

# Orkidéer och förekomst av död ved i Jämtländska kalkbarrskogar

*Orchids and presence of dead wood in calcareous conifer  
forests in Jämtland*

Linnea Edwang Stridbo



Examensarbete • 30 hp

Jägmästarprogrammet

Examensarbete/Master's thesis, 2020:2

Umeå 2020



# Orkidéer och förekomst av död ved i Jämtländska kalkbarrskogar

*Orchids and presence of dead wood in calcareous conifer forests in Jämtland*

Linnea Edwang Stridbo

<b>Handledare:</b>	Magnus Magnusson, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö
<b>Bitr. handledare:</b>	Therese Löfroth, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö
<b>Bitr. handledare:</b>	Felicia Forsberg, Länsstyrelsen Jämtlands län
<b>Examinator:</b>	Jörgen Sjögren, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vilt, fisk och miljö
<b>Omfattning:</b>	30 hp
<b>Nivå och fördjupning:</b>	Avancerad nivå, A2E
<b>Kurstitel:</b>	Självständigt arbete i Skogsvetenskap, A2E - Jägmästarprogrammet
<b>Kursansvarig inst.:</b>	Institutionen för vilt, fisk och miljö
<b>Kurskod:</b>	EX0932
<b>Program/utbildning:</b>	Jägmästarprogrammet
<b>Utgivningsort:</b>	Umeå
<b>Utgivningsår:</b>	2020
<b>Omslagsbild:</b>	Linnea Edwang Stridbo
<b>Serietitel:</b>	Examensarbete/Master's thesis
<b>Delnummer i serien:</b>	2020:2
<b>Elektronisk publicering:</b>	<a href="https://stud.epsilon.slu.se">https://stud.epsilon.slu.se</a>
<b>Nyckelord:</b>	Biologisk mångfald, död ved, hävd, Jämtland, kalkbarrskog, markfukt, orkidéer, skogsbyte

**Sveriges lantbruksuniversitet**  
Fakulteten för skogsvetenskap  
Institutionen för vilt, fisk och miljö



## Sammanfattning

Nordiska kalkbarrskogar har en karaktär och biologisk mångfald som väsentligen skiljer sig från kalkbarrskogar i övriga Europa. De kan vara mycket artrika och hysa ovanliga och rödlistade arter såsom orkidéer. Ändrad markanvändning och det allt mer intensifierade skogsbruket har haft en stor påverkan på dessa artrika skogar och endast spillror återstår idag. Generella rekommendationer för naturvårdande skötsel i kalkbarrskogar grundar sig till stor del på erfarenheter och resultat från studier gjorda i södra Sverige, skogar som skiljer sig med avseende på skogstyp och artsammansättning från kalkbarrskogar i Jämtland. Det har föreslagits att ovanliga marksvampar som är beroende av kalk kan missgynnas av död ved men jag har inte funnit någon vetenskap som styrker denna teori. Eftersom även orkidéer är beroende av speciella markförhållanden vill jag undersöka om de påverkas negativt av förekomst av död ved i kalkbarrskogar. Syftet med denna studie är att undersöka om orkidéer som artgrupp generellt påverkas negativt av förekomst av död ved i kalkbarrskogar, på beståndsnivå och mikrohabitatnivå.

Jag inventerade åtta områden med kalkbarrskogskaraktär i Jämtland under juni och juli 2019. Områdena valdes från en lista med naturreservat samt från en databas med inventerade kalkbarrskogar, som tillhandahölls av Länsstyrelsen i Jämtlands län. I varje område lades en transekt ut för inventering av orkidéarter, kärlväxter som är signalarter för kalkbarrskogar och lokala miljövariabler. I tillägg slumpades åtta provtytor ut i varje område där beståndsvariabler och mängden död ved inventerades.

På beståndsnivå visade resultaten att mängden död ved påverkade artrikedomen av orkidéer negativt i Jämtländska kalkbarrskogar. På mikrohabitatnivå påverkades enskilda orkidéarter olika av mängden död ved men de kalkgynnade orkidéerna visade mindre förekomst i områden med större mängd död ved. Det finns dock en viss osäkerhet i sambandet mellan mängden död ved och hävdhistoriken samt tidsaspekten kopplat till när hävden avtog i respektive område. Mängden död ved var inte den enskilt förklarande variabeln för artrikedomen av orkidéer, även markfukt hade en viss påverkan. Från resultaten i denna studie rekommenderar jag en skötselstrategi som syftar till att bevara både kalkgynnade orkidéer och vedlevande arter inom samma område men inte på exakt samma plats.

*Nyckelord:* biologisk mångfald, död ved, hävd, Jämtland, kalkbarrskog, markfukt, orkidéer, skogsbete

## Abstract

Calcareous conifer forests in Scandinavia has a character and biodiversity that essentially differs from calcareous conifer forests in other areas of Europe. These forests can have a high biodiversity and communities of rare and red listed species such as orchids. Changes in land use and increasingly intensified silviculture has had a large impact on these forests. Today only small fragment of this unique forest type remains. General management recommendations for conservation of calcareous conifer forests are mainly based on experiences and results from studies made in the south of Sweden, where forests differ in type and species composition compared to forests in Jämtland. It has been suggested that some rare soil fungus that are dependent on calcareous soils may be disfavoured by dead wood, but I have not found any study that confirms this theory. Since orchids also is dependent of specific soil conditions I want to study if orchids are negatively affected by presence of dead wood in calcareous conifer forests. The purpose with this study is to examine if orchids as a species group generally are negatively affected by the presence of dead wood in calcareous conifer forests.

I invented eight areas with calcareous characters in Jämtland during June and July in 2019. The areas were selected from a list of nature reserves and from a database with calcareous forests inventoried by the county board in Jämtland. In each of the eight selected areas a transect was laid out for sampling of orchids, vascular plants that are significant for calcareous forests and local environmental variables. In addition, eight randomized sample plots were made in each area where stand variables and volume of dead wood was sampled.

At stand level the results showed that the amount of dead wood affected the species richness of orchids negatively in calcareous conifer forests in Jämtland. At a micro-habitat level individual orchid species were affected differently, but orchids favoured by calcareous soils were less abundant in areas with larger amount of dead wood. However, there are some uncertainties in the connection between the amount of dead wood and the history of keeping livestock in woodlands in these areas. The amount of dead wood was not the only variable explaining species richness of orchids, soil moisture had an impact as well. From the results in this study I recommend a management strategy aiming at conserving both calcareous orchids and wood living species within the same area, but not on the exact same spot.

*Keywords:* biodiversity, calcareous conifer forest, dead wood, grazing, history, livestock, orchids, soil moisture

## Förord

Detta examensarbete har genomförts under sommaren/hösten 2019 runt omkring i Jämtland, på Länsstyrelsen i Jämtlands län och på SLU, Umeå för institutionen vilt, fisk och miljö. Arbetet är på D-nivå och har en omfattning på 30 högskolepoäng.

Jag vill passa på att rikta ett stort tack till min handledare Magnus Magnusson för bra handledning och stöd under genomförandet av detta arbete. Tack till biträdande handledare Therese Löfroth och externa handledare Felicia Forsberg som båda funnits där för mig på olika sätt under arbetets gång.

Ås, 9 januari 2020

Linnea Edwang Stridbo

# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>5</b>
1.1	Syfte	10
<b>2</b>	<b>Material och metod</b>	<b>11</b>
2.1	Områden	11
2.2	Transekt	13
2.3	Provyta	16
2.4	Statistisk analys	17
<b>3</b>	<b>Resultat</b>	<b>18</b>
3.1	Miljövariabler	18
3.2	Artdiversitet och artsamhällen	21
3.3	Lokala död ved interaktioner	22
<b>4</b>	<b>Diskussion</b>	<b>26</b>
4.1	Slutsats	29
	<b>Referenslista</b>	<b>30</b>
	<b>Bilaga 1</b>	<b>35</b>
	<b>Bilaga 2</b>	<b>36</b>
	<b>Bilaga 3</b>	<b>38</b>
	<b>Bilaga 4</b>	<b>39</b>



# 1 Inledning

Globalt sett går lokala utdöenden av arter idag 100–1000 gånger snabbare än vad det gjort historiskt. Förlust av livsmiljöer, förändrad markanvändning, överutnyttjande av naturtillgångar, föroreningar, spridning av främmande arter och klimatförändringar är några orsaker som leder till att arter dör ut (Vitousek, Mooney, Lubchenco & Melillo 1997; Blank & Svensson 2013; ArtDatabanken 2015). Landskap är dynamiska och ständigt föränderliga (Antrop 2005). Naturliga förändringar och mänskliga förändringar sker succesivt över årtionden och århundraden vilket gör de svåra att observera för en enskild individ (Renberg et al. 2009). De boreala barrskogsekosystemen har klarat av både inlandsisar och vidsträckta bränder. Under istiderna och mellanistiderna utvecklades de djur- och växtarter som existerar i vår tid (Andersson & Appelqvist 1990). Stora herbivorer kan genom intensivt betande förändra skogsekosystem till öppna och halvöppna ekosystem (Schippers et al. 2014). Herbivorerers påverkan på vegetationen är urgammal men i taigan, där den boreala kalltempererade barrskogen ingår, är det sannolikt att elden har spelat en större roll som kontinuitetsbrytare (Andersson & Appelqvist 1990). En utmaning med eldens historia i skogen är att skilja på naturlig och mänsklig eld där naturlig antändning av blix i den boreala regionen är sällsynt (Granström 2001).

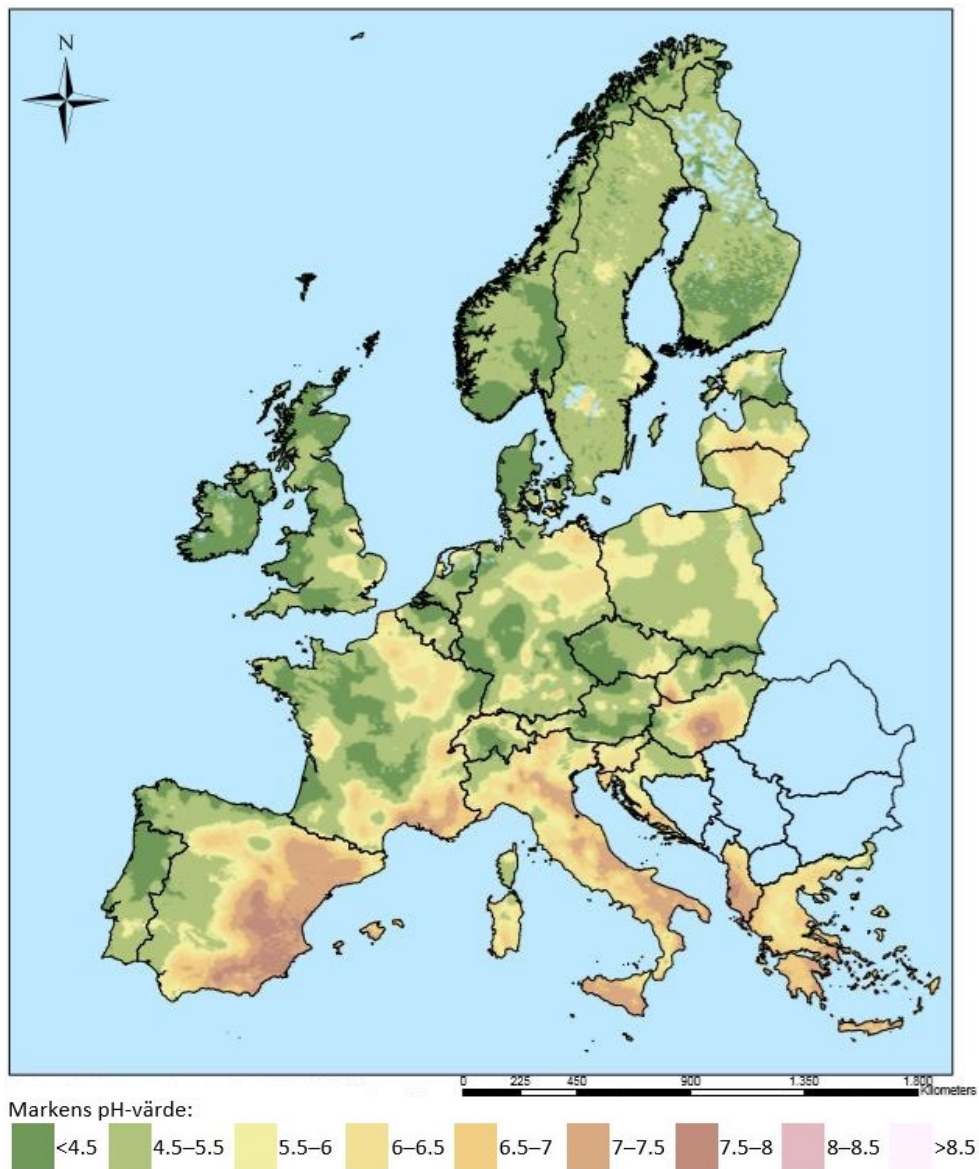
Den postglaciala perioden i Skandinavien har sannolikt varit mer präglad av skog än mellanistiderna (Andersson & Appelqvist 1990). Den boreala skogen har använts av människan på olika sätt under en väldigt lång tid (Dahlström 2013). Den inhemska befolkningen i norra Europa brukade skogen runt och intill bosättningar på ett sätt som främjade mer öppna skogar än vi ser idag (Esseen, Ehnström, Ericson & Sjöberg 1997; Josefsson, Hörnberg & Östlund 2009). Barrskogarna i norra och mellersta Sverige användes ofta till att uppfylla bondehushållens behov som exempelvis för ved till eldning och skogsbete (Linder & Östlund 1998; Ljung 2013). Denna typ av brukande skapade stor variation och mångformighet i skogen (Dahlström 2013). Enligt den svenska rödlistan är skogen en av de landskapstyper där flest rödlistade arter förekommer. Av alla rödlistade arter nyttjar 52 % skogen och

42 % har skogen som en viktig hemvist (ArtDatabanken 2015). För kärlväxter och framförallt hävdgynnade arter är det största hotet utebliven eller olämplig skötsel på grund av ändrad markanvändning (Pihlgren et al. 2010; Naturvårdsverket 2012). Exempelvis behöver hävdgynnade arter kopplade till skogsbeten fortsatt hävd och luckor i skogen, för att ljus och värme ska nå marken, för att inte utkonkurreras av skuggtåliga arter (Naturvårdsverket 2012). Skogsbetet började försvinna efter andra världskrigets slut då avfolkningen av landsbygden satte fart (Dahlström 2013). Idag är skogsbete ovanligt och det som återstår är enbart fragment av vad som tidigare varit (Andersson & Appelqvist 1990).

Variation i skogens struktur, mönster och processer gynnar den biologiska mångfalden (Essen et al. 1997). Under det senaste århundradet har skogslandskapet i Sverige förändrats dramatiskt i takt med det intensifierade skogsbruket (Essen et al. 1997; Linder & Östlund 1998). Den vanligaste skogsskötseln i Sverige idag är trakt-hyggesbruket där skogar anläggs efter markberedning följt av röjning, gallring och slutligen avverkning varpå cykeln återupprepas (Lundqvist, Cedergren & Eliasson 2014). För att skogsbruket ska vara så effektivt som möjligt eftersträvas homogena bestånd (Öhman, Lämås & Wilhelmsson 2018). Konsekvenser av det allt mer intensifierade skogsbruket är att livsmiljöer har försvunnit, degraderats och fragmenterats när gammal skog avverkats. Alternativa skötselmetoder däremot, som inte reducerar heterogeniteten i skogen, kan bidra till bevarandet av variation och artrikedom i skogen (Joelsson, Hjältén & Work 2017). Det intensifierade och homogena skogsbruket däremot har resulterat i minskande populationer för flera hundra skogslevande arter av både djur och växter (Essen et al. 1997; Hanski & Ovaskainen 2002; Pihlgren et al. 2010; Lassauce, Paillet, Jactel & Bouget 2011). Det finns en stor och allvarlig utdöendeskuld i barrskogslanskapet (Hanski & Ovaskainen 2002). Det råder utdöendeskuld för en art när förhållandena i skogen blivit ogynnsamma men att arten trots det kan leva vidare en viss begränsad tid (Hanski & Ovaskainen 2002; Nitare 2014; Nitare 2019). Olika populationer av en art skiljer sig nästan alltid från varandra vilket betyder att om en population går förlorad har en art förlorat en del av sin genetiska mångfald (Hedré, Birkedal, Hansson & Waldemarson 2015). Sverige har genom konventionen om biologisk mångfald förbundit sig att bevara landets biologiska mångfald på ekosystem-, art- och genetisknivå (Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen 2017). I Norden har den vanligaste nivån att arbeta utifrån när det gäller skogsbevarande åtgärder varit på artnivå eftersom den är väldefinierad, välkänd, kvantitativ och enkel att förstå (Gustafsson 2002). På artnivå är rödlistan ett verktyg som kan användas till identifiering och prioritering av naturvårdsåtgärder (Gustafsson 2002; ArtDatabanken 2015).

Naturvårdsåtgärder kan göras utifrån så kallade åtgärdsprogram där fokus ligger på enskilda hotade arter och naturtyper. Åtgärderna som görs i landskapet för att gynna en art inom ett åtgärdsprogram gynnar även den övriga mångfalden (Naturvårdsverket 2019).

Bland de mest artrika barrskogarna i Norden hör de som växer på kalkrik mark, kalkbarrskogar (Bjørndalen 2003; Forslund 2017), där vissa områden utgör så kallade "hotspots" för biologisk mångfald (Nitare 2011). Kalkbarrskogar är ett samlingsbegrepp för skogar med långvarig kontinuitet där barrträden tillsammans utgör minst 80 % av virkesförrådet och dessa är naturligt uppkomna på marker med basiska berg- och jordarter. Basiska berg- och jordarter gör att marken får ett högt pH vilket ger upphov till kalkgynnad vegetation (Nitare 2011). Begreppet inkluderar många olika skogstyper och ekosystem på alltifrån torra till fuktiga marker (Bjørndalen 2003; Nitare 2011; Nitare 2009). Kalkbarrskogar kan vara mycket artrika och hysa ovanliga och rödlistade arter såsom orkidéer och sällsynta mykorrhizasvampar som lever i symbios med träden (Nitare 2011; Nitare 2019). De flesta kalkbarrskogarna i Sverige är påtagligt präglade av tidigare skogsbeten (Nitare 2009; Nitare 2011), plockhuggning eller klenvirkestäkt (Forslund 2017). Ändrad markanvändning och det allt mer intensifierade skogsbruket har haft en stor påverkan på dessa artrika skogar varpå endast spillror återstår idag (Forslund 2017). I Sverige förekommer kalkbarrskogar i hela landet men är mest frekvent förekommande i Uppland, Jämtland och på Gotland (Bjørndalen 2003; Nitare 2011; Forslund 2017). I de södra delarna av Europa är kalkrika marker vanligt förekommande men det är sällsynt med kalkrika marker inom den boreala och hemiboreala zonen (Figur 1). Nordiska kalkbarrskogar har en karaktär och biologisk mångfald som väsentligen skiljer sig från kalkbarrskogar i övriga Europa (Nitare 2019). I ett internationellt perspektiv bedöms de större arealerna av artrika kalkbarrskogar i Uppland, Jämtland och på Gotland särskilt viktiga att lyfta fram (Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen 2017). Kalkbarrskogar i Sverige upptas av "Särskilt skyddsvärda mark- eller vattenområden" enligt 6 § förordningen om områdesskydd enligt miljöbalken m.m. (SFS 1998:1252). Enligt Skogsstyrelsen är kalkmarkskogar, där kalkbarrskogar ingår, en av 19 olika skyddsvärda biotoper (Skogsstyrelsen 2017). Flera arter som är knutna till kalkbarrskogar är bara kända från Norden (Nitare 2019) där vissa artförekomster tolkas som relikter och lever kvar i små sårbara populationer inom dessa områden (Nitare 2011). Dessa arter tros ha övervintrat i isfria områden med lämpliga förhållanden utanför iskanten (Hedré et al. 2015). Andra arter knutna till kalkbarrskogar har en splittrad utbredning och förekommer förutom här i Skandinavien även i exempelvis Alperna, Pyrenéerna och Karpaterna (Nitare 2019).



*Figur 1.* Kartan baseras på mätningar av pH i jorden från olika källor som sammanställts och bearbetats för att skapa en kvantitativ karta med uppskattade pH-värden för hela Europa. De lägsta värdena motsvarar jord som utvecklats på sura berggrunder medan de högra värdena är relaterade till förekomsten av kalksediment och basiska berggrunder. Basiska berg och jordarter gör att marken får högt pH, vilket är ovanligt i de nordligaste delarna av Europa. Karta återgiven från: 'Map of Soil pH in Europe', Land Resources Management Unit, Institute for Environment & Sustainability, European Commission, Joint Research Centre, 2010 (European Commission 2019).

Några orkidéer som förekommer i nordiska kalkbarrskogar är listade som skydds-krävande (Nitare 2019). Däribland orkidéerna guckusko (*Cypripedium calceolus* (L.)) och norna (*Calypso bulbosa* (L.) Oakes) som bland annat är upptagna i art- och habitatdirektivet, vilket går att avläsa i artskyddsförordningens bilaga 1 (SFS 2007:845). Bland Europas alla skogslevande och markbundna orkidéer är 23,8 % klassade som i fara för utrotning enligt den internationella rödlistan (IUCN 2019). Varje orkidéart har specifika habitatkrav (Wetterin 2013) och är beroende av interaktioner med andra organismer. Det gör dem extra känsliga för miljöförändringar, både direkt och indirekt genom organismerna de interagerar med (Fay, Pailler & Dixon 2015). Familjen orkidéer hyser en bredd av arter med olika livsstrategier där de flesta arter lever i symbios med olika svampar. Relationen med svampar påverkar en orkidés förmåga att etableras och spridas till nya områden (Rasmussen & Whigham 1998; Rasmussen 2002; Whigham & Willems 2003; Bonnardeaux et al. 2007; Shefferson et al 2007; Stark, Babik & Durka 2009; Oja, Kohout, Tedersoo, Kull & Koljalg 2015; Rasmussen, Dixon, Jersáková & Tesitelová 2015). Potentiellt kan valet av specifika svampinteraktioner förklara varför vissa orkidéarter är mer ovanliga än andra (Fay, Pailler & Dixon 2015). Det finns otillräckligt med kunskap om hur symbiosen med svampar påverkar konkurrens, överlevnad och spridning av orkidéer samt hur svampsamhället påverkas (Rasmussen & Whigham 1998; Rasmussen 2002; Shefferson et al. 2007; Stark, Babik & Durka 2009; Fay, Pailler & Dixon 2015). Flera studier menar att mykorrhiza är livsviktigt för att ett orkidéfrö ska kunna gro och utvecklas till en livsduglig planta (Rasmussen & Whigham 1993; Leake 1994; Bonnardeaux et al. 2007). Studier på orkidéer i boreala områden pekar även på vikten av bete och/eller slätter som gynnsamma skötselåtgärder för en positiv populationsutveckling på hävdpräglade marker (Naturvårdsverket 2013; Björkbäck & Lundqvist 2005; Sletvold, Øien & Moen 2010). I boreala och subalpina områden har studier gjorts på bland annat brunkulla (*Gymnadenia nigra* (L.) Reichb. f.) i Jämtland (Naturvårdsverket 2013; Björkbäck & Lundqvist 2005; Hedrén et al. 2015) och lappnycklar (*Dactylorhiza lapponica* (Laest. Ex. Hartm.) Soó) i centrala Norge (Sletvold, Øien & Moen 2010). För att skydda de orkidéer som förekommer i Sverige mot utrotning är samtliga 42 orkidéarter i landet fridlysta enligt artskyddsförordningen (SFS 2007:845).

För bevarandet av kalkbarrskogar rekommenderar Skogsstyrelsen, genom Nitare (2011), att återinföra skonsamt och temporärt skogsbete som naturvårdande skötsel där skogen är tydligt betespräglad. Däremot bör kalkgranskogar i branter, fuktiga terrängsvackor och skyddade lägen normalt lämnas för fri utveckling (Nitare 2011). När ett skogsområde lämnas för fri utveckling ackumuleras mängden död ved med tiden vilket är en naturlig process i en gammal obrukad skog (Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen 2017). Abundansen av döda träd i gamla skogar är den viktigaste

variabeln som förklarar biologisk mångfald (Linder & Östlund 1998) och mängden död ved utgör en viktig komponent vid inventering av skogliga naturvärden (Lassauce et al. 2011). Från ett ekologiskt och skogshistoriskt perspektiv är den döda veden inte bara en volymfråga utan främst en fråga om olika vedkvalitéer och bildningssätt (Nitare 2014). Skogsbruket har bidragit till starkt minskade volymer, minskad diversitet och förändrad åldersspridning av död ved (Lassauce et al. 2011).

Det kan finnas en målkonflikt i bevarandet av död ved i betade gammelskogar. Död ved hyser vedlevande arter samtidigt som den tillför näring till marken (Nitare 2014; Nitare 2019) vilket kan stå i konflikt med bevarandet av hävdgynnade arter. Förutom de uppenbara fysiska hinder som död ved utgör har det påvisats att närings-tillförseln till skogsmarken ökar i takt med nedbrytningen av död ved (Krankina, Harmon & Griazkin 1999; Lasota 2018), som potentiellt kan påverka florán. Det har föreslagits att ovanliga marksvampar som är beroende av kalk kan missgynnas av död ved (Forsslund 2017) men jag har inte funnit någon vetenskap som styrker denna teori. Eftersom även orkidéer är beroende av speciella markförhållanden (Nitare 2019) vill jag undersöka om orkidéer påverkas negativt av död ved. Kunskapen om orkidéers populationsdynamik är generellt begränsad, särskilt när det kommer till effekter av olika skötselåtgärder (Sletvold, Øien & Moen 2010). I denna studie, den första av sitt slag enligt min vetskap, vill jag därför undersöka interaktionen mellan orkidéer och död ved i kalkbarrskogar.

## 1.1 Syfte

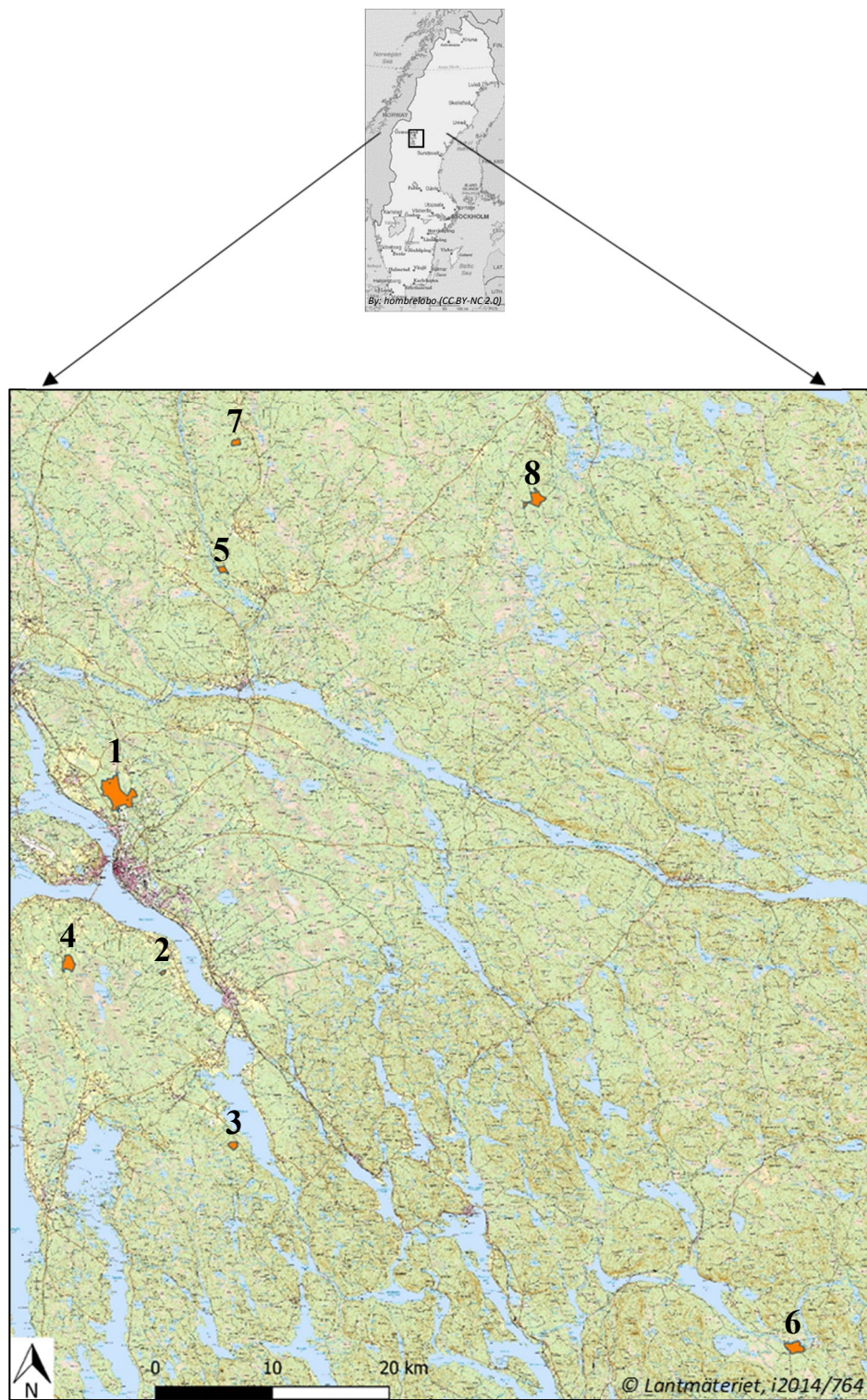
Generella rekommendationer för naturvårdande skötsel i kalkbarrskogar grundar sig till stor del på erfarenheter och resultat från studier gjorda i södra Sverige. Skogar i södra Sverige skiljer sig med avseende på skogstyp och artsammansättning från kalkbarrskogarna i Jämtland. Av de olika artgrupperna som förekommer i kalkbarrskogar är orkidéer en artgrupp som är dåligt undersökt. Syftet med denna studie är att undersöka om orkidéer som artgrupp generellt påverkas negativt av förekomst av död ved i kalkbarrskogar, på beståndsnivå och mikrohabitatnivå. Förhoppningen är att denna studie ska bidra till att förbättra den naturvårdande skötseln i Jämtländska kalkbarrskogar. De frågor som denna studie specifikt ämnar besvara är:

- Påverkar mängden död ved artrikedomen av orkidéer i Jämtländska kalkgranskogar?
- Kan kalkgynnade orkidéer och vedlevande arter bevaras i samma område?

## 2 Material och metod

### 2.1 Områden

Insamlingen av material utfördes i Jämtland, juni och juli 2019, under blomningstiden för de undersökta orkidéerna. Urvalet av studieområden baserades på en lista över naturreservat med kalkbarrskog samt områden identifierade i en kalkbarrskogsinventering utförd av Länsstyrelsen i Jämtlands län under barmarksäsongen 2018. Grundkriterierna för urvalet var att områdena skulle vara (1) toppobjekt för kalkbarrskog enligt länsstyrelsens inventering, (2) domineras av gran (granskog), (3) vara över tio hektar stora, (4) att det ska råda variation i volym död ved och area mellan områdena samt (5) att de skulle ligga minst 10 kilometer från varandra. Den totala arealen av sammanhängande skog över 120 år, även utanför de skyddade områdena, för varje område (skogsfläcken) uppskattades med hjälp av SLU:s skogsdata. Av 49 områden som klassats som toppobjekt för kalkbarrskog från kalkbarrskogsinventeringen och nio stycken naturreservat som kan anses motsvara toppobjekt var det slutligen åtta områden som inkluderades i studien grundat på urvalskriterierna (Figur 2).

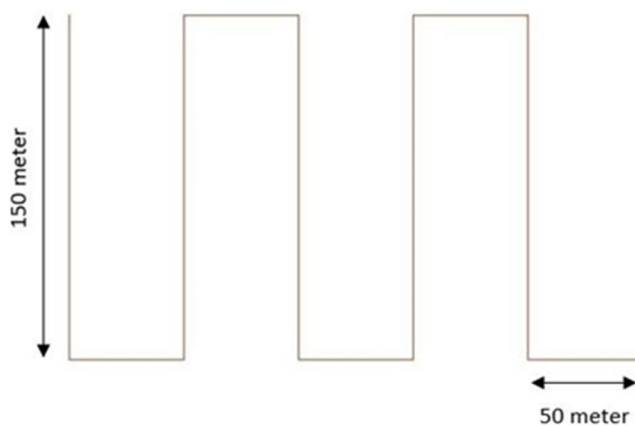


Figur 2. Karta över de åtta inventerade kalkbarrskogarna (orange polygoner) i Jämtland. Områdenas namn: 1 = Tysjöarna, 2 = Bye kalkbarrskog, 3 = Loke, 4 = Rödmyrmyren, 5 = Huse, 6 = Dalbergstorpet, 7 = Backbodarna och 8 = Vackermýren.



## 2.2 Transekt

Inom varje studieområde lades en transekt ut med längden 1000 meter (m) och bredden 5 m. Transekten var designad på så sätt att fem stycken 150 m långa linjer löpte parallellt med varandra i en nord-sydlig riktning. Dessa linjer var sammanlänkade med 50 m långa linjer i östlig-västlig riktning (Gustafsson 2002; Figur 3). Designen av transekten var anpassad för att passa i det minsta området. Transekten lades ut i områdena så att minst 80 % av dess täckning utgjorde skogsmark av äldre karaktär där skogen var över 120 år gammal. Med hjälp av skogliga grunddata (Skogsstyrelsen 2019) uppskattades virkesvolymen för arean av skogsområdet där transekten lades ut i respektive område.



Figur 3. Design av den 1000 m långa transekt som lades ut i varje delområde.

Längs transekten registrerades orkidéer (Tabell 1a) och några kalkgynnade kärlväxter som vidare i denna studie benämns signalarter (Tabell 1b). För att få förståelse av de olika områdenas historia och dynamik registrerades antalet lågor, torrakor, stubbar, brandspår, bäckar, vägar, stigar och getgranar<sup>1</sup> (bild på en getgran i Bilaga 1) längs transekten. Lågor definieras i denna studie som liggande döda träd med en diameter över 15 centimeter (cm) i brösthöjd.

---

1. Getgranar kan beskrivas som granar med en tät "kjol" av tunna grenar som vittnar om hårt muldbete i trädets ungdom (Dahlström 2013).

Tabell 1. a) Lista över de orkidéer som registrerades längs transekten på svenska och latin. b) Lista över kalkgynnade kärlväxter som registrerades längs transekten på svenska och latin. De svenska och latinska namnen har hämtats från Anderberg och Anderberg (2017). \*Skogsnycklar är en underart till Fläcknycklar och växer på kalkrika marker, huvudunderarten till Fläcknycklar heter Jungfru Marie nycklar.

a)

<b>Orkidéer</b>	
<b>Svenska</b>	<b>Latin</b>
Brudsporre	<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br.
Brunkulla	<i>Gymnadenia nigra</i> (L.) Reichb. f.
Flugblomster	<i>Ophrys insectifera</i> L.
Grönkulla	<i>Coeloglossum viride</i> (L.) Hartm.
Guckusko	<i>Cypripedium calceolus</i> L.
Knärot	<i>Goodyera repens</i> (L.) R. Br.
Korallrot	<i>Corallorhiza trifida</i> Châtel.
Lappnycklar	<i>Dactylorhiza lapponica</i> (Laest. Ex. Hartm.) Soó
Myggblomster	<i>Hammarbya paludosa</i> (L.) Kuntze
Nattviol	<i>Habenaria bifolia</i> (L.) Rich.
Norna	<i>Calypso bulbosa</i> (L.) Oakes
Nästrot	<i>Neottia nidus-avis</i> (L.) Rich.
Skogsknipprot	<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz
*Skogsnycklar	<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soó ssp. <i>fuchsii</i> (Druce) Hyl.
Spindelblomster	<i>Listera cordata</i> (L.) R. Br.
Sumpnycklar	<i>Dactylorhiza traunsteineri</i> (Saut.) Soó
Tvåblad	<i>Listera ovata</i> (L.) R. Br.
Ängsnycklar	<i>Dactylorhiza incarnata</i> (L.) Soó

b)

<b>Kärlväxter</b>	
<b>Svenska</b>	<b>Latin</b>
Finbräken	<i>Cystopteris montana</i> (Lam.) Desv.
Jämtlandsmaskros	<i>Taraxacum crocodes</i>
Kransrams	<i>Polygonatum verticillatum</i> (L.) All.
Nordisk stormhatt	<i>Aconitum lycoctonum</i> L.
Stor låsbräken	<i>Botrychium virginianum</i> (L.) Sw.
Tibast	<i>Daphne mezereum</i> L.
Trolldruva	<i>Actaea spicata</i> L.
Underviol	<i>Viola mirabilis</i> L.

Olika skogstyper (Tabell 2) uppskattades och beskrevs som andel skogstyp utifrån längden av en skogstyp delat på hela transektens längd.

Tabell 2. *De olika skogstyperna definierade enligt Fridman & Wulff (2018).*

Skogstyp	Definition
Barrblandskog	varken gran eller tall dominerar men barrträd utgör $\geq 65\%$
Blandskog	mellan 35–65 % lövträd
Granskog	gran $\geq 65\%$
Tallskog	tall $\geq 65\%$

Orkidéerna artbestämdes utifrån fältkontroll och foton. För varje exemplar mättes avstånd till närmsta låga på en skala 1–6: 1 = 0–0,5 m; 2 = 0,5–1,0 m; 3 = 1,0–1,5 m; 4 = 1,5–2,0 m; 5 = 2,0–2,5 m; 6 =  $>2,5$  m. Lågans nedbrytningsgrad uppskattades enligt skala 1–4 (Modifierad från Sippola et al. 2001) genom att sticka in en kniv på olika ställen i lågan. Kriterierna på skalan var följande:

- 1) Barken intakt, färskt floem, ej överväxt av vegetation, Veden är hård och grenarna sitter kvar. Kniven går endast in några millimeter i veden.
- 2) Barken är näst intill intakt, överväxt av vegetation med upp till 25 % av lågans yta. Veden är hård och grenarna sitter kvar. Kniven går in 1–2 cm i veden.
- 3) Största delen av barken har separerat från stammen. Överväxt av vegetation med upp till 75 % av lågans yta. Veden är mjukt och endast tjocka grenar sitter kvar. Kniven går in 3–5 cm i veden.
- 4) Väldigt mjukt trä och överväxt med vegetation med upp till 100 %. Inga grenar sitter kvar. Kniven går helt in i veden.

Inom en radie på 2,5 m runt varje orkidé registrerades ytterligare variabler för att på en mer detaljerad nivå kunna beskriva orkidéarternas habitatkrav (Tabell 3). Täckningsgraden för trädskikt 1, trädskikt 2, markvegetation och död ved under 15 cm uppskattades på en skala 1–5: 1 = 0 %; 2 =  $>0 - 12\%$ ; 3 =  $>12 - 25\%$ ; 4 =  $>25 - 50\%$ ; 5 =  $>50\%$  (se även Magnusson et al. 2013).

Tabell 3. *Olika miljövariabler som registrerades runt varje orkidé och dess definition (se även Magnusson et al. 2013).*

Miljövariabel	Definition
Trädskikt 1	Det översta trädskiktet är minst 5 m högt
Trädskikt 2	Minst 5 m lägre i höjd än trädskikt 1
Markvegetation	Fältskiktet har en höjd av minst 50 cm
Dödved under 15 cm	Död ved under 15 cm i diameter

Rörligt markvatten graderades på en skala 1–3: 1 = 0–40 m från krön där rörligt markvatten saknas, 2 = 40–150 m från krön där rörligt markvatten finns kortare perioder samt 3 = >150 m från krön där rörligt markvatten finns längre perioder (Skogsstyrelsen 1985). Markfuktighetsklass graderades från torr till blöt mark enligt följande fyra kriterier (Skogsstyrelsen 1985):

- 1) Torr mark: Grundvattnet djupare än 2 m. Plan mark på mäktiga isälvsavlagringar. Kullar, markerade krön och åsryggar. Platåer och flacka, högt belägna terrängavsnitt med hällar eller grov jordart. Rörligt markvatten saknas.
- 2) Frisk mark: Grundvattenytan på ett djup av 1–2 m under markytan. Plan mark och sluttningar. Inga vattensamlingar i markytan.
- 3) Fuktig mark: Grundvattenytan närmare markytan än 1 m och i extrema fall synlig i markerade svackor. Plan mark i låg terräng. Nedersta delen av längre sluttningar och plan mark närmast intill dessa. Sommartid kan man gå torrskodd om man utnyttjar tuvor. Träden växer ofta på socklar. Ofta bevuxen med sumpmossor.
- 4) Blöt mark: Grundvattnet bildar vattensamlingar i markytan. Man kan inte gå torrskodd. Tall och gran kan endast undantagsvis uppträda beståndsbildande.

## 2.3 Provyta

I varje studieområde gjordes åtta stycken provytor med en radie på 20 m. Provytorna slumpades ut med hjälp av ett rutnät över transekten inom varje område. Rutnätet gjorde att en provyta inte kunde överlappa en annan och att samma provyta inte kunde slumpas ut mer än en gång. I provytan mättes alla lågor över 15 cm i diameter i basen med rotändan inom provytan, lågornas längd samt diameter i bas och topp mättes. De levande trädens medelålder i brösthöjd bestämdes genom borrhov i två träd, höjden på två medelträd mättes med höjdmätare, den dominerande markfuktighetsklassen uppskattades enligt samma gradient som för transekten, antalet torrträd noterades och grundytan beräknades med hjälp av ett relaskop<sup>2</sup>. Vidare beräknades volymen liggande död ved med en formel för en trunkerad cirkulär kon:  $V = (\pi \times h \div 3) \times (r_1^2 + r_1 \times r_2 + r_2^2)$  (Gibb et al. 2005). Med hjälp av medianvärden för grundyta och medelhöjden från alla provytor i ett område beräknades respektive områdes virkesförråd (m<sup>3</sup>sk/ha) enligt Tor Jonsons formhöjdstabell, formklass 0,65 (Sveriges lantbruksuniversitet 2017).

---

2. Relaskop är ett instrument som gör det möjligt att snabbt beräkna grundyta per hektar genom att räkna antalet levande trädstammar (Keen 1950).

## 2.4 Statistisk analys

Data som samlats in testades för normalfördelning med ett Anderson-Darling test. Linjära regressioner gjordes med orkidérikedom som respons och medianvärdet för mängden död ved som uppmättes områdets provtytor samt den totala arealen för skogsområdet för att se om det fanns någon korrelation. En linjär regression gjordes även för antalet lågor som samlats in längs transekten och volymen död ved som mättes i provtyorna för att se om de korrelerade. Ett ordinationsdiagram gjordes med en principalkomponentanalys (PCA; SAS Institute 2018) för att ge en bild av artsamhället och variationen inom det. En korrelationsmatris gjordes baserat på Pearson's korrelationskoefficient som innehöll virkesvolym, variabler som uppmätts längs transekterna samt komponenter från PCA som kunde förklara en stor del av variationen i datamaterialet. Vidare gjordes multipla regressionsanalyser mellan miljövariabler och orkidérikedom. De multipla regressionsanalyserna rankades utifrån värdet på det uppskattade Akaike information criterion med korrektion för liten provstorlek (AICc) för att få fram den bästa förklaringsmodellen för orkidérikedom (Burnham & Anderson 2002). Kruskal-Wallis användes för att testa om avståndet till närmsta låga påverkade förekomsten av orkidéer. Mann-Whitney test användes för att testa om lågans nedbrytningsgrad påverkade artrikedomen av orkidéer. För majoriteten av analyserna användes statistikprogrammet Minitab (Minitab 2017), med undantag endast för PCA.

## 3 Resultat

### 3.1 Miljövariabler

Orkidérikedomen var normalfördelad enligt Anderson-Darling test ( $p = 0,67$ ). Längs transekten samlades ett mått på död ved in i form av antal lågor. I en linjär regression visade antalet lågor ingen signifikant korrelation med volym död ved som mättes i de slumpmässiga provytorna för respektive område ( $p = 0,27$ ). Orkidérikedom och volym död ved visade heller ingen signifikant korrelation när de testades i en linjär regression ( $p = 0,10$ ). Däremot fanns en signifikant korrelation mellan orkidérikedom och lågor som mätts in längs transekten tillsammans med andra miljövariabler (data från transekter & provytor finns i Bilaga 2). Korrelationsmatrisen visade att det fanns ytterligare korrelationer mellan olika variabler samt komponenterna som hämtats från PCA (Tabell 4). De två komponenterna från PCA, Component 1 och Component 2, förklarade tillsammans en stor del av variationen i datamaterialet och ansågs relevanta att inkludera i korrelationsmatrisen (information om Component 1–2 finns i Bilaga 3). Korrelationsmatrisen visade att det fanns signifikant korrelation mellan orkidérikedom och lågor ( $r = -0,77$ ,  $p = 0,03$ ), orkidérikedom och abundansorkidé ( $r = 0,72$ ,  $p = 0,04$ ), trädsikt 2 och brandspår ( $r = 0,76$ ,  $p = 0,03$ ), markvatten och torraka ( $r = -0,77$ ,  $p = 0,03$ ), granskog och markfukt ( $r = -0,78$ ,  $p = 0,02$ ), barrblandskog och markfukt ( $r = 0,85$ ,  $p = 0,01$ ), barrblandskog och granskog ( $r = -0,94$ ,  $p = 0,00$ ), virkesförråd och avstånd till låga ( $r = -0,79$ ,  $p = 0,02$ ), virkesförråd och granskog ( $r = 0,72$ ,  $p = 0,04$ ), virkesförråd och barrblandskog ( $r = -0,70$ ,  $p = 0,05$ ), Component 1 och avstånd till låga ( $r = -0,71$ ,  $p = 0,05$ ), Component 1 och granskog ( $r = -0,92$ ,  $p = 0,00$ ), Component 1 och barrblandskog ( $r = -0,88$ ,  $p = 0,00$ ), Component 1 och virkesförråd ( $r = 0,91$ ,  $p = 0,00$ ) samt Component 2 och getgran ( $r = 0,88$ ,  $p = 0,00$ ).

Tabell 4. Korrelationsmatris för en stor del av variablerna som samlades in längs transekten samt Comp. 1 och Comp. 2 som hämtats från PCA. Den undre vänstra delen av tabellen visar p-värde medan den övre högra delen visar korrelationens riktning där röd är negativ riktning och grön är positiv riktning.

	Rikedom Orkidé	Abundans Orkidé	Rikedom Signalart	Abundans Signalart	Torraka	Låga	Getgran	Brandspår till låga	Avstånd till låga	Trädsnitt1	Trädsnitt2	Nedbrytningsgrad	Markfukt	Markvatten	Tallskog	Granskog	Barrblandskog	Virkesförråd	Comp.1	Comp.2
Rikedom Orkidé	*	<b>0,72</b>	0,42	-0,03	-0,57	<b>-0,77</b>	0,47	0,16	0,40	-0,39	-0,18	0,37	0,65	0,59	0,04	-0,49	0,56	-0,46	-0,60	0,58
Abundans Orkidé	<b>0,04</b> *		0,64	0,49	-0,04	-0,65	0,11	0,03	-0,03	-0,27	-0,30	0,28	0,30	0,31	-0,20	0,08	-0,01	0,02	-0,07	0,31
Rikedom signalart	0,31	0,09 *		0,62	-0,32	-0,37	0,10	0,06	-0,11	0,25	-0,12	0,41	-0,15	0,39	0,08	0,28	-0,36	0,34	0,19	0,32
Abundans signalart	0,95	0,21	0,10 *		0,29	0,12	-0,49	-0,14	-0,40	0,23	-0,28	0,36	-0,08	-0,21	-0,06	0,38	-0,42	0,45	0,32	-0,17
Torraka	0,14	0,92	0,44	0,49 *		0,25	-0,43	-0,45	-0,33	0,26	-0,18	-0,04	-0,35	<b>-0,77</b>	-0,64	0,60	-0,44	0,47	0,58	-0,48
Låga	<b>0,03</b>	0,08	0,36	0,78	0,55 *		-0,65	0,07	-0,47	0,33	0,01	-0,16	-0,15	-0,27	0,42	-0,04	-0,12	0,31	0,22	-0,53
Getgran	0,24	0,80	0,81	0,22	0,29	0,08 *		0,47	0,12	-0,17	0,63	0,09	0,17	0,09	-0,36	-0,01	0,16	-0,07	-0,02	<b>0,88</b>
Brandspår	0,70	0,94	0,88	0,74	0,27	0,87	0,24 *		-0,59	-0,36	<b>0,76</b>	-0,23	0,36	0,14	0,22	-0,13	0,06	0,17	0,11	0,68
Avstånd låga	0,33	0,95	0,79	0,32	0,43	0,24	0,79	0,13 *		-0,15	-0,47	0,09	0,08	0,39	0,11	-0,45	0,48	<b>-0,79</b>	<b>-0,71</b>	-0,18
Trädsnitt1	0,34	0,52	0,54	0,59	0,53	0,42	0,68	0,39	0,72 *		-0,20	0,59	-0,43	-0,22	-0,16	0,30	-0,29	0,64	0,44	-0,14
Trädsnitt2	0,66	0,47	0,78	0,50	0,68	0,98	0,09	<b>0,03</b>	0,24	0,63 *		-0,33	-0,07	-0,31	-0,18	0,26	-0,24	0,26	0,40	0,61
Nedbrytningsgrad	0,36	0,51	0,31	0,38	0,92	0,70	0,83	0,59	0,82	0,12	0,42 *		0,34	-0,04	-0,23	-0,18	0,30	0,21	-0,13	0,30
Markfukt	0,08	0,47	0,72	0,86	0,39	0,72	0,68	0,39	0,84	0,29	0,87	0,42 *		0,22	0,16	<b>-0,78</b>	<b>0,85</b>	-0,46	-0,68	0,41
Markvatten	0,12	0,45	0,34	0,62	<b>0,03</b>	0,51	0,84	0,75	0,35	0,60	0,45	0,93	0,60 *		0,69	-0,53	0,34	-0,44	-0,55	0,12
Tallskog	0,93	0,63	0,86	0,88	0,09	0,30	0,37	0,61	0,80	0,70	0,66	0,58	0,70	0,06 *		-0,57	0,27	-0,36	-0,48	-0,25
Granskog	0,22	0,85	0,50	0,35	0,12	0,92	0,98	0,76	0,27	0,46	0,53	0,68	<b>0,02</b>	0,18	0,14 *		<b>-0,94</b>	<b>0,72</b>	<b>0,92</b>	-0,09
Barrblandskog	0,15	0,98	0,38	0,30	0,28	0,78	0,70	0,89	0,23	0,48	0,57	0,47	<b>0,01</b>	0,41	0,52	<b>0,00</b> *		<b>-0,70</b>	<b>-0,88</b>	0,20
Virkesförråd	0,25	0,97	0,41	0,26	0,24	0,46	0,87	0,69	<b>0,02</b>	0,09	0,53	0,61	0,25	0,28	0,38	<b>0,04</b>	<b>0,05</b> *		<b>0,91</b>	0,10
Comp.1	0,11	0,86	0,65	0,44	0,13	0,60	0,97	0,80	<b>0,05</b>	0,27	0,33	0,76	0,06	0,16	0,23	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b> *		0,00
Comp.2	0,13	0,45	0,45	0,69	0,23	0,18	<b>0,00</b>	0,06	0,68	0,74	0,11	0,48	0,32	0,77	0,56	0,84	0,63	0,81	1,00	*

Multipla regressioner gjordes med orkidérikedom som respons för variabler och kombinationer av variabler som på förhand ansågs relevanta för orkidérikedom samt anknöt till frågeställningen. Detta grundades på kunskap och teorier om ljusinsläpp, markfukt och områdets storlek. Lågor, markfukt, stubbar och getgranar var variabler som mättes längs transekten medan virkesförråd hämtades via skogliga grunddata (Skogsstyrelsen 2019) och skogsfläck hämtades från SLU:s skogsdata. Innan kombinationer av variabler användes i samma modell testades de för korrelation med varandra. Om korrelationen mellan variablerna var  $\leq 0,5$  ansågs de vara lämpliga att använda i kombination med varandra (Tabell 5a). AICc värdet från de multipla regressionerna indikerar det empiriska stödet för modellen och hur väl modellen förklarar orkidérikedom. Nivån för empiriskt stöd för en modell utgår från värdet på  $\Delta AICc$  där 0–2 är väsentligt empiriskt stöd, 4–7 är betydligt mindre och  $>10$  är i huvudsak inget empiriskt stöd för modellen (Burnham & Anderson 2002). Artrikedomen av orkidéer förklarades bäst av en modell med markfukt och lågor, där markfukt var positivt och lågor var negativt för orkidérikedom (Tabell 5b). Den modell som förklarade artrikedomen av orkidéer näst bäst visade en negativ interaktion mellan lågor och orkidérikedom (Tabell 5c).

Tabell 5. a) De variabler som användes i olika multipla regressionsanalyser för att förklara orkidérikedom, dess AICc värden och  $\Delta AICc$  som kan ge en uppskattning på modellens empiriska stöd. b) Modellen med markfukt och lågor förklarade orkidérikedom bäst. Markfukt har en positiv interaktion med orkidérikedom medan lågor har en negativ interaktion. c) Modellen med lågor visar att lågor har en negativ interaktion med orkidérikedom.

a)

$\Delta AICc$	AICc	Variabler
0,00	44,41	Markfukt + Lågor
0,37	44,78	Lågor
3,05	47,46	Markfukt
5,03	49,44	Stubbar
5,41	49,82	Getgranar
5,48	49,89	Virkesförråd
7,40	51,81	Skogsfläck
10,31	54,72	Markfukt + Getgranar
1,81	46,22	Nollmodell



b)

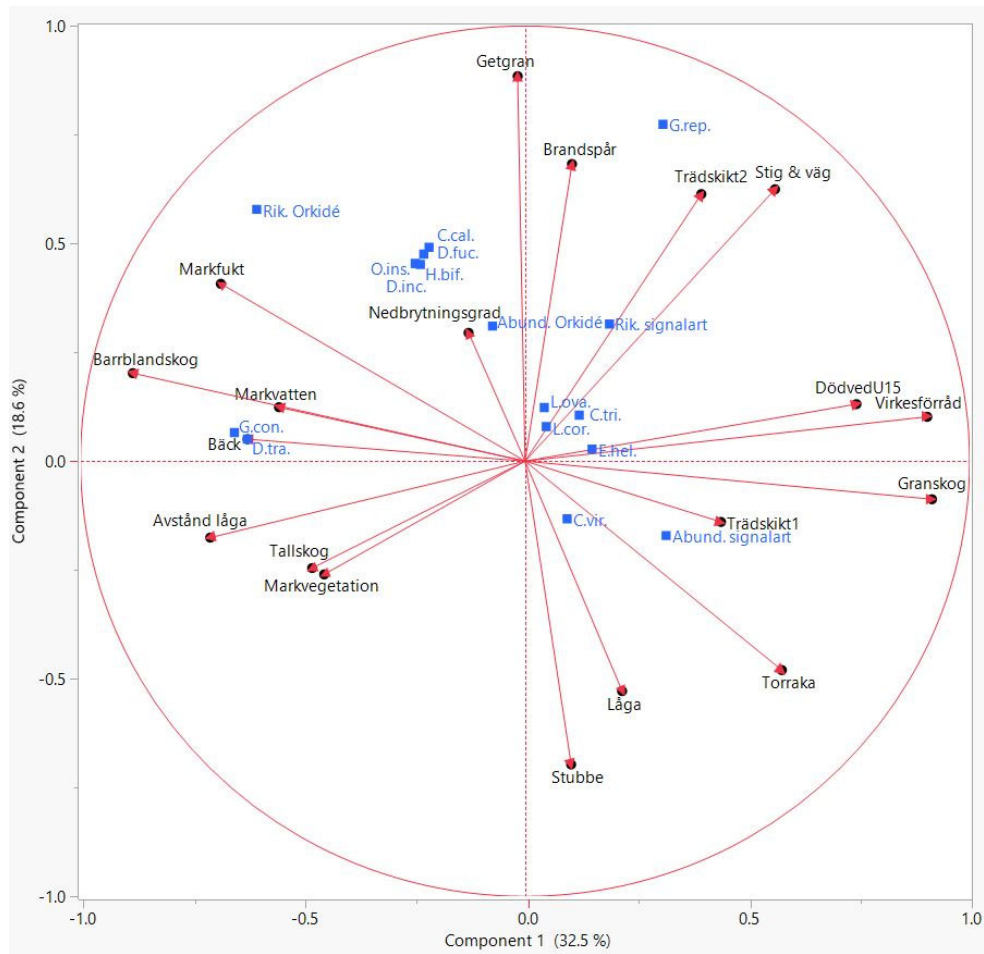
Variabler	Riktning	Konfidens intervall		p-värde
		Lägre 95%	Övre 95%	
Intercept	4,94	-1,53	11,41	0,11
Markfukt	2,41	0,61	4,21	0,02
Lågor	-0,05	-0,07	-0,02	0,01

c)

Variabler	Riktning	Konfidens intervall		p-värde
		Lägre 95%	Övre 95%	
Intercept	12,22	6,67	17,78	0,00
Lågor	-0,05	-0,10	-0,01	0,03

### 3.2 Artdiversitet och artsamhällen

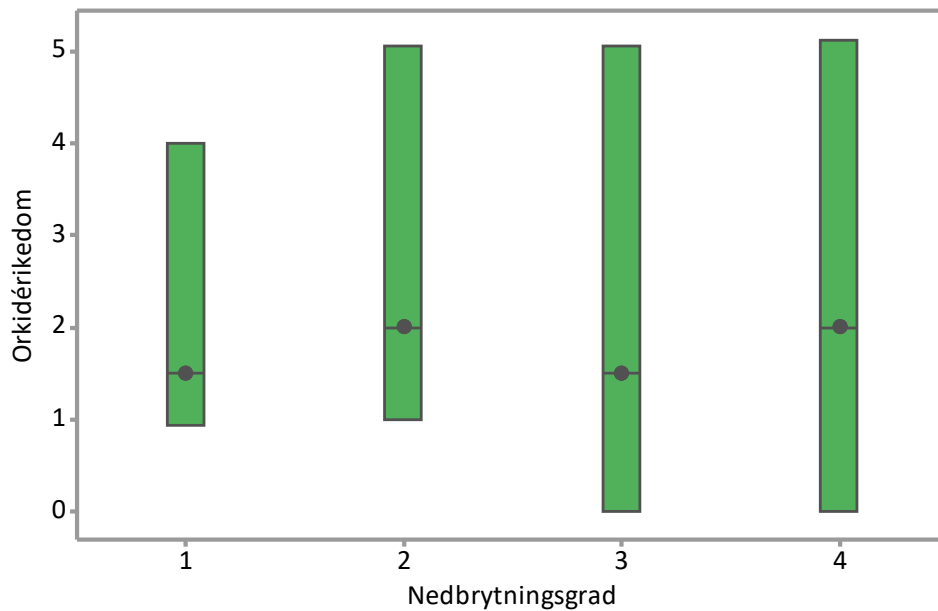
PCA användes för att beskriva och visualisera likheter och olikheter i datamaterialet. Det visade att miljövariablernas påverkan på arterna varierade. Flera orkidéarter drog åt motsatt håll jämfört med låga, vilket tyder på negativ korrelation, samtidigt som enstaka orkidéer inte gjorde det (Figur 4). Analysen resulterade i totalt sju komponenter som tillsammans förklarade all variation i datamaterialet (information om Component 1–7 finns i Bilaga 3). Förklaringsgraden av Component 1 och 2 ansågs tillräcklig för denna studie. De signifikanta korrelationerna mellan komponenterna och variablerna (från Tabell 4) var: Component 1 och avstånd till låga ( $r = -0,71$ ,  $p = 0,05$ ), Component 1 och granskog ( $r = 0,92$ ,  $p = 0,00$ ), Component 1 och barrblandskog ( $r = -0,88$ ,  $p = 0,00$ ), Component 1 och virkesförråd ( $r = 0,91$ ,  $p = 0,00$ ) samt Component 2 och getgran ( $r = 0,88$ ,  $p = 0,00$ ).



Figur 4. Ordinationsdiagrammet (från PCA) visade de olika miljövariablernas påverkan och diversiteten inom artsamhället. De olika orkidéarterna förkortas med fyra bokstäver från det latinska namnet, rikedom förkortas till "Rik." och abundans förkortas till "Abund."

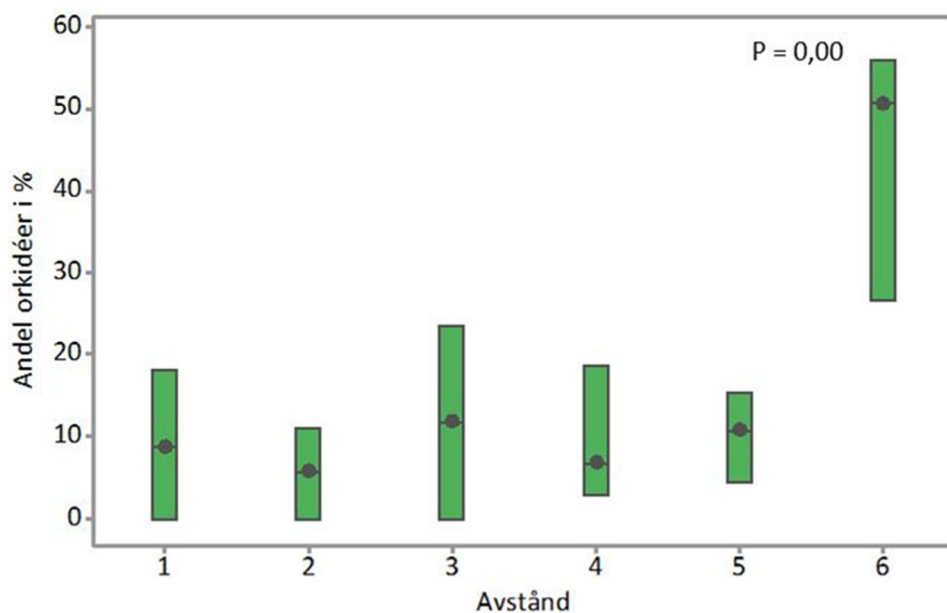
### 3.3 Lokala död ved interaktioner

Mann-Whitneys test visade ingen signifikant skillnad i orkidérikedom för de olika nedbrytningsgraderna (Figur 5). Spridningsmättet runt medelvärdet i Mann-Whitneys test baserades på variationen mellan de åtta olika områdena. Antal lågor i olika nedbrytningsgrad som observerades närmast en orkidé var: nedbrytningsgrad 1 = 21 lågor, nedbrytningsgrad 2 = 38 lågor, nedbrytningsgrad 3 = 48 lågor, nedbrytningsgrad 4 = 36 lågor.

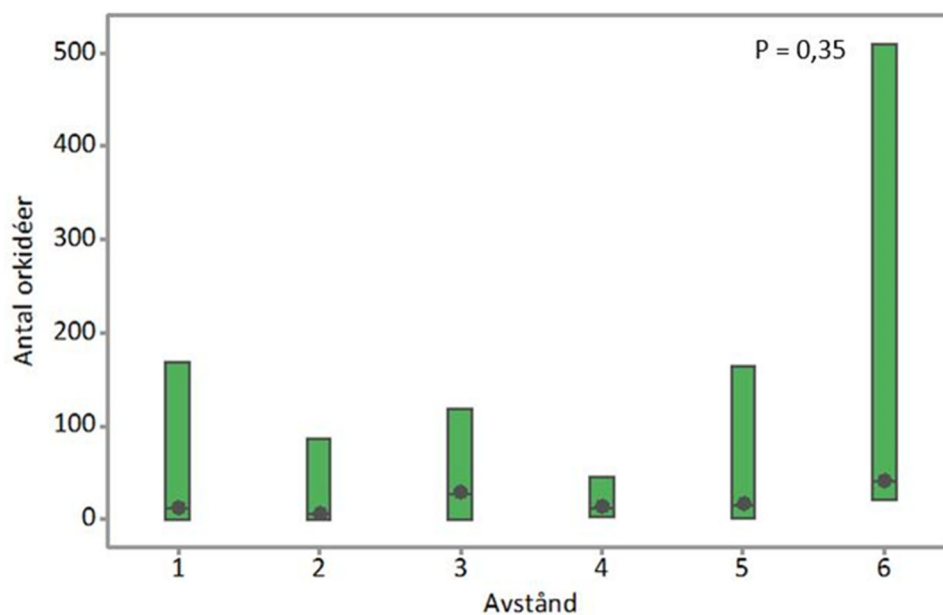


Figur 5. Orkidérikedom (median  $\pm$  95 % KI) per nedbrytningsgrad (beskrivning av olika nedbrytningsgrader på sida 16). Medianvärdet för orkidérikedom vid de olika nedbrytningsgraderna symboliserades av en svart prick ( $n = 8$  områden). Totalt antal orkidéer funna närmast låga i de olika nedbrytningsgraderna var: nedbrytningsgrad 1 = 302 orkidéer, nedbrytningsgrad 2 = 332 orkidéer, nedbrytningsgrad 3 = 678 orkidéer samt nedbrytningsgrad 4 = 289 orkidéer.

Kruskal-Wallis envägs analys av varians visade att orkidéförekomsten inte var jämt fördelat över de olika avstånden till närmaste låga (Figur 6). Baserat på Kruskal-Wallis test förekom störst andel orkidéer på avstånd 6 (>2,5 m från närmsta låga). Antalet orkidéer på de olika avstånden till närmsta låga var inte signifikant skilt mellan de olika avstånden (Figur 7). Spridningsmättet runt medelvärdet i båda testerna med Kruskal-Wallis baserades på variationen mellan de åtta olika områdena.

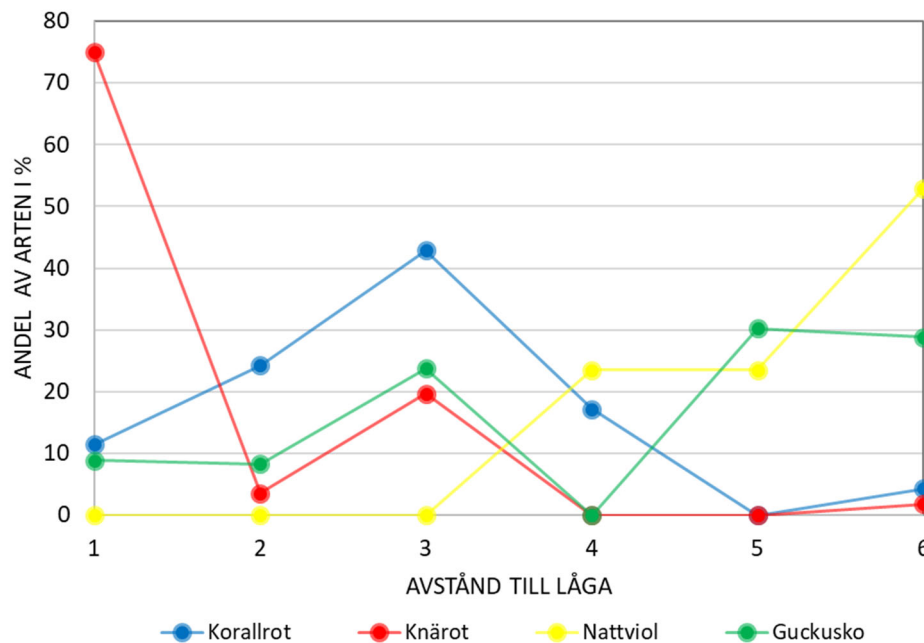


Figur 6. Andelen orkidéer (median  $\pm$  95 % KI) av det totala antalet orkidéer fördelat på ett gradvis ökande avstånd till närmsta låga. Medianvärdet för andel orkidéer i procent vid de olika avstånden symboliseras av en svart prick (n = 8 områden). De olika avstånden var: 1 = 0–0,5 m; 2 = 0,5–1,0 m; 3 = 1,0–1,5 m; 4 = 1,5–2,0 m; 5 = 2,0–2,5 m; 6 = >2,5 m.



Figur 7. Antal orkidéer (median  $\pm$  95 % KI) fördelat på ett gradvis ökande avstånd till närmaste låga. Medianvärdet för antal orkidéer vid de olika avstånden symboliseras av en svart prick (n = 8 områden). De olika avstånden var: 1 = 0–0,5 m; 2 = 0,5–1,0 m; 3 = 1,0–1,5 m; 4 = 1,5–2,0 m; 5 = 2,0–2,5 m; 6 = >2,5 m.

Fyra orkidéarter visade tydligt varierad och olikartad förekomst på olika avstånd till närmsta låga (se Figur 8). Dessa arter var korallrot (n = 70), knärot (n = 56), nattviol (n = 17) och guckusko (n = 506, data på guckusko och nedbrytningsgrad av låga finns i Bilaga 4).



Figur 8. Andel av orkidéarterna korallrot (n = 70), knärot (n = 56), nattviol (n = 17) och guckusko (n = 506) fördelat på avstånd till närmsta låga. De olika avstånden var: 1 = 0–0,5 m; 2 = 0,5–1,0 m; 3 = 1,0–1,5 m; 4 = 1,5–2,0 m; 5 = 2,0–2,5 m; 6 = >2,5 m.

## 4 Diskussion

Mitt arbete visar att generellt sett har mängden död ved en negativ påverkan på artrikedomen av orkidéer i Jämtländska kalkbarrskogar. Måttet på död ved, lågor i detta fall, kan vara bättre kopplat till orkidéer än volym död ved eftersom lågor och orkidéer har inventerats längs samma transekt. Resultatet visade att vid högre antal lågor minskar artrikedomen av orkidéer. Min studie, som bygger på kontrollerade mätningar, stämmer väl överens med tidigare iakttagelser och förslag, av bland andra Nitare (2019) och Forslund (2017). Den negativa effekten av lågor avtog när lågan var 2,5 meter eller mer från en orkidé (Figur 6). Detta resultat kan dock vara missvisande eftersom lågor som var mer än 2,5 meter bort från orkidéer inte registrerades. En lågas effekt på markkemin förväntades vara mycket lokal och därför registrerades inte lågor som var mer än 2,5 meter bort. Resultaten tyder på att det finns utrymme för både vedlevandearter och kalkgynnade orkidéer inom samma område men inte på exakt samma plats. Analyser på artnivå inom familjen orkidéer är komplicerat då systematiken är svår och flera orkidéarter kan hybridisera med varandra (Hedré 1996; Anderberg & Anderberg 2017). En avsaknad i denna studie är ett bra mått på ljusinstrålning och något ytterligare mått på hävdhistorik för att kunna tolka variation bättre. Det hade varit intressant att veta mer om skogshistoriken och tidsaspekten kopplat till när hävden avtog i respektive område, eftersom det kan påverka förekomstmonstret idag även om skogarna växt igen.

AICc rankingen var väldigt jämn mellan modellen med lågor samt modellen med markfukt och lågor. Det är därför omöjligt att säga vilken modell som bäst förklarar orkidétrikedomen. I modellen med markfukt och lågor kan det vara så att markfukt träder fram i regressionen tillsammans med lågor för att det förklarar den återstående variationen efter lågor. Det kan även vara så att högre markfukt ger upphov till en högre grad av överväxt (Dynesius, Gibb & Hjältén 2010), vilket kan leda till en lägre nedbrytningstakt och mindre effekt av lågan. Nollmodellen hade ett  $\Delta AICc$ -värde under två vilket tyder på att det finns någonting annat som är betydelsefullt och förklarande för orkidétrikedomen än lågor och markfukt, eller att provstorleken är

för liten. Att markfukt hade en positiv effekt på orkidérikedom har nämnts tidigare av bland annat av Delin (1992) som menar att dikning och grävning i skogen är det största hotet mot taigans kärlväxtflora. Även Bjørndalen (2015) menar att negativa effekter från dikning av myr- och våtmarker fortfarande påverkar habitat för orkidéer, men även andra rödlistade arter. Andra miljövariabler som kan tänkas påverka artrikedom och artsammansättning av orkidéer är ljusinsläpp, som är viktigt för alla kärlväxter, markkemin och hur betade markerna är av vilda djur. För att mäta ljusinsläppet i området använde jag virkesförråd som mått, eftersom ett lägre virkesförråd borde kunna tolkas som en öppnare skog. I korrelationsanalysen gav inte virkesförråd någon signifikant korrelation med orkidérikedom. Betestryck från vilda djur och markemi är variabler som jag tyvärr inte kunnat inkludera inom ramen för detta arbete.

Orkidéarternas specifika habitatkrav (Wettrin 2013) framträder tydligt i ordinationsdiagrammet (Figur 4) och de fyra orkidéarternas olika förekomst i förhållande till närmsta låga (Figur 8), som visade på variation inom familjen orkidéer. De fyra arterna guckusko, knärot, korallrot och nattviol skiljer sig inte bara från varandra när det gäller krav på livsmiljö utan även i hur arterna pollineras (Antonelli, Dahlberg, Carlgren & Appelqvist 2009; Claessens & Kleynen 2016; Mossberg & Ærenlund Pedersen 2017). För korallrot handlar det om självpollination, nattviol är fjärlspollinerad (Mossberg & Ærenlund Pedersen 2017), knärot pollineras av humlor (Claessens & Kleynen 2016) och guckusko pollineras av bin (Antonelli et al. 2009). Dessa arter har alltså olika förutsättningar för fortplantning och förmåga att sprida sig, vilket kan tolkas som att en heterogen skog borde främja orkidérikedomen. Variationen inom familjen orkidéer gör att ett mått på orkidérikedom blir spretigt och därför inte optimalt. Artrikedom av orkidéer ger en bild av helheten men nästa steg är att se på artsamhället som jag till viss del har gjort.

Flest antal orkidéer förekom närmast lågor i nedbrytningsgrad 3 och minst antal orkidéer förekom närmast lågor i nedbrytningsgrad 4. Men det fanns ingen signifikant skillnad i orkidérikedom för de olika nedbrytningsgraderna (Figur 5). Vid en närmare anblick på den skyddsvärda arten guckusko var de lågor som identifierats i dess närhet främst i nedbrytningsgrad 3 (Bilaga 4). När lågan når en högre grad av nedbrytning ökar mängden joner som frigörs till marken (Krankina, Harmon & Griazkin 1999; Lasota 2018), vilket till viss del kan förklara förekomsten av guckusko. Men det vore intressant att undersöka detta närmre, till exempel genom att undersöka markkemin intill orkidéer och lågor av olika nedbrytningsgrad.

De flesta kalkbarrskogar har historiskt sett varit hävdade (Nitare 2009; Nitare 2011; Forslund 2017) och därför är det sannolikt att det inte ackumulerats någon

större mängd död ved i dessa skogar (Forslund 2017). Arter knutna till kalkbarrskogar är troligen anpassade till en oansenlig mängd död ved och viss störning från till exempel bete eller plockhuggning. Getgranar som i denna studie har använts som ett mått på hävd längs transekten, visade en signifikant korrelation med Component 2. Däremot fanns ingen signifikant korrelation med artrikedom av orkidéer. Troligtvis har det gått för lång tid sedan betet upphörde för att det ska kunna visa någon direkt korrelation till orkidétrikedom. Totalt sett var det få getgranar som observerades och det kan ha påverkat signifikansen av getgranar i analyserna. Men i ordinationsdiagrammet (Figur 4) visades det tydligt att låga och getgran drog åt motsatta håll.

När Mebus och Löfgren (2003) undersökte skogsbete i gotländska kalkbarrskogar hittade de lika många orkidéarter i obetade och betade skogar. Utifrån deras resultat menar de att för rödlistade arter är skogsbete sannolikt viktigare för andra artgrupper än kärlväxter (Mebus & Löfgren 2003). Däremot har studier i boreala och subalpina områden av Björkbäck och Lundqvist (2005) samt Sletvold, Øien och Moen (2010) visat att orkidéer gynnas av bete. Bete rekommenderas även som naturvårdande skötsel för kalkbarrskogar med hävdhistorik (Nitare 2011). Rekommendationen från Nitare (2011) är att utgå från historiken i området som i sammanhanget baseras på korta tidsaspekter. Att utgå från ett områdes historik som till stor del är en produkt av mänsklig inverkan medför en risk om att det inte är hållbart i längden (Renberg et al. 2009). Men med tanke på att taigan sedan urminnes tider varit präglad av herbivorer och eld (Andersson & Appelqvist 1990) kan det ändå vara troligt att olika herbivorer gjort ett större avtryck än eld i fuktiga till blöta områden.

Att utforma en effektiv naturvårdande skötsel för kalkbarrskogar där alla arter tillgodoses är troligen mycket svårt. En teori av Lennartsson (2001) är att allt eftersom nya arter studeras kommer vi få ett allt bredare spektrum av optimumpunkter. I detta fall till exempel olika orkidéarters optimumpunkter för mängden död ved och betestryck. Alla arter har en viss tolerans så att utforma en skötsel där alla arter kanske inte har optimala förutsättningar, men där alla arter överlever, kan vara ett alternativ (Lennartsson 2001). De långsiktiga effekterna är svåra att bedöma för långlivade arter som orkidéer där nyetablering till stor del styrs av symbiosförhållanden. I tillägg finns en stor osäkerhet över klimatförändringarnas påverkan på det boreala ekosystemet i stort (Lindner et al. 2010) som både direkt och indirekt kan påverka förutsättningarna för orkidéers fortlevnad. Skötselåtgärder för långsiktigt bevarande av arter är komplicerade frågor som borde baseras på vetenskap (Bjørndalen 2015) där historiken i ett område kan ge ledtrådar utan att begränsa öppenhet för andra aspekter och perspektiv. De flesta variabler som jag har mätt i samband



med denna studie kan påverkas genom skötselåtgärder som exempelvis skogsbete, naturvårdsbränning och plockhuggning för att nämna några. En generell rekommendation på naturvårdande skötsel, utifrån resultatet i min studie, kan vara igenläggning av diken för att öka markfukten och på så sätt främja förutsättningarna för orkidéer. Samtidigt kan det i delområden med torrare markförhållanden, där orkidérikedomen enligt resultaten var lägre, vara möjligt att hysa en mer betydande mängd död ved. Dessa skötselstrategier är svåra att testa och det finns fortfarande mer att undersöka i denna fråga.

I näst intill all litteratur om orkidéer nämns den livsviktiga symbiosen med marksvampar. I boreal skog förekommer symbiosen mellan orkidéer och marksvampar i en gradient från autotrofa Rizoetonia associerade orkidéer till mixotrofa orkidéer som associerar med ektomykorrhiza (Jacquemyn, Duffy & Selosse 2017). I laboratorium har Rosling och Finley (2004) visat att mineralers sammansättning och struktur påverkar tillväxt och aktivitet hos ekomykorrhizasvampar. Det vore därför intressant att undersöka hur ektomykorrhizasvampar påverkas av mineralsammansättningen i kalkbarrskogar och vilken betydelse det har för associerade orkidéer.

## 4.1 Slutsats

Jag har studerat sambandet mellan död ved och orkidéer på två olika nivåer. På beståndsnivå visade resultaten att död ved missgynnar artrikedomen av orkidéer i Jämtländska kalkgranskogar. På mikrohabitatnivå påverkades enskilda arter olika av mängden död ved, där de kalkgynnade orkidéarterna till viss del såg ut att påverkas negativt av död ved. Mängden död ved var dock inte den enskilt förklarande variabeln för artrikedomen och artsammansättning av orkidéer, även markfukt visades vara av betydelse för orkidéers artrikedomen. Utifrån resultaten från denna studie kan det finnas förutsättningar att bevara både kalkgynnade orkidéer och vedlevande arter inom samma område men inte på exakt samma plats. En potentiell skötselstrategi kan vara igenläggning av diken för att öka markfukten och på så sätt främja förutsättningarna för orkidéer. Samtidigt kan det i delområden med torrare markförhållanden, där orkidérikedomen enligt resultaten var lägre, vara möjligt att hysa en mer betydande mängd död ved. Dessa skötselstrategier är svåra att testa och det finns fortfarande mer att undersöka i denna fråga. Det finns en viss osäkerhet i sambandet mellan mängden död ved, hävdhistoriken och tidsaspekten kopplat till när hävden avtog för respektive område. I framtiden kan det därför vara intressant att studera sambandet mellan mängden död ved och hävdhistoriken för att få mer klarhet i vad som har störst inverkan på kalkgynnade orkidéer.

## Referenslista

- Anderberg, A. & Anderberg, A.-L. (2017). *Den virtuella floran*. Stockholm: Naturhistoriska riksmuseet. Elektronisk publikation. Tillgänglig: <http://linnaeus.nrm.se/flora> [2019-12-13]
- Andersson, L., & Appelqvist, T. (1990). Istidens stora växtätare utformade de nemorala och boreo-nemorala ekosystemen. En hypotes med konsekvenser för naturvården. *Svensk Botanisk Tidsskrift*, vol. 84 (6), ss. 355–368. Tillgänglig: <http://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1202508/FULLTEXT01.pdf> [2019-12-13]
- Antonelli, A., Dahlberg, C.J., Carlgren, K.H.I. & Appelqvist, T. (2009). Pollination of the Lady's slipper orchid (*Cypripedium calceolus*) in Scandinavia – taxonomic and conservational aspects. *Nordic Journal of Botany*, vol. 27, ss. 266-273. DOI: 10.1111/j.1756-1051.2009.00263.x
- Antrop, M. (2005). Why landscapes of the p-ast are important for the future. *Landscape and Urban Planning*, vol. 70, ss. 21-34. DOI: doi:10.1016/j.landurbplan.2003.10.002
- ArtDatabanken (2015). Rödlistade arter i Sverige 2015. Uppsala: ArtDatabanken Sveriges lantbruksuniversitet. Tillgänglig: [https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/22.-rodlistan-2015/rodlistan\\_2015.pdf](https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/22.-rodlistan-2015/rodlistan_2015.pdf) [2019-11-14]
- Björkbäck, F. & Lundqvist, J. (2005). Brunkullan (*Nigritella nigra* i Jämtland och Härjedalen – ekologi, populationsutveckling och skötsel aspekter. *Slutrapport för "Aktion Brunkulla"*. Stockholm: Naturhistoriska riksmuseet. (Naturhistoriska riksmuseets småskriftserie ISSN: 0585–3249) Tillgänglig: [https://www.nrm.se/download/18.15a9acf8138e25c458680008486/1367704990081/2005-2\\_smaskrift\\_brunkulla\\_2012\\_07.pdf](https://www.nrm.se/download/18.15a9acf8138e25c458680008486/1367704990081/2005-2_smaskrift_brunkulla_2012_07.pdf) [2019-12-18]
- Bjørndalen, J.E. (2003). Kalkgranskogar i Sverige och Norge – förslag till växtsociologisk klassificering. Jönköping: Skogsstyrelsen. (Rapport 2003:8) Tillgänglig: <http://shop.skogsstyrelsen.se/shop/9098/art77/4646077-0edcbe-1725.pdf> [2019-12-13]
- Bjørndalen, J.E. (2015). Protection of Norwegian orchids – a review of achievements and challenges. *European Journal of Environmental Sciences*, vol. 5 (2), ss. 121- 133. DOI: <http://dx.doi.org/10.14712/23361964.2015.85>
- Blank, S. & Svensson, M. (red.) (2013). *Artinriktad naturvård*. Uppsala: ArtDatabanken Sveriges lantbruksuniversitet. Tillgänglig: [https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/11.-artinriktad-naturvard/artinriktad\\_naturvard.pdf](https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/11.-artinriktad-naturvard/artinriktad_naturvard.pdf) [2019-11-14]
- Bonnardeaux, Y., Brundrett, M., Batty, A., Dixon, K., Koch, J. & Sivasithamparam, K. (2007). Diversity of mycorrhizal fungi of terrestrial orchids: compatibility webs, brief encounters, lasting relationships and alien invasions. *Mycological Research*, vol. 111, ss. 51-61. DOI: 10.1016/j.mycres.2006.11.006

- Burnham, K.P. & Andersson, D.R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: a practical information-theoretic approach*. 2. uppl. New York: Springer-Verlag.
- Claessens, J. & Kleynen, J. (2016). The pollination of European Orchids Part 4: *Goodyera* and *Spiranthes*. *Journal of the Hardy Orchid Society*, vol. 13, no. 2 (80). Tillgänglig: <https://europeanorchids.com/wp-content/uploads/2018/07/ClaessensKleynenJHOS13April2016.pdf> [2020-01-21]
- Dahlström, A. (2013). Bondeskog: Husbehovsbruk skapade varierade skogar. Visby: Riksantikvarieämbetet. (Vårda väl, Biologiskt kulturarv) Tillgänglig: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1235027/FULLTEXT01.pdf> [2019-11-14]
- Delin, A. (1992). Kärlväxter i taigan i Hälsingland – deras anpassningar till kontinuitet eller störning. *Svensk botanisk tidskrift*, vol. 86 (3), ss. 147–176. Tillgänglig: <http://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1203010/FULLTEXT01.pdf> [2019-12-13]
- Dynesius, M., Gibb, H. & Hjältén, J. (2010). Surface Covering of Downed Logs: Drivers of a Neglected Process in Dead Wood Ecology. *PLOS ONE*, vol. 5 (10): e13237. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013237>
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal forests. *Ecological Bulletins*, no. 46, ss.16–47. Tillgänglig: [www.jstor.org/stable/20113207](http://www.jstor.org/stable/20113207) [2019-11-14]
- European Commission. (2019). *Soil pH in Europe*. Tillgänglig: <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/soil-ph-europe#tabs-0-description=0> [2019-12-12]
- Fay, F.M., Pailler, T. & Dixon, W.K. (2015). Orchid conservation: making the links. *Annals of Botany*, vol. 116, ss. 377-379. DOI: 10.1093/aob/mcv142
- Forslund, M. (2017). Kalkbarrskogar i Uppsala län – 13 års erfarenheter. Uppsala: Länsstyrelsen Uppsala län. (Meddelandeserie 2017:20)
- Fridman, J. & Wulff, S. (2018). SKOGSDATA 2018. Umeå: Sveriges lantbruksuniversitet. Skogsdata (0280–0543) Tillgänglig: [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata\\_2018\\_webb.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata_2018_webb.pdf) [2020-01-09]
- Gibb, H., Ball, J.P., Johansson, T., Atlegrim, O., Hjältén, J. & Danell, K. (2005). The effects of management on coarse woody debris volume and composition in boreal forests in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 20 (3), ss. 213-222. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/02827580510008392>
- Granström, A. (2001). Fire Management for Biodiversity in the European Boreal Forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol.16 (S3), ss. 62-69. DOI: 10.1080/028275801300090627
- Gustafsson, L. (2002). Presence and Abundance of Red-Listed Plant Species in Swedish Forests. *Conservation Biology*, vol. 16 (2), ss. 377-388. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00398.x>
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. (2002). Extinction Debt at Extinction Threshold. *Conservation Biology*, vol. 16 (3), ss. 666–673. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00342.x>
- Hedré, M. (1996). Genetic differentiation, polyploidization and hybridization in northern European *Dactylorhiza* (Orchidaceae): evidence from allozyme markers. *Plant Systematics and Evolution*, vol. 201, ss. 31-35. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00989050>
- Hedré, M., Birkedal, S., Hansson, S. & Waldemarson, E. (2015). DNA ger oss ny kunskap om brunkulla och brudkulla. *Svensk Botanisk Tidskrift*, vol. 109 (3–4), ss. 140–157. Tillgänglig: <http://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1203144/FULLTEXT01.pdf> [2019-12-13]
- IUCN (2019). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019–2. Tillgänglig: <https://www.iucnredlist.org> [2019-11-21]
- Jacquemyn, H., Duffy, K.J. & Selosse, M.-A. (2017). Biogeography of Orchid Mycorrhizas. I: Tedersoo, L. (red.), *Biogeography of Mycorrhizal Symbiosis*. Cham: Springer International Publishing, ss. 159–177.

- Joelsson, K., Hjältén, J. & Work, T. (2017). Un-even aged silviculture can enhance within stand heterogeneity and beetle diversity. *Journal of environmental management*, vol 205, ss. 1-8. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.09.054
- Josefsson, T., Hörnberg, G. & Östlund, L. (2009). Long-Term Human Impact and Vegetations Changes in a Boreal Forest Reserve: Implications for the Use of Protected Areas as Ecological References. *Ecosystems*, vol. 12 (6), ss. 1017-1036. DOI: 10.1007/s10021-009-9276-y
- Keen, E.A. (1950). "THE RELASCOPE". *Empire Forestry Review*, vol. 29 (3), ss. 253-264. Tillgänglig: [www.jstor.org/stable/42601158](http://www.jstor.org/stable/42601158) [2019-12-15]
- Krankina, O.N., Harmon, M.E. & Griazkin, A.V. (1999). Nutrient stores and dynamics of woody detritus in a boreal forest: modelling potential implications at the stand level. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, ss. 20-32. DOI: <https://doi.org/10.1139/x98-162>
- Lasota, J., Blońska, E., Piaszczyk, W. & Wiecheć, M. (2018). How the deadwood of different tree species in various stages of decomposition affected nutrient dynamics?. *Journal of Soils and Sediments*, vol. 18, ss. 2759-2769. DOI: 10.1007/s11368-017-1858-2
- Lassaue, A., Paillet, Y., Jactel, H. & Bouget, C. (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, vol. 11, ss. 1027-1039. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.02.004
- Leake, J.R. (1994). The biology of myco-heterotrophic ('saprophytic') plants. *New Phytologist*, vol. 127, ss. 171-216. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1994.tb04272.x>
- Lennartsson, T. (2001). Skötsel av naturliga fodermarker – viktiga kunskapsluckor och forskningsuppgifter. I: Blomberg, A. och Burman, A. (red.), *Mångfaldskonferensen 2000: Biodiversitet i odlingslandskapet*. CMBs Skriftserie 4. Uppsala: Centrum för biologisk mångfald, ss. 25-32.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M.J. & Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, vol. 259 (4), ss. 698-709. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Linder, P. & Östlund, L. (1998). Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885-1996. *Biological Conservation*, vol. 85, ss. 9-19. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00168-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00168-7)
- Ljung, T. (2013). Fäbodrar och fäbodskogar, biologiskt kulturarv i nordliga skogar. Visby: Riksantikvarieämbetet. (Vårda väl, Biologiskt kulturarv) Tillgänglig: [http://samla.raa.se/xmlui/bitstream/handle/raa/3342/Varia%202013\\_38.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://samla.raa.se/xmlui/bitstream/handle/raa/3342/Varia%202013_38.pdf?sequence=1&isAllowed=y) [2020-01-09]
- Lundqvist, L., Cedergren, J. & Eliasson, L. (2014). Blädningsbruk. Skogsstyrelsen. (Skogsskötselserien 2014:11) Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/mer-om-skog/skogsskotselserien/skogsskotsel-serien-11-bladningsbruk.pdf> [2019-12-13]
- Magnusson, M., Bergsten, A., Ecke, F., Bodin, Ö., Bodin, L. & Hörnfeldt, B. (2013). Predicting grey-sided vole occurrence in northern Sweden at multiple spatial scales. *Ecology and evolution*, vol. 3 (13), ss. 4365-4376. DOI: 10.1002/ece3.827
- Minitab (2017). Minitab® 18.1 Statistical Software. [Datorprogram] State College, PA: Minitab, Inc.
- Mossberg, B. & Årenlund Pedersen, H. (2017). *Orkidéer i Europa: Vilda, vackra & väna*. Bonnier Fakta.
- Naturvårdsverket (2012). *Vägledning för 9070 Trädklädd betesmark*. Naturvårdsverket. (Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1) Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/natura-2000/naturtyper/skog/vl-9070-tradkladd-betesmark-maj-12.pdf> [2019-12-13]

- Naturvårdsverket (2013). *Åtgärdsprogram för brunkulla 2013–2017*. Bromma: Naturvårdsverket (Rapport 6582) Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6582-9.pdf> [2019-12-18]
- Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen (2017). *Nationell strategi för formellt skydd av skog. Reviderad version 2017*. Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket. (Rapport 0000) Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhället/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/nationell-strategi-for-formellt-skydd-av-skog-reviderad-2-2017.docx.pdf> [2019-12-13]
- Naturvårdsverket (2019). *Åtgärdsprogram för hotade arter och naturtyper*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Naturvard/Atgardsprogram-for-hotade-arter/> [2019-11-14]
- Nitare, J. (2009). Åtgärdsprogram för kalktallskogar 2009–2013. Stockholm: Naturvårdsverket. (Rapport 5967) Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5967-5.pdf> [2019-12-13]
- Nitare, J. (2011). *Barrskogar Nyckelbiotoper i Sverige*. Jönköping: Skogsstyrelsen
- Nitare, J. (2014). Naturvårdande skötsel av skog och andra trädbärande marker. Skogsstyrelsen. (Handledning naturvårdande skötsel) Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/bruka-skog/naturvard/handledning-naturvard.pdf> [2019-11-14]
- Nitare, J. (2019). *Skyddsvärd skog*. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Oja, J., Kohout, P., Tedersoo, L., Kull, T. & Koljalg, U. (2015). Temporal patterns of orchid mycorrhizal fungi in meadows and forests as revealed by 454 pyrosequencing. *New Phytologist*, vol. 205, ss. 1608–1618. DOI: 10.1111/nph.1322
- Pihlgren, A., Hallingbäck, T., Aronsson, M., Dahlberg, A., Edqvist, M., Johansson, G., Krikorev, M. & Thor, G. (2010). Var femte växt och svamp är med på nya rödlistan. *Svensk Botanisk Tidskrift*, vol. 104 (4), ss.210–226. Tillgänglig: <http://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1203118/FULLTEXT01.pdf> [2019-12-13]
- Rasmussen, H.N. & Whigham, D.F. (1993). Seed Ecology of Dust Seeds in Situ: A New Study Technique and Its Application in Terrestrial Orchids. *American Journal of Botany*, vol. 80 (12), ss. 1374-1378. DOI: <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1993.tb15381.x>
- Rasmussen, H.N. & Whigham, D.F. (1998). The underground phase: a special challenge in studies of terrestrial orchid populations. *Botanical Journal of the Linnean Society*, vol. 126 (1-2), ss. 49-64. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1998.tb02515.x>
- Rasmussen, H.N. (2002). Recent developments in the study of orchid mycorrhiza. *Plant and Soil*, vol. 244, ss. 149–163. DOI: 10.1023/A:1020246715436
- Rasmussen, H.N., Dixon, K.W., Jersáková, J. & Tesitelová, T. (2015). Germination and seedling establishment in orchids: a complex of requirements. *Annals of Botany*, vol. 116, ss. 391–402. DOI: 10.1093/aob/mcv087
- Renberg, I., Bigler, C., Bindler, R., Norberg, M., Rydberg, J. & Segerström, U. (2009). Environmental history: A piece in the puzzle for establishing plans for environmental management. *Journal of Environmental Management*, vol. 90, ss. 2794–2800. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.03.008>
- SAS Institute (2018). JMP® Pro 14.0.0. [Datorprogram] Cary, NC: SAS Institute Inc
- SFS 2007:845. *Artskyddsförordning*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet.
- SFS 1998:1252. *Förordning om områdesskydd enligt miljöbalken m.m.* Stockholm: Miljö- och energidepartementet.
- Shefferson, P.R., Taylor, D.L., WeiB, M., Garnica, S., McCormick, K.M., Adams, S., Gray, M.H., McFarland, W.J., Kull, T., Tali, K., Yukawa, T., Kawahara, T., Miyoshi, K. & Lee, Y.-I. (2007). The evolutionary history of mycorrhizal specificity among lady's slipper orchids. *Evolution*, vol. 61 (6), ss. 1380-1390. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2007.00112.x>

- Shippers, P., von Teeffelen, A.J.A., Verboom, J., Vos, C.C., Kramer, K. & WallisDeVries, M.F. (2014). The impact of large herbivores on woodland-grassland dynamics in fragmented landscapes: The role of spatial configuration and disturbance. *Ecological complexity*, vol. 17, ss. 20-31. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.002>
- Sippola, A-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. (2001). Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-decaying polypores in eastern Finland. *Ecological Bulletins*, (49), ss. 243–254. Tillgänglig: [www.jstor.org/stable/20113280](http://www.jstor.org/stable/20113280) [2019-12-13]
- Skogsstyrelsen (1985). *Fälthäfte i Bonitering: Jämtlands län*. Jönköping: Skogsstyrelsen. Tillgänglig: [https://shopcdn.textalk.se/shop/9098/art97/37513797-bf4836-Bonitering\\_Z.pdf](https://shopcdn.textalk.se/shop/9098/art97/37513797-bf4836-Bonitering_Z.pdf) [2019-12-13]
- Skogsstyrelsen (2017). *Skyddsvärda biotyper*. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/aga-skog/skydda-skog/biotopskydd/skyddsvarda-biotyper/> [2019-11-14]
- Skogsstyrelsen (2019). *Skogliga grunddata*. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/skogliga-grunddata> [2019-11-14]
- Sletvold, N., Øien, D.-I. & Moen, A. (2010). Long-term influence of mowing on population dynamics in the rare orchid *Dactylorhiza lapponica*: The importance of recruitment and seed production. *Biological Conservation*, vol. 143, ss. 747–755. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.12.01
- Stark, C., Babik, W. & Durka, W. (2009). Fungi from the roots of the common terrestrial orchid *Gymnadenia conopsea*. *Mycological research*, vol. 113, ss. 952–959. DOI: 10.1016/j.mycres.2009.05.002
- Sveriges lantbruksuniversitet (2017). Skogsuppskattning. Bilaga 5: Jonsons massatabell. Tillgänglig: <https://www.slu.se/institutioner/skogsmastarskolan/utbildning/skogsmastarprogrammet/skogsuppskattning/> [2019-11-14]
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, vol. 277 (5325), ss. 494-499. DOI: 10.1126/science.277.5325.494
- Wetterin, M. (2013). *Alla Sveriges orkidéer är fridlysta*. Stockholm: Naturvårdsverket. (9403–3) Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/91-620-9403-3.pdf?pid=18592> [2019-12-13]
- Whigham, D.F. & Willems, J.H. (2003). Demographic studies and life-history strategies of temperate terrestrial orchids as a basis for conservation. I: Dixson, K.P., Kell, S.P., Barrett, R.L. och Cribb, P.J. (red.), *Orchid conservation*. Kota Kinabalu: Natural History Publications (Borneo), ss. 137–158.
- Öhman, K., Lämås, T. & Wilhelmsson, E. (2018). SKOGLIG PLANERING: Svenskt skogsbruk och dess frågeställningar. Sveriges lantbruksuniversitet. (SRH – Ljungbergsfondkompendium, Skogshushållningsserien) Tillgänglig: [https://pub.epsilon.slu.se/15129/3/ohman\\_k\\_et\\_al\\_180131.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/15129/3/ohman_k_et_al_180131.pdf) [2019-11-14]

## Bilaga 1

Getgranar registrerades längs transekten som ett mått på hävden inom området. I trädets ungdom blev det hårt betat av boskapen som var på skogsbete, vilket den täta "kjolen" av tunna grenar vittnar om (Figur 9).



*Figur 9.* En gammal betad gran med täta tunna grenar och lite förändrad form längst ner på stammen.  
Foto: Felicia Forsberg.

## Bilaga 2

Provyteinventeringen från område 1 till 8 visade bland annat på variation av volym död ved inom och mellan de olika områdena (Tabell 6). Värdet för respektive område är ett medianvärde från de åtta olika provytorna som slumpades ut i området.

Tabell 6. Data som samlats in i provytorna från område 1 till 8. Virkesförråd (m<sup>3</sup>sk/ha) är uppskattat utifrån grundytan. Området (ha) är områdets storlek enligt uppgifter om naturreservatet/området som inventerades vid kalkbarrskogs inventeringen av Länsstyrelsen i Jämtlands län. Skogsfläcken (ha) är storleken av det sammanhängande skogsområde med skog över 120 år. Range visar minsta och största mängden död ved (m<sup>3</sup>sk/ha) uppmätt i provytorna för respektive område. Resterande data presenteras som ett medianvärde/hektar för varje område.

	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Dödved</b>	4,6	46,1	3,6	12,7	24,6	19,9	22,1	13,8
<b>Range</b>	0,0 - 22,8	8,5 - 135,2	1,2 - 34,8	1,8 - 229,8	8,7 - 336,0	0,0 - 340,5	3,3 - 145,5	0,0 - 47,5
<b>Medelålder träd</b>	130,0	103,0	123,5	88,5	107,5	127,5	142,5	113,0
<b>Grundyta</b>	22,5	30,5	14,5	26,0	28,0	16,0	22,5	23,0
<b>Grundyta tall</b>	8,5	0,5	7,5	2,5	8,5	1,0	3,5	0,0
<b>Grundyta gran</b>	9,0	30,0	3,5	21,0	18,5	9,5	20,0	22,0
<b>Grundyta björk</b>	2,5	0,0	0,0	0,5	1,0	3,5	0,0	1,0
<b>Grundyta övrigt</b>	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
<b>Virkesförråd</b>	170,0	297,0	102,0	235,0	229,0	96,0	170,0	182,0
<b>Området</b>	450,0	12,0	40,4	100,0	34,0	117,0	37,0	120,0
<b>Skogsfläcken</b>	76,7	66,2	24,5	41,2	51,2	59,5	69,1	120,5

Mestadeln av det data som till slut användes i analyserna för denna studie samlades in längs transekterna (Tabell 7). Orkidéer, stigar och vägar, torrakor, lågor, stubbar, getgranar samt brandspår som observerades längs transekten är angett i antal. Nedbrytningsgrad, markvegetation, markfukt och markvatten som endast uppmättes in till orkidéer är medianvärden, enligt respektive skala, från transekten i respektive område.



Tabell 7. Data som samlats in längs transekter i område 1 till 8. Samtliga antal orkidéer, stigar och vägar, torrakor, lågor, stubbar, getgranar samt brandspår som observerades längs transekten. Nedbrytningsgrad, markvegetation, markfukt och markvatten är medianvärdet från transekten enligt respektive skala. Tallskog, granskog och barrblandskog uttrycks som antal meter av skogstypen längs transekten. Virkesförrådet (m<sup>3</sup>sk/ha) är ett medelvärde för varje område.

	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Tvåblad</b>	482	0	34	1037	5	62	0	10
<b>Sumpnycklar</b>	0	0	0	0	0	1	0	0
<b>Spindelblomster</b>	125	0	2	0	40	11	110	26
<b>Skogsnycklar</b>	407	0	32	167	49	39	0	4
<b>Skogsknipprot</b>	14	0	0	58	0	0	0	0
<b>Ängsnycklar</b>	1	0	0	0	0	0	0	0
<b>Nattviol</b>	16	0	0	1	0	0	0	0
<b>Korallrot</b>	19	10	2	36	0	3	0	0
<b>Knärot</b>	15	0	0	0	38	0	2	1
<b>Grönkulla</b>	0	12	1	0	0	6	0	2
<b>Guckusko</b>	326	0	0	119	20	41	0	0
<b>Flugblomster</b>	1	0	0	0	0	0	0	0
<b>Brudsporre</b>	4	0	2	4	0	65	0	0
<b>Okänd</b>	1	1	0	0	0	0	0	0
<b>Orkidérikedom</b>	12	3	6	7	5	8	2	5
<b>Orkidéabundans</b>	1411	23	73	1422	152	228	112	43
<b>Avstånd låga</b>	6	4	5	3	2	6	4,5	6
<b>Nedbrytningsgrad</b>	3	4	2	3	2	3,5	1	2
<b>Markvegetation</b>	2	3	3	2	2	3	2	2
<b>Markfukt</b>	3	2	3	3	3	4	2	2
<b>Markvatten</b>	3	1	3	1	1	1	1	1
<b>Signalartrikedom</b>	5	4	3	5	2	0	0	3
<b>Signalartabundans</b>	24	257	112	613	6	0	0	99
<b>Stig &amp; väg</b>	14	15	1	10	16	0	1	1
<b>Torraka</b>	9	30	2	32	18	23	42	17
<b>Låga</b>	27	156	170	115	136	115	144	86
<b>Stubbe</b>	9	4	55	25	23	7	97	19
<b>Getgran</b>	4	1	0	0	4	2	0	3
<b>Brandspår</b>	2	0	3	2	7	1	0	1
<b>Tallskog</b>	23	0	418	6	17	0	0	0
<b>Granskog</b>	553	1000	84	994	812	0	1000	1000
<b>Barrblandskog</b>	424	0	498	0	171	1000	0	0
<b>Virkesförråd</b>	224	389	193	319	341	165	265	218

## Bilaga 3

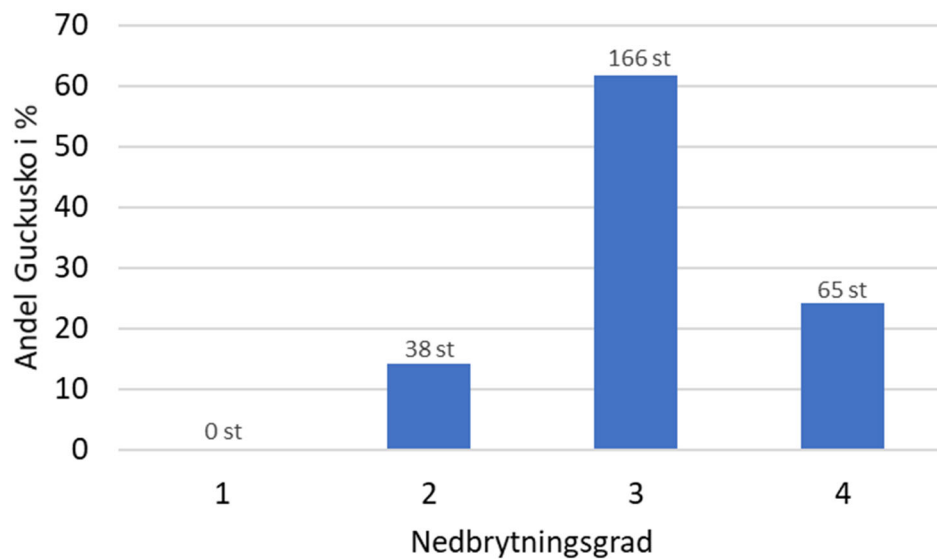
Vid genomförandet av principalkomponentanalysen genererades det sju stycken komponenter som tillsammans förklarade all variation (Tabell 8). Ju högre egenvärde desto mer av variationen i datamaterialet förklarar faktorn.

Tabell 8. *Sju komponenter förklarar variationen i variablerna som använts i PCA. Här är information om de olika komponenternas egenvärde, förklaringsgrad i procent samt den ackumulerade förklaringsgraden i procent.*

Component	Egenvärde	Förklaringsgrad i %	Summa i %
1	6,12	32,52	32,52
2	3,53	18,60	51,12
3	3,27	17,22	68,34
4	2,60	13,67	82,02
5	1,99	10,45	92,47
6	0,93	4,92	97,39
7	0,50	2,61	100,00

## Bilaga 4

Guckusko, som är en kalkgynnad art och skyddad enligt art- och habitatdirektivet, visade störst abundans på avstånd 5 och 6 till närmsta låga vilket motsvarar  $\geq 2$  m (Figur 8 i resultatdelen). De lågor som identifierades i närhet till guckusko var främst i nedbrytningsgrad 3 (Figur 10).



Figur 10. Andelen guckusko av totala antalet guckusko samt antalet guckusko fördelat på den närmaste lågans nedbrytningsgrad.

## Latest issue number in our series Examensarbete/Master's thesis

- 2019:9 Evaluating effects of preventive actions to reduce wild boar damage in the agricultural landscape  
Author: Matilda Söderqvist
- 2019:10 Fire effects in a landscape of fear - food availability and predation risk as determining factors in microhabitat utilization prey in a heterogeneous landscape  
Author: David Kymmell
- 2019:11 Effect of variant ovarian fluid on sperm performance and egg fertilization rates of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.)  
Author: Lwabanya Mabo
- 2019:12 Pedigree reconstruction reveals large scale movement patterns and population dynamics of wolverines (*Gulo gulo*) across Fennoscandia  
Author: Stephanie Higgins
- 2019:13 Community structure of polyporous fungi after wildfire in boreal forest  
Author: Isak Vahlström
- 2019:14 Population ecology of golden eagles (*Aquila chrysaetos*) using remote cameras  
Author: Andressa L. A. Dahlén
- 2019:15 Variations in nutritional content of key ungulate browse species in Sweden  
Author: Leonardo Capoani
- 2019:16 Assessing trust in the Swedish survey system for large carnivores among stakeholders  
Author: Philip Öhrman
- 2019:17 Beavers and environmental flow – the contribution of beaver dams to flood and drought prevention  
Author: Wali Uz Zaman
- 2019:18 Using camera traps to identify the influence of seasonal climate variations on the passage rates of a multi-species ungulate community in Öster Malma, Sweden  
Author: Nicholas Varley
- 2019:19 Habitat selection in moose and roe deer – A third order comparison  
Habitatval hos älg och rådjur – En jämförelse av tredje  
Author: Irene Hjort
- 2019:20 Spatial and temporal variability in grassland structure associated with different densities of the white rhinoceros (*Ceratotherium simum*) in a South African savannah  
Author: Emilia Malmström
- 2020:1 Lavspridning på hyggesbrända hyggen - Artificial spread of lichen on slash burns  
Author: David Persson

The entire list of published numbers can be found at [www.slu.se/viltfiskmiljo](http://www.slu.se/viltfiskmiljo)