Ekonomisk karta 11G 9f 1963. Figur 3.

- 3. Byängen. Transektmitt RN: 1526979/6648181. Transektriktning parallellt med Svartåns lopp. Betesmark direkt nordost om Västerfärnebo. Transektens mitt i kärrartat parti ca 40m VNV om grunden för f d ängslada belägen 130m NNO om Klobergets norra spets. Täta bestånd av norrlandsstarr.
- 4. ÄngSkifte 10:1. Transektmitt RN: 1527762/6649157. Skiftet ligger söder om Svartån ungefär i delen som är utmärkt som den egentliga Nötmyran. Transektens mitt ligger 46 m åt N337 grader från den södra nocken på ladan som ligger ytterst. Slätter, efterbetas ej. I huvudsak lägre starrarter.
- 5. Cecilkärret. Transektmitt RN: 1528478/6647978. Betesmark med större dunge av strandskog centralt. I NO, på östra sidan om ån syns Hedebo by ovanför de helt öppna ängarna. Transektriktning ungefär parallellt med ån (Nord-Sydlig). Hävdhistorik: Med säkerhet svagt till måttligt bete i denna östra del av betesmarken de senaste 4-5 åren, betat sedan 1988, buskröjning av vide på de öppna ytorna (dock aldrig helt igenvuxna) gjord 1995. Obetat 1975-1987. Redan då inslag av låga vide arter. Idag utgörs markvegetationen till stor del av lappvide. Betat 1961 samt 1907 enligt kartor.
- 6. ÄngSkifte 1:15. Transektmitt RN: 1528663/6646744. Ängsmark, slätter med efterbete från mitten av augusti till mitten av september. Transektens mitt ca 100m N om f d lada (endast rasat tak kvar) som står i södra delen. Transektriktning parallellt med ån (NNV-SSO).



Figur 3: Transekt 3 till 6.
Figure 3: Transects 3 to 6.

Transekt 7-8, Pustnäs. Figur 4.

- 7. Transektmitt RN: 1740239/5948518. Kontinuerligt bete. Mycket nära Fyrisån (~30m), men ändå ej fuktigt. Välbetat av nyfikna kvigor.
- 8. Transektmitt RN: 1740310/5948504. Sent bete. Också nära Fyrisån (~50m). Mycket buskage av en och rosor. Betades snabbt ner efter betespåsläppet.

Undersökningens upplägg

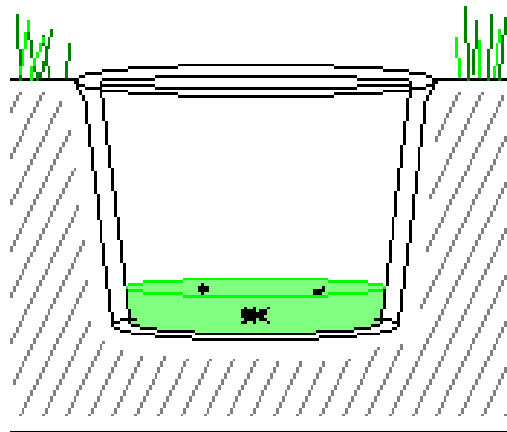
Denna studie syftade till att påvisa skillnader i artsammansättningen hos jordlöparfaunan i förhållande till olika hävdregimer och naturtyper. Inventeringen utfördes med hjälp av fallfällor. Åtta transekter placerades i fuktig mark med olika hävdregimer (tabell 2 och 3), främst med betoning på tidigt respektive sent bete. Alla transekterna placerades i närheten av och i längsgående riktning med öppet vatten. Varje transekt utgjordes av sju fallfällor, alla med ett inbördes avstånd om sju meter, vilket ger den totala transektlängden 42 meter. Fallfällorna består av två plastburkar, en ytturburk och en innerburk, som är nedsänkta i marken så att överkanten ligger i markhöjd (figur 5). Burkens diameter är då 110 mm. Syftet med den yttre burken är att hålla markens struktur intakt genom att stadga jordkanterna då innerburken måste avlägsnas vid tömning. En blandning av vätmedel, vatten och konserveringsmedel användes i fällorna. Som vätmedel användes ett ofärgat handdiskmedel av märket Brillo (sc Johnson professional). Vätmedlet minskar ytspänningen så att de insekter och smådjur som trillar ned i vätskan omedelbart drunknar. Propylenglykol, ca 50% av färdig blandning, användes som konserveringsmedel för att minimera förruttelseprocesser under varma dagar. Över varje fälla lades en 0,5 m lång aluminiumprofil som hölls på plats av grov spik och/eller armeringsjärn (figur 6). Profilen tjänar till skydd för tramp från de betande djuren och i viss mån även från vittjande fåglar. Profilen fungerar även som ledare för markorganismer och ökar fällornas effektivitet. Trampskyddet användes även i de områden som ej betades.

Tömningen av fällorna skedde en gång varje vecka med start vecka 22 och slut vecka 27, så att data erhöles från sex hela veckor. Vid tömningen användes en sil med små maskor för att skilja djuren från vätskan som på så sätt kunde återanvändas. Vid tömningen avlägsnades daggmaskar och sniglar samt eventuella ryggradsdjur såsom grodor och möss. Återstoden av fångsten samlades upp i 100ml plastburkar som märktes och förvarades vid ca -3° C.



Figur 4: Transekt 7 och 8.

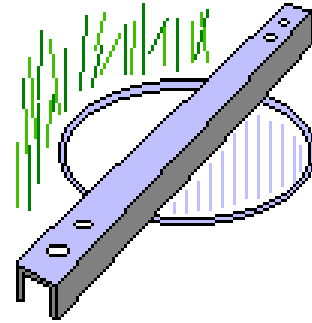
Figure 4: Transects 7 to 8.



Figur 5. Fallfällor med diskmedel och glykollösning. Den yttre burken är preparerad med dräneringshål i botten och den inre är beskuren upptill för att inte sticka upp ovan mark.

Figure 5: The pit-fall traps consisted of two plastic cans, the inner filled with detergent, glycol and water.

För att få ett mått på höjd och täthet hos växtligheten användes en så kallad vegetationshöjdmätare (Nordahl 2001, Sanderson *et al.* 2001). Denna består av en käpp utmed vilken en platta kan löpa. Beroende på vegetationens struktur, längd och täthet faller plattan olika långt ned på käppen. En utförligare beskrivning finns i Nordahl (2001). En hög variation i vegetationshöjd kan bero på tre saker; först och främst på att vegetationen faktiskt har olika täthet och längd, det som gräsmätaren är konstruerad att mäta. Variationen beror också av markens ojämnheter i liten skala och slutligen även av tuvigheten. Detta gör antagligen måttet svårtolkat för avkastningsfrågor, men innefattar heterogeniteten i markstrukturen, vilket är av stort intresse i den här studien. Det kan skilja upp till 30 cm i uppmätt höjd beroende på om mätningen sker uppe på en tuva eller alldeles bredvid den.



Figur 6: Trampskyddets placering över fallfällorna.

Figure 6: The pit-fall trap below a trample protection

Fångsten från fällorna sorterades på laboratorium varpå jordlöparna förvarades i 70% etanollösning i 15ml glasburkar. Jordlöparna räknades och bestämdes senare till art eller, i vissa fall, endast släkte (*Bembidion sp.*)¹ eller grupp (t.ex. *Agonum viduum gr.*) enligt Lundberg (1995). Detta för att den tillgängliga litteraturen inte tog upp de nyare arterna som på senare tid brutits ut ur grupperna. Åtminstone något exemplar av varje art preparerades på pappetiketter för att sorteras släktesvis i en referenssamling. Arternas medellängd hämtades från Lindroth (1961) liksom, för vissa arter, biologi, födoval etc. Delar av bifångsten räknades och bestämdes till familj (kortvingar, tvåvingar och myror) eller ordning (Spindlar). 70 prover räknades på detta sätt för att ge underlag till analys av eventuella interaktioner mellan de nämnda grupperna och jordlöpare.

Fallfällstudier får ibland kritik för att ge en felaktig bild av biodiversiteten genom att dessa ger ett mått på aktiviteten snarare än artsammansättningen (Ljungberg 2001) För att bättre uppskatta antalet jordlevande eller mindre aktiva jordlöpararter, planerades ett ramförsök som komplement till fallfällstudien. En cirkulär stålram med några dm höjd pressades ner ett par cm i marken och fylldes med vatten. På så vis skulle alla de arter som befann sig inom ramen, även de mer eller mindre marklevande, tvingas upp till ytan för att där infångas för hand. Denna fångstmetod är känd för att öka andelen små och mindre aktiva arter (Ljungberg 2001).

Förväntanslista

Innan fallfällorna placerades ut, konstruerades en förväntanslista (appendix 1). Det är en förteckning av de arter jordlöpare som enligt nuvarande kunskap borde kunna finnas och alltså tänkas bli fångade på de tre studielokalerna. Listan upprättades i systematisk ordning (Lundberg 1995) från de tre län i vilka studielokalerna befinner sig. Av de carabidararter som hittats i Mälardalen (Västmanlands-, Uppsala-, och Södermanlands län) valdes de arter som utifrån beskrivning av livsmiljö kan förväntas återfinnas i våtmarker (Lindroth 1961, Koch 1989). Intervjuer gjordes sedan med expertis angående levnadssätt och status för att tillsammans med litteraturuppgifterna fastställa artantalet på förväntanslistan (Sahlin 2003, Sjödin 2003, Lindelöv 2003, Wallin 2003). Enligt Lundberg (1995) finns det i Sverige idag 366 arter carabider. Av dessa finns 81 med på förväntanslistan.

¹ En hel del bembidier bestämdes till art, dock inte alla. I artanalyserna har därför bembidierna utelämnats. Alla arter är med på artlistan (appendix 2).

Statistik

DCA (detrended correspondence analysis) och Cluster analysis utfördes med PC-Ord, MJM Software™. Data i analysen var medelvärdet av de sju fällorna i varje transekt, ett värde för varje tömningstillfälle. Anderson-Darling test utfördes med Minitab™.

CCA (canonical correspondence analysis) utfördes med Canoco™, En annan klassning gjordes i detta fall för behandling jämfört med tidigare tester. Slåtter och sent bete är sammanslagna till en högvegetativ kategori att jämföras med kontinuerligt bete. Analysen baserades på medelvärdet av varje fällas sex tömningar. Varje fälla sågs i detta fall som ett replikat.

Mångfald uttrycktes och beräknades per transekt dels som artrikedom och dels som Shannons diveritetsindex (Zar 1999). Data från fallfallestudien sammanställdes i Microsoft Excel™ vari Shannons diversitetsindex beräknades (utan statistiska tester). Artrikedom jämfördes mellan lokaler och mot vegetationshöjd. Totallängd beräknades som alla individers adderade längd. Indelning i storleksklasser grundade sig, liksom artspecifika längdangivelser, på Lindroths (1961) uppgifter.

Resultat

Jordlöparfångster

Det totala antalet fångade individer framgår av tabell 1-2 och appendix 2. Ingen art återfanns i alla åtta transekterna, men tolv av arterna återfanns på alla tre platserna. Totalt fångades 1375 jordlöpare. Dessa fördelade sig över 23 släkten och 63 arter. Av de 63 arterna är 35 våtmarksarter, ett begrepp som uttolkas från Lindroths (1961) och Kochs (1989) beskrivningar. De högsta andelarna våtmarksarter hittades på Nötmyran där biotoperna är stora och sammanhängande. Den minsta av de våta biotoperna (transekt 1) hade lägre andel våtmarksarter. Transekterna i Pustnäs utgörs inte ens till hälften av våtmarksarter (tabell 2).

Det största artantalet och den högsta artdiversiteten (Shannon) återfinns i betade områden (tabell 2). Slåttermarkerna har dock samma, ibland högre, individantal. Detta beror till viss del på massförekomster av de tre vanligaste arterna (tabell 1) i den slåttermark som efterbetades (transekt 6). Jordlöparnas totallängd som mått på jordlöparmassa ligger högt på båda slåttermarkerna (tabell 2). De nio arterna i tabell 1 utgör 66% av den totala jordlöparfångsten.

Ramförsöket provades vid ett tillfälle i Harpsund. Trots att det gick fort att fylla på vatten från sjön alldeles i närheten sjönk vattnet undan nästan omedelbart och försöket misslyckades. Inga Carabider återfanns och vidare försök gjordes ej på grund av tidsbrist.

Tabell 1. Individantal totalt för undersökningens nio vanligaste våtmarksarter.

Table 1. Abundance of the nine most common wetland species in the study.

ARTNAMN	ANTAL
Pterostichus nigrita	231
Agonum dolens	169
Agonum piceum	127
Loricera pilicornis	95
Dyschirius globosus	87
Agonum versutum gr	79
Agonum viduum gr	47
Agonum fuliginosus	43
Agonum gracile	25

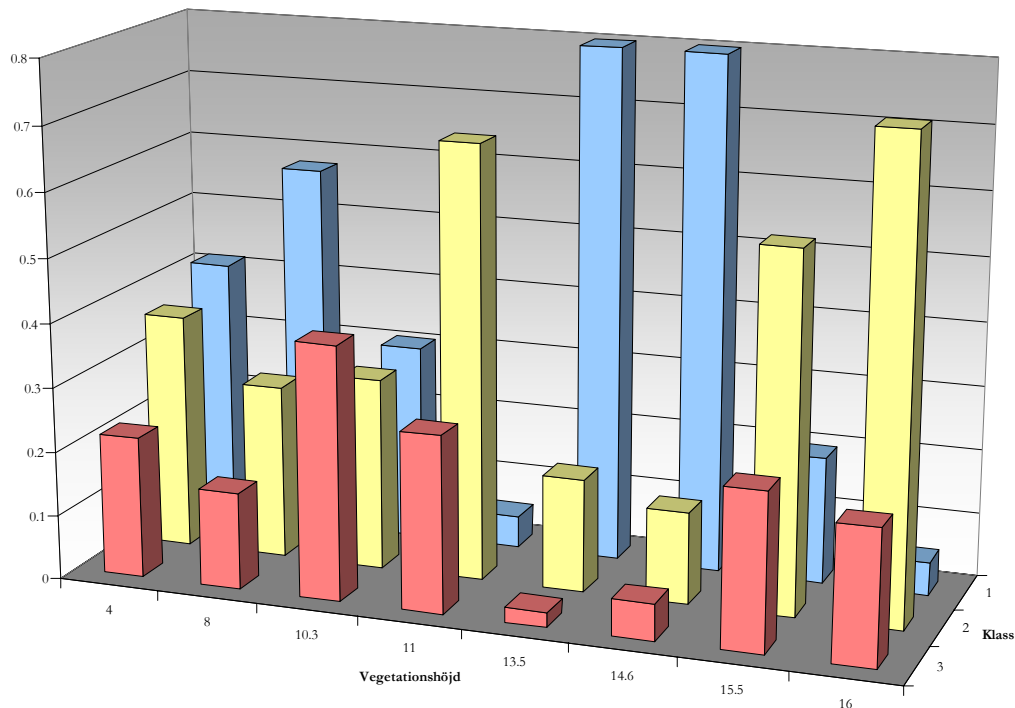
Tabell 2: Transektdata och jordlöpararternas fördelning över transekterna. H=Harpsund, N=Nötmyran, P=Pustnäs. Transektobligata innebär att arterna inte hittats i någon annan transekt. Rödlistade arter enligt Gärdenfors (2000). Shannon diveritetsindex enligt Zar (1999) Vegetationshöjd mått vid varje tömningstillfälle, 14 ggr/transekt. Variation mättsom varians. Totalläng som mått på biomassa.

Table 2: Transect data and the distribution of Carabid species on the eight transects.

Transekt	Transekt	1	2	3	4	5	6	7	8
Plats	Site	H	H	N	N	N	N	P	P
Behandling	Treatment	Sent bete	Bete	Bete	Slätter	Bete	Slätter e.bete	Bete	Sent bete
Antal jordlöpare	No. of carabids	60	32	281	95	40	535	108	90
Totallängd, mm	Total length of carabids	218	183	2132	799	304	4119	592	860
Antal arter	No. of species	13	10	30	13	12	21	25	25
Transektobligata	Transect unique species	1	0	5	1	2	4	4	8
Rödlistade	Red-listed species	1	1	1	0	0	0	0	0
Andel våtmarksarter	Amount wetland species	0.54	1.00	0.80	1.00	0.83	0.86	0.44	0.24
Andel våtmarksindivider	Amount wetland specimen	0.87	1.00	0.98	1.00	0.95	0.99	0.36	0.08
Diversitetsindex	Index of diversity (Shannon)	0,62	0,78	1,04	0,64	0,82	0,87	1,03	0,95
Vegetationens medelhöjd, cm	Mean height of vegetation	14,6	13,5	15,5	10,3	11,0	16,0	4,0	8,0
Vegetationshöjd, variation (variens)	Variation in height of vegetation (variance)	29,5	14,8	42,9	5,3	17,6	37,4	4,0	14,9

Bifångster

Fällornas bifångster extrapolerades från 70 räknade fällor till en totalfångst på ca 750 kortvingar (Coleoptera:Staphylinidae), 800 tvåvingar (Diptera), 1300 myror (Hymenoptera:Formicidae), och dessutom nästan 4000 spindlar (Araneae). Dessutom fångades en hel del representanter från andra insektsordningar och många skalbaggsfamiljer. Inga samband mellan antalet jordlöpare och kortvingar kunde ses i de räknade fällorna. Ej heller kunde någon trend ses i jämförelse med myror eller spindlar.



Figur 7: Storleksfördelningen av jordlöpare vid olika vegetationshöjd. Klass 1: <6mm, klass 2: 6-10mm klass 3: >10 mm. Observera att transektordningen ej är den i tabell 2.

Figure 7: Distribution of carabid size classes at different heights of vegetation.

Artsammansättning

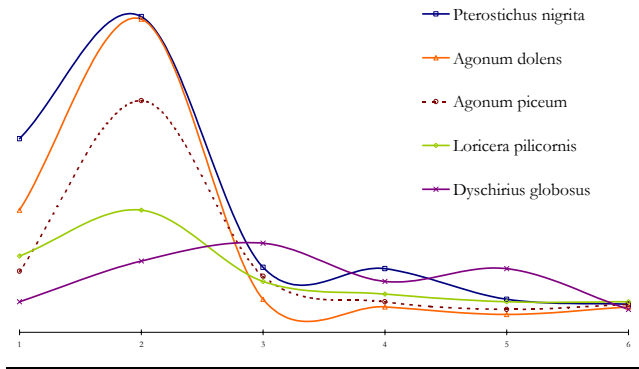
Jordlöparfångsten jämfördes med data från ArtDatabankens rödlista samt förväntanslistan (appendix 1). 41 av de 80 arterna på förväntanslistan återfanns i försöket, bland annat de nio vanligaste (tabell 1). Alla de definerade våtmarksarterna som hittats i Harpsund eller på Nötmyran, finns med i figur 9. Denna visar som komplement till tabell 1 fördelningen av antalet jordlöpare för varje art.

De allra flesta arter som fångats i denna undersökning har sitt abundansmaxima som imago (fullbildade) i tömning 2, första veckan i juni, i figur 8 representerat av undersökningens fem vanligaste arter.

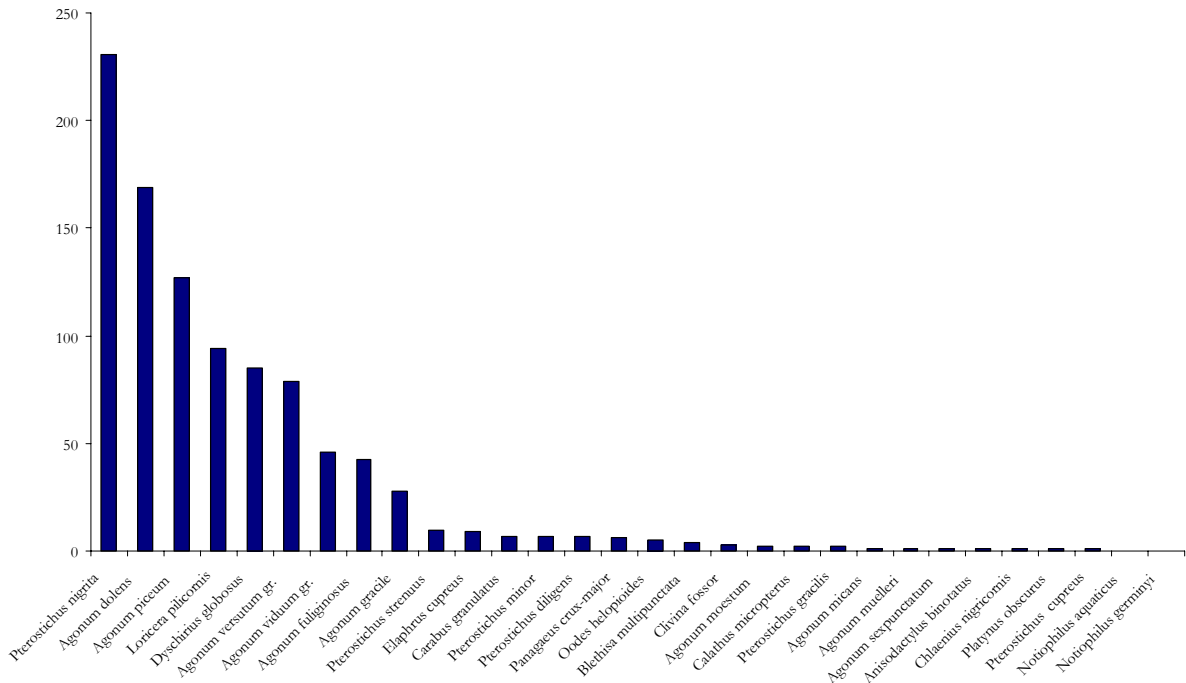
Två av de funna jordlöpararterna är upptagna på den nationella rödlistan över hotade arter. *Panageus cruxmajor* (stor korslöpare, figur 16) och *Chlaenius nigricornis* (guldrön sammetslöpare, figur 15) är båda klassade som missgynnade (NT) (Gärdenfors 2000). *P. cruxmajor* fångades i 6 exemplar i Harpsund och *C. nigricornis* som ett ensamt från Nötmyran (tabell 2). Dessa fynd har rapporterats till ArtDatabanken. *C. nigricornis* är inte känd från

Västmanland sedan 30-talet och fyndplatsen är den nordligaste aktuella för arten i Sverige (Ljungberg 2001, Ljungberg 2003). Det enda exemplaret av *C. nigricornis* togs redan i första tömningen, i slutet på maj och är möjligen en indikering på att arten är tidigt ute på våren

Det finns många olika sätt att åskådliggöra artsammansättning. I denna studie har jag främst använt mig av olika ordinationer för att förstå hur artsammansättningen och miljövariablerna skiljer sig åt mellan transekter.

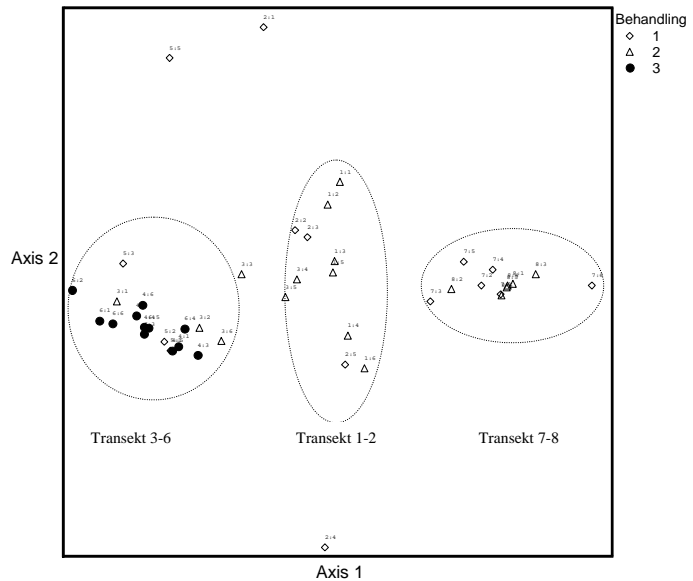


Figur 8: Abundansen hos några arter jordlöpare i studien. Siffrorna 1-6 representerar tömningsperioder. För de flesta arter ligger abundansmaxima i andra tömningen (vecka 23).
Figure 8: The abundance over time for some common species.



Figur 9: Antalet individer av varje art. Endast våtmarksarterna och transekt 1-6 är inkluderade.
Figure 9: Wetland carabids from the wet transecs.

I figur 10 är varje transekttömning (period) plottad som medel av transektens sju fällor. Behandlingen slåtter (nr 3 i figur 10) har en mer homogen artsammansättning än de två andra behandlingarna kontinuerligt- och sent bete (1 och 2 i figur 10). De tre perifera punkterna i figur 10 avviker förmodligen på grund av sina ytterligt få observationer. Vidare kan sägas att artsammansättningen mellan de två transekterna i Pustnäs (7 och 8 i figur 10) liknar varandra mer än vad de liknar sina respektive behandlingslikar i Harpsund och på Nötmyran (även figur 11). Detta gäller i stor utsträckning även för Harpsundstransekterna (1 och 2) och de på Nötmyran (3-6) vilket förklarar slåtterbehandlingens homogena artsammansättning: de är båda från Nötmyran.



Figur 10: En DCA visar den starka grupperingen per område. Behandling 1,2 och 3 är kontinuerligt-, sent bete respektive slåtter. Figure 10: Detrended Correspondence Analysis

Hävdeffekter

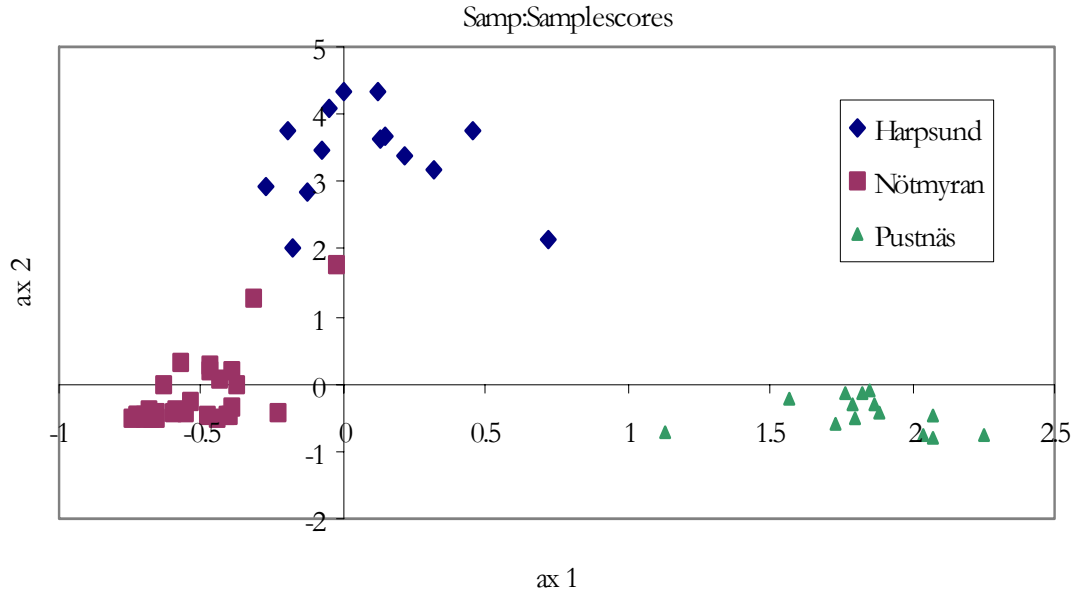
Baserat på resultaten från en CCA analys konstruerades figur 11 och 12. Dessa ger ett mått på hur stor betydelse de olika miljövariablerna hade på jordlöparfaunan. I tabell 3 visas att betydelsen av axlarna 1 och 2 vida överstiger den hos 3:e respektive 4:e axeln. Diagrammen har därför begränsats till axlar 1 och 2. Grunddata var inte normalfördelade enligt Anderson-Darling test, därför har ickeparametriska metoder använts för statistiska test.

En mått på påverkan från variationen i vegetationshöjd och därmed en eventuell indirekt effekt av hävdform ges i figur 13. För de transekter som placerats i fuktiga områden kunde en positiv trend mellan variationen i vegetationshöjd och jordlöparsamhällets artdiversitet anas. För de torra markerna gällde detta å andra sidan inte alls. Ett område som hade kraftig tuvighet men ett lågt diversitetsindex är transekt ett (i figur 13 märkt med 1). Den låga diversiteten kan bero på att området var litet och isolerat på en halvö. Den lilla arealen skulle å andra sidan lika gärna kunna bidra med ökad diversitet, p.g.a att arter som ej är knutna till biotopen förrirrar sig dit från kantonerna.

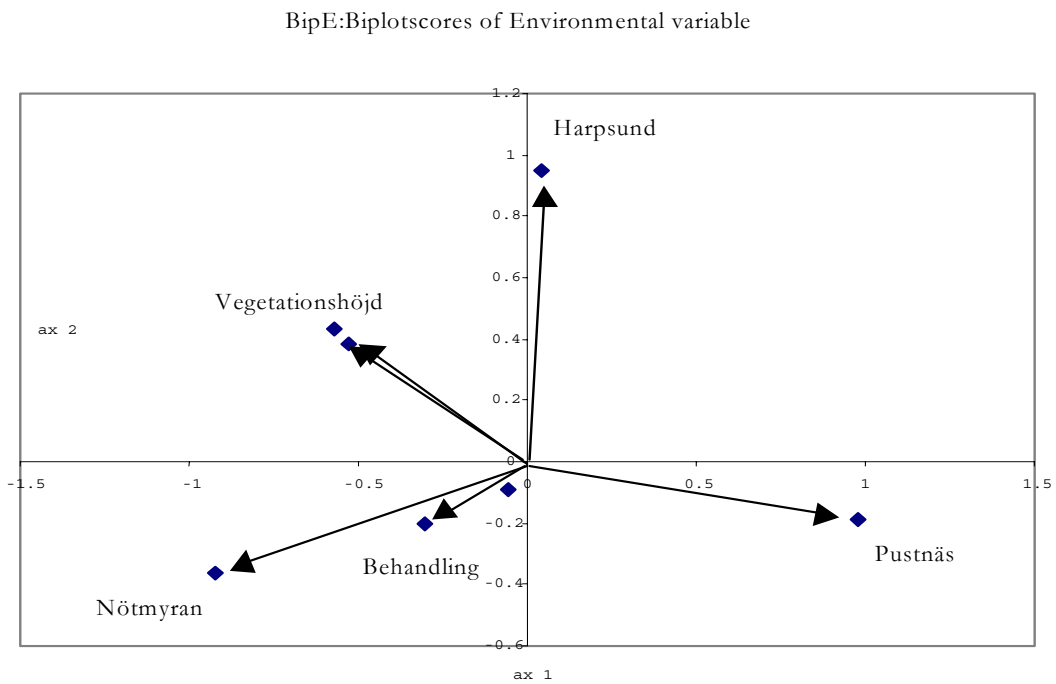
Tabell 3: Sammanfattning av CCA.

Table 3: Summary of Canonical Correspondence Analysis

Axes	Eigenvalues:	Species-environment correlations:	Cumulative percentage variance	
			of species data:	of species-environment relation:
1	0.797	0.99	13.7	46.6
2	0.521	0.963	22.6	77
3	0.201	0.779	26	88.7
4	0.08	0.754	27.4	93.4
Total inertia	5.837			
Sum of all unconstrained eigenvalues: 5.837				
Sum of all canonical eigenvalues: 1.711				



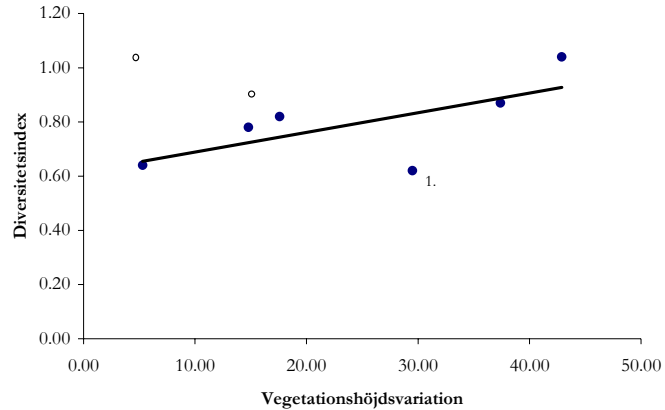
Figur 11: CCA. Plot av de enskilda fällorna. Olika symboler för de tre lokalerna.
 Figure 11: CCA showing the locals as three separated groups.



Figur 12: Miljöfaktorernas effekt på artsammansättningen enligt CCA analysen.
 Figure 12: The importance of different environmental factors.

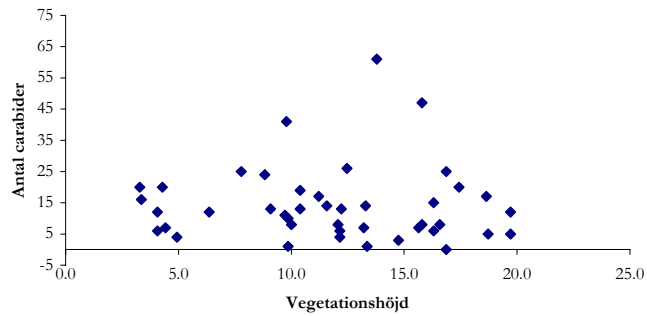
Genom att ha besökt lokalerna förs jag säga att betesmarkerna i de fuktiga markerna hade en mer komplex markstruktur tack vare den tuvighet som där bildats. Detta framkommer inte med önskvärd tydlighet med mätningarna i vegetationshöjdsvariation (tabell 2) eftersom en av slåttermarkerna (transekt 6) hade den högsta variationen av alla transekterna. Transekt 4, däremot hade en låg variation i vegetationshöjd vilket var förväntat.

Jordlöpararterna delades även in i tre storleksklasser, vilka relaterades till höjden hos vegetationen. I figur 7 framgår andelen av varje klass per transekt representerat av dess medelvegetationshöjd. Platserna verkar skilja sig åt, med en högre andel små jordlöpare i Pustnäs och Harpsund och fler större och medelstora arter på Nötmyran. Däremot kan inga tydliga hävdskillnader fastställas.



Figur 13: Förhållandet mellan variationen i vegetationshöjd och jordlöparsamhällets artdiversitet (Shannon) i fuktiga marker. Variation som varians. $R^2 = 0.4522$ Torrmarker markerade med ring och påverkar ej trendlinje.

Figure 13: The relationship between diversity and variation in vegetation height.



Figur 14: Det finns inget samband mellan den uppmätta vegetationshöjden och antalet individer jordlöpare. (Två punkter långt ovanför diagramområdet syns inte)

Figure 14: There is no relationship between vegetation height and number of carabids.

Diskussion

Hävdform

Det största artantalet och den högsta diversiteten i denna undersökning återfinns i betade områden vilket stämmer med tidigare undersökningar (Ljungberg 1995). Slåttermarkerna kan trots det lägre artantalet ha samma, eller till och med större, individantal. Detta beror till viss del på massförekomster i en slåttermark med efterbete (transekt 6) av de tre vanligaste arterna: *Pterostichus nigrita*, *Agonum dolens* och *Agonum piceum* (tabell 1). Sett till biomassan jordlöpare (tabell 2) ligger båda slåttermarkerna högt.

De miljöfaktorer som i denna studie har haft störst betydelse är de rent geografiska. Lokalerna framstår som de i särklass viktigaste komponenterna för hur jordlöparnas artsammansättning blir. Lokalerna representeras inte av samma typer av hävd, på en är det bara bete, en annan har all slåtter och den tredje var inte särskilt fuktig. Fler upprepningar på fler lokaler hade troligen minskat betydelsen av lokalerna i sig. Kanhända var inte försöksupplägget det optimala för att undersöka hävdens betydelse, men ändå kan mycket sägas om den. Till exempel verkar vegetationshöjden och variationen i denna vara en viktig faktor. Dessa båda parametrar är klart beroende av hävdtyp som därmed indirekt påverkar artkompositionen.

Den låga vegetationsvariationen i slåttermarker är inget konstigt då en slåtterbalk kräver plant underlag. Att transekt 6 trots detta har högsta variationen beror antagligen på en tidsmässig variation, alltså att vegetationen blivit mycket högre under studiens sex veckor. Resultetet av slåttermarkernas plana yta ger en mer homogen markmiljö, där jordlöpare som grupp har svårt att finna byte även om det säkert passar ett fåtal arter. Betesmarker, däremot, verkar ha högre variation generellt sett vilket ger möjligheter för högre diversitet.

Förväntanslistan

Man kan räkna med att finna ett 20-tal arter jordlöpare på varje undersökt lokal i ett sådant här försök (Sjodin, opubl.). Detta beror naturligtvis mycket på hur heterogen miljön på lokalen är och på hur stor area som undersöks, men det är en användbar tumregel. Detta stämmer hyggligt med de 10-30 arter som fångats per transekt. Det lägsta artantalet återfinns på undersökningens till ytan minsta biotop och det högsta artantalet vid en av de största. Förväntanslistan har ett 80-tal arter trots att det bara gick att räkna med max ett 60-tal. En förväntanslista innehåller alltid fler arter än vad man kan räkna med att finna, man vet helt enkelt inte vilka på listan som dyker upp.

Att inte fler än 41 av arterna från förväntanslistan hittats beror antingen på att de klarat sig undan fällorna, vilket antagligen endast gäller ett fåtal, eller att de helt enkelt inte finns där. Att dessa arter inte finns kan ha sin förklaring i att de i allt för stor utsträckning delar födoval eller på andra sätt överlappar nischerna hos de arter vars närvaro konstaterats, de skulle helt enkelt vara utkonkurrerade. Ett annat alternativ kan naturligtvis också vara att litteraturuppgifterna om dessa arters ekologi och habitatval är för generella, eller till och med felaktiga. En tredje möjlighet är att lokalerna fortfarande är lämpliga men att biotopen blivit alltför fragmenterad för att spridning ska kunna balansera tillfälliga lokala försvinnanden. Ett större försök med fler lokaler av fuktig karaktär hade säkert visat upp fler arter.

Två av arterna på listan, *Amara lunicollis* och *Pterostichus crenatus*, hittades bara i de torrare markerna i Pustnäs och är kanske mer beroende av närhet till vatten än av fuktig mark.

Att ingen av de arter som förekommer i större antal på de fuktiga lokalerna saknas på förväntanslistan visar trots allt på att det går att bilda sig en, låt vara svag, uppfattning av jordlöparsamhället på en plats enbart genom att se till vissa miljöförhållanden såsom jordmån, fuktighet, närhet till vatten etc.

Särskilda arter

Den art som toppar listan över de vanligaste förekommande arterna i denna undersökning (tabell 1) är *Pterostichus nigrita*, en art som är känd från större delen av landet och förknippas med öppna fuktiga marker. Dess nära släkting *Pt. rhaeticus* är svårskild och det kan inte helt uteslutas att enstaka exemplar förväxlets vid artbestämningen. Denna art förknippas dock mer med sumpskogar och bör endast i ringa utsträckning förekomma bland proverna.

Att *Agonum dolens* är den näst vanligaste arten förvånar lite, eftersom den anses vara sällsynt och ytterst lokal. Nötmyran, där den fångats, är uppenbarligen en av dessa ytterst få lokaler. Att den, som i den här undersökningen, dyker upp i stora antal är ett beteende som även vissa andra arter har. Varför de betar sig så är dock betydligt svårare att säga något om utan en mer ingående undersökning.

De två rödlistade jordlöparna *Panageus cruxmajor*, och *Chlaenius nigricornis* är båda klassade som missgynnade, NT (Gärdenfors 2000). De är kända från vegetationsrika våt- och jordbruksmarker samt stränder men *P. cruxmajor* har dessutom ibland hittas i vägdiken och på ängsmarker (Lindroth 1961, Gärdenfors 2000). *C. nigricornis* föredrar enligt Lindroth (1961) lokaler med rik *Carex*-vegetation, samt marktyper med högt lerinnehåll. Detta stämmer gott med situationen på fyndplatserna. Om det inte varit för *C. nigricornis* tillbakagång, särskilt i den norra delen av utbredningsområdet, vore det ingen större överraskning att dessa båda arter dyker upp i undersökningen. Att andra *Chlaenius*-arter övervintrar som imago har Wallin *et al.* (1999, 2000) redan visat och detta kan mycket väl gälla även för *C. nigricornis*, vilket kan förklara det tidiga fynddatumet. *P. cruxmajor* dyker däremot i denna undersökning upp först i mitten på juni och är aktiv ända fram till juli. Att det skulle vara representativt för arten vågar jag inte påstå men kanske är litteraturen lite fel ute när den antyder en tidigare aktivitetsperiod (Gärdenfors *et al.* 2002). Mycket kan naturligtvis bero



Figur 15: *Chlaenius nigricornis*.
Foto: D. Isaksson/E. Sahlin



Figur 16: *Panageus cruxmajor*.
Foto: D. Isaksson/E. Sahlin

på det geografiska läget med allt vad det medför av klimatvariation. Olika områden skiljer sig säkert åt och den sena tjällossningen detta år kan mycket väl vara en alternativ förklaring. Det finns dock alldeles för lite data över hur jordlöparens abundans och aktivitet varierar över året och särskilt fleråriga jordlöparstudier behövs för att svara på många frågor av liknande karaktär.

Amara communis är en mycket allmän art (Lindroth 1961) som trivs på torrare marker och som fångades i ett stort antal (appendix 2). Arten återfanns också främst i de torrare markerna vid Pustnästransekterna, men enstaka exemplar hittades i både slätter och bete på Nötmyran, vilket bekräftar Lindroths (1961) beskrivning av arten som anspråkslös.

Bembidion doris är en art som borde vara med i tabell 1 eftersom den är fångad i minst 36 exemplar, sannolikt mer då alla bembidier inte bestämts till art. Högst sannolikt gäller detta även för de flesta bembidier, särskilt arterna *B. gilvipes*, *B. mannerheimi* och *B. lampros* som fångats i många exemplar.

Att jag vid analys av ett mindre antal prover (70 st) inte fann något samband mellan jordlöparens och andra grupperns abundans beror antingen på att det inte finns något samband eller, mer troligt, att urvalet var för litet. Om mer tid hade funnits kunde en genomgång av samtliga prover skett, vilket hade givit en säkrare analys. Både spindlar och kortvingar är grupper som har en hög individtäthet och som högst väsentligt borde påverka förhållandena för jordlöparna om det finns en överlappning i bytespreferens. Även myror bör kunna konkurrera med jordlöpare generellt, men i de förhållandevis låga tätheter som uppskattats utgör de knappast något större bekymmer för jordlöparpopulationerna på de här tre lokalerna.

Ramfällor

Metoden att fånga jordlöpare med hjälp av en stålram som fylls med vatten fungerade ganska dåligt när den provades. Kanske är den inte helt lämplig på marker med hög genomsläpplighet.

"Bottom-up control"

Tätheten hos vegetationen, här i form av vegetationshöjd mätt med svensk gräsmätare, har i tidigare undersökningar visat sig vara en stark faktor som styr storleksfördelningen hos jordlöparna. Den styr på så sätt att stora arter är vanligare i tät vegetation vilket förklaras med att de där klarar sig bättre mot fiender (Brose 2003). Figur 7 lycka inte bekräfta detta trots att små arter dominerar den transekt där vegetationshöjden är lägst. Skillnaderna mellan platserna överskuggar eventuella vegetationshöjds effekter. En snabb förklaring till att transekterna i Pustnäs inte följer mönstret med att hög vegetation ger stora arter kunde vara att området med hög vegetation (transekt 8) dels är litet och dels befinner sig omgärdat av området med låg vegetationshöjd (transekt 7). Detta skulle medföra att artsammansättningen i dessa två områden borde likna varandra, men det gör de inte. Enligt tabell 2 har transekt 7 44% våtmarksarter medan transekt 8 har 24%. En såpass stor skillnad i artsammansättning borde även avspegla påverkan av vegetationshöjd. Kanske gäller sambandet mellan vegetationshöjd och storlek på jordlöpare bara i fuktiga marker, eller marker med större strukturell heterogenitet än vad som finns i Pustnäs. Om den strukturella heterogeniteten påverkar artsammansättningen hos jordlöparsamhällen skulle detta kunna gå under termen bottom-up control, en etablerad teori och förklaringsmodell till artdiversitet i predatorers och andra högre organismers samhällen. Huruvida det är växternas artrikedom eller markstrukturens heterogenitet som har störst betydelse för predatorernas artrikedom är ett aktuellt debattämne (Brose 2003).

Denna studie pekar på att bete kan vara en bra hävdform om man eftersträvar en stor mängd jordlöpararter, eftersom den högsta artrikedomen hittats i betesmarker. I dessa bör också finnas både en komplex markstruktur och en hög variation i vegetationshöjd tack vare djurens trampande och betande som ger tubvbildning. Liknande resultat har erhållits i liknande undersökningar baserade på andra insektsgrupper (Forsberg, under tryckning). Betesmarkerna kan tänkas erbjuda en mångfald av byten eftersom denna mångfald, i enlighet med bottom-up control teorin, gynnas av den strukturella heterogeniteten. Dessutom finns det ett stort antal organismer som är knutna till dynga, vilka i sin tur drar till sig mer eller mindre specialicerade jordlöpararter.

Vegetationstätheten påverkar många olika saker samtidigt bland annat ljusmängden som når marken och framkomligheten för djuren som lever närmast markytan. I jämförelse med de marker som hävdas med slätter har de betade markerna dock ett mindre förnadjup och betet orsakar dessutom färre etablerade groddplantor och sämre fröproduktion (Norkvist 2002). Detta kan antas minska de positiva effekterna av betesmarkernas miljövariation eftersom färre arter marklevande organismer får rum i ett tunnt förnallager vilket påverkar diversiteten underifrån, alltså via bottom-up control. På samma sätt minskar anagligen frötände arter med den minskade fröproduktionen.

Vad skulle då kunna vara top-down control i dessa habitat? Predatorerna på de tre lokalerna i undersökningen utgörs sannolikt till största delen av fåglar. Dessa kan tänkas föredra larvstadierna hos jordlöparna eftersom de inte har ett lika tjockt kitinpansar, ett skal som både är hårt och näringsfattigt. Många vuxna jordlöpare har dessutom andra skydd, de utsöndrar dåliga lukter och smaker för att slippa bli uppätta. Adulter är dessutom betydligt bättre än larverna att förflytta sig och kan därmed undkomma en hungrig näbb. I våta marker kan man tänka sig att tjälen blir extra kompakt och att ett extra skydd mot rörelser i marken är välkommet. Kanske gör det skyddande skalet att jordlöpare i fuktiga marker i större utsträckning övervintrar som vuxna.

Detta borde inverka på tillvaron för de fåglar som äter jordlöpare. Larvstadiet hos jordlöparna bör inträda strax efter att adulterna haft sin abundanstopp och reproduktion i början på juni (figur 8) samt pågå någon månad eller två. Jordlöparlarver kan nog vara en viktig del i kosten för fågelungar under den tid de växer som mest eftersom det sannolikt är flest larver vid denna tid.

Områdesstorlek

Ett litet område har stor andel kant i jämförelse med större. De flesta jordlöparna har habitat som de helst lever i och är knutna till medan några arter söker föda över stora områden innefattande flera naturtyper. Det finns dessutom alltid en viss del irrande individer som resulterar i att "missanpassade" arter dyker upp i artlistorna. Missanpassade i den meningen att de är knutna till ett habitat men återfinns på helt andra marker. Andelen missanpassade arter blir större i ett litet område eftersom kanteffekter från avvikande habitat får större påverkan. Om man skall kunna använda en artlista över jordlöpare för att dra slutsatser om området de fångats i krävs det därför att undersökningen görs i större områden där avstånden till avvikande terräng är stora. I vissa fall räkar man med att dessa avstånd måste uppgå till 60m (Assman & Janssen 1999). Det går att uppskatta och korrigera för det brus av extra arter som uppstår, men det bör vara ett självklart mål i ekologiska studier att minimera alla sådana åtgärder då dessa studier är nog komplexa och svårtolkade ändå.

Området som transekt 1 ligger i är ett bra exempel på ett litet område med avvikande omgivning. Avstånden till liknande habitat är dessutom extra stora här eftersom området

ligger på en halvö i Harpsundssjön. Det borde därför fått en artrik men brokig fauna. Brokig på så vis att den innehåller många arter som tagit sig in av misstag i habitatet snarare än sökt sig dit. Artdiversiteten är trots detta den lägsta i hela undersökningen vilket jag endast kan förklara med en ö-effekt av det isolerade läget och att området omges av enbart en annan slags naturtyp. Att detta och liknande små våtmarksområden med låg artrikedom ändå har bevarandevärden vittnar fynden av *P. cruxmajor* om. Även om artrikedom, särskilt hos växter, alltför ofta ses som den enda viktiga faktorn när ett område skall bedömmas med avseende på naturvärden har det på senare år börjat diskuteras alternativa synsätt (Folke *et al.* 1996, Vessby *et al.* 2002).

Båda transekterna i Harpsund är ganska artfattiga på jordlöpare och skulle som sådana inte väcka något stort intresse, eftersom artrikedom alltför ofta ges som enda kriterium för biologiska värden. Denna artfattighet verkar ändå ha gynnat *P. cruxmajor* som i mina fällor nästan alltid uppträder ensam, endast enstaka gånger åtföljd av andra jordlöpare och då alltid av betydligt mindre arter som *Dyschirius globosus* och *Bembidion mannerheimi*, vilka har annorlunda födoval. Är *P. cruxmajor* konkurrenssvag, månne?

Vad kunde gjorts annorlunda?

Vid studier av denna karaktär är det viktigt att känna till förutsättningarna på de platser där studien skall utföras. Om det finns möjlighet att inspektera platserna säsongen innan kan man bättre förstå hur vegetationen kommer att utvecklas under försökstiden. Om betande djur är inblandade kan man på samma sätt få en bild av vilka delar av området de helst betar och alltså var betestrycket är som störst. Detta gäller främst större hagar där djuren har större chans att välja. Genom att vara på plats redan en säsong innan får man också bättre förståelse om hur vattenståndet förändras över sommaren. Detta kan variera kraftigt från år till år, men ger betydligt mer hjälp än bara att se ett tillstånd om våren och att därifrån dra slutsatser hur situationen kommer att utveckla sig. Kanske hade en kortare säsong med färre fälltömmningar räckt, eftersom de flesta arter hade samma mönster i abundans. Det hade nog gått bra med färre fällor per transekt också och istället fler transekter. Svårigheten att hitta områden med olika behandling i samma miljöer kvarstår dock.

Slutsatser

- *I den här undersökningen kunde inga tydliga skillnader i jordlöparsambällena knytas till skillnader i hävdform. Antagligen finns skillnaderna men det krävs större försök med framförallt fler replikat för att påvisa dem.*
- *I slättermarker hittades generellt sett färre arter men fler individer av jordlöpare jämfört med betesmarker. Bete verkar vara positivt för jordlöpare som familj, sett ur ett mångfaldsperspektiv.*
- *Storleksfördelningen hos jordlöparsambällena i den här undersökningen skiljer sig mer beroende på lokal än på hävdregim.*
- *Andelen jordlöpare som är direkt knutna till fuktig miljö är störst i de största biotoperna. Närheten till vatten verkar inte spela lika stor roll.*
- *Om jordlöparna är larver när slättern sätter in har inte undersökts tillräckligt noga. Förmodligen har det en betydelse eftersom de då förlorar ett skydd mot många predatorer.*
- *Top-down effekter av fåglars predation eller bottom-up kontroll från vegetationens beskaffenhet påverkar sannolikt inte jordlöparpopulationerna i stor bemärkelse. Större påverkan har troligtvis den sena tjällossningen i fuktiga marker på jordlöpararternas livscyklar. Framförallt genom att hela säsongen förkortas och att adult övervintring premieras.*

Tack

...till alla som på något sätt varit involverade i detta examensarbete. Jag vill särskilt tacka Erik Sjödin som dragit det stora handledarlasset, Tomas Gustavsson som varit oumbärlig i fält, Johan Ahnström som fungerat som bollplank och referensprogram, Åke Lindelöw, Gunnar Sjödin, Henrik Wallin och Erik Sahlin för hjälp med förväntanslistan, Håkan Ljungberg för hjälp med artbestämning av svåra arter och svar på frågor, Mats Jonsell för ordinationshjälp och slutligen Jan Bengtsson för god musiksmak. Detta examensarbete uppmuntrades med stipendium från Maria och Thure Palms stipendiefond, förvaltat genom Entomologiska föreningen i Stockholm.

Referenser

- Andersen, J. 1995. *A comparison of pitfall trapping and quadrat sampling of Carabidae (Coleoptera) on river banks*. Entomologica Fennica 6: 65-77
- Appelqvist, T., Gimdal, R. & Bengtsson, O. 1995. *Insekter och mosaiklandskap*. Entomologisk tidskrift 122 (3): 81-97.
- Assman, T. & Janssen, J. 1999. *The effects of habitat changes on the endangered ground beetle Carabus nitens (Coleoptera: Carabidae)*. Journal of insect conservation. 3: 107-116.
- Belfrage, K., Björklund, J. & Salomonson, L. *The effect of farm size on species richness of birds and plants and of pollinator abundance in Sweden*. Agriculture, ecosystem and environment. Submitted.
- Brose, U. 2003. *Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity?* Oecologia 135: 407-413.
- Emanuelsson, U., Berg, Å., Svensson, R & Pehrson, I. 2003. *Management of seminatural grasslands - economy and biodiversity*. MISTRA Programme Plan for the second programme period (2004-2008).
- Folke, C., Holling, C. & Perrings, C. 1996. *Biological diversity, ecosystems and the human scale*. Ecological Applications 6(4): 1018-1024.
- Forsberg, B. In press. *Microhabitat, phenology and diversity of orthopterans in a seminatural pasture*. Examensarbete vid Institutionen för ekologi och växtproduktionslära. SLU, Uppsala. In press.
- Gärdenfors, Ulf. 2000. *Rödlistade arter i Sverige 2000*. ArtDatabanken, SLU. Uppsala
- Jordbruksverket. 1995. *Ångar*. Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. Jordbruksverket, Jönköping
- Koch, K. C. 1989. *Die Käfer mitteleuropas: Ökologie band 1 (E1)*. Goecke & Evers. Krefeld.
- Kotze, D. J. & O'Hara, R. B. 2003. *Species decline - but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe*. Oecologia 135:138-148.
- Lindelöw, Å. 2003-04-15. Personligt meddelande.
- Lindroth, C. H. 1961. *Svensk Insektsfauna 9, sandjägare och jordlöpare 2ed*. Entomologiska Föreningen Stockholm. Almquist & Wiksells. Uppsala.
- Ljungberg, H. 2003-10-28. Personligt meddelande.
- Ljungberg, H. 2002. *Våra rödlistade jordlöparens habitatkrav*. Entomologisk Tidskrift 123: 167-185.
- Ljungberg, H. 2001. *Jordlöpare som indikatorer vid övervakning av värdefulla naturmiljöer*. Länsstyrelsen Östergötland. Rapport 2001:18.

- Ljungberg, H. 1995. *Jordlöpare och kortvingar på öppna våtmarker längs nedre Helgeån*. Länsstyrelsen i Kristianstads län. Kristianstad.
- Lst. Västmanland. 1998. *Svartåområdet inför 2000-talet*. Miljöenheten, Länsstyrelsen, Västerås.
- Maddison, D. R. 1995. *The Tree of Life Web Project homepage*
<http://tolweb.org/tree?group=Carabidae&contgroup=Adephaga> . Besökt 2003-03-25
- Naturvårdsverket. 2003. *Hemsida*. <http://www.naturvardsverket.se> Besökt 17/10 2003
- Nordahl, M. 2001. *Kvantifiering av avkastning och förnaansamling i naturbetesmarker med hjälp av fyra indirekta mätmetoder*. Examensarbete i ämnet naturvårdsbiologi. Nr 64. Institutionen för naturvårdsbiologi, SLU.
- Norkvist, K. 2002. *Establishment of vascular plant seedlings and seed production on wet meadows with different management regimes*. Examensarbete i ämnet naturvårdsbiologi. Nr 90. Institutionen för naturvårdsbiologi, SLU.
- Ramsar. 2003. *The Ramsar Convention on Wetlands homepage*.
<http://www.ramsar.org/index.html#top> . Besökt 2003-12-09.
- Sahlin, E. 2003-04-11. Personligt meddelande.
- Sanderson, M., Rotz, A., Fultz, S., Rayburn, E. 2001. *Estimating forage mass with a commercial capacitance meter, rising plate meter, and pasture ruler*. *Agronomy Journal* 93(6): 1281-1286.
- Sjödin, G. 2003-04-24. Personligt meddelande.
- Sjödin, G. Opublicerad inventering.
- Vessby, C., Söderström, B., Glimskär, A. & Svensson, B. 2002. *Species-richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands*. *Conservation biology* 16(4): 430-439.
- Wallin, H. 2003-05-06. Personligt meddelande.
- Wallin, H., Lindelöw & Nylander, U. 2000. *Träskesammetslöparen (Claenius sulcicollis (Paykull)) (Coleoptera: Carabidae) i södra Gästrikland - aktivitet, käkslitage och ålder*. *Entomologisk tidskrift* 121(4): 161-170.
- Wallin, H., Lindelöw, Å., Roos, P. & Hollmer, M. 1999. *Strimmiga sammetslöparen (Claenius quadrisulcatus (Paykull)) (Coleoptera: Carabidae) i norra Uppland - aktivitet, käkslitage och ålder*. *Entomologisk tidskrift* 120(3): 101-110.
- Weibull, A-C. & Östman, Ö. 2003. *Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management*. *Basic and Applied Ecology* 4(4): 349-361.
- Widén O. 2003. *Betespreferens hos stutar på naturbetesmark med två behandlingar*. Examensarbete 182 vid institutionen för husdjurens utfodring och vård, SLU.
- Wikars, L-O. 1997. *Brandinsekter i Orsa finnmark: biologi, utbredning och artbevarande*. *Entomologisk tidskrift* 118(4): 155-169.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New York.
- Östman, Ö., Ekbohm, B. & Bengtsson, J. 2001. *Landscape heterogeneity and farming practice influence biological control*. *Basic and Applied Ecology* 2: 365-371

Släkte	Artepitet	Landskap / län			Släkte	Artepitet	Landskap / län		
1	<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	Sö	Up	Vs	41	<i>Pterostichus diligens</i> (Sturm, 1824)	Sö	Up	Vs
2	<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	Sö	Up	Vs	42	<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	Sö	Up	Vs
3	<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	Sö	Up	Vs	43	<i>Platynus livens</i> (Gyllenhal, 1810)	Sö	Up	Vs
4	<i>Carabus granulatus</i> (Linnaeus, 1758)	Sö	Up	Vs	44	<i>Agonum micans</i> (Nicolai, 1822)	Sö	Up	Vs
5	<i>Carabus clathratus</i> (Linnaeus, 1758)	Sö	Up	Vs	45	<i>Agonum piceum</i> (Linnaeus, 1758)	Sö	Up	Vs
6	<i>Blethisa multipunctata</i> (Linnaeus, 1758)	Sö	Up	Vs	46	<i>Agonum gracile</i> (Gyllenhal, 1827)	Sö	Up	Vs
7	<i>Elaphrus uliginosus</i> Fabricius, 1792	Sö	Up (†)	Vs (†)	47	<i>Agonum fuliginosum</i> (Panzer, 1809)	Sö	Up	Vs
8	<i>Elaphrus cupreus</i> Duftschmid, 1812	Sö	Up	Vs	48	<i>Agonum thoreyi</i> Dejean, 1828	Sö	Up	Vs
9	<i>Elaphrus riparius</i> (Linnaeus, 1758)	Sö	Up	Vs	49	<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linnaeus, 1758)	Sö	Up	Vs
10	<i>Clivina fossor</i> (Linnaeus, 1758)	Sö	Up	Vs	50	<i>Agonum muelleri</i> (Herbst, 1784)	Sö	Up	Vs
11	<i>Dyschirius globosus</i> (Herbst, 1784)	Sö	Up	Vs	51	<i>Agonum dolens</i> (Sahlberg, 1827)	Sö	Up	Vs
12	<i>Patrobus assimilis</i> Chaudoir, 1844	Sö	Up	Vs	52	<i>Agonum versutum</i> Sturm, 1824	Sö	Up	Vs
13	<i>Trechus secalis</i> (Paykull, 1790)	Sö	Up	Vs	53	<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1797)	Sö	Up	Vs
14	<i>Trechus rubens</i> (Fabricius, 1792)	Sö	Up	Vs	54	<i>Agonum moestum</i> (Duftschmid, 1812)	Sö	Up	Vs
15	<i>Asaphidion pallipes</i> (Duftschmid, 1812)		Up	Vs	55	<i>Agonum hypocrita</i> (Apfelbeck, 1904)	Sö	Up	
16	<i>Asaphidion flavipes</i> (Linnaeus, 1761)	Sö	Up	Vs	56	<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)	Sö	Up	Vs
17	<i>Bembidion bipunctatum</i> (Linnaeus, 1761)	Sö	Up	Vs	57	<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	Sö	Up	Vs
18	<i>Bembidion t. illigeri</i> Netolitzky, 1914	Sö	Up	Vs	58	<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)	Sö	Up	Vs
19	<i>Bembidion deletum</i> Audinet-Serville, 1821	Sö			59	<i>Amara nitida</i> Sturm, 1825	Sö	Up	Vs
20	<i>Bembidion tetracolum</i> Say, 1823	Sö	Up	Vs	60	<i>Amara lunicollis</i> Schiödte, 1837	Sö	Up	Vs
21	<i>Bembidion bruscellense</i> Wesmael, 1835	Sö	Up	Vs	61	<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	Sö	Up	Vs
22	<i>Bembidion femoratum</i> Sturm, 1825	Sö	Up	Vs	62	<i>Amara bifrons</i> (Gyllenhal, 1810)	Sö	Up	Vs
23	<i>Bembidion saxatile</i> Gyllenhal, 1827	Sö	Up	Vs	63	<i>Amara praetermissa</i> (Sahlberg, 1827)	Sö	Up	Vs
24	<i>Bembidion dentellum</i> (Thunberg, 1787)	Sö	Up	Vs	64	<i>Amara brunnea</i> (Gyllenhal, 1810)	Sö	Up	Vs
25	<i>Bembidion obliquum</i> Sturm, 1825	Sö	Up	Vs	65	<i>Amara apricaria</i> (Paykull, 1790)	Sö	Up	Vs
26	<i>Bembidion articulatum</i> (Panzer, 1797)	Sö	Up	Vs	66	<i>Amara consularis</i> (Duftschmid, 1812)	Sö	Up	Vs
27	<i>Bembidion doris</i> (Panzer, 1797)	Sö	Up	Vs	67	<i>Panageus cruxmajor</i> (Linnaeus, 1758)	Sö	Up	Vs (†)
28	<i>Bembidion gilvipes</i> Sturm, 1825	Sö	Up	Vs	68	<i>Chlaenius nigricornis</i> (Fabricius, 1787)	Sö	Up	Vs (†)
29	<i>Bembidion assimile</i> Gyllenhal, 1810	Sö	Up	Vs	69	<i>Oodes helopioides</i> (Fabricius, 1792)	Sö	Up	Vs
30	<i>Bembidion transparens</i> (Gebler, 1829)	Sö	Up	Vs	70	<i>Badister unipustulatus</i> Bonelli, 1813	Sö	Up	Vs
31	<i>Bembidion aeneum</i> Germar, 1824	Sö	Up	Vs	71	<i>Badister bullatus</i> (Schränk, 1798)	Sö	Up	Vs
32	<i>Bembidion guttula</i> (Fabricius, 1792)	Sö	Up	Vs	72	<i>Badister sodalis</i> (Duftschmid, 1812)		Up	
33	<i>Bembidion mannerheimi</i> Sahlberg, 1827	Sö	Up	Vs	73	<i>Badister peltatus</i> (Panzer, 1797)	Sö	Up	Vs
34	<i>Pterostichus crenatus</i> (Duftschmid, 1812)	Sö	Up	Vs	74	<i>Badister dilatatus</i> Chaudoir, 1837	Sö	Up	Vs
35	<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	Sö	Up	Vs	75	<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787)	Sö	Up	Vs
36	<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)		Up	Vs	76	<i>Stenolophus mixtus</i> (Herbst, 1784)	Sö	Up	
37	<i>Pterostichus anthracinus</i> (Illiger, 1798)	Sö	Up	Vs	77	<i>Trichocellus placidus</i> (Gyllenhal, 1827)	Sö	Up	Vs
38	<i>Pterostichus gracilis</i> (Dejean, 1828)	Sö	Up	Vs	78	<i>Acupalpus parvulus</i> (Sturm, 1825)	Sö	Up	Vs
39	<i>Pterostichus minor</i> (Gyllenhal, 1827)	Sö	Up	Vs	79	<i>Odacantha melanura</i> (Linnaeus, 1767)	Sö	Up	Vs
40	<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	Sö	Up	Vs					

(Efter Lundberg 1995 och Gårdenfors 2000)

Transekt 1	Antal	Transekt 2	Antal	Transekt 3	Antal	Transekt 4	Antal	Transekt 5	Antal	Transekt 6	Antal	Transekt 7	Antal	Transekt 8	Antal
<i>Loricera pilicornis</i>	1	<i>Loricera pilicornis</i>	1	<i>Loricera pilicornis</i>	45	<i>Bembidion doris</i>	8	<i>Loricera pilicornis</i>	1	<i>Loricera pilicornis</i>	46	<i>Notiophilus aquaticus</i>	1	<i>Notiophilus germyi</i>	1
<i>Clivina fossor</i>	2	<i>Carabus granulatus</i>	1	<i>Carabus granulatus</i>	4	<i>Bembidion gibvipes</i>	1	<i>Bembidion doris</i>	1	<i>Carabus granulatus</i>	2	<i>Loricera pilicornis</i>	1	<i>Carabus nemoralis</i>	4
<i>Dyschirius globosus</i>	33	<i>Dyschirius globosus</i>	15	<i>Blethisa multipunctata</i>	2	<i>Pterostichus nigrita</i>	49	<i>B. mannerheimi</i>	1	<i>Blethisa multipunctata</i>	2	<i>Clivina fossor</i>	5	<i>Dyschirius globosus</i>	2
<i>Trechus rivularis</i>	3	<i>Pterostichus nigrita</i>	1	<i>Elaphrus cupreus</i>	5	<i>Pterostichus minor</i>	2	<i>Pterostichus nigrita</i>	11	<i>Elaphrus cupreus</i>	4	<i>Bembidion lampros</i>	11	<i>Bembidion lampros</i>	1
<i>Bembidion mannerheimi</i>	10	<i>Pterostichus minor</i>	2	<i>Dyschirius globosus</i>	36	<i>Agonum piceum</i>	6	<i>Pterostichus strenuus</i>	2	<i>Clivina fossor</i>	1	<i>Bembidion properans</i>	4	<i>Bembidion properans</i>	1
<i>Pterostichus cupreus</i>	1	<i>Pterostichus strenuus</i>	3	<i>Bembidion doris</i>	3	<i>Agonum gracile</i>	1	<i>Agonum micans</i>	1	<i>Dyschirius globosus</i>	1	<i>Bembidion doris</i>	3	<i>Pterostichus cupreus</i>	1
<i>Pterostichus versicolor</i>	1	<i>Pterostichus diligens</i>	2	<i>Bembidion transparens</i>	1	<i>Agonum fuliginosus</i>	14	<i>Agonum piceum</i>	5	<i>Bembidion dentellum</i>	2	<i>Bembidion gibvipes</i>	15	<i>Pterostichus versicolor</i>	1
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	1	<i>Agonum fuliginosus</i>	1	<i>Bembidion guttula</i>	1	<i>Ag. sexpunctatum</i>	1	<i>Agonum gracile</i>	6	<i>Bembidion obliquum</i>	1	<i>B. quadrimaculatum</i>	1	<i>Pt. oblongopunctatus</i>	1
<i>Pterostichus melanarius</i>	1	<i>Pan. crux-major</i>	4	<i>Pterostichus crenatus</i>	1	<i>Agonum dolens</i>	2	<i>Agonum fuliginosus</i>	9	<i>Bembidion doris</i>	21	<i>Bembidion guttula</i>	5	<i>Pterostichus niger</i>	2
<i>Pterostichus strenuus</i>	2	<i>Oodes helopioides</i>	2	<i>Pt. oblongopunctatus</i>	1	<i>Agonum versutum*</i>	2	<i>Agonum viduum*</i>	1	<i>Pterostichus nigrita</i>	108	<i>Bembidion mannerheimi</i>	4	<i>Pterostichus melanarius</i>	4
<i>Pterostichus diligens</i>	2		Σ 32	<i>Pterostichus melanarius</i>	1	<i>Agonum viduum*</i>	7	<i>Amara ovata</i>	1	<i>Pterostichus diligens</i>	1	<i>Stomis pumicatus</i>	1	<i>Pterostichus nigrita</i>	1
<i>Calathus micropterus</i>	1			<i>Pterostichus nigrita</i>	60	<i>Agonum moestum*</i>	1	<i>Oodes helopioides</i>	1	<i>Platynus livens</i>	3	<i>Pterostichus cupreus</i>	2	<i>Pterostichus minor</i>	1
<i>Panagaeus crux-major</i>	2			<i>Pterostichus gracilis</i>	2	<i>Amara plebeja</i>	1		Σ 40	<i>Agonum piceum</i>	91	<i>Pterostichus versicolor</i>	4	<i>Calathus fuscipes</i>	1
	Σ 60			<i>Pterostichus minor</i>	3		Σ 95			<i>Agonum gracile</i>	18	<i>Pterostichus crenatus</i>	4	<i>Calathus micropterus</i>	1
				<i>Pterostichus strenuus</i>	3					<i>Agonum fuliginosus</i>	15	<i>Pterostichus nigrita</i>	1	<i>Amara plebeja</i>	1
				<i>Pterostichus diligens</i>	2					<i>Agonum dolens</i>	141	<i>Pterostichus minor</i>	2	<i>Amara communis</i>	36
				<i>Calathus micropterus</i>	1					<i>Agonum versutum*</i>	50	<i>Pterostichus diligens</i>	1	<i>Amara lunicollis</i>	2
				<i>Platynus obscurus</i>	1					<i>Agonum viduum*</i>	23	<i>Calathus melanocephalus</i>	1	<i>Amara aena</i>	8
				<i>Agonum piceum</i>	25					<i>Amara communis</i>	1	<i>Agonum fuliginosus</i>	1	<i>Amara familiaris</i>	1
				<i>Agonum fuliginosus</i>	3					<i>Oodes helopioides</i>	2	<i>Agonum muelleri</i>	1	<i>Oodes helopioides</i>	1
				<i>Agonum muelleri</i>	1					<i>Acupalpus parvulus</i>	2	<i>Amara communis</i>	12	<i>Ophonus rufibarbis</i>	1
				<i>Agonum dolens</i>	26						Σ 535	<i>Amara lunicollis</i>	1	<i>Harpalus rufipes</i>	15
				<i>Agonum versutum*</i>	27							<i>Amara aena</i>	8	<i>Harpalus latus</i>	1
				<i>Agonum viduum*</i>	16							<i>Amara familiaris</i>	2	<i>Harpalus tardus</i>	1
				<i>Agonum moestum*</i>	1							<i>Harpalus rufipes</i>	17	<i>Syntomus foreatus</i>	1
				<i>Amara plebeja</i>	2								Σ 108		Σ 90
				<i>Amara communis</i>	2										
				<i>Amara familiaris</i>	1										
				<i>Chlaenius nigricornis</i>	1										
				<i>Anisodactylus binotatus</i>	1										
					Σ 281										

Våtmarksarter (förväntade-) understrukna.