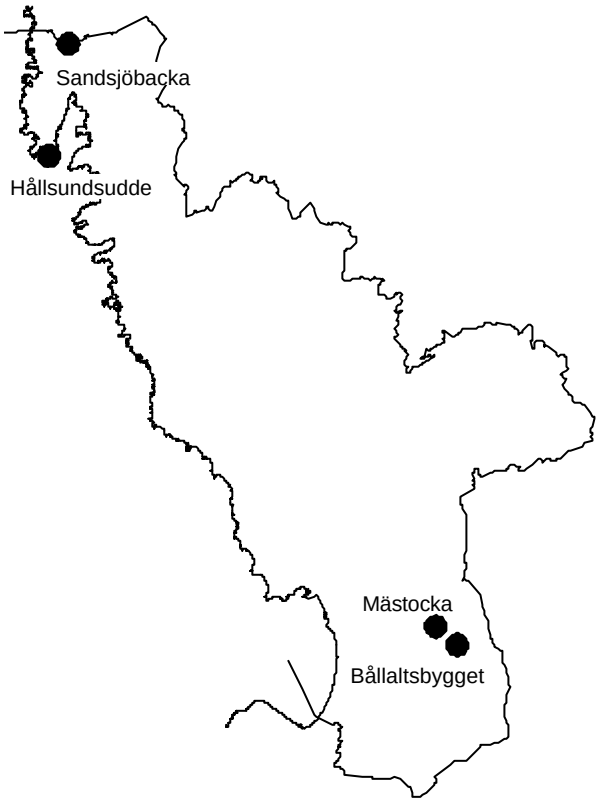
INFORMATION FRÅN
LÄNSSTYRELSEN I HALLANDS LÄN

Jordlöpare på fyra ljunghedar i Halland

Studier av successionsstadier och förslag till miljö-övervakning



Bengt Gunnarsson & Frank Götmark

Jordlöpare på fyra ljunghedar i Halland

Studier av successionsstadier och förslag till miljöövervakning

Bengt Gunnarsson
Frank Götmark

Länsstyrelsen i Hallands län
Miljövårdsenheten
Meddelande 1998:7
ISSN 1101-1084
ISRN LSTY-N-M-98/7—SE

Innehållsförteckning

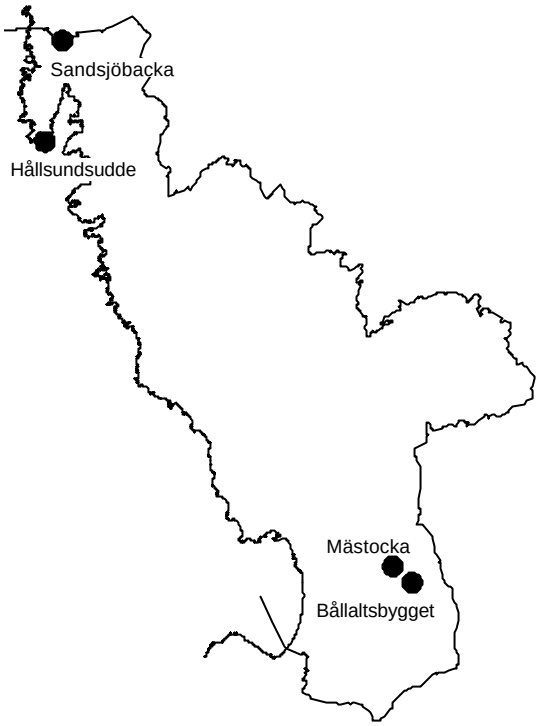
Sammanfattning 7
Inledning och bakgrund 7
Metoder 8
    Lokaler 8
    Provtagning 8
    Övrigt 11
Resultat och kommentarer 11
Förslag till miljöövervakning 14
Tack 16
Referenser 16
Artlistor 17

Sammanfattning

I brittiska studier har rapporterats att ljunghedar är värdefulla för den lägre faunan (jordlöpare och spindlar studerades). För att klargöra om detta gäller även svenska ljunghedar studerades juni-augusti 1993 särskilt jordlöpare på fyra ljunghedar i Halland (Figur 1), två större hedar (Mästocka och Sandsjöbacka) och två mindre (Bållaltsbygget och Hållsundsudde). På de större hedarna studerades ljungytor och nyligen brända ytor; på de mindre fanns endast (äldre) ljung. På varje hed samlades djur in med hjälp av totalt 20 fallfällor, fördelade på två ytor á 100x100 m. Totalt påträffades 62 arter av jordlöpare, vilket motsvarar cirka 18% av de svenska arterna. Liksom i Storbritannien är ljunghedarna i Sverige uppenbarligen viktiga för denna skalbaggsfamilj. De båda större hedarna var artrikare än de två mindre, delvis beroende på ytan, men även på förekomst av bränning och bete (ytor av äldre ljung bör dock få finnas kvar). Mästocka framstår som särskilt värdefull, men på Sandsjöbacka påträffades bland annat en sällsynt, rödlistad art. En beräkning av likhet i artsammansättning (Sørensens index) på hedarna visar att de på olika sätt kompletterar varandra vad gäller jordlöparfaunan. Vi avslutar med att ge förslag och synpunkter på miljöövervakning av ljunghedar. Jordlöpare kan vara en lämplig grupp för övervakning, eftersom gruppen (1) hyser många olika arter, (2) är relativt väl känd ekologiskt, och (3) är en värdefull faunakomponent på ljunghedar. Övervakningen bör baseras på lokaler (ca 10-15) som statistiska enheter, även om Mästocka är värd särskild uppföljning. Vi beskriver och diskuterar tänkbar uppläggning, men kompletterande litteraturstudier behövs innan beslut fattas om övervakningen.

Inledning och bakgrund

Större ljunghedar är av allt att döma en skapelse av människan och bildar en distinkt naturtyp i Nordvästeuropa, inklusive sydvästra Sverige (t ex Gimingham 1975, Kardell 1990, Blennow & Hammarlund 1993). Som sådan är den värd att beakta och skydda av naturvårdare, givet målet att bilda nätverk av olika naturtyper i reservat. Även om det finns vissa intressanta kärlväxter på ljunghedar har historiskt-kulturella skäl kanske främst bidragit till skyddsansträngningarna, dvs till att spara de få och små rester som finns kvar av ljunghedarna i sydvästra Sverige (Larsson 1996).



Figur 1. De undersökta ljunghedarnas geografiska belägenhet.

Zoologiska värden på ljunghedar har knappast uppmärksammats, även om man antagit att de tidigare stora hedarna måste hyst större populationer av arter som t ex ljungpipare och orre. För några år sedan fann vi en brittisk rapport som var klart relevant i sammanhanget. En studie av artrikedom på 10 ljunghedar av varierande utseende i norra England (Usher 1992) visade förekomster av relativt få kärlväxter och mossor (2,2% respektive 4,5% av de brittiska arterna). Däggdjur och fåglar studerades inte, men däremot fann man en stor artrikedom bland de två grupper av lägre djur som undersöktes: totalt noterades 54 arter av jordlöpare (Carabidae) och 127 arter av spindlar, 15% respektive 20% av de brittiska arterna. Usher (1992) konstaterar att ljungen kan vara en

nyckelart för den lägre faunan, och förordar utökat skydd av ljunghedar. Ingen systematisk undersökning av den lägre faunan på ljunghedar i Sverige förelåg då, men tillgänglig information (Bengt Ehnström, Uppsala, muntligen) tydde på att även våra hedar kan vara värdefulla för den lägre faunan (skalbaggar, skinnbaggar och fjärilar; kunskapen om spindlar är begränsad).

Generellt sett är kunskapen om den lägre faunan dålig inom ekologin, vilket även avspeglas inom naturvården. För öppna kulturmiljöer har nyligen en omfattande litteraturöversikt publicerats, med tonvikt på artropoder och kryptogamer, men där behandlas främst ängs- och hagmarker (Götmark, Gunnarsson & Andrén 1998). För att uppmärksamma den lägre faunan och klargöra om även svenska ljunghedar är värdefulla för den lägre faunan genomförde vi under 1993 en fältstudie av fyra ljunghedar i Halland. Vi studerade två lokaler i norra Halland, Hållsundsudde och Sandsjöbacka, samt två i södra Halland, Mästocka och Bållaltsbygget. Här presenteras översiktligt en analys av jordlöparfaunans sammansättning på hedarna och vi ger synpunkter på en eventuell framtida övervakning av ljunghedsfaunan.

Metoder

Lokaler
Hållsundsudde är i huvudsak en urbergsudde med vegetation på hällmarker samt spridda skogsdungar. Nordost om berget Örnaknalten, där allmän väg slutar, finns dock en ljunghed i stort sett utan berg i dagen. Den är idag till stor del bränd och hyser betande djur, men vid undersökningen 1993 var ytorna ljungtäckta, med äldre ljung som var ca 20-30 cm hög. Vid Sandsjöbacka valde vi sydostsidan av drumlinen, torrare delar nedan toppen, där en gräsdominerad yta (bränd våren 1993) och en ljunghedsdominerad yta jämfördes (se vidare kartorna för alla fyra lokalerna, sid 9-10). Den ljunghedsdominerade ytan finns kvar än idag och planeras att sparas tills vidare (Lars Strandberg, muntl.), vilket vi starkt förordar (se nedan). Vid Mästocka jämfördes en ljunghedsdominerad yta (höjd på ljungen ca 20-25 cm) och en nyligen bränd yta (bränd våren 1993). Både vid Mästocka och Sandsjöbacka, men ej på de två andra lokalerna, fanns betande nöt då undersökningen pågick. Vid Bållaltsbygget studerades en äldre ljunghed med högre ljung (30-45 cm).

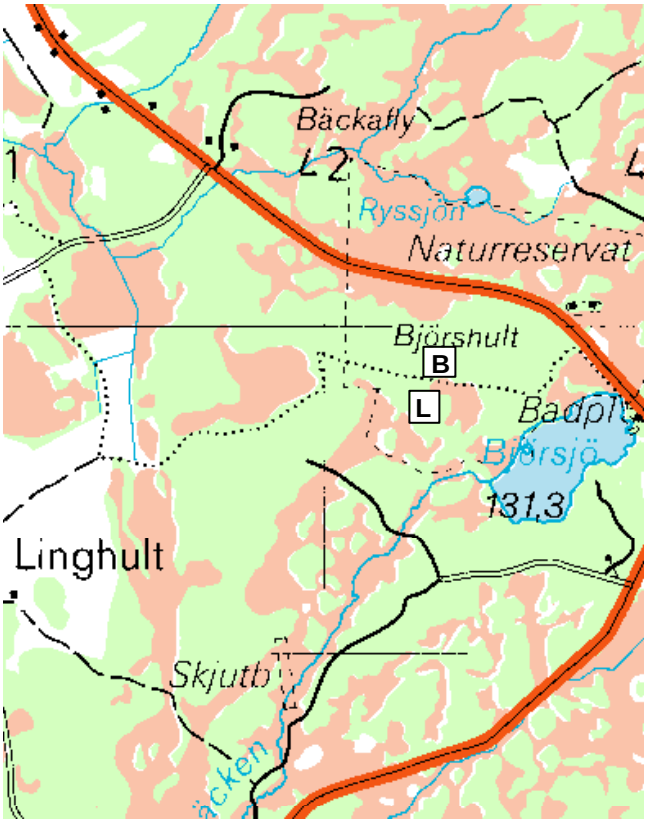
Sandsjöbacka och Mästocka kan betraktas som ”större ljunghedslokaler”, de två övriga som ”mindre lokaler”. Vid arbetade även vid Bölinge-reservatet på gränsen till Skåne, där dock älg/nöt slickade i sig innehållet i så gott som alla burkar (lokalen ströks).

Provtagning
Marklevande artropoder insamlades med hjälp av fallfällor (”pit-fall traps”), dvs plastburkar som grävdes ned i marken så att burkkanten låg i nivå med eller just under förnaskiktets yta (Southwood 1976, Sutherland 1996). I denna sammanställning redovisas jordlöparfaunan, men ytterligare material finns obearbetat (grovsorterat), t ex avseende spindlar. Fallfällor ger ingen säker skattning av den verkliga talrikheten hos olika marklevande artropoder, men det är en metod som är praktisk och som använts i stor omfattning för insamling av material (Usher 1992). Vissa arter tenderar att oftare falla i burkarna än andra och man anser att fångsten snarare speglar aktivitet och beteende än den verkliga talrikheten hos olika djur. Metoden kan dock ge en översiktlig bild av faunan och dess diversitet. Vid sidan av fallfällor slaghåvade vi och tog tillvara fångsten, men det var problematiskt att fånga djur på detta sätt på kortbetade eller brända ytor.

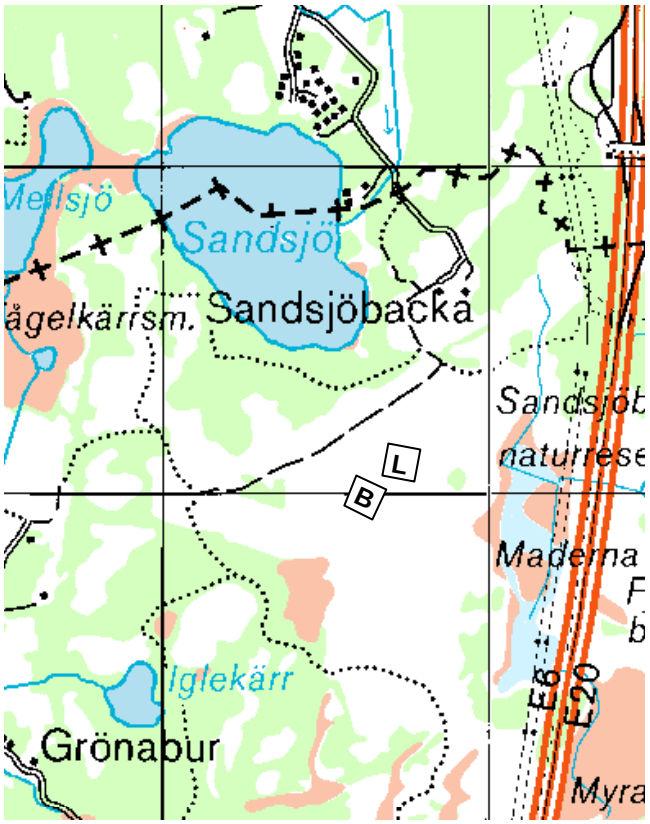
På varje lokal valde vi ut två ytor och på Sandsjöbacka och Mästocka lades alltså en av dessa i ljungdominerat område och en i bränt/gräsdominerat område. På Hållsundsudde och Bållaltebygget lade vi också ut två ytor - avsikten var att ena ytan på dessa lokaler senare skulle brännas och effekten följas upp. Varje yta var 100x100 m, förutom på Hållsundsudde där hedens utseende medförde en yta på 100x100 m och en yta på 50x200 m. Inom varje yta slumpade vi ut punkter med hjälp av



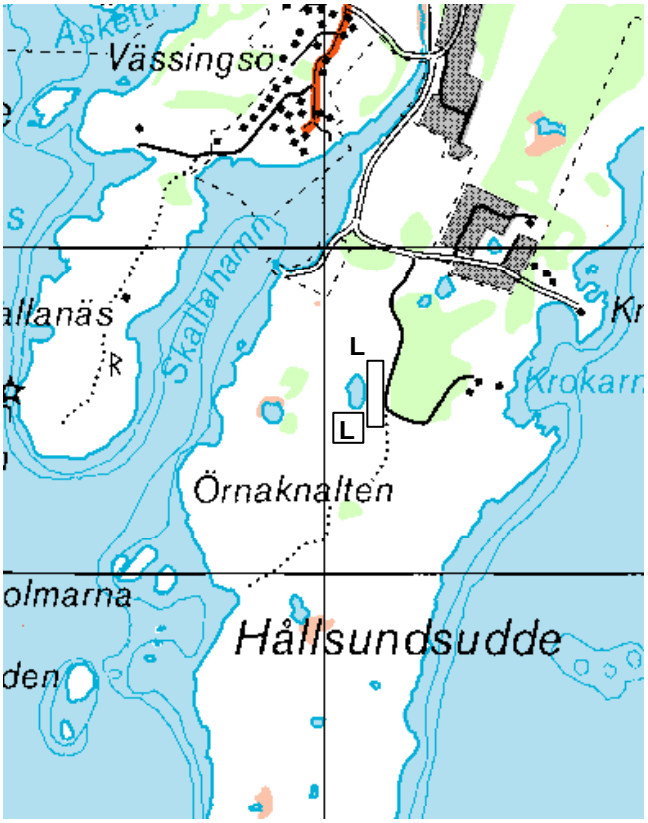
Ungefärlig placering av undersökningsrutor vid Bållaltsbygget 1993. L = ljungyta.



Ungefärlig placering av undersökningsrutor vid Mästocka 1993. L = ljungyta, B = bränd yta.



Ungefärlig placering av undersökningsrutor vid Sandsjöbacka 1993. L = ljungyta, B = bränd yta.



Ungefärlig placering av undersökningsrutor vid Hållsundsudde 1993. L = ljungyta.

slumptalstabell; en x- och en y-koordinat mellan 0 och 100 slumpades, och vi stegade längs ”axlarna” för att nå den utvalda punkten. Totalt 10 punkter (fällor) per yta användes. Tätheten av fällor per yta är således densamma för alla ytor och lokaler.

Provytorna valdes inom ett torrt-friskt intervall av hed, med förskjutning mot torr snarare än frisk marktyp. På Hållsundsudde finns hav i närheten (inom 4-500 m), liksom sötvattensdamm (inom 20-100 m). På Mästocka finns en sjö inom ca 400 m och vid Sandsjöbacka ett större kärr 3-400 m från ytorna.

Alla fallfällor sattes ut den 27-28 maj 1993. Detta innebär att tidigt förekommande jordlöpararter (april-maj) inte fångades eller fångades i begränsad omfattning (se nedan). Burkarna (diameter 85 mm, höjd 110 mm) fylldes med vätska, ca 50 mm (50% glykol, 50% vatten, samt några droppar diskmedel). Ett plasttak på stålben som väl täckte burkens öppning sattes 2-3 cm ovan burken och marken. Fallfällorna fanns på samma plats hela säsongen och vittjades vid tre tillfällen, då djuren samlades in och ny vätska tillfördes. Datum för detta var 26-29/6, 29-30/7 och 1-2/9, dvs med ungefär 30 dagars mellanrum. Djuren bestämdes senare med stereolupp på laboratoriet, i huvudsak med hjälp av Lindroth (1985-86).

Övrigt

Artropodmaterialet förvaras på Zoologiska institutionen, Göteborgs Universitet. De olika jordlöpararterna som påträffades har monterats. På Zoologiska institutionen finns även protokoll tillgängliga över innehåll i enskilda fallfällor under olika provtagningstillfällen, för eventuella ytterligare beräkningar som kan bli aktuella (t ex statistisk bearbetning av fångst per fälla och eventuell test av skillnader vid en upprepad inventering).

Vi har även sparat koordinatpunkter för platserna där fallfällor placerades ut, och har utgångspunkter för koordinater (origo), men exakta platsen där varje burk grävdes ned är sannolikt svår att hitta (markerade med små trävita pinnar). Exakta platsen för origo kan sannolikt återfinnas på samtliga lokaler.

Resultat och kommentarer

Ett tämligen omfattande material insamlades under 1993. En summering av insamlingarna på de fyra lokalerna och tre tillfällena (juni, juli och augusti) visade att 62 arter jordlöpare identifierats. Detta motsvarar ungefär 18% av det totala artantalet av jordlöpare påträffade i Sverige, att jämföra med 15% i Storbritannien på 10 hedar med större biotopvariation.

Flest arter påträffades på de två stora ljunghedarna; 40 arter (11,3% av den svenska faunan) återfanns på Mästocka, jämfört med 32 arter på Sandsjöbacka (9,0%). På de två mindre hedarna var artrikedomen lägre; 24 arter på Hållsundsudde respektive 25 arter på Bållaltsbygget.

Vid jämförelser mellan lokalerna fann vi ett antal skillnader i artsammansättning. Dessa skillnader kan delvis bero på markens beskaffenhet (t.ex. exponeringsgrad, humiditet, jordmån). Men dessutom påverkas skillnaderna troligen

Lokaler	Antal gemensamma arter	C_s
MÄ vs SA	23	0,639
MÄ vs HÅ	16	0,500
MÄ vs BÅ	21	0,646
SA vs HÅ	16	0,571
SA vs BÅ	16	0,561
HÅ vs BÅ	10	0,408
MÄ: bränd vs ljung	20	0,667
SA: bränd vs ljung	19	0,745

Tabell 1. Faunistisk likhet (Sørensen´s index; C_s) mellan ljunghedslokaler i Halland 1993. Dessutom ges likheten mellan brända och obrända ytor på Mästocka och Sandsjöbacka. Lokalerna är MÄ (Mästocka), SA (Sandsjöbacka), HÅ (Hållsundsudde) samt BÅ (Bållaltsbygget).

av ljunghedens storlek, isoleringsgrad och kanske framför allt förekomst av bränning och bete. Vi analyserade den faunistiska likheten mellan lokalerna med hjälp av Sørensens index. Detta index varierar mellan 0 (faunorna på de jämförda lokalerna har inga gemensamma arter) och 1 (total överenstämmelse i artsammansättning). Detta index är enkelt att använda och tolka, samt har rekommenderats i en utvärdering av olika index-metoder (Magurran 1988). Beräkning sker enligt följande formel

$C_s = 2j / (a + b)$

där j är antalet arter funna på båda lokalerna, a och b är antalet arter på lokalen A respektive B. Vi beräknade även likheten mellan brända partier och ljungbevuxna områden på Mästocka och Sandsjöbacka. Resultaten redovisas i Tabell 1.

Man kan notera att det föreligger en viss faunistisk olikhet mellan de brända och obrända ytorna på Mästocka och Sandsjöbacka. Även om det är lätt för arterna att röra sig mellan de olika ytorna, kan man tolka resultatet så att bränning leder till mosaikartad miljö, som troligen gynnar artrikedomen. De största likheterna mellan lokalerna finns mellan å ena sidan Mästocka och Bållaltsbygget (BÅ), och å andra sidan Mästocka (MÄ) och Sandsjöbacka (SA). Detta kan tyda på att både geografisk närhet (MÄ och BÅ) respektive stor areal (MÄ och SA) påverkar den faunistiska likheten.

Nedan görs en genomgång av de mest påtagliga olikheterna då det gäller enskilda arter. Vi har inte gjort några statistiska analyser (se Förslag till miljöövervakning). I övrigt hänvisas till de fyra tabeller som redovisar det totala artantalet och antalet djur som insamlades under de tre perioderna (maj-juni, juni-juli, juli-augusti). Jämförelserna görs i första hand mellan de två stora ljunghedarna, Mästocka och Sandsjöbacka. Båda dessa lokaler hade nybrända ytor då insamlingarna gjordes. Uppgifter angående jordlöparnas biologi är tagna ur Lindroth (1985-1986).

Arter som påträffades vid Mästocka, men ej vid Sandsjöbacka

Carabus arvensis – Förekommer från Skåne till Hälsingland, men lokalt och sällsynt. En xerofil art som återfinns på sandiga, öppna, torra marker. Anses vara en karaktärsart för Calluna-hedar. Den kan även uppträda på hedar med inslag av tall, eller skogshyggen med brända områden. Arten påträffades även vid Hållsundsudde (rikligt insamlad!) och vid Bållaltsbygget.

Carabus cancellatus – Uppträder i sydväst upp till Värmland, österut till Småland och Öland. Den anses ha minskat under senare årtionden och är numera i regel sällsynt. Arten förekommer på öppna marker, helst lerjordar med viss fuktighet. Den påträffades även vid Bållaltsbygget (tämligen rikligt insamlad).

Carabus problematicus – Underarten *gallicus* förekommer sällsynt i södra och mellersta Sverige. Detta är en värmekrävande art som uppträder på öppna, torra och sandiga marker. Den förekommer gärna på ljunghedar, men även i öppna tall- och lövskogar. Arten insamlades rikligt, speciellt vid september-provtagningen. Endast på Mästocka.

Notiophilus aquaticus – Allmän på öppna, torra marker, t.ex. gräs- och ljungmarker. Arten insamlades även vid Hållsundsudde och vid Bållaltsbygget.

Miscodera arctica – Allmän speciellt i norra Sverige. Påträffas huvudsakligen på Calluna- och Empetrum-marker. Endast insamlad på Mästocka.

Pterostichus lepidus – Finns i hela Sverige, men är ovanlig och förekommer endast lokalt. Anses ha minskat under de senaste årtiondena. Xerofil art, som trivs på öppna, solexponerade marker, t.ex. ljunghedar och gräsmarker. Rikligt insamlad på Mästocka och Bållaltsbygget.

Calathus erratus – Allmän i södra Sverige. Xerofil art. Påträffas på torra, sandiga marker med lite vegetation. Oftast på öppna marker, t.ex. ljunghedar, torrängar, gräsmarker, etc. Insamlad i mycket rikliga mängder på Mästocka, samt i ett exemplar på Bållaltsbygget.

Harpalus rubripes – Allmän i Skåne, Öland och Gotland, annars lokal och mindre vanlig.

En xerofil och värmeälskande art, som förekommer på sandiga marker med sparsam vegetation, t.ex. alvarmark. Insamlades endast på Mästocka.
Syntomus foveatus - Allmän i södra delarna av Sverige. En stenotop art, som finns på torra, sandiga jordar med lite vegetation, t.ex. ljung- och gräsmarker. Insamlad på Mästocka och Bållaltsbygget.

Arter som påträffades vid Sandsjöbacka, men ej vid Mästocka
Carabus nemoralis – Mycket allmän i större delen av Sverige. En eurytop art, som gynnas av bl.a. jordbruk. Insamlades på Sandsjöbacka (relativt rikligt) och Hållsundsudde.
Carabus convexus – Förekommer i Skåne till Dalsland, sällsynt. Tillhör kategorin ”sårbar” på den Svenska Rödlistan över evertebrater. Trivs på öppna, varma och torra lokaler, såväl på lersom sandjordar. Förekommer speciellt på gräsmarker, men även ljunghedar. Insamlades endast från Sandsjöbacka (både på ljungytan och brända ytan).
Leistus ferrugineus – Förekommer allmänt i södra Sverige. En xerofil art, som påträffas på öppna marker med ganska tät vegetation. Insamlades från Sandsjöbacka och Hållsundsudde.
Pterostichus melanarius – En mycket allmän art. Denna eurytopa jordlöpare favoriseras i mänskligt påverkade miljöer. Insamlad från Sandsjöbacka (rikligt!) samt Bållaltsbygget.

Sammantaget tyder ovanstående jämförelse på att Mästocka har en rikare och mer specialiserad jordlöparfauna än Sandsjöbacka. Flera av de arter som insamlades på Mästocka är typiska just för torra, öppna marker med sparsam vegetation, alltså typiska ljunghedsarter. De arter som påträffats på Sandsjöbacka, men inte Mästocka, är huvudsakligen allmänna, s.k. ”triviala” arter. Ett mycket intressant undantag är emellertid *C. convexus*, som får anses som ett viktigt ”återfynd” av arten. *C. convexus* har inte påträffats på länge och misstänktes ha försvunnit från Sverige (B. Ehnström, muntligen). Lindroth (1985) anger att arten trivs speciellt på gräsmarker och Sandsjöbacka var just den mest gräsrika av undersökningslokalerna. Arten har också nyligen påträffats i Bohuslän (Appelqvist & Bengtsson 1995).

På Mästocka och Sandsjöbacka bör den varierade hävden (ljungytor i kombination med brända ytor och mellanstadier) ha bidragit till hög artrikedom, även om detta är svårt att säkerställa då dessa lokaler också är större än de två andra ljunghedarna. Vi förordar dock att man på båda lokalerna ser till att ytor med äldre ljung finns kvar. Förekomst av olika successionsstadier gynnar sannolikt artrikedomen på ljunghedar (Usher & Thompson 1993).

Övriga lokaler och arter bundna till ljungmarker
Några av de arter som insamlades på Bållaltsbygget och Hållsundsudde fanns inte med i fångsterna från de två stora hedarna. *Agonum fuliginosum* – en allmän art; den betecknas som hygrofil och den påträffas ofta på skuggig mark – fanns på både Bållaltsbygget och Hållsundsudde. *Badister bullatus* är en eurytop art, som främst påträffas i skogskanter. Tre exemplar insamlades på Hållsundsudde.

Några av de insamlade arterna anses som typiska för, eller t.o.m. bundna till ljunghedar. *Bradycellus rufipes* uppges vara strikt bunden till ljungmarker, speciellt öppna marker om ett relativt relativt tjockt humuslager finns. Den påträffades på samtliga lokaler utom Hållsundsudde. *Bradycellus caucasicus* är även den typisk för Calluna-marker, men även torra gräsmarker. Den saknades på Hållsundsudde, men fanns på de övriga lokalerna och speciellt rikligt på Mästocka. En tredje, mycket typisk art för ljunghedar, är *Amara lunicollis*. Den insamlades i mindre mängder på samtliga lokaler utom Hållsundsudde. Den mest kustnära lokalen skiljer alltså ut sig då det gäller dessa arter knutna till ljung. Men på Hållsundsudde, å andra sidan, insamlades rikligt (det högsta fångsttalet bland lokalerna) med *Carabus arvensis*, som anses vara karaktäristisk för ljunghedar. Denna art fångade vi inte på Sandsjöbacka.

Övrigt
Vi påbörjade inte insamlingen förrän i slutet av maj, då fallfällorna placerades ut. Detta innebär med stor sannolikhet att våra fångster av tidiga, våraktiva arter blev mycket små. Troligen hade det totala artantalet utökats om vi startat insamlingarna cirka en månad tidigare.

Förutom jordlöparna samlade vi in ett stort antal evertebrater från andra ordningar. Det finns bl.a. ett rikhaltigt material av spindlar (Araneae) och kortvingar (Staphylinidae). Även dessa grupper kan innehålla arter som kompletterar bilden av leddjursfaunan på ljunghedar.

Förslag till miljöövervakning

Vi antar att ett övervakningsprogram för ljunghedar, där växter eller djur studeras, syftar till att erhålla indikationer på negativa eller positiva förändringar i miljön. Ett annat syfte med inventeringar av växter och djur på ljunghedar skulle kunna vara att följa upp effekter av skötseln, men då står förstås skötselns inriktning i centrum. Möjligen kan de båda syftena kombineras, men för miljöövervakning antar vi att någorlunda likartade ytor måste jämföras över åren. Eftersom succession fortlöper på ljunghedar, krävs för miljöövervakning att de ytor som studeras växlar/byts vid viss tidpunkt (vi antar att fläckvis bränning av hedarna kommer att fortgå).

För miljöövervakning används främst växter (även kryptogamer) och fåglar (t ex Furness & Greenwood 1993). Eftersom artropoderna utgör huvuddelen av den biologiska mångfalden och ofta är känsliga för förändringar i miljön finns det goda skäl att även använda denna grupp för miljöövervakning (Samways 1994). Nackdelarna med särskilt artropoder är att specialister krävs för att bestämma åtminstone vissa grupper, och att djuren är tillgängliga för provtagning under kortare period än t ex kryptogamer. Å andra sidan torde artropoder reagera snabbare på miljöförändringar än många växter.

Vår studie tyder på att jordlöpare kan vara en lämplig grupp för miljöövervakning av ljunghedar. Skäl till detta är att (1) jordlöparna är en artrik grupp och därför har god potential för att på olika sätt indikera förändringar i miljön, (2) de är förhållandevis välkända ekologiskt (se nedan), och (3) de zoologiska värdena på ljunghedar tycks knutna främst till evertebrater, bl a jordlöpare (Usher 1992, denna studie). En nackdel med att studera hela jordlöparfaunan är tidsåtgången; arbetet som krävts för denna studie omfattar cirka 7 månader, men siffran kan nog reduceras till cirka 5 månader om personen är väl förtrogen med jordlöpare.

Eftersom ett omfattande arbete krävs är det knappast rimligt med årlig provtagning; vartannat eller vart tredje år kan vara tillräckligt. Övervakningen kan avse dels artrikedom hos jordlöparna, dels antalsförändringar hos utvalda arter. En starkt standardiserad provtagningsmetodik (likhet över åren) skulle kunna möjliggöra statistisk utvärdering av antalsförändringar hos vissa arter över åren, men vi vill ge förbehåll på detta stadium. Man bör t ex kontrollera metodiken mot internationella studier och erfarenheter innan beslut fattas hur en sådan studie skall utformas. Designen är beroende av vilka arter som väljs ut och deras antalsvariationer i fällorna inom en lokal, information som ligger till grund för rekommendation om antalet fällor per lokal, och antalet lokaler.

Vi ger här ett exempel på hur en provtagningmetodik kan se ut. På de lokaler som skall ingå i studien läggs tio punkter ut inom 100x100 m. Det är viktigt att standardisering sker för jämförelser mellan lokaler, samt tidsserier. Valet av plats för fallfällans placering sker genom slumpning av koordinater, som noga antecknas och märks ut. Tak bör täcka fällan för att hindra översvämning vid regn. Det kan vara befogat att skydda fällan med en bur av metallnät för att hindra betande djur från att förstöra fällan. Burkarna sätts ut i slutet av april och vittjas en gång per månad t.o.m. augusti, d.v.s. fyra tömningar per säsong.

Tabell 2. Jordlöpararter med låg spridningsförmåga enligt den Boer (1990), funna på halländska hedar 1993. Arternas förekomst på de fyra lokalerna anges.

	Mästocka	Bållalts-bygget	Sandsjö-backa	Hållsunds-udde
Bradycellus ruficollis	X	X	X	
Dyschirius globosus	X		X	X
Amara lunicollis	X	X	X	
Pterostichus diligens	X			X
Notiophilus aquaticus	X	X		X
Pterostichus lepidus	X	X		
Pterostichus versicolor	X	X	X	
Calathus melanocephalus	X		X	X
Calathus erratus	X	X		
Pterostichus oblongopunctatus			X	

Vi förordar att lokaler, snarare än fällor på en lokal, är statistiska stickprovsenheter, om det är möjligt att finna åtminstone 10-15 ljunghedslokaler. I detta fall beräknas ett specifikt värde (t ex för en art) för varje lokal, som används i statistiska tester. Denna metod ger mer generaliserbar information om vad som händer på ljunghedar i Halland, men det kan vara rimligt att komplettera med en något större undersökning på t ex Mästocka, som ger möjlighet till studium av antalsförändringar där.

Det finns en omfattande vetenskaplig litteratur om populationsdynamik hos Nordeuropeiska jordlöpare på hedmarker. En kort men uppdaterad introduktion ges av Thacker (1996). Det torde vara klarlagt att många arter uppvisar ett mönster med lokala utdöenden och därefter återkolonisering. De uppvisar alltså ett mönster som är karaktäristiskt för s.k. metapopulationer (Pickett m.fl. 1997). En sammanfattning ges bl.a. av den Boer (1990) som också identifierar ett antal arter som svårspridda och med en betydligt längre överlevnadstid på enskilda lokaler jämfört med en grupp arter där upprepade utdöenden är vanliga. Tio av de elva arter som enligt den Boer (1990) har låg spridningspotential och därmed svårigheter att återkolonisera en lokal, fanns på de halländska lokalerna (se Tabell 2). Vi föreslår att man specialstuderar dessa arter och är uppmärksam på förändringar i artrikedom och numerär inom denna grupp på lokalerna.

Ett enkelt sätt att upptäcka förändringar i artsammansättning över tiden utgår ifrån att första inventeringsåret sätts = 0. Vid alla kommande provtagningar jämförs artlikheten med Sørensens index (C_s) för år 0 (indexvärdet avsätts i y-led och år – start = 0 – i x-led). Som vi skisserat metoden här erhålls endast en punkt i diagrammet per år och lokal och minst 3-5 provtagningsår krävs för test (lutning, linjär modell). Genom att beräkna värden för 10-15 lokaler erhålls 10-15 positiva eller negativa lutningar (vissa kan dock sakna trend). Dessa riktningar på lutning kan testas med t. ex. teckentest (”Sign test”). Även om ett sådant test görs är det förstås viktigt att granska vilka arter som försvinner eller vandrar in (se ovan).

Att statistiskt påvisa förändringar i artrikedom kan vara problematiskt (Nee m. fl. 1996). Det pågår nu omfattande internationell forskning inom området, som bör konsulteras innan definitivt beslut tas om statistisk metod. Gaston (1996) redovisar en värdefull översikt om problemområdet biologisk mångfald, inklusive metoder för att skatta artrikedom och utvärdera tidsserier.

Tack

Denna studie hade inte varit möjlig utan den utmärkta assistens vi fått, i fält och på laboratoriet, av Per Leyton och Irene Sundberg. Thomas Appelqvist har kontrollerat vissa av artbestämningarna och lämnat andra värdefulla synpunkter.

Referenser

Appelqvist, T. & Bengtsson, O. 1995. Brynmiljöer i Bohuslän - Insektsliv, biologisk mångfald och synpunkter på övervakning. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Miljöenheten 1995:6.

Blennow, K. & Hammarlund, K. 1993. From heath to forest: land-use transformation in Halland, Sweden. Ambio 22: 561-567.

den Boer, P. J. 1990. Density limits and survival of local populations in 64 carbid species with different powers of dispersal. Journal of Evolutionary Biology 3: 19-48.

Furness, R. W. & Greenwood, J. J. D. (red.) 1993. Birds as monitors of environmental change. Chapman & Hall.

Gaston, K. J. (red.) 1996. Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference. Blackwells.

Gimingham, C. H. 1975. An introduction to heathland ecology. Oliver & Boyd.

Götmark, F., Gunnarsson, B. & Andrén, C. 1998. Biologisk mångfald i kulturlandskapet: kunskapsöversikt om effekter av skötsel på biotoper, främst ängs- och hagmarker. Naturvårdsverket Rapport 4835.

Kardell, L. 1991. Ljungheden - en ekologisk katastrof? Västra Sveriges Skogsvårdsförbund, Årsskrift 1990: 14-22.

Larsson, K. 1996. Landskapsförändringar i södra Halland från medeltid till nutid. I: Osbeck, P. Djur och natur i södra Halland under 1700-talet. Spektra, Halmstad.

Lindroth, C. H. 1985-86. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica, Vol. 15, part 1 & 2. Scandinavian Science Press.

Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton Univ. Press.

Nee, S., Barraclough, T. G. & Harvey, P. H. 1996. Temporal changes in biodiversity: detecting patterns and identifying causes. I Gaston, K. J. (red) Biodiversity, sid. 230-252. Blackwells.

Pickett, S. T. A. m. fl. (Red.) 1997. The Ecological Basis of Conservation. Chapman & Hall.

Samways, M. J. 1994. Insect Conservation Biology. Chapman & Hall.

Southwood, T. R. E. 1976. Ecological methods, with particular reference to the study of insect populations. Chapman & Hall.

Sutherland, W. (Red.) 1996. Ecological census techniques: a handbook. Cambridge Univ. Press.

Thacker, J.R.M. 1996. Carabidologists and fragmented habitats. Trends in Ecology and Evolution 11: 103-104.

Usher, M. B. 1992. Management and diversity of arthropods in Calluna heathland. Biodiversity and Conservation 1: 63-79.

Usher, M. B. & Thompson, D. B. A. 1993. Variation in the upland heathlands of Great Britain: conservation importance. Biological Conservation 66: 69-81.

Artlistor

Carabidae Mästocka 1993. Totalantal djur

Art	93-06-28 Ljung-beväxt	93-06-28 Bränd	93-07-29 Ljung-beväxt	93-07-29 Bränd	93-09-01 Ljung-beväxt	93-09-01 Bränd	Totalt Ljung-beväxt	Totalt Bränd
Cicindela campestris		5						5
Carabus arvensis	1	1	1	2			2	2
Carabus granulatus								
Carabus cancellatus			1	1			1	1
Carabus nemoralis								
Carabus hortensis					1		1	
Carabus glabratus								
Carabus problematicus	5	1	2		17	39	24	40
Carabus convexus								
Carabus violaceus					1		1	
Cychrus caraboides								
Leistus terminatus					1	1	1	1
Leistus ferruginueus								
Nebria brevicollis						1		1
Notiophilus aquaticus	4		9	1	15	4	28	5
Notiophilus germinyi				1	1	3	1	4
Dyschirius globosus	8		3		2		13	
Miscodera artica			2		2		4	
Trechus secalis					6		6	
Trechus quadristriatus						1		1
Bembidion lampros	2						2	
Stomis pumicatus								
Pterostichus lepidus	32	11	23	9	13	17	68	37
Pterostichus cupreus	1						1	
Pterostichus versicolor	182	25	25	4	30	6	237	35
Pterostichus vernalis		1						1
Pterostichus oblongopunctatus								
Pterostichus niger		2			9		9	2
Pterostichus melanarius								
Pterostichus streenus	1	1					1	1
Pterostichus diligens		1						1
Calathus fuscipes					1	1	1	1
Calathus erratus	12	3	10	8	15	118	38	129
Calathus melanocephalus	7	39	17	22	35	48	59	109
Calathus micropterus					1		1	
Synuchus vivalis	1		3		4		8	
Olisthopus rotundatus								
Agonum obscurum								
Agonum fuliginosum								
Agonum ericeti			1				1	
Amara plebeja								
Amara lunicollis	1	1		1		2	1	4
Amara aenea								
Amara eurynota						1		1
Amara tibialis	2						2	
Amara praetermissa								
Amara brunnea								
Amara aulica								
Amara equestris		1	1	1		3	1	5
Harpalus solitaris	7		10	2	2		19	2
Harpalus latus	8	8	18	8	13	3	29	19
Harpalus rubripes	1	6		1			1	7
Bradycellus ruficollis		4		1				5
Bradycellus caucasicus	1	55	1	5		1	2	61
Badister bullatus								
Syntomus truncatellus		2	1	2		3	1	7
Syntomus foveatus	7						7	
Cyminidis vaporarium						1		1
Antal arter	**18**	**18**	**17**	**16**	**19**	**18**	**32**	**28**

Carabidae Sandsjöbacka 1993. Totalantal djur

Art	93-06-26 Ljung-beväxt	93-06-26 Bränd	93-07-30 Ljung-beväxt	93-07-30 Bränd	93-09-02 Ljung-beväxt	93-09-02 Bränd	Totalt Ljung-beväxt	Totalt Bränd
Cicindela campestris		5						5
Carabus arvensis								
Carabus granulatus								
Carabus cancellatus								
Carabus nemoralis	14	10	3	7	4	1	21	18
Carabus hortensis	5		2		22	16	29	16
Carabus glabratus			2				2	
Carabus problematicus								
Carabus convexus	2	1			2	2	4	3
Carabus violaceus								
Cychrus caraboides					1		1	
Leistus terminatus					1		1	
Leistus ferruginueus					9	3	9	3
Nebria brevicollis								
Notiophilus aquaticus								
Notiophilus germinyi	1		1	1		5	2	6
Dyschirius globosus			1				1	
Miscodera artica								
Trechus secalis	3	5	3		18		24	5
Trechus quadristriatus						1		1
Bembidion lampros		1		1				2
Stomis pumicatus								
Pterostichus lepidus								
Pterostichus cupreus								
Pterostichus versicolor	83	24	6	1	8		97	25
Pterostichus vernalis								
Pterostichus oblongopunctatus	1						1	
Pterostichus niger		6	14	3	22	38	36	47
Pterostichus melanarius	41	37	57	121	56	197	154	355
Pterostichus streenus	5		1				6	
Pterostichus diligens								
Calathus fuscipes	1		4	6	5	57	10	63
Calathus erratus								
Calathus melanocephalus	4		2		6	6	12	6
Calathus micropterus	4	1	7	7	14	5	25	13
Synuchus vivalis					1		1	
Olisthopus rotundatus								
Agonum obscurum								
Agonum fuliginosum								
Agonum ericeti								
Amara plebeja			1				1	
Amara lunicollis	5	2	4	1		1	9	4
Amara aenea	1						1	
Amara eurynota			1				1	
Amara tibialis								
Amara praetermissa								
Amara brunnea								
Amara aulica								
Amara equestris					1	1	1	1
Harpalus solitaris		1	1				1	1
Harpalus latus	12		10	2	1	1	23	3
Harpalus rubripes								
Bradycellus ruficollis	2	1				1	2	2
Bradycellus caucasicus	2					1	2	1
Badister bullatus								
Syntomus truncatellus	7	6	2	1			9	7
Syntomus foveatus								
Cyminidis vaporarium								
Antal arter	**18**	**13**	**19**	**11**	**16**	**16**	**29**	**22**

Carabidae Hållsundsudde 1993. Totalantal djur

Art	93-06-29 Ljung- beväxt	93-07-30 Ljung- beväxt	93-09-02 Ljung- beväxt	Totalt Ljung- beväxt
Cicindela campestris				
Carabus arvensis	10	16	2	28
Carabus granulatus				
Carabus cancellatus				
Carabus nemoralis	4	1	1	6
Carabus hortensis	6	3	23	32
Carabus glabratus				
Carabus problematicus				
Carabus convexus				
Carabus violaceus				
Cychrus caraboides		3	2	5
Leistus terminatus		1	1	2
Leistus ferruginueus			7	7
Nebria brevicollis				
Notiophilus aquaticus		1	1	2
Notiophilus germinyi	1			1
Dyschirius globosus	1	1	1	3
Miscodera artica				
Trechus secalis	1	4	18	23
Trechus quadristriatus			1	1
Bembidion lampros				
Stomis pumicatus				
Pterostichus lepidus				
Pterostichus cupreus				
Pterostichus versicolor				
Pterostichus vernalis				
Pterostichus oblongopunctatus				
Pterostichus niger	13	49	45	107
Pterostichus melanarius				
Pterostichus streenus	1			1
Pterostichus diligens	2	6		8
Calathus fuscipes			1	1
Calathus erratus				
Calathus melanocephalus	5	13	46	64
Calathus micropterus	13	15	34	62
Synuchus vivalis				
Olisthopus rotundatus			2	2
Agonum obscurum		5		5
Agonum fuliginosum	2	2		4
Agonum ericeti				
Amara plebeja				
Amara lunicollis				
Amara aenea				
Amara eurynota				
Amara tibialis				
Amara praetermissa				
Amara brunnea		1	5	6
Amara aulica				
Amara equestris			2	2
Harpalus solitaris				
Harpalus latus	7	7	1	15
Harpalus rubripes				
Bradycellus ruficollis				
Bradycellus caucasicus				
Badister bullatus	3			3
Syntomus truncatellus				
Syntomus foveatus				
Cyminidis vaporarium				
Antal arter	**14**	**16**	**18**	**24**

Carabidae Bållaltsbygget 1993. Totalantal djur

Art	93-06-28 Ljung-beväxt	93-07-29 Ljung-beväxt	93-09-01 Ljung-beväxt	Totalt Ljung-beväxt
Cicindela campestris	2			2
Carabus arvensis	7			7
Carabus granulatus		1		1
Carabus cancellatus	18	2	1	21
Carabus nemoralis				
Carabus hortensis			2	2
Carabus glabratus	1		1	2
Carabus problematicus				
Carabus convexus				
Carabus violaceus	7	4	4	15
Cychrus caraboides				
Leistus terminatus	1	1	4	6
Leistus ferruginueus				
Nebria brevicollis				
Notiophilus aquaticus	1	3	1	5
Notiophilus germinyi	6	7	2	15
Dyschirius globosus				
Miscodera artica				
Trechus secalis			1	1
Trechus quadristriatus				
Bembidion lampros				
Stomis pumicatus				
Pterostichus lepidus	40	12		52
Pterostichus cupreus				
Pterostichus versicolor	79	18	2	99
Pterostichus vernalis				
Pterostichus oblongopunctatus				
Pterostichus niger	35	38	26	99
Pterostichus melanarius	3	4		7
Pterostichus streenus				
Pterostichus diligens				
Calathus fuscipes				
Calathus erratus		1		1
Calathus melanocephalus				
Calathus micropterus	2	3	3	8
Synuchus vivalis		2	1	3
Olisthopus rotundatus				
Agonum obscurum				
Agonum fuliginosum	2	4		6
Agonum ericeti				
Amara plebeja				
Amara lunicollis	1			1
Amara aenea				
Amara eurynota				
Amara tibialis				
Amara praetermissa				
Amara brunnea				
Amara aulica				
Amara equestris				
Harpalus solitaris				
Harpalus latus	1	1		2
Harpalus rubripes				
Bradycellus ruficollis	1	1		2
Bradycellus caucasicus	1	1		2
Badister bullatus				
Syntomus truncatellus	1	2	1	4
Syntomus foveatus			2	2
Cyminidis vaporarium				
Antal arter	**19**	**18**	**14**	**25**