

# Skötsel av ekblandskogar: naturvårdsgallring och respons hos träd och buskar

**Management of oak-rich mixed forests: conservation-oriented thinning and response of trees and shrubs**

**Jenny Leonardsson**



**GÖTEBORGS UNIVERSITET**

Institutionen för biologi och miljövetenskap  
Naturvetenskapliga fakulteten  
2015

Akademisk avhandling för filosofie doktorexamen i naturvetenskap, inriktning biologi, som med tillstånd från Naturvetenskapliga fakulteten kommer att offentligt försvaras fredagen den 16 oktober 2015 kl. 10:00 i Föreläsningssalen, Institutionen för biologi och miljövetenskap, Medicinaregatan 18A (Zoologihuset), Göteborg.  
Opponent är Professor Per Milberg, Institutionen för fysik, kemi och biologi, Linköpings Universitet.

# Skötsel av ekblandskogar: naturvårdsgallring och respons hos träd och buskar

Management of oak-rich mixed forests: conservation-oriented thinning and response of trees and shrubs

Jenny Leonardsson

Institutionen för biologi och miljövetenskap  
Göteborgs Universitet  
Box 463  
405 30 Göteborg  
E-mail: [jenny.leonardsson@gmail.com](mailto:jenny.leonardsson@gmail.com)

Omslagsbild Jenny Leonardsson  
© Jenny Leonardsson, 2015

ISBN 978-91-628-9549-5 (Print)  
ISBN 978-91-628-9550-1 (PDF)  
<http://hdl.handle.net/2077/40007>

Publicerad av Kompendiet (Aidla Trading AB) Göteborg 2015  
([www.kompendiet.se](http://www.kompendiet.se))

## ***The Oak Tree***

*Johnny Ray Ryder Jr*

*A mighty wind blew night and day  
It stole the oak tree's leaves away  
Then snapped its boughs and pulled its bark  
Until the oak was tired and stark*

*But still the oak tree held its ground  
While other trees fell all around  
The weary wind gave up and spoke.  
How can you still be standing Oak?*

*The oak tree said, I know that you  
Can break each branch of mine in two  
Carry every leaf away  
Shake my limbs, and make me sway*

*But I have roots stretched in the earth  
Growing stronger since my birth  
You'll never touch them, for you see  
They are the deepest part of me*

*Until today, I wasn't sure  
Of just how much I could endure  
But now I've found, with thanks to you  
I'm stronger than I ever knew*



## Abstract

During the last century Swedish forestry has intensified with large-scale forest plantations, especially with Norway spruce (*Picea abies*), and the use of clear-cutting, which have influenced biodiversity negatively. Efforts to conserve biodiversity include legal protection of forest and voluntary set-asides, mainly managed through minimal intervention (passive management). Oaks (*Quercus* spp.) formerly grew to a large extent in open habitats, such as woodland pastures. Abandonment of such woodland pastures led to many closed-canopy mixed forests. Conservation-oriented thinning is a type of active management, with the aim to favour large oaks (*Quercus robur* / *Q. petraea*) and associated species. In this thesis, I investigate whether and how conservation-oriented thinning favoured oak regeneration, and I also examine the effects on other woody species, in comparison with minimal intervention and other factors, in 25 oak-rich mixed forests in southern Sweden.

Conservation-oriented thinning, compared to minimal intervention, increased the density of trees and shrubs in the understory with 500 %. Sprouting, mainly from shrubs, dominated the regrowth. Shrubs (e.g. hazel *Corylus avellana*, alder buckthorn *Frangula alnus*, and honeysuckle *Lonicera xylosteum*) produced many fast-growing sprouts, while the regrowth of trees was produced both through sprouting (e.g. aspen *Populus tremula*, rowan *Sorbus aucuparia*, and lime *Tilia cordata*) and through seedlings (e.g. birch *Betula* spp., oak *Quercus* spp., and willow *Salix caprea*). The survival of (cut) stumps differed among species, forming a continuum of responses from species where most survived and produced sprouts (e.g. hazel, hawthorn *Crataegus* spp., and lime), to the other extreme where only a small percentage of the stumps survived and produced sprouts (e.g. Norway maple *Acer platanoides*, birch, beech *Fagus sylvatica*). Shade-tolerance also influenced the response, and more shade-tolerant species sprouted to a higher extent than less shade-tolerant species, due to many remaining trees in the canopy after conservation-oriented thinning, reducing light availability in the understory. Knowledge about species composition of trees and shrubs before treatment can give an indication about the response after partial cutting.

Browsing reduced the growth of deciduous trees, especially oaks, to a greater extent than shrubs and Norway spruce. Protection against ungulate browsers improved the regeneration of oak, although very few saplings reached above breast height (130 cm) after 10 years. Fences also increased the growth of other trees and shrubs, which probably reduced the growth of oak. Regeneration of Norway spruce increased after conservation-oriented thinning, particularly at sites with more than 35 fertile spruces per hectare nearby. At sites with fewer fertile Norway spruces, broadleaved trees made up a larger proportion of the canopy, and here the competition from fast growing shrubs and broadleaved trees in the understory may have reduced spruce regeneration.

In summary, conservation-oriented thinning increased oak regeneration (stems above 130 cm) by 600 % compared to minimal intervention, but the height of oak saplings and other broadleaved trees were reduced by browsing ungulates. Shrubs seem to benefit more from the increased light levels, indicating competition in the understory. Hence, conservation-oriented thinning may favour oak if combined with protection against browsing and repeated partial cutting of competing species.



## Populärvetenskaplig sammanfattning

Det senaste århundradet har skogsbruket intensifierats med storskaliga skogsplanteringar, speciellt gran, och brukande genom kalhyggen. Detta har inneburit en homogenisering av landskapet och många naturtyper har gått förlorade, vilket påverkat den biologiska mångfalden negativt. Arbetet med att bevara och skydda skoglig biologisk mångfald omfattar bl.a. formellt skydd av skog via miljöbalken, men också frivilliga avsättningar vilka i södra Sverige är större än den lagligt skyddade skogen. Skogar för naturvård lämnas i stor utsträckning till fri utveckling. Men vissa arter är anpassade till mer öppna och hävdade skogstyper och kan kräva aktiva åtgärder för att bevaras. Ekar växte förr i stor utsträckning i öppna landskap, såsom skogsbeten, en naturtyp som minskat starkt, och de igenvuxna gamla eklandskapen kan kräva aktiv skötsel. Naturvårdsgallring är en typ av aktiv naturvård, med syfte att gynna stora ekar och arter knutna till ekrika naturtyper, men kan potentiellt också öka ekföryngringen, en viktig aspekt för framtiden.

I avhandlingen jämförs naturvårdsgallring med fri utveckling i 25 ekrika blandskogar i södra Sverige. Jag studerade ekföryngring och respons hos övriga träd och buskar, samt faktorer som påverkar återväxten efter naturvårdsgallring. Naturvårdsgallringen, jämfört med fri utveckling, ökade tätheten av buskar och träd i underväxten med 500 %. Återväxten dominerades av skottproduktion från kvarvarande stubbar och stammar, där buskarna (t.ex. brakved, hassel, skogstry) producerade många snabbväxande skott, medan återväxten av träd kom både från skott (t.ex. asp, lind, rönn) och från fröetablering (t.ex. björk, ek, sälg). Överlevnaden av stubbar skilde sig mellan arterna och bildade en kontinuitet av respons från de arter där de flesta stubbarna överlevde och producerade skott (t.ex. hassel, hagtorn, lind), till den andra ytterligheten där endast en liten andel av de kapade stubbarna överlevde och producerade skott (t.ex. björk, bok, lönn). Kunskap om artsammansättningen före huggning, samt kunskap om träd och buskars respons på störningen kan förutsäga, eller åtminstone indikera beståndsutvecklingen på sikt efter naturvårdsgallringen.

Bete från älg, rådjur och annat vilt reducerade återväxt och tillväxt för flera lövträd, speciellt ek, i högre utsträckning än för buskar och gran. Även om ekföryngringen (svagt) gynnades av skydd från viltbete i hägnade ytor, så ökade konkurrensen från övriga lövträd inne i hägnen och mycket få ekar hade vuxit upp över brösthöjd under de 10 åren.

Granföryngringen ökade efter naturvårdsgallring, speciellt på lokaler med fler än 35 fertila granar i övre kronskiktet. På lokaler med färre granar, bestod det övre kronskiktet i större utsträckning av lövträd, och återväxten av lövträd och buskar var stor i underväxten vilket innebar konkurrens för granen. Tätheten av små granplantor var högre i naturvårdsgallrade provytor än i de slutna referensytorna intill.

Ekföryngringen (stammar högre än 130 cm) ökade efter naturvårdsgallring med 600 % jämfört med fri utveckling, men övriga lövträd och buskar gynnades i högre utsträckning av den ökade ljusnivån, vilket innebar hård konkurrens för ekarna. Antalet stora ekar som lämnats kvar vid naturvårdsgallring tycks inte påverka graden av ekföryngring nämnvärt. Naturvårdsgallring kan gynna stora ekar, och gynna ekföryngringen om den kombineras med hägn för att skydda ekarna mot bete, samt återkommande röjning av konkurrerande arter.





## PUBLIKATIONER

Avhandlingen är baserad på följande artiklar vilka återfinns som bilagor:

- I. Leonardsson J, Götmark F, Shrubs and sprouting are favoured by conservation-oriented thinning in closed-canopy oak-rich forests in Sweden. Manuscript
- II. Leonardsson J, Götmark F, 2015. Differential survival and growth of stumps in 14 woody species after conservation thinning in mixed oak-rich temperate forests. *European Journal of Forest Research* 134:199-209. Publicerad i avhandlingen med tillstånd från Springer.
- III. Leonardsson J, Löf M, Götmark F, 2015. Exclosures can favour natural regeneration of oak after conservation-oriented thinning in mixed forests in Sweden: a 10-year study. *Forest Ecology and Management* 354:1-9. Publicerad i avhandlingen med tillstånd från Elsevier.
- IV. Leonardsson J, Götmark F, Regeneration of oaks and Norway spruce in oak-rich forests in Sweden: conservation-oriented thinning versus minimal intervention. Manuscript

*Handledare:* Frank Götmark, Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs Universitet

*Biträdande handledare:* Magnus Löf, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU

*Examinator:* Staffan Andersson, Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs Universitet



# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. BAKGRUND .....	1
1.1 Människan och skogen i Sverige .....	1
1.2 Miljömål ”Levande skogar” .....	1
1.2.1 Formellt skydd.....	2
1.2.2 Nyckelbiotoper, och områden med naturvärden.....	2
1.3 Alternativa skötselformer .....	3
1.3.1 Fri utveckling – passiv naturvård .....	3
1.3.2 Alternativ skötsel – aktiv naturvård.....	3
1.4 Eken.....	4
1.4.1 Igenväxning av ekhagar.....	5
1.4.2 Skötselrekommendationer i ekblandskogar.....	6
1.4.3 Konkurrens från buskar och snabbväxande skott .....	6
1.4.4 Viltbete begränsar tillväxten.....	7
1.4.5 Granen en konkurrent .....	8
1.5 Biobränsle: anknytningar till skog och forskning .....	8
1.6 Ekprojektet .....	9
2. SYFTE.....	10
3. METOD.....	12
3.1 Studieområde och experimentellt upplägg .....	12
3.2 Naturvårdsgallring.....	13
3.3 Insamling av data.....	14
4. HUVUDRESULTAT OCH DISKUSSION .....	18
4.1 Naturvårdsgallring vs. fri utveckling.....	18
4.2 Buskar vs. Träd.....	18
4.3 Skott- vs. Fröföryngring .....	20
4.4 Stubbars överlevnad .....	21
4.5 Viltbete .....	23
4.6 Granföryngring .....	24
4.7 Ekföryngring .....	27
5. SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER .....	29
Tack!.....	31
6. REFERENSER.....	35
BILAGOR	
Artikel I	
Artikel II	
Supplement	
Artikel III	
Artikel IV	



# 1. BAKGRUND

## 1.1 Människan och skogen i Sverige

Människan har alltid haft ett nära förhållande till skogen. Genom historien har skogen format kulturer och bidragit till utveckling, samtidigt har människan radikalt förändrat skogens utbredning, artsammansättning och struktur (Peterken 2001; Kimmins 2004). Skogarna i Sverige har utnyttjats av människan under tusentals år, men sedan industrialiseringen under 1800-talet har efterfrågan på virke ökat (Eliasson 2002; Niklasson och Nilsson 2005). Sedan dess har de svenska skogarna brukats alltmer intensivt, nu med storskalig plantering och brukande genom kalhyggen (Stridsberg & Mattsson 1980; Kuuluvainen m.fl. 2012). Sverige är idag täckt till 69 % av skogsmark, av detta virkesförråd består 42 % av gran, 39 % av tall och 12 % av björk (Skogsdata 2014; Skogsstatistiska årsboken 2014).

Det intensiva nyttjandet har på lång sikt inneburit en homogenisering av skogslandskapet och förlust av naturtyper, vilket påverkat den biologiska mångfalden negativt (Berg m.fl. 1994; Niklasson & Nilsson 2005; Jonsell 2012; Skogsdata 2014). Bara i Sverige är 1800 skogslevande arter rödlistade, dvs. arter med minskande eller mycket små populationer som löper risk att dö ut (Sandström m.fl. 2015). Sedan 1980-talet har det skett en förändring i synen på lövträd och det ställs nu ökade krav på att främja lövträd vilket framgår i såväl miljömål som dagens certifieringssystem (SOU 1997/97; SVL 2014; se också von Lüpke m.fl. 2004; Rozman m.fl. 2015), vilket lett till att andelen lövträdsdominerad skog ökat sedan 1990-talet (Skogsdata 2014). Mängden grova träd, framförallt ek (>45 cm dbh (diameter i bröst höjd)), har ökat sedan 1950-talet (Skogsdata 2014; Skogsstatistiska årsboken 2014). Ökningen av grova träd, beror dels på att arealen gammal skog har ökat, men också på förändrad markanvändning, vilket innebär att tidigare betesmarker med grova träd idag betraktas som skogsmark (Skogsdata 2014).

## 1.2 Miljömål ”Levande skogar”

Sverige har förbundit sig att skydda och bevara den biologiska mångfalden i samband med att flera internationella konventioner har ratificerats (Naturvårdsverket: Konventioner), exempelvis Konventionen om Biologisk Mångfald, men också EU-direktiv såsom Fågeldirektivet och Art- och habitatdirektivet. 1999 beslutade Sveriges riksdag och regering om 15 miljökvalitetsmål (2005 tillkom ytterligare ett) vilka skall vara vägledande i arbetet med hållbar utveckling. Miljömålet ”Levande skogar” innebär att

skogens biologiska mångfald och produktionsförmåga ska bevaras (Miljömål: Levande skogar).

I arbetet med miljömålet ”Levande skogar” ingår att avsätta skogar för naturvård genom formellt skydd, men också genom frivilliga avsättningar och naturvårdshänsyn i produktionsskogar (Miljömål: Levande skogar). Till år 2020 ska 17 % av alla land- och sötvattensområden vara skyddade (UNEP 2010). I dagsläget är 7 % av Sveriges totala skogsmark formellt skyddad, men bara 3,6 % av skogen på produktiv skogsmark (Skogsstatistiska årsboken 2014).

### 1.2.1 Formellt skydd

Formellt skydd av områden finns lagstadgat i Miljöbalken 7 kapitlet (Miljöbalken 1998:808), och är en viktig del i skapandet av grön infrastruktur för djur, växter och människor. Prioritering av områden för formellt skydd grundas i skogsbiologiska bevarandevärden: höga naturvärden på beståndsnivå, ekologisk funktionalitet (dvs. områden med goda förutsättningar att bevara sina naturvärden) samt naturtyper som Sverige har ett internationellt ansvar att bevara, t.ex. ädellövskogar, skärgårdsnaturskogar och kalkbarrskogar (Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen 2005).

Det tre vanligaste formerna av formellt skydd av skog för biologisk mångfald är (Naturvårdsverket: Skydd av skog):

*Naturreservat* används normalt för större värdekärnor och områden som är sammansatta av flera olika värdefulla naturmiljöer. Beslut om naturreservat innehåller motiv och föreskrifter om skydd och skötsel.

*Biotopskyddsområde* används för mindre områden med skyddsvärda naturtyper eller specifika livsmiljöer för hotade arter.

*Naturvårdsavtal* är ett frivilligt avtal där markägare mot en begränsad ekonomisk ersättning tar ansvar för naturvård.

Formellt skyddade områden utgör viktiga spridningskärnor för biologisk mångfald, men är inte tillräckliga för att på längre sikt bevara den. De ekologiska förutsättningarna i det omgivande landskapet har stor betydelse, och förutom formellt skydd behövs att markägare genomför åtgärder i form av frivilliga avsättningar, skötsel och hänsyn av naturvärden i skogsbruket (Naturvårdsverket 2003).

### 1.2.2 Nyckelbiotoper, och områden med naturvärden

En nyckelbiotop är ”ett skogsområde som utifrån en samlad bedömning av biotopens struktur, artinnehåll, historik och fysiska miljö idag har mycket stor betydelse för skogens flora och fauna” (Skogsencyklopedin). I början av 1990-talet påbörjades inventeringar i syfte att identifiera skogsområden med höga naturvärden och egenskaper som gör dem till viktiga livsmiljöer för hotade eller missgynnade arter i skogen (Skogsstyrelsen: Nyckelbiotoper).

Vissa nyckelbiotoper kan lämnas helt orörda, medan andra gynnas av skötsel som till exempel bränning, bete eller frihuggning av stora lövträd. Kännedom om vilka områden som är nyckelbiotoper, eller har potentiellt naturvärde, är viktiga beslutsunderlag för markägare som vill göra frivilliga avsättningar och upprätta grön skogsbruksplan, samt miljöcertifierade virkesköpare, entreprenörer, och myndigheter när de ska besluta om vidare formellt skydd av skog (Naturvårdsverket 2003; Skogsstyrelsen 2007).

#### **Biologisk mångfald**

*”Variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive från bland annat landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem”* (CBD 1992, artikel 2; SÖ 1993:77).

### **1.3 Alternativa skötselformer**

#### 1.3.1 Fri utveckling – passiv naturvård

Miljömålsarbetet har mestadels varit (och är) inriktat på att skydda skogen från exploatering (Götmark 2010). De skyddade skogarna har sedan lämnats till fri utveckling. Fri utveckling är en typ av skötselform som möjliggör att skogens naturliga processer får fritt spelrum utan aktiv påverkan från människan (Landres 2010; Naturvårdsverket 2013). Den benämns i skogsbruksplaner med NO (Naturvård, orörd; Skogsstyrelsen: Skogsbruksplan). Fri utveckling kan med tiden skapa sekundär naturskog (äldre än 250 år) vilket gynnar många arter, t.ex. vedskalbaggar och svampar, som är beroende av gamla skogar med förekomst av gamla träd och död ved, lång kontinuitet och naturliga störningsregimer (Paillet m.fl. 2010). Gammal naturskog är en bristvara i det svenska landskapet (Miljömål: Levande skogar), och består främst av små perifera skogar på lågproduktiv eller otillgänglig mark som därför inte brukats (Götmark 2010). De små arealerna innebär dock att området påverkas av omkringliggande störningar, och för att skapa naturskog krävs en tidsaspekt på uppåt 500 år. Men särskilt på kort sikt gynnas dock inte alla arter av fri utveckling och i takt med att arealen skyddad skog ökar, har det uppmärksamats att det behövs alternativa skötselformer i skyddade områden (Götmark 2010, 2013; Naturvårdsverket 2013; Nitare 2014).

#### 1.3.2 Alternativ skötsel – aktiv naturvård

Innan dagens intensiva jord- och skogsbruk tog fart, bestod landskapet av en mer småskalig mosaik av biotoper med olika skogstyper och öppna marker med traditionellt jordbruk (Olsson 2008; Götmark 2010). Ett landskap där

växter och djur påverkats av mänsklig hävd under lång tid (Rackham 1998; Eliasson 2002; Franklin 2003). Många rödlistade arter är knutna till öppna hävdade landskap och är därför beroende av aktiv naturvård (Olsson 2008). I skogsbruksplaner benämns dessa med NS (Naturvård, skötsel; Skogsstyrelsen: Skogsbruksplan). Traditionell hävd, såsom stubbskottsbruk, hamling, och skogsbete, skulle kunna testas för löv- och ekskogar med kulturvärden och arter knutna till tidigare hävd (Götmark 2010). Genom att öppna upp, gallra och skapa luckor i kronskiktet, gynnas ljuskrävande arter, och det kan finnas anledning att implementera aktiva skötselåtgärder för att hjälpa den naturliga successionen på traven, exempelvis genom att utveckla önskvärda beståndsstrukturer eller trädartssammansättningar som gynnar biologisk mångfald (Lindbladh m.fl. 2007; Götmark 2010). Vissa arter och naturtyper kräver specifika skötselinsatser. I Sverige har det t.ex. utformats specifika åtgärdsprogram för utvalda arter och naturtyper (Naturvårdsverket: Åtgärdsprogram).

Genom att kombinera fri utveckling och olika former av aktiv naturvård skapas en heterogenitet i landskapet som kan antas gynna många arter (t.ex. Niklasson & Nilsson 2005; Lindbladh m.fl. 2007). Dock måste man vara medveten om att arterna varierar mycket i sitt arealkrav för överlevnad – vissa arter kan kräva stora avsättningar (där även många andra arter då gynnas).

## 1.4 Eken

Eken (*Quercus* spp.; i Sverige *Q. robur* och *Q. petraea*) har föreslagits vara en nyckelart (Hultengren m.fl. 1997; Dey 2014), eftersom detta lövträd har stor betydelse för den biologiska mångfalden (Tyler 2008; Johnson m.fl. 2009; Lind 2010). Gamla grova ekar (>250 år) har ofta skrovlig bark, död ved och håligheter med mulmbildning i stammen som utgör livsmiljö för flera organismgrupper (Ranius m.fl. 2009). Bara i Sverige beräknas det finnas 1500 arter som är mer eller mindre beroende av eken (Hultengren m.fl. 1997), exempelvis skalbaggar (Ranius & Jansson 2000), vedsvampar (Ranius m.fl. 2008), lavar (Thor m.fl. 2010) och fåglar (Lind 2010), många av dessa är rödlistade (Drobyshev m.fl. 2008; Sandström m.fl. 2015).

Ekskogar var utbredda över södra Sverige för tusentals år sedan, men har sedan minskat pga. kallare klimat, men också ökad utbredning av bok och gran (Eliasson 2002). Eken är, med sin hållfasthet och motståndskraft, ett värdefullt virke och har använts till bl.a. skeppsbygge (Ståål 1986; Eliasson 2002). Under tidigt 1300-tal ansågs ekvirket så värdefullt att det enligt landslagen var straffbart att olovligen hugga ner en ek (Ståål 1986), och sedan 1558 tillhörde eken kronan (Eliasson 2002; Niklasson & Nilsson 2005). Störst förekomst av ek fanns på inägorna, främst på ängsmark, där den utgjorde ett bekymmer för bonden eftersom ekens utbredda krona



reducerade skörden, men bonden fick varken hugga ner den eller hamla den (Ståål 1986; Eliasson 2002; Niklasson & Nilsson 2005). Många ekar skadades och små ekplantor skars av för att förhindra nya ekar. När bönderna sedan under 1800-talet successivt fick ökad dispositionsrätt över ekarna, var det många som höggs ner (Ståål 1986; Eliasson 2002).

Under 1900-talet har antalet ekar återigen ökat (Ståål 1986), och idag är volymandelen ek (alla diameterklasser) 1,3 % i hela Sverige, och 4,0 % av volymen i Götaland (Skogsdata 2014; Skogsstatistiska årsboken 2014). Men det finns fortfarande ett stort behov av att öka mängden gamla träd i landskapet (Johansson m.fl. 2013). I öppna landskap, såsom betesmarker och odlingslandskap, växer sig ekarna stora, men idag är dessa historiska kvarlämningar i landskapet (Paltto m.fl. 2011; Hartel m.fl. 2013).



Ekhage på Gräsmarö. Foto: Jenny Leonardsson

#### 1.4.1 Igenväxning av ekhagar

Under det senaste århundradet har det skett en förändring av jordbruket med bland annat upphörd hävd, såsom bete och slåtter, och många gamla hagmarker har övergetts, vilket på flera håll lett till igenväxning och uppkomst av slutna blandlövskogar (Olsson 2008; Paltto m.fl. 2011; Hartel m.fl. 2013; Johansson m.fl. 2013). Igenväxningen i många tempererade områden globalt innebär att andra mer snabbväxande eller mer skuggtoleranta träd och buskar konkurrerar med de stora ekarna som i vissa fall dör pga. trängsel och brist på ljus, vatten och näring (Brudvig m.fl. 2011). Dessutom är föryngringen av ek svag i dessa slutna blandskogar och

ofta otillräcklig för att kunna ersätta de gamla träden när de dör (Lorimer m.fl. 1994; Pigott 1983; Vera 2000; Götmark 2007; Brudvig 2008; Bobiec m.fl. 2011a; Dey 2014). I Nordamerika konkurreras ekar ut av träd som lönn (*Acer* spp.), asp (*Populus* spp.), björk (*Betula* spp.) och alm (*Ulmus* spp.) (Dey 2014; Hanberry m.fl. 2014; Arthur m.fl. 2015), i Väst- och Centraleuropa missgynnas eken av bok (*Fagus sylvatica* L.) (Rohner m.fl. 2012; Ligot m.fl. 2013; Petritan m.fl. 2014), och i Östeuropa begränsas ekföryngringen av bl.a. lind (*Tilia cordata* L.) och avenbok (*Carpinus betulus* L.) (Bobiec m.fl. 2011a; Brümelis m.fl. 2011).

#### 1.4.2 Skötselrekommendationer i ekblandskogar

Att sköta och återskapa ekrika betesmarker anses ha hög prioritet inom naturvården (Ranius & Jansson 2000; Olsson 2008; Lindbladh & Foster 2010), och att öka ekföryngring i mer slutna bestånd har sysselsatt ekologer, skogsvårdare och forskare världen över under många årtionden (Brudvig 2008). För att öka ekföryngringen i slutna blandskogar krävs störningar (Larsen & Johnson 1998; Götmark 2007; Bobiec m.fl. 2011b; Götmark & Kiffer 2014). Naturliga störningar, såsom vind, skapar luckor i kronskiktet genom att bryta av stammar och grenar (Peterken 1996), men också bränder (van Lear & Watt 1993; Lindbladh m.fl. 2003) och sjukdomar (Brunet m.fl. 2014) kan gynna eken. De flesta ekskogarna i Europa visar tecken på mänsklig påverkan (Petritan m.fl. 2012), och aktiva, långsiktiga, skötselåtgärder kan behövas för att gynna ekarna (Hanberry m.fl. 2014). En vanlig skötselåtgärd i ekrika bestånd är att frihugga gamla, ofta grova och ihåliga, ekar (Nitare 2014). För att gynna ekföryngringen rekommenderas att öka ljusnivån i markskiktet genom att skapa luckor i övre kronskiktet och röja bort underväxten (Lorimer m.fl. 1994; Hartman m.fl. 2005; Brudvig & Asbjornsen 2007, 2008; Johnson m.fl. 2009; Altman m.fl. 2013), samt skydda ekarna från bete med hjälp av hägn (Brudvig & Asbjornsen 2009; Dey 2014). I Nordamerika föreslås ofta bränning ('prescribed burning') i samband med ovan nämnda åtgärder (Signell m.fl. 2005; Brudvig & Asbjornsen 2009).

#### 1.4.3 Konkurrens från buskar och snabbväxande skott

En ökad tillgång på ljus i slutna bestånd genom gallring och röjning, medför en kraftig återväxt (Coates 2002; Brudvig & Asbjornsen 2007, 2008, 2009; Beckage m.fl. 2008). Produktionen av skott (stambasskott, stubbskott eller rotskott) har visat sig vara en viktig komponent av återväxten efter gallring eftersom skott ofta växer snabbare än fröplantor (Bond & Midgley 2001), och kan utgöra en betydligt större andel av återväxten än fröplantor efter gallring (Shure m.fl. 2006; Dietze & Clark 2008). Hos unga, mer vitala, träd sker en kraftfull skottproduktion som anses minska med ökande ålder på trädet (Del Tredici 2001; Weigel & Peng 2002), men Matula m.fl. (2012)

fann att alla träarterna i deras studie producerade skott även vid en högre ålder; däremot fanns en skillnad i omfattningen av skottproduktion mellan arterna. Bond & Mindgley (2001) delade in vedartade växter i skottproducerande och icke-skottproducerande arter, men Wesk & Vestoby (2004) påvisade mer komplexa mönster, där störningens intensitet hade betydelse för responsen (se också Bellingham & Sparrow 2000). Wesk & Vestoby (2004) fann en tydligare uppdelning i skottproducerande och icke-skottproducerande arter efter högintensiva störningar (t.ex. skogsbränder), medan lägre intensitet gav en kontinuitet av responser.



Referensytan i Fårbo med fri utveckling. Blandskog med bl.a. ek, hassel, asp och gran. Foto: Frank Götmark.

#### 1.4.4 Viltbete begränsar tillväxten

Den svaga ekföryngringen påverkas av ett högt betestryck (Götmark m.fl. 2005a; Smit m.fl. 2012; Thomas-Van Gundy m.fl. 2014). Lövträd, särskilt ek, betas oftare än barrträd i uppväxande bestånd (Kullberg & Bergström 2001; Bergquist m.fl. 2009). Betestrycket är ofta lågt på små ekplantor (<50 cm; Götmark m.fl. 2005a), men ökar med höjden på ekplantan (Kullberg & Bergström 2001; Jensen m.fl. 2012a; Smit m.fl. 2012), förmodligen för att högre plantor är mer synliga eller lättåtkomliga (Pellerin m.fl. 2010). För att öka överlevnaden och tillväxten av ekplantorna används ofta hägn för att utesluta de betande djuren (Pigott 1983; Kelly 2002; Abrams & Johnsson 2012).

#### 1.4.5 Granen, en konkurrent

Granen (*Picea abies* (L.) Karst.) anses vara ekonomiskt fördelaktig, då den är snabbväxande, har bra ”virkesform”, och betas i mindre utsträckning (Spiecker m.fl. 2004); och har därför planterats i stor skala under 1900-talets intensiva skogsbruk (Johann m.fl. 2004; Kuuluvainen m.fl. 2012; Niklasson och Nilsson 2005). Det har medfört att granen idag har en utbredning som sträcker sig långt utanför det som antas vara dess naturliga utbredning i Europa (von Teuffel m.fl. 2004). Granens föryngring sker i huvudsak via frön (Karlsson m.fl. 2009), men klonbildande granar förekommer, främst i fjälltrakterna (Kullman 2009). Eftersom granen är skuggtolerant (Niinemets & Valladares 2006, Appendix A) kan fröplantor i viss utsträckning växa upp underifrån och utnyttja luckor i kronskiktet (Leemans 1991). Rik föryngring av gran anses vara ett nationellt problem i många lövblandskogar av naturvårdsintresse (Naturvårdsverket 2013; Nitare 2014). En vanlig skötselåtgärd är att begränsa granen genom att gallra bort stammarna (Naturvårdsverket 2013).

#### **Några argument för bevarande av biologisk mångfald**

Ett ekologiskt perspektiv på ekosystem är att de innehåller en mängd olika arter som bidrar till stabilitet och funktionalitet (Swart m.fl. 2001; Cardinale m.fl. 2012). När ekosystemen förlorar arter påverkas viktiga processer, strukturer och funktioner, och ekosystemen blir känsligare för störningar, exempelvis klimatsvängningar eller insektsangrepp (Niklasson & Nilsson 2005). De etiska och moraliska argumenten kan delas in i antropocentriska (främst ekonomiska) och ekocentriska (inneboende) (Norton 2000; Swart m.fl. 2001). De antropocentriska argumenten innebär att ekosystemen levererar tjänster och varor som människan är beroende av, som riskerar att förloras om vi inte skyddar den biologiska mångfalden. De ekocentriska argumenten innebär att naturen har ett egenvärde oberoende av människans värderingar och motiv. De estetiska perspektiven på natur och biologisk mångfald kan vara kulturellt eller religiöst grundade uppfattningar om bevarandevärden (Saunders 2012). De estetiska värdena inspirerar till konst och friluftsliv (Niklasson och Nilsson 2005), och har en avstressande inverkan (Tyrväinen m.fl. 2014; Bratman m.fl. 2015).

### **1.5 Biobränsle: anknytnings till skog och forskning**

Globalt utgör fossila bränslen (olja, kol och naturgas) den största energikällan, men ett ambitiöst mål är att förnybara energikällor (vattenkraft, vindkraft, solenergi, biobränsle mm.) ska ersätta användningen av fossila bränslen (Helmisaari m.fl. 2014). Biobränsle utgör idag den enskilt största energikällan i Sverige, ungefär 33 % av energianvändningen (Svebio), och hela 90 % av detta biobränsle kommer från skogen (Energimyndigheten:

Biobränsle). Efterfrågan på skogsbränsle (grenar och toppar (s.k. GROT), och stubbar, samt ej kemiskt processade biprodukter från skogsindustrin (bark, sågspån, mm.)) har ökat och kommer troligtvis att fortsätta öka (ER 2014:19). Men ett ökat uttag av biomassa från skogen i form av skogsbränsle kan få konsekvenser för den biologiska mångfalden (Egnell 2009; Helmisaari m.fl. 2014). I värmeverken eldas det även sopor och andra restprodukter i större utsträckning, och skogens nyttjande framgent för biobränsle kan komma att avgöras av utvecklingen av drivmedel från vedbiomassa (Svärd 2014).

I mindre skala utnyttjar många privata skogsägare (en viktig kategori i södra Sverige) och allmänheten ved (bl.a. björk) och flis för eldning. Här finns en koppling till skötsel av lövblandskogar och naturvård, på så sätt att mindre avverkningar och uttag potentiellt kan gynna både markägare och biologisk mångfald.

## 1.6 Ekprojektet

Ekprojektet (fullständigt projektnamn: Biologisk mångfald, biobränsle, och skötsel av igenväxande lövskogar med ek) är ett långtidsförsök som startade år 2000 vid Göteborgs Universitet, och planeras fortgå i minst 20 år, vilket är ovanligt inom naturvårdsbiologisk forskning. Utgångspunkten är att undersöka om de skötselråd som ges inom skogsbruket för slutna löv- och blandbestånd med gamla ekar gynnar den biologiska mångfalden, i kombination med ett försiktigt uttag av biobränsle. De råd och riktlinjer som ges inom skogsbruket kan i mångt och mycket vara riktiga, men stringenta forskningsresultat är ännu få.

I projektet studerar vi två huvudalternativ för skötsel av igenväxta marker. Det ena är att lämna skogen för fri utveckling; det andra är att beståndet öppnas upp genom att gamla träd frihuggs och ljusluckor skapas för förnygring. Syftet med naturvårdsgallringen (se avsnitt 3.2) är att på lång sikt skapa grova och gamla ekar och en successiv återväxt av mindre ekar och andra värdefulla träd och komponenter. Naturvårdsgallring har hittills använts främst i forskningssyfte men kan i framtiden bli ett värdefullt inslag i den praktiska naturvårdsskötseln.

Forskning inom Ekprojektet har studerat naturvårdsgallringens effekter på ett flertal organismgrupper. Resultat från studier gjorda under kort tid efter naturvårdsgallring visar att den örtartade vegetationen gynnades, framförallt på lövrika lokaler (Götmark m.fl. 2005c). Mångfalden av skalbaggar ökade (Franc och Götmark 2008). För svampmyggor, som anses vara känsliga för torka, var artdiversiteten oförändrad (Økland m.fl. 2008). Vedsvampar (Nordén m.fl. 2008) och landmollusker (Rancka m.fl. 2015) påverkades negativt, men bara svagt av allt att döma. Lavar gynnades av torrare miljö på död ved, men markmossor missgynnades (Paltto m.fl. 2008),

medan lavar och mossor på levande stora ekstammar gynnades av naturvårdsgallring (Nordén m.fl. 2012). Frihuggningen av stora ekar ökade diametertillväxten hos dessa (Götmark 2009), en effekt som fortgått fram till 2015 (F. Götmark, muntligen).

## **2. SYFTE**

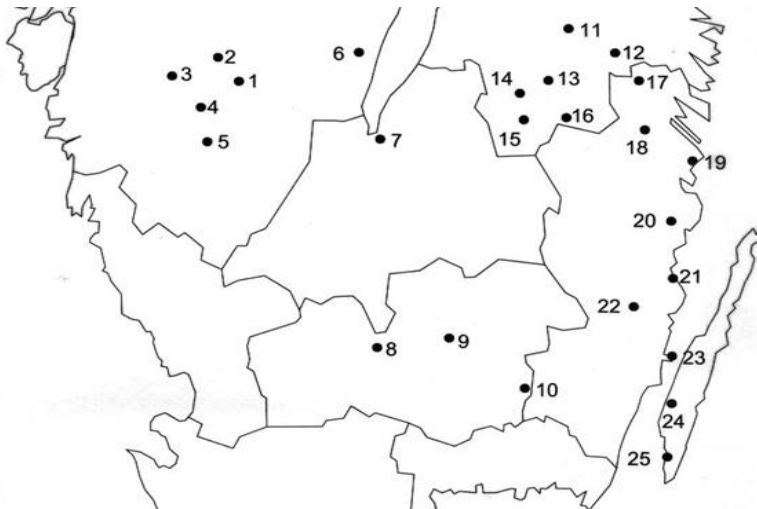
Det övergripande syftet med mina studier var att undersöka om naturvårdsgallring gynnar ekföryngring i jämförelse med fri utveckling. Ett relaterat syfte var att studera även andra vedartade växter (träd och buskar), och de mekanismer som påverkar återväxten, 8 till 10 år efter naturvårdsgallringen. Här presenterar jag de huvudsakliga syftena för varje artikel; mer detaljerade hypoteser finns i de bilagda artiklarna.

**Artikel I** Syftet var att undersöka responsen hos träd och buskar efter naturvårdsgallring jämfört med fri utveckling, samt identifiera om naturvårdsgallring leder till återväxt av vegetativa skott och etablering av fröplantor, samt relationen mellan dessa typer av återväxt.

**Artikel II** Syftet var att studera de stubbar som skapades under naturvårdsgallringen, dvs. överlevnad och tillväxt av stubbskott.

**Artikel III** Syftet var att studera hur viltbete påverkar återväxten av ek och övriga vedartade växter, genom att jämföra inhägnade och ej inhägnade ytor efter naturvårdsgallring.

**Artikel IV** Syftet var att jämföra återväxten av ek och den potentiella konkurrenten gran, efter naturvårdsgallring jämfört med fri utveckling.



**Figur 1.** Ekprojektets 25 lokaler i Västra Götalands län, Jönköpings län, Östergötlands län, Kalmar län, och Kronobergs län. NB: Nyckelbiotop; NR: Naturreservat; BS: Biotopskydd; NA: Naturvårdsavtal.

#### Lokaler

1. Skölvene	NB
2. Karla	NB
3. Östadvallen	NB, BS
4. Sandviksås	NB, BS, NA
5. Rya åsar	NR
6. Strakaskogen	NB
7. Bondbergets	NR
8. Långhults	NB
9. Bokhultets	NR
10. Kråksjö by	NB, BS, NA
11. Stafsäter	NR
12. Åtvidaberg	NB, NR
13. Fagerhult	NR
14. Aspenäs	NB
15. Norra Vi	NB, NR
16. Fröåsa	NB
17. Ulvsdal	NB
18. Hallingeberg	NB
19. Ytterhult	NB, NA
20. Färbo	NR
21. Emsfors	NB
22. Getebro	NR
23. Lindö	NR
24. Lilla Vickleby	NR
25. Albrunna	NR

#### Markägare

Skara stift
Skara stift
Fredrik och Martin Larsson
Familjen Isaksson
Borås kommun
Sveaskog
Jönköpings kommun
Dan Ekblad
Växjö kommun
Nils-Olof och Bengt Lennartsson
Robert Ekman & länsstyrelsen
Linköpings stift / Länsstyrelsen
Staten / Länsstyrelsen
Boxholms skogar
Linköpings stift / Länsstyrelsen
Bo Karlsson
Holmen skog
Linköpings stift
Anders Heidesjö
Staten / Länsstyrelsen
Oskarshamns kommun
Staten / Länsstyrelsen
Staten / Länsstyrelsen
Staten / Länsstyrelsen
Staten / Länsstyrelsen

## 3. METOD

### 3.1 Studieområde och experimentellt upplägg

Våra studier utfördes i de tempererade skogarna i södra Sverige (**Figur 1**). De 25 skogarna som valdes ut för projektet bestod av slutna löv- och blandbestånd med mycket ek. De största ekarna på varje lokal var ca 40-100 cm dbh, och de äldsta var ca 125-250 år gamla (ihåliga ekar äldre än 300 år saknades). Dessa skogar var på 1950-talet öppna eller halvöppna betes- eller åkermarker men har sedan fått växa igen med framför allt lövträd men också en del gran (några lokaler medtagna i projektet). Gamla igenväxta lövrika betesmarker är ofta artrika med enstaka, men ibland många, rödlistade arter, och dessa områden har därmed höga naturvärden. Samtliga skogar var vid projektets start skyddade som naturreservat eller klassade som nyckelbiotoper enligt Skogsstyrelsens nyckelbiotopsinventering (se avsnitt 1.2.2, därtill kommer ytterligare skyddsformer efter att projektet startat; **Figur 1**).

Skogarna ligger mellan 5 och 230 m.ö.h. och minst 15 km ifrån varandra (oftast mer, **Figur 1**). Medelnederbörden i juli varierade från 80 mm i Västsverige till 55 mm på östkusten, medan medeltemperaturen (juli) varierade från 14°C i väst till 17°C i öst (SMHI: Nederbörd). Jordarten var vanligtvis morän, delvis stenig men relativt jämn mark. Jordmånen var mestadels brunjord, med podsol på lokaler med högre andel gran. Vickleyby var den enda lokalen där lerfraktionen översteg 10 %.

Den initiala grundytan var i genomsnitt 28 m<sup>2</sup>/ha, men varierade mellan lokalerna (20-38 m<sup>2</sup>/ha). I det övre kronskiktet dominerade grova ekar och andra trädslag. Ek utgjorde i genomsnitt 50 % av grundytan (variation mellan lokalerna 14-86 %). Övriga vanliga trädslag var följande (minskande grundyta): gran, björkar, asp, ask, lind, tall och lönn (för vetenskapliga namn se **Tabell 1**). De flesta skogarna var flerskiktade då det förekom buskar (främst hassel) och skuggtoleranta träd (gran, ask, lind, lönn, bok). Den initiala krontäckningen (täckt himmel) från marknivå var i genomsnitt 86 % (variation 74-92 %).

Betande djur i landskapet är i huvudsak hare, rådjur och älg, mindre utbrett förekom även kronhjort och dovhjort. Tätheten för rådjur och älg är uppskattningsvis 10 respektive 1 individer per km<sup>2</sup> (Kjellander m.fl. 2004). På tre lokaler (Skölvne, Ytterhult och Åtvidaberg) strövade nötboskap fritt igenom området och kunde påverka växtligheten, men bete skedde i huvudsak i öppnare delar utanför provytorna.

I varje skog inrättades två provytor om 1 hektar vardera. Avståndet mellan provytorna varierade mellan 10 och 200 m. Ena provytan slumpades ut för naturvårdsgallring (gallringsyta); den andra lämnades till fri utveckling med minimal påverkan (referensyta).



### 3.2 Naturvårdsgallring

Naturvårdsgallring i våra studier är en form av naturvårdsskötsel av igenväxta blandskogar med hög andel ek och höga naturvärden (Götmark 2010). Den genomfördes med hänsyn till naturvärdena i syfte att testa och potentiellt gynna den biologiska mångfalden, särskilt hänsynskrävande och rödlistade arter. Syftet var också att skapa flerskiktade bestånd, med stora träd, och möjliggöra tillväxt av unga naturvårdsintressanta buskar och träd, främst ek, som med tiden kan ersätta de gamla träden. Naturvårdsgallringen utfördes under oktober-mars 2002-2003.

Vid naturvårdsgallringen avverkades de flesta granarna eftersom gran är ett vanligt trädslag (även i skyddade områden i södra Sverige) och naturvårdsgallringen syftade till att gynna lövträd, främst ek. Övriga trädslag som kapades var främst björk och asp, och ek på lokaler med mycket ek. Den allmänna åsikten vid tidpunkten för gallring var att ekar skulle frihuggas, men att ett för stort friläggande istället kunde missgynna eken (se också Nitare 2014 s. 40), varför enstaka granar sparades i de granrika provytorna. Träden fälldes manuellt med motorsåg, men stora skotare (lastare) användes på de flesta lokaler för att transportera ut virke och skogsbränsle.

I genomsnitt togs cirka 23 % av grundytan ut (träd större än 5 cm dbh). Uttaget varierade mellan lokalerna och var högst i skogar med mycket gran (37 %) och lägst på lokaler med stora ekar och stark hassel-dominans (3 %). Det största uttaget skedde i underväxten, där mellan 50 och 90 % av klenare träd och buskar (<5 cm dbh) togs ut till biobränsle. Grenar och toppar från träd grövre än 10 cm dbh lämnades kvar som död ved i provytan. Sammantaget i kronskikt och lägre skikt kapades i genomsnitt 26 % av grundytan – en relativt liten andel, som även motiverades av försiktighetsprincipen då artrikedomen på lokalerna före gallring var hög. Uttaget av virke och skogsbränsle vid naturvårdsgallring var alltså relativt litet, men utgjorde i några fall en extrainkomst för markägaren, i form av koldioxidneutralt biobränsle eller annat virke.

I varje gallringsyta och referensyta fälldes två medelstora ekar (ca 15 – 25 cm dbh, s.k. lågor); i referensytorna valda så att de inte skulle skapa en lucka i krontaket. Lågorna lämnades kvar för att kunna studera och jämföra effekter på artdiversiteten på dessa i skuggig skogsmiljö (referensytor) med mer solexponerad skogsmiljö (gallringsytor). Före naturvårdsgallring uppgick mängden död ved till i genomsnitt 26,4 m<sup>3</sup>/ha (>1 cm diameter; Norden m.fl. 2004).

Krontäckningen minskade från i genomsnitt 86 % (77-92 %) till 66 % (53-78 %) i gallringsytorna efter naturvårdsgallring, men förblev i genomsnitt 86 % (74-92 %) i referensytorna. Sex år efter naturvårdsgallring

hade den genomsnittliga krontäckningen i gallringsytorna ökat till 75 % (52-92 %) medan genomsnittet i referensytorna låg på stabila 85 % (78-92 %).

**Figur 2** visar foton från två lokaler, Rya Åsar och Sandviksås, hur det såg ut innan naturvårdsgallring (2002), första sommaren efter naturvårdsgallring (2003), fyra (2006) respektive tio (2012) växtsäsonger senare.

### 3.3 Insamling av data

I mina studier har jag fokuserat på nya stammar av träd och buskar, det som i vardagsmun (lite fult) kallas 'sly', men på längre sikt är det dessa träd som bildar det framtida övre kronskiktet (t.ex. Shure m.fl. 2006).

I **Artikel I** jämförde vi föryngringspotentialen efter naturvårdsgallring i kontrast mot fri utveckling. Inventeringen skedde under sensommaren 2010. Vi koncentrerade oss på stammar högre än 130 cm i gallringsytorna och referenserna, men uteslöt alla stammar som var över 130 cm vid gallringstillfället. För att kunna avgöra åldern på stammarna så studerade vi skotten från stubbar som skapats vid naturvårdsgallringen, detta gav direkt bevis för att en internod, dvs. stammen mellan två tillväxtnoder, utgjorde ett årsskott. Vi jämförde dessa med stammar från fröplantor av samma art och lärde oss skottmorfologin. Eftersom det fanns många stora träd kvar i kronskiktet som reducerade t.ex. ljusnivån i underväxten, var det ovanligt med flera tillväxtintervall (internoder) per år. Vi noterade art, höjd och om det var en fröplanta eller ett vegetativt skott (stubbskott, rotskott, stambasskott eller övriga vegetativa skott). Arterna delades sedan in i träd och buskar (**Tabell 1**), genom att använda gängse definition där träd vanligtvis är enstammiga och högväxande, medan buskar vanligtvis är flerstammiga och lågväxande (Gardescu & Marks 2004; Hermann m.fl. 2012; Shibata m.fl. 2014).

För att studera överlevnad hos stubbar av olika arter, **Artikel II**, letade vi upp stubbar i gallringsytorna. Detta skedde under juli-augusti 2010 och 2011. Vi inkluderade bara stubbar större än 10 cm i diameter (10-76 cm), mindre stubbar var ofta redan nedbrutna och svåra att hitta, vid eventuell skottproduktion så ingår dess i Artikel I. För varje stubbe noterade vi art, diameter, antalet levande skott, höjden på det högsta skottet från fästet på stubben, samt andelen hård ved och kvarvarande bark. En stubbe ansågs död om inga levande skott observerades. Döda stubbar artbestämdes utifrån barken och vedstrukturen. Vid flerstammiga stubbar, exempelvis hassel, mättes diametern för varje enskild stubbe och räknades om till en diameter, via total grundyta. Barrträd i Sverige (gran och tall) överlever inte kapning nära markytan och ingick därför inte i studien.

**Tabell 1.** Indelning av träd och buskar, samt vetenskapliga namn (Anderberg & Anderberg 1997).

**Träd – de 12 vanligast förekommande**

Ask	<i>Fraxinus excelsior</i> L.
Asp	<i>Populus tremula</i> L.
Björk	<i>Betula</i> sp.
Vårtbjörk och Glasbjörk	<i>Betula pendula</i> Roth och <i>B. pubescens</i> Ehrh.
Ek	<i>Quercus</i> sp.
Skogsek och Bergsek	<i>Quercus robur</i> L. och <i>Q. petraea</i> (Matt.) Liebl.
Gran	<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst
Lind	<i>Tilia cordata</i> Mill.
Lönn	<i>Acer platanoides</i> L.
Oxel	<i>Sorbus intermedia</i> (Ehrh.) Pers.
Rönn	<i>Sorbus aucuparia</i> L.
Sälg	<i>Salix caprea</i> L.
Sötkörnbär	<i>Prunus avium</i> L.

**Övriga träd**

Alm	<i>Ulmus glabra</i> Huds.
Avenbok	<i>Carpinus betulus</i> L.
Bok	<i>Fagus sylvatica</i> L.
Klibbal	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertner
Tall	<i>Pinus sylvestris</i> L.
Tysk lönn	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.
Vildapel	<i>Malus sylvestris</i>

**Buskar – de 4 vanligast förekommande**

Brakved	<i>Frangula alnus</i> Mill.
Hagtorn	<i>Crataegus</i> L.
Hassel	<i>Corylus avellana</i> L.
Skogstry	<i>Lonicera xylosteum</i> L.

**Övriga buskar**

Berberis	<i>Berberis</i> sp.
En	<i>Juniperus communis</i> L.
Fläder	<i>Sambucus nigra</i> L.
Getapel	<i>Rhamnus cathartica</i> L.
Krusbär	<i>Ribes uva-crispa</i> L.
Slån	<i>Prunus spinosa</i> L.
Svart vinbär	<i>Ribes nigrum</i> L.
Hägg	<i>Prunus padus</i> L.
Olvon	<i>Viburnum opulus</i> L.
Måbär	<i>Ribes alpinum</i> L.
Ros	<i>Rosa</i> L.

För att hålla viltbete borta från små ekplantor hade hägn (kycklingnät, 24-48 m<sup>2</sup>, 2 m högt) sattes upp i gallringsytorna på 13 av lokalerna (på tio lokaler år 2003, på tre lokaler 2005/2006). Dessa hade placerats runt småtytor där det förekom en god täthet av små ekar. I **Artikel III** studerade vi viltbeteseffekter tio år efter naturvårdsgallring genom att jämföra data inifrån hägnen med kontrolltytor utanför hägnen i gallrade provtytor; data insamlat under juli 2012. Stammarna artbestämdes och kategoriserades i tre höjdkategorier, (1) <20 cm höga, (2) 20-130 cm höga och (3) >130 cm (på samma sätt som i Artikel I). För alla stammar i höjdkategori (3) mätte vi också höjden. Arterna delades sedan in i fyra grupper (i) ekar, (ii) lövträd förutom ek, (iii) barrträd, och (iv) buskar.

I **Artikel IV** studerade vi föryngringen av gran och ek, och om naturvårdsgallring potentiellt gynnar gran mer än ek. I en tidigare studie fann vi att trots stora mängder årsplantor av ek efter ollonåret 2001, så var det få ekplantor som överlevande (Götmark 2007), och det är främst höga stammar som anses komma att utgöra del av det framtida kronskiktet (Shure m.fl. 2006). Gran är mer skuggtollerant (Niinemets & Valladares 2006, Appendix A) och mer betesresistent än ek, och vi förväntade oss därför en högre tillväxt av etablerade granplantor. Alltså var den undre gränsen för gran 20 cm medan den för ek var 50 cm. Som övre gräns använde vi samma som i Artikel I, dvs. inte högre än 130 cm vid naturvårdsgallring. Samtliga stammar höjdmättes och delades sedan in i tre höjdkategorier (1) 20-50 cm, (2) 50-130 cm, och (3) >130 cm. Vid inmätning av granar räknade vi tillbaka två grenvarv för att få ett mått på årstillväxt.

2011 var ett kottår för gran (F. Götmark, pers. obs. och bekräftat av plantskolor med fröinsamling). Under hösten räknade vi alla fertila granar (minst 5 kottar per träd, nästan alla avsevärt fler) i gallringsytorna, runt kanten av provytan (0-20 m), samt i omgivningen (20-100 m) på 23 lokaler, de båda Ölandslokalerna (Albrunna och Vickleby) uteslöts då det inte förekom stora granar intill och vi inte påträffat granplantor i provytorna. För ekar saknar vi data för fertilitet (ollonproducerande), och använde istället data insamlat före naturvårdsgallring för antalet stora ekar (>30 cm dbh) i gallringsytorna (inga data utanför provytorna). Då vi kapade enstaka ekar vid naturvårdsgallring räknade vi bort dessa från antalet ekar i gallringsytorna.



Höjdmätning av ekstam med hjälp av en hasselpinne.  
Foto Jenny Leonardsson

## Rya Åsar



## Sandviksås



**Figur 2.** Foton från Rya Åsar och Sandviksås som visar hur det såg ut innan naturvårdsgallring (2002), första sommaren efter naturvårdsgallring (2003), fyra (2006) respektive tio (2012) växtsäsonger senare. Foto: Frank Götmark

## 4. HUVUDRESULTAT OCH DISKUSSION

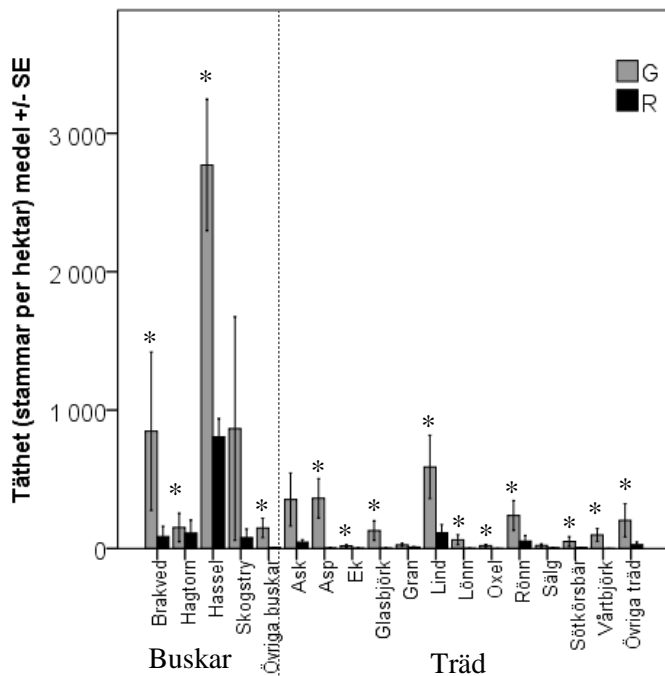
### 4.1 Naturvårdsgallring vs. fri utveckling

Tätheten (stammar ( $>130$  cm)  $\text{ha}^{-1}$ ) i underväxten var i genomsnitt 500 % högre efter naturvårdsgallring jämfört med fri utveckling (**Figur 3**), responsen varierade mellan lokaler (**Figur 2 Artikel I**), och mellan arter (**Figur 3**). Genom att skapa luckor i kronskiktet ökade mängden ljus i de nedre skikten, och skuggintoleranta arter (s.k. pionjärarter) är snabba på att utnyttja detta (t.ex. Yamamoto 1992; Lawson & Michler 2014; Muscolo m.fl. 2014; Zhu m.fl. 2014). Naturvårdsgallringen kan också ha medfört andra förändringar, såsom ökad nitratkoncentration (Beckage m.fl. 2008) och mark- och luftfuktighet (Yamamoto 1992), vilket också kan påverka tillväxt hos träd och buskar. Under naturvårdsgallringen röjde vi en stor andel små träd och buskar i underväxten, vilket i andra studier har visat sig skapa förutsättningar för en högre artrikedom (t.ex. Beckage m.fl. 2008). Dessutom orsakade naturvårdsgallringen störningar i markskikt och jordlager, exempelvis genom de tunga maskinerna och fallande träd, vilket ökat mängden exponerad jord och därmed möjligheten för frön att gro (Löf m.fl. 2012).

### 4.2 Buskar vs. träd

Buskar hade i genomsnitt dubbelt så hög täthet som träd i gallringsytorna och fyra gånger så hög täthet i referensytorna. Dessutom var buskarna i genomsnitt 140 % högre än träden i båda ytorna (**Figur 4 Artikel I**). Buskar är, per (gängse) definition, flerstammiga och snabbväxande (Scheffer m.fl. 2014), och deras tillväxtstrategi är att snabbt och kontinuerligt bilda stammar och grenar, som även ersätter gamla och döda stammar och grenar, då moderplantan förser nya skott med näring (Kanno m.fl. 2001; Fujiki & Kukuzawa 2006). Denna strategi är en anpassning till överlevnad vid låga ljusnivåer i underväxten och olika störningar, såsom fallande grenar eller stammar från kronskiktet, samt viltbete, svamp- och insektsangrepp och eld som är vanligare i marknivå än högre upp (Bond & Midgley 2001; Pelc m.fl. 2011). Vidare betades buskarna i mindre utsträckning än träden i vår studie (**Artikel III**) vilket ger buskarna en tillväxtfördel jämfört med träden.

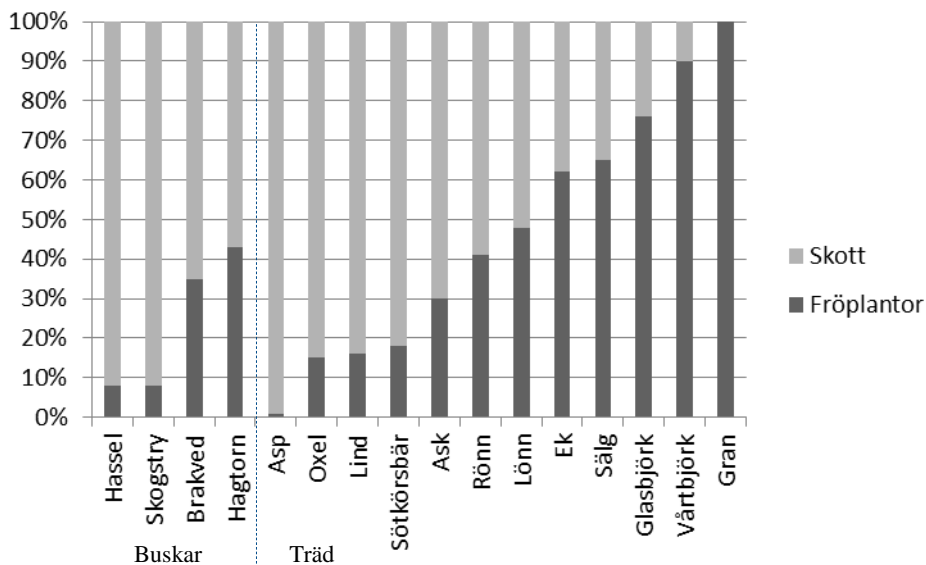
Föryngrings index ('Regeneration index', se Li m.fl. 2006; **Figur 5 Artikel I**) för alla gallringsytor visade att hassel var den i särklass mest dominanta arten och stod för nästan 60 % av stamföryngringen, följd av brakved (8 %) och lind (7 %). Hassel stod för hela 79 % av föryngringen på hasselrika lokaler ( $n=17$ ) och därefter lind 8 %. På hasselfattiga lokaler ( $n=8$ ) var föryngringen mer varierad: brakved (21 %), skogstry (11 %), glasbjörk (11 %), ask (10 %), hassel (8 %), asp (7 %), rönn (6 %), vårtbjörk (6 %) lind (5 %) och gran (4 %). Detta är till stor del ett resultat av



**Figur 3.** Täthet (stammar per hektar) av buskar och träd i gallringsytorna (G, grå stapel) och referensytorna (R, svart stapel). Medel  $\pm$  SE. N=25. Signifikanta skillnader ( $p < 0,05$ ) mellan gallringsyta och referensyta är markerade med \*, baserat på parat permutations test. Artikel I.

artsammansättningen på lokalerna före naturvårdsgallring. På de hasselrika lokalerna fanns rikligt med hassel redan innan och dessa kapades därmed i större utsträckning, vilket innebär en stor potential för stubbskott av hassel. Hassel utgjorde också den största andelen av föryngringen i referensytorna. Hassel är relativt skuggtolerant (Niinemets & Valladares, Appendix A) och har en förmåga att växa i både soliga och skuggiga miljöer genom att öka lövens yta och minska tätheten av parenkymceller i bladen (Catoni m.fl. 2015). Större yta i skuggiga miljöer innebär större förmåga att fånga ljus.

Den stora andelen buskar, efter naturvårdsgallring, kan ha missgynnat föryngringen av träd, eftersom den ökade underväxten kan ha neutraliserat effekten av ökad ljustillgång (Beckage m.fl. 2000, 2005). Både ovan- och underjordskonkurrens påverkar tillväxten (Jensen m.fl. 2011), men vatten- och näringstillgången avgör om konkurrensen är störst ovan jord eller under (Putz och Canham 1992). Våra lokaler är relativt näringsrika och markvatten är sällan en begränsande faktor. Götmark (2007) framhöll att ljus var faktorn som starkast förklarade variationen i ekföryngring.



**Figur 4.** Andelen (%) fröplantor (mörkgrå) och skott (ljusgrå) för fyra buskar och tolv träd; stammar >130 cm i gallringsytorna. Artikel I.

### 4.3 Skott- vs. fröföryngring

Vegetativa skott (stubbskott, stambasskott, rotskott och övriga vegetativa) utgjorde 29-99 % av föryngringen efter naturvårdsgallring (**Tabell 2 Artikel I**). Detta är jämförbart med Shure m.fl. (2006) där 86-95% av föryngringen var vegetativ, samt Dietze & Clark (2008) med 26-87% vegetativa skott efter kronglesning. Vi fann att i referensytorna var 61-100 % skott, förutom på två lokaler där 100 % var fröplantor (mestadels bok i Bokhultet och gran i Sandviksås). Skotten var generellt högre än fröplantorna (**Figur 8 Artikel I**). Många fröplantor var dessutom lägre än 130 cm (pers. obs.) och därmed inte inkluderade i studien, vilket alltså innebär att fröplantor kan tänkas vara ännu lägre i genomsnitt än de vegetativa skotten. Att vegetativa skott är högre än fröplantor kan förklaras med att de får näring från moderplantan (Del Tredici 2001; Clarke m.fl. 2013), vilket innebär att skotten kan tillväxa snabbare än de frön som groer samtidigt. Frön har en mer begränsade tillgång på näring vid starten och därmed en långsammare tillväxt (Shure m.fl. 2006).

Hassel producerade en stor mängd skott (92 % av stammarna) efter naturvårdsgallring (**Figur 4**) och var också den art med störst andel överlevande stubbar (**Artikel II**), samt högsta skott (**Artikel I** och **Artikel II**). Jämförelsevis kan nämnas att det bara tog 12 veckor för amerikansk hassel (*Corylus americana* Walter) att återhämta 82 % av den förlorade biomassan efter kapning i öppna ekrika gräsmiljöer i Minnesota (Pelc m.fl. 2011). Buskar är, som nämnts tidigare, flerstammiga och producerar många



snabbväxande skott (Hermann m.fl. 2012; Scheffer m.fl. 2014; Shibata m.fl. 2014). Även fröplantor av buskar visade sig i en studie växa snabbare än trädens fröplantor på övergiven jordbruksmark (Gardescu & Marks 2004).

Bland träden var variationen i återväxten i gallringsytorna stor (**Figur 4**). Granföryngringen var uteslutande frö, medan återväxten av vårtbjörk till 90 % var fröplantor. Resten av arterna bildade en kontinuitet från störst andel frö: glasbjörk, sälg, ek, lönn, rönn och ask, till oxel, lind och sötkörbär där ca 85 % av stammarna var skott (stubbskott, stambasskot och övriga vegetativa skott). Aspföryngringen skedde näst intill enbart via rotskott (98 %), vilket var förväntat då fröföryngring av vår asp är väldigt låg pga. stor överrepresentation av hanträd, honornas hängen är känsliga för insektsangrepp, livskraften hos fröna är låg och fröplantorna är känsliga mot torka och konkurrens från andra arter (Bärring 1988), men också till följd av lång tids förtryck av skogsbränder, vilket begränsat tillgången på miljöer för fröetablering (Edenius m.fl. 2011).

Vi fann ett samband mellan skuggtolerans (utifrån Niinemets & Valladares 2006, Appendix A) och stamåterväxt med skott (**Artikel I**). Mer skuggtoleranta arter tenderade att producera högre andel skott. Detta är raka motsatsen till Shibata m.fl. (2014), som fann att skuggintoleranta och snabbväxande arter hade en högre förmåga att skjuta skott efter skada. Deras studier utfördes dock på kalhygge. Efter naturvårdsgallring så kvarstår en stor andel av de ursprungliga träden i övre kronskikt (i vårt fall i genomsnitt 74 %) vilket kan påverka skuggintoleranta arter negativt – de överlever sannolikt sämre i underväxten än mer skuggtoleranta arter.

#### 4.4 Stubbars överlevnad

Överlevnaden för stubbar efter naturvårdsgallring (**Figur 3 Artikel II**) var högst för hassel där 95 % av de kapade individerna hade överlevt, följt av lind (85 %), och (i minskade överlevnadsgrad) hagtorn, klibbal, sötkörbär, ask, ek, sälg, rönn, lönn, vårtbjörk, glasbjörk och bok (8 %). Dessa resultat stödjer Vesik & Westoby's (2004) hypotes om en kontinuitet av art-responser efter lindrigare störningar. Resultaten i **Artikel I** visar också att andelen vegetativa skott varierar mellan arterna (**Figur 4**). Vi fann inget stöd för att yngre träd med mindre diameter skulle överleva i större utsträckning än äldre träd med större diameter (jfr t.ex. Del Tredici 2001). Sex arter hade levande stubbar med i genomsnitt mindre diametrar än de döda stubbarna, för övriga åtta arter hade de levande stubbarna istället i genomsnitt större diameter än de döda (**Figur 2 Artikel II**).

En anledning till att våra resultat skiljer sig från tidigare studier kan vara att en stor andel träd (ca 74 % av den initiala grundytan) kvarstod i gallringsytorna vilket innebär att konkurrensen mellan och inom arterna kan ha påverkat responsen (jfr t.ex. Bellingham & Sparrow 2000), och

sannolikheten att överleva konkurrens påverkar alla stubbar oavsett storlek. Våra resultat överensstämmer bättre med Keyser & Zarnoch (2014) som fann ett samband mellan skottproduktion och diameter på stubben för enbart 2 av 10 arter efter kapning i lövskog (med olika intensitet). Skuggtolerans är en faktor som påverkar responsten hos olika arter. Lind är mycket skuggtolerant och det var den trädart som producerade störst mängd stubbskott (**Artikel II**), men däremot var överlevnaden av bok och lönn lägre än för flera skuggintoleranta arter, såsom vårtbjörk, glasbjörk och asp, och för våra intermediära skuggtoleranta ekar (Niinemets & Valladares 2006, Appendix A).

Stubbskottens maximala höjd varierade mellan arterna (**Figur 4 Artikel II**). Kortast skott hade ek (medel 93 cm) och högst hassel (medel 419 cm). Stubbskottens maximala höjd hade inget samband med stubbarnas diametrar. Däremot fann vi ett samband där arter med högre överlevnadsgrad producerade högre stubbskott (**Figur 5 Artikel II**). Sannolikt ökar överlevnad och skottproduktion med ökad tillgång på ljus (Keyser & Zarnoch 2014; Shibata m.fl. 2014).

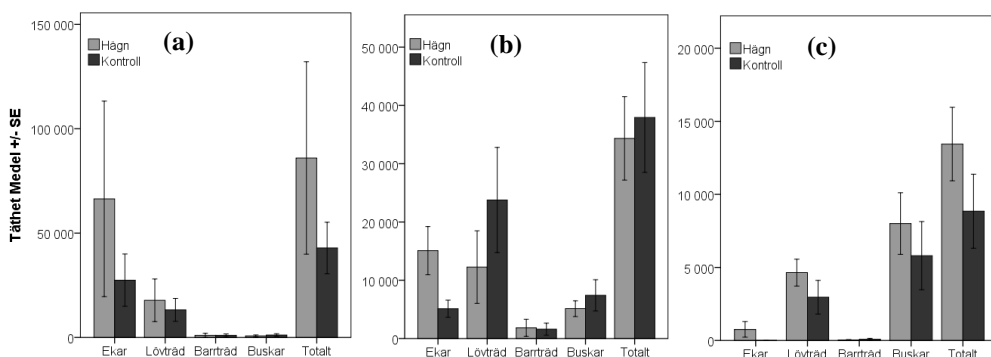


Lindstubbe med riklig skottproduktion, 8 år efter naturvårdsgallring, Östadkulle. Foto: Jenny Leonardsson

## 4.5 Viltbete

Tätheten av små ekar (<20 cm och 20-130 cm) var relativt hög i både hägn och kontrolltytor (**Figur 5**); men tätheten av större ekar (>130 cm) var låg i hägn och obefintlig i kontrolltytorna (**Tabell 4 Artikel III**). Flera studier rapporterar att viltbete reducerar höjd på ekstammar (ex Pigott 1983; Kelly 2002; Bergquist m.fl. 2009; Abrams 2013) och att höga stammar betas i större utsträckning än lägre stammar (Kullberg och Bergström 2001; Götmark m.fl. 2005a; Tyler m.fl. 2008; Jensen m.fl. 2012a). Rådjur föredrar t.ex. att beta på plantor runt 75 cm höjd men kan beta upp till 120 cm höjd (Duncan m.fl. 1998). Ekar överlever oftast måttfullt bete (Drexhage & Colin 2003) men återkommande bete under längre tid reducerar plantans resurser och förmåga att återhämta sig, vilket ökar mortaliteten (Pigott 1983; Kelly 2002). Även om hägn i viss mån kan gynna tillväxten av ek genom att reducera viltbete, så var antalet stora ekstammar fortfarande få då studien gjordes.

Hägnen gynnade tillväxten av lövträd (>130 cm); i kontrolltytorna betades lövträden och tätheten av lägre stammar (20-130 cm) var högre där än i hägnen (**Figur 5**). Buskar betades i mindre utsträckning än lövträd och tillväxten var god i både hägn och kontrolltytor, och tätheten av buskar var högst över 130 cm (**Figur 5**). Hägn gynnade tillväxten av lövträd Träd betades i större utsträckning än buskar (**Artikel III**). Vi fann att ask, asp, ek och rönn var relativt sett vanligare inom hägnen, medan björkar var relativt mer vanliga i kontrolltytorna (**Tabell 6 Artikel III**). Betande vilt visar tydliga preferenser för lövträd, inte minst ek (Kullberg & Bergström 2001; Götmark m.fl. 2005a; Bergquist m.fl. 2009). Även ask, asp, rönn och sälg



**Figur 5.** Tätheter (stammar per hektar) i hägn (grå) och kontrolltyta (svart) för ekar, lövträd, barrträd, buskar och totalt i höjdkategori (a) stammar kortare än 20 cm; (b) stammar 20 till 130 cm höjd; och (c) stammar högre än 130 cm. Medel  $\pm$  SE. N=13. Notera de olika skalorna på y-axlarna. Artikel III.



Hägn i Bondberget. Riklig tillväxt av lövträd och buskar inne i hägnet, men också riklig hasselväxt utanför, 10 år efter naturvårdsgallring.

Foto: Jenny Leonardsson

påverkas kraftigt av bete (Månsson m.fl. 2007; Wam och Hjeljord 2010; Edenius m.fl. 2011; Myking m.fl. 2011, 2013; Bergqvist m.fl. 2012), medan hassel, lind och lönn (Götmark m.fl. 2005a) samt björkar betas i mindre utsträckning (Månsson m.fl. 2007; Wam & Hjeljord 2010; Bergqvist m.fl. 2012).

#### 4.6 Granföryngring

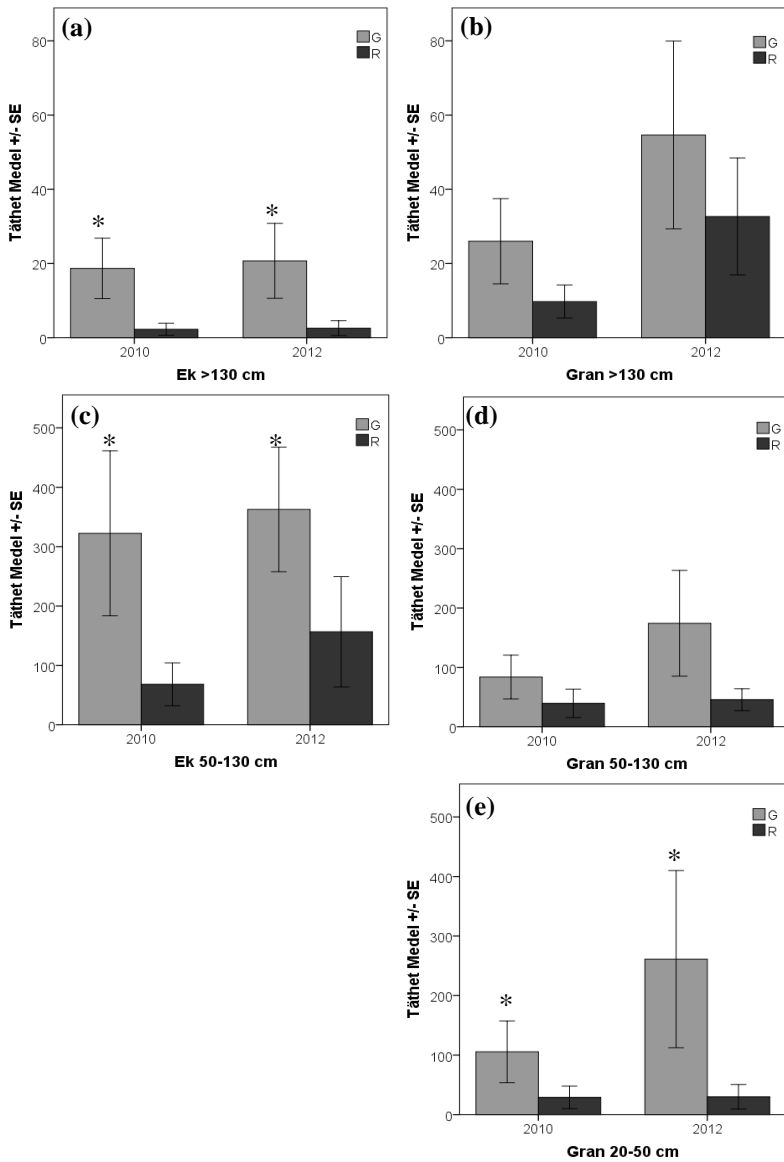
Granföryngringen gynnades av naturvårdsgallringen (**Figur 6**), men varierade mellan lokaler. Tätheten av fröplantor (20-50 cm) var i genomsnitt 600 % högre i gallringsytorna än i referensytorna. För kortare granplantor (50-130 cm) var den genomsnittliga tätheten 300 % högre, medan tätheten av högre granplantor (>130 cm) var 250 % högre i gallringsytorna än i referensytorna. Även om vi inte valde just ek-granlokaler (utan lövrika sådana) för naturvårdsgallring, så noterades granplantor (>130 cm) på 12 lokaler (av 23 lokaler, exklusive Ölandslokalerna där gran inte förekom). På våra lokaler ökade antalet små granplantor (20-130 cm) i gallringsytan med antalet fertila granar i och runt gallringsytan (**Figur 3b Artikel IV**), men antalet små granplantor per hektar ökade som mest efter ett (som det verkar) tröskelvärde på 35 fertila granar per hektar. För högre granplantor (>130 cm) fanns inget samband mellan antalet högre granplantor och antalet fertila granar per hektar (**Tabell 1b Artikel IV**).

Liksom i vår studie fann Saksa och Valkonen (2011) att etableringen av granplantor påverkades av tillgången på granfrön och antalet fertila granar i närområdet. Granfrön faller ofta som "fröregn" och om de hamnar i gynnsamma mikrohabitat, såsom exponerad jord i rotvälter eller av annan anledning exponerad mineraljord, bildas klungor av fröplantor (Leemans 1991; Kuuluvanen & Kalmari 2003; Wild m.fl. 2014). Överlevnaden av fröplantorna påverkas sedan av konkurrens från markvegetation, som är lägre i nyligen exponerad mineraljord, och tillgången på näring (Kuuluvanen & Kalmari 2003; Wild m.fl. 2014).

Förekomsten av större granplantor (>130 cm) påverkades sannolikt av flera faktorer. Dels var flertalet av dessa förmodligen etablerade redan innan naturvårdsgallringen och är då ett resultat av antalet fertila granar innan gallring (Nilson & Lundqvist 2001; Grassi m.fl. 2004). Men hur många granplantor som överlever påverkas också av konkurrensen mellan granplantorna i dessa klungor, genom självgallring (Leemans 1991; Wild m.fl. 2014). Saksa och Valkonen (2011) fann att antalet högre granplantor (i underväxten) minskade med ökad täthet av granar i det övre kronskiktet. Liknande resultat fick Nilson & Lundqvist (2001) som utförde röjning av underväxten och gallring av stora träd i två granskogar i norra och mellersta Sverige. Nilson & Lundqvist (2001) fann också att på den sydligaste av de två lokalerna gynnades flera arter, såsom hallon och örter, av den ökade ljusnivån vid markytan, vilket innebar konkurrens för granplantorna. I likhet med detta resulterade vår naturvårdsgallring i att andra lövträd och buskar gynnades i större utsträckning än granen (**Figur 3** och **Figur 5**).

Den årliga (absoluta) höjdtillväxten för gran ökade med ökande höjd på plantan och denna tillväxt var högre i gallringsytorna än i referensytorna (**Figur 4 Artikel IV**). Drobyshev & Nihlgård (2000) fann liknande resultat där tillväxten av granplantan var positivt korrelerat till höjden på granplantan och till storleken på lucköppningen.

Våra resultat tyder alltså på att naturvårdsgallringen ökade förekomsten och tillväxten av granplantor (**Artikel I** och **IV**) speciellt på granrika lokaler (>35 fertila granar per hektar); men inte i lika hög grad som lövträd och buskar (**Artikel I** och **III**), på lokaler med rik förekomst av lövträd och buskar. Även om gran betas i mindre utsträckning än löv (**Artikel III**; Kullberg & Bergström 2001) så missgynnas den av konkurrensen från snabbväxande buskar och träd (**Artikel I** och **III**; Drobyshev 2001; Nilson & Lundqvist 2001). De få långtidsstudier som gjorts på naturlig föryngring i granskog efter stormfällning, tyder dock på att återväxten främst består av lövträd, inklusive ek (Harmer & Morgan 2009; Götmark & Kiffer 2014). Dessutom finns en möjlighet att framtida klimatförändringar följt av ökade angrepp av barkborre och ökad frekvens av stormar, kan komma att missgynna granen (Spiecker m.fl. 2004; Bobiec m.fl. 2011a; Grundmann m.fl. 2011).



**Figur 6.** Täthet (stammar per hektar) för ek och gran år 2010 och 2012 parat för gallringsytor (G; grå) och referensytor (R; svart), i tre höjdkategorier (a)-(b) högre än 130 cm, (c)-(d) 50-130 cm, och (e) 20-50 cm. Medel  $\pm$  SE. Notera de olika skalorna på y-axlarna. Signifikanta skillnader ( $p < 0,05$ ) mellan gallring och referens är markerade med \*, baserat på parat permutations test. Artikel IV.

## 4.7 Ekföryngring

Naturvårdsgallringen påverkade ekföryngringen positivt jämfört med fri utveckling (**Figur 3** och **Figur 5**), även om variationen mellan lokalerna var stor och högre ekplantor (>130 cm) i gallringsytorna bara observerades på 11 lokaler av 25 (**Artikel I** och **IV**), och inuti hägn fanns de på fem lokaler av 13 (**Tabell 4 Artikel III**). Vid insamling av data 2012 påträffade vi enorma mängder ettåriga fröplantor av ek (**Artikel III**). Störst antal fann vi i Getebro där vi räknade till 2947 fröplantor (<20 cm) på 48 m<sup>2</sup>. Troligtvis var 2011 ett ollonår. Ekarnas ollonår kommer i oregelbundna intervall, ca vart tredje till fjärde år (Tyler 2008), men ibland med längre intervall, som kan variera starkt mellan lokaler och mellan olika träd inom samma område (Johnson m.fl. 2009). Endast ett fåtal av de små årsplantorna av ek överlever (t.ex. Götmark 2007). Vi har inte kunnat visa på något samband mellan tätheten små ekplantor och antalet stora ekar (med möjlig ollonproduktion) i gallringsytorna (**Artikel III** och **Tabell 1a Artikel IV**). Hur många ekollon som gror kan påverkas av hur stort antal ekollon som äts upp av exempelvis ekorrar, smågnagare och fåglar (Tyler 2008; Birkedal m.fl. 2010), å andra sidan så kan dessa samlare bidra till att sprida eken genom vinterförråd som glöms kvar och sedan gror (Tyler 2008).

Ektätheten i höjdkategori 50-130 cm var, givet framtida mortalitet, medelmåttig med ca 350 stammar per hektar, men 160 % högre i gallringsytorna än i referensytorna (**Figur 2c Artikel IV**). Tätheten av högre ekstammar (>130 cm) var låg på i genomsnitt 20 stammar per hektar, men ändå 600 % högre i gallringsytorna än i referensytorna (**Artikel I** och **Figur 2a Artikel IV**). Viltbete är en faktor som begränsar höjdtillväxten av ek (**Figur 3 Artikel III**) både i gallringsytorna och i referensytorna, och innebär att ekstammarna förblir korta.

Naturvårdsgallringen gynnade föryngringen av andra lövträd och buskar (**Artikel I** och **III**), samt gran (**Artikel IV**), i högre grad än ek, genom att öka tätheten men också plantornas höjd; ek hade lägre täthet och var nästan alltid kortare. Överlevnaden av ekstubbar var intermediär, men exempelvis hassel och lind överlevde i betydligt högre utsträckning; dessutom producerade ekstubbar de kortaste stubbskotten (**Figur 3** och **4 Artikel II**). Föryngringen av andra träd och buskar med snabbare tillväxt innebär konkurrens för ekarna (Harmer och Morgan 2007; Lorimer m.fl. 1994). Konkurrensen från buskar och örter kan minska tillväxten av ekplantorna. Jensen m.fl. (2012b) fann i ett fältexperiment att konkurrensen från buskar ökade ekplantans höjdtillväxt medan konkurrens från örter ökade rottillväxten. Götmark m.fl. (2011) fann att förekomsten av små ekplantor efter naturvårdsgallring påverkades negativt av höjden på markvegetationen. Tillväxten hos ek påverkas av underjordskonkurrens om vatten och näring, samt ovanjordskonkurrens om ljus (Jensen m.fl. 2011; Löf m.fl. 1998; Putz

och Canham 1992). I Ekprojektets skogar är tillgången på näring och markvatten sällan en begränsande faktor och ovanjordskonkurrens om ljus har gissningsvis större betydelse. Ljustillgången påverkar fotosyntes och transpiration vilket i sin tur påverkar tillväxten (Jensen m.fl. 2011). En god tillgång på näring kan å andra sidan innebära att andra mer snabbväxande träd och buskar gynnas i högre grad av den ökade ljustillgången, vilket istället leder till en svag ekföryngring (Kabrick m.fl. 2008; Larsen och Johnson 1998; Lorimer m.fl. 1994). Ekar kan, sedan de väl är etablerade, vara mer tåliga än andra arter och istället gynnas på torrare och lågproduktiva marker (Dey 2014; Morrissey m.fl. 2008; Larsen och Johnson 1998).

Ekarna kan i vissa fall gynnas av att växa ihop med andra arter: taggiga eller osmakliga buskar kan skydda mot bete (Bakker m.fl. 2004; Perea och Gil 2014b). Arter som föredras av viltet (hög betespreferens) kan minska frekvensen och intensiteten av bete på ek, en slags utspädningseffekt som iaktogs på våra lokaler (Jensen m.fl. 2012a). Där betetrycket är lågt, pga. hägn (eller låg viltpopulation) är ekstillväxten högre där konkurrensen från andra lövträd och buskar är låg (Jensen m.fl. 2012a; Perea och Gil 2014a). Jensen m.fl. (2012b) fann att buskar underlättade etableringen av ek genom att reducera markfloran, men efter två år reducerades tillväxten hos ekplantan pga. ljuskonkurrens från buskarna. Eketablering intill buskar och träd kan också gynna ekföryngringen genom att skydda mot abiotisk stress, exempelvis kan buskar reducera den uttorkande effekten orsakad av hög solexponering (Holmgren m.fl. 1997) och höja temperaturen under kalla frostnätter (Gomez-Aparicio m.fl. 2008). Olika faktorer kan i en situation vara begränsande men i en annan situation istället vara gynnsamma, vad det sammantagna utfallet blir påverkas av en rad abiotiska och biotiska faktorer, inklusive ålder, storlek och täthet på plantor (Callaway och Walker 1997).

De lokaler där ek högre än 130 cm förekom i hägn hade i genomsnitt lägre initial grundyta av lövträd (utom ek) jämfört med de lokaler där ek inte vuxit över 130 cm i hägnen (**Artikel III**). De lokaler som hade lägre grundyta lövträd före naturvårdsgallring hade normalt högre initial grundyta gran och/eller ek. På granrika lokaler kapades en större andel av totala grundytan (mycket gran), vilket ökade ljustillgången och gynnade ekarna. Där den initiala grundytan bestod av en hög andel gran var tillgången på lövträd och buskar lägre, vilket kan ha inneburit en mindre konkurrens i underväxten från arter som föryngras genom frösådd (förutom gran) eller vegetativa skott.

I en studie baserad på data från Riksskogstaxeringen fann Götmark m.fl. (2005b) att ekföryngringen var svag i lövskog, främst i ädellövskog, men att så inte var fallet i grandominerade bestånd (fler uppväxande mindre ekar där). Potentiellt kan ekföryngringen gynnas av granmortaliteten orsakad av barkborre-angrepp och fler kraftiga stormar till följd av klimatförändringar



(Bobic m.fl. 2011a). Ekplantorna i underväxten kan då tänkas utnyttja luckor som skapats genom döda granar (Brümelis m.fl. 2011). Dock kan boken komma att utgöra ett ”hot” – den ökar i Sverige till följd av att den gynnas av högre temperaturer (jämfört med gran) och hög nederbörd (Bolte m.fl. 2010), vilket förväntas bli ett resultat av framtida klimatförändringar (SMHI: Klimatscenarier).

## 5. SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

I avhandlingen följde jag upp responsen hos träd och buskar åtta till tio år efter naturvårdsgallring, i jämförelse med fri utveckling (referens). Träd är långlivade organismer. Skoglig naturvård och beståndsutveckling efter huggning (eller avsaknad av sådan) kräver därför långtidsstudier som sträcker sig längre än en människas möjliga observationer. Mina slutsatser och rekommendationer skall därmed ses som just rekommendationer och behöver följas upp på längre sikt.

Naturvårdsgallring ökade tätheten av buskar och träd i underväxten jämfört med fri utveckling (**Artikel I**). Återväxten dominerades av skottproduktion, där buskarna främst producerade många snabbväxande skott, medan återväxten av träd delvis var skottproduktion och delvis fröetablering (för vissa träd, nästan bara fröplantor). Överlevnaden av stubbar och skottproduktionen skilde sig mellan arterna och bildade en kontinuitet av respons från de arter där de flesta stubbarna överlevde och producerade skott, till den andra ytterligheten där endast en låg andel av de kapade stubbarna överlevde och producerade skott (**Artikel II**) – dessa arter reproducerade istället genom frö i större omfattning, i de fall då de förekom på våra lokaler. Vilka arter som producerar skott kan i viss mån förklaras av skuggtolerans (**Artikel I**), eftersom det var en hel del (stora och små) träd kvar efter naturvårdsgallring som konkurrerade om ljus, men också näring och vatten. Kunskap om artsammansättningen på en lokal före en naturvårdsgallring, samt kunskap om träd och buskars respons på störningen kan förutsäga, eller åtminstone indikera beståndsutvecklingen på sikt efter naturvårdsgallringen.

Viltbete reducerade tillväxten hos lövträd, inklusive ek, i högre utsträckning än hos buskar och gran (**Artikel III**). Även om ekföryngringen verkade gynnas av skydd från viltbete så ökade konkurrensen från övriga lövträd inne i hägnen och ytterst få ekar hade vuxit upp över brösthöjd. Om syftet med hägn är att gynna rejäl ekföryngring så bör det ske en återkommande gallring av övrig underväxt i hägnen.

Granföryngringen gynnades av naturvårdsgallringen, framförallt på lokaler med fler än 35 fertila granar per hektar (**Artikel IV**). På lokaler med

färre granar var andelen lövträd högre, och konkurrensen från andra arter i underväxten kan ha påverkat granen negativt. Granen tycks ha begränsad skuggtolerans, eftersom små fröplantor av gran var mindre vanliga i de slutna provytorna med fri utveckling, även då där fanns stora granar.

Ett syfte med naturvårdsgallringen var att gynna föryngringen av ek. Resultaten tyder på att naturvårdsgallring ökar föryngringen jämfört med fri utveckling – trots få stammar högre än 130 cm, så var förekomsten ändå 600 % högre i gallringsytorna jämfört med referenserna (**Artikel IV**). Övriga arter gynnades också av den ökade ljusnivån, och var i stor utsträckning mer snabbväxande än eken, vilket innebär konkurrens. Naturvårdsgallring kan gynna eken om den kombineras med hägn för att skydda ekar från bete, samt återkommande röjning av konkurrerande arter i hägnen. Fler studier behövs för att fastställa om dessa rekommendationer gynnar ekföryngringen på längre sikt.

## Tack!

Jag har en stor fascination för stora gamla träd. Den stora kronan som breder ut sig som ett tak över marken och skänker skydd. Den kraftiga stammen som inger en känsla av styrka. Det utbredda rotsystemet som ger stabilitet. Knotiga, ihåliga och majestätiskt vackra träd, med en ålder som i vissa fall kan vara svindlande. Tänk vilka historier vi skulle få höra om det gamla trädet kunde tala! Det är ingen tillfällighet att träd har en central roll i många religioner. De är mäktiga! För att stora träd ska frodas måste vi se till att småttingarna får en god start i livet och ge dem stöd genom alla motgångar som hör ungdomen till.

Ett stort tack till **Frank** som gav mig möjligheten att komma träden närmare inpå livet. För att du delat med dig av din kunskap och dina tankar. För att du tålmodigt lyssnat på mina funderingar och guidat mig rätt när jag varit på villovägar. Tack för trevliga dagar i fält, där det även funnits plats för lite galenskap. **Magnus**, tack för att du har visat mig ett annat sätt att tänka runt forskning, upplägg och manus. Du har varit ett värdefullt komplement och utvecklat mina tankebanor. Tryggt att veta att du fanns någonstans bland alla deltagarna på IUFRO's gigantiska konferens i Salt Lake City. **Staffan**, tack för alla goda råd längs vägen och allt stöd du gett mig. **Lotta**, en värdefull kvinna bland alla män, tack för att du tittat förbi ibland och gett mig råd och riktlinjer när de saknats. **Lisa**, jag är tacksam för att du fanns här för mig när jag hade det som kämpigast.

Tidigare och nuvarande doktorander på zoekologi. **Inês, Gry, Maria, Jacob, Fredrik, Rasmus** och **Bart**, tack för er välkomnande hjälpsamhet när jag 2010 påbörjade min doktorandutbildning. **Joacim** och **Calum**, det har varit ett nöje att ha er som konstanta följeslagare. **Leif**, tack för att du delat med dig av dina erfarenheter och kunskap runt naturvård och psykologiska aspekter. **David** och **Eva-Lotta**, och övriga doktorander i Zoologihuset tack för givande lunchdiskussioner och för att doktorander ger en ungdomlig touch i huset ☺.

**Jörgen** och **Johan**, tack för att ni tagit hit spanjorskor det var ett rent nöje att dela kontor med dem. **Ana** y **Andrea**, gracias por todas las risas compartidas. **Barbara**, it's been a pleasure to share office with you, thanks for sharing your experiences and knowledge. **Donald**, tack för att du gett mig värdefull feedback när du sett något du funderat över. Alltid hjälpsam och tillmötesgående.

**Ann-Sofie** och **Lena** och resten av admin-gänget tack för allt tålamod och vänliga svar på alla mina frågor runt det administrativa, stipendier och

registreringar och allt vad det nu har varit. **Bernt** och **Lilioth** tack för att ni ser till allt det praktiska fungerar. Ni är ovärderliga.

Stort tack till alla fina människor i **Zoologihuset** och på **Botan** (nämnda och icke namngivna) för att ni gjort doktorandtiden till den erfarenhet det varit, för alla samtal och goda råd, för nya infallsvinklar, nya aspekter och nya erfarenheter. I dryg 5 år har jag varit på Zoologen, sedermera BioEnv. Att, som jag, vara ett udda träd bland fåglar och fiskar har ibland varit frustrerande; men som individ är jag ju bara jag i en bunt med andra individer, och jag har lärt mig en massa om djurs beteenden, evolution och sexuell selektion.

Stort tack till flera ekonomiska finansiärer, utan vilka mina doktorandstudier inte varit möjliga: **Göteborgs Universitet; Energimyndigheten; Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien (KSLA); Kungliga och Hvitfeldtska Stiftelsen; Wilhelm och Martina Lundgrens Stiftelse; Erik och Ebba Larssons samt Thure Rignells stiftelse; och Helge Ax:son Johnsons Stiftelse.**

Det har varit en förmån att bedriva fältstudier i hela 25 skogar runt om i södra Sverige, vackra skogar i charmiga miljöer. Jag har fått se så mycket, små avkrokar i Smålands skogar och stora alvaret på Öland, hela marken täkt av liljekonvalj, en och en halv meter höga snår med brännässlor, tio meter hög hassel, tusentals små ekgroddar, och mycket mycket mer. Därmed måste jag tacka alla markägarna för att ni gjort det möjligt att bedriva forskning i era skogar **Dan Ekblad; Robert Ekman; Göte, Gullan och Mikael Isaksson; Anders Heidesjö; Anette Karlsson, Fredrik och Martin Larsson; Bo Karlsson; Nils-Olof och Bengt Lennartsson; Borås, Jönköpings, Oskarshamns och Växjö kommuner; Länsstyrelserna i Kalmar och Östergötland; Linköpings och Skara stift; och skogsföretagen Sveaskog, Boxholms skogar och Holmen skog.**

Under mina somrar i fält har jag haft förmånen att ha trevligt sällskap och bra arbetshjälp. Tack **Christina** Claesson, **Haldor** Lorimer-Olsson, **Henning** Gustavsson, **Joel** Almqvist, **Jon** Berge, **Linn** Bergström, **Linn** Zetterström, **Max** Wikström, **Sanna** Sundvall, **Sofia** Pallander och **Tuvis** Lager för gott samarbete och härliga skratt. Stort tack till de snabbväxande hasselbuskarna som försett oss med långa, raka, fina pinnar som vi använt att mäta alla småträd med.

**Håkan** Jernehov, Art H Bilder, tack för hjälpen med omslagsfotot. Du sprider en enorm entusiasm och energi för natur och naturbilder.

Till min familj och mina vänner utanför den akademiska världen. Tack för att ni tror på mig!

**Mamma, Hanna, Simon**, och resten av min familj, blodsband och icke blodsband, det är härligt att omges med så många fina, varma och omtänksamma personer. Tack för att ni är med och berikar mitt liv!

**Andreas, Kia, Johan, Magnus**, tack för att ni gav lite extra under den svåraste perioden, att få middagen serverad, barnen hämtade eller bara en extra värmande kram betyder mycket.

Jag kan inte ens lista alla de personer som genom sin värme, omtanke, givande diskussioner och härliga äventyr gjort (och gör) att jag utvecklas lite varje dag, att jag finner ro och glädje i min tillvaro.

Jag hoppas att du (utan att bli nämnd vid namn) kan känna min tacksamhet just till dig och hur mycket jag värderar din vänskap och din omtanke. Kärlek och värme till er!

Mina älskade barn, **Gabriel** och **Elena**, som stolt berättat att deras mamma jobbar med träd, som varit med mig på resan, stöttat mig och stått ut. Ni är fantastiska, underbara och härliga! Tack!

**Pelle**, min kärlek. Mitt under min doktorandtid dök du upp och satte guldkant på tillvaron. Tack för allt stöd, alla diskussioner, men störst av allt all kärlek! Tack för att du finns!



Foto: Per Lófgren

## 6. REFERENSER

- Abrams MD, 2013. The impact of mast years on seedling recruitment following canopy thinning and deer fencing in contrasting northeastern U.S. coastal forests. *Journal of the Torrey Botanical Society* 140:379-390.
- Abrams MD, Johnson SE, 2012. Long-term impact of deer exclosures on mixed-oak forest composition at the Valley Forge National Historical Park, Pennsylvania, USA. *Journal of the Torrey Botanical Society* 139:167-180.
- Altman J, Hédl R, Szabó P, Mazúrek P, Riedl V, Müllerová J, Kopecký M, Doležal J, 2013. Tree-ring mirror management legacy: dramatic response of standard oaks to past coppicing in Central Europe. *PLoS ONE* 8(2) e55770 doi:10.1371/journal.pone.0055770.
- Anderberg, A., Anderberg, A.L., 1997. Den virtuella floran. Naturhistoriska riksmuseet. <http://linnaeus.nrm.se/flora/welcome.html> (2014-09-02)
- Arthur MA, Blankenship BA, Schörgendorfer A, Loftis DL, Alexander HD, 2015. Changes in stand structure and tree vigor with repeated prescribed fire in an Appalachian hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 340:46-61.
- Bakker ES, Olff H, Vandenbergh C, de Maeyer K, Smit R, Gleichman JM, Vera FM, 2004. Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light-demanding tree species in wooded pastures. *Journal of Applied Ecology* 41:571-582.
- Beckage B, Clark JS, Clinton BD, Haines BL, 2000. A long-term study of tree seedling recruitment in southern Appalachian forests: the effects of canopy gaps and shrub understories. *Canadian Journal of Forest Research* 30:1617-1631.
- Beckage B, Kloeppel BD, Yeakley JA, Taylor SF, Coleman DC, 2008. Differential effects of understory and overstory gaps on three regeneration. *Journal of the Torrey Botanical Society* 135:1-11.
- Beckage B, Lavine M, Clark JS, 2005. Survival of tree seedlings across space and time: estimates from long-term count data. *Journal of Ecology* 93:1177-1184.
- Bellingham PJ, Sparrow AD, 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *OIKOS* 89:409-416.
- Berg Å, Ehnström B, Gustafsson L, Hallingbäck T, Jonsell M, Weslien J, 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology* 8:718-731.
- Bergquist J, Löf M, Örlander G, 2009. Effects of roe deer browsing and site preparation on performance of planted broadleaved and conifer seedlings when using temporary fences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24:308-317.
- Bergqvist G, Bergström R, Wallgren M, 2012. Browsing by large herbivores on Scots pine (*Pinus sylvestris*) seedlings in mixture with ash (*Fraxinus excelsior*) or silver birch (*Betula pendula*). *Scandinavian Journal of Forest Research* 27:372-378.
- Birkedal M, Löf M, Olsson GE, Bergsen U, 2010. Effects of granivorous rodents on direct seeding of oak and beech in relation to site preparation and sowing date. *Forest Ecology and Management* 259:2382-2389.
- Bobiec A, Jaszcz E, Wojtunik K, 2011a. Oak (*Quercus robur* L.) regeneration as a response to natural dynamics of stands in European hemiboreal zone. *European Journal of Forest Research* 130:785-797.
- Bobiec A, Duijper DPJ, Niklasson M, Romankiewicz A, Solecka K, 2011b. Oak (*Quercus robur* L.) regeneration in early successional woodlands grazed by wild ungulates in the absence of livestock. *Forest Ecology and Management* 262:780-790.
- Bolte A, Hilbrig L, Grundmann B, Kampf F, Brunet J, Roloff A, 2010. Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a southern Swedish spruce-beech forest. *European Journal of Forest Research* 129:261-276.

- Bond WJ, Midgley JJ, 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology & Evolution* 16:45-51.
- Bratman GN, Daily GC, Levy BJ, Gross JJ, 2015. The benefits of nature experience: improved affect and cognition. *Landscape and Urban Planning* 138:41-50.
- Brudvig LA, 2008. Large-scale experimentation and oak regeneration. *Forest Ecology and Management* 255:3017-3018.
- Brudvig LA, Asbjornsen H, 2007. Stand structure, composition, and regeneration dynamics following removal of encroaching woody vegetation from Midwestern oak savannas. *Forest Ecology and Management* 244:112-121.
- Brudvig LA, Asbjornsen H, 2008. Patterns of oak regeneration in a Midwestern savannah restoration experiment. *Forest Ecology and Management* 255:3019-3025.
- Brudvig LA, Asbjornsen H, 2009. Dynamics and determinants of *Quercus alba* seedling success following savannah encroachment and restoration. *Forest Ecology and Management* 257:876-884.
- Brudvig LA, Blunck HM, Asbjornsen H, Mateos-Remigio VS, Wagner SA, Randall JA, 2011. Influences of woody encroachment and restoration thinning on overstory savannah oak tree growth rates. *Forest Ecology and Management* 262:1409-1416.
- Brunet J, Bukina Y, Hedwall PO, Holmström E, von Oheimb G. 2014. Pathogen induced disturbance and succession in temperate forests: evidence from a 100-year data set in southern Sweden. *Basic and Applied Ecology* 15:114-121.
- Brūmelis G, Dauškane I, Ikauniece S, Javoiša B, Kalviškis K, Madžule L, Matisons R, Strazdina L, Tabors G, Vimba E, 2011. Dynamics of natural hemiboreal woodland in the Moricsala Reserve, Latvia: the studies of K.R. Kupffer revisited. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26(Suppl 10):54-64.
- Bärring U, 1988. On the reproduction of aspen (*Populus tremula* L.) with emphasis on its suckering ability. *Scandinavian Journal of Forest Research* 3:229-240.
- Callaway RM, Walker LR, 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78:1958-1965.
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, Narwani A, Mace GM, Tilman D, Wardle DA, Kinzig AP, Daily GC, Loreau M, Grace JB, Larigauderie A, Srivastava DS, Naeem S, 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59-67.
- Catani R, Granata MU, Sartori F, Varone L, Gratani L, 2015. *Corylus avellana* responsiveness to light variations: morphological, anatomical, and physiological leaf trait plasticity. *Photosynthetica* 53:35-46.
- CBD 1992. Convention on Biological Diversity. United Nations.
- Clarke PJ, Lawes MJ, Midgley JJ, Lamont BB, Ojeda F, Burrows GE, Enright NJ, Knox KJE, 2013. Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resource drive persistence after fire. *New Phytologist* 197:19-35.
- Coates KD, 2002. Tree recruitment in gaps of various size, clearcuts and undisturbed mixed forests of interior British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management* 155:387-398.
- Del Tredici P, 2001. Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. *The Botanical Review* 67:121-140.
- Dey DC, 2014. Sustaining oak forests in Eastern North America: regeneration and recruitment, the pillars of sustainability. *Forest Science* 60:926-942.
- Dietze MC, Clark JS, 2008. Changing the gap dynamic paradigm: vegetative regeneration control on forest response to disturbance. *Ecological Monographs* 78:331-347.
- Drexhage M, Colin F, 2003. Effects of browsing on shoots and roots of naturally regenerated sessile oak seedlings. *Annals of Forest Science* 60:173-178.



- Drobyshev I, 2001. Effect of natural disturbances on the abundance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) regeneration in nemoral forests of the southern boreal zone. *Forest Ecology and Management* 140:151-161.
- Drobyshev I, Nihlgård B, 2000. Growth response of spruce saplings in relation to climatic conditions along a gradient of gap size. *Canadian Journal of Forest Research* 30:930-938.
- Drobyshev I, Niklasson M, Linderson H, Sonesson K, Karlsson M, Nilsson SG, Lanner J, 2008. Lifespan and mortality of old oaks – combining empirical and modelling approaches to support their management in Southern Sweden. *Annals of Forest Science* 65:401.
- Duncan P, Tixier H, Hofmann RR, Lecher-Doll M, 1998. Feeding strategies and the physiology of digestion in roe deer. I: Andersen R, Duncan P, Linell JDC (eds.), *The European roe deer: the biology of success*. Scandinavian University Press. Norway. s 91-116.
- Edenius L, Ericsson G, Kempe G, Bergström R, Danell K, 2011. The effects of changing land use and browsing on aspen abundance and regeneration: a 50-year perspective from Sweden. *Journal of Applied Ecology* 48:301-309.
- Egnell G, 2009. Skogsbränsle. Skogsskötselserien nr 17. Skogsstyrelsen.
- Eliasson P, 2002. Skog, makt och människor: en miljöhistoria om svensk skog 1800-1875. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien. Skogs- och lantbrukshistoriska meddelanden nr 25. Supplement till Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift.
- Energimyndigheten: Biobränsle <https://www.energimyndigheten.se/Foretag/Energieffektivt-byggande/Lokaler-och-flerbostadshus/Forvalta/Uppvarmning/Biobransle/> (2015-08-25)
- ER 2014:19 Scenarier över Sveriges energisystem. 2014 års långsiktiga scenarier, ett underlag till klimatrappporteringen. Statens Energimyndighet.
- Franc N, Götmark F, 2008. Openness in management: hands-off vs partial cutting in conservation forests, and the response of beetles. *Biological Conservation* 141:2310-2321.
- Franklin JF, 2003. Challenges to temperate forest stewardship – focusing on the future. I: Lindenmayer DB, Frankling JF (eds.) *Towards Forest Sustainability*. CSIRO Publishing.
- Fujiki D, Kikuzawa K, 2006. Stem turnover strategy of multiple-stemmed woody plants. *Ecological Research* 21:380-386.
- Gardescu S, Marks PL, 2004. Colonization of old fields by trees vs. shrubs: seed dispersal and seedling establishment. *Journal of the Torrey Botanical Society* 131:53-68.
- Gómez-Aparicio L, Zamora R, Castro J, Hódar JA, 2008. Facilitation of tree saplings by nurse plants: microhabitat amelioration or protection against herbivores? *Journal of Vegetation Science* 19:161-172.
- Grassi G, Minotta G, Tonon G, Bagnaresi U, 2004. Dynamics of Norway spruce and silver fir natural regeneration in a mixed stand under uneven-aged management. *Canadian Journal of Forest Research* 34:141-149.
- Grundmann BM, Bolte A, Bonn S, Roloff A, 2011. Impact of climatic variation on growth of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* in Southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26(Suppl 11):64-71.
- Götmark F, 2007. Careful partial harvesting in conservation stands and retention of large oaks favour oak regeneration. *Biological Conservation* 140:349-358.
- Götmark F, 2009. Experiments for alternative management of forest reserves: effects of partial cutting on stem growth and mortality of large oaks. *Canadian Journal of Forest Research* 39:1322-1330.
- Götmark F, 2010. Skötsel av skogar med höga naturvärden. *Svensk Botanisk Tidskrift* 104 (S1).
- Götmark F, 2013. Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: review, synthesis, and implications. *Forest Ecology and Management* 306:292-307.

- Götmark F, Berglund Å, Wiklander K, 2005a. Browsing damage on broadleaved trees in semi-natural temperate forest in Sweden, with a focus on oak regeneration. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20:223-234.
- Götmark F, Fridman J, Kempe G, Nordén B, 2005b. Broadleaved tree species in conifer-dominated forestry: regeneration and limitation of saplings in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 214:142-157.
- Götmark F, Kiffer C, 2014. Regeneration of oaks (*Quercus robur*/*Q. petraea*) and three other tree species during long-term succession after catastrophic disturbance (windthrow). *Plant Ecology* 215:1067-1080.
- Götmark F, Muir-Schott K, Jensen AM, 2011. Factors influencing presence-absence of oak (*Quercus* spp.) seedlings after conservation-oriented partial cutting of high forests in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26:136-145.
- Götmark F, Paltto H, Nordén B, Götmark E, 2005c. Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. *Forest Ecology and Management* 214:124-141.
- Hanberry BB, Dey DC, He HS, 2014. The history of widespread decrease in oak dominance exemplified in a grassland-forest landscape. *Science of the Total Environment* 476-477:591-600.
- Harmer R, Morgan G, 2007. Development of *Quercus robur* advance regeneration following canopy reduction in an oak woodland. *Forestry* 80:137-149.
- Harmer R, Morgan G, 2009. Storm damage and the conversion of conifer plantations to native broadleaved woodland. *Forest Ecology and Management* 258:879-886.
- Hartel T, Dorresteyn I, Klein C, Máthé O, Moga CI, Öllerer K, Roellig M, von Wehden H, Fischer J, 2013. Wood-pastures in a traditional rural region of Eastern Europe; characteristics, management and status. *Biological Conservation* 166:267-275.
- Hartman JP, Buckley DS, Sharik TL, 2005. Differential success of oak and red maple regeneration in oak and pine stands on intermediate-quality sites in northern Lower Michigan. *Forest Ecology and Management* 216:77-90.
- Helmisaari H-S, Kaarkakka L, Olsson BA, 2014. Increased utilization of different tree parts for energy purposes in the Nordic countries. *Scandinavian Journal of Forest Research* 29:312-322.
- Hermann JM, Haug S, DePatta Pillar V, Pfadenhauer J, 2012. Shrubs versus ‘gullivers’: woody species coping with disturbance in grasslands. *Plant Ecology* 213:1757-1768.
- Holmgren M, Scheffer M, Huston MA, 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78:1966-1975.
- Hultengren S, Plejdel H, Holmer M, 1997. Ekjättar – historia, naturvärden och vård. Naturcentrum AB, TH-Tryck AB, Uddevalla.
- Jensen AM, Götmark F, Löf M, 2012a. Shrubs protect oak seedlings against ungulate browsing in temperate broadleaved forests of conservation interest: a field experiment. *Forest Ecology and Management* 266:187-193.
- Jensen AM, Löf M, Gardiner ES, 2011. Effects of above- and below-ground competition from shrubs on photosynthesis, transpiration and growth in *Quercus robur* L. seedlings. *Environmental and Experimental Botany* 71:367-375.
- Jensen AM, Löf M, Witzell J, 2012b. Effects of competition and indirect facilitation by shrubs on *Quercus robur* saplings. *Plant Ecology* 213:535-543.
- Johann E, Agnoletti M, Axelsson A-L, Bürgi M, Östlund L, Rochel X, Schmidt UE, Schuler A, Skovsgaard JP, Winiwater V, 2004. I: Spiecker H, Hansen J, Klimo E, Skovsgaard JP, Sterba H, von Teuffel K, (eds). Norway spruce conversion – options and consequences. *Forest Research Institute Report* 18. s 25-62. Brill. Leiden - Boston.
- Johansson V, Ranius T, Snäll T, 2013. Brist på gamla ekar hotar lavar. *Svensk Botanisk Tidskrift* 107:344-349.

- Johnson PS, Shifley SR, Rogers R, 2009. The ecology and silviculture of oaks, 2nd Ed. CABI Publishing, Oxfordshire.
- Jonsell M, 2012. Old park trees as habitat for saproxylic beetle species. *Biodiversity and Conservation* 21:619-642.
- Kabrick JM, Zenner EK, Dey DC, Gwaze D, Jensen RG, 2008. Using ecological land types to examine landscape-scale oak regeneration dynamics. *Forest Ecology and Management* 255:3051-3062.
- Kanno H, Hara M, Hirabuki Y, Takehara A, Seiwa K, 2001. Population dynamics of four understory shrub species during a 7-yr period in a primary beech forest. *Journal of Vegetation Science* 12:391-400.
- Karlsson C, Sikström U, Örlander G, Hannerz M, Hånell B, 2009. Naturlig förnygring av tall och gran. Skogsskötselserien nr 4. Skogsstyrelsen.
- Kelly DL, 2002. The regeneration of *Quercus petraea* (sessile oak) in southwest Ireland: a 25-year experimental study. *Forest Ecology and Management* 166:207-226.
- Keyser TL, Zarnoch SJ, 2013. Stump sprout dynamics in response to reductions in stand density for nine upland hardwood species in the southern Appalachian Mountains. *Forest Ecology and Management* 319:29-35.
- Kullberg Y, Bergström R, 2001. Winter browsing by large herbivores on planted deciduous seedlings in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16:371-378.
- Kimmins JP, 2004. *Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry*. 3<sup>rd</sup> Ed. Pearson Education, Inc. New Jersey
- Kjellander P, Hewison AJM, Liberg O, Angibault JM, Bideau E, Cargnelutti B, 2004. Experimental evidence for density-dependence of home-range size in roe deer (*Capreolus capreolus* L.): a comparison of two long-term studies. *Behavioural Ecology* 139:478-485.
- Kullman L, 2009. Fjällens evighetsgranar – svensk naturhistoria i nytt ljus. *Svensk Botanisk Tidskrift* 103:141-148.
- Kuuluvainen T, Kalmari R, 2003. Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forest in southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 40:401-413.
- Kuuluvainen T, Tahvonen O, Aakala T, 2012. Even-aged and uneven-aged forest management in boreal Fennoscandia: a review. *AMBIO* 41:720-737.
- Landres P, 2010. Let it be: a hands-off approach to preserving wildness in protected areas. I: Cole DN, Yung L (eds.) *Beyond naturalness – rethinking park and wildness stewardship in an era of rapid change*. Island Press.
- Larsen DR, Johnson PS, 1998. Linking ecology of natural regeneration to silviculture. *Forest Ecology and Management* 106:1-7.
- Lawson SS, Michler CH, 2014. Afforestation, restoration and regeneration – not all trees are created equal. *Journal of Forestry Research* 25:3-20.
- Leemans R, 1991. Canopy gaps and establishment patterns of spruce (*Picea abies* (L.) Karts.) in two old-growth coniferous forests in central Sweden. *Vegetatio* 93:157-165.
- Li J, Dang Q-L, Ambebe TF, 2009. Post-fire natural regeneration of young stands on clearcut and partial-cut and uncut sites of boreal mixedwoods. *Forest Ecology and Management* 258:256-262.
- Ligot G, Balandier P, Fayolle A, Lejeune P, Claessens H, 2013. Height competition between *Quercus petraea* and *Fagus sylvatica* natural regeneration in mixed and uneven-aged stands. *Forest Ecology and Management* 304: 391-398.
- Lind J, 2010. *Quercus* ekens mångfald. Atlantis AB, Stockholm.
- Lindbladh M, Axelsson A-L, Hultberg T, Brunet J, Felton A, 2014. From broadleaves to spruce – the borealization of southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 29:686-696.

- Lindbladh M, Brunet J, Hannon G, Niklason M, Eliasson P, Eriksson G, Ekstrand A, 2007. Forest history as a basis for ecosystem restoration – a multidisciplinary case study in a south Swedish temperate landscape. *Restoration Ecology* 15:284-295.
- Lindbladh M, Foster DR, 2010. Dynamics of long-lived foundation species: the history of *Quercus* in southern Scandinavia. *Journal of Ecology* 98:1330-1345.
- Lindbladh M, Niklasson M, Nilsson SG, 2003. Long-time record of fire and open canopy in a high biodiversity forest in southeast Sweden. *Biological Conservation* 114:231-243.
- Lorimer CG, Chapman JW, Lambert WD, 1994. Tall understory vegetation as a factor in the poor development of oak seedlings beneath mature stands. *Journal of Ecology* 82:227-237.
- Löf M, Dey DC, Navarro RM, Jacobs DF, 2012. Mechanical site preparation for forest restoration. *New Forest* 43:825-848.
- Löf M, Gemmel P, Nilsson U, Welander NT, 1998. The influence of site preparation on growth in *Quercus robur* L. seedlings in a southern Sweden clear-cut and shelterwood. *Forest Ecology and Management* 109:241-249.
- Matula R, Svátek M, Kůrová J, Úradníček L, Kadavý J, Kneifl M, 2012. The sprouting ability of the main tree species in Central European coppices: implications for coppice restoration. *European Journal of Forest Research* 131:1501-1511.
- Miljöbalken 1998:808, Svensk författningssamling
- Miljömål: Levande skogar <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/12-Levande-skogar/> (201508-20)
- Molinari C, Bradshaw RHW, Risbøl O, Lie M, Ohlson M, 2005. Long-term vegetational history of a *Picea abies* stand in south-eastern Norway: implications for the conservation of biological values. *Biological Conservation* 126:155-165.
- Morrissey RC, Jacobs DF, Seifert JR, Fischer BC, Kershaw JA, 2008. Competitive success of natural oak regeneration in clearcuts during the stem exclusion stage. *Canadian Journal of Forest Research* 38:1419-1430.
- Muscolo A, Bagnato S, Sidari M, Mercurio R, 2014. A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research* 25:725-736.
- Myking T, Bøhler F, Austrheim G, Solberg EJ, 2011. Life history strategies of aspen (*Populus tremula* L.) and browsing effects: a literature review. *Forestry* 84:61-71
- Myking T, Solberg EJ, Austrheim G, Speed JDM, Bøhler F, Astrup R, Eriksen R, 2013. Browsing of willow (*Salix caprea* L.) and rowan (*Sorbus aucuparia* L.) in the context of life history strategies: a literature review. *European Journal of Forest Research* 132:399-409.
- Månsson J, Kalén C, Kjellander P, Andrén H, Smith H, 2007. Quantitative estimates of tree species selectivity by moose (*Alces alces*) in a forest landscape. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22:407-414.
- Naturvårdsverket, 2003. Planering av naturreservat - avgränsning och funktionsindelning. Rapport 5295.
- Naturvårdsverket, 2013. Förvaltning av skogar och andra trädbärande marker i skyddade områden. Rapport 6561.
- Naturvårdsverket: Konventioner <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/EU-och-internationellt/Internationellt-miljoarbete/miljokonventioner/> (2015-08-10)
- Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen, 2005. Nationell strategi för formellt skydd av skog.
- Naturvårdsverket: Skydd av skog <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Naturvard/Skydd-av-natur/Skydd-av-skog/> (2015-08-23)
- Naturvårdsverket: Åtgärdsprogram <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Naturvard/Artbevarande/Atgardsprogram-for-hotade-arter/> (2015-08-10)
- Niklasson M, Nilsson SG, 2005. Skogsdynamik och arters bevarande. Studentlitteratur AB.

- Nilson K, Lundqvist L, 2001. Effect of stand structure and density on development of natural regeneration in two *Picea abies* stands in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16:253-259.
- Niinemets Ü, Valladares F, 2006. Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate northern hemisphere trees and shrubs. *Ecological Monographs* 76:521-547.
- Nitare J, 2014. Naturvårdande skötsel av skog och andra trädbärande marker. Skogsstyrelsen.
- Nordén B, Götmark F, Ryberg M, Paltto H, Allmér J, 2008. Partial cutting reduces species richness of fungi on woody debris in oak-rich forests. *Canadian Journal of Forest Research* 38:1807-1816.
- Nordén B, Paltto H, Claesson C, Götmark F, 2012. Partial cutting can enhance epiphyte conservation in temperate oak-rich forests. *Forest Ecology and Management* 270:35-44.
- Norton BG, 2000. Biodiversity and environmental values: in search of a universal earth ethic. *Biodiversity and Conservation* 9:1029-1044.
- Olsson R (Red), 2008. Mångfaldsmarker: naturbetesmarker – en värdefull resurs. AlfaPrint, Solna.
- Paillet Y, Bergés L, Hjältén J, Ódor P, Avon C, Bernhardt-Römermann M, B R-J, de Bruyn L, Fuhr M, Grandin U, Kanka R, Lundin L, Luque S, Magura T, Matesanz S, Mészáros I, Sebastià M-T, Schmidt W, Standovár T, Tóthmérész B, Uotila A, Valladares F, Vellak K, Virtanen R, 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24:101-112.
- Paltto H, Nordberg A, Nordén B, Snäll T, 2011. Development of secondary woodland in oak wood pastures reduces the richness of rare epiphytic lichens. *PLoS ONE* 6(9): e24675. doi:10.1371/journal.pone.0024675.
- Paltto H, Nordén B, Götmark F, 2008. Partial cutting as a conservation alternative for oak (*Quercus* spp.) forest – response of bryophytes and lichens on dead wood. *Forest Ecology and Management* 256:536-547.
- Pelc BD, Montgomery RA, Reich PB, 2011. Frequency and timing of stem removal influence *Corylus americana* resprout vigor in oak savanna. *Forest Ecology and Management* 261:136-142.
- Pellerin M, Saïd S, Richard E, Hamann J-L, Dubios-Coli C, Hum P, 2010. Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management* 260:429-237.
- Perea R, Gil L, 2014a. Shrubs facilitating seedling performance in ungulate-dominated systems: biotic versus abiotic mechanisms of plant facilitation. *European Journal of Forest Research* 133:525-534.
- Perea R, Gil L, 2014b. Tree regeneration under high levels of wild ungulates: the use of chemically vs. physically-defended shrubs. *Forest Ecology and Management* 312:47-54.
- Peterken GF, 1996. *Natural woodland: ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge University Press, Cambridge
- Petritan AM, Biris IA, Turcu DO, Petritan IC, 2012. Structure and diversity of a natural temperate sessile oak (*Quercus petraea* L.) – European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Forest Ecology and Management* 280: 140-149.
- Petritan IC, Marzano R, Petritan AM, Lingua E, 2014. Overstory succession in a mixed *Quercus petraea* – *Fagus sylvatica* old growth forest revealed through the spatial pattern of competition and mortality. *Forest Ecology and Management*, 326: 9-17.
- Pigott CD, 1983. Regeneration of oak-birch woodland following exclusion of sheep. *Journal of Ecology* 71:629-646.
- Putz FE, Canham CD, 1992. Mechanisms of arrested succession in shrublands: root and shoot competition between shrubs and tree seedlings. *Forest Ecology and Management* 49:267-275.
- Rackham O, 1998. Implications of historical ecology for conservation. I: Sitherland WJ (ed). *Conservation Science and Action*. Blackwell Science.

- Rancka B, von Proschwitz T, Hylander K, Götmark F, 2015. Conservation thinning in secondary forest: negative but mild effect of land molluscs in closed-canopy mixed oak forests in Sweden. *PLoS ONE* 10(3) e0120085 doi:10.1371/journal.pone.0120085.
- Ranius T, Eliasson P, Johansson P, 2008. Large-scale occurrence patterns of red-listed lichens and fungi on old oaks are influenced both by current and historical habitat density. *Biodiversity and Conservation* 17:2371-2381.
- Ranius T, Niklasson M, Berg N, 2009. Development of tree hollows in pedunculated oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management* 257:303-310.
- Ranius T, Jansson N, 2000. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation* 95:85-94.
- Rohner B, Bigler C, Wunder J, Brang P, Bugmann H, 2012. Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. *Journal of Vegetation Science* 23:892-905.
- Rozman A, Diaci J, Krese A, Fidej G, Rozenbergar D, 2015. Forest regeneration dynamics following bark beetle outbreak in Norway spruce stands: influence of meso-relief, forest edge distance and deer browsing. *Forest Ecology and Management* 353:196-207.
- Saksa T, Valkonen S, 2011. Dynamics of seedling establishment and survival in uneven-aged boreal forests. *Forest Ecology and Management* 261:1409-1414.
- Sandström, J., Bjelke, U., Carlberg, T. & Sundberg, S. 2015. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2015. *ArtDatabanken Rapporterar* 17. ArtDatabanken, SLU. Uppsala
- Saunders FP, 2012. Seeing and doing conservation differently: a discussion of landscape aesthetics, wilderness, and biodiversity conservation. *Journal of Environment & Development* 22:3-24.
- Scheffer M, Vergnon R, Cornelissen JHC, Hantson S, Holmgren M, van Nes EH, Xu C, 2014. Why trees and shrubs but rarely trubs? *Trends in Ecology and Evolution* 29:1-2.
- Shibata R, Shibata M, Tanaka H, Iida S, Masaki T, Hatta F, Kurokawa H, Nakashizuka T, 2014. Interspecific variation in the size-dependent resprouting ability of temperate woody species and its adaptive significance. *Journal of Ecology* 102:209-220.
- Seppä H, Alenius T, Bradshaw RHW, Giesecke T, Heikkilä M, Muukkonen P, 2009. Invasion of Norway spruce (*Picea abies*) and the rise of boreal ecosystems in Fennoscandia. *Journal of Ecology* 97:629-640.
- Shure DJ, Phillips DL, Bostick PE, 2006. Gap size and succession in cutover southern Appalachian forests: and 18 year study of vegetation dynamics. *Plant Ecology* 185:299-318.
- Signell SA, Abrams MD, Hovis JH, Henry SW, 2005. Impact of multiple fires on stand structure and tree regeneration in central Appalachian oak forests. *Forest Ecology and Management* 218:146-158.
- Skogsdata 2014. Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från Riksskogstaxeringen. Tema: Biologisk mångfald. SLU
- Skogsencyklopedin. <http://www.kunskapdirekt.se/sv/KunskapDirekt/u/Skogsencyklopedin/> (2015-08-15)
- Skogsstatistiska årsboken 2014. Skogsstyrelsen.
- Skogsstyrelsen 2007. Nyckelbiotoper – unika skogsområden. Scannerteknik AB. Motala.
- Skogsstyrelsen: Nyckelbiotoper <http://www.skogsstyrelsen.se/Myndigheten/Skog-och-miljo/Biologisk-mangfald/Nyckelbiotoper/> (2015-08-10)
- Skogsstyrelsen: Skogsbruksplan <http://www.skogsstyrelsen.se/Aga-och-bruka/Skogsbruk/Aga-skog/Skogsbruksplan/> (2015-08-10)
- SMHI: Klimatscenarier <http://www.smhi.se/klimatdata/framtidens-klimat/klimatscenarier> (2015-08-26)
- SMHI: Nederbörd <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/nederbord> (2014-05-17)

- Smit C, Kuijper DPJ, Prentice D, Wassen MJ, Cromsigt JPGM, 2012. Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management* 284:133-141.
- SOU 1997:97. Skydd av skogsmark – behov och kostnader, Huvudbetänkande av miljöberedningen.
- Spiecker H, Hansen J, Hasenauer H, Klimo E, Skovsgaard JP, Sterba H, von Teuffel K, 2004. Norway spruce conversion in Europe: an open question?. I: Spiecker H, Hansen J, Klimo E, Skovsgaard JP, Sterba H, von Teuffel K, (eds). *Norway spruce conversion – options and consequences*. Forest Research Institute Report 18. s 1-23. Brill. Leiden - Boston.
- Stridberg E, Mattson L, 1980. Skogen genom tiderna: dess roll för lantbruket från forntid till nutid. LTs Förlag, Stockholm.
- Ståål E, 1986. Eken i skogen och landskapet. Lindströms Boktryckeri AB, Alvesta.
- Svebio <https://www.svebio.se/fakta-om-bioenergi> (2015-08-28)
- SVL 2014. Skogsvårdslagstiftningen. Skogsstyrelsen 2014.
- Swart JAA, van der Windt HJ, Keulartz J, 2001. Valuation of nature in conservation and restoration. *Restoration Ecology* 9:230-238.
- Swärd L, 2014. Bensin av skogsrester hett spar för Preem. <http://www.dn.se/motor/bensin-av-skogsrester-hett-spar-for-preem/>
- SÖ 1993:77. Översättning Konventionen om biologisk mångfald.
- Thomas-Van Gundy M, Rentch J, Adams MB, Carson W, 2014. Reversing legacy effects in the understory of an oak-dominated forest. *Canadian Journal of Forest Research* 44:350-364.
- Thor G, Johansson P, Jönsson MT, 2010. Lichen diversity and red-listed lichen species relationships with tree species and diameter in wooded meadows. *Biodiversity and Conservation* 19:2307-2328.
- Tyler M, 2008. British oaks, a concise guide. The Crowood Press Ltd., Marlborough
- Tyrväinen L, Ojala A, Korpela K, Lanki T, Tsunetsugu Y, Kagawa T, 2014. The influence of urban green environments on stress relief measures: a field experiment. *Journal of Environmental Psychology* 38:1-9.
- UNEP 2010. Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its tenth meeting X/2. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. UNEP/CBD/COP/DEC/X/2 29 October 2010.
- van Lear DH, Watt JM. 1993. The role of fire in oak regeneration. I: *Oak regeneration serious problems practical recommendation Symposium proceedings*. Loftis D, McGee CE. (eds.) Ashwille. 84:66-78
- Vera FWM, 2000. *Grazing ecology and forest history*. CABI Publ., Wallingford.
- Vesk PA, Westoby M, 2004. Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide. *Journal of Ecology* 92:310-320.
- Wam HK, Hjeljord O, 2010. Moose summer and winter diets along a large scale gradient of forage availability in southern Norway. *European Journal of Wildlife Research* 56:745-755.
- Watt AS, 1919. On the Causes of Failure of Natural Regeneration in British Oakwoods. *Journal of Ecology* 7:173-203.
- Weigel DR, Peng C-YJ, 2002. Predicting stump sprouting and competitive success of five oak species in southern Indiana. *Canadian Journal of Forest Research* 32:703-712.
- Wild J, Kopecký M, Svodoba M, Zenáhlíková J, Edwards-Jonášová M, Herben T, 2014. Spatial patterns with memory: tree regeneration after stand-replacing disturbance in *Picea abies* mountain forests. *Journal of Vegetation Science* 25:1327-1340.
- von Lüpke B, Ammer C, Bruciamacchie M, Brunner A, Ceitel J, Collet C, Deuleuze C, Di Placido J, Huss J, Janković J, Kantor P, Larsen JB, Lexer M, Löf M, Longauer R, Madsen P, Modrzyński J, Mosandl R, Pampe A, Pommerening A, Štefančík I, Tesař V Thompson R, Zientarski K, 2004. *Silvicultural Strategies for Conversion*. I: Spiecker H, Hansen J,

- Klimo E, Skovsgaard JP, Sterba H, von Teuffel K, (eds.). Norway spruce conversion – options and consequences. Forest Research Institute Report 18. s 121-164. Brill. Leiden - Boston.
- von Teuffel K, Heinrich B, Baumgarten M, 2004. Present distribution of secondary Norway spruce in Europe. I: Spiecker H, Hansen J, Klimo E, Skovsgaard JP, Sterba H, von Teuffel K. (eds). Norway spruce conversion – options and consequences. European Forest Institute Research Report 18. s 63-96. Brill, Leiden – Boston.
- Yamamoto S-I, 1992. The gap theory in forest dynamics. The Botanical Magazine Tokyo 105:375-383.
- Zhu J, Lu D, Zhang W, 2014. Effects of gaps on regeneration of woody plants: a meta-analysis. Journal of Forestry Research 25:501-510.
- Økland B, Götmark F, Nordén B, 2008. Oak woodland restoration: testing the effects on biodiversity on mycetophilids in southern Sweden. Biodiversity and Conservation 17:2599-2616.