

Garnlavshabitat i Vilhelmina kommun

Ida Forslund och Nils Lindgren



Foto: Per-Anders Esseen

Självständigt arbete 15 högskolepoäng

2010

Fakulteten för Skogsvetenskap

Umeå

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet

Enhet	Fakulteten för skogsvetenskap
Författare	Ida Forslund och Nils Lindgren
Titel	Garnlavshabitat i Vilhelmina kommun
Nyckelord	Epifytiska hänglav, Garnlav, <i>Alectoria sarmentosa</i> , signalart, gammal granskog, mikroklimat, GIS-modellering
Handledare	Fredrik Stenbacka, institutionen för vilt, fiske och miljö Eva Romell, institutionen för skogens ekologi och skötsel
Examinator	Anders Alanärrä, fakulteten för skogsvetenskap
Kurstitel	Kandidatarbete i skogsvetenskap
Kurskod	EX0592
Program	Jägmästarprogrammet
Omfattning på arbetet	15 hp
Nivå och fördjupning på arbetet	G2E
Utgivningsort	Umeå
Utgivningsår	2010

Sammanfattning

Intensivt skogsbruk har medfört stora förändringar i den boreala skogens struktur och sammansättning. Epifytiska gammelskogs lavar så som garnlav, *Alectoria sarmentosa*, tillhör de arter som drabbats hårt av korta omloppstider och ökad fragmentering av skogen då de kräver gamla träd som substrat samt är känsliga för förändringar i mikroklimat. Vi har med en GIS-analys gjort en modellering över hur stor andel lämpligt habitat för garnlav som finns i Vilhelmina kommun samt hur det är fördelat i landskapet. Modellen baserades på en regressionsfunktion med data från Riksskogstaxeringens inventeringar av hänglavar som grund. En utsökning med kNN-data (satellitdata över Sveriges skogsmark) som bas gjordes och en karta över var i landskapet det förelåg hög sannolikhet att påträffa bra habitat för garnlavar producerades. Resultatet visade att 28,4 % av skogsmarken i Vilhelmina kommun med relativt högt skattad sannolikhet (över 0,35) innehåller bra habitat. Detta är en större andel än medelvärdet 14 % för Sverige, vilket kan förklaras av bl.a. lägre intensitet av skogsbruk och den förhållandevis höga granandelen i kommunen. Med anledning av garnlavens svårigheter att sprida och etablera sig till nya platser är områdesskydd av de områden som idag håller välmående garnlavspopulationer därför, enligt vår mening, den enskilt viktigaste åtgärden för att säkra garnlavens framtid i Vilhelmina kommun.

Abstract

Intensive forestry has brought major changes in forest structure and composition of boreal forests. Epiphytic old-forest lichens, such as Witch's hair *Alectoria sarmentosa*, belongs to those species affected by short rotation periods and increasing fragmentation of the forest as they require old trees as a substrate and are sensitive to changes in microclimate. We have used a GIS-analysis to model the content of suitable habitat for Witch's hair in Vilhelmina municipality and how it is distributed in the landscape. The model was based on a regression function with data from the Swedish national forest inventories of pendulous lichens. A search was made with kNN-data (satellite data of the Swedish forests) as a foundation and a map of the probability to find good habitat for Witch's hair were produced. The results showed that 28,4 % of the forests in Vilhelmina municipality with a relatively high estimated probability (over 0,35) contains good habitat. This is a higher proportion than the average 14 % for Sweden, which can be explained partly by the historical use of the forest and the relative high percentage of spruce in the municipality. As a result of the species' difficulties to spread and establish in new places, protection of areas that today have thriving Witch's hair populations is in our opinion, the single most important measure to ensure the future of Witch's hair in Vilhelmina municipality.

1 Inledning

1.1 Skogsbruk, naturvård och artdiversitet

95 % av Sveriges skog brukas kommersiellt (Esseen et al., 1997; Thor, 1998). Ingrepp i skogslandskapet har ökat fragmenteringen av skogen (Esseen et al., 1999) vilket förändrar rumslig och tidsmässig fördelning av skogen i landskapet (Cameron, 2002). Vårt skogsbruk har utvecklats snabbt det senaste århundradet. Det har resulterat i att den mesta naturskogen idag har avverkats och det i sin tur har lett till att flera hundra arter, huvudsakligen kryptogamer och invertebrater är hotade (Esseen et al., 1997). Kortare omloppstider, homogena barrbestånd, bekämpning av lövträd och en förändrad störningsregim har lett till brist på substrat eller habitat för många arter vilket är orsaken till deras kritiska situation (Nicklasson & Nilsson, 2005). De senaste åren har det dock skett en förändring mot en större hänsyn till naturvårdens intressen inom skogsbruket (Thor & Arvidsson, 1999). Sedan 1993 har miljö- och produktionsmål jämförts i skogsvårdslagens portalparagraf (Skogsstyrelsen, 2007) och genom vårt EU-medlemskap har vi förbundit oss att inom Natura-2000-samarbetet bevara vissa utpekade arter och habitat (Naturvårdsverket, 2007). Inom skogsbruket tillämpas även frivilliga certifieringssystem som sträcker sig längre än lagen vad det gäller miljöhänsyn. Att lämna kantzoner längs vattendrag och våtmarker samt trädgrupper och högstubbar på hyggen är en del i arbetet med ett hållbart skogsbruk (Nicklasson & Nilsson, 2005). I miljöarbetet inom skogsbruket ingår också att lämna utpekade biotoper och bestånd liksom att lämna torrakor och lågor i större utsträckning (Thor & Arvidsson, 1999). Även kontrollerade bränningar sker numera som naturvård (Nicklasson & Nilsson, 2005).

1.2 Skogsbrukets effekt på lavfloran

I naturskogen är störningar som brand eller översvämningar ett naturligt inslag (Nicklasson & Nilsson, 2005). Många lavar har anpassats till att etablera sig efter en sådan störning, exempelvis vissa flarnlavar, *Hypocenomyce*-arter, på förkolnad bark eller ved (Thor, 1998). Efter en störning kan nya miljöer uppkomma, t.ex. lövuppslag efter brand (Nicklasson & Nilsson, 2005), vilket kan gynna vissa lavar exempelvis *Collema* spp. (Thor, 1998). Andra miljöer har p.g.a. sina egenskaper och sitt läge i landskapet, t.ex. sumpskogar i skyddade lägen, undgått störningar och därför fungerat som refugier för störningskänsliga arter som kräver lång skoglig kontinuitet (Nicklasson & Nilsson, 2005). Skogens struktur har stor betydelse för att förklara lavförekomst och abundans. Beståndsålder, kvarlämnade äldre träd, kronslutenhet och täthet är några parametrar som påverkar lavförekomsten (Cameron, 2002). Skogsbruket har medfört många negativa effekter på lavfloran och hela 67 % av de rödlistade lavarna är skogslevande (Thor, 1998). Med skogsbrukets korta omloppstider på 70-130 år blir det brist på gamla träd. Arter som behöver ett visst substrat som bara finns i gammal skog (ex. långsamväxande träd med grov bark) kan inte etablera sig och arter som behöver lång tid att utvecklas hinner aldrig tillväxa tillräckligt för att föröka sig (Esseen et al., 1999). Den ökade skogsfragmenteringen har emellertid varit gynnsam för vissa lavar som gynnas av ökat ljusinsläpp efter avverkning (Thor & Arvidsson, 1999). Andra är känsligare för ett förändrat mikroklimat (Perhans et al., 2009). Till de känsligaste hör generellt de epifytiska lavarna som drabbas hårt av att deras livsmiljö försvinner vid en avverkning (Esseen et al., 1999).

1.3 Epifytiska lavars villkor

1.3.1 Begränsande faktorer

Epifytiska lavar är arter som lever på träd och absorberar vatten och näringsämnen direkt från luften vilket gör dem extra känsliga för luftföroreningar och förändringar i mikroklimat (Esseen et al., 1999). Luftföroreningar är fr.a. ett problem i närheten av städer eller större vägar. (Thor 1998; Thor & Arvidsson, 1999). Lavbålen, själva lavkroppen, är uppbyggd av en svampkomponent, mykobiont, och en lavkomponent, fotobiont (Ahmadjian, 1993). Lavar saknar mekanismer för att reglera sitt vattenupptag och förhindra uttorkning (Esseen & Renhorn, 1998; Hilmo, 2001). De kan bara fotosyntetisera när de är fuktiga nog (Raven et al., 1999; Johansson, 2008), vilket medför att de är helt beroende av regnperioder, dimma eller hög luftfuktighet för sin tillväxt (Hilmo, 2001). Deras känslighet har även att göra med att de som epifyter är starkt substratberoende och exponerade för väder och vind under stor del av året (Esseen et al., 1999).

En lav kan föröka sig både sexuellt och asexuellt. Sexuell förökning sker genom mykobionternas ascosporer. För lyckad spridning krävs då att sporen träffar lämpligt substrat samtidigt som den får kontakt med lämplig fotobiont. Vid asexuell förökning sprids de båda bionterna samtidigt. Det kan antingen ske genom speciella spridningskroppar eller genom att små delar av lavbålen bryts av sprids (Hilmo, 2001). I boreal granskog sker reproduktionen hos hänglavarna i huvudsak asexuellt (Ahti, 1977) och många av de hänglavar som är associerade till gammal skog reproducerar sig i första hand genom fragmentering av lavbålen. Dessa fragment är vanligtvis relativt stora och kan därför inte spridas speciellt långt (Sillet et al., 2000). Den dåliga spridningsförmågan har i många forskningsrapporter antagits vara en av de viktigaste begränsande faktorerna för gammelskogsassocierade lavar (t.ex. Sillet et al., 2000; Hilmo & Såstad, 2001; Johansson, 2008). Förankring av spridningskroppar på substratet är en annan möjlig begränsande faktor för epifytiska lavars möjlighet att etablera sig på nya platser (Hilmo, 2001). Hilmo och Såstad (2001) visar på att de flesta spridningskropparna som når substratet avlägsnas till följd av nederbörd eller vind innan de hunnit förankrat sig. Olika hänglavar etablerar sig olika snabbt efter störning och bland de tidigaste återfinns manlav, *Bryoria fuscescens*, och grå tagellav, *Bryoria capillaris*, som kan hittas i beståndet 50-80 år efter en störning som exempelvis avverkning. Etableringen av långskägg, *Usnea longissima*, och garnlav kan däremot ta mer än 100-120 år varför också dessa lavar har svårt att klara sig i brukade skogar med kort omloppstid (Esseen et al., 1999).

1.3.2 Effekter av avverkning

Efter en avverkning får man större temperaturvariationer p.g.a. ökad utstrålning på natten och ökad instrålning på dagen. Lägre fuktighet och högre vindstyrkor, jämfört med den opåverkade skogen är andra effekter av en avverkning (Perhans et al., 2009). Ökande vindstyrkor kan orsaka fler vindfällen vilket minskar mängden substrat för lavarna. En kraftig avverkning kan orsaka fotoinhibition hos lavarna (Esseen & Renhorn, 1998) till följd av den plötsligt ökade ljusintensiteten på kvarvarande träd. Fotoinhibering kan skada fotosyntetiserande pigment, orsaka celledöd och ge en tillfällig minskning av fotosynteskapaciteten (Alves et al., 2002). Esseen och Renhorn (1998) konstaterar att upptag av ett hygge också innebär påverkan på intilliggande skog. Utöver ovan nämnda faktorer tillförs träden som gränsar mot hygget betydligt mer av både näringsämnen och föroreningar än

träden längre in i skogen. Detta har sannolikt en betydande inverkan på tillväxt och vitalitet för de epifytiska lavarna i skogskanter då de effektivt tar upp både näring och föroreningar (Esseen & Renhorn, 1998). Hur långt in i skogen kanteffekter kvarstår beror på beståndets täthet, mängd kvarlämnade träd och struktur på den avverkade ytan samt kantens läge i landskapet (Perhans et al., 2009). Effekterna av ett upptaget hygge kvarstår också flera år efter avverkningen och Esseen och Renhorn (1998) visade på signifikant lägre abundans av garnlav i områden i närheten av hyggen.

Lavtillväxten påverkas inte så mycket som lavens överlevnad och vitalitet av en kraftigare åtgärd (Johansson, 2008). Biomassa av epifytiska lavar ackumuleras långsamt i trädskronorna (Sillet et al., 2000). Ljustillgången kan vara en begränsande faktor för tillväxt (Hilmo, 2001) och i en tät skog begränsas lavars fotosyntes av brist på ljus (Palmqvist & Sundberg, 2000). En öppnare skog erbjuder mer ljus men har generellt lägre luftfuktighet och är mer utsatt för blåst som kan slita av lavbålarna (Johansson, 2008). Studier har visat på god hänslavstillväxt i både ung som gammal skog, men också på att skador och biomasseförlust är betydligt mer påtaglig på kalavverkade områden och i kantzoner (Renhorn & Esseen, 1995; Esseen & Renhorn, 1998; Sillet et al., 2000). En bålfragmentering på 10 % per år har uppmätts för den epifytiska laven långskägg (Esseen, 1985).

1.3.3 Betydelsen av skogens ålder

Flera epifytiska lavar har högre abundans i gamla skogar jämfört med yngre (Hilmo, 2001). I en undersökning av Esseen, Renhorn och Pettersson (1996) fann man sex gånger mer lav per grangren i bestånd med medelåldern 205 år jämfört med bestånd med medelåldern 107 år. Att gammelskogslavar är beroende av stabila miljöer beror på deras specifika krav på mikroklimat, dåliga spridningsförmåga, långsamma tillväxt och långa liv (Esseen et al., 1997). Åldern på skogen spelar en betydande roll för epifytiska hänslavars möjlighet att etablera sig (Hilmo et al., 2009). I yngre skogar är grenarna mindre vilket ger mindre mängd substrat samt kortare tid för kolonisering och tillväxt (Esseen et al., 1996). Flera undersökningar har gjorts där resultaten har pekat på en större mängd epifytiska hänslavar i äldre skog och obrukad skog jämfört med yngre och brukad. Hur stora skillnaderna är varierar mellan olika undersökningar och olika lavararter (t.ex. Esseen et al., 1996; Esseen et al., 1999; Sillet et al. 2000; Cameron, 2002).

1.4 Garnlavens biologi och betydelse

Garnlav är en cirkumboreal art. Den påträffas normalt i mitten eller i de nedre delarna av trädskronan och kan bli över 50-70 cm lång. Den är starkt associerad med gammal granskog (Esseen, 2006), men har även påträffats i talldominerade bestånd (Ahlner, 1948). Biomassan av garnlav utvecklas med beståndsålder, men garnlaven har även hittats på äldre kvarlämnade träd i yngre bestånd (Cameron, 2002). Rikliga förekomster av arten återfinns i gamla glesa bestånd, företrädesvis i höjdlägen (Esseen et al., 1999). Arten är känslig för såväl luftföroreningar som skogsingrepp (Esseen, 2006). Liksom många andra epifytiska hänslavar sprider den sig normalt genom att fragment av lavbålen sprids av vinden mellan närstående träd (Ahlner, 1948). På detta sätt sprids den inte längre än något tiotal meter. Den kan även sprida sig sexuellt genom sporer, men det kräver att fruktkroppar, apothecier, ska ha hunnit bildats (Esseen et al., 1999) och för garnlav sker detta inte i yngre bestånd än ca 120 år (Esseen et al., 1997). Som en följd av skogsbrukets korta omloppstider har den svenska

populationen av garnlav minskat kraftigt (Esseen, 2006). Enligt J. Hermansson (pers. kom., 7 april 2010) har arten minskat så mycket att den kommer tas upp i 2010 års rödlista.

Epifytiska lavar har utnyttjats som en indikator på biologisk mångfald sedan 1970-talet just därför att de är känsliga för förändringar och är bland de arter som missgynnas mest av störd kontinuitet (Esseen et al., 1999). Garnlaven ses som en indikator för kontinuitetsskog och är en mycket bra indikator på höga naturvärden i södra och mellersta Sverige, men fungerar även i Norrland. Rikliga förekomster eller påträffande av apothecier har högt signalvärde i hela landet (Nitare, 2000). Signalarter kan inom en kommun som Vilhelmina, där många intressen finns representerade, användas som ett redskap vid planeringen av skogsmarken. Rennäringen och skogsbruket måste kunna samexistera inom kommunen samtidigt som hänsyn tas till naturvärden och hotade arter. Rekreativvärden i anslutning till samhällen bör också beaktas. Lagstadgade samråd mellan skogsägare och berörd sameby inom renskötselns åretruntmarker (20 §, SVL) är ett sätt att åstadkomma en fungerande samexistens mellan dessa två intressen. Hänglavarna utgör ett viktigt inslag i renarnas vinterdiet varför det ligger i rennäringens intresse att hänglavsrik skog bevaras (Sparrevik, 1984).

1.5 Målformulering

Målet med denna studie är att med hjälp av GIS-analys göra en uppskattning över hur mycket lämpligt habitat för arten garnlav som finns i Vilhelmina kommun och hur det är fördelat i landskapet. Vi har valt att arbeta med garnlav som modellart av den anledningen att det är en art som är knuten till en miljö som vi hela tiden får allt mindre av i Sverige. En utsökning av områden med en hög skattad sannolikhet att vara bra garnlavshabitat skulle kunna ligga som grund för en uppföljande inventering för att ta reda på om arten verkligen finns där. En karta över sannolikt bra garnlavshabitat skulle även kunna vara till stor hjälp vid landskapsplanering där flera olika intressen finns representerade. En diskussion kommer också att föras kring vilka hänsyn som krävs för att bevara arten i kommunen.

2 Material och metod

2.1 Studieområde

Vilhelmina kommun är belägen i norra Sveriges inland och har en landareal på 850 000 ha, varav 350 000 ha (41 %) är produktiv skogsmark. Västra delen av kommunen utgörs av fjällområde. 70 % av den produktiva skogsmarken bedöms utgöras av granskog, 20 % av tallskog och 10 % av lövskog. 21 % av den totala arealen i Vilhelmina kommun, 180 000 ha, är skyddad mark (Lundgren, pers. kom., 9 april 2010). För närvarande finns det 15 naturreservat, 4 biotopskydd, 4 naturvårdsavtal inom kommunen (Anon., 2010a). Privata skogsbolag äger 31 % av all mark i kommunen. Inom kommunen finns även 3 samebyar representerade, varav en (Vapstens sameby) bara har en liten del av sitt renskötselområde inom Vilhelmina kommun (Lundgren, pers. kom., 9 april 2010). Skogsbruk bedrivs i stort sett över hela kommunen upp till fjällen vilket har lett till att en hel del av renarnas betesområden har avverkats med konsekvensen att hänglavsbeståndet minskat (Länsstyrelsen Västerbotten, 2007).

2.2 Data och analyser

Som grund för garnlavens habitatkrav och förekomst baserades studien på Riksskogstaxeringens data. Provytor från hela landet mellan åren 1993-96 utnyttjades, sammanlagt 2355 ytor. Data är insamlade på en del av Riksskogstaxeringens fasta provytor. Ytorna har radien 10.0 m och ett provträd har slumpmässigt valts ut på ytan. Begränsning i urvalet av provträd är att det ska vara en gran med över 15 cm i diameter i brösthöjd. Längden av längsta hänglaven av olika arter (bl.a. garnlav) mättes på de nedersta 5 metrarna på provträdet (Anon., 2010b). På varje provyta har även mycket andra data insamlats, varav viss data kan kopplas till garnlavsförekomst (grundyta, beståndsmedelålder m.fl.). Detta utnyttjades för att ge ett samband mellan lavförekomst och skogliga variabler.

Längden av längsta lavbålen användes som ett mått på habitatets kvalitet. För att sortera ut bra habitat för garnlaven sattes ett gränsvärde för längden av längsta lavbålen till minst 10 cm (Esseen, pers. kom., 26 mars 2010). Värdet 1 gavs de provytor som uppnådde gränsvärdet, övriga gavs värdet 0. Korrelationen mellan provytor som getts värdet 1 och ett antal variabler kontrollerades i statistikprogrammet Minitab 15 (Minitab Inc., 2006). Kriterierna för variablerna var att de dels skulle vara möjliga att söka ut i ett GIS och dels ha samband med garnlavens förekomst. De förhållanden som framkommit som viktiga för garnlavpopulationer vid litteraturstudien var medelhög grundyta (Dettki & Esseen, 1998; Palmqvist & Sundberg, 2000), hög ålder (Esseen, 2006) samt gran som substrat (Ahlner, 1948) (representeras i vår modell av volymsandel av gran). För grundyta gäller att såväl en väldigt låg som en alltför hög grundyta är negativt för förekomsten (Esseen, pers. kom., 17 mars 2010). För att ge kurvan för sambandet mellan grundyta och garnlavsförekomst utseende som motsvarade detta faktum togs grundytan i kvadrat med i regressionen. Sambandet med beståndsåldern misstänktes vara utplanande varför korrelationen med beståndmedelåldern i kvadrat prövades med positivt resultat. I Minitab påvisades också korrelation med temperatursumman. Enligt Ahlner (1948) fanns ett samband mellan markens fuktighetsklass och garnlavens förekomst. Då det inte är möjligt att utföra regressionsanalys av en klassificerad variabel delades fuktighetsklasserna in i två grupper: torr och frisk i en grupp respektive frisk-fuktig, fuktig samt blöt i den andra. Sedan gjordes en logistisk regression med förekomsten av garnlav på minst 10 cm som beroende variabel och korrelationen kontrollerades. Korrelationen visade sig dock vara dålig varför variabeln inte togs med i regressionen.

De variabler som visat sig vara korrelerade med förekomsten av garnlav användes i en regressionsfunktion. Den regressionsfunktion som gav lägst log-likelihood samt låga P värden för variablerna var:

$$\hat{f} = -1,55841 - 0,0052353 * [Temperatursumma] - 0,0029329 * [Grundyta^2] + 0,183637 * [Grundyta] + 0,0317489 * [Beståndsålder] - 0,0000972 * [Beståndmedelsålder^2] + 0,0786666 * [Andel gran] \quad (1)$$

Där:

\hat{f} = Skattad logistik regressionsfunktion

Logistisk transformation användes:

$$Pr(\text{Garnlav med b\ddot{a}ll\ddot{a}ngd} \geq 10 \text{ cm}) = \frac{e^f}{1+e^f} \quad (2)$$

D\ddot{a}r:

$e = 2,718281828$ (Eulers tal)

$Pr(\text{Garnlav med b\ddot{a}ll\ddot{a}ngd} \geq 10 \text{ cm})$ = Skattad sannolikhet att finna garnlav med en b\ddot{a}ll\ddot{a}ngd ≥ 10 cm p\ddot{a} de nedersta 5 metrarna p\ddot{a} en slumpm\ddot{a}ssigt utvald gran med en diameter i br\ddot{o}sth\ddot{o}jd ≥ 15 cm.

Utifr\ddot{a}n denna regressionsfunktion ber\ddot{a}knades ett v\ddot{a}rde p\ddot{a} $Pr(\text{Garnlav med b\ddot{a}ll\ddot{a}ngd} \geq 10 \text{ cm})$ f\ddot{o}r var och en av Riksskogstaxeringens provytor. Av de 2355 provytorna i v\ddot{a}rt material fanns det p\ddot{a} 330 registrerat garnlav med b\ddot{a}ll\ddot{a}ngd ≥ 10 cm. Provytorna sorterades efter $Pr(\text{Garnlav med b\ddot{a}ll\ddot{a}ngd} \geq 10 \text{ cm})$ i fallande ordning. Ett gr\ddot{a}nsv\ddot{a}rde f\ddot{o}r $Pr(\text{Garnlav med b\ddot{a}ll\ddot{a}ngd} \geq 10 \text{ cm})$ sattes som den sannolikheten den 330:e provytan i ordningen hade. Detta f\ddot{o}r att vi skulle kunna klassificera de sannolikheter vi fick fram i sannolikt bra respektive sannolikt mindre bra garnlavshabitat. P\ddot{a} detta s\ddot{a}tt fick vi ett v\ddot{a}rde p\ddot{a} 0,35. Ytterligare ett gr\ddot{a}nsv\ddot{a}rde sattes godtyckligt vid $Pr(\text{Garnlav med b\ddot{a}ll\ddot{a}ngd} \geq 10 \text{ cm}) = 0,70$ f\ddot{o}r att vi skulle kunna s\ddot{a}rskilja de omr\ddot{a}den med den allra h\dd{o}gsta sannolikheten. De 330 provytor som i v\dd{a}r modell hade h\dd{o}gst sannolikhet j\dd{a}mf\dd{o}rdes med de faktiska observationerna p\dd{a} samma provytor. \dd{O}verensst\dd{a}mmelsen f\dd{o}r de provytorna med en sannolikhet p\dd{a} minst 0,70 granskades \dd{a}ven separat f\dd{o}r att unders\dd{o}ka om \dd{O}verensst\dd{a}mmelsen h\dd{a}r var b\dd{a}ttre.

Funktionerna (1) och (2) utnyttjades sedan f\dd{o}r att beskriva var i Vilhelmina kommun det var h\dd{o}gst skattad sannolikhet att finna bra garnlavshabitat. Detta gjordes med hj\dd{a}lp av kNN-data i GIS-programvaran ArcGIS 9.3 (ESRI inc., 2009). kNN \dd{a}r ett \dd{a}r rikst\dd{a}ckande rasterdata \dd{O}ver skogliga variabler. Det \dd{a}r framst\dd{a}llt med hj\dd{a}lp av satellitbilder, med data fr\dd{a}n Riksskogstaxeringens provytor som referensdata. kNN-data finns f\dd{o}r \dd{a}lder, volym av olika tr\dd{a}dslag samt best\dd{a}ndsmedelh\dd{o}jd. Variablerna presenteras i raster med pixelstorleken 25*25 m. Som definition p\dd{a} skog har man anv\dd{a}nt det som bed\dd{o}mts som skogsmark p\dd{a} lantm\dd{a}teriverkets v\dd{a}gkarta (Granqvist Pahl\dd{e}n et al., 2004). Data saknas f\dd{o}r 4 % av Sveriges skogsmark, bl.a. \dd{O}ver ett omr\dd{a}de i v\dd{a}stra delarna av Vilhelmina kommun d\dd{a}r marken d\dd{a}r skymdes av moln d\dd{a} satellitbilden togs. Data saknas dessutom \dd{O}ver omr\dd{a}den allra n\dd{a}rmast vatten som av m\dd{a}ttekniska sk\dd{a}l tagits bort (Egberth, pers. kom., 7 april 2010). De kNN-data vi anv\dd{a}nt i v\dd{a}r modellering \dd{a}r fr\dd{a}n \dd{a}r 2000 (Granqvist Pahl\dd{e}n et al., 2004).

De variabler som beh\dd{o}vdes i funktion (1) men inte redan fanns i kNN-datat kunde ber\dd{a}knas med detta som grund.

Grundytan ber\dd{a}knades med hj\dd{a}lp av sambandet (Valinger, pers. kom., 26 mars 2010):

$$[\text{Grundyta}] = \frac{[\text{Volym}]}{(0,5 * [\text{h\dd{o}jd}]}$$

F\dd{o}r ber\dd{a}kningen anv\dd{a}ndes kNN-rasterna f\dd{o}r totalvolym och best\dd{a}ndsmedelh\dd{o}jd.

Andelen gran beräknades som andelen av totalvolymen med hjälp av kNN-data:

$$[\text{Andel gran}] = \frac{\text{Volym gran}}{\text{Volym totalt}}$$

Temperatursumman (TS5) beräknades med hjälp av latituden och altituden i meter över havet enligt samband av Morén och Perttu (1995):

$$TS_5 = 4922 - 60,4 * [\text{latitud}] - 0,837[\text{altitud}]$$

Sambandet gäller för altitud < 1000 meter över havet (Morén och Perttu, 1995). Tempsumman beräknades i ett raster med pixelstorlek 25*25 m. Som grund användes latituden samt nationella höjdmodellen från Lantmäteriverket. Det är en digital höjdmodell med pixelstorleken 50*50 m och en noggrannhet på ± 2 m (Lantmäteriverket, 2010). Eftersom sambandet ovan inte är giltigt över 1000 m över havet togs alla värden över 1000 bort och ersattes med "null". Detta påverkade dock inte resultatet eftersom trädgränsen är på lägre höjd.

Ovan uträknade variabler sattes sedan in i funktion (1). Beräkningarna gjordes med verktyget "raster calculator", vilket gav ett raster med Pr(Garnlav med bällängd ≥ 10 cm) för varje pixel. En karta konstruerades med detta raster tillsammans med andra data för att göra kartan lättare att tolka och förstå (se Bilaga 1). Riksväg 45 och Vilhelmina samhälle märktes ut. Öppna vattenytor och våtmarker av olika slag utgör en stor del av Vilhelmina kommun. Dessa områden togs fram ur svenskt marktäckedata och lades till kartan. Svensk marktäckedata (SMD) är en produkt från Lantmäteriverket med rikstäckande data över ägoslags indelat i 57 klasser. SMD bygger på satellitbilder tagna 1999-2001 och presenteras i ett raster med pixelstorleken 25*25 m (Lantmäteriverket, 2002). För att visuellt kontrollera hur mycket bra lavhabitat som är skyddat använde vi data över skyddade områden från Lantmäteriverket till den färdiga kartan. Datan är uppdaterade 2008 (Högström, pers. kom., 7 april 2010) och bl.a. nationalparker och naturreservat är inkluderade (Lantmäteriverket, 1998).

För att få något av en bekräftelse på vår beräknings riktighet lades även observationer från artportalens hemsida (2010) till kartan. Observationerna med lägst noggrannhet (över 2500 m) togs bort. Bland kvarvarande behölls de som kunde tänkas vara garnlav växande i ett bra habitat och därmed vid god kondition, det vill säga troligen vara över vår gräns på minst 10 cm långa lavar. För denna sortering lästes rapportörens kommentarer. Exempel på kommentarer som togs som en indikation på lavar vid god hälsa var att träden var draperade med lavar eller att det fanns apothecier. De observationer som användes var rapporterade mellan 2003 och 2009.

3 Resultat

Regressionsanalysen visade att grundytan var den parameter som gavs störst betydelse för sannolikheten att påträffa garnlav med en bällängd ≥ 10 cm (Tabell 1). Näst viktigast var andelen gran i beståndet och därefter beståndsåldern. Alla ovanstående parametrar uppvisade ett positivt samband med det vi bedömt som bra garnlavshabitat. Större granandel och äldre skog gav en högre sannolikhet för att området skulle vara ett bra garnlavshabitat. Mindre vikt gavs i regressionen till temperatursumma och kvadraten av grundytan. Båda dessa gavs ett negativt samband i regressionen, vilket indikerar att garnlaven missgynnas. Sambandet med

beståndsmedelåldern i kvadrat var positivt, dock var koefficienten för denna variabel förhållandevis liten. Uppgifter om den regressionsfunktion som gav lägst log-likelihood (log-likelihood = -666,517) samt p-värden för alla ingående variabler redovisas i Tabell 1. En granskning av resultatet på kartan (se Bilaga 1) visade på en något högre sannolikhet att hitta bra garnlavshabitat på högre höjd i Vilhelmina kommun. Längst upp mot fjällkedjan var emellertid sannolikheten att påträffa bra garnlavshabitat låg eftersom där mest finns fjällbjörkskog.

Tabell 1. De variabler som användes, den koefficient som de tilldelades samt det P-värde som variabeln fick i regressionsfunktionen.

Variabel	Koefficient	P
Konstant	-1,55841	0,055
Grundyta	0,183637	<0,001
Andel gran	0,0786666	0,004
Beståndsmedelålder	0,0317489	0,003
Temperatursumma	-0,0052353	<0,001
Grundyta i kvadrat	-0,0029329	<0,001
Beståndsålder i kvadrat	-0,0000492	0,048

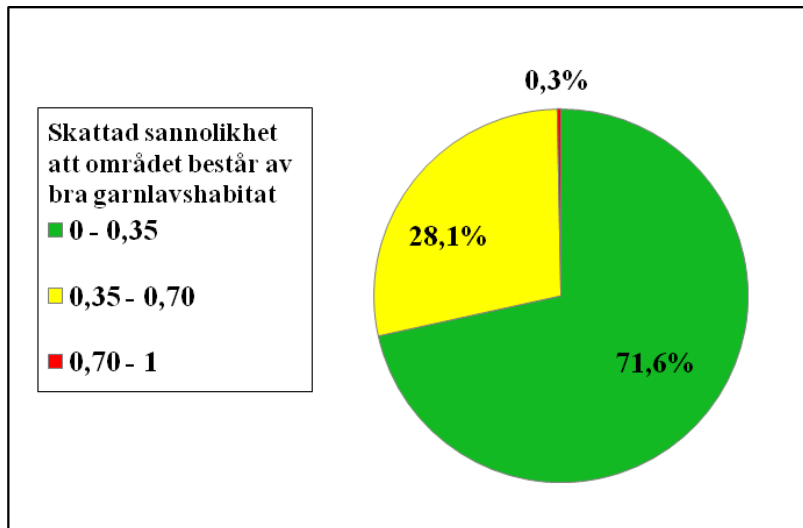
Tabell 2 Antal provytor med en högre skattad sannolikhet än gränsvärdet, antalet av dessa som har garnlav med en bällängd på ≥ 10 cm samt vilken träffprocent detta motsvarar.

Gränsvärde för Pr(Garnlav med bällängd ≥ 10 cm)	Totalt antal provytor med högre sannolikhet än gränsvärdet	Antalet provytor med högre sannolikhet än gränsvärdet med observerad garnlav med bällängd ≥ 10 cm	Andelen provytor med högre sannolikhet än gränsvärdet med observerad garnlav med bällängd ≥ 10 cm
0,35	330	162	49,1 %
0,70	44	32	72,7 %

Av de 330 av Riksskogstaxeringens provytor som hade en skattad sannolikhet över gränsvärdet 0,35 hade 162 stycken verkliga observationer av garnlav med en bällängd ≥ 10 cm (se Tabell 2). Detta gav en träffprocent på 49,1%. Av samma 330 provytor hade 129 ingen garnlav alls, och följaktligen hade 39 provytor garnlav registrerad, men med för kort bällängd. Antalet ytor över gränsvärdet 0,70 var 44 st., varav 32 st. verkligen hade observation av garnlav över gränsvärdet medan 11 av de övriga 12 helt saknade garnlav. Detta ger en träffprocent på 72,7%. Andelen rätt ökar, men fler provytor som i verkligheten är bra garnlavshabitat finns inte med vid ett urval där man ställer högre krav på sannolikhet.

Av de rikstäckande provytor som låg som grund för regressionsanalysen hade 14 % (330/2355) garnlav med en bällängd på ≥ 10 cm. Vår GIS-modellering visade att med en skattad sannolikhet på över 0,35 innehöll 28,4 % av den studerade skogsmarken i Vilhelmina kommun garnlav med en bällängd ≥ 10 cm: varav 0,3 % hade riktigt hög sannolikhet (0,70-1) och 28,1 % hade en sannolikhet mellan 0,35–0,70 (se Figur 1). 71,6 % av skogsmarken innehöll med en sannolikhet lägre än 0,35 bra garnlavshabitat. I området kring Ångermanälven liksom i närheten av Vilhelmina samhälle var sannolikheten att finna bra garnlavshabitat lägre. I några av naturreservaten fanns fler områden med hög sannolikhet för bra garnlavshabitat jämfört med utanför. Vid jämförelsen mellan de områden som i vår modell hade hög sannolikhet att hålla bra lavhabitat och de faktiska observationer av garnlav

som fanns registrerade i Artdatabanken framkom en viss överensstämmelse. Av de observationer som hade angivits ha en riklig förekomst av garnlav låg de flesta i områden med hög sannolikhet att hålla lavar med en bällängd ≥ 10 cm. Av totalt 17 observationer som klarade vårt krav på noggrannhet under 2500 meter samt kravet att det skulle vara antingen riklig förekomst eller förekomst av apothecier var det 10 stycken som låg inom områden med skattad sannolikhet över 0,35.



Figur 1. Andel av skogsmarken i Vilhelmina kommun som med olika skattade sannolikheter håller bra garnlavshabitat. Bra garnlavshabitat definieras med att garnlav med en bällängd ≥ 10 cm går att finna på en slumpmässigt utvald gran med en brösthöjdsdiameter på minst 15 cm.

4 Diskussion

4.1 Resonemang kring resultat

Våra analyser visade att större andel gran och äldre skog gav en högre sannolikhet att området skulle vara ett bra garnlavshabitat. Detta var förväntat då garnlaven trivs bäst i gammal granskog, något som bekräftas av ett flertal författare (t.ex. Ahlner, 1948; Esseen et al., 1999; Esseen, 2006). Resultatet visade också på en högre andel skog med hög sannolikhet att vara bra garnlavshabitat i Vilhelmina kommun jämfört med medelvärdet i Sverige. Vår regressionsanalys indikerade emellertid att garnlaven missgynnas av en lägre temperatursumma, men jämfört med andra variabler var temperatursummans betydelse liten. I Sverige är arten vanligare i norr (Nitare, 2000) vilket kan tolkas som att andra faktorer än temperaturberoende har en större betydelse för artens närvaro. En del i förklaringen till artens rikligare förekomst i norr kan vara den historiska användningen av skogen, där södra Sverige exploaterades tidigare och kraftigare än norra Sverige (Axelsson, 2001). Det har lett till att mängden gammal granskog och även arealen skyddade områden är betydligt större i norr (Angelstam & Mikusinski, 2001). Vi kunde se dessa tendenser i vår undersökning där modellen visade på lägre sannolikhet att påträffa bra garnlavshabitat i närheten av Vilhelmina samhälle och längs med Ångermanälven, områden som kan tänkas varit som mest brukade av människan. Älven utnyttjades till flottning av timmer varför områdena i anslutning till den var bland de först avverkade (Östlund, 1993). Vi tror även att historiska orsaker ligger bakom att vi fann lägre sannolikheter runt Vilhelmina samhälle. Även grundytans stora vikt i regressionsanalysen borde delvis kunna anknytas till den historiska användningen av skogen

då skogsbruksåtgärder har haft stor inverkan på den kvarvarande skogens täthet och grundyta. Dessa parametrar styr i sin tur fuktighet och ljusinsläpp, vilket har stor betydelse för de epifytiska lavarnas tillväxt och välmående (Raven et al., 1999; Johansson, 2008). I en undersökning av Dettki och Esseen (1998) ökade den totala biomassan av epifytiska lavar starkt över en grundyta på 6 m²/ha. En skog med under denna grundyta är antingen ungskog eller mycket gles äldre skog.

I vår undersökning överensstämde de områden vi modellerat som bra garnlavshabitat relativt väl med de i artportalen observerade rikliga garnlavsförekomsterna. Vi fann att antalet observationer var fler i de områden som är skyddade. Även våra modellerade sannolikheter visade tendenser att vara högre i de skyddade områdena. Resultatet skiljde sig emellertid mycket mellan olika reservat. Vissa hade ett flertal observationer och hög sannolikhet för bra habitat medan andra inte hade en enda observation och låg sannolikhet. En förklaring till detta kunde vara att de reservat som saknar observationer helt enkelt inte håller lämpligt habitat för garnlaven: det kan bestå av fel trädslagsblandning, inte vara tillräckligt gammalt eller helt bestå av myrmark. En annan förklaring skulle kunna vara att ingen har undersökt dessa reservat ordentligt, eller att det inte rapporterats in till artportalens register.

4.2 Källor till osäkerhet

Datan från Riksskogstaxeringen borde vara av god kvalitet då det kommer från en tillförlitlig källa. Att sätta upp ett gränsvärde för vilken längd på lavbålen som motsvarar ett bra habitat är emellertid svårt eftersom det är en flytande skala. Vår GIS-analys visade på en relativt stor andel bra garnlavshabitat, vilket kan tyda på att gränsen var relativt lågt satt. När detta sedan skulle appliceras i själva regressionsanalysen krävdes information om hur olika variabler påverkar garnlavsförekomst. Vi fann fakta om grundytans och beståndsålderns påverkan, men inte tillräckligt om övriga variablers. En styrka med att använda en regressionsfunktion till skattningen är att variablerna får olika vikt. Om man hade satt gränsvärden för de olika variablerna, t.ex. grundyta mellan två värden och en ålder över ett visst värde för att sedan göra en överlagringsanalys hade vi fått en karta som endast visat på ”habitat” och ”icke habitat”.

När vi använde regressionsfunktionen i vår GIS-analys tillkom den osäkerhet som finns i det data vi använt. Störst fel finns troligen i kNN-datan. Enligt Granqvist Pahlén et al. (2004) är säkerheten bättre på större skala, med ett medelfel i volym-skattning på 10-15% över ett 100 ha stort område och under 5 % över 300 ha (Granqvist Pahlén et al., 2004). Därför bör man inte fästa sig vid enskilda pixlars värden utan se till större områden. I vår beräkning av andelar i Vilhelmina kommun med olika sannolikhet blir felet således mycket litet. Skattningen av variablerna är osäkrare i riktigt gammal skog. Olika medelfel gäller för olika variablers skattning i kNN-datan (Granqvist Pahlén et al., 2004).

De gränsvärden för sannolikhet (0,35 och 0,7) som sattes för att klassificera resultatet har stor betydelse för hur mycket av vardera kategorin som finns på vår färdiga karta. Skulle gränsvärdena satts högre skulle det innebära att fler av de områden som bedömts som bra habitat verkligen innehöll garnlav, men också att vi skulle missa en större del av det som i verkligheten var bra habitat. Ett lägre satt gränsvärde för sannolikheten skulle gett att fler ytor med verkliga förekomster tolkats som bra garnlavshabitat, men också att många sämre ytor kommit med och träffprocenten skulle därigenom bli lägre.

Vi har kontrollerat kartans riktighet med observationer från artportalen. Av de sju observationer som låg i områden med lägre skattad sannolikhet än gränsvärdet 0,35, låg sex nära områden som skattats till högre sannolikhet. Eftersom de låg närmare än deras angivna noggrannhet är det möjligt att deras verkliga position är inom områden med högre sannolikhet. Omvänt är det även tänkbart att några av de observationer som låg i områden vi skattat som bra garnlavshabitat i verkligheten kan ligga i områden med lägre skattad sannolikhet. Bållängden är heller inte mätt på dessa observationer varför det är möjligt att de inte skulle uppfylla vår definition på bra habitat. På grund av denna osäkerhet har inte artportalens observationer använts till mer än en visuell överblickskontroll.

4.3 Möjliga tillämpningar av resultat

Garnlaven har ett viktigt signalvärde för kontinuitetsskog med höga naturvärden. Där garnlaven finns kan man förvänta sig hitta många andra arter som missgynnas av skogsbruket. Enligt Esseen et al. (1999) är exempelvis mängden hänglavar normalt positivt korrelerad med artrikedomen av blad- och busklavar. En riklig hänglavsförekomst gynnar även trädlevande insekter och spindlar som använder dem som boplats eller föda (Esseen et al., 1999). Violettrå tagellav och liten sotlav är exempel på två rödlistade lavar man kan hitta i samma miljöer som garnlaven (Nitare, 2000). Även andra hotade arter, som exempelvis lavskrikan (*Perisoreus infaustus*), kan påträffas i dessa habitat (Svensson et al., 1999).

För att bevara garnlaven och de naturvärden som den signalerar är det av stor vikt att veta var den finns, inte minst ur planeringssynpunkt. Vår karta skulle kunna vara underlag för en inventering av garnlavshabitat i Vilhelmina kommun. Inventeringen skulle då kunna koncentreras till områden med större sannolikhet att vara bra garnlavshabitat vilket skulle göra det mer kostnadseffektivt. Då garnlavens spridningsförmåga är dålig (Sillet et al., 2000) och den är knuten till miljöer som tar lång tid att återbildas är det viktigt att nuvarande habitat bevaras. Garnlavens krav på habitat gör att det uppstår en konflikt mellan skogsbruk och bevarande, och troligen kan båda enbart tillgodoses genom att man separerar intressena till olika marker. Rennäringen är ytterligare en part i intressekonflikten. För renarna utgör hänglavarna en viktig födoresurs under vintern. Speciellt viktiga är de under perioder med svåra snöförhållanden då renarna inte kommer åt att gräva efter marklavar. Tagellavar, dit garnlaven räknas, har ett högt proteininnehåll och är bland de viktigaste hänglavssläktena i detta avseende (Sparrevik, 1984). Rennäringen strävar därför mot att bevara de hänglavshabitat som idag finns kvar. Renarna äter visserligen upp en del av lavarna, men det borde inte vara något hot mot lavpopulationen då dess habitat finns kvar. Det stora hotet mot garnlaven är alltså skogsbrukets åtgärder, men bättre kunskap om garnlavens utbredning skulle underlätta planeringen för att ta tillvara allas intressen.

Att vid avverkningar visa naturvårdshänsyn i form av lämnade trädgrupper eller kantzoner är en åtgärd som visat sig hjälpa en del av de arter som är associerade till gammal skog (Andersson, 2000). Syftet är att känsliga arter ska kunna överleva i dessa till dess att den omgivande skogen åter är lämplig att kolonisera. Det är dock osäkert om detta är tillräckligt för att en känslig art som garnlaven ska överleva. Perhans et al. (2009) visar att de känsligare rödlistade lavarna liksom de rödlistade mossorna missgynnas vid avverkning trots lämnad naturvårdshänsyn. Storleken på de kvarlämnade habitatfläckarna i undersökningen var mellan 0,1-0,5 ha och resultatet indikerar att det är för små områden för att känsliga lavararter som påverkas mycket av ett förändrat mikroklimat ska överleva. Även i kantzonerna mellan avverkade områden och omgivande skog påverkas mikroklimatet avsevärt (Esseen et al.,

1999; Johansson, 2008), och förändringar har uppmätts till 10-30 m (Hiethacker & Halpern, 2007), 25-50 m (Esseen & Renhorn 1998) och t.o.m. över 200 m (Chen et al, 1995) in i skogen. För att minimera påverkan på de känsliga epifytiska lavarna bör därför ordentliga kantzoner lämnas om man avverkar intill kända hänglavsförekomster.

Garnlavens svårigheter att sprida och etablera sig på nya platser gör att det inte räcker att skapa en miljö där den skulle trivas om avståndet till spridningskällan är för långt (Lidén, 2009). Kunskapen om lavars spridningsförmåga på landskapsnivå är bristfällig (Sillet et al., 2000) och mer forskning inom detta område skulle krävas för att dra några slutsatser om vilken konnektivitet arten kräver. Epifytiska lavars spridnings- och etableringssvårigheter har visat sig kunna överbyggas genom transplantation av bålfragment till trädgrenar i lämpliga habitat (Lidén, 2009). Detta skulle kunna vara ett värdefullt hjälpmedel för att bevara garnlaven.

4.4 Slutsats

Kartan som blev produkten av vår modellering skulle efter en uppföljande inventering som fastställer dess riktighet mycket väl kunna ligga till grund för samordning av flertalet intressen i Vilhelmina kommun. Våra resultat visade att Vilhelmina kommun innehåller förhållandevis stor andel skogsmark som har hög sannolikhet att vara bra garnlavshabitat jämfört med medelvärdet i landet. Inom kommunen var sannolikheten att finna bra garnlavshabitat mindre längs med Ångermanälven och runt Vilhelmina samhälle. Detta har sannolikt sin förklaring i historiskt brukande av skogen, att södra Sverige brukats tidigare och hårdare liksom att skogen kring samhällen och älvar var de som först exploaterades. Garnlaven är knuten till gammal granskog, en skogstyp vi p.g.a. korta omloppstider inom skogsbruket får allt mindre av i landet. Det är viktigt att förstå vilka faktorer som begränsar artens spridning och etablering för att kunna utveckla lämpliga metoder för bevarande i det brukade skogslandskapet. Skogar med riklig förekomst av epifytiska lavar bör helst lämnas helt orörda från skogsbrukets ingrepp. Avverkas närliggande bestånd bör en ordentlig kantzon lämnas mot hygget för att minimera förändringar i mikroklimat inne i skogen. Att bara lämna mindre trädgrupper hjälper sällan dessa lavar då utsattheten för vind och uttorkning blir alltför stor.

Tillkännagivande

Vi skulle vilja tacka Per-Anders Esseen för konsultation och hjälp med att ta fram data, bilder och gränsvärden. Vi vill även tacka Sören Holm och Magnus Ekström för hjälp att tolka statistik och utföra en regressionsanalys på våra data. Ett stort tack riktas även till Torbjörn Josefsson för att du ställt upp och hjälpt oss när frågor dykt upp. Även Janolof Hermansson har hjälpt oss med upplysningar och personalen på skogsbiblioteket som hjälpt oss referera. Till sist vill vi passa på att tacka våra handledare, Fredrik Stenbacka som alltid funnits tillgänglig för våra funderingar, samt Eva Romell och alla andra som gjort sitt bästa för att hjälpa oss, ni har varit till stor hjälp.

Referenser

- Ahlner, S. (1948). Utbredningstyper bland nordiska barrträdslavar. (*Akademisk avhandling*). Uppsala: Svenska växtbiologiska sällskapet.
- Ahmadjian, V. (1993). *The lichen symbiosis*. New York: John Wiley & Sons.
- Ahti, T. (1977). Lichens of the boreal coniferous zone. I: Seaward, M.R.D. (red.). *Lichens ecology*, 145-181. London: Academic press Inc.
- Alves, P.L. da C.A., Magalhães, A.C.N.; Barja, P.R. (2002). The phenomenon of photoinhibition of photosynthesis and its importance in reforestation". *The Botanical Review* 68(2), 193-208.
- Andersson, P. (2000) Vad händer med skogsbrukets naturvårdshänsyn efter avverkning – en studie av sparade träd och trädgrupper. (*Examensarbete i ämnet naturvårdsbiologi 2000:56*). Uppsala: Institutionen för naturvårdsbiologi.
- Angelstam, P. & Mikusinski, G. (2001). *Hur mycket skog kräver mångfalden? – En svensk bristanalys*. [Online] Tillgänglig: http://www.wwf.se/source.php/1116637/wwf_BR_Varf907.pdf [2010-03-15].
- Anon. (2007). *Skogsvårdslagen - handbok*. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag
- Anon. (2010a). *Skyddade områden*. [Online] Tillgänglig: <http://www.vilhelmina.se/modelforest/FormelltSkyddadeomraden.htm>, (Under produktion) [2010-03-25].
- Anon. (2010b). *Riksinventeringen av skog - Fältinstruktion 2010*. Uppsala: Institutionen för mark och miljö, SLU & Umeå: Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.
- ArcGIS (Version: 9.3) (2009). [Datorprogram]. ESRI, Inc.
- Axelsson, A-L. (2001). Forest landscape change in boreal Sweden 1850-2000 – A multiscale approach. (*Doctoral thesis*). Umeå: Department of forest vegetation ecology, SLU.
- 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.
- Cameron, R.P. (2002). Habitat association of epiphytic lichens in managed and unmanaged forest stands in Nova Scotia. *Northeastern Naturalist* 9(1), 27-46.
- Dettki, H. & Esseen, P-A. (1998). Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. *Ecography* 21(6), 613-624.
- Esseen, P-A. (1985). Litter fall of epiphytic macrolichens in two old *Picea abies* forests in Sweden. *Canadian Journal of Botany* 63(5), 980-987.

- Esseen, P-A. (2006). Edge influence on the old-growth forest indicator lichen *Alectoria sarmentosa* in natural ecotones. *Journal of Vegetation Science* 17, 185-194.
- Esseen, P-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997) Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46, 16-47.
- Esseen, P-A., Hedenås, H., Ericson, L. (1999). Epifytiska lavar som mångfaldsindikatorer. *Skog & Forskning* 2, 40-45.
- Esseen, P-A. & Renhorn, K-E. (1998). Effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12(6), 1307-1317.
- Esseen, P-A., Renhorn, K-E. & Pettersson, R.B. (1996). Epiphytic lichen Biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. *Ecological Applications* 6(1): 228-238.
- Granqvist Phalén, T., Nilsson, M., Egberth, M., Hagner, O. & Olsson, H. (2004). kNN-Sverige: Aktuella kartdata över skogsmarken. *Fakta skog* 12.
- Hiethecker, T.D & Halpern, C.B. (2007). Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvests in western Washington. *Forest Ecology and Management* 248, 163-173.
- Hilmo, O. (2001). Lichen response to environmental changes in managed boreal forest system. (*Doctoral thesis*). Trondheim: Department of botany.
- Hilmo, O., Holien, H., Hytteborn, H. & Ely-Aalstrup, H. (2009). Richness of epiphytic lichens in differently aged *Picea abies* plantations situated in the oceanic region of Central Norway. *The Lichenologist* 41(1), 97-108.
- Hilmo, O. & Såstad, S.M. (2001). Colonization of old-forest lichen in a young and an old boreal *Picea abies* forest: An experimental approach. *Biological conservation* 102(3), 251-259.
- Johansson, P. (2008). Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation* 141, 1933-1944.
- Lantmäteriverket. (1998). *Allmän beskrivning: GSD – Naturvårdsobjekt, version 1.2*. 1998-01-29. Gävle: Lantmäteriverket.
- Lantmäteriverket. (2002). *Produktspecifikation av Svenska CORINE marktäckedata*. [Online] Tillgänglig: <http://www.lantmateriet.se/upload/filer/kartor/kartor/SCMDspec.pdf> [2010-04-08]
- Lantmäteriverket. (2010). *GSD-höjddata, grid 50+ - Presentation*. [Online] Tillgänglig: http://www.lantmateriet.se/templates/LMV_Page.aspx?id=1009 [2010-04-07]
- Lidén, M. (2009). Restoration of endangered epiphytic lichens in fragmented forest landscapes: the importance of habitat quality and transplantation techniques. (*Doctoral thesis* 2009:82). Umeå: Institutionen för skogens ekologi och skötsel, SLU.

Länsstyrelsen Västerbotten. (2007). *Vilhelmina norra sameby - en beskrivning av samebyns förutsättningar, markanvändning och renskötsel.* [Online] Tillgänglig: <http://www.ac.lst.se/files/nsffXXXH.pdf> [2010-04-10]

Minitab (Version: 15) (2006). [Datorprogram]. Minitab, Inc.

Naturvårdsverket (2007). *Lagarna som styr Natura-2000.* [Online] Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Skydd-och-skotsel-av-vardefull-natur/Natura-2000/Lagarna-som-styr-Natura-2000/> [2010-03-30].

Nicklasson, M. & Nilsson, S.G. (2005). *Skogsdynamik och arters bevarande: bevarandebiologi, skogshistoria, skogsekologi och deras tillämpning i Sydsvenskt landskap.* Lund: Studentlitteratur.

Nilsson, J. & Södercrantz, J. (2010). *Rapportsystemet för växter och svampar – Portal för växter, mossor, svampar, lavar och alger,* ArtDatabanken, SLU. [Online] Tillgänglig: <http://www.artportalen.se/plants/default.asp> [2010-03-25].

Nitare, J. (red) (2000). *Signalarter – indikatorer på skyddsvärd flora över kryptogamer.* 3:e uppl. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag.

Palmqvist, K. & Sundberg, B. (2000). Light use efficiency of dry matter gain in five macrolichens relative impact of microclimate conditions and species-specific traits. *Plant, Cell and Environment* 23, 1-14.

Perhans, K., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Söderström, B. & Gustafsson, L. (2009) Retention patches as potential refugia for bryophytes and lichens in managed forest landscapes. *Biological Conservation* 142, 1125-1133.

Perttu, K. & Morén, A-S. (1995). Regionala klimatindex – verktyg vid bestämning av skogsproduktion. *Fakta skog* 13.

Raven, P.H., Evert, R.E. & Eichhorn, S.E. (1999). *Biology of plants.* 6:e uppl. New York: W.H. Freeman and Company.

Renhorn, K-E & Esseen, P-A. (1995). Biomass growth in five alectorioid lichen epiphytes. *Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft* 70(1): 133-140.

Sillett, S., McCune, B., Peck, J., Rambo, T. & Ruchty, A. (2000). Dispersal limitation of epiphytic lichens result in species dependent on old-growth forests. *Ecological Applications* 10(3), 789-799.

Sparrevik, E. (1984) Trädlevande tagellavar som renbete – Kvantitativa undersökningar av några arter tillhörande släktena Alectoria och Bryoria. (*Meddelande från växtbiologiska institutionen*, 1984:3). Uppsala: Växtbiologiska institutionen.

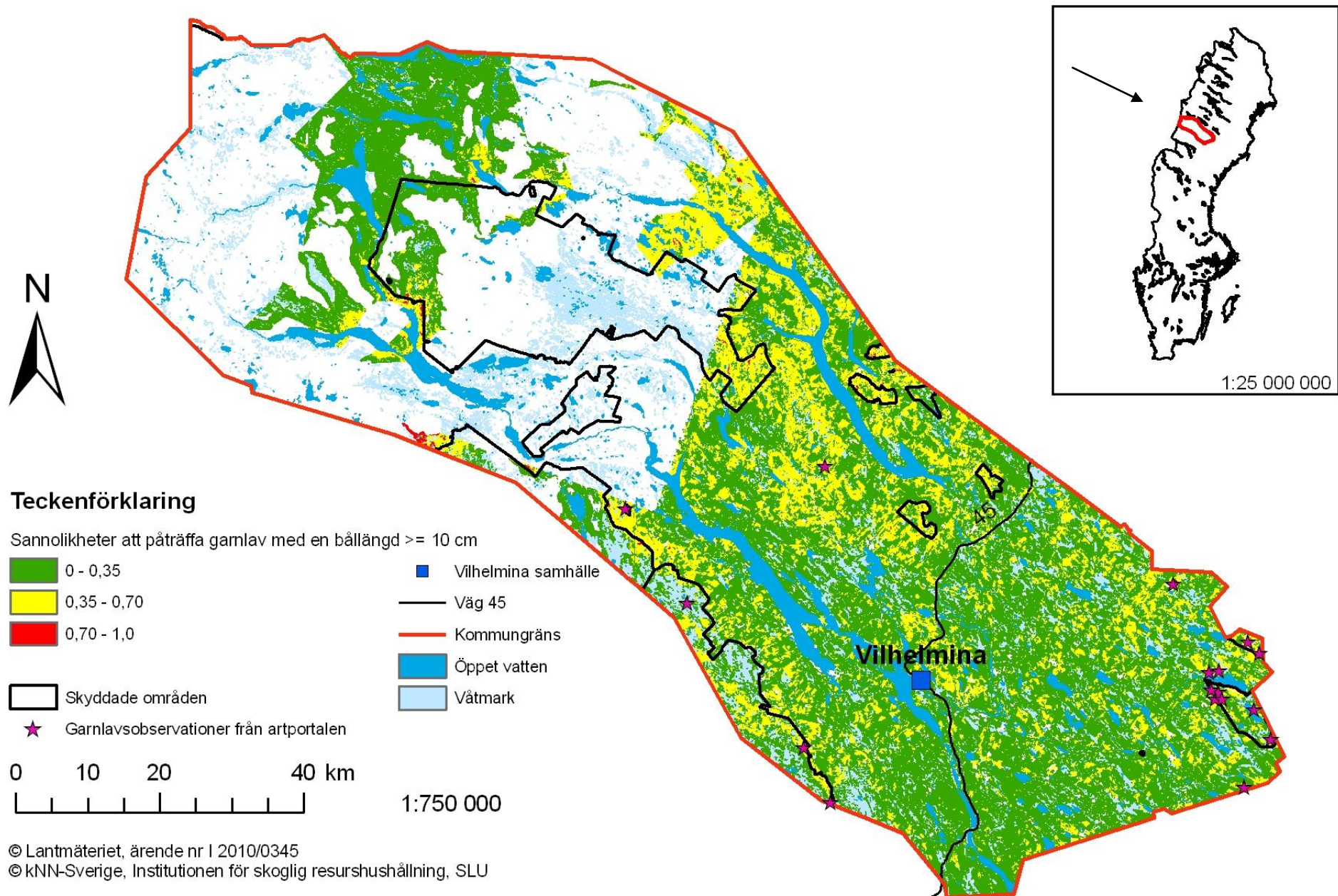
Svensson, L., Zetterström, D., Mullarney, K. & Grant, P.J. (1999). *Fågelguiden – Europa och medelhavsområdets fåglar i fält.* Stockholm: Albert Bonniers förlag.

Thor, G. (1998). Red-listed lichens in Sweden: habitats, threats, protection, and indicator value in boreal coniferous forests. *Biodiversity and Conservation* 7, 59-72.

Thor, G. & Arvidsson, L. (red.) (1999). *Rödlistade lavar i Sverige – Artfakta*. Uppsala: Artdatabanken, SLU.

Östlund, L. (1993). Exploitation and structural changes in the north Swedish boreal forest 1800-1992. (*Doctoral thesis*). Umeå: Department of forest vegetation ecology.

Bilaga 1. Skattad sannolikhet att påträffa garnlav ≥ 10 cm på en slumpmässigt utvald gran med en brösthöjdsdiameter ≥ 15 cm i Vilhelmina kommun.



Bilaga 1. Skattad sannolikhet att påträffa garnlav med en bällängd ≥ 10 cm på en slumpmässigt utvald gran med en brösthöjdsdiameter ≥ 15 cm i Vilhelmina kommun.