

# Högstubbar och vedskalbaggar i Söderåsens bokskogar

## mönster på landskapsnivå och rekommendationer för naturhänsyn i brukad ädellövskog



Jörg Brunet, Gunnar Isacson, Emma Holmström & Prisca Schäffer

Titelbild: Fällstubbe nr 24 i Kvärkaskogen i morgonljus, oktober 2005. Foto: Jörg Brunet.

## Innehållsförteckning

Sammanfattning .....	4
Inledning.....	6
Undersökningsområdet.....	7
Metoder .....	9
Inventering av högstubbar av bok ( <i>Fagus sylvatica</i> ) .....	9
Inventering av vedlevande skalbaggar .....	9
Dataanalys .....	10
Resultat.....	13
Bokhögstubbar på Söderåsen .....	13
Vedskalbaggar på Söderåsen.....	18
Säsonggradienter .....	23
Observerad och förväntad artrikedom.....	24
Faktorer som påverkar utbredningen av vedlevande skalbaggar .....	26
Diskussion .....	34
Bokhögstubbar och volymen död ved.....	34
Metodik för insektsfångst.....	35
Effekter av mängd och rumslig fördelning av död ved.....	36
Effekter av andra faktorer .....	39
Hur kan man gynna vedlevande arter i brukad ädellövskog? .....	40
Tack.....	43
Referenser.....	43
Bilaga 1 .....	48
Bilaga 2 .....	49
Bilaga 3 .....	55
Bilaga 4 .....	55
Bilaga 5 .....	56

Författarnas adresser:

Jörg Brunet, Emma Holmström & Prisca Schäffer, Institutionen för sydsvensk  
skogsvetenskap, SLU, Box 49, 230 53 Alnarp. Jorg.Brunet@ess.slu.se

Gunnar Isacsson, Skogsstyrelsen, Vallgatan 13, 281 32 Hässleholm.  
Gunnar.Isacsson@skogsstyrelsen.se

## Sammanfattning

En stor del av bokskogars biologiska mångfald består av arter som är beroende av död ved. Enligt den nuvarande naturvårdsmodellen skall därför död ved sparas i större omfattning än tidigare i brukade bestånd. Vi saknar emellertid kunskap om död ved i brukade bokskogar generellt bidrar till bevarande av hotade vedinsekter eller om naturvårdsinsatser bör koncentreras till skyddade områden. Syftet med föreliggande studie var att analysera effekter av högstubbars täthet och läge i landskapet på vedlevande skalbaggars förekomst i Söderåsens nationalpark och Klåveröds strövområde i Skåne.

Inom projektet inventerades samtliga bokhögstubbar  $\geq 30$  cm dbh. Högstubbar  $\geq 20$  cm dbh och rotvältor inventerades i delar av området. På 30 högstubbar med fnöskticka placerades små fönsterfällor för insektsfångst. Fällorna placerades över hela undersökningsområdet och representerade främst en avståndgradient från nationalparkens värdekärnor.

Inom undersökningsområdet inventerades 2685 bokhögstubbar med en dbh  $\geq 30$  cm. Stubbar mellan 40-49 cm dbh var vanligast och antalet stubbar sjönk stadigt med ökad dbh. Den relativa andelen klena högstubbar var högre i obrukade delområden utan tidigare gallringar än i områden med äldre bokskog som tidigare har varit rationellt brukade. Tätheten av högstubbar varierade mellan en och sju per ha bokskog i olika delar av området.

Av de 2685 stubbar  $> 30$  cm dbh var 577 (21%) levande högstubbar. Andelen stubbar med fruktkroppar av fnöskticka var mycket hög (2412 av 2685, 89%). Kvoten högstubbar/rotvältor i undersökningsområdet var ca 7:1. Volymen i högstubbarna med dbh  $\geq 30$  cm beräknades till 2,2 m<sup>3</sup>/ha bokskog. Den totala volymen i de träd ( $\geq 30$  cm dbh) som blivit högstubbar beräknades till 8,2 m<sup>3</sup>/ha bokskog.

Små fönsterfällor på högstubbar var en effektiv inventeringsmetod för att fånga vedlevande arter. Vissa resultat tyder också på att fällorna återspeglar den specifika faunan kring olika högstubbar men metoden ger givetvis ingen direkt information om vilka arter som verkligen utvecklas i en viss högstubbe.

Antalet individer av vedlevande skalbaggar som fångades var 2610 fördelat på 180 olika arter. Av dessa är 19 arter rödlistade. Antalet vedlevande arter per fälla varierade från 14 arter i ett mindre, isolerat bokbestånd i Klåveröd till 53 arter vid en grov högstubbe i Nackarpsdalen. I alla fällor hittades rödlistade arter vars antal varierade från en till sju arter. Av dessa kan särskilt nämnas bokblombock, bokskogsrödbeck, rombjätteknäppare och glansbaggen *Cyllodes ater*.

Akkumuleringkurvor och en sammanställning av tidigare fynd tyder på en total artpool av drygt 250 arter vid döda bokar vilket betyder att ca 2/3 av arterna ur den förväntade artpoolen fångades. En jämförelse av ackumuleringkurvor i tre olika delar av området visar att det isolerade delområdet nordvästra Klåveröd är artfattigare än det centrala delområdet sydöstra Klåveröd-Kvarkaskogen och det östra delområdet Tostarp-Skärålid-Nackarpsdalen. Det är särskilt rödlistade och tidigare rödlistade arter som saknas i nordvästra Klåveröd.

Antalet rödlistade arter, tidigare rödlistade arter och gammalvedsarter är tydligt beroende av avståndet till värdekärnor i ravinerna. Antalet gammalvedsarter ökar också med antalet högstubbar inom 50 och 100 m från fällorna, medan antalet högstubbar inom 200 m och 300 m har en positiv effekt på antalet rödlistade arter. Det finns ett positivt samband mellan terrängens lutning och flera artgrupper. Antalet rödlistade arter ökar också med stubbens höjd och dbh. Fällorna vid de fyra mest skuggade högstubbarna innehöll färre arter än övriga fällor.

Inventeringen visar att äldre bokbestånd som undantas från skogsbruk under en period av 20-30 år kan bilda stora mängder högstubbar, särskilt i ett område som Söderåsen där fnöskticka är mycket vanlig och lätt angriper försvagade träd. En jämförelse med europeiska lövskogar visar dock att volymen död ved i gamla boknatskogar är runt tio gånger större än medelvolymer på Söderåsen idag. Även gamla värdekärnor som Skäralidsravinen innehåller enligt våra beräkningar inte mer än en tredjedel av gamla naturskogars volymer vilket kan tyda på att det har förekommit viss avverkning i ravinen.

Nordvästra Klåveröd är isolerat från nationalparken genom ett ca två km brett bälte av barrplanteringar. Ett ur naturvårdssynpunkt intressant resultat av inventeringen är att många rödlistade och tidigare rödlistade arter saknas i detta delområde. Detta tyder på att rödlistade arter generellt har en sämre spridningsförmåga än övriga arter. Utbredningsmönstret påverkas inte så mycket av småskalig fragmentering (10-tals till 100-tals meter) utan snarare på nivån en till flera kilometer. Den lokala populationsstorleken verkar däremot påverkas av mängden lämplig livsmiljö på beståndsnivå. Sammanfattningsvis kan vi konstatera att hänsynsåtgärder i anslutning till befintliga populationer ger bäst naturvårdsnytta för flertalet hotade arter.

För att utbudet av död ved skall bli så varierat som möjligt är det bra om högstubbar och lågor sparas i båda slutna och öppna bestånd. Högstubbar på föryngringsytor bidrar under några år med solexponerad ved medan det i skyddade bestånd bildas särskilt grova och därmed långlivade högstubbar. De senare får med tiden håligheter som utnyttjas av sällsynta mulmlevande arter, vilket är särskilt viktigt i helt bokdominerade områden utan inslag av andra hålträd.

Våra resultat och andra studier tyder på att olika arter har olika tröskelvärden för död ved och att det därför inte finns ett särskilt tröskelvärde för en skogstyps vedlevande arter. Slutsatsen blir att det krävs en differentierad strategi med olika former av skydd och hänsyn. De minst krävande arterna kan överleva med den mängd och kvalitet av död ved som lämnas vid god generell hänsyn i produktionsskogen. För gruppen rödlistade arter i bokskog har emellertid volymer mellan 30-50 m<sup>3</sup>/ha visats leda till tydligt ökat artantal. För att upprätthålla en sådan volym behöver ca 25% av den årliga tillväxten avsättas inom ett större bokskogsområde. De mest krävande arterna med specialiserade habitatkrav och låg spridningsförmåga behöver naturskogens mängd och dynamik av död ved och dessa arter kan endast skyddas med hjälp av större reservat.

## Inledning

En stor del av skogens biologiska mångfald består av arter som lever i eller på död ved (Dahlberg & Stokland 2004). Människan konkurrerar i ökande grad och på en global nivå med vedlevande arter om deras livsmiljöer (Grove 2002). Varje träd som avverkas och transporteras ur skogen för att bli pappersmassa, biobränsle eller sågvirke är förlorad för de arter som lever i och på träden när de får dö och vara kvar i skogen. Frågan är hur stora effekterna blir för olika arter i relation till intensiteten i skogsbruket.

Den svenska naturvårdsmodellen innebär att viktiga livsmiljöer som gamla träd och grov död ved skall sparas i större omfattning än tidigare i brukad ädellövskog. Detta sker genom att lämna hänsynsträd och -ytor eller genom att frivilligt avsätta bestånd. Det är givetvis av stor vikt att dessa avsättningar är effektiva, d.v.s. optimerar avvägningen mellan naturvärde och skogsägarens ekonomiska förlust (Ranius et al. 2005, Jonsson et al. 2006). För att kunna göra en sådan avvägning behöver vi bland annat veta om ett hänsynsträd är en potentiell lämplig livsmiljö för en viss art men även om arten har förmåga att hitta till trädet.

Skalbaggar är en grupp med särskilt många vedlevande arter (Dahlberg & Stokland 2004). Hur skogsbruket påverkar vedskalbaggar och deras livsmiljöer i boreala fennoskandiska skogar har under de senaste 15 åren undersökts i ett större antal studier (Jonsson et al. 2005). Ekologiska studier av ädellövskogens vedfauna har i Sverige hittills främst gjorts på ek (Ranius & Jansson 2000, Ranius 2002a,b, Lindhe et al. 2005, Franc 2007, Franc et al. 2007). Boknatureskogar är mycket artrika ekosystem och efter ek är boken det ädla lövträd som har störst betydelse för vedlevande skalbaggar i Sverige (Jonsell et al. 1998). Det har gjorts relativt många inventeringar av vedlevande skalbaggar i svenska bokskogar, särskilt sedan 1990-talet, men den hittills enda kvantitativa studien om faktorer som styr bokskogens vedfauna i Sverige är den av Nilsson & Baranowski (1997a).

I konventionellt brukade bokskogar är vedlevande arter hänvisade till veden i avverkningsstubbar och till relativt klen ved från självgallring och kvarlämnade avverkningsrester. Jämfört med boknatureskogar är mängden död ved reducerad till en tiondel eller mindre (Christensen et al. 2005) och skalbaggar knutna till ved från gamla bokar är idag en av de mest hotade organismgrupperna i skog, både i Sverige och i övriga Europa. Enligt en aktuell databas (Dahlberg & Stokland 2004) är 1257 i Sverige förekommande arter av skalbaggar vedlevande, det vill säga de är under en del av sin livscykel helt beroende av (obligat vedlevande) eller åtminstone ofta knuten (fakultativt vedlevande) till död ved som livsmiljö (Speight 1989). Av dessa har minst 438 arter (35%) hittats på bok. Minst 50 arter har boken som huvudsaklig livsmiljö i Sverige.

Idag saknar vi kunskap om vilken typ av hänsynsåtgärd som ger mest naturvårdsnytta i brukade bokskogar. Ska vi verka för en ökad andel gamla träd och död ved i brukade bestånd eller är det bättre att koncentrera insatserna till färre och större avsättningar? För att kunna ge svar på denna fråga för vedskalbaggars del behöver vi framför allt veta mer om hur olika arter utnyttjar död ved som sparas i brukade bestånd. Nedbrytningstiden för grövre bokved är relativt kort, 20-30 år (Korpel 1995), varför man skulle kunna förvänta sig en god spridningsförmåga hos boklevande arter. Å andra sidan karakteriseras naturliga bokskogar av en småskalig luckdynamik (Korpel 1995) med korta avstånd till nytt lämpligt vedsubstrat som möjligen inte leder till anpassningar för god spridningsförmåga.

Högstubbar är en viktig livsmiljö för många vedskalbaggar (Dahlberg & Stokland 2004). För att öka tillgången på denna livsmiljö skapas idag i regel ett antal högstubbar vid slutavverkning i barrskog. Flera studier har visat att kapade högstubbar i boreal skog utnyttjas av många arter, inklusive vissa rödlistade (Jonsell et al. 2004, Lindhe & Lindelöw 2004, Abrahamson & Lindbladh 2006). Abrahamsson & Lindbladh (2006) jämför sällprov från låg- och högstubbar av gran och konstaterar att faunans sammansättning mellan dessa substrat skiljer sig avsevärt med många arter i högstubbar som saknas i vanliga låga avverkningsstubbar. I äldre bokskogar bildas relativt ofta naturliga högstubbar genom att träd som är angripna av fnöskticka *Fomes fomentarius* bryts av. Hur viktiga är dessa bokhögstubbar för vedlevande arter i brukad bokskog och vilka faktorer påverkar artsammansättningen?

Syftet med det här redovisade projektet var

- 1) att undersöka hur artförekomsten påverkas av den döda vedens rumsliga fördelning i ett större skogslandskap
- 2) att utarbeta rekommendationer för naturhänsyn i brukad bokskog för att gynna vedinsektsfaunan.

Undersökningen är en del av forskningsprogrammet *Uthålligt skogsbruk i ädellövskog* vid Sveriges lantbruksuniversitet ([www.adellovskog.nu](http://www.adellovskog.nu)). Föreliggande studie fokuserar på faktorer som påverkar vedlevande skalbaggar i ett landskapsperspektiv. Projektets första del undersökte vedfaunan i relation till bokhögstubbars egenskaper (Brunet & Isacson 2008).

## Undersökningsområdet

Undersökningsområdet omfattar Söderåsens nationalpark (1625 ha varav ca 1350 ha skog) och Klåveröds strövområde (797 ha varav ca 600 ha skog, markägare O. D. Krooks donation) i nordvästra Skåne.

På grund av skillnader i markhistoria och topografi har området delats upp i sju delområden (Figur 1):

Söderåsens nationalpark

- Skäralidsravinen är det av skogsbruk minst påverkade delområdet. Området utgörs av Skäråns dalgång och dess branta sluttningar upp till åsens platå samt av angränsande raviner utmed Dejobäcken och Kvärkabäcken. Skäralidsravinen har varit avsatt som domänreservat sedan 1937. Visst skogsbruk har tidigare förekommit på dalbotten och i delar av ravinen men här finns också landets största sammanhängande boknaturskog i de branta ravinsluttningarna.
- Tostarps västra del hörde till kronoparken men överfördes till naturvårdsfonden redan i början på 1980-talet. Den östra delen köptes av Naturvårdsverket åren 1988-89. Mängden död ved är relativt stor i delområdet.
- Kronoparken-Nackarp omfattar nationalparkens östra del med Söderåsens nordostsluttning och den angränsande platån. Området har dels varit kronopark och dels varit i privat ägo. Rationellt skogsbruk har bedrivits i kronoparken fram till 1989. De privata fastigheterna i södra delen köptes in av Naturvårdsverket under 1990-talet. Sluttningarna domineras av bokskog medan andelen granskog tidigare varit stor på platån.
- Kvärkaskogens västra del ägdes tidigare av Svenska kyrkan och köptes av Naturvårdsverket 1997. Den östra delen ägdes fram till 1993 av Gustavsborgs AB

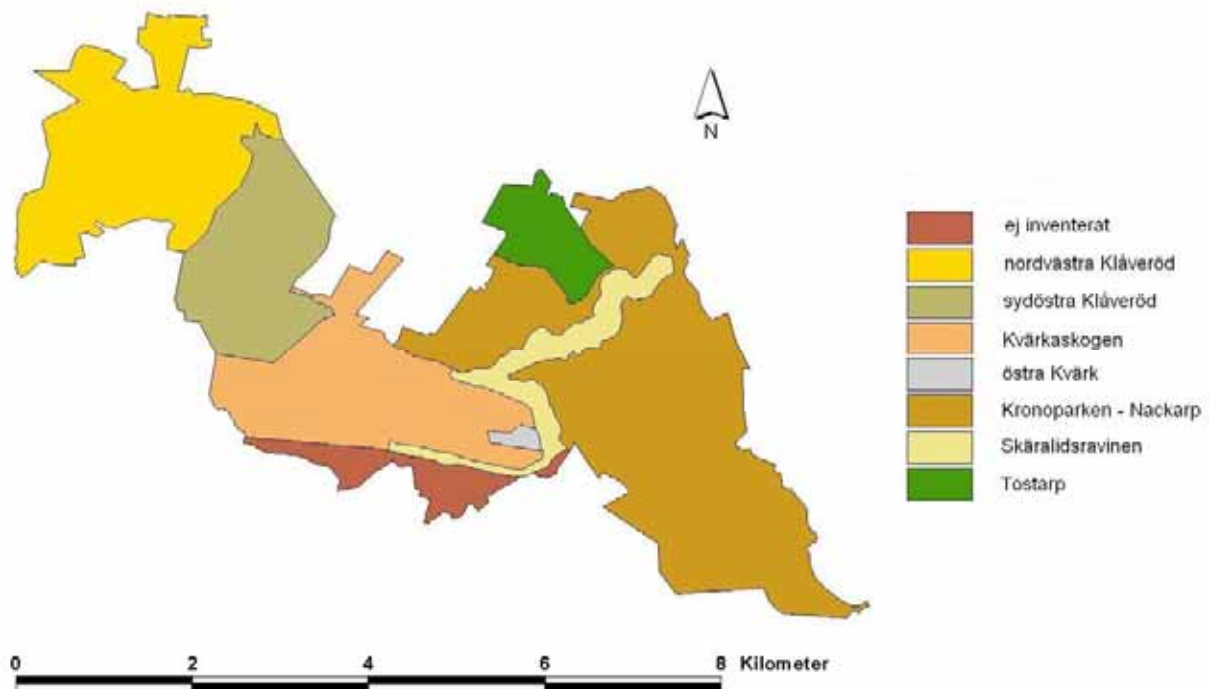
Bokbestånden är splittrade och tidigare bestod stora delar av Kvärkaskogen av granskog som nu omförs till lövskog.

- östra Kvärk är en tidigare privatägd fastighet där påverkan av skogsbruk ligger flera decennier tillbaka i tiden och där större mängder död ved har ackumulerats. Området köptes in av Naturvårdsverket 1993.

#### Klåveröds strövområde

- sydöstra Klåveröd. Bokskogarna i denna del av Klåveröd ansluter till Kvärkaskogen och ingår idag i ett Natura 2000-område. Vissa bestånd brukas med förstärkt naturhänsyn medan andra är avsatta för fri utveckling.
- nordvästra Klåveröd. Bokskogarna i nordvästra delen av Klåveröd skiljs genom ett ca två km brett bälte av planterad barrskog från resten av undersökningsområdet. Här växer bokskog i anslutning till ett antal sprickdalar men även i annan kuperad terräng.

Data från de olika delområdena används för att undersöka effekter av markhistoriken på skillnader i bokhögstubbars grovlek och täthet. För analyser av diameterfördelningen har Klåveröds bokbestånd även delats upp i brukade (målklass PG, produktion med generell hänsyn) och obrukade bestånd (målklasser NO, naturvård orört, NS, naturvård skötsel och impediment). Skäralidsravinen och Tostarp sammanfördes till ett område, Skäralidsravinen-Tostarp, vid analys av den vedlevande faunan.



Figur 1. Olika delområden inom undersökningsområdet på Söderåsen i Skåne.



## Metoder

### Inventering av högstubbar av bok (*Fagus sylvatica*)

Som bokhögstubbar definieras här alla bokstubbar med en höjd över 1,5 m. Som levande högstubbar har träd räknats som hade förlorat mer än ca 2/3 av den ursprungliga trädkronan. Under 2005 inventerades alla bokhögstubbar  $\geq 30$  cm diameter i brösthöjd (dbh) i nationalparkens östra delar (delområden Kronoparken-Nackarp och Tostarp, Figur 1) av Prisca Schäffer och Jörg Brunet. Under 2006 inventerades alla bokhögstubbar  $\geq 20$  cm dbh i Klåveröds strövområde av Emma Holmström (Holmström 2006). Under åren 2005 till 2007 inventerades bokhögstubbar  $\geq 20$  cm dbh i Skäralidsravinen och Kvärkaskogen av Jörg Brunet. Nationalparkens område söder om Kvärkabäcken har inte inventerats på högstubbar (Figur 1). För att få en uppfattning om andelen bokhögstubbar i förhållande till rotvältor räknades även antalet rotvältor som påträffades under inventeringen (ej Kronoparken-Nackarp och Tostarp).

För alla inventerade högstubbar noterades följande variabler:

- geografisk position (GPS-koordinater, rikets nät)
- dbh (cm)
- höjd (m, ej Kronoparken-Nackarp och Tostarp)
- vitalitet (levande eller död)
- fruktkroppar av fnöskticka (*Fomes fomentarius*)

### Inventering av vedlevande skalbaggar

Efter rekognoscering av bokskogarna i mars 2005 placerades den 12 april 2005 fönsterfällor på två meters höjd på sydsidan av 30 högstubbar i olika delar av undersökningsområdet (Figurer 2, 3). Högstubbarna skulle uppfylla följande kriterier för att vara lämpliga för att bära fällor: 1) minst 40 cm i brösthöjdsdiameter, 2) döda högstubbar med förekomst av fnöskticka. I övrigt skulle högstubbarna sinsemellan vara så lika som möjligt med hänsyn till ålder (död sedan ca 3-5 år) och solexponering (i ännu ej slutet beståndslucka) för att minska variationen relaterad till dessa variabler. Fällorna skulle även fördelas relativt jämnt över hela undersökningsområdet.

Fällorna konstruerades av Gunnar Isacson och bestod av en plexiglasskiva (10 x 20 cm) under vilken en frysform av aluminium placerades som fylldes med en blandning av isopropylglykol och vatten (1:1) samt lite diskmedel (Figur 2). Fällorna vittjades vid fem tillfällen mellan maj och augusti (8 maj, 8 juni, 27 juni, 22 juli och 19 augusti). Generellt fungerade fällorna bra men några fällor var vid vissa tömningar helt fyllda med flugor eller myggor. Detta kan ha minskat fällans fångstförmåga när frysformen var fylld. I laboratoriet skiljdes skalbaggar från bifångsten och skalbaggarna fördes över till plastburkar fyllda med 70 % etanol. Den stora mängden tvåvingar i några prover försvårade även sorteringen av skalbaggar med ökad risk att missa små individer. Artbestämning av alla vedlevande skalbaggar utfördes under vintern 2005/2006 av entomolog Rickard Andersson, Höör. Artnamnen följer Lundberg & Gustafsson (1995).



Figur 2. Fönsterfälla som användes för insektsfångst vid bokhögstubbar. Plastremsan skall avskräcka fåglar från att ta insekter ur fällan.

### Dataanalys

Volymen i högstubbar lägre än 20 m uppskattades enligt formeln för en ellipsoid kon:

$$V = \pi * d^2 * h / 6$$

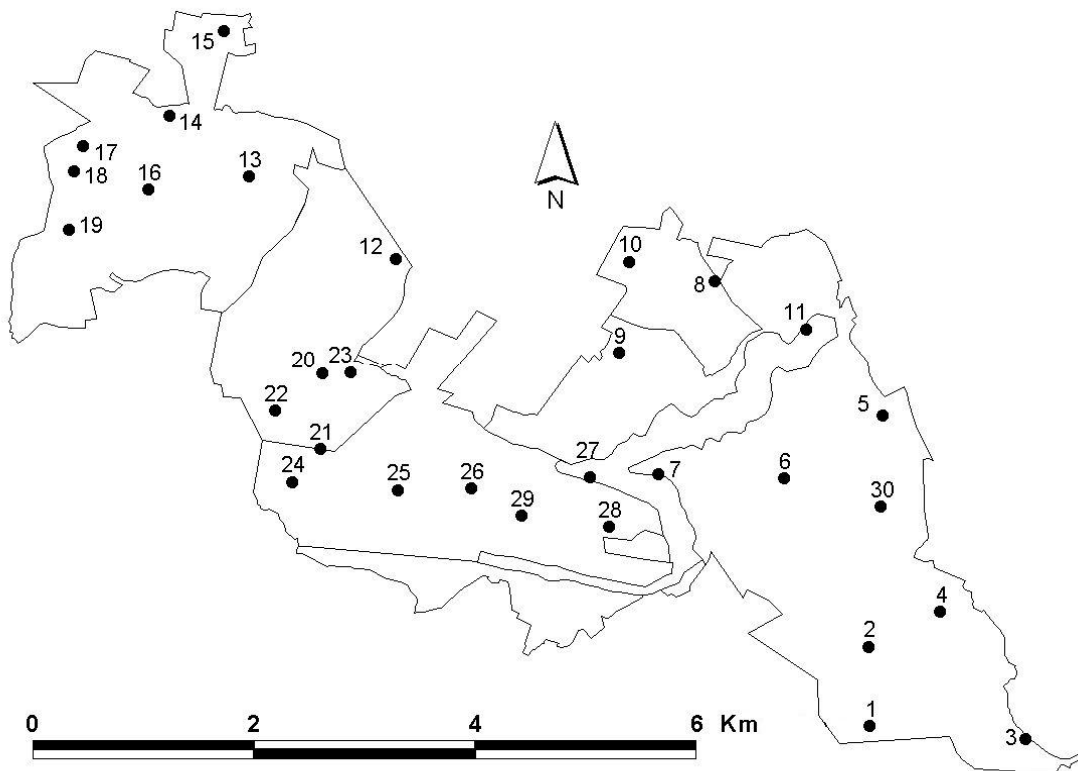
där V = volym, d = dbh, h = stubbens höjd i m. Formeln ger volymer som motsvarar 2/3 av en cylinder med given diameter och höjd. Volymen i högstubbar högre än 20 m beräknades med hjälp av volymfunktionen för bokstammar i Hagberg & Matérn (1975). Hagberg & Matérns funktioner användes även för en uppskattning av totalvolymen död stam- och grenved. Härvid antogs en ursprunglig medelhöjd på 25 m för träden, motsvarande medelboniteten F25 för området som helhet.

De vedlevande arterna skiljdes från övriga arter med hjälp av artlistan i Palm (1959) och opublicerade artlistor av Rickard Andersson och Jogeir Stokland. Arterna delades för vidare analys in i rödlistade, före detta rödlistade (Gärdenfors 2000, 2005) och övriga arter samt i olika ekologiska grupper enligt Schmidl & Bußler (2004):

- arter som lever i färsk ved och bark (färskvedsarter)
- arter som lever i mer eller mindre nedbruten ved (gammalvedsarter)
- arter som lever i fruktkroppar och mycel av svampar (svamplevande arter)
- övriga arter

Arter som saknas i Schmidl & Bußler (2004) klassificerades med hjälp av uppgifter i Palm (1959), Ehnström & Axelsson (2002) och Stokland (opublicerad databas). Korrelationer mellan antalet arter ur olika grupper visas i bilaga 3.

### Fällornas nummer och placering



Figur 3. Fönsterfällornas läge och löpnummer i Söderåsens nationalpark och Klåveröds strövområde år 2005.

Antalet bokhögstubbar inom ett avstånd på 50, 100, 200, 300 och 500 m från varje fönsterfälla beräknades med hjälp av ArcView 3.3. Några radier täcker mindre arealer utanför undersökningsområdet. Fält- och kartkontroller visade att antalet högstubbar i dessa arealer var mycket litet. Avståndet mellan fönsterfällorna och den närmaste punkten i antingen Skärallidsravinen eller Nackarpsdalens raviner (området runt fälla nr 3) bestämdes. Dessa raviner antogs vara värdekärnor för den vedlevande faunan med kontinuitet av lämpliga livsmiljöer, vilket bekräftas av många äldre fynd av sällsynta arter enligt Artdatabankens register och andra källor.

En jämförelse mellan observerat och förväntat totalantal arter i relation till antalet fällor gjordes med hjälp av programmet EstimateS 8 (Colwell 2006). Här jämfördes s.k. rarefaction-kurvor som uppskattar artantalet för olika antal fällor utgående från antalet fångade arter med uppskattningar av det förväntade totalantalet arter, inklusive sådana som inte fångades.

Olika grupper artantal, förutom för svamplevande arter, skiljde sig inte på nivån  $p < 0.05$  från en normalfördelning i Kolgomornov-Smirnov tester. Därför valdes parametriska tester i de statistiska analyserna. Skillnader mellan grupper av högstubbar analyserades med hjälp av Two-sample t-test. Effekter av omvärldvariabler på antalet arter av olika artgrupper analyserades med hjälp av Two-sample t-test för jämförelser mellan två klasser, ANOVA (tre eller fler klasser, med Tukey-test), och linjär regression (kontinuerliga variabler). Binär

logistisk regression användes för att undersöka samband mellan arters förekomst och avståndet från Skäralsravinen och Nackarpsdalen. Alla statistiska analyser utfördes med programmet MINITAB14.

Samband mellan vedfaunans sammansättning och omvärldsvariabler undersöktes med hjälp av canonical correspondence analysis (CCA) och redundancy analysis (RDA, CANOCO for Windows version 4.55, Ter Braak & Smilauer 2002). Kvadratrot-transformerade abundansdata användes för att reducera variansen i artdatamatrixen. Signifikansen av den första ordinationsaxeln och ordinationen som helhet testades med hjälp av Monte-Carlo tester. I övrigt användes programmets standardoptioner.

För ordinationsanalyserna användes följande variabler som inventerades för varje högstubbe med fönsterfälla (bilaga 1):

- 1) högstubbens diameter i brösthöjd (cm)
- 2) högstubbens höjd, uppskattad i meter
- 3) avstånd (m) till närmaste punkt i Skäralsravinen eller Nackarpsdalen
- 4) antal högstubbar inom 50 m
- 5) antal högstubbar inom 100 m
- 6) antal högstubbar inom 200 m
- 7) antal högstubbar inom 300 m
- 8) antal högstubbar inom 500 m
- 9) geografisk position, rikets nät x-koordinat (longitud)
- 10) geografisk position, rikets nät y-koordinat (latitud)
- 11) solexponering i 5-gradig skala. 0: skugga under hela dagen, ingen öppen himmel över stubben; 1: stubbe står i lucka under öppen himmel men lite direkt sol; 2: direkt solexponering under längre perioder (stor lucka eller beståndskant); 0,5 och 1,5 har använts för mellanformer.
- 12) barkförlust (skattad i %) för stubbytan, utan exponerade vedpartier som uppkom vid stambrottet
- 13) nedbrytning av stubbveden i 5-gradig skala. 1: hård ved; 2: mjuk i ytan 1-3 cm; 3: mjuk i kärnan >5 cm. 1,5 och 2,5 har använts om två nedbrytningsklasser förekom i större utsträckning på samma högstubbe
- 14) terrängens lutning (°) runt högstubben i 4-gradig skala. 0: +/- plan terräng; 1: svag sluttning (3-5°); 2: stark sluttning (8-25°); 3: brant (>30°).
- 15) förekomst av unga träd runt fällestubben i 3-gradig skala. 0: inga; 1: enstaka; 2: tät förekomst.

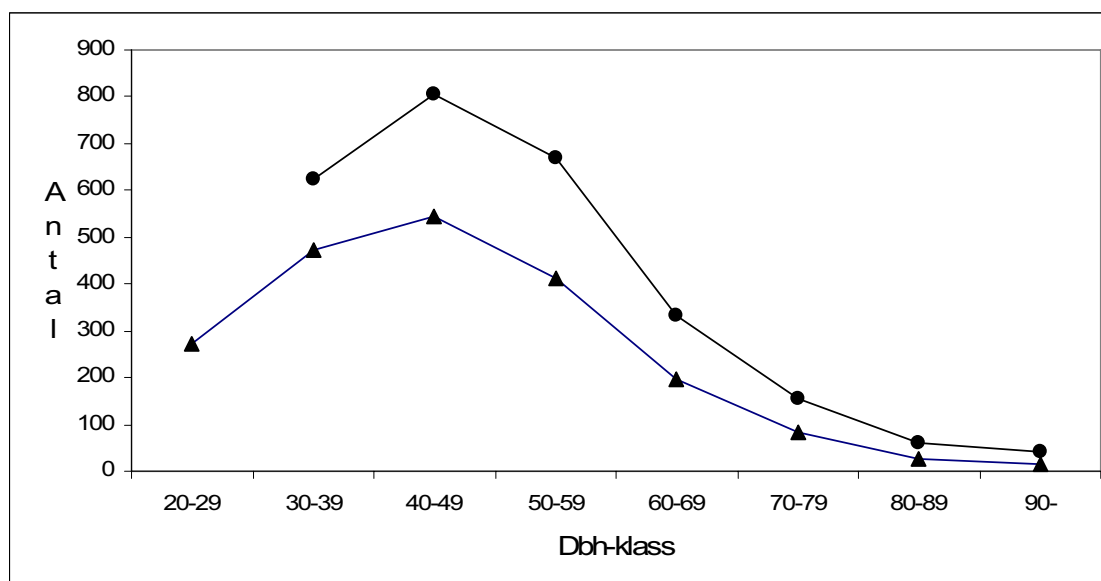
Korrelationer mellan utvalda variabler visas i bilaga 4.

Gradientlängderna i analyserna (2-3 SD) talade för användning av den linjära modellen (RDA, Leps & Smilauer 2003). Den unimodala modellen (CCA) gav emellertid en något bättre fördelning längs de viktigaste omvärldsvariablerna, varför resultaten från CCA presenteras i föreliggande rapport.

## Resultat

### Bokhögstubbar på Söderåsen

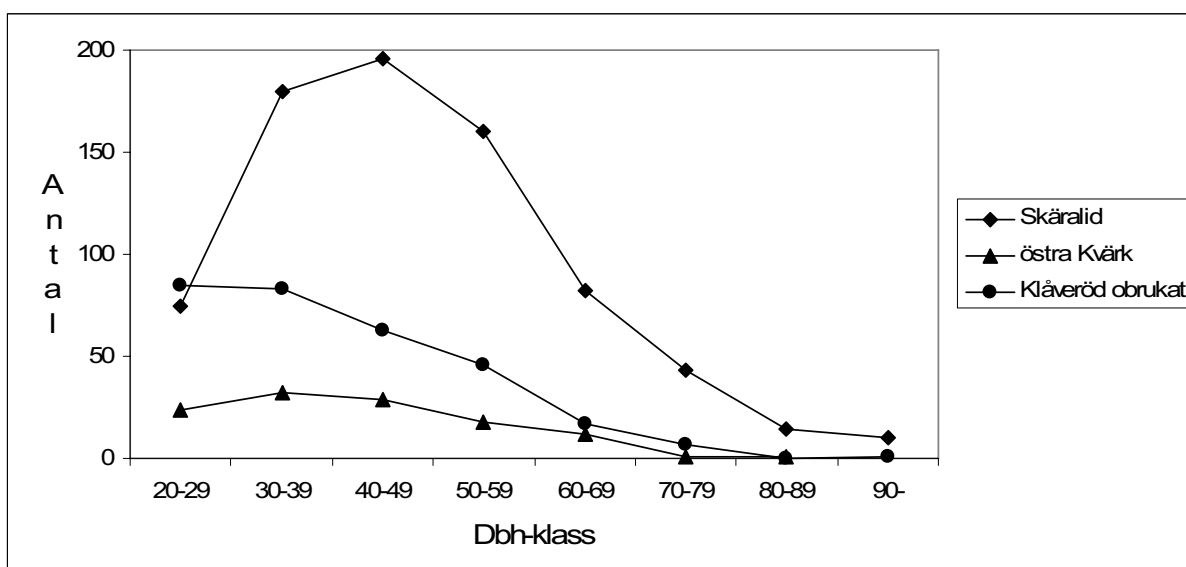
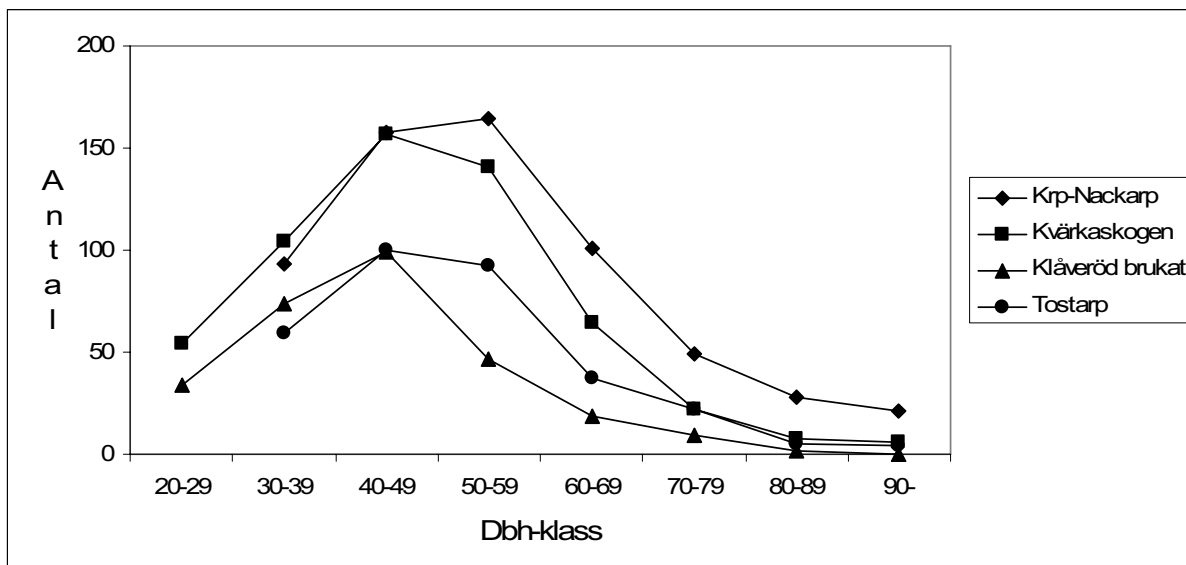
Inom undersökningsområdet inventerades 2685 bokhögstubbar med en dbh  $\geq 30$  cm, vilket motsvarar tre högstubbar per ha bokskog. Stubbar mellan 40-49 cm dbh var vanligast och antalet stubbar sjönk stadigt med ökad dbh (Figur 4). Stubbar med dbh 20-29 cm inventerades inte i delområdena Kronoparken-Nackarp och Tostarp. Inom övriga delområden fanns sammanlagt 278 stubbar med dbh 20-29 cm. Den samlade bilden för dessa delområden tyder på att högstubbarna i sin helhet, dvs inklusive de inte inventerade dbh-klasserna 1-9 cm och 10-19 cm, är nära nog normalt fördelade med avseende på dbh (Figur 4).



Figur 4. Antal bokhögstubbar i olika dbh-klasser (cm) i Söderåsens nationalpark och Klåveröds strövområde. Den övre linjen (cirklar) avser hela undersökningsområdet, den nedre linjen (trianglar) visar dbh-fördelningen inom delområden där även stubbar mellan 20-29 cm dbh inventerades.

Normalfördelningen är typiskt för områden med äldre bokskog som tidigare har varit rationellt brukade men som nu utvecklas fritt. Den relativa andelen klena högstubbar är betydligt högre i sedan länge obrukade delområden utan tidigare gallringar (Klåveröd obrukat och östra Kvärk, Figur 5). För Skäralsravin gäller detta enbart stubbar med 30-39 cm dbh medan antalet stubbar med 20-29 cm dbh är relativt lågt (Figur 5).

Av de 2685 stubbar  $\geq 30$  cm dbh var 577 (21%) ännu levande högstubbar. Levande högstubbar var både något grövre (medel dbh 53,6 cm mot 49,7 cm,  $P < 0.001$ ) och högre (medelhöjd 6,8 m mot 5,0 m,  $P < 0.001$ ) än döda högstubbar. Andelen stubbar med fruktkroppar av fnöskticka var mycket hög (2412 av 2685, 89%). Den tillhörande lågan eller rester av den fanns kvar vid 92% av högstubbarna.

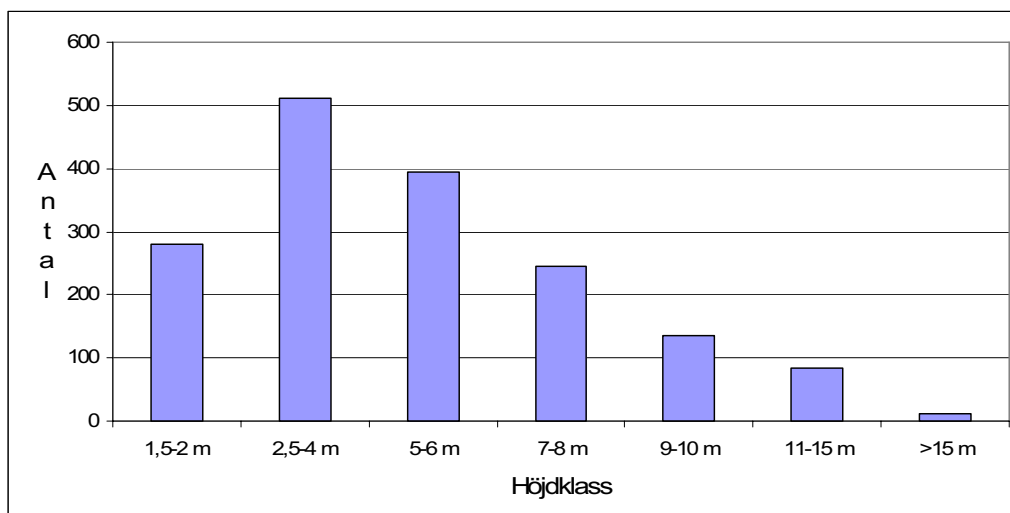


Figur 5. Antal bokhögstubbar i olika dbh-klasser (cm) i delar av undersökningsområdet som är eller har varit brukade (övre diagram) och som har varit orörda sedan längre tid (undre diagram).

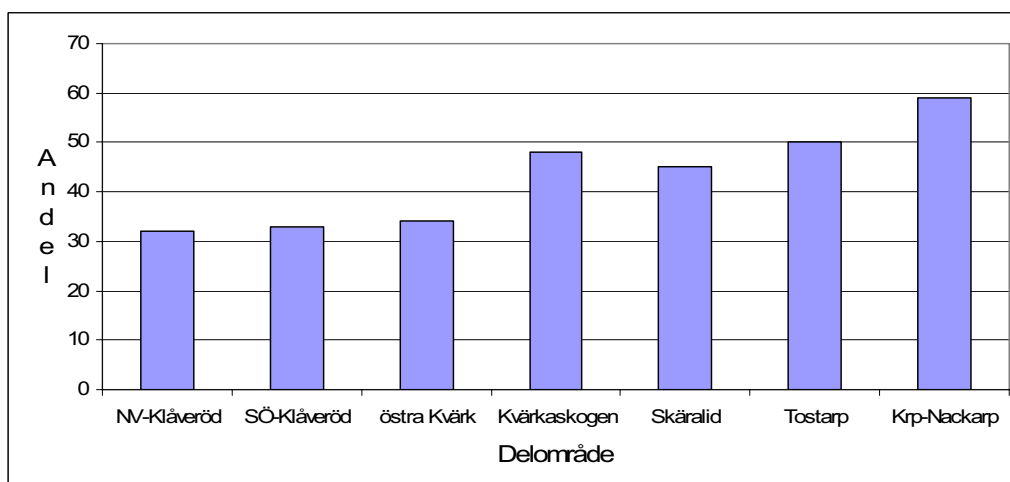
Det finns en stor variation i högstubbarnas höjd (Figur 6). Högstubbar mellan 2,5 och 4 meter är vanligast men även i övriga höjdklasser upp till 10 m finns ett stort antal stubbar.

Den relativa andelen grova högstubbar ( $\geq 50$  cm dbh) är högre i undersökningsområdets östra delar där skogarna i sluttningarna har högre bonitet än i bestånden på plåtarna i väster (Figur 7).

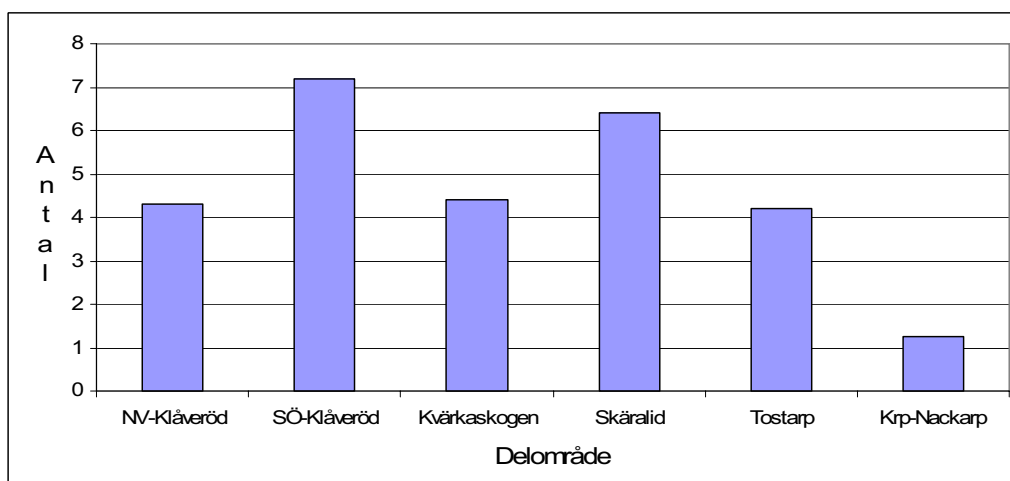
Vi fann 240 rotvältor av bok med en dbh  $\geq 30$  cm i undersökningsområdet (rotvältor inventerades ej i Kronoparken-Nackarp och Tostarp). Motsvarande antal högstubbar i samma område var 1752 vilket ger en kvot högstubbar/rotvältor av 7,3:1.



Figur 6. Höjdfördelning för högstubbar  $\geq 30$  cm dbh.



Figur 7. Andelen (%) grova högstubbar ( $\geq 50$  cm dbh) i olika delar av undersökningsområdet.



Figur 8. Antal bokhögstubbar per ha bokskog i olika delområden. Kvärkaskogen är inklusive delområdet östra Kvärk.

Tätheten av högstubbar varierar starkt inom undersökningsområdet (Figur 8). Hög täthet av högstubbar finns särskilt i sprickdalarna med sina branta sluttningar (Figur 9). I nationalparken gäller det för dalgångarna längs Skärån, Kvärbäcken och Dejebacken samt i mindre utsträckning för Nackarpsdalen. I Klåveröd har sprickdalarna i nordväst många högstubbar. Även det starkt kuperade området runt Skorstensdalen i sydöstra Klåveröd och västligaste Kvärk innehåller många högstubbar. Mellan bokbestånden i sydöstra och nordvästra Klåveröd ligger ett ca två km brett bälte utan bokhögstubbar. Detta område domineras av planterade barrskogar på före detta fäladsmark (Figur 9).

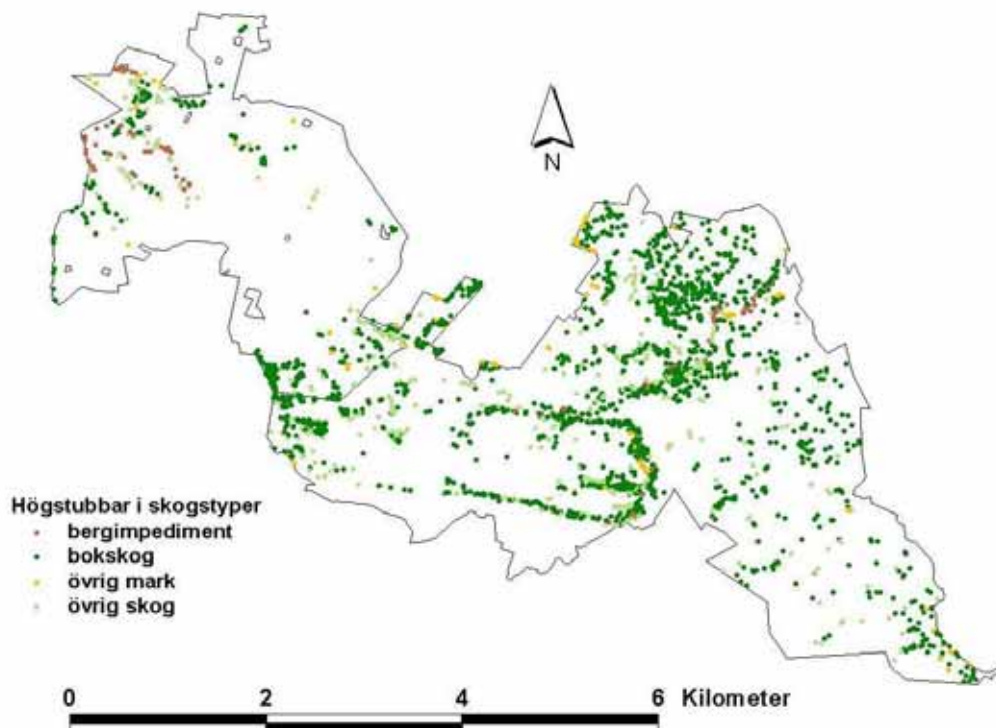
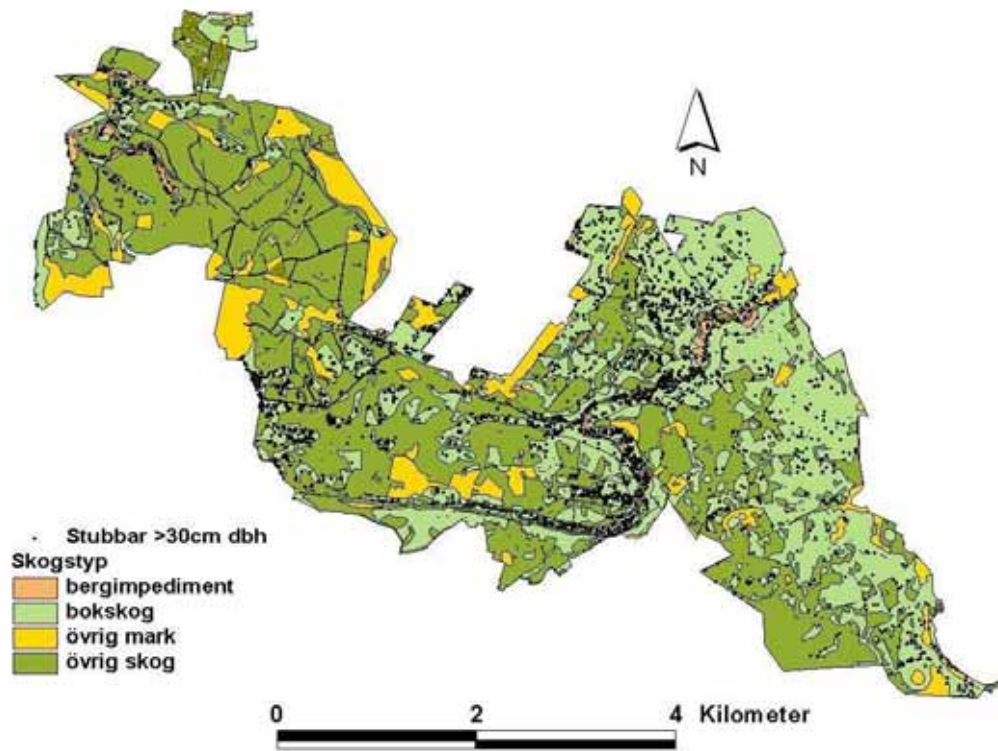
Antalet högstubbar beräknat per ha bokskog i varje delområde är också högst i sydöstra Klåveröd där särskilt ett bestånd (Rävabacken) hade ett mycket stort antal högstubbar (Figur 8). Även Skäralidsravinen har hög täthet av stubbar. Därefter följer nordvästra Klåveröd, Kvärkaskogen och Tostarp, alla med drygt fyra bokhögstubbar per ha bokskog. I delområdet Kronoparken-Nackarp finns över hälften av undersökningsområdets bokskogar (492 av 898 ha). Större delen av dessa har tidigare varit intensivt brukade och tätheten av högstubbar är med 1,25 per ha klart lägst.

Tabell 1. Antal högstubbar  $\geq 30$  cm dbh, medeldiameter (dbh, cm), areal bokskog (ha), volym högstubbar ( $m^3/ha$ ), volym i träd som blivit högstubbar ( $m^3/ha$ ) samt beräknad totalvolym inklusive högstubbar med 20-29 cm dbh och rotvältor i olika delområden.

Område	Antal högstubbar	Medel dbh (cm)	Bokareal ha	Volym högstubbar / ha	Volym död ved i HS-träd	Total volym död ved
NV-Klåveröd	257	47	59.8	3.0	9.9	11.9
SÖ-klåveröd	215	45	30.0	5.1	15.6	19.4
Östra Kvärk	93	46	8.3	6.9	25.4	30.9
Kvärkaskogen	502	50	125.5	2.9	10.7	12.5
Skäralidsravinen	685	50	106.5	4.1	17.3	20.2
Tostarp	319	51	75.6	3.3	11.8	13.9
Krp-Nackarp	614	55	492.4	1.1	4.1	4.8
Hela området	2685	51	898.0	2.2	8.2	9.6

Totalvolymen i högstubbarna med dbh  $\geq 30$  cm beräknades till  $2006 m^3$  eller  $2,2 m^3/ha$  bokskog (Tabell 1). Den totala volymen i de träd ( $\geq 30$  cm dbh) som blivit högstubbar beräknades vid en förmodad medelhöjd på 25 meter till  $7\,380 m^3$  eller  $8,2 m^3/ha$  bokskog. Stamveden ingår här med  $6,6 m^3/ha$  och grenveden med  $1,6 m^3/ha$ . Det lilla delområdet östra Kvärk har de högsta volymerna, följt av Skäralidsravinen och sydöstra Klåveröd. Det stora delområdet Kronoparken-Nackarp med nästan 500 ha bokskog innehåller än så länge små mängder död ved men områdets stubbar har den högsta medeldiametern. Läger man till volymer för högstubbetrad med 20-29 cm dbh och volymen i rotvältor (beräknad på högstubbars medeldiameter i respektive delområde) så varierar den totala volymen död bokved från träd  $\geq 20$  cm dbh mellan ca 5 och  $30 m^3/ha$  (Tabell 1).





Figur 9. Bokskogens utbredning och läge av bokhögstubbar  $\geq 30$  cm dbh i olika typer av mark inom undersökningsområdet.

## Vedskalbaggar på Söderåsen

Antalet individer av vedlevande skalbaggar som fångades i undersökningsområdet var 2610 fördelat på 180 olika arter (Bilaga 2). Tolv individer av sex barkborrearter är endast kända från barrträd (Stokland, opublicerad databas) och har tagits bort från de följande analyserna. Datamaterialet består således av 2598 individer av 174 arter.

Av dessa är 19 arter rödlistade (Gärdenfors 2005), fyra som sårbar (VU) och 15 som missgynnad (NT). Ytterligare 19 arter var rödlistade enligt den tidigare rödlistan (Gärdenfors 2000). Antalet vedlevande arter per fälla varierade mellan 14 arter i fälla nr 13 i ett mindre, isolerat bokbestånd söder om lilla Klåveröd till 53 arter i fälla nr 3 vid en grov högstubbe i Nackarpsdalen (Tabell 2). I alla fällor hittades rödlistade arter vars antal varierade från en till sju arter.

Tabell 2. Löpnummer, områdesnamn och antal vedlevande skalbaggsarter för 30 bokhögstubbar med fönsterfällor under våren och sommaren 2005 i Söderåsens nationalpark och Klåveröds strövområde. RL05 = 2005 års rödlista, fd RL rödlistad år 2000 men inte år 2005. Ekologiska grupper enligt Schmidl & Bußler (2004).

Nr	Delområde	RL05	fd RL	Övriga	Summa	Gammal- vedarter	Färsk- vedarter	Svamp- levande	Övriga
1	Kronoparken-Nackarp	1	2	23	26	10	2	13	1
2	Kronoparken-Nackarp	2	3	17	22	9	1	10	2
3	Kronoparken-Nackarp	7	3	43	53	17	2	31	3
4	Kronoparken-Nackarp	1	3	22	26	9	4	9	4
5	Kronoparken-Nackarp	4	2	26	32	11	5	15	1
6	Kronoparken-Nackarp	3	2	24	29	9	7	11	2
7	Skäralidsravinen-Tostarp	2	3	18	23	9	2	12	0
8	Skäralidsravinen-Tostarp	7	7	23	37	11	6	18	2
9	Kronoparken-Nackarp	3	2	41	46	12	10	22	2
10	Skäralidsravinen-Tostarp	6	1	20	27	7	6	14	0
11	Skäralidsravinen-Tostarp	6	4	38	48	20	7	20	1
12	sydöstra Klåveröd	2	4	39	45	14	6	22	3
13	nordvästra Klåveröd	1	0	13	14	5	3	6	0
14	nordvästra Klåveröd	2	1	37	40	9	8	19	4
15	nordvästra Klåveröd	2	1	25	28	6	6	14	2
16	nordvästra Klåveröd	2	0	35	37	9	11	15	2
17	nordvästra Klåveröd	2	1	26	29	8	4	15	2
18	nordvästra Klåveröd	1	0	26	27	5	6	14	2
19	nordvästra Klåveröd	1	1	28	30	7	7	14	2
20	sydöstra Klåveröd	1	2	18	21	6	3	11	1
21	sydöstra Klåveröd	2	1	18	21	7	5	6	3
22	sydöstra Klåveröd	4	2	31	37	13	10	13	1
23	sydöstra Klåveröd	5	2	37	44	17	8	17	2
24	Kvärkaskogen	2	3	26	31	11	3	14	3
25	Kvärkaskogen	3	2	29	34	16	3	14	1
26	Kvärkaskogen	5	3	27	35	15	4	13	3
27	Skäralidsravinen-Tostarp	7	3	35	45	20	3	20	2
28	Kvärkaskogen	3	3	22	28	10	3	13	2
29	Kvärkaskogen	1	4	22	27	9	4	12	2
30	Kronoparken-Nackarp	3	1	22	26	7	4	14	1



Figur 10. Noshornsoxe på fällestubbe nr 2 i augusti 2007. Foto: Jörg Brunet.

#### Stumpbaggar *Histeridae* och fjädervingar *Ptiliidae*

Fyra arter av stumpbaggar fångades på Söderåsen varav två är rödlistade. *Plegaderus dissectus* (NT) lever i mulm och vitrötad ved av bok. Arten fångades i nio exemplar vid åtta stubbar. Den saknas i nordvästra Klåveröd. *Aeletes atomarius* (NT) är i Sverige endast känd från Skåne. Den lever i vitrötad bokved och fångades endast i ett exemplar i fälla 30. Den vanligaste stumpbaggen i området är *Paromalus flavicornis* som fångades i 22 exemplar vid tio fällor men även denna art saknas i nordvästra Klåveröd. Den rödlistade fjädervingen *Ptenidium gressneri* (NT) lever i en liknande miljö som *Plegaderus dissectus*. Den fångades i fälla 27 i ravinen vid Korsskär. Fjädervingen *Ptenidium turgidum* fångades i fyra fällor i Nackarpsdalen och i Kvärkaskogen.

#### Mycelbaggar *Leiodidae*

Av denna familj med svamplevande skalbaggar hittades sju arter. *Anitosoma humeralis* fångades i 151 exemplar vid 18 stubbar medan de andra arterna (släktet *Agathidium*) endast fångades i relativt få exemplar. Alla arter förekom i nordvästra Klåveröd.

#### Kortvingar *Staphylinidae*

Kortvingarna var den artrikaste familjen i fångstmaterialet med 31 arter, ingen av dessa rödlistad. Sällsynta kortvingar som fångades och som har varit rödlistade i 2000 års rödlista är *Euryusa castanoptera* (en fälla) som lever tillsammans med bredhalsad varvsfluga *Hylecoetes dermestoides* samt *Euplectus brunneus* (sju fällor) och *Haploglossa gentilis* (en fälla) som båda lever i trädhål. Ingen av dessa fångades i nordvästra Klåveröd. Vanligast bland kortvingarna i fångstmaterialet var *Atheta picipes* med 35 exemplar.

### Ekoxbaggar *Lucanidae*

Noshornsoxe *Sinodendron cylindricum* var den ende Lucanid som fångades. Den utvecklas i vitrötade bokar och fanns med 13 exemplar i sju fällor. Levande exemplar av arten observerades vid ett flertal tillfällen (Figur 10).

Det finns ett fåtal äldre fynd av Bokoxe *Dorcus parallelipedus* (NT) från Skärälid (t.ex. Palm 1959) men arten fångades inte i våra fällor. Under högstubbeinventeringen påträffades i ravinen en grov bokstubbe med gnagspår som kan härröra från arten. Arten inte är ovanlig i södra och östra Skånes samt Blekinges bokskogar (Baranowski 1991, Baranowski & Nilsson 1994, Hägg 1995, 1997, Blomberg et al. 2001, Brunet 2003, 2005, Malmqvist 2004) men saknas i stora delar av västra Skåne och Halland (Andersson 2001, Malmqvist 2002, 2005, Jansson 2004).

### Knäppare *Elateridae* och halvknäppare *Eucnemidae*

Vid inventeringen fångades åtta arter av knäppare och fyra arter av halvknäppare.

Rombjättekäppare *Stenagostus rhombeus* (VU) är en mycket sällsynt art som lever i grövre lågor (Nilsson & Baranowski 1997b, Malmqvist et al. 2006). Den fångades i ett exemplar norr om ravinen i fälla 8 som även i övrigt hade många rödlistade och sällsynta arter. Den ännu mer sällsynta röd ögonknäppare *Denticollis rubens* (EN) lever också i boklågor och fångades inte under inventeringen. Den är dock känd från parken och har nyligen observerats flygande i närheten av fyndplatsen för rombjättekäpparen (Markus Abrahamsson, muntl. medd.).

Bokskogsrödbeck *Ampedus rufipennis* (VU) är en annan sällsynt knäppare med förekomst i området. Den lever i vitrötad ved i stubbar och lågor av bok och fångades i fyra fällor i nationalparken. Den relativt ovanliga blankknäpparen *Hypoganus inunctus* fångades i två av de fällor som också hade bokskogsrödbeck. Övriga knäppare som fångades var *Denticollis linearis*, *Ampedus balteatus*, *A. pomorum*, *Melanotus castanipes* och *M. villosus* som alla lever i rötad ved. Av halvknäppare fångades den rödlistade *Xylophilus corticalis* (NT) i fem fällor samt *Melasis buprestoides* (en fälla), *Hylis foveicollis* (sju fällor) och *H. olexai* (tolv fällor).

### Trägnagare *Anobiidae*

Sex arter trägnagare fångades varav en är rödlistad. Sprängtickgnagare *Dorcatoma substriata* (NT) lever främst i sprängticka men har även kläckts ur skillerticka (Ehnström & Axelsson 2002). Den fångades i ett exemplar i fälla 11 ovanför Skärälidsdammen. Kamhornad trägnagare *Ptilinus pectinicornis* var den mest vanliga arten i inventeringen. Den fångades vid 27 stubbar i totalt 214 exemplar. Larverna utvecklas främst i barklös torr bokved.

### Glansbaggar *Nitidulidae*

Arton arter glansbaggar fångades under inventeringen varav två är rödlistade. *Cyllodes ater* (VU) fångades i fällorna nr 3 (tio ex.) i Nackarpsdalen och nr 8 (tre ex.) norr om ravinen. Den är knuten till trädsvampar på lövträd, främst bok. Larvutvecklingen sker på *Pleurotus*-arter. Den fullbildade skalbaggen påträffas på fnöskticka, där den livnär sig av sporer. Förr var den känd från Skåne, Halland, Småland och Västergötland. Nutida fynd föreligger endast från Skärälid i Skåne (Artfaktablad, Artdatabanken 2006). De nya fynden visar att arten även förekommer utanför Skärälidsravinen i nationalparken. De två fällor där den fångades hade flest rödlistade arter (7 st) tillsammans med fälla nr 27 i ravinen vid Korsskär. *Glischrochilus quadriguttatus* (NT) är knuten till savflöden och fångades i åtta fällor, varav två i nordvästra Klåveröd. Vanligast bland övriga glansbaggar var *Soronia grisea* (42 ex.), *Epuraea variegata* (40 ex.) och *E. unicolor* (32 ex.).

#### Barkglansbaggar *Rhizophagidae*

Fyra arter av släktet *Rhizophagus* fångades av vilka *R. dispar* och *R. bipustulatus* fångades vid många stubbar. Den klart vanligaste arten var dock den rödlistade *R. brancsiki* (NT) som fångades i 180 exemplar i 25 fällor. Larvutvecklingen sker i fuktig, vitrötad ved i grova högstubbar och lågor av bok. Den är endast känd från västra Skåne och ett antal lokaler i Halland (Jansson 2004, Malmqvist 2005) men har tydligen en mycket stor och livskraftig population på Söderåsen. Den fjärde arten *R. cribratus* fångades endast i tre fällor med totalt fem exemplar.

#### Fuktbaggar *Cryptophagidae*

Åtta arter fuktbaggar fångades varav en är rödlistad. *Atomaria diluta* (NT) fångades i nio exemplar vid fem högstubbar, varav två i nordvästra Klåveröd. Vanligast var *Cryptophagus dentatus* som fanns i tolv fällor (16 ex.).

#### Trädsvampbaggar *Erotylidae*

Fyra arter av trädsvampbaggar fångades under inventeringen. Den rödlistade *Triplax rufipes* (NT) är, liksom *Cyllodes ater*, knuten till trädsvampar av släktet *Pleurotus*. Ett exemplar fångades vid den artrika högstubben nr 3 i Nackarpsdalen.

#### Mögelbaggar *Corticariidae*

Nio arter mögelbaggar hittades i fällorna varav en är rödlistad. *Stephostethus alternans* (NT) lever i Skåne främst på svampangripen bok. Ett exemplar var fångades i fällorna 10 och 24. I den senare fångades även inventeringens enda exemplar av *S. angusticollis*. Fyra arter av släktet *Lathridius* fångades varav den före detta rödlistade *L. brevicollis* fanns i sex fällor. Den vanligaste arten ur familjen var *Enicmus rugosus* med 52 exemplar.

#### Trädsvampborrare *Cisidae*

Av denna familj fångades 15 arter varav *Cis castaneus* (NT) är rödlistad. Den är inventeringens mest frekventa rödlistade art efter *Rhizophagus brancsiki* och fångades i 17 fällor och 69 exemplar. Den saknas dock helt i nordvästra Klåveröd (Figur 17b). *Cis nitidus* fanns i alla fällor utom en (187 ex.) och även *Ropalodontus perforatus* var mycket vanlig (147 ex.).

#### Svartbaggar *Tenebrionidae*

Fem arter svartbaggar fångades. Vanlig svampsvartbagge *Bolitophagus reticulatus* som lever i fnöskticka fångades i flest exemplar (163 ex. i 25 fällor) av familjens arter. Rödhalsad svartbagge *Oplocephala haemorrhoidalis* lever också i fnöskticka men är betydligt ovanligare. Under inventeringen påträffades den i fyra fällor (6 ex.). Vi kan även nämna att vi hittade spår av jättesvampmalen *Scardia boletella*, som också är knuten till fnöskticka, på många högstubbar i hela området.

#### Brunbaggar *Melandryidae*

Fem arter brunbaggar påträffades i fällorna varav två rödlistade. Liten brunbagge *Orchesia minor* (NT) lever i vitrötad ved och fångades i fälla 21 i sydöstra Klåveröd. Även svartbrun brunbagge *Phloiotrya rufipes* (NT) lever i vitrötad ved. Ett exemplar av arten fångades i Kvärkaskogen (fälla 26). Även de mycket sällsynta *Melandrya caraboides* (EN) och *M. barbata* (EN) är funna i nationalparken men inte under denna inventering.





Figur 11. Äggläggande hona av bokblombeck vid fällestubbe nr 2 i juni 2005. Foto: Prisca Schäffer.

#### Långhorningar *Cerambycidae*

Bokblombeck *Anoplodera scutellata* (VU) är en karaktärsart för landets mest värdefulla bokskogsområden med avseende på vedinsekter. Den är idag känd från ca 25 lokaler i landet (Nilsson & Baranowski 1995, Malmqvist et al. 2006). Arten fångades i två fällor i ravinen (nr 11, 27) men även i Kvärkaskogen (nr 25) och på nordostsluttningen (nr 5, sex exemplar i fyra fällor). Därutöver observerades en äggläggande hona på fällestubbe 2 i juni 2005 (Figur 11). I övrigt fångades ytterligare sex arter av långhorningar. Prydnadsbock *Anaglyptus mysticus* (NT) fångades i tre fällor i nationalparkens östra del. Övriga långhorningar förekom endast vid enstaka högstubbar med undantag för lövträdslöparen *Rhagium mordax* som fångades vid åtta stubbar, varav två i nordvästra Klåveröd.

Det kan också nämnas att en hona av taggbock *Prionus coriarius* (NT), som inte fångades under inventeringen, observerades sittande på fällestubbe nr 9 i norra delen av nationalparken i augusti 2007.

#### Barkborrar *Scolytidae*

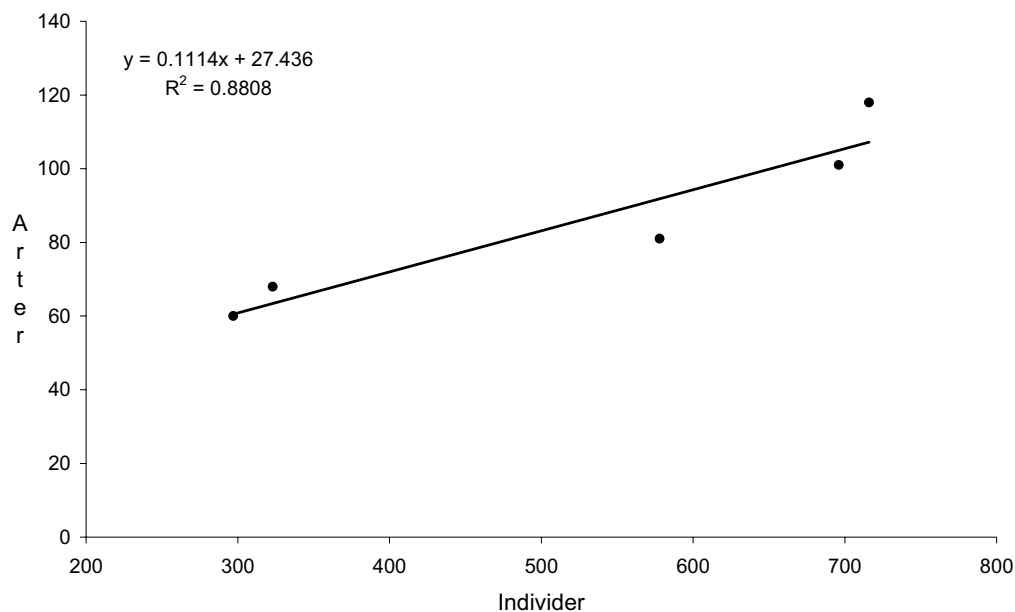
Elva arter barkborrar fångades varav sex arter endast angriper barrträd. Husborre *Trypodendron domesticum* var den vanligaste arten i området och fångades i 43 exemplar vid 21 högstubbar. Bokbarkborre *Taphrorychus bicolor* däremot förekom endast i två fällor (7 ex.). Även övriga barkborrearter var alla fåtaliga. Här kan nämnas den sällsynta bruna vedborren *Xyleborinus saxesenii* (NT) som fångades i fälla 22 i sydöstra Klåveröd.

### Säsonggradienter

Antalet fångade individer och arter var lägst under den första och sista fångstperioden och högst under juni månad (Tabell 3). Antalet arter ökar linjärt med antalet fångade individer under de fem fångstperioderna (Figur 12).

Tabell 3. Fångstperioder och antalet fångade individer och arter av vedlevande skalbaggar år 2005 i Söderåsens nationalpark och Klåveröds strövområde.

Period	Tid	Antal dagar	Antal individer	Antal arter
1	12/4-9/5	28	297	60
2	9/5-7/6	29	696	101
3	7/6-27/6	20	716	118
4	27/6-22/7	25	578	81
5	22/7-19/8	28	323	68
Summa		130	2610	180



Figur 12. Samband mellan antalet fångade individer och antalet arter av vedlevande skalbaggar under fem fångstperioder år 2005 i Söderåsens nationalpark och Klåveröds strövområde.

Vissa arter visar på en tydlig aktivitetstyngdpunkt under säsongen medan många arter fångades under hela perioden. Två arter med förekomst i minst tre fällor fångades enbart under de två första perioderna mellan 12 April och 7 juni, bredhalsad varvsfluga *Hylecoetes dermestoides* och *Epuraea bickhardti* (Tabell 4). Fjorton arter ur olika familjer hade en tyngdpunkt i mitten av perioden, däribland knäpparna *Ampedus rufipennis* och *Melanotus castanipes*. Fem arter hade en tyngdpunkt under de två sista fångstperioderna, däribland halvknäpparna *Hylis foveicollis* och *H. olexai*.

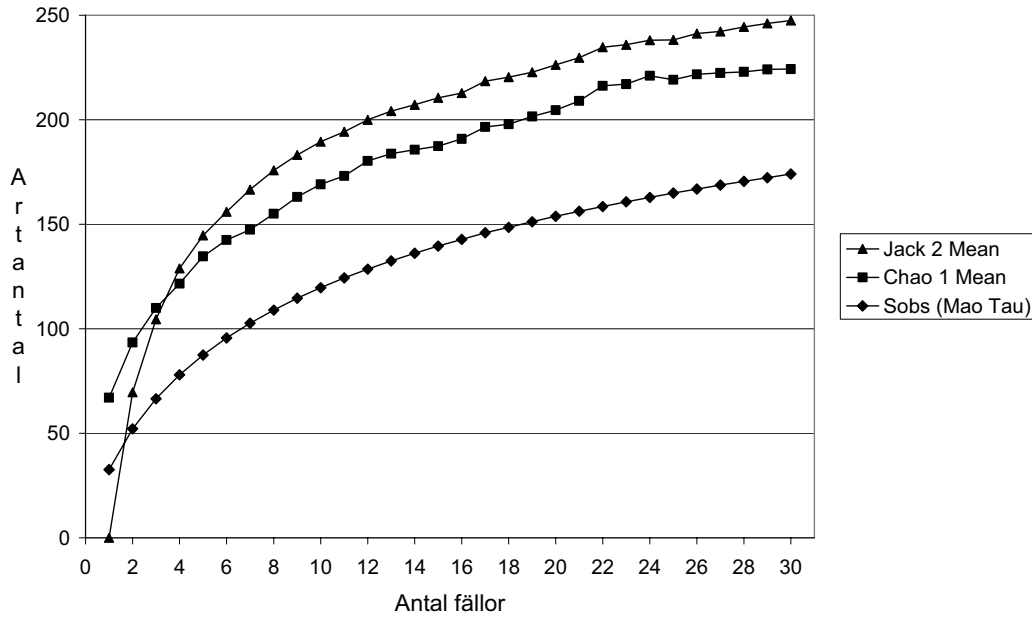
Tabell 4. Arter med förekomst i minst tre fällor som endast fångades under en eller två sammanhängande fångstperioder på Söderåsen år 2005.

Art	Period	Antal fällor	Antal fångster
Tidiga arter			
<i>Eपुरaea bickhardti</i>	1,2	3	3
<i>Hylecoetus dermestoides</i>	2	10	10
Intermediära arter			
<i>Ampedus rufipennis</i>	3,4	4	4
<i>Anaglyptus mysticus</i>	3	3	3
<i>Anaspis frontalis</i>	2,3	4	4
<i>Cis jaquemarti</i>	3,4	5	5
<i>Cis lineatocribratus</i>	3	4	4
<i>Eपुरaea neglecta</i>	2,3	4	4
<i>Euplectus piceus</i>	3,4	4	4
<i>Euplectus brunneus</i>	2,3	7	8
<i>Latridius minutus</i>	2,3	4	4
<i>Melanotus castanipes</i>	2,3	15	20
<i>Tillus elongatus</i>	3,4	9	10
<i>Tomoxia bucephala</i>	3,4	4	6
<i>Tyrus mucronatus</i>	2,3	3	3
<i>Xylophilus corticalis</i>	3,4	5	6
Sena arter			
<i>Agathidium badium</i>	4,5	3	3
<i>Acrulia inflata</i>	4,5	3	3
<i>Hallomenus binotatus</i>	4,5	3	4
<i>Hylis foveicollis</i>	4,5	7	8
<i>Hylis olexai</i>	4,5	12	17

### Observerad och förväntad artrikedom

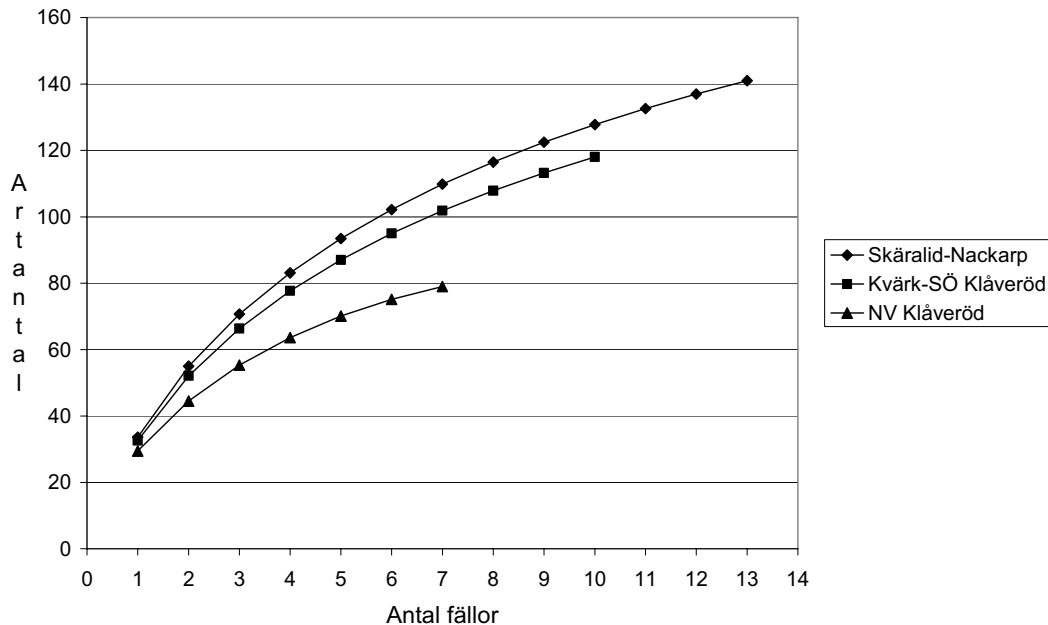
En ackumuleringkurva (rarefaction-kurva) av antalet fångade arter visar att 87 arter skulle i medel ha fångats med fem fällor, 120 arter med tio fällor och 140 arter med 15 fällor (Figur 13). Baserad på den verkliga fångsten beräknar programmet EstimateS även uppskattningar för totalantalet arter, det vill säga summan av de faktiskt fångade arterna och de som inte fångades. Resultaten ligger, beroende på olika beräkningsmetoder (species richness estimators), mellan 197 och 247 arter. Resultaten av de två uppskattningsmetoderna med de högsta och lägsta medelvärdena, Chao 1 och Jackknife 2, ges i Figur 13. Den övre kurvan (Jack 2) har ännu inte planat ut och indikerar en total artpool av mer än 250 arter vid döda bokar. I våra 30 fällor fångade vi totalt 174 arter som lever i lövträd. Det skulle betyda att vi fångade ca 2/3 av alla arter om den totala artpoolen ligger något över 250 arter i undersökningsområdet.





Figur 13. Förväntat antal arter (rarefaction-kurva, Sobs Mao Tau) med ökat antal fällor och uppskattning av det totala artantalet i undersökningsområdet enligt två beräkningsmetoder (Chao 1 richness estimator och second order Jackknife richness estimator).

En jämförelse av ackumuleringskurvor i tre olika delar av området visar att det isolerade delområdet nordvästra Klåveröd är artfattigare än det centrala delområdet sydöstra Klåveröd-Kvarkaskogen och det östra delområdet Tostarp-Skärälid-Nackarpsdalen (Figur 14).



Figur 14. Förväntat antal arter (rarefaction-kurva, Sobs Mao Tau) med ökat antal fällor i tre delområden. Skillnaden mellan NV-Klåveröd och de övriga två delområdena är statistiskt signifikant (95% konfidensintervall vid sju fällor).

### Faktorer som påverkar utbredningen av vedlevande skalbaggar

Medelantalet arter per fälla skiljer sig signifikant mellan olika delområden för rödlistade och tidigare rödlistade arter (Tabell 5). Antalet rödlistade och tidigare rödlistade arter är högst i Skäralsravinen-Tostarp och lägst i nordvästra Klåveröd. Artantalet i de övriga tre delområdena ligger mellan dessa. Tydligast blir gradienten för summan rödlistade och tidigare rödlistade arter (Tabell 5, Figurer 15, 16a,b). En liknande trend som för de rödlistade arterna finns även för antalet gammalvedsarter. I övrigt skiljer sig antalet arter ur olika grupper inte mellan delområdena.

Tabell 5. Medelvärden för antalet arter i fönsterfällor i olika delområden. P-värde enligt ANOVA. Medelvärden utan gemensamma bokstäver är signifikant skilda ( $p < 0,05$ ) enligt Tukey-testet. SkTo=Skäralsravinen-Tostarp, KrNa=Kronoparken-Nackarp, Kv=Kvarkaskogen, sKl=sydöstra Klåveröd, nKl=nordvästra Klåveröd.

Delområde	SkTo	KrNa	Kv	sKl	nKl	P-värde
Antal fällor	5	8	5	5	7	
Alla arter	36,0	32,5	31,0	33,6	29,3	0,810
Rödlistade arter	5,6 a	3,0 ab	2,8 ab	2,8 ab	1,6 b	0,006
Fd rödlistade arter	3,6 a	2,3 ab	3,0 a	2,2 ab	0,6 b	0,001
RL + fd RL	9,2 a	5,3 b	5,8 ab	5,0 bc	2,1 c	<0,001
Ej RL/fd RL	26,8	27,3	25,2	28,4	27,1	0,983
Färskvedsarter	4,8	4,4	3,4	6,4	6,4	0,197
Gammalvedsarter	13,4	10,5	12,2	11,4	7,0	0,067
Svamplevande arter	16,8	15,6	13,2	13,8	13,9	0,769
Övriga arter	1,0	2,0	2,2	2,0	2,0	0,384

Även en summering över alla rödlistade arter i varje delområde visar ett minskande artantal från öst till väst inom undersökningsområdet. Medan det fångades 13 respektive tolv rödlistade arter i Skäralsravinen-Tostarp och Kronoparken-Nackarp, innehöll fällorna i nordvästra Klåveröd endast tre rödlistade arter (Tabell 6). Fynd av arter inom hotkategori VU är ganska väl fördelade inom nationalparken, men saknas i Klåveröd (Figur 17a). En särskilt tydlig utbredningsgräns framträder för *Cis castaneus* som förekommer i flertalet fällor i nationalparken och i sydöstra Klåveröd men som saknas helt i nordvästra Klåveröd (Figur 17b).

Det finns en korrelation mellan antalet rödlistade arter och antalet övriga vedlevande arter ( $r: 0,489$ ,  $P=0,006$ ). Ett ännu starkare samband finns mellan antalet svamplevande och gammalvedsarter ( $r: 0,619$ ,  $P < 0,001$ ). Samband mellan övriga kombinationer av ekologiska grupper var svaga och inte signifikanta (Bilaga 3).

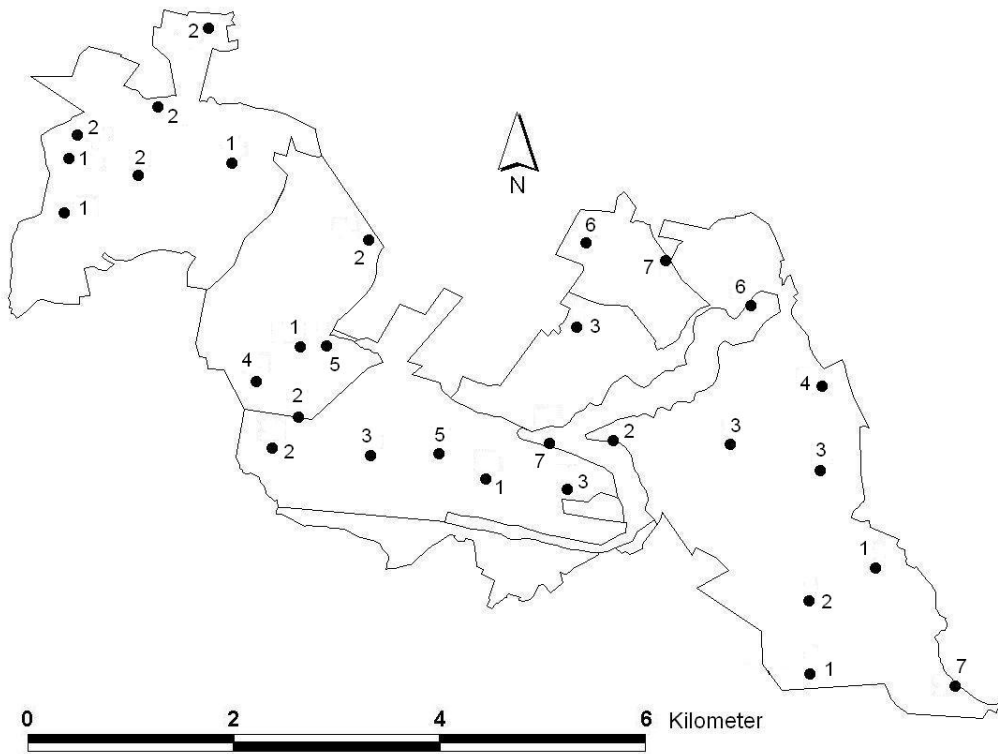


Figur 15. Fällstubbe nr 8 i Tostarpsområdet där 14 rödlistade och tidigare rödlistade arter fångades.

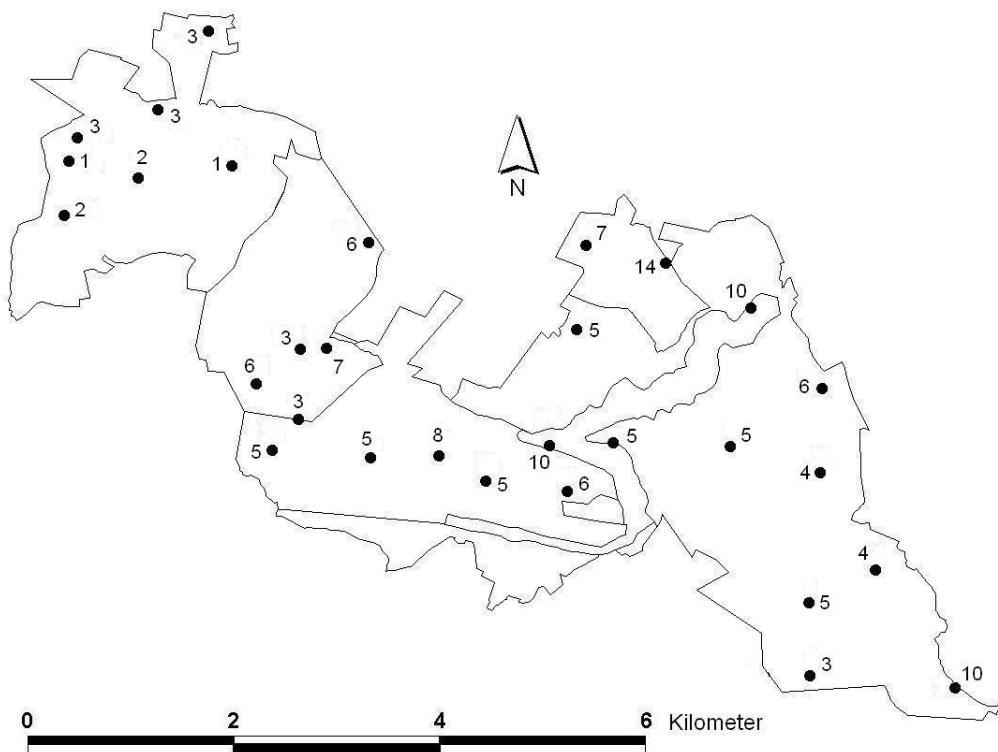
Tabell 6. Rödlistade arter som fångades under året 2005 i Söderåsens nationalpark och i Klåveröds strövområde. Fångst i olika delområden markeras med x. SkTo=Skäralidsravinen-Tostarp, KrNa=Kronoparken-Nackarp, Kv=Kvarkaskogen, sKl=sydöstra Klåveröd, nKl=nordvästra Klåveröd.

Delområde		SkTo	KrNa	Kv	sKl	nKl
Art / antal fällor		5	8	5	5	7
<i>Stenagostus rhombeus</i>	VU	x				
<i>Ampedus rufipennis</i>	VU	x	x	x		
<i>Cyllodes ater</i>	VU	x	x			
<i>Anoplodera scutellata</i>	VU	x	x	x		
<i>Plegaderus dissectus</i>	NT	x	x	x	x	
<i>Aeletes atomarius</i>	NT		x			
<i>Ptenidium gressneri</i>	NT	x				
<i>Xylophilus corticalis</i>	NT		x		x	
<i>Dorcatoma substriata</i>	NT	x				
<i>Glischrochilus quadriguttatus</i>	NT	x	x	x	x	x
<i>Rhizophagus brancsiki</i>	NT	x	x	x	x	x
<i>Atomaria diluta</i>	NT	x	x	x		x
<i>Triplax rufipes</i>	NT		x			
<i>Stephostethus alternans</i>	NT	x		x		
<i>Cis castaneus</i>	NT	x	x	x	x	
<i>Orchesia minor</i>	NT				x	
<i>Phloiotrya rufipes</i>	NT			x		
<i>Anaglyptus mysticus</i>	NT	x	x			
<i>Xyleborinus saxesenii</i>	NT				x	
Summa arter		13	12	9	7	3

a) Rödlistade arter

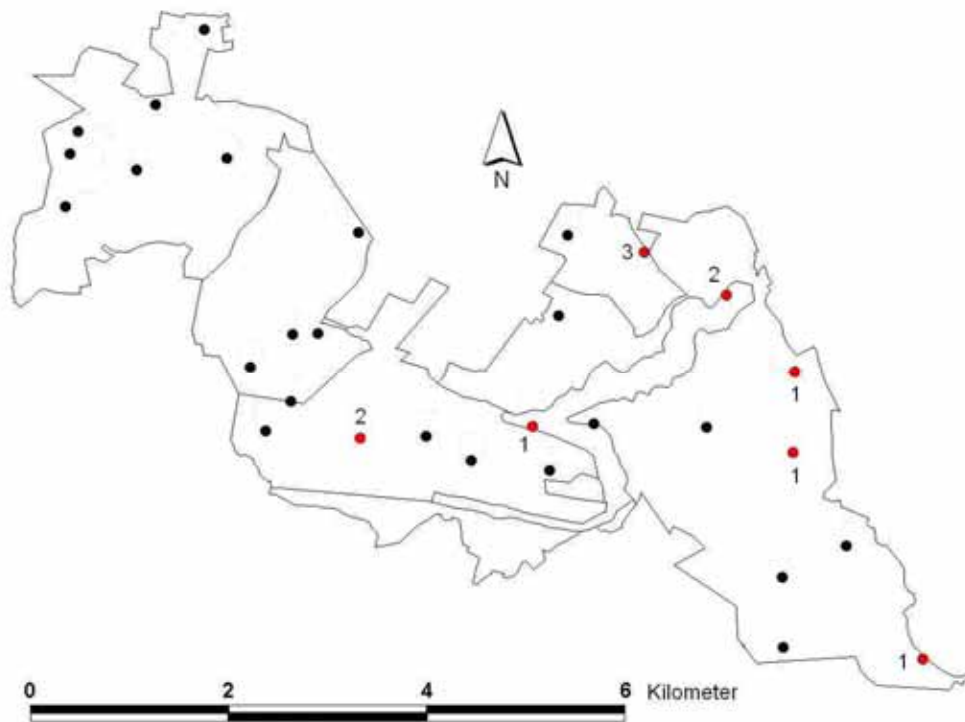


b) Rödlistade och tidigare rödlistade arter

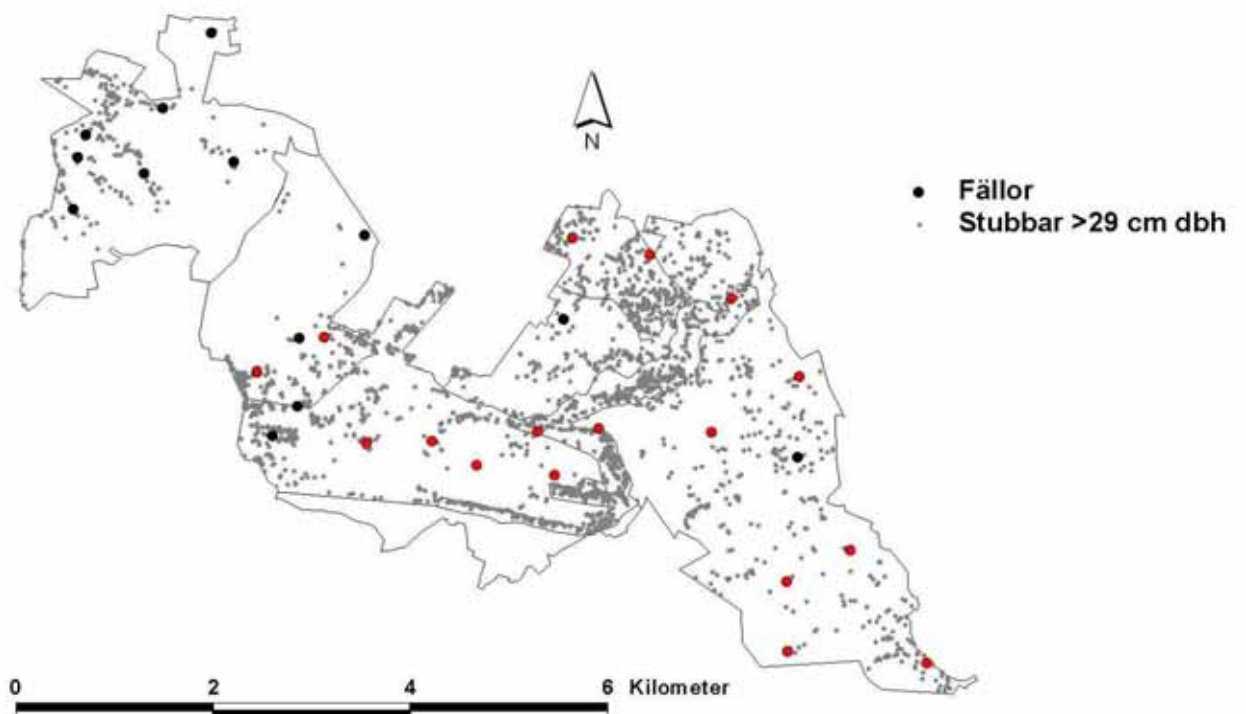


Figur 16 a) Antalet rödlistade arter och b) summan rödlistade och tidigare rödlistade arter i 30 fönsterfällor i Söderåsens nationalpark och Klåveröds strövområde i Skåne.

a) Antal VU-arter (rödmarkerade)



b) Fynd av *Cis castaneus* (rödmarkerade)

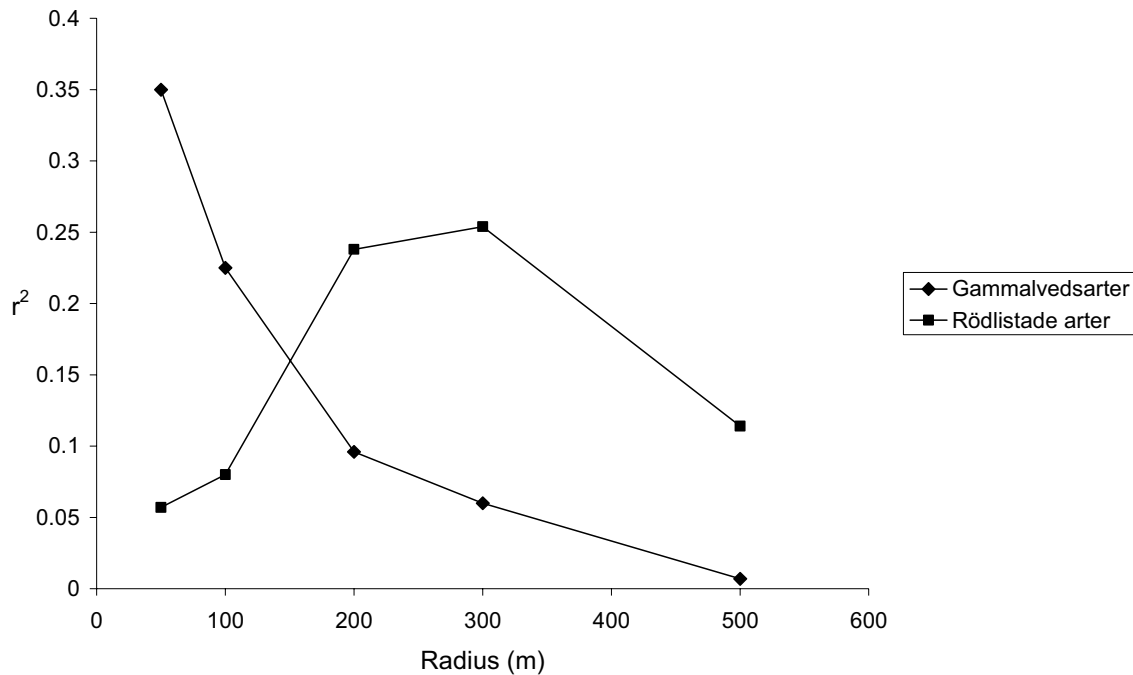


Figur 17 a) Antalet arter med hotkategori sårbar (VU) och b) fångst av *Cis castaneus* i 30 fönsterfällor i Söderåsens nationalpark och Klåveröds strövområde i Skåne.

De rumsliga variablernas relativt stora betydelse för vissa artgrupper framgår även av regressionsanalyser (Tabell 7). Antalet rödlistade arter, tidigare rödlistade arter och gammalvedsarter är tydligt beroende av avståndet till ravinerna. Övriga artgrupper visar inga signifikanta samband förutom färskvedsarter som ökar mot nordväst. Antalet gammalvedsarter ökar med antalet högstubbar inom 50 och 100 m från fällorna, medan antalet högstubbar inom 200 m och 300 m har en positiv effekt på antalet rödlistade arter. Sambandet mellan antalet högstubbar inom en viss radie och antalet rödlistade och gammalvedsarter blir ännu starkare om de sju fällorna i det isolerade nordvästra Klåveröd utesluts ur regressionerna. Figur 18 visar att antalet gammalvedsarter främst är beroende av antalet högstubbar inom 50 m från fällorna, motsvarande en yta av 0,8 ha. Antalet rödlistade arter däremot ökar mest i relation till antalet högstubbar inom 200-300 m, motsvarande en yta av 12,5–28 ha.

Tabell 7. Samband mellan olika gruppers artantal och omvärldsvariabler. Linjär regression, endast regressioner med  $p < 0,05$  visas. Relationer mellan antalet högstubbar inom olika radier från fällorna (50-500m) och artantalen beräknades för otransformerat och log-transformerat antal högstubbar. I tabellen anges endast regressionen med den högre förklaringsgraden.

Artgrupp	Rumslig variabel	R <sup>2</sup> -värde	P-värde
Alla arter	Terrängens lutning (log)	0,157 (+)	0,030
Rödlistade	Stubbhöjd	0,300 (+)	0,002
Rödlistade	Avstånd till ravinerna	0,254 (-)	0,005
Rödlistade	Högstubbar inom 200 m (log)	0,228 (+)	0,008
Rödlistade	Högstubbar inom 300 m (log)	0,212 (+)	0,011
Rödlistade	Longitud	0,159 (+)	0,029
Rödlistade	Dbh	0,156 (+)	0,031
Fd rödlistade	Avstånd till ravinerna	0,429 (-)	<0,001
Fd rödlistade	Longitud	0,243 (+)	0,006
Ej rödlistade	Terrängens lutning (log)	0,165 (+)	0,026
Gammalvedsarter	Avstånd till ravinerna	0,330 (-)	<0,001
Gammalvedsarter	Högstubbar inom 50 m	0,226 (+)	0,008
Gammalvedsarter	Högstubbar inom 100 m (log)	0,158 (+)	0,029
Gammalvedsarter	Stubbhöjd	0,147 (+)	0,037
Gammalvedsarter	Terrängens lutning (log)	0,136 (+)	0,045
Färskvedsarter	Latitud	0,302 (+)	0,002
Färskvedsarter	Longitud	0,144 (-)	0,038
Svamplevande arter	Terrängens lutning (log)	0,153 (+)	0,032



Figur 18. Förklaringsgrad ( $r^2$ -värde) för samband mellan antalet gammalvedsarter, antalet rödlistade arter, och antalet bokhögstubbar (log-värden) inom olika radier från fönsterfällorna. Regressioner med  $r^2$ -värden över 0,20 är statistiskt signifikanta ( $p < 0,05$ ). Linjära regressioner med alla fönsterfällor utom nordvästra Klåveröd ( $n=23$ ) varför  $r^2$ -värdena avviker från de som redovisas i tabell 7.

Logistiska regressioner ger ett signifikant ( $p < 0,05$ ) negativt samband mellan avståndet till ravinerna och förekomst av elva arter. Ytterligare två arter visar ett marginellt signifikant ( $p < 0,10$ ) negativt samband (Tabell 8).

Tabell 8. Arter med minskad förekomst när avståndet till ravinerna ökar. Signifikansnivå i logistisk regression: \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; (\*)  $p < 0,10$ .

Art	RL05	Antal fällor
<i>Plegaderus dissectus</i> **	NT	8
<i>Paromalus flavicornis</i> **		10
<i>Ptenidium turgidum</i> (*)		4
<i>Euplectus punctatus</i> *		4
<i>Euplectus brunneus</i> *	fd	7
<i>Ampedus rufipennis</i> (*)	VU	4
<i>Hylis foveicollis</i> *	fd	7
<i>Cis jaquemarti</i> *		5
<i>Cis castaneus</i> ***	NT	17
<i>Octotemnus glabriculus</i> *		5
<i>Oplocephala haemorrhoidalis</i> *	fd	4
<i>Tomoxia bucephala</i> **		4
<i>Anoplodera scutellata</i> **	VU	4

Bland de övriga variablerna finns ett positivt samband mellan terrängens lutning och flera artgrupper (Tabell 7). Antalet rödlistade arter ökar med stubbens höjd och dbh medan antalet gammalvedsarter enbart ökar med stubbhöjden. En analys av solexponeringen visar att fällorna vid de fyra mest skuggade högstubbarna (klass 0) innehöll färre arter än övriga fällor (22,3 vs. 33,8 arter,  $P=0,022$ , t-test).

I tabell 9 visas resultatet av en CCA-ordination som relaterar gradienter i artsammansättningen till omvärldsvariabler. Den första ordinationsaxeln återger den viktigaste gradienten i artsammansättningen, mätt i s.k. egen-värden, medan de följande axlarna visar gradienter med successivt mindre betydelse.

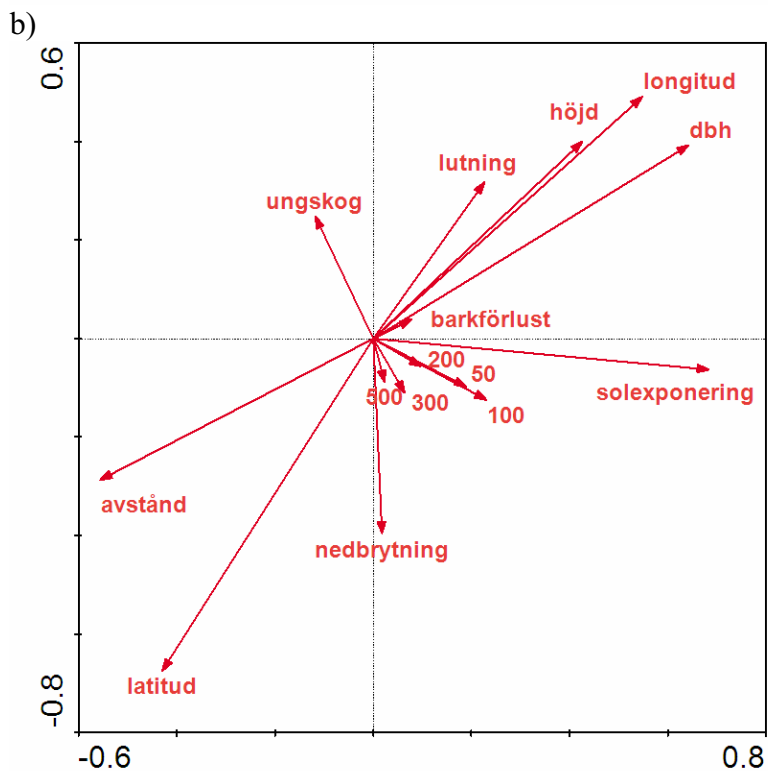
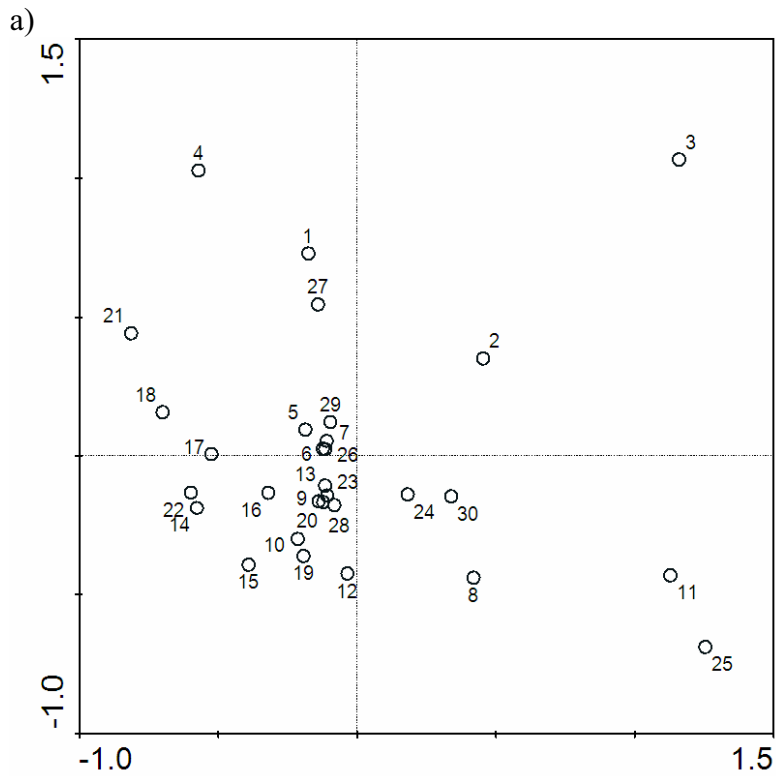
Jämförelsen av summan av alla egen-värden (3,477) och egen-värden relaterade till omvärldsvariabler (1,971) visar att 57% av variationen i artsammansättningen är korrelerade med omvärldsvariablerna. De två första axlarna förklarar tillsammans 13,7% av artgradienten och representerar 24,1% av den förklarade variationen. Både den första ordinationsaxeln och ordinationen i sin helhet representerar statistiskt signifikanta gradienter (Tabell 9).

Klåverödsfällorna skiljs i viss mån från övriga fällor längs första ordinationsaxeln (Figur 19). De högsta värdena längs första axeln har de artrika och solexponerade fällorna nr 3 i Nackarpsdalen, nr 11 vid Skärålid och nr 25 i Kvärkaskogen.

Tabell 9. Sammanfattning av en CCA-ordination med kvadratrot-transformerade abundansdata (antal individer) från 30 fönsterfällor och 15 omvärldsvariabler.

Axes	1	2	3	4
Eigenvalues	0.288	0.187	0.179	0.165
Species-environment correlations	0.968	0.969	0.986	0.961
Cumulative percentage variance				
of species data	8.3	13.7	18.8	23.6
of species-environment relation	14.6	24.1	33.2	41.6
Sum of all eigenvalues	3.477			
Sum of all canonical eigenvalues	1.971			
Summary of Monte Carlo test				
Test of significance of first canonical axis: eigenvalue =	0.288			
F-ratio =	1.266			
P-value =	0.0060			
Test of significance of all canonical axes : Trace =	1.971			
F-ratio =	1.221			
P-value =	0.0020			





Figur 19. Ordinationsdiagram med CCA axel 1 (x-koordinat) och 2 (y-koordinat) av a) 30 fönsterfällor och b) tillhörande biplot av 15 omvärldsvariabler. Variabelns betydelse för artsammansättningen ökar med pilens längd. Pilens riktning visar på den största variationen i artsammansättningen som är relaterad till respektive variabel.

## Diskussion

### Bokhögstubbar och volymen död ved

Inventeringen visar att äldre bokbestånd som undantas från skogsbruk relativt snart kan bilda stora mängder högstubbar (jmf. Oheimb et al. 2005, 2007). Detta gäller kanske särskilt i ett område som Söderåsen där fnöskticka är mycket vanlig och lätt angriper försvagade träd. Fnösktickans påverkan leder förmodligen även till att de flesta träd bryts och blir högstubbar och enbart en liten andel faller som rotvältor. En täthet av 4-7 högstubbar per ha är vanlig i områden som domineras av äldre slutna bestånd ett par decennier efter fredandet. I sådana områden behövs normalt inga aktiva åtgärder för att öka mängden död ved utan man kan förvänta sig en successiv ökning av volymerna med tiden. Områden som har haft en kontinuerlig intensiv skötsel och glesa skärmar av fröträd ligger däremot på runt en högstubbe per ha. Exempel är vårt delområde Kronoparken-Nackarp och bokskogen i Torup (Brunet & Isacsson 2008).

Vedvolymen i Söderåsens högstubbar beräknades av oss till ca 2,2 m<sup>3</sup>/ha bokskog, inklusive ännu levande (döende) högstubbar. Möjligtvis underskattas volymen något genom den använda formeln, då många högstubbar mer liknar en cylinder än en ellipsoid kon. Å andra sidan utgör de ännu levande stubbarna ca 0,65 m<sup>3</sup>/ha. Även i beräkningen av den totala volymen död ved finns flera felkällor som kan innebära både ökad eller minskad volym. Högstubbeinventeringen medger således inte någon exakt beräkning av totalvolymen död ved, utan huvudsyftet var att relatera skalbaggsfångsten till antalet högstubbar inom olika avstånd från fällorna.

Den snabbare nedbrytningen av lågor och grenved jämfört med stubbar och den ovan nämnda andelen ännu levande stubbved betyder att den totala volymen död bokved från högstubbe-träden och rotvältor förmodligen är något lägre än det av oss beräknade värdet 9,6 m<sup>3</sup>/ha. Volymen under avverkningshöjd ingår dock inte i Hagbergs & Matérns (1975) volymformler för stamved och tillkommer med minst ca 0,3 m<sup>3</sup>/ha. Vidare tillkommer förmodligen mellan 200-400 döda träd mellan 10 och 20 cm dbh som bidrar med ca 0,1 m<sup>3</sup>/ha. Även en okänd mängd död ved från levande träd tillkommer, såsom liggande grenar, torrgrenar på träd och död ved i hålträd. Dessa kan utgöra flera m<sup>3</sup>/ha i brukad bokskog (Erdmann & Wilke 1997). Sammanlagd är ovannämnda volymer förmodligen större än minskningen genom snabbare nedbrytning av liggande ved. Därför bedömer vi att medelvolymen död bokved med  $\geq 10$  cm grovlek ligger på 10-15 m<sup>3</sup>/ha bokskog i undersökningsområdet.

Christensen et al. (2005) sammanfattar vår aktuella kunskap om den döda vedens dynamik i skyddade europeiska bokskogar. Inventeringar av död ved i 86 reservat gav ett medelvärde av 130 m<sup>3</sup>/ha död ved. Det fanns stora skillnader bland reservaten och volymen död ved varierade mellan 6-552 m<sup>3</sup>/ha. I 17 områden låg volymen över 200 m<sup>3</sup>/ha död ved. Volymen i (döda) högstubbar och torrakor var i medel 39 m<sup>3</sup>/ha (1-282 m<sup>3</sup>/ha).

En jämförelse med europeiska lövskogar visar därmed att volymen död ved i gamla boknaturskogar är runt tio gånger större än medelvolymen på Söderåsen idag (Nilsson et al. 2002, Christensen et al. 2005). Sammanfattningsvis kan man säga att delområdet Kronoparken-Nackarp än så länge inte innehåller mer död ved än många brukade bokskogar. Volymen grov död stamved torde dock vara betydligt högre än i brukad bokskog i genomsnitt i och med att grenved från avverkningar har ersatts av stamved från högstubbar och lågor (Erdmann & Wilke 1997, Fridman & Walheim 2000). De flesta andra delområdena ligger på nivåer som är

typiska för svenska nyckelbiotoper med ädellövskog (10-20 m<sup>3</sup>/ha, Nordén et al. 2004). I delar av Skäralidsravinen, Tostarp, Kvärkaskogen och Klåveröd finns förmodligen partier med 30-50 m<sup>3</sup>/ha död ved ( $\geq 10$  cm). Dessa områden ligger i samma nivå som bokreservat som har varit fredade i ca 30 år (Meyer 1999). Att även Skäralidsravinen enligt våra skattningar inte har byggt upp högre volymer, tyder på att det har förekommit viss avverkning i ravinen eller att man har tagit hand om vindfällan och torrträd.

### **Metodik för insektsfångst**

Våra resultat från Söderåsen och vår andra delstudie i Torups bokskog (Brunet & Isacson 2008) tyder på att små fönsterfällor vid högstubbar fångar en fauna som i viss utsträckning är substratspecifik. Det fanns tydliga samband mellan artsammansättningen och stubbarnas nedbrytningsgrad och solexponering. Vi fångade mycket få individer som endast lever på barrträd och vanlig svampsvartbagge fångades enbart vid högstubbar med fnöskticka i Torup. Att fönsterfällornas läge är av stor betydelse för fångstens sammansättning bekräftas av jämförande studier med fällor vid stubbar, lågor, i trädkronan och fristående på marken (Økland 1996, Martikainen & Kouki 2003, Bußler et al. 2004, Müller 2005, Franc 2007).

Resultaten från rarefaction-analys och uppskattningen av det totala artantalet i området visar att våra små fönsterfällor var effektiva och fångade en relativt stor del av områdets arter. Detta beror delvis på att fönsterfällor fångar över en hel vegetationsperiod och därmed återspeglar skalbaggsfaunans fenologiska variation. Fönsterfällornas förmåga att fånga en stor del av den lokala artpoolen bekräftas också av jämförelser med andra inventeringsmetoder som sällning, kläckfällor och manuellt eftersök (Økland 1996, Martikainen & Kouki 2003, Bußler et al. 2004, Wikars et al. 2005, Alinvi et al. 2007).

Att totalantalet arter i området som utnyttjar bok ligger runt 250 arter enligt beräkningarna i programmet EstimateS, stöds av en sammanställning av vår inventering och tidigare fynd (bilaga 5). Listan omfattar 282 arter av vilka minst 231 är funna på bok i landet. Ytterligare ett antal av de andra arterna förekommer förmodligen också på bok.

Bußler et al. (2004) jämförde olika inventeringsmetoder i termofila ekskogar i norra Bayern. Den enskilda metod som fångade det bredaste artspektrat och det högsta antalet rödlistade arter var fönsterfällor i trädkronors centrala delar. Med så kallad fogging av trädkronor fångades särskilt många praktbaggar och andra arter som lever i trädkronors yttre solexponerade delar. Marknära fönsterfällor var särskilt effektiva för att fånga svamplevande arter. Manuellt eftersök resulterade i fler arter långhorningar och knäppare. Med ljusfällor fångades relativt få arter men en hög andel av dessa var rödlistade arter som endast fångades med denna metod. Ett viktigt resultat av undersökningen är att död ved i gamla trädskronor är en viktig livsmiljö för värmegynnade arter, ett faktum som hittills inte har uppmärksamats särskilt mycket i den svenska naturvårdsdebatten.

Den stora fördelen med kläckfällor, sällning och manuellt eftersök, jämfört med fönsterfällor, är givetvis att man kan vara säker på att alla arter har utnyttjat det undersökta substratet på något sätt. Antingen har skalbaggen utvecklats direkt i substratet eller så har den åtminstone utnyttjat det som skydd eller för födosök. Fönsterfällor har också nackdelen att man missar de mindre flygbenägna arterna. Dessutom leder fångst av ej vedberoende arter till längre sorteringsstid.

Sällning fångar få arter som utvecklas inne i veden, men kan ge fler andra vedlevande arter än kläckfällor (Alinvi et al. 2007). Sammanfattningsvis är förmodligen kläckfällor bäst om man vill studera sambandet mellan den vedlevande faunan och den döda vedens egenskaper (Wikars et al. 2005). Nackdelen är att metoden är dyr och tidskrävande och att substratet förstörs om man använder metoden ex-situ, dvs hänger upp den nätade vedbiten i beståndet eller i laboratoriet. In-situ kläckfällor är en mer skonsam metod, men den kan också ge ett sämre utbyte för lågor medan den i allmänhet fungerar bra för grenved (Økland 1996, Kappes & Topp 2004).

De jämförande studierna visar att man bör kombinera olika fångstmetoder för att erhålla en komplett bild av ett områdes vedlevande skalbaggsfauna. Om huvudsyftet är att undersöka rumsliga gradienter som i vårt projekt, är fönsterfällor vid döda träd en kostnadseffektiv metod. Att kombinera fönsterfällor med slutna kläckfällor hade förmodligen varit det bästa sättet att både inventera en stor del av områdets arter och samtidigt kunna knyta en del av dessa arter till substratet (utan att förstöra det). Denna metodkombination var emellertid av kostnadsskäl inte möjlig i vårt projekt.

### **Effekter av mängd och rumslig fördelning av död ved**

Nordvästra Klåveröd är isolerat från nationalparken genom ett ca två km brett bälte av barrplanteringar. Ett ur naturvårdssynpunkt intressant resultat av inventeringen är den tydliga gradienten för rödlistade arter mellan nordvästra Klåveröd och det övriga undersökningsområdet. Trots en numera hög täthet av lämpliga högstubbar har nordvästra Klåveröd ännu inte koloniserats av många arter. Man kan förmoda att svag spridningsförmåga är en av orsakerna till dessa arters frånvaro. Då det är särskilt rödlistade och före detta rödlistade arter som saknas i nordvästra Klåveröd, verkar dessa generellt ha sämre spridningsförmåga än övriga arter. Mot norr är området däremot betydligt mindre isolerat i förhållande till de stora bokskogarna på Söderåsens nordsluttning. Dessa bokskogar brukas rationellt och innehåller uppenbarligen inte den fauna av rödlistade arter som finns i nationalparken då ingen inspridning har skett till nordvästra Klåveröd. Det något högre antalet färskvedsarter i nordvästra delen av undersökningsområdet skulle däremot delvis kunna bero på inspridning från nordsluttningen.

Den artrikare sydöstra delen av Klåveröd och Kvärkaskogen ligger i anslutning till Skäralidsravinen med sin utomordentligt rika vedinsektsfauna. Genom restaureringsåtgärder har gran-skogen i Kvärk-området avverkats och ersatts med unga lövskogar. Detta har förmodligen lett till att sällsynta arter som tidigare var begränsade till raviner lättare har kunnat kolonisera nya högstubbar i omkringliggande äldre bokbestånd på plåtarna. Inventeringen i nationalparken har visat att både bokblombock *Anoplodera scutellata* (VU) och bokskogsrödrock *Ampedus rufipennis* (VU) förekommer i Kvärkaskogen nära Klåveröds sydöstra delar (fälla nr 25). Det är möjligt att dessa arter även förekommer i sydöstra Klåveröd eller så kan de komma att kolonisera området inom kort. Möjligtvis hindras spridningen fortfarande av att bokbestånden i sydöstra Klåveröd är omgivna av granplanteringar. Vår slutsats blir att hänsynsträd i närheten av kärnområden med rik vedfauna ger större naturvårdsnytta än avsättningar i mer isolerade bokbestånd utan kontinuitet av död ved.

Våra resultat visar också att arter som utvecklas i senare nedbrytningsstadier (gammalvedsarter enligt Schmidl & Bußler 2004) påverkas mer av fragmentering än svamplevande arter och arter som utnyttjar färsk ved. Svamplevande arter är dock ingen homogen grupp angående

utbredningsbilden. *Oplocephala haemorrhoidalis* och *Cis castaneus* verkar till exempel ha en begränsad spridningsförmåga och saknas än så länge i nordvästra Klåveröd.

Den rumsliga gradienten återfinns i ordinationsanalysen men är mindre tydlig än i den gruppvisa jämförelsen av arterna. Det finns en stor grupp vanliga arter som förekommer i hela undersökningsområdet. Dessa dominerar ordinationsresultaten och orsakar dess relativt korta gradientlängder.

Ordinationen och de statistiska analyserna visar också att mängden högstubbar inom olika avstånd från fällorna inte påverkar artsammansättningen i sin helhet särskilt mycket. Ur naturvårdssynpunkt finns dock två intressanta undantag, nämligen rödlistade arter och gammalvedsarter. Antalet gammalvedsarter ökar med antalet högstubbar inom 50 och 100 m från fällorna (0,8–3,1 ha), medan antalet högstubbar inom 200 m och 300 m (12,5–28 ha) har en positiv effekt på antalet rödlistade arter. Detta kan tolkas som att arter ur dessa grupper har ett större eller mer specialiserat substratbehov än andra arter. Rödlistade arter verkar här vara den mest krävande gruppen och gynnas först när det finns gott om död ved inom ett större område på 10–30 ha.

Sammanfattningsvis tyder våra resultat på att utbredningsmönstret av rödlistade vedlevande skalbaggar i landskapet inte påverkas av småskalig fragmentering (10-tals till 100-tals meter) utan snarare på nivån kilometer till mil. Den lokala populationsstorleken verkar däremot påverkas av mängden lämplig livsmiljö på beståndsnivå.

Hur den rumsliga fördelningen av död ved påverkar vedskalbaggars förekomst har under senare år undersökts i flera studier, dock hittills inte i bokskog. Studierna visar på en varierande spridningsförmåga hos vedskalbaggar. Flera studier bekräftar våra resultat att landskapsskalan (>1km) är viktigare än lokala variationer men det finns även exempel på effekter av korta avstånd (<200m). Arter som lever i stabila livsmiljöer som hålträd förväntas ha en sämre spridningsförmåga än arter som utnyttjar kortlivade substrat i nydöda träd (Nilsson & Baranowski 1997a).

Ranius & Hedin (2001) undersökte den hålträdslevande läderbaggens (*Osmoderma eremita*) spridning genom fångst-återfångst i hålekar i Östergötland. De uppmätta spridningsavstånden varierade från mellan 30 och 190 m. Enligt en modelleringsstudie baserad på fångstresultaten lämnar endast ca 15% av individerna sitt ursprungliga träd. Resultaten tyder på att arten har en låg spridningsförmåga och är känslig för fragmentering av sin livsmiljö.

Jonsell et al. (1999), Jonsell & Nordlander (2002) och Jonsson & Nordlander (2006) placerade fruktkroppar av klibb- och fnöskticka på avstånd på upp till 1,6 km från befintlig äldre skog med potentiella källpopulationer och jämförde faunan i klibb- och fnöskticka i skogar med lång, kort eller ingen kontinuitet av död ved. Studierna visar att flertalet svamplevande arter är goda kolonisatörer som kan överleva i brukade skogslandskap med glesa förekomster av substrat. Vissa rödlistade eller tidigare rödlistade arter, nämligen *Oplocephala haemorrhoidalis*, *Cis quadrigens* och *Scardia boletella*, påverkades dock negativt av habitatfragmentering i tid eller rum.

Jonsson (2003) analyserade varför rödhalsad svartbagge *Oplocephala haemorrhoidalis* i regel är sällsyntare än den nära besläktade vanlig svampsvartbagge *Bolitophagus reticulatus* som båda lever i fnöskticka. Genom anatomiska studier och flygexperiment visades att *O. haemorrhoidalis* var sämre anpassad än *B. reticulatus* till ett liv i brukad skog med få fnösktickor där frekventa flygningar till nya substrat är nödvändiga. Även om arten var en bra

flygare när den väl var i luften så hade färre individer flygmuskler, den var mindre villig att lyfta och honorna hade färre ägg. Även i vår studie var *O. haemorrhoidalis* ovanligare än *B. reticulatus*. Fragmenteringen påverkade *Cis castaneus* på Söderåsen på ett likartat sätt som *C. quadrigens*.

Fritz (2004) visade att jättesvampmal *Scardia boletella* har en tydlig aggregerad utbredning i Hallands bokskogar och att den saknas i mer isolerade men annars till synes lämpliga bokbestånd. Även här kan en begränsad spridningsförmåga ligga bakom utbredningsmönstret. På Söderåsen hittade vi spår av jättesvampmal på ett stort antal träd i hela området medan arten saknas i Torup (Brunet & Isacson 2008).

Schiegg (2000a,b) studerade samband mellan vedfaunan och fördelningen av död ved i bokskogsreservatet Sihlwald nära Zürich. Hon fann att en hög konnektivitet mellan vedobjekten hade en positiv effekt på 30 utav 175 vedlevande skalbaggar. Inom 0-200 m från fällorna var sambanden mellan den döda vedens konnektivitet och artdiversitet starkast vid en radie av 150 m för både skalbaggar och tvåvingar (Schiegg 2000b).

Økland et al. (1996) undersökte vedfaunan i ett grandominerat område på 16 000 ha i Østmarka i sydöstra Norge. Mängden och variationen av död ved var generellt viktigast för att förklara diversitet och sammansättning av vedfaunan. Sambanden var svaga på provytelnivå (0,16 ha) men tydliga på landskapsnivå (100-400 ha). Fem arter saknades om mängden död ved var lägre än 24 m<sup>3</sup>/ha inom 100 eller 400 ha. Ytterligare tre arter fångades inte i områden med färre än fyra grova döda träd (>40 cm dbh) per ha. Även Gibb et al. (2006) fann att förekomsten av lämpliga habitat på landskapsnivå (1-10 km) var viktigare än mängden död ved inom 100 m för den initiala koloniseringen av experimentellt utlagda gran- och björklågor och kapade granstubbar i skogslandskapet i Västernorrland och Västerbotten.

Franc et al. (2007) relaterade den vedlevande skalbaggsfaunan vid lågor och torrakor av ek till både lokala och regionala omvärldsp parametrar. Mängden ekdominerade nyckelbiotoper inom en radie av 1 km runt provlokaler och den regionala mängden död ved var nära kopplade till artrikedomen av eklevande arter. Författarna drar slutsatsen att skyddsinsatser inte bör spridas jämnt över landskapet utan koncentreras till trakter med hög andel nyckelbiotoper.

Lindbladh et al. (2007) jämförde sållprov från kapade gran- och björkhögstubbar inom och utanför kända kärnområden för hög diversitet av vedskalbaggar i mellersta Götaland. Trädslag var den viktigaste faktorn för artsammansättningen följt av en geografisk väst-öst gradient. Stubbarnas läge i relation till större värdekärnor och stubbarnas diameter hade inte några signifikanta samband med artsammansättningen. Slutsatsen blir därför att kapade gran- och björkstubbar ger lika stor naturvårdsnytta oavsett deras läge i landskapet, åtminstone under en tidig nedbrytningsfas där artsammansättningen präglas av vanliga arter med god spridningsförmåga.

En omfattande studie genomfördes av Müller (2005, Müller et al. 2007a,b, 2008) i bokskogar i norra Bayern (Steigerwald). Både totalantalet vedlevande arter och antalet rödlistade arter var positivt korrelerade med volymen död ved. Analyser på familjenivå visade att särskilt antalet knäppare ökar med mängden död ved. Antalet kortvingar och brunbaggar ökade med antalet vedsvampar i provytorna medan antalet långhorningar ökade med ökat utbud av lämpliga blommor (Müller et al. 2007a).

Med hjälp av s.k. maximally selected rank statistics beräknade Müller tröskelvärden för habitatparametrar som påverkade vedskalbaggnas förekomst. Han använde sig vid beräkningarna av samma indelning i ekologiska grupper (Schmidl & Bußler 2004) som används i vår undersökning. Här följer några signifikanta tröskelvärden för olika artgrupper och habitatparametrar:

- antalet rödlistade arter ökar vid ett tröskelvärde av 38 m<sup>3</sup>/ha död ved
- antalet individer av rödlistade arter ökar vid ett tröskelvärde av 144 m<sup>3</sup>/ha död ved
- antalet naturskogsindikatorarter ökar vid ett tröskelvärde av 58 m<sup>3</sup>/ha död ved
- antalet individer av naturskogsindikatorer ökar vid ett tröskelvärde av 144 m<sup>3</sup>/ha död ved

På grundval av de egna resultaten och några andra arbeten drar Müller (2005) slutsatsen att det krävs ca 40 m<sup>3</sup>/ha död lövved i bokskogen, varav ca 25 m<sup>3</sup>/ha grövre än 30 cm, för att den regionala vedfaunan ska kunna överleva på lång sikt.

Bokens relativt snabba nedbrytning gör det viktigt med en kontinuerlig leverans av död ved. Regionala skillnader i vedfaunan kan förmodligen delvis förklaras med att de nu artfattigare områdena under en period helt har saknat grov död ved och gamla träd med död grenved.

Nilsson & Baranowski (1997a) sållade lös ved och mulm från högstubbar, lågor och hålträäd i 29 gamla sydsvenska bokskogar. Totalantalet vedlevande arter skiljde sig inte mellan områden med kontinuitet av död ved och tidigare brukade områden som först under senare tid har ackumulerat död ved. Hålträäd och högstubbar hade dock färre rödlistade arter i tidigare brukade bestånd än i bestånd med kontinuitet av grov död ved. Då alla områden idag innehöll gott om både hålträäd och högstubbar verkar frånvaron av vissa rödlistade arter inte bero på substratbrist utan på en svag spridningsförmåga. Denna slutsats bekräftas av resultaten från vår undersökning på Söderåsen där många rödlistade arter saknades i den tidigare intensivt brukade nordvästra delen av undersökningsområdet som innehöll stora mängder död ved, men som var isolerad från kärnområdet Skärälid (med kontinuitet av död ved) genom ett två km brett bälte av planterad barrskog.

Ranius (2006) summerar vad vi vet om vedlevande insekters spridningsförmåga och ger en översikt över olika metoder att mäta spridningsförmågan. Han menar att kunskap om arters spridningsförmåga hjälper oss att välja effektiva naturvårdsåtgärder. För arter med låg spridningskapacitet är det lämpligt att skydda befintliga populationer medan goda spridare även kan gynnas i områden utan förekomster men med god potential att snabbt utveckla lämpliga livsmiljöer. De hittills genomförda studierna, inklusive vår egen undersökning, tyder på att spridningsförmågan ofta är svagare hos rödlistade arter. De har därmed svårare att överleva i dagens produktionsksogar med sin ofta 10-20 gånger glesare förekomst av död ved.

### **Effekter av andra faktorer**

Ordinationen visar att fällorna nr 11 vid Skärälid och nr 3 i Nackarpsdalen har en starkt avvikande artsammansättning. Fällorna ligger båda i skogliga värdekärnor med förmodad kontinuitet av livsmiljöer för krävande vedinsekter och fångade ett flertal unika arter för inventeringen. Fällträden var stora och orsakade därför en stor lucka med solexponerade högstubbar. Det är därför svårt att avgöra vilken faktor som är viktigast för den speciella faunan kring dessa stubbar. Att solexponeringen i sig spelar en viss roll, stärks av att den starkt solexponerade fällestubben nr 25 i västra Kvärkaskogen också har en avvikande artsammansättning fastän den inte ligger i någon gammal värdekärna. De fyra mest skuggade

fällorna å andra sidan fångade färre arter än övriga fällor. Variationen i fällornas solexponering blev större än planerat i denna undersökning och vi kan konstatera att urval av fälloträd innan lövsprickningen försvårar bedömningen av exponeringsgraden och bör om möjligt undvikas.

Effekter av högstubbars solexponering på vedfaunan har tidigare undersökts för asp (Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson & Ims 2002), björk (Kaila et al. 1997, Jonsell et al. 2004) och ek (Ranius & Jansson 2000, Franc & Götmark 2007, Franc 2007). Sammanfattningsvis kan man säga att vedfaunan på ek och asp gynnas mer av solexponering än arter på bok, björk och gran (jmf. Gärdenfors & Baranowski 1992). Lindhe & Lindelöw (2004) och Lindhe et al. (2005) jämförde vedfaunan i kapade fyra meter höga stubbar av gran, björk, asp och ek i en blandskog på Fagerön i Uppland. Analyser av 86 arter visade att 42 av dem påverkades signifikant av stubbarnas exponeringsgrad. Två tredjedelar av dessa föredrar stubbar i halvöppna eller öppna miljöer medan den resterande tredjedelen föredrar stubbar i skuggiga lägen. Rödlistade arter var relativt mer gynnade av hög diameter och solexponering än andra arter. Ek och asp hade en tydligt högre andel arter som föredrog halvöppna och öppna miljöer än björk och gran.

Bland fällorna i gamla värdekärnor i vår undersökning fångade förutom nr 3 och nr 11 även nr 27 vid Korsskär i Skäralidsravinen många sällsynta arter, medan fälla nr 7 vid Liagården var relativt artfattig. Detta var oväntat med tanke på att branterna vid Liagården är rika på död ved och har en mycket rik och exklusiv vedfauna (Rickard Andersson, brev, Artdatabankens fyndregister). Fällan hade placerats vid en högstubbe i övre kanten av ravinen. Det är möjligt att en fälla i den centrala eller nedre delen hade gett ett rikare utbyte. Ett återbesök av alla fällestubbar i augusti 2007 visade också att stubbe nr 7 var den enda som hade fallit omkull och veden konstaterades vara mer nedbruten än de övriga fällestubbarnas. Detta tyder på att vi vid urval av fälloträden hade missbedömt stubbens ålder. Resultaten från vår delstudie i Torup visar att fällor vid gamla, starkt nedbrutna stubbar fångar betydligt färre arter än fällor vid färska och intermediära högstubbar (Brunet & Isacson 2008). Vid ett tömningstillfälle var fällan fylld med myggor vilket också kan ha minskat fångsten av skalbaggar under denna period. Generellt kan vi konstatera att fyra fällor inom Skäralidsravinen och Nackarpsdalen var ett för lågt antal för en bra dokumentation av värdekärnornas vedlevande skalbaggar.

### **Hur kan man gynna vedlevande arter i brukad ädellövskog?**

Idag används ett antal olika metoder för att öka mängden död ved i ädellövskog: spara levande och döda träd vid föryngringsavverkning, aktivt skapa torrakor, högstubbar och lågor, förlänga beståndens omloppstid, och helt eller delvis undanta skogsbestånd från avverkning, antingen frivilligt eller i formellt skyddade områden som nationalpark, naturreservat, biotopskydd och naturvårdsavtal.

Jonsson et al. (2006) visar i en modelleringsstudie att sparande av döda träd i svenska granskogar var den mest kostnadseffektiva metoden att öka mängden livsmiljö och förlängning av omloppstiden den minst kostnadseffektiva. Att spara döda träd och att skapa högstubbar hade en relativt större positiv effekt på vedlevande arter i södra Sverige än i norr. Att avsätta hela bestånd var effektivt i norra Sverige men inte i södern där markvärdena är mycket högre. Denna åtgärd hade dock en relativt högre effekt på arter med höga tröskelvärden, dvs. krav på en hög andel (30%) lämplig livsmiljö jämfört med naturskogen, än för arter med låga tröskelvärden (10%).



För bokskogens del kan man anta att en förlängd omloppstid under perioder med låg efterfrågan på bokvirke alltid har positiva effekter på vedfaunan, men att man inte bör kvitta detta mot sämre naturhänsyn när det sedan är dags att avverka.

Ranius & Kindvall (2006) modellerar utdöenderisker för vedlevande modellarter baserad på granens dynamik av död ved. Avsättning av få stora reservat ger enligt modellen bäst naturvårdsnytta i landskap med kort skogsbrukshistoria. I sedan lång tid brukade och fragmenterade skogslandskap, som i södra Sverige, är däremot avsättning av många små reservat bättre. Anledningen är att man då kan välja ut fler områden med högt naturvärde, då stora värdekärnor i regel saknas.

Ranius & Fahrig (2006) diskuterar en lämplig strategi för att öka mängden död ved mot bakgrund av vedlevande arters känslighet för kritiska tröskelvärden. De konstaterar att olika arter har olika tröskelvärden för död ved och att det därför inte finns ett särskilt tröskelvärde för en skogstyps vedlevande arter. Slutsatsen blir att det krävs en differentierad strategi med olika former av skydd och hänsyn. Arter med snäva habitatkrav och låg spridningsförmåga behöver naturskogens mängd och dynamik av död ved och dessa arter kan endast skyddas med hjälp av större skogsreservat. De minst krävande arterna å andra sidan kan överleva med den mängd och kvalitet av död ved som lämnas vid generell hänsyn i produktionsskogen.

I produktionsbestånd med generell hänsyn bör skadade och rötade bokar, rotvältor och naturliga högstubbar/lågor lämnas i beståndet. Det är även viktigt att beståndskanter mot våtmarker och öppen mark sparas vid avverkning. För att utbudet av död ved i produktions-skogen ska bli så varierat som möjligt är det bra om högstubbar och lågor sparas i både slutna och öppna bestånd. Skydd av bäckraviner, nordbranter och andra fuktiga bokbestånd är förmodligen det mest effektiva sättet att erbjuda livsmiljöer med skuggad och fuktig död ved. Högstubbar på föryngringsytor bidrar under några år med solexponerad ved. Det är också viktigt att spara särskilt grova träd. De kan med tiden utvecklas till långlivade högstubbar med håligheter som utnyttjas av sällsynta mulmlevande arter.

Solexponerad ved är viktig för många arter och flera studier drar slutsatsen att delar av skogen bör hållas öppna. I brukade bokskogar finns det dock inget behov av att särskilt skapa solexponerade miljöer utöver de som bildas naturligt eller vid gallring och föryngrings-avverkning. Studierna från trädskronor visar också att vi ofta underskattar deras betydelse för värmegynnade arter (Bußler et al. 2004, Müller 2005). Det är kanske inte alltid så att artdiversiteten i skogen ökar vid röjningar utan att de värmegynnade arterna bara delvis flyttar ner från krontaken till luckorna. De flesta studier, inklusive vår studie, inventerar arterna endast på marknivå upp till maximalt några meters höjd. Studier av den kronlevande faunan i gamla svenska ädellövskogar skulle vara av stort intresse. Även i skyddade bokskogar finns det förmodligen ingen anledning att skapa luckor i gamla bestånd (>120 år) utan luckodynamiken bör utvecklas på naturlig väg.

Nyare studier visar att många svampar är specialiserade på nedbrytning av klenved (Nordén & Paltto 2001, Nordén et al. 2004) och att många skalbaggar kan utvecklas i klenved (Schiegg 2001, Ehnström & Axelsson 2002, Kappes & Topp 2004). Klenved av lövträd användes i det gamla bondesamhället främst som bränsle och lämnades i allmänhet inte kvar i skogen efter avverkningar. I de större godsens räkenskaper finns till exempel detaljerade uppgifter om olika sortiment av klenved och deras priser (Brunet, opublicerade data). När betydelsen av ved som energikälla minskade under 1900-talet lämnades en stor del av gren- och kvistveden kvar i skogarna vid gallring och avverkning. En återigen ökad efterfråga av

klenved som energiråvara kommer därför att medföra negativa effekter för den vedlevande floran och faunan.

Så här långt tyder resultaten från våra och andra studier på att en rik vedlevande fauna kan överleva i produktionsskog av bok om man upprätthåller en kontinuerlig och varierad förekomst av död ved. Hur mycket av tillväxten bör då undantas från avverkning?

Ammer (1991) och Erdmann & Wilke (1997) visar för bokskog i Tyskland att om ca 15% av den årliga tillväxten ( $1,2 \text{ m}^3$ ) avsätts som framtida död ved kan ett förråd av  $10 \text{ m}^3/\text{ha}$  grov död ved ( $>20 \text{ cm dbh} > 2\text{m}$ ) uppnås inom 15 år. Därefter behövs ca  $0,5 \text{ m}^3$  årligen (6% av tillväxten) för att upprätthålla förrådet om man utgår från en nedbrytningstid för bokveden på 20 år. En större bok ( $65 \text{ cm dbh}$ ) som blir rotvälta eller högstubbe bidrar med ca  $5 \text{ m}^3/\text{ha}$  död ved, vilket betyder att det i snitt skulle behövas ett tillskott av ett sådant träd vart tionde år. Detta är ungefär tre gånger den mängd död ved som i genomsnitt producerades i Sveriges nemorala zon under 1990-talet (Fridman & Walheim 2000). Generell hänsyn och frivilliga avsättningar inom ramen för miljöcertifiering ligger idag i allmänhet på mellan 5-10% för sydsvenska lövskogar. Detta betyder att man på längre sikt kommer att uppnå nivåer på ca  $10 \text{ m}^3/\text{ha}$  död ved.

Följer man Müllers (2005) rekommendation om en nivå på  $40 \text{ m}^3/\text{ha}$  död ved, behövs ett årligt tillskott på  $2 \text{ m}^3/\text{ha}$  för att upprätthålla en sådan nivå vid en nedbrytningstid på 20 år. Nedbrytningen av grova boklågor kan dock ta mer än 40 år (Christensen et al. 2005) vilket betyder att det nödvändiga årliga tillskottet minskar med ökad dimension av den döda bokveden. Ur ekologisk synpunkt är ett varierat tillskott att föredra med både klena och grova dimensioner, så som det bildas vid stambrott och rotvälter. Att avsätta 25% av den årliga tillväxten motsvarar ungefär den grad av naturhänsyn som bör tillämpas i bestånd med målklass PF. I sådana bestånd kan på lång sikt nivåer av död ved uppnås som ligger på mellan  $30\text{-}50 \text{ m}^3/\text{ha}$ .

En differentierad modell för död ved i bokskog skulle kunna utgå från de skogliga målklasserna i gröna skogsbruksplaner. I PG-bestånd bör en långsiktig medelvolym av ca  $10 \text{ m}^3/\text{ha}$  ( $>10 \text{ cm}$  diameter) eftersträvas varav ca  $5 \text{ m}^3/\text{ha}$  bör vara grövre än  $30 \text{ cm}$ . Detta motsvarar omkring 5% av totalförrådet i bestånd av blandade åldersklasser. I PF-bestånd bör en nivå av  $30\text{-}50 \text{ m}^3/\text{ha}$  byggas upp medan bokbestånd med målklass NO på lång sikt utvecklar volymer av död ved på  $100 \text{ m}^3/\text{ha}$  eller mer. En fastighet med  $100 \text{ ha}$  bokskog och 90% PG-bestånd, 5% PF och 5% NO skulle därmed kunna bygga upp  $900+200+500=1600 \text{ m}^3$  eller  $16 \text{ m}^3/\text{ha}$  död ved ( $\geq 10 \text{ cm}$ ) inom en omloppstid (120 år). Våra inventeringsresultat visar att död ved i en sådan storleksordning i brukade bokskogsområden skapar förutsättningar för livskraftiga populationer av många specialiserade vedlevande arter även utanför de större reservaten.

Mer omfattande åtgärder för att öka mängden död ved i brukade bokskogar bör i första hand koncentreras till buffertzoner kring större reservat med hög diversitet av vedlevande arter. En fördelning 70% PG, 20% PF, 10% NO skulle till exempel kunna resultera i en medelvolym på  $25 \text{ m}^3/\text{ha}$  död ved. Thorell & Götmark (2005) visar att buffertzoner (200 m) kring skogsreservat i södra Sverige ofta redan idag innehåller fler grova och döda träd än skogarna utanför och därmed har goda förutsättningar för att bygga upp förråden av död ved. Även i offentligt ägda skogar där mångbruk står i centrum bör en ökning av volymen död ved till motsvarande nivåer vara möjlig. För privata skogsägare betyder en avsättning av ca 20% av den årliga tillväxten en märkbar försämring av lönsamheten i bokskogsbruket. Att bruka

större arealer bokskog med förstärkt hänsyn och högre nivåer död ved kräver därför attraktiva ekonomiska incitament för berörda skogsägare (Götmark et al. 2000).

## Tack

Vi vill särskilt tacka Rickard Andersson, Höör, för artbestämningen av skalbaggarna. Tack även till Oddvar Fiskesjö, Carina Zätterström och den övriga personalen på Söderåsens nationalpark och till Anders Ekstrand, Region Skåne och Bo Edlund, Skogssällskapet för underlagsmaterial och annan hjälp i samband med inventeringen. Av Eric Agestam fick vi volymfunktioner och av Jogeir Stokland en databas över vedlevande skalbaggar. Länsstyrelsen i Skåne och O.D. Krooks donation gav tillstånd till insektsinventeringen. Projektet har finansierats av TEMA-forskningsprogrammet *Uthålligt skogsbruk i ädellövskog* vid SLU. Artbestämningen för fällor inom Klåveröds strövområde har finansierats av Region Skånes miljövårdsfond.

## Referenser

- Abrahamsson M. & Lindbladh M. 2006. A comparison of saproxylic beetle occurrence between man-made high- and low-stumps of spruce (*Picea abies*). *Forest Ecology and Management* 226: 230-237.
- Alinvi, O., Ball, J.P., Danell, K., Hjältén, J. & Pettersson, R.B. 2007. Sampling saproxylic beetle assemblages in dead wood logs: comparing window and eclector traps to traditional bark sieving and a refinement. *Journal of Insect Conservation* 11: 99-112.
- Ammer, U. 1991. Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 149-157.
- Andersson, R. 2001. Förekomst av vedlevande insekter i Biskopstorp i Halland. Länsstyrelsen Halland. *Meddelande* 2001:16. Halmstad.
- Baranowski, R. 1991. En inventering av skalbaggsfaunan vid Maltesholm. Länsstyrelsen Kristianstad län.
- Baranowski, R. & Nilsson, S.G. 1994. Vedinsekter på Tromtö. Länsstyrelsen i Blekinge län. Karlskrona.
- Blomberg, P., Arup, U., Hanson, S.-Å. & Huggert, L. 2001. Rödlistade arter i sydsånska trädmiljöer. Naturskyddsföreningen i Skåne. Lund.
- Brunet, J. 2003. Blekinges skogar – biologisk mångfald samt urval och skötsel av skogsreservat. *Rapporter Länsstyrelsen Blekinge län 2003:1*. 116 sidor. Länsstyrelsen i Blekinge län, Karlskrona.
- Brunet, J. 2005. Skånes skogar – historia, mångfald och skydd. *Skåne i utveckling* 2005:12. 152 sidor. Länsstyrelsen i Skåne län, Malmö.
- Brunet, J. & Isacson, G. 2008. Högstubbar och vedskalbaggar i Torups bokskog – effekter av högstubbars egenskaper på artsammansättningen och rekommendationer för naturhänsyn i brukad ädellövskog. *Arbetsrapport nr 36*. Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap. SLU Alnarp.
- Bußler, H., Müller, J. & Simon, U. 2004. Erfassung xylobionter Käfer in Waldökosystemen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36: 197-201.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Odor, P., Standovar, T., Rozenbergar, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S., Vrška, T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210: 267–282.

- Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>
- Dahlberg, A. & Stokland, J. N. 2004. Vedlevande arters krav på substrat: sammanställning och analys av 3600 arter. Skogsstyrelsen. Rapport 2004:7. Jönköping.
- Ehnström, B. & Axelsson, R. 2002. Insektsgnag i bark och ved. ArtDatabanken, SLU. Uppsala.
- Erdmann, M., Wilke, H. 1997. Quantitative und qualitative Totholzerfassung in Buchenwirtschaftswäldern. Forstwissenschaftliches Centralblatt 116: 16-28.
- Franc, N. 2007. Standing or downed dead trees – does it matter for saproxylic beetles in temperate oak-rich forest. Canadian Journal of Forest Research 37: 2494-2507.
- Franc, N. & Götmark, F. 2007. Partial cutting favours saproxylic and herbivorous beetles in oak-rich conservation forests. In: Franc, N. Conservation ecology of forest invertebrates, especially saproxylic beetles, in temperate successional oak-rich forests. Doktorsavhandling, Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet.
- Franc, N., Götmark, F., Økland, B., Nordén, B. & Paltto, H. 2007. Factors and scales potentially important for saproxylic beetles in temperate mixed oak forest. Biological Conservation 135: 86-98.
- Fridman, J. & Walheim, M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. Forest Ecology and Management 131: 23-36.
- Fritz, Ö. 2004. Jättesvampmal *Scardia boletella* i Halland – betydelsen av isolering, habitatareal och beståndshistorik. Entomologisk tidskrift 125: 147-160.
- Gibb H., Hjalten J., Ball J. P., Atlegrim, O., Pettersson, R.B., Hilszczanski, J., Johansson, T. & Danell, K. 2006. Effects of landscape composition and substrate availability on saproxylic beetles in boreal forests: a study using experimental logs for monitoring assemblages. Ecography 29: 191-204.
- Grove, S. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. Annual Review of Ecology and Systematics 33: 1-23.
- Gärdenfors, U. & Baranowski, R. 1992. Skalbaggar anpassade till öppna respektive slutna ädellövskogar föredrar olika trädslag. Entomologisk Tidskrift 113:1-11.
- Gärdenfors, U. (ed.) 2000. Rödlistade arter i Sverige 2000. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Gärdenfors, U. (ed.) 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Götmark, F., Söderlundh, H. & Thorell, M. 2000. Buffer zones for forest reserves: opinions of land owners and conservation value of their forest around nature reserves in southern Sweden. Biodiversity and Conservation 9: 1377-1390.
- Hagberg, E. & Matérn, B. 1975. Volume tables for oak and beech. Research Notes 14. Department of forest biometry, Royal College of Forestry, Stockholm.
- Hägg, T. 1995. Förekomst av rödlistade vedlevande skalbaggar och andra insekter inom Häckeberga naturvårdsomr. Park och naturförvaltningen, Lunds kommun
- Hägg, T. 1997. Rödlistade skalbaggar inom Bökebergsområdet i sydvästra Skåne.
- Holmström, E. 2006. Bokhögstubbar i Klåveröds strövområde – utbredning, egenskaper och betydelse för rödlistade vedlevande skalbaggar. Examensarbete nr 81. Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU Alnarp. 44 sidor. Alnarp.
- Jansson, N. 2004. Vedskalbaggar i 20 lövskogsområden i Hallands län. Länsstyrelsen Halland, enheten för naturvård & miljöövervakning. Meddelande 2004:23. Halmstad.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. Biodiversity and Conservation 7: 749-764.
- Jonsell, M., Nordlander, G. & Jonsson, M. 1999. Colonization patterns of insects breeding in wood-decaying fungi. Journal of Insect Conservation 3: 145-161.

- Jonsell, M. & Nordlander, G. 2002. Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management* 157: 101–118.
- Jonsell, M., Nittérus, K. & Stighäll, K. 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological Conservation* 118: 163–173.
- Jonsson, B.G., Kruys, N. & Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39: 289–309.
- Jonsson, M. 2003. Colonisation ability of the threatened tenebrionid beetle *Oplocephala haemorrhoidalis* and its common relative *Bolitophagus reticulatus*. *Ecological Entomology* 28: 159–167.
- Jonsson, M. & Nordlander, G. 2006. Insect colonisation of fruiting bodies of the wood-decaying fungus *Fomitopsis pinicola* at different distances from an old-growth forest. *Biodiversity and Conservation* 15: 295–309.
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bostedt, G., Dahlberg, A., Ehnström, B., Nordén, B. & Stokland, J.N. 2006. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood-living organisms in Norway spruce forests. *Biological Conservation* 127: 443–462.
- Kaila, L., Martikainen, P. & Punttila, P. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6: 1–18.
- Kappes, H. & Topp, W. 2004. Emergence of Coleoptera from deadwood in a managed broadleaved forest in central Europe. *Biodiversity and Conservation* 13: 1905–1924.
- Korpel, S. 1995. *Die Urwälder der Westkarpaten*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Leps, J. & Smilauer, P. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Lindbladh, M., Abrahamson, M., Seedre, M. & Jonsell, M. 2007. Saproxylic beetles in artificially created high-stumps of spruce and birch within and outside hotspot areas. *Biodiversity and Conservation* 16: 3213–3226.
- Lindhe, A. & Lindelöw, Å. 2004. Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 203: 1–20.
- Lindhe, A., Lindelöw, Å. & Åsenblad, N. 2005. Saproxylic beetles in standing dead wood in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation* 14: 3033–3053.
- Lundberg, S. & Gustafsson, B. 1995. *Catalogus Coleopterorum Sueciae*. Naturhistoriska riksmuseet. Stockholm.
- Malmqvist, A. 2002. *Inventering av vedlevande skalbaggar i Höör och Hörby kommuner 2002*. Naturcentrum AB.
- Malmqvist, A. 2004. *Skyddsvärda lövträdsmiljöer i Lunds kommun*. Naturcentrum AB.
- Malmqvist, A. 2005. *Skyddsvärda skalbaggar och andra organismer i lövträdsmiljöer i Helsingborgs stad*. Naturcentrum AB.
- Malmqvist, A., Andersson, R., Arup, U., Nilsson, S.G. & Svensson, S. 2006. *Åtgärdsprogram för bevarande av sex hotade bokskogsarter*. Naturvårdsverket rapport 5553. Stockholm.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205–218.
- Martikainen, P. & Kouki, J. 2003. Sampling the rarest: threatened beetles in boreal forest inventories. *Biodiversity and Conservation* 12: 1815–1831.
- Meyer, P. 1999. Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118: 167–180.
- Müller, J. 2005. *Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern*. Dissertation TU München, 227 pp.

- Müller, J., Hothorn, T. & Pretzsch, H. 2007a. Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. *Forest Ecology and Management* 242: 297-305.
- Müller, J., Bußler, H. & Utschick, H. 2007b. Wie viel Totholz braucht der Wald? *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39: 165-170.
- Müller, J., Bußler, H. & Kneib, T. 2008. Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in southern Germany. *Journal of Insect Conservation* (in press).
- Nilsson, S.G. & Baranowski, R. 1995. Bokskogens hotade vedskalbaggar: 1. Bokblombocken *Anoplodera scutellata* (Cerambycidae). *Entomologisk Tidskrift* 116: 13-19.
- Nilsson, S.G. & Baranowski, R. 1997a. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography* 20: 491-498.
- Nilsson, S.G. & Baranowski, R. 1997b. Förändringar i utbredning av sydliga vedknäppare (Coleoptera: Elateridae och Lissomidae) i Sverige. *Entomologisk Tidskrift* 118: 73-98.
- Nilsson, S. G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J. M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G. & Ranius, T. 2002. Densities of large living and dead trees in oldgrowth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161: 189-204.
- Nordén, B. & Paltto, H. 2001. Wood-decay fungi in hazel wood: species richness correlated to stand age and dead wood features. *Biological Conservation* 101:1-8.
- Nordén, B., Götmark, F., Tönnerberg, M. & Ryberg, M. 2004. Dead wood in semi-natural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. *Forest Ecology and Management* 194: 235-248.
- Oheimb, G.v., Westphal, C., Tempel, H. & Härdtle, W. 2005. Structural pattern of a near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*) (Serrahn, North-east Germany). *Forest Ecology and Management* 212: 253-263.
- Oheimb, G.v., Westphal, C. & Härdtle, W. 2007. Diversity and spatio-temporal dynamics of dead wood in a temperate near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*). *European Journal of Forest Research* 126: 359-370.
- Økland, B. 1996. A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles. *European Journal of Entomology* 93: 195-209.
- Økland, B, Bakke, A., Hågvar, S. & Kvamme, T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and conservation* 5: 75-100.
- Palm, T. 1959. Die Holz- und Rinden-Käfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. *Opuscula Entomologica Supplementum XVI*. Lund.
- Ranius T. 2002a. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biological Conservation* 103: 85-91.
- Ranius T. 2002b. *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity and Conservation* 11: 931-941.
- Ranius, T. 2006. Measuring the dispersal of saproxylic insects: a key characteristic for their conservation. *Population Ecology* 48: 177-188.
- Ranius, T., Ekvall, H., Jonsson, M. & Bostedt, G. 2005. Costefficiency of measures to increase the amount of coarse woody debris in managed Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management* 206: 119-133.
- Ranius, T. & Fahrig, L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 201-208.
- Ranius, T. & Hedin, J. 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126: 363-370.

- Ranius, T. & Jansson, N. 2000. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation* 95: 85–94.
- Ranius, T. & Kindvall, O. 2006. Extinction risk of wood-living model species in forest landscapes as related to forest history and conservation strategy. *Landscape Ecology* 21: 687-698.
- Schiegg, K. 2000a. Are there saproxylic beetle species characteristic of high dead wood connectivity? *Ecography* 23: 579-587.
- Schiegg, K. 2000b. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience* 7: 290-298.
- Schiegg, K. 2001. Saproxylic insect diversity of beech: limbs are richer than trunks. *Forest Ecology and Management* 149: 295-304.
- Schmidl, J. & Bußler, H. 2004. Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36: 202-218.
- Speight, M.C.D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Strasbourg. *Nature and environment series* 42: 1-79.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R.A. 2001. The effect of forest clear-cutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation* 106: 347–357.
- Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, USA. 500 pp.
- Thorell, M. & Götmark, F. 2005. Reinforcement capacity of potential buffer zones: Forest structure and conservation values around forest reserves in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 212: 333-345.
- Wikars, L.-O., Sahlin, E. & Ranius, T. 2005. A comparison of three methods to estimate species richness of saproxylic beetles (Coleoptera) in logs and high stumps of Norway spruce. *Canadian Entomologist* 137: 304-324.

**Bilaga 1.** Egenskaper av 30 högstubbar med fönsterfällor på Söderåsen. Se sida 12 för definition av variablerna.

Nr	Rikets nät, y	Rikets nät, x	Avstånd, m	Dbh, cm	Stubb- höjd, m	Lutning (log)	Solexpone- ning	Bark- avfall (%)	Nedbryt- ning	Ung- skog	50 m	100 m	200 m	300 m	500 m
1	6211490	1341139	1000	67	6	0,7	1	25	1,5	0	1	2	4	4	10
2	6212440	1341268	1300	53	5	0,3	2	40	2	0	2	3	3	8	23
3	6211370	1342551	0	97	9	1,7	1,5	20	1,5	1	3	5	16	26	53
4	6212520	1341776	1000	58	7	1,7	0,5	70	1,5	0	1	3	3	4	21
5	6214305	1341250	800	61	8	0,9	0,5	25	1,5	0	2	3	8	12	20
6	6213716	1340351	600	63	4	0,3	1	60	1	0	2	2	4	6	27
7	6213754	1339217	0	55	2	1,7	1	25	2,5	0	7	19	41	80	235
8	6215499	1339736	700	52	7	0,6	1	10	2	1	1	5	20	57	158
9	6214868	1338867	750	64	3	0,6	1	60	1,5	0	2	3	13	21	52
10	6215669	1338961	1400	63	7	0	0	25	2	2	2	4	28	64	88
11	6215069	1340568	0	85	6	1,7	1,5	30	2	0	7	13	38	68	128
12	6215705	1336854	1900	53	3	1,2	1	10	2,5	0	5	5	5	7	8
13	6216442	1335528	3400	70	6	0	0	5	1,5	2	4	6	8	13	21
14	6216990	1334810	4200	43	3	0,6	1	60	2	0	4	8	12	15	31
15	6217752	1335300	4500	42	4	0,6	1	20	2,5	0	3	3	3	3	3
16	6216326	1334624	3900	49	6	0	1	10	1,5	1	1	2	11	24	54
17	6216715	1334033	4600	55	3	0	1	10	1,5	1	6	8	23	42	105
18	6216491	1333946	4600	55	4	1,4	0	5	2	2	3	4	10	33	85
19	6215965	1333908	4400	53	4	1,5	1	5	2	0	4	7	10	25	51
20	6214661	1336193	1750	60	5	0,6	1	5	2	0	2	3	9	16	57
21	6213974	1336177	1500	56	7	0,3	0	10	2	2	3	10	40	85	207
22	6214327	1335766	1900	66	4	1,4	1	1	1,5	0	4	11	52	94	172
23	6214671	1336445	1500	49	8	0,8	1	80	2	0	5	6	15	38	84
24	6213684	1335916	1500	61	5	1,2	1,5	5	2	0	11	27	62	105	214
25	6213622	1336892	600	57	7	0	2	60	2	0	7	18	21	34	62
26	6213611	1337522	600	59	8	0,3	1	5	1,5	0	2	4	13	16	41
27	6213745	1338572	0	58	7	1,5	1	30	1,5	1	11	17	45	76	134
28	6213283	1338783	500	62	7	0,6	1	10	1	0	3	3	20	54	140
29	6213383	1337997	400	47	5	0	1,5	20	1,5	0	1	1	1	2	55
30	6213468	1341240	1400	83	6	0,3	1	25	1	0	1	2	15	32	58



**Bilaga 2.** Vedlevande skalbaggsarter i 30 fönsterfällor i Söderåsens nationalpark och Klåveröds strövområde under år 2005. Nr hänvisar till Catalogus Coleopterorum Sueciae (Lundberg & Gustafsson 1995). Under RL visas rödlistekategori enligt Gärdenfors (2005) samt om arten har varit rödlistad år 2000 (f d). Summan fångade individer under fångstperioden är given för varje fälla. Fällorna är ordnade efter delområden.

Nr	Art	Fälla	Skäralid-Tostarp							Kronoparken-Nackarp						Kvärkaskogen					SÖ-Klåveröd					NV-Klåveröd					Summa							
			7	8	10	11	27	1	2	3	4	5	6	9	30	24	25	26	28	29	12	20	21	22	23	13	14	15	16	17		18	19					
		RL																																				
653	<i>Plegaderus dissectus</i>	NT	1		2	1			1	1				1											1											0		9
657	<i>Aeletes atomarius</i>	NT											1																								1	
674	<i>Gnathoncus buyssoni</i>	0										3														3	1											7
680	<i>Paromalus flavicornis</i>	0			1	1	3	1	2	1			1						5	3					4												22	
727	<i>Ptenidium gressneri</i>	NT					1																														1	
729	<i>Ptenidium turgidum</i>								4					1	1																						7	
842	<i>Anisotoma humeralis</i>	0	1		1	4	3	5		4	4	14	13					3				2			10	16	2	23	26	18			1	5	151			
858	<i>Agathidium confusum</i>	0				4		4			2																		3	1							10	
863	<i>Agathidium nigripenne</i>	0			4	4	1	1		1		8													1									2			19	
865	<i>Agathidium seminulum</i>	0			1			2		1	1	1	1											1													14	
867	<i>Agathidium badium</i>	0				1																															3	
868	<i>Agathidium pisanum</i>	0		2								1													1										2		13	
888	<i>Nemadus colonoides</i>	f d																																			1	
946	<i>Stenichnus godarti</i>	0																																			5	
994	<i>Gabrius splendidulus</i>	0			2	1							2														2							1			9	
1162	<i>Nudobius lentus</i>	0			1								1																								2	
1179	<i>Atrecus longiceps</i>	0				1																															1	
1330	<i>Bibloporus bicolor</i>	0		1	1	2		1	1	1														2	1		1	3	2							20		
1338	<i>Euplectus nanus</i>	0						2				1												1			1										11	
1340	<i>Euplectus piceus</i>	0			1								1	2													1										5	
1343	<i>Euplectus bescidius</i>									1	2														1													6
1347	<i>Euplectus punctatus</i>	0			1			1																1													4	
1349	<i>Euplectus karsteni</i>	0			4					1		1							1						2									1			13	
1351	<i>Euplectus brunneus</i>	f d			1			1			1	1	1																								8	
1382	<i>Tyrus mucronatus</i>	0			1										1																						3	
1407	<i>Acrulia inflata</i>	0						3																										1			5	

Nr	Art	Fälla	7	8	10	11	27	1	2	3	4	5	6	9	30	24	25	26	28	29	12	20	21	22	23	13	14	15	16	17	18	19	Summa		
1412	<i>Hapalaraea melanocephala</i>	0																					1										1		
1447	<i>Phloeonomus punctipennis</i>	0			3							1	2																		2		8		
1495	<i>Scaphisoma agaricinum</i>	0		1	4			2				1	1	2	1	1				2	1			2	4					1		19			
1591	<i>Phloeocharis subtilissima</i>	0																	1													1			
1734	<i>Oxypoda recondita</i>	0													1								1									2			
1781	<i>Haploglossa gentilis</i>	fd								1																							1		
1782	<i>Haploglossa villosula</i>	0						1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1			1	1	1	1	1	8	1	9	1	29		
1798	<i>Phloeopara testacea</i>	0		2								1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1					12		
1800	<i>Phloeopara angustiformis</i>	0			1										1																		2		
2009	<i>Atheta picipes</i>	0	2		3	1	4		2	1	1	1	6					1			6				1	3	1	1	1	2		35			
2101	<i>Gyrophaena boleti</i>	0	1						1	16	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	31		
2104	<i>Bolitochara obliqua</i>			1								1												1	1	1	1				1	5			
2105	<i>Bolitochara mulsanti</i>	0																															1		
2109	<i>Leptusa pulchella</i>	0						1	2														2	1	3								9		
2111	<i>Leptusa fumida</i>	0		1	1	1						1	1		1								1	4	1	2							13		
2112	<i>Leptusa ruficollis</i>	0									1											1	9	1						1	1	1	14		
2114	<i>Euryusa castanoptera</i>	fd											2																				2		
2120	<i>Anomagnathus cuspidatus</i>	0																							1								1		
2129	<i>Placusa tachyporoides</i>	0											2					1															3		
2197	<i>Prionocyphon serricornis</i>	fd																		1													1		
2203	<i>Trox scaber</i>	0													1																		1		
2302	<i>Sinodendron cylindricum</i>	0	1	3				3	1	1						1					1			3									14		
2408	<i>Stenagostus rhombeus</i>	VU		1																														1	
2410	<i>Denticollis linearis</i>	0												2						1													3		
2431	<i>Hypoganus inunctus</i>	fd		1	1																												2		
2435	<i>Ampedus rufipennis</i>	VU		1	1									1	1																		4		
2442	<i>Ampedus pomorum</i>	0																																1	
2447	<i>Ampedus balteatus</i>	0																										1						1	
2458	<i>Melanotus villosus</i>	0														1			1															2	
2459	<i>Melanotus castanipes</i>	0	1	1				2				4	5	2	3	2	5	1						1	1	1	1	1	1	1	1	1	33		
2477	<i>Melalis buprestoides</i>	fd										1																						1	
2482	<i>Xyophilus corticalis</i>	NT		1	2																				8									14	
2485	<i>Hylis foveicollis</i>	fd											2		3	1	1	1	1	1	1	1											10		

Nr	Art	Fälla	7	8	10	11	27	1	2	3	4	5	6	9	30	24	25	26	28	29	12	20	21	22	23	13	14	15	16	17	18	19	Summa	
2486	<i>Hylis olexai</i>	fd	1		3	4	1	2	1							8		2	3	1						1						3	30	
2581	<i>Ctesias serra</i>	0								1																							1	
2619	<i>Ptinus fur</i>	0										1																					1	
2625	<i>Hedobia imperialis</i>	0						1																									1	
2648	<i>Hadrobregmus pertinax</i>	0													2																		2	
2651	<i>Ptilinus pectinicornis</i>	0	6	5	2	36	1	10		17	7	7	9	12	10	8	4	3	8	12	6	7	11	2	12	2	1	1	17	1		217		
2668	<i>Dorcatoma substriata</i>	NT				1																											1	
2670	<i>Dorcatoma dresdensis</i>	0	1																														1	
2674	<i>Hylecoetus dermestoides</i>	0											1		1						2	1	1	1	1	2	1	1					12	
2687	<i>Tillus elongatus</i>			2	2	1	1	1		1	2					1		1						1	1								12	
2712	<i>Dasytes plumbeus</i>	0			1		1			1									1														2	
2725	<i>Malachus bipustulatus</i>	0						1																									1	
2747	<i>Epurea florea</i>	0																									1						1	
2748	<i>Epurea neglecta</i>	0										1															1	1	1				4	
2759	<i>Epurea bickhardtii</i>	0					1					1	1	1																			3	
2761	<i>Epurea longula</i>	0																							1								1	
2768	<i>Epurea biguttata</i>	0																			1												1	
2769	<i>Epurea unicolor</i>	0	3	2	1		1			1		20			1							1			2	2	1						32	
2770	<i>Epurea variegata</i>	0	1	2	5		1			1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	6	1	1	1		2	1	1	6					40	
2772	<i>Epurea deleta</i>	fd	1	1											1										1								4	
2776	<i>Epurea rufomarginata</i>	0		1						1																							2	
2825	<i>Soronia punctatissima</i>	0																					1										1	
2826	<i>Soronia grisea</i>	0				2	1	3	1	1	7	1	2		1	2	2	1	6	1	1	1			2			4	1	2			42	
2828	<i>Pocadius ferrugineus</i>	0		1								4	1								1				2	1	1						12	
2831	<i>Cyllodes ater</i>	VU		3						10																								13
2834	<i>Cryptarcha strigata</i>	0		6														1								2							9	
2835	<i>Cryptarcha undata</i>	fd		2																						1							3	
2836	<i>Glischrochilus quadriguttatus</i>	NT		3	1							1						1						1	2		1	1					11	
2837	<i>Glischrochilus hortensis</i>	0					2				1	1	1	4		1		1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1		22	
2838	<i>Glischrochilus quadripunctatus</i>	0											1																				2	
2842	<i>Arpidiphorus orbiculatus</i>	0		1			1			1	1	2	1	4		5					4			2	3	6	2	3	1	4			41	
2851	<i>Rhizophagus dispar</i>	0		1	8	1	5	2			2	4	4		2		1				2	3	6	2	14	11	1	5	2	5	2	7	90	
2852	<i>Rhizophagus bipustulatus</i>	0	1	4		6	2	3	2	12	1	3	1	2	2	1	5	3	2	12	4	2	5	3	3	2	3	2	3	2	2		95	

Nr	Art	Fälla	7	8	10	11	27	1	2	3	4	5	6	9	30	24	25	26	28	29	12	20	21	22	23	13	14	15	16	17	18	19	Summa	
2854	Rhizophagus brancsiki	NT	3	2	7	11	9		1			1	1	18	10	11		10	10		4	10	2	17	2	1	6	1	2	8	10	23	180	
2856	Rhizophagus cribratus										3				1					1													5	
2900	Henoticus serratus	0				1																											1	
2902	Pteryngium crenatum					1							1															1	3				6	
2928	Cryptophagus dentatus	0	1		1	2	1	1	1	1	1	1	1						1		2					3	1	1	1				16	
2933	Cryptophagus scanicus	0																			1												1	
2934	Cryptophagus pallidus	f d						1		2											1												4	
2984	Atomaria diluta	NT				3				1								1								3	1						9	
3001	Atomaria bella	0											1																				1	
3005	Atomaria procerula	0																												1			1	
3009	Tritoma bipustulata	0												1	1																		2	
3011	Triplax russica	0	1		4		27											2		1					1	1				1			37	
3013	Triplax rufipes	NT								1																							1	
3015	Dacne bipustulata	0	1					2	1									1	2	1								1					9	
3036	Cerylon fagi	0	1					1			1			1													1	1					7	
3037	Cerylon histeroide	0						2	1				1	1				1		1				1	2								10	
3038	Cerylon ferrugineum	0	2	1						1	1	1	7	1	2	1	1	1	1	1	6	1		2	3	1	1	2					35	
3052	Endomychus coccineus	0																										2	1				4	
3135	Latridius consimilis	0	1			2		1				1	1	1	2			1							1				1				11	
3136	Latridius anthracinus	0								1																							1	
3137	Latridius minutus	0								1			1	1	1																		4	
3140	Latridius brevicollis	f d	1												1			1				2		3				2					10	
3146	Enicmus rugosus	0	3	5	5			4	2	7	1	1	4	1	1	1	4	5	2	1						2	2	1	1				52	
3147	Enicmus testaceus	0	2							1	1		2					2	2	1				2			1						14	
3158	Stephostethus angusticollis	0													1																		1	
3162	Stephostethus alternans	NT													1																		2	
3188	Corticaria longicollis	0													1								2		1								6	
3213	Cis lineatocribratus																										1						4	
3214	Cis nitidus	0	10	8	10	9	16	6	7	5	1	4	3	2	9	6	3	9	3	6	23	5			7	1	1	9	10	3	1	9	1	187
3215	Cis jaquemarti	0																1															7	
3219	Cis hispidus	0								1								1															2	
3220	Cis setiger	0								1				1				1															3	
3222	Cis boleti	0																			1	1			5	1	1	1					9	

Nr	Art	Fälla	7	8	10	11	27	1	2	3	4	5	6	9	30	24	25	26	28	29	12	20	21	22	23	13	14	15	16	17	18	19	Summa	
3226	<i>Cis fagi</i>	0				1							1																				2	
3227	<i>Cis castaneus</i>	NT	2	5	1	2	3	4	2	18	5	9	1				2	1	5	7				1	1								69	
3229	<i>Cis bidentatus</i>	0	1		1	1		2			2	3	4	1	3	1	1	2	2	2	5		2	2	1	1	1	2	1	1			39	
3230	<i>Ennearthron cornutum</i>	0				1			1	3																							5	
3234	<i>Orthocis alni</i>	0					1																			1							2	
3238	<i>Orthocis festivus</i>	0																	1														1	
3240	<i>Sulcaxis affinis</i>	0						1	2							1										1							5	
3242	<i>Ropalodontus perforatus</i>	0	1	9	6	1	2	18	28	3	6	5	2	16	2	4	8	2	4	8	2	3	2	5	5	2	5	3	3	5	1		147	
3244	<i>Octotemnus glabricollis</i>	0					1						1	1	1	1					1												5	
3252	<i>Bitoma crenata</i>	0				1		1																									2	
3256	<i>Triphylus bicolor</i>	0				1																											1	
3257	<i>Litargus connexus</i>	0				1										1																	2	
3260	<i>Mycetophagus quadripustulatus</i>	f d		1					1					1	1				2	1	2												8	
3263	<i>Mycetophagus atomarius</i>	0				1					1				1								1										6	
3294	<i>Pyrochroa coccinea</i>	0							2																									2
3307	<i>Salpingus planirostris</i>	0																									1						3	
3308	<i>Salpingus ruficollis</i>	0											1	1	1								4										8	
3313	<i>Eugenes pygmaeus</i>	0				1										1																	2	
3340	<i>Bolitophagus reticulatus</i>	0	1	20	10	16		2	10		7	1	6	8	2	5	2	8	12	8	13	1	14	2	4	8	1	3	3	4			163	
3357	<i>Opliocephala haemorrhoidalis</i>	f d				1			1									3	1														6	
3360	<i>Alphitophagus bifasciatus</i>	0																			1												1	
3389	<i>Corticeus unicolor</i>	f d		2				2			1													7									12	
3410	<i>Mycetochara linearis</i>	0	2			2																											4	
3417	<i>Anaspis frontalis</i>	0	1																1							1							4	
3419	<i>Anaspis schiiskiyana</i>	0	1	1				1													1	1	1	1			1	1	1				10	
3420	<i>Anaspis thoracica</i>	0																			1												1	
3424	<i>Anaspis rufilabris</i>	0	1																		1		1				1	1					5	
3425	<i>Anaspis flava</i>	0																			4												4	
3427	<i>Tomoxia bucephala</i>	0								6						3			1														12	
3454	<i>Tetratoma fungorum</i>	f d		1																													1	
3457	<i>Hallomenus binotatus</i>	0																									2	1					4	
3459	<i>Orchesia micans</i>	0							1																								1	
3461	<i>Orchesia minor</i>	NT																					1										1	

Nr	Art	Fälla	7	8	10	11	27	1	2	3	4	5	6	9	30	24	25	26	28	29	12	20	21	22	23	13	14	15	16	17	18	19	Summa
3463	<i>Orchesia undulata</i>	0									1													1									2
3470	<i>Phiotrya rufipes</i>	NT															1																1
3498	<i>Rhagium mordax</i>	0	1	1	1								1											1	1		1						8
3500	<i>Oxymirus cursor</i>	0								1																							1
3514	<i>Alosterna tabacicolor</i>	0																											1				1
3520	<i>Anoplodera scutellata</i>	VU			2	1					2					1																	6
3562	<i>Clytus arietis</i>	0														1																	1
3568	<i>Anaglyptus mysticus</i>	NT			1				1	1																							3
3578	<i>Pogonocherus hispidus</i>	0																								1							1
3914	<i>Dissoleucas niveirostris</i>	fd								1																							1
3915	<i>Platystomus albinus</i>	0			1											1																	2
4446	<i>Hylurgops palliatus</i>	0						1														1											2
4449	<i>Hylastes cunicularius</i>	0																				1											1
4480	<i>Pityogenes chalcographus</i>	0												2		1																	3
4499	<i>Taphronychus bicolor</i>	0				6										1																	7
4500	<i>Dryocoetes villosus</i>	fd																					1										2
4504	<i>Crypturgus subcristosus</i>	0											1																				1
4507	<i>Crypturgus hispidulus</i>	0													1																		1
4508	<i>Trypodendron domesticum</i>	0		1	3	1	1				1	1		4	1	1				2	4	1	3	1	4	1	4	4	3	1	1		43
4512	<i>Xyleborus dispar</i>	0																										1					1
4516	<i>Xyleborinus saxesenii</i>	NT																						1									1
4524	<i>Cryphalus abietis</i>	0						1	1						1																1		4
	Summa individer																																2605

**Bilaga 3.** Korrelationer (överst: Pearson correlation coefficients, underst: P-värden, <0,05 i fet stil) mellan olika artgrupper av vedlevande skalbaggar.

	RL	Fd RL	Ej RL	Gammal	Svamp	Färsk
Fd RL	0,449 <b>0,013</b>					
Ej RL	0,489 <b>0,006</b>	0,285 0,126				
Gammal	0,694 <b>0,000</b>	0,494 <b>0,005</b>	0,754 <b>0,000</b>			
Svamp	0,581 <b>0,001</b>	0,308 0,098	0,882 <b>0,000</b>	0,619 <b>0,000</b>		
Färsk	0,087 0,646	-0,224 0,235	0,449 <b>0,013</b>	0,039 0,838	0,198 0,295	
Övriga	-0,065 0,733	0,175 0,354	0,396 <b>0,030</b>	0,137 0,469	0,243 0,195	0,108 0,570

**Bilaga 4.** Korrelationer (överst: Pearson correlation coefficients, underst: P-värden, <0,05 i fet stil) mellan utvalda högstubbevariabler.

	Latitud	Longitud	Avstånd	Dbh	Höjd	% bark-förlust	Nedbrytning	Sol-expon.
Longitud	-0,732 <b>0,000</b>							
Avstånd	0,771 <b>0,000</b>	-0,777 <b>0,000</b>						
Dbh	-0,463 <b>0,010</b>	0,552 <b>0,002</b>	-0,432 <b>0,017</b>					
Höjd	-0,443 <b>0,014</b>	0,420 <b>0,021</b>	-0,442 <b>0,014</b>	0,363 <b>0,049</b>				
% bark-förlust	-0,197 0,297	0,336 0,070	-0,256 0,172	-0,100 0,597	0,067 0,723			
Nedbrytning	0,392 <b>0,032</b>	-0,335 0,071	0,230 0,222	-0,421 <b>0,020</b>	-0,321 0,084	-0,062 0,746		
Sol-exponering	-0,367 <b>0,046</b>	0,218 0,248	-0,321 0,084	0,065 0,733	-0,054 0,775	0,213 0,257	0,041 0,828	
Lutning	-0,193 0,307	0,190 0,313	-0,181 0,338	0,271 0,148	-0,069 0,718	-0,010 0,956	0,248 0,187	0,039 0,836

**Bilaga 5.** Lista över vedlevande skalbaggar funna inom undersökningsområdet Söderåsens nationalpark-Klåveröds strövmråde. Källor: Palm (1959), Artdatabankens fyndregister över rödlistade arter år 2003, Rickard Anderssons privata samling (brev) och föreliggande inventering. Arter i bokstavsordning med rödlistekategori (Gärdenfors 2005). Fd markerar tidigare rödlistade arter (Gärdenfors 2000).

Art	RK 2005	Art	RK 2005
Abdera affinis		Bitoma crenata	
Abraeus granulum	VU	Bolitochara lucida	VU
Acrulia inflata		Bolitochara mulsanti	
Aeletes atomarius	NT	Bolitochara obliqua	
Agathidium badium		Bolitophagus reticulatus	
Agathidium confusum		Caenoscelis sibirica	
Agathidium mandibulare	NT	Cerylon fagi	
Agathidium nigripenne		Cerylon ferrugineum	
Agathidium pisanum		Cerylon histeroides	
Agathidium plagiatum	VU	Cetonia aurata	
Agathidium rotundatum		Cicones variegatus	fd
Agathidium seminulum		Cis bidentatus	
Agathidium varians		Cis boleti	
Alosterna tabacicolor		Cis castaneus	NT
Alphitophagus bifasciatus		Cis fagi	
Ampedus balteatus		Cis hispidus	
Ampedus cardinalis	NT	Cis jacquemartii	
Ampedus cinnabarinus		Cis lineatocribratus	
Ampedus pomorum		Cis nitidus	
Ampedus rufipennis	VU	Cis setiger	
Anaglyptus mysticus	NT	Clytus arietis	
Anaspis flava		Conopalpus testaceus	fd
Anaspis frontalis		Corticaria longicollis	
Anaspis marginicollis		Corticeus unicolor	fd
Anaspis rufilabris		Cryphalus abietis	
Anaspis thoracica		Cryptarcha strigata	
Anisotoma humeralis		Cryptarcha undata	fd
Anisotoma orbicularis		Cryptophagus badius	
Anobium costatum	NT	Cryptophagus dentatus	
Anomagnathus cuspidatus		Cryptophagus fallax	NT
Anoplodera scutellata	VU	Cryptophagus micaceus	fd
Anoplodera sexguttata	NT	Cryptophagus pallidus	fd
Aridius nodifer		Cryptophagus scanicus	
Arpidiphorus orbiculatus		Crypturgus hispidulus	
Atheta boletophila		Crypturgus subcribrosus	
Atheta pallidicornis		Ctesias serra	
Athous mutilatus	VU	Cychramus luteus	
Atomaria bella		Cychramus variegatus	
Atomaria diluta	NT	Cylloides ater	VU
Atomaria procerula		Dacne bipustulata	
Atomaria puncticollis		Dadobia immersa	
Atrecus affinis		Dasytes fuscus	
Atrecus longiceps		Dasytes plumbeus	
Bibloporus bicolor		Denticollis linearis	
Bibloporus ultimus	EN	Denticollis rubens	EN



**Bilaga 5. forts.**

Taxon	RK 2005	Taxon	RK 2005
<i>Dexiogyga corticina</i>		<i>Hadrobregmus pertinax</i>	
<i>Dinaraea aequata</i>		<i>Hallomenus binotatus</i>	
<i>Dinaraea linearis</i>		<i>Hapalarea ioptera</i>	
<i>Dissoleucas niveirostris</i>	fd	<i>Hapalarea melanocephala</i>	
<i>Dorcatoma dresdensis</i>		<i>Hapalarea pygmaea</i>	fd
<i>Dorcatoma substriata</i>	NT	<i>Haploglossa gentilis</i>	fd
<i>Dorcus parallelipedus</i>	NT	<i>Haploglossa villosula</i>	
<i>Dryocoetes villosus</i>	fd	<i>Hedobia imperialis</i>	
<i>Elater ferrugineus</i>	EN	<i>Henoticus serratus</i>	
<i>Endomychus coccineus</i>		<i>Homalota plana</i>	
<i>Enicmus fungicola</i>		<i>Hylastes cunicularius</i>	
<i>Enicmus rugosus</i>		<i>Hylecoetus dermestoides</i>	
<i>Enicmus testaceus</i>		<i>Hylis foveicollis</i>	fd
<i>Ennearthron cornutum</i>		<i>Hylis olexai</i>	fd
<i>Epuraea bickhardti</i>		<i>Hylis procerulus</i>	VU
<i>Epuraea biguttata</i>		<i>Hylurgops palliatus</i>	
<i>Epuraea deleta</i>	fd	<i>Hypoganus inunctus</i>	fd
<i>Epuraea florea</i>		<i>Ischnoglossa prolixa</i>	
<i>Epuraea longula</i>		<i>Ischnomera caerulea</i>	NT
<i>Epuraea neglecta</i>		<i>Ischnomera cinerascens</i>	NT
<i>Epuraea rufomarginata</i>		<i>Ischnomera sanguinicollis</i>	EN
<i>Epuraea unicolor</i>		<i>Latridius anthracinus</i>	
<i>Epuraea variegata</i>		<i>Latridius brevicollis</i>	fd
<i>Ernoporicus fagi</i>	NT	<i>Latridius consimilis</i>	
<i>Euedectus giraudi</i>	fd	<i>Latridius hirtus</i>	
<i>Euglenes pygmaeus</i>		<i>Latridius minutus</i>	
<i>Euplectus bescidicus</i>		<i>Leptura maculata</i>	
<i>Euplectus brunneus</i>	fd	<i>Leptura quadrifasciata</i>	
<i>Euplectus fauveli</i>		<i>Leptusa fumida</i>	
<i>Euplectus karsteni</i>		<i>Leptusa pulchella</i>	
<i>Euplectus nanus</i>		<i>Litargus connexus</i>	
<i>Euplectus piceus</i>		<i>Lucanus cervus</i>	NT
<i>Euplectus punctatus</i>		<i>Malachius bipustulatus</i>	
<i>Euplectus tholini</i>		<i>Melandrya barbata</i>	EN
<i>Euryusa castanoptera</i>	fd	<i>Melandrya caraboides</i>	EN
<i>Gabrius splendidulus</i>		<i>Melanotus castanipes</i>	
<i>Glischrochilus hortensis</i>		<i>Melanotus erythropus</i>	
<i>Glischrochilus quadriguttatus</i>	NT	<i>Melasis buprestoides</i>	fd
<i>Glischrochilus quadripunctatus</i>		<i>Microscydmus nanus</i>	NT
<i>Gnathoncus buyssoni</i>		<i>Mycetochara linearis</i>	
<i>Gnorimus nobilis</i>	NT	<i>Mycetophagus atomarius</i>	
<i>Gnorimus variabilis</i>	EN	<i>Mycetophagus fulvicollis</i>	
<i>Grynocharis oblonga</i>	fd	<i>Mycetophagus quadriguttatus</i>	VU
<i>Gyrophaena affinis</i>		<i>Mycetophagus quadripustulatus</i>	fd
<i>Gyrophaena bihamata</i>		<i>Nemadus colonoides</i>	fd
<i>Gyrophaena boleti</i>		<i>Nevraphes plicicollis</i>	NT
<i>Gyrophaena fasciata</i>		<i>Nudobius lentus</i>	
<i>Gyrophaena minima</i>		<i>Octotemnus glabriculus</i>	
<i>Gyrophaena nana</i>		<i>Oplocephala haemorrhoidalis</i>	fd
<i>Gyrophaena poweri</i>		<i>Orchesia micans</i>	

**Bilaga 5. forts.**

Taxon	RK 2005	Taxon	RK 2005
<i>Orchesia minor</i>	NT	<i>Rhopalodontus perforatus</i>	
<i>Orchesia undulata</i>		<i>Rhyncolus ater</i>	
<i>Orthocis alni</i>		<i>Salpingus planirostris</i>	
<i>Orthocis festivus</i>		<i>Salpingus ruficollis</i>	
<i>Orthocis vestitus</i>		<i>Scaphidium quadrimaculatum</i>	
<i>Orthoperus mundus</i>		<i>Scaphisoma agaricinum</i>	
<i>Oxymirus cursor</i>		<i>Scaphisoma boleti</i>	
<i>Oxypoda recondita</i>		<i>Schizotus pectinicornis</i>	
<i>Pachygluta ruficollis</i>		<i>Sepedophilus testaceus</i>	
<i>Paromalus flavicornis</i>		<i>Sinodendron cylindricum</i>	
<i>Phloeocharis subtilissima</i>		<i>Soronia grisea</i>	
<i>Phloeonomus punctipennis</i>		<i>Soronia punctatissima</i>	
<i>Phloeopara angustiformis</i>		<i>Stenagostus villosus</i>	VU
<i>Phloeopara testacea</i>		<i>Stenichnus bicolor</i>	
<i>Phloeophagus lignarius</i>	NT	<i>Stenichnus godarti</i>	
<i>Phloeophagus thomsoni</i>	NT	<i>Stephostethus alternans</i>	NT
<i>Phloiotrya rufipes</i>	NT	<i>Stephostethus angusticollis</i>	
<i>Pityogenes chalcographus</i>		<i>Stereocorynes truncorum</i>	VU
<i>Placusa tachyporoides</i>		<i>Strangalia attenuata</i>	VU
<i>Platycerus caraboides</i>		<i>Sulcaxis affinis</i>	
<i>Platysoma compressum</i>	VU	<i>Sulcaxis fronticornis</i>	
<i>Platystomus albinus</i>		<i>Synchita humeralis</i>	
<i>Plectophloeus nitidus</i>	NT	<i>Taphrorychus bicolor</i>	
<i>Plectophloeus nubigena</i>	NT	<i>Tetratoma ancora</i>	
<i>Plegaderus dissectus</i>	NT	<i>Tetratoma fungorum</i>	fd
<i>Pocadius ferrugineus</i>		<i>Thymalus limbatus</i>	
<i>Pogonochaerus hispidus</i>		<i>Tillus elongatus</i>	
<i>Pogonocherus hispidulus</i>	fd	<i>Tomoxia bucephala</i>	
<i>Prionocyphon serricornis</i>	fd	<i>Traumoecia picipes</i>	
<i>Prionus coriarius</i>	NT	<i>Triphyllus bicolor</i>	
<i>Prionychus ater</i>		<i>Triplax aenea</i>	
<i>Prostomis mandibularis</i>	CR	<i>Triplax rufipes</i>	NT
<i>Pseudocistela ceramboides</i>		<i>Triplax russica</i>	
<i>Ptenidium gressneri</i>	NT	<i>Triplax scutellaris</i>	
<i>Ptenidium turgidum</i>		<i>Tritoma bipustulata</i>	
<i>Pteryngium crenatum</i>		<i>Trox scaber</i>	
<i>Pteryx suturalis</i>		<i>Trypodendron domesticum</i>	
<i>Ptilinus pectinicornis</i>		<i>Tyrus mucronatus</i>	
<i>Ptinella aptera</i>		<i>Uloma culinaria</i>	NT
<i>Ptinus fur</i>		<i>Xyleborinus saxesenii</i>	NT
<i>Ptinus subpilosus</i>		<i>Xyleborus dispar</i>	
<i>Pyrochroa coccinea</i>		<i>Xylophilus corticalis</i>	NT
<i>Quedius maurus</i>			
<i>Quedius microps</i>			
<i>Rhagium mordax</i>			
<i>Rhagium sycophanta</i>	VU		
<i>Rhizophagus bipustulatus</i>			
<i>Rhizophagus brancsiki</i>	NT		
<i>Rhizophagus cribratus</i>			
<i>Rhizophagus dispar</i>			
<i>Rhizophagus picipes</i>	fd		