



Stiftelsen Skogsbrukets Forskningsinstitut

Signalarter och rödlistade arter

– kärlväxter i ungskog och avverkningss-
mogen skog i Vällenområdet, Uppland

Examensarbete utfört av:

Maria Elofsson
1996

Arbetsrapport nr 345

SkogForsk, Glunten, 751 83 UPPSALA
Tel: 018-18 85 00 Fax: 018-18 86 00

Handledare: Lena Gustafsson, SkogForsk,
Karin Bengtsson: Växtbiologiska Institutionen, Uppsala universitet.

SkogForsk

–Stiftelsen Skogsbrukets Forskningsinstitut

arbetar för ett långsiktigt, lönsamt skogsbruk på ekologisk grund. Bakom SkogForsk står skogsbolagen, skogsägareföreningarna, stift, gods, allmänningar, plantskolor, SkogsMaskinFöretagarna m.fl. som betalar årliga intressentbidrag. Hela skogsbruket bidrar dessutom till finansieringen genom en avgift på virke som avverkas i Sverige. Verksamheten finansieras vidare av staten enligt särskilt avtal och av fonder som ger projektbundet stöd. Forskning och utveckling bedrivs inom fyra huvudområden: råvara och marknad, förädling och förökning, skötsel och miljö samt driftsystem. På de områden där SkogForsk har särskild kompetens utförs även i stor omfattning uppdrag åt skogsföretag, maskintillverkare och myndigheter.

Serien Arbetsrapporter dokumenterar långliggande försök, inventeringar, studier m.m. och distribueras enbart efter särskild beställning.

Forsknings- och försöksresultat från SkogForsk publiceras i följande serier:

SkogForsk-Nytt: Nyheter, sammanfattningar, översikter.

Resultat: Slutsatser och rekommendationer i lättillgänglig form.

Redogörelse: Utförlig redovisning av genomfört forskningsarbete.

Report: Vetenskapligt inriktad serie.

Handledningar: Anvisningar för hur olika arbeten lämpligen utförs.

Innehåll

Innehåll.....	1
Summary	2
Inledning	3
Material och metoder	5
Undersökningsområde	5
Insamling och bearbetning av data	6
Statistiska analyser	8
Resultat.....	9
Omvärldsfaktorer.....	9
Signalarter och rödlistade arter.....	12
Diskussion	14
Signalarter och rödlistade arter.....	14
Välrenområdet	15
Omvärldsfaktorer.....	15
Metoden.....	15
Ormbär – vanligast i ungskog?.....	16
Ellenbergs indikatorvärden – ljus, reaktion (pH) och kväve.....	17
Slutsatser	18
Tack.....	18
Litteratur.....	19
Bilaga 1 Artlista	23
Bilaga 2 Förklaring till skalan för Ellenbergs indikatorvärden	25

Summary

The current use of indicator species as a method for detecting forest areas with high nature values has become common practice in Sweden. However, detailed studies on how common these species are in old forest compared to young forests are lacking. The objective of this study was to compare the presence and abundance of uncommon vascular plant species between old managed forests and young managed forests. Factors which can explain the occurrence of uncommon species in the two forest types were analysed. Another aim was to examine if the main habitats of the species differed between old forests and young forests.

The study was performed in an area north-east of lake Vällén in eastern Uppland, 80 km north of Stockholm. This calcareous area is known for its rich forest vegetation, with many deciduous trees and with presence of many rare plant species. In the study area 120 random circular plots (13 m²), in old (>80 years) and young (10–24 years) forests respectively, were analysed. The abundance and main habitat of the uncommon vascular plant species ("signal species" according to the classification of the National Board of Forestry) were recorded for each plot as well as soil moisture, field layer vegetation type, basal area, cover of trees/shrubs, cover of field layer and presence of boulders.

The results indicate that a few late successional uncommon species do occur in young forest stands, although not very frequently. Four of the species (*Galium odoratum*, *Hepatica nobilis*, *Lathyrus vernus*, *Paris quadrifolia*) were found in significantly more sheltered microsites (beneath other field layer species, under or near trees and shrubs) in the young forest stands compared with the old forest stands. One species (*Paris quadrifolia*) was significantly more common in the young forest stands. Several of the species were only found in the old forest. The total number of signal species occurring in old forest was larger than in young forest.

The high frequency of *Paris quadrifolia* and *Hepatica nobilis* in the young forest stands indicate that these species might survive clearcutting better than the other signal species. Therefore, the use of these species (*Paris quadrifolia*, *Hepatica nobilis*) as indicators of forest areas with high nature values in rich areas could be questioned. On the other hand, the presence of these species in young forest stands may be used as an indication on rich and valuable areas at a larger scale e.g. when biodiversity hot spots are identified at a national level. The fact that four species occur significantly more sheltered in young than in old forest stands indicate that they survive better if a certain amount of consideration to the flora is taken at cutting operations. If more deciduous and fallen trees are left and the cleaning operations are less "efficient" after cutting, the survival possibilities of uncommon vascular plant species would increase.

Inledning

Utnyttjandet av skogen har genom tiderna förändrats kraftigt. I äldre tid bedrev människan ett småskaligt skogsbruk genom bl.a. svedjebruk och skogsbyte. Skogsmarkens utnyttjande under denna tid skapade skogar som var flerskiktade, olikåldriga och heterogena. Dessa skogar skilde sig från de opåverkade naturskogarna genom att vara glesare men i vissa avseenden mer variationsrika och kanske också märkbart artrikare (Bernes, 1994). Under 1900-talet övergick skogsbruket mot ett mera storskaligt utnyttjande. Antalet kalavverkningar ökade i omfattning och en rad nya skogsbruksmetoder infördes. En stor del (95 %) av den svenska skogsarealen utnyttjas i dag i det kommersiella skogsbruket (Berg m.fl., 1995), vilket har en stor betydelse för skogsekosystemens struktur och funktion samt orsakar stora förändringar i floran och faunan. Kalhuggning, markberedning, dikning samt förändring av trädslagssammansättningen är kraftiga påverkansfaktorer. Jämfört med naturskogarna är skogsbruksskogarna i dag mera homogena, slutna, enskiktade och ensartade.

Inom landet pågår i dag en nyckelbiotopsinventering (Karlsson m.fl., 1995). Denna utförs inom såväl flertalet skogsbolag som inom skogsvårdsorganisationerna. Målet är att all produktiv skogsmark i landet på sikt ska undersökas. En metod som används inom inventeringen är att identifiera nyckelbiotoperna med hjälp av så kallade signalarter (Nitare & Norén, 1992). Dessa arter ska vara lätt igenkännliga, inte alltför ovanliga men ändå starkt knutna till skogsbiotoper med höga naturvärden. Totalt, av ca 330 arter, finns ett 80-tal kärlväxtarter (för Uppland ca 60) med på signalartslistan. Särskilda studier av dessa signalarter, t.ex. hur vanliga de är i gamla skogar jämfört med ungskogar samt mer autekologiskt inriktade studier, har hittills inte utförts.

Sammanställning av röda listor (Ehnström m.fl., 1993; Aronsson m.fl., 1995; Ahlén & Tjernberg, 1996) visar bl.a. att ett flertal växter och djur minskat i förekomst. Omkring 370 kärlväxtarter i Sverige förekommer i skogar (Gustafsson, 1994), av dessa finns 18 % (66 arter) med på röda listan. I Uppsala län finns totalt ca 20 rödlistade kärlväxtarter i skog. För de rödlistade kärlväxtarterna i skog innebär kalhuggning ett direkt hot för 39 arter (Hallingbäck & Lennartsson, 1994). Andra faktorer som också innebär ett stort hot för dessa skogsarter är tät beskogning (37 arter), skogsdikning (31 arter) samt markberedning (16 arter), (Hallingbäck & Lennartsson, 1994), dessa beräkningar utgår från 1990 års röda lista. Även vid analyser av andra grupper rödlistade skogsarter har kalhuggning utpekats som en av de för arterna mest kritiska faktorerna (Berg m.fl., 1995).

Kalavverkning innebär en stor störning i ett skogsekosystem. Ingreppet följs av stora hydrologiska, biologiska och markkemiska förändringar (Likens m.fl., 1978). Ofta ökar eller minskar fuktigheten, medan ljusinstrålningen, temperaturvariationen och vindens påverkan ökar i omfattning. Ytterligare förväntade effekter av en kalhuggning kan vara ökade mängder av tillgängligt kväve och ökad nedbrytning av förrådet (Matson & Vitousek, 1981; Frazer m.fl., 1990). Floran förändras drastiskt vid en avverkning och

övergår från ett sent successionsstadium till ett tidigt. Generellt antas det dock att en stor del av den ursprungliga floran, efter ett avsevärt antal år, återfås i ett sent successionsstadium (Halpern, 1988; Schoonmaker & McKee, 1988; Halpern m.fl., 1995).

Ett antal studier som utförts är inriktade på att följa vegetationsutvecklingen efter störning i samband med kalavverkning (Ingelög, 1974; Halpern, 1988; Zobel, 1989; Meisser & Kimmins, 1991; Zobel, 1993; Gilliam m.fl., 1995; Halpern m.fl., 1995). Endast ett fåtal successionsstudier jämför vegetationsförändringen efter olika typer av avverkning, t.ex. skärmställning-avverkning kontra kalavverkning (Kirby, 1990; Hannerz, 1996) eller effekten av hyggesavfallets kvalitet och mängd på markvegetationen (Olsson & Staaf, 1995). Gemensamt för majoriteten av dessa studier är att de utförts som provyteobservationer och tyngdpunkten har legat på förändringen av tämligen allmänna arters förekomst och uppträdande. Som tidigare har nämnts anses kalavverkning vara mycket negativt för vissa ovanliga och sällsynta kärlväxter (Ingelög m.fl., 1987; Hallingbäck & Lennartsson, 1994; Berg m.fl., 1995). Det är dock okänt vilken överlevnadspotential dessa ovanliga och sällsynta arter har på hyggen och i ungskogar. En hypotes är att de minskar kraftigt i förekomst men att de kan överleva i mycket decimerade populationer i vissa "räddningsnischer", t.ex. i skuggan vid lövbuskar, stenar och sänkor (Ingelög m.fl., 1984).

Ett invecklat samspel mellan olika faktorer avgör arters förekomst på en viss plats. Förekomsten av arter kan till stor del bero på deras spridnings- och etableringsförmåga, tolerans mot olika omvärldsfaktorer samt beroende och påverkan av andra organismer. Några troliga mekanismer som kan förklara minskningen och den långsamma återhämtningen i förekomst och abundans av den uppvuxna skogens fåltskiktsarter efter en avverkning är: 1) arternas oförmåga att anpassa sig till ändrade mikroklimatiska förhållanden; 2) konkurrens från arter som sprider sig bättre och lättare kan motstå uttorkning samt ökad instrålning; 3) arterna tillväxer sakta och har en låg reproduktionshastighet, vilket medför att populationsstorleken ökar långsamt; 4) många av fåltskiktsarterna är klonala, sprids av myror eller har mycket korta spridningsavstånd och kan därför endast långsamt återkolonisera lämpliga habitat då de en gång utrotats eller kraftigt minskat i populationsstorlek.

För att förbättra kunskapen om sällsynta och hotade arters hotstatus och framtida existens i våra skogarna behövs det fler studier som inriktar sig just på dessa arters utbredning och biologi. Det huvudsakliga syftet med den här undersökningen är att jämföra förekomsten av signalarter och rödlistade arter mellan ungskog och avverkningsmogen skog. Avsikten är också att analysera några av de faktorer som kan förklara dessa arters förekomst respektive icke förekomst i de båda skogstyperna. Ytterligare ett syfte är att se om arternas huvudsakliga växtplats skiljer sig mellan ungskog och avverkningsmogen skog.

Material och metoder

Undersökningsområde

Undersökningen utfördes i Vällennområdet, Östhammars kommun i östra Uppland (figur 1). Nivåskillnaderna inom området är små. Sjön Vällen ligger strax under 15 m ö.h. och områdets högsta nivå ligger omkring 35 m ö.h. Berggrunden består i norr av leptitgnejs och i den södra delen av urgranit (Berggrundskartan SGU 1983). Huvuddelen av området täcks av en stor- och rikblockig morän. I de partier där den blockrika moränen upphör ersätts den av kalkrik glaciärra och torv (Jordartskartan SGU 1989).

Figur 1.
Karta över undersökningsområdet (2 600 ha).

Växtgeografiskt befinner sig området i den boreonemorala zonen (Sjörs, 1956) och har en vegetationsperiod på 180 dagar (Raab & Vedin, 1995). Årsmedelnederbörden var under perioden 1961–1990 omkring 600 mm i området. Under samma period var årsmedeltemperaturen +5 °C. Januari och juli var kallaste respektive varmaste månad med en medeltemperatur på -4 °C och +16 °C (Raab & Vedin, 1995).

Mycket typiskt för Vällenområdet är dess lövrika barrblandskogar, vilka är omväxlande blockrika med fuktiga sänkor och stråk. I vissa partier är ört-rikedomen stor och förhållandevis stora arealer hyser en lundartad flora. Gran *Picea abies* är det dominerande trädslaget. De vanligaste lövträden är björk *Betula pubescens/B. pendula* och asp *Populus tremula* men ofta finns ett inslag av ädla lövträd som lind *Tilia cordata*, ek *Quercus robur*, ask *Fraxinus excelsior* och lönn *Acer platanoides*. Linden intar en särställning i Vällenområdet; antagligen finns landets största förekomster av skogslind här (Eriksson, 1996). Den mest påfallande förekomsten av lind finns i den nordöstra delen av området, huvudsakligen i unga och medelåldriga bestånd.

Vällenområdets speciella och rika flora har varit känd sedan början av 1900-talet. Almquist (1929) beskriver en lund med en rik förekomst av skogssvingel *Festuca altissima* vid Ekeby, Vällsmarken som ”troligen unikum”. Han har också i samma område noterat lundarv *Stellaria nemorum*, storgröe *Poa remota* och myskmåra *Galium triflorum*. Vid inventeringar utförda på 1970-talet (Bergström & Skarpe, 1975; Nilsson, 1975; Jonsell, 1977) och 1990-talet (Eriksson, 1996) har såväl sällsynta som mera allmänna arter noterats inom området.

Insamling och bearbetning av data

Fältarbetet utfördes under fyra veckor i juni och juli 1996. Undersökningen utfördes i ett ca 2 600 hektar stort område öster om Vällen, söder om Måsjön, väster om vägen som går i nord-sydlig riktning öster om Vällen och norr om Kolarmoraån (figur 1). Markägare inom undersökningsområdet är Hargs Bruk AB och Korsnäs AB.

Med hjälp av GIS-sökningar (Geografiska Informations System) togs kartor över ungskogar och avverkningsmogna skogar fram. Kriterier för val av ungskogar respektive avverkningsmogna skogar var följande:

Ungskogar:

1. Produktiv skogsmark.
2. Korsnäs – avverkad mellan 1972 och 1985, Hargs – hyggesklass >1,3 meter och hyggesklass <1,3 meter. Eftersom avverkningsår inte erhållits för Hargs bestånd gjordes i fält en bedömning att skogen var avverkad mellan 1970 och 1986.

Avverkningsmogna skogar:

1. Produktiv skogsmark.
2. Skall avverkas inom 10–20 år enligt Korsnäs och Hargs skogliga planering.

Ett 1 × 1 kilometers rutnät lades ut över inventeringsområdet. Provytorna utsågs sedan genom att först slumpa en ruta på 1 × 1 km och sedan en

50 × 50 m ruta (provyta) inom 1 × 1 km-rutan. Ett krav var att alla delar av provytan skulle ligga minst 30 meter från skogskant, sjö, väg eller myr. Sammanlagt slumpades 30 provytor vardera för ungskog respektive avverkningsmogen skog.

Genom kompassgång lokaliserades ett av provytans hörn. I varje hörn av provytan analyserades en cirkelyta (delyta) med radien 2 m (= 12,6 m²). Totalt analyserades således 4 delytor inom varje provyta och följaktligen 120 delytor i ungskog respektive 120 delytor i avverkningsmogen skog. För varje delyta registrerades förekomst av signalarter samt rödlistade arter. Artlistan (bilaga 1) innehåller de signalarter som enligt Skogsstyrelsens signalartsförteckning (1994) finns med i ”region D”, samt de rödlistade kärlväxtarter som förekommer i skog i Uppsala län (Aronsson m.fl., 1995). Abundansen av dessa arter registrerades i en tregradig skala: 1) mindre än 5 skott

(= stjälk, strå) eller täcker som mest 1 % av provytan (13 dm²); 2) mellan 5 och 20 skott eller täcker 1 % till 10 % av provytan (= 1,3 m²); 3) mer än 20 skott eller mer än 10 % täckning. Förekomst av en av arterna på artlistan, lind, registrerades dock inte eftersom den inom Vällenområdet är mycket allmän och därför inte kan anses vara en ”god signalart”.

Den huvudsakliga växtplatsen noterades för varje artförekomst (vid sten eller block, i sänka, nära buske/träd, under buske/träd, under fältskikt, vid eller under låga, inte vid något ovanstående). Inom delytan registrerades också markfuktighet (torrt, friskt, fuktigt, blött); grundyta (antal kvadratmeter skog per hektar, uppdelat på trädslag, relaskopmätning); total täckningsgrad av träd- och buskskikt i klasserna <10 %, >10–30 %, >30–50 %, >50–70 %, >70–90 %, >90 %; total täckningsgrad av fältskikt (skala som föregående); markvegetationstyp (Hägglund & Lundmark, 1994) och blockighet (utan block, med block).

En indirekt jämförelse av miljövariabler mellan ungskog och avverkningsmogen skog gjordes genom att använda Ellenbergs indikatorvärden (tabell 1) för arterna (Ellenberg m.fl., 1991). Varje värde indikerar en arts huvudsakliga förekomst med avseende på en specifik miljövariabel och ligger på en skala mellan 1 och 9 (där ett lågt värde motsvaras av 1 och ett högt av 9), (bilaga 2). De variabler som användes var ljus, reaktion (pH) och tillgängligt kväve. I de fall när indikatorvärden saknades eller troligen inte motsvarade svenska förhållanden, introducerades eller korrigerades värden baserat på information i Gustafsson (1994) och Diekmann (muntl. 1996). Beräkningar med indikatorvärden kan antingen baseras på förekomst/icke förekomst (kvalitativa) eller täckningsgrad/abundans (kvantitativa). Båda beräkningsgrunderna är användbara och vid artrika analyser anses skillnaden mellan dem vara försumbar. För artfattiga analyser, där skillnaden mellan de båda beräkningsgrunderna kan bli stor, rekommenderas abundansbaserade beräkningar (Kowarik & Siedling, 1989). Enligt Diekmann (1995) anser flertalet författare att täckningsgraden för arter inte enbart beror på miljöförhållanden utan också på arters specifika växtsätt. Därför vore kvalitativa beräkningar det mest lämpliga för kärlväxter. Eftersom antalet

arter i denna analys är relativt lågt beräknades ljusvärden, reaktionsvärden (pH) och kvävevärden både kvalitativt och kvantitativt.

Tabell 1.

Indikatorvärden för förekommande arter. Värden med normal stil enligt Ellenberg m.fl. (1991), understruken stil enligt Gustafsson (1994) och fet stil enligt Diekmann (muntl., 1996).

Art	Ljus	Reaktion (pH)	Kväve
<i>Actaea spicata</i>	3	6	7
<i>Carex elongata</i>	4	7	6
<i>Cirsium helenoides</i>	7	5	6
<i>Dactylorhiza maculata</i>	7	5	2
<i>Daphne mezereum</i>	4	7	5
<i>Elymus caninus</i>	6	7	7
<i>Galium odoratum</i>	2	6	5
<i>Galium triflorum</i>	2	<u>5</u>	<u>5</u>
<i>Hepatica nobilis</i>	4	6	5
<i>Lathyrus vernus</i>	4	6	4
<i>Listera ovata</i>	6	7	7
<i>Neottia nidus-avis</i>	2	7	5
<i>Paris quadrifolia</i>	3	6	7
<i>Sanicula europaea</i>	4	7	6
<i>Stellaria nemorum</i>	4	5	7
<i>Viola mirabilis</i>	4	7	6

Nomenklaturen följer Krok & Almquist (1984).

Statistiska analyser

För att se om det förelåg någon skillnad mellan ungskog och avverkningsmogen skog med avseende på markfuktighet, markvegetationstyp och blockighet utfördes chi-2 test (SAS 1987). Vid testning av markfuktighet slogs fuktig och blöt klass ihop till en gemensam klass, detta för att minska antalet ”förväntade frekvenser” med ett värde mindre än fem. Samma procedur utfördes vid testning av markvegetation, där lingontyp och blåbärtyp bildade en klass och klassen starr/fräkentyp uteslöts. Skillnader i täckning busk-och trädskikt, täckning fältskikt samt grundyta testades med t-test.

Fördelning av totala antalet fynd av signalarter och rödlistade arter, samt artvis frekvensfördelning mellan ungskog och avverkningsmogen skog testades med Wilcoxon rangsummetest (SAS 1987). Vid dessa tester transformerades abundansskalan enligt följande: 1 = 1, 2 = 10 och 3 = 100, för att bättre motsvara det faktiska förhållandet mellan abundansklasserna.

Chi-2 test med ”Yates correction” (df = 1) och Fisher's exact test (SAS 1987) användes för att se om något samband förelåg mellan huvudsakliga växtplats och förekomst i ungskog eller avverkningsmogen skog.

Fördelningen av beräknade indikatorvärden för kväve, reaktion (pH) och ljus mellan ungskog och avverkningsmogen skog testades med Wilcoxon rangsummetest (SAS 1987).

Resultat

Omvärldsfaktorer

Fördelningen av provytor och bestånd i ungskog och avverkningsmogen skog var jämn mellan de båda markägarna, vilket innebär att ingen skogstyp dominerade hos endera markägaren (tabell 2).

De vanligaste markfuktighetsklasserna var frisk och fuktig mark. Ungskog och avverkningsmogen skog uppvisade stora likheter i fördelning av delytor mellan de olika klasserna (figur 2).

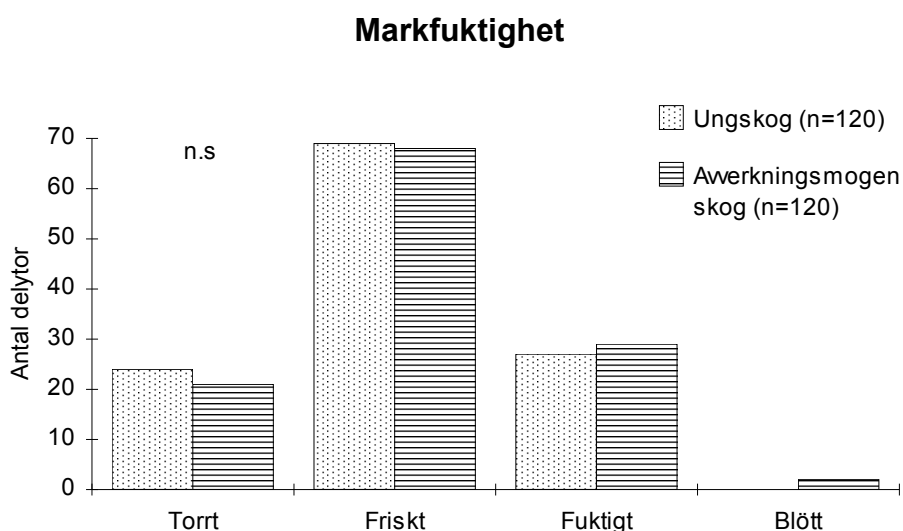
Tabell 2.

Fördelning av antal bestånd och provytor mellan de båda markägarna och skogstyp.

	Ungskog		Avverkningsmogen skog	
	Korsnäs AB	Hargs Bruk AB	Korsnäs AB	Hargs Bruk AB
Antal bestånd	8	8	8	9
Antal provytor	68	52	56	64

Den dominerande markvegetationen i ungskog var grästyp. Fältskiktet i mer än hälften av delytorna (65 %) klassades som smal- eller bredbladig grästyp. I avverkningsmogen skog var också en stor del av ytorna bredbladig grästyp (34 %) men den dominerande markvegetationen var örttyp (46 %), d.v.s. lågört- eller högörttyp (figur 3).

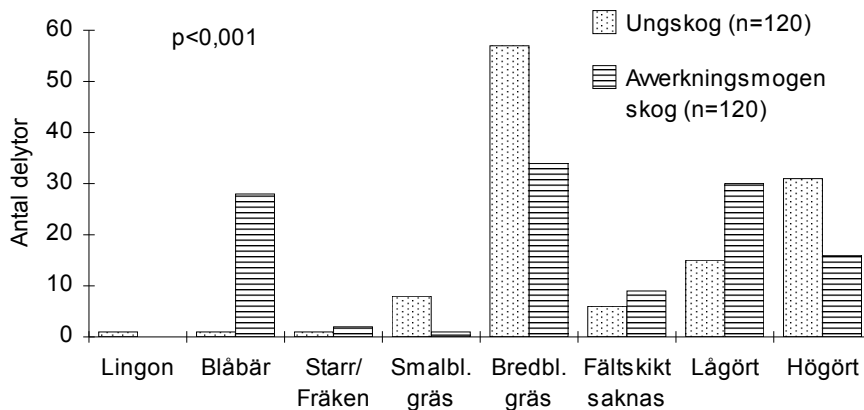
Blockigheten skilde sig mellan de båda skogstyperna ($\chi^2 = 9$, $df = 1$, $p < 0,01$). I ungskog var det en jämn fördelning av delytor med (53 %) eller utan block (47 %), medan avverkningsmogen skog dominerades av delytor med block (67 %).



Figur 2.

Fördelningen mellan de olika markfuktighetsklasserna i de båda skogstyperna. Staplarna representerar det totala antalet delytor inom varje klass ($n = \text{antal delytor}$). Ingen signifikant skillnad (n. s.) i fördelning mellan de båda skogstyperna erhöles vid chi-2 test.

Markvegetation



Figur 3. Fördelningen mellan de olika markvegetationsklasserna för de båda skogstyperna. Staplarna representerar totala antalet deliyor inom varje klass (n = antal deliyor). En signifikant skillnad ($p < 0,001$) mellan de båda skogstyperna erhöles vid chi-2 test.

Skillnaderna i träd- och buskskiktets täckning mellan ungskog och avverkningsmogen skog var små. De olika täckningsklasserna var relativt jämnt fördelade mellan de båda skogstyperna (tabell 3). Fältskiktets täckning däremot skilde sig signifikant mellan skogstyperna ($t = -5,21$, $df = 238$, $p < 0,0001$). I ungskog hade 74 % av delytorna en fältskiktstäckning på mer än 50 %, motsvarande för avverkningsmogen skog var 45 % av delytorna (tabell 3).

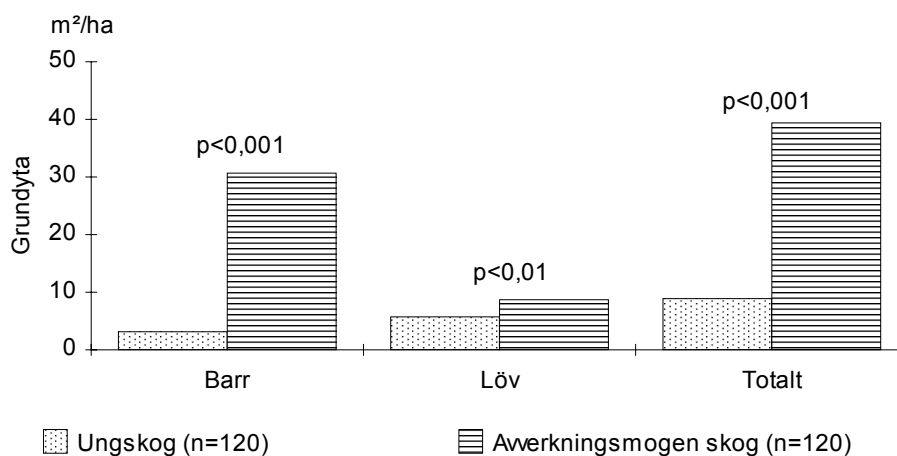
Den totala grundytan, d.v.s. antal kvadratmeter skog per hektar, var fyra gånger högre i avverkningsmogen skog än i ungskog (figur 4). Lövträden dominerade i ungskog (66 %) medan barrträden dominerade avverkningsmogen skog (77,5 %) (tabell 4). Ädellövinslaget i ungskog var 11 % och 5 % i avverkningsmogen skog. Andelen övrigt löv var 55 % i ungskog och 17,5 % i avverkningsmogen skog. Granen var det barrträd som dominerade i båda skogstyperna. Övriga förekommande barrträd var tall *Pinus sylvestris* och lärk *Larix* sp.

Tabell 3.

Den procentuella fördelningen av täckningsgradsklasser för träd/buskskiktet och fältskiktet i ungskog respektive avverkningsmogen skog. Siffrorna inom parentes anger antalet deltytor i varje klass.

	Täckningsgrad					
	<10 %	>10–30 %	>30–50 %	>50–70 %	>70–90 %	>90 %
<u>Träd/buskar</u>						
Ungskog (n = 120)	21 % (25)	22 % (27)	10 % (12)	19 % (23)	18 % (21)	10 % (12)
Avverknings- mogen skog (n = 120)	14 % (17)	18 % (21)	15 % (18)	22 % (26)	25 % (31)	6 % (7)
<u>Fältskikt</u>						
Ungskog (n = 120)	7 % (8)	11 % (13)	17 % (20)	20 % (25)	25 % (30)	20 % (24)
Avverknings- mogen skog (n = 120)	10 % (12)	30 % (36)	22 % (27)	20 % (24)	12 % (14)	6 % (7)

Grunddyta



Figur 4.

Grunddyteförhållanden i de båda skogstyperna. Staplarna representerar grunddytan (m² per ha) för barrträd, lövträd samt totalt (löv + barr). Skillnad mellan de båda skogstyperna analyserades med t-test: barr (p < 0,001), löv (p < 0,01) och totalt (p < 0,001).

Tabell 4.
Grundtyta uppdelat på barr, ädellöv och övrigt löv för de båda skogstyperna.

	Avverkningsmogen skog (m ² /ha)	Ungskog (m ² /ha)
Barr		
<i>Larix</i> sp	<1	<1
<i>Picea abies</i>	25	3
<i>Pinus sylvestris</i>	5	<1
Totalt	31	3
Ädellöv		
<i>Acer platanoides</i>	<1	<1
<i>Corylus avellana</i>	<1	<1
<i>Fraxinus excelsior</i>	<1	<1
<i>Quercus robur</i>	1	<1
<i>Tilia cordata</i>	1	1
Totalt	2	1
Övrigt löv		
<i>Alnus glutinosa</i>	1	<1
<i>Betula pubescens/</i> <i>B. pendula</i>	5	4
<i>Populus tremula</i>	1	<1
<i>Salix caprea</i>	<1	<1
<i>Sorbus aucuparia</i>	<1	<1
Totalt	7	5
Totalt	40	9

Signalarter och rödlistade arter

Samtliga fynd av signalarter och rödlistade arter i ungskog och avverkningsmogen skog gjordes på frisk och fuktig mark. Mer än 97 % av delytorna där fynden gjordes var högörttyp, lågörttyp eller bredbladig grästyp. Totalt noterades 151 fynd av signal- och rödlistade arter. Av dessa påträffades 80 i ungskog och 71 i avverkningsmogen skog (tabell 5). Det maximala antalet fynd per delyta var fem signalarter. Antalet fynd i avverkningsmogen skog och ungskog skilde sig inte mellan de båda markägarna. Totalt påträffades 16 arter; 14 i avverkningsmogen skog och 9 i ungskog. De mest frekventa arterna var ormbär *Paris quadrifolia*, blåsippa *Hepatica nobilis*, vårärt *Lathyrus vernus* och lundelm *Elymus caninus*. Sju av arterna fanns bara i avverkningsmogen skog och två av arterna enbart i ungskog (tabell 5). Ormbär förekom i större utsträckning i ungskog än i avverkningsmogen skog ($z = 3,5$, $n = 120$, $p < 0,001$). För de övriga arterna erhöles ingen signifikant skillnad i frekvensfördelning mellan de båda skogstyperna.

Den huvudsakliga växtplatsen för blåsippa, ormbär, myskmadra *Galium odoratum* och vårärt i ungskog skilde sig från den i avverkningsmogen skog (tabell 6). Dessa arter förekom i ungskog oftare ”skyddat” (under fältskiktet, nära eller under buske/träd).

Tabell 5.

Förekommande signalarter och rödlistade arter. Siffrorna anger antal delytor där arten påträffades, för avverkningsmogen skog/ungskog (n = 120) samt totalt (n = 240).

Art	Avverknings- mogen skog	Ungskog	Totalt
<i>Paris quadrifolia</i>	17	41	58
<i>Hepatica nobilis</i>	14	11	25
<i>Lathyrus vernus</i>	14	7	21
<i>Elymus caninus</i>	6	8	14
<i>Galium odoratum</i>	5	4	9
<i>Stellaria nemorum</i>	2	5	7
<i>Actaea spicata</i>	2	1	3
<i>Galium triflorum</i>	3	0	3
<i>Carex elongata</i>	0	2	2
<i>Daphne mezereum</i>	2	0	2
<i>Sanicula europaea</i>	2	0	2
<i>Dactylorhiza maculata</i>	0	1	1
<i>Cirsium helenioides</i>	1	0	1
<i>Listera ovata</i>	1	0	1
<i>Neottia nidus-avis</i>	1	0	1
<i>Viola mirabilis</i>	1	0	1
Totalt	71	80	151

Tabell 6.

Antalet förekomster i skyddat¹ respektive oskyddat² läge av arterna *Galium odoratum*, *Hepatica nobilis*, *Lathyrus vernus* och *Paris quadrifolia*. Siffrorna anger antal delytor med förekomst av respektive art. Skillnader mellan de båda skogstyperna testades med chi-2 test "Yates correction" (df=1) (*Hepatica nobilis*, *Paris quadrifolia*) och Fisher's exact test (*Galium odoratum*, *Lathyrus vernus*). För övriga arter erhöles ingen signifikant skillnad med avseende på växtplats.

Art	Huvudsaklig växtplats ungskog		Huvudsaklig växtplats avverkningsmogen skog		p
	Skyddat	Oskyddat	Skyddat	Oskyddat	
<i>Galium odoratum</i>	4	0	0	5	p <0,01
<i>Hepatica nobilis</i>	8	3	0	14	p <0,001
<i>Lathyrus vernus</i>	3	4	0	14	p <0,05
<i>Paris quadrifolia</i>	27	14	2	15	p <0,001

¹ Skyddat innebär att arten förekom t.ex. under fältskikt, nära buske/träd eller under buske/träd.

² Oskyddat innebär att arten förekom "normalt", inte under fältskikt, nära buske/träd eller under buske/träd.

Indikatorvärdet för kväve uppvisade ingen skillnad mellan ungskog och avverkningsmogen skog, oavsett vilka uppgifter som låg till grund för beräkningen av värden (tabell 7). Kvalitativa beräkningar av reaktionsvärden (pH) gav en tendens till ett högre värde i ungskog än i avverkningsmogen skog och kvantitativa beräkningar gav ett högre värde i ungskog (tabell 7). För jämförelse av ljusvärde mellan de båda skogstyperna kom resultatet att skilja mellan de två beräkningsgrunderna. Vid kvalitativa beräkningar uppvisades ingen skillnad mellan skogstyper medan kvantitativa

beräkningar gav ett högre ljusvärde i ungskog än i avverkningsmogen skog (tabell 7).

Tabell 7.

Medelvärden för indikatorvärden (Ellenberg m.fl., 1991) för de båda skogstyperna. Siffrorna anger medelvärden för de båda skogstyperna beräknade på förekomst/icke förekomst¹ samt täckningsgrad/abundans². Skillnad mellan ungskog och avverkningsmogen skog testades med Wilcoxon rangsummetest.

Indikatorvärden	Ungskog	Avverkningsmogen skog	p
Kväve ¹	4,2	3,3	p <0,05
Kväve ²	130,3	110,7	p <0,05
Reaktion (pH) ¹	4,0	3,6	p = 0,07
Reaktion (pH) ²	129,2	111,7	p <0,05
Ljus ¹	2,6	2,7	p = 0,14
Ljus ²	129,3	111,7	p <0,05

Diskussion

Signalarter och rödlistade arter

Inom skogsbruket används signalarter och rödlistade arter som indikatorer på värdefulla miljöer (naturtyper) med en stor biologisk mångfald. Sådana miljöer förekommer ofta i gamla skogar med en relativt opåverkad struktur. En kombination av både lång biotopkontinuitet och långt gången succession ger vanligen mycket artrika och skyddsvärda lokaler med störningskänsliga arter (Nitare & Norén, 1992). Eftersom kalavverkning anses vara mycket negativt för hotade arter dras lätt slutsatsen att det i en avverkningsmogen skog borde förekomma avsevärt fler av dessa arter än i en ungskog. Det är därför förvånande att skillnaden i förekomst av signalarter och rödlistade arter inte var tydligare mellan ungskog och avverkningsmogen skog. Signalarterna indelas i tre klasser, med avseende på deras värde som indikatorer på nyckelbiotoper: 3 = mycket högt värde, 2 = högt värde och 1 = visst värde. Till stor del kan förekomsten av ett avsevärt större antal signalarter med ett visst värde i ungskog, t.ex. ormbär och blåsippa (svaga signalarter), förklara att skillnaderna i artförekomst mellan de båda skogstyperna inte var större. Brudborste *Cirsium helenoides*, tibast *Daphne mezereum*, myskmåra *Galium triflorum*, tvåblad *Listera ovata*, nästrot *Neottia nidus-avis*, sårlåka *Sanicula europaea* och underviol *Viola mirabilis* förekom endast i avverkningsmogen skog. Samtliga dessa arter, med undantag av myskmåra (hotkategori 4 på röda listan) och tibast (visst värde), har ett mycket högt eller högt signalartsvärde (starka signalarter). I ungskog påträffades endast två arter som ej förekom i avverkningsmogen skog, rankstarr *Carex elongata* (högt värde) och jungfru marie nycklar *Dactylorhiza maculata* (visst värde). Totalt påträffades 10 starka signalarter och 1 rödlistad art i avverkningsmogen skog jämfört med 6 starka signalarter i ungskog, vilket är en indikation på att avverkning påverkar starka signalarter och rödlistade arter negativt.

Välrenområdet

Välrenområdet är känt som ett mycket rikt kärnområde för biologisk mångfald med stor förekomst av sällsynta växter (Almquist, 1929; Eriksson, 1996). Det faktum att det i denna studie på en yta av ungefär 0,3 hektar påträffades så många förekomster av signalarter och rödlistade arter, bekräftar att det är ett rikt område. Den stora förekomsten av ormbär och blåsippan visar att användandet av dessa arter som signalarter vid nyckelbiotopsinventeringar är mindre lämpligt i rika områden. Däremot kan eventuellt just förekomst av ormbär och blåsippan i ungsskogar, indikera rika och värdefulla områden i en större skala, t.ex. för att urskilja kärnområden för biologisk mångfald i ett nationellt perspektiv.

Omvärldsfaktorer

Jämförelser av de olika omvärldsfaktorerna mellan de båda skogstyperna, t.ex. markfuktighet och blockighet, tyder på att ungskog och avverkningsmogen skog var ganska likartade. Markfuktighetsförhållandena var i stort sett lika mellan ungskog och avverkningsmogen skog. Skillnaden i markvegetationstyp mellan skogstyperna är inte relevant vid jämförelse mellan skogstyperna, eftersom vegetationstyp följer successionen och ändras med tiden. En dominans av grästyp i ungskog och dominans av örttyp i avverkningsmogen skog kan anses följa ”successionsmönstret”. Att avverkningsmogen skog var blockrikare än ungskog kan vara en följd av att dessa skogar varit mera oåtkomliga och svårare att avverka, sett ur ett historiskt perspektiv. Det kan tyckas förvånande att täckningen för träd- och buskskiktet var liknande mellan skogstyperna. En trolig förklaring är att ungskogarna var tämligen lövrika och dominerades till stor del av buskskiktet, vilket grundytämätningen bekräftar. I avverkningsmogen skog var det trädskiktet som dominerade, precis som förväntat. Vid en jämförelse av träd- och buskskiktets täckning mellan de båda skogstyperna gör bedömningen av täckningen som en gemensam variabel (trädskikt plus buskskikt) att skillnaden mellan skogstyperna blir liten. Fältskiktets täckning var störst i ungskog, vilket kan anses följa normalt successionsmönster.

Metoden

Sällsyntheten och abundansen av en art beror på en interaktion mellan karakteristika för habitatet och karakteristika hos arten själv (Harper, 1981). För sällsynta kärlväxtarter i skog tycks kunskapen om arternas ekologi vara tämligen dålig. För att kunna förutsäga arters förekomst och framtida existens är kännedom om deras autekologi mycket viktig. Sådana studier kräver en frekvent och långvarig övervakning av arter/populationer, vilket inte görs i så stor utsträckning. Svårigheten med studier av sällsynta arter är just att de förekommer sparsamt, vilket gör konventionell växtekologisk provtagningsmetodik mindre lämplig. Den metod som användes i denna undersökning, att slumpa ut ett antal provtytor i det aktuella undersökningsområdet, fick som följd att flera av arterna förekom i allt för få provtytor för att kunna behandlas bra statistiskt. Arterna tycks förekomma

mycket lokalt aggregerade och ojämnt fördelade inom området. Ett flertal förekomster av arterna som påträffats i delytorna observerades också under transportsträckorna. Under dessa förflyttningar observerades även förekomster av signalarter och rödlistade arter som ej påträffades i delytorna. Dessa arter var tandrot *Cardamine bulbifera*, skogssvingel *Festuca altissima* och skogskorn *Hordelymus europaeus*. Vid tidigare inventeringar i delar av undersökningsområdet (Bergström & Skarpe, 1975; Jonsell, 1977; Eriksson, 1996) har förekomst av signalarter och rödlistade arter som inte påträffades i denna undersökning noterats. Dessa arter var strävlost *Bromus benekeni*, hässleklocka *Campanula latifolia*, dvärghäxört *Circaea alpina*, knärot *Goodyera repens*, strutbräken *Matteuccia struthiopteris*, storgröe *Poa remota* och storrams *Polygonatum multiflorum*. Kanske vore det lämpligt att vid kommande liknande studier prova linjetaxering, för att täcka in större områden och på så sätt förhoppningsvis få med artförekomsterna bättre. För denna undersökning var den valda metoden ändå relevant för den avsatta tiden i fält. På relativt kort tid (fyra veckor) undersöktes den totala förekomsten av signalarter och rödlistade arter i en total yta på ungefär 0,3 hektar.

Ormbär – vanligast i ungskog?

Det var förvånande att ormbär i Vällenområdet förekommer i betydligt större utsträckning i ungskog jämfört med avverkningsmogen skog. Ormbär har vid tidigare undersökningar konstaterats minska, både i förekomst och täckningsgrad, sju år efter kalavverkning (Hannerz, 1996). Denna undersökning utfördes dock i områden där det kan antas att ormbär inte är ”lika allmän” som inom Vällenområdet. Flera orsaker kan finnas till ormbärs högre förekomst i ungskog. Av stor betydelse för förekomsten efter avverkning är artens möjlighet till nyetablering samt förmåga att ”tåla” störningen i sig. Arters etablering begränsas av tillgången av frön (eg diasporer) samt tillgången av lämpliga platser där etableringen är möjlig, så kallade microsites (Crawley, 1990). Dessa kan i sin tur begränsas av faktorer som spridning, fröpredation eller störningsfrekvens. Ormbär är en klonal växt som kan reproducera sig lika bra vegetativt som med frön (Hegi, 1939). Arten utvecklar så vitt man vet ingen fröbank (Eriksson m.fl., 1995) och är således beroende av att vidmakthålla populationer av redan etablerade individer eller från spridning utifrån. En undersökning gjord av Eriksson & Ehrlén (1992) visar att ormbärets nyetablering inte begränsas av tillgången på frön, utan att andra faktorer (t.ex. tillgången till microsites) kan vara av betydelse. Ormbärets rhizom, som ligger relativt ytligt på 0–10 cm djup, kan antagligen överleva långa tidsperioder i marken (von Kirchner m.fl., 1934). En möjlig förklaring till dess stora förekomst i ungskog är att ormbärrhizom ligger vilande i marken och då den ges bättre förhållanden relativt snabbt kan utnyttja detta och nyetablera sig. Ytterligare en förklaring kan vara att ormbär just genom att den kan reproducera sig vegetativt kan fortsätta göra det trots att den utsätts för en stor störning, den är tålig. I avverkningsmogen skog är tillgången till microsites mycket liten och ormbäret har följaktligen svårare att nyetablera sig trots att den där undgår störning. Spridning utifrån kan också ha en betydelse för ormbärets

etablering efter avverkning. Ornbärs frukt är ett relativt stort och köttigt bär med talrika frön, och skulle kunna locka djur t.ex. fåglar vilka skulle kunna sprida arten. I litteraturen (von Kirchner m.fl., 1934; Lagerberg,

1937; Hegi, 1939; Hultén, 1958) finns uppgifter om bärets och rhizomets giftighet för människan. Ingenstans har det nämnts om detta gäller även för djur och huruvida en spridning med hjälp av dessa är trolig.

Ellenbergs indikatorvärden – ljus, reaktion (pH) och kväve

Abiotiska och biotiska omgivningsfaktorer har en avgörande betydelse för arters förekomst eller icke förekomst. Ljus, pH och kväve är exempel på viktiga abiotiska faktorer. Sambandet mellan artförekomst och dessa faktorer är komplext och har inte ingående undersökts i denna studie. I stället har en jämförelse mellan ungskog och avverkningsmogen skog utförts med hjälp av Ellenbergs indikatorvärden för ljus, reaktion (pH) och kväve. Tolkningen av dessa resultat kan dock vara svår. Ellenbergs indikatorvärden baseras på empiriska kunskaper och kan därför leda till cirkelresonemang då värdena karakteriserar en arts ekologiska beteende och inte dess fysiologiska. Diekmann (1995) visar i en studie att indikatorvärdena framgångsrikt kan användas i boreonemorala lövskogar, speciellt om värdena för vissa arter kalibrerats för regionala avvikelser. De värden som använts vid beräkningarna i denna studie har diskuterats med Martin Diekmann.

I ungskog uppvisades ett högre kvävevärde, vilket kan vara en följd av att kvävemineralsättningen i marken ökar efter en avverkning, för att senare minska och vara som lägst i ett äldre skogsbestånd (Matson & Vitousek, 1981; Frazer m.fl., 1990). Ett högre reaktionsvärde (pH) i ungskog kan bl.a. ha följande tre orsaker: 1) med skogsbeståndets ålder minskar markens pH (humuslagret) (Troedsson & Nilsson, 1984); 2) att pH i humus och mineraljord ökar successivt 10 till 16 år efter en kalavverkning, vilket delvis förklaras av en ökad nedbrytning av förna i kombination med en omvandling av humusämnen (Nykqvist & Rosén, 1985); 3) ett relativt stort lövinslag, vilket i sig har en mindre försurande verkan på de översta marklagren än i ett bestånd där barrträd dominerar (Liljelund m.fl., 1986; Nordén, 1992).

Skillnaden i ljusvärde mellan avverkningsmogen skog och ungskog beroende på sättet att beräkna indikatorvärden är mera komplicerad att tolka. Analysen baseras sig på ett relativt lågt artantal (16 arter) vilket gör att indikatorvärdet för en enskild art (här ormbär) med en stor abundans får ett större genomslag vid kvantitativa beräkningar än vid kvalitativa beräkningar, d.v.s. skillnaden mellan ungskog och avverkningsmogen skog blir större. En avverkningsmogen skog är mera sluten och följaktligen borde det finnas fler skuggarter där än i en mindre sluten ungskog. En förklaring till en liten skillnad i ljusvärde i denna studie är att arterna som påträffats i ungskog inte har så höga ljusvärden (medelvärde 3,7) och gärna växer under andra fältskiktarter eller i skuggan av träd och buskar. Detta indikerar att ljusförhållanden på en mikroskala i ungskog liknar de i avverkningsmogen skog.

Slutsatser

Överlevnadspotentialen för ovanliga och sällsynta växter efter kalavverkning är okänd. En uppfattning är att de minskar kraftigt i förekomst men kan överleva i mycket decimerade populationer i så kallade räddningsnischer där de erbjuds en mera skyddad miljö. I dessa räddningsnischer är t.ex. dygnstemperaturvariationen, ljusinstrålningen och vindens påverkan inte lika stor som ute på hygget. Exempel på sådana räddningsnischer kan vara skuggan vid lövbuskar, stenar och sänkor. Den huvudsakliga växtplatsen i ungskog för ormbär, blåsippa, vårärt och myskmadra var avsevärt oftare skyddat (under fältskiktet, nära buske eller träd och liknande) än i avverkningsmogen skog. Detta är mycket intressant eftersom det stödjer hypotesen om att vissa arter kan överleva i räddningsnischer efter en avverkning, för att senare i successionen ha en möjlighet att återetablera sig.

Användandet av signalarter och rödlistade arter som indikatorer för biologisk mångfald är en mycket viktig del i arbetet med att identifiera och hitta rika skogsmiljöer. Sådana miljöer – nyckelbiotoper – är en viktig beståndsdel vid ekologisk landskapsplanering. För att bedömningen av dessa områden ska bli så korrekt som möjligt krävs studier som försöker ta reda på hur vanliga signalarterna är i gamla skogar jämfört med ungsogar. Denna studie visar att värdet av blåsippa och ormbär som signalarter i rika områden kan vara diskutabelt.

Den stora förekomsten i ungskog av ormbär men också av blåsippa, de svaga signalarterna, tyder på att dessa arter antagligen överlever en kalavverkning bättre än de starka signalarterna. Det faktum att dessa arter förekommer skyddat betydligt oftare i ungskog än i avverkningsmogen skog tyder på att de skulle överleva avsevärt mycket bättre om en viss hänsyn tas vid avverkning. Genom att lämna mera lövträd, kullfallna träd och inte röja så kraftigt efter en avverkning skulle flera räddningsnischer skapas och arterna ges en större möjlighet till fortsatt existens.

Tack

Först och främst vill jag tacka Lena Gustafsson SkogForsk, utan vars hjälp (från idéstadium till rättning av manus) denna studie inte blivit genomförd. TACK! Jag vill också tacka Karin Bengtsson Växtbiologiska institutionen, som varit till stor hjälp med sin handledning under hela arbetets gång och Martin Diekmann Växtbiologiska institutionen, för hjälpen med ”Ellenbergs indikatorvärden”. Därutöver vill jag tacka Pär Eriksson Upplandsstiftelsen, (information om undersökningsområdet); Jan Weslien (kommentarer på statistiken samt manus), Lisbeth Sennerby-Forsse (genomläsning av manus), Gunnar Jansson (statistik), Johan Bergström (GIS-sökningar), Hans-Örjan Norstedt (litteratur) samt alla andra berörda på SkogForsk som tagit sig tid och hjälpt mig med diverse frågor; Gimoförvaltningen Korsnäs AB och Hargs Bruk AB för tillgång till marker såväl som information. Slutligen tack till alla som på något sätt funnits till hands och inte minst Essi, den trogna

fälthunden, förstås. Bidrag till studien erhöles delvis från Samarbetsnätet för Nordisk Skogsforskning (SNS).

Litteratur

- Ahlén, I. & Tjernberg, M. (red.) 1996. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige – Artfakta. Artdatabanken, Uppsala.
- Almquist, E. 1929. Upplands vegetation och flora. Acta Phytogeographica Suecica 1. Uppsala.
- Aronsson, M., Hallingbäck, T. & Mattson, J-E. (red.) 1995. Rödlistade växter i Sverige 1995. Artdatabanken, Uppsala
- 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 (3): 718–731.
- Bergström, R. & Skarpe, C. 1975. Beskrivning av ett område öster om norra Vällén. Rapport till Länsstyrelsen i Uppland.
- Bernes, C. (red.) 1994. Biologisk mångfald i Sverige – en landstudie. Monitor 14. Naturvårdsverket, Solna.
- Crawley, M. J. 1990. The population dynamics of plants. Philosophical Transactions of the Royal Society series B: 125–140. London.
- Diekmann, M. 1995. Use and improvement of Ellenberg's indicator values in deciduous forests of the Boreo-nemoral zone in Sweden. Ecography 18: 178–189.
- Ehnström, B., Gärdenfors, U. & Lindelöv, Å. 1993. Rödlistade evertebrater i Sverige 1993. Databanken för hotade arter, Uppsala.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V. Werner, W & Paulißen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Verlag Erich Goltze, Göttingen.
- Eriksson, O & Ehrlén, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. Oecologia 91 (3): 360–364.
- Eriksson, O., Ehrlén, J., Tellenius, A. & Fröborg, H. 1995. Dynamik och abundans hos fåltskiktsarter i lunden på Tullgarnsnäs, Södermanland. Svensk Botanisk Tidskrift 89: 91–107.
- Eriksson, P. 1996. Vällénområdet – Förslag till Ekologisk landskapsplanering, under publicering. Upplandsstiftelsen, Uppsala.
- Frazer, D. W., McColl, J. G. & Powers, R. F. 1990. Soil nitrogen mineralization in a clearcutting chronosequence in a northern California conifer forest. Soil Science Society America Journal 54: 1145-1152.
- Gilliam, F. S., Turrill, N. L. & Adams, M-B. 1995. Herbaceous-layer and overstory species in clear-cut and mature central Appalachian hardwood forests. Ecological Applications 5 (4): 947–955.
- Gustafsson, L. 1994. A comparison of biological characteristics and distribution between Swedish threatened and non-threatened forest vascular plants. Ecography 17: 39–49

- Hallingbäck, T. & Lennartsson, T. 1994. Hygget och floran. *Skogen* 10: 30–33.
- Halpern, C. B. 1988. Early successional pathways and the resistance and resilience of forest communities. *Ecology* 69 (6): 1703-1715.
- Halpern, C. B. & Spies, T. A. 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications* 5 (4): 913–934.
- Hannerz, M. 1996. Vegetation succession after clearcutting and shelterwood cutting. Inst f ekologi och miljövärd, SLU, Rapport 84.
- Harper, J. L. 1981. The meanings of rarity. I: The biological aspects of rare plant conservation, (red. Synge, H.) sid 189–203. John Wiley & Sons Ltd.
- Hegi, G. 1939. *Illustrierte Flora von Mittel-Europa*, 2:a upplagan (bearbetad av Suessenguth, K.). J. F. Lehmanns verlag, München-Berlin.
- Hultén, E. (red.) 1958. Vår svenska flora i färg – jämte ett urval växter från de nordiska grannländerna. A B Svensk Litteratur.
- Hägglund, B. & Lundmark, J-E. 1994. Bonitering, Markvegetationstyper – Skogsmarksflora. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Ingelög, T. 1974. Vegetationsförändringar efter förnyelseingrepp. *Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 72. 91–103.
- Ingelög, T., Thor, G. & Gustafsson, L. (red.) 1984. Floravård i skogsbruket. Del 1 – Allmän del. 2:a reviderade upplagan. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Ingelög, T., Thor, G. & Gustafsson, L. (red.) 1987. Floravård i skogsbruket. Del 2 – Artdel. 2:a reviderade upplagan. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Jonsell, B. 1977. Rapport ang Vällsmarken, Ekeby socken, Östhammars kommun, Uppsala län. Länsstyrelsen i Uppland.
- Karlsson, J., Noren, M & Wester, J. (red.) 1995. Nyckelbiotoper i skogen. 3:e upplagan. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Kirby, K. J. 1990. Changes in the ground flora of a broadleaved wood within a clear fell, group fells and a coppiced block. *Forestry* 63 (3): 241–249.
- Kowarik, I. & Siedling, W. 1989. Zeigerwertberechnungen nach Ellenberg – zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. *Landschaft + Stadt* 21 (4): 132–143.
- Krok, O. B. N. & Almquist, S. 1984. Svensk flora. Fanerogamer och ormbunksväxter, 26:e upplagan. Almqvist & Wiksell, Uppsala.
- Lagerberg, T. 1937. *Vilda växter i Norden*. Natur och Kultur, Stockholm.
- Likens, G. E., Bormann, F. H., Pierce, R. S. & Reiners, W. A. 1978. Recovery of a deforested ecosystem. *Science* 199: 492–496.
- Liljelund, L-E., Nilsson, I. & Andersson, I. 1986. Trädslagsvalets betydelse för mark och vatten. En litteraturstudie med speciell referens till luft-

- föreningar och försurning. Statens Naturvårdsverk, Rapport 3182, Solna.
- Matson, P. A. & Vitousek, P. M. 1981. Nitrogen mineralization and nitrification potentials following clearcutting in the Hoosier national forest, Indiana. *Forest Science* 27 (4): 781–791.
- Messier, C. & Kimmins, J. P. 1991. Above- and below-ground vegetation recovery in recently clearcut and burned sites dominated by *Gaultheria shallon* in coastal British Columbia. *Forest Ecology and Management* 46: 275–294.
- Nilsson, P.-M. 1975. Naturinventering av Bennebols Naturreservat. Preliminär upplaga. Länsstyrelsen i Uppsala län.
- Nitare, J. & Norén, M. 1992. Nyckelbiotoper kartläggs i nytt projekt vid Skogsstyrelsen. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86: 219–226.
- Nordén, U. 1992. Soil acidification and element fluxes as related to tree species in deciduous forests of south Sweden. Akademisk avhandling, Inst f ekologi, växtekologi. Lunds Universitet.
- Nykvist, N. & Rosén, K. 1985. Effect of clear-felling and slash removal on the acidity of northern coniferous soils. *Forest Ecology and Management* 11: 157–169.
- Olsson, B. A., & Staaf, H. 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *Journal of Applied Ecology* 32: 640–654.
- Raab, B. & Vedin, H. (red). 1995. Klimat, sjöar och vattendrag. Sveriges Nationalatlas. Stockholm
- SAS. 1987. SAS/STAT guide for personal computers. Version 6. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Schoonmaker, P. & McKee, A. 1988. Species composition and diversity during secondary succession of coniferous forests in the western Cascade Mountains of Oregon. *Forest Science* 34 (4): 960–979.
- Sjörs, H. 1956. Nordisk växtgeografi, 2:a upplagan. Bonniers, Stockholm.
- Skogsstyrelsen. 1994. Signalarter i projekt nyckelbiotoper. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Troedsson, T. & Nilsson, Å. 1984. pH i Swedish forest soils. SNV PM 1853. Statens Naturvårdsverk, Stockholm.
- Zobel, M. 1989. Secondary forest succession in Järvelja, southeastern Estonia. Changes in field layer vegetation. *Ann. Bot. Fennici* 26: 171–182.
- Zobel, M. 1993. Changes in pine forest communities after clear-cutting. A comparison of two edaphic gradients. *Ann. Bot. Fennici* 30: 131–137.
- von Kirchner, O., Loew, E., Schröter, C. & Wangerin, W. 1934. *Lebensgeschichte der Blütenpflanzen Mitteleuropas*. Verlagsbuchhandlung Eugen Ulmer, Stuttgart.

Kartor

SGU, 1983. Berggrundskartan över Uppsala län, specialkarta. Ser. Ah nr 5.

SGU, 1989. Jordartskartan, Östhammar 12I SO. Ser. Ae nr 90.

Artlista

Artlistan innehåller kärleväxter på signalartslistan för ”region D” (Skogsstyrelsen, 1994) och de rödlistade kärleväxter som förekommer i skog i Uppsala län (Aronsson m.fl., 1995). Arter med fet stil påträffades under undersökningen. Under kommentar redovisas artens klassifiering, d.v.s. användbarhetsvärden (S)¹ på signalartslistan respektive hotkategori (Hotkat)² på rödlistan.

Artlista		Kommentar
Actaea spicata	svart trolldruva	S3
<i>Adoxa moschatellina</i>	desmeknopp	S2
<i>Allium ursinum</i>	ramslök	S2
<i>Anemone ranunculoides</i>	gulsippa	S3
<i>Blechnum spicant</i>	kambräken	S2
<i>Bothrychium lunaria</i>	låsbräken	S3
<i>Bothrychium matricariifolium</i>	rutlåsbräken	Hotkat 2
<i>Bothrychium virginianum</i>	stor låsbräken	Hotkat 2
<i>Bromus benekenii</i>	stävlost	S3, Hotkat 4
<i>Calla palustris</i>	missne	S2
<i>Campanula cervicaria</i>	skogsklocka	Hotkat 4
<i>Campanula latifolia</i>	hässleklocka	S3
<i>Cardamine amara</i>	bäckbräsma	S2
<i>Cardamine bulbifera</i>	tandrot	S3
<i>Cardamine flexuosa</i>	skogbräsma	S2
<i>Cardamine impatiens</i>	lundbräsma	S3
<i>Carex disperma</i>	spädstarr	S3
Carex elongata	rankstarr	S2
<i>Carex loliacea</i>	repestarr	S2
<i>Carex remota</i>	skärmstarr	S3
<i>Chimaphila umbellata</i>	ryl	S2
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	gullpudra	S2
<i>Circaea alpina</i>	dvärghäxört	S3
Cirsium helenoides	brudborste	S2
<i>Coeoglossum viride</i>	grönkulla	S3
<i>Corallorhiza trifida</i>	korallrot	S2
<i>Crepis paludosa</i>	kärrfibbla	S2
<i>Cuscuta europea</i>	nässelnärja	Hotkat 4
<i>Cypripedium calceolus</i>	guckusko	S3, Hotkat 4
Dactylorhiza maculata	jungfru marie nycklar	S1
Daphne mezereum	tibast	S1
<i>Dryopteris cristata</i>	granbräken	S3, Hotkat 4
Elymus caninus	lundelm	S2
<i>Epipactis helleborine</i>	skogsknipprot	S2
<i>Epipogium aphyllum</i>	skogsfru	Hotkat 4
<i>Eriophorum latifolium</i>	gräsull	S2
<i>Festuca altissima</i>	skogssvingel	S3, Hotkat 4
Galium odoratum	myskmdra	S3
Galium triflorum	myskmåra	Hotkat 4
<i>Geranium bohemicum</i>	svedjenäva	Hotkat 3
<i>Geranium lanuginosum</i>	brandnäva	Hotkat 2
<i>Goodyera repens</i>	knärot	S2
fortsättning på tabell:		

¹ Användbarhetsvärdena tolkas som att arten har ett: ”S3” – mycket högt indikatorvärde, ”S2” – högt indikatorvärde och ”S1” – visst indikatorvärde.

² Hotkategorier tolkas som att arten är: ”Hotkat 1” – akut hotad, ”Hotkat 2” – sårbar, ”Hotkat 3” – sällsynt och ”Hotkat 4” – hänsynskrävande.

<i>Hedera helix</i>	murgröna	S3
<i>Hepatica nobilis</i>	blåsippa	S1
<i>Hordelymus europaeus</i>	skogskorn	S3, Hotkat 4
<i>Impatiens noli-tangere</i>	springkorn	S3
<i>Lathraea squamaria</i>	vätteros	S3
<i>Lathyrus niger</i>	vippärt	S3
<i>Lathyrus vernus</i>	vårärt	S3
<i>Listera cordata</i>	spindelblomster	S3
<i>Listera ovata</i>	tvåblad	S2
<i>Lycopodium complanatum</i>	plattlummer	S2
<i>Matteuccia struthiopteris</i>	strutbräken	S3
<i>Microstylis monophyllos</i>	knottblomster	Hotkat 1
<i>Moneses uniflora</i>	ögonpyrola	S3
<i>Monotropa hypophegea</i>	kal tallört	S2
<i>Neottia nidus-avis</i>	nästrot	S3
<i>Ophrys insectifera</i>	flugblomster	S3
<i>Osmunda regalis</i>	safsa	S3
<i>Paris quadrifolia</i>	ormbär	S1
<i>Poa remota</i>	storgroe	S3, Hotkat 4
<i>Polygonatum multiflorum</i>	storrans	S3
<i>Polygonatum verticillatum</i>	kransrans	S3
<i>Pulsatilla vernalis</i>	mosippa	S2
<i>Pyrola chloranta</i>	grönpyrola	S2
<i>Sanicula europaea</i>	sårläka	S2
<i>Schoenus ferrugineus</i>	axag	S3
<i>Stellaria holostea</i>	buskstjärnblomma	S2
<i>Stellaria nemorum</i>	lundarv	S2
<i>Taxus baccata</i>	idegran	S3, Hotkat 4
<i>Thelypteris palustris</i>	kärrbräken	S3
<i>Tilia cordata</i>	lind	S3
<i>Ulmus laevis</i>	vresalm	Hotkat 3
<i>Viola mirabilis</i>	underviol	S3
<i>Viscum album</i>	mistel	Hotkat 4

Förklaring till skalan för Ellenbergs indikatorvärden

Förklaring till skalan för Ellenbergs indikatorvärden (Ellenberg m.fl., 1991), ljus, reaktion (pH) och tillgängligt kväve. Värdena beskriver ett ”ekologiskt beteende”, med detta menas en arts huvudsakliga förekomst i förhållande till en specifik miljövariabel.

”Ljusvärde”(förekomst i förhållande till relativa ljusinstrålningen under sommartid)

- 1 total skuggväxt, mottar oftast mindre än 1 %, sällan mer än 30 % av fullt dagsljus
- 2 mellan 1 och 3
- 3 skuggväxt
- 4 mellan 3 och 5
- 5 delvis skuggväxt, mottar mer än 10 %, men mestadels mindre än 100 %
- 6 mellan 5 och 7
- 7 delvis ljusväxt
- 8 mellan 7 och 9
- 9 total ljusväxt, mottar sällan mindre än 50 %

”Reaktionsvärde (pH)” (förekomst i förhållande till markens surhetsgrad)

- 1 endast på mycket sura marker
- 3 mest på sura marker
- 5 mest på svagt sura marker
- 7 mest på neutrala marker, men även på sura och basiska marker
- 9 endast på neutrala eller basiska marker

”Kvävevärde” (förekomst i förhållande till ammonium- eller nitratförrådet)

- 1 endast på marker fattiga på kväve
- 3 mest på fattiga marker
- 5 mest på intermediära marker
- 7 mest på marker rika på kväve
- 8 kväve indikator
- 9 endast på marker mycket rika på kväve (indikerar förorening, gödselupplag eller liknande)