

Högstubbar och vedskalbaggar i Torups bokskog effekter av högstubbars egenskaper på artsammansättningen och rekommendationer för naturhänsyn i brukad ädellövskog



Jörg Brunet & Gunnar Isacson

Titelbild: Gunnar Isacsson sätter upp fönsterfälla nr 3 i Bokskogen, april 2004.
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 i Torup.....	13
Vedlevande skalbaggar i Torup	16
Säsonggradienter	22
Observerad och förväntad artrikedom.....	23
Faktorer som påverkar utbredningen av vedlevande skalbaggar	24
Diskussion	29
Bokhögstubbar och volymen död ved.....	29
Metodik för insektsfångst.....	30
Faktorer som påverkar artförekomst i bokved	31
Vedens diameter.....	32
Solexponering.....	33
Kontinuitet av död ved.....	34
Mängden död ved.....	35
Rumslig fördelning av den döda veden.....	36
Hur kan man gynna vedlevande arter i brukad ädellövskog?	37
Tack.....	40
Referenser.....	40
Bilaga 1	45
Bilaga 2	46
Bilaga 3	52
Bilaga 4	52
Bilaga 5	53

Författarnas adresser:

Jörg Brunet, 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. Vilken roll har då den döda veden i brukade bokskogar för bevarandet av vedlevande arter? Syftet med föreliggande studie var att analysera effekter av högstubbars egenskaper och deras omgivning på vedlevande skalbaggars förekomst i ett brukat bokskogsområde i Skåne, Torups bokskog i Svedala kommun.

Inom projektet inventerades samtliga bokhögstubbar >20 cm dbh. På 30 högstubbar placerades små fönsterfällor för insektsfångst. Fällorna placerades i både brukade (målklasser PG/PF) och obrukade bestånd (NO/NS) och representerade även en gradient från levande högstubbar till sedan länge döda, starkt nedbrutna stubbar.

Inom Torups skogar fanns 134 högstubbar med en dbh >20 cm år 2004. Andelen levande högstubbar var 31%. Grova till mycket grova högstubbar dominerade och medeldiametern låg på 73 cm i brösthöjd med en variation mellan 24 och 145 cm. Högstubbar i NO/NS-bestånd var i genomsnitt något grövre (80 cm) än i PG/PF-bestånd (71 cm). I N-bestånd fanns i genomsnitt 2,3 högstubbar per ha medan P-bestånd hade en täthet av 0,7 högstubbar per ha.

Små fönsterfällor på högstubbar var en effektiv inventeringsmetod och fångade en stor del av den förväntade artpoolen i området. Vissa resultat tyder också på att fällorna återspeglar den specifika faunan kring olika högstubbar men metoden ger givetvis ingen direkt information om vilka arter verkligen utvecklas i en viss högstubbe.

Antalet individer av vedlevande skalbaggar som fångades var 4913 fördelat på 195 olika arter. Av dessa är 27 arter rödlistade. Antalet vedlevande arter varierade från 25 till 57 mellan högstubbarna. Rödlistade arter hittades i alla fällor och antalet varierade mellan en och sju arter. Av dessa kan särskilt nämnas bokblombock, bokskogsrödbeck och bokoxe som alla verkar ha starka populationer i området.

Totalantalet arter var signifikant lägre vid de äldsta stubbarna än i de tre yngre åldersklasserna. Antalet rödlistade arter skiljde sig däremot inte mellan åldersklasserna. Vid de äldsta stubbarna fanns fler mulmlevande arter men färre färskved- och svamplevande arter än vid övriga stubbar. Det fanns inga signifikanta skillnader i artantal för artgrupperna mellan stubbar i solexponerat, halvöppet och skuggigt läge. Nio arter visade en preferens för solexponerade högstubbar, medan sex arter fångades främst vid skuggiga högstubbar.

Fällestubbar i P-bestånd var mer solexponerade och mindre nedbrutna än fällestubbar i N-bestånd. Det fanns fler högstubbar inom 100 m runt fällestubbarna i N-bestånd (3,8) än i P-bestånd (2,0). Dessa skillnader är dock inte relaterade till några signifikanta skillnader i artantal för olika artgrupper mellan fällor i N- och P-bestånd.

Ordinationsanalyser bekräftar att variabler kopplade till fällestubbarnas ålder och nedbrytning är viktigast för artsammansättningen, följt av variabler kopplade till ljusexponering. Högstubbarnas storlek, geografiska läge samt antalet högstubbar runt fällestubbarna hade relativt liten betydelse för variationen i de fångade skalbaggararnas artsammansättning och numerär.

Vår studie visar att den vedlevande skalbaggsfaunan i Torups bokskog inte skiljer sig nämnvärt kring högstubbar i skyddade och brukade bestånd. Detta tyder på att de flesta arter rör sig fritt inom sammanhängande större bokskogar (100-1000 ha) och letar upp lämpliga vedmiljöer. Våra data tyder på att så länge det finns tillräckligt mycket död ved av rätt kvalitet är det av liten betydelse om denna finns koncentrerad i skyddade bestånd eller spritt över hela området. Data från mer fragmenterade bokskogar tyder dock på att många rödlistade lövskogsarter har svårt att sprida sig genom täta planterade granskogar.

Den vedlevande faunan i undersökningområdet var anmärkningvärt rik med tanke på den låga tätheten av bokhögstubbar. Detta beror förmodligen på att vedfaunan även gynnas av ett stort antal mycket grova levande bokar med partier av död ved längs stammen och i trädkronorna. Dessutom finns relativt många ihåliga grova ekar och askar i området. En jämförelse med andra undersökningar tyder på att tätheten av högstubbar i brukade bokskogar bör vara åtminstone tre stycken per ha.

För att utbudet av död ved ska 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 skogsbyn och vissa 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 m³/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 skogsreservat.

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 hittills främst gjorts på ek (Ranius & Jansson 2000, Ranius 2002a,b, 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 beroende av 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 vilket förmodligen 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 & Lindblad 2006). Abrahamsson & Lindblad (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 avverkningstubbar. 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

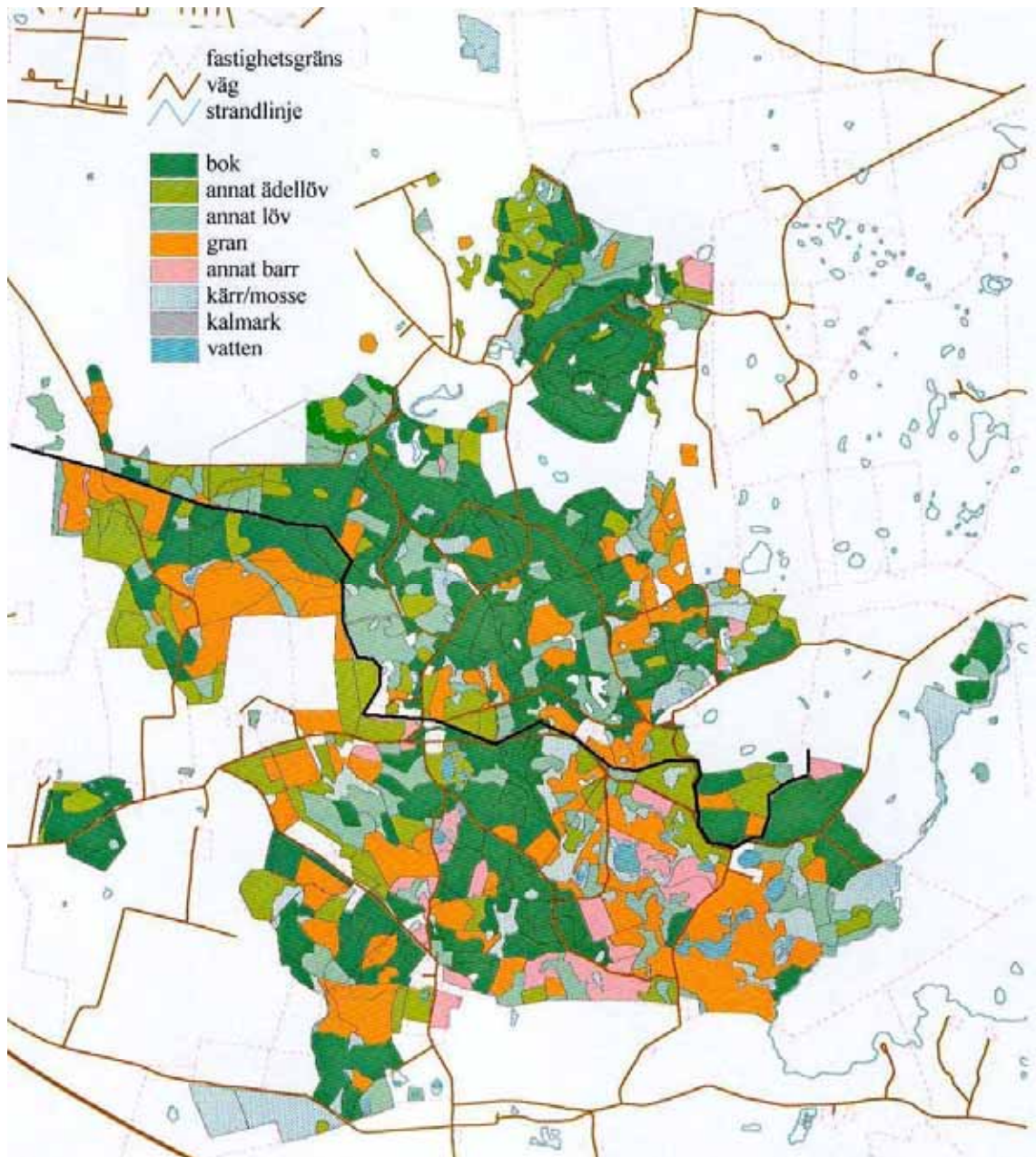
- 1) att analysera effekter av bokhögstubbars egenskaper på förekomst av vedskalbaggar
- 2) att undersöka hur artförekomsten påverkas av den döda vedens rumsliga fördelning
- 3) att utarbeta rekommendationer för naturhänsyn i brukad bokskog för att gynna vedinsektsfaunan.

Undersökningen är en del av forskningsprogrammet *Uthålligt skogsbruk i ädellövskog* vid Sveriges lantbruksuniversitet (www.adellovskog.nu). Föreliggande studie fokuserar på faktorer som påverkar vedlevande skalbaggar i sammanhängande bokskog. Projektets andra del undersöker gradienter i vedfaunan i ett större och mer fragmenterat skogslandskap (Brunet et al. 2008).

Undersökningsområdet

Undersökningsområdet omfattar Torups bokskog ("Bokskogen") i sydvästra Skåne, ca en mil öster om Malmö. Området ägs idag av Malmö kommun och har stor betydelse för rekreation och friluftsliv. Skogsarealen är på 360 ha och arealen bokskog som potentiellt kan innehålla grövre högstubbar är 166 ha. Enligt den senaste skogsbruksplanen från 2001 har 15 ha målklass naturvård orört (NO) eller naturvård skötsel (NS), 83 ha har målklass produktion med förstärkt hänsyn (PF) och 68 ha har målklass produktion med generell hänsyn (PG). Därutöver utgörs 24 ha av unga bokplanteringar på omföringsmark (åker, granskog). Öppen mark omger Bokskogen i norr och öster medan Skabersjö gods skogar (ca 430 ha, varav 145 ha bokskog) ansluter i väster och söder (Figur 1). Området är kuperat med en mosaik av kullar och små våtmarker. Torupsbäcken som avvattnar Yddingesjön rinner genom områdets östra delar. Bokskogen är till största delen av örtrik typ med vitsippa, buskstjärnblomma, gulplister, harsyra, lundarv, myskmadra, skogsbingel, hässlebrodd, lundgröe och lundslok som viktiga arter. Förutom bok förekommer även bestånd av ask, björk, douglasgran, ek, gran, klibbal, lärk och tysklönn.

Bokskogen domineras idag dels av äldre, mer eller mindre slutna bokbestånd och av större arealer med ungskog som föryngrades under 1990-talet. I ungskogarna har ett större antal gamla träd lämnats som hänsynsträd. Större delen av dessa bestånd har målklass PF. Ett antal mindre bestånd har varit avsatta för fri utveckling sedan 1970-talet och har idag antingen målklass NO eller NS. Området är också rikt på gamla och grova träd av bok, ek och ask, särskilt i närheten av Torups slott.



Figur 1. Bokskogens utbredning i undersökningsområdet år 1992. Den svarta linjen markerar gränsen mellan Torups bokskog och den i söder angränsande Skabersjöskog. Skala ca 1:30 000. Karta efter Lindhagen (1999, förändrad).

Bokskogen är dokumenterad i historiska källor sedan 1600-talet (Lindhagen 1999, Brunet 2003a). En nyligen genomförd pollenanalys av en torvprofil från en liten våtmark i bokskogen söder om slottet visar på kontinuerlig förekomst av skog alltsedan profilens början för 6 000 år sedan (Hultberg 2008). Naturskogar med ek, lind, hassel och al dominerade i området från profilens början 6000 år före nutid tills för ca 2000 år sedan. Förmodligen leder antropogena störningar till att linden och alen minskar starkt och boken etableras. En blandskog av ek och bok, som förmodligen betades, fanns i området fram till senmedeltiden. Återkommande låga halter av kol kan betyda att skogen hölls öppen med hjälp av markbränder som förhindrade att den konkurrenskraftiga boken tog över. En kraftig ökning av

bokpollen från 1400-talet indikerar etableringen av den bokdominerade skogen som finns i området idag. Detta hänger möjligtvis samman med etableringen av Torups gård på sin nuvarande plats och en ökad kontroll över skogen. Kanske ledde även en folkminskning efter pestepidemier till minskat betetryck och ökad bokföryngring.

Torups vedinsektsfauna har länge varit relativt okänd, till skillnad från de närbelägna klassiska skalbaggslokalerna Bökeberg sydost om Torup och Häckeberga. Under år 2000 inventerade entomologen Lars Huggert Bokskogens norra del på uppdrag av Naturskyddsföreningen i Skåne (Blomberg et al. 2001). Huggert fann ett stort antal rödlistade vedinsekter som placerar Bokskogen bland Skånes mest värdefulla skogsområden med avseende på denna artgrupp (Brunet 2005). Bilaga 5 ger en jämförande översikt på rödlistade och före detta rödlistade arter som hittades av Lars Huggert och i föreliggande inventering.

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 mars och april 2004 inventerades alla bokhögstubbar ≥ 20 cm diameter i brösthöjd (dbh) i Bokskogen.

För alla inventerade högstubbar noterades följande variabler:

- geografisk position (GPS-koordinater, rikets nät)
- diameter i brösthöjd (dbh, cm)
- uppskattad höjd (m)
- vitalitet (levande LHS eller död HS)
- förekomst av fruktkroppar av fnöskticka (*Fomes fomentarius*)

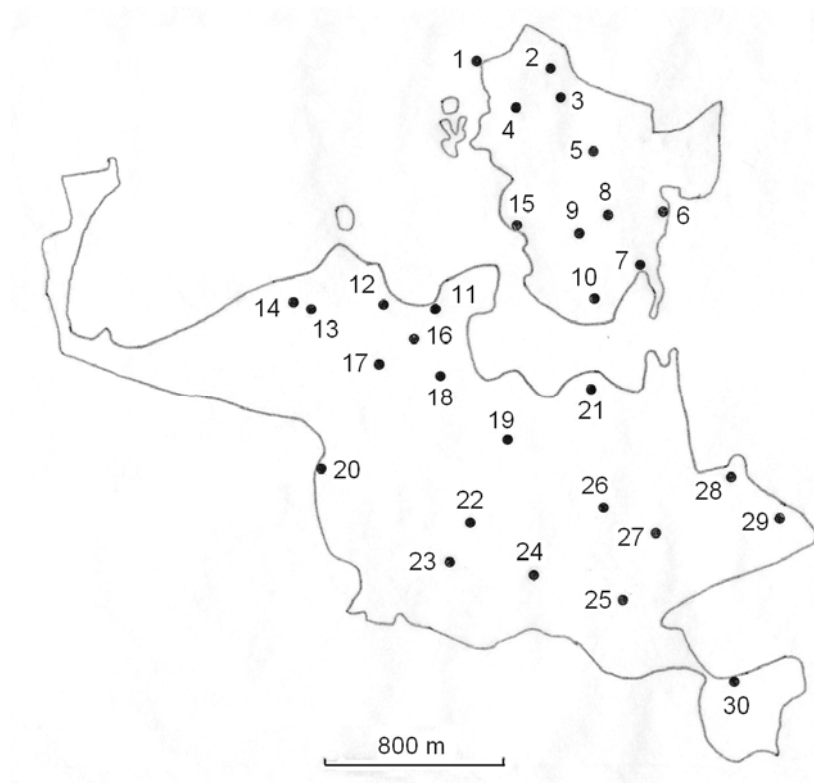
Inventering av vedlevande skalbaggar

Den 19 april 2004 placerades fönsterfällor på tre meters höjd på sydsidan av 30 högstubbar i olika delar av undersökningsområdet (Tabell 1, se titelbild). Fällorna fördelades relativt jämnt över hela undersökningsområdet (Figur 2).

Högstubbarna med fällor skulle omfatta

- 1) bestånd med målklasser NO/NS och PG/PF
- 2) olika grader av solexponering
- 3) den befintliga gradienten i stubbålder inom området

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 3). Fällorna vittjades vid fem tillfällen mellan maj och september. Generellt fungerade fällorna bra men några var vid tömningar fyllda med gnagmjöl eller trädspån vilket försvårade sorteringen och kan ha påverkat fällans förmåga att fånga insekter under den aktuella perioden. I laboratoriet skiljdes skalbaggar från bifångsten och skalbaggar fördes över till plastburkar fyllda med 70 % etanol. Artbestämning av vedlevande skalbaggar utfördes av Gunnar Isacson och Rickard Andersson, Höör (utvalda släkten). Artnamnen följer Lundberg & Gustafsson (1995).



Figur 2. Fönsterfällornas läge och löpnummer i Torups bokskog.

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 totalvolym död stam- och grenved. Härvid antogs en ursprunglig medelhöjd på 30 m för träden, motsvarande medelboniteten F30 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 Jøgeir 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")
- arter som lever i mulm ("mulmarter")
- 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.



Figur 3. Fönsterfälla som användes för insektsfångst vid bokhögstubbar. Foto: Jörg Brunet.

Antalet bokhögstubbar inom ett avstånd på 50, 100, 200, 300 och 500 m från varje fönsterfälla beräknades med hjälp av ArcView 3.3.

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.

Parametriska testmetoder valdes om datafördelningen ej skiljde sig på nivån $p < 0.05$ från en normalfördelning i Kolgomornov-Smirnov tester. Detta var fallet för flertalet omvärldsvariabler och för antal arter i olika grupper (se ovan). Skillnader mellan grupper av högstubbar eller fällor analyserades med hjälp av two-sample t-test, ANOVA och χ^2 -test. Effekter av omvärldsvariabler 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).

Bokhögstubbarnas höjd och antalet högstubbar inom 500 m från fälleträden var ej normalfördelade. Samband mellan artgrupper och dessa variabler beräknades med Spearman rank korrelationsanalys. Levande och döda stubbars höjd jämfördes med Mann-Whitney U-testet. Flertalet arters abundansdata var inte normalfördelade. Logistisk regression användes därför för att undersöka samband mellan arters förekomst och kontinuerliga omvärldsvariabler. 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 abundans-data användes för att reducera variansen i artdatamatriken. 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) diameter i brösthöjd (cm)
- 2) höjd (m)
- 3) högstubbens ålder i en 4-gradig skala: 1, levande; 2, död i ca 1-3 år; 3, död i ca 5-10 år; 4, död i >10 år
- 4) barkförlust (%) för stubbytan, utan exponerade vedpartier som uppkom vid stambrottet
- 5) nedbrytningsgrad enligt 3-gradig skala: 1) endast hård ved, 2) förekomst av partier med ved som är mjuk på ytan (2-3 cm), 3) förekomst av helt mjuka stampartier (>10 cm)
- 6) förekomst (1) eller frånvaro (0) av fruktkroppar av fnöskticka (*Fomes fomentarius*)
- 7) levande (0) eller död (1) högstubbe
- 8) förekomst (1) eller frånvaro (0) av tillhörande låga
- 9) solexponering i en 3-gradig skala: 1, soligt; 2, halvskugga; 3, skugga
- 10) grundyta runt högstubben (m²/ha)
- 11) skuggad horisont i grader: Antal grader mellan horisontalplanet på 3 m höjd och högsta solhinder (trädtopp). Summering av åtta väderstreck
- 12) geografisk position, rikets nät x-koordinat (longitud)
- 13) geografisk position, rikets nät y-koordinat (latitud)
- 14-18) antal högstubbar inom 50, 100, 200, 300 och 500 m

Variablerna dbh, åldersklass, barkförlust och nedbrytningsgrad är signifikant korrelerade med varandra. Även solexponering, grundyta och skuggad horisont är nära korrelerade med varandra (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.



Figur 4. Undersökningsområdets grövsta bokhögstubbe (145 cm dbh) i Torups hästhage (Sågverksbacken). Fälla nr 9 syns ovanför den gröna skylten. Foto: Jörg Brunet.

Resultat

Bokhögstubbar i Torup

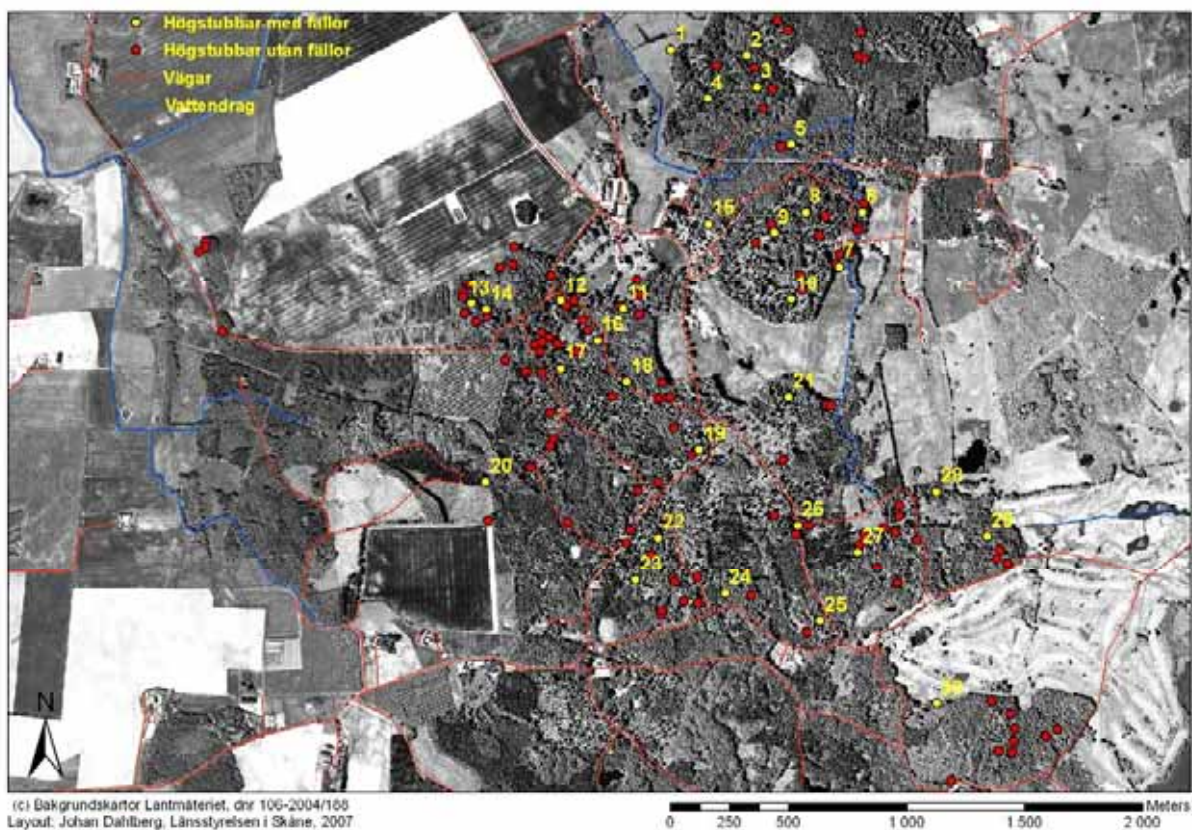
Inom Torups skogar fanns 134 högstubbar med en dbh >20 cm år 2004. Ytterligare 14 högstubbar fanns i angränsande skogsområden (Hyby, Skabersjö) inom en radie av 500 m från någon av fällorna och har använts i ordinationsanalysen. Analyserna i detta avsnitt omfattar endast högstubbarna inom Torups skogar.

Högstubbar förekommer ganska jämt fördelade i hela undersökningsområdet (Figur 5). Grova till mycket grova högstubbar dominerar i Torups bokskogar. Medeldiametern ligger på 73 cm i brösthöjd med en variation mellan 24 och 145 cm (Figur 6). En stor del av stubbarna ligger i intervallet 50-89 cm dbh men det finns även ett relativt stort antal högstubbar med dbh mellan 90 och 119 cm (Figur 6). Högstubbar i NO/NS-bestånd är i genomsnitt något grövre (80 cm

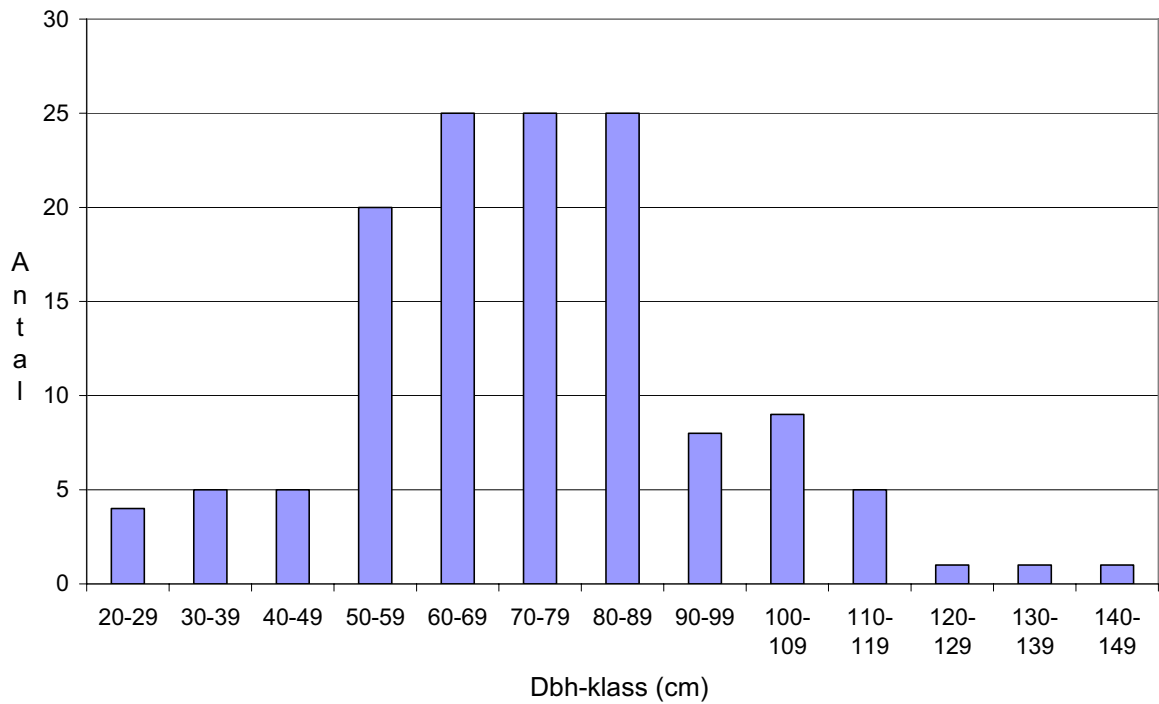
dbh, n=35) än i PG/PF-bestånd (71 cm dbh, n=99; P=0,038). Figur 7 visar att höjden av högstubbarna varierade avsevärt med det största antalet i höjdintervallet 4,5-6 meter. Knappt hälften av högstubbarna (65 eller 48,5%) hade fruktkroppar av fnöskticka.

Andelen ännu levande högstubbar var 31% år 2004 (n=42). Det fanns ingen skillnad i diameterfördelningen mellan levande och döda högstubbar, men de levande stubbarna var högre (median 8 m) än de döda stubbarna (6 m; P<0.001, Mann-Whitney U-test). Medan 60% (n=55) av de döda högstubbarna hade fruktkroppar av fnöskticka, var motsvarande andel bland levande högstubbar endast 24% (n=10) och därmed signifikant lägre (P<0.001, χ^2 -test).

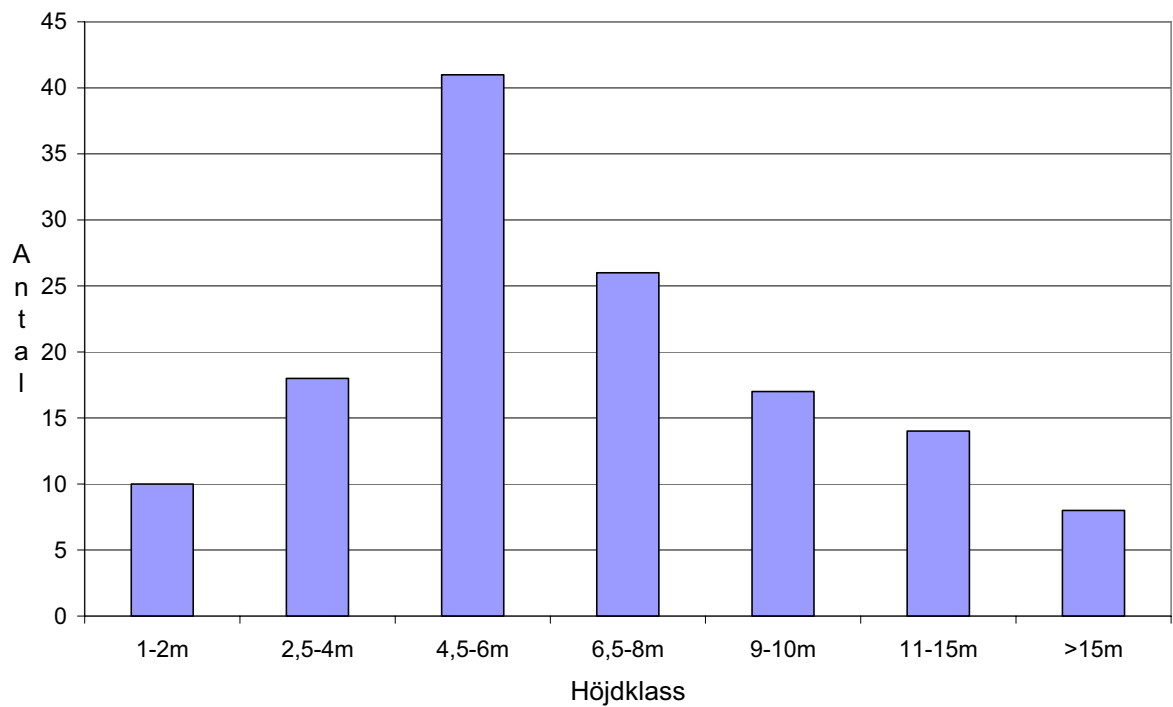
I NO/NS-bestånd fanns i genomsnitt 2,3 högstubbar per ha (35 högstubbar på 15 ha bokskog). I PF/PG-bestånd var motsvarande täthet endast 0,7 högstubbar per ha (99 stubbar i 151 ha bokskog). Andelen levande högstubbar var signifikant högre i N-bestånd (45%) än i P-bestånd (25%; P=0.019, χ^2 -test).



Figur 5. Läge av bokhögstubbar ≥ 20 cm dbh i Torups bokskog och angränsande skogsbestånd år 2004.



Figur 6. Antal bokhögstubbar i olika dbh-klasser i Torups bokskog år 2004.



Figur 7. Antal bokhögstubbar i olika höjdklasser i Torups bokskog år 2004.

Områdets fyra äldsta högstubbar är mycket grova (117-145 cm dbh) och saknar bark och tickor (Figur 4). De har bedömts att ha varit döda i betydligt mer än 10 år. Alla andra högstubbar i området är yngre och ett resultat av ökad naturhänsyn vid avverkning sedan 1990-talet. De gamla stubbarnas grovlek har antagligen lett till att de har förblivit stående mycket längre än vad klenare stubbar gör.

Totalvolymen i högstubbarna beräknades till 318 m³ eller 1,9 m³/ha, varav de döda högstubbarna (n=92) innehöll 185 m³ eller 1,1 m³/ha bokskog (166 ha). Totalvolymen i de ännu levande högstubbarna uppskattades till 133 m³ (0,8 m³/ha bokskog). Den totala volymen i de träd som blivit högstubbar beräknades vid en skattad medelhöjd på 30 meter till 953 m³ eller 5,7 m³/ha bokskog.

Högstubbar i N-bestånd hade en volym på 101 m³, eller 6,7 m³/ha, medan P-bestånden innehöll högstubbar med en beräknad volym på 217 m³, eller 1,4 m³/ha. Volymen av de träd som blivit högstubbar beräknades till 19,9 m³/ha i N-bestånden och till 4,4 m³/ha i P-bestånden.

Vedlevande skalbaggar i Torup

Antalet individer av vedlevande skalbaggar som fångades i undersökningsområdet var 4913 fördelat på 195 arter. Sju individer av sex barkborrearter är endast kända från barrträd (Stokland, opublicerad databas) och har tagits bort från de följande analyserna. Datamaterialet för vidare analys består således av 4906 individer och 189 arter (Bilaga 2).

Av dessa är 27 arter rödlistade enligt 2005 lista (Gärdenfors 2005), sju som sårbara (VU) och 20 som missgynnade (NT). En art, *Uleiota planata*, är klassificerad som kunskapsbrist (DD) och ingår inte i de fortsatta analyserna av rödlistade arter. Ytterligare 18 arter var rödlistade enligt den tidigare rödlistan (Gärdenfors 2000). Antalet vedlevande arter per fälla varierade från 25 arter vid en gammal, mycket grov högstubbe (fälla 11) till 57 arter vid en nyligen kapad högstubbe (fälla 16, Tabell 1, Figur 8). Rödlistade arter hittades i alla fällor och antalet varierade mellan en och sju arter (Tabell 1, Figur 9). Inga tydliga rumsliga gradienter förekommer för totalantalet arter och antalet rödlistade arter, utan artrika och mindre artrika fällor fördelar sig över hela undersökningsområdet.

Stumpbaggar Histeridae

Sju arter ur denna familj fångades, varav tre är rödlistade. *Plegaderus dissectus* (NT) lever i mulm och vitrötad ved av bok. Arten fångades i 30 exemplar vid 13 stubbar. *Aeletes atomarius* (NT) är i Sverige endast känd från Skåne. Den lever i vitrötad bokved och fångades endast i tre exemplar i fälla 18. *Platysoma compressum* (VU) lever som rovdjur under barken på nyligen döda bokar och andra lövträd. Ett exemplar fångades i fälla 25. Den vanligaste stumpbaggen i området är *Paromalus flavicornis* som fångades i 190 exemplar.

Mycelbaggar Leiodidae

Av denna familj med svamplevande skalbaggar hittades fem arter. *Anitosoma humeralis* fångades i 221 exemplar vid flertalet stubbar medan de andra arterna endast fångades i ett fåtal exemplar.

Tabell 1. Fällstubbars egenskaper: Löpnummer, diameter i brösthöjd, cm, åldersklass (se s. 12), skoglig målklass för beståndet och antalet arter av olika grupper av vedlevande skalbaggar. RL = rödlistade arter, fd RL = tidigare rödlistade arter (Gärdenfors 2000). Ekologiska grupper enligt Schmidl & Bußler (2004, jmf. s. 10).

Nr.	Dbh	Ålders- klass	Mål- klass	RL	Fd RL	Övriga	Summa	Mulm	Gammal	Färsk	Svamp	Övriga
1	117	4	NS	5	2	22	29	1	10	2	10	6
2	88	3	NO	4	2	35	41	2	15	9	12	3
3	73	3	NO	2	1	29	32	1	11	9	10	1
4	72	3	PF	6	3	37	46	0	17	10	17	2
5	51	2	PF	5	3	39	47	0	21	7	16	3
6	86	3	NO	4	5	41	50	1	21	8	17	3
7	66	2	NO	3	0	25	28	0	12	2	11	3
8	81	2	PF	2	0	27	29	0	14	9	3	3
9	145	4	PF	4	4	21	29	3	12	3	6	5
10	88	1	PF	5	4	38	47	0	21	10	12	4
11	139	4	NS	2	2	21	25	1	9	6	6	3
12	110	1	NO	1	4	31	36	0	11	10	13	2
13	96	3	NS	4	3	30	37	1	20	4	8	4
14	105	3	NS	5	5	36	46	2	15	9	15	5
15	106	1	PF	6	4	43	53	0	18	13	17	5
16	84	2	PF	7	5	45	57	3	27	7	14	6
17	59	2	PG	4	4	41	49	0	17	11	16	5
18	88	2	PG	6	2	32	40	0	16	7	14	3
19	62	2	PG	1	4	30	35	0	15	9	8	3
20	117	4	PF	4	4	25	33	3	11	7	9	3
21	84	2	PF	4	2	34	40	0	13	8	16	3
22	90	3	PF	5	4	44	53	0	23	8	19	3
23	68	3	PF	6	5	36	47	2	16	7	17	5
24	84	3	PF	3	2	36	41	0	15	7	16	3
25	103	2	PF	3	2	27	32	0	11	6	14	1
26	77	2	PF	2	2	29	33	0	14	9	7	3
27	73	3	PG	2	0	33	35	0	11	6	18	0
28	108	3	NO	5	3	38	46	1	20	7	14	4
29	67	2	PF	1	4	35	40	0	17	7	13	3
30	112	3	PF	5	6	35	46	0	22	5	15	4



Figur 10. Bokoxe i norra delen av Torup i augusti 2007. Foto: Jörg Brunet.

Kortvingar *Staphylinidae*

Kortvingarna var den artrikaste familjen i fångstmaterialet med 33 arter, varav två rödlistade. *Euplectus infirmus* (NT) lever bl.a. under bark på bokhögstubbar. Den blev nyligen upptäckt i landet och är endast känd från några få lokaler i Skåne. I Torup fångades ett exemplar i fälla 10. *Trichonyx sulcicollis* (VU) är känd från ihåliga ekar och lindar där den lever med myran *Lasius brunneus*. Den fångades i Torup i ett exemplar vid den gamla ihåliga stubben nr 11 och i två exemplar vid den ännu levande, kapade högstubben 15 dit den kanske flög från närliggande hålträd. Andra sällsynta kortvingar som fångades är bålgetingkortvinge *Velleius dilatatus* och *Hapalarea pygmaea*. Båda fångades vid fyra stubbar, varav två av de äldsta. Vid en av dessa fångades även den sällsynta *Sepedophilus bipunctatus*. Vid alla stubbar där bålgetingkortvinge fångades (samt vid ytterligare fyra fällestubbar) observerades även bålgeting *Vespa crabro*. Vanligast bland kortvingarna i fångstmaterialet var *Haploglossa villulosa* med 65 exemplar.

Ekoxbaggar *Lucanidae*

Bokoxe *Dorcus parallelipedus* (NT) har uppenbarligen en stor population i Bokskogen. Totalt fångades 23 exemplar varav 14 var hanar. Arten utvecklas främst i vitrötade grova bokstubbar men förekommer även i ek och andra lövträd. Förutom i 14 fällor hittades levande exemplar vid ett flertal andra högstubbar under inventeringssäsongen eller senare (Figur 10). Arten förekommer i relativt många gamla bok- och ekskogar i södra och östra Skåne och i Blekinge (Baranowski 1991, Baranowski i Brunet 2003b, Baranowski & Nilsson 1994, Hägg 1995, 1997, Huggert i Blomberg et al. 2001, Malmqvist, 2004). Den fångades däremot inte i jämförbara undersökningar med fönsterfällor i bokskogarna kring Höör och Helsingborg (Malmqvist 2002, 2004) eller i Halland (Andersson 2001, Jansson 2004). Från Skärälid finns gamla fynduppgifter (Palm 1959) men arten fångades inte i vår inventering av Söderåsens

nationalpark och Klåveröds strövområde år 2005 (Brunet et al. 2008). Hallands Väderö verkar vara det enda området i nordvästra Skåne med en stor population av bokoxe.

Noshornsoxe *Sinodendron cylindricum* utvecklas i vitrötad ved och fångades i 50 exemplar varav minst 34 var hanar. Den fanns i 16 fällor över hela Bokskogen och var mest individrik kring stubbar som har varit döda i några år. Några individer fångades dock även vid ännu levande stubbar samt vid en mycket gammal stubbe.

Knäppare *Elateridae* och halvknäppare *Eucnemidae*

Vid inventeringen fångades åtta arter av knäppare och tre halvknäppare. Bokskogsrödrock *Ampedus rufipennis* (VU) är den mest sällsynta av dessa (Nilsson & Baranowski 1997b), men verkar ha en god population i området då vi fångade 15 exemplar av arten vid åtta stubbar. Den lever i vitrötad ved i stubbar och lågor av bok och kan sägas vara en av karaktärsarterna för Bokskogen (tillsammans med bokblombeck och bokoxe). Alla fynd gjordes också vid döda stubbar med fnöskticken medan arten saknades kring både de äldsta och yngsta stubbarna.

Orange rödrock *Ampedus nigroflavus* (NT) är en sällsynt art som lever i vitrötad ved. Den fångades i var sitt exemplar vid den gamla och fristående stubben nr 1 på Holmarna och vid stubbe nr 13 i Västerlund. Barkrödrock *Ampedus cinnabarinus* (NT) lever i vitrötade lövträd och fångades vid fyra mer eller mindre solbelysta bokstubbar. Övriga, mer vanliga knäppare som fångades var *Denticollis linearis*, *Ampedus balteatus*, *A. pomorum* och *Melanotus castanipes* som alla lever i rötad ved. Av halvknäppare fångades de relativt sällsynta arterna *Microrhagus lepidus* (NT), *Hylis foveicollis* och *H. olexai*, den senare i 40 exemplar vid 14 stubbar.

Ängrar *Dermestidae*

Tre arter fångades ur denna familj varav *Trinodes hirtus* är rödlistad inom kategorin VU. Denna sällsynta art lever av döda insekter och hittas främst i gamla ekar. I vår undersökning fångades den emellertid kring de grova och gamla bokhögstubbarna nr 1 och 9. Vid stubbe nr 1 fångades även tre exemplar av *Ctesias serra*. Den vanligaste arten ur familjen var *Megatoma undata* som fångades vid sju stubbar, bl.a. nr 1 och 9.

Trägnagare *Anobiidae*

Tio arter trägnagare fångades varav en är rödlistad. Gråbandad trägnagare *Anobium costatum* (NT) lever i hård död ved av främst bok. Den fångades i fem exemplar vid två av de minst nedbrutna stubbarna, 21 och 26. Kamhornad trägnagare *Ptilinus pectinicornis* var den mest vanliga arten ur denna familj i området. Den fångades vid alla stubbar utom två av de äldsta i totalt 340 exemplar. Larverna utvecklas främst i barkblottad torr bokved. I motsats till föregående art fångades skäckig trägnagare *Xestobium rufovillosum* endast vid tre av de äldsta stubbarna som har mjuk gammal ved med en barkblottad och hårdare yta.

Cucujoidea

Nio arter glansbaggar (*Nitidulidae*) fångades varav en endast är känd från barrträd. Vanligast var *Soronia grisea* (100 ex) och *Glischrochilus hortensis* (217 ex).

Fyra arter barkglansbaggar (*Rhizophagidae*) fångades av vilka *Rhizophagus dispar* och *R. bipustulatus* fångades vid många stubbar.

Uleiota planata (DD, *Silvanidae*) och *Pediacus depressus* (VU, plattbaggar *Cucujidae*) fångades i var sitt exemplar vid den kapade och exponerade stubben nr 15.

Fem arter fuktbaggar (*Cryptophagidae*) fångades varav två är rödlistade. *Cryptophagus labilis* (NT) fanns i sju fällor och den sällsynta *Atomaria diluta* (NT) fångades i fem exemplar vid lika många högstubbar.

Av familjen trädsvampborrare (*Cisidae*) fångades 14 arter varav *Cis castaneus* (NT) är rödlistad. Den är inventeringens mest vanliga rödlistade art och fångades i 137 exemplar. Sex arter av familjen vedsvampbaggar (*Mycetophagidae*) fångades inklusive den sällsynta fyrfläckade vedsvampbaggen *Mycetophagus quadriguttatus* (VU) som fångades i var sitt exemplar vid stubbarna 1 och 2.

Svartbaggar *Tenebrionidae*

Åtta arter svartbaggar fångades varav två rödlistade. Större sågsvartbagge *Uloma culinaris* (NT) lever förmodligen av gnagmjöl från andra insekter och fångades vid två högstubbar. Den mulmlevande gulbent kamklobagge *Allecula morio* (NT) fångades vid fem stubbar. Vanlig svampsvartbagge *Bolitophagus reticulatus* som lever i fnöskticka fångades i flest exemplar (184) av familjens arter.

Ristbaggar *Anaspidae* och tornbaggar *Mordellidae*

Fem arter ristbaggar fångades varav *Anaspis thoracica* var vanligast och fanns i 13 fällor medan *A. rufilabris* endast förekom i två fällor. Tvåfläckig tornbagge *Tomoxia bucephala* som utvecklas i vitrötad ved fångades vid tio mer eller mindre solexponerade högstubbar.

Långhorningar *Cerambycidae*

Bokblombock *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). Torup ligger i västra kanten av dess enda mer sammanhängande utbredningsområde, det sydsvenska skogs- och backlandskapet. I övrigt förekommer den i ett antal sinsemellan isolerade områden med gammal bokskog, bl.a. Söderåsens nationalpark, Biskopstorp, Tromtö, Bjurkärr och Siggaboda (Malmqvist et al. 2006).

Vid Torup fångades sammanlagd 16 individer i tolv fällor över hela området vilket tyder på att arten har en tämligen stor lokal population. Minst elva av de fångade individerna var honor vilket möjligen beror på att dessa systematiskt flyger runt högstubbarna för att hitta lämpliga platser för äggläggning och därmed lätt kolliderar med en fönsterfälla.

Bokblombock fångades främst vid döda högstubbar med fnöskticka men även vid två av de äldsta stubbarna. Den förekom inte vid de tre ännu levande högstubbarna eller nyligen döda stubbar utan fnöskticka. De högstubbar där bokblombocken fångades var mer solexponerade än högstubbar utan bokblombock ($p < 0,05$ för variabler solexponering och grundyta syd).

I övrigt fångades ytterligare elva arter av långhorningar. Här kan nämnas en hona av taggbock *Prionus coriarius* (NT) i fälla 17, och ett exemplar av prydnadsbock *Anaglyptus mysticus* (NT) i fälla 30. Även övriga långhorningar förekom endast vid enstaka högstubbar med undantag för lövträdslöparen *Rhagium mordax* som fångades i 49 exemplar vid 18 stubbar.

Barkborrar *Scolytidae*

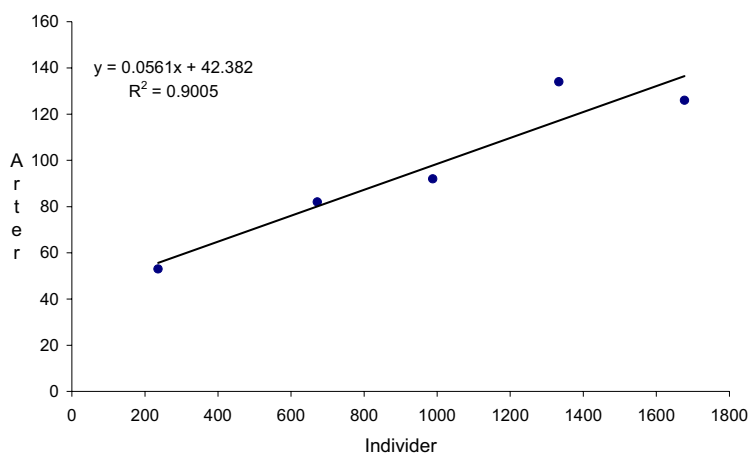
Bokbarkborre *Taphrorychus bicolor* var den mest individrika (764) arten i området. Flest individer fångades vid nydöda eller ännu levande högstubbar medan bara enstaka individer fanns kring högstubbar som bedömdes som döda i fem eller fler år. En liknande utbredning hade husborre *Trypodendron domesticum* som emellertid förekom i mycket lägre numerär. Övriga fem barkborrearter var alla fåtaliga. Här kan nämnas den sällsynta bruna vedborren *Xyleborinus saxesenii* (NT) som fångades vid tre yngre högstubbar.

Säsonggradienter

Antalet fångade individer och arter var lägst under den första och sista fångstperioden (Tabell 2). Fångsten var även oväntat liten under den tredje perioden från mitten av juni till början av juli vilket förmodligen beror på svalt och fuktigt väder under perioden (jmf. årets väder 2004, www.smhi.se). Antalet arter ökar linjärt med antalet fångade individer under de fem fångstperioderna (Figur 11).

Tabell 2. Fångstperioder och fångade antal individer och arter av vedlevande skalbaggar i Torups bokskog år 2004.

Period	Tid	Antal dagar	Antal individer	Antal arter
1	19/4-14/5	25	988	92
2	14/5-13/6	30	1677	126
3	13/6-8/7	25	672	82
4	8/7-12/8	35	1333	134
5	12/8-2/9	22	236	53
Summa		137	4906	189



Figur 11. Samband mellan antalet fångade individer och antalet arter av vedlevande skalbaggar under fem fångstperioder år 2004 i Torups bokskog.

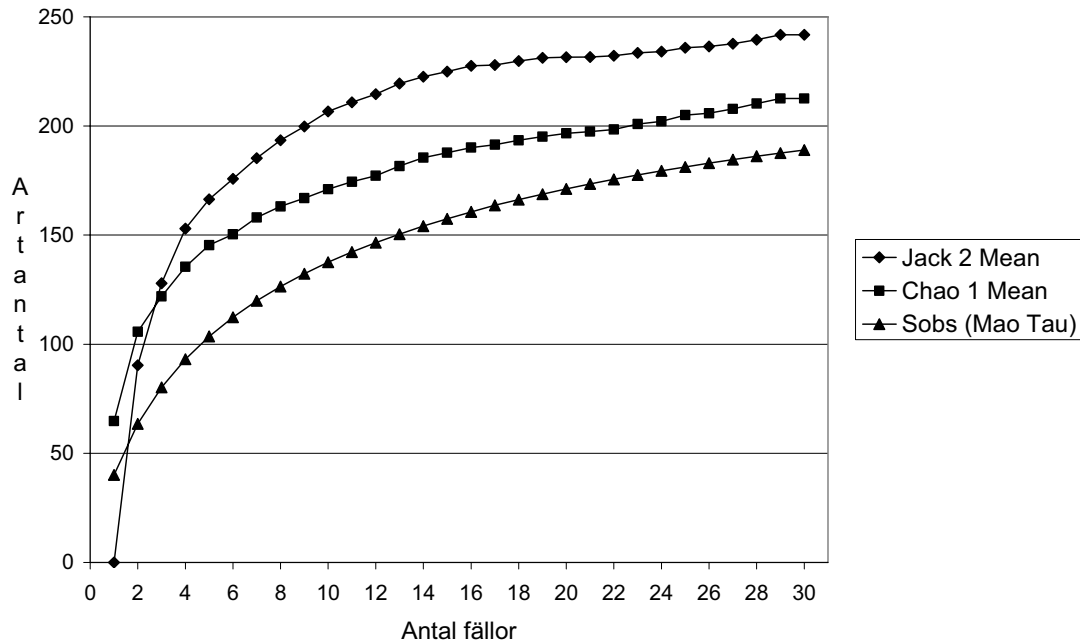
Vissa arter har en tydlig aktivitetstyngdpunkt under säsongen. Tolv arter med förekomst i minst tre fällor fångades enbart under de två första perioderna mellan 19 April och 13 juni. Bredhalsad varvsfluga *Hylecoetes dermestoides* var den vanligaste av dessa tidiga arter (Tabell 3). Även den vanliga *Soronia grisea* fångades, förutom två exemplar, under de två första perioderna. Endast ett par arter hade en tydlig tyngdpunkt i mitten av perioden. Därutöver fångades även bokblombeck *Anoplodera scutellata* främst mellan den 13 juni och den 12 augusti förutom ett exemplar under den föregående perioden. Den vanliga *Mycetochara linearis* fångades främst mellan den 14 maj och den 8 juli förutom två exemplar en period senare. Relativt många arter hade en tyngdpunkt under de två sista fångstperioderna. Exempel är gulbent kamklobagge *Allecula morio* (NT), halvknäpparna *Hylis foveicollis* och *H. olexai* samt bålgetingkortvinge *Velleius dilatatus*.

Tabell 3. Arter med förekomst i minst tre fällor som endast fångades under en eller två sammanhängande fångstperioder i Torups bokskog år 2004.

Art	Fångstperiod	Antal fällor	Antal fångster
Tidiga arter			
<i>Atomaria diluta</i>	1-2	5	5
<i>Enicmus fungicola</i>	1-2	4	4
<i>Epuraea unicolor</i>	1-2	6	6
<i>Hedobia imperialis</i>	2	7	7
<i>Hylecoetus dermestoides</i>	1-2	15	21
<i>Hylesinus fraxinii</i>	1	3	3
<i>Malthodes marginatus</i>	1-2	3	3
<i>Megatoma undata</i>	1-2	7	7
<i>Nemadus colonoides</i>	1-2	3	3
<i>Schizotus pectinicornis</i>	2	4	4
<i>Xestobium rufovillosum</i>	2	3	3
<i>Xyleborinus saxesenii</i>	1-2	3	4
Intermediära arter			
<i>Cryptarcha strigata</i>	2-3	3	3
<i>Dasytes plumbeus</i>	3-4	9	10
Sena arter			
<i>Allecula morio</i>	4	5	5
<i>Anisotoma orbicularis</i>	4	3	3
<i>Cis boleti</i>	4-5	6	7
<i>Cryptophagus micaceus</i>	4-5	7	8
<i>Euglenes pygmaeus</i>	4	5	5
<i>Euplectus karsteni</i>	4	7	7
<i>Euplectus piceus</i>	4	5	5
<i>Hapalaraea pygmaea</i>	4-5	4	5
<i>Hylis foveicollis</i>	4	8	8
<i>Hylis olexai</i>	4-5	14	17
<i>Leptusa pulchella</i>	4-5	10	11
<i>Lissodema denticolle</i>	4	3	3
<i>Velleius dilatatus</i>	4	4	4

Observerad och förväntad artrikedom

En ackumuleringkurva (rarefaction-kurva) av antalet fångade arter visar att 104 arter skulle i medel ha fångats med fem fällor, 138 arter med tio fällor och 157 arter med 15 fällor (Figur 12). Baserad på fångsten beräknar programmet EstimateS även uppskattningar för totalantalet arter, det vill säga summan av de faktiskt fångade arterna och de som inte fångades. Resultatet ligger, beroende på olika beräkningsmetoder (species richness estimators), mellan 209 och 247 arter. Resultaten av de två uppskattningsmetoderna med de högsta och lägsta medel-värdena, Chao 1 och Jackknife 2, ges i Figur 12. Den övre kurvan har nästan planat ut och indikerar en total artpool av ca 250 arter. I våra 30 fällor fångade vi totalt 189 arter som lever i lövträd, vilket därmed motsvarar åtminstone 75% av den totala uppskattade artpoolen i undersökningsområdet.



Figur 12. Ackumulering av antalet arter (rarefaction-kurva, Sobs Mao Tau) med ökat antal fällor och uppskattningar av det totala artantalet i undersökningsområdet enligt två beräkningsmetoder (Chao 1 richness estimator och second order Jackknife richness estimator).

Faktorer som påverkar utbredningen av vedlevande skalbaggar

Artantal

Totalantalet arter och antalet ej rödlistade arter var signifikant lägre vid stubbar av åldersklass 4 jämfört med yngre stubbar (Tabell 4). Antalet rödlistade arter skiljde sig däremot inte mellan åldersklasserna. Vid stubbar av åldersklass 4 fanns fler mulmlevande arter men färre färskved- och svamplevande arter.

Många av områdets annars vanliga arter har inte noterats kring de fyra äldsta mycket grova högstubbarna (nr 1, 9, 11, 20). Istället finns här ett antal arter i högre frekvens som man ofta hittar i mulmen av hålträd. Gulbent kamklobagge *Allecula morio* (NT) fångades vid tre av stubbarna. Arten lever annars mest i hålekar men Torups jättstubbar av bok verkar också vara ett lämpligt substrat. Bålgetingkortvinge *Velleius dilatatus* och en annan sällsynt kortvinge som lever i hålträd, *Hapalaraea pygmaea*, fångades också vid två av de äldsta stubbarna. Vid alla fyra stubbar av åldersklass 4 fångades blankknäppare *Hypoganus inunctus* medan de mulmlevande *Cryptophagus labilis* (NT) och *Euglenes pygmaeus* fanns vid två av stubbarna. Den sällsynta och likaså mulmlevande *Euglenes oculatus* fångades vid en av stubbarna samt vid den ca tio år gamla, grova (108 cm dbh) stubben nr 28. Även ängrarna *Trinodes hirtus* (VU, nr 1, 9) och *Ctesias serra* (nr 1) fångades endast vid de äldsta stubbarna.

Det fanns fler färskvedsarter vid stubbar med enbart hård (8,7) och intermediär ved (8,2) än vid stubbar som också hade starkt nedbruten ved (6,2; $p=0,044$). Bredhalsad varvsfluga *Hylocoetes dermestoides* t.ex., angriper nyligen döda eller döende bokstammar med hård ved. Den fångades i totalt 65 exemplar, flera fynd härrör dock även från fällor vid äldre stubbar.

Tabell 4. Medelvärden för antalet arter vid fyra åldersklasser av bokhögstubbar. P-värde enligt ANOVA. Grupper som saknar gemensamma bokstäver är signifikant skilda ($p < 0,05$) enligt Tukey-testet (endast för ANOVA med $p < 0,05$).

Åldersklass	1	2	3	4	P-värde
Ålder	levande	1-3 år	5-10 år	> 10 år	
Antal högstubbar	3	11	12	4	
Alla arter	45,3 a	39,1 ab	43,3 a	29,0 b	0,013
Ej rödlistade	41,3 a	35,6 a	39,1 a	25,3 b	0,004
Rödlistade	4,0	3,5	4,3	3,8	0,742
Fd rödlistade	4,0	2,5	3,3	3,0	0,519
RL & fd RL	8,0	6,0	7,5	6,8	0,544
Färskvedsarter	11,0 a	7,5 ab	7,4 ab	4,5 b	0,004
Gammalvedsarter	16,7	16,1	17,2	10,5	0,067
Svamplevande arter	14,0 ab	12,0 ab	14,8 a	7,8 b	0,014
Mulmarter	0 a	0,3 a	0,8 ab	2,0 b	0,011
Övriga arter	3,7	3,3	3,1	4,3	0,541

Vid stubbar med fruktkroppar av fnöskticka fanns fler svamplevande arter (14,0) än vid stubbar utan fnösktickor (9,8; $p=0,011$, t-test). Vanlig svampsvartbagge *Bolitophagus reticulatus* är vanlig i Torup-området. Larvutvecklingen sker i döda fruktkroppar av fnöskticka. Arten fångades också vid 16 av de 21 stubbar som hade fruktkroppar av denna ticka men inte vid stubbar utan fnöskticka. En liknande utbredning visar även andra arter som utvecklas i fnöskticka, t.ex. trägnagarna *Dorcatoma robusta* och *D. dresdensis*.

Det fanns inga signifikanta skillnader i artantal för artgrupperna mellan stubbar i solexponerat, halvöppet och skuggigt läge (ANOVA). Artackumuleringskurvor (rarefaction) visar på en något högre diversitet kring stubbar i halvöppet läge, men skillnaderna mot de andra klasserna var inte signifikanta.

Skillnader i solexponering jämfördes för högstubbar med och utan förekomst av en viss art (t-test). Av de 80 arter med förekomst i 5 till 25 fällor visade 65 arter inte några signifikanta skillnader för någon av de tre exponeringsvariablerna. För nio arter var högstubbar med artens förekomst mer solexponerade än högstubbar utan förekomst, medan sex arter förekom vid högstubbar som var mindre solexponerade än de stubbar utan artförekomst (Tabell 5). Bokblombeck visade en preferens för solexponerade högstubbar och var den enda rödlistade arten med en signifikant relation till exponeringsgraden.

Tabell 5. Arter med signifikanta (p-värde anges om $p < 0.05$) skillnader i solexponering för högstubbar med och utan förekomst av respektive art (two sample t-test).

Art	Förekomst (antal fällor)	Preferens	Exponerings- klass	Summa grundyta	Skuggad himmel
<i>Anoploclera scutellata</i>	12	sol	0,008		
<i>Bitoma crenata</i>	7	sol	0,017	0,042	0,010
<i>Cis setiger</i>	5	sol	0,002	0,005	0,004
<i>Dacne bipustulata</i>	22	sol	0,009		0,027
<i>Euplectus nanus</i>	9	sol	0,016	0,049	0,033
<i>Litargus connexus</i>	8	sol	0,017		0,010
<i>Megatoma undata</i>	7	sol	<0,001	0,002	0,008
<i>Sulcaxis affinis</i>	5	sol	0,021	0,046	0,020
<i>Tomoxia bucephala</i>	10	sol	0,004	0,034	0,005
<i>Anitosoma humeralis</i>	25	skugga	0,021		0,022
<i>Bolitophagus reticulatus</i>	16	skugga			0,048
<i>Cis nitidus</i>	18	skugga	0,043		
<i>Cryptophagus dentatus</i>	18	skugga	<0,001		0,006
<i>Haploglossa villulosa</i>	17	skugga	0,003	0,001	0,016
<i>Leptusa pulchella</i>	10	skugga		0,033	

Tio fällor var placerade i bestånd med målklasserna NO/NS och 20 fällor i bestånd med målklasserna PF/PG. Fällrestubbar i P-bestånd var mer solexponerade och mindre nedbrutna än fällrestubbar i N-klassade bestånd ($p=0,04$ i båda fallen, t-test). Antalet andra högstubbar inom 100 m var 2,0 för fällrestubbar i P-bestånd och 3,8 för stubbar i N-bestånd ($p=0,04$, t-test). Dessa skillnader är dock inte relaterade till några signifikanta skillnader i artantal för olika artgrupper mellan fällor i N- och P-bestånd (t-tester). Artackumuleringskurvor (rarefaction) visar inte heller på en skillnad i diversitet mellan N- och P-klassade bestånd.

Tabell 6. Samband mellan olika gruppers artantal och kontinuerliga omvärldsvariabler. Linjär regression, endast regressioner med $P < 0,05$ visas.

Beroende variabel	Oberoende variabel	R ² -värde	P-värde
Alla arter	50 m	0,132 (-)	0,049
Rödlistade	50m	0,155 (-)	0,031
Mulmarter	dbh	0,186 (+)	0,017
Mulmarter	barkförlust %	0,195 (+)	0,015
Mulmarter	longitud	0,153 (-)	0,033
Färskvedsarter	barkförlust %	0,136 (-)	0,045
Färskvedsarter	stubbhöjd	0,181 (+)	0,019
Svamplevande arter	50 m	0,183 (-)	0,018
Svamplevande arter	barkförlust %	0,185 (-)	0,018

Det fanns relativt få signifikanta samband mellan antalet arter ur olika grupper och de kontinuerliga omvärldsvariablerna (Tabell 6). Stubbhöjden var positivt korrelerad med antalet färskvedsarter. Antalet mulmlevande arter ökade med fällestubbarnas dbh och med andelen barklös stubbyta (Tabell 6). Arter ur denna grupp vars förekomst ökade signifikant med dbh och barklös yta var *Allecula morio*, *Hypoganus inunctus* och *Velleius dilatatus* (logistisk regression). Antalet färskveds- och svamplevande arter minskade däremot med ökat barkavfall. Ett oväntat negativt samband fanns mellan antalet högstubbar inom en radie av 50 meter och alla arter samt antalet rödlistade och svamplevande arter.

Artsammansättning

I tabell 7 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 successiv mindre betydelse.

Jämförelsen av summan på alla egen-värden (3,298) och egen-värden relaterade till omvärldsvariabler (2,186) visar att 66% av variationen i ordinationen är korrelerad med omvärldsvariablerna. De två första axlarna förklarar tillsammans 15,6% av artgradienten och representerar 23,6% av den förklarade variationen. Både den första ordinationsaxeln och ordinationen i sin helhet representerar statistiskt signifikanta gradienter (Tabell 7).

Tabell 7. Sammanfattning av en CCA-ordination med abundansdata från 30 fönsterfällor och 18 omvärldsvariabler, inklusive signifikanstest av CCA-axel 1 och av alla ordinationsaxlar.

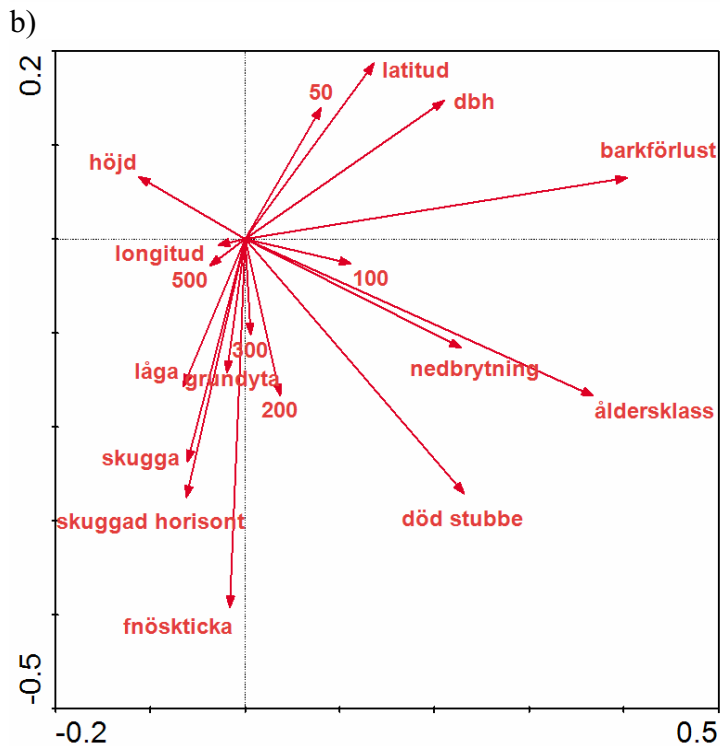
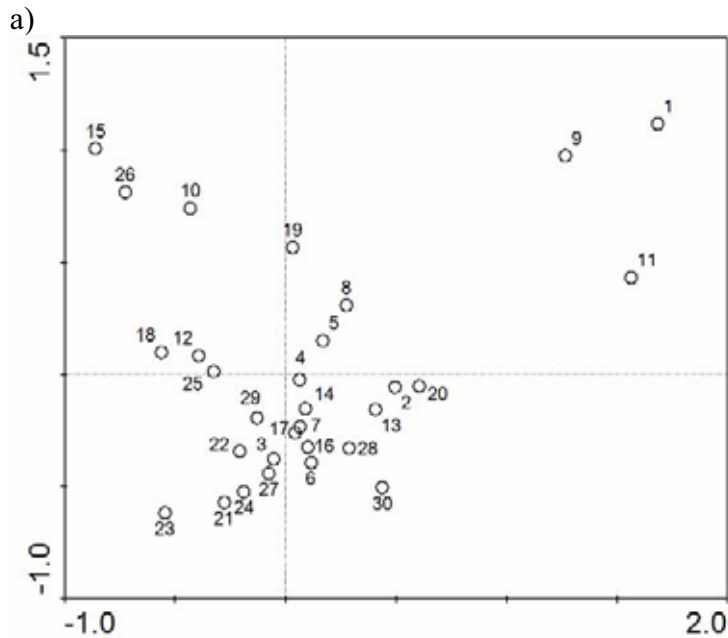
Axes	1	2	3	4
Eigenvalues	: 0.269	0.246	0.184	0.171
Cumulative percentage variance				
of species data	: 8.1	15.6	21.2	26.4
of species-environment relation:	12.3	23.6	32.0	39.8
Sum of all eigenvalues				3.298
Sum of all canonical eigenvalues				2.186

**** Summary of Monte Carlo test ****

Test of significance of first canonical axis:	eigenvalue =	0.269
	F-ratio =	0.976
	P-value =	0.0140
Test of significance of all canonical axes	: Trace =	2.186
	F-ratio =	1.201
	P-value =	0.0020

CCA-ordinationsdiagrammet (Figur 13a) visar positionen av de 30 fönsterfällorna längs de första två ordinationsaxlarna. Ordinationen separerar relativt väl fällor vid de fyra äldsta högstubbarna (1,9,11,20), fällor vid levande högstubbar (10, 12, 15) och unga döda högstubbar utan fnösktickor (19, 26, 29) från övriga fällor. Biplot diagrammet för omvärldsvariablerna (Figur 13b) visar att variabler kopplade till fällestubbarnas ålder och nedbrytning

är viktigast, följt av variabler kopplade till ljusexponering. Högstubbarnas geografiska läge och antalet högstubbar runt fällestubbar har däremot relativt liten betydelse för variationen i de fångade skalbaggsartars sammansättning och numerär.



Figur 13. Ordinationsdiagram med CCA axel 1 (x-koordinat) och 2 (y-koordinat) av a) 30 fönsterfällor och b) tillhörande biplot av 18 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

En stor del av bokbestånden i Torup är mellan 120 och 170 år gamla och växte upp efter relativt omfattande avverkningar under 1800-talet (Brunet 2003a). Inventeringen visar att naturliga högstubbar bildas kontinuerligt i bestånd av denna ålder, både i fredade områden och i brukade bestånd där föryngringsavverkningar har genomförts. Normalfördelningen av högstubbarnas diameter i Torup är främst ett resultat av den tidigare bokskogsskötseln som tillsammans med hög bonitet även har lett till en grov medeldiameter. När död ved började sparas i större utsträckning i slutet av 1990-talet bestod bokskogen huvudsakligen av äldre, gallrade eller föryngringshuggna bestånd med ett varierande antal fröträd. De sparade grova träden blir så småningom högstubbar eller rotvältor medan självgallring av klenare dimensioner inte har förekommit tidigare. Denna diameterfördelning av den döda veden är typiskt för äldre, konventionellt brukade bokskogar som senare lämnats till fri utveckling (Oheimb et al. 2007).

Vedvolymen i Torups högstubbar beräknades av oss till ca 1,9 m³/ha, inklusive ännu levande (döende) högstubbar. Möjligtvis underskattas volymen något genom den använda formeln, då många lägre högstubbar mer liknar en cylinder än en ellipsoid kon. Dessutom mätte vi inte högstubbar < 20 cm dbh, som dock var mycket få. Å andra sidan innebär den snabbare nedbrytningen av lågor och grenved jämfört med stubbar samt borttagning av vissa lågor att den totala volymen död bokved år 2004 förmodligen var lägre än den av oss beräknade volymen av knappt 6 m³/ha, kanske runt 5 m³/ha. Till det kommer veden i avverkningsstubbar, enstaka rotvältor, döda småträd och nedblåsta grenar från levande träd som förmodligen ligger i storleksordningen 3-5 m³/ha (Erdmann & Wilke 1997). Den totala mängden död ved i Torup år 2004 var alltså förmodligen 8-10 m³/ha (≥10 cm dbh). Samma beräkning uppdelat på skogliga målklasser ger för N-bestånden en totalvolym på ca 25 m³/ha död ved, och för P-bestånden 7-9 m³/ha. Idag är volymen förmodligen större för båda målklasser, då stormarna 2005 och 2007 resulterade i relativt många nya högstubbar och rotvältor som har lämnats i skogen.

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 m³/ha död ved. Det fanns stora skillnader bland reservaten och volymen död ved varierade mellan 6-552 m³/ha. I 17 områden låg volymen över 200 m³/ha död ved. Volymen i (döda) högstubbar och torrakor var i medel 39 m³/ha (1-282 m³/ha). Högre stormfrekvens i nordvästra Europa leder till större fluktuationer i mängden död ved där än i de sydost-europeiska bokskogarna. Nilsson et al. (2002) undersökte mängden grova träd i europeiska lövnaturskogar och fann att grova döda träd utgjorde i genomsnitt 17% av det totala antalet gammelträd. Högstubbar och torrakor var generellt grövre än de liggande träden. Ungefär 30% av volymen död ved fanns i högstubbar och torrakor.

Resultaten visar därmed att volymen död ved i gamla boknaturskogar är 10-20 gånger större än medelvolymen i Torup idag. Den relativa andelen stående död ved i Torup liknar den i naturskogar (Nilsson et al. 2002, Christensen et al. 2005, Oheimb et al. 2007). Volymen grov död stamved torde vara betydligt högre i Torup än i många andra mer intensivt brukade bokskogar (Erdmann & Wilke 1997, Fridman & Walheim 2000). Torups N-klassade bestånd ligger på nivåer som är typiska för svenska nyckelbiotoper med ädellövskog (Nordén et al. 2004).

Metodik för insektsfångst

Våra resultat från Torup och vår andra delstudie på Söderåsen (Brunet et al. 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 svampsvarthage fångades enbart vid högstubbar med fnöskticka. 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 mycket effektiva och fångade en stor del av områdets arter. Detta beror delvis på att fönsterfällor fångade över en hel vegetationsperiod och därmed återspeglar skalbaggsfaunans fenologiska variation. Av de rödlistade arter som Lars Huggert hittade i sin inventering år 2000 och som saknas i vår inventering (bilaga 5), har flertalet ek eller alm som huvuds substrat. De boklevande rödlistade arter som vi missade förekommer främst i mulm i hålträd: *Abraeus granulatum* (VU), *Quedius truncicola* (VU), *Microscydmus nanus* (NT), *Phloeophagus thomsoni* (NT) och *Ptenidium gressneri* (NT, bilaga 5). Sällning av mulm hade varit en lämpligare inventeringsmetod än fönsterfällor för denna artgrupp.

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). 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. Fönsterfällor har också nackdelen att man missar de mindre flygbenägna arterna. Dessutom leder fångst av ej vedberoende arter till längre sorteringstid.

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 dock att man bör kombinera olika fångstmetoder för att erhålla en komplett bild av ett områdes vedlevande skalbaggar. Om de ekonomiska resurserna är små, 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.

Genom alla fångstmetoder, förutom när arter vid eftersök bestäms direkt i fält och släpps igen, minskas populationen med det fångade antalet skalbaggar. Om man undersöker en stor del av den döda veden i ett område, kan därför inventeringen ha negativa effekter på vissa arter. I Torup hade vi fällor på 30 av totalt 134 bokhögstubbar (22%). Även om fönsterfällorna var små, var de mycket effektiva på att fånga skalbaggar. Detta beror möjligtvis på att många arter flyger runt högstubbarna och förr eller senare kolliderar med plexiglasskivan. Vi fångade till exempel många exemplar av både bokoxe och bokblombock. Största delen av de senare var honor som förmodligen cirklar runt stubbarna i högre grad än hanarna för att söka efter lämpliga platser för äggläggning. Följer man resonemanget i Nilsson & Baranowski (1995) skulle den lokala populationen av bokblombock i området bestå av 100-200 imagines per år. Detta betyder att vi kan ha fångat mellan 10-20% av områdets honor under 2004. Det är alltså möjligt att vår undersökning hade en påtaglig negativ effekt på bokblombockens population i Torup. Nilsson och Baranowski utgår från högstubbar som utvecklingssubstrat. I och med att arten även kan utvecklas i grova döda grenar i levande gammeldrad (Palm 1959, Haase et al. 1998) kan den lokala populationen dock vara något större. Det föreligger alltså en tydlig konflikt mellan ambitionen att kartlägga en så komplett vedfauna som möjligt med hjälp av många fällor och en ökad utdöenderisk för vissa sällsynta arter. För att begränsa negativa effekter i områden med många sällsynta arter bör man vänta minst fem år mellan inventeringar med dödande fällor. En del arter har nämligen en flerårig generationstid och en viss årgång bör inte drabbas upprepade gånger.

Faktorer som påverkar artförekomst i bokved

Våra resultat visar en tydlig succession i artsammansättningen beroende på högstubbens ålder och grad av nedbrytning. Barkborrearter är givetvis karakteristiska för färska stubbar men även vissa arter som annars är vanligast kring stubbar som har varit döda några år fångades vid färska stubbar. Detta beror förmodligen på att färska högstubbar ofta bildas av träd som redan är angripna av vedsvampar och därför erbjuder substrat för svamplevande arter och arter som lever i rötad ved. Ett problem i vårt material är att endast tre levande högstubbar ingår då vi fokuserade från början på en jämförelse mellan döda stubbar i N- och P-bestånd och skillnader i solexponering. Resultaten från dessa stubbar förstärks dock i ordinationsanalysen av tre nyligen döda högstubbar utan angrepp av fnöskticka som tillsammans bildar en grupp av sex ”färskas” högstubbar.

Vid gamla högstubbar fångades färre arter än vid de yngre åldersklasserna. Detta skulle delvis kunna bero på att arter i dessa stubbar är mindre flygbenägna och därför inte fångades med fönsterfällorna. Förmodligen är dock artantalet i gamla stubbar verkligen lägre då dessa helt saknade bark och fruktkroppar av vedsvampar och därför erbjöd färre livsmiljöer än yngre stubbar. Tillgången på mulmhål är högst i de gamla och grova stubbarna. I och med att mulmlevande arter idag generellt är sällsynta, har dessa stubbar ett mycket högt naturvärde, särskilt i områden som saknar hålträd av andra trädslag.

Levande hålträd av bok är en gynnsam livsmiljö för mulmlevande arter. Sådana träd kan även hysa arter som idag annars är knutna till ihåliga ekar, till exempel förekommer läderbagge på Hallands Väderö i ihåliga bokar. Ranius (2002a) undersökte förekomsten av hålträdsarter genom sållning av mulm från hålekar i Östergötland. Han fann totalt 74 arter varav 47 bedömdes som typiska hålträdsarter. Antalet arter ökade med trädens dbh och i träd med hål högre upp på stammarna. Resultaten tyder också på skillnader i spridningsförmåga mellan olika hålträdsarter, där de mest sällsynta arterna är känsligast för fragmentering av sin livsmiljö.

Vår inventering visade att fällorna vid de två kapade högstubbarna nr 15 och 16 var artrikast både med avseende på totalantal och antal rödlistade arter. Att kapade stubbar kan vara av lika stort värde för vedfaunan som naturliga stubbar bekräftas av Jonsell et al. (2004) som jämförde vedfaunan i naturliga och kapade högstubbar av björk och asp i två områden i Dalsland och Värmland. Artackumuleringskurvor gav något högre artantal för naturliga högstubbar än för kapade i deras studie. Relativt många arter var dock vanligare vid kapade stubbar än vid naturliga. Faunan i barkproven skiljde sig tydligt mellan trädslagen, men även nedbrytningsgrad, typ av stubbe, diameter och solexponering hade en viss effekt på den faunistiska gradienten generellt och på enskilda arter.

Vedens diameter

Våra fältobservationer i bokskogar tyder på att högstubbens varaktighet ökar med dess diameter. Särskilt jätteträd över en meter i diameter har förutsättningar att bli stående länge som mulmstubbar. I övrigt verkade högstubbarnas grovlek vara av mindre betydelse för artsammansättningen. Detta beror delvis på att våra fällestubbar generellt var mycket grova. En jämförelse med andra studier i bokskog visar att flera boklevande rödlistade arter förekommer i relativt klen ved.

Kleinevoss et al. (1996), Haase et al. (1998), Harz & Topp (1999) och Kappes & Topp (2004) använde kläckfällor för att undersöka vedfaunan i liggande ved i en brukad 120-årig bergek-bokblandskog i västra Tyskland. Bokved med en diameter av 16-20 cm var artrikare än både klenare (5-7 cm) och grövre ved (40-60 cm). Ur helt beskuggad ved kläcktes betydligt färre arter än ur halvskuggig eller solexponerad ved (Harz & Topp 1999). Ur lågor av bok som tidigare hade varit högstubbar, kläcktes flest arter totalt och även flest sällsynta arter (Kappes & Topp 2004). I bokved noterades bokblombeck i 13 exemplar från 3-4 år gamla grova (40-60 cm dbh) vedbitar (Kleinevoss et al. 1996). I samma substratklass noterades även liten noshornsbagge. Dessutom kläcktes ett exemplar av bokblombeck ur 5-6 årigt ekved i diameterklassen 16-20 cm (Haase et al. 1998). I 5-6 årigt ekved av både 16-20 cm och 40-60 cm diameter kläcktes även flera exemplar av röd ögonknäppare medan arten inte noterades från bokveden.

Grohmann et al. (2003) använde kläckfällor för att undersöka liggande grenved (<25 cm dbh) och döda grenar som fortfarande satt kvar på träden i tolv lövblandskogar i östra Schleswig-Holstein. Sex arter föredrog liggande grenar medan endast två arter, *Ptilinus pectinicornis* och *Tillus elongatus* kläcktes i signifikant högre antal ur grenar på stående träd. Ett stort antal rödlistade arter kläcktes ur grenveden. I tre äldre lövskogar söder om Lübeck förekom till exempel rombjätteknäppare. I en av dessa kläcktes även fyra exemplar av bokblombeck och i en annan ett exemplar av brunbaggen *Melandrya caraboides*. I en fjärde skog fångades ett exemplar av bokskogsrödrock. Resultaten visar således att dessa arter kan utvecklas i relativt klen grenved.

Schiegg (2001) använde kläckfällor för att jämföra faunan av skalbaggar och tvåvingar i liggande grenved (5-10 cm dbh) och lågor (>20 cm dbh) av bok i reservatet Sihlwald nära Zürich. Totalt fångades 228 olika arter av vedlevande skalbaggar, 182 arter i grenved och 153 arter i lågor. Vid jämförelse av samma volymer grenved och lågor fångades genomgående fler arter från grenveden. Även artsammansättningen skiljde sig tydligt mellan substraten. Författaren menar att bokgrenarnas större artrikedom främst beror på att grenveden var mer heterogen än lågorna med hänsyn till sitt ursprung från olika delar av trädkronan och att den även utsätts för mer varierade förhållanden på marken.

Solexponering

Högstubbarnas solexponering påverkade artsammansättningen i viss utsträckning och 15 av de vanligare arterna visade preferenser för antingen mer skuggade eller mer exponerade stubbar. Artdiversiteten gynnas därmed av att man sparar högstubbar i både slutna och öppna lägen. Exponeringsgraden var dock av mindre betydelse än variabler kopplade till högstubbarnas ålder och den stora majoriteten av arterna förekom vid stubbar av varierad exponeringsgrad. Detta kan dels bero på att mikroklimatet varierar avsevärt även inom samma högstubbe beroende på väderstreck och höjden från marken. Arter med olika preferenser kan därmed förekomma i olika delar av samma högstubbe. Att solexponerade stubbar inte är artrikare än andra stubbar kan även bero på att bokskogsarter generellt är mer skuggtoleranta än arter som föredrar andra trädslag. Gärdenfors & Baranowski (1992) jämförde substratpreferenser enligt expertbedömningar för rödlistade skogslevande skalbaggar i Sverige. Av arter knutna till bok lever mer än två tredjedelar i slutna skogar, medan över 90% av de rödlistade arterna knutna till ek föredrar solexponering.

Sverdrup-Thygeson & Ims (2002) undersökte vedfaunan kring döda aspar i sydöstra Norge med hjälp av fönsterfällor på högstubbar och tillhörande lågor. Solexponeringen påverkade artsammansättningen starkare vid högstubbar än vid lågor. Liknande resultat med olika artuppsättningar beroende på solexponering erhöll Kaila et al. (1997) för björk och Martikainen (2001) för asp vid studier i finska skogar.

Lindhe & Lindelöw (2004) och Lindhe et al. (2005) jämförde vedfaunan i kapade högstubbar av gran, björk, asp och ek i en blandskog 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. Stubbarnas diameter var generellt av mindre betydelse för artförekomst än exponeringen. Rödlistade arter var dock 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.

Ranius & Jansson (2000) undersökte faunan i hålekar i Östergötland och fann att artrikedomen var störst vid stora, fristående ekar. Hög diameter och låg krontäckning ökade frekvensen av ett flertal arter, medan tät ungskog hade en negativ effekt. Franc & Götmark (2007) och Franc (2007) jämförde faunan av vedlevande skalbaggar i orörda och gallrade ekdominerade nyckelbiotoper i södra Sverige. Efter gallringen ökade antalet arter och av 50 testade arter konstaterades en signifikant ökning för 13 av dem, bland dessa alla fem testade arter av långhorningar. Författarna menar att många eklevande arter föredrar halvöppna förhållanden. Sammanfattningsvis kan man säga att vedfaunan på ek och asp gynnas mer av solexponering än arter på bok, björk och gran.

Kontinuitet av död ved

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 hålträd 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. Hålträd 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 hålträd 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 (Brunet et al. 2008) 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 Skäralid (med kontinuitet av död ved) genom ett två km brett bälte av planterad barrskog.

I Torup bedömdes endast fyra av 134 högstubbar vara äldre än tio år och antalet har därför förmodligen varit mycket lågt före 1990-talet. Hur har de sällsynta arter som finns i området kunnat överleva under denna period när till exempel en art som bokblombeck idag främst förekommer i områden med många högstubbar?

Det historiska källmaterialet tyder på att Skånes skogar generellt innehöll små mängder döda bokträd på 1800-talet, men källorna visar också att vissa områden var rika på gamla träd (Brunet 2005, 2007). Särskilt i godsens bokskogar var 140- till 200-åriga bestånd ganska vanliga under 1800- och 1900-talen, alltså under en tid när många gamla träd höggs bort i det övriga landskapet. Bokar i den åldern har ofta rötade stampartier och döda grenar i träd-kronan. Studierna av bl.a. Palm (1959), Haase et al. (1998), Grohmann et al. (2003) och Bußler et al. (2004) visar att flera av Torups rödlistade bokskogsarter, till exempel bokblombeck, kan utvecklas i grenved under 25 cm dbh och att trädkronor av gamla träd hyser en artrik fauna av vedskalbaggar.

En analys av det historiska källmaterialet visar att man i Torup under 1900-talet hade en avsevärt längre omloppstid (160-200 år) i stora delar av bokskogen än i vanlig bokskogs-skötsel (120 år, Brunet 2003a). Däremot tog man säkert vindfällena, döda träd och grenar som brännved. Under 1990-talet skedde föryngringsavverkning i många av de "överåriga" bestånden. Detta ledde till en minskning av mängden död ved i levande gammelträd, men samtidigt började man spara vindfällena och högstubbar. Den solexponerade döda veden flyttade därmed ner från gammelträdens kronor till det ökande antalet högstubbar i föryngringsytorna och frivilligt avsatta bestånd. En art som bokblombeck levde alltså tidigare förmodligen främst i gammelskogens krontak men har nu flyttat in i områdets högstubbar.

Att Torup idag har en mycket artrik vedfauna med många annars sällsynta arter beror förmodligen inte på att dessa arter kan överleva i ädellövskog med mycket små mängder död ved eller att de snabbt har kunnat sprida sig till Torup under de senaste åren. Vår hypotes är istället att bokblombeck, bokoxe och andra sällsynta arter idag finns kvar på platser som haft en kontinuitet av död ved i gamla träd. I Torup och andra skogar har det senare skett en förskjutning av denna livsmiljö från levande gammelträd till sparade högstubbar och vindfällena. Den längre omloppstiden har säkert bidragit till att vi idag finner en allmänt rikare

vedfauna i godsmiljöer än i andra ädellövskogar. Därtill kommer en kontinuerlig förekomst av värdefulla vedmiljöer i godsens parker, alléer och hagmarker.

Elmer (2002) undersökte två bokbestånd i västra Tyskland med förekomst av 190-225-åriga bokar och måttliga mängder död ved (16 respektive 28 m³/ha, >20 cm dbh). Även här verkar förekomsten av gammelträden ha gynnat en artrik vedfauna med bl.a. röd ögonknäppare, rombjättekäppare, gulbent kamklobagge, bokblombeck och den sällsynta brunbaggen *Melandrya caraboides*.

Mängden död ved

En omfattande studie genomfördes av Müller (2005, Müller et al. 2007a,b, 2008) i bokskogar i norra Bayern (Steigerwald). Han använde sig av olika fångstmetoder (fr.a. fönsterfällor men även sällning, manuell eftersökning, håvning, ljusfällor, kläckfällor med död ved från trädkronor) i 69 provytor av 0,1 ha. Provytorna (n=69) fördelade sig på 100- till 230-åriga bokskogar som antingen brukades konventionellt eller med naturnära metoder samt på tre reservat med över 300-åriga bokar. Müller fann 368 arter av vedlevande skalbaggar, varav många tillhör våra mest sällsynta bokskogsarter. Arterna förekom i allmänhet både i reservaten och i gamla brukade bestånd. Exempel är kortvingarna *Quedius truncicola* och *Bibloporus mayeti* och knäpparna *Ampedus rufipennis*, *Stenagostus rhombeus* och *Denticollis rubens*. Vidare förekom den sällsynta blombaggen *Ischnomera sanguinicollis*, brunbaggarna *Melandrya caraboides* och *M. barbata*, mjölbaggarna *Allecula morio* och *A. rhenana*, bokoxe *Dorcus parallelipedus* och bokblombeck *Anoplodera scutellata*.

Både totalantalet vedlevande arter och antalet rödlistade arter var starkt 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).

En DCA-ordination visade att vedfaunan varierade beroende på om fönsterfällorna hängde i 1) vitala bokar, 2) hålträd/rötade träd och 3) döende träd respektive träd med bruten krona (Müller 2005). Träden i grupp 2 innehåller främst fuktiga skuggiga vedmiljöer medan den döda veden i grupp 3 oftast är torr och solexponerad. Indikatorartsanalys visade att barkborren *Ernoporicus fagi* var den enda vedlevande arten som var typiskt för vitala bokar. 24 arter var däremot typiska för hålträd och rötade träd. Många av dessa är rödlistade i Bayern med *Plegaderus dissectus*, *Quedius truncicola* och *Eucnemis capucina* som exempel. Döende träd indikerades av 13 arter, till exempel bokbarkborre *Taphrorychus bicolor* och trägnagaren *Ptilinus pectinicornis*.

En CCA-ordination visade att den första ordinationsaxeln främst var korrelerad med naturskogsparametrar som grov död ved, fnöskticka, maximal dbh och mulmhål. Ordinationen tyder på att bokblombeck har lägre krav på utbudet av död ved i området än både röd ögonknäppare, mjölbaggarna *Allecula rhenana* och bokoxe. Müller observerade även äggläggande honor av bokblombeck på ganska klenta bokhögstubbar.

Med hjälp av s.k. maximally selected rank statistics beräknade Müller tröskelvärden för habitatparametrar som starkt påverkade vedskalbaggarnas förekomst. Han använde sig vid beräkningarna av samma indelning i ekologiska grupper (Schmidl & Bußler 2004) som

används i vår undersökning i Torup. Här följer några signifikanta tröskelvärden för olika artgrupper och habitatparametrar:

- antalet rödlistade arter ökar vid ett tröskelvärde av 38 m³/ha död ved
- antalet individer av rödlistade arter ökar vid ett tröskelvärde av 144 m³/ha död ved
- antalet naturskogsindikatorarter ökar vid ett tröskelvärde av 58 m³/ha död ved
- antalet individer av naturskogsindikatorer ökar vid ett tröskelvärde av 144 m³/ha död ved

På grundval av de egna resultaten och några andra arbeten drar Müller (2005) slutsatsen att det krävs ca 40 m³/ha död lövved i bokskogen, varav ca 25 m³/ha grövre än 30 cm, för att den regionala vedfaunan ska kunna överleva på lång sikt.

Sammanfattningsvis kan man säga att större bokskogar (>100 ha) som Torup kan innehålla en artrik vedfauna med nivåer runt 10 m³/ha död ved, men att det förmodligen krävs minst 40-60 m³/ha död ved för att de mest krävande arterna ska överleva.

Rumslig fördelning av den döda veden

Våra resultat tyder på att de allra flesta arterna rör sig inom hela undersökningsområdet och söker upp lämpliga livsmiljöer. Torups karaktär av sammanhängande bokskog ger inte upphov till några fragmenteringseffekter. Resultaten från vår studie på Söderåsen tyder på att sådana effekter först börjar uppträda i bokbestånd som ligger mer än två km från kärnområdena och är avskiljda genom barrplanteringar (Brunet et al. 2008).

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 spridning genom fångst-återfångst i hålekar i Östergötland. De uppmätta spridningsavstånden varierade 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 våra studier var *B. reticulatus* vanlig både i Torup och på Söderåsen medan *O. haemorrhoidalis* saknades helt i Torup och var relativt ovanlig på Söderåsen (Brunet et al. 2008).

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 provytanivå (0,16 ha) men tydliga på landskapsnivå (100-400 ha). Fem arter saknades om mängden död ved var lägre än 24 m³/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.

Ranius (2006) summerar vad vi vet om vedlevande insekters spridningsförmåga och ger en översikt över olika metoder att mäta spridningsförmågan. Han konstaterar 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 tyder på att spridningsförmågan ofta är svagare hos rödlistade arter. De har därmed svårare att överleva i dagens produktionsskogar med sin ofta 10-20 gånger glesare förekomst av död ved.

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 förnygringsavverkning, 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 gör 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 enskilt 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 trädskolor 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 egen, 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 främst utvecklas i klenved (Schiegg 2001, Ehnström & Axelsson 2002). 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 florans 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 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 nemoral zonen 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 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 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 har därmed goda förutsättningar för att bygga upp större förråd 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 bokskogsbuket. 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 tacka Rickard Andersson, Höör, för artbestämning av kritiska skalbaggs släkten, och Karin Bengtsson, Malmö naturskola, för hjälp vid tömning av fällorna. Tack till Matts Lindblad och Ria Wedin Brunet för kommentarer på texten och till Emma Holmström som hjälpte med ArcView analyser. Av Eric Agestam fick vi volymfunktioner och av Jogeir Stokland en databas över vedlevande skalbaggar. Johan Dahlberg, länsstyrelsen i Skåne, gjorde kartan över högstubbarnas läge. Tack även till Mikael Lang och Staffan Petersson, Malmö kommun, som lät oss genomföra undersökningen i Bokskogen och som sett till att antalet högstubbar har blivit fler under de senaste åren. Undersökningen har finansierats av TEMA-forskningsprogrammet *Uthålligt skogsbruk i ädellövskog* vid SLU.

Referenser

- Abrahamsson M. & Lindblad 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 elector 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 sydsvenska trädmiljöer. Naturskyddsföreningen i Skåne. Lund.
- Brunet, J. 2003a. Småkryp och trädjättar i Torups bokskog. *Skånska jätteträd*, pp. 177-187. Lund.
- Brunet, J. 2003b. Blekinges skogar – biologisk mångfald samt urval och skötsel av skogsreservat. *Rapporter Länsstyrelsen i Blekinge* 2003:1. Karlskrona.
- Brunet, J. 2005. Skånes skogar – historia, mångfald och skydd. *Skåne i utveckling* 2005:12. Länsstyrelsen i Skåne län, Malmö.
- Brunet, J. 2007. Från ollonskog till pelarsal – förändringar i skogsareal och skogsstruktur efter införandet av modernt skogsbruk på Skabersjö gods 1838. Arbetsrapport nr 35. Inst. f. sydsvensk skogsvetenskap, SLU Alnarp.
- Brunet, J., Isacson, G., Holmström, E. & Schäffer, P. 2008. Högstubbar och vedskalbaggar i Söderåsens bokskogar - mönster på landskapsnivå och rekommendationer för naturhänsyn

- i brukad ädellövskog. Arbetsrapport nr 37. 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., Vrska, 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. Insektsnag i bark och ved. ArtDatabanken, SLU. Uppsala.
- Elmer, T. 2002. Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum xylobionter Insekten. *LÖBF-Mitteilungen* 1/2002: 36-42.
- 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.
- 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.
- Grohmann C., Irmeler U. & Nötzold R. 2003. Einfluss von Alter, Fläche und Isolation von Wäldern auf die Totholzkäfer. *Faunistisch Ökologische Mitteilungen* 8: 259-281.
- 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. Skalbaggan 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.
- Haase V., Topp W. & Zach P. 1998. Eichen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7: 137–153.
- 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.
- Harz B. & Topp W. 1999. Totholz im Wirtschaftswald: eine Gefahrenquelle zur Massenvermehrung von Schadinsekten? Forstwissenschaftliches Centralblatt 118: 302–313
- Hultberg, T. 2008. Forest continuity and human impact – vegetation history of Torup forest, south-western Scania. Examensarbete. Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU 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.
- Kleinevoss, K., Topp, W. & Bohac, J. 1996. Buchen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 85–95.
- 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.
- Lindhagen, A. 1999. Förändring och kontinuitet – en studie över skogens utveckling på Torups och Skabersjö gods i Skåne. Examensarbete nr 27, Institutionen för naturvårdsbiologi, SLU Uppsala.
- 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.
- Müller, J. 2005. Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation Technische Universität 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. & 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. & 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. & Hedin, J. 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126: 363-370.

- 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., 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. 2006. Measuring the dispersal of saproxylic insects: a key characteristic for their conservation. *Population Ecology* 48: 177-188.
- 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. & 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. 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 i Torups bokskog år 2004. För variabeldefinition se sida 12.

Nr	dbh, cm	höjd, m	åldersklass	barkförlust %	nedbrytning	fnöskticka	vitalitet	låga	solexponering	grundyta	skuggad himmel	longitud	latitud	50 m	100 m	200 m	300 m	500 m
1	117	6	4	90	3	0	1	0	1	12	135	1336402	6163480	1	1	1	3	9
2	88	12	3	40	3	1	1	1	3	27	245	1336721	6163456	1	2	5	9	14
3	73	12	3	5	2	1	1	1	3	23	325	1336764	6163322	1	4	6	9	14
4	72	6	3	50	2	1	1	1	2	22	285	1336558	6163274	1	1	2	8	12
5	51	20	2	60	3	1	1	0	2	23	280	1336909	6163081	2	2	3	7	24
6	86	5	3	30	2	1	1	1	3	21	265	1337212	6162793	2	4	6	11	20
7	66	4	2	10	2	1	1	0	3	26	435	1337114	6162562	2	4	9	14	18
8	81	8	2	30	2	1	1	1	1	20	260	1336973	6162792	1	2	6	18	22
9	145	6	4	90	3	0	1	0	1	20	225	1336838	6162705	3	4	6	13	21
10	88	5	1	10	1	0	0	1	1	8	205	1336910	6162421	1	2	3	9	22
11	139	6	4	90	3	0	1	0	2	22	275	1336199	6162383	2	4	9	13	30
12	110	10	1	20	2	1	0	1	3	20	280	1335934	6162416	2	3	12	21	40
13	96	4	3	40	3	1	1	1	2	23	290	1335555	6162404	3	9	9	12	30
14	105	7	3	20	3	1	1	1	3	32	360	1335620	6162379	2	6	10	19	33
15	106	16	1	0	2	0	0	0	2	22	210	1336559	6162744	1	1	1	5	16
16	84	12	2	40	1	1	1	1	2	19	245	1336090	6162246	1	4	10	23	39
17	59	6	2	20	1	1	1	1	2	24	290	1335934	6162127	1	2	15	24	43
18	88	5	2	0	1	1	1	1	2	21	235	1336213	6162072	1	2	6	14	39
19	62	10	2	90	1	0	1	1	1	15	140	1336521	6161785	3	3	4	8	18
20	117	8	4	95	3	0	1	1	3	27	240	1335616	6161648	1	1	2	3	9
21	84	8	2	40	1	1	1	1	3	21	450	1336898	6162008	1	1	4	5	10
22	90	15	3	20	3	1	1	0	2	20	200	1336348	6161411	1	2	5	11	21
23	68	10	3	20	3	1	1	1	2	30	355	1336251	6161232	1	1	7	12	17
24	84	6	3	10	3	1	1	0	3	22	390	1336630	6161175	1	1	5	9	20
25	103	10	2	0	2	1	1	1	1	9	110	1337032	6161056	1	2	2	2	15
26	77	5	2	10	1	0	1	1	2	19	275	1336937	6161464	3	3	4	8	19
27	73	4	3	20	3	1	1	1	2	18	335	1337192	6161351	2	3	6	13	18
28	108	6	3	30	3	1	1	1	2	17	285	1337524	6161607	1	1	3	7	15
29	67	5	2	10	2	0	1	1	3	29	345	1337739	6161418	1	2	4	4	12
30	112	5	3	50	3	1	1	1	1	7	225	1337526	6160707	1	1	1	2	11

Bilaga 2. Vedlevande skalbaggsarter i 30 fönsterfällor i Torups bokskog under år 2004. Art nr hänvisar till Catalogus Coleopterorum Sueciae (Lundberg & Gustafsson 1995). Under HK05 visas rödlistekategori enligt Gärdenfors (2005) samt om arten har varit rödlistad år 2000 (fd).

Nr	Art	HK05	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30					
349	<i>Dromius quadrimaculatus</i>	HK05																							1												
653	<i>Plegaderus dissectus</i>	NT			1				2			1	5	1	2	6								5	1	2	1			2							
657	<i>Aeletes atomarius</i>	NT																1		3																	
672	<i>Gnathoncus nannetensis</i>																	1						2													
674	<i>Gnathoncus buyssoni</i>		3	1		1	1	1				1														1											
677	<i>Dendrophilus corticalis</i>												1																				1				
680	<i>Paromalus flavicornis</i>		1		6	4	2	56	5	2	1	2	5	1	15	27	5	7	5	5	1	8	16	8	7			2	1	2	1						
700	<i>Platysoma compressum</i>	VU																							1												
842	<i>Anisotoma humeralis</i>		1	10	1	2	17	12	3		2	2	15	2	8	32		2	1		16	7	2	4	15		1	32	29	4	1						
846	<i>Anisotoma orbicularis</i>						1				1																							1			
863	<i>Agathidium nigripenne</i>																3					1											1				
865	<i>Agathidium seminulum</i>												1											2													
867	<i>Agathidium badium</i>												1																								
888	<i>Nemadus colonoides</i>	fd																																			
946	<i>Stenichnus godarti</i>									1		1	1	1	1	1	2	1		2	1	1			1	2		2	1								
994	<i>Gabrius splendidulus</i>																1							2													
1101	<i>Velieus dilatatus</i>	fd									1		3		4		1																				
1107	<i>Quedius cruentus</i>		1						1	1	1			1	4		2	3	1	2	1		1														
1109	<i>Quedius brevicornis</i>																																				1
1162	<i>Nudobius lentus</i>																	1	1	1																	
1330	<i>Bibloporus bicolor</i>							1							2		1			1			1												1	1	
1338	<i>Euplectus nanus</i>		1								1	1	1	1	1		2	1		2	1		1			1		1									
1340	<i>Euplectus piceus</i>																			1			1		2												
1342	<i>Euplectus infirmus</i>	NT									1																										
1343	<i>Euplectus bescidius</i>																							1													
1349	<i>Euplectus karsteni</i>													1				2		1	1	1		3	1												
1350	<i>Euplectus fauveli</i>											1								1			2													1	
1421	<i>Hapalaraea ioptera</i>																1						1													1	
1423	<i>Hapalaraea gracilicornis</i>																																				
1424	<i>Hapalaraea pygmaea</i>						1	6			1										2																
1447	<i>Phloeonomus punctipennis</i>																																				
1495	<i>Scaphisoma agaricinum</i>											2		1						1				2	1		2	1								2	
1640	<i>Sepedophilus bipunctatus</i>	fd																			1																

Nr	Art	HK05	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30						
2625	Hedobia imperialis								1							1			1						1													
2628	Xestobium rufovillosum		1								3		1																									
2643	Anobium costatum	NT																				2					3											
2648	Hadrobregmus pertinax							2													2																	
2651	Ptilinus pectinicornis		16	1	16	12	4	2	14	2	2	3		10	14	18	11	126	14	2	2	2	13	12	8	7	1	5	1	6	3	15						
2665	Dorcatoma flavicornis	fd	1	1												2						1																
2670	Dorcatoma dresdensis		1				3	1					1																									
2671	Dorcatoma robusta		1	6	1	1	3	1					1	1	3	3			11	2			1			2			1									
2674	Hylecoetus dermestoides		1	1	1			6	1	7	3		8			6	6		1	7			4				12		1	1								
2687	Tillus elongatus		5	5	1	2	5	2	3			2						5	4			1	1				2		1									
2707	Dasytes niger										2																											
2709	Dasytes cyaneus																1				1																	
2711	Dasytes aerosus								1	1											2																	
2712	Dasytes plumbeus				1	7	1			1	1		1																1									
2715	Dolichosoma lineare				1																																	
2748	Epuraea neglecta																	1	1																			
2769	Epuraea unicolor			2	1		1	1													4					1												
2770	Epuraea variegata																									1	1											
2826	Soronia grisea		6	4	3	8	23	2	8	3	6	9	5	1			3	2	1		6	3	1	2			1											
2828	Pocadius ferrugineus						1																															
2834	Cryptarcha strigata														1											1												
2835	Cryptarcha undata	fd																																				
2837	Giltschrochilus hortensis		1	2	6	9	26	7	2	10	3	4	1	9	1	11	9	10	18	8	18	10	6	5	11	14	4	5	3	1	3	1						
2842	Arpidiphorus orbiculatus				1		3	3									1	1				3				2												
2849	Rhizophagus perforatus																2																					
2851	Rhizophagus dispar		1	1			5		2		2			1	3	28	3	1	3				3		3	23	2	12	2									
2852	Rhizophagus bipustulatus		2	8	3	5	6	2	3	2	3	2	3	1	6	6	10	7	2	8	10	2	8	10	5	4	5											
2853	Rhizophagus nitidulus															1					1	1	1															
2876	Uleiota planata	DD															1																					
2879	Pediacus depressus	VU															1																					
2900	Henoticus serratus																								1													
2922	Cryptophagus micaceus	fd														1							1	1	1													
2925	Cryptophagus labilis	NT	1							1					6	3	1					2			1													
2928	Cryptophagus dentatus		3	1		7	10	1						1	1	2	3	5	1			1	3		2													
2984	Atomaria diluta	NT			1	1						1																										
3001	Atomaria bella																					4																
3009	Tritoma bipustulata																							1														

Nr	Art	HK05	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30			
3015	<i>Dacne bipustulata</i>		6	1		6	5	3		7	8	16		2	2	4	3	8	3		22			7	1	1	5	5		6	3	6			
3036	<i>Cerylon fagi</i>		2			1	1	2		2	2			1					1							1	1	2	1						
3037	<i>Cerylon histeroide</i>					2				1				1		2							1	2	2		1	2	1						
3038	<i>Cerylon ferrugineum</i>		1	4	1					1	1			1	3	1	1	1	1				1	4	1	1	1								
3052	<i>Endomychus coccineus</i>			1						1		1		1		10				1	1				1	1	31								
3135	<i>Latridius consimilis</i>									1				1	2		1	1	1	1			1	2				1			1				
3137	<i>Latridius minutus</i>													1				6																	
3143	<i>Enicmus fungicola</i>		1	1																	1											1			
3146	<i>Enicmus rugosus</i>		2	3	3	3	2	7	1	4	19	2	2	4	16	44	4	3	4	1	1	23	3	55	5	2	1	1	9	9	6	20			
3147	<i>Enicmus testaceus</i>					3	1	1		2	2	2	2	5	1	1	1					8	1	1				2	2	1					
3158	<i>Stephostethus angusticollis</i>		1							1																									
3214	<i>Cis nitidus</i>		1	3	2	1	10	3	1				1	1					17	2		1	12	3	7	8	4		5	3					
3219	<i>Cis hispidus</i>					1						1					1									2			1						
3220	<i>Cis setiger</i>		1								1		1					1			1						1								
3222	<i>Cis boleti</i>										2	1	2	1					1						1			2		6					
3226	<i>Cis fagi</i>							1	1																										
3227	<i>Cis castaneus</i>	NT	2	4	6	6				1	1	1	2	2	4	3	7	21	1	1	45	5	16			2	2	2	6	3					
3229	<i>Cis bidentatus</i>				1				1										4			2	2	1	10	1	1	4				3			
3230	<i>Ennearthron cornutum</i>																															1			
3234	<i>Orthocis alni</i>												1						2					1											
3238	<i>Orthocis festivus</i>																												1				1		
3240	<i>Sulcaxis affinis</i>																	1		1	1						3						1		
3241	<i>Sulcaxis fronticornis</i>				1						1												1												
3242	<i>Ropalodontus perforatus</i>		3	15		17	12			2	1	2	1	1	1	11	1		7	13		6	14	14	10	5	2	2	2				1		
3244	<i>Octotemnus glabriculus</i>							1												3															
3251	<i>Cicones variegatus</i>	fd											3				87							1	2										
3252	<i>Bitoma crenata</i>				1						3							1		1			2				3							1	
3256	<i>Triphylus bicolor</i>																																	2	
3257	<i>Litargus connexus</i>				1	2					1						4			4			1				3							2	
3260	<i>Mycetophagus quadripustulatus</i>	fd			2								3	3	3	1	2	1	3	1					1	1	1	5				1	1		
3263	<i>Mycetophagus atomarius</i>		1			2	1									13						1		1	1	1	1								
3264	<i>Mycetophagus quadriguttatus</i>	VU	1	1																															
3265	<i>Mycetophagus multipunctatus</i>													1		1		1	1				1	2										1	
3283	<i>Ischnomera cinerascens</i>	NT	1																																
3294	<i>Pyrochroa coccinea</i>									2					3					1							3							1	1
3295	<i>Schizotus petinicornis</i>				1					1							1																	5	
3298	<i>Lissodema cursor</i>			1																														1	

Nr	Art	HK05	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30				
3299	Lissodema denticolle	NT																				1	1													
3307	Salpingus planirostris				2								1			1											1	1								
3308	Salpingus ruficollis			1	1				1							3				1	2		1				6									
3313	Euglenes pygmaeus		1	2				1			2																									
3314	Euglenes oculatus	fd													5				13	7			6													
3340	Bolitophagus reticulatus		2	6	7	11	4																			42	10		7	3	1					
3343	Diaperis boleti																																			
3378	Uloma culinaris	NT																						2		1										
3389	Corticeus unicolor	fd			2	1						5	4	4	18	8	1	5	3	4				11	5		13			4	1					
3397	Allecula morio	NT									3		1		1							3														
3400	Prionychus ater			2																				1												
3407	Mycetochara axillararis	fd																																		
3410	Mycetochara linearis		4	2				11		1		3	2	1	1	2		37	1			10	1	2	2	1	2	3	1							
3417	Anaspis frontalis				23	1								1																						
3419	Anaspis schilskyana								1				2					1			1															
3420	Anaspis thoracica		1	1		1	1	2						2	1	4			2			1			2	1										
3424	Anaspis rufilabris												1		1		1																			
3425	Anaspis flava												1	1			1																			
3427	Tomoxia bucephala				4							27			1	1	1	1	1	2	4			4		1										
3454	Tetratoma fungorum	fd									1											1														
3463	Orchesia undulata							1						2																						
3465	Abdera affinis																																			
3485	Prionus cortarius	NT																		1																
3498	Rhagium mordax		1		2							2	1	2		5	1	2				2	1	9	1	1	5	3	1	7	3					
3499	Rhagium inquisitor		1																								1									
3501	Stenocorus meridianus																	11																		
3514	Alosterna tabacicolor																	1																		
3520	Anoplodera scutellata	VU	1		1					1	1							1	1				1	2	1	2										
3528	Leptura quadrifasciata			1																																
3529	Leptura maculata			1																1																
3530	Leptura melanura																				1															
3568	Anaglyptus mysticus	NT																																		
3578	Pogonocherus hispidus						1																													
3595	Saperda scalaris									1																										
3913	Platyrhinus resinosus	fd				1																														
3915	Platystomus albinus		1												1			3				1	3	1			1									
3920	Choragus sheppardi	NT			1																															

Nr	Art	HK05	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30		
4299	Phloeophagus lignarius	HK05																																
		NT															3																	
4456	Hylesinus fraxini						1						1																					
4473	Scolytus scolytus												1																					
4499	Taphrotychus bicolor		1			1	1	1		6	176			20	1	3	211			3	38	31	1	5			3	257		3	2			
4500	Dryocoetes villosus	fd															1																	
4508	Trypodendron domesticum			2	3	1	3	1		4	11			2		1	4	1	2	1	6	1		1	1	1	6							
4512	Xyleborus dispar				2																													
4516	Xyleborinus saxesenii	NT				2	1															1												

Bilaga 3. Korrelationer (överst: Pearson correlation coefficients, underst: P-värden, <0,05 i fet stil) mellan olika artgrupper av vedlevande skalbaggar. Ej RL enligt Gärdenfors (2005).

	RL	Fd RL	Ej RL	Mulm	Gammal	Svamp	Färsk
Fd RL	0.396 0.030						
Ej RL	0.651 0.000	0.443 0.014					
Mulm	0.213 0.258	0.492 0.006	-0.047 0.807				
Gammal	0.632 0.000	0.483 0.007	0.840 0.000	0.004 0.984			
Svamp	0.550 0.002	0.149 0.432	0.737 0.000	-0.229 0.223	0.419 0.021		
Färsk	0.201 0.287	-0.030 0.874	0.518 0.003	-0.247 0.188	0.199 0.292	0.265 0.157	
Övriga	0.578 0.001	0.532 0.002	0.274 0.143	0.440 0.015	0.389 0.034	-0.056 0.768	-0.102 0.592

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

	Ålders klass	Dbh	Höjd	Bark- förlust	Ned- brytning	Solexpo- nering	Grund- yta
Dbh	0.456 0.011						
Höjd	-0.246 0.191	-0.181 0.337					
Bark- förlust	0.598 0.000	0.411 0.024	0.000 0.999				
Nedbrytning	0.690 0.000	0.412 0.024	0.081 0.672	0.313 0.092			
Solexpo- nering	0.016 0.934	-0.196 0.299	0.032 0.866	-0.279 0.135	0.072 0.704		
Grundyta	0.155 0.412	-0.228 0.225	0.119 0.532	-0.092 0.630	0.201 0.288	0.719 0.000	
Skuggad himmel	-0.015 0.939	-0.331 0.074	-0.230 0.222	-0.306 0.100	0.046 0.807	0.693 0.000	0.611 0.000

Bilaga 5. Rödlistade arter som blev funna av Lars Huggert år 2000 i norra delen av Torups bokskog (Blomberg et al. 2001) och år 2004 i föreliggande inventering. HK 2005 är hotkategori enligt den aktuella svenska rödlistan (Gärdenfors 2005). Arter som var rödlistade enligt den föregående rödlistan (Gärdenfors 2000) men inte enligt den aktuella uppges som en separat grupp.

Artnamn	2000	2004	båda år	HK2005
Leptura revestita	1			EN
Nosodendron fasciculare	1			EN
Abraeus granulum	1			VU
Ampedus rufipennis			1	VU
Anoplodera scutellata			1	VU
Mycetophagus quadriguttatus		1		VU
Pediacus depressus		1		VU
Platysoma compressum		1		VU
Priobium carpini	1			VU
Quedius truncicola	1			VU
Rhagium sycophanta	1			VU
Trichonyx sulcicollis		1		VU
Trinodes hirtus			1	VU
Xyleborus monographus	1			VU
Aeletes atomarius			1	NT
Allecula morio			1	NT
Ampedus cinnabarinus			1	NT
Ampedus nigroflavus			1	NT
Anaglyptus mysticus		1		NT
Anitys rubens	1			NT
Anobium costatum		1		NT
Atomaria diluta			1	NT
Choragus sheppardi		1		NT
Cis castaneus		1		NT
Cryptophagus labilis			1	NT
Dorcatoma substriata			1	NT
Dorcus parallelopipedus			1	NT
Euplectus infirmus		1		NT
Gnorimus nobilis	1			NT
Hypulus quercinus	1			NT
Ischnomera cinerascens			1	NT
Lissodema denticolle			1	NT
Lymexylon navale	1			NT
Microrhagus lepidus		1		NT
Microscydmus nanus	1			NT
Opilo mollis	1			NT
Phloeophagus lignarius			1	NT
Phloeophagus thomsoni	1			NT
Plectophloeus nubigena	1			NT
Plegaderus dissectus			1	NT
Prionus coriarius		1		NT

Artnamn	2000	2004	båda år	HK2005
<i>Ptenidium gressneri</i>	1			NT
<i>Silusa rubiginosa</i>	1			NT
<i>Uloma culinaris</i>		1		NT
<i>Xyleborinus saxesenii</i>		1		NT
<i>Anthribus fasciatus</i>	1			DD
<i>Uleiota planata</i>		1		DD
<i>Tidigare rödlistade arter</i>				
<i>Aromia moschata</i>	1			
<i>Cicones variegatus</i>			1	
<i>Conopalpus testaceus</i>	1	x		
<i>Corticeus unicolor</i>			1	
<i>Cryptarcha undata</i>		1		
<i>Cryptophagus micaceus</i>			1	
<i>Cryptophagus pallidus</i>	1			
<i>Dorcatoma flavicornis</i>		1		
<i>Dryocoetes villosus</i>		1		
<i>Euglenes oculatus</i>			1	
<i>Hapalaraea pygmaea</i>			1	
<i>Hylis foveicollis</i>			1	
<i>Hylis olexai</i>			1	
<i>Hypoganus inunctus</i>		1		
<i>Micridium halidaii</i>	1			
<i>Mycetochara axillaris</i>			1	
<i>Mycetophagus populi</i>	1			
<i>Mycetophagus quadripustulatus</i>			1	
<i>Nemadus colonoides</i>			1	
<i>Platyrhinus resinosus</i>		1		
<i>Prionocyphon serricornis</i>	1			
<i>Ptinella aptera</i>	1			
<i>Rhizophagus picipes</i>	1			
<i>Sepedophilus bipunctatus</i>			1	
<i>Tetratoma fungorum</i>		1		
<i>Velleius dilatatus</i>			1	
<i>Summa arter</i>	26	20	27	