



Klassning av fjällbjörkskog enligt FAO:s definition av skogsmark med hjälp av flygburen laserskanning

*Laser data based classification of mountain birch forest
according to the FAO definition of forested land*



Nils Lindgren

**Arbetsrapport 349 2012
Examensarbete 30hp D
Jägmästarprogrammet**

**Handledare:
Karin Nordkvist**

Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för skoglig resurshushållning
901 83 UMEÅ
www.slu.se/srh
Tfn: 090-786 81 00



ISSN 1401-1204
ISRN SLU-SRG-AR-349-SE

Klassning av fjällbjörkskog enligt FAO:s definition av skogsmark med hjälp av flygburen laserskanning

Laser data based classification of mountain birch forest according to the FAO definition of forested land

Nils Lindgren

Examensarbete i Skogshushållning vid institutionen för skoglig resurshushållning, 30 hp
Jägmästarprogrammet
EX0707

Handledare: Karin Nordkvist, SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning, fjärranalys
Examinator: Håkan Olsson, SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning, fjärranalys

Förord

Den här studien har genomförts inom ramen för ett examensarbete på D-nivå vid institutionen för skoglig resurshushållning, avdelningen för skoglig fjärranalys på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i Umeå. Arbetet omfattar 30 hp och ingår i en magisterexamen som jägmästare. Studiens syfte har varit att undersöka hur fjällbjörkskogen med hjälp av laserdata kan klassas enligt den nya definitionen av skogsmark som införts i Skogsvårdslagstiftningen. Definitionen baseras på en internationellt använd definition från FN:s jordbruksorgan FAO. Till hjälp har data från Lantmäteriets nationella laserskanning används.

Ett stort antal personer har varit behjälpliga under arbetets gång. Ett särskilt tack riktas till följande:

Håkan Olsson, som ställt upp som examinator och hjälpt mig starta mitt projekt.

Magnus Ekström, som hjälpt mig med sin stora kunskap om statistik. Tack för att du tagit dig tid och varit så hjälpsam.

Peder Axensten, Mattias Nyström och Alessandro Montaghi, för att ni hjälpt mig med mina frågor om R och mina datorproblem.

Till min älskling Ida som hjälpt till med korrekturläsning och till våra hundar Mitra och Nessie som fått mig ut ur huset ibland så att jag sen med ny kraft kunnat ta tag i examensarbetet.

Till Heather Reese, Jörgen Wallerman, Mikael Egberth, och alla andra på fjärranalysavdelningen som jag har kunnat fråga och bolla idéer med.

Naturvårdsverket har finansierat den fältinventering som användes i arbetet. Inventeringen utfördes av personal vid Riksskogstaxeringen, där Johan Bergstedt och Mats Jonasson varit drivande. Mats Jonasson och Anders Petterson som hjälpt till att reda ut frågetecken om hur inventeringen utförts.

Tack även till Lantmäteriet som har tillhandahållit laserdata från en NNH testskanning i Abisko, och därmed gjort denna studie möjlig.

Och allra viktigast Karin Nordkvist, min handledare. Tack för att du alltid har haft tid med mina funderingar när än de dykt upp. Du har varit ett stort stöd och funnits tillgänglig långt mer än vad jag förväntat mig.

Nils Lindgren
Umeå, mars 2012

Sammanfattning

Skogsvårdslagen uppdaterades under 2010, och då infördes en ny definition av skogsmark som anpassats till de kriterier som FN:s jordbruks- och livsmedelsorgan FAO (Food and Agriculture Organization) satt upp. FAO använder definitionen till att ta fram internationell statistik för världens skogar. Definitionen bygger i korthet på att skogen ska kunna nå 5 meters höjd och 10 % kronslutenhet samt ha en sammanhängande utbredning om minst 0,5 hektar. I fjällbjörkskogen finns en stor del av skogsmarkens gräns mot andra markslag, och att kartera utbredningen här är därför intressant. En utbredningskarta kan i förlängningen ge ytterligare information, till exempel om hur mycket skogsmark som är skyddad.

Över hela landet genomförs nu en laserskanning för produktion av en ny nationell höjdmodell, data som även ger information om skogens höjd och täthet. I denna studie har ett område kring Abisko klassats med hjälp av laserdata samt referensdata från provytor. Ur punktmolnet från laserskanningen beräknades flera typer av mått som användes för att klassificera materialet. Klassningsresultatet utvärderades med korsvalidering, vilket gav en total karteringsnoggrannhet på 92 % och en kappakoefficient på 0,85. Trots den höga noggrannheten finns problem med något för lite provytedata, främst för att kunna skilja skog som uppfyller kraven för skogsmark från skog som är högvuxen nog men för gles. Vissa problem fanns även vid brant och blockig terräng där kanter och stenar i vissa områden togs för vegetation. Erfarenheterna från detta arbete kan vara viktiga om skogsmarken i hela fjällkedjan i framtiden karteras med laserdata.

Nyckelord: Skogsmarksdefinition, FAO, laserskanning, NNH, klassning, vegetationskartering, fjällbjörkskog.

Summary

Sweden's forestry legislation was updated in 2010 and a new definition of forest land was introduced. This definition was adapted to the one used by the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) for international statistics on the state of the world's forests. It is in short based on the lands ability to grow forest that reaches 5 meters, 10 % canopy closure and has a continuous distribution, according to FAO at least 0.5 hectares. A country-wide laser scanning is now carried out for the production of a new national elevation model; the laser data also provides information on forest height and density. The mountain birch forest makes up much of the border with other land types, and to map the distribution of forest land here would be of interest. A distribution map could provide information such as how much forest land that lies within protected areas.

In this study, laser data was used to classify the forest in the Abisko area, using reference data from sample plots. From the point cloud obtained from the laser scanning, different types of metrics were calculated and used to classify the forest. Classification results were evaluated by cross-validation, suggesting an overall accuracy of 92% and a kappa coefficient of 0.85. Despite the high accuracy, there were problems associated with a somewhat small sample of ground reference data. In order to separate forest that meets the requirements of forest land from forest which is high but not dense enough, more reference data would be needed. Steep and stony terrain also caused some problems, where the edges and rocks in some areas were mistaken for vegetation. The methods and problems that emerged from this study can be important experiences for potential future mapping of the forest land in the Swedish mountains.

Keywords: Forest land, FAO, laser scanning, NNH, classification, vegetation mapping, mountain birch forest

Innehållsförteckning

Inledning	6
<i>Bakgrund</i>	6
En ny definition av skogsmark.....	6
Fjällbjörkskogen och dess dynamik.....	6
Laserskanning för skattning och klassning av vegetation.....	7
<i>Målformulering</i>	9
Material och metoder	10
<i>Studieområde</i>	10
<i>Fältdata</i>	10
<i>Laserdata</i>	11
<i>Bearbetning av laserdata</i>	12
<i>Val av lasermått, klassning samt utvärdering</i>	13
Resultat	15
Diskussion	21
<i>Utrymme för tolkningar av FAO:s skogsmarksdefinition</i>	21
<i>Klassningens tillförlitlighet</i>	22
<i>Val av variabler och klassificeringsmetod</i>	23
<i>Slutsatser</i>	25
Referenser	26
<i>Tryckta källor</i>	26
<i>Elektroniska referenser</i>	30
<i>Personlig kommunikation</i>	30

Inledning

Bakgrund

En ny definition av skogsmark

FAO (Food and Agriculture Organization) är FN:s jordbruks och livsmedelsorgan med ansvar även för skogsbruksfrågor. Med fem till tio års mellanrum ger FAO ut rapporten ”Global forest resources assessment” (vanligen förkortat FRA). Rapporten tar upp många fakta kring uthålligt skogsbruk så som utbredningen av skogsresurser, biodiversitet och socio-ekonomiska aspekter (FAO, 2010). Dessa data är mycket viktiga för beslutsfattare och för globala uppskattningar av hot mot biodiversiteten för att nämna några exempel (Potapov et al., 2011). Till exempel skattas hur mycket kol världens skogar binder (FAO, 2004), en viktig del av globala klimatmodeller som är av stort intresse på grund av klimatförändringarna (Potapov et al., 2011). Statistiken i FRA baseras på nationella data som rapporteras in av ländernas regeringar. Detta kompletteras i den senaste FRA-rapporten (FAO, 2010) av oberoende fjärranalysdata baserat på bilder från Landsat (Potapov et al., 2011). Även Sverige rapporterar in detaljerad information om landets skogsresurser, skötsel, ägarstrukturer med mera till FAO (Fridman et al., 2010). Statistiken baseras på data från Riksskogs taxeringen vilket finns tillgängligt nedan fjällbjörkskogen, (Anon, 2010) som kompletteras i fjällvärlden med data från NILS-inventeringen (Nationell Inventering av Landskapet i Sverige) (Heiskanen et al., 2008).

FAO använder en internationell definition av skogsmark (FAO, 2004) som säger att skogen skall vara, eller förväntas att kunna nå, över 5 meters höjd och över 10 % kronslutenhet. Definitionen gäller *in situ*, det vill säga utan produktionshöjande åtgärder. Därtill ska det inte förekomma någon annan dominerande markanvändning. Temporärt avskogad mark som ett resultat av mänsklig eller naturlig störning inkluderas om den förväntas återbeskogas. Smala områden av skog som uppfyller arealkravet inkluderas om de har en bredd större än 20 meter. Även mindre, öppna områden i skogen som inte uppfyller kraven om höjd och kronslutenhet inkluderas som skogsmark. Tidigare kartering av skogsmark enligt FAO har fokuserat på utbredning i global skala (Kindermann et al., 2008). Eftersom skogsmarksarealen rapporteras aggregerat per land kan inte en karta framställas direkt ur datat i FRA-rapporterna.

I den svenska Skogsvårdslagen som började gälla 2010 (SFS 1979:429, SFS 2010:931) infördes en ny definition av skogsmark som är anpassad till FAO:s definition. Kraven på kronslutenhet och höjd har tagits med, men istället för kravet på arealen finns en skrivelse om att skogsområdet skall vara sammanhängande. Arealen skogsmark i Sverige är större enligt den nya definitionen än enligt den gamla (Loman, 2011). En stor del av skogsmarkens marginalutbredning kan antas finnas i fjällbjörkskogen.

Fjällbjörkskogen och dess dynamik

I de skandinaviska fjällen bildar fjällbjörk (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii* (Orlowa)) oftast en nära trädslagsren skog i den subalpina zonen. Björken här är ett litet träd på cirka fyra till tio meter, ofta med flera stammar (Kjällgren & Kullman, 1998). Fjällbjörkskogen har ofta en ojämn och fläckvis utbredning. I fjällen finns en stor variation av mark- och vegetationstyper. Ett mosaik av viden (*Salix* spp.), dvärgbuskar, myr- och blockmark bildar ett landskap där variationen kan vara mycket stor inom ett relativt litet område (Rafstedt, 1985; Reese, 2011). De stora höjdskillnaderna och det ofta brutna landskapet gör att det

kan finnas stora lokala skillnader i temperatur, snödjup, vindexponering och nederbörd (Kjällgren & Kullman, 1998; Kullman, 2005). Detta påverkar vegetationstypernas utbredning på exempelvis höjder: på vindsidan ger björkskogen vika för lägre vegetation, medan mikrotopografin istället ger skydd på läsidan (Kjällgren & Kullman, 1998). Syd- och västsluttningar har varmare mikroklimat och flera studier har visat att skogsgränsen är högre i dessa lägen (Autio & Colpaert, 2005; Dalen & Hofgaard, 2005; Kjällgren & Kullman, 1998). I fjällena är rasbranter och blockig mark vanliga (Rafstedt, 1985) och i skogen bildar de trädlösa luckor (Autio & Colpaert, 2005; Kullman, 2001; Moen et al., 2004). Även trädlösa myrar är vanliga i fjällena, speciellt nära trädgränsen (Kullman, 2005).

Fjällens vegetation kan delas in i vegetationsregioner utifrån höjdläget. Många studier av den subalpina ekotonen har inriktats mot att fastställa vid vilken höjd träd- ("treelimit") och skogsgränserna ("forestline" eller "timberline") går, hur de förändrats och vad som påverkar dem (exv. Autio & Colpaert, 2005; Dalen & Hofgaard, 2005; Emanuelsson, 1987; Kjällgren & Kullman, 1998; Kullman, 2001; Kullman, 2002; Kullman, 2005; Moen et al., 2004). Definitionerna av träd- och skogsgränserna varierar men vanligt är att trädgränsen sätts vid den högsta altitud där träd över två meter återfinns (Kullman, 2001; Moen et al., 2004). Skogsgränsen kan sättas till altituden under vilken skogen formar ett mer kontinuerligt krontäcke (Autio & Colpaert, 2005; Moen et al., 2004). Ovan björkskogsregionen delas kalfjället in i låg-, mellan- och högaltin region. I den lågaltina regionen återfinns ängar och fjällhedar med låg vegetation av örter, gräs och dvärgbuskar. Här finns även buskvegetation av dvärgbjörk (*Betula nana* L.) och olika arter av viden (*Salix* spp.). Viden kan nå en höjd av ett par meter (Mossberg & Stenberg, 2006) och blir lägre med ökad altitud. I den mellanaltina regionen finns lågvuxen vegetation och i den högaltina mest blockmark utan kärleväxter (Rafstedt, 1985). Förväntade klimatförändringar har gjort att intresset för att studera alpina områden har ökat eftersom trädgränsens höjd ses som en klimatindikator (Callaghan et al., 2005; Kullman, 2001). Studier har visat att trädgränsen förflyttats uppåt under 1900-talet men framförallt att skogen har blivit tätare och högre (Hedenås et al., 2011; Kullman, 2001; Kullman, 2002; Rundqvist et al., 2011).

Efter olika former av störningar kan det behövas en längre tid av återhämtning innan skogen når den höjd och slutenhet marken har potential för. Exempel på sådana störningar är laviner, bete, insektsangrepp, brand och mänsklig påverkan (Dalen & Hofgaard, 2005; Karlsson, P.S. et al., 2004; Speed et al., 2010). En mycket viktig störning i fjällbjörkskogen är utbrott av fjällbjörkmätare (*Epirrita autumnata*). Vid mindre utbrott avlövas träden och tillväxten minskar (Karlsson, P. S. & Weih, 2003) medan större utbrott kan döda stora skogsområden (Karlsson, P.S. et al., 2004). Det har visat sig att bete kan sänka höjden för skogsgränsen (Olofsson et al., 2009; Speed et al., 2010). Samerna använde ofta skogen nära skogsgränsen fram till cirka 1900 då en mer extensiv form av renskötsel tog vid och trycket på skogen minskade (Emanuelsson, 1987; Staland et al., 2011). Öppna områden i fjällbjörkskogen kan vara successionstadiet där skogen fortfarande återhämtar sig efter det ändrade markutnyttjandet (Emanuelsson, 1987; Karlsson, H. et al., 2007).

Laserskanning för skattning och klassning av vegetation

Flygburen laserskanning är högaktuell på grund av möjligheten att skatta till exempel skogens höjd och volym med förbättrad noggrannhet jämfört med manuell flygbildstolkning (Næss et al., 2004). Laserskanning är en typ av tredimensionell skanning där en stor mängd laserpulser skickas ut. Laserljuset reflekteras mot olika föremål och tiden innan pulsen åter når sensorn mäts. Utifrån tiden och ljusets hastighet kan avståndet till föremålet beräknas. Om man dessutom vet från vilken position och riktning pulsen skickats ut kan

föremålets position beräknas relativt mätinstrumentet med hög precision, och registreras som en punkt. För att positionera flygplanet används GPS kombinerat med tröghetsnavigering. Laserskanningen ger ett punktmoln från träffar på mark och i vegetation. Utifrån punktmolnet skapas en markmodell och för varje punkt beräknas sedan höjden över denna. Punkternas höjdfördelning ger en bra bild av skogens vertikala struktur (se figur 1) (Shan & Toth, 2009).

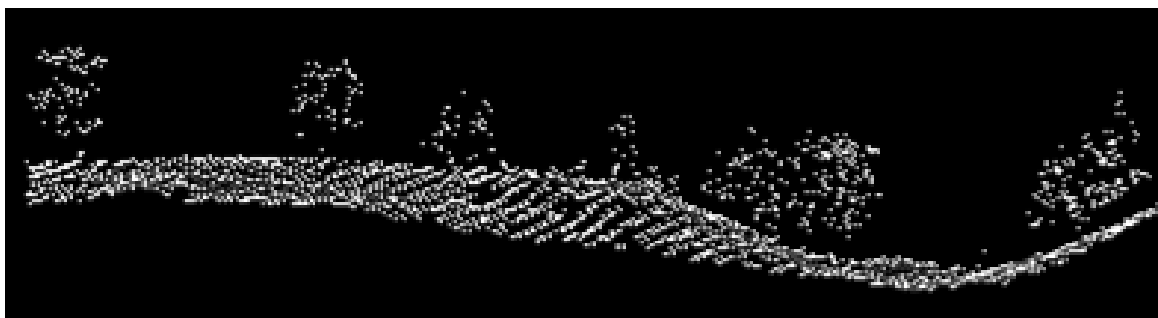


Figure 1. Profil av laserpunktmoln, med spridda träd väl synliga över markträffar.
Figure 1. A profile of a laser point cloud, with scattered trees visible over ground hits.

Det mest etablerade sättet att använda laserdata är att skatta variabler på beståndsnivå. Olika lasermått beräknas då per areaenhet, till exempel pixlar som senare kan aggregeras till bestånd (Næsset, 2004b). En mängd mått kan beräknas ur laserpunktmolnet. Höjpercentiler har visat sig ha samband med krontaketets höjd i olika typer av skogar, även i fjällbjörkskog (Hopkinson et al., 2006; Nyström et al., 2012). För att skatta kronslutenhet ur laserdata används ofta kvoten mellan antal punkter som bedöms ha träffat trädens kronor och totalt antal punkter. Träffar i kronorna skiljs från annan vegetation genom att sätta en lägsta gräns över marken ovan vilken träffarna räknas till trädkronorna (Korhonen et al., 2011; Nyström et al., 2012). Färre studier har gjorts i alpina miljöer än i boreal skog, men fördelar finns med att använda fjärranalys i ett svåröverblickbart mosaikartat landskap. Studier med data från flygburen laserskanning har visat att enskilda träd på fjällhedar kan upptäckas och trädgränsen karteras (Næsset & Nelson, 2007; Rees, 2007). Nyström et al. (2012) skattade höjd, kronslutenhet och biomassa i ett område i närheten av Abisko, bland annat med hjälp av samma laserdata som används i detta examensarbete. Kumulativa proportioner används i vissa studier för att skatta till exempel biomassa (Næsset et al., 2011; Næsset & Økland, 2002).

Regressionsanalys (Holmgren et al., 2003; Næsset et al., 2004) eller klassningsalgoritmer (Zhang et al., 2011) kan användas för att hitta statistiska samband mellan lasermått och skogliga variabler eller skogstyper. Sedan kan sambandet tillämpas över resten av det laserskannade området. För att hitta statistiska samband används fältmätta data där provytans position är väl känd så att rätt laserpunkter matchas mot provytedatat (Næsset et al., 2004). Mått som extraheras från laserdata korrelerar väl med skogens höjd och täthet. Man kan däremot inte förvänta sig att finna universella samband mellan lasermått och skogliga variabler (Hopkinson et al., 2006; Hyyppä, J. et al., 2009). Det beror av att många faktorer påverkar lasermåtten, exempel är laserinstrumentens olika egenskaper (Hopkinson et al., 2006; Næsset, 2009), olika parametrar vid respektive flygning (Goodwin et al., 2006; Hopkinson et al., 2006; Hyyppä, H. et al., 2005; Næsset, 2009; Yu et al., 2004) samt trädens fenologiska utveckling mellan olika registreringstillfällen (Hopkinson et al., 2006; Hyyppä, H. et al., 2005). Skogstypen som skannas påverkar lasermåtten, varför homogena områden med ett trädslag ger bättre förutsättningar för goda skattningar (Maltamo et al.,

2004; Næsset, 1997; Næsset, 2004b; Nelson, 1997; Woods et al., 2011). Översta toppen av ett träd har liten sannolikhet att träffas av en laserpuls och höjden underskattas om den inte korrigeras (Hyypä, J. et al., 2009; Næsset, 1997; Persson et al., 2002). Skanningens täthet påverkar underskattningen då en högre punkttäthet ökar sannolikheten att laserskottet träffar den högsta punkten (Gaveau & Hill, 2003; Hyypä, J. & Inkinen, 1999; Næsset & Økland, 2002; Persson et al., 2002). Vegetationsträffarnas höjdfördelning påverkas av markmodellens kvalitet, som varierar mellan olika områden. Ett tätare krontäcke gör att färre laserpulser träffar marken, vilket leder till en sämre markmodell (Hyypä, H. et al., 2005). Markmodellen genereras efter att punktmolnet har klassats i mark- och vegetations-träffar. De algoritmer som vanligen används för att göra detta har svårt att klassa punkter rätt när markhöjden förändras hastigt (Axelsson, 2000), som vid stup och blockig mark. I området i Abiskofjällen finns det bitvis branta sluttningar. Hollaus et al. (2006) visade att RMSE för markmodellen ökade femfaldigt från relativt plan mark ($<10^\circ$ lutning) till branta områden ($>60^\circ$).

För vegetationsklassning används ofta satellitbilder, vilka ger information om olika markslags reflektans (Lillesand et al., 2008). Då vegetationstyper definieras av höjd och täthet ger laserdata bra information för klassificering (Zhang et al., 2011). Datakällorna kan komplettera varandra och i Abiskoområdet kombinerade Nordkvist et al. (2011) laser och satellitdata för att förbättra vegetationsklassningen. En vanlig klassificeringsmetod inom fjärranalys är kvadratisk diskriminantanalys, så kallad maximum likelihood-klassning (Lillesand et al., 2008). Kvadratisk diskriminantanalys använder en sannolikhetsfunktion baserad på kända observationer för att beräkna den relativa sannolikheten för en ny observations klasstillhörighet. Metoden är så kallat parametrisk, och bygger på medelvärden och fördelningar. En annan variant är linjär diskriminantanalys. Denna metod gör snävare antaganden om data (Lachenbruch & Goldstein, 1979). Om man på förhand har information om hur stor del av materialet som tillhör respektive klass kan man förbättra resultatet av diskriminantanalysen genom att ange så kallade *a priori*-sannolikheter (Strahler, 1980). Hur dessa sannolikheter sätts påverkar respektive klass areal. Om alla klasser ges samma sannolikhet riskeras överskattning av små klasser och underskattning av en stor. Om information om ungefärlig fördelning mellan klasserna används tenderar stora klasser att överskattas och små klasser underskattas eller nästan försvinna helt (Carfagna & Gallego, 2005).

Lantmäteriet håller i skrivande stund på att laserskanna hela Sverige för att framställa en ny nationell höjdmodell. Huvudsyftet är att underlätta för konsekvensanalyser av ett förändrat klimat (SOU 2007:60), men datat kan även användas för att skatta skogliga variabler. Laserskanning av fjällen ingick inte i de ursprungliga planerna, men 2010 gjordes en testskanning kring Abisko och hösten 2011 beslutades att även fjällen ska skannas, om möjligt (Lysell, 2011). I nuläget skattas mängden skog i den svenska fjällvärlden med hjälp av data från NILS-inventeringens flygbildstolkning. Den tredimensionella bild som laserskanning ger av skogen har flera fördelar gentemot manuell tolkning av flygbilder. En noggrannare skattning av arealen skog enligt FAO borde kunna fås med hjälp laserdata, vilket även skulle kunna ge en detaljerad karta över utbredningen.

Målformulering

Målet med examensarbetet är att med hjälp av laserdata skatta utbredningen av skogsmark enligt FAO:s definition i ett område kring Abisko. Till hjälp används data från flygburen laserskanning och befintliga data från fältinventerade provytor i området.

Material och metoder

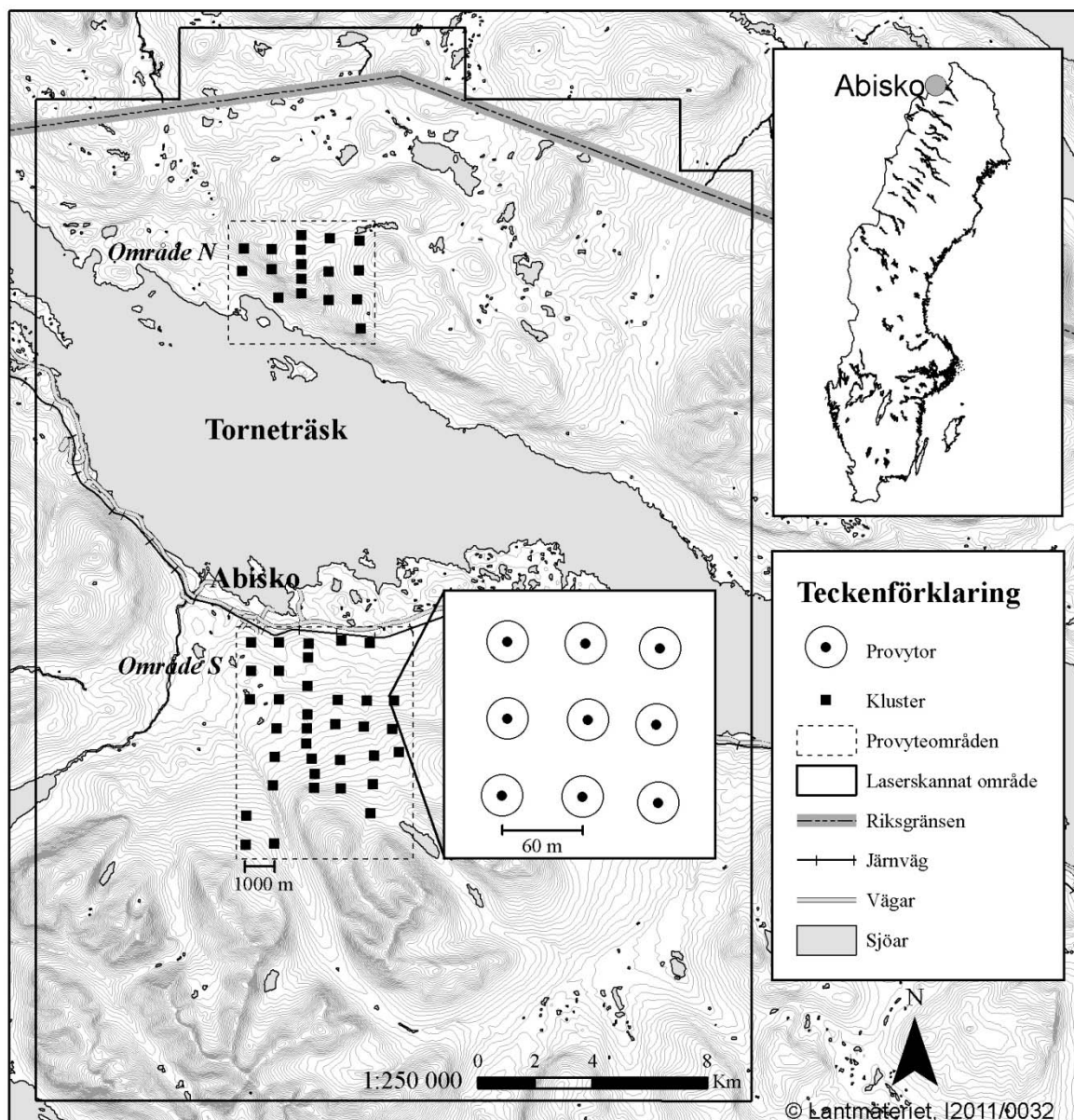
Studieområde

Tillgängliga provytedata (Hedenås et al., 2011) och laserdata finns från ett område kring Abisko i norra Lappland. Provyterna och laserdatat ligger både norr och söder om Torneträsk (område S respektive område N, se figur 2). Området domineras av fjällhed och gles fjällbjörkskog (Dahlberg et al., 2004). Fjällbjörkskogen i området karaktäriseras av småväxta, flerstammiga träd i en tät skog med spridda luckor. Över skogsgränsen finns mindre fläckar av skog i ett i övrigt trädlöst landskap. Här är träden av liknande storlek och täthet som nedan skogsgränsen. Ytterligare högre upp på fjället, över trädgränsen, finns fjällbjörk endast som buskformig i skyddade lägen tillsammans med viden (Sveinbjörnsson, 2001). I de data som användes i Hedenås et al (2011) utgörs 95 % av täckningsgraden av fjällbjörk medan resterande är al (*Alnus incana* (L.) Moench), asp (*Populus tremula* L.) samt viden (*Salix spp.*). Trädgränsen går vid ca 650 m ö.h. (Dahlberg, et al., 2004) och altituden inom området varierar mellan cirka 340 m ö.h. och 1800 m ö.h. De flesta provyterna som möter FAO:s definition av skogsmark finns i områden med en lutning på mindre än 25° enligt den nuvarande nationella höjdmodellen.

Flera större utbrott av fjällbjörkmätare har inträffat i Abiskoområdet, de senaste under 1995 och 2004. Större utbrott inträffade även under 1950 och 1960-talen då dalen söder om Abisko respektive ett område norr om Torneträsk drabbades hårt. Området i syd har studerats och slutsatsen var att det skulle ta 75 år för skogen att återhämta sig fullt ut (Tenow & Bylund, 2000). Det norra området är fortfarande efter mer än 40 år mycket starkt påverkat och glest (Karlsson, P.S. et al., 2004). Samer har sedan länge levt i och påverkat området. Spår av visten finns, några i bruk även efter 1900. Runt vissa syns luckor i skogen.

Fältdata

1997 lades 869 provytor ut i 88 kluster (Dahlberg et al., 2004). Under 2010 återbesöktes 61 av klustren och 549 av ytorna i en något förenklad inventering (Hedenås et al., 2011). I samband med detta koordinatsattes 523 av provyterna med RTK-GPS med en noggrannhet bättre än 0,1 meter (Pettersson, 2011). Endast ytor koordinatsatta med RTK-GPS användes i studien. Ytor över 1000 m ö.h. uteslöts på grund av begränsningar i databehandlingen, vilket gav 461 ytor kvar. Klustren är systematiskt utlagda med cirka 1 km mellan centrum, utom i det centrala stråket i nord-sydlig riktning där avståndet är 500 m (Hedenås et al., 2011). Varje kluster består av nio provytor med 60 meter kvadratförband (se figur 2). Inventeringen bygger på Riksskogstaxeringens fältinstruktion (Anon, 2010) med nödvändiga anpassningar gjorda för fjällvärlden (Dahlberg et al., 2004). Kronslutenhet samt medelhöjden för fjällbjörk, asp och salixarter (*Salix spp.*) högre än 1,3 meter har uppskattats visuellt av erfaren personal. Höjden definierades som aritmetisk medelhöjd då den var under 7 meter och grundytavägd om den var högre. Av de 461 ytorna som användes uppfyllde 81 FAO:s krav för skogsmark om 5 meters höjd och 10 % kronslutenhet. Av de ytor som hade fjällbjörk, asp och salixarter över 1,3 meter utan att vara skogsmark uppfyllde 55 endast kronslutenhetskravet, 3 uppfyllde endast höjdkravet och 36 uppfyllde inget av kraven. Övriga 286 hade ingen vegetation över 1,3 meter.



Figur 2. Studieområdet kring Abisko. Kluster med provytor lades på nord- och sydsidan om Torneträsk med cirka 1000 meters förband. Klustren består av 9 provytor med 60 meters förband. Ekvidistansen är 20 meter.

Figure 2. The study area around Abisko. Clusters of sample plots (black squares) where laid out on the northern and southern sides of lake Torneträsk with about 1000 meters distance. Each cluster consists of 9 plots (circles) with 60 meters in between. Equidistance is 20 meters.

Laserdata

Området kring Abisko laserskannades under sommarhalvåret 2010 (Nyström et al., 2012). Området är ca 35 km i nord-sydlig riktning och 25 km i öst-västlig riktning (se figur 2). Laserskanningen var en testflygning inom ramen för Lantmäteriets nationella laserskanningsprojekt för produktion av en Ny Nationell Höjdmodell, NNH (Lantmäteriet, 2011b) och genomfördes från flygplan med en flyghöjd på 1740 meter över marknivå. Utrustningen som användes var en Optech ALTM Gemini-skanner och punkttätheten cirka 1,4 laserreturer per kvadratmeter (Nyström et al., 2012).

Bearbetning av laserdata

Lasermått togs fram för varje provyta för att användas som träningsdata. För varje provyta togs laserdata ut för en cirkel med radien 10 meter motsvarande ytans utbredning.

Programvaran TerraScan användes för att klassa laserpunktmolnet i mark- respektive vegetationsträffar (Axelsson, 2000; Soininen, 2010). Till att börja med skapas ett glest så kallat TIN (Triangulated Irregular Network, oregelbundet triangulärt nätverk) av lågt belägna punkter. Nätverket förtätas genom att iterativt lägga till punkter som bedöms vara markträffar. Nya punkter klassas efter iterationsvinkel, avstånd från TIN-planet och terrängvinkel (Axelsson, 2000). Med iterationsvinkel avses vinkeln som bildas av TIN-planet och en linje mellan den nya punkten och dess närmaste markklassade granne. Maximal terrängvinkel sattes till 88° , avstånd till planet till 1,4 meter och iterationsvinkel till 6° .

Vidare behandling av punktmolnet gjordes i programmeringsspråket R (R Development Core Team, 2011). Programkod utvecklad av Johan Holmgren och Mattias Nyström för deras respektive artiklar (Holmgren et al., 2003; Nyström et al., 2012) användes för att beräkna lasermått. TIN-interpolation mellan markklassade punkter användes för att bygga en markmodell, och höjden över denna beräknades för varje laserpunkt. Laserpunkterna studerades i Fugroviewer (2009) och slutsatsen drogs att det fanns träd som var högre än vad provytorna indikerade. Högsta registrerade trädet i provytedatat var 10,7 meter, varför alla punkter högre än 30 meter över marken togs bort. En tröskel på 15 % av den maximala laserhöjden inom en cell och större än eller lika med 1,3 meter användes för att ta bort returerna från mark, stenar och låg vegetation. Provytan måste innehålla minst 10 returerna över tröskeln för att lasermått skulle beräknas, annars sattes alla lasermått till noll. Ingen skillnad gjordes på om punkterna kom från första eller senare träffar i vegetationen, inte heller sattes någon begränsning i skanningsvinkeln. De mått som beräknades var höjdpercentiler och vegetationskvoter, som enligt tidigare studier beskriver skogens höjd respektive täthet väl (Hopkinson et al., 2006; Nyström et al., 2012). Höjdpercentiler beräknades för var tionde procent och dessutom för 95 och 99 procent (förkortat $P_{10}, \dots, P_{90}, P_{95}, P_{99}, P_{100}$). Vegetationskvoter beräknades som kvoten mellan antalet träffar över tröskelvärden 0,5, 1,3, 2,0 och 5 meter (förkortat $VK_{0,5}, VK_{1,3}, VK_{2,0}, VK_{5,0}$) och totalt antal träffar inom cellen eller provytan. Kumulativa proportioner beräknades enligt Næsset och Gobakken (2008) (förkortat D_i). Avståndet från gränsvärdet 1,3 meter upp till provytans percentil 95 delades upp i tio lika stora höjdintervall (i) och proportionen punkter över varje del beräknades. Även medelhöjd och standardavvikelse för vegetationsklassade punkter beräknades.

Lasermått för hela det skannade området (se figur 2) beräknades på samma sätt. Lasermåtten togs fram i form av ett raster bestående av kvadratiska celler med sidlängden $s = \sqrt{\pi r^2}$, där r = provyteradien 10 meter, vilket ger $s \approx 17,7$ meter (jämför Næsset et al., 2011; Woods et al., 2011). Detta eftersom det ansågs viktigt att cellarean var lika med provytearean för att relationen mellan lasermått och skogliga variabler ska vara samma för provytor och pixlar (Næsset et al., 2011).

Val av lasermått, klassning samt utvärdering

Tre klasser användes i denna studie: skogsmark, övrig mark med träd och buskar över 1,3 meter (hädanefter förkortat träd/buskar >1.3 m) samt övrig mark, som inte faller inom de andra klasserna. Provytorna klassades efter kriterierna 5 meters höjd och 10 % kronslutenhet enligt definitionerna i Skogsvårdslagen (SFS 1979:429) och FRA (FAO, 2004). Definitionerna lämnar utrymme för tolkningar. Som höjdmått användes grundtytevägd medellängd av stammen. Kronslutenhet har tolkats som diffus kronslutenhet, det vill säga den vertikala projektionen av kronorna på marken där kronan räknas som en enhet utan att avdrag görs för luckor i kronan. I både skogsvårdslagen och FRA definieras skogsmark som mark som har förutsättning att nå gränsvärdena för höjd och kronslutenhet. Enligt FAO skall temporärt avskogade marker räknas som skogsmark om de förväntas återbeskogas inom rimlig tid. I detta arbete antogs fjällbjörkskogen befinna sig i ett klimaxstadium eftersom tillgängliga data endast beskriver nuvarande skogstillstånd.

Två uteliggare togs bort. Spridningsdiagram visade på linjära samband mellan lasermått och fältmätt trädhöjd och kronslutenhet, och mått som var starkt korrelerade med fältdatat valdes ut för fortsatta tester. Alla möjliga kombinationer av dessa mått prövades som träningsdata för att klassa provytorna. Kvadratisk diskriminantanalys (Lachenbruch & Goldstein, 1979), så kallad maximum likelihood-klassning, utfördes i R med hjälp av programpaketet MASS (Venables & Ripley, 2002). Även linjär diskriminantanalys prövades. Antalet lasermått i träningsdatat varierades mellan två och fem, och för alla kombinationer prövades dels lika *a priori*-sannolikheter, dels sannolikheter enligt klassproportionerna i fältdatat. Utvärdering gjordes med hjälp av korsvalidering. En egenhändigt utvecklad kod i R (R Development Core Team, 2011) gjorde det möjligt att under korsvalideringen undanhålla hela kluster åt gången, detta för att undvika överdrivet optimistisk utvärdering om ytorna inom ett kluster inte är helt oberoende observationer. Två kluster hade färre antal ytor och de kombinerades så att 9 ytor alltid undanhölls för utvärdering. Resultatet av korsvalideringen presenterades som en felmatris där total karteringsnoggrannhet, producentnoggrannhet och användartillförlitlighet beräknats (se tabell 1) (anm. översättning av ”users-”, ”producers-” och ”overall accuracy” enligt Lantmäteriet (2005)) (Congalton & Green, 2009). Resultaten av de olika kombinationerna jämfördes med hjälp av skattad kappakoefficient (Cohen, 1960). Histogram skapades för de bästa variablerna för att kontrollera om värdena är normalfördelade.

Kvadratisk diskriminantanalys användes för att cell för cell klassificera rastren som skapats över det skannade området. Koden i R för att beräkna lasermått har en begränsning till under 1000 m ö.h. Denna har introducerats för att filtrera bort felaktiga värden då koden användes på lägre altitud (Holmgren et al., 2003). Alla vegetationshöjder över 980 m ö.h. sattes till noll med hjälp av nationella höjdmodellen (Lantmäteriet, 2010a), eftersom en marginal behövdes för att filtrera bort samtliga felaktiga värden. Skogsmarksklassen påverkas inte då trädgränsen i området går på betydligt lägre höjd (Dahlberg et al., 2004). Lasermåtten P_{90} och $VK_{1,3}$ plottades mot varandra för provytorna och för var hundra rastercell, där de senare plockats ut med slumpmässigt vald startpunkt.

Tabell 1. Beskrivning av använda noggrannhetsmått, efter Congalton och Green (2009). Låt i = klass, k = antal klasser, n = antal ytor, n_{ii} = antal korrekt klassade ytor av klassen i , n_{+i} = antal ytor av klassen i enligt provyta och n_{i+} = antal ytor av klassen i enligt klassning

Table 1. Description of accuracy estimators used, modified from Congalton and Green (2009). Let i = class, k = number of classes, n = number of plots, n_{ii} = number of correctly classified plots of class i , n_{+i} = number of plots of class i according to ground data, n_{i+} = number of plots of class i according to classification

Noggrannhetsmått	Beräkningsätt
Producentnoggrannet	$(n_{ii}/n_{+i}) * 100$
Användartillförlitlighet	$(n_{ii}/n_{i+}) * 100$
Total karteringsnoggrannhet	$(\sum_{i=1}^k n_{ii})/n * 100$
Kappakoefficient	$n * \sum_{i=1}^k n_{ii} - \sum_{i=1}^k (n_{i+}n_{+i}) / (n^2 - \sum_{i=1}^k (n_{i+}n_{+i}))$

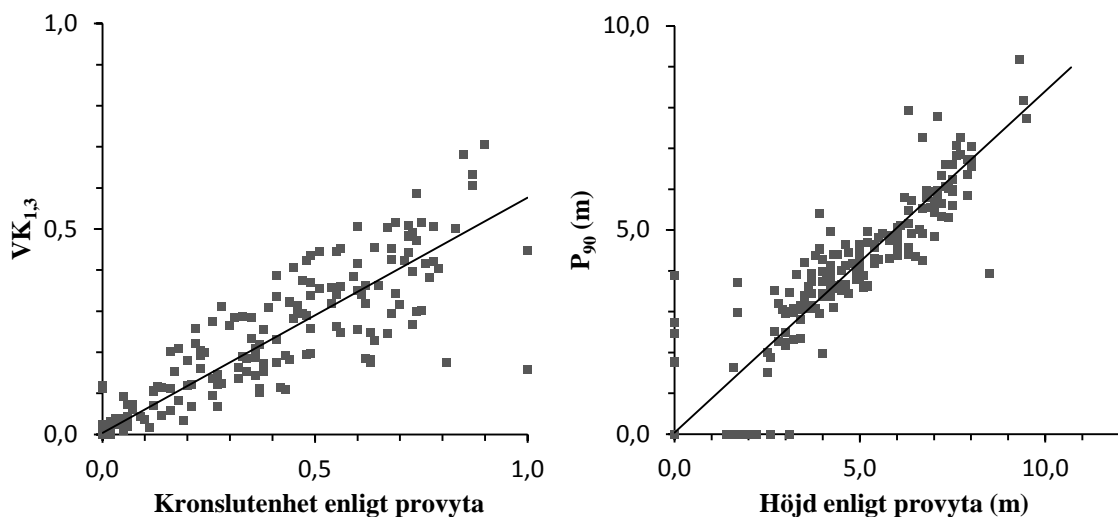
Klassningsresultatet jämfördes med ortofoton (Lantmäteriet, 2010b), vegetationsdata (Lantymäteriet, 2009) och nationella höjdmodellen (Lantmäteriet, 2010a) i ArcMap (ESRI, 2011). En lutningsmodell skapades även i ArcMap för jämförelse. Resultaten jämfördes med resultat av tidigare studier i området (Babst et al., 2010; Emanuelsson, 1987; Tenow et al., 2001). Då FAO:s definition inte tillåter någon annan dominerande markanvändning på skogsmark (FAO, 2004) maskerades bebyggelse bort. Sjöar, vägar och järnvägar lades till från Lantmäteriets data (Lantmäteriet, 2011a) och en karta skapades över området närmast provvytorna.

Enligt både skogsvårdslagen (SFS 1979:429) och FAO skall skogsmark täcka en sammanhängande areal, enligt FAO minst 0,5 hektar (FAO, 2004). Eftersom provvytorna är mindre än 0,5 hektar kan inte en karta med detta krav tillagt utvärderas. En karta där mindre områden skog tagits bort skapades i illustrativt syfte. Detta gjordes i vektorformat med hjälp av ArcMap (ESRI, 2011) och polygoner med mindre area än 0,5 ha plockades bort. Glesa och låga områden mindre än 0,5 hektar insprängda i skogsmarken lades till skogsmark, i enlighet med FAO:s definition.

Resultat

Höjdpercentilerna plottade mot fältmätt höjd visade på ett linjärt samband (figur 3). På 12 ytor fanns vegetation väl över 1,3 meter enligt provytorna men percentilerna hade höjden noll. En trolig orsak är att enstaka träd och buskar träffas av för få eller låga laserskott. En annan möjlighet är att vegetation klassats som markträff. Vissa ytor med fältmätt höjd angiven till noll hade percentiler över noll, troligen på grund av att blockig och brant terräng gör att markträffar klassas som vegetation. Både vegetationskvoter och kumulativa proportioner hade linjära samband med kronslutenhet.

Korrelationskoefficient för P_{50} till P_{100} var 0,97, övriga något lägre. P_{50} till P_{99} valdes ut för vidare studier. P_{100} valdes bort då avvikande laserpunkter kan ha stor påverkan på värdet, till exempel avvikande höga träd (Næsset, 2004a; Næsset & Gobakken, 2005). Korrelationen mellan kronslutenhet och vegetationskvot var 0,94, 0,93 och 0,91 för $VK_{1,3}$, $VK_{0,5}$, respektive $VK_{2,0}$. $VK_{5,0}$ visade låg korrelation (0,5), och $VK_{0,5}$, $VK_{1,3}$ och $VK_{2,0}$ användes därför i fortsättningen. Kumulativa proportioner (D_i) bedömdes inte tillföra mer information än vegetationskvot och percentiler och togs inte med i nästa steg.



Figur 3. Spridningsdiagram för $VK_{1,3}$ mot kronslutenhet enligt provyta, samt P_{90} mot höjd. P_{90} mot höjd visar mindre spridning runt trendlinjen än $VK_{1,3}$ mot kronslutenhet.

Figure 3. Scatter plots for vegetation ratio with lower vegetation limit set to 1,3 meters ($VK_{1,3}$) versus canopy closure, and percentile 90 (P_{90}) versus field measured height. Less scatter can be seen around the trend line for percentile 90 versus height.

De mått som bäst separerade klasserna var höjdpercentiler. Två ytor, enligt provytedata av klassen övrig mark, stod ut som uteliggare med avvikande höga percentiler och vegetationskvoter. Dessa ytor kontrollerades mot ortofoton och slutsatsen drogs att stark lutning orsakade felaktigt vegetationsklassade markträffar. Ytorna togs bort och resterande 459 ytor användes som träningsdata. En yta av klassen övrig mark återfanns mitt bland ytor av klassen skogsmark, med höga percentiler och vegetationskvoter. Även en yta med skogsmark fanns bland ytor av klassen övrig mark. Dessa hade snarlika ytnummer och antogs ha förväxlats. Efter kontroll mot ortofoton (Lantmäteriet, 2010b) ändrades klassen.

Små skillnader i resultatets noggrannhet, skattad med korsvalidering, fanns då olika kombinationer och antal lasermått användes i klassningen. Linjär diskriminantanalys

visade sig något sämre än kvadratisk och den senare klassificeraren valdes. Att använda fler än två lasermått i klassningen visade sig tillföra mycket lite. Med fler än fyra lasermått försämrades klassningens resultat. Total karteringsnoggrannhet varierade inom ett intervall av några procentenheter över alla prövade kombinationer. Den kombination som gav bäst klassningsresultat och som användes för att ta fram utbredningskartan över området var P_{90} och $VK_{1,3}$, med kappakoefficienten 0,85 och en total karteringsnoggrannhet på 92 % enligt korsvalidering (tabell 2).

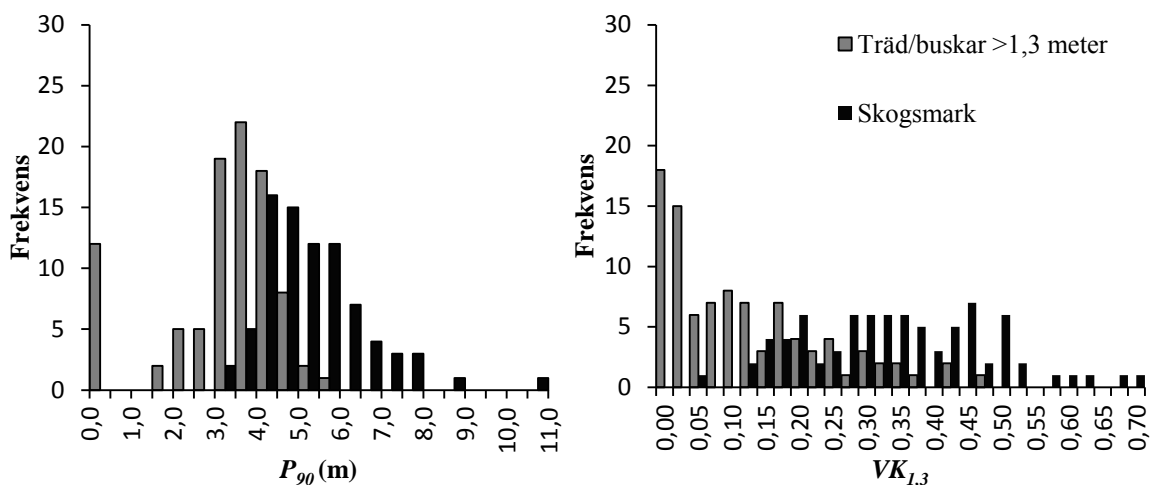
Att ange *a priori*-sannolikheter enligt klassproportionerna i träningsdatat gav en liten förbättring (2,5 procentenheter) av producentnoggrannheten för klassen träd/buskar >1,3 meter jämfört med lika sannolikheter. Total karteringsnoggrannhet samt användarens tillförlitlighet för samma klass sänktes marginellt och lika *a priori*-sannolikheter användes i fortsättningen.

Tabell 2. Förväxlingsmatris för provytor klassade med kvadratisk diskriminantanalys, utvärderad med korsvalidering. Använda lasermått var P_{90} och $VK_{1,3}$

Table 2. Error matrix for classification with quadratic discriminant analysis, evaluated with cross-validation. Metrics used were P_{90} and $VK_{1,3}$. Overall accuracy and kappacoefficient can be found in the last row, user's accuracy in right column and producer's accuracy in the second to last row. Definition of used classes: "Skogsmark" = forested land, "Träd/buskar > 1,3 m" = trees/shrubs >1.3 meters lower than 5 meters, "Övrig mark" = other land

Karteringsklass	Klass enligt referensdata			Användartillförlitlighet
	Skogsmark	Träd/buskar > 1,3 m.	Övrig mark	
Skogsmark	70	12	0	85 %
Träd/buskar > 1,3 m.	11	70	3	83 %
Övrig mark	0	12	281	96 %
Producentnoggrannhet	86 %	74 %	99 %	
Kappakoefficient	0,85		Total karteringsnoggrannhet:	92 %

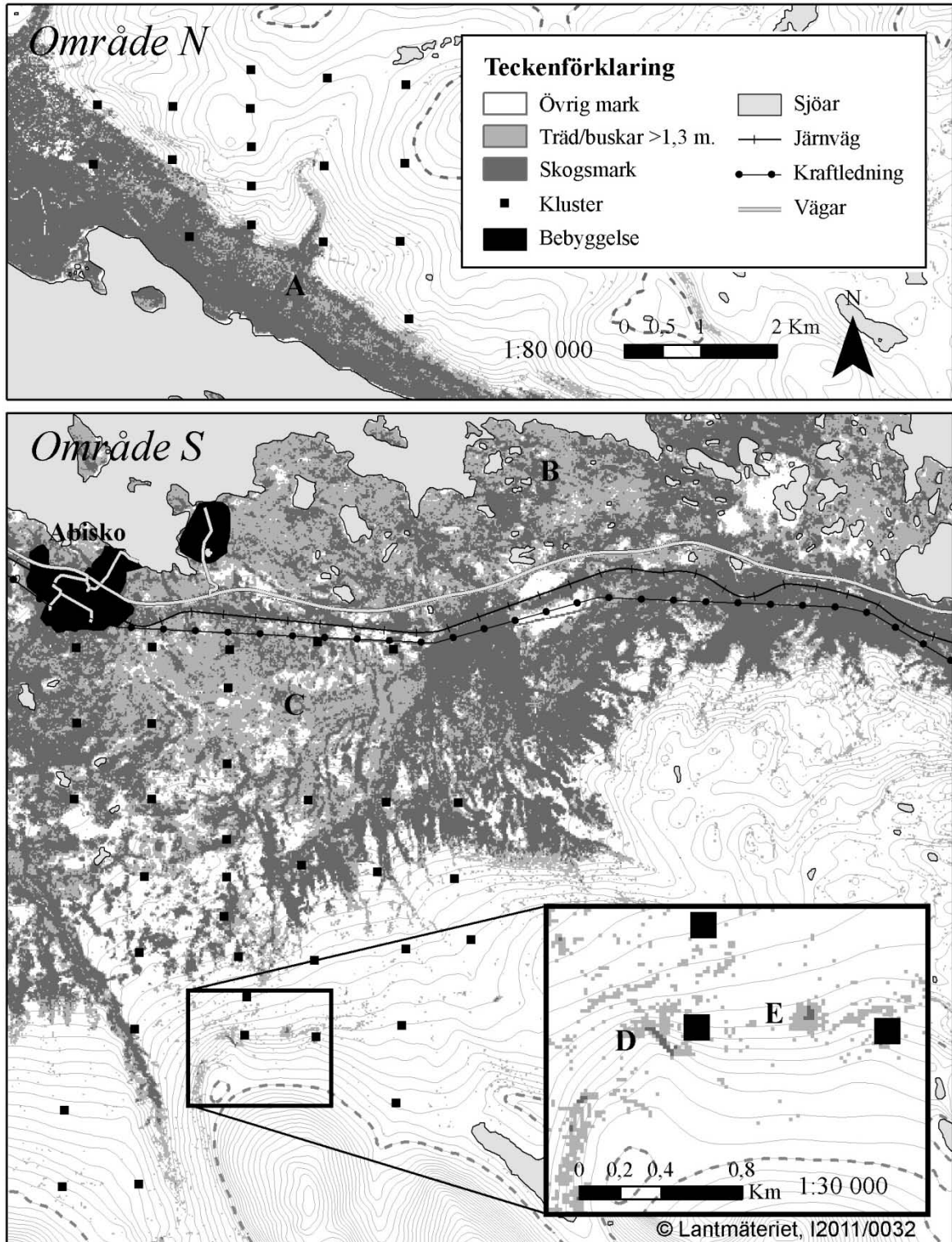
Histogram för lasermåtten visade att P_{90} bättre än $VK_{1,3}$ uppfyller diskriminantanalysens antagande om normalfördelning (se figur 4).



Figur 4. Histogram för P_{90} och $VK_{1,3}$. För 282 av 286 observationer i klassen övrig mark var både P_{90} och $VK_{1,3}$ noll och klassen uteslöts ur diagrammen för att korta y-axeln.

Figure 4. Histogram for P_{90} and $VK_{1,3}$. For 282 out of 286 observations of the class other land, both metrics were zero and the class was omitted from the histograms to shorten the y-axis. For definitions of used classes, see caption for table 2.

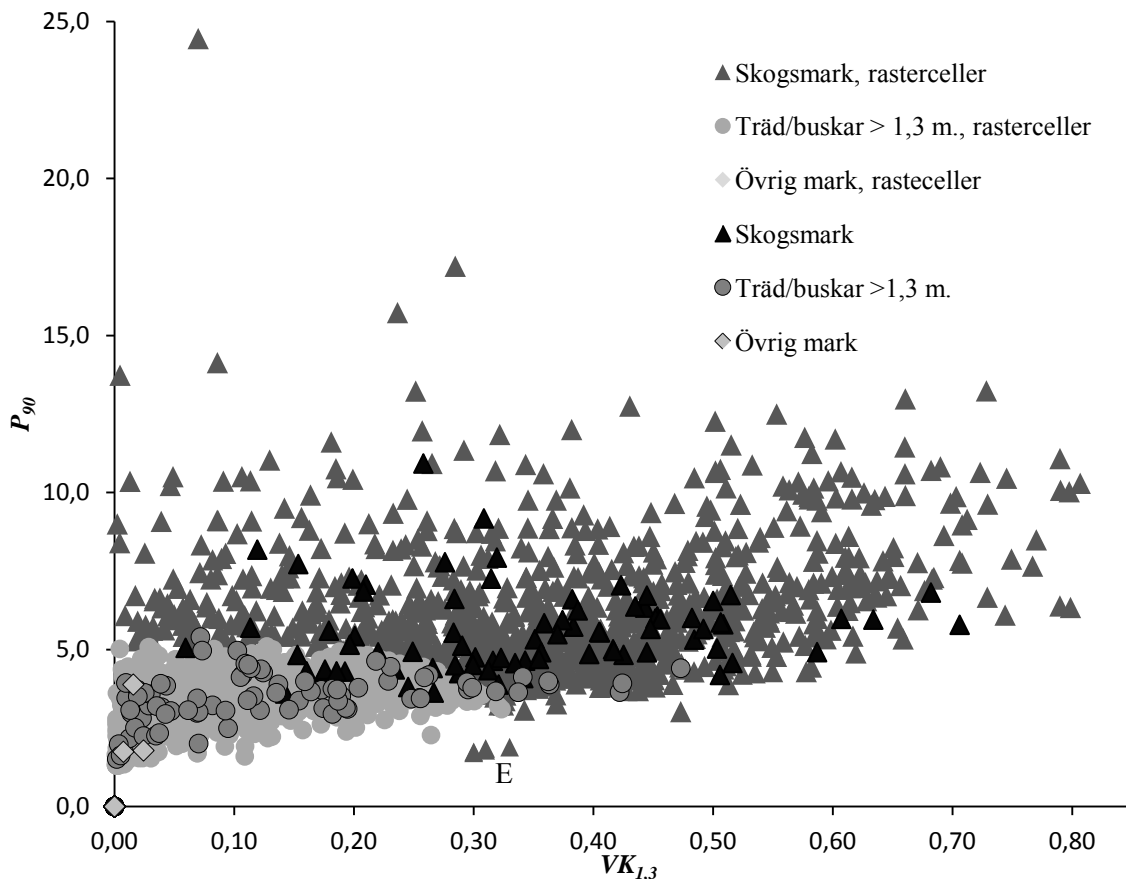
Kartorna jämfördes med vegetationskartan (Lantmäteriet, 2009) och ortofoton (Lantmäteriet, 2010b). Överensstämmelsen tycktes god överlag inom området närmast provytorna. Norr om Torneträsk noterades en zon av klassen träd/buskar >1,3 meter mellan skogsmarksklassade bälten på högre och lägre altitud (figur 5, A). I område S (figur 5) fanns en ojämnare utbredning än i område N. Vid B i detta område konstaterade Babst (2010) att fjällbjörkmätarutbrottet 2004 kraftigt påverkat skogen. I området kring C (figur 5) finns enligt vegetationskartan och ortofoton en mosaik av stenig mark, myrar och trädbevuxen mark. Vid jämförelse mot lutningsmodellen och ortofoton konstaterades att vegetationslösa branter i flera fall klassats som skogsmark eller träd/buskar >1,3 meter (D). Flera bäckraviner klassades som skogsmark och jämfört med ortofoton verkade det vara rimligt. Ett område (E) på hög höjd (cirka 830 m ö.h.) klassades som skogsmark, och dessa celler lades till i figur 6 (E) i efterhand.



Figur 5. Område S och N (se figur 2). Området inom 500 meter från provyteutlägget ansågs utvärderat genom korsvalidering. 1000 m ö.h är markerat med streckad linje. A) och B) Skog påverkad av fjällbjörkmätare. C) Fläckvis utbredning av skogsmark. D) Brant klassad som skogsmark. E) Område på hög höjd klassat som skogsmark.

Figure 5. The areas “S” and “N” (see figure 2). The area within 500 meters from the sample plots was considered as evaluated with cross-validation. For definition of used classes, see caption for table 2. 1000 m.a.s.l. is marked with a dashed line. A) and B) Forest affected by defoliating insects. C) Patchy distribution of forest. D) Steep terrain classified as forest. E) Area on high altitude classified as forest.

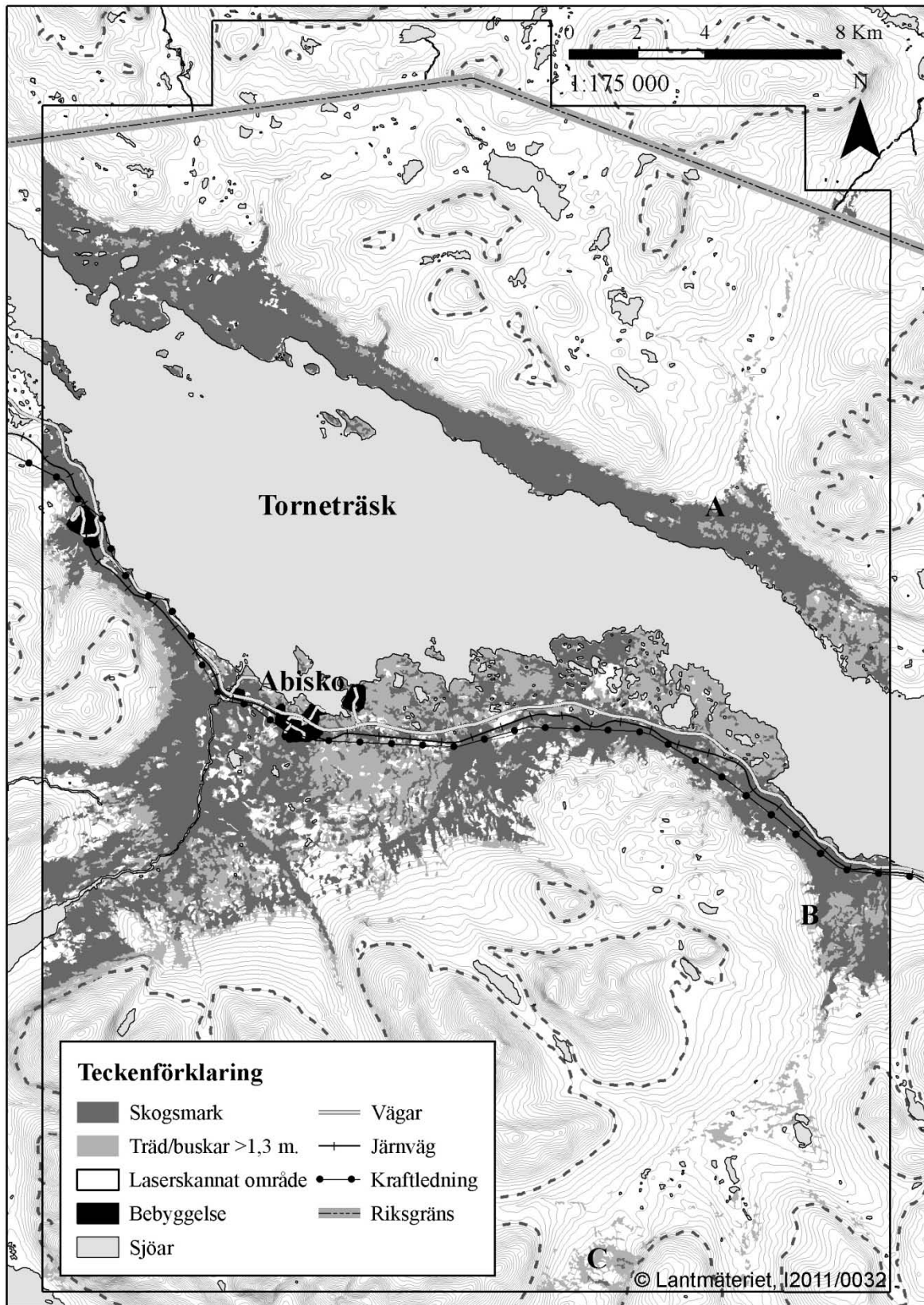
Då ett urval av de klassade rastercellerna plottades mot P_{90} och $VK_{1,3}$ (figur 6) framkom klassen träd/buskar > 1,3 meter som en oval under de skogsmarksklassade cellerna. Celler klassade som övrig mark återfanns alla vid origo. Rasterceller markerade med E är skogsmarksklassade men har lägre höjd än celler klassade som träd/buskar > 1,3 meter.



Figur 6. Provytor och slumpmässigt utvalda rasterceller ur figur 5 i ett spridningsdiagram med P_{90} mot $VK_{1,3}$. Provytor markerade med symboler med kantlinjer och rasterceller med symboler utan kantlinjer. Notera att samtliga rasterceller av klassen övrig mark finns vid origo. Markerade punkter (E) är manuellt tillagda från område E ur figur 5.

Figure 6. Scatter plot with P_{90} and $VK_{1,3}$ for sample plots and sampled raster cells from figure 5. Symbols with outlines represents sampleplot data, others rastercells. Triangles represents sampleplots and rastercells of the forest class, circles represent non-forest vegetation over 1,3 meters and daimonds represents other land. All sampled rastercells of class "other land" can be found at origo. Points marked with A were manually added from an area marked with E in figure 5.

Emanuelsson (1987) beskriver två samiska visten i området, och noterade att vid det ena (figur 7 (A)) fanns fortfarande luckor i skogen till följd av tidigare markutnyttjandet. Babst (2010) fann att ett område i öst (vid B) drabbats särskilt hårt av fjällbjörkmätare vid ett utbrott 2004. Vid C fanns ett rasbrantområde enligt ortofoton, vilket klassats som skogsmark och träd/buskar >1,3 meter.



Figur 7. Karta där FAO:s arealkrav 0,5 ha. införts. A) Övergivit samiskt viste. B) område tidigare påverkat av fjällbjörkmätare. C) Rasbrant klassad som skogsmark och träd/buskar >1,3 meter.
Figure 7. Map where the criteria of the FAO has been applied, including the 0.5 hectares criteria. For definition of classes, see caption for table 2. A) Abandoned sami settlement. B) Area affected by defoliating insects. C) Screes classified as forest and trees/shrubs >1.3 meters.

Diskussion

Utrymme för tolkningar av FAO:s skogsmarksdefinition

Studien har visat att klassificering av fjällbjörkskogen med hjälp av laserdata från NNH är genomförbart med gott resultat. Den första kartan över skogsmarkens utbredning i fjällbjörkskogen har framställts inom det här examensarbetet. Studien har gett erfarenheter som kan vara viktiga om klassificering av fjällbjörkskogen enligt FAO:s kriterier genomför i framtiden då laserdata från NNH väntas finnas för stora delar av fjällkedjan.

FAO:s lämnar utrymme för tolkningar. Hur höjd och kronslutenhet skall mätas beskrivs till exempel inte, men det är rimligt att anta att grundytvägd medelhöjd och diffus kronslutenhet avses, vilket stämmer överens med vad som gjort i inventeringen som använts till det här examensarbetet. Mark som har potential att nå de uppsatta kraven för skogsmark, men som är temporärt avskogad och förväntas återbeskogas, skall räknas som skog. I denna studie har det antagits att skogen är i ett klimaxstadium. Störningar som fjällbjörkskogen utsätts för orsakar en period av återhämtning som kan vara från ett år till över hundra. Det är troligt att områden fortfarande är påverkade av fjällbjörkmätarangreppet under 2004 och även av angreppen under 1950- och 1960-talen. I vissa delar av figur 5 (A och B) syns mönster i skogen som liknar utbredningen hos dessa tidigare utbrott. På 1960-talet konstaterades ett band av drabbad skog mellan opåverkad skog på högre och lägre altitud (Tenow et al., 2001). Inga spår kan ses efter det kraftiga utbrott som inträffade på 1950-talet i området söder om Torneträsk (Tenow et al., 2001). Babst et al. (2010) kartlade utbrotten 2004 med hjälp av satellitbilsdata och likheter finns mellan utbredningen av hårt angripen skog år 2004 och skog som inte uppfyller skogsmarkskraven enligt karteringen i denna studie. Hårt drabbad skog tycktes på vissa platser inte ha återhämtat sig och framträdde som öar i skogsmarken (figur 5 (A och B) och figur 7 (B)). I kärva klimat tar återhämtningen lång tid. Karlsson (2004) konstaterade att återhämtningen efter ett av angreppen i Abisko-området var mycket liten även nästan 30 år efter ett kraftigt angrepp. Emanuelsson (1987) påvisade att fjällbjörkskogen är påverkad av mänskliga störningar även över hundra år efteråt. Frågan är vilka av dessa områden under återhämtning som bör räknas som skogsmark. FAO formulerar kravet om att marken kan förväntas återbeskogas inom rimlig tid mycket vagt. Vad som skall betraktas som rimligt beror naturligtvis av ståndorten, men områden där skogen fortfarande är synbart påverkad över hundra år efter att människan lämnat platsen faller nog utanför begreppet ”rimlig tid”. I motsats kanske tidigare fjällbjörkmätarangripna områden är att räkna som skogsmark. Det är dock inte praktiskt görbart att prognostisera återhämtningen, och antagandet om klimaxstadium är tvingande. Minsta bredd på 20 meter för smala områden skogsmark lades inte till i detta arbete. Dock bör pixelstorleken på 17,7 meter göra att kartan är en fungerande representation utan att kravet specifikt påförts.

FAO definierar även en klass som kallas för övrig beskogad mark där höjden skall nå 5 meter, och täckningsgraden av träd och buskar sammanlagt skall uppgå till minst 10 %. Att använda klassen var inte möjligt då fältdatat inte innehöll uppgifter om täckningsgraden av buskar. Dessutom fanns endast 3 ytor som hade skog över 5 meter men som inte uppfyllde kravet om krontäckningsgrad av enbart träd. Dessa ytor skulle möjligen kunna räknas som övrig beskogad mark om täckningsgraden av buskar lades till trädens täckningsgrad, men ytorna är för få för att träna klassningen med.

Klassningens tillförlitlighet

Resultatet var enligt korsvalideringen bra. Samtliga klasser hade relativt hög användar-tillförlitlighet och producentnoggrannhet, men klassen träd/buskar > 1,3 meter hade sämre värden. Detta är naturligt eftersom den till skillnad från skogsmark och övrig mark måste avgränsas av både en klass med lägre värden i lasermåtten och en med högre vilket ger större risk för sammanblandning. Kappakoefficienten var 0,85 vilket är högt. Landis och Koch (1977) diskuterar hur hög kappakoefficienten bör vara och satte godtyckligt ett gränsvärde för sambandets styrka vid 0,81 över vilket sambandet betraktades som ”nästan perfekt”. Dilemmat vid utvärdering är att dels träna på så mycket data som möjligt för att göra en bra klassning, dels undanhålla så mycket som möjligt för utvärdering. I denna studie liksom i de flesta andra är mängden provytedata begränsad. En vanlig metod är därför att använda korsvalidering eftersom provytedatet används effektivt när bara en mindre del av ytorna undanhållas träningen av klassningen (Kohavi, 1995). Det hade varit önskvärt att ytterligare dela upp materialet i underklasser men vissa klasser skulle då få mycket få observationer. Som exempel kan nämnas skog som är över 5 meter men glesare än 10 % kronslutenhet som bara fanns på 3 provytor.

Klassen träd/buskar > 1,3 meter innehöll tre typer av provytor: de som föll på både höjd- och täthetskravet, de som hade hög kronslutenhet men låg höjd och slutligen de med hög höjd men låg kronslutenhet. De två sistnämnda typerna ligger långt från varandra i spridningsdiagrammet i figur 6 och det hade varit önskvärt att dela in dem i separata klasser, men då endast 3 provytor var av den höga, glesa typen var detta inte möjligt. De tre avvikande ytorna hade liten inverkan på klassningen, vilket resulterade i att det i princip endast var höjdkravet som avgjorde klassindelningen. I spridningsdiagrammet i figur 6, som visar provytorna tillsammans med var hundra rastercell, syns att det finns rasterceller med låg vegetationskvot men hög höjd. Det finns även en ytterligare uppsättning provytor, använda av Nyström et al. (2012) utlagda några kilometer öster om studieområdet. Av dessa var en större andel ytor glesa och samtidigt höga. Vegetationstypen finns med andra ord i det klassificerade området, men riskerar alltså att felaktigt klassas som skog. Eftersom denna typ av vegetation är dåligt representerad i träningsdatat blir problemet inte heller synligt i korsvalideringen. Ett alternativ som diskuterades var att fastställa samband mellan lasermått och höjd och kronslutenhet för att sedan sätta en tröskel vid 5 meter och en vid 10 % kronslutenhet. Sedan filtreras områden ut som uppfyller båda kraven. Möjligen hade avgränsningen blivit bättre mellan hög tätskog och hög gles skog. Det är dock inte säkert att ett samband för täthet som gäller för låg vegetation är giltigt för gles och högskog. Flera studier stratifierar skogen till exempel i ung och äldre skog (Næsset, 2002) eftersom lasermåtten påverkas av skogstypen.

Rasterceller markerade med E i figur 6 är tillagda för att undersöka ett område som framkom som uppenbart felklassat i figur 5 (E). I ortofotot såg det ut som ett videområde. Viden kan bilda relativt högvuxen vegetation, men de viden som växer på hög höjd i fjällen kan inte nå över 5 meter. Enligt Mossberg och Stenberg (2006) kan flera av videna som växer på fjällen nå en höjd av 2,5 till 3 meter. Rastercellerna har blivit klassade som skogsmark även då de har lägre höjd enligt P_{90} . Klassen träd/buskar > 1,3 meter har för lite träningsdata då tätheten är hög men höjden låg, som till exempel i videområden, och täcker inte in dessa rasterceller. Möjligen kunde en underklass till träd/buskar > 1,3 meter med högre täthet men låg höjd ha gett bättre resultat men för detta hade mer fältdata behövts.

Det dataprogram som används för att klassificera laserpunktmolnet i mark- och vegetationsträffar ger felaktig klassificering då markhöjden varierar snabbt (Axelsson, 2000). Kanter och block blir klassade som vegetation. Att höja gränsvärdena för vad som antas vara mark kan göra att mer block och kanter blir korrekt klassade, men det måste vägas mot risken att vegetation istället antas vara mark. Som exempel fann Næsset och Nelson (2007) att en hög iterationsvinkel minskade sannolikheten att upptäcka träd vid trädgränsen. Felklassificerade områden på grund av detta förekommer i de framställda kartorna (se figur 5 (D) och 7 (C)). Uppenbara fel på altituder långt över trädgränsen är lätta att hitta, men branter förekommer även tillsammans med skogsmark, till exempel i bäckraviner. Felklassade celler här är mycket svårare att upptäcka. På högre altituder finns mycket mer brant terräng än i skogslandet, men över 1000 m ö.h. beräknades inga lasermått.

Hur stort område av kartan i figur 5 som kan anses vara utvärderat genom korsvalideringen kan diskuteras. Fjällbjörkskogen påverkas av många faktorer, såsom hydrologi, sluttning-inklination och sluttningriktning. Där snö ansamlas på läsidan av sluttningar kan snöbrott tänkas vara vanligare än i andra områden. På grund av förhärskande västliga vindar bör det ske i östsluttningar, och där kan trädens kronform påverkas mer av snön än i övriga sluttningriktningar. Om kronformen påverkas, påverkas även laserpunktmolnets fördelning. Dessa skillnader i förutsättningar på olika platser bör därför i viss utsträckning påverka relationen mellan lasermått och skogens höjd och täthet. Hur dessa skillnader påverkar klassningsresultatet kan inte utvärderas ifall de inte finns representerade i träningsdatat. Området där provytorna befinner sig ligger främst i nord- och sydsluttningar. Även hur skanningen har utförts inom området kan skilja något, till exempel varierar flyghöjden över marken vid dramatiska höjdskillnader i terrängen. Flyghöjden är en av de parametrar som visat sig påverka lasermåtten (Næsset, 2004a; Yu et al., 2004). Skillnader i trädens kronform och laserdatat är större över längre avstånd, men skillnader i altitud och sluttningriktning bör vara viktigare än avståndet. Man bör även tänka på att ett större område ger större sannolikhet att ovanliga observationer förekommer, vilka skulle kunna orsaka felklassificeringar. Ett noterat exempel på det är ett rasbrantsområde som klassats som träd/buskar >1,3 meter.

Att bedöma höjd är svårt på ortofoton, men täthet är lättare. Därför ska jämförelsen mellan kartor och ortofoton endast ses som en indikation på kvaliteten. Området nära provytorna (se figur 5) var endast i några få fall uppenbart felklassat. Felklassningarna berodde i de flesta fall på branter, där terräng klassats som vegetation. Även klassningen av området längre från provytorna jämfördes mot ortofoton, och klassningen tycktes stämma bra.

Val av variabler och klassificeringsmetod

Kvadratisk diskriminantanalys är inte konstruerad för att ge en väntevärdesriktig arealskattning. Att som i denna studie ange *a priori*-information med lika sannolikhet för alla klasser gör att små klasser riskerar att överskattas och tvärt om. Om klassproportionerna i provytedatet används som *a priori*-sannolikheter kan små klasser istället nästan helt försvinna (Carfagna & Gallego, 2005).

För att normalfördelningskravet för kvadratisk diskriminantanalys skall vara uppfyllt kan det vara nödvändigt att transformera variablerna. Att istället dela upp klasserna i underklasser kan vara ett alternativ. Om flera approximativa normalfördelningar placeras ovanpå varandra ser klassen ut att inte vara normalfördelad. Ett försök gjordes att hitta en

lämplig uppdelning men tiden räckte inte till. Så kallade icke-parametriska klassificeringsmetoder som inte bygger på normalfördelningsantaganden, såsom kNN och logistisk regression (Bow, 2002; Chatterjee & Hadi, 2006), kan vara ett alternativ. Det hade vidare varit intressant att jämföra olika klassificerarens resultat och välja den bästa. De flesta provytorna i klassen övrig mark har lasermåtten exakt noll eftersom områden med för få punkter över 1,3 meter satts till noll. Då denna klass skiljer sig mycket kraftigt från de övriga är det möjligt att en klassning i två steg, där övrig mark först skiljs från vegetation över 1,3 meter, skulle ge bättre resultat. Därefter skulle vegetation över 1,3 meter kunna klassas i skogsmark och träd/buskar >1,3 meter (Ekström, 2012).

Slutsatsen drogs att fler än två mått inte tillförde mycket och att fler än tre försämrade resultatet något. Kvadratisk diskriminantanalys är inte konstruerad för att hantera många variabler. Ett sätt att behålla större delen av informationen i flera lasermått är att kombinera dem t.ex. med så kallad principalkomponentanalys och använda de första komponenterna för klassningen (Lillesand et al., 2008; Zhang et al., 2011).

Träd/buskar >1,3 meter förväxlades med steniga områden, vilket syntes i ortofoton. En möjlig förbättring kan varat att använda andra inställningar då lasermolnet klassificeras i mark- och vegetationspunkter. Ett annat alternativ är att även inkludera satellitbilsband som variabler i klassningen för att bättre separera vegetation från berg och block. Nordkvist et al. (2011) visade att med en kombination av laser och satellitdata kunde steniga områden karteras med hög noggrannhet.

När nu hela fjällkedjan troligen kommer att laserskannas kan liknande metoder användas för att klassificera resten av fjällkedjan. En bra arealskattning bör kunna fås för hela landet. En utbredningskarta kan dessutom göra det möjligt att beräkna arealen av skogsmark som är till exempel skydd, fjällnära och skogsmark på myr. Skogsmarken i Sverige inventeras av Riksskogstaxeringen medan fjällvärlden täcks av NILS-inventeringen. En möjlig tillämpning av en karta är att ge en karta över de områden som skall täckas in av Riksskogstaxeringen respektive NILS-inventeringen.

En förbättring av resultaten hade främst förutsatt provytedata från gles och hög skog för att bättre skilja skogsmark från för gles skog. Om en liknande klassning görs över hela eller delar av fjällen bör ett stratifierat utlägg övervägas för att garantera att alla kombinationer av täthet och höjd inventeras. NILS-inventeringen av fjäll och fjällbjörkskog har 144 trakter med provytedata samt en flygbildstolkad kvadrat med sidan 1000 meter runt dessa (Heiskanen et al., 2008). Flygbildstolkat data är troligen av sämre kvalitet än laserdatat varför kalibrering mot det troligen ger dåligt resultat. Varje trakt består av 12 fältinventerade provytor vilket ger ett relativt stort antal provytor, men alla ligger inte i fjällbjörkskogen. Viktigt är att fältdatat är tillräckligt i fjällbjörkskogen för att klara av att klassificera den med bra noggrannhet. Därför kan en lösning vara att komplettera NILS-data med fler provytor. Att använda få provytor är ekonomiskt effektivare, och ett sätt att minska behovet kan vara högre kvalitet på fältdatat. Framförallt är bedömningen av kronslutenhet visuellt av varierande kvalitet, och att mäta detta på ett noggrannare sätt skulle minska behovet av fältdata. Det kan göras med till exempel med fotografering av krontaket och dator analys av fotot.

Slutsatser

- Fjällbjörkskogens mosaikartade utbredning är svår att överblicka. Detta gör att kartering med fjärranalys är ett lämpligt sätt att övervaka dessa områden där skogsmarken har sin marginalutbredning.
- Skogsmarkens utbredning i Abiskoområdet kan med gott resultat karteras med laserdata av den typ som snart finns tillgänglig över större delen av landet.
- Studien hade kunnat förbättras framför allt med bättre fältdata. Vid en eventuell framtida klassificering av ett större område bör fältdata från fler tänkbara kombinationer av höjd och täthet samlas in.

Referenser

Tryckta källor

- Anon. (2010). *Fältinstruktion 2010 –RIS Riksinventeringen av skog*. Umeå: Institutionen för skoglig resurshushållning och Institutionen för mark och miljö, SLU.
- Autio, J. & Colpaert, A. (2005). The impact of elevation, topography and snow load damage of trees on the position of the actual timberline on the fells in central Finnish Lapland. *Fennia*. 183 (1), 15-36.
- Axelsson, P. E. (2000). DEM generation from laser scanner data using adaptive TIN models. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* 33 (B4/1; PART 4), 111-118.
- Babst, F., Esper, J. & Parlow, E. (2010). Landsat TM/ETM plus and tree-ring based assessment of spatiotemporal patterns of the autumnal moth (*Epirrita autumnata*) in northernmost Fennoscandia. *Remote Sensing of Environment*. 114 (3), 637-646.
- Bow, S.-T. (2002). *Pattern Recognition and Image Preprocessing*. New York: Marcel Dekker.
- Callaghan, T. V., Björn, L. O., Chapin, T., Chernov, Y., Christensen, T. R., Huntley, B., Ims, R. A., Johansson, M. & , e. a. (2005). Arctic tundra and polar desert ecosystem. I: ACIA (Ed.) *Arctic Climate Impact Assessment (ACIA)*. 243–352. Cambridge: Cambridge University Press.
- Carfagna, E. & Gallego, F. J. (2005). Using remote sensing for agricultural statistics. *International Statistical Review*. 73 (3), 389-404.
- Chatterjee, S. & Hadi, A. S. (2006). *Regression Analysis by Example*. Hoboken: John Wiley & Sons.
- Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*. 20 (1), 37-46.
- Congalton, R. G. & Green, K. (2009). *Assessing the accuracy of remotely sensed data*. Boca Raton: CRC-press.
- Dahlberg, U., Berge, T. W., Petersson, H. & Vencatasawmy, C. P. (2004). Modelling biomass and leaf area index in a sub-arctic Scandinavian mountain area. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 19 (1), 60-71.
- Dalen, L. & Hofgaard, A. (2005). Differential regional treeline dynamics in the Scandes Mountains. *Arctic Antarctic and Alpine Research*. 37 (3), 284-296.
- Emanuelsson, U. (1987). Human influence on vegetation in the Torneträsk area during the last three centuries. *Ecological bulletins*. 38, 95-111
- ESRI. ArcGIS 10 (Version: 10) (2011). [Datorprogram]. Environmental Systems Research Institute.
- FAO. (2004). *Global forest resources assessment update 2005*. Rom (Working paper; 83).
- FAO. (2010). *Global forest resources assessment 2010*. Rom (FAO forestry paper; 163).
- Fridman, J., Westerlund, B., Wulff, S., Christensen, P., Karlton, E., Duvemo, K., Hildingsson, A., Merckell, B., Loman, J.-O., Saether, B. E., Karlsson, S. & Claesson, S. (2010). *Country report Sweden*. Rom (Global forest resources assessment 2010; FRA 2010/202).
- Fugro geospatial services. Fugroviewer (Version: 1.52) (2009). [Datorprogram]. Fugro geospatial services.
- Gaveau, D. L. A. & Hill, R. A. (2003). Quantifying canopy height underestimation by laser pulse penetration in small-footprint airborne laser scanning data. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 29 (5), 650-657.

- Goodwin, N. R., Coops, N. C. & Culvenor, D. S. (2006). Assessment of forest structure with airborne LiDAR and the effects of platform altitude. *Remote Sensing of Environment*. 103 (2), 140-152.
- Hedenås, H., Olsson, H., Jonasson, C., Bergstedt, J., Dahlberg, U. & Callaghan, T. V. (2011). Changes in tree growth, biomass and vegetation over a 13-year period in the Swedish sub-Arctic. *Ambio*. 40 (6), 672-682.
- Heiskanen, J., Nilsson, B., Mäki, A.-H., Allard, A., Moen, J., Holm, S., Sundquist, S. & Olsson, H. (2008). *Aerial photo interpretation for change detection of treeline ecotones in the Swedish mountains*. Umeå: SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning. (Arbetsrapport; 242).
- Hollaus, M., Wagner, W., Eberhofer, C. & Karel, W. (2006). Accuracy of large-scale canopy heights derived from LiDAR data under operational constraints in a complex alpine environment. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 60 (5), 323-338.
- Holmgren, J., Nilsson, M. & Olsson, H. (2003). Estimation of tree height and stem volume on plots using airborne laser scanning. *Forest Science*. 49 (3), 419-428.
- Hopkinson, C., Chasmer, L., Lim, K., Treitz, P. & Creed, I. (2006). Towards a universal lidar canopy height indicator. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 32 (2), 139-152.
- Hyypä, H., Yu, X., Hyypä, J., Kaartinen, H., Honkavaara, E. & Rönnholm, P. (2005) Factors affecting the quality of DTM generation in forested areas. Proceedings of ISPRS Workshop on Laser Scanning 2005, GITC bv, Netherlands, 2005. 85-90.
- Hyypä, J., Hyypä, H., Yu, X., Kaartinen, H., Kukko, A. & Holopainen, M. (2009). Forest inventory using small-footprint airborne LiDAR. I: Shan, J. & Toth, C. K. (Red.) *Topographic laser ranging and scanning*. 335-370. Boca Raton: CRC Press.
- Hyypä, J. & Inkinen, M. (1999). Detecting and estimating attribute for single trees using laser scanner. *The photogrammetric journal of Finland*. 16, 27-42.
- Karlsson, H., Hörnberg, G., Hannon, G. & Nordström, E. M. (2007). Long-term vegetation changes in the northern Scandinavian forest limit: a human impact-climate synergy? *Holocene*. 17 (1), 37-49.
- Karlsson, P. S., Bylund, H. & Tenow, O. (2004). Fjällbjörkskogen - ett helt ekosystem som styrs av en liten fjärril. *Svensk Botanisk Tidskrift*. 98 (3-4), 162-172.
- Karlsson, P. S. & Weih, M. (2003). Long-term patterns of leaf, shoot and wood production after insect herbivory in the Mountain Birch. *Functional Ecology*. 17 (6), 841-850.
- Kindermann, G. E., McAllum, I., Fritz, S. & Obersteiner, M. (2008). A global forest growing stock, biomass and carbon map based on FAO statistics. *Silva Fennica*. 42 (3), 387-396.
- Kjällgren, L. & Kullman, L. (1998). Spatial patterns and structure of the mountain birch tree-limit in the southern Swedish Scandes - a regional perspective. *Geografiska annaler: Series A - Physical Geography*. 80, 1-16.
- Kohavi, R. A study of cross-validation and bootstrap for accuracy estimation and model selection. Proceedings of the 14th international joint conference on Artificial intelligence, Montreal, Quebec, Canada, 1995. Vol. 2. 1137-1143.
- Korhonen, L., Korpela, I., Heiskanen, J. & Maltamo, M. (2011). Airborne discrete-return LIDAR data in the estimation of vertical canopy cover, angular canopy closure and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*. 115 (4), 1065-1080.
- Kullman, L. (2001). 20th century climate warming and tree-limit rise in the southern Scandes of Sweden. *Ambio*. 30 (2), 72-80.

- Kullman, L. (2002). Rapid recent range-margin rise of tree and shrub species in the Swedish Scandes. *Journal of Ecology*. 90 (1), 68-77.
- Kullman, L. (2005). Wind-conditioned 20th century decline of birch treeline vegetation in the Swedish Scandes. *Arctic*. 58 (3), 286-294.
- Lachenbruch, P. A. & Goldstein, M. (1979). Discriminant-analysis. *Biometrics*. 35 (1), 69-85.
- Landis, J. R. & Koch, G. G. (1977). Measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*. 33 (1), 159-174.
- Lillesand, T., Kiefer, R. & Chipman, J. (2008). *Remote Sensing and Image Interpretation*. 6 utgåvan. Chichester: John Wiley and Sons Ltd.
- Loman, J.-O. (Red.) (2011). Skogsstatistisk årsbok. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Lysell, G. (2011). Ny Nationell Höjdmmodell. Gävle: Lantmäteriet. (Nyhetsbrev/Lantmäteriet; 2011:4).
- Maltamo, M., Mustonen, K., Hyypä, J., Pitkanen, J. & Yu, X. (2004). The accuracy of estimating individual tree variables with airborne laser scanning in a boreal nature reserve. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestière*. 34 (9), 1791-1801.
- Moen, J., Aune, K., Edenius, L. & Angerbjörn, A. (2004). Potential effects of climate change on treeline position in the Swedish mountains. *Ecology and Society*. 9 (1).
- Mossberg, B. & Stenberg, L. (2006). *Den nya Nordiska floran*. Stockholm: Wahlström & Widstrand.
- Næsset, E. (1997). Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 52 (2), 49-56.
- Næsset, E. (2002). Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*. 80 (1), 88-99.
- Næsset, E. (2004a). Effects of different flying altitudes on biophysical stand properties estimated from canopy height and density measured with a small-footprint airborne scanning laser. *Remote Sensing of Environment*. 91 (2), 243-255.
- Næsset, E. (2004b). Practical large-scale forest stand inventory using a small-footprint airborne scanning laser. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 19 (2), 164-179.
- Næsset, E. (2009). Effects of different sensors, flying altitudes, and pulse repetition frequencies on forest canopy metrics and biophysical stand properties derived from small-footprint airborne laser data. *Remote Sensing of Environment*. 113 (1), 148-159.
- Næsset, E. & Gobakken, T. (2005). Estimating forest growth using canopy metrics derived from airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*. 96 (3-4), 453-465.
- Næsset, E. & Gobakken, T. (2008). Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sensing of Environment*. 112 (6), 3079-3090.
- Næsset, E., Gobakken, T., Holmgren, J., Hyypä, H., Hyypä, J., Maltamo, M., Nilsson, M., Olsson, H., Persson, Å. & Söderman, U. (2004). Laser scanning of forest resources: The Nordic experience. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 19 (6), 482-499.

- Næsset, E., Gobakken, T., Solberg, S., Gregoire, T. G., Nelson, R., Ståhl, G. & Weydahl, D. (2011). Model-assisted regional forest biomass estimation using LiDAR and InSAR as auxiliary data: A case study from a boreal forest area. *Remote Sensing of Environment*. 115 (12), 3599-3614.
- Næsset, E. & Nelson, R. (2007). Using airborne laser scanning to monitor tree migration in the boreal-alpine transition zone. *Remote Sensing of Environment*. 110 (3), 357-369.
- Næsset, E. & Økland, T. (2002). Estimating tree height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. *Remote Sensing of Environment*. 79 (1), 105-115.
- Nelson, R. (1997). Modeling forest canopy heights: The effects of canopy shape. *Remote Sensing of Environment*. 60 (3), 327-334.
- Nordkvist, K., Nyström, M., Reese, H., Holmgren, J. & Olsson, H. (2011). Vegetation classification in the Swedish sub-arctic using a combination of optical satellite images and airborne laser scanner data. SilviLaser 2011, Hobart, Australia, 16-20 oktober 2011.
- Nyström, M., Holmgren, J. & Olsson, H. (2012) Prediction of tree biomass in the sub-arctic birch forest ecotone using airborne laser scanning. *Accepterad för publicering i Remote Sensing of Environment*.
- Olofsson, J., Oksanen, L., Callaghan, T., Hulme, P. E., Oksanen, T. & Suominen, O. (2009). Herbivores inhibit climate-driven shrub expansion on the tundra. *Global Change Biology*. 15 (11), 2681-2693.
- Persson, Å., Holmgren, J. & Söderman, U. (2002). Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 68 (9), 925-932.
- Potapov, P., Hansen, M. C., Gerrand, A. M., Lindquist, E. J., Pittman, K., Turubanova, S. & Wilkie, M. L. (2011). The global Landsat imagery database for the FAO FRA remote sensing survey. *International Journal of Digital Earth*. 4 (1), 2-21.
- Rafstedt, T. (1985). *Norrbottnens län*. Stockholm: Liber distribution.
- Rees, W. G. (2007). Characterisation of Arctic treelines by LiDAR and multispectral imagery. *Polar Record*. 43 (227), 345-352.
- Reese, H. (2011). *Classification of Sweden's forest and alpine vegetation using optical satellite and inventory data*. Doktorsavhandling. Umeå: Institutionen för skoglig resurshushållning, Umeå.
- Rundqvist, S., Hedenås, H., Sandström, A., Emanuelsson, U., Eriksson, H., Jonasson, C. & Callaghan, T. V. (2011). Tree and shrub expansion over the past 34 years at the tree-line near Abisko, Sweden. *Ambio*. 40 (6), 683-692.
- Shan, J. & Toth, C. K. (Red.) (2009). *Topographic laser ranging and scanning*. Boca Raton, USA: CRC press.
- Soininen, A. (2010). *TerraScan User's Guide*. TerraSolid Ltd.
- Speed, J. D. M., Austrheim, G., Hester, A. J. & Mysterud, A. (2010). Experimental evidence for herbivore limitation of the treeline. *Ecology*. 91 (11), 3414-3420.
- Staland, H., Salmonsson, J. & Hörnberg, G. (2011). A thousand years of human impact in the northern Scandinavian mountain range: Long-lasting effects on forest lines and vegetation. *Holocene*. 21 (3), 379-391.
- Strahler, A. H. (1980). The use of prior probabilities in maximum-likelihood classification of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*. 10 (2), 135-163.

- Sveinbjörnsson, B. (2001). Performance of mountain birch in relation to its treeline in the Torneträsk area, northern Sweden. I: Wielgolaski, F. E. (Red.) *Nordic mountain birch ecosystems*. 27 uppl. 173-183. New York: The Parthenon publishing group.
- Tenow, O. & Bylund, H. (2000). Recovery of a *Betula pubescens* forest in northern Sweden after severe defoliation by *Epirrita autumnata*. *Journal of Vegetation Science*. 11 (6), 855-862.
- Tenow, O., Bylund, H. & Holmgren, B. (2001). Impact on mountain birch forests in the past and the future of outbreaks of two geometrid insects. I: Wielgolaski, F. E. (Red.) *Nordic mountain birch ecosystem*. 27 uppl. 390. New York: The Parthenon publishing group.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. New York: Springer.
- Woods, M., Pitt, D., Penner, M., Lim, K., Nesbitt, D., Etheridge, D. & Treitz, P. (2011). Operational implementation of a LiDAR inventory in Boreal Ontario. *Forestry Chronicle*. 87 (4), 512-528.
- Yu, X., Hyyppä, J., Hyyppä, H. & Maltamo, M. Effects of flight altitude on tree height estimation using airborne laser scanning. International conference NATSCAN Freiburg, Tyskland, 2004. Vol. XXXVI - 8/W2. 96-101.
- Zhang, Z. Y., Liu, X. Y., Peterson, J. & Wright, W. (2011). Cool temperate rainforest and adjacent forests classification using airborne LiDAR data. *Area*. 43 (4), 438-448.

Elektroniska referenser

- Lantmäteriet (2005). Tematisk noggrannhet i Svenska Marktäckedata [Online].
Tillgänglig: http://www.lantmateriet.se/upload/filer/kartor/kartor_och_geografisk_info/GSD-Produktbeskrivningar/SCMD.pdf. [2012-01-31]
- Lantmäteriet (2009). Produktbeskrivning: GSD-Vegetationsdata [Online].
Tillgänglig: http://www.lantmateriet.se/upload/filer/kartor/kartor_och_geografisk_info/GSD-Produktbeskrivningar/veg-data/vegshmi.pdf. [2012-01-26]
- Lantmäteriet (2010a). Produktbeskrivning: GSD-Höjddata, grid 50+ [Online].
Tillgänglig: http://www.lantmateriet.se/upload/filer/kartor/kartor_och_geografisk_info/GSD-Produktbeskrivningar/hojd50plus.pdf. [2012-01-26]
- Lantmäteriet (2010b). Produktbeskrivning: GSD-Ortofoto och GSD-Ortofoto tätort [Online]. Tillgänglig: http://www.lantmateriet.se/upload/filer/kartor/kartor_och_geografisk_info/GSD-Produktbeskrivningar/ortofoto.pdf. [2012-01-26]
- Lantmäteriet (2011a). Produktbeskrivning: GSD-Väggkartan, vektor [Online].
Tillgänglig: http://www.lantmateriet.se/upload/filer/kartor/kartor_och_geografisk_info/GSD-Produktbeskrivningar/vagshmi.pdf. [2012-01-26]
- Lantmäteriet (2011b). Projektet Ny nationell höjdmodell - Presentation. [Online]
Tillgänglig: http://www.lantmateriet.se/templates/LMV_Page.aspx?id=18115. [2011-08-04]
- R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. [Online] Tillgänglig: <http://www.R-project.org/>. [2011-07-26]

Personlig kommunikation

- Petterson, A. Forskningsingenjör vid fjärranalysavdelningen på Institutionen för skogligresurshushållning, Sveriges lantbruks universitet, Umeå. Samtal, 17 november.