

# Lågskogsbruk

## – biobränsleproduktion i samklang med miljömål

---

Torbjörn Ebenhard <sup>1</sup>

Anna Dahlström <sup>1</sup>

Urban Emanuelsson <sup>1</sup>

J-O Helldin <sup>1</sup>

Tommy Lennartsson <sup>1</sup>

Magnus Löf <sup>2</sup>

Ulrika Palme <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Centrum för biologisk mångfald, SLU & Uppsala universitet

<sup>2</sup> Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU

<sup>3</sup> Miljösystemanalys, Chalmers tekniska högskola



CBM:s skriftserie nr. 81



CBM Centrum för  
biologisk mångfald

CBM:s skriftserie nr. 81.

Slutrapport från forskningsprojektet ”*Lågskogsbruk – biobränsleproduktion i samklang med miljömål*” inom Energimyndighetens bränsleprogram *Hållbarhet och Tillförsel*. Projektet är finansierat av Energimyndigheten.

Projektnummer 35211-1, diarienummer 2011-003577

ISBN: 978-91-89232-92-1

ISSN: 1403-6568

Centrum för biologisk mångfald, SLU, Box 7007, 750 07 Uppsala

2013-04-24

Bör citeras som ”Ebenhard, T., Dahlström, A., Emanuelsson, U., Helldin, J.-O., Lennartsson, T., Löf, M. och Palme, U. 2013, *Lågskogsbruk – biobränsleproduktion i samklang med miljömål*, CBM:s skriftserie nr 81, Centrum för biologisk mångfald, SLU, Uppsala.”

*Framsidas foto: Urban Emanuelsson*

# Innehållsförteckning

Sammanfattning / Abstract.....	5
Projektets resultat och slutsatser .....	7
1 Inledning.....	11
1.1 Bakgrund .....	11
1.2 Projektets syfte .....	11
1.3 Projektets relation till energi- och miljömål.....	11
2 Lågskogsbruk i ett historiskt perspektiv .....	13
2.1 Definitioner .....	13
2.2 Kunskapsläge .....	14
2.3 Historisk förekomst.....	16
2.4 Historiska produkter och bruksformer .....	19
3 Biohistorisk analys av lågskogsbruk.....	20
3.1 Biohistorisk modell .....	20
3.2 Källmaterial till biohistorisk analys av lågskogsbruk .....	24
3.3 Biohistoriska antaganden om biologisk mångfald i olika lågskogsbiotoper.....	30
4 Biologisk mångfald i lågskog – en litteraturgenomgång .....	37
4.1 Översikt över studier av biologisk mångfald lågskogar.....	38
4.2 Vilka organismer gynnas av skottskogsbruk?.....	41
4.3 Vilka organismer gynnas av energiskogsbruk?.....	55
4.4 Vilka organismer gynnas av hamling? .....	64
4.5 Slutsatser från litteraturgenomgången.....	66
4.6 Vilken information saknas?.....	68
5 Fallstudie: Hörjels stubbskottsäng .....	70
6 Några möjliga scenarier för lågskogsbruk .....	73
6.1 Optimerad produktion och kolinlagring.....	73
6.2 Tätortsnära med höga natur-, kultur- och friluftsvärden .....	73
6.3 Vägområden .....	74
6.4 Kraftledningsgator.....	74
6.5 Övergivna ängs- och hagmarker .....	74
6.6 Tidsperspektiv i våra scenarier.....	75
6.7 Rumsperspektiv i våra scenarier .....	77
7 Potentiella arealer för lågskog.....	78
7.1 Underlag för beräkningarna .....	78
7.2 Eventuella konflikter med andra markintressen.....	81
8 Produktion i lågskog.....	82
8.1 Vedkaraktär hos olika trädslag.....	82
8.2 Skogsproduktion vid korta omloppstider .....	82
8.3 Tillgängliga studier på skottskog .....	86
9 Livscykelbaserad systemanalys av lågskogsbruk .....	89
9.1 Systemanalys med livscykelperspektiv .....	89
9.2 Systemanalys av lågskogsbruket vid Hörjelgården.....	90
9.3 Analys av ett scenario med högproduktivt lågskogsbruk.....	94

9.4	Analys av ett scenario med tätortsnära lågskogsbruk med höga natur-, kultur- och friluftsvärden .....	96
9.5	Diskussion .....	98
10	Reflektioner kring teknik och ekonomi.....	101
10.1	Teknikutveckling.....	101
10.2	Brukarekonomi.....	103
10.3	Ekonomiska styrmedel .....	103
11	Kritiska kunskapsluckor .....	107
11.1	Ett nytt fullskaligt forskningsprogram .....	108
12	Referenser.....	109

## Sammanfattning / Abstract

Lågskogsbruk går ut på att återkommande hugga lövträd som slår skott från en gemensam stubb-bas eller sockel. Lågskogens två huvudtyper, skottskogar och hamlingsskogar, kan ses som halvnaturliga biotoper med lång historia och egna utvecklade organismsamhällen, däribland många naturvårdsintressanta arter, som ursprungligen levde i naturliga biotoper som inte längre existerar. Lågskogen erbjuder gamla strukturer och substrat utan att miljön blir kontinuerligt skuggig som i högskog.

Det är både möjligt och önskvärt att bedriva ett modernt lågskogsbruk för biomassaproduktion, i synnerhet på marker som idag inte används för skogsbruk eller jordbruksproduktion. Vi bedömer att det finns totalt ca en halv miljon hektar av skyddade områden, restmarker i jordbrukslandskapet, ängs- och hagmarker, väg- och järnvägsområden, kraftledningsgator, samt tätortsnära parker och friluftsområden där lågskogsbruk skulle vara lämpligt. Med en produktion av 2-5 ton biomassa per hektar och år skulle detta kunna ge 10-24 MWh energi per hektar och år, sammanlagt för landet 5-12 TWh per år.

Jämfört med de bästa biomassagrödorna (*Salix*, *Miscanthus*) har lågskogen inte samma potential som bränsleproducent, men den står sig väl mot raps. Lågskogen är dock mer effektiv än vanliga biomassagrödor med avseende på utsläpp av växthusgaser per producerad energienhet, snabbheten i återinlagring av kol, och gynnandet av biologisk mångfald.

The practice of coppicing and pollarding is based on recurrent cutting of broad-leaved trees that regenerate by growing shoots from a common base. Such forests are semi-natural biotopes with a long management history and a unique fauna and flora, among them many species of conservation interest. Coppices and pollarded trees offer suitable old substrates in an environment that is much lighter and warmer than a high forest.

It is possible and desirable to initiate a modern coppicing and pollarding management for biomass production, particularly on land that is presently not used for forestry or agriculture. In Sweden we estimate a total of half a million hectares of suitable land. A production of 2-5 tons of biomass per hectare and year would result in 10-24 MWh energy per hectare and year, in total 5-12 TWh per year for all of Sweden.

Coppicing and pollarding management are less productive than the best biomass crops (*Salix*, *Miscanthus*), but it is equal to rapeseed, and more efficient than most common biomass crops in terms of greenhouse gas emissions per unit energy delivered and the rate of carbon sequestration, while having a positive effect on biological diversity.



## Projektets resultat och slutsatser

Vår generella slutsats är att det är både möjligt och önskvärt att bedriva ett modernt lågskogsbruk på vissa marker. I synnerhet på marker som idag inte används för skogsbruk eller jordbruksproduktion finns mycket att vinna i form av energitillförsel, som kan göras på ett mycket effektivt sätt avseende koldioxidutsläpp, med tillskapandet av ny och snabb kolinlagring, och med positiva effekter på biologisk mångfald och andra landskapsvärden.

Vi understryker dock forskningsbehovet inom detta fält, och föreslår att ett större forskningsprogram kring lågskogsbruk etableras.

- Lågskogsbruk definieras här som bruket att återkommande hugga lövträd som sedan slår stubb- eller stamskott och som alltså växer vidare som buketter av skott från en gemensam bas. Lågskogar kan vara skottskogar (huggna vid basen) eller hamlingskogor (huggna från en några meter hög stam).
- Lågskog har historiskt haft en mycket stor utbredning i Sverige och Europa, men har idag nästan helt försvunnit till förmån för högstammig skog. Lågskogarna har historiskt ofta varit halvöppna och kombinerade med annat marknyttjande, främst slätter/bete (s.k. lövängar).
- Lågskogsbruket har varit mycket variabelt avseende trädslag och trädslagsblandning, skördeintervall, skördemetoder, avstånd mellan socklar eller hamlade stammar, och av typ och tidpunkt för hävd av fältskiktet, t.ex. genom bete eller slätter.
- De traditionella produkterna från lågskogen var: energi (ved, kol), klenvirke, foder (löv, hö).
- Man kan anta att den historiska lågskogsskötseln gynnade den biologiska mångfalden på så vis att det skapade karaktäristiska naturtyper, växt- och djursamhällen. Skottskogor och hamlingskogor kan ses som "halvnaturliga" biotoper med lång historia och egenskaper som gör dem lämpliga som livsmiljöer för organismsamhällen som ursprungligen levde i naturliga biotoper som inte längre existerar.
- Bland de arter som lever i skottskog finns många naturvårdsintressanta arter. En bidragande orsak till detta är att överståndare och socklar erbjuder gamla strukturer och substrat i skottskogen utan att miljön blir kontinuerligt skuggig som i skog, och detta ökar möjligheten för arter knutna till gammal men solbelyst och varm ved att överleva, t.ex. vedlevande skalbaggar. Sockeln ger lång substratkontinuitet både i den lilla skalan (inom sockeln) och på biotopnivå. Vidare gynnas arter som nyttjar de frodväxta skotten. Den biologiska mångfalden genomgår en succession av olika stadier, där olika artgrupper avlöser varandra. Åren efter huggning blir vårbloomingen ofta mycket riklig för att sedan avta när stammarna från socklarna växer upp.
- Energiskogsbruket (*Salix*) har också gynnsamma effekter på biologisk mångfald, men inte alls i lika hög grad som skottskogsbruket, framförallt på grund av den korta omloppstiden, både för stammar och socklar (socklarna tas upp regelbundet, vilket gör att de aldrig blir äldre än ca 25 år), och på den lägre graden av heterogenitet inom bestånden. Energiskogor i den moderna tappningen har ingen lång historia, och de ersätter ingen försvunnen naturlig biotop, och därför hyser de få (eller inga) arter som i landskapet har sin huvudsakliga förekomst i just energiskog, och få naturvårdsintressanta arter. På beståndsnivå är energiskog ofta artrikare än åker, vall, degraderad mark och annan biomassagröda, men artfattigare än skog. Energiskogens värden för biologisk mångfald ligger främst i bryn och kanter, inte i beståndens inre delar.

- Hamlad skog innehåller mer gamla strukturer i form av stammar än en skottskog, samtidigt som den kan vara lika ljus och varm. Kvarvarande hamlade träd i landskapet erbjuder en flerhundraårig kontinuitet som miljö för växter och djur. Många organismgrupper har sin huvudsakliga förekomst i landskapet i miljöer med hamlade träd, som också utgör refugier och spridningskällor för många arter. Hamling av enskilda träd eller hela bestånd har en positiv effekt på biologisk mångfald generellt, oavsett organisationsnivå, och särskilt för hotade arter.
- Den största artmångfalden i en lågskog får man om omloppstiden mellan skördar är så lång att flera successionsstadier ryms, under förutsättning att den inte blir så lång så att fröbanken och andra vilstadietappar sin livskraft. Sannolikt uppfyller de längre omloppstiderna i den traditionella skottskogen (20-40 år) båda dessa krav. Erfarenheten från energiskogsbruk är att de korta omloppstiderna för stammar (2-5 år) begränsar många arter från att kunna nyttja energiskogar, i synnerhet skogslevande arter som kräver gamla substrat eller håligheter i grova stammar.
- Hävd av fältskiktet (slätter eller bete) i en lågskog skapar större strukturell variation och gynnar grässvålsknutna kärlväxter, samt arter som nyttjar grässvål och blomrikedom i kombination med helt andra livsmiljöer.
- Ingen enskild trädart är bättre för biologisk mångfald i alla situationer. Från energiskogsstudier är bilden tydlig att inhemska träd är bättre än exotiska, och att träd som blommar mer rikligt är värdefullare. En blandning av flera olika trädslag ökar den rumsliga heterogeniteten, vilket i sin tur generellt ger en större biologisk mångfald. I de flesta beskrivna lågskogarna med en rik biologisk mångfald har också en blandning av ett halvduzin olika arter varit ett vanligt mönster.
- Många svenska skyddade områden för biologisk mångfald är beroende av en löpande skötsel för att bevara sina höga naturvärden. En sådan skötsel uteblir ofta, dels på grund av bristande naturvårdsresurser, dels beroende på en utbredd uppfattning att naturvårdens fokus ska ligga på det naturliga, på frånvaro av människan, och hotade arters förekomst kopplas då oriktigt till naturliga förhållanden även i reservat som är starkt präglade av tidigare nyttjande.
- Om lågskogsbruket utformas på ett sätt som beaktar de skötsel aspekter som gjorde det historiska lågskogsbruket så gynnsamt för biologisk mångfald, så finns det också stora positiva effekter att vinna för fauna och flora, både på bestånds- och landskapsnivå. Sådana skötsel aspekter skulle kunna vara att undvika gödsling, bekämpningsmedel och exotiska trädslag, att blanda olika trädslag, tillämpa omloppstider som fångar upp flera successionsstadier, gynna tillkomsten av "evighetssocklar" och överståndare, kombinera skogsbruket med bete/slätter, och skapa många mindre parceller med osynkroniserade omloppstider.
- Ett modernt lågskogsbruk vore bra för de organismer som är anpassade till en halvöppen lövskog med lång kontinuitet, vilket gäller för många av Sveriges rödlistade arter. Den relativt korta omloppstiden i lågskogen skulle dock missgynna arter som behöver en lång trädkontinuitet i slutna skogar. Lågskogsbruket kan inte ses som en universallösning för allt bevarande av biologisk mångfald, men för många naturvårdsmässigt prioriterade arter skulle lågskogsbruk vara ett värdefullt inslag i landskapet.
- Ett modernt lågskogsbruk skulle kunna utformas på flera olika sätt, både avseende val av marktyp, trädslag och skötselformer, och en lokal anpassning till andra, motstående intressen vore nödvändig. Vi skissar en rad olika scenarier för lågskogsbruket, som i varierande grad sätter produktionsintresset, naturvården eller andra värden i första rummet.



- I våra analyser av ett möjligt lågskogsbruk har vi i princip tillämpat ett långt tidsperspektiv, där vi utgår från ett etablerat lågskogsbruk. I verkligheten finns inget etablerat lågskogsbruk i Sverige, och ett tillskapande av lågskog skulle vara nödvändig. Ofta skulle detta kunna bygga på existerande miljöer i t.ex. skyddade områden och tätortsnära skogar, men ibland skulle lågskogen nyanläggas på öppen mark genom plantering av sticklingar. Trots det generellt långa tidsperspektivet beaktar vi ibland kortare tidsrymder när det är relevant, t.ex. när det gäller kolinlagring.
- Det finns få praktiska produktionsförsök med skottskogbruk, om man bortser från *Salix* och hybridasp, inga långliggande produktionsförsök som täcker in den möjliga variationen av trädslag och ståndorter, och praktiskt taget inga data på produktionen i en hamlingsskog. De produktionsberäkningar vi kunnat göra är därför ganska grova extrapoleringar från existerande data, med schablonmässiga anpassningar efter trädslag, marktyp och geografi.
- Alla lövträd och lövbuskar skjuter skott från stammen om de beskärs på rätt sätt. Följaktligen har så gott som alla använts historiskt för skörd av skott, men olika trädslag har olika fysiologiska förutsättningar och har använts olika mycket i olika regioner och för olika produkter. De flesta arter skjuter också stubbskott, vilket gör att de kan bilda sockel eller runna, men några trädslag skjuter inte stubbskott utan rotskott, t.ex. asp och i viss mån gråal.
- Skottskogbruk med överståndare av värdefulla virkesträd skulle kunna ge ett betydande tillskott till ekonomin utöver produktionen av biomassa. Även för biologisk mångfald skulle överståndare kunna vara en fördel. De ökar den rumsliga heterogeniteten, vilket skapar nischer för fler olika arter, och de erbjuder många fler gamla vedstrukturer och substrat än en skottskog utan överståndare.
- Det finns få publicerade uppgifter om rekommenderade omloppstider i lågskogsbruk baserade på produktionsaspekter, förutom för *Salix*. För ädla lövträd i England och glasbjörk i Finland rekommenderas omloppstider på 25-35 år i skottskogsskötsel, men andra studier har rekommenderat kortare omloppstider, till exempel 10-15 år för skottskog av björk i mellersta Sverige, och ändå kortare för asp och al.
- I vår analys av arealer som finns tillgängliga för lågskogsbruk har vi beaktat skyddade områden, restmarker i jordbrukslandskapet, ängs- och hagmarker med miljöstöd, väg- och järnvägsområden, kraftledningsgator, samt tätortsnära parker och friluftsområden. Vår bedömning är att totalt 450.000-574.000 hektar av dessa marker är möjliga att bedriva lågskogsbruk på. Med en produktion av 2-5 ton torrsbstans biomassa per hektar och år skulle detta kunna ge 10-24 megawattimmar energi per hektar och år, sammanlagt för landet 5-12 terawattimmar per år. På vissa av dessa marker kan dock finnas motstående intressen, exempelvis trafiksäkerhet eller andra naturvårdsmål, och lågskogsbruk kommer i praktiken inte vara realiserbart på all denna mark. Till viss del har vi tagit hänsyn till detta i bedömningen av tillgänglig areal, men en närmare analys av konkurrerande intressen behövs, och resultatet skulle kunna ändra på vår bedömning.
- Lågskogsbruket har en uppenbar potential att fungera som biomassaleverantör samtidigt som det effektivt och snabbt lagrar in kol. Detta visas av ett verkligt och två hypotetiska scenarier: 1) stubbskottsängen vid Hörjelgården, 2) fokus på hög biomassaproduktion, 3) optimerade natur-, kultur- och friluftslivsvärden. Dessa scenarier gav 14, 23 respektive 15 MWh/ha och år, och visade på en god kolbalans. Gemensamt för de scenarier vi undersökt här är att de alla producerar energi under positiv inverkan på miljön, inte minst med avseende på växthusgaser. Vi har där visat att våra analyserade lågskogssystem

producerar biomassa med påtagligt hög effektivitet med avseende på kvoten växthusgasutsläpp/Wh. De gör detta samtidigt som de snabbt återinlagrar kol.

- De utförda systemanalyserna ger en enkel men robust bild, eftersom marginalerna är så stora när man jämför negativa och positiva effekter.
- Jämfört med de bästa biomassagrödorna (t.ex. *Salix* och *Miscanthus*) har lågskogen inte samma potential att producera bränsle, men den står sig väl mot t.ex. raps. I jämförelsen med de flesta biomassagrödorna är lågskogen mer effektiv med avseende på utsläpp av växthusgaser, snabbheten i återinlagring av kol, och gynnandet av biologisk mångfald.
- Det finns idag maskiner för att sköta ett lågskogsbruk, både vad gäller skottskogsbruk och hamling, i form av skördare, aggregat, skotare och flishuggare, som utvecklats för röjning och gallring av klenare stammar. Det behövs dock en vidareutveckling av tekniken för att optimera effektiviteten och maskinernas framkomlighet i en skottskog eller hamlingsskog.
- Ekonomin för brukare och markägare beror mycket på vilken markanvändning lågskogsbruket skulle ersätta. Vi diskuterar främst lågskogsbruk på marker som idag inte utgör produktionsmark i egentlig bemärkelse. Här kan de ekonomiska potentialerna vara goda eftersom det ofta handlar om direkta nettotillskott av biomassa. På produktionsmark inom jord- eller skogsbruket skulle utfallet av lågskogsbruk vara mer oklart.
- Omloppstiden kan vara en viktig ekonomisk faktor, eftersom lönsamheten blir bättre vid kortare tider. Ju högre förräntningskraven är desto viktigare blir kortare omloppstid. Samtidigt förbättras produktionsekonomin om antalet ingrepp under en omloppstid kan minimeras. Ett lågskogsbruk har normalt betydligt kortare omloppstid än ett högskogsbruk, och mindre behov av gallring, vilket skulle tala till lågskogsbrukets fördel. Lönsamheten i lågskogsbruket är också kopplat till en diversifiering av produkter, vilket i sin tur beror på vad som kommer att efterfrågas från skogen i framtiden. Framtida virkes- och energipriser är en grundläggande osäkerhetsfaktor för det ekonomiska utfallet.
- Det finns anledning att undersöka möjligheterna att betala någon form av miljöersättning för lågskogens samhällsnyttor, t.ex. friluftsliv och bevarande av biologisk mångfald. Vi ger förslag på kriterier för ett sådant ersättningssystem, som beaktar både skötselkostnader och värdenivåer.

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

*Lågskogsbruk* i form av ett modernt skottskogsbruk och hamlingsbruk kan utgöra en ny biobränslekedja som samtidigt gynnar biologisk mångfald och andra landskapsvärden. Brukandeformen, som har en lång historia i både Sverige och utomlands, kännetecknas av kort rotationstid (5-30 år) och föryngring genom stam- eller stubbskott från ”evighetsstubbar”, och omfattar olika inhemska lövträdsarter. Lågskogsbruket kan också kombineras med överståndare för samtidig produktion av timmer.

Lågskogsbruket är hittills förbisett som en möjlighet för biobränsleproduktion i Sverige. Preliminära analyser pekar på att bränsleproduktionen kan bli betydande, samtidigt som stora positiva effekter på biologisk mångfald och andra landskapsmål kan uppnås. Metoden kan antas lämpa sig väl för storskalig och effektiv, men samtidigt ekologiskt hållbar produktion av vedbiomassa på såväl jordbruksmark som skogsmark, även på fuktigare marker. Brukandeformen öppnar för biobränsleproduktion på marker där det behövs en särskild naturvårdsanpassning, men kan även utgöra ett ekonomiskt alternativ på marker där dagens markanvändning har dålig eller oklar lönsamhet.

Lågskogsbruk har beskrivits som en möjlighet till biobränsleproduktion i samklang med nationella och internationella miljömål och hållbarhetskriterier (Helldin 2008, Helldin m.fl. 2009, Falk 2012), och därmed uttryckligen att konflikter mellan olika miljömål kan undvikas. Lågskogsbrukets potential för storskaliga system under svenska förhållanden behöver dock studeras ytterligare.

## 1.2 Projektets syfte

Detta projekt utvecklar kunskapen om lågskogen och lågskogsbruket som en modern form av biobränsleproduktion, som ett första steg i en process som ska leda fram till en kombinerad energiproduktion och naturvårdsnytta. Projektets syften är att:

- beskriva lågskogsbrukets ekologiska historia,
- undersöka på vilka marker och arealer lågskogsbruk kan vara en möjlig produktionsform,
- beräkna lågskogsbrukets produktion av biomassa och energi under olika betingelser,
- beskriva hur lågskogsbruk bedrivs på dessa arealer kan bidra till uppfyllelse av mål för artbevarande och andra landskapsvärden,
- beskriva lågskogsbrukets långsiktiga hållbarhet ur ett kolbalansperspektiv,
- belysa praktiska begränsningar för att implementera lågskogsbruk i Sverige, inklusive behov av metodutveckling, teknikutveckling, brukarekonomi och behov av styrmedel, samt
- peka ut problem och frågor som måste lösas och föreslå ett fullskaligt forskningsprojekt.

Fokus i studien är på de praktiska ekonomiska möjligheterna att bedriva lågskogsbruk, och visa hur realistiska bränslekedjor ska kunna utformas, från odling till användare.

## 1.3 Projektets relation till energi- och miljömål

Projektet adresserar flera av de mål som beskrivs i Energimyndighetens bränsleprogram *Hållbarhet*, inte minst målet att produktionen av biobränslen till 2020 har ökat med minst 30 TWh från skogen och 6–8 TWh från jordbruket. Projektet relaterar till samtliga delområden

inom bränsleprogrammet *Hållbarhet*: delområden ”Miljö och hållbarhet” (biologisk mångfald, sociala värden), ”Biobränslen och växthusgaser” (kolbalans) och ”System och marknad” (relation till miljömål, brukarekonomi och förutsättningar att utforma styrmedel). Projektet relaterar också till bränsleprogrammet *Tillförsel* (areals-/energipotentialer) och i viss mån till bränsleprogrammet *Omvandling* (teknik och metoder). Projektet har helt finansierats av bränsleprogrammen *Hållbarhet* och *Tillförsel*.

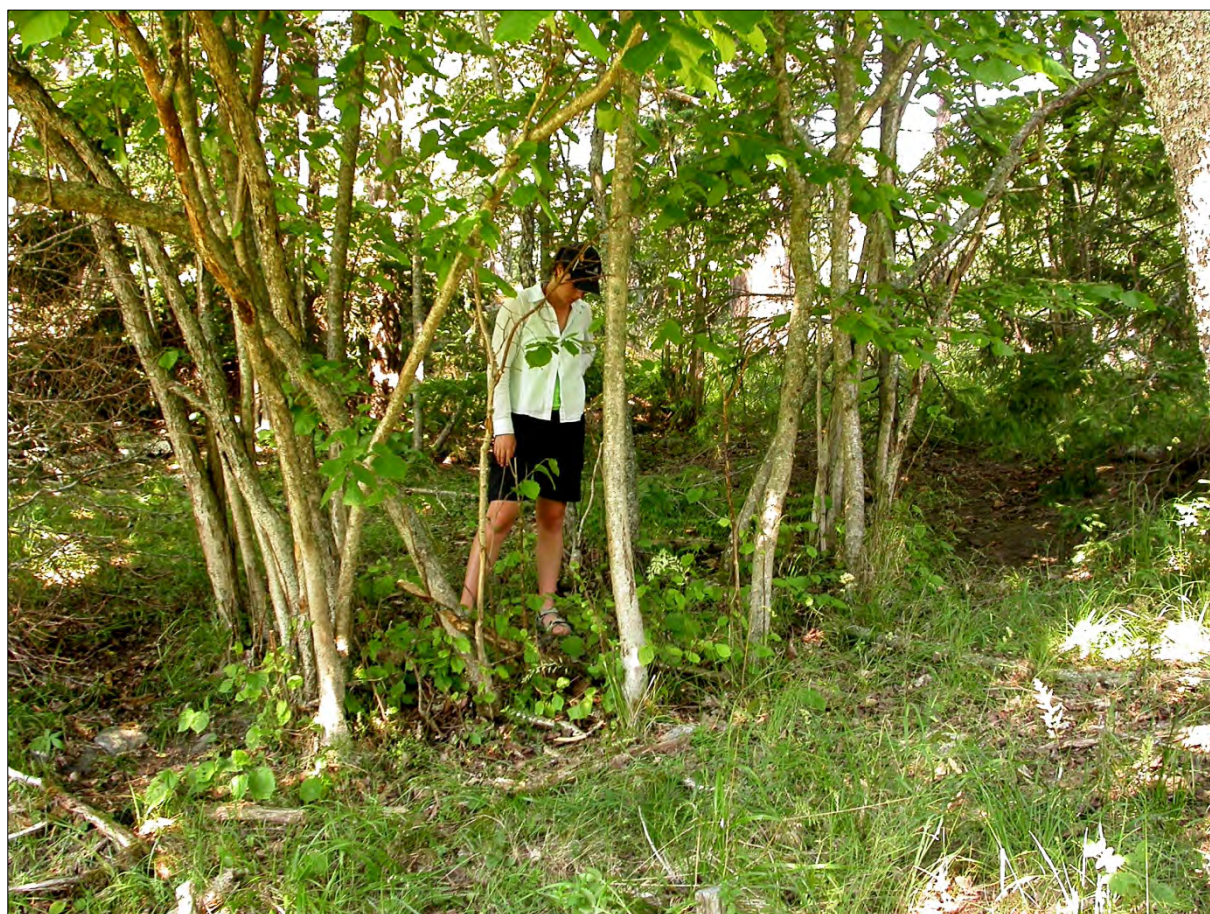
Projektet har bäring på flera nationella miljökvalitetsmål, däribland *Begränsad klimatpåverkan*, *Myllrande våtmarker*, *Levande skogar*, *Ett rikt odlingslandskap* och *Ett rikt växt- och djurliv*.

## 2 Lågskogsbruk i ett historiskt perspektiv

### 2.1 Definitioner

Från ett historiskt perspektiv är det lämpligt att definiera lågskogsbruk som bruket att hugga lövträd som sedan slår stubb- eller stamskott och som alltså växer vidare som buketter av skott från en gemensam bas, antingen en låg stubbe eller en hamlad, några meter hög stam.

Om en stubbe skördas många gånger blir den bredare och knotigare och utvecklas därmed till en så kallad sockel. Om sockeln inte skördas under många år övergår skottbuketten till att vara en flerstammig sockel. Om skotten konsekvent skördas ända nere vid marken bildas ingen upphöjd sockel utan en ring av skott som efter varje skörd ökar sin diameter. Hassel som skördas bildar alltid sådana ringar (figur 2.1), så kallade runnor (ungefär = rundel), men de flesta lövträd kan troligen bilda ringar.



*Figur 2.1 Hasselrunna skapad av lång tids upprepad skörd. Östhammar 2005. (Foto Tommy Lennartsson)*

Sockelbruk kan röra sig om den mer snävt definierade brukningsformen, skottskog, men också gälla stubbskottsängsbruk, brukandet av flerstammiga träd i slätter- eller betesmarker, eller huggandet av flerstammiga björkar i subalpina områden. Idag används ofta ordet skottskog, medan man i äldre material ofta ser termen surskog eller lågskog.

En skottskog kan innehålla en lång rad olika lövträdsarter och karaktäriseras av trädens flerstammiga socklar. Stammarna huggs med mer eller mindre regelbundna intervall, varefter stammarna regenererar från sockeln. Vissa arter kan bilda jättesocklar om de har huggits många gånger (vid Ellestadssjön i Skåne finns en asksockel som är 14 meter i omkrets). Cykler på mellan fem och trettio år har förekommit historiskt och ibland har funnits en kort och en lång cykel i samma skog (detta var vanligt i Tyskland). I många skottskogar fanns det också överståndare, ofta ek, som tilläts växa upp till stora timmerträd. Detta var ett sätt att tillgodose behovet av timmerträd för byggnadsändamål.

En form av lågskog är så kallade lövängar, där skogen blandats med öppna gräsytor för främst slåtter. Grundläggande för lövängen är att den nyttjas delvis som slåtteryta och att den innehåller mer än några enstaka träd eller buskar. Troligen har stubbskottsängarna huggits med ganska regelbundna intervall varefter ängsvegetationen kring de huggna socklarna fått ett uppsving. Dynamiken och variationen i lövängar kan ha varit betydande. Utseendemässigt kan man än idag se regionala skillnader som kan användas för att karaktärisera olika typer av lövängar: 1) hamlingsäng, en löväng med många hamlade träd, 2) stubbskottsäng, en löväng där hamling knappast förekommer men där många träd och buskar stubbskottshuggs, samt 3) löväng med överståndare.

Utmärkande för många äldre markanvändningssystem, så även lågskog, har varit deras stora komplexitet; man har haft en rad olika typer av nyttjande inom ett och samma område, eller mycket komplicerade ”markanvändningsföljder”.

## 2.2 Kunskapsläge

Trots att lågskogen haft en mycket stor utbredning i Sverige och Europa är den tämligen okänd, både vad gäller biologiska värden och historisk funktion. Lågskogsbruk hänger ihop med en annan typ av markanvändning – det vill säga det gamla bondesamhället och behovet av alla möjliga pinnar, slingor, stöttor, ved kol och dylikt.

För svenskt vidkommande beror okunskapen delvis på att skogsforskningen nästan helt varit inriktad på högskogsbruk, vilket vanligen inneburit barrskogsbruk. Den svenska skogsforskningen startade när lågskogsbruket som markanvändning var i avtagande och den nya industrialismen krävde ett skogsbruk som kunde producera mer byggnadsvirke, istället för lågskogsbrukets diversifierade produkter för det lokala behovet. När sedan intresset för biologisk mångfald, ekosystemtjänster etc. började öka, var redan lågskogsbruket avvecklat.

För dem som vill undersöka lågskogens värden finns inte många skogar kvar att studera. Eftersom lågskogsrester inte gör sig påmind i landskapet på samma sätt som naturbetesmarker och gammelskog tycks lågskogen undgått de flesta forskares, naturvårdares och kulturmiljövårdares uppmärksamhet. Vad gäller naturvård och ekologi har dessutom historiska naturtyper och förhållanden rent allmänt varit dåligt uppmärksammade. Kulturmiljövård och historisk forskning har på motsvarande sätt i rätt liten utsträckning intresserat sig för naturtyper och ekosystemresurser. Svårigheten att hitta information om lågskog i historiska källor (se avsnitt 3.2) har också bidragit till att den inte studerats.

Ett undantag utgör hamlingen som uppmärksammats av både natur- och kulturmiljövård, av ekologer och historiker. Hamling har också uppmärksammats i landsbygdsprogrammet, vilket bidragit till restaurering och nyhamling av ett stort antal träd (Regeringen 2009). Hamlingsträden ses dock oftast som enstaka element och sätts sällan i sitt naturtyps- eller försörjningssammanhang. Det är fortfarande vanligt med skandinaviska skötselplaner för skyddade områden som visserligen nämner hamlingsträd som ekologiska och historiska kuriositeter men som samtidigt klassificerar naturtypen som lövskog och fokuserar på den igenväxande lövskogens värden. Även lövängar kan anses vara relativt väl kända, men främst

vad gäller hamlingsträden och grässvålen. Stubbskottsbruket i lövängar med socklar och runnor har beskrivits i betydligt mindre utsträckning.

Det är ett generellt mönster att bruksformer och naturtyper som är vanliga röner liten uppmärksamhet jämfört med det sällsynta. De tidiga ekologerna studerade därför inte lågskogen nämnvärt och etnoekologins pionjärer, exempelvis John Frödin, hann aldrig till lågskogen i sina beskrivningar av hur människan format och nyttjat naturen. Mårten Sjöbeck fotograferade och beskrev lågskog mer översiktligt från några sydsvenska områden, och var en av de få som vid den tiden betonade lågskogens betydelse, och att den var oförtjänt ouppmärksam av samtida natur- och kulturmiljövård (t.ex. Sjöbeck 1964a, 1964b, 1967, 1968). På senare tid har dock Bergendorff & Emanuelsson (1982, 1990), Emanuelsson (2001, 2002), Hæggström (1998) och Slotte (1999) beskrivit skottskog och stubbskottsäng från Sverige och Finland.



*Figur 2.2 Lågskog i Siegerland, Tyskland, tidigt 1900-tal.*

Lite mer finns känt om lågskogsbruk i t.ex. Tyskland (figur 2.2), Frankrike och England (Rackham 2000, 2003, 2006), bl.a. för att brukandeformen har funnits kvar längre. Men inte heller i lågskogsrika länder har egentligen bruket och naturtyperna uppmärksammats i tillräcklig utsträckning för att deras värden ska vara kända. Detta beror säkert dels på det som diskuterats ovan, att det vanliga förbises. Dels ligger naturvårdens fokus i många länder starkt på det naturliga, på frånvaro av människan. Naturresevat i södra och mellersta Europa exkluderar ofta det traditionella nyttjandet, och arter kopplas vanligen (ofta felaktigt!) till naturliga förhållanden även i resevat som är starkt präglade av tidigare nyttjande.

Detta kapitel bygger i huvudsak på följande arbeten, vilka är att betrakta som centrala referenser för dagens kunskapsläge om lågskogsbruk: Campbell (1928), Rackham (1980), Bergendorff & Emanuelsson (1990, 1996), Fritzbøger (1994), Hæggström (1995, 1998), Göransson (1996), Slotte & Göransson (1996), Moreno m.fl. (1998), Slotte (1999) samt Grove & Rackham (2001).

## 2.3 Historisk förekomst

### 2.3.1 Skottskog

Skottskogarna har funnits över hela det nemorala lövskogsområdet i Europa, men även i submediterrana och boreonemorala områden. Ett ganska okänt lågskogsområde är de subalpina björkskogarna i norra Skandinavien. Idag har de flesta skottskogar i Europa ersatts med högskogar, åkermark eller bebyggelse. I Frankrike finns det dock kvar en hel del skottskogar, och även i England på vissa håll, men dessa sköts nu alltmer inom ramen för natur- och kulturvården. Som en traditionell del av lantushållet lever skottskogsskötseln kvar i Italien, samt en del på Balkan och i Spanien. I Turkiet finns troligen de största kvarvarande, traditionellt skötta skottskogarna i världen.

I de franska Jurabergen går det fortfarande ganska lätt att stöta på områden med traditionell skottskogsskötsel. De bäst bevarade skottskogarna finner man i de delar av landskapet som inte helt domineras av skog, utan där vallodling och betesmarker också spelar stor roll. Skottskogsträden är här vanligen avenbok, men en rad andra ädla lövträd är också viktiga. Även hassel kommer ofta in i betydande mängd. Som överståndare finner man framförallt ek. Nyligen huggna skottskogsparcerer uppvisar här en mycket tilltalande vårflora med sippor och vivor i mängd. Före franska revolutionen, d.v.s. innan 1789, var den helt övervägande delen av Frankrikes skogar skottskogar. Under 1800-talet kom man sedan att överföra dem till högskogar på adelns och statens mark. På den kommunala marken kom dock skottskogsskötseln ofta att behållas. Fortfarande år 1970 sköttes så mycket som 49 procent av Frankrikes skogar som skottskogar. Som jämförelse kan nämnas att bara tre procent av Storbritanniens och sex procent av Västtysklands skogar vid samma tid brukades som skottskogar. Andelen skottskog i Frankrike har minskat sedan 1970. Italien är troligen det europeiska land som idag har störst skottskogsandel.



*Figur 2.3 Halvöppen skottskog med orientalisk avenbok i norra Grekland 2011. (Foto J-O Helldin)*



Submediterrana mosaikområden med öppna ytor, betad buskmark och skottskog benämns ofta "shibliak". Här är orientalisk avenbok (*Carpinus orientalis*) viktig, framförallt på Balkan (figur 2.3). Benämningen finns i flera olika varianter i de slaviska språken och betyder närmast buskmark. Termen har dock i vetenskaplig litteratur utnyttjats för att beskriva submediterrana skottskogar och buskmarker, och har därmed blivit en parallell till termen "macchia" som kan ses som shibliakens mediterrana motsvarighet. Med visst fog kan man säga att macchian i vissa former kan kallas för en mediterrän skottskog, även om macchiavegetationen oftast har skötts mer varierat än Mellaneuropas skottskogar. Macchian har – förutom att den huggits – också betats, bränts och i vissa fall även använts för lövtäkt sommartid för att öka fodertillgången till betesdjur som haft svårt att finna föda under den mycket torra sommaren. Termen skottskog har alltså huvudsakligen reserverats för mellaneuropeiska lövskogar som huggits med regelbundna intervall och där föryngringen skett med stubbskott. Om man emellertid ser till själva brukningsformen märker vi att även submediterrän och mediterrän vegetation har behandlats som skottskog.

Skottskogar med äkta kastanj som dominerande trädslag är utmärkande för betydande delar av Apenninernas lägre sluttningar. Norr om Rom finner man till exempel ett småbrutet landskap där det omväxlande växer kastanjeskottskogar och hasselnötsodlingar. Speciellt välutbildat är detta landskap kring Lago di Vico. Tidigare har dessa skogar ofta använts för tillfällig åkerodling i samband med att träden huggits. Idag utnyttjas de uteslutande som ved- och virkesskogar. Kastanjen har i dessa områden ingått i en annan typ av markutnyttjande, även om kastanjeskottskogar har varit vanliga på många håll i Sydvästeuropa. Kastanjestammarna tilläts i trakten av Lago di Vico bli stora och välvuxna, men träden beskars tre till tio meter över marken. I samband med beskärningen fick man en röjgödslingseffekt som utnyttjades för bland annat veteodling. Ytorna kunde sedan användas för bete. Som nämnts ovan finns det vackra och välbevarade sådana marker kvar framförallt sydost om Viterbo. Någon veteodling förekommer troligen inte längre, utan områdena utnyttjas huvudsakligen för bete.

I Sydsverige finns enstaka områden som fortfarande bär spår av skottskogsskötsel. Mest uppenbart och delvis dokumenterat är galler detta några flerstammiga bokskogsområden i Skåne. Flera mindre, flerstammiga al-dominerade områden i Skåne och Blekinge kan ha skottskogsbakgrund. Förmodligen är det dock stubbskottsäng som för det mesta är den historiska bakgrunden till sådana alskogar. En hel del hasseldominerade skogar i södra Sverige där socklarna är mycket stora har troligen en skottskogsbakgrund.

Detsamma gäller längs exempelvis Roslagskusten i Uppland där stora hasselrunnor finns dels i gammal stubbskottsäng/löväng, dels i stenig mark vanligen på inägor (Upplandsstiftelsen, opubl. inventeringsdata). De sistnämnda har således inte direkt ingått i lövängsbruket, men det blir sällan sådana arealer att det rör sig om utpräglade skottskogar – snarare om skottskogsbruk i kantzoner och impediment. I Uppland finns också talrika stora socklar av främst ask, men även lind, sälg och i någon mån alm. De flesta finns i historiska ängs- eller åkergården, ofta rätt utspridd längs åkrar och i backar. Även om sådana träd således växer utspridda kan det totala antalet socklar på en gård ändå ha varit mycket stort. Det finns också större sammanhängande områden med socklar på moränryggar mellan f.d. ängar – här är gränsen mellan skottskog och stubbskottsäng flytande.

I norra Skandinavien, Finland och Ryssland finner vi också skottskogliknande brukningsformer, nämligen flerstammig fjällbjörkskog. Sådan skog har i många fall huggits upprepade gånger, huvudsakligen för att få ved. Därefter har den tillåtits regenerera, och sedan åter utnyttjats. Samernas tidigare halvnomadiska levnadssätt har gett upphov till ett skottskogliknande utnyttjandesätt av fjällbjörken på många håll. Detta har till exempel dokumenterats nära Rensjön i Torne lappmark (Emanuelsson 1987).

### 2.3.2 Lövängar

Hamlingsängarna har varit vitt utbredda i Europa in på 1900-talet och i de flesta europeiska länder går det fortfarande att finna åtminstone några rester av denna lövängstyp. Undantagen är nordligaste Europa – alltså nordligaste Sverige, Norge, Finland och Ryssland – vidare brittiska öarna, Danmark, nordvästra Tyskland med angränsande områden i Nederländerna samt Flandern och nordligaste Frankrike. I Medelhavsområdets bergstrakter har det till helt nyligen funnits ganska gott om hävdade hamlingsängar. Samma träd som förekommit i skandinaviska lövängar (ask, alm och lind) har utnyttjats även här, dock med den skillnaden att ängarna legat på betydligt högre höjd än i norra Europa. Hävdade hamlingsängar fanns åtminstone till helt nyligen i Kantabriska bergen i Spanien, i Pyrenéerna, i Cevennerna, norr om Trento i Norditalien, i Östtyrolen i Österrike, i Slovenien, i Makedonien och på flera håll i Grekland och Bulgarien. Om man nöjer sig med att se spåren av denna hävdform går det att finna dem i nästan alla mellan- och sydeuropeiska bergskedjor. Mycket vanligt är att träden i hamlingsängen inte hamlas längre och slätterängen har övergått till att bli en svagt utnyttjad betesmark. Särskilt kan nämnas det intressanta kulturlandskapet runt Sognefjorden i Norge där det fortfarande finns kvar fina exempel på hamlingsängar.

Stubbskottsängar fanns på Åland och på flera håll i tempererade bergstrakter i Syd- och Centraleuropa (Slotte 1999). I till exempel Litauen, Bulgarien och Spanien har stubbskottsängar till helt nyligen brukats traditionellt på enstaka platser. I Rumänien (figur 2.4) finns rikligt med rester av stubbskottsäng som brukats relativt nyligen, och på enstaka platser finns ängar, främst med hassel, som troligen fortfarande är i bruk. Troligen har det funnits vad man närmast skulle kunna kalla stubbskottsängar på många platser i Norden. Många hässlen kan karaktäriseras som stubbskottsängar, även om de ibland också varit betesytor. Någon systematisk genomgång har inte gjorts och försvåras också mycket av att bruket på en viss plats ofta har ändrats över tiden; det har antagligen funnits många mellanformer mellan hamlingsängar och stubbskottsängar.



Figur 2.4 Skottskog/stubbskottsäng med främst bok, i norra Rumänien 2007. (Foto J-O Helldin)

Bergendorff & Emanuelsson (1996) har visat att det i Skåne under 1800-talet och tidigt 1900-tal fanns en regional skillnad i hur lövängarna såg ut och sköttes. I nordost utformades de som de ovan beskrivna hamlingslövängarna, medan det i övriga Skåne – med undantag av de rena slätterna – fanns slättermarker med glest stående trädsocklar med flera stammar från varje sockel. Hamlingsträd tycks inte ha förekommit, åtminstone inte i någon påtaglig utsträckning.

## 2.4 Historiska produkter och bruksformer

Skottskogsbruket kan ses som ett sätt att hålla högproduktiva skogar utan nämnvärda behov av åtgärder för skogarnas regeneration. Det var också ett sätt att få fram ved och virke som var hanterbart i äldre tider då redskap och transportmöjligheterna var relativt enkla. I många vardagssammanhang var klen virke betydligt lättare att hantera än grovt virke från mogna träd. Från skottskogarna fick man bränsle som användes i daglig uppvärmning av bostäder och för bakning och matlagning. I de nemoral delarna av Europa var skottskogen basen för framställning av träkol som kunde användas som bränsle i en lång rad industri- och hantverksprocesser. Vissa trädslag prioriterades och beskars för ett mycket bestämt ändamål, exempelvis hamlingsängar med dominans av mullbärsträd var vanliga i Sydfrankrikes berg, där närheten till Lyons sidenindustri spelade roll. Skottskogsvirket hade också ett stort användningsområde som hantverksmaterial, till flätverk i korsvirkesbyggnader, samt för staketbygge.

Till skillnad från skottskogen som i princip är helt inriktad på klenvirkesproduktion är stubbskottsängen en markanvändningstyp som söker kombinera klenvirkesproduktion med foderproduktion (hö och lövfoder; Slotte 1999). I litteraturen har lövängens uthållighet som foderproducent ofta framhållits. Trädens djupa rötter skulle utnyttja en större jordvolym än örterna och gräsen och med hjälp av trädens lövfällning skulle ängen tillföras näring som den annars inte skulle få tillgång till. Man har också pekat på det fördelaktiga lokalklimat som uppstår i en löväng med växlingar mellan skuggiga och solbelysta ytor. Vinden dämpas också i en löväng. Ytterligare två faktorer kan vara viktiga för stubbskottsängarnas produktion av foder. Den första är att en löväng – speciellt om den domineras av ask – gynnar dagmaskfaunan. Mycket mask betyder många maskgångar där frilevande kvävefixerande organismer finns (Šimek m.fl. 1991). Den andra faktorn är att mängden al kan ha stor betydelse eftersom bakterier i alarnas rötterna också binder luftens kväve.

De kvarvarande hamlingsängarna saknar nästan alltid en viktig komponent som tidigare varit vanlig, nämligen tillfälliga åkrar. Det var mycket vanligt att ängsvegetationen förnyades genom att tillfälliga odlingsytor togs upp i ängen. Detta gav brödsäd, men hade också positiv inverkan på ängar som blivit mossdominerade och lågproduktiva. Att dessa ”föryngringsytor” var små innebar att ängsvegetationen enkelt kunde sprida sig tillbaka in från den omgivande vegetationen när den tillfälliga åkerytan åter lämnades till att bli äng.

Från bl.a. England är det känt att överståndare efterfrågades av markägaren (ofta en adelsperson) medan skottskogsmaterialet främst var intressant för arrendatorn (bonden). Få uppgifter om sådana avancerade dubbla skogsodlingssystem finns från Sverige.

## 3 Biohistorisk analys av lågskogsbruk

Man kan anta att den långa historien av lågskogsbruk i olika former skapat karaktäristiska naturtyper, växt- och djursamhällen. Idag är mycket lite lågskog kvar i aktivt bruk, men att återinföra lågskogsbruk för biobränsleproduktion skulle således innebära möjligheter att återskapa värdefulla naturtyper och livsmiljöer för arter, givet att de nya bruksformerna blir tillräckligt lika de historiska.

Detta med likhet mellan historiska och nutida förhållanden måste förklaras. Den historiska skötseln av lågskogar var förankrad i ekologiska och socio-ekonomiska förhållanden som är mycket olika dagens. Tekniker, behov, arbetskraft, landskap, näringsbelastning och liknande har ändrats. Vi kommer därför aldrig att kunna återinföra det historiska lågskogsbruket, utan behöver utforma ett modernt lågskogsbruk, som bygger på dagens förhållanden, behov och möjligheter. Men för att detta nya lågskogsbruk skall skapa förutsättningar för den biologiska mångfald som vi tror fanns i historiska lågskogar, krävs att de viktigaste – från ekologiskt perspektiv – skötselkomponenterna finns med. Om, exempelvis, ett visst skördeintervall i skottskog är avgörande för biotopens innehåll av mark- och vedsubstrat, då måste dagens lågskogsbruk efterlikna de historiska intervallen. Att dagens teknik skiljer sig från den historiska behöver inte vara ett problem, utan kan tvärtom vara en möjlighet eftersom historiska ekologiska förhållanden kan skapas på ett effektivare sätt med nya tekniker.

Biohistorisk analys går ut på att kombinera ekologisk och historisk kunskap i syfte att belysa hur historiska förhållanden, exempelvis markanvändning, bidragit till att skapa den natur vi idag arbetar med inom naturvård, kulturmiljövård, areella näringar och annan markanvändning. Kunskap om hur dagens natur formats är nödvändig för att kunna utforma dagens nyttjande av naturen, på ett sätt som bevarar och utvecklar mesta möjliga av landskapets innehåll av biologisk mångfald och historiska information. Ett viktigt syfte med biohistorisk analys är därför att hitta sådana komponenter i markanvändning och andra historiska förhållanden som är omistliga för biologisk mångfald, och som alltså måste återinföras eller imiteras i dagens nyttjande. Sådana komponenter måste kopplas till de variabler vi kan påverka när ett modernt lågskogsbruk utformas, exempelvis val av landskap, markförhållanden, trädslag, skördemetoder etc.

Givet de trots allt begränsade kunskaperna om lågskogens naturvärden (se avsnitt 4.1) är biohistorisk analys förmodligen den viktigaste metoden för att få information om vilka biologiska värden som lågskogsbruket har skapat historiskt och skulle kunna skapa idag. Eftersom det finns så lite levande lågskogsbruk att studera i Europa, måste sådan information i stället tas fram genom att kombinera relevant kunskap om arters och biotopers ekologi, med relevant kunskap om historiskt trädnyttjande m.m. under olika förhållanden. Också i de fall vi faktiskt har områden att studera, behövs biohistorisk analys för att kunna överföra resultat och information från ett område till ett annat. Även här är det en fråga om att identifiera mekanismer, exempelvis samband mellan markanvändningskomponenter och arter/biotoper (se nedan, avsnitt 3.1).

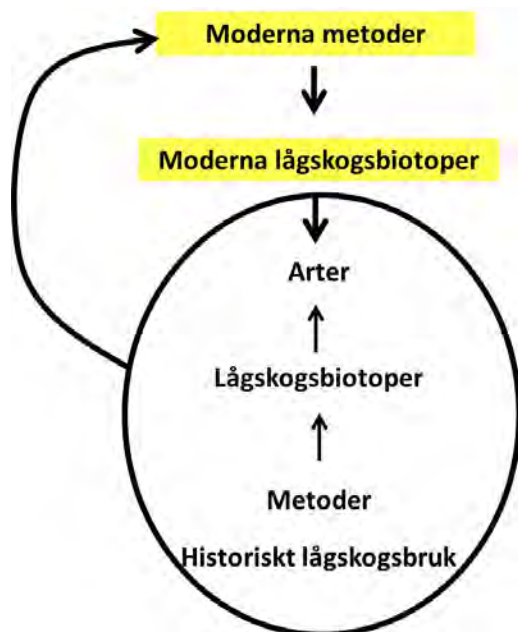
### 3.1 Biohistorisk modell

De arter som kan finnas i lågskogsbiotoper och andra system för trädnyttjande är beroende av att skötseln/brukandet är utformat på sätt som gynnar eller medger utrymme för nödvändiga substrat, strukturer, naturtyper och landskap. Alla dessa nivåer, från art till landskap, utgör tillsammans lågskogens biologiska mångfald. Lågskogsbiotoperna är nyttjade historiska system och vi bör därför försöka förstå det brukande som skapat förutsättningar för dagens biologiska mångfald. Det finns en rad viktiga komponenter i nyttjandet som vi

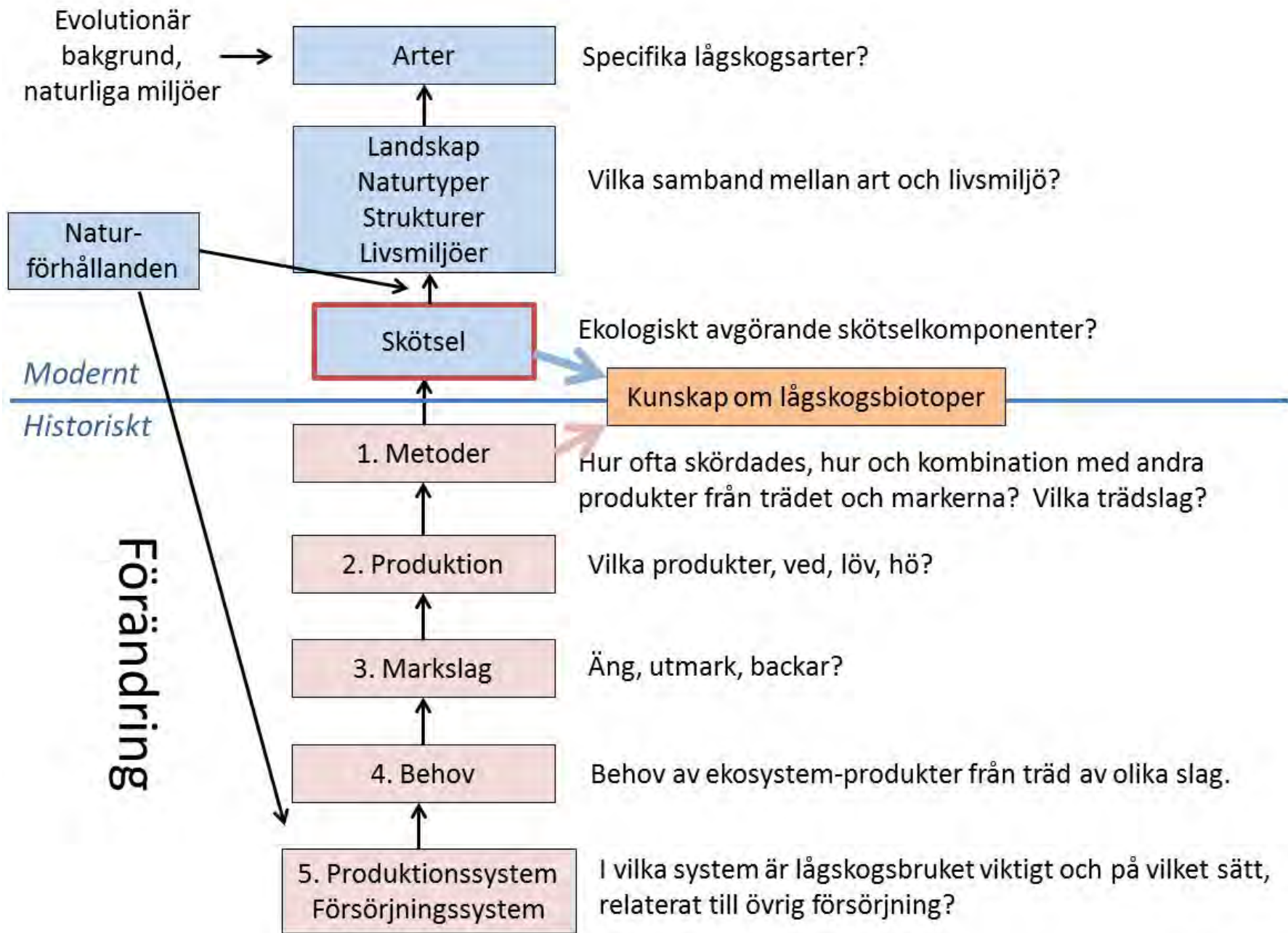
behöver förstå i ett historiskt perspektiv för att kunna designa brukande och skötsel som gynnar biologisk mångfald idag:

- Vilka trädslag har använts i olika områden?
- Vilka produkter togs ut: virke, ved, foder, hantverksråvara etc.?
- Hur långa var skördeintervallen och vilken ålder/grovlek på veden gav dessa? Förekom oregelbundenhet i skördesequensen?
- Hur gamla och grova blev socklarna?
- Vilka metoder användes för skörd och underhåll, både av enskilda träd och av lågskogsbiotoperna som helhet? Fanns exempelvis en stamkontinuitet på beståndsnivå eller skördades hela socklarna och hela beståndet samtidigt?
- Var trädbruket kombinerat med gräsmarker och hur påverkades i så fall gräsmarksnyttjandet av trädnyttjandet (typ av hävd, dynamik)?
- Hur såg biotoperna ut i termer av mosaik?
- I vilka landskap och områden förekom lågskogsbruket?

Om lågskogsbruk idag skall gynna biologisk mångfald bör skötseln utformas med vägledning av historiska metoder, ekologiska mekanismer och dagens naturförhållanden, med andra ord baserat på en biohistorisk analys. Ett syfte med en sådan analys är att förstå hur det historiska lågskogsbruket format naturtyper med mer eller mindre specifik biologisk mångfald. Förhoppningsvis kan vi därigenom identifiera historiska nyckelskötselkomponenter för biologisk mångfald. För att ett modernt lågskogsbruk ska gynna biologisk mångfald på liknande sätt som det historiska, måste dagens metoder innehålla komponenter som ger samma resultat som de historiska nyckelkomponenterna (figur 3.1).



Figur 3.1 Kunskap om det historiska lågskogsbruket i ett ekologiskt perspektiv (inom ringen) används för att utforma moderna lågskogsbiotoper.



Figur 3.2 Biohistorisk modell. De fem stegen i sambandskedjan (1-5 i figuren) beskrivs i texten.

I den biohistoriska analysen kan man utgå från den historiska sambandskedja som ligger bakom de metoder som använts tidigare (figur 3.2):

1. Metoder: De historiska metoderna utgörs av hur ofta man skördade och vilka dimensioner man tog, på vilken höjd från marken, ifall man tog alla eller bara en del av stammarna på ett träd, ifall man tog alla träd i ett område eller bara vissa, vilka trädslag man nyttjade, eventuellt underhåll mellan skördarna (stamkvistning, gödsling etc.) och även hur man kombinerade med annan markanvändning som bete, slätter och åkerbruk. Det är i slutänden dessa metoder vi vill förstå och koppla till biologisk mångfald för att kunna implementera dem i dagens skötsel. Härvid är det nödvändigt att identifiera de ekologiskt viktigaste historiska skötselkomponenterna på biotop- och landskapsnivå, och försöka åstadkomma liknande förhållanden med moderna metoder. För att förstå metoderna behöver vi se bakom dem och försöka förstå varför olika metoder kan ha använts, i vilka områden och vilka tidsperioder. Skälen kan finnas i flera nivåer i orsakskedjan i figuren.
2. Produktion: Metoderna i sin tur styrdes i första ledet av vilka produkter man ville få fram. Om man i första hand vill åt lövet fungerar hamling bra, medan stubbskottsbruk lämpar sig bättre för att få fram grövre veddimensioner. Stammarna från en sockel kan ge barkprodukter (lindbast, garvämmen från ek o.s.v.). Sockeln är en flexibel resurs som i princip kan vänta med att skördas till den producerat grova stammar, medan hamlingsträden måste skördas mer frekvent för att inte förstöras.
3. Markslag: Produktionen måste sättas i relation till hur man kombinerade trädbruket med marknyttjande, d.v.s. vilket markslag trädnyttjandet bedrevs i. Hamling går bra att kombinera med både slätter och bete eftersom skördehöjden inte konkurrerar med grästillsväxten och löven finns utom räckhåll för djuren. En nyskördad sockel måste däremot skyddas från bete till dess att skotten vuxit utom räckhåll för djurens bete. Det kunde ordnas med hjälp av några års betesuppehåll, vilket i sig också gav en vila för markvegetationen. En annan lösning kunde historiskt vara att tillfälligt stänga in sockeln eller risa över den med kvistar, och överrisning används fortfarande på sina håll där lågskogsbruk ännu bedrivs. Hur lågskogets kombinerades med markens nyttjande har betydelse för biologisk mångfald såväl i mark som i träd. Betesorganisationen får direkt betydelse för vilka arter av kärlväxter och arter som lever på blommande växter.
4. Behov: Vilka produkter man behövde få ut från träden och hur det kombinerades med annat marknyttjande berodde på vilka produkter man hade behov av att få ut från ekosystemen. Hade man i ont om vinterfoder i form av hö och halm kunde man satsa mer på löv, vilket bör ha favoriserat hamling eller stubbskottsängsbruk i slätteräng (löväng) före skottskogsbruk. Var ved en viktigare produkt att få fram bör det ha gynnat bruket av skottskog, kanske i kombination med slätter eller bete. Fanns det gott om utmarksresurser (bete och träd) valde man kanske att i större utsträckning ta löv från hela fällda stammar, och således att kombinera lövtäkten med produktion av mer eller mindre grovt virke. Knappa utmarksresurser anses istället ha drivit fram bruket av hamlingsträd som kunde skördas med 5-7 års mellanrum under en lång tid.
5. Produktions-/försörjningssystem: Vilka produkter man behövde och kunde få fram bottnar till sist i hushållens försörjningssystem. Boskapsskötsel respektive åkerbruk skapar olika behov, likaså kolning, fiske eller betydelsen av sidoinkomster. Försörjning och produktionssystem har i sin tur en stark anknytning till naturförhållanden. Finns det gott om marker med förutsättningar för att bedriva åkerbruk blir boskapsskötseln av mindre betydelse. I områden med sämre eller mindre andel odlingsbara jordar ökar betydelsen av boskapsskötsel. Våra bruksområden, där biobränsleproduktion i form av träkol haft stor betydelse, ligger i skogsbygd med goda förutsättningar både för kolproduktion och boskapsskötsel, men där åkerarealen är mer begränsad.

Det historiska lågskogsbruket är givetvis ingen enhetlig markanvändning utan har förändrats över tiden. Sådana förändringar kan också ha betydelse för biologisk mångfald eftersom de påverkar kontinuiteten av livsmiljöer.

## 3.2 Källmaterial till biohistorisk analys av lågskogsbruk

### 3.2.1 Historiskt källmaterial

Som beskrivits i avsnitt 2.2 är det historiska lågskogsbruket i Sverige ett relativt okänt fält. Vissa historiska källor redovisas i samma avsnitt. Stubbskottsbruket är en företeelse som är förhållandevis svår fångat i historiska källor, eftersom det utgjort en del av försörjningssystemet som inte har legat direkt till grund för beskattning eller arvsskiften (till skillnad från exempelvis åkermarksareal eller antal boskap), och därför undsluppit registrering i kamerala källor. Däremot har det varit en resurs att räkna med mer allmänt. Exempelvis finns i äldre geometriska jordeböcker och andra historiska kartor beskrivningar som ”nödtorftig skog till ved, gårdsel och timmer” (vilket ska uttydas som att byn har tillräckliga skogsresurser för sina behov av dessa nyttigheter). Det finns gott om källor som ger kunskap om hur träd nyttjats och *behov av ekosystemprodukter* från träd i olika *försörjningssystem* på detta övergripande plan från 1600-talet och framåt. Trots att man kan använda källor som dessa till att öka förståelsen om behov och nyttjande av trädresurser i allmänhet så räcker det inte för att ensamt besvara de frågor vi är intresserade av idag.

En typ av källa som går mer in på frågor om *metoder, trädslag, skördeintervaller, vilka trädslag man använde* o.s.v. är etnologiskt uppteckningsmaterial från 1900-talets början. Dessa uppteckningar är resultatet av frågelistor som skickades ut av våra folkminnesbevarande arkiv (Nordiska museet, Institutet för språk och folkminnen m.fl.) och syftar till att uppteckna företeelser som hörde till den försvinnande allmogekulturen från 1800-talets andra hälft och framåt. Det finns ingen specifik frågelista om stubbskottbruk, men frågor i diverse olika frågelistor som kan användas. Detta material är sporadiskt och berättande och kräver troligen en relativt stor arbetsinsats med osäker utgång.

Historiska kartor från 1600-talet och framåt är ett källmaterial som skulle kunna ge information om var i landskapet lågskogsbruk förekom (vilka bygder och på vilka markslag), och vilka trädslag som användes. Men det är en källa som först behöver dechiffreras. Lantmätaren hade i uppdrag att notera sådant som bestämde olika markers betydelse för försörjningen. Detta låg sedan till grund för beskattning (1600-tal och tidigt 1700-tal) och markskiften (1700-talet och framåt). De olika markerna värderades ur produktionssynpunkt så att dessa kunde jämföras och omfördelas för att åstadkomma ett så rättvist skifte som möjligt. Det betyder att endast sådant som var viktigt att värdera och jämföra kommer med i beskrivningen, aldrig en total kartering. När det gäller trädresurser finns oftast stora luckor. Trädslag saknas ofta liksom markernas öppenhet. Dimensionerna ligger i aggregerande termer som ”vedbrand” och ”gärdeselvirke”, vilka i sig kan vara av många olika slag. Det händer att löv, bark och annat dyker upp hos en eller annan nitisk lantmätare men stubbskottsbruk döljs säkerligen under begrepp som ”ved”.

Under 1700-talet gjordes en hel del länsvisa markanvändningsbeskrivningar där varje socken redovisades och där man redogjorde för skogstillståndet. Det framgår t.ex. av sådana skånska beskrivningar att surskog (skottskog) var den enda förekommande skogstypen i många mellanbygder och i gränsområdena mellan den rena slättbygden och mellanbygden. Omvandlingen av dessa surskogar har i princip gått i två riktningar; de bättre markerna har blivit åker och de mer svårödlade har blivit skog. Intresset för denna omvandling har varit



ringa och därmed är också denna omvandlingsprocess mycket bristfälligt och fragmentariskt beskriven.

### 3.2.2 Traditionell kunskap

Med traditionell kunskap avses folklig erfarenhetsbaserad kunskap som förs vidare från generation till generation genom praktiskt brukande av naturen och de biologiska naturresurserna. Traditionell kunskap är generellt sett dåligt dokumenterad och finns huvudsakligen hos kunskapsbärarna själva.

Traditionell kunskap är en oerhört viktig källa för att förstå vilka metoder man använt på en plats, vilken produkt man ville få ut och hur produktionen kombinerades med annat nyttjande. Traditionell kunskap kan dessutom besvara frågan om *varför* man gjort på ett visst sätt, hur regelmässigt det varit o.s.v. Att förstå varför man använde en viss metod, är ofta nyckeln till att förstå *hur* man gjort hur detta. Däremot ska man vara medveten om att metoder och orsaker i många fall har ändrats med tiden och att alla delar av kunskapen kanske inte överlevt fram till idag även om vi har kunskapsbärare kvar.

Eftersom traditionell kunskap begränsas till erfarenhetsbaserad kunskap måste det alltså finnas nu levande människor som har erfarenhet om lågskogsbruk för att vi ska kunna tillgodogöra oss denna viktiga kunskapskälla. Hamling har förekommit i relativt sen tid. I många trakter återhamlades träd under andra världskriget och på sina ställen hamlar man ännu idag. Det finns också "kunskapsfickor" där man uppmärksammat hamlingskunskap, revitaliserat den, dokumenterat och fört vidare kunskapen till nya generationer, exempelvis Bråbygden (Harrysson 2012) och Östra Vätternbranten. När det gäller stubbskottsbruk vet vi betydligt mindre idag. Eftersom stubbskottsbruk inte nått samma uppmärksamhet som lövtäkten vet vi inte heller ifall det finns levande kunskapsbärare som själva har erfarenhet av återkommande beskärning vid trädbasen för att få ved, bark eller andra trädprodukter.

### 3.2.3 Referensområden

Vi kan inte alltid besvara frågor om sambanden mellan nyttjande och resurs enbart genom att studera den aktuella platsen, eftersom plats, och nyttjande av resursen ofta ser annorlunda ut idag. Det gäller inte minst traditionellt lågskogsbruk i Sverige. Det behövs därför metoder för att tillämpa resultat från liknande ekosystem på annat håll, i närområdet eller längre bort, även i andra länder där olika former av lågskogsbruk ännu är i bruk eller varit i bruk tills nyligen.

Sådana "referensområden" kan användas på flera sätt. Dels kan vi studera ekologisk respons på lågskogsbruket under förutsättning att vi håller oss till ekologiska mekanismer som är universella och som därmed kan överföras mellan platser. Exempel är växtarters respons på störning (såsom lieslätter) och stress (såsom torka) (Lennartsson & Oostermeijer 2001, Lennartsson 2004). Ett exempel när det gäller träden är hur ett återkommande uttag av trädstammar och grenar påverkar den långsiktiga produktiviteten eller hur markproduktiviteten varierar med hur träden skördas. Mekanismer som är mindre universella måste tolkas kritiskt. Det är dock sällan relevant att överföra resursdata i absoluta tal utan snarare i termer av förändringar och skillnader. Nyttjandet på varje enskild plats har ett specifikt socialt sammanhang eftersom det är människor som behöver och nyttjar träden. Lågskogsbruket ska alltså ses som del i ett socio-ekologiskt system, där den sociala delen av systemet är unikt och inte kan överföras direkt på något sätt. Trots det ska man inte underskatta möjligheterna att använda det socio-ekologiska gränssnittet på en annan plats för att få ideer om hur det kan ha fungerat i Sverige och få syn på "blinda fläckar". Det biohistoriska källmaterialet är trots allt begränsat i Sverige och vissa nyttjandeaspekter kanske man inte alls kommer att tänka på om man bara letar i det inhemska källmaterialet. Det finns

också en risk att man med begränsad kunskap överskattar betydelsen av de metoder och varianter som man faktiskt vet något om och samtidigt underskattar både andra metoder och lösningar, samt variationer i dessa.



*Figur 3.3 Plockhuggen stubbskottsäng med klibbal. Budesti, Maramures, Rumänien. (Foto Tommy Lennartsson)*

Detta blir tydligt om vi använder skottskogarna i norra Rumänien som referens. Där finns ett ännu levande skottskogsbruk av al i kombination med slåtter och odling. Den generella bild vi har genom historiska beskrivningar och litteratur är att stubbskottssocklarna skördades inom ett och samma område och att man återkom med jämna mellanrum. Vid varje skörd lämnades alltså ett område kalt på träd med mängder av stubbar som skulle generera sig och växa upp till nya likåldriga stammar i 30-års cykler. Gräset fick en närings skjuts genom röjgödslingseffekten och i de fall gräset nyttjades för bete var marken betesfredad under de år som behövdes för att de nya stammarna skulle komma över beteshöjd. Stubbskottsängarna som hör till byn Budesti i norra Rumänien fungerar på ett helt annat sätt (figur 3.3, 3.4). Ved tas ut på en och samma plats varje år, men man tar aldrig samtliga stammar i ett och samma område. Tvärt om skördar man endast vissa socklar varje år och det är även vanligt att man plockar enstaka stammar på en och samma sockel. För bonden ger det kontinuerlig tillgång på ved år efter år och han kan ta ut så mycket som behövs utan att vara styrd till att ta allt inom ett och samma område för att området är moget. Marken kan samtidigt användas för slåtter eller odling oberoende av hur mycket som skördas i träden, och gräsväxten gynnas sannolikt

av alens kvävefixering. Ekologiskt skapas en stabil miljö som år efter år är halvöppen, solig och vindskyddad, och blomrik. Det kontinuerliga men lilla uttaget av ved skapar inga dramatiska ”hyggesfaser” eller föränderliga successionsmiljöer. Uppenbarligen är ”Budesti-metoden” funktionell för den lokale bonden och den funktionaliteten skulle kunna vara universellt och kan mycket väl ha fungerat lika bra i Sverige. Om vi är öppna för möjligheten att det funnits skottskogssystem i Sverige som skiljer sig från det vedertagna, ökar chansen att vi får syn på det i de källor som står till buds hemifrån.



*Figur 3.4 Stubbskottäng med klibbal. Budesti, Maramures, Rumänien 2012. (Foto Tommy Lennartsson)*

Om en liknande miljö som den i Budesti funnits i Sverige och kan återskapas, kan man också använda referensområdet för att förstå det ekologiska systemet. Substraten i form av död ved, äldre stammar och socklar kan vara utspridda i landskapet som element. Men miljön kan också vara biotopbildande som i Budesti, och vi ser då en stabil miljö, med en kontinuitet av träds substrat, vindskyddade miljöer med blomrik senhävdat markvegetation. Det beskrivna produktionssystemet i Budesti skulle förmodligen lätt kunna skötas med moderna metoder, exempelvis med gallringsskördare med flerstamshantering. Det är tänkbart att det skulle kunna modifieras för att bättre passa maskinell skörd och ge högre biomassaavkastning, utan att förlora biologisk mångfald.

### 3.2.4 Biologiskt kulturarv

Det biologiska kulturarvet utgör biologiska spår i landskapet som kan berätta om tidigare brukande. Spåren kan utgöras av hamlade träd och stubbskottssocklar, eller av arter och biotoper. Vi bedömer det biologiska kulturarvet som en viktig kunskapskälla, som bör ges större uppmärksamhet.

När man lärt sig känna igen ett hamlat träd, kan man upptäcka sådana på många platser i landskapet, såväl i öppen mark som i skog. Hamlade träd är ett relativt välkänt biologiskt kulturarv och kunskapen om var de finns i landskapet ökar stadigt, inte minst genom inventeringar inom Naturvårdsverkets åtgärdsprogram för värdefulla träd. Kunskapen är som sagt mer bristfällig när det gäller spår av stubbskottsbruk, d.v.s. äldre socklar, runnor och flerstammiga träd. Det beror inte på att det saknas stubbskottssocklar i landskapet, utan på att man inte letar efter dem eller fått upp ögonen för att de kan finnas. Inom Centrums för biologisk mångfald arbete med biologiskt kulturarv har nyligen hittats miljöer med grova socklar av ek, björk och ask i Roslagen i Uppland. I Dalarna har man vid inventeringar hittat fler än tusen grova socklar och hamlade träd i fåbodemiljöer. Det finns en risk att man ser stubbskottssocklar men inte tänker på att de är människoskapade strukturer trots att de finns i välstuderade miljöer. Det senare är fallet i fjällen, där kulturpåverkan över huvudtaget underskattats av många biologer och det finns omfattande områden av fjällbjörkskog (figur 3.5, 3.6) som kapats återkommande och blivit flerstammig.



*Figur 3.5 Flerstammig fjällbjörkskog på tidigare hävdade gräsmarker. Ramundberget, Härjedalen 2012. (Foto J-O Helldin)*

Även arter och biotoper kan alltså utgöra biologiska kulturarv om vi förstår sambanden mellan art och livsmiljö, och mellan livsmiljön och det historiska brukande som format den. Kunskapen som behövs är ofta tämligen detaljerad, exempelvis om arternas krav eller om

vilka processer (naturliga och antropogena) och grundförhållanden (t.ex. jordmån och klimat) som formar och vidmakthåller biotoperna. Sådan kunskap kan sedan kopplas till det historiska brukandet och alltså bli en källa till historisk information. Arter som kräver värme kan exempelvis knytas till brukningsformer som skapar solöppna förhållanden. Har arten krav på ved av en viss minsta dimension i något skede i livscykeln måste detta hänga samman med skördefrekvenser som skapar den rätta sortens ved, på biotop- eller landskapsnivå. På så sätt kan en art eller flera arters gemensamma och olika krav tillsammans ge en bild av vilka livsmiljövariabler som måste ha funnits historiskt. I nästa steg kan man tolka detta tillsammans med exempelvis historisk kunskap för att se vilken slags lågskog och vilka brukningsmetoder som kan ha uppfyllt dessa krav.



*Figur 3.6 Fjällbjörkskog med ett par gamla socklar omgivna av yngre enkelstammig igenväxning. Sölendet, Norge 2004. (Foto Tommy Lennartsson)*

Samma kunskap som används för att identifiera de historiska nyttjanderegimerna och biotopstrukturerna är nödvändig för att kunna designa den fortsatta skötseln så att samma arter har möjlighet att överleva i en modern biobränsleproduktion som samtidigt gynnar biologisk mångfald.

### *3.2.5 Några aspekter på att kombinera källmaterial*

Historiska källor ensamma kan inte ge svar på frågor som är relevanta för biologisk mångfald och historisk biobränsleproduktion. Däremot finns en möjlig genväg. Genom att

kombinera historiska källor, biologiskt kulturarv i landskapet och kunskap från referensområden skulle vi troligen kunna komma en bra bit på väg. Genom att relatera spår i landskapet efter hamling och stubbskottsbruk (inom fallstudieområden/byar) till informationen i historiska källor (huvudsakligen kartor) kan vi vinna kunskap genom hela kedjan från försörjningssystem till produktion (se figur 3.2). Etnologiskt material (från ett större område) tar oss från markslag/produktion upp till metoder. Slutligen kan referensområden länka samman kedjan hela vägen från försörjningssystem upp till metoderna.

Fallstudieområdena ska utgå ifrån var det finns gott om spår i landskapet och var det finns tillräckliga historiska källor. Det skulle kunna vara Uppland, Småland, Skåne, Dalarna och fjällen. Förutom att få fram kunskap om lågskogsbrukets med avseende på hur, var, vilka trädslag, i vilka marker o.s.v. man nyttjade, skulle man även kunna dechifrera vilka slags trädnyttjande som ligger bakom lantmätarnas dunkla begrepp. Det skulle i sin tur medföra att vi får bättre generell kunskap om lågskogsbruket i mycket fler områden än de studerade.

### 3.3 Biohistoriska antaganden om biologisk mångfald i olika lågskogsbiotoper

I följande avsnitt diskuteras möjliga kopplingar mellan olika nyttjandeformer i lågskog och biologisk mångfald. Syftet är att belysa hur arter kan tänkas vara knutna till olika substrat och strukturer i lågskog, vilka i sin tur kan skapas genom att skötseln anpassas. Avsnittet kan således ses som både en preliminär lista över tänkbara naturvärden, och en lista över vilka naturtypsförhållanden som bör eftersträvas för att gynna biologisk mångfald.

Som beskrivs nedan (avsnitt 4) finns tämligen få systematiska studier av biologisk mångfald i lågskog. Resonemangen här baseras därför delvis på kunskap om arter i andra system.

#### 3.3.1 Biologisk mångfald i skottskog

Studier av biologisk mångfald i skottskog pekar på en stor rikedom av svampar, insekter och andra evertebrater i traditionella skottskogar (se avsnitt 4.2), även i landskap som verkar ganska utarmade när det gäller dessa artgrupper. Förklaringen till detta tros vara skottskogens långa nyttjandekontinuitet i ett landskap som i övrigt varit utsatt för stora variationer i markanvändningen. Dessutom verkar skottskogssocklarna kunna härbärgera många vedlevande organismer trots att stammarna huggs ner med ganska korta tidsintervall. Rent allmänt kan man anta att skottskogen tillhandahåller hög täthet, om än små volymer, av vissa ved- och träsubstrat, dock utan att miljön blir kontinuerligt skuggig som i skog. Sockeln ger troligen lång substratkontinuitet både i den lilla skalan (inom sockeln) och på områdes-/biotopnivå. Åren efter huggning blir vårblomningen ofta mycket riklig för att sedan avta när stammarna från socklarna växer upp.

Några troliga skötselökologiska aspekter på skottskogsbruk är:

- *Sammansättning av trädarter.* Bestånd av olika trädarter eller en blandning av arter i bestånden ger förutsättningar för en större biologisk mångfald.
- *Specifika trädarter.* I vissa regioner kan finnas en rik biologisk mångfald knuten till vissa trädslag, exempelvis lind i Mälardalen, nydöd klenare ek i östra Småland, och asp i Östergötland och Uppland (Cederberg m.fl. 2001).
- *Strukturell variation.* Genom att t.ex. inte skörda hela bestånden samma år, skapar kontinuitet på beståndsnivå trots den dynamiska skötseln.



Figur 3.7 Boksockel, nu endast delvis skördad, med rikligt med olika vedsubstrat. Netedapasset, Maramures, Rumänien 2012. (Foto Tommy Lennartsson)

- *Skördeintervall.* Långa skördeintervall ger längre successionsförlopp av markflora och -fauna. Vegetationen hinner således komma längre mot lövskog vilket gynnar vissa arter, men missgynnar arter som är mer tydligt knutna till grässvål. Det leder också till viss självgallring av unga skott, vilket gynnar ved- och kambielevande insekter, särskilt svårspidda arter som behöver kontinuerlig tillgång på substrat i liten rumslig skala. Med kortare skördeintervall kommer markvegetationen att ha tydligare gräsmarkskaraktär. Själva växlingen mellan öppet och slutet kan antas gynna arter som inte är direkta grässvålsarter men som ändå i långa loppet missgynnas av igenväxning. Man kan således tänka sig en slags ”frusen successionsfas”, dock växlande med skördedynamiken.
- *Regelbunden beskärning på stubbe.* Detta gynnar exponeringskrävande arter av svampar, mossor, lavar, insekter, fåglar m.fl. artgrupper knutna till bark, ved, stamhåligheter och socklar i gamla träd. Vidare gynnas arter som nyttjar de frodväxta skotten, exempelvis vissa vedlevande skalbaggar.
- *Permanent odlingar.* När stubbarna inte bryts upp, utan tillåts bli gamla, gynnas vedlevande arter (till skillnad från gängse *Salix*-odlingars relativt kortlivade stubbar) (figur 3.7, 3.8).
- *Avstånd mellan socklarna.* Medger grässvål att utvecklas. Detta gynnar grässvålsarter, se nästa punkt.

- *Hävd av fältskiktet.* Detta gynnar grässvålsknutna kärlväxter, särskilt halvparasitiska växter knutna till träd och buskar, ängssvampar och sådana trädmykorrhizasvampar som är knutna till grässvål. Gynnar även arter som nyttjar grässvål och blomrikedom *i kombination* med helt andra livsmiljöer. Ett exempel är pollenätande bin som bygger bo i död ved, och jordlöpare som lever i gräsmarker men övervintrar i lövrinnor. Denna aspekt är mer relaterad till stubbskottsäng (se nedan).



*Figur 3.8 Förväxt sockel av ask med rikligt med håligheter, bark- och vedsubstrat. Östhammar 2010. En stor del av dessa substrat skulle med tiden formas även på socklar som regelbundet skördas. (Foto Tommy Lennartsson)*

### *3.3.2 Biologisk mångfald i hamlingsskog*

Hamlingen tillhandahåller rent allmänt hög täthet av vissa ved- och träsubstrat, men utan att miljön blir skuggig som i skog (figur 3.9). Hamlingsbruk i gräsmark skapar således en unik biotop där hög täthet av gamla grova stammar kan kombineras med solinstrålning och grässvål (figur 3.10). Denna biotopaspekt på hamling har inte närmare beskrivits ekologiskt. Det finns flera studier av biologisk mångfald knuten till hamlingsträden i sig (se avsnitt 4.4), även om studierna oftast relaterar arterna till grov bark, död ved, stamhåligheter, solexponering etc., men utan att diskutera hur viktig själva hamlingen är för att skapa dessa substrat.





Figur 3.9 Hamlad bokskog, Bosnien 2006. (Foto J-O Helldin)

Några troliga skötselökologiska aspekter på hamling är:

- *Regelbunden beskärning på stam.* Detta gynnar exponeringskrävande arter av svampar, mossor, lavar, insekter, fåglar m.fl. artgrupper knutna till bark, ved, stamhåligheter i gamla träd (figur 3.11). Vidare gynnas arter som nyttjar de frodväxta skotten, exempelvis vissa vedlevande skalbaggar.
- *Metod för beskärning.* Observationer i bl.a. rumänska och spanska hamlingsområden har indikerat att döda stumpar som uppkommer vid hamling med kniv kan ha en rik fauna av vedinsekter.
- *Skördeintervall.* Långa skördeintervall leder till något grövre dimensioner och att viss självgallring av unga skott förekommer. Detta gynnar ved- och kambielevande insekter, särskilt svårspredda arter som behöver kontinuerlig tillgång på substrat i liten rumslig skala.
- *Avstånd mellan hamlingsträden.* Detta medger en mosaik av mark med och utan lövförna i hamlingsskog. Eftersom en del av lövmassan sitter högre än i skottskog torde stamtätheten vara mindre viktig än sockeltäthet i skottskog. Detta gynnar grässvålsarter, se nästa punkt.
- *Hävd av fältskiktet.* Detta gynnar grässvålsknutna kärlväxter, särskilt halvparasitiska växter knutna till träd och buskar, ängssvampar och sådana trädmykorrhizasvampar som är knutna till grässvål.



*Figur 3.10 Hög stamtäthet i kombination med solexponerad grässvål. Nåtö, Åland, Finland 2004. (Foto Tommy Lennartsson)*

### *3.3.3 Biologisk mångfald i stubbskottsängar*

Stubbskottsängen är, tillsammans med hamlingsängen, uppmärksammas av både natur- och kulturmiljövård inom begreppet löväng (se avsnitt 2.3.2). När biologisk mångfald i lövängar beskrivits rör det sig oftast om arter knutna till antingen grässvålen eller till hamlingsträd. Stubbskottssocklar och runnor har sällan uppmärksammats. Markfloran beskrivs ofta som rik, dels för att många lövängar verkligen är artrika biotoper för ängssvampar och kärlväxter, men säkert också för att lövängar på många håll är de enda kvarvarande ängsresterna.

Stubbskottsängen kan antas ha liknande ekologiska förhållanden som hamlingsängen vad gäller markfloran. En skillnad kan dock ha varit större svängningar mellan öppet och slutet. I stubbskottsängen högs ofta flera socklar samtidigt vilket innebar att det tidvis skapades helt öppna ängsytor. En viss röjgödslingsseffekt kom också att ge en bra ängstillväxt åren efter huggning. Efter huggning började stubbskottsytan att sluta sig allt mer, grässvålen blev utglesad, slåttorn upphörde, och återupptogs först efter nästa huggning. Denna växling mellan öppna ängsförhållanden och slutna skogsförhållanden kom att innebära att både ängs- och skogsorganismer på sikt klarade sig i en stubbskottsäng.



*Figur 3.11 Hamlad björk med stamhåligheter och vedsubstrat. Nåtö, Åland, Finland 2004.  
(Foto Tommy Lennartsson)*

Vad gäller biologisk mångfald knuten till träd och ved liknar stubbskottsängen troligen skottskogen, men med skillnaden att dimensionerna var klenare och huggningsintervallen tätare. I stubbskottsängen var det också vanligare med buskar, framförallt hassel.

Några troliga skötselökologiska aspekter på stubbskottsäng är:

- *Regelbunden beskärning av sockelträd och lövängsbuskar*, främst hassel. Detta gynnar exponeringskrävande arter av svampar, mossor, lavar, insekter knutna till bark, ved och runnor. Vidare gynnas arter som nyttjar de frodväxta skotten, exempelvis vissa vedlevande skalbaggar
- *Skördeintervall*. Långa skördeintervall leder till något grövre dimensioner och att viss självgallring av unga skott förekommer. Detta gynnar ved- och kambielevande insekter, särskilt svårspidda arter som behöver kontinuerlig tillgång på substrat i liten rumslig skala.
- *Avstånd mellan buskarna*. Någorlunda stora avstånd medger grässvål att utvecklas i löväng. Eftersom en del av lövmassan sitter högre än i skottskog torde stamtätheten vara mindre viktig än sockeltäthet i skottskog. Täthet av exempelvis hasselbuskar är dock fortfarande viktig. Detta gynnar grässvålarter, se nästa punkt.
- *Hävd av fältskiktet*. Hävd gynnar grässvålknutna kärlväxter, särskilt halvparasitiska växter knutna till träd och buskar, ängssvampar och sådana trädmykorrhizasvampar som är knutna till grässvål. Gynnar även arter som nyttjar grässvål och blomrikedom i kombination med helt andra livsmiljöer. Ett exempel är pollenätande bin som bygger bo i död ved, och jordlöpare som lever i gräsmarker men övervintrar i lövrunnor.
- *Slätter- och betestidpunkt*. Tidpunkten är avgörande för hur växter och växtätande insekter hinner reproducera sig.
- *Slätteruppehåll*, i samband med att ängen sluter sig och grässvålen uppluckras. Perioder utan hävd låter hävd känsliga arter av växter och evertebrater breda ut sig temporärt från sina skyddade refugier nära socklar och runnor.
- *Fagning*. Fagning innebär att torrt fjolårsgräs samt torra löv och nedfallna grenar räfsas ihop och bränns. Detta ökar andelen lövförnattig mark i lövängar, vilket gynnar grässvålknutna kärlväxter, särskilt halvparasitiska växter knutna till träd och buskar, ängssvampar och sådana trädmykorrhizasvampar som är knutna till grässvål.

## 4 Biologisk mångfald i lågskog – en litteraturgenomgång

Ett utvecklat lågskogsbruk i Sverige skulle vara en ny brukningsform, även om den skulle bygga på kunskap om det historiska lågskogsbruket, och effekten på biologisk mångfald går ej att studera direkt i något existerande brukningssystem. I Sverige finns idag inget egentligt skottskogsbruk, annat än i mycket liten skala, t.ex. vid Hörjel (se avsnitt 5) och Arlanda (Rydberg 2000). Hamling förekommer vanligare, ofta som en ren naturvårdsinsats, men inte som ett utvecklat skogsbruk.

Den relevanta frågan som behöver besvaras är huruvida lågskogsbruket skapar andra förutsättningar för biologisk mångfald, än vad som skulle bli fallet med en alternativ markanvändning. Eftersom vi i första hand analyserar marktyper som idag inte används för aktivt jord- eller skogsbruk, skulle den alternativa markanvändningen i många fall vara frånvaro av aktiv skötsel (tabell 4.1), vilket ofta skulle leda till en igenväxande biotop. Till exempel skulle alternativet till lågskogsbruk på restmarker i jordbrukslandskapet ofta innebära att marken växer igen med blandskog.

Tabell 4.1 Alternativ till lågskogsbruk.

Marktyp med lågskogsbruk	Biotop med alternativ markanvändning
Skyddade områden	Igenvuxen blandskog
Restmarker i jordbrukslandskapet	Igenvuxen blandskog
Ängs- och hagmarker med CAP-stöd	Igenvuxen blandskog
Försumpad åkermark	Igenvuxen lövsumpskog / åkermark
Vägrenar	Gräsmark
Outnyttjad mark i anslutning till vägar	Gräsmark / igenvuxen blandskog
Mark längs järnvägar	Gräsmark
Lövsumpskog	Igenvuxen lövsumpskog
Kraftledningsgator	Tät lövsly / blandskog med gran / gräsmark
Tätortsnära parker och fritidsområden	Gräsmark / igenvuxen blandskog

Vi har sökt igenom relevant vetenskaplig litteratur för att få en bild av sannolika effekter på biologisk mångfald av ett utvecklat svenskt lågskogsbruk. Främst har vi har sökt efter studier som gör jämförelser mellan lågskogsbruk och ovanstående alternativa markanvändningar. Det finns en omfattande litteratur som beskriver traditionellt skottskogsbruk och hamling i Europa, men bland dessa publikationer finns relativt få systematiska studier som faktiskt jämför skottskog med andra relevanta miljöer. Ett undantag är dock de många studierna av energiskogsbruket, vilket kan ses som en form av skottskogsbruk med kort omloppstid. I första hand inriktades sökningen på litteratur publicerad år 2000 eller senare.

Litteratordatabasen Web of Knowledge genomsöktes efter publikationer med sökorden *coppice*, *pollarding*, *short rotation*, *biological* och *diversity* i olika kombinationer. Detta gav ett stort antal träffar, och de ca 100 mest relevanta publikationerna valdes ut. Sannolikt finns det andra relevanta källor som inte listas i Web of Knowledge, men inom detta begränsade

projekt bedömde vi att valda publikationer ger en tillräckligt tydlig bild av kunskapsläget inom den vetenskapliga litteraturen.

#### 4.1 Översikt över studier av biologisk mångfald lågskogar

Traditionellt skottskogsbruk har bedrivits i hela Europa, men är nu generellt på tillbakagång. Ett aktivt skottskogsbruk förekommer framförallt i Sydosteuropa (Dekanovic m.fl. 2009, Stajic m.fl. 2009, Vacik m.fl. 2009), där upp till 65% av skogsmarken kan vara skottskog (t.ex. i Grekland och Serbien), även om inte allt brukas aktivt längre. Skottskogsbruket bedrivs där med mycket stor variation, beroende på olika sociala och kulturella förutsättningar. I Västeuropa finns fortfarande en hel del gamla skottskogar som övergivits (Gondard m.fl. 2001, Romane m.fl. 2001, Hédl m.fl. 2010) eller är under omställning till högskogsbruk (Fabbio & Amorini 2002, Montes m.fl. 2004, van Calster m.fl. 2008b). Trots att det finns mer skottskogar kvar i Sydosteuropa är flertalet av de publicerade vetenskapliga studierna från Västeuropa, framförallt Österrike, Belgien, Schweiz, Tjeckien, Tyskland, Frankrike, Italien, Nederländerna, Norge och Storbritannien (tabell 4.2). Den biologiska mångfald som berörs i studierna omfattar både djur, svampar och växter, men kärlväxter har en dominerande ställning. Relativt få studier har berört mossor, lavar och svampar. Bland djuren är det framförallt fjärilar och skalbaggar som uppmärksammats i

Tabell 4.2 Studier av biologisk mångfald i skottskogsbruk i europeiska länder. Organismgrupper och länder. Länder: AT Österrike, BE Belgien, CH Schweiz, CZ Tjeckien, DE Tyskland, FR Frankrike, IT Italien, NL Nederländerna, NO Norge, UK Storbritannien.

Artgrupp	AT	BE	CH	CZ	DE	FR	IT	NL	NO	UK
Kärlväxter		18,30,31		16		6,7,8,13,14,25	2,5,33	10		21,22
Mossor						1				
Lavar									17	
Svampar							9,19			
Små däggdjur										11
Fåglar						8				11,15
Dagfjärilar				3	28	29		32		11,12
Nattfjärilar										4,11
Skalbaggar			24	27		20				11
Skinnbaggar										11
Steklar	26							34		11,12
Hopprätvingar										12
Tusenfotingar				27						
Spindlar				27						11
Kvalster							23			
Gråsuggor				27						

Referenser: **1** Bardat & Aubert 2007, **2** Bartha m.fl. 2008, **3** Benes m.fl. 2006, **4** Broome m.fl. 2011, **5** Catorci m.fl. 2011, **6** Debussche m.fl. 2001, **7** Decocq m.fl. 2005, **8** Deconchat & Balent 2001, **9** Di Marino m.fl. 2009, **10** Eichhorn & Eichhorn 2007, **11** Fuller & Warren 1993, **12** Gardiner 2011, **13** Gondard m.fl. 2000, **14** Gondard m.fl. 2001, **15** Harmer m.fl. 2010, **16** Hédl m.fl. 2010, **17** Ihlen m.fl. 2001, **18** Jacquemyn m.fl. 2008, **19** Laganà m.fl. 2002, **20** Lassauce m.fl. 2012, **21** Mason & Macdonald 2002, **22** McEvoy & McAdam 2002, **23** Peverieri m.fl. 2008, **24** Pradella m.fl. 2010, **25** Romane m.fl. 2001, **26** Schlick-Steiner m.fl. 2005, **27** Spitzer m.fl. 2008, **28** Streitberger m.fl. 2012, **29** Treiber 2003, **30** van Calster m.fl. 2007, **31** van Calster m.fl. 2008a, **32** Vliegthart 2011, **33** Riondato m.fl. 2005, **34** van Achterberg 2007.

studierna, men enstaka studier på en lång rad ryggradslösa djur förekommer. Generellt är det relativt lättinventerade organismer som studerats, medan t.ex. markfaunan nästan helt ignoreras.

En stor majoritet av studierna om traditionella skottskogar handlar om successionen under en omloppstid, d.v.s omsättningen i fauna och flora från avverkningsfasen till mogen skottskog (tabell 4.3). Eftersom många av skottskogarna i Västeuropa inte längre aktivt brukas är många studier inriktade på att undersöka vad som händer med biologisk mångfald när skottskogen blir överårig och börjar övergå i en högskog. Några studier ägnas åt

*Tabell 4.3 Studier av biologisk mångfald i skottskogsbruk i europeiska länder.*

*Organismgrupper och typ av studie. Tid = effekt av tid sedan senaste avverkning, Övergivet = effekt av att skottskogsbruket övergivits, Restaurerat = effekt av att skottskogsbruket restaurerats, Överståndare = effekt av överståndare i skottskog, Bete = effekt av bete i skottskog, Annat skogsbruk = jämförelse mellan skottskogsbruk och annat skogsbruk, Annan biotop = jämförelse mellan skottskog och annan biotop.*

Organism-grupp	Tid	Övergivet	Restaurerat	Överståndare	Bete	Annat skogsbruk	Annan biotop
Kärlväxter	2,5,7,8,13,14,21,22,25,31,33	2,6,10,13,14,16,22,30	10,14,22	8	6,16	7,18	
Mossor						1	
Lavar	17	17					
Svampar	9,19						
Små däggdjur	11						
Fåglar	8,11,15			8,11,15			
Dagfjärilar	11,29	3,12	12,32	3		28	
Nattfjärilar	4,11						
Skalbaggar	11,20,24	20,27			27		
Skinnbaggar	11						
Steklar	11,26	12	12				
Hopprätvingar		12	12				
Tusenfotingar		27			27		
Spindlar	11	27			27		
Kvalster	23	23					23
Gråsuggor		27			27		

*Referenser: 1 Bardat & Aubert 2007, 2 Bartha m.fl. 2008, 3 Benes m.fl. 2006, 4 Broome m.fl. 2011, 5 Catorci m.fl. 2011, 6 Debussche m.fl. 2001, 7 Decocq m.fl. 2005, 8 Deconchat & Balent 2001, 9 Di Marino m.fl. 2009, 10 Eichhorn & Eichhorn 2007, 11 Fuller & Warren 1993, 12 Gardiner 2011, 13 Gondard m.fl. 2000, 14 Gondard m.fl. 2001, 15 Harmer m.fl. 2010, 16 Hédl m.fl. 2010, 17 Ihlen m.fl. 2001, 18 Jacquemyn m.fl. 2008, 19 Laganà m.fl. 2002, 20 Lassauce m.fl. 2012, 21 Mason & Macdonald 2002, 22 McEvoy & McAdam 2002, 23 Peverieri m.fl. 2008, 24 Pradella m.fl. 2010, 25 Romane m.fl. 2001, 26 Schlick-Steiner m.fl. 2005, 27 Spitzer m.fl. 2008, 28 Streitberger m.fl. 2012, 29 Treiber 2003, 30 van Calster m.fl. 2007, 31 van Calster m.fl. 2008a, 32 Vliegthart 2011, 33 Riondato m.fl. 2005, 34 van Achterberg 2007.*

möjligheten att restaurera överåriga skottskogar. De tillgängliga studierna gör nästan aldrig några jämförelser mellan skottskogar och andra biotoper, vilket hade varit det mest relevanta för vårt projekt. Däremot diskuteras i några av studierna effekter av att inkludera överståndare eller bete i brukningsformen.

Modernt energiskogsbruk har studerats mer omfattande och systematiskt, och ett stort antal rapporter har publicerats. För denna studie har framförallt publicerade review-arbeten (Baum m.fl. 2009, Copeland & Hardcastle 2008, Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011, Hossell m.fl. 2006, Janowiak & Webster 2010, Riffell m.fl. 2011, Rowe m.fl. 2009, Schulz m.fl. 2009, Tullus m.fl. 2012) använts för att bedöma effekter på biologisk mångfald, men även ett antal enskilda studier från Sverige, Danmark, Tyskland, UK och Italien. Studier av biologisk mångfald i energiskogar berör många olika organismgrupper (tabell 4.4), och huvudinriktningen i de publicerade studierna har varit att jämföra energiskogen med öppna biotoper i odlingslandskapet, i synnerhet åker och träda, men även jämförelser med annan skog förekommer. Precis som för traditionella skottskogar finns även studier som inriktats på beskrivningar av energiskogens successionscykel, och effekten av att använda olika trädslag vilket påverkar beståndens struktur.

*Tabell 4.4 Studier av biologisk mångfald i energiskog i europeiska länder och USA. Organismgrupper och typ av studie. Tid = effekt av tid sedan senaste avverkning eller rotationstid, Trädslag = effekt av trädslag och beståndsstruktur, Skog = jämförelse mellan energiskog och annan skog, Åker etc. = jämförelse mellan energiskog och åker eller annan öppen biotop i odlingslandskap.*

Grupp	Tid	Trädslag	Skog	Åker etc.
Biologisk mångfald		39,47	47	39,47
Kärlväxter	35,41,53,57	40,41,45,53	35,40	35,40,41,45,52,53,54,57,58
Svampar	41,46	41		41
Små däggdjur	53,57	40,45,53	40,43,51	40,43,45,53,57
Fåglar	36,41,44,53,57	40,41,45,53,56	40,50,51,56	36,40,41,42,45,50,53,56,57
Ryggradslösa djur	49,53	45,49,53		45,53
Dagfjärilar	41,53	40,41,53	40	40,41,52,53,54
Skalbaggar	37,41,57	40,41,48,56	40,48,56	40,41,48,56,57
Skinnbaggar	37			52
Steklar				52
Spindlar	38,41,55	40,41	38,40	38,40,41,55
Daggmaskar	41	40,41	40	40,41
Markfauna		40	40	40

*Referenser: 35 Baum m.fl. 2009, 36 Berg 2002, 37 Björkman m.fl. 2004, 38 Blick & Burger 2002, 39 Copeland & Hardcastle 2008, 40 Dauber m.fl. 2010, 41 Dimitriou m.fl. 2011, 42 Fry & Slater 2011, 43 Giordano & Meriggi 2009, 44 Gruss & Schulz 2011, 45 Hossell m.fl. 2006, 46 Hryniewicz m.fl. 2010, 47 Janowiak & Webster 2010, 48 Liesebach & Mecke 2003, 49 Reddersen 2001, 50 Reddersen & Petersen 2004, 51 Riffell m.fl. 2011, 52 Rowe m.fl. 2011, 53 Rowe m.fl. 2009, 54 Sage m.fl. 2008, 55 Schardt m.fl. 2008, 56 Schulz m.fl. 2009, 57 Tullus m.fl. 2012, 58 Weih m.fl. 2003.*



Ett antal rapporter beskriver biologisk mångfald i miljöer med hamlade träd (ex. Hultengren m.fl. 2006, Moe & Botnen 2000, Otte m.fl. 2008, Rozas 2004, Slotte 2000, Thor m.fl. 2010) men ofta utan någon systematisk jämförelse med likartade miljöer utan hamlade träd. Miljöer med hamlade träd sköts ofta på flera olika sätt, och hamlingen kan kombineras med slåtter eller bete, vilket gör det svårt att dra slutsatser om effekter av hamlingen som sådan (ex. Gulvik m.fl. 2008, Jönsson m.fl. 2011). Studier av t.ex. insekter (Dubois m.fl. 2009, Jonsell & Andersson 2011, Sörensson 2008), kvalster (Slomian m.fl. 2005), mossor (Nordbakken & Austad 2010) och lavar (Jönsson m.fl. 2011) som lever i och på hamlade träd, och är beroende av de speciella strukturer som sådana träd erbjuder, ger ett underlag för bedömning av ett hamlingsskogsbruks effekter på biologisk mångfald som är relevant för vår studie.

## 4.2 Vilka organismer gynnas av skottskogsbruk?

Många källor uttrycker i allmänna ordalag att skottskogsbruk är gynnsamt för biologisk mångfald (t.ex. Debussche m.fl. 2001, Fuller & Warren 1993, Oaks & Mills 2010, Szymura 2010, Treiber 2002, Vacik m.fl. 2009), och att den minskande trenden för skottskogsbruket i Europa sannolikt leder till förlust av biologisk mångfald (Gardiner 2011, Schlick-Steiner m.fl. 2005). Majoriteten av de publicerade studierna gör dock ingen systematisk jämförelse mellan skottskogen och andra biotoper. I en nederländsk studie påträffades 327 arter parasitsteklar (Braconidae) i en skottskog på 0,14 ha, vilket motsvarar 31% av artantalet i Nederländerna (van Achterberg 2007). Detta ger säkert en överdriven bild av hur viktig skottskogen är för parasitsteklar, eftersom ingen gjort en motsvarande inventering utanför skottskogen, och stekelfaunan som helhet är dåligt känd.

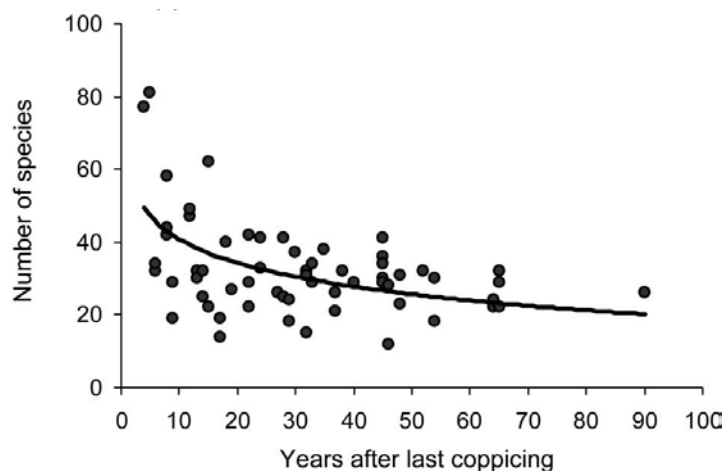
Skottskogen är generellt mer öppen, ljusare, varmare och torrare än en sluten skog, och samtidigt mycket mer komplex och heterogen än öppna odlade eller betade marker. Skottskogen är oftast i ett tidigt successionsstadium, jämfört med mer klimaxbetonade skogar, eftersom störningar återkommer regelbundet. Trots detta finns i skottskogen också strukturer som är mycket gamla, eftersom trädens socklar står kvar över omloppstiderna. Om skottskogen sköts med överståndare ökar biotopheterogeniteten ytterligare, liksom inslaget av gamla strukturer. Detta innebär att skottskogen hyser komponenter av biologisk mångfald från både öppna landskap och från skogar, men arter som trivs i helt öppna miljöer, eller alternativt helt sluten skog, kommer att missgynnas. Det finns också en uppsättning arter som har sin huvudsakliga förekomst i halvöppet skogslandskap, s.k. "ancient woodland species", som nu är beroende av skottskogen som biotop. Därgräsfjärilen (*Lopinga achine*) är ett exempel på en sådan art. I Tyskland finns arten idag kvar i områden där det fortfarande bedrivs skottskogsbruk, medan den dog ut i alla områden där skottskogsbruket upphörde under 70-talet (Streitberger m.fl. 2012).

Småskaliga störningar och biotopheterogenitet gynnar generellt en stor artmångfald (Götmark 2010). Europas lövskogar har sannolikt påverkats av människan under många tusen år, så att de utseendemässigt liknat skottskogar även innan ett utvecklat skottskogsbruk förekom, och före människan fanns vilda betande djur som kan ha åstadkommit en liknande störning. Götmark (2010) diskuterar olika hypoteser om likheten mellan en brukad skottskog och en lövurskog. Jämfört med en modernt brukad jämnårig lövskog är skottskogen säkerligen mer lik en lövurskog (Spitzer m.fl. 2008). Det är därför sannolikt att det finns en europeisk flora och fauna som utvecklats för ett liv i halvöppna, ljusa och varma skogar, och som skulle gynnas av ett återupptaget skottskogsbruk.

#### 4.2.1 Successionen i en skottskog: Flora

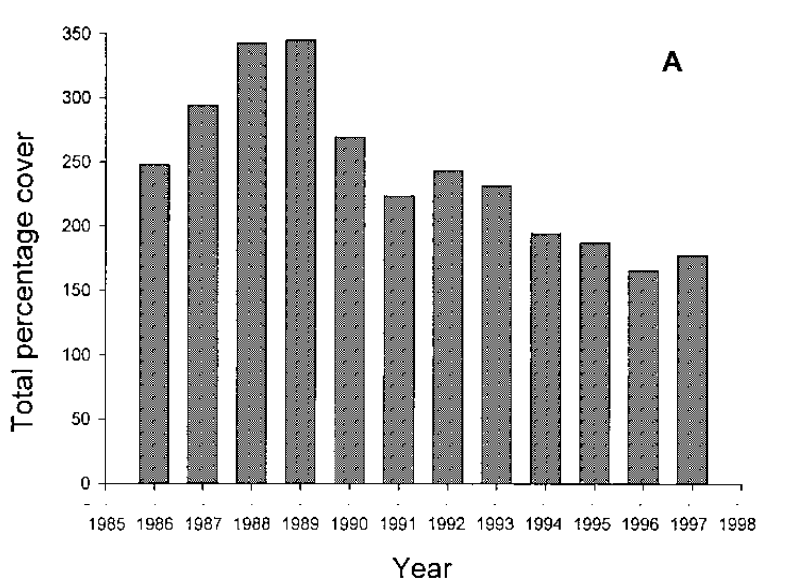
En vanlig form av skottskogsbruk är att med regelbundna intervall avverka samtliga skott på alla socklar. Detta öppnar upp skogen helt och hållet, och förändrar de abiotiska förhållandena avsevärt. De första åren efter avverkningen är det ljust, varmt och torrt, men när nya skott skjuter upp tättnar beståndet snabbt. Över en period på 30-40 år skapas en succession av olika förutsättningar för olika artgrupper. Det förekommer dock även former av skottskogsbruk där avverkningen sker mer utspritt i tiden, vilket ger mindre dramatiska successioner.

Artantalet marklevande kärlväxter per area ökar de första 1-2 åren efter en avverkning, för att sedan avklinga under en längre tid (figur 4.1), vilket påvisats i en lång rad studier (Bartha m.fl. 2008, Debussche m.fl. 2001, Deconchat & Balent 2001, Gondard m.fl. 2000, 2001, Hédl m.fl. 2010, Mason & Macdonald 2002, McEvoy & McAdam 2002, Romane m.fl. 2001).



Figur 4.1 Artantalets utveckling i skottskog med bok, ungersk lönn, sydgullregn, ask, vitoxel, lönn, tysklönn och hassel. Marklevande kärlväxter i bestånd av olika ålder (Bartha m.fl. 2008).

Marktäckningen ökar också snabbt efter avverkningen och når ett maximum efter några år, för att sedan avta igen när busk- och trädskiktet börjar sluta sig (figur 4.2, Mason & Macdonald 2002). Den ökade marktäckningen åtföljs av en ökad blomning, både genom att fler blommande arter uppträder, och att blomsättningen per individ ökar (Jacquemyn m.fl. 2008, Mason & Macdonald 2002, van Calster m.fl. 2008a). Mason & Macdonald (2002) uppmätte en fyrdubblad blomningsfrekvens hos vitsippa (*Anemone nemorosa*) andra och tredje året efter avverkningen, i en skottskog med äkta kastanj, ek, bergek, hassel och lind. Jacquemyn m.fl. (2008) studerade Sankt Pers nycklar (*Orchis mascula*) i en blandskottskog med ask, naverlönn, avenbok, bok och ek. De fann att andelen blommande individer fördubblades (från 21% till 43%) ett år efter avverkningen, och att fruktsättningen per blomma var mycket högre beroende på att populationsstorleken (av blommande individer) var större, vilket gav bättre pollinering. Det fanns också fler pollinatörer i skottskogen, i detta fall flugor, bin och fjärilar. De frön som sattes var större. Bättre ljusinflöde och tillgång på näringsämnen i skottskogen gav alltså större populationer som blommade, med fler och större frön per blomma. Effekten av detta var att arten hade en högre ökningstakt i skottskogen jämfört med mer sluten skog av samma trädslagsammansättning.



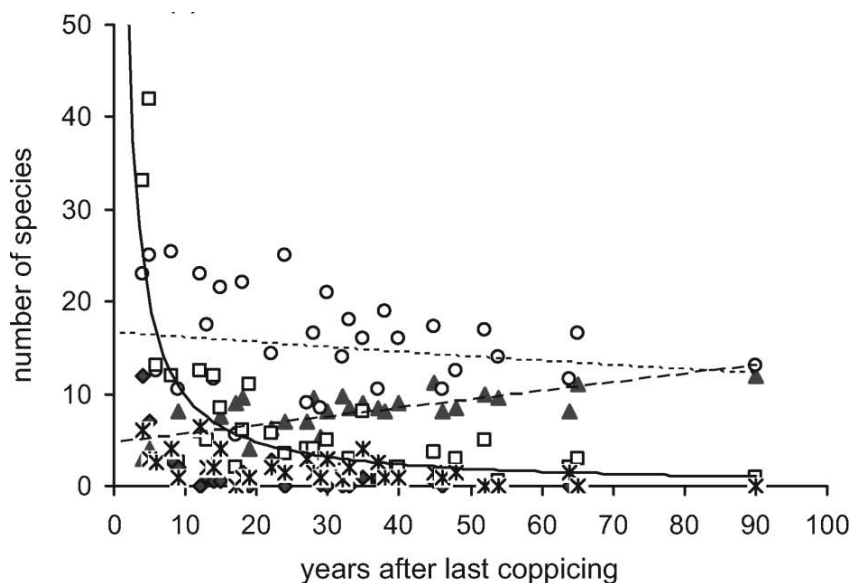
Figur 4.2 Total marktäckning (i %) av marklevande kärlväxter i en skottskog dominerad av äkta kastanj och hassel och med överståndare av ek. Beståndet avverkades 1985 (Mason & Macdonald 2002).

Det är dock inte alla arter som gynnas av den ökade störningen och ljusinsläppet i skottskogen. I en belgisk skottskog med ask, tysklönn, alm, hassel och ek studerade van Calster m.fl. (2008a) tre örter med likartat växtsätt (hemikryptofyter): nejlikrot (*Geum urbanum*), en sent blommande vintergrön skogsart, lundviva (*Primula elatior*), en tidigt blommande sommargrön skogs- och gräsmarksart, samt ängsbräsma (*Cardamine pratensis*), en tidigt blommande vintergrön gräsmarksart. Ängsbräsman och lundvivan producerade fler blommor och fick ökad populationsökningstakt när ljusmängden ökade, men inte nejlikroten. Störningen och det ökade ljusinsläppet gynnade två av arterna, men inte den tredje. Olika arter gynnas alltså av olika stadier i skottskogsbruket. Ett flertal studier har visat att kärlväxterna i en skottskog kan delas in i ett antal funktionella grupper som avlöser varandra under en omloppstid (Bartha m.fl. 2008, Catorci m.fl. 2011, Debussche m.fl. 2001, Decocq m.fl. 2005, Deconchat & Balent 2001, Gondard m.fl. 2000, 2001, Hédl m.fl. 2010, Riondato m.fl. 2005, Treiber 2002).

Bartha m.fl. (2008) delade in kärlväxterna i en italiensk bokskottskog i fem klasser: bokskogsspecialister, skogsgeneralister, icke-skogsarter, ogräs och ruderatarter, samt skogskantarter. De fem klasserna är olika dominanta under successionen från avverkning till mogen skog. För fyra av klasserna sker en minskning av artantalet över tiden, men bokskogsspecialisterna ökar i antal över tiden (figur 4.3). I en annan italiensk skottskog dominerad av humlebok (*Ostrya carpinifolia*) beskrev Catorci m.fl. (2011) sex olika artgrupper som avlöser varandra under en succession. Viktiga variabler som styrde successionen var ljusstyrka vid marken, trädsiktstäckning, surhetsgrad, kvävetillgång och mängd berg i dagen eller stora stenar. I unga bestånd med mycket ljus och basisk jord återfanns transienta arter (t.ex. åkerförgätmigej *Myosotis arvensis* och rödklöver *Trifolium pratense*). De avlöstes av skogskantarter som trivs i halvskuggiga bestånd med gles krontäckning och basisk jord (t.ex. våtarv *Stellaria media* och silverviol *Viola alba*), och sedan av skogsarter som kräver näringsrik men sval jord (t.ex. jordviva *Primula vulgaris* och *Rosa arvensis*). Därefter kom skogsarter som trivs i väldränerad jord med berg i dagen eller stora block (t.ex. *Carex macrolepis* och prickbräcka *Saxifraga rotundifolia*), följda av

skogsarter som trivs i sur jord (t.ex. skogsstarr *Carex sylvatica* och *Sedum cepaea*). Sista gruppen är skogsarter som tål tät krontäckning (t.ex. lundgröe *Poa nemoralis* och blåsippa *Hepatica nobilis*).

Generellt hyser en ung skottskog många störningståliga generalister, som ofta är annueller. Perenner med bladskott på stam strax under jordytan (hemikryptofyter) är också vanliga (Gondard m.fl. 2000). Senare successionsstadier hyser skuggtåliga perenner med större konkurrenskraft, särskilt tidigt blommande sådana (Decocq m.fl. 2005). När skottskogen blir överårig, vilket många av de studerade europeiska skottskogarna är, d.v.s. de har inte avverkats på mer än 50 år, återfinns där ett antal kärlväxtarter som sannolikt inte tål frekventa avverkningar, t.ex. ormbär (*Paris quadrifolia*) och fläckig ormhätta (*Arum maculatum*).

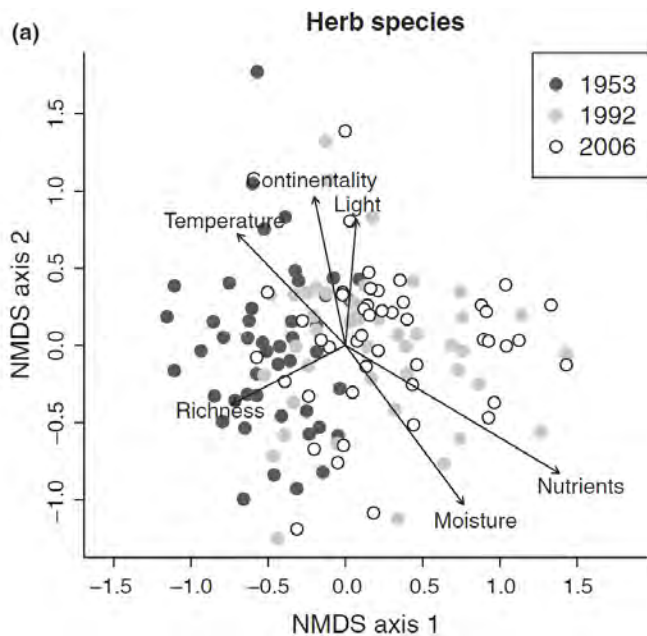


Figur 4.3 Antalet kärlväxtarter av fem olika funktionella grupper, i en skottskog med bok som dominerande trädslag, som en funktion av beståndets ålder (Bartha m.fl. 2008): Bokskogsspecialister (fyllda trianglar), skogsgeneralister (ofyllda cirklar), icke-skogsarter (ofyllda kvadrater), ogräs och ruderatarter (fyllda snedställda kvadrater), samt skogskantarter (asterisker). Trendkurvorna representerar regressionslinjer baserade på linjär, logaritmisk respektive exponentiell regression.

Hédl m.fl. (2010) studerade överåriga tjeckiska skottskogar (40 och 60 år efter skottskogsbrukets upphörande) med naverlönn, hassel, tyskoxel, avenbok, bergek och svartek, och såg en tydlig skillnad i kärlväxternas artsammansättning jämfört med en aktiv skottskog. Arterna i den överåriga skottskogen trivs i svala, fuktiga, mörka och näringsrika skogar, medan skottskogens arter växer i varma, torra, ljusa och mer näringsfattiga miljöer (figur 4.4).

Mossor uppvisar också en succession under skottskogens omloppstid. Bardat & Aubert (2007) studerade mossfloran i en fransk ask- och avenbokskottskog med 30 års omloppstid och ek som överståndare, och jämförde med en jämnårig bokskog med 170 års omloppstid. I båda skogarna fanns en succession av mossarter, med fyra urskiljbara grupper av arter. De två första grupperna av tidiga successionsarter kännetecknas av ekologiska generalister med snabb ökningstakt och vegetativa spridningsmekanismer, mossor som växer i låga kuddar och mattor, ofta med krav på ljusa miljöer. De två senare grupperna är sena successionsarter med

lägre ökningstakt och spridning både vegetativt och med sporer. Dessa mossor bildar högväxande mattor, vanligen med högre krav på växtsubstrat, t.ex. nedbrutet material, och de är skuggtåliga eller skuggkrävande. I bokskogarna fanns alla fyra mossgrupper, i olika gamla bestånd, men i skottskog fanns inte de sena successionsstadierna.

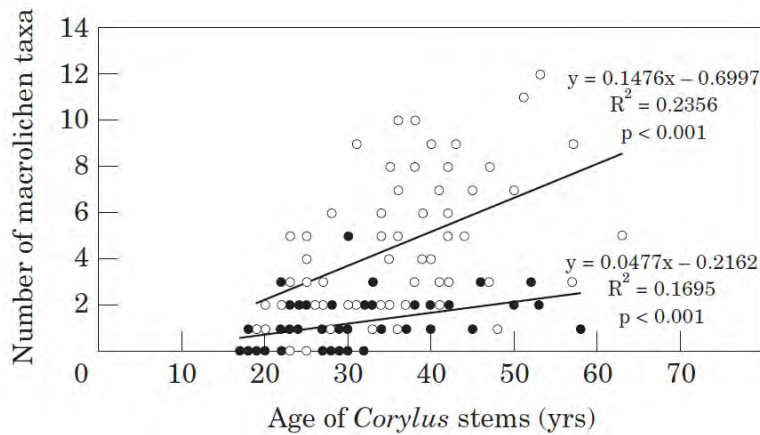


Figur 4.4 Artsammansättningen av örter i en tjeckisk skottskog dominerad av naverlönn, körsbärskornell, hassel och tyskokoxel (Hédl m.fl. 2010). Varje prick representerar en undersökningsyta som inventerades vid ett av tre tillfällen (1953, 1992 och 2006). Axlarna är en tvådimensionell ordinerings av växtsamhället efter arternas indikatorvärden enligt Ellenbergsystemet. Pilarna representerar signifikanta mönster i korrelationer mellan indikatorvärden och ordinationsaxlarna.

Ihlen m.fl. (2001) studerade förekomsten av lavar på stammar av hassel i övergiven norsk skottskog, som nu dominerades av gråal, björk och bindvide. I vissa bestånd var tall det dominerande trädslaget. De fann att artantalet lavar ökade med hasselstammarnas ålder, över intervallet 18-63 år (figur 4.5). Sannolikt var omloppstiden i det aktiva skottskogsbruket omkring 10-20 år, vilket innebär att stora delar av lavsamhället skulle saknas i skottskogen, om de inte kunde finnas kvar på socklar eller överståndare.

Di Marino m.fl. (2009) studerade mykorrhizabildande svampar i en italiensk bokskog med 25 års omloppstid för stammarna och 110-120 år för socklarna. Sammansättningen i svampsamhället var konstant oavsett tid sedan senaste avverkningen (2-48 år), vilket skulle innebära att svamparna och därmed mykorrhizafunktionen inte påverkas av beståndets ålder. En möjlig förklaring skulle kunna vara det faktum att socklarna fanns kvar orörda. I modern energiskog, där socklarna tas upp ur marken efter några stamomloppstider, är svampsamhället mycket mer variabelt (Dimitriou m.fl. 2011). I en annan italiensk kastanjeskog uppmättes betydligt mer variation över tiden i hos både mykorrhizasvampar och storsvampar i allmänhet (Laganà m.fl. 2002). Inventeringar utfördes 14, 26-28 och 35-36 år efter senaste avverkningen. Artantalet var nästan oförändrat mellan perioderna, men artsammansättningen

hade förändrats. I vissa bestånd hade vedlevande saprotrofer minskat, och mykorrhizasvampar ökat över tiden, men i andra bestånd uppmättes omvända förhållanden.



Figur 4.5 Antal arter lavar på hasselstammar av olika ålder, i norsk lövskog (ofylld cirkel) och tallskog (fylld cirkel) tidigare brukad som skottskog (Ihlen m.fl. 2001).

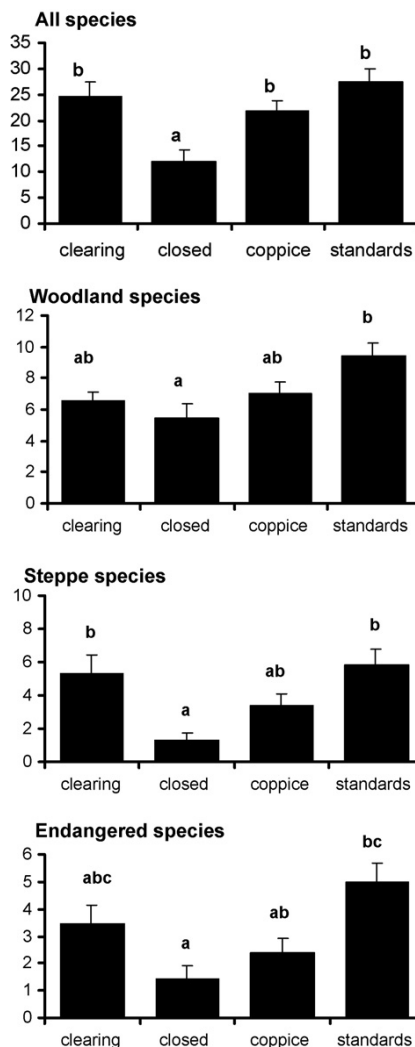
Publicerade studier visar tydligt att artsammansättningen varierar över tiden i en skottskog, det vill säga sammansättningen av arter som uppvisar blad och blommor förändras. Betyder detta att olika arter faktiskt nykoloniserar skottskogen för att sedan helt försvinna i senare successionsstadier? De första åren efter en avverkning sker sannolikt en nykolonisation från omgivande öppna landskap av ekologiska generalister med effektiva spridningsmekanismer och snabb ökningstakt (Bartha m.fl. 2008, Decocq m.fl. 2005). Det sker sannolikt också en spridning mellan skottskogens olika bestånd, med olika ålder sedan avverkning. I den traditionellt skötta skottskogen var parcellerna små, ofta mindre än ett hektar, och avverkningen utfördes fläckvis, så att de distanser organismerna behövde sprida sig var korta. En stor del av arterna finns också kvar i samma bestånd i skottskogen under hela omloppstiden, dock i form av frön, sporer, rötter, hyfer eller vegetativa vilkroppar under ogynnsamma successionsstadier. Fröbanken i en skottskog räcker 50-70 år (McEvoy & McAdam 2002), vilket skulle sätta en övre gräns för lämplig omloppstid i skottskogsbruket, om man vill bevara artmångfalden över tiden. Ett skottskogsbruk med små parceller skapar en stor rumslig heterogenitet, kanske påminnande om en naturlig luckdynamik, vilket gynnar artmångfalden (van Calster m.fl. 2007). Även inom parcellerna uppvisar skottskogen en stor strukturell variation eftersom flera olika trädslag brukas tillsammans, ofta med äldre överståndare.

Skottskogsarterna är med andra ord anpassade till en miljö med stor temporal och rumslig variation, men är också beroende av att lämplig miljö återkommer med inte alltför långa intervall, och att spridningsavstånden är korta.

#### 4.2.2 Successionen i en skottskog: Fauna

Faunan i en skottskog speglar växternas succession över en omloppstid, eftersom växterna både utgör föda för primärkonsumenterna och erbjuder livsutrymmen för alla olika djurgrupper i skottskogen. Den variation i abiotiska faktorer som påverkar växtsamhället verkar också direkt på faunan.

Tidiga successionsstadier erbjuder varmt mikroklimat, och mycket föda för herbivorer i form av späda blad, gräs, pollen och nektar (Fuller & Warren 1993). Vanliga grupper är då bin, getingar, bladbaggar, vivlar, skinnbaggar och dagfjärilar. De följs snabbt av ett stort antal rovdjur, till exempel marklevande skalbaggar, vargspindlar och hoppspindlar. Dessa grupper når ett maximum 2-5 år efter skörd, sedan avtar antalet. I senare stadier blir andra grupper mer vanliga, till exempel bladminerande nattfjärilar och nätspinnande spindlar. Arter som behöver död ved och svamp som växtsubstrat eller föda finns i senare successionsstadier, men de blir aldrig vanliga om det inte finns gamla överståndare eller hamlade träd i skottskogen. Stora socklar (särskilt av ask, ek, lind och bok) kan också erbjuda mikrohabitat för djur som lever i död ved.



Figur 4.6 Antal arter dagfjärilar och bastardsvärmare påträffade i en tjeckisk skottskog. Skottskog med överståndare (standards) och utan överståndare (coppice) jämfördes med övergiven skottskog (closed) och med nyplanteringar av ekskott (clearing) (Benes m.fl. 2006). Bokstäverna a, b och c anger signifikant skilda grupper. Jämförelsen görs för samtliga arter, och separat för skogslevande arter, gräsmarksarter och hotade arter.

Benes m.fl. (2006) studerade 83 arter dagfjärilar och bastardsvärmare i en tjeckisk skottskog dominerad av naverlönn, körsbärskornell, hassel och tyskokoxel. Skottskog med och utan överståndare av ek och avenbok jämfördes med övergiven skottskog (>80 år) och med nyplanteringar av ekskott, vilket närmast motsvarar en skottskog direkt efter en avverkning. Det största artantalet påträffades i skottskog med överståndare, och det lägsta i den slutna övergivna skogen (figur 4.6). I separata analyser av skogslevande arter, gräsmarksarter och hotade arter påvisades samma mönster, men på en lägre nivå för gräsmarksarterna. Ett oväntat resultat var att artmångfalden av gräsmarksarter inte var högre i nyplanteringen än i skottskogen med överståndare. Till skillnad från fallet med skogslevande kärlväxter (figur 4.3) ökar inte antalet skogslevande dagfjärilsarter med stigande beståndsålder. De flesta skogslevande dagfjärilsarter är alltså knutna till en mer öppen och ljus skog.

Treiber (2003) studerade dagfjärilar och bastardsvärmare i en fransk avenbokskottskog med bergek som överståndare. Totalt påträffades 87 arter i skottskogen, vilket är 82% av alla arter som finns i trakten. Skottskogarna är därmed viktiga biotoper på landskapsnivå för dagfjärilsfaunan. Treiber kunde urskilja fyra olika grupper av dagfjärilar som främst var knutna till varsitt successionsstadium i skottskogsbruket. I skördefasen, direkt efter en avverkning, flög till exempel aurorafjäril (*Anthocharis cardamines*) och tistelfjäril (*Cynthia cardui*), och i den efterföljande skogsbrynsfasen var pärlgräsfjäril (*Coenonympha arcania*) och sotnätfjäril (*Melitaea diamina*) vanliga. Därefter kom buskfasen med hagtornsfjäril (*Aporia crataegi*) och citronfjäril (*Gonepteryx rhamni*), medan den mer slutna skogsfasen kännetecknades av till exempel silverstreckad pärlemorfjäril (*Argynnis paphia*), dårgräsfjäril (*Lopinga achine*) och kvickgräsfjäril (*Pararge aegeria*).

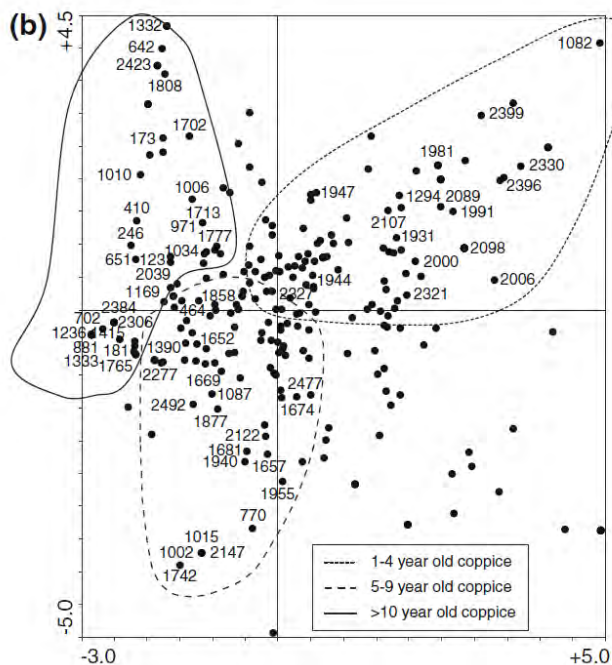
På samma sätt kan en succession av olika arter påvisas för nattfjärilar i skottskogar. Broome m.fl. (2011) påträffade totalt 293 arter nattfjärilar i skottskogar av tre olika åldrar, med 1-4, 5-9 och 10-20 år efter avverkning. Studien utfördes i en engelsk skottskog dominerad av äkta kastanj och vårtbjörk, utan överståndare. Etthundratio arter uppvisade en preferens för något av åldersstadierna och 51, 14 respektive 31 arter påträffades enbart i skottskog av "rätt" ålder (figur 4.7). I första stadiet var hälften av arterna gräsmarksarter, i andra stadiet var det mest arter från öppna skogar och buskmarker, och i det tredje stadiet arter från slutna skogar. I första stadiet fanns många arter som lägger ägg på örter, i andra stadiet läggs ägg mest på träd och buskar, i tredje stadiet på lavar, svamp och dött material. Exempel på arter i första stadiet är allmänt bandfly (*Noctua pronuba*), som har sin larvutveckling på örter, i andra stadiet rotstreckad älvväxt (älvväxt) (*Hydrelia sylvata*), vars larv lever på vedartade växter, och i tredje stadiet gulbandad bredvecklare (*Spatalistis bifasciana*), vars larvvärdar är svampar. Till skillnad från dagfjärilarna uppvisar nattfjärilarna en ökande trend i artantal över tiden, med i snitt 31, 26, respektive 44 arter per fälla i skogar av olika ålder. Även antalet individer ökade över tiden. Författarna drog slutsatsen att omloppstiden bör vara 15-20 år för att passa nattfjärilarna, och bestånd med olika ålder ska finnas i landskapet.

Två olika studier av skalbaggar som lever i död ved (Lassauce m.fl. 2012, Pradella m.fl. 2010) visar att sådana arter främst förekommer i gamla skottskogar. Artantalet fortsätter att stiga även efter att normal omloppstid uppnåtts, vilket tyder på att skottskogar som sköts med omloppstider på 20-30 år inte hyser lika många arter som en äldre lövskog. En ung skottskog har inte lika mycket död ved som en äldre skog, i synnerhet inte om överståndare saknas. Å andra sidan är skottskogen mer solexponerad, och för en grupp vedlevande skalbaggar är det en viktig faktor. För enskilda arter kan alltså skottskogen vara mycket viktig.

Spitzer m.fl. (2009) studerade jordlöpare, spindeldjur, tusenfotingar och gråsuggor i en tjeckisk skottskog med ek (överståndare), naverlönn, körsbärskornell, hassel och tyskokoxel. Ung skottskog jämfördes med överårig skottskog (>80 år) dominerad av ek, och med gallrad



ekskottskog. Det största artantalet av alla tre grupperna påträffades i antingen den unga skottskogen eller i den gallrade skogen, som båda var betydligt mer öppna och ljusa. Detta gällde även för ett urval av hotade arter med preferens för ostörda naturliga biotoper (d.v.s. lövurskog) som alltså inte föredrog den tätaste skogen.



Figur 4.7 En ordination (correspondence analysis) av nattfjärilssamhället i en engelsk skottskog med bestånd av olika ålder (Broome m.fl. 2011). Varje prick motsvarar en fjärilsart, och båda axlarna uttrycker främst beståndets ålder.

Peverieri m.fl. (2008) presenterade en studie av 65 arter marklevande kvalster (Gamasida). De jämförde aktiv bokskottskog med överståndare, överårig bokskottskog, och skottskog konverterad till högskog efter en respektive två gallringar, med öppen gräsmark. De fann inga signifikanta skillnader i artantal mellan de olika bestånden, men en viss variation i vilka arter som förekom. Sexton arter var gemensamma för aktiv och överårig bokskottskog, medan 9 arter enbart förekom i den aktiva skottskogen, och 15 enbart i den övergivna. Det tyder på att det även för denna djurgrupp finns en succession av olika artgrupper som kännetecknar olika stadier i skottskogen.

Flera studier har gjorts av fåglar i skottskogar (Deconchat & Balent 2001, Fuller & Warren 1993, Harmer m.fl. 2010). I ett mycket tidigt stadium (1-4 år efter avverkning) förekommer arter som egentligen hör hemma i ett öppet landskap, som tornfalk, gulspurv och hämpling. Arter i senare stadium när kronskiktet sluter sig (4-10 år) är till exempel trädgårdssångare, lövsångare, svarthätta och näktergal. Sist tillkommer arter som vill ha gamla bestånd, som rödhake, koltrast och bofink.

Sannolikt är skottskogen lämplig biotop för en lång rad stora och små däggdjur, men det finns mycket få studier på annat än smågnagare och näbbmöss (Fuller & Warren 1993). I England finns mindre skogsmöss i skottskogen hela tiden, medan vanlig näbbmus och skogssork kommer andra året, och blir vanligast tredje året. Sällsyntare arter är större

skogsmus, dvärgmus, åkersork, och dvärgnäbbmus som alla finns i unga, glesa skogar. Skottskog är den viktigaste biotopen i England för hasselmus.

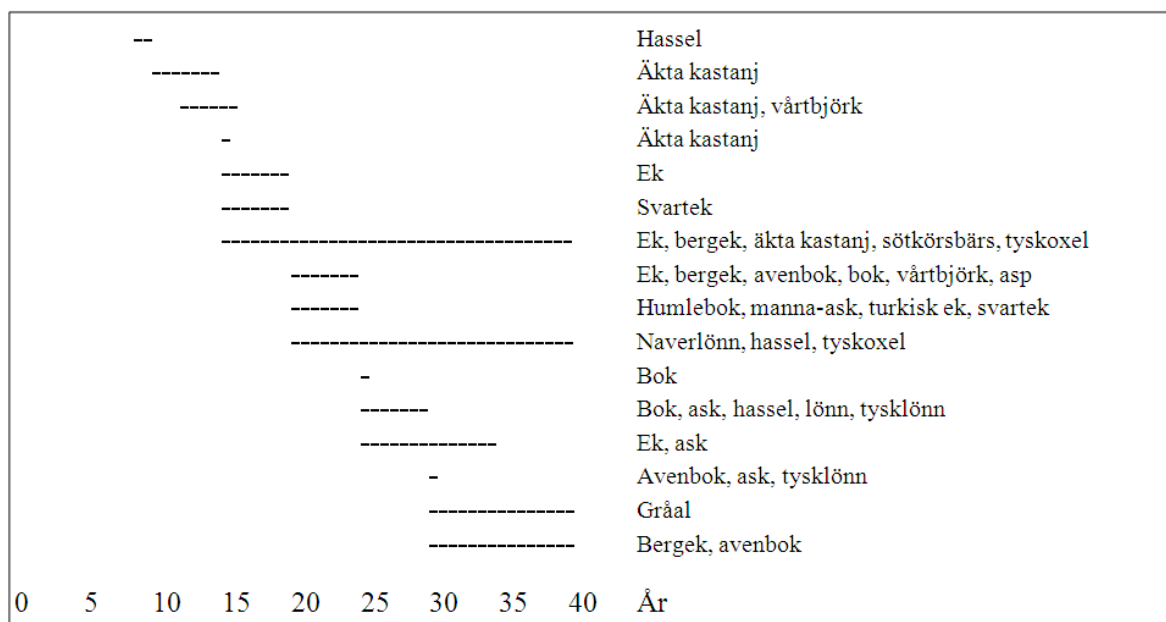
De flesta fåglar och däggdjur är rörliga i landskapet och koloniserar skottskogsbestånd som befinner sig i lämpligt successionsstadium från omgivande landskap eller närliggande skottskogsbestånd. Bland de ryggradslösa djuren finns också arter med god spridningsförmåga (Gardiner 2011), men även sådana med mer begränsad rörlighet. De kan inte på samma sätt som växter finnas kvar i samma bestånd över hela omloppstiden genom att bilda en fröbank eller vegetativa vilkroppar, utan är beroende av att landskapet erbjuder stor konnektivitet, både mellan olika skottskogar och mellan parceller i skottskogen (Fuller & Warren 1993, Pradella m.fl. 2010, Spitzer m.fl. 2008).

#### 4.2.3 Omloppstidens betydelse

I traditionellt europeiskt skottskogsbruk varierar omloppstiden mellan avverkningar från 7 till 40 år (figur 4.8), beroende på växtplats, trädslag och vilka träprodukter som skogen ska leverera. För hassel är 7-10 år en lämplig omloppstid, för äkta kastanj 15 år, och för ask och ek 25-35 år.

Olika komponenter av biologisk mångfald gynnas av olika omloppstider. Med korta omloppstider kommer de tidiga successionsstadierna att dominera i skottskogen, och därmed hörande växt- och djursamhällen, t.ex. blommande årliga örter och dagfjärilar.

Med långa omloppstider blir det möjligt även för många mer specialiserade skogsarter (Decocq m.fl. 2005), däribland de speciella "ancient woodland species" att överleva. Mossor (Bardat & Aubert 2007), lavar (Ihlen m.fl. 2001), nattfjärilar (Broome m.fl. 2011) och



Figur 4.8 Exempel på omloppstider i traditionellt skottskogsbruk i Europa (Bardat & Aubert 2007, Bartha m.fl. 2008, Broome m.fl. 2011, Catorci m.fl. 2011, Debussche m.fl. 2001, Decocq m.fl. 2005, Deconchat & Balent 2001, Di Marino m.fl. 2009, Fuller & Warren 1993, Gondard m.fl. 2001, Hédl m.fl. 2010, Lassauce m.fl. 2012, Schlick-Steiner m.fl. 2005, Treiber 2003, Vliegenthart 2011).

vedlevande insekter (Lassauce m.fl. 2012) är grupper som gynnas av längre omloppstider. Långa skördeintervall innebär en viss självgallring av unga skott, vilket gynnar ved- och kambielevande insekter, särskilt svårspidda arter som behöver kontinuerlig tillgång på substrat (Lennartsson m.fl. 2010). Ett skottskogsbruk med långa omloppstider ökar den rumsliga mångfalden i landskapet, eftersom flera olika gamla bestånd kommer att finnas i närheten av varandra. Längre rotationstider är också bättre för näringstillgången i marken (Stajic m.fl. 2009).

Fröbanken i en skottskog räcker 50-70 år, vilket sätter en övre gräns för omloppstiden av biologiska skäl. Ett annat problem med långa omloppstider är att socklarna behöver beskäras ganska regelbundet för att inte förlora förmågan att generera nya skott (Schlick-Steiner m.fl. 2005, Stajic m.fl. 2009). Geb m.fl. (2004) rapporterade om dålig regenerering av skott efter avverkning när ett överårigt (50 år som högskog, d.v.s. kanske 70-80 år efter senaste fullständiga avverkningen) skottskogsbestånd skulle restaureras. Tysklönn och ask sköt skott, men inte lika bra som i en aktiv skottskog, och bergeken misslyckades helt. I ett sådant läge räcker inte naturlig regeneration, utan nya skott måste planteras.

I ett modernt skottskogsbruk bör omloppstiden vara en kompromiss mellan produktionsaspekter, där socklarnas regenerationsförmåga sätter en övre gräns, och mål för bevarande av biologisk mångfald en nedre. Fuller & Warren (1993) rekommenderar att alla successionsstadier upp till 10 år bör finnas för att gynna djur i allmänhet, men att vissa artgrupper behöver betydligt längre omloppstider. Broome m.fl. (2011) rekommenderar 15-20 år för att passa nattfjärilar, och bestånd med olika ålder måste finnas i landskapet.

#### 4.2.4 Trädslagens betydelse

I de publicerade studierna av biologisk mångfald i europeiska skottskogar rapporteras vanligen mellan ett och 10 trädslag per skottskog, med ett medelvärde på fyra arter. I många rapporter ges ofullständiga beskrivningar av trädammansättningen, t.ex. nämns ofta bara de dominerande trädslagen, även om det handlar om en blandskog, vilket gör att medelvärdet fyra arter sannolikt är en underskattning. De flesta rapporter avser alltså flerartssystem, men det finns mycket få direkta jämförelser mellan skottskogar med olika antal trädarter. Deconchat & Balent (2001) anger i en studie att artmångfalden av kärlväxter är större i bestånd med flera olika trädarter, t.ex. en blandning av ekar (*Quercus robur*, *Q. sessiflora*, *Q. petraea*), äkta kastanj (*Castanea sativa*), sötkörsbär (*Prunus avium*) och tyskoxel (*Sorbus torminalis*). En blandning av flera olika trädslag ökar den rumsliga heterogeniteten, vilket i sin tur normalt ger en större biologisk mångfald. Det kan även finnas produktionsaspekter som gör att ett flerartsbestånd är effektivare som primärproducent, vilket också skulle gynna konsumenter i flera led. Gamfeldt m.fl. (2013) visade i en studie av ekosystemtjänster på produktiv skogsmark i Sverige att primärproduktionen var 50% större i en skog med fem arter

Tabell 4.5 Trädarter i traditionellt skottskogsbruk i Europa.

Art	Svenskt namn	Överståndare	Referens
<i>Acer campestre</i>	Naverlönn		3,10,12,16,18,59
<i>Acer opalus</i>	Italiensk lönn		5
<i>Acer opalus</i> var. <i>obtusatum</i>	Ungersk lönn		2
<i>Acer platanoides</i>	Lönn		2
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Tysklönn		1,2,7,10,26,30,31
<i>Alnus incana</i>	Gråal		17
<i>Betula</i>			17

<i>Betula pendula</i>	Vårtbjörk		4,20,24,30
<i>Betula pubescens</i>	Glasbjörk	X	22
<i>Carpinus betulus</i>	Avenbok	X	1,3,7,10,12,16,18,20,29,33,59
<i>Carpinus orientalis</i>	Orientalisk avenbok		59
<i>Castanea sativa</i>	Äkta kastanj		4,8,13,14,19,21,24,25,59
<i>Cornus mas</i>	Körsbärskornell		3,16
<i>Corylus avellana</i>	Hassel		2,3,16,17,21,22,31
<i>Fagus sylvatica</i>	Bok		2,9,10,18,20,23,59
<i>Fraxinus</i>		X	11
<i>Fraxinus excelsior</i>	Ask	X	1,2,7,10,12,18,22,31,59
<i>Fraxinus ornus</i>	Manna-ask		5,59
<i>Laburnum anagyroides</i>	Sydgullregn		2
<i>Ostrya carpinifolia</i>	Humlebok		5,59
<i>Platanus orientalis</i>	Orientalisk platan		59
<i>Populus tremula</i>	Asp		20
<i>Prunus avium</i>	Sötkörsbär, fågelbär		8,10
<i>Quercus</i>		X	8,11,32,33
<i>Quercus cerris</i>	Turkisk ek	X	3,5,16,59
<i>Quercus coccifera</i>	Kermesek		59
<i>Quercus frainetto</i>	Ungersk ek		59
<i>Quercus trojana</i> (= <i>Q.macedonica</i> )			59
<i>Quercus petraea</i>	Bergek	X	3,8,16,20,21,24,29,59
<i>Quercus pubescens</i>	Svartek	X	3,5,6,16,59
<i>Quercus robur</i>	Ek	X	1,7,8,10,18,20,21,30,31,59
<i>Quercus ilex</i>	Stenek		59
<i>Salix aurita</i>	Bindvide		17
<i>Sorbus aria</i>	Vitoxel		2
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rönn		10
<i>Sorbus torminalis</i>	Tyskoxel		3,8,12,16
<i>Tilia cordata</i>	Lind		21,59
<i>Tilia tomentosa</i>	Silverlind		59
<i>Ulmus glabra</i>	Skogsalm		31,59

Referenser: **1** Bardat & Aubert 2007, **2** Bartha m.fl. 2008, **3** Benes m.fl. 2006, **4** Broome m.fl. 2011, **5** Catorci m.fl. 2011, **6** Debussche m.fl. 2001, **7** Decocq m.fl. 2005, **8** Deconchat & Balent 2001, **9** Di Marino m.fl. 2009, **10** Eichhorn & Eichhorn 2007, **11** Fuller & Warren 1993, **12** Gardiner 2011, **13** Gondard m.fl. 2000, **14** Gondard m.fl. 2001, **15** Harmer m.fl. 2010, **16** Hédl m.fl. 2010, **17** Ihlen m.fl. 2001, **18** Jacquemyn m.fl. 2008, **19** Laganà m.fl. 2002, **20** Lassauce m.fl. 2012, **21** Mason & Macdonald 2002, **22** McEvoy & McAdam 2002, **23** Peverieri m.fl. 2008, **24** Pradella m.fl. 2010, **25** Romane m.fl. 2001, **26** Schlick-Steiner m.fl. 2005, **27** Spitzer m.fl. 2008, **28** Streitberger m.fl. 2012, **29** Treiber 2003, **30** van Calster m.fl. 2007, **31** van Calster m.fl. 2008a, **32** Vliegthart 2011, **33** Riondato m.fl. 2005, **34** van Achterberg 2007, **59** Vacik m.fl. 2009.

jämfört med en monokultur. Detta innebar i sin tur att mängden inlagrat kol, blåbärsproduktionen, artrikedomen i markväxtskiktet och produktionen av vilt också var större i blandskogar.

#### 4.2.5 Betydelse av slåtter och bete

Europas lövurskogar betades av uroxer, visent, vildhäst, kronhjort med flera stora växtätare, vilket påverkade skogens struktur, rumsliga heterogenitet och regeneration. På samma sätt betades de traditionellt brukade skogarna, åtminstone delvis. Ett problem med betet är att socklarnas naturliga regeneration kan hämmas (Hédl m.fl. 2010, Rozas 2005). I områden med mycket kronhjort och dovhjort i England förekommer betskador på ung skottskog (Oaks & Mills 2010). Försök har gjorts med ”copparding”, avverkning på 1,8 m höjd, för att undvika betesskador av hjortar (Gardiner 2011). Tamdjurens bete har man i traditionellt skottskogsbruk begränsat i tid och rum, för att förhindra skador på unga skott.

Den generella effekten av bete i en skottskog är att successionen går långsammare, i synnerhet för vedartade växter. Det gör att även överåriga skottskogar kan behålla fler arter från de tidiga successionsstadierna. Debussche m.fl. (2001) studerade effekten av bete i skottskogar av svartek som inte längre brukades aktivt. Efter 18 år hade artantalet kärlväxter minskat i skogar utan bete, men i betade skogar var artantalet oförändrat, dock med ändrad artsammansättning. I Finland gjordes försök att restaurera en lämplig biotop för ärenprisnätfjäril (*Euphydryas aurinia*), genom en kombination av skottskogsbruk och bete med nötkreatur. Åtgärden skapade en lämplig biotopstruktur, men med för högt betetryck försvann fjärilens värdväxt ängsvädd (*Succisa pratensis*). När betetrycket sänktes hämtade sig fjärilen (Saarinen m.fl. 2005).

#### 4.2.6 Betydelse av socklar och överståndare

Skottskogar är ofta mer öppna, ljusare och varmare än gammal lövskog, men många av skogens strukturer och substrat är unga, vilket missgynnar artgrupper som är beroende av till exempel död ved. En viktig fråga är därför om skottskogen kan nå kvaliteter som annars bara finns i mycket äldre skog, därför att socklarna finns kvar och därför att överståndare tillåts bli mycket äldre. Tyvärr finns mycket få systematiska studier av hur socklarna och överståndarna bidrar till den biologiska mångfalden.

Vid skottskogsbruk kan trädararter som normalt är ganska kortlivade bli mycket långlivade, ofta flera hundra år (McEvoy & McAdam 2002), och socklar som är över 1000 år gamla har påträffats i England (Fuller & Warren 1993). På gamla socklar skjuter nya skott upp i ytterkanterna, medan den inre kärnan ofta ruttnar, vilket gör att en sockel kan innehålla en avsevärd mängd död ved, förutom gammal och grov levande ved och bark. Gamla socklar med mikrohabitat i form av håligheter, grov bark och små minivattensamlingar i kvisthål gynnar epifyter knutna till grov bark (Lennartsson m.fl. 2010).

I många skottskogar förekommer överståndare, vilket är permanenta träd som ofta tillåts bli mycket gamla, ibland hamlas de också. Vanliga överståndararter är ask och olika ekar (tabell 4.5), men även björk och avenbok förekommer. Förekomsten av överståndare jämnar ut skillnaderna mellan de olika successionsstadierna, och tycks gynna flera arter (Fuller & Warren 1993). När det gäller fåglar är överståndare uppenbarligen en tillgång för hålhäckande fåglar som hackspettar, nötväcka, rödstjärt, grå flugsnappare, stare och trädkrypare (Deconchat & Balent 2001, Harmer m.fl. 2010). Treiber (2002) gjorde bedömningen att växtassociationen *Galio-Carpinetum* kan uppnå gynnsam bevarandestatus bara om den brukas som skottskog med överståndare.

I den ovan citerade studien av Benes m.fl. (2006) jämfördes dagfjärilsfaunan i skottskog med naverlönn, körsbärskornell, hassel och tyskokoxel och överståndare av ek och avenbok. Det

största artantalet påträffades i skottskog med överståndare, medan motsvarande skog utan överståndare hyste färre arter (figur 4.6). I separata analyser av skogslevande arter, gräsmarksarter och hotade arter påvisades samma mönster. Trots att både gräsmarksarterna och de flesta skogsarterna är knutna till öppna, varma och ljusa miljöer tillför de skuggande överståndarna någon kvalitet som gynnar fjärilarna. Det handlar sannolikt om att överståndarna ökar den rumsliga heterogeniteten vilket ökar den biologiska mångfaldens variation i rummet.

#### *4.2.7 Skottskogens effekter på olika organisationsnivåer*

Det går aldrig att dra generella slutsatser om hela den biologiska mångfalden, men det finns mönster i förekomsten av olika ekologiskt avgränsade organismgrupper. Om skottskogen ska bedömas som positiv för biologisk mångfald måste man först bestämma sig för vilka organismgrupper som är viktiga. Om målet för naturvården är arter knutna till kontinuitet i en mycket gammal granurskog är en skottskog inte ett bra alternativ. Däremot är skottskogen bra för de organismer som är anpassade till en halvöppen lövskog med lång kontinuitet, vilket gäller för många av Sveriges rödlistade arter.

På beståndsnivå gynnar skottskogen biologisk mångfald jämfört med flera andra biotoper, även om få sådana direkta jämförelser gjorts, annat än med äldre och mer slutna skog. I sådana jämförelser tycks skottskogen gynna många organismgrupper som inte trivs i en klimaxartad skog. Bestånd för bestånd är skottskogen sannolikt artrikare än många andra miljöer, t.ex. en likåldrig monokultur av odlade lövträd eller en energiskog med poppel, baserat på det vi vet om skottskogens långa kontinuitet, gamla vedstrukturer och stora rumsliga heterogenitet, men det finns mycket få publikationer som direkt påvisar detta genom jämförande studier. Skottskogen hyser också en helt annan artsammansättning än andra biotoper, även om artantalet inte skulle skilja.

Skottskogen kan också ge positiva effekter på landskapsnivå. Om det är ont om halvöppna biotoper i till exempel ett vidsträckt odlingslandskap kommer skottskogen att tillföra livsmiljöer som det råder brist på. I ett slutet skogslandskap tillför skottskogen mer öppna miljöer förutsatt att det är traditionellt skogsbruk, eller annan slutna skog, som omförs till skottskogsbruk. I båda fallen kommer skottskogen att koloniserar av arter från omgivande landskap som dras till halvöppna biotoper, och i de fall dessa arter känner av en brist på lämpliga miljöer kommer skottskogen att minska risken för lokala utdöenden. Däremot är effekten sannolikt mindre positiv om små öppna ytor i ett i övrigt slutet skogslandskap omförs till skottskogsbruk, eftersom man då riskerar att förlora arter som hör till en mer öppen naturtyp än vad skottskogen erbjuder.

Många arter i skottskogen koloniserar alltså från omgivande landskap, men skottskogen har också sina egna organismer, så kallade "ancient woodland species" som inte förekommer i andra miljöer. Med avseende på sådana arter tillför skottskogar biologisk mångfald på landskapsnivån, oavsett vad som finns runt om. Det är oklart hur många sådana arter som idag finns kvar i det svenska landskapet, med tanke på hur litet som finns kvar av skottskogarna.

Skottskogen är mest värdefull för landskapets biologiska mångfald om den består av många parceller i olika successionsstadier, vilket skapar en stor rumslig heterogenitet i landskapet, och en temporal heterogenitet inom varje parcell (Decocq m.fl. 2005, Pradella m.fl. 2010, Treiber 2003, Vacik m.fl. 2009, van Calster m.fl. 2007). Båda typerna av heterogenitet ökar på landskapsnivå om relativt långa omloppstider tillämpas. Skottskogar kan även fungera som spridningskorridorer mellan andra skogar, även om de i sig inte är lämpliga livsmiljöer för alla delar av en arts livscykel.

När det gäller biologisk mångfald på den genetiska nivån är inte mycket känt. En stor rumslig och temporal heterogenitet är sannolikt gynnsam för upprätthållandet av genetisk variation.

#### 4.2.8 Erfarenheter av restaurering

Stora arealer av Europas traditionella skottskogar har redan övergivits och blivit överåriga, eller ställts om till modernt skogsbruk, samtidigt som det finns en ökad förståelse för skottskogsbrukets positiva effekter på biologisk mångfald, och dess potential som modern brukningsform. Det görs därför försök med restaurering av skottskogar. Utgångsläget för restaurering av en skottskog har oftast varit en överårig, igenvuxen skottskog, ibland omställd till modernt skogsbruk genom en avverkning som lämnat en stam per sockel. Det innebär att den restaurerade skottskogen redan initialt innehållit gamla vedstrukturer. Betydligt ovanligare är beskrivningar av fall där socklarna varit utgångna, eller där skottskog nyanlagts i helt öppna biotoper. Kunskapen om hur lång tid det tar att uppnå de kvaliteter som kännetecknar en skottskog med lång kontinuitet är därför begränsad. I flera fall har återskapandet av skottskogens struktur hämmats av dålig regeneration av skott på socklarna, på grund av det gått för lång tid sedan förra avverkningen, eller på grund av för hårt bete (Geb m.fl. 2004).

I de fall där man lyckats återskapa skottskogens struktur ser man ofta påtagliga effekter på biologisk mångfald, både i förekomst av enskilda arter och i artmångfalden. Eichhorn & Eichhorn (2007) rapporterade om restaurering av kärlväxtfloran i nederländska skottskogar med ask, ek, sötkörbär, bok, naverlönn och tysklönn, med ökat artantal som resultat. Gardiner (2011) fann att antalet arter av humlor, fjärilar och gräshoppor ökade trefalt efter restaurering i brittiska skottskogar med ask, naverlönn, avenbok och tyskoxel. De flesta nya arterna koloniserade från omkringliggande öppna miljöer, vilket är den snabbaste effekten. Det kan vara mer vanskligt att få tillbaka arter som inte finns i omkringliggande miljöer, som måste överbygga längre spridningsavstånd i tillräckligt antal för att kunna etablera sig. Detta gäller sannolikt för arter som har den öppna lågskogen som sin huvudsakliga livsmiljö. Exempel från Nederländerna har dock visat att även sådana arter kan återetablera sig, till exempel grobladsnätfjäril (*Melitaea athalia*) (Vliegthart 2011).

### 4.3 Vilka organismer gynnas av energiskogsbruk?

Det moderna energiskogsbruket är en variant av skottskogsbruk som bedrivs utan överståndare med kort omloppstid, ofta på tidigare åkermark. En skillnad är att socklarna tas upp efter några omloppstider, vilket gör att de aldrig blir äldre än ca 25 år, och att störningen i markskiktet därmed blir mer omfattande. När energiodlingen anläggs bereds jorden genom plöjning, harvning och herbicidbehandling, innan sticklingarna sätts ned. Många energiskogar avverkas mycket ofta, med omloppstider på 2-5 år, medan andra får stå i upp till 20-30 år. Ibland har uttrycken ”short rotation coppice” respektive ”short rotation forestry” använts för de två varianterna (Copeland & Hardcastle 2008).

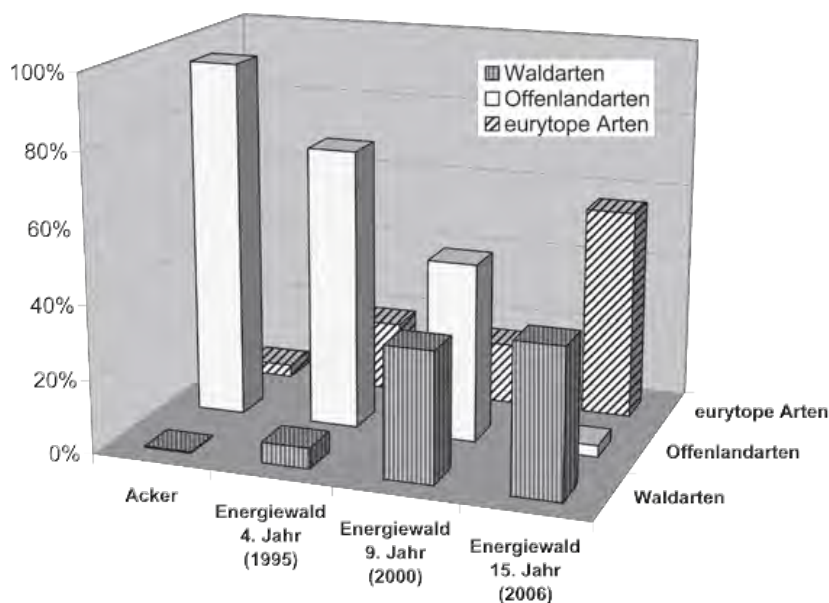
Många studier visar att energiskogen är bättre för biologisk mångfald än en åker. Studierna är inriktade på att jämföra energiskog med andra potentiella grödor på samma mark, vilket ofta är åkermark. Energiskogar hyser ingen ”egen” biologisk mångfald, utan alla djur och växter som lever där har sitt ursprung i omgivande miljöer. Efter varje avverkning eller sockelupptagning sker en nykolonisation, även om det också kan bildas en fröbank som växter kan gro ur efter en avverkning eller sockelupptagning.

Flera av de marktyper som skulle kunna vara aktuella för lågskogsbruk är idag gräsmarker, t.ex. vägrenar, outnyttjad mark i anslutning till vägar, mark längs järnvägar,

kraftledningsgator och tätortsnära parker och fritidsområden. De studier som beskriver energiskogens effekter på biologisk mångfald, jämfört med åkermark och andra öppna biotoper, är därför relevanta, även om den korta omloppstiden i energiskogen begränsar potentialen.

#### 4.3.1 Successionen i en energiskog

Det finns tecken på att energiskogen präglas av två överlagrade successionsprocesser, en som bestäms av stamavverkningens omloppstid, och en längre som bestäms av socklarnas omloppstid. Schardt m.fl. (2008) inventerade spindlar i energiskog 4, 9 och 15 år efter plantering på åkermark, motsvarande 1:a, 2:a och 3:e rotationscykeln för stammarna. Skogslevande spindelarter ökade i antal individer, medan gräsmarksarter minskade i antal, under hela studieperioden, detta trots avverkning vart femte år (figur 4.9).



Figur 4.9 Procentuell fördelning av spindelindivider, uppdelad efter ekologisk grupp (skogsarter, gräsmarksarter och biotopgeneralister) och biotop (åker, energiskog 4, 9 och 15 år efter nyplantering) (Schardt m.fl. 2008).

Artsammansättningen i energiskogen utvecklades också mot en mer utpräglad skogsfauna över tiden trots att avverkningar skedde. Det sägs inte uttryckligen i rapporten, men förmodligen stod socklarna kvar, och spindlarnas succession följde i första hand den längre omloppstiden för socklarna. Blick & Burger (2002) fann liknande resultat i en annan studie av spindlar i energiskog över två omloppstider för stammarna. Även där skedde en succession från åkerarter till skogsarter, men en riktig skogsfauna uppnåddes ej, på grund av den korta omloppstiden.

Energiskogens succession är i övrigt lik skottskogens, men den kortare omloppstiden för stammarna begränsar miljön till tidiga successionsstadier. Å andra sidan kan successionen i en energiskog gå fortare än i en traditionell skottskog, eftersom stammarna kan stå mycket tätt, så att solexponeringen snabbt avtar. Ljus- och näringskrävande växter kommer först, och ersätts sedan snabbt av mer skuggtåliga perenner (Tullus m.fl. 2012). Under de två första åren ökar artantalet kärlväxter, därefter avtar det. Eftersom överståndare saknas, och socklarna inte



blir gamla, finns det ont om gamla strukturer och substrat, och organismer som lavar och mossor får svårare att etablera sig.

Eftersom de flesta arter kommer från omgivande miljöer påverkas artsammansättningen mycket av omgivande markanvändning. Generellt förekommer få naturvårdsintressanta arter i energiskogen, istället är det mycket ruderalarter som nässlor, tistlar och gräs (Dimitriou m.fl. 2011).

Tabell 4.6 De sex vanligaste häckfågelarterna i energiskog i södra England från plantering år 0 till sista året före avverkning (Coates & Say 1999, redovisad i Rowe m.fl. 2009).

Art	Revir/ha	Art	Revir/ha	Art	Revir/ha
År 0		År 1		År 2	
Rödhöna	0,06	Rödhöna	0,07	Fasan	0,21
Sånglärka	0,04	Sånglärka	0,07	Rörsångare	0,16
Fasan	0,02	Fasan	0,04	Sävspurv	0,16
Tofsvipa	0,02	Sävspurv	0,04	Lövsångare	0,14
Gulärkla	0,02	Lövsångare	0,03	Trädgårdssångare	0,09
Kornspurv	0,02	Kornspurv	0,01	Koltrast	0,09
År 3		År 4		År 5	
Lövsångare	0,40	Lövsångare	1,04	Lövsångare	0,97
Sävsångare	0,21	Rörsångare	0,38	Koltrast	0,41
Sävspurv	0,21	Sävspurv	0,38	Rörsångare	0,41
Fasan	0,19	Rödhake	0,27	Bofink	0,41
Rödhake	0,15	Koltrast	0,27	Fasan	0,28
Rörsångare	0,11	Sävsångare	0,22	Sävspurv	0,28

Fågelfaunan i energiskog påverkas också mycket av omkringliggande miljöer (Dimitriou m.fl. 2011). Berg (2002) fann fler jordbruksfåglar än skogsfåglar i energiskogen, och alla kom från närliggande miljöer. Fler fågelarter påträffades i höga odlingar (>2m) än i låga, d.v.s beståndets ålder påverkade artantalet. Rowe m.fl. (2009) rapporterar också en ökande diversitet av fåglar i upp till 5 år efter avverkning, och en succession av olika arter som avlöser varandra (tabell 4.6). Successionen går generellt från odlingsmarksarter till buskarter och till slut skogsarter (Gruss & Schulz 2011). Generellt har energiskogar få arter och låg abundans, och ingen riktigt specialiserad häckande fågelart.

Dagfjärilfaunan i en energiskog är också i högsta grad påverkad av omgivande marker. Efter en avverkning sker en snabb kolonisation av arter som trivs i öppna miljöer, men så snart som nya skott växer upp minskar antalet individer och arter snabbt (tabell 4.7). Faktum är att energiskogens kantzonen, utanför själva odlingen, och de transportvägar som skär genom energiskogen, hyser en betydligt rikare fjärilfauna, både individ- och artmässigt (tabell 4.7).

Tabell 4.7 Antalet fjärilar per inventerad kilometer i 50 m transekter i energiskog i England. (Sage m.fl. 1994, redovisad i Rowe m.fl. 2009). Kantzon (headland) är öppen mark närmast energiskogen. Transportväg (ride) är permanenta öppna stråk som går igenom energiskogen.

Art	Mogen gröda	Avverkat	Kantzon	Transport-väg
Slättergräsfjäril ( <i>Maniola jurtina jurtina</i> )	0,00	2,36	3,78	1,12
Luktgräsfjäril ( <i>Aphantopus hyperantus</i> )	0,22	0,40	3,38	0,00
Buskgräsfjäril ( <i>Pyronia tithonus</i> )	0,22	1,56	2,44	1,12
Nässelfjäril ( <i>Aglais urticae</i> )	0,00	1,56	2,16	2,22
Rovfjäril ( <i>Artogeia rapae</i> )	0,22	1,56	2,02	0,00
Stor ängssmygare ( <i>Ochlodes venata</i> )	0,44	0,40	1,36	0,00
Kålfjäril ( <i>Pieris brassicae</i> )	0,22	0,40	1,36	0,00
Stor tätelsmygare ( <i>Thymelicus sylvestris</i> )	0,00	1,18	0,12	1,12
Aurorafjäril ( <i>Anthocharis cardamines</i> )	0,00	0,78	0,94	0,00
Rapsfjäril ( <i>Pieris napi</i> )	0,00	0,00	0,94	0,00
Amiral ( <i>Vanessa atalanta</i> )	0,22	0,00	0,28	1,12
Kvickgräsfjäril ( <i>Pararge aegeria</i> )	0,00	0,00	0,28	0,00
Vinbärsfuks ( <i>Polygonia c-album</i> )	0,00	0,00	0,14	0,00
Ärenprisnätfjäril ( <i>Euphydryas aurinia</i> )	0,00	0,00	0,14	0,00

#### 4.3.2 Jämförelser med andra biotoper

På beståndsnivå är energiskog ofta artrikare än åker, vall, degraderad mark och annan biomassagröda, men artfattigare än skog (tabell 4.8) (Copeland & Hardcastle 2008, Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011, Hossell m.fl. 2006, Janowiak & Webster 2010). Detta gäller generellt för kärlväxter, dagmaskar, spindlar, fjärilar och fåglar. För jordlöpare har i flera studier det motsatta mönstret påvisats, att energiskogen hyser färre arter än åkermark, men fler än skog. Orsaken till att energiskog är en bättre miljö än åker tros vara både den större biotopkomplexiteten, och mindre markstörning, gödning och pesticider.

Generellt hyser en energiskog fler kärlväxtarter än en åker eller en granodling, men det är huvudsakligen generalister, t.ex. stresståliga ruderalarter och konkurrenskraftiga perenner som brännässla (Baum m.fl. 2009, Dimitriou m.fl. 2011, Rowe m.fl. 2009, Sage m.fl. 2008) som koloniserar från omgivande miljöer. Mer varierande omgivande miljöer ger därför större artmångfald i energiskogen (Baum m.fl. 2009). Weih m.fl. (2003) fann att antalet arter kärlväxter i 10 av 16 bestånd var större än på åkern, och artsammansättningen var delvis annorlunda; 13-64% av arterna i energiskogen fanns också på åkern. Träda på åkermark kan hysa lika många eller fler arter än energiskogen (Rowe m.fl. 2011). Stamtätheten påverkar markfloran så att en tätare skog ger mer perenner och skuggtåliga arter, d.v.s. fler skogsarter. Tätare avverkning begränsar dock många skogslevande arter, vilket ofta ger en lägre diversitet av skogsarter än i gammal lövskog (Baum m.fl. 2009, Dimitriou m.fl. 2011, Tullus m.fl. 2012).

Litet är känt om mykorrhizasvamparnas roll i energiskogar (Dimitriou m.fl. 2011). Den typ av svampar som växer ihop med *Salix* och *Populus* är annorlunda än den som är knuten till åkergrödor, så energiskog medför en annan svampflora i marken. Graden av svampkolonisering av energiskog varierar beroende på trädart och varietet, och

skötselmetoder, på ett sätt som gör det svårt att dra enkla slutsatser, men generellt skulle svampfloran gynnas av en längre omloppstid för socklarna.

Tabell 4.8 Energiskogens värde för biologisk mångfald jämfört med åker, gräsmark och skog, enligt en review av Dauber m.fl. (2010). Varje tecken representerar en studie som anger att energiskogen hyser en större (+), likvärdig (=) eller mindre (-) biologisk mångfald än åker, gräsmark respektive skog.

Artgrupp	Åker	Gräsmark	Skog
Kärlväxter	++++ =	+	
Ryggradslösa djur i markskiktet	+		+
Daggmaskar	++++	==	
Spindlar	++		-
Fjärilar	+++		
Jordlöpare		-----	++ =
Kortvingar		-	
Fåglar	++++++ =	++ =	= -----
Däggdjur		==	= --

Schardt m.fl. (2008) studerade 156 arter spindlar i energiskog, och klassificerade dem som skogsarter, gräsmarksarter och generalister. Abundansen av spindlar på en åker jämfördes med individtätheten i energiskog 4, 9 och 15 år efter plantering på åkermark, motsvarande 1:a, 2:a och 3:e rotationscykeln. Lägsta antalet individer av skogsarter påträffades på åkern, och högsta antalet i den äldsta energiskogen. För gräsmarksarterna var mönstret det omvända (figur 4.9). Blick & Burger (2002) jämförde artsammansättningen av spindeldjur i energiskogar med omgivande åker och skog. Energiskogen var artrikare än åkern, men inte lika rik som äldre skogar, och artsammansättningen var annorlunda. Många skogsarter saknades i energiskogen.

Bland insekter har steklar, skinnbaggar, dagfjärilar (Rowe m.fl. 2009, 2011) högre abundans och artrikedom i energiskogar jämfört med åker och träda. Ofta är det energiskogens trädlösa kanter som uppvisar den största artrikedomen av fjärilar (Sage m.fl. 2008).

Den djurgrupp som oftast avviker från det generella mönstret är jordlöparna (Dimitriou m.fl. 2011, Schulz m.fl. 2009). Liesebach & Mecke (2003) inventerade jordlöpare i ett 8-årigt aspbestånd, ett nyskördat bestånd med *Populus* och *Salix*, en havreåker och en granskog. Tjugo jordlöpararter hittades i aspbeståndet, 17 i *Populus-Salix*-beståndet, 25 i havreåkern och 8 i granskogen. Mestadels var det olika arter i de fyra biotoperna. Det största individantalet fanns i havreåkern. Det är oklart varför just jordlöpare uppvisar ett mönster som avviker från andra djurgrupper.

Energiskogen har fler fågelarter och högre abundans än åkern (Dimitriou m.fl. 2011, Rowe m.fl. 2009) och barrskogen (Reddersen & Petersen 2004), men lägre mångfald än lövskog och våtmarker (Riffell m.fl. 2011). Markanvändning i omgivande mark påverkar artsammansättningen i energiskogen (Schulz m.fl. 2009), men oftast är den mer lik den i öppna miljöer än i skog (Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011). Vissa studier visar att inga

skogslevande arter alls använder energiskogen (Reddersen & Petersen 2004), medan andra påvisar ett urval av skogsarter, framförallt de vanliga, mindre krävande arterna (Rowe m.fl. 2009), medan t.ex. hålhäckare saknas. Även en del vanliga skogsarter tycks undvika energiskog, t.ex. gransångare och svarthätta. Energiskogar har stor produktion av frön av t.ex. vägtistel (*Cirsium vulgare*), svinmålla (*Chenopodium album*) och skräppor (*Rumex*) som tättingar som bofink, grönfink, gråsiska och sävsparv lever på under vintern. Energiskogar är i det avseendet bättre än åkrar och ängar, som inte innehåller så många fröbärande arter under vintern (Fry & Slater 2011)

Energiskogen kan vara en bra miljö för flera små däggdjur, och abundansen och artrikedomen kan vara lika hög som eller högre än på åkern (Giordano & Meriggi 2009, Rowe m.fl. 2009), men normalt lägre än i skog och buskmarker (Riffell m.fl. 2011).

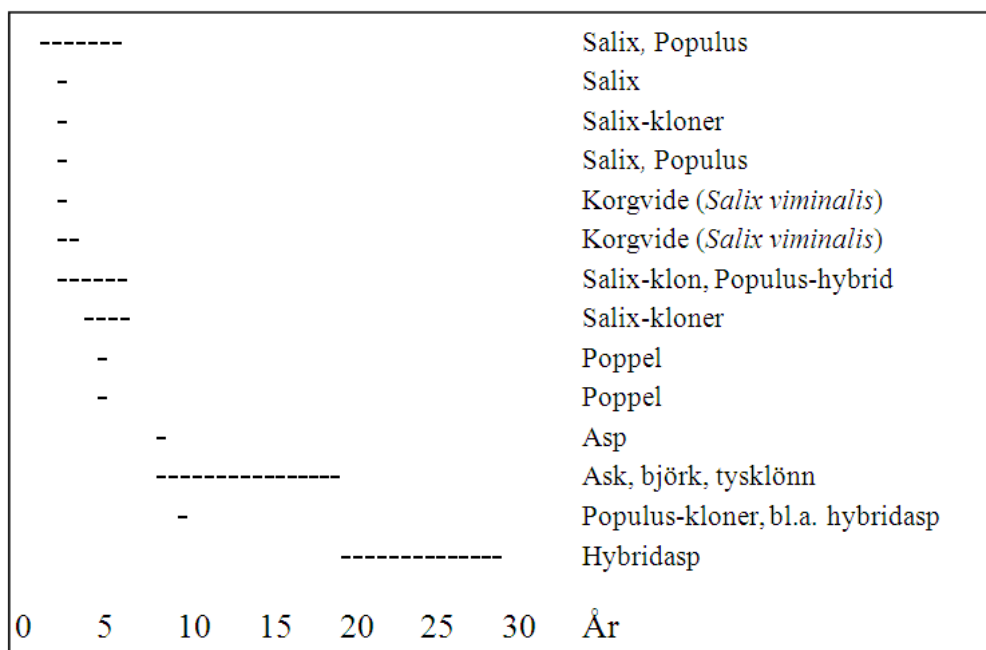
### 4.3.3 Omloppstidens betydelse

Omloppstiden i det moderna energiskogsbruket (short rotation coppice) är normalt mycket kort, bara 2-10 år om det handlar om *Salix*- och *Populus*-kloner, men med hybridasp förekommer omloppstider på 30 år (figur 4.10). Förslag om att använda andra trädslag som ask, björk och tysklönn handlar också om något längre omloppstider, från 8 till 20 år (Copeland & Hardcastle 2008). Även socklarna har en omloppstid på uppemot 25 år, varefter de också tas upp varpå odlingen nyanläggs med jordberedning genom plöjning, harvning och herbicidbehandling, innan nya sticklingar sätts ned. Energiskogen kännetecknas därför av två olika cykler, varav den ena är längre och medför en större störning. I publicerade studier (exempelvis Schardt m.fl. 2008) finns säkerligen effekten av både omloppstiderna med, utan någon separation.

De korta omloppstiderna begränsar många arter från att kunna nyttja energiskogar. I synnerhet skogslevande arter som kräver gamla substrat eller håligheter i grova stammar saknas i energiskog (Blick & Burger 2002, Tullus m.fl. 2012). Skogsarter med mindre krav på sin ekologiska nisch kan kolonisera energiskogen mellan avverkningarna, men är då beroende av korta spridningsavstånd eller spridningskorridorer. Av den anledningen är det en fördel att tillämpa osynkroniserade omloppstider i olika närliggande bestånd (Dauber m.fl. 2010). Även arter som gynnas av tidiga successionsstadier och utnyttjar *Salix* som en blommande resurs, t.ex. bin och fjärilar, gynnas av något längre omloppstider, eftersom blomningen är kraftigare i äldre *Salix*-bestånd (Reddersen 2001).

Björkman m.fl. (2004) visade att omloppstiden i en energiskog sannolikt är för kort för att biologisk kontroll ska fungera bra. De studerade tre arter bladätande skalbaggar (Chrysomelidae), som betraktas som skadedjur i odlingen, och tre arter skinnbaggar (Heteroptera), som är naturliga predatorer på skalbaggar. Abundansen av båda artgrupperna sjönk vid avverkning, men steg snabbt för skalbaggar, medan skinnbaggar tog längre tid att återhämta sig. De kunde därför inte begränsa populationsutvecklingen av skadedjuren. Säkerligen förekommer liknande störningar i många andra relationer mellan bytesdjur och predatorer, eller mellan parasiter och värdorganismer.

Även i symbiosartade relationer orsakar den korta omloppstiden störningar. Hryniewicz m.fl. (2010) studerade omloppstidens betydelse för mykorrhiza-bildning i energiskog som avverkats med tre eller sex års intervaller under en period på 15 år. De fann att olika svamparter gynnades av olika omloppstider och av olika trädslag (*Salix* eller *Populus*). Omloppstidens längd påverkade alltså vilka symbiosrelationer som utvecklades, men de kunde inte avgöra vilka svamparter som skulle vara mer gynnsamma för de odlade träden, eller för annan biologisk mångfald.



Figur 4.10 Exempel på omloppstider i energiskogsbruk i Europa (Björkman m.fl. 2004, Blick & Burger 2002, Copeland & Hardcastle 2008, Dimitriou m.fl. 2011, Fry & Slater 2011, Hryniewicz m.fl. 2010, Liesebach & Mecke 2003, Reddersen 2001, Rowe m.fl. 2009, 2011, Schardt m.fl. 2008, Tullus m.fl. 2012, Weih m.fl. 2003).

#### 4.3.4 Trädslagens betydelse

De vanligaste trädslagen i energiskogar i Europa är olika kloner och hybrider av vide (*Salix*), asp och poppel (*Populus*), t.ex. hybridasp (*Populus x wettsteinii*) och korgvide (*Salix viminalis*) (Berg 2002, Björkman m.fl. 2004, Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011, Fry & Slater 2011, Giordano & Meriggi 2009, Liesebach & Mecke 2003, Rowe m.fl. 2009, Schardt m.fl. 2008, Tullus m.fl. 2012, Weih m.fl. 2003). De flesta av dessa är förädlade på något sätt, och ibland förekommer även exotiska trädslag, t.ex. eukalyptus. Även vissa naturliga inhemska trädarter förekommer, och då oftast med något längre omloppstider, t.ex. ask, björk och tysklönn (Copeland & Hardcastle 2008).

Generellt bedöms *Salix* vara bättre än *Populus* för biologisk mångfald, både bland insekter, spindlar och fåglar (Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011, Rowe m.fl. 2009, Schulz m.fl. 2009). Rowe m.fl. (2009) rapporterade om en studie där 120 arter insekter och spindlar påträffades i en *Salix*-odling, medan bara 70 arter fanns i en motsvarande yta i ett *Populus*-bestånd. Dauber m.fl. (2010) hävdar att skillnaden är särskilt tydlig bland insekter som lever i trädskronorna, snarare än de marklevande. En orsak till detta är att *Salix* blommar rikligare än *Populus*, och utgör en bättre födokälla för t.ex. bin och fjärilar (Dimitriou m.fl. 2011, Reddersen 2001). För fåglar är *Salix*-bestånd bättre därför att de erbjuder en större biotopheterogenitet (Dimitriou m.fl. 2011). Sannolikt finns det skillnader mellan olika *Populus*-arter. Vanliga aspar hyser t.ex. en stor biologisk mångfald, särskilt om de får bli något äldre (Tullus m.fl. 2012).

En stor biotopheterogenitet uppnås också om flera olika trädslag blandas, både inom samma bestånd och i närliggande bestånd (Dauber m.fl. 2010, Janowiak & Webster 2010). En sådan strukturell variation inom bestånd anses gynna biologisk mångfald (Gruss & Schulz

2011, Schulz m.fl. 2009). Det kan också vara en fördel att blanda *Salix*-kloner med olika blomningstid, så att säsongen blir lång för insekter som söker föda i blommorna (Dauber m.fl. 2010).

Trädstrukturen tycks vara betydelsefull. Copeland & Hardcastle (2008) hävdar att trädararter som har en gles krona ger mer ljus i bottenskiktet, vilket gynnar en rikare flora i mark- och fältskikt. Å andra sidan ger en tätare skog mer perenner och skuggtåliga arter, d.v.s. fler skogsarter, som annars är en bristvara i skogar med kort omloppstid (Tullus m.fl. 2012).

Slutligen har det också konstaterats att inhemska naturliga trädslag är bättre för biologisk mångfald, t.ex. vedlevande insekter, pollinerande insekter, mykorrhizabildande svampar, lövätande insekter, och associerade sekundära konsumenter och nedbrytare, än exotiska trädslag (Copeland & Hardcastle 2008, Dauber m.fl. 2010, Hossell m.fl. 2006). Den fauna och flora som gynnas av exotiska trädslag är till stor del en uppsättning kosmopoliter och generalister med stor spridningsförmåga, ofta skadeorganismer, som tränger ut och ersätter de lokala endemerna, ofta högt specialiserade och hotade arter. Detta har betecknats som den globala nivelleringen av faunan och floran.

#### 4.3.5 Betydelse av socklar

Gamla strukturer och substrat gynnar biologisk mångfald, men i en energiskog finns inte mycket som hinner bli särskilt gammalt. De publicerade rapporterna nämner oftast ingenting om hur länge socklarna får sitta kvar, men vanligen tas de upp efter 5-10 omloppstider för stammarna. Rowe m.fl. (2009) anger 25-30 år, och Hryniewicz m.fl. (2010) 10-25 år för socklarnas omloppstid. Det är positivt för biologisk mångfald att de får sitta kvar över flera cykler för stammarna, men det vore ändå bättre om de fick sitta kvar permanent.

#### 4.3.6 Energiskogens effekter på olika organisationsnivåer

Precis som för de traditionella skottskogarna går det aldrig att dra generella slutsatser om energiskogarnas effekter på hela den biologiska mångfalden, men det finns mönster i förekomsten av olika ekologiskt avgränsade organismgrupper. I högre grad än för skottskogen tycks det som att energiskogar i första hand gynnar arter i det öppna landskapet, och skogsarter i betydligt mindre grad.

På bestånds- och gårdsnivå gynnar energiskogen biologisk mångfald jämfört med flera andra biotoper, i synnerhet åkermark, vilket de flesta studierna har koncentrerat på (Dauber m.fl. 2010, Dimitriou m.fl. 2011, Janowiak & Webster 2010, Rowe m.fl. 2011), men även degraderad mark och annan biomassagröda. Detta beror bland annat på att energiskogen kräver mindre gödsling och pesticidanvändning, att markskiktet störs mer sällan, och att den rumsliga heterogeniteten är större än på en brukad åker. Däremot kan energiskogen aldrig mäta sig med en mogen skog, även om den är brukad.

De flesta arterna i energiskogen koloniserar från omgivande landskap, och det finns ingen särskild fauna eller flora som är specifik för energiskogen. Artsammansättningen i energiskogar speglar därför mycket den biologiska mångfalden i omgivande landskap. Dock är det främst arter från omgivande öppna landskap som etablerar sig i energiskogen, och då främst i energiskogens kanter, bryn och öppningar, snarare än i biotopens kärna (Berg 2002, Dauber m.fl. 2010).

Eftersom energiskogens fauna och flora är beroende av ofta återkommande kolonisation från omgivande miljöer är det viktigt att det finns bra spridningsmöjligheter i landskapet, och att energiskogen erbjuder en stor kontaktyta mot övriga miljöer, t.ex. att den är uppbruten i många mindre bestånd med mycket kanter (Dimitriou m.fl. 2011).

Effekten av energiskog på landskapsnivå är inte entydig, utan beror på vilka biotoper som ersätts med energiskog och hur det omgivande landskapet ser ut (Tullus m.fl. 2012). Generellt bedöms energiskogar i öppna landskap tillföra värden för biologisk mångfald, medan energiskogar i ett skogslandskap är negativa (Berg 2002, Copeland & Hardcastle 2008, Dimitriou m.fl. 2011). I det senare fallet är åkrar, ängar och andra öppna miljöer en bristvara i landskapet, och om energiskog etableras där ökar bristen. Rowe m.fl. (2009) ger som exempel sånglärka, gulärta och raphöna, som riskerar att försvinna på landskapsnivå om energiskog etableras på öppna marker i ett skogslandskap. I ett öppet landskap däremot är alla former av skog en bristvara, och energiskog kan då tillföra värden på landskapsnivå (Liesebach & Mecke 2003).

Energiskogen är mest värdefull för landskapets biologiska mångfald om den består av många små parceller i olika successionsstadier, vilket skapar en stor rumslig heterogenitet i landskapet, och en temporal heterogenitet inom varje parcell. Båda typerna av heterogenitet ökar på landskapsnivå om relativt långa omloppstider tillämpas. Energiskogar kan även fungera som spridningskorridorer mellan andra skogar, även om de i sig inte är lämpliga livsmiljöer för alla delar av en arts livscykel (Giordano & Meriggi 2009, Janowiak & Webster 2010).

Energiskogar kan bidra till både ökad och minskad fragmentering i landskapet, beroende på hur omgivande landskap ser ut, och vilken artgrupp som avses. De kan också leda till mer homogenisering eller heterogenitet, beroende på omfattning och vilka miljöer som finns i övrigt i landskapet (Dauber m.fl. 2010).

#### *4.3.7 Rekommendationer för att gynna biologisk mångfald i energiskog*

Dauber m.fl. (2010) ger rekommendationer för skötsel av energigrödor, inklusive energiskog på beståndsnivå som bör gynna biologisk mångfald generellt:

- Odla grödor som kräver lite gödsling och bekämpningsmedel.
- Använd hellre biologisk kontroll än kemisk.
- Använd inhemska trädsorter.
- Blanda olika trädsorter.
- Använd *Salix*-kloner med olika blomningstid, så att blomningssäsongen blir lång.
- Bryt upp odlingen i många små bestånd med mycket kanter.
- Odla nektarväxter runt om skogen.
- Undvik större fält än 15 ha.
- Tillämpa varierande/osynkroniserade omloppstider i stora odlingar.
- Låt ogräs växa mellan träden.

Dessa rekommendationer är relevanta för ett modernt skottskogsbruk som kombinerar biomassaproduktion med bevarande av biologisk mångfald. Lärdomen är att helt undvika gödsling, bekämpningsmedel och exotiska trädslag, att istället anlägga bestånd med flera olika inhemska trädslag blandade, och att skapa många mindre parceller med långa men osynkroniserade omloppstider och goda spridningsmöjligheter. En viktig skillnad är dock att energiskogens största värden ligger i bryn och kanter, medan ett modernt skottskogsbruk bör sträva efter att skapa värden för biologisk mångfald över hela den brukade ytan.

## 4.4 Vilka organismer gynnas av hamling?

Hamling som bruksform har varit mycket utbredd i Europa (Kelly 2005, Otte m.fl. 2008) och Sverige (Slotte 2000), men har i de flesta länder nästan helt upphört, annat än som ren naturvårdsinsats. Det finns fortfarande kvar över 700.000 träd i Sverige som bär spår av hamling, och de finns i många olika slags miljöer i landskapet, t.ex. parker, gårdar, beteshagar, ängsmarker, kantbiotoper i odlingslandskapet, vägalléer och skogar.

Det finns många publicerade studier om biologisk mångfald i hamlade träd, men få som systematiskt jämför miljöer och träd med och utan hamling. Man kan urskilja två huvudtyper av studier, en som fokuserar på själva träden och de arter som lever där, och en som handlar om skötsel av ängs- och hagmarker med hamlade träd som en viktig komponent. Båda typerna ger information som kan användas för att dra slutsatser om hur hamling som en del av ett modernt lågskogsbruk skulle påverka biologisk mångfald, även om de inte är designade för att belysa hamling som skogsbruksform.

Hamling beskrivs ofta som positivt för biologisk mångfald, i synnerhet för epifytiska arter som trivs i varma och ljusa miljöer (Andersson & Appelqvist 1990, Andersson & Johansson 1984, Hallingbäck 1996, Johansson 1998, Samuelsson & Ingelög 1996, Slotte 1993, Slotte 2000, Thor & Arvidsson 1999). Hamlade träd är ofta de äldsta kvarstående träden i skogs- och jordbrukslandskapen, och de erbjuder en flerhundraårig kontinuitet som miljö för växter och djur (Aronsson m.fl. 2001, Slotte 2000). De hyser därför en rik flora av sällsynta lavararter (Hultengren m.fl. 2006), vedlevande skalbaggar av högsta naturvårdsprioritet (Dubois m.fl. 2009), hålhäckande fåglar, vedsvampar, epifytiska mossor och markflora (Dagernäs 1996, Moe & Botnen 2000). I likhet med skottskogar, men till skillnad från energiskogar, finns det i miljöer med hamlade träd organismgrupper som har sin huvudsakliga förekomst i landskapet just i sådana miljöer.

En skog som hamlas har likheter med en skottskog, med den stora skillnaden att avverkningen sker högre upp. Det gör att hela stammar, inte bara socklar, står kvar och kan bli mycket gamla. En hamlad skog innehåller därför mer gamla trädstrukturer än en skottskog, samtidigt som den kan vara lika ljus och varm. Just denna kombination av mycket gamla strukturer och ljus och värme är förklaringen till mycket av mångfalden i en hamlad skog. På beståndsnivå har en traditionellt hamlad skog eller löväng stor rumslig heterogenitet, särskilt om den består av flera olika trädslag. Däremot var den temporala variationen mindre än i en skottskog, eftersom hamlingen inte utfördes med någon egentlig omloppstid, åtminstone inte på beståndsnivå. Det är svårt att tala om någon särskild succession i en hamlad miljö som sköts med traditionella metoder. I ett modernt lågskogsbruk skulle det dock kunna vara aktuellt med omloppstider liknande dem i en energiskog.

### 4.4.1 Betydelse av gamla stammar

Ett hamlat träd erbjuder många olika livsmiljöer för epifytiska växter (Jönsson m.fl. 2011, Thor m.fl. 2010), vedlevande svampar och insekter (Jonsell & Andersson 2011), hålhäckande fåglar och fladdermöss (Rozas 2004) och andra habitatspecialister. Där finns både klena och grova grenar, torr hård ved och lös rötad ved, ung slät bark och gammal skrovlig bark (Slotte 2000). Eftersom en del av stammen är rutten finns ofta gott om håligheter, ibland med ett löst innehåll av mulm, vilket är livsmiljö för många hotade insekter, t.ex. läderbagge (*Osmoderma eremita*) (Dubois m.fl. 2009), och kvalster (Slomian m.fl. 2005). Stammen utgör en gradient i fuktighet och ljus, så att de nedre delarna av stammen erbjuder en relativt mörkare och fuktigare miljö. Nordbakken & Austad (2010) fann fler mossarter lägre ned på stammen på hamlade träd. Andra arter påträffas oftare längre upp. Sörensson (2008) föreslog ett klassifikationssystem för enskilda träds bevarandevärde, och använde spår av hamling som indikator för högsta bevarandevärde. Ju äldre trädet blir, desto större värde för biologisk



mångfald, men även själva diametern på stammen är betydelsefull. Jönsson m.fl. (2011) och Thor m.fl. (2010) hittade fler lavar på grövre träd, särskilt hos björk, ask, ek och alm.

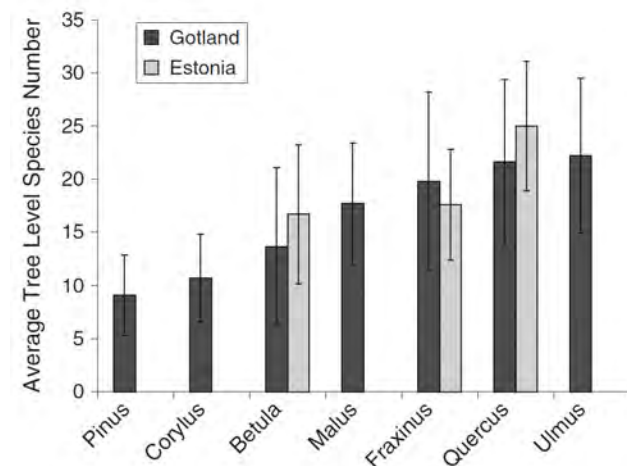
I dagens läge är många hamlade träd övergivna, och står i miljöer som växer igen, vilket missgynnar biologisk mångfald. Hamlade träd som står för skuggigt, så att de får mindre ljus och värme, har en annan epifytisk flora (Moe & Botnen 2000) och insektsfauna (Dubois m.fl. 2009).

Hamling gör att ett träd växer långsammare och når en högre ålder än normalt (Jonsell & Andersson 2011), men det utvecklar snabbare strukturer som är gynnsamma för biologisk mångfald. Dubois m.fl. (2009) rapporterade att hamlade träd får håligheter med mulm vid lägre ålder än andra träd, vid 30 cm diameter istället för 50 cm, och blir därför snabbare lämpliga som habitat för läderbaggen.

Eftersom hamlade träd ofta utgör de äldsta strukturerna i ett landskap, och erbjuder en stor variation av olika livsmiljöer, kan man se dem som kontinuitetssubstrat, som utgör refugier och spridningskällor för en viktig del av den biologiska mångfalden (Nordbakken & Austad 2010).

#### 4.4.2 Trädslagens betydelse

I Sverige har många olika trädarter hamlats, vanligast dock ask, lind, björk och asp (Slotte 2000). För närvarande finns det största antalet hamlade träd kvar på Gotland, där ask, lundalm, lönn, lind, björk och oxel har hamlats (Hultengren m.fl. 2006). Det finns få studier



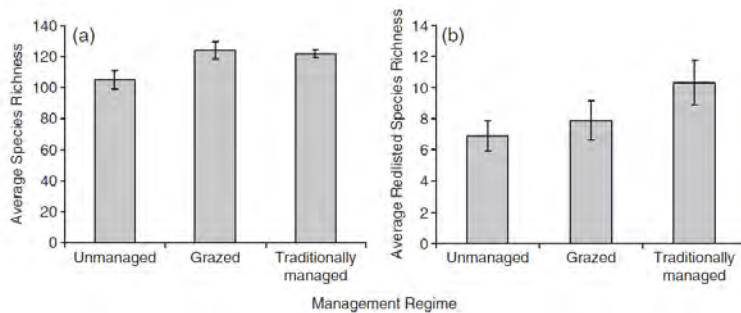
Figur 4.11 Antal arter epifytiska lavar på olika trädslag på lövängar på Gotland (Thor m.fl. 2010).

som direkt jämför olika trädarters värde för biologisk mångfald. På Gotland påträffade Thor m.fl. (2010) flest lavararter på ask, ek och alm (figur 4.11). Viktigt för artmångfalden av epifytiska lavar på beståndsnivå är också att ha en sammansättning av flera trädarter, med spridda träd av hög ålder, och relativt öppen skog.

#### 4.4.3 Betydelse av slätter och bete

Många av de hamlade träd som fortfarande sköts aktivt står i beteshagar eller lövängar som också sköts genom bete och slätter. Sådana miljöer är mycket gynnsamma för biologisk

mångfald, men i studier av sådana miljöer kan det vara svårt att veta vad som har största effekten, hamling eller bete/slätter (Gulvik m.fl. 2008). Jönsson m.fl. (2011) studerade 231 arter epifytiska lavar på Gotland, och jämförde betade trädbevuxna ängar, traditionellt skötta trädängar (slätter och hamling) och övergivna trädbevuxna ängar. I alla tre miljöerna fanns hamlade träd, men de hamlades aktivt bara på de traditionellt skötta ängarna. Fler lavararter påträffades på träd i traditionellt skötta trädängar och betade trädbevuxna ängar än i övergivna ängar (figur 4.12). De traditionellt skötta ängar hade också flest rödlistade arter (10,5 per äng, jämfört med 8,1 och 7,1). Hamlade träd uppnår sina största värden för biologisk mångfald om de står öppet och ljusst, och en markanvändning som slätter eller bete ökar sannolikheten att detta blir fallet.



Figur 4.12 Antal arter epifytiska lavar på gotländska trädängar (Jönsson m.fl. 2011), fördelat på övergivna trädbevuxna ängar, betade trädbevuxna ängar och traditionellt skötta trädängar (slätter och hamling). a) samtliga arter, b) rödlistade arter.

#### 4.4.4 Hamlingens effekter på olika organisationsnivåer

Hamling ökar det enskilda trädets struktur- och substratheterogenitet liksom trädbeståndets biotopheterogenitet, i synnerhet om det hyser flera olika hamlade trädslag. Hamling skapar också unika strukturer och substrat, som tillför livsmiljöer på alla olika organisationsnivåer. Detta gör det möjligt för fler arter att finna en lämplig livsmiljö i landskapet. Hamling av enskilda träd eller hela bestånd har alltså en positiv effekt på biologisk mångfald generellt, oavsett organisationsnivå.

### 4.5 Slutsatser från litteraturgenomgången

Litteraturstudien ger grundläggande information om många aspekter av biologisk mångfald i skottskogar, energiskogar och hamlade miljöer. De viktigaste slutsatserna avseende skottskogens biologiska mångfald är:

- Skottskogsbruk är gynnsamt för många artgrupper som behöver öppna, ljusa och varma miljöer, t.ex. markväxande årliga örter och värmekrävande insekter, men hyser även arter som trivs i mer skuggiga miljöer, t.ex. epifytiska lavar och mossor, om omloppstiden är tillräckligt lång.
- Skottskogens biologiska mångfald genomgår en succession av olika stadier, där olika artgrupper avlöser varandra.
- Den största artmångfalden får man om omloppstiden är så lång att flera successionsstadier ryms, under förutsättning att den inte blir så lång så att fröbanken och andra vilstadier tappar sin livskraft. Sannolikt uppfyller de längre omloppstiderna i den traditionella skottskogen (20-40 år) båda dessa krav.

- Lämplig omloppstid för skottskogsbruk är en kompromiss, där socklarnas regenerationsförmåga sätter en övre gräns, och mål för bevarande av biologisk mångfald eller produktionsekonomi en nedre.
- Skottskogen hyser komponenter av biologisk mångfald som regelbundet koloniserar från både öppna landskap och skogar i omgivningen.
- Det finns också en uppsättning arter som har sin huvudsakliga förekomst i skottskogar, i brist på andra lämpliga skogslandskap, och de gynnas av en kontinuitet i tillgången på skog i lämpliga successionsstadier. Skottskogen kan ses som en naturliknande biotop med lång historia och ett eget utvecklat organismsamhälle som ursprungligen levde i naturliga biotoper som inte längre existerar. Bland dessa finns många naturvårdsintressanta arter.
- Överståndare och socklar erbjuder gamla strukturer och substrat i skottskogen, som ökar möjligheten för arter knutna till gammal ved att överleva, t.ex. vedlevande skalbaggar.
- En blandning av flera olika trädslag ökar den rumsliga heterogeniteten, vilket i sin tur ger en större biologisk mångfald
- Biologisk mångfald i form av stora herbivorer, t.ex. hjortar, hämmar socklarnas naturliga regeneration, och får successionen att gå långsammare, i synnerhet för vedartade växter.
- På beståndsnivå gynnar skottskogsbruk biologisk mångfald jämfört med nuvarande markanvändning på de marktyper vi analyserar.
- Med avseende på ljuskrävande skogsarter tillför skottskogar biologisk mångfald på landskapsnivån, oavsett vad som finns runt om.
- I traditionellt skottskogsbruk var avstånden mellan olika parceller i samma successionsstadium korta, vilket gynnade arter med dålig spridningsförmåga.
- Skottskogen är mest värdefull för landskapets biologiska mångfald om den består av många parceller i olika successionsstadier, vilket skapar en stor rumslig heterogenitet i landskapet.

På motsvarande sätt kan vi dra följande slutsatser om *energiskogen*:

- Energiskogen är öppen och ljus, men tätnar snabbt efter avverkningen, då den genomgår en snabb succession.
- Energiskogen präglas av två överlagrade successionsprocesser, en som bestäms av stamavverkningens omloppstid, och en längre som bestäms av socklarnas omloppstid.
- Socklarna tas upp regelbundet, vilket gör att de aldrig blir äldre än ca 25 år. Störningen i markskiktet blir därmed mer omfattande än i den traditionella skottskogen.
- De korta omloppstiderna för stammar (2-5 år) begränsar många arter från att kunna nyttja energiskogar, i synnerhet skogslevande arter som kräver gamla substrat eller håligheter i grova stammar, som saknas.
- Energiskogar har ingen lång historia, och de ersätter ingen försvunnen naturlig biotop, och därför hyser de ingen "egen" biologisk mångfald, utan alla djur och växter som lever där har sitt ursprung i omgivande miljöer. Ofta koloniserar de regelbundet efter varje avverkning.
- Artsammansättningen i energiskogar speglar mycket den biologiska mångfalden i omgivande landskap, och generellt förekommer få naturvårdsintressanta arter.
- Energiskogen är artrikare om den har en stor kontaktyta mot övriga miljöer, t.ex. att den är uppbruten i många mindre bestånd med mycket kanter.
- Energiskogens kantzon, utanför själva odlingen, hyser ofta en rikare fauna och flora.

- En större biotopheterogenitet uppnås om flera olika trädslag blandas, både inom samma bestånd och i närliggande bestånd. Inhemska naturliga trädslag är bättre för biologisk mångfald, t.ex. vedlevande insekter, pollinerande insekter, mykorrhizabildande svampar, lövätande insekter, och associerade sekundära konsumenter och nedbrytare, än exotiska trädslag.
- På beståndsnivå är energiskog ofta artrikare än åker, vall, degraderad mark och annan biomassagröda, men artfattigare än skog.
- Effekten av energiskog på landskapsnivå är inte entydig, utan beror på vilka biotoper som ersätts med energiskog och hur det omgivande landskapet ser ut. Generellt bedöms energiskogar i öppna landskap tillföra värden för biologisk mångfald, medan igenplantering av öppen mark med energiskogar i ett skogslandskap är negativt.
- Energiskogen är mest värdefull för landskapets biologiska mångfald om den består av många små parceller i olika successionsstadier, vilket skapar en stor rumslig heterogenitet i landskapet.
- Energiskogar kan fungera som spridningskorridorer.

För *miljöer med hamlade träd* drar vi följande slutsatser:

- Hamling ger öppna, ljusa och varma miljöer.
- Hamling gör att ett träd växer långsammare och når en högre ålder än normalt, och skapar värdefulla vedstrukturer och substrat, vilka uppstår tidigare än om trädet inte hamlas.
- Hamlad skog innehåller mer gamla strukturer i form av stammar än en skottskog, samtidigt som den kan vara lika ljus och varm. Denna kombination av mycket gamla strukturer och ljus och värme är förklaringen till mycket av mångfalden i en hamlad skog.
- De hamlade träd som finns kvar i Sverige erbjuder en flerhundraårig kontinuitet som miljö för växter och djur, om hamlingen får fortsätta aktivt.
- Många organismgrupper har sin huvudsakliga förekomst i landskapet i miljöer med hamlade träd.
- Hamlade träd som står för skuggigt får en fattigare fauna och flora, och om igenväxningen fortsätter dör trädet.
- Hamlade träd utgör refugier och spridningskällor för många arter i landskapet.
- Hamlade träd är värdefulla för hotade arter.
- Markanvändning som slåtter eller bete ger en bra miljö för hamlade träd.
- Hamling av enskilda träd eller hela bestånd har en positiv effekt på biologisk mångfald generellt, oavsett organisationsnivå.

Våra slutsatser om skottskogsbruk, energiskogsbruk och hamling överensstämmer med tidigare sammanställningar (Helldin m.fl. 2009, Lennartsson m.fl. 2010). Lennartsson m.fl. (2010) trycker särskilt på två faktorer som är viktiga för biologisk mångfald knuten till träd och buskar i jordbrukslandskapet, nämligen ljus och ålder. Detta är också det generella resultatet av vår studie.

#### 4.6 Vilken information saknas?

Syftet med denna studie är att belysa möjligheten att bedriva ett modernt lågskogsbruk på marker som idag inte brukas, och vad det skulle innebära för biologisk mångfald. Det är

därför viktigt att kunna göra de jämförelser som beskrivs i tabell 4.1. Den information vi funnit i publicerade källor är sällan direkt tillämplig för sådana jämförelser, men den ger viktiga pusselbitar. Många publikationer beskriver biologisk mångfald i skottskogar, energiskogar och hamlade träd utan att göra någon egentlig jämförelse, och vissa mer lättstuderade artgrupper dominerar i studierna, medan mycket litet görs på andra artgrupper. Relativt få studier om skottskogar har berört mossor, lavar och svampar. Bland djuren är det framförallt fjärilar och skalbaggar som uppmärksammas, medan t.ex. markfaunan nästan helt ignoreras.

Vi saknar studier som uttryckligen och systematiskt undersöker effekten på biologisk mångfald av trädslagssammansättning, stam- och sockeltäthet och omloppstid, och som undersöker vilken betydelse socklar och överståndare har som gamla strukturer. Det behövs också studier av hamlade miljöer där man separerar effekterna av olika skötselinsatser som hamling, bete och slätter. Det vore också lämpligt med studier som uttryckligen jämför biologisk mångfald i ett modernt lågskogsbruk med mångfalden i existerande miljöer som lågskogsbruket skulle ersätta. Biologisk mångfald på den genetiska nivån verkar vara ett fullkomligt ostuderat fält i detta sammanhang.

En förståelse om vilka strukturer och abiotiska förhållanden som skapas i en skottskog eller en hamlad miljö, tillsammans med information om olika arters ekologiska krav gör det möjligt att mer i detalj analysera möjliga effekter av ett modernt lågskogsbruk. Några sådana analyser har emellertid oss veterligt inte gjorts. Vad gäller lågskogsbiotopernas struktur skulle troligen vissa slutsatser kunna dras från olika slags träd- och buskmosaiker i odlingslandskapet, där exempelvis ljusinsläppet, typen av vedväxter och den rumsliga variationen mellan buskar och grässvål är nyckelfaktorer (Lennartsson m.fl. 2010).

## 5 Fallstudie: Hörjels stubbskottsäng

På Naturskyddsföreningen i Skånes forsknings- och undervisningsgård finns idag Sveriges enda kvarvarande autentiska och restaurerade stubbskottsäng (figur 5.1). Området är något mindre än 1 hektar och sköts till stor del av ideella krafter med anknytning till Naturskyddsföreningen (Nihlgård m.fl. 2013). Hörjel ligger ca 7 km nv om Tomelilla centrum men i Sjöbo kommun. Gården donerades till Naturskyddsföreningen i Skåne 1976 av dåvarande ägarna Sigurdh och Edith Andersson till minne av deras förtidigt bortgångne son Ingvar Elvin Sigurdhsson. Gården är en fyrlängad skånegård och de tillhörande markerna är mycket speciella då de innehåller en provkarta på traditionell skånsk markanvändning. Här finns t.ex. ett mycket artrikt utmarksbete, en restaurerad översilningsäng samt den här aktuella restaurerade stubbskottsängen.

Stubbskottsängen utgjorde en mosaik av öppna slåtterytor och grupper av träd och buskar varav flertalet basalhöggs med en kort omloppstid, normalt mellan 10-25 år. De avverkade stubbskotten användes till hägnader, bränsle m.m. Stubbskottsängar var, fram till 1800-talets enskifte, ett karaktäristiskt inslag framför allt i den mellanskånska risbygden.



*Figur 5.1 Stubbskottsängen vid Hörjelgården, Skåne. (Foto Urban Emanuelsson)*

Träd och buskar gav viktiga produkter, men de hade också en gynnsam inverkan på gräshöproduktionen. De sades "djuprota" ängen. Härmed avsågs att de med sina rötter når djupare ner i marken än gräs och örter. Via fallförnan kommer, jämfört med en öppen äng, på så sätt en större mängd växtnäring i cirkulation. En annan fördel är den s.k. röjgödslingseffekten eller "skogsfrodnaden". I samband med skörden av stubbskotten aktiveras markens mikroflora och -fauna och mycket finrötter dör som en anpassning till den

minskade biomassa som finns att försörja ovan jord. Härigenom frigörs näringsämnen i marken och dessa kan utnyttjas av gräs och örter.

Inom ett 0,7 ha stort område som tidigare utgjort äng, men som fått utvecklas till slutet högskog, påbörjades 1982 arbetet med att återskapa en stubbskottsäng. Området indelades i tolv delytor om vardera 500-600 kvm. Under den följande 12-årsperioden avverkades årligen flertalet träd och alla buskar inom en delyta. År 1997 påbörjades en ny omloppscykel i och med att stubbskotten i den först huggna delytan skördades. Varje vinter skördas nu stubbskotten i den delyta som höggs första gången för tolv år sedan.

Stubbskottsängen fagas (d.v.s. torrt fjolårsgräs samt torra löv och nedfallna grenar räfsas ihop och bränns) varje år i början av april och slås med lie och slätterbalk i slutet av juli. Några veckor efter avslutad slätter släpps en mindre grupp djur in på efterbete.

Parallellt med arbetet med att återskapa stubbskottsängen har utvecklingen följts av vegetation (kärnväxter) och produktionen av ved samt hö och förna. Forskningen när det gäller vegetationsförändringar är koncentrerad till de tre först huggna delytorna. I var och en av dessa är tjugo 1 m<sup>2</sup> stora ytor utslumpade.

Vegetationsanalyser och produktionsmätningar utfördes årligen under de första sex åren, därefter i medeltal vart tredje år. Vegetationsanalyserna består av täckningsgradsuppskattning i en femgradiga skala, och har visat på stora förändringar över tiden, med fr.a. en successiv ökning av andelen gräs och halvgräs.

Höproduktionen mäts genom att, efter avslutad vegetationsanalys, provytorna skördas och höet torkas och därefter vägs. Höproduktionen i den första femtonåriga omloppscykeln ökade drastiskt till ett maximum 2-4 år efter huggning, för att därefter långsamt minska. Höproduktionen varierar dock mellan åren, troligen beroende på vädret. Vidare har förna och vedproduktion mätts framförallt under de senaste fem åren inom alla de ytor som behandlats. Vedproduktionen har mätts detaljerat endast 2012.

Stubbskottsträden i Hörjel utgöres av avenbok, sälg, lind, lönn, alm, ask, bok, varav de två förstnämnda arterna är något mer talrika än de andra. Till detta kommer att alm och ek har funnits traditionellt som enstammiga överståndare i stubbskottsängen. Vid restaureringens början 1982 fanns nästan en överståndare per parcell. Därefter drabbades almarna av almsjuka och idag finns endast fyra stora ekar kvar som överståndare. I de produktionsmätningar som redovisas här för Hörjels stubbskottsäng ingår inte den produktion som överståndarna står för.

*Tabell 5.1 Produktion i stubbskottsängen på Hörjelgården, Skåne. Metodik och beräkningar beskrivs närmare av Nihlgård m.fl. (2013). I beräkningen antogs att ett ton torrsubstans motsvarar ett energiinnehåll på 4,9 MWh (se avsnitt 8.2). \* Uppskattat medeltal med stor årlig variation (2,0-5,5 ton/ha).*

Fraktion	Torrsubstans (ton/ha år)	Energi (MWh/ha år)
	(ton/ha år)	(MWh/ha år)
Ved	2,8	13,8
Förna	1,8	8,7
Hö	3,5*	17,2
<i>Summa</i>		39,7

Produktionsberäkningarna bygger på att mätningar har utförts av den mängd material som skördas vid tre tillfällen under en årscykel i stubbskottsängen: 1) I februari/mars huggs de flerstammiga träden i en parcell per år. Mätning av den vedbiomassa som då tas ut utgör basen för vedproduktionsmätningen. 2) Under april månad gör s.k. fagning. Askan sprids i stubbskottsängen. Detta görs traditionellt för att det skall gå att producera ett så "rent" hö som möjligt. Mätningar av den hopräfsade fagningsfraktionen har också gjorts innan materialet har bränts. 3) I juli sker slåtter, och hömängderna har då också mätts.

Slutligen finns det ytterligare en liten biomassafraktion som inte mätts, nämligen de örter och gräs som tas ut av boskap i anslutning till efterbetet som sker under ett par veckor i september. Metodik och beräkningar för mätningar av ved, hö och förna beskrivs närmare av Nihlgård m.fl. (2013).

Resultaten från mätningarna till dags dato redovisas i tabell 5.1. Sammantaget visar mätningarna på att produktionen av ved, förna och hö från stubbskottsängen ligger på ca 40 MWh/ha år, varav veden utgör 13,8 MWh/ha år. Om man därtill lägger den mindre produktionsfraktionen från överståndare samt gräs och örter som betas bort i anslutning till efterbetet i september ligger totalproduktionen mätt i energitermer uppskattningsvis på 40-45 MWh/ha år. Det ska dock understrykas att uthålligheten i denna produktionsnivå inte är känd.



## 6 Några möjliga scenarier för lågskogsbruk

I ovanstående avsnitt beskrivs lågskogsbruket såsom vi tolkar att det har bedrivits historiskt, och hur det bedrivs återupptaget av främst kulturhistoriska skäl vid Hörjelgården. Målsättningen med projektet är dock att utveckla lågskogsbruket som en modern och effektiv form av biobränsleproduktion, utifrån dagens förhållanden, behov och möjligheter. På vilka marker och med vilka metoder detta kan åstadkommas behöver studeras ytterligare.

Litteraturen visar på stora variationer i hur lågskogsbruk har bedrivits och kan bedrivas. Beroende på region, markslag, näringstillgång, lokalklimat, topografi, historisk och nuvarande markanvändning, transportmöjligheter, behov av ytterligare sortiment (exempelvis timmer), potential för natur- och rekreationsvärden etc. är de olika variationsmöjligheterna i teorin närmast oändliga, och brukaren kan för det enskilda beståndet laborera med bl.a. trädslag och trädslagsblandning, förband, skördeintervall, avverkningsteknik, stubbhöjd (skottskog eller hamling), överståndare, och kombination med annat markutnyttjande. Det går alltså egentligen inte att beskriva lågskogsbruk med bara en eller ett fåtal sinnebilder (lika lite som man kan göra det för högskogsbruk).

Med detta sagt ser vi ändå ett värde i att beskriva några möjliga scenarier för lågskogsbruk i det moderna landskapet, där lågskogsbruket idag skulle kunna vara extra attraktivt. Scenarierna har legat som underlag för beräkningen av potentiella arealer nedan (avsnitt 7) och för två har en systemanalys med avseende på klimatpåverkan och energibalans gjorts (avsnitt 9.3 och 9.4). Scenarierna kan ses som förslag på lågskogar som skulle etableras omedelbart på ett antal utvalda platser av demonstrations- och forskningsskäl. Scenarierna är inte uttömmande, och i alla scenarier kan man tänka sig flera olika varianter i detaljutformningen.

### 6.1 Optimerad produktion och kolinlagring

I detta scenario tänker vi oss en skottskog av al med täta förband mellan socklarna och få eller inga överståndare. Skogen växer på frisk tillfuktig, någorlunda näringsrik mark, i fuktiga lägen dominerar klibbal, annars gråal. En sådan skottskog kan exempelvis anläggas på övergiven eller översvämningsbenägen åkermark, eller etableras från existerande alsumpskog. I fuktiga miljöer finns risk för lustgasproduktion, framförallt om markens fuktighet tillåts variera starkt, det är alltså viktigt att man håller en relativt fuktig miljö konstant. I detta scenario gödslas skogen ej (al fixerar luftkväve och behöver därför inte gödslas). Alskogen skulle kunna bli något mer produktiv om den gödslas, men å andra sidan försvinner en hel del av gödselmedlet ut antingen som läckage eller som gödsel för en högrörtsflora som dels är mindre intressant ur naturvårdssynpunkt, och dels kommer att konkurrera med alen. Det skulle då behövas ogräsbekämpning. Skörd sker av samtliga skott vid basen omkring vart 5:e år, och skörden görs vintertid för att undvika körskadorna. Relativ närhet till transportvägar och åtminstone i södra delarna av landet relativ närhet till värmeverk gör att transporten inte är begränsande. Uppskattad produktion av biomassa är 4-5 ton TS (torrsubstans) eller 20-25 MWh per hektar och år.

### 6.2 Tätortsnära med höga natur-, kultur- och friluftsvärden

I detta scenario finns också ett produktionsintresse, men andra värden måste också bevakas. Här tänker vi oss en skottskog med socklar av lind, ek, ask och avenbok i halvtäta förband, och ek som överståndare. En sådan skottskog kan anläggas i tätortsnära skogar och parker, eller tidigare ängs- och betesmarker eller skogsbeten, och existerande träd kan

användas som utgångspunkt. Denna skog kan stå på mindre näringsrik mark men bör inte gödslas. Skogen skördas vid ca 30 års ålder, men skörden sker årligen (eller vartannat år) på mindre delar av beståndet (parceller, luckor eller korridorer) för att bibehålla landskapsbild och tillgänglighet för friluftslivet. Överståndarna plockhuggs för kvalitetstimmer, med längre intervall än 30 år, eller behålls som evighetsträd. Skogen kommer i alla åldersstadier att vara lättframkomlig för allmänheten, och det skapas inga stora kala hyggen. Störningsytorna blir små, och överståndarna bibehåller ett trädsnitt. Vi tänker oss mycket korta avstånd för transport och avsättning (exempelvis kommunala värmeverk). Uppskattad produktion av biomassa är ca 3 ton TS, eller 15 MWh per hektar och år.

### 6.3 Vägområden

I detta scenario tänker vi oss en halvtät hamlingsskog av exempelvis lind, ek, björk och bok (trädslagen måste väljas för att inte skjuta för mycket skott längs stammen). Den kan etableras i mindre/långsmala bestånd på trafikplatser, rastplatser eller andra utvidgade vägområden, som ofta är väl-dränerad och torr mark. Det är inte alla marker vid vägar som lämpar sig för hamlingsbruk, men vi bedömer att det finns tillräckligt mycket av sådan mark för att det ska vara ett realistiskt scenario. Träden måste stå så att de inte stör sikten, utgör krockrisker, eller drar till sig betande vilt. Skogen gödslas ej; kvävenedfall från trafiken ger en viss gödslings effekt, och för övrigt måste behovet av siktröjning av fält- och buskskikt minimeras. Jämfört med uppväxande sly skapar hamlingen öppnare vägkanter där trafikanterna ser eventuellt vilt som kan komma hoppande. Träden skördas för övrigt genom hamling på 3-4 m höjd just för att inte locka vilt till vägområdet. På så sätt blir vägkanterna mycket mindre attraktiva för viltet jämfört med konventionell röjning som producerar frestande nya skott som viltet betar. Mycket nära till transport och i södra delarna av landet relativt nära till avsättning gör att transporten inte är begränsande. Uppskattad produktion av biomassa är 2-3 ton TS, eller 10-15 MWh per hektar och år.

### 6.4 Kraftledningsgator

I kraftledningsgator kan vi tänka oss en skottskog av främst asp och björk i täta förband (figur 6.1). Den utgår från existerande bestånd, så artblandningen kan bli stor. Skörd sker vid basen, inga överståndare lämnas, dock kan enstaka träd hamlas (skördas på 2-3 m höga stubbar) i ytterkant av ledningsgatan. Kraftledningsgator täcker flera olika typer av marker, dock företrädesvis mindre näringsrika, så gödsling kan vara aktuellt för att optimera produktionen. Skörd av hela beståndet sker omkring vart 15:e år. Uttransport till bilväg sker längs den s.k. patrullstigen, men kan i vissa lägen vara olönsamt lång. Man skulle kunna zonera kraftledningsgatorna så att gödsling och hög produktion prioriteras där skotningsavståndet är kort, och istället prioritera biologisk mångfald i områden som ligger längre ifrån bilväg, och där låta bli gödslingen. Detta scenario kanske är mest aktuellt i södra delarna av landet (Götaland/Svealand) där avstånden till avsättningen inte är för stora. Uppskattad produktion av biomassa är 2-3 ton TS/ha år, eller 10-15 MWh/ha år.

### 6.5 Övergivna ängs- och hagmarker

I detta scenario tänker vi oss en skottskog baserad på igenväxningsvegetation, ofta sälg, asp och björk, i täta förband. Kompletterande plantering kan behövas. Denna skottskogstyp kan tänkas passa i skogs- och mellanbygd, ofta på mindre näringsrika marker, och gödsling



*Figur 6.1 Igenväxande sly i kraftledningsgata. (Foto J-O Helldin)*

bör dock undvikas för att undvika negativa effekter på kvarvarande naturvärden. Skörd sker i mindre parceller med en omloppstid på 15-20 år. Inom en parcell kapas samtliga skott vid basen. Åtminstone i vissa lägen är det relativt nära till transportvägar och avsättning. Uppskattad produktion av biomassa är 2-4 ton TS eller 10-20 MWh per hektar och år.

## 6.6 Tidsperspektiv i våra scenarier

Ett modernt lågskogsbruk skulle kunna utformas på flera olika sätt, vilket de olika scenarierna ovan illustrerar. Gemensamt för scenarierna är att det i dagens läge inte sker någon biomassaproduktion på aktuella marker. Ibland finns rester av äldre skottskogar, där ett lågskogsbruk skulle kunna återupptas, men det är mycket ovanligt i Sverige. Hamlade träd finns i större antal, även om många av dem inte längre hamlas aktivt. Det finns därigenom en potential att utnyttja, åtminstone på vissa marktyper, när det gäller att återuppta hamling som lågskogsbruk. För flera av scenarierna skulle dock nyanläggning av skottskog respektive hamlingsskog vara nödvändig.

I de flesta analyser och jämförelser i denna rapport har vi utgått från ett tänkt pågående lågskogsbruk. Vi diskuterar alltså hur ett etablerat lågskogsbruk skulle fungera som producent av biobränsle, och hur det skulle påverka biologisk mångfald, inte hur det skulle se ut under en nyanläggningsfas. Vårt argument för denna avgränsning är att ett modernt lågskogsbruk skulle bygga på ett kontinuerligt bruk med i huvudsak spontan regenerering av biomassa, inte på regelbunden nyplantering, medan nyanläggningsfasen är av övergående natur. Vi är dock fullt medvetna om att jämförelser med annan markanvändning i det korta tidsperspektivet skulle kunna falla annorlunda ut om vi också beaktade nyanläggningsfasen.

En berättigad fråga är då hur lång tid som behövs för att en nyanlagd skottskog eller hamlingsskog ska uppnå de värden för biologisk mångfald som vi förknippar med ett etablerat lågskogsbruk. Svaret kommer sannolikt att bero exakt på vilken mark man utgår ifrån, och

vilken tidigare kontinuitet av lämplig skötsel som finns på platsen. I tätortsnära områden med höga naturvärden, i övergivna ängs- och hagmarker, och i skyddade områden med försummad skötsel, skulle höga värden kunna nå tämligen omgående, medan det längs vägar och kraftledningsgator skulle ta längre tid. För den del av den biologiska mångfalden som gynnas av mer ljus och värme i tidiga successionsstadier skulle sannolikt höga värden uppnås snabbare än för den del som är beroende av gamla vedstrukturer i skottskogssocklar eller grova hamlade träd. Det handlar alltså om en gradvis uppbyggnad av höga värden för biologisk mångfald, det finns ingen absolut brytpunkt då det går från trivialt till värdefullt.

En ny skottskog som anläggs på t.ex. övergiven åkermark skulle anläggningsmässigt likna en energiskog. Sticklingar skulle planteras, och klippas efter ett par år för att gynna förgrening av skotten. Det genetiska material som används som sticklingar skulle dock kunna vara annorlunda än det som används i modern energiskog. Dels handlar det ofta om en blandning av olika trädslag, och dels skulle biologisk mångfald gynnas av en genetisk variation inom trädslagen, vilket skulle betyda en mix av sticklingar från olika föräldraträd. Under tillväxtfasen finns också stora likheter med en energiskog, med ett stort uppslag av tunna skott från små socklar. I de fall en energiskog består av inhemska trädslag som björk och asp, med omloppstider på uppemot 30 år, kommer utvecklingen i en skottskog länge att vara mycket likartad, och distinktionen är mer semantisk än biologisk. Med kortare omloppstider i energiskogen uppkommer snabbare biologiska skillnader mellan en skottskog och en energiskog. Vi kan som exempel göra en jämförelse mellan en energiskog som avverkas vart 5:e år och stubb-bryts och nyplanteras vart 25:e år, och en skottskog där stammarna huggs vart 25:e år och socklarna står kvar hela tiden. Det räcker då med 10-15 år för att skottskogen ska hinna utveckla värden som inte finns i energiskogen. Efter att stubbarna brutits upp i energiskogen blir skillnaden mellan energiskogen och skottskogen ändå mer märkbar, och efter 50-75 år finns i skottskogen ansevärd värden kopplade till gamla vedstrukturer.

Vid jämförelser som rör effekter på biologisk mångfald är långa tidsperspektiv de mest relevanta, men för frågor om kolbalanser kan det vara högst relevant att även beakta kortare tidsperspektiv. Under en skottskogs anläggningsfas sker kolinlagringen relativt långsamt för att sedan gå snabbare. Efter den första avverkningscykeln ökar inlagringstakten, och kan därefter ligga på en ganska hög nivå konstant. Detta beror på att skotten som kommer upp efter avverkning skjuter fart snabbt, mycket snabbare än planterade träd. En närmast permanent kolinlagring kommer sedan att ske i socklar och mark. Denna inlagring blir kvar mycket länge. Efter kanske 100 år kommer en viss balans att inträda då sockelnedbrytning och markoxidation balanserar ny inlagring. Detta kan variera högst avsevärt men blir antagligen gynnsammast i relativt fuktig miljö. Ett exempel är Ulagapskärret på Hallands Väderö, som är en gammal stubbskottsäng som innehåller enorma socklar och djupa organiska lager. Negativt är om fuktighetsnivån tillåts variera för mycket i sådana miljöer. Då kan lustgasbildning bli ett resultat.

Återinlagringen av kol är lika snabb i lågskogsbruk som i *Salix*-odling, men kolförrådet och kolsänkan är mer långlivad i lågskog: när *Salix*-stubbarna bryts upp efter 25 år fortsätter lågskogssocklarna att lagra in kol i princip så länge man vill. De uppbrutna *Salix*-stubbarna ger också läckage av kol från nedbrutna rotsystem. Vi måste alltså skilja mellan återinlagring, där lågskogen i ett kort tidsperspektiv lagrar in kol lika snabbt som energiskogen, och kolförråd/kolsänka, där lågskogen i ett långt tidsperspektiv har ett mer långlivat förråd än *Salix*-odlingen.

## 6.7 Rumsperspektiv i våra scenarier

I det traditionella europeiska skottskogsbruket var den rumsliga dynamiken ofta stor. De enskilda markinnehaven var ofta små, och uppdelade i parceller på i storleksordningen en halv till en hektar. Varje år avverkades en parcell, med resultatet att skogen blev ett lapptäcke med parceller i olika successionsstadier. Hur avverkningen gjordes kunde också variera mellan olika parceller; ibland togs alla stammar bort, ibland togs bara ett urval av stammar per sockel, och ibland fanns överståndare som stod kvar över flera omloppstider, för att plockhuggas när det behövdes byggnadsvirke. Att ha överståndare i skottskogsbruket kan ha flera stora fördelar, både ur ett mångfaldsperspektiv och ur ett rekreativt perspektiv. Det har dessutom visat sig att detta är ett sätt att odla högkvalitativt ektimmer, då skottskogen skuggar ekstammarna periodvis och hindrar vattskotts bildning.

I våra scenarier för modernt lågskogsbruk ser vi en variation i hur avverkningen av en parcell går till, ibland blir resultatet en kalhuggen yta, och ibland ett glesare bestånd med kvarstående överståndare. Sannolikt behöver parceller som avverkas vara större än i det traditionella skottskogsbruket, med tanke på att man behöver få ekonomi i användningen av skogsmaskiner, men det är viktigt att efterlikna den traditionella skottskogens småskaliga rumsliga dynamik, med korta avstånd mellan nyupptagna ytor och gamla bestånd, för att underlätta spridning av organismer. Skottskogen som sådan ska ha lång kontinuitet, men i den lilla skalan kan olika successionsstadier avlösa varandra. En möjlig lösning som kan ge goda biodiversitetsresultat utan att parcellerna blir för små, är att göra parcellerna långsmala. Stora maskiner kan då arbeta i dem samtidigt som gränsytorna mellan olika parceller med olika huggningsår kommer att bli långa. Detta medför också att ”inspridningsavstånden” för olika organismer blir korta. Det moderna skottskogsbruk vi förordar skulle rymma kalhuggna ytor, men de skulle vara mindre än dagens trakthyggen i skogsbruket, uppvisa större variation i utseendet, och de skulle vara föremål för snabbare succession, eftersom socklarna står kvar och skjuter nya skott.

En annan aspekt av rumsperspektivet är det faktum att vi ser möjligheter till olika scenarier för lågskogsbruk på olika marker. För de flesta av våra scenarier finns potentiellt konkurrerande intressen i markanvändningen, t.ex. mellan produktion av biomassa och bevarande av natur- eller kulturvärden, friluftslivets behov, trafiksäkerhet m.m. Ofta ser vi möjligheter till synergier snarare än konflikter, t.ex. att man med lågskogsbrukets metoder kan skapa en biotopskötsel som gynnar biologisk mångfald, men det finns även aspekter av ett modernt lågskogsbruk som inte är kompatibla med andra intressen. Det gäller därför att utforma lågskogsbruket så att sådana konflikter minimeras. I olika scenarier kan därför balansen mellan produktionen och andra intressen variera. Det faktum att vi i vissa scenarier ser en relativt intensiv produktion av biomassa som främsta prioritet, med t.ex. större kalhuggna parceller, betyder inte att det är den lämpligaste bruksformen på alla marktyper.

## 7 Potentiella arealer för lågskog

Vi har gjort en bedömning av den potentiella energiproduktion från lågskogsbruk bedrivna på ett antal olika marktyper som idag inte utgör produktionsmark i egentlig bemärkelse. Vi har grovt uppskattat tillgänglig markareal, och kombinerat med bedömningar av produktion av biomassa och energi per ytenhet från avsnitt 8.3. Resultaten redovisas översiktligt i tabell 7.1, och bakgrunden till beräkningarna i texten nedan.

Tabell 7.1 Uppskattade arealer som kan vara aktuella för lågskogsbruk i Sverige, uppskattad produktion torrsbstans (TS) av lågskogsbruk på dessa marker, och bruttoenergivärde det skulle generera. Underlag för beräkningarna redovisas i texten. 1 TWh=1.000.000 MWh

Marktyp	Areal (x1000 ha)	Produktion (ton TS/ha år)	Produktion (MWh/ha år)	Total energi (TWh/år)
Skyddade områden	15-23	2-4	9,8-19,6	0,15-0,45
Restmarker i jordbrukslandskapet	168-275	3-5	14,7-24,5	2,46-6,74
Ängs- och hagmarker med CAP-stöd	5,4-13,5	2-4	9,8-19,6	0,05-0,26
Väg- och järnvägsområden	67	2-5	9,8-24,5	0,66-1,64
Kraftledningsgator	175	2-3	9,8-14,7	1,72-2,57
Tätortsnära parker och friluftsområden	20	3-5	14,7-24,5	0,29-0,49
<i>Totalt</i>	<i>450-574</i>			<i>5,33-12,16</i>

### 7.1 Underlag för beräkningarna

#### 7.1.1 Skyddade områden

Sverige har ca 4.424.000 ha landareal skyddad av naturvårdsskäl. Huvuddelen utgörs av naturreservat. En betydande andel av den skyddade naturen utgörs av lågproduktiv skog och fjäll. Två kategorier av den skyddade naturen kan bli aktuell för någon form av lågskogsbruk;

- 1) Ängs- och hagmarker: Många sådana marker behöver röjas kontinuerligt för att behålla eller förbättra sina kulturhistoriska och biologiska kvaliteter. Det finns inom EU:s regelverk för skyddade områden och områden med miljöersättningar regler för när uttag får göras. Jordbruksverket har utrett hur dessa regler skall tillämpas i Sverige och funnit i samråd med EU att det är helt i sin ordning att hävda genom bl. a. olika former av huggning i t. ex. lövängar. En stor andel utgörs av områden på Öland med begränsad produktivitet – dessa har räknats bort. Vi uppskattar därmed att det finns ca 5.000-8.000 ha ängs- och hagmarker som kan vara aktuella för lågskogsbruk.
- 2) Skog med en bakgrund som betesmark/skogsbete. Där finns stora natur- och kulturvärden som kan bevaras och förstärkas med lågskogsbruk. Exempel på hur detta kan göras finns i Ölands Mittlandskog där bl.a. WWF sedan 20 år initierat ”naturvårdsavverkningar” som

de facto är en form av lågskogsbruk. Det är rimligt att anta att man får störst nytta av lågskogsbruk i skogsreservaten om denna skötselform sker insprängd i ytor som i övrigt får ha en fri utveckling. Skogsbete i kombination med lågskogsbruk är också en möjlig skötselform. Totalt finns ca 30.000-50.000 ha skyddad skogsmark som kunde brukas med naturvårdsinriktad lågskogsskötsel, dock med hänsyn till praktiska omständigheter och relationen till äldre skog bedömer vi den realistiska arealen till 10.000-15.000 ha.

Summa 1-2: 15.000-23.000 ha.

I bedömningen av produktionspotentialen (tabell 7.1) har antagits att aktuella skyddade områden (såväl ängs-/hagmark som skog) ligger huvudsakligen i södra delen av landet, på medelgod mark, och att den tänkta lågskogen utgörs av trivial- eller ädellöv, där produktionsvärden för dessa trädslag tagits från tabell 8.5.

*Metod:* i) Genomgång av länens naturreservatsbeskrivningar (i någon mån även biotopskyddsområden), ii) Naturvårdsverkets statistik över skyddade områden, iii) fältstudier i Skåne län, Stockholms län och Blekinge län.

### 7.1.2 Restmarker i jordbrukslandskapet

Det finns idag ca 2.500.000 ha åkermark i Sverige. Tre typer av ”restmarker” i jordbrukslandskapet kan bli aktuella för lågskogsbruk:

- 1) Åkerrenar. Regelbunden avverkning av slyvegetation i åkerrenar gör att dessa håller sig täta och kan på så sätt bättre fungera som erosions- och vindskydd. I Skåne län, Uppsala län och Värmlands län är ca 1% av åkerrenarna delvis buskbevuxna och därmed aktuella för lågskogsbruk. Uppräknat till hela landet ger en grov uppskattning på 25.000 ha åkerrenar.
- 2) Dåligt arronderad åkermark (långsmala s.k. gipar, små avlägsna åkrar) eller i övrigt svårbrukad åker. Arealen är svåruppskattad, men en mindre studie i Skåne ger arealer på 0,5-2%. Uppräknat till hela landet skulle detta ge 12.500-50.000 ha. Den högre siffran är motiverad av att det kan finnas betydligt större andelar dåligt arronderad åkermark i andra delar av landet i jämförelse med Skåne. Här finns en kunskapsbrist.
- 3) Övergiven åkermark. En svårberäknad men potentiellt stor kategori med tyngdpunkt i skogs- och mellanbygd. Flygbildsanalys från Västerbottens län, Kronobergs län och Blekinge län uppräknat till hela landet i kombination med jordbruksstatistik pekar på spannet 130.000-200.000 ha.

Summa 1-3: 167.500-275.000 ha.

I bedömningen av produktionspotentialen (tabell 7.1) har antagits att restmarkerna ligger huvudsakligen i norra och mellersta delarna av landet, på god mark, och att den tänkta lågskogen utgörs främst av triviallöf, där produktionsvärden för dessa trädslag tagits från tabell 8.5.

*Metod:* i) studier av flygbilder från Skåne län, Uppsala län, Värmlands län, Västerbottens län, Kronobergs län och Blekinge län, ii) resultat från NILS-programmet (Allard m.fl. 2008), iii) Jordbruksverkets statistik över aktiv jordbruksmark.

### 7.1.3 Ängs- och hagmarker med CAP-stöd

Sammanlagt 270.000 ha i Sverige; 7.000 ha är slåttermark och 229.000 ha är betesmark, resten behöver restaureras för att kvaliteten på dem ska bevaras. En relativt stor andel av dessa ängs- och betesmarker innehåller avsnitt som skulle kunna utnyttjas för lågskogsbruk. En komplikation är att återväxten hos stubbskotts-socklarna kan begränsas avsevärt av de betande djuren. Å andra sidan finns ett ständigt restaureringsbehov. Med ledning av de skötselbehov som finns i Blekinge län och Skåne län beräknas 2-5% av ängs-/hagmarkernas

ytor som möjliga lågskogsytor. Uppräknat till hela landet blir det 5.400-13.500 ha. Marker med CAP-stöd ligger endast undantagsvis inom skyddade områden, vi bortser därmed från ett eventuellt mindre överlapp mellan dessa två marktyper.

I bedömningen av produktionspotentialen (tabell 7.1) har antagits att aktuella ängs- och hagmarker ligger huvudsakligen i södra delarna av landet, på medelgod mark, och att den tänkta lågskogen utgörs av trivial- eller ädellöv, där produktionsvärden för dessa trädslag tagits från tabell 8.5.

*Metod:* i) Jordbruksverkets statistik över ängs- och hagmarker, ii) uppskattat skötselbehov i existerande sydsvenska hagmarker.

#### 7.1.4 Väg- och järnvägsområden

Vägnätet i Sverige är 415.000 km långt, järnvägsnätet ca 11.000 km. Tre typer av väg- och järnvägsområden kan bli aktuella för lågskogsbruk:

- 1) Vägrenar. Endast 25% av vägarna uppskattas dock ha förutsättningar för lågskogsskötsel i renarna. Vi har valt bort bl.a. vägar som gränsar mot branter, åkermark eller bebyggelse. Skogsbilvägarna har mycket smala sidoområden och kan bara i liten utsträckning bli aktuella. Återstår en sträcka på ca 100.000 km. På denna sträcka kan de möjliga kantzonerna som skulle kunna användas för lågskogsskötsel variera mellan 1 och 10 m; med medelvärdet 3 m blir totalsiffran 30.000 ha.
- 2) Outnyttjad mark i anslutning till vägar. Kontakter med Trafikverket ger vid handen att det är fråga om små arealer som rent praktiskt skulle kunna komma till användning; en mycket grov uppskattning är 1.000 ha.
- 3) Mark längs järnvägar. Endast ca 6.000 km uppskattas vara användbara för lågskogsskötsel, eftersom branter, åker, tätorter m.m. bortgår. En 2x30 m bred zon kan utnyttjas, vilket ger ett resultat på 36.000 ha.

Summa 1-3: 67.000 ha.

I bedömningen av produktionspotentialen (tabell 7.1) har antagits att aktuella väg- och järnvägsområden ligger huvudsakligen i södra delarna av landet, på näringsfattig mark, och att den tänkta lågskogen utgörs av triviallöf, där produktionsvärden för dessa trädslag tagits från tabell 8.5.

*Metod:* i) Nationell vägdatabas, ii) järnvägsdatabas, iii) studier av enskilda typanors utseende, iv) pers.komm Trafikverket.

#### 7.1.5 Lövsumpskog

Kategorin fanns med i ansökan. Dock befaras konflikterna och de negativa naturvårdseffekterna bli betydande om dessa områden börjar användas som lågskogar. Vi har därför valt att lyfta bort denna kategori.

#### 7.1.6 Kraftledningsgator

I landet finns 15.000 km stamnät för högspänning plus 200.000 km sekundärledningar. För stamnätet har 50 m använts som genomsnitts bredd vilket ger 75.000 ha, för sekundärnätet 5 m vilket ger 100 000 ha; summa 175.000 ha.

I bedömningen av produktionspotentialen (tabell 7.1) har antagits att kraftledningsgatorna ligger huvudsakligen i norra delarna av landet, på näringsfattig mark, och att den tänkta lågskogen utgörs av triviallöf, där produktionsvärden för dessa trädslag tagits från tabell 8.5.

*Metod:* i) Svenska kraftnäts statistik, ii) fältstudier vid kraftledningar, iii) diskussioner med personer med fälterfarenhet av kraftledningsgator.



### 7.1.7 Tätortsnära parker och fritidsområden

Det finns stora skötselbehov i tätorternas och i de tätortsnära parkerna och friluftsområden. Kostnaderna är höga för kommunerna. Att beräkna arealen på den möjliga ytan lågskog i dessa sammanhang är mycket svårt då det främst har att göra med om kommunerna är villiga att bedriva sådan skötsel. Ökar lågskogsskötseln mer generellt i landet kan man nog tänka sig att lågskogsskötsel kan breda ut sig i extensivt skötta parker. Av Sveriges kommuner kan man uppskatta att ca 200 har relevanta förutsättningar. Om 100 ha anläggs per kommun skulle den sammanlagda siffran bli 20.000 ha. Siffran kan verka hög, men just det faktum att lågskogsskötsel kan vara ett kostnadseffektivt markanvändningsalternativ och dessutom, i väl skötta sammanhang ett naturvårdsmässigt attraktivt alternativ, gör att siffran är realistisk.

I bedömningen av produktionspotentialen (tabell 7.1) har antagits att de kommunala markerna ligger huvudsakligen i södra delen av landet, på god mark, och att den tänkta lågskogen utgörs främst av ädellöv, där produktionsvärden för dessa trädslag tagits från tabell 8.5.

*Metod:* Rena antaganden med utgångspunkt från hur det ser ut i många kommuners parker och friluftsområden, då skötselkostnaderna här är höga och kan förbilligas utan att områdena blir mindre attraktiva

## 7.2 Eventuella konflikter med andra markintressen

I detta sammanhang har endast delvis tagits hänsyn till andra intressen än biomassaproduktion. För flera av marktyperna vi inkluderat finns uppenbara motstående intressen. Vad gäller naturvårdsmarker (skyddade områden samt ängs- och hagmarker) kan naturvårdare som förespråkar fri utveckling och minimal mänsklig påverkan reagera. Därför behövs studier samt faktasammanställningar från bl.a. brittiskt lågskogsbruk som visar på de konkreta naturvårdsvinsterna samt effektiv kommunikation av dessa bedömningar. För väg- och järnvägsområden finns en konflikt med trafiksäkerhet, eftersom lågskogar i vissa stadier kan försämra sikten vid sidan om vägen eller järnvägen samt locka vilt till väg-/järnvägsområdet. Lågskog alltför nära vägen eller banan kan också i övrigt försvåra väghållningen. Även andra konflikter är möjliga, exempelvis med kraftnätsägare eller jordbruket.

## 8 Produktion i lågskog

I detta kapitel redovisas produktionen i volymer och energi för olika trädslag och för skottskogsbruk. Vi börjar med att redovisa olika trädslags vedkaraktärer och produktionsförmåga för att sedan göra en analys av potentiell energiproduktion av skottskogsbruk.

### 8.1 Vedkaraktär hos olika trädslag

I tabell 8.1 anges litteraturuppgifter på ungefärliga torr-rådensiteten för olika trädslag, alltså ett omräkningstal som anger förhållandet mellan virkets vikt i absolut torrt tillstånd och virkets volym i rått tillstånd. Detta omräkningstal behövs för att beräkna hur mycket torrsbstans ved (ton/ha och år) ett visst skogsbestånd producerar i relation till produktionen i rå volym ( $\text{m}^3\text{sk/ha}$  och år, räknat på stamved ovanför fällskäret inklusive bark). Densiteten i virket skiljer sig mellan olika trädslag och påverkas delvis av växtplats och skogsskötsel, samtidigt som densiteten av virket från olika trädslag kan skilja mellan ung ved (splint) och gammal ved (kärna) (Rytter 2004, Nylinder m.fl. 2006). Omräkningstalen kan därför skilja sig åt något beroende på vilka referenser man använder. Relationen mellan trädslagen torde dock vara tillförlitlig. Tabellen visar att de ädla lövträden har högre densitet och därmed högre energiinnehåll än de andra trädslagen, räknat per rå volym.

Tabell 8.1 Torr-rådensitet för olika trädslag. Jämförande trädslag och triviala lövträdslag till vänster och ädla lövträd till höger. Källor: Rytter (2004), Nylinder m.fl. (2006), Mytting (2012). \* = uppskattat värde.

Trädslag	Torr-rådensitet	Trädslag	Torr-rådensitet
Gran	0,35	Ask	0,55
Hybridasp	0,35	Avenbok	0,66
Hybridlärk	0,45	Bok	0,58
<i>Salix</i>	0,33	Ek	0,55
Asp	0,38	Fågelbär	0,49
Björk	0,49	Lind	0,43
Gråal	0,36	Lönn	0,53
Klibbal	0,37	Hassel	0,5*
Rönn	0,52		
Sälg	0,43		

### 8.2 Skogsproduktion vid korta omloppstider

En av de viktigaste egenskaperna för att ett trädslag skall vara attraktivt ur ett virkesekonomiskt perspektiv är självklart dess produktionsförmåga och produktionen skiljer sig mycket mellan olika trädslag (tabell 8.2). Olika trädslags produktion/tillväxt skiljer sig också åt genom att medeltillväxten ( $\text{m}^3\text{sk/ha}$  och år) kulminerar olika fort, och man använder därför olika omloppstider (tid mellan föryngring/skottskjutning och avverkning) för olika

trädslag. För att jämföra olika trädslag är det därför viktigt att jämföra dem när respektive medeltillväxt kulminerar. Det är då som trädslaget utnyttjar växtplatsen som bäst för produktion. Till exempel kulminerar björkens medeltillväxt tidigare än granens, varför björk oftast sköts med kortare omloppstider då virkesproduktionen står i fokus.

Produktionsjämförelser mellan olika trädslag som är lämpliga för skottskogsbruk försvåras av att det för dessa trädslag saknas långliggande produktionsförsök som täcker in en rad olika marktyper och geografiskt vitt skilda lokaler över landet. Samtidigt finns endast få försök med skottskogbruk om man bortser från *Salix* och hybridasp. Av de försök som finns med många trädslag begränsas dessa ofta av att det saknas upprepningar och de är upprättade på en enda lokal. Ett sådant exempel är trädslagsförsöket i Snogeholm i Skåne som ger en bild av olika trädslags produktion på tidigare åkermark (tabell 8.2). När man jämför produktionsförmågan hos olika trädslag bör man som nämnts ta hänsyn till när medelproduktionen kulminerar, annars blir jämförelsen missvisande. I Snogeholmsförsöket (tabell 8.2) kan det därför vara missvisande att jämföra till exempel bokens produktion med björkens eftersom bokens medeltillväxt kulminerar senare (över 100 år) än björkens (ca 30-40 år), och ofta producerar bok bra på goda marker vilket inte framgår av nedanstående tabell (Löf m.fl. 2009). Snogeholmsförsöket är ändå lämpligt att redovisa i förhållande till skottskogsproduktion eftersom omloppstiderna där är relativt korta, även om medelproduktionen inte kulminerat för flera av trädslagen.

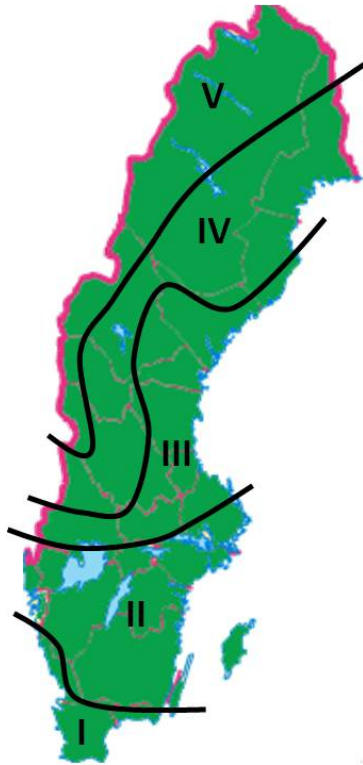
För att beräkna den totala biomassaproduktionen ovan mark skall toppar och grenar läggas till stamvedsproduktionen. Den andel som toppar och grenar utgör av den totala biomassan brukar minska med stigande ålder, åtminstone för barrträd, medan det för vissa ädellövträd kan vara stor andel grenar även i hög ålder (Nihlgård 1972). För triviala lövträd brukar grenandelen ligga på 8-20% (Rytter 2004). I denna text har vi, om inte annat anges, använt 15% för alla lövträd och något högre, 20%, för gran. Alla trädslag har ungefär samma energiinnehåll per viktenhet i absolut torr ved (McKendry 2002) och vi har räknat med att 1 ton torrsbstans motsvarar 4,9 MWh.

Det råder ökad konsensus om att blandade växtsamhällen kan producera mer biomassa än monokulturer (Hector m.fl. 1999), men detta är inte alltid lätt att utnyttja inom vanlig skogsproduktion och effekten är ofta liten. Till exempel förekommer inga blandskogseffekter i Snogeholmsförsöket (tabell 8.2). Om man utnyttjar olika arters miljökrav, till exempel kombinerar skuggtåliga med mer ljuskrävande trädslag, så kan vissa blandningar producera mer än trädslagsrena bestånd (Pretzsch m.fl. 2010). Ofta är det emellertid det mest högproducerande trädslaget som sätter gränsen för vilken produktion som kan uppnås på viss mark (Olsthoorn m.fl. 1999).

Generellt sett är tillväxten högst i södra Sverige och sjunker norrut (figur 8.1) (Bergh m.fl. 2007). Medeltillväxten i den svenska skogen är ungefär 10 m<sup>3</sup>sk/ha&år i södra Götaland och endast ungefär 2 m<sup>3</sup>sk/ha&år längst i norr. Men siffrorna är ungefärliga och stora variationer förekommer inom varje delområde beroende på topografi, lokalklimat och marktyp.

Tabell 8.2 Produktion i vissa rena och blandade bestånd i Snogeholms landskapslaboratorium 15 år efter plantering på tidigare åkermark i Skåne. De olika bestånden är inte upprepade, men växer på samma mark. Olika planteringsförband har använts för de olika arterna och blandningarna. Omräkningstalen för torr-rådensitet redovisas i tabell 8.1, inkluderandet av toppar och grenar samt energiinnehåll redovisas i texten. Källa: Försöksdokumentation Sydsvensk skogsvetenskap, SLU.

Bestånd (15 år)	Volym			Torr- substans	Energi
	Totalprod. (m <sup>3</sup> sk/ha)	Totalprod. + topp&gren (m <sup>3</sup> sk/ha)	Medelprod. (m <sup>3</sup> sk/ha år)	Medelprod. (ton/ha år)	Medelprod. (MWh/ha år)
<b>Jämförande trädslag</b>					
Gran	209	251	17	6	29
Hybridasp	279	321	21	7	34
Hybridlärk	253	291	19	9	44
<b>Triviallöv</b>					
Asp	92	106	7	3	15
Björk	145	167	11	5	24
Glasbjörk	113	130	9	4	20
Klibbal	129	148	10	4	20
Rönn	24	28	2	1	5
<b>Ädellöv</b>					
Avenbok	59	68	5	3	15
Bok	48	55	4	2	10
Bergek	85	98	7	4	20
Ek	87	100	7	4	20
Fågelbär	32	37	2	1	5
Lind	136	156	10	4	20
Lönn	23	26	2	1	5
<b>Blandade bestånd</b>					
Björk+Lind	133	153	10	4	20
Ek+Asp	85	124	9	4	20
Ek+Lönn	68	78	5	3	15
Ek+Lind	75	87	6	3	15
Lind+Lönn	103	118	8	4	20
Asp+Björk+ Klibbal+Sälg	150	173	11	4	20



Figur 8.1 Aktuell ungefärlig medeltillväxt på den svenska skogsmarksarealen i relation till geografiskt läge. I = södra Götaland 10 m<sup>3</sup>sk/ha år (100%), II = Götaland och Svealand 8 m<sup>3</sup>sk/ha år (80%), III = södra Norrland och Norrlands kustland 6 m<sup>3</sup>sk/ha år (60%), IV = Norrlands inland 4 m<sup>3</sup>sk/ha år (40%) och V = skog närmast fjällen 2 m<sup>3</sup>sk/ha år (20%).  
Källa: Anpassad efter Bergh m.fl. (2007).

Tillväxten av träd och växter är som nämnts också mycket beroende på vilken marktyp de växer på. Förutom allmän näringstillgång spelar fuktighetsgraden och jorddjupet också stor roll och olika trädslag skiljer sig åt vad gäller vilken mark de kan växa på (Rytter 2004). Ask, klippal och glasbjörk växer till exempel relativt bra på fuktig mark medan tillväxten för många andra trädslag sjunker kraftigt där. Gråal däremot kan växa bra på hyfsat torr mark. På de riktigt torra markerna växer inga träd bra, men vissa trädslag kan överleva som till exempel tall och ek. Karaktäristiskt är att alla trädslag växer bäst på rika och djupa jordar. I tabell 8.3 visas siffror på medelproduktion av gran, bok och ek från danska trädslagsförsök (Madsen & Braüner Nielsen 2012). På de allra bästa markerna kan bok producera mer än gran (Carbonnier & Hägglund 1969). Karaktäristiskt är också att granen upprätthåller sin produktion på medelmåttiga marker, vilket delvis torde förklara varför den är så populär för skogsproduktion. Observera skillnaden i produktion jämfört med Snogholmsförsöket där omloppstiden endast var 15 år (tabell 8.2). Då de danska försöken endast löpt över 44-47 år, och medelproduktionen kulminerar tidigare för gran jämfört med bok och ek torde nedanstående siffror gynna granen.

Det finns inga riktigt bra jämförelser mellan produktionen av asp, al och gran i Sverige. Däremot har det på senare tid tagits fram jämförelser mellan björk och gran (Tegelmark 2000, Bergquist m.fl. 2005). För björk är det svårt att särskilja vårt- och glasbjörk som i de flesta skogar vanligen är självföryngrade. Vårtbjörksandelen ökar sannolikt från fattig till rikare mark, från blöt till torr mark och från norr till söder. Glasbjörken producerar ungefär 75% av vårtbjörkens produktion på samma mark (Rytter m.fl. 2008).

Tabell 8.3 Medelproduktionen av energi (MWh/ha år) från biomassa ovan jord av bestånd av för gran, bok och ek på olika marktyper i Danmark. Omloppstiden i alla bestånd var 44-47 år. Källa: Trädslagsförsök i Danmark redovisade i Madsen & Braüner Nielsen (2012).

Trädslag	Rik mulljord	Tidigare jordbruksmark	Lerjord fuktig	Medelmåttig frisk	Näringsfattig torr
Gran	51	44	32	48	17
Bok	44	24	19	15	10
Ek	30	18	22	20	9

Olsson Tegemark (2000) använde ståndortsindex som grund för sina jämförelser av vårbjörk och gran (tabell 8.4). Ståndortsindex beräknas som övrehöjsträdens höjd i meter vid åldern (mätt vid brösthöjd) 100 år (gran) och 50 år (björk). Ståndortsindex benämns t.ex. G24 till G36 för gran och B23 till B26 för björk, där de högre siffrorna för varje trädslag indikerar bättre ståndort (mark/lokal) eftersom träden då blir högre. På de bättre markerna producerar björken ungefär 75% jämfört med granen, medan den producerar något mer på de medelgoda markerna (tabell 8.4). I jämförelsen ingår bara medelgoda till bra ståndorter. Medelproduktionen kulminerar tidigare för björk jämfört med gran varför nedanstående siffror torde gynna björken. Bergquist m.fl. (2005) presenterade resultat från riksskogstaxeringens material över hela Sverige och där menade de att björkens produktion är lägre än granens på alla ståndorter och riktigt låg jämfört med gran på de bästa markerna. I deras beräkningar ingår emellertid troligen en större andel glasbjörk och resultaten är inte överförda till torrsubstansproduktion.

Tabell 8.4 En jämförelse av beräknad medelproduktion av energi (MWh/ha år) för gran och huvudsakligen vårbjörk på samma mark i Svealand med ståndortsindex som grund. Medelåldern på provträden i materialet var 40 år för björk och 39 år för gran. Värdena har räknats fram genom att använda omräkningstalen för inkluderandet av toppar och grenar och sedan överföra dessa värden till energi. Källa: Olsson Tegemark (2000).

Trädslag	Ståndortsindex			
	G24/B23	G28/B24	G32/B25	G36/B26
Gran	16	18	21	27
Björk	18	19	20	21

### 8.3 Tillgängliga studier på skottskog

När det gäller skottskogsproduktion är uppgifterna fåtaliga och spretande. I tabell 8.5 har vi samlat data från olika försök med intressanta trädslag för svenska förhållanden. Skottskogar tycks inte producera mer än konventionellt skött skog, men resultatet beror ofta på antalet stammar per hektar (Harmer & Howe 2003). I vissa fall kan skottskog ge ett extremt högt antal skott och då ökar produktionen. Det finns få uppgifter om rekommenderade omloppstider förutom för *Salix* som är ett av de mest undersökta objekten i detta sammanhang. För ädla lövträd i England rekommenderas omloppstider på 25-35 år i

skottskogsskötsel (Harmer & Howe 2003). Ungefär samma omloppstider rekommenderas i mellersta och norra Finland för glasbjörk (Hytönen & Issakainen 2001). Johansson (2008) rekommenderar omloppstider på 10-15 år för skottskog av björk i mellersta Sverige. Asp och al tycks kunna producera bra även med kortare omloppstider (tabell 8.5). Vad gäller de ädla lövträden i tabell 8.5 har bestånden skötts som skottskog med överståndare, något som torde göra att produktionssiffrorna hamnar i underkant jämfört med ren skottskog. Värdet av ett fåtal större timmerträd per hektar borde adderas till dessa bestånd. Försöken i tabell 8.5 har utförts på geografiskt vitt skilda lokaler med olika typer av mark. Vidare har olika förband (avstånd mellan träd eller antal träd per ha) används i de olika försöken. Det är därför svårt att dra långtgående slutsatser från de fåtaliga försöken.

Det finns uppgifter om att den första generationen skottskog tenderar att producera något mer än den ursprungliga planteringen/föryngringen, samtidigt som senare generationer tenderar att producera något mindre (Geyer 2006). Även här tycks olika trädslag reagera olika. Orsaken till detta är inte klarlagt men det ligger nära till hands att anta att marken kan bli något utarmad av långvarig upprepad skottskogsskörd (Buckley 1992). Dessa resonemang stämmer bra överens med svenska försök på grot- och biobrännsluttag och den efterföljande planterings produktion (Egnell 2009). Där kan granplantornas tillväxt påverkas negativt medan tallplantor verkar vara mindre känsliga för sådant uttag.

Vad gäller hamlings, det andra sättet tillämpa lågskogsbruk, så finns det ytters lite uppgifter om tillväxt efter skörd (Burnett & Gilluly 1988). De flesta studier som finns tycks vara gjorda i tropiska förhållanden i olika agroforestry system med liten relevans för svenska förhållanden. I tempererat klimat finns studier som visar att vissa ekarter och vanlig björk svarar bra på hamlings, något som stämmer med historisk kunskap om det vida utnyttjandet av denna metod (Burnett & Gilluly 1988, Hauge 1998). Många andra trädslag har också hamlats i det förindustriella Europa (se avsnitt 4.4.2).

Tabell 8.5 Publicerade uppgifter om torrsubstansproduktion efter skottskogsbruk för några lämpliga svenska trädslag och buskar. Medelproduktionen för torrsubstans (TS) och energi har avrundats till närmaste heltal och räknats fram genom att använda omräkningstalen för torr-rådensitet, inkluderandet av toppar och grenar och sedan överföra dessa värden till energi. År står för omloppstid mellan skottskördar.

Trädslag	År	Medelprod. (ton TS/ha år)	Medelprod. (MWh/ha år)	Lokal/land	Marktyp	Kommentar	Referens
Salix	4	10	49	Södra Sverige	Jordbruk	Ofta gödlat	Rytter 2004
Hybridasp	2	10	47	Skåne, Sverige	Jordbruk		Rytter 2006
Asp	5	4	18	Södra Tyskland	Jordbruk		Lieseback m.fl. 1999
	35	5	26	Finland	Rik skog		Vuokila 1977
Klibbal	2	3-10	17-49	Kansas, USA	Jordbruk		Geyer 2006
	5	13	62	Kentucky, USA	Frisk finjord		Wittwer & Stringer 1985
	20	2	10	England	Fuktig skog	Överståndare	Harmer & Howe 2003
Gråal	3	4-5	18-23	Dalarna, Sverige	Skog		Rytter m.fl. 2000
	8	5	25	Finland	Frisk skog		Saarsalmi m.fl. 1991
Glasbjörk	8	3	13	Mellesta Finland	Torv		Hytönen & Issakainen 2001
	16	2	10	Norra Finland	Torv		Hytönen & Issakainen 2001
Vårtbjörk	21	3	21	Södra Finland	Torv	Vårt&glasbjörk	Hytönen & Aro 2012
	31	3	16	England	Torr skog	Överståndare	Begley & Coates 1961
Ask	32	2	10	England	Fukt. kalk- lera	Överståndare	Harmer & Howe 2003
Ek	37	3	13	England	Frisk skog	Överståndare	Harmer & Howe 2003
	20-45	6-3	30-13	England & Wales	-	-	Crockford & Savill 1991
Lind	12	2	9	England	Lera	Överståndare	Harmer & Howe 2003
Hassel	15	3	15	England	Hage		Evans 1984

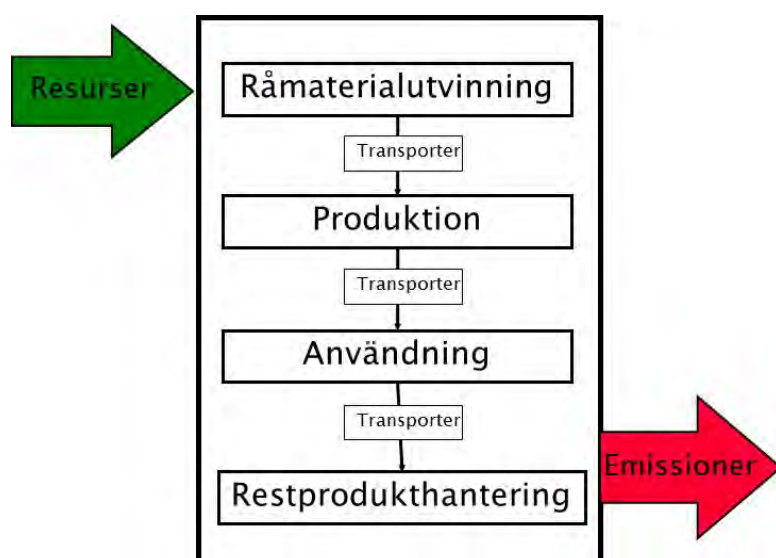


## 9 Livscykelbaserad systemanalys av lågskogsbruk

Syftet med systemanalysen i projektet var att undersöka lågskogsbrukets miljöpåverkan med avseende på i första hand klimat, samt dess potential som biomassaleverantör, under etablerade skötselformer och i jämförelse med alternativa system för produktion av biomassa. För detta syfte valdes en livscykelbaserad systemanalys, eller, om man så vill, en begränsad livscykelanalys. En fullständig livscykelanalys rymdes inte inom detta pilotprojekts ramar. Kapitlet omfattar en analys baserad på data från Hörjelgården (kapitel 5), samt två mer övergripande analyser av två scenarier för lågskogsbrukssystem som tagits fram i projektet. Analysen av dessa bygger på lärdomar från analysen av Hörjel, viss data samt antaganden om dessa system (avsnitt 8.3). Under rubriken "Tolkning" i respektive avsnitt diskuteras för vart och ett av fallen specifika frågor. En övergripande diskussion om lågskogsbruk och metodfrågor hålls i avsnitt 9.5.

### 9.1 Systemanalys med livscykelperspektiv

Livscykelanalys (LCA) är en standardiserad systemanalytisk metod som bygger på att följa en produkt utefter hela dess produktkedja, "från vaggan till graven", och utefter denna räkna in samtliga resurser som går åt och samtliga utsläpp (inklusive fast avfall) som uppstår (figur 9.1), och därmed få en bild av produktens totala potentiella miljöpåverkan. För mer information om LCA som metod hänvisas till de ISO-standarder som finns (ISO 14040 1997, ISO 14041 1998, ISO 14042 2000), eller en översiktlig lärobok som t.ex. Baumann & Tillman (2004).



Figur 9.1 Modell av en livscykel som används i livscykelanalys (från A-M Tillman).

Här har vi tittat på lågskogsbruket med ett livscykelperspektiv, dvs från ”vaggan” i form av plantskolning eller existerande sockel beroende på scenario, till ”graven” i form av förbränning av den skördade biomassan (omhändertagandet av askan dock utelämnat). Vi har inte räknat in alla resurser och emissioner som man gör i en regelrätt LCA utan begränsat oss till energi och kol.

## 9.2 Systemanalys av lågskogsbruket vid Hörjelgården

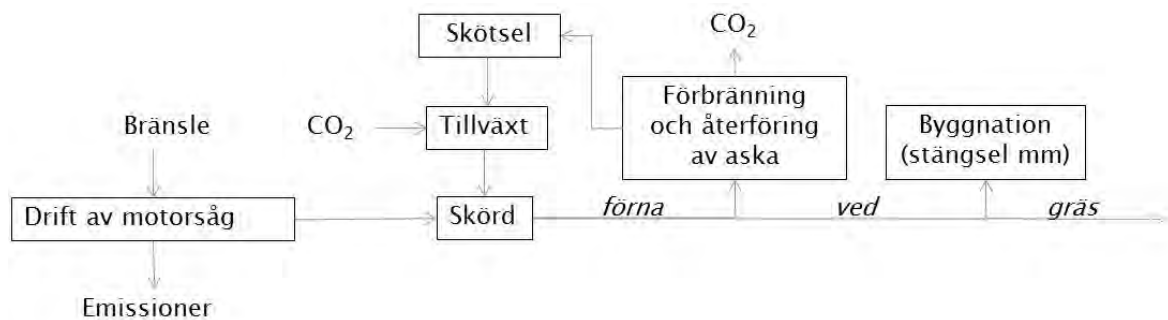
### 9.2.1 Målbeskrivning och omfattning

I Sverige finns idag användbara data bara från ett levande lågskogssystem, på Hörjelgården i Skåne (se kapitel 5), varför detta valdes som system att analysera.

I Hörjel är lågskogen, som består av en blandning av lövträd, uppdelad i 12 parceller, varav en skördas varje år. Krontäckningen är 40%. Förna och gräs skördas i hela området varje år. Skörden av ved sker med motorsåg, i övrigt manuellt. Ett flödesschema för systemet som det ser ut idag återfinns i figur 9.2. Socklarna är ”evighetssocklar” varför plantskolning och plantering utelämnats.

För att utvärdera Hörjels potential som biomassaproducent gjordes antagandet att skördad biomassa i form av ved levereras till närmaste värmeverk, nämligen fliseldade Rindi värmeverk i Tomelilla, 7 km från Hörjelgården. Då erhålls det flödesschema som använts i analysen och som återfinns i figur 9.3.

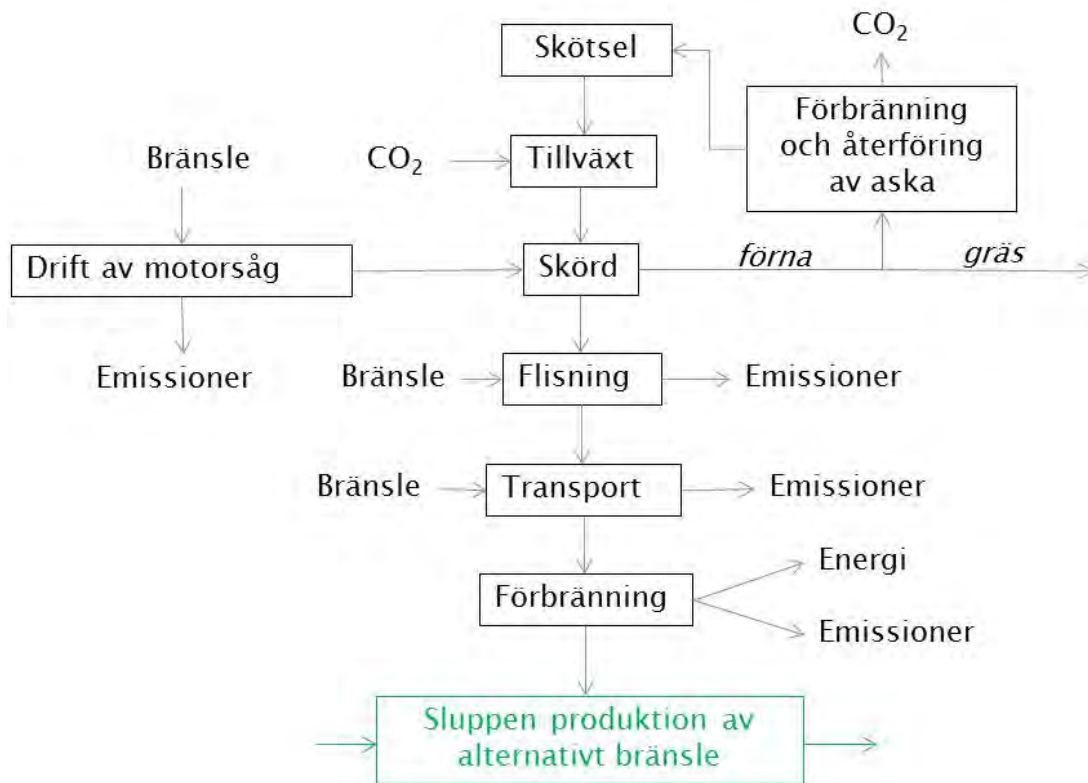
Rindi värmeverk eldas enbart med flis, som fraktas dit med 12-13 lastbilar per vecka vid plusgrader, 20 per vecka vid minusgrader (pers. komm. driftledare Lars Eriksson på Rindi). De längsta leveranserna kommer från Broby, 200 km från Tomelilla.



Figur 9.2. Flödesschema skottskog på Hörjelgården, faktiskt bruk.

Alla de parametrar som ingår i en LCA anges i förhållande till en så kallad funktionell enhet, vilket även gjorts här. Här sattes denna till producerad MWh *samt* till hektar och år, dvs två olika funktionella enheter har använts för att möjliggöra tolkning av resultaten ur olika perspektiv. Den förra, producerat bränsle är den idag vanligast förekommande funktionella enheten i LCA:er av bioenergiproduktionssystem medan den senare, ha och år, rekommenderas när det är användningen av den mark som finns tillgänglig som står i fokus för analysen (Cherubini och Strømman 2011). Producerat bränsle anges vanligtvis i Joule i vetenskapliga studier, men här används konsekvent Wh eftersom det är den enhet som används företrädesvis inom den svenska energibranschen och energistatistiken. Vidare gjordes valet att i denna pilotstudie avgränsa metoden till en bokföringsanalys, d.v.s. en enkel

bild av nuläget utan andra systemutvidgningar än den rörande sluppen produktion och användning av alternativt bränsle som finns med i figur 9.3. Värdet av att utvidga analysen till en s.k. konsekvensanalys behandlas under rubriken ”Metodfrågor” nedan (avsnitt 9.5).



Figur 9.3. Flödesschema skottskog på Hörjelgården, hypotetiskt bruk och underlag för analysen.

### 9.2.2 Inventering och beräkningar

Produktionsdata från Hörjel ger att lågskogen i området levererar ved med ett energiinnehåll på 14 MWh (50 GJ) per ha och år. Därtill kommer gräs och förna med energiinnehåll på 17 respektive 9 MWh. Dessa fraktioner har dock inte räknats in i analysen, eftersom askåterföringen efter förbränning av förnan (på plats och därmed i dagsläget utan energiutvinning) antas nödvändig för systemets hållbarhet över tid, och gräset antas gå till foder. Av de totala 40-45 MWh/ha som Hörjel antas kunna producera maximalt årligen i form av biomassa (se kapitel 5) har alltså bara veden som svarar för en knapp tredjedel tagits med här.

I tabell 9.1 nedan redovisas inventerade flöden och processer för Hörjelgården i det hypotetiska system som visas i figur 9.4, d.v.s. där veden från Hörjel antas gå till förbränning i Rindi värmeverk. Utsläppen från transporterna bygger på värden för utsläpp per ton-km enligt ELCD (European Reference Life Cycle Database) för körning på landsväg med 7,5 tons lastbil (3,3 ton last), med tom bil ena riktningen. På nedersta raden i tabell 9.1 har lagts till data för hur det hade sett ut om Rindi värmeverk inte hade varit fliseldat utan fossilt bränsle hade varit det som ersatts.

Tabell 9.1. Resultat från inventeringen i analysen av stubbskottsängen på Hörjelgården. Beräkningar återfinns i tabell 9.5. Samtliga siffror gäller per ha och år. Positiva värden anger en förbrukning av en resurs eller ett utsläpp. Negativa värden visar att något assimileras ("negativa utsläpp"), producerats ("negativ resursförbrukning") eller att resursförbrukning eller utsläpp undvikits.

<b>Funktionell enhet</b>	<b>Kg CO<sub>2</sub></b>		<b>MWh</b>	
	MWh	Ha och år	MWh	Ha och år
<b>Resurser</b>				
<b>Bränsle till motorsåg</b>			2x10 <sup>-4</sup>	2,8x10 <sup>-3</sup>
<b>Ved</b>			-1	-14
<b>Eventuellt substituerad eldningsolja</b>			-1	-14
<b>Inlagring av C</b>				
<b>Skördad biomassa</b>	-348	-4876		
<b>Mark</b>	- ca 7	-ca 100		
<b>Socklar</b>	- 17	- 240		
<b>Utsläpp</b>				
<b>Skörd (motorsåg)</b>	0,11	1,5		
<b>Lastbil Hörjel-Rindi ToR</b>	0,62	8,7		
<b>Flisning</b>	1,9	27		
<b>Förbränning av producerad ved</b>	348	4876		
<b>Summa</b>	-22	-303		
<b>Slupna utsläpp vid eventuell substituering av eldningsolja</b>	-270	-3780		
<b>Summa inkl substituering av olja</b>	-292	-4083		

### 9.2.3 Tolkning

Av tabell 9.1 framgår att med bara en del av den totala biomassaproduktionen inräknad har systemet en uppenbar potential att fungera som biomassaleverantör och kollager samt till viss del även som kolsänka genom att koldioxid kontinuerligt lagras in i marken (som kan betraktas som en typ av permanent vall) och, sannolikt, i socklarna. För det senare saknas dock data, men så länge socklarna växer till är det rimligt att räkna med att de lagrar koldioxid. Om man antar att socklarna ökar sin volym mellan varje skörd med ca 5% av den skördade biomassan, skulle det innebära en inlagring av ca 240 kg CO<sub>2</sub> per hektar och år.

Med en tätare lågskog (100% krontäckning istället för de nuvarande 40% och antaget att produktionen ökar proportionellt med krontäckningen) ("maximerat Hörjel"), alternativt utnyttjande av energiinnehållet även i gräs, förna och överståndare, kan man anta en bibehållen positiv inverkan på miljön under årlig produktion av biomassa motsvarande 35 MWh/ha, vilket skulle täcka uppvärmning, inklusive varmvatten, av två svenska villor av det något mer energisnåla slaget (standardvillan drog år 2009 18,7 MWh/år; Energimyndigheten 2011).

### 9.2.4 Avgränsningar

I det enkla system som Hörjelgården utgör, är den av tidsmässiga skäl nödvändiga avgränsningen av studien till att bara gälla koldioxid och energi ganska rimlig. Övriga

emissioner (såsom CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, HC, partiklar och tungmetaller) är sannolikt proportionella mot koldioxidutsläppen eftersom samtliga har sitt ursprung i bränsleanvändning. I andra produktionssystem ingår ofta gödsling och/eller pesticidanvändning (se nästa stycke), vilket kräver en analys med betydligt fler parametrar och miljöpåverkanskategorier. Det som kanske främst hade varit intressant att ha med i analysen är uppgifter om metan och lustgas. Här får vi nöja oss med att konstatera att marken i Hörjel är väl-dränerad varför metan- och lustgasutsläpp kan antas vara låga.

### 9.2.5 Jämförelse med andra system för produktion av biomassa

Man ska vara försiktig med att jämföra resultat från olika livscykelanalyser eftersom systemgränser, funktionell enhet och bakgrundsdata ofta är för olika från en studie till en annan för att en jämförelse ska vara meningsfull. En jämförelse med väl vald studie kan dock ge perspektiv åt en studie genom att bidra till en uppfattning om *storleksordning* och om vilka *parametrar som är avgörande* för analysen i olika system, vilket alltså är syftet med följande jämförelse med resultat från en brittisk studie. I denna brittiska studie jämfördes *Salix*, *Miscanthus* och raps med avseende på potentiell produktion av biomassa och miljöpåverkan (Brandão m.fl. 2011) med hjälp av LCA och med samma funktionella enhet (ha och år) och liknande avgränsningar som i vår analys av Hörjel.

Jämförelsen i tabell 9.2 visar att ett ”maximerat Hörjel” som producerar 35 MWh (126 GJ) årligen per ha (se avsnitt 9.2.3) ger betydligt bättre energiavkastning än raps, och närmar sig siffrorna för ogödslad *Salix* (alla siffror nettoenergiproduktion) – men utan att några bekämpningsmedel används. Liknande studier från Sverige och Italien rapporterar 148 respektive 191 GJ som nettoenergiproduktion från gödslad *Salix* (Börjesson 2006; González-García m.fl. 2012).

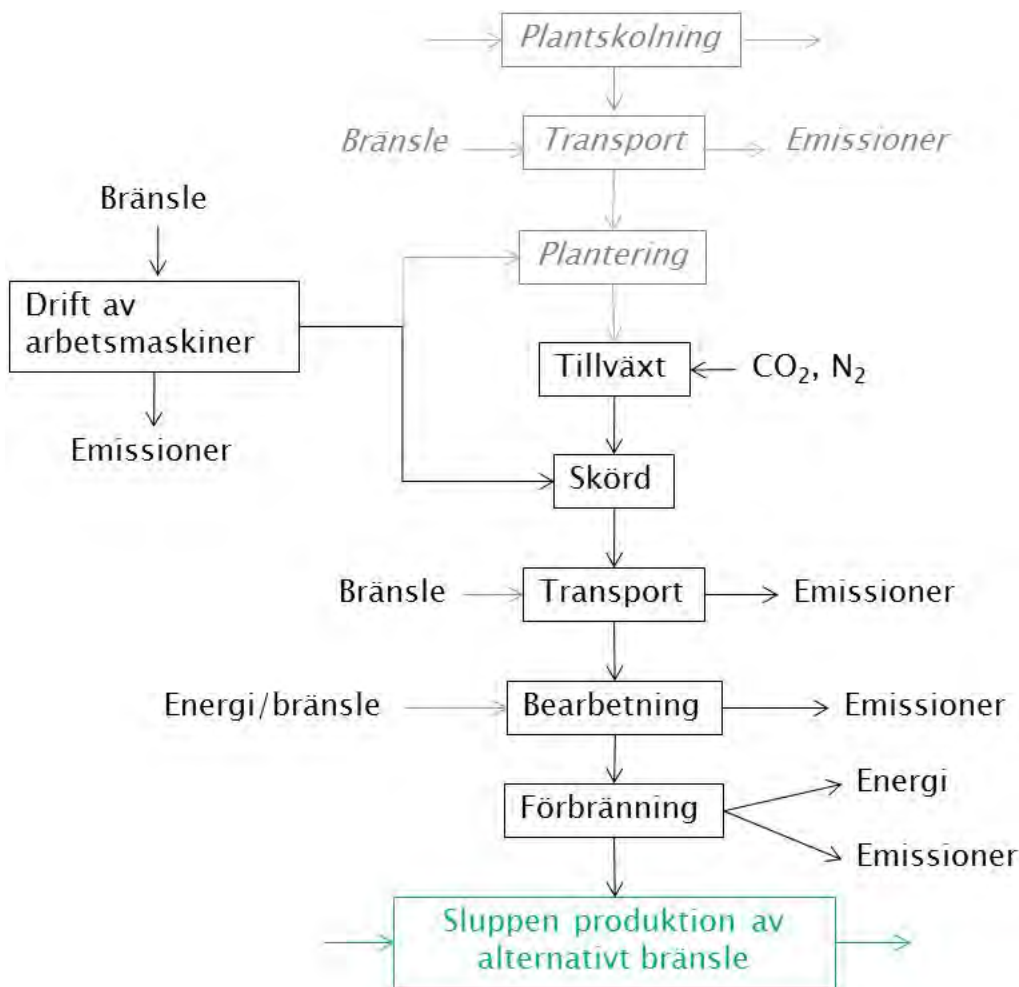
*Tabell 9.2. Jämförelse av resultat från Brandão m.fl. (2011) och Hörjel. För gödsling och bekämpningsmedel har endast angetts om de ingår eller ej (Ja eller Nej). Siffrorna är per hektar och år.<sup>a</sup> Observera att siffrorna för Hörjel inte är helt jämförbara med dem från Brandão et al. eftersom inga andra växthusgaser än koldioxid räknats in i analysen. Dock finns ingen anledning att anta större metan- eller lustgasutsläpp från Hörjel varför ordningen på alternativen enligt kvoten CO<sub>2</sub>-eq/MWh knappast skulle ändras av att dessa räknades in.*

Parameter	Raps	Miscan- thus	Salix	Hörjel	Hörjel max
<b>Energiprod, netto (MWh)</b>	11	94	45	14	35
<b>Gödsling</b>	Ja	Ja	Nej	Nej	Nej
<b>Bekämpningsmedel</b>	Ja	Ja	Ja	Nej	Nej
<b>Kg CO<sub>2</sub>-eq totalt</b>	-402	-11 096	-10 371	-4 083 <sup>a</sup>	-10000 <sup>a</sup>
<b>Kg CO<sub>2</sub>-eq/MWh</b>	-37	-118	-230	-292	-286

Den mängd koldioxid som lagras in i biomassa och mark och som undviks genom substituering av fossilt bränsle (nedersta raden i tabell 9.1 och motsvarande värde för ett maximerat Hörjel), i relation till energiinnehållet i det producerade bränslet (nedersta raden i tabell 9.2) är påtagligt högre för de system som har längre rotationsperioder än för de ettåriga grödorna, och högst för lågskogssystemen med sina ”evighetssocklar”.

### 9.3 Analys av ett scenario med högproduktivt lågskogsbruk

Som framgår av lågskogsbrukets historik (avsnitt 2.3) samt även av analysen av lågskogen vid Hörjel finns utrymme för stor variation i lågskogsbruket. I det här avsnittet följer en mestadels kvalitativ analys, ur livscykelperspektiv, av ett scenario där lågskogen optimeras med avseende på avkastning. Det scenario med gråal som analyseras här bör ses som en av flera möjliga varianter på ”optimerad produktion och kolinlagring” som beskrivs i avsnitt 6.1. Där nämns även en variant med klibbal på fuktigare mark, som skulle kunna producera mer lustgas än önskvärt, framförallt om markens fuktighet tillåts variera starkt, det är alltså viktigt att man då håller en relativt fuktig miljö konstant. Lustgas är dock ej inkluderad som en växthusgas i nedanstående scenario, som bygger på gråalsproduktion på torrare mark.



Figur 9.5 Flödesschema för hypotetiskt system med högproduktivt lågskogsbruk. Grå pilar och text (plantskolning, transport, plantering) avser aktiviteter som normalt sett bara är aktuella vid nyetablering och ingår inte i analysen eftersom de sannolikt är försumbara.

#### 9.3.1 Målbeskrivning och omfattning

För att maximera produktionen i systemet krävs skörd och skötsel med arbetsmaskiner snarare än motorsåg. Detta ger ett system enligt flödesschemat i figur 9.5.

Den stora skillnaden mellan det högproduktiva lågskogsbruket och Hörjel (som det ser ut idag) är den mekaniserade driften, samt, vilket inte framgår av figur 9.5, valet av träslag och hur tätt träden står. För det högproduktiva scenariot antas 100-procentig krontäckning med gråal som skördas vart 5:e år. Valet av al motiveras av att den dels är högproduktiv, dels "självgödslande" i och med sina kvävefixerande bakterier i rotknölnarna.

För ett rationellt bruk antar vi att skörd sker en gång per omloppstid. För den skördade biomassan antas en transport med 40-tons lastbil till närmaste kraftvärmeverk vilket antas ligga 150 km bort (upp till 300 km brukar inte spela någon större roll för växthusgasutsläppen från bioenergisystem enligt Cherubini (2010).

### 9.3.2 Inventering och beräkningar

Utifrån siffrorna i tabell 8.5 kan man för gråalsbaserat lågskogsbruk anta en årlig produktion på 23 MWh/ha. Detta har uppmätts i Dalarna och torde inte bli lägre längre söderut. Det bör noteras att detta är ett betydligt lägre värde än vårt tidigare "Hörjel<sub>max</sub>", men eftersom så höga värden som i det fallet, 35 MWh/ha år, inte finns bekräftade i litteraturen kan vi inte utgå från att det är möjligt att upprepa på annan plats.

*Tabell 9.3 Resultat från inventeringen i analysen för ett scenario med högproduktivt lågskogsbruk. Samtliga siffror gäller per ha och år. Aktiviteter som sker per omloppsperiod har slagits ut per år. Beräkningar bygger på samma källor och har gjorts enligt samma principer som dem i tabell 9.5 om inget annat anges i texten. Liksom i tabell 9.1 anger positiva värden en förbrukning av en resurs eller ett utsläpp; negativa värden visar att något assimileras ("negativa utsläpp"), producerats ("negativ resursförbrukning") eller att resursförbrukning eller utsläpp undvikits.*

<b>Funktionell enhet</b>	<b>Kg CO<sub>2</sub></b>		<b>MWh</b>	
	MWh	Ha och år	MWh	Ha och år
<b>Resurser</b>				
<b>Skörd</b>			2,0x10 <sup>-3</sup>	47x10 <sup>-3</sup>
<b>Flisning</b>			2,2x10 <sup>-3</sup>	52x10 <sup>-3</sup>
<b>Ved</b>			-1	-23
<b>Inlagring av C</b>				
<b>Skördad biomassa</b>	-378	-8700		
<b>Mark</b>	-2,2	-50		
<b>Socklar</b>	-19	-435		
<b>Utsläpp</b>				
<b>Skörd</b>	1,3	29		
<b>Flisning</b>	1,4	32		
<b>Transport till värmeverk ToR</b>	2,9	67		
<b>Förbränning av producerad ved</b>	378	8700		
<b>Summa</b>	-16	-357		
<b>Slupna utsläpp vid eventuell substituering av eldningsolja</b>	-270	-6200		
<b>Summa inkl substituering av olja</b>	-286	-6557		

I tabell 9.3 listas de parametrar som kan antas vara av huvudsaklig betydelse vid analys av högproduktivt lågskogsbruk, med siffror där sådana funnits tillgängliga. Uträkningarna bygger på samma källor och har gjorts enligt samma principer som för Hörjel om inget annat anges. Tabellen bör ses som ett sätt att beskriva detta hypotetiska scenario (tillsammans med flödesschemat i figur 9.5). En fullständig inventering och analys ryms inte i denna pilotstudie.

Uppgifter om energianvändning och koldioxidutsläpp i samband med skörd har tagits från en amerikansk studie (Heller m.fl. 2003). Här finns sannolikt en stor variation, men storleksordningen är förhoppningsvis giltig även för vårt al-scenario. Skörd antas för övrigt ske vintertid för att minimera körskador.

Transporten antas ske med tung lastbil (max 40 ton varav 25 ton last) för vilken data hämtats från ELCD (liksom för den lättare lastbilen i Hörjelscenariot). För den tyngre bilen är CO<sub>2</sub>-utsläppen per ton-km 0,044 kg, jämfört med 0,111 för den lättare. Bilen antas gå tom i ena riktningen.

### 9.3.3 Tolkning

Flertalet systemanalyser, inklusive livscykelanalyser, handlar om att jämföra scenarier och välja det som är ”bäst” (enligt någon form av kriterier). I det här fallet har vi en ofullständig analys och inget att jämföra med, men något kan man ändå säga om potentialen i ett högproduktivt lågskogsbruk. Precis som i fallet med Hörjel har vi ett system som uppenbarligen har en nettoeffekt på miljön som är positiv tack vare inlagringen av kol i mark och socklar. Kvoten kg CO<sub>2</sub>-eq/MWh (om substituering av fossilt bränsle antas) blir liksom för Hörjel hög (-286, jmf tabell 9.2).

Såväl miljökostnaderna som miljönyttorna med scenariot underskattas i tabell 9.3 eftersom data saknas och avgränsningen gjorts så snävt att många både upp- och nedströmsflöden saknas. Marginalerna är dock så stora när man jämför negativa och positiva effekter att man kan anta att denna bild skulle kvarstå även vid en utvidgad analys.

Vid eventuell nyetablering skulle scenariot kunna belastas med miljökostnaderna förknippade med plantskolning och plantering (kursiverade aktiviteterna i grått i figur 9.5). Å andra sidan följer sen en tillväxtfas då kolinlagring i socklar och mark bör vara som störst. Dessutom är det väl dokumenterat att investeringar i produkter eller system med lång livstid har liten påverkan på slutresultatet i en LCA. Som ett exempel brukar inte tillverkningen av en lastbil räknas in utan endast driften av densamma. Därför antar vi här att investeringskostnaderna (i termer av miljöpåverkan) är försumbara.

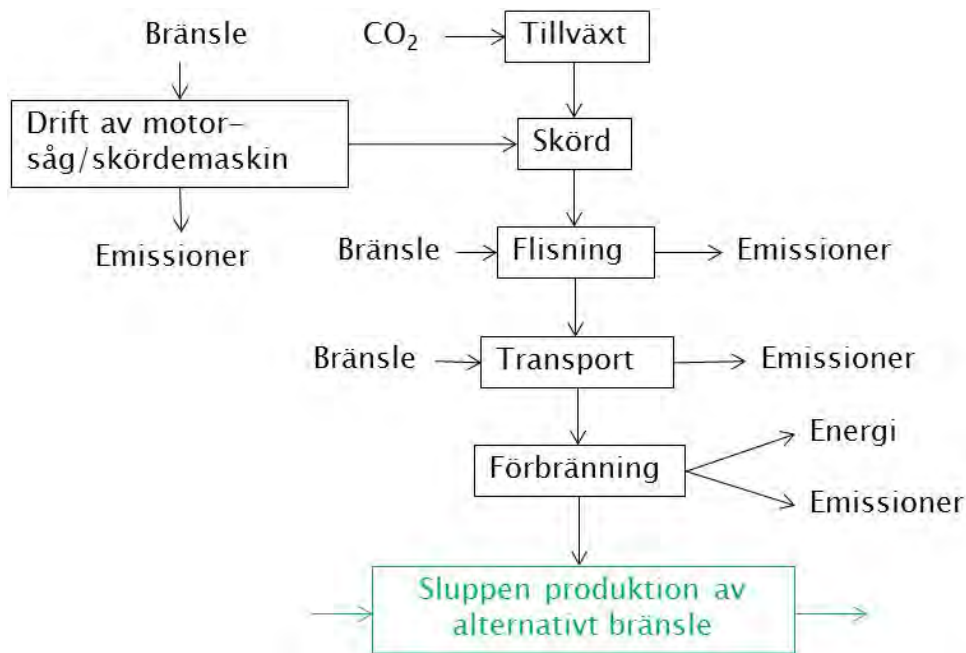
## 9.4 Analys av ett scenario med tätortsnära lågskogsbruk med höga natur-, kultur- och friluftsvärden

### 9.4.1 Målbeskrivning och omfattning

I tätortsnära skogar och parker finns möjligheter att utveckla skogens avkastning genom att skörda bestånd i olika uppväxningsfaser, vilket skulle innebära en form av lågskogsbruk, möjligen kombinerat med överståndare för senare skörd eller som evighetsträd.

Vi antar i detta scenario att vi befinner oss i tätortsnära områden i södra delen av landet, med ett lågskogsbruk optimerat med avseende på natur-, kultur- och friluftslivsvärden. Trädslagen är huvudsakligen lind, ek, ask och avenbok, med ek som överståndare, och lågskogen har en omloppstid på 30 år. Skörd antas ske främst med skogsskördare, och den skördade biomassan transporteras max 50 km för förbränning. Ett flödesschema för scenariot visas i figur 9.6.





Figur 9.6 Flödesschema för ett hypotetiskt tätortsnära lågskogsbruk, optimerat med avseende på natur-, kultur- och friluftslivsvärden.

#### 9.4.2 Inventering och beräkningar

Utifrån siffrorna i avsnitt 6.2 kan man för detta scenario anta en årlig produktion på 15 MWh per hektar. Eken räknas något lågt eftersom den delvis skall bilda överståndare, och överståndarnas värde inte bör uttryckas i MWh eftersom de inte ska gå till förbränning utan till kvalitetstimmer.

I tabell 9.4 listas de parametrar som kan antas vara av huvudsaklig betydelse vid analys av detta scenario, med siffror där sådana funnits tillgängliga. Alla uträkningar bygger på samma källor och har gjorts enligt samma principer som för Hörjel om inget annat anges. Tabellen bör ses som ett sätt att beskriva scenariot (tillsammans med flödesschemat i figur 9.6).

Siffrorna för skörd är mycket osäkra, men här har antagits att skörden tar <4 timmar. Det kan ta längre eller kortare tid och möjligen måste en del av arbetet utföras motormanuellt, vilket skulle minska energibehovet och utsläppen men samtidigt öka arbetsinsatsen. Transporten antas ske med tung lastbil (max 40 ton varav 25 ton last) på samma sätt som för den högproduktiva lågskogen ovan.

#### 9.4.3 Tolkning

Detta lågskogssystem har ungefär samma avkastning som Hörjel i dagsläget och fyller sannolikt liknande funktioner, om än i mindre grad för som kulturföreteelse och i högre grad som rekreativ område, i och med det stadsnära läget och en annorlunda drift (maskin snarare än motorsåg och ingen traditionell fagning – även om detta naturligtvis skulle kunna införas om intresse funnes).

Liksom i Hörjel räcker produktionen på ett hektar under ett år till att värma en villa av det mer energisnåla slaget under ett år; ett tiotal hektar skulle kunna försörja ett kvarter. Potentialen ur energisynpunkt finns där och kan ses som en ren bonus eftersom vi räknar med att dessa områden ändå finns på plats för att fylla sin funktion som friluftsliv- och

Tabell 9.4 Resultat från inventeringen i analysen för ett hypotetiskt tätortsnära lågskogsbruk. Samtliga siffror gäller per ha och år. Aktiviteter som sker per omloppsperiod har slagits ut per år. Beräkningar bygger på samma källor och har gjorts enligt samma principer som dem i tabell 9.5 om inget annat anges i texten. Liksom i tabell 9.1 och 9.3 anger positiva värden en förbrukning av en resurs eller ett utsläpp, negativa värden visar att något assimileras ("negativa utsläpp"), producerats ("negativ resursförbrukning") eller att resursförbrukning eller utsläpp undvikits.

<b>Funktionell enhet</b>	<b>Kg CO<sub>2</sub></b>		<b>MWh</b>	
	MWh	Ha och år	MWh	Ha och år
<b>Resurser</b>				
<b>Skörd</b>			6,7x10 <sup>-4</sup>	10x10 <sup>-3</sup>
<b>Flisning</b>			1,1x10 <sup>-3</sup>	17x10 <sup>-3</sup>
<b>Ved</b>			-1	-15
<b>Inlagring av C</b>				
<b>Skördad biomassa</b>	-377	-5661		
<b>Mark</b>	-5	-75		
<b>Socklar</b>	-10	-153		
<b>Utsläpp</b>				
<b>Skörd</b>	0,4	6		
<b>Flisning</b>	0,7	11		
<b>Transport till värmeverk</b>	0,7	10		
<b>Förbränning av producerad ved</b>	377	5661		
<b>Summa</b>	-13	-201		
<b>Slupna utsläpp vid eventuell substituering av eldningsolja</b>	-270	-4050		
<b>Summa inkl substituering av olja</b>	-283	-4251		

rekreationsområde åt tätortens invånare. Därutöver, vilket inte framgår av tabell 9.4, producerar överståndarna virke av hög kvalitet, och som extra bonus kan lågskogen även leverera specialsortiment som exempelvis slöjdvirke. En omställning till lågskogsbruk kan därutöver tänkas höja dessa områdets värde genom att bidra till ökad biologisk mångfald, en ökad variation i landskapet och den pedagogiska möjligheten att visa på ett historiskt landskapsutnyttjande.

Kvoten kg CO<sub>2</sub>-eq/MWh (om substituering av fossilt bränsle antas) blir här något lägre än för övriga scenarier för lågskog, men fortfarande hög (-283, jmf tabell 9.2), d.v.s. även detta scenario för lågskogsbruk är effektivt i bemärkelsen klimatpåverkan per MWh.

## 9.5 Diskussion

Gemensamt för de scenarier vi undersökt här är att de alla producerar energi under positiv inverkan på miljön, inte minst med avseende på växthusgaser, där vi visat att våra analyserade lågskogssystem producerar biomassa med påtagligt hög effektivitet med avseende på kvoten växthusgasutsläpp/GJ. De gör detta samtidigt som de omedelbart återinlagrar kol. Samma sak gäller sannolikt även för de övriga typer av lågskogsbruk som beskrivs i denna rapport. Det som kan vara begränsande är transportavstånden, vilket torde påverka t.ex. från vilka

kraftledningsgator det är värt att transportera materialet. Om man utgår från vårt högproduktiva scenario med skörd vart 5:e år och att det är rimligt att 5 % av bruttoenergin vid skörd går till transport blir transporter upp till ca 90 mil, enkel väg, acceptabla (beräknat på en genomsnittlig bränsleförbrukning på 30 liter per 100 km; tom lastbil ena vägen; dieselförbrukningsdata från Volvo Truck Corporation).

Lågskogar kan vara mer eller mindre produktiva, men också mer eller mindre värdefulla ur andra synpunkter. Lågskogen bör inte ses enbart som biomassaproducent, utan som biomassaproducent under bevarande av en mångfald av värden, inklusive biodiversitet, kulturella och sociala värden. Därtill finns belägg för att skogar med blandade bestånd, vilket lågskogar i allmänhet är, bättre främjar s.k. ekosystemtjänster (rening av luft och vatten, vattenreglering, näringscirkulation, pollinering, skadedjurskontroll m.m.) än vad monokulturer gör (Gamfeldt m.fl. 2013). För att undersöka och värdera alla dessa potentiella förtjänster skulle dock krävas en kompletterande systemanalytisk metod, som någon form av multikriterieanalys, vilken för övrigt är väl anpassad att kombinera just med LCA.

För eventuella fortsatta studier av lågskogen med LCA skulle för det första en mer heltäckande studie rekommenderas, samt en konsekvens- snarare än en bokförings-LCA. Detta skulle öppna upp för frågeställningar om alternativ markanvändning och alternativa produktionsmetoder och om konsekvenserna av dessa, t.ex. ”om den här mängden biomassa inte produceras i ett lågskogsbruk – var produceras den istället och vad får det för konsekvenser för miljön?” eller ”om den här marken inte används till lågskogsbruk, vad används den till då och vad får det för konsekvenser?” Motsvarande frågor kan naturligtvis ställas om konsekvenserna för biodiversitet och andra av lågskogens värden. Detta kräver en mer omfattande analys med vidgade systemgränser, men skulle också bättre belysa de beslut som behöver fattas rörande markanvändning.

En svårighet med LCA är som redan nämnts utmaning i att få tag i data. I det här fallet finns några områden som är uppenbart utforskade, och möjligen heller inte helt lätta att beforska. Det handlar främst om olika processer i marken: effekter på kol- och kväveomsättningen inte minst, men även påverkan på hydrologi och vattenkvalitet, samt om vad som händer med socklarna över tid med avseende på kolinnehåll.

Tabell 9.5 Data och beräkningar i systemanalysen av lågskogen vid Hörjelgården.

Process	Uträkning	Kg CO <sub>2</sub> /ha år	Data från
<b>Inlagring i skördad vedbiomassa</b>	$C = 0,475 \times B$ där C är kolinnehållet (massa), och B är torrvtikt; $CO_2 = C \times 3,66666$	4876	Urban Emanuelsson samt formel från FAO ( <a href="http://www.fao.org/forestry/17111/en/">http://www.fao.org/forestry/17111/en/</a> )
<b>Inlagring i mark</b>		100	Karltun m.fl. (2010)
<b>Inlagring i socklar</b>	Antagen ökning av socklarnas volym med ca 5% mellan varje skörd	240	
<b>Skörd</b>	Motorsåg på 1,4 kW i 2 h på alkylatbensin (typ Aspen 2T); 2,8 kWh x 0,531 kg CO <sub>2</sub> /kWh	1,49	Urban Emanuelsson samt Naturvårdsverket (2007)
<b>Transport</b>	7 km x 4,2 ton x 0,111 kg CO <sub>2</sub> /ton-km + 7 km x 7,0 ton x 0,111 kg CO <sub>2</sub> /ton-km	8,7	Lars Eriksson samt ELCD databas ( <a href="http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm">http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm</a> )
<b>Flisning</b>	Flismaskin á 522 kWh i 5 min; 43,5 kWh x 0,611 g/kWh	26,58	BRUKS AB (Infobladd från BRUKS AB om "Mobile Chipper 1300 RT trailer") samt CPM LCA databas ( <a href="http://cpmdatabase.cpm.chalmers.se">http://cpmdatabase.cpm.chalmers.se</a> ) "Diesel engine future"
<b>Förbränning</b>	Inga befintliga mätdata; det som lagrats in antas släppas ut	4876	
<b>Slupna utsläpp vid (om!) substituering av eldningsolja</b>	14 MWh (50GJ) motsvarar 1,4 m <sup>3</sup> eldningsolja 1 GJ eldningsolja ger ca 76 kg CO <sub>2</sub>	-3780	CPM LCA databas ( <a href="http://cpmdatabase.cpm.chalmers.se">http://cpmdatabase.cpm.chalmers.se</a> ) "Combustion of oil"

## 10 Reflektioner kring teknik och ekonomi

Tyngdpunkt i denna rapport ligger på lågskogsbrukets bruttoproduktionspotentialer, historia, värden för biologisk mångfald och kolbalans. Samtidigt påverkar även andra faktorer i vilken utsträckning brukandeformen kommer att komma till praktisk tillämpning. Sådana faktorer vi har identifierat, och som vi bedömer som avgörande, är tillgänglig teknik samt ekonomi för den enskilde brukaren eller markägaren. Vi gör här en översiktlig bedömning av begränsningar och utvecklingsbehov inom dessa områden. Det nya projektet *Landsomfattande slytäkt – potential, möjligheter och hinder* (Energimyndigheten) är tänkt att mer heltäckande belysa det eventuella behovet av ny teknik, kostnader i samband med skörd och transport, intäkter av produktionen samt styrmedelsanalys.

### 10.1 Teknikutveckling

#### 10.1.1 Vilken teknik behövs för lågskogsbruk?

Vid avverkning i en skottskog ska klena till medelgrova stammar som står klumpvis på socklar tas ned och transporteras ut. Beroende på trädslag och omloppstid kan stamdiametern variera från 5 till 30 cm. I ett blandat bestånd med olika trädslag finns samtidigt stammar med varierande grovlekar. Beroende på trädslag och sockeltäthet har träden varierande förgrening, allt från raka skott utan förgrening till väl förgrenade kronor. Stammarna är också av varierande hårdhet. Framkomligheten är sannolikt sämre än i en energiskog anlagd på åkermark, både på grund av att socklarna kan vara omfångsrika, och på grund av kuperad, blockig eller sank terräng. Både stammar och grenar ska tas tillvara.

I ett hamlat bestånd ska avverkningen ske på en höjd av 3-6 meter, och de grenar som kapas kan spreta åt olika håll så att de är svåra att greppa om tillsammans. Framkomligheten kan också vara begränsad om stammarna ska stå tätt.

#### 10.1.2 Vilken teknik finns?

Existerande skördare, aggregat, skotare och flishuggare kan ofta användas, men är inte alltid optimerade för lågskogsbruk vilket gör dem mindre effektiva (Björn Gustavsson, Ädellöv AB, muntligt). Det svåra är att hantera flera stammar samtidigt, och att avkvista stammarna effektivt. Flera entreprenörer i södra Sverige använder vid hamling dock existerande typer av skördare (Rolf Björheden, SkogForsk, muntligen). I Tyskland har försök gjorts med vidareutvecklade skördare (Suchomel m.fl. 2011). I en publicerad studie användes skördaren HSM 405H 6WD (HSM Hohenloher Spezial-Maschinenbau) med aggregatet CTL 40HW (CTL-Technology) med gott resultat i gallring av ädellövskog. Många tunna stammar gav inga problem rent tekniskt, och bara en liten ökad tidsåtgång jämfört med enstaka grova stammar. Jämfört med en motorsåg gav skördaren 5 cm högre socklar.

Det finns framtaget små skördeaggregat för avverkning av biomassa, t.ex. vid gallring, röjning och underhåll av vägrenar. Företaget Allan Bruks AB (<http://www.allanbruks.se/sv/>) tillverkar och saluför skördare, klippaggregat för klenved, materialreden för transport av skrymmande material och flishuggare. Ett exempel på produkter är ABAB Bioharvester 255, ett biomassaaggregat med flerträdsmatning, ackumulering, kompaktering och klippning i rätt längd för skotning, som klarar upp till 35 cm diameter. Ett sådant skördaraggregat kan alltså samla ihop kapade stammar, bunta dem och kapa dem i lagom format för att tas ut med skotare (figur 10.1). Klippare är dock inte lika snabba som sågande aggregat, eftersom de kräver ompositionering för varje stam.



*Figur 10.1 Klippaggregat, här skörd av äldre Salix-bestånd. (Foto J-O Helldin)*

Bräcke maskintjänst AB har utvecklat ett nytt aggregat för avverkning av täta bestånd med klena och halvgrova stammar: Bräcke C16A. Det kan gripa om hela stambuketten och avverkar med en cirkelformad sågklinga. Däremot hanterar det ej grenar, utan den kapade stammen läggs ned utan vidare hantering. SkogForsk har testat skördeaggregatet Bräcke C16A med gott resultat på lövträd och tall, både i tät och gles skog (Mia Iwarsson Wide, SkogForsk, muntligen). Det är tänkt för klena stammar, men klarar även grövre, upp till 20-25 cm diameter. Försök pågår nu med att sätta på matarhjul som knäcker och kompakterar grenar. Företaget Silvatec (<http://www.silvatec.com/>) i Danmark har utvecklat ett kraftigare sågande aggregat som klarar ändå grövre dimensioner.

Avverkat material kan samlas upp och transporteras ut med existerande skotare, men det kan bli ganska mycket luft i knippena, särskilt om man inte har ett aggregat med kompakterare. Alternativt kan man då köra in i beståndet med en mobil flishuggare som flisar på plats. Flisningen kan alltså göras inne i beståndet, ute vid transportvägen, eller vid förbränningsanläggningen, men då får stammarna inte vara för långa för transporten. Mobila traktorburna flisningsmaskiner finns redan med en avverkningskapacitet på 10-40 m<sup>3</sup> per timme även för ganska små hydrallyftshängda aggregat.

För hamling kan man använda samma aggregat som för skottskog, på höjder upp till 4-5 m.

Den teknik som utvecklats för skörd av energiskog är ej lämplig för lågskogsbruk. Bland annat är stammarna betydligt grövre och hårdare och framkomligheten är sämre.

### *10.1.3 Utvecklingsbehov*

Existerande maskiner på marknaden går att använda för lågskogsbruk, men det behövs en vidareutveckling av tekniken för att optimera effektiviteten i att hantera flera tunna stammar, och variationen i stamdiameter och grenighet. Det behövs också utveckling av maskinernas framkomlighet i en skottskog eller hamlingsskog, där det finns breda socklar eller grova stammar som inte får utsättas för stora skador. Det finns alltså redan i Europa maskiner som

till del motsvarar behoven. Viss vidareutveckling behövs, men med tanke på de enorma naturvårdsvinster som kan göras inte minst i Sydosteuropa är det inte orimligt att EU stödjer utvecklingsprojekt.

## 10.2 Brukarekonomi

I rapporten diskuteras främst lågskogsbruk på marker som idag inte utgör produktionsmark i egentlig bemärkelse men som ändå besitter stora samhälleliga värden (se avsnitt 7). Här kan de ekonomiska (och energimässiga) potentialerna vara goda eftersom det ofta handlar om direkta nettotillskott av biomassa utan att tidigare värden äventyras (snarare förstärks). På produktionsmark inom jord- eller skogsbruket är utfallet av lågskogsbruk mer oklart. Grundproblemet är det klassiska inom skogsbruket: vi vet inte vad som kommer att efterfrågas från skogen i framtiden. Framtida virkes- och energipriser är en grundläggande osäkerhetsfaktor.

Skottskog i redan etablerade system är självföryngrade, vilket innebär att lågskogsbruket inte drabbas av högskogsbrukets föryngringskostnader. Dock kan det bli aktuellt med åtgärder mot viltbete under föryngringsfasen. Om istället ny skottskog ska anläggas, exempelvis för att önskat trädslag inte finns på platsen eller i tillräcklig mängd, uppstår stora kostnader på grund av dyra plantor och hägn. Nyanläggning av till exempel ädellövskog kostar ungefär 50.000 kr per hektar (Löf m.fl. 2009). Man använder normalt färre plantor vid föryngring av asp, al och björk och därför kostar sådan föryngring något mindre per hektar (Rytter m.fl. 2008), ca 30.000-40.000 kr. Som en jämförelse kostar en granplantering ca 20.000 kr (p.g.a. billigare plantor och att inga hägn behövs). Samtidigt finns idag bidrag för plantering av lövskog vilket kompenserar för den dyrare lövskogsföryngringen.

Omloppstiden är ekonomiskt viktig eftersom lönsamheten blir bättre vid kortare tider. Ju högre förräntningskraven är desto viktigare blir kortare omloppstid (Rytter 2004). Så få ingrepp inom rotationsperioden som möjligt leder till bättre virkesproduktionsekonomi. Dessa bägge faktorer talar till lågskogsbrukets fördel ekonomiskt jämfört med högskogsbruk. Vidare, produktionsekonomi för odling av virke blir bättre vid odling av monokulturer och enskiktade bestånd jämfört med blandskogar och flerskiktade bestånd (Rytter 1998, Rytter m.fl. 2008). När fler trädslag är inblandade, och som skall skördas vid olika tidpunkter, leder det till sämre ekonomi. Dessutom är det svårt att sköta och något av trädslagen riskerar att få mindre lämplig skötsel eller ingen skötsel alls. Detta pekar på sämre ekonomi för lågskogsbruk, som sannolikt når sina största allmänna värden i blandade och strukturellt varierade bestånd. I det långa loppet och ur ett vidare uthållighetsperspektiv kan det å andra sidan vara lönsamt med blandskog (Knoke m.fl. 2005). Blandskog ökar stabiliteten i skogsbruket i en osäker framtid med till exempel klimatförändringar och skiftande virkespriser. T. ex. är risken för stormskador betydligt mindre i lövskogbruk jämfört med granskogsbruk. Lågskogsbruk med löv minskar ytterligare risken för stormskador jämfört med högskogsbruk med löv.

## 10.3 Ekonomiska styrmedel

Olika former av lågskogsbruk ger olika ekonomiska utfall, likaså ger olika former av lågskogsbruk också olika former av nyttor för samhället. Produktionen av virke och energi återspeglas direkt för brukaren i form av inkomster minus de kostnader som finns i samband med skötsel, skörd och transport. Flera andra nyttor är det dock svårare för en brukare att få betalt för, om inte samhället betalar för dem. En direkt parallell kan man dra till olika betesmarker i landskapet. Vissa betesmarker anses inte ge särskilt stora värden men har ändå

ett visst samhällsstöd i form av gårdsstödet inom ramen för landsbygdsprogrammet. Andra betesmarker, inte minst då olika naturbetesmarker, anses tillföra samhället höga värden t.ex. i form av kultur, biologisk mångfald och rekreativsmöjligheter. Skötsel av sådana områden kan då få högre ersättningar inom ramen för landsbygdsprogrammet.

Det är ganska uppenbart att vissa former av lågskogsbruk, t.ex. stora monokulturer med snabb rotationstid och där socklarna bryts upp efter relativt kort tid, ger begränsad samhällsnytta utöver att de producerar förnybar bioenergi. Å andra sidan finns det en rad varianter av lågskogsbruk som på ett påtagligt sätt kan ge stora kulturella, biologiska, miljömässiga och rekreativa värden. Såsom denna rapport visar (avsnitt 8.3) ger sådana varianter av lågskogsbruk troligen lägre avkastning än t.ex. ensartade *Salix*- och *Populus*-kulturer, och kan dessutom vara mer svårbrukade. Det skulle därför finnas skäl att undersöka möjligheterna att på sikt betala någon form av miljöersättningar för lågskogssystem som ger högre värden för samhället, möjligen inom ramen för landsbygdsprogrammet.

Generellt sett utbetalas miljöersättningar för t.ex. betesmarker idag efter i principen: ökade skötselkostnader ska ge ökade ersättningar. En diskussion har funnits sedan en tid att det vore mer rätt att de värden som skötseln ger upphov till skulle sätta nivån på miljöersättningen (Hasund 2009). Idag är det i realiteten så att både skötselkostnader och värdenivåer gemensamt bestämmer miljöersättningsnivåerna. I en diskussion om framtida miljöersättningar inom ramen för landsbygdsprogrammet för olika former av lågskogsbruk är det naturligt att både skötselkostnader och värdenivåer beaktas, dock kan det i enlighet med diskussionen vara rimligt att värdenivåerna får spela störst roll – detta återspeglas i förslagen till ersättningsnivåer nedan.

### 10.3.1 Förslag till egenskaper att beakta vid val av kriterier för miljöersättningar

Följande punkter är förslag till egenskaper som är viktiga vid utformandet av kriterier för miljöersättningar för olika former av lågskogsbruk. Kriterierna ska se ut så att de både kan tillämpas på nyanläggningar och restaurering/omformning av befintliga skogar:

- *Trädarter.* Artrika lågskogar är både svårare att sköta än artfattiga och de är generellt biologiskt, rekreativt och kulturhistoriskt värdefullare.
- *Socklar.* Lågskogar med stora socklar indikerar lång hävdkontinuitet och betydande biodiversitetsvärden kan förekomma i anslutning till sådana socklar. Kulturhistoriskt är områden med stora socklar värdefulla då de rent konkret visar på en form av skogskontinuitet.
- *Fältskiktets sammansättning.* Fältskiktet kan variera avsevärt mellan olika lågskogar och bör därför kunna ligga till grund för miljöersättningen. Artrikedomen i fältskiktet är ofta stor, men kan vara beroende av skottskogens cykliska skötsel, och korta omloppstider är ofta gynnsamma.
- *Erosions- och läckageskydd i åkerdominerade landskap.* Lågskogar i strategiskt bra lägen i ett åkerlandskap kan vara värdefulla skydd mot erosion och näringsämnesläckage. Den exakta placeringen av sådana områden för att hindra erosion och läckage bör vara en faktor för beräkandet av eventuella miljöersättningar.
- *Biologisk och kulturhistorisk kontinuitet.* Biologisk och kulturhistorisk kontinuitet är generellt värdefulla egenskaper. Till en betydande del kan socklar och socklars storlek användas som indikator på hävdkontinuitet. Olika lövträd uppför sig dock olika i dessa sammanhang, vilket man bör ta hänsyn till. Vidare kan man i lövträdsbestånd som domineras av enstammiga träd ofta se resterna av betydande socklar från en



skottskogsera. Sådana sockelrester kan generellt användas för uppskattningar av trädkontinuitet i ett område.

- *Tätortsnärhet.* Lågskogar som ligger nära eller i tätorter kan vara värdefulla komplement i en grönstruktur. Därför bör sådana lågskogar ges en gynnsam behandling vid bedömningen av nivåerna på eventuella miljöersättningsnivåer.
- *Rekreationsnytta.* Med rätt placering i ett landskap kan en lågskog ha en betydande rekreationsnytta. Naturligtvis spelar den mer exakta skötseln in (exempelvis kan en stubbskottsäng ha ett större rekreativt värde än en skottskog). Här finns en viss potentiell konflikt och det behövs utvecklingsprojekt som analyserar olika kombinationer av intressen. Landskapslaboratoriet vid SLU i Alnarp är en bit på vägen, andra projekt i Skåne och Småland arbetar också med problematiken.

### 10.3.2 Exempel på olika typer av lågskogsbruk med miljöersättning

- *Stubbskottsäng med lång biologisk och kulturell kontinuitet.* Inga sådana områden som sköts kontinuerligt finns kvar i Sverige. Enstaka områden i främst Skåne och Halland har restaurerats och sköts nu på traditionellt sätt. På Gotland finns det några s.k. ängen som har stora likheter på vissa delar med stubbskottsängar. För dessa ängen uppbär brukarna högsta möjliga miljöersättning idag. Att sköta en traditionell stubbskottsäng är komplicerat och blir i framtiden aktuellt endast på mindre ytor (sannolikt högst ca 100 ha, då det knappast finns mer än ca 150 ha förvuxen men genuin stubbskottsängsareal kvar i landet). En restaurerad stubbskottsäng som innehåller stora socklar och artrika ört-/gräsytor har hög biodiversitet och ett mycket högt rekreativvärde.  
Förslag till ersättningsnivå: Mycket hög
- *Nyanlagd stubbskottsäng.* Relativt hög artdiversitet kan ganska snart uppnås i en nyanlagd stubbskottsäng (dock beroende på hur omgivningen ser ut). I utarmade skogslandskap men också på enahanda jordbruksslätter kan en nyanlagd skottskog därmed påtagligt bidra till artdiversitet och rekreativvärde. Manipulering av socklar kan ske för att snabbt öka mängden död ved, likaså kan själva ängen snabbt bli artrik och estetiskt tilltalande om man medvetet för in lämpligt hö. Här har Mårten Hammer vid SLU i Alnarp gjort stora utvecklingsinsatser med hö från Kungsmarken i Skåne.  
Förslag till ersättningsnivå: Måttlig/låg.
- *Nyanlagd stubbskottsäng i tätortsnära områden eller i anslutning till åker/vatten.* En nyanlagd stubbskottsäng kan på relativt få år bli en attraktiv rekreativsyta. Placeras en ny stubbskottsäng på f.d. åkermark i anslutning till vattendrag kan den bidra till att hindra ytavrinning och näringsämnesläckage. Effekten är likartad i jämförelse med en *Salix*-odling vad beträffar närsaltsupptag, men stubbskottsängen har mycket större rekreativa och naturvårdsmässiga värden jämfört med *Salix*-odlingarna.  
Förslag till ersättningsnivå: Hö
- *Skottskog med lång biologisk och kulturell kontinuitet.* Det är relativt okänt hur stora arealer f.d. skottskog som finns kvar nedanför fjällskogsgården i Sverige. En hel del f.d. skottskog i sydligaste Sverige har successivt övergått till högskog. Det är i vissa fall tveksamt om det finns så stora naturvärden att vinna på att återföra denna till skottskog. Mindre arealer kan dock bli aktuella.  
Förslag till ersättningsnivå: Hö
- *Starkt rekonstruerad skottskog med hög träddiversitet.* Betydande arealer igenväxningsmarker skulle antagligen kunna få höga naturvärden och rekreativa värden om dessa började skötas som skottskogar. Redan som igenväxningsmarker har dessa

arealer hunnit bygga upp naturvärden som genom skottskogsskötsel kan byggas vidare på.

Förslag till ersättningsnivå: Måttlig

- *Nyanlagd skottskog med hög träddiversitet.* Att nyanlägga skottskog och då utnyttja många olika trädslag kan på sikt ge en hel del naturvärden och rekreativa värden. Den tid det tar tills dessa värden blir betydande är dock längre än om man utgår från igenväxningsmarker.

Förslag till ersättningsnivå: Låg

- *Nyanlagd skottskog i tätortsnära områden eller i anslutning till åker/vatten.* Att nyanlägga skottskog i tätortsnära områden kan vara ett sätt att skapa produktionsytor med visst rekreativt värde. Att plantera skottskog längs vattendrag i åkerlandskapet kan minska yterosion och näringsämnesläckage.

Förslag till ersättningsnivå: Måttlig

## 11 Kritiska kunskapsluckor

Det finns en rad viktiga komponenter i det historiska lågskogsbruket som vi behöver förstå för att kunna designa brukande och skötsel som gynnar biologisk mångfald idag. Vilka trädslag har använts i olika områden? Vilka produkter togs ut? Hur långa var skördeintervallen och vilken ålder/grovlek på veden gav dessa? Vilka metoder användes för skörd och underhåll, både av enskilda träd och av lågskogsbiotoperna som helhet? Var trädbruket kombinerat med gräsmarker och hur påverkades i så fall gräsmarksnyttjandet av trädnyttjandet? Hur såg biotoperna ut i termer av mosaik? I vilka landskap och områden förekom lågskogsbruket?

Genom att kombinera historiska källor, biologiskt kulturarv i landskapet och kunskap från referensområden skulle vi komma en bra bit på väg. Genom att relatera spår i landskapet efter hamling och stubbskottsbruk till informationen i historiska källor kan vi vinna kunskap genom hela kedjan från försörjningssystem till produktion. Etnologiskt material tar oss från markslag/produktion upp till metoder. Slutligen kan referensområden länka samman kedjan hela vägen från försörjningssystem upp till metoderna. Fallstudieområdena bör utgå ifrån var det finns gott om spår i landskapet och var det finns tillräckliga historiska källor. Det skulle kunna vara Uppland, Småland, Skåne, Dalarna och fjällen.

Den information vi funnit i publicerade studier om lågskogsbruk är sällan direkt tillämplig för slutsatser om effekter på biologisk mångfald, men den ger viktiga pusselbitar. Många publikationer beskriver biologisk mångfald i skottskogar, energiskogar och hamlade träd utan att göra någon egentlig jämförelse, och vissa mer lättstuderade artgrupper dominerar i studierna, medan mycket litet görs på andra artgrupper. Relativt få studier om skottskogar har berört mossor, lavar och svampar. Bland djuren är det framförallt fjärilar och skalbaggar som uppmärksammas, medan t.ex. markfaunan nästan helt ignoreras.

Vi saknar studier som uttryckligen och systematiskt undersöker effekten på biologisk mångfald av trädslagssammansättning, stam- och sockeltäthet och omloppstid, och som undersöker vilken betydelse socklar och överståndare har som gamla strukturer. Det behövs också studier av hamlade miljöer där man separerar effekterna av olika skötselinsatser som hamling, bete och slätter. Det vore också lämpligt med studier som uttryckligen jämför biologisk mångfald i ett modernt lågskogsbruk med mångfalden i existerande miljöer som lågskogsbruket skulle ersätta. Biologisk mångfald på den genetiska nivån verkar vara ett fullkomligt ostuderat fält i detta sammanhang.

En förståelse om vilka strukturer och abiotiska förhållanden som skapas i en skottskog eller en hamlad miljö, tillsammans med information om olika arters ekologiska krav gör det möjligt att mer i detalj analysera möjliga effekter av ett modernt lågskogsbruk. Några sådana analyser har emellertid oss veterligt inte gjorts. Vad gäller lågskogsbiotopernas struktur skulle troligen vissa slutsatser kunna dras från olika slags träd- och buskmosaiker i odlingslandskapet, där exempelvis ljusinsläppet, typen av vedväxter och den rumsliga variationen mellan buskar och grässvål är nyckelfaktorer.

Vår produktionsanalys måste betecknas som tämligen grov. Vi har gjort flera generella antaganden, och tillämpat ett ganska magert underlag i våra scenarier och beräkningar. Bortsett från osäkerheten kopplad till vilken mark som skulle kunna bli föremål för lågskogsbruk med hänsyn tagen till konkurrerande intressen finns exempelvis även en osäkerhet i våra beräkningar av arealen av olika marktyper. För flera av marktyperna saknas egentlig statistik, och våra siffror är ofta extrapoleringar från mindre datamaterial. En mer detaljerad produktionsstudie skulle vara nödvändig.

På tre olika sätt kan också våra livscykelanalyser förbättras. För det första saknas ofta relevanta data, både vad gäller produktionen av biomassa i olika marker, och om flera viktiga processer, t.ex. inlagring av kol i mark och socklar. För det andra skulle analyserna användas till att uttryckligen jämföra olika alternativa markanvändningar, d.v.s. ta hänsyn till vad marken skulle användas till om den inte brukas som lågskog. De flesta av våra scenarier för lågskogsbruk involverar inte marktyper som annars skulle användas för vanlig skogsproduktion eller jordbruk. Istället är det ofta marker som idag inte ger någon egentlig avkastning, och ibland inte heller är särskilt rika på biologisk mångfald. Sannolikt skulle sådana jämförelser ytterligare förstärka bilden av lågskogsbruk som ett värdefullt alternativ. För det tredje skulle livscykelanalyserna uttryckligen inkludera fler resultatvariabler, dels de inom livscykelanalysen etablerade miljöpåverkanskategorierna som försurning, eutrofiering etc, men även t.ex. nytta för biologisk mångfald, ekosystemtjänster och kulturella och sociala värden. För de senare pågår metodutveckling för integrering i LCA, men möjligen bör man komplettera LCA med multikriterieanalys för att få med alla aspekter.

När det gäller brukarekonomi, styrmedel i samhället och teknikutveckling har vi bara skrapat på ytan, och frågor om andra värden än produktionsekonomi, naturvård och kolbalans har vi knappt berört i denna studie. Dit hör t.ex. sociala och estetiska värden, virkesproduktion, specialprodukter, arbetstillfällen och säkerhet. Vi har inte heller berört begränsningar och möjligheter i det juridiska regelverket.

## 11.1 Ett nytt fullskaligt forskningsprogram

Vi föreslår att ett nytt fullskaligt forskningsprogram etableras för en djupare analys av hur ett svenskt modernt lågskogsbruk skulle kunna fungera i praktiken. Vi har identifierat ett antal forskningsfrågor ovan, som berör det historiska lågskogsbruket, olika skötselrelaterade aspekter av effekter på biologisk mångfald, den faktiska produktionen av biomassa och andra produkter under olika produktionsformer på olika marktyper, och mer utvecklade livscykelanalyser, som alla bygger på de preliminära resultat vi nu presenterat. Till detta bör fogas forskningsfrågor som rör teknik, ekonomi, juridik, sociologi och produktutveckling. Fokus bör vara att fortsatt utforska de potentiella vinsterna av lågskogsbruket, och att angripa de viktigaste stötestenarna.

Lågskogsbrukets vinster kan utgöras av värden inom flera olika fält, bl.a. sociala och estetiska värden kopplade till friluftsliv, produktion av värdefullt virke och andra specialprodukter, arbetstillfällen i näringen, säkerhet och uthållighet i markutnyttjandet, bevarad biologisk mångfald och ekosystemtjänster, och bioenergi. Vi bör skapa en bättre förståelse för hur lågskogsbruk kan realisera sin potential att leverera sådana vinster, och vi behöver förstå vilka värden samhället efterfrågar. En särskild aspekt är hur olika värden kan kombineras i ett mångbruk av landskapet.

För detta behövs komplexa systemanalyser, både av lågskogsbrukets livscykeleffekter och socioekonomiska system som belyser samhällets styrmedel och incitament, lokalbefolkningens deltagande, juridikens begränsningar och möjligheter. Det behövs också praktiska fältförsök, gärna storskaliga och långsiktiga demonstrationsförsök där produktionsformer och teknik kan utvecklas och testas, och effekten på biologisk mångfald, ekosystemtjänster och friluftsliv uppmätas. För fältförsökens genomförande ser vi möjligheter att samarbeta med det föreslagna Life-projektet BioWood och med Skogssällskapet. Mycket av arbetet behöver ske genom direkta samtal, enkäter och lokalt deltagande med markägare, entreprenörer, energiföretag, sektorsmyndigheter, naturvårdsorganisationer och berörd lokalbefolkning.

## 12 Referenser

- Allard, A., Glimskär, A., Högström, M., Marklund, L., Olofsson, K., Nilsson, B., Pettersson, A., Ringvall, A., Wissman, J. & Svensson, J. 2008. Småbiotopsuppföljning i NILS år 2008. Rapport från Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.
- Andersson, L. & Appelqvist, T. 1990. Istidens stora växtätare utformade de nemorala och boreonemorala ekosystemen. En hypotes med konsekvenser för naturvården. Svensk Botanisk Tidskrift 84:355-368.
- Andersson, L. & Johansson, K.A. 1984. Epifyter på hamlade askar i Ölmetorp. Skaraborgsnatur 21:15-159.
- Aronsson, M., Karlsson, M. & Slotte, H. 2001. Hamling och lövtäkt – Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. Jordbruksverket & Skogsvårdsstyrelsen.
- Bardat, J. & Aubert, M. 2007. Impact of forest management on the diversity of corticolous bryophyte assemblages in temperate forests. Biological Conservation 139:47-66.
- Bartha, S., Merolli, A., Campetella, G. & Canullo, R. 2008. Changes of vascular plant diversity along a chronosequence of beech coppice stands, central Apennines, Italy. Plant Biosystems 142(3):572-583.
- Baum, S., Weih, M., Busch, G., Kroiherm, F. & Bolte, A. 2009. The impact of short rotation coppice plantations on phytodiversity. Landbauforschung (Volkenrode) 59(3):163-170.
- Baumann, H. & Tillman, A.-M. 2004. The hitchhikers guide to LCA - an orientation to life cycle assessment methodology and application. Studentlitteratur, Lund, Sweden.
- Benes, J., Cizek, O., Dovala, J. & Konvicka, M. 2006. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovicky Wood, Czech Republic. Forest Ecology and Management 237:353-365.
- Begley, C.D. & Coates, A.E. 1961. Estimating yield of hardwood coppice for pulpwood growing. Forestry Commission Report on Forest Research 1959/60:189-196. HMSO, London.
- Berg, Å. 2002. Breeding birds in short-rotation coppices on farmland in central Sweden – the importance of *Salix* height and adjacent habitats. Agriculture Ecosystems & Environment 90:265-276.
- Bergendorff, C. & Emanuelsson, U. 1982. Skottskogen – en försummad del av vårt kulturlandskap. Svensk Botanisk Tidskrift 76:91-100.
- Bergendorff, C. & Emanuelsson, U. 1990. Löväng, stubbskottsäng, skottskog och surskog. Bebyggelsehistorisk Tidskrift 19:109-115.
- Bergendorff, C. & Emanuelsson, E. 1996. History and traces of coppicing and pollarding in Scania, south Sweden. I: Slotte, H. & Göransson, H. (red.), Lövtäkt och stubbskottsbruk. KSLA, Skogs- och lantbrukshistoriska Meddelanden 17:235–312.
- Bergh, J., Blennow, K., Andersson, M. Olofsson, E., Nilsson, U., Sallnäs, O. & Karlsson, M. 2007. Effekter av ett förändrat klimat på skogen och implikationer för skogsbruket. Arbetsrapport 34, Institutionen för Sydsvensk skogsvetenskap, SLU, Alnarp.
- Bergquist, J., Ekö P.M., Elfving, B., Johansson, U. & Thuresson T. 2005. Jämförelse av produktionspotential mellan tall, gran och björk på samma ståndort. Rapport 19/2005, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Björkman, C., Bommarco, R., Eklund, K. & Höglund, S. 2004. Harvesting disrupts biological control of herbivores in a short-rotation coppice system. Ecological Applications 14(6):1624-1633.

- Blick, T. & Burger, F. 2002. Wirbellose in Energiewäldern. Am Beispiel der Spinnentiere der Kurzumtriebsfläche Wöllershof (Oberpfalz, Bayern). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 34(9):276-284.
- Brandão, M., Milà i Canals, L. & Clift, R. 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass and Bioenergy* 35(6):2323-2336.
- Broome, A., Clarke, S., Peace, A. & Parsons, M. 2011. The effect of coppice management on moth assemblages in an English woodland. *Biodiversity and Conservation* 20:729-749.
- Buckley, G.P. 1992. Ecology and management of coppice woodlands. Chapman & Hall, London.
- Burnett, C.D. & Gilluly, D. 1988. Pollarding for multiple benefits. *Northern Journal of Applied Forestry* 5:148-152.
- Börjesson, P. 2006. Livscykelanalys av salixproduktion. Rapport nr 60, Institutionen för teknik och samhälle, Lunds tekniska högskola.
- Campbell, Å. 1928. Skånska bygder under förra hälften av 1700-talet. Etnografisk studie över den skånska allmogens äldre odlingar hägnader och byggnader. Uppsala.
- Carbonnier, C. & Hägglund, B. 1969. En jämförelse mellan bokens och granens volym- och värdeproduktion. Volym 17, Rapporter och uppsatser, Institutionen för skogsproduktion, Skogshögskolan, Stockholm.
- Catorci, A., Vitanzi, A., Tardella, F.M. & Hrsak, V. 2011. Regeneration of *Ostrya carpinifolia* Scop. forest after coppicing: Modelling of changes in species diversity and composition. *Polish Journal of Ecology* 59(3):483-494.
- Cederberg, B., Dahlberg, A., Egnell, G., Ehnström, B., Hallingbäck, T., Ingelög, T., Kjellin, P., Lennartsson, T., Lönnell, N., Scroeder, M., Thor, G., Thuresson, T., Tjernberg, M., Weslien, J. & Westling, O. 2001. Skogsbränsle, hot eller möjlighet? - Vägledning till miljövänligt skogsbränsleuttag. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Cherubini, F. 2010. GHG balances of bioenergy systems - Overview of key steps in the production chain and methodological concerns. *Renewable Energy* 35(7):1565-1573.
- Cherubini, F. and Strømman, A.H. 2011. Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresource Technology* 102(2):437-451.
- Copeland, J.E. & Hardcastle, P.D. 2008. Environmental impacts of short rotation forestry. *Aspects of Applied Biology* 90:311-316.
- Crockford K.J. & Savill, P.S. 1991. Preliminary yield tables for oak coppice. *Forestry* 64:29-50.
- Dagernäs, D. 1996. Fåglar i odlingslandskapet – Biologisk mångfald och variation i odlingslandskapet. LRF, Sveriges Ornitologiska Förening & Jordbruksverket.
- Dauber, J., Jones, M.B. & Stout, J.C. 2010. The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. *Bioenergy* 2:289-309.
- Debussche, M., Debussche, G. & Lepart, J. 2001. Changes in the vegetation of *Quercus pubescens* woodland after cessation of coppicing and grazing. *Journal of Vegetation Science* 12(1):81-92.
- Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Bardat, J., Watez-Franger, A., Saguez, R., de Foucault, B., Alard, D. & Delelis-Dusollier, A. 2005. Silviculture-driven vegetation change in a European temperate deciduous forest. *Annals of Forest Science* 62:313-323.
- Deconchat, M. & Balent, G. 2001. Vegetation and bird community dynamics in fragmented coppice forests. *Forestry* 74(2):105-118.

- de Jong, J., Akselsson, C., Berglund, H., Egnell, G., Gerhardt, K., Lönnberg, L., Olsson, B. & von Stedingk, H. 2012. Konsekvenser av ett ökat uttag av skogsbränsle. En syntes från Energimyndighetens bränsleprogram 2007-2011. ER 2012:08. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Dekanic, S., Dubravac, T., Lexer, M. J., Stajic, B., Zlatanov, T. & Trajkov, P. 2009. European forest types for coppice forests in Croatia. *Silva Balcanica* 10(1):47-61.
- Di Marino, E., Montecchio, L., Scattolin, L., Abs, C. & Agerer, R. 2009. The ectomycorrhizal community structure in European beech forests differing in coppice shoot age and stand features. *Journal of Forestry* 2009(July/August):250-259.
- Dimitriou, I., Baum, C., Baum, S., Busch, G., Schulz, U., Köhn, J., Lamersdorf, N., Leinweber, P., Aronsson, P., Weih, M., Berndes, G. & Bolte, A. 2011. Quantifying environmental effects of short rotation coppice (SRC) on biodiversity, soil and water. IEA Bioenergy Task 43, 2011:01.
- Dubois, G. F., Vignon, V., Delettre, Y. R., Rantier, Y., Vernon, P. & Burel, F. 2009. Factors affecting the occurrence of the endangered saproxylic beetle *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Cetoniidae) in an agricultural landscape. *Landscape and Urban Planning* 91:152-159.
- Egnell, G. 2009. Skogsbränsle. Skogsskötselserien nr 17, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Eichhorn, K.A.O. & Eichhorn, L.S. 2007. Herstel van de soortenrijke flora in twee Zuid-Limburgse hellingbossen. *Natuurhistorisch Maandblad* 96(8):240-246.
- Emanuelsson, U. 1987. Human influence on vegetation in Torneträsk area during the last three centuries. *Ecological Bulletin* 38:95-111.
- Emanuelsson, U. 2001. Lövtäkt och skottskogar. Sid 322-332 i: Pettersson, B., Svanberg, I. & Tunón H. Människan och naturen. Centrum för biologisk mångfald, SLU.
- Emanuelsson, U. 2002. Det skånska kulturlandskapet. 2., omarbetad uppl. Naturskyddsföreningen i Skåne, Lund.
- Energimyndigheten 2011. Energistatistik för småhus 2009. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Evans, J. 1984. Silviculture of broadleaved woodland. Forestry Commission Bulletin 62, HMSO, London.
- Fabbio, G. & Amorini, E. 2002. Avviamento ad altofusto e dinamica naturale nei cedui a prevalenza di cerro. Risultati di una prova sperimentale a 35 anni dalla sua impostazione. Il protocollo di Caselli (Pisa). *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura* 33:79-104.
- Falk, K. 2012. Stubbskottsbruk – Historisk hävd som framtida bioenergiressurs? Examensarbete, Institutionen för kulturvård, Göteborgs universitet.
- Fritzbøger, B. 1994. Kulturskoven. Dansk skovbrug fra oldtid til nutid. DSR, Frederiksberg.
- Fry, D.A. & Slater, F.M. 2011. Early rotation short rotation willow coppice as a winter food resource for birds. *Biomass and Bioenergy* 35:2545-2553.
- Fuller, R.J. & Warren, M.S. 1993. Coppiced woodlands: their management for wildlife. JNCC.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Froberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., Mikusinski, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J. & Bengtsson, J. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communication* 4:1340.

- Gardiner, T. 2011. Reinstatement of coppicing in neglected ancient woodlands benefits bumblebees, butterflies and grasshoppers in Essex. *Entomologist's Record and Journal of Variation* 123:222-234.
- Geb, M., Schmidt, W. & Meyer, P. 2004. Das Mittelwaldprojekt Liebenburg – Entwicklung der Bestandesstruktur. *Forst und Holz* 59(12):567-573.
- Geyer, W.A. 2006. Biomass production in the central great plains USA under various coppice regimes. *Biomass and Bioenergy* 30:778-783.
- Giordano, M. & Meriggi, A. 2009. Use by small mammals of short-rotation plantations in relation to their structure and isolation. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 20(2):127-135.
- Gondard, H., Aronson, J., Grandjanny, M., Le Floch, E., Renaux, A., Romane, F. & Shater, Z. 2000. Plant species richness responses to management practices in chestnut (*Castanea sativa* Miller) forests and coppice stands in the Cévennes mountains (southern France). *Ecologia Mediterranea* 26(1-2):143-154.
- Gondard, H., Romane, F., Grandjanny, M., Li, J. & Aronson, J. 2001. Plant species diversity changes in abandoned chestnut (*Castanea sativa*) groves in southern France. *Biodiversity and Conservation* 10:189-207.
- González-García, S., Iribarren, D., Susmozas, A., Dufour J. & Murphy, R.J. 2012. Life cycle assessment of two alternative bioenergy systems involving *Salix* spp. biomass: Bioethanol production and power generation. *Applied Energy* 95:111-122.
- Grove, A.T. & Rackham, O. 2001: The nature of Mediterranean Europe. An ecological history. Yale University Press, New Haven.
- Gruss, H. & Schulz, U. 2011. Brutvogelfauna auf Kurzumtriebsplantagen. Besiedlung and Habitategnung verschiedener Strukturtypen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43(7):197-204.
- Gulvik, M. E., Bloszyk, J., Austad, I., Bajaczyk, R. & Piwczynski, D. 2008. Abundance and diversity of soil microarthropod communities related to different land use regime in a traditional farm in western Norway. *Polish Journal of Ecology* 56(2):273-288.
- Gustavsson, R. & Ingelög, T. 1994. Det nya landskapet. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Göransson, H. 1996: Om skottskogsbruk och utfodring med kvistar under mellanneolitisk tid och om skogsutnyttjandet under mesolitisk tid. I: Slotte, H. & Göransson H., Lövtäkt och stubbskottsbruk. Del II. *KSLA Bibl., SOLMED* 17:409–452.
- Götmark, F. 2010. Skötsel av skogar med höga naturvärden. *Svensk Botanisk Tidskrift* 104(S1):1-88.
- Hallingbäck, T. 1996. Ekologisk katalog över mossor. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Harmer R. & Howe, J. 2003. The silviculture and management of coppice woodland. Forestry Commission, Edinburgh.
- Harmer, R., Kerr, G. & Thompson, R. 2010. Managing native broadleaved woodland. The Stationery Office, Edinburgh.
- Harrysson, A., 2012. Aktiv dokumentation: Projektrapport från ett arbete rörande dokumentation av lokal och traditionell kunskap på landsbygden i Småland. CBM:s skriftserie 60. Naptek, Centrum för biologisk mångfald, Uppsala.
- Hasund, K.P. 2009. Miljöstöd för slåtteroch betesmarker – en jämförelse mellan fem länder. Rapport nr 165, Inst för ekonomi, SLU.
- Hauge, L. 1998. Restoration and management of a birch grove in inner Sogn formerly used for fodder production. *Norsk Geografisk Tidskrift* 52: 65-78.



- Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C m.fl. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science* 286:1123-1127.
- Hédl, R., Kopecký, M. & Komárek, J. 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions* 16:267-276.
- Helldin, J.-O. 2008. Storskalig hamling av lövskog – en potentiell bioenergiressurs. *Biodiverse* 2008/1:8-9.
- Helldin, J.-O., Lennartsson, T. & Emanuelsson, U. 2009. Biologisk mångfald och bioenergi i odlingslandskapet – en kunskapssammanställning. Slutrapport för projekt med medel från Jordbruksverket. Centrum för biologisk mångfald, SLU.
- Heller, M.C., Keoleian, G.A. & Volk T.A. 2003. Life cycle assessment of a willow bioenergy cropping system. *Biomass and Bioenergy* 25(2):147-165.
- Hossell, J., Clemence, B., Wright, B., Edwards, R. & Juppenlatz, Z. 2006. Potential impacts of future renewable energy policy on UK biodiversity. Final report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra) and the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department (SEERAD) as part of the Defra Horizon Scanning Programme. ADAS.
- Hryniewicz, K., Baum, C., Leinweber, P., Weih, M. & Dimitriou, I. 2010. The significance of rotation periods for mycorrhiza formation in short rotation coppice. *Forest Ecology and Management* 260:1943-1949.
- Hultengren, S., Johansson, P., Croneborg, H. & Lönnell, N. 2006. Hotad mångfald i Gotlands lövängar och lövängsrester. *Svensk Botanisk Tidskrift* 100(3):176-194.
- Hytönen, J. & Issakainen, J. 2001. Effect of repeated harvesting on biomass production and sprouting of *Betula pubescens*. *Biomass and Bioenergy* 20:237-245.
- Hytönen, J. & Aro, L. 2012. Biomass and nutrition of naturally regenerated and coppiced birch on cutaway peatland during 37 years. *Silva Fennica* 45:377-394.
- Hæggström, C.-A. 1995. Lövängar i Norden och Balticum. *Nordenskiöldsamfundets Tidskrift* 54:21–58.
- Hæggström, C.-A. 1998. Pollard meadows: multiple use of human-made nature. I: Kirby, K.J. & Watkins, C. (red.), *The ecological history of European forests*, sid. 33–41. CAB International.
- Ihlen, P.G., Gjerde, I. & Saetersdal, M. 2001. Structural indicators of richness and rarity of epiphytic lichens on *Corylus avellana* in two different forest types within a nature reserve in south-western Norway. *Lichenologist* 33(3):215-229.
- ISO 14040. 1997. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Geneva, Switzerland, International Organization for Standardization.
- ISO 14041. 1998. Environmental management - Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis. Geneva, Switzerland, International Organization for Standardization.
- ISO 14042. 2000. Environmental management - Life cycle assessment, Life cycle impact assessment. Geneva, Switzerland, International Organization for Standardization.
- Jacquemyn, H., Brys, R., Honnay, O. & Hermy, M. 2008. Effects of coppicing on demographic structure, fruit and seed set in *Orchis mascula*. *Basic and Applied Ecology* 9:392-400.
- Janowiak, M.K. & Webster, C.R. 2010. Promoting ecological sustainability in woody biomass harvesting. *Journal of Forestry* 2010(Jan/Feb):16-23.

- Johansson, P. 1998. Svampar och epifytiska lavar i gotländska lövmarker. Länsstyrelsen i Gotlands län, Livsmiljöenheten, rapport 5:1998.
- Johansson, T. 2008. Sprouting ability and biomass production of downy and silver birch stumps of different diameters. *Biomass and Bioenergy* 32:944-951.
- Jonsell, M. & Andersson, K. 2011. Vedlevande skalbaggar på lind. *Entomologisk Tidskrift* 132(3):167-186.
- Jönsson, M.T., Thor, G. & Johansson, P. 2011. Environmental and historical effects on lichen diversity in managed and unmanaged wooded meadows. *Applied Vegetation Science* 14:120-131.
- Karlton, E., Jacobson, A. & Lennartsson, T. 2010. Inlagring av kol i betesmark. Rapport 2010:25, Jordbruksverket, Jönköping.
- Kelly, D.L. 2005. Woodland on the western fringe: Irish oakwood diversity and challenges of conservation. *Botanical Journal of Scotland* 57(1-2):21-40.
- Kirby, K. 1993. Coppice restoration for nature conservation: how much and where? Sid. 15-24 i: *Proceedings Coppice Restoration Seminar in Cowes, Isle of Wight, 6th May 1993*.
- Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C. & Moog, M. 2005. Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. *Forest Ecology and Management* 213:102-116.
- Laganà, A., Salerni, E., Barluzzi, C., Perini, C. & de Dominicis, V. 2002. Macrofungi as long-term indicators of forest health and management in central Italy. *Cryptogamie, Mycologie* 23(1):39-50.
- Lassaue, A., Anselme, P., Lieutier, F. & Bouget, C. 2012. Coppice-with-standards with an overmature coppice component enhance saproxylic beetle biodiversity: A case study in French deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 266:273-285.
- Lennartsson, T. & Oostermeijer, J.G.B. 2001. Demographic variation and population viability in *Gentianella campestris*: effects of grassland management and environmental stochasticity. *Journal of Ecology* 89:451-463.
- Lennartsson, T. 2004. Att ta det onda med det goda. Växternas vardag i betesmarkerna. *Biodiverse* 2004/9:3.
- Lennartsson, T., Svensson, R., Helldin, J.-O., Ek, T., Axelsson-Linkowski, W. & Dahlström, A. 2010. Förstudie kring biobrännslan, gamla träd och död ved i jordbrukslandskapet. Rapport från Centrum för biologisk mångfald, SLU.
- Liesebach, M., von Wuehlisch, G. & Muhs, H.-J. 1999. Aspen for short rotation coppice plantation on agricultural sites in Germany: Effects of spacing and rotation time on growth and biomass production of aspen progenies. *Forest Ecology and Management* 121:25-39.
- Liesebach, M. & Mecke, R. 2003. Die Laufkäferfauna einer Kurzumtriebsplantage, eines Gerstenackers und eines Fichtenwaldes im Vergleich. *Holzzucht* 54(december):11-15.
- Löf, M., Møller-Madsen, E. & Rytter, L. 2009. Skötsel av ädellövskog. Skogsskötselserien nr 10, Skogsstyrelsen.
- Madsen, P. & Bräuner Nielsen, U. 2012. Baggrundsnotat: Analyse af mulighederne i nye træarter og artskombinationer samt intensiveret skovbrug. Stencil, Skov&Landskab, Det Natur- og Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet.
- Mason, C.F. & Macdonald, S.M. 2002. Responses of ground flora to coppice management in an English woodland – a study using permanent quadrats. *Biodiversity and Conservation* 11:1773-1789.

- McEvoy, P.M. & McAdam, J.H. 2002. Coppice management and biodiversity enhancement. An investigation in Glenarm Woods, Co. Antrim. *Tearmann* 2002(2):39-52.
- McKendry, P. 2002. Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. *Bioresource Technology* 83: 37-46.
- Moe, B. & Botnen, A. 2000. Epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* in four different habitats at Grinde, Leikanger, western Norway. *Plant Ecology* 151:143-159.
- Montes, F., Cañellas, I., del Río, M., Calama, R. & Montero, G. 2004. The effects of thinning on the structural diversity of coppice forests. *Annals of Forest Science* 61:771-779.
- Moreno, D., Cevasco, R., Bertolotto, S. & Poggi, G. 1998. Historical ecology and post-medieval management practices in alderwoods (*Alnus incana* (L.) Moench) in the northern Apennines, Italy. Sid. 185–201 i: Kirby, K.J. & Watkins, C. (red.), *The ecological history of European forests*. CAB International, Wallingford.
- Mytting, L. 2012. Ved: Allt om huggning, stapling och torkning – och vedeldningens själ. Natur och Kultur.
- Naturvårdsverket 2007. Arbetsmaskiner. Naturvårdsverkets rapport 5728.
- Nihlgård, B. 1972. Plant biomass, primary production and distribution of chemical elements in a beech and a planted spruce forest in south Sweden. *Oikos* 23:69-81.
- Nihlgård, B., Lundwall U. & Dahm H. 2013. Näringsbalans i stubbskottsängen på Hörjelgården. Rapport från Stiftelsen Hörjelgården inom Naturskyddsföreningen i Skåne.
- Nordbakken, J.-F. & Austad, I. 2010. Styvingstrær, nøkkelbiotoper i norsk natur – en undersøkelse av moser på almestuver *Ulmus glabra* i Sogn og Fjordane. *Blyttia* 68(4):245-255.
- Nylinder, M., Woxblom, L. & Fryk, H. 2006. Ädellöv – virke och förädling. Institutionen för skogens produkter och marknader, SLU.
- Oaks, R. & Mills, E. 2010. Coppicing & coppice crafts. A comprehensive guide. The Crowood Press.
- Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J. & Franc, A. 1999. Management of mixed-species forest: Silviculture and economics. IBM Scientific Contribution 15, Wageningen.
- Olsson, M., Andersson, P., Lennartsson, T., Lenoir, L., Mattsson, L. & Palme, U. 2012. Land management meeting several environmental objectives. Naturvårdsverket rapport 6505.
- Olsson Tegemark, D. 2000. Ståndortsindex och produktion för björk och gran på samma mark. Delrapport 13, Projekt al, asp och björk. Högskolan Dalarna.
- Otte, A., Ginzler, O., Waldhardt, R. & Simmering, D. 2008. Die Allmendeweide “NSG Kanzelstein bei Eibach” (Lahn-Dill Kreis, Hessen): Wandel und Zustand eines Biotopkomplexes der vorindustriellen Kulturlandschaft. *Tuexenia* 28:151-184.
- Peverieri, G.S., Skorupski, M., Liguori, M. & Roversi, P.F. 2008. Gamasida soil mite communities in a beech forest (*Fagus sylvatica* L.) of central Italy. *Redia* 91:25-31.
- Pradella, C., Obrist, M.K., Duelli, P., Conedera, M. & Moretti, M. 2010. Coleotteri (Cerambycidae, Buprestidae, Lucanidae, Cetoniidae) del legno morto nei castagnetti della Svizzera sudalpina – Sintesi dei risultati di tre studi. *Bollettino della Società ticinese di Scienze naturali* 98:35-44.
- Pretzsch, H., Block, J., Dieler, J. Dong, P.H., Kohnle, U, Nagel, J., Spellmann, H. & Zingg, A. 2010. Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway

- spruce and European beech along an ecological gradient. *Annals of Forest Science* 67:712
- Rackham, O. 1980. *Ancient woodland, its history, vegetation and uses in England*. Edward Arnold, London.
- Rackham, O. 2000. *The illustrated history of the countryside*. New ed. London: Seven Dials, Cassel & Co.
- Rackham, O. 2003. *Ancient woodland: its history, vegetation and uses in England*. New ed. Dalbeattie: Castlepoint Press.
- Rackham, O. 2006. *Woodlands*. London: Collins.
- Reddersen, J. 2001. SRC-willow (*Salix viminalis*) as a resource for flower-visiting insects. *Biomass and Bioenergy* 20:171-179.
- Reddersen, J. & Petersen, I.K. 2004. Energipil som ynglehabitat for fugle i et dansk landbrugslandskab. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 98:21-32.
- Regeringen 2009. *Fourth National Report to the Convention on Biological Diversity, Sweden*. Regeringsbeslut 2009-04-20, M2009/385/Na.
- Riffell, S., Verschuyf, J., Miller, D. & Wigley, T. B. 2011. A meta-analysis of bird and mammal response to short-rotation woody crops. *Global Change Biology Bioenergy* 3:313-321.
- Riondato, R., Colpi, C. & del Favero, R. 2005. Indicatori di biodiversità in ostriquo-cereti cedui di diversa età sui colli euganei (PD). *L'Italia Forestale e Montana* 2005(4):405-427.
- Romane, F., Gondard, H., Grandjanny, M., Grossmann, A., Renaux, A. & Shater, Z. 2001. Measuring and managing plant species diversity in the chestnut (*Castanea sativa* Mill.) ecosystems of the Cevennes. *Forest Snow and Landscape Research* 76(3):493-497.
- Rowe, R.L., Street, N.R. & Taylor, G. 2009. Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 13:271-290.
- Rowe, R.L., Hanley, M.E., Goulson, D., Clarke, D.J., Doncaster, C.P. & Taylor, G. 2011. Potential benefits of commercial willow short rotation coppice (SRC) for farm-scale plant and invertebrate communities in the agri-environment. *Biomass and Bioenergy* 35:325-336.
- Rozas, V. 2004. A dendroecological reconstruction of age structure and past management in an old-growth pollarded parkland in northern Spain. *Forest Ecology and Management* 195:205-219.
- Rozas, V. 2005. Historical effects of grazing on tree establishment in the Cantabrian lowlands, northern Spain: a dendroecological analysis in two old-growth forests. *Sid* 288-289 i: Mosquera-Losada, M. R., Rigueiro-Rodríguez, A. & McAdam, J. Silvopastoralism and sustainable land management. *Proceedings of an international congress on silvopastoralism and sustainable management held in Lugo, Spain, April 2004*.
- Rydberg, D. 2000. Initial sprouting, growth and mortality of European aspen and birch after selective coppicing in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 130:27-35.
- Rydberg, D. & Falk, J. 1996. Den mångsidiga skottskogen. *FaktaSkog* 8/1996, SLU.
- Rytter, L. 1998. Löv- och lövblandbestånd – ekologi och skötsel. *Redogörelse nr 8*, Skogforsk, Uppsala.

- Rytter, L. 2004. Produktionspotential hos asp, björk och al. Redogörelse nr 4, Skogforsk, Uppsala.
- Rytter, L. 2006. A management regime for hybrid aspen stands combining conventional forestry techniques with early biomass harvests to exploit their rapid early growth. *Forest Ecology and Management* 236: 422-426.
- Rytter, L., Karlsson, A., Karlsson, M. & Stener, L.-G. 2008. Skötsel av björk, al och asp. Skogsskötselserien nr 9, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Rytter, L., Sennerby-Forsse, L. & Alriksson, A. 2000. Natural regeneration of grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench.) stands after harvest. *Journal of Sustainable Forestry* 10:287-294.
- Saarinen, K., Jantunen, J. & Valtonen, A. 2005. Resumed forest grazing restored a population of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) in SE Finland. *European Journal of Entomology* 102:683-690.
- Saarsalmi, A., Palmgren, K. & Levula, T. 1991. Biomass production and nutrient consumption of the sprouts of *Alnus incana*. *Folia Forestalia* 768:1-25.
- Sage, R., Waltola, G., Cunningham, M. & Bishop, J. 2008. Headlands around SRC plantations have a potential to provide new habitats for plants and butterflies on farmland. *Biomass and Energy Crops III. Aspects of Applied Biology* 90:303-309.
- Samuelsson, J. & Ingelög, T. 1996. Den levande döda veden – bevarande och nyskapande i naturen. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Schaber-Schoor, G. 2009. Forestal production of wooden energy considering sustainability of deadwood and biodiversity. *Forst und Holz* 64(2):14-17.
- Schardt, M., Burger, F. & Blick, T. 2008. Ökologischer Vergleich der Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) von Energiewäldern und Ackerland. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 16:131-136.
- Schlick-Steiner, B.C., Steiner, F.M. & Steiner, H.M. 2005. Effect of extensification of coppice management on Central European ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae). *Entomologia Generalis* 28(1):23-37.
- Schulz, U., Brauner, O. & Gruss, H. 2009. Animal diversity on short-rotation coppices – a review. *Landbauforschung (Volkenrode)* 59(3):171-182.
- Šimek, M., Pižl, V. & Chalupský, J. 1991. The effect of some terrestrial oligochaeta on nitrogenase activity in the soil. *Plant and Soil* 137:161-165.
- Sjöbeck, M. 1964a. Simremarken, krattmarken och sommarängen. En markhistorisk undersökning i Sydsköne. *Skånes Natur* 51:140-167.
- Sjöbeck, M. 1964b. Skottskog och gräsvål. *Sveriges Natur årsbok* pp 27-52.
- Sjöbeck, M. 1967. Det markhistoriska skeendet. *Skånes Natur* 54:7-45.
- Sjöbeck, M. 1968. De äldre lantmäterikartorna äro oersättliga markhistoriska urkunder. *Skånes Natur* 55:69-87.
- Slomian, S., Gulvik, M.E., Madej, G. & Austad, I. 2005. Gamasina and Microgyniina (Acari, Gamasida) from soil and tree hollows at two traditional farms in Sogn og Fjordane, Norway. *Norwegian Journal of Entomology* 52:39-48.
- Slotte, H. 1993. Hamlingsträd på Åland. *Svensk Botanisk Tidskrift* 87:283-304.
- Slotte, H. 1999. Lövtäkt i Sverige 1850–1950. Metoder för täkt, torkning och utfodring med löv samt täktens påverkan på landskapet. *Agrarhistoria* 2. Institutionen för landskapsplanering, SLU, Uppsala.

- Slotte, H. & Göransson, H. 1996. Lövtäkt och stubbskottsbruk. 1–2. Skogs- och Lantbrukshistoriska Meddelanden 17.
- Slotte, H. 2000. Lövtäkt i Sverige och på Åland. Metoder och påverkan på landskapet. Acta Universitatis Agriculturae Suecicae, Agraria 236:1.
- Spitzer, L., Konvicka, M., Benes, J., Tropek, R., Tuf, I. H. & Tufova, J. 2008. Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. Biological Conservation 141:827-837.
- Stajic, B., Zlatanov, T., Velichkov, I., Dubravac, T. & Trajkov, P. 2009. Past and recent coppice forest management in some regions of south eastern Europe. Silva Balcanica 10(1):9-19.
- Streitberger, M., Hermann, G., Kraus, W. & Fartmann, T. 2012. Modern forest management and the decline of the woodland brown (*Lopinga achine*) in central Europe. Forest Ecology and Management 269:239-248.
- Suchomel, C., Becker, G. & Pyttel, P. 2011. Fully mechanized harvesting in aged oak coppice stands. Forest Products Journal 61(4):290-296.
- Szymura, T. H. 2010. Tradycyjna gospodarka odroślowa w Europie Środkowej i jej wpływ na różnorodność biologiczną. Sylwan 154(8):545-551.
- Sörensson, M. 2008. AHA- en enkel metod för prioritering av vedentomologiska naturvärden hos träd i sydsvenska park- och kulturmiljöer. Entomologisk Tidskrift 129(2):81-90.
- Thor, G. & Arvidsson, L. 1999. Rödlistade lavar i Sverige. Artfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Thor, G., Johansson, P. & Jönsson, M.T. 2010. Lichen diversity and red-listed lichen species relationships with tree species and diameter in wooded meadows. Biodiversity and Conservation 19:2307-2328.
- Treiber, R. 2002. Mittelwaldnutzung – Grundlage der Vegetationsdynamik und Artenvielfalt in Wäldern der südeuropäischen Hardt. Naturschutz und Landschaftsplanung 34(11):334-345.
- Treiber, R. 2003. Genutzte Mittelwälder – Zentren der Artenvielfalt für Tagfalter und Widderchen im Südeuropä. Naturschutz und Landschaftsplanung 35(1):50-63.
- Tullus, A., Rytter, L., Tullus, T., Weih, M. & Tullus, H. 2012. Short-rotation forestry with hybrid aspen (*Populus tremula* L. x *P. tremuloides* Michx.) in Northern Europe. Scandinavian Journal of Forest Research 27:10-29.
- Vacik, H., Zlatanov, T., Trajkov, P. & Dekanic, S. 2009. Role of coppice forests in maintaining forest biodiversity. Silva Balcanica 10(1):35-45.
- van Achterberg, K. 2007. Geriefhoutbosjes: hotspots voor sluipwespen. Entomologische Berichten 67(6):204-208.
- van Calster, H., Baeten, L., de Schrijver, A., de Keersmaeker, L., Rogister, J. E., Verheyen, K. & Hermy, M. 2007. Management driven changes (1967-2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. Forest Ecology and Management 241:258-271.
- van Calster, H., Endels, P., Antonio, K., Verheyen, K. & Hermy, M. 2008a. Coppice management effects on experimentally established populations of three herbaceous layer woodland species. Biological Conservation 141:2641-2652.
- van Calster, H., Baeten, L., Verheyen, K., de Keersmaeker, L., Dekeyser, S., Rogister, J. E. & Hermy, M. 2008b. Diverging effects of overstorey conversion scenarios on the understorey vegetation in a former coppice-with-standards forest. Forest Ecology and Management 256:519-528.

- Vliegenthart, A. 2011. Bosparelmoervlinder keert terug in het hakhout. *Vlinders* 2011(3):12-13.
- Vuokila, Y. 1977. On the growth capacity of aspen stands on good sites. *Folia Forestalia* 299:1-11.
- Weih, M., Karacic, A., Munkert, H., Verwijst, T. & Diekmann, M. 2003. Influence of young poplar stands on floristic diversity in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* 4:149-156.
- Wittwer, R.F. & Stringer, J.W. 1985. Biomassproduction and nutrient accumulation in seedling and coppice hardwood plantations. *Forest Ecology and Management* 13:223-233.