

Sveriges lantbruksuniversitet Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för skoglig resurshushållning



SKOGLIG FJÄRRANALYS





Version: 1.0 (12 december 2016)

PREFACE

This compendium has been generously financed by the Erik Johan Ljungbergs Educational fund. It has been part of a larger effort to introduce more technical competence into the Swedish University of Agricultural Sciences (SLU) Forestry Master's program. The contributors to the compendium come from the Department of Forest Resource Management at SLU in Umeå. The compendium consists of three main parts: Forest Inventory, Remote Sensing of Forests, and Forest Planning. It is intended to be used as literature in the Department's courses, primarily at the basic undergraduate level, but is also freely available on the internet and can be used by general readers interested in the topics. The compendium should give the reader an understanding of basic concepts in the three areas individually, and as a whole, and give insight into the process of creating forest information that could be used in assessment and planning of forest resources, including input to Heureka or GIS.

In the remote sensing part of the compendium, we aim to answer the following questions: How can forest data be effectively yet accurately collected? What data do forest industry or government authorities need? What are advantages or pitfalls of different data and methods? Sometimes a sample of the landscape via a field-based inventory is all that is needed. In other cases, full area coverage data are needed. Remote sensing (RS) can provide full area coverage on, for example, tree height, location of harvested stands, stand boundaries, forest health, tree species, and forest structure. The current trend in RS is 3D analysis with laser scanning, digital photogrammetry, or radar data, while vegetation types can be seen using optical satellite data. To process RS data, inventory data are needed to link ground data with what can be seen from the air. On the other hand, samples can be taken from RS data to produce statistics. Advances in sensor-based field inventory are being made with terrestrial laser scanning. What do these data deliver compared to field-based inventory?

The remote sensing compendium will first address background concepts and history of remote sensing, as well as remote sensing's relationship to forest inventory and forest planning in Chapter 1. The physics of remote sensing is covered in Chapter 2. Basic information regarding sensors, platforms and digital data are discussed in Chapter 3. Chapter 4 goes into more detail about electro-optical sensors, and Chapter 5 discusses traditional aerial photography interpretation, as well as digital manipulation into three-dimensional point data. Chapter 6 takes up airborne and terrestrial laser scanning, while Chapter 7 addresses radar data. Chapter 8 focusses on issues of combining reference data and remote sensing data, and desirable properties of the reference data. Chapter 9 gives details on the methods used to combine reference data and remote sensing data in order to process the data and produce new information. Chapter 10 discusses the methods and importance of accuracy assessment of the information produced. Chapter 11 gives a short introduction to programming used currently in remote sensing.

The remote sensing part of the compendium also will use a framework we see as helpful in referring to remote sensing image processing. That framework is given below and will be referred to in the text.



We hope that this compendium informs the reader about the past and current knowledge, as well as the future potential, of Forest Remote Sensing.

Umeå, Sweden December 12, 2016

Heather Reese Senior Lecturer in Forest Remote Sensing

Håkan Olsson Professor in Forest Remote Sensing

Innehållsförteckning

1.	INTRODUKTION TILL FJÄRRANALYSEN	1
1.1.	Vad är fjärranalys?	1
1.2.	Varför använda fjärranalys?	2
1.3.	Historiken	3
1.4.	Nuvarande roll av fjärranalys för att ge skoglig information	4
1.5.	Produkter från fjärranalys	6
1.6. skog	Samband mellan fjärranalys och GIS, skoglig inventering, och glig planering	6
1.7.	Remote sensing for global to individual tree applications	7

2.	2. PHYSICAL BASIS OF REMOTE SENSING		
2.1.	The	electromagnetic spectrum	10
2.2.	Inte	raction of energy with the atmosphere and Earth	13
2	.2.1.	Atmosphere	14
2	.2.2.	Energy interaction with objects on Earth	16
2.3.	Ref	lectance and Reflectance factor	16
2	.3.1.	Calculation of radiance received by a sensor	17
2.4.	Pra	ctical implications of atmospheric influences	18
3.	Reflec	ctance from boreal forest	19
S	tudy Q	uestions	21
F	urther	Reading	21

3.	FOU	UNDATIONS IN REMOTE SENSING			
3.1.	Sen	sorer2	22		
3.1.1	l.	Active and passive remote sensing techniques2	22		
3.1.2	2.	Optical sensors	23		
3.1.3	3.	LiDAR	24		
3.1.4	1.	Radar2	24		
3.2.	Plat	forms2	24		
3.2.1	l.	Satellites	24		
3.2.2	2.	Airplanes/Helicopters	25		
3.2.3	3.	UAVs or Drones	25		
	3.2.3	3.1. UAV Flygplan2	26		
•	Förd	lelar 27			
•	Nac	kdelar 28			
3.2.3	3.2.	Multirotor	28		
I	Styr	ning 28			
3.3.		Markbaserade och mobila system2	29		
3.4. Remote sensing data formats					
3.4.1. The principal data structure of a digital raster image30					
3.5. Data resolution – terms and definitions					
3.6. Display of raster images					
3.6.1. Trichromatic theory of color vision					
3.6.2. "True color" and "False color" images					
3.6.3. The issue of scale					
3.7. Display of 3D point data					
Self study questions					

4. Optical satellite data	
4.1. Introduction to optical satellite data	
4.1.1. Basic characteristics of optical data	
4.1.2. Common optical satellite data programs	40
4.1.2.1. The Landsat program	40
4.1.3. The SPOT program	42
4.1.4. The Sentinel Program	43
4.1.5. Very high resolution satellites	44
4.1.6. Satellite scenes and image extents	46
4.2. Basics in image interpretation	47
4.2.1. Knowing what you need or want	48
4.2.2. Determine the data sources	49
4.2.3. Decide on the analysis method and analysis	49
4.2.4. Reference data pre-processing	49
4.2.5. Pre-processing of optical satellite data	49
4.2.5.1. Factors affecting the DN values	49
4.2.5.2. Topographic normalization, C-correction	51
4.2.5.3. Image manipulation	52
4.2.6. Analysis	52
4.2.7. Initial control of the map product	52
4.2.8. Post-processing map manipulation	52
4.3. Access to optical satellite data	53
4.4. The future of optical satellite data remote sensing	53

5.	Flygbilder: Bildtolkning och digitalfotogrammetri54					
5.1.	. Flygbilder i skogligfjärranalys					
5.2.	Introduktion till flygfotografering56					
5.3.		Kan	neror			
5.4.		Lant	tmäteriets flygfotografering58			
5.5.		Orto	ofoton och fotokartor59			
5.6.		Best	åndsdata60			
	5.6	.1.	Trädslag60			
	5.6	.2.	Trädhöjd och beståndshöjd64			
	Sta	mdia	meter			
	Slu	tenhe	et67			
	5.6	.3.	Virkesförråd69			
	5.6.	.4.	Grundyta70			
	5.6.	.5.	Bonitet71			
	5.6.	.6.	Ålder			
5.7.		Åtgä	ärdsbehov73			
	5.7.	.1.	Röjning73			
	5.7.	.2.	Gallring74			
	5.7.	.3.	Slutaverkning74			
	5.7.	.4.	Framkomlighet74			
5.8.		Skog	gsinventering74			
	5.8.	.1.	Avgränsning av ägoslag och bestånd74			
	5.8.	.2.	Ägoslag75			
	5.9.	. A	vdelningar eller bestånd77			
	5.9.	.1.	Avgränsning77			
	5.10	0.	Olika metoder för flygbildsanvändning78			
5.11	•	Aut	omatiserad digital fotogrammetri82			
5.11	5.11.1. Färginformation från flygbilder					
5.11.2. Centralprojektion och ortofoto						
5.11	5.11.3. Linjeskanning och cylinderprojektion					
5.11	11.4. Stereofotogrammetri					
5.11	1.5. Punktmoln från stereobilder					
5.11	.6. Tillämpningar i skogsbruket					
5.12	2. Framtiden					

6. LAS	SERDATA I FJÄRRANALYS90
6.1. In	troduktion till Flygburen laserskanning90
6.1.1.	Laserskanningens utveckling91
6.1.2.	Grundläggande egenskaper hos laser93
6.1.3.	Laserpulsens interaktion med mark och vegetation98
6.1.4.	Förbearbetning av laserdata100
6.1.5.	Skattning av variabler för enskilda träd 105
6.2.	Area-baserade metoder
6.2.1.	Beräkningsenhet109
6.2.2.	Variabler som beräknas från laserdata110
6.2.3.	Faktorer som påverkar fördelningen av laserreturer 110
6.2.4.	Planering av laserskanning112
6.2.5.	Planering av fältinventeringen113
6.2.6.	Skattningsmetoder114
6.3.	Framtiden
6.4. Te	errestrial Laser Scanning116
6.4.1.	Marklaserskanning och andra mark-baserade metoder116
6.4.2.	Datakaraktäristik118
6.4.3.	Att använda TLS vid fältsampling119
6.4.4.	Automatisk extrahering av skogliga variabler ur TLS-data 120
6.5.	Mobil laserskanning

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, RADAR REMOTE SENSING OF FOREST © SLU, Henrik Persson, 11 december 2016

7. Radar remote sensing of forest			
Radar basics	139		
. The radar equation	140		
2. Microwaves	141		
3. About electromagnetic waves in the radar context	144		
4. Combination of waves	146		
5. Polarization	147		
5. Scattering	148		
7. Geometrical effects	149		
3. Resolution	150		
Synthetic aperture radar (SAR)	152		
. Orbits	153		
2. Spatial resolution	154		
Radar signal processing	154		
Radargrammetry	154		
2. Interferometry	156		
3. SAR Polarimetry	159		
4. Polarimetric SAR interferometry	160		
	adar remote sensing of forest Radar basics The radar equation Microwaves About electromagnetic waves in the radar context Combination of waves Polarization Scattering Geometrical effects Resolution Synthetic aperture radar (SAR) Orbits Spatial resolution Radar signal processing Radar grammetry SAR Polarimetry SAR Polarimetry		

8. Användning av referensdata med fjärranalysdata	
8.1. Reference data as training data	
8.1.1. Olika sampling Designs	
8.1.2. Planering för data insamling	
8.2. Referensdata till noggrannhetsutvärdering	161

9. METHODS FOR ANALYSIS OF REMOTE SENSING DATA162
9.1. Classification and estimation
9.2. Background information
9.3. Classification methods
9.3.1. Unsupervised classification
9.4. Some words on training data for supervised classification 169
9.4.1. Number of training samples
9.5. Algorithms for Supervised classification
9.5.1. Maximum Likelihood Classification (or Discriminant
Analysis) 172
9.6. Estimation algorithms
9.6.1. Regression
9.6.2. k-MSN and k-NN181
9.7. Combining estimation and classification
9.8. Selecting the remote sensing data variables
9.9. Change analysis
9.9.2. Simple change detection techniques
9.5.3. Some statistical approaches for relative calibration of images
to each other
9.10. Time series analysis
9.11. Data fusion
9.12. Data assimilation

10.	Accuracy assessment	192
10.1.	Accuracy assessment of remote sensing data products	
10.1.1	The need for probability sampling	
10.2.	Assessing thematic class accuracy	192
10.3.	Assessing continuous estimate accuracy	194
10.4.	Cross-validation	194
10.5.	Considerations about the collection of field data	194
10.6.	Further reading	195

11. 7	Fillämpningar av fjärranalys	
11.1.	Globala karteringar	
11.2.	Marktäckedata karteringar	
11.3.	Skogliga grunddata	
11.4.	Habitatkartering	
Laserdata för habitatkartering		

1.INTRODUKTION TILL FJÄRRANALYSEN

Fjärranalys (engelska "remote sensing"). Ett samlingsnamn för tekniker för avbilning från avstånd. I regel används termen för avbildning av områden på jorden med sensorer som monterats på flygplan eller satelliter, men sensorer som monterats på små obemannade flygplan, eller på marken eller på fordon blir vanligare.

Elektromagnetiska spektrat. Hela det elektromagnetiska våglängdsområdet, från gammastrålning, över synligt ljus, till de längsta radiovågorna.

Sensor. Ett instrument för registrering av signaler från det avbildade objektet, t.ex. en laserskanner.

Plattform. Den enhet som sensorn är monterad på, t.ex. en satellit, ett flygplan eller ett stativ som står på marken.

1.1. Vad är fjärranalys?

Fjärranalys är ett samlingsnamn för tekniker som samlar in data på avstånd. Vanligen används begreppet för bildalstrande sensorer som är monterade på flygplan eller satelliter, men sensorer på små obemannade flygplan (UAV), eller sensorer placerade på stativ eller fordon blir allt vanligare. De flesta fjärranalyssensorer använder signaler i det elektoromagnetiska spektrat. Signalerna omvandlas till bilder och med stöd av fältobservationer omvandlas bilderna till kartor eller skattningar av egenskaper för olika områden i landskapet. Tillämpningar finns inom många områden, t.ex. skogsbruk, naturvård, kartografi och miljöövervakning.

Definitioner på begreppet fjärranalys varierar, nedan finns ett exempel från en amerikansk lärobok:

"Fjärranalys är vetenskapen och konsten att erhålla information om ett objekt, område eller fenomen genom att analysera data som erhålls från en apparat som inte är i kontakt med det som studeras¹."

Denna typ av definitioner blir ganska allomfattande. De vanligaste typerna av fjärranalystekniker har dock varit skannrar som kan registrera reflekterat solljus, samt radar och lasersensorer. Alla tre teknikerna har gemensamt att

¹ Lillesand, T., R. Kiefer and J. Chipman, 2008. Remote sensing and image interpretation. Wiley Press, 738 p.

Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, INTRODUKTION TILL FJÄRRANALYSEN © SLU, H. Olsson, H. Reese 11 december 2016

de skapar digitala data som avbildar de objekt som studeras i två eller tre dimensioner. Numera är det naturligt att även räkna in flygfotografering som en fjärranalysteknik, i synnerhet som att även flygfotokameror numera använder digitala sensorer istället för film.

Ordet "analys" i fjärranalys indikerar att begreppet även inbegriper analys av insamlade data. I regel görs detta med datorbaserade metoder. Först används särskilda analysprogram för att beräkna egenskaper från insamlade fjärranalysdata, det kan t.ex. vara kvoten mellan två färger för ett bildelement, eller skillnaden mellan högsta och lägsta laserreturen inom ett område. Inom skoglig fjärranalys är det sedan vanligt att beräkningarna från fjärranalysdata översätts till skogliga mått med stöd av fältreferenser, t.ex. så att vissa kombinationer av färger översätts till trädlagsklasser, eller avståndet mellan laserreturer översätts till t.ex. grundytevägd medelhöjd. Ofta kan vanliga statistikprogram, som t.ex. Minitab eller R användas för kalibreringen mot fältdata.

1.2. Varför använda fjärranalys?

Användning av fjärranalys ställer krav på tekniskt kunnande och kan medföra kostander, så det måste finnas skäl att införa det i en organisation. Vi beskriver några anledningar nedanför som inkluderar:

- Kostandseffektivitet
- Man kan få ännu bättre data än med traditionella metoder
- Bättre rumslig upplösning
- Objektiv analys möjligt med digitala data
- Stora områden kan täckas regelbundet
- Lätt att automatiskt upptäcka områden som förändrats på ett ovanligt sätt

Det viktigaste skälet att använda fjärranalys i skogsbruket är sannolikt *kostandseffektivitet*, främst genom att behovet av manuella mätningar i fält kan minskas, även om fältreferenser också behövs för fjärranalys-skattningarna. En förutsättning för acceptans av fjärranalys i det praktiska skogsbruket har dock visat sig vara att man kostandseffektivt kan få minst lika bra data som man är van vid med traditionella inventeringsmetoder, vilket är fallet vad gäller skattning av flera skogliga variabler med laserskannerdata.

Givet att den tilltänkta insamlingsmetoden är kostandseffektiv så är det givetvis också tacksamt om *man kan få ännu bättre data än med traditionella metoder*. De flesta fjärranalysmetoder ger data med *en bättre rumslig upplösning* än traditionella skogskartor, vilket kan ge indikationer om t.ex. endast delar av ett bestånd behöver gallras, eller är skadat. Då det gäller skattning av t.ex. trädhöjd och vireksförråd med laserskannerdata så kan man även förvänta sig en bättre skattningsnoggrannhet än med

Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, INTRODUKTION TILL FJÄRRANALYSEN © SLU, H. Olsson, H. Reese 11 december 2016

subjektiva manuella metoder. Det är även en fördel att fjärranalysskattningar kan göras objektiva och oberoende av förrättningsmän.

I synnerhet för satellitbaserade fjärranalysmetoder gäller också att *stora* områden kan täckas regelbundet. De flesta fjärranalyssatelliter täcker systematiskt hela jorden med två till tre veckors mellanrum. Satellitbaserad fjärranalys är därför särskilt viktig för landstäckande eller internationella tillämpningar. En regelbunden försörjning med *digitala data* som kan bearbetas i datorer gör också att det är ganska *lätt att automatiskt upptäcka* områden som förändrats på ett ovanligt sätt, t.ex. områden med skadad skog. Däremot så krävs i regel kompletterande information för att fastställa orsaken till de upptäckta förändringarna.

1.3. Historiken

I slutet av 1800-talet testade man att fotografera från luftballonger. Flygfotograferingstekniken utvecklades sedan snabbt under första världskriget. Efter kriget började flygbilder att användas för skogskartering i bl.a. Kanada på 1920-talet. I Sverige testades flygfotografering första gången 1930 och redan då stod den skogliga användningen i centrum. Det skulle dock dröja till efter andra världskriget innan den skogliga flygbildsanvändningen fick riktig fart. På 1950-talet bildades bl.a. en statlig kommittee som skulle främja användandet av flygbilder i skogsbruket.

Manuell tolkning av flygbilder är ännu idag den dominerande användningen av fjärranalys i skogsbruket. Främst är kartriktiga ortofoton som används, men tolkningen kan även göras med olika typer av steroinstrument.

På 1980-talet lanserades i Sverige den så kallade LMV-metoden för skogsuppskattning. Den innebär att indelning i avdelningar, mätning av trädhöjd, samt uppskattning av massaslutenhet och trädslagsblandning görs manuellt i en fotogrammetrisk arbetsstation. Från dessa data skattas sedan även virkesförråd. Metoden användes bland annat då SCA och Holmen ny-indelade sina innehav på 1990-talet. Sedan början av 2000-talet sker flygfotograferingen med digitala kameror, vilket bland annat har inneburit en ökad tillgång till flygbilder i färg. Sedan mitten av 00-talet så har även användning av drönare (även kallade UAV eller UAS) för flygfotografering ökat. Bidragande till detta är en rad tekniksprång: utvecklingen av bättre batteriteknik som medger användningen av elmotorer; samt små navigeringssystem och digitala kameror.

De första militära fjärranalyssatelliterna kom 1960, och 1972 kom Landsat 1 som är den första civila jordresurssatelliten. Landsat 1 hade pixlar med 80 m sida. Upplösningen förbättrades med Landsat TM sensorn som kom 1982 och hade 30 m pixlar, och SPOT 1 som kom 1986 och hade 10 m pixlar. Dessa äldre satellitbilder finns sparade i arkiv, och kan vara av intresse vid studier av landskapets utveckling. Under 1990-talet, så började även satellitbilder med 1 m pixlar att bli tillgängliga, dock så opereras dessa satelliter ofta på kommersiella villkor och i regel mindre områden än jordresurssatelliter som t.ex Landsat. Satelliterna tar frekventa bilder av jorden, men en begränsning är att bilderna ofta är molniga. Det finns därför ett stort intresse för radarsatelliter, som kan registrerar bilder genom molnen. Försök med olika typer av radardata för skogsbrukskartläggning har pågått sedan 1990-talet, potentialen är stor, men den praktiska användningen av denna teknik är ännu begränsad.

I mitten av 1990-talet utvecklades även flygburen laserskanning, tekniken innebär att laserstrålar skickas ut från ett instrument på ett flygplan och avståndet till marken eller trädkronorna som laserstrålarna reflekteras mot mäts. Resultatet blir ett tredimensionellt (3D) punktmoln. Mätningen är mycket noggrann och en viktig faktor för att den flygburna lasertekniken har kunnat utvecklas är att även flygplanets position och rörelse i luften beräknas med hjälp av GPS och tröghetsnavigering. Att mäta skog med flygburen laser testades först i Leningrad i slutet av 1970-talet och i USA och Kanada i mitten av 1980-talet, man använde då instrument som bara mätte en profil under flygplanet. I Sverige var vi först med att 1991 testa ett experimentellt system med skannade laser, men det var inte förrän de kommersiella systemen med inbyggd positionsbestämning kom i mitten på 1990-talet som den skogliga utvecklingen av området tog fart.

Laserskanning började först att användas som en operationell metod för skogsinventering i Norge år 2002. Den metod som då slog igenom är den så kallade areabaserade metoden, vilket innebär att fältmätta referensytor används för att tilldela skogliga data till en kombination av mått som beräknats från laserpunktmolnet. I Sverige gjordes det första försöket i större skala av Skogsstyrelsen och SLU (10000 ha för omarrondering i Dalarna) år 2003. Efter detta följde en period då flera skogsföretag testade laserskanning på områden om ca 10000 ha. När Lantmäteriets nationella laserskanning startade år 2009 så fick skogsföretagen tillgång till billiga laserdata, vilket gjorde att flera skogsföretag beställde skattningar för hela sitt innehav. Först ut var Bergvik, som år 2011 beslutade att göra laserskattningar för hela sitt innehav.

1.4. Nuvarande roll av fjärranalys för att ge skoglig information

Flygbilder, och främst då digitala ortofoton är den viktigaste informationskällan för data om skogen. Ortofoton används för manuell indelning av avdelningar och som bakgrund i en mängd digitala kartprodukter. I viss utsträckning används även manuell mätning och tolkning av stereofotograferade flygbilder i digital fotogrammetrisk arbetsstation enligt den så kallade LMV metoden. Skogsuppskattning med denna metod kräver dock en stor skicklighet av tolkaren om den ska ersätta fältarbete, ett alternativ är att använda en sådan tolkning som förhandsavfattning inför fältarbete. Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, INTRODUKTION TILL FJÄRRANALYSEN © SLU, H. Olsson, H. Reese 11 december 2016

Stereofotograferade flygbilder kan även sambearbetas automatiskt i datorn så att ett 3D punktmoln som liknar laserdata erhålls. Lantmäteriet börjar att från och med år 2016 producera sådana 3D punktmoln från sina flygbilder, produkten heter "Ytmodell från flygbilder". Dessa data kan användas för att beräkna ett raster som anger krontakets höjd. De kan även användas för skogliga skattningar på motsvarande sätt som 3D punktmolnet från laserdata. Dock så erhålls inte lika bra information om skogens täthet som med laserdata, så skattningarna av t.ex. virkesförråd blir sämre.

Drönare (UAV) håller på att tas i bruk vid upprättande av skogsbruksplaner på enskilda fastigheter. Det är än så länge främst ortofoton från drönarbilder som används.

Tillgången på frekventa och gratis satellitbilder har ökat. År 2014 skickades Landsat 8 upp och år 2015 blev den Europeiska Sentinel 2A satelliten med 10 m pixlar upp. Skogsstyrelsen använder sedan ca år 2000 satellitbilder för att årligen kartera alla nya kalhyggen. Skogsstyrelsen använder även satellitbilderna för att uppskatta röjningsbehov. SLU har för åren 2000, 2005, och 2010 framställt nationella skogskartor med 25 * 25 rasterceller referensytor sambearbetning av satellitbilder och genom från Riksskogstaxeringen. Dessa skogskartor har fått stor användning bland forskare och myndigheter, men skattningar av skogliga data som bygger på användning av "2D" optiska satellitbilder från en tidpunkt är i regel inte tillräckligt noggranna för att användas vid t.ex. skogsbruksplanering.

Lantmäteriets laserskanning av hela Sverige som startade år 2009 kommer i praktiken att vara avslutad vad gäller skogsmarken, år 2016. Vad som sedan återstår är några områden i fjällen. Detta laserdata har kunnat köpas för en marginell kostnad av företag och är gratis för berörda myndigheter. Det har därmed inneburit en katalysator för användning av laserdata i det svenska skogsbruket. Bergvik och Holmen har beställt skattningar för hela sitt innehav och SCA har beställt laserskattningar baserade på Lantmäteriets data för Norrlands skogsmark norr om Sundsvall. Skogsstyrelsen och SLU har även inom ramen för ett regeringsuppdrag gjort skogliga skattningar för hela landet, baserat på Lantmäteriets laserskannerdata och referensytor från Riksskogstaxeringen. Tillsammans med tjänsteföretag har Skogsstyrelsen även tagit fram kartskikt från laserdatat som visar fuktiga områden, samt ett rasterskikt som visare trädhöjd med 2 * 2 m rasterceller. Dessa kartskikt kan visas och laddas ned från Skogsstyrelsens hemsida. De har fått stor användning, både inom skogsbruket, och bland andra aktörer som t.ex. banker och försäkringsbolag.

För närvarande pågår forskning och tester kring en rad tekniker med stor potential att effektivisera den framtida mätningen av skog, exempel på detta är att laserskannrar även kan placeras på stativ på marken (denna teknik förkortads ofta TLS efter engelskans Terrestrial Laser Scanning), eller bäras monterade på en ryggsäck eller på ett fordon (ofta förkortat MLS efter Mobile Laser Scanning). Med TLS och MLS så erhålls information Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, INTRODUKTION TILL FJÄRRANALYSEN © SLU, H. Olsson, H. Reese 11 december 2016

om stammarnas position och form, vilket bl.a. kan användas som referensdata för skattning med flygburna data.

1.5. Produkter från fjärranalys

Remote sensing provides raw data which can be used simply as a visual background image, such as it is done now with Google Earth. However, remote sensing data are digital data, and can be analysed and manipulated and therefore converted into map data that give users the information they need.

We can categorize map data as being *thematic* or *continuous*. Thematic maps have discrete classes, such as the Swedish Land Cover map with the thematic classes of "forest", "mire", "water", for example. Continuous variable maps consist of a range of values for a single phenomenon. An example of this is a map of timber volume, with values ranging from 0 up to the maximum value. These two map outputs are demonstrated in Fig. 1.1.



Fig 1.1. Example of a discrete or thematic value map on left (e.g., land cover classes), and a continuous value map on right (e.g., total wood volume).

Another common product from remote sensing data is a change map, which can show the differences between two or more dates of remote sensing data. Another product from remote sensing data is as input to visualization; the remote sensing data input may be as raw data, such as from Terrestrial Laser Scanning, or it may be the map products that form the baseline for visualization.

1.6. Samband mellan fjärranalys och GIS, skoglig inventering, och skoglig planering

The field of remote sensing has a relationship with other fields, such as Geographical Information Systems/Technology (GIS/GIT), forest

Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, INTRODUKTION TILL FJÄRRANALYSEN © SLU, H. Olsson, H. Reese 11 december 2016

inventory, and forest planning. It is worth clarifying the definition and roll of remote sensing in relation to these other fields.

A GIS consists of four components, namely data acquisition, data storage, data analysis, and map production². Remote sensing fills the function of "data acquisition" in a GIS; the remote sensing data input may be raw data (e.g., images) or processed data (e.g., map data derived from remote sensing).

The field of forest inventory is concerned with techniques and methods for measuring and estimation of forest resources. Forest inventory can be done with manual methods, but remote sensing plays an increasing role for providing both wall-to-wall data and as ancillary data in statistical estimations of forest resources. Remote sensing and forest inventory have an intertwined relationship, which can be described as having two main interactions:

- Remote sensing data acquisition for forest inventory purposes, and
- Forest inventory data use as reference data to help interpret remote sensing data (i.e., training data) or to use in validation of the map or product from remote sensing (i.e., validation data).

Note that the subject area of remote sensing differs from the subject areas of inventory, planning, and GIS. Remote sensing data are used within the process of forest inventory, and they are analysed or displayed within a GIS. However, the subject of remote sensing includes not just measuring (i.e., inventory), but also knowledge of how to acquire and process the raw remotely sensed in a correct way. This may require background knowledge in physics, statistics, photogrammetry, programming, and certainly geography. The subject of remote sensing also involves knowing which remote sensing data source is best suited for the purpose (i.e., strengths and limitations), and how to perform and present an accuracy assessment of the map products from remote sensing data.

1.7. Remote sensing for global to individual tree applications

The remote sensing data source chosen is dependent upon the aim and goal of the project, the availability of remote sensing data, and the cost, among other factors. For example, if we consider remote sensing data acquisition for forest inventory purposes, we need to consider at what scale we wish to produce information. This can be at the landscape scale and may range downwards to the individual tree scale.

² Harrie, L. 2013. Geografisk Informations Behandling: Teori, metoder, och tillämpningar. Studentlitteratur AB. 326 s.

Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, INTRODUKTION TILL FJÄRRANALYSEN © SLU, H. Olsson, H. Reese 11 december 2016

The large area, landscape scale coverage that can be provided by remote sensing (synoptic views) makes it a useful tool. Aerial photographs have been used between 1930's to present for delineating forest stands and measurement of tree height. Satellite data have also played a role in providing forest information over estates, or whole countries. With the current innovation of airborne LiDAR, which measures tree heights and forest density with high accuracy, the use of remote sensing for forest inventory is increasing rapidly. The availability of data to both private forest owners and larger companies means that they are used by both.

At the individual tree scale, remote sensing technologies are providing data from both the air and from the ground. The ground-based remote sensing includes terrestrial laser scanning, and ground-based photogrammetry. These sensors may be placed on platform which is a stative, or may be mobile (e.g., placed on a car or hand-held). The level of spatial detail in the remote sensing data, the accuracy of the map products, and costeffectiveness have had an influence on whether the data will be useful for forestry applications.

1.8. The growth of remote sensing for forestry purposes

Developments in the subject and use of remote sensing is growing exponentially due to:

- the ability to acquire highly accurate and useful 3D data (from laser, radar, and digital photogrammetry);
- access to free open-source remote sensing and geographic data (with the ability to use free, open-source software)
- economic cost-effectiveness of remote sensing data in businesses (e.g., forestry);
- increased computing power; and
- increased knowledge about remote sensing and GIS by the public with access to sites such as Google Earth, and personal use of GPS.

The geospatial data era is well underway – for researchers, for governmental agencies, for businesses, and the private citizen -- at the time of writing this compendium.

Framework

There are basic components involved in acquisition, processing and product assessment of remotely sensed data. If we simplify this in a diagram, it could be represented as shown in the Preface of the Remote Sensing of Forests compendium. This compendium will refer back to this diagram, when discussing the different elements and processes.

Självstudie frågor

- 1. Ge en definition på fjärranalys, kan du förbättra de definitioner som ges i kapitlet? Hur tror du att begreppet fjärranalys utvecklas över tiden?
- 2. Under vilka förutsättningar tror du att det kan vara motiverat att använda fjärranalys?

Läs vidare

Harrie, L. (red.), 2013. Geografisk Informations Behandling: Teori, metoder, och tillämpningar. Studentlitteratur AB. 326 s.

Lillesand, T., R. Kiefer and J. Chipman, 2008. Remote sensing and image interpretation. Wiley Press, 738 p.

2. PHYSICAL BASIS OF REMOTE SENSING

Electromagnetic spectrum. Electromagnetic radiation is magnetic and electric fields that travels in the form of waves, with the speed of light. The spectrum stretches from gamma rays with 10^{-11} m wavelengths over visible light with 400 - 700 nm waves, to radio waves that are more than 1 m long.

Irradiance (E). Radiant flux from all directions, per unit area (W/m^2) .

Radiance (L). Radiant flux per unit area of surface per unit solid angle $(W/m^2 Sr)$.

Reflectance (ρ). The ratio between incoming and emitted flux, observe however that the flux might be emitted differently in different directions, of which only one, or a few, directions are measured as radiance registered by the sensor. Reflectance is always between 0 - 1.

Reflectance factor (R). The ratio between the actually measured radiance from a target at a given direction and illumination situation and the radiance that is measured at a reference target that reflects fully and equally in all direction. The reflectance factor is related to reflectance, but easier to measure, and might vary between $0 - \infty$.

The definition of remote sensing can be quite broad, as it is simply based on the act of observing objects from far away. In theory, one could "remotely sense" objects based on several different techniques, for example sound waves (e.g., sonar). In this course, we concentrate primarily on remote sensing which makes use of recording the properties of *electromagnetic radiation* being *reflected* from objects on the Earth. In remote sensing, there are different qualities of the electromagnetic radiation recorded by sensors that are of importance, such as "how much?" and "when?" An example of "how much" can be the intensity level of spectral data, while an example of "when" may refer to the timing of a laser pulse. To understand how remote sensing works, it is helpful to have some definitions and to understand some basic laws of physics. This chapter introduces the basic properties of light and other electromagnetic radiation, and in particular how sunlight interacts with the atmosphere and the target. Thus, the emphasis is on factors that influences the spectral properties of "2D" images, like satellite images and air photos. How 3D data are created from photogrammetry or laser scanning, will be explained in later chapters.

2.1. The electromagnetic spectrum

Electromagnetic radiation can be understood both with wave theory and with quantum theory. In quantum theory, the energy of a *photon* or a *quantum* is given in Equation 2.1:

$$Q = h * v \tag{2.1}$$

where

Q = the energy of a quantum in Joules (J)

h = Planck's constant 6.626 * 10⁻³⁴ J sec

v = frequency of the energy

One obvious source of electromagnetic radiation is the sun, but there are many other sources as well. All objects with a temperature above absolute zero emit energy, and the energy emitted is in proportion to its temperature, which will be described later.

Electromagnetic radiation has both electric and magnetic field components (seen in Figure 1.2 in Lillesand et al.). The radiation travels through a vacuum at the velocity of light, c (where c is a constant equal to 299,792,458 m/s or for simplicity 3 x 10⁸ m/sec).

The time point at which there was a breakthrough in understanding light's electromagnetic properties came in 1864, when <u>James Clerk Maxwell</u> published his paper "A dynamical theory of the electromagnetic field". Maxwell derived a <u>wave form of the electric and magnetic equations</u>, thus uncovering the wave-like nature of electric and magnetic fields, and their symmetry. Because the speed of the electromagnetic waves predicted by the wave equation coincided with the previously determined and measured <u>speed of light</u>, Maxwell concluded that <u>light</u> itself was an electromagnetic wave. It followed thereafter that

 $c = v * \lambda \tag{2.2}$

where c = speed of light, v is the energy wave frequency, and λ is the energy wavelength. *Wavelength* is the distance between successive wave peaks and *frequency* is the number of cycles passing a fixed point in a given period of time (see Fig 1.2 in Lillesand et al.).

By combining equations (2.1) and (2.2) we get:

$$Q = hc / \lambda \tag{2.3}$$

Therefore, what is useful to remember is that *the energy of electromagnetic radiation is inversely proportional to the frequency of the radiation*, or in other words, short wave radiation, for example blue light, will generally carry more energy than longer waves.

Note that since the wavelength and the frequency are inversely proportional to each other, only one of them needs to be stated to describe the wave. In some cases, frequency is used to describe the wave (as in radar remote sensing) and in other applications (as in optical remote sensing), the wavelength is most often used. For convenience, the wavelengths can be ordered and arranged along the *electromagnetic spectrum* (Figures 2.1, 2.2). Significant ranges of wavelengths have been categorized by giving a name to that range, for example, the ultraviolet spectrum, visible spectrum, infrared spectrum, microwaves, and radio, to name a few. Some spectral ranges of importance are named Table 2.1.

[··· · · ·
Name	Approximate	Actual	Use in remote sensing
Visible spectrum	0.4 – 0.7 μm	0.380 - 0.750 μm	
- Blue	0.4 – 0.5 μm	0.450 - 0.495	Some optical sensors
		μm	
- Green	0.5 – 0.6 μm	0.495 – 0.570	Most optical sensors +
		μm	LiDAR for water depth
- Red	0.6 – 0.7 μm	0.620 - 0.750	Most optical sensors
		μm	
Near Infrared light	0.7 - 1.3 [¤] μm	0.78 – 1.3 [¤] μm	Most optical sensors +
			many topo LiDARs
Shortwave	1.3 [¤] – 3.0 μm	1.3 [¤] - 3.0 μm	Some optical sensors +
Infrared light ⁺			some topo LiDARs
Thermal Infrared	3.0 – 14.0 μm	3.0 – 14.0 μm	Sensed as heat,
			sometimes used in a
			separate sensor
Microwave	1 mm – 1 m	1 mm – 1 m	Used in radar

Table 2.1 Examples of electromagnetic wavelength bands used in remote sensing*

^{*} It is useful to know that there are differing opinions on exactly where to draw boundaries and names for different ranges of wavelengths. See for example the "International Commission on Illumination" or different ISO standards or different textbooks.

^{II} Note that some texts use 1.4 μ m as an upper limit for NIR/lower limit for SWIR.

[†]Note that "Shortwave Infrared" is sometimes also referred to as "Mid-Infrared", depending on the field of study.

There are other categories (listed below) that are also of significance in remote sensing. Note that these are not necessarily mutually exclusive, and that the categories are often defined for convenience and relevance to certain applications. Also note that there is sometimes confusion about use of the name of these categories, and you may see mistakes on the internet and other places.

- *optical spectrum* (0.30 15.0 μm) are the wavelengths that can be reflected and refracted with lenses and mirrors.
- *reflective spectrum* (0.38 3.0 μm) are the wavelengths whose reflectance can be measured, and are commonly used in "optical" remote sensing.

emissive spectrum or *thermal spectrum* (3.0 – 100.0 μm), which are wavelengths which emit heat, and are measured by thermal remote sensing instruments.

The Electromagnetic spectrum is shown in Figure 2.1. Table 2.1 gives wavelength measurements in micrometers (μ m), while Figure 2.1 give the wavelengths in nanometers (nm). One μ m is 1000 nm. We said that all objects *emit* some amount of radiation. How much? Why? The amount of energy an object emits is partly a function of the surface temperature, which is expressed by the *Stefan-Boltzmann law* which states that *blackbody* radiators (which is a hypothetical "ideal" radiator - an object which absorbs all and re-emits all of the energy incident upon it) have an amount of emitted radiation or *radiant exitance* (M_e) which can be calculated as:

$$M_e = \sigma T^4 \tag{2.4}$$

where

 M_e = total radiant exitance (i.e., "emitted radiation") from the surface in Watts (W)/m⁻²

 σ = the Stefan-Boltzmann constant (5.6697 x 10⁻⁸ W m⁻²K⁻⁴)

T = the temperature of the object's surface in degrees Kelvin.

Since any material that has a temperature above absolute 0 will emit energy, the Stefan-Boltzman Law shows that it will emit energy in proportion to its temperature raised to a power of 4. We will first perceive this electromagnetic energy as heat, and then if the temperature rises, also as light. For example, a piece of iron that is being heated will be red at a certain temperature and then become even white and maybe bluish. Why blue? There is a law for this phenomenon called *Wien's displacement law*. It says that the dominating wavelength for the energy emitted from an object will be shorter and shorter as the temperature of the object rises, so that:

$$\lambda_{\rm m} = A / T \tag{2.5}$$

where

 λ_m = the wavelength of maximum spectral radiant exitance in μm A = 2897.8 (or rounded up to 2898) μm K (a constant) T = temperature in degrees K

From Figure 1.4 in Lillesand et al., it is seen that 6000° K, which is the temperature of the surface of the sun, will result in a radiation maximum in the wavelength region of $0.4 - 0.7 \,\mu$ m, which is exactly the wavelengths the human eye can register! We also see that the normal temperatures of the Earth (around 300° K) will result in a radiation maximum in the wavelength region around 10 μ m and this is in fact wavelengths that we perceive as thermal heat.



Figure 2.1 – The electromagnetic spectrum (image from Wikipedia).

2.2. Interaction of energy with the atmosphere and Earth

To understand just what the remote sensor is recording, it is necessary to understand the interactions between light, the atmosphere, and the objects being observed. Figure 2.2 below illustrates the topics to be discussed in the following sections.



Object having reflectance ρ

Figure 2.2 – Explanation of total radiance that is recorded by the sensor. The total incident radiation upon an object (E_{tot}) comes from a combination of the direct but attenuated sunlight (E_s) ("attenuated" means "reduced intensity") and skylight (or diffuse irradiance, Ed) which hits an object and reflects with reflectance ρ . The attenuated radiance reflected from the object (which is equal to $\rho * E_{tot} * T / \pi$, where T = the transmission of the atmosphere) is combined with path radiance (Lp), to equal the total radiance (L_{tot}) recorded by the sensor (in other words, $L_{tot} = (\rho * E_{tot} * T / \pi) + Lp$).

2.2.1. Atmosphere

Let's first understand the influence of the atmosphere on the radiation coming from the sun, as well as its influence on radiation reflected back from the objects on Earth. During optical remote sensing of the Earth's surface, the atmosphere will interfere with the light in several different ways.

One important mechanism is that incoming and outgoing electromagnetic radiation (light) is *absorbed* by molecules in the atmosphere (such as carbon dioxide, oxygen, ozone). In this process, shortwave light energy is converted to longer-wave heat energy. Different gas molecules interact with different wavelengths of the electromagnetic spectrum. For this reason, there are only certain "windows" (or wavelength bands) that are open for remote sensing through the atmosphere (Figure 2.3).

Consequently, remote sensing sensors are most often designed to operate within these "atmospheric windows" where absorption of light energy is minimal.



Figure 2.3 Atmospheric transmission in different wavelengths shown in purple. The transmission is zero in several wavelength areas due to gas absorbtion. Figure from Wikipedia.

The other major mechanism present in the atmosphere is *scattering*, which means that light interacts with molecules in the air and changes direction. The way in which light scatters is related to the wavelength, but in a more continuous way than with absorption. Scattering is also most apparent for shorter wavelengths, such as ultraviolet and blue light, and to some degree in the green and red wavelengths.

There are three main scattering mechanisms:

- Rayleigh scattering
- Mie scattering
- Aerosol scattering

Rayleigh scattering is caused by small molecules in the atmosphere. Shorter wavelengths (blue and violet) are scattered much more, because the strength of the Rayleigh scattering mechanism is roughly proportional to the wavelength. This is the main mechanism that causes the sky to look blueish. Since Rayleigh scattering is due to interaction with air molecules, barometric pressure can be used to estimate the amount of Rayleigh scattering.

Mie scattering is caused by atmospheric particles of about the same size as the wavelength of the light.

Aerosol scattering (or nonselective scattering) is caused by larger atmospheric particles (dust, haze, smoke, etc). Aerosol scattering has a larger day-to-day variation than the other scattering mechanisms. Since it is

caused by large particles near the ground, aerosol scattering will be dependent on the weather situation, as well as the amount of air pollution in the area.

Scattering and absorption of energy can occur on the path from the sun to the Earth. When it is scattered and then hits the target it is referred to as *sky irradiance* or *diffuse irradiance*. Refer back to Figure 2.2 and observe that the main radiation components reaching the ground are a combination of *direct sunlight* and *diffuse irradiance*. The sum of these two components upon an object is called *incident radiation*.

2.2.2. Energy interaction with objects on Earth

What happens to the incident energy that hits an object? Total incident energy = reflected energy + absorbed energy + transmitted energy. In other words, no incoming energy will "disappear" as it interacts with an object; all of it is either reflected, absorbed or transmitted. An illustration of this is given in Figure 2.4. The reflected light is what is seen by our eyes and recorded by sensors (e.g., cameras, satellite sensors, etc.).



i ransmitted energy

Figure 2.4 The incident energy which meets the leaf is either absorbed and used in photosynthesis, or is transmitted or reflected. (adapted from Figure 10:3 in F&F).

2.3. Reflectance and Reflectance factor

"Reflection is when incident energy (incoming light) hits an object and bounces off. The color of an object is actually the wavelengths of the light reflected while all other wavelengths are absorbed or transmitted. The physical and chemical composition of matter determines which wavelength (or color) is reflected." - NASA

Reflectance (denoted as " ρ ") is easy to define in theory: Reflectance = reflected energy / incident energy

16

Reflectance (ρ) is always given as a number between 0 and 1. However, to measure reflectance is more difficult, since both the incident radiation (coming in from all directions), and the outgoing radiation (going out in all directions), need to be figured into the calculation. In practice, a concept known as the *Reflectance factor* (R) is therefore used more often than Reflectance (ρ).

The Reflectance factor (R) = the radiation from a target that is actually measured from a given position for given illumination conditions, divided by the radiation that would have been measured if the target had been an ideally reflecting Lambertian surface (described in next section). In practice, the Reflectance factor can be measured by making a radiometer measurement over specific objects of interest (for example, a small plot of crops, or grass). Then a plate made of a material with near Lambertian properties is placed in front of the radiometer instead and a second radiometer measurement is made. The Reflectance factor is the ratio between the first and the second radiometer reading. Different objects have different reflectance factors, depending on the physical and chemical composition of the matter (as the NASA statement above says).

The proportions of reflected light in different wavelengths causes *color*. It is however only the diffuse part of the reflection, also called *Lambertian reflection* (= that reflects equally in all directions), that carries color. The opposite of Lambertian reflection is *specular reflection*. This means that the light is reflected like a mirror, (the angle of incidence has an equal size as the angle of reflection). Most objects in nature, such as vegetation, have properties that are a mix between ideal specular reflectors and ideal Lambertian reflectors. Figure 2.5 shows an example of Lambertian reflection.



Figure 2.5. Demonstration of Lambertian reflectance (left) and Specular reflectance (right).

2.3.1. Calculation of radiance received by a sensor

It is only a few percent of the light energy hitting the Earth that is reflected back up to the atmosphere. The reflected light that reaches the

sensor is also combined with the *path radiance*, which is radiation that comes from scattering of light in the atmosphere, and that have reached the sensor without having been reflected from the target.

Formula (Eq 2.6) show how to calculate what is being measured by the sensor. The solar radiation that reaches the Earth is measured as the total incident radiation per area unit, and called *Irradiance*, which in physics is abbreviated (E) and has the unit measure Wm^{-2} . The two main components of Irradiance (E) are the diffuse irradiance from the sky (E_d) and the direct sunlight (E_s). These two components are often summarized to a measure of total irradiance (E_{tot}) hitting the target: (E_{tot} = E_d+ E_s).

A sensor measures the radiation that is received from a given direction, in a cone angle. The sensor measures Radiance, which in physics is abbreviated (L) with units $Wm^{-2} Sr^{-1}$ where Sr stands for steradian, which is the unit of a cone angle.

The total radiance reaching a sensor can be written:

$$L_{tot} = (\rho * E_{tot} * T / \pi) + Lp$$

 L_{tot} = Total radiance (Wm⁻²/Sr) reaching the sensor ρ = Reflectance for the studied object E_{tot} = Total irradiance hitting the studied object at ground T = Transmission in the atmosphere (0 – 1) L_p = Path radiance (Wm⁻²/Sr) which is a radiance component from the atmosphere that reaches the sensor without having reached the

the atmosphere that reaches the sensor without having reached the target. $\pi = 3.14159$ (the need for a π in the formula can be derived from

 $\pi = 3.14159...$ (the need for a π in the formula can be derived from the fact that E_{tot} considers Irradiance from all directions and Ltot measures radiance from one direction).

The formula in Eq 2.6 could be written for a defined wavelength region (e.g., for example visible light from $0.4 - 0.7 \ \mu\text{m}$). However, it is most usual to use a general "radiance per unit wavelength" term instead. This term is spectral radiance (L_{λ}) and the unit is Wm⁻²/Sr μ m.

2.4. Practical implications of atmospheric influences

Sky irradiance leads to the shorter wavelengths of light, particularly the blue light, coming from all directions in the sky and not just from one direct path straight from the sun. This has important implications for aerial photography as well as for satellite remote sensing. One such implication is positive, since sky irradiance makes it easier to obtain information from the shadowed parts of an image, e.g. "between the trees", if the blue light is present. Thus a "*true colour*" (an image with blue, green and red wavelengths – the wavelengths our eyes see) image is better for this purpose than a "*false colour*" image with a near infrared band but no blue

(2.6)

band. A further implication is that when taking photos from high altitudes, there will be a lot of blue light reaching the sensor which is reflected from air molecules and not necessarily from the object or ground. This will cause high altitude true colour photos to have a bluish haze, which is a negative effect.

The effects of the atmosphere can be seen in satellite imagery when one looks at viewing radiometrically uncorrected remote sensing images (i.e., without an atmospheric correction) or by inspecting the image histograms (image histograms will be discussed later in the compendium. We haven't covered the subject of histograms yet, but for now remember that histograms are simply a plot of the frequency of the values of a chosen variable). The effect of a thick atmosphere compacts the histograms primarily in the short wavelengths (e.g., blue wavelength the most), resulting in a very poor dynamic range. Path radiance adds a background brightness which shifts the histograms to a higher value range, again with a stronger effect in the short wavelengths. True-colour composites will reveal a bluish haze over the image with very poor contrast. Under clear atmospheric conditions, shadows will be much deeper, water will appear darker and there will be much better overall contrast. The short visible wavelengths, such as blue and green will be most severely affected by poor atmospheric conditions while the shortwave-infrared bands are least affected and typically have dark shadows and good contrast even in relatively poor atmospheric conditions.

The main problem with optical remote sensing, both using satellites and aircrafts as platforms, is that clouds make most days useless for image acquisition. This is one of the main advantages for radar sensors which operate with cloud-penetrating wavelengths. However, even if images are acquired during an apparently cloud free day, it should be remembered that the optical thickness of the atmosphere varies from day to day due to different weather conditions.

There are computer programs that for given atmospheric conditions can estimate E_s , E_d , T and L_p . The most well-known of these programs is "6S" and also "ATCOR". Theoretically, we could then solve the relationship between radiance registered by the sensor (L_{tot}) and the reflectance properties of the studied surface, ρ . However, as we will see later in the course, there are many uncertainties in such a procedure, and there are other, simpler methods to take care of atmospheric influences which are often "good enough." However, this is an advanced topic in remote sensing.

3. Reflectance from boreal forest

Everything in nature has its own unique distribution of reflected, emitted, and absorbed radiation. These spectral characteristics can—if ingeniously exploited—be used to distinguish one thing from another or to obtain information about shape, size, and other physical and chemical properties. (Parker and Wolff, 1965, p. 21)

19

The sensor response in different wavelength bands will produce colour images that are used both for visual interpretation and automated classification and estimation of landcover classes or forest variables.

Living vegetation will absorb blue and red light, but absorbs less green light, which is the reason why vegetation appears green for our eyes. If our eyes would have been sensitive also for near infrared light (= the light just beyond $0.7 \,\mu\text{m}$) we would see that the reflectance from living vegetation is particularly high in this wavelength region (Figure 2.6). This phenomena is used in color infrared images, where the sensor response from the near infrared light is displayed as red. The typical reflectance curves shown in Figure 2.6 will however be less distinct when the observed area change from radiometer measurements of leaves, to image pixels of branches, full trees, or groups of the trees including their shadows. The color of a 10 x 10 m satellite image pixel in a forest will be composed of four components: sunlit canopy, sunlit ground, shadowed canopy, and shadowed ground. The fraction of shadows is an important factor for the brightness of a forest pixel, in particular at our northern latitudes, where the sun angles are low. In fact, there is a correlation between how dark a forest pixel is and the stem volume (or correlated variables like tree biomass or basal area). This might be explained by the fact that large trees, or many trees, causes more shadows than small or few trees. This correlation between stem volume and low pixel values, is stronger with longer wavelengths. The reason for this is probably that the shadows are darker in the longer wavelength bands where there are less scattered light from the atmosphere. The exception to this general rule with gradually improved correlation with stem volume with longer wavelength bands is the near infrared region. In this region the correlation with the photosynthetic activity within the pixel will be stronger than the correlation with the tree biomass.



Figure 2.6. Typical reflectances from vegetation, soil and water, as a function of wavelength.

Study Questions

- 1. Blue light is scattered more in the atmosphere than longer wavelengths such as for example red light. Which advantage and which drawbacks does the scattering of blue light cause when using aerial photography?
- 2. In boreal forests, areas with high stem volume will appear as dark in most wavelength bands when analyzing optical satellite images. Mention a possible explanation for this.

Further Reading
3. FOUNDATIONS IN REMOTE SENSING

Optisk sensor: används här som sammanfattande benämning för sensorer som registrerar reflekterat solljus, t.ex. för flygfotografering, flygburna scannrar och vanliga optiska satellitbilder.

Lidar: är ett system som mäter avstånd genom att registrerar tiden till en ivägskickad laserstråle kommer tillbaka. För det mesta används skannade system och ofta används då beteckningen laser skanning.

Radar: är ett system som skapar en bild genom att registrera hur ivägskickade radiovågor returneras.

Passiv sensor: sensor som registrerar strålning från naturen (t.ex. reflekterat solljus, eller värmestrålning från objekt på jorden) utan att skicka ut någon egen signal. Exempel är flygfotokameror, multispektrala och hyperspektrala scannrar, samt värmekameror.

Aktiv sensor: en sensor som själv sänder ut den signal som reflekteras mot målet. Exempel är Lidar och radar.

Detta avsnitt handlar om vilka sensorer som vanligen används vid fjärranalys av skog; vilka plattformar (satelliter, flygplan, drönare etc) som är sensorbärare, samt vilken typ av data som sensorerna producerar.

3.1. Sensorer

Remote sensing can be performed using a wide range of sensors. We can categorize these sensors by their properties, often defined by the mechanism they use or the wavelength in which they operate. The following three categories – Optical, LiDAR, and Radar – are those currently most used in forest remote sensing today.

3.1.1. Active and passive remote sensing techniques

One important distinction between sensors is identification of them as *passive* or *active* remote sensing techniques. Passive techniques mean that the sensor registers energy that is either reflected by or emitted from an object. *Active sensors* send out energy themselves and record the signal that comes back. One example of an active sensor is the *laser sensor* which sends out very controlled light pulses and record the time delay and intensity for the reflected light pulse. Another important example is *radar*, which sends out very controlled radio signals and creates an image from the returned radio signal. Table 3.1 exemplifies some passive and

active remote sensing techniques and comments on their usability for forestry.

Table 3.1 Examples of passive and active remote sensing techniques and comments on their usability for forestry.

	Optical wavelength region	Microwave wavelength region
Passive techniques	Aerial photography – traditionally the most important remote sensing technique for forestryElectroopticalsensors (whiskbroom and push broom 	Passive microwave – there are sensors on board satellites and aircrafts that registers the radio waves emitted from the earth, however due to the low energy emitted, the footprint (pixels size) is so large that these sensors have no practical importance for forestry.
Active techniques	Laser scanning – Laser systems work with light, often near infrared light. Distance measuring laser scanners are used for measuring digital elevation models, as well as for measuring tree heights and estimating stem volumes.	Radar sensors – There are many radar systems, both onboard aircrafts and satellites, depending mainly on wavelength some are less relevant for forestry, whereas other systems have a quite good potential. Especially systems with very long or very short wavelengths have a potential for forestry.

3.1.2. Optical sensors

In passive sensors which measure reflected electromagnetic energy, light is directed through a lens system to sensors that convert the light to electric pulses. There are different mechanisms for scanning the earth from an aircraft or satellite. The oldest principle is to have a rotating mirror in front of the sensor that direct swaths of light across the scene into the sensor. A more modern technique with less mechanical parts is to use an array of sensor elements, often of a type that is called a CCD array (this received the Nobel prize in Physics 2009). The sensor array senses a line of pixels at a time, and is dependent on the forward speed of the platform for example in order to read data from the next line which might be only 0.03 seconds later. A third version is to replace the film in frame camera with a matrix of sensor elements which instantaneously registers the earth.

The sensors usually record energy from specific bands in the visible and near infrared wavelengths. Some satellite sensors like for example Landsat OLI also record reflected light in the mid infrared spectrum. The design is often based on what the intent of data collection is (e.g., for ocean, or land, or ice), but also what is technically possible, avoidance of certain wavelengths affected by the atmosphere, as well as cost. The sensors may record energy in a few wavelengths (e.g., the four bands blue, green, red, near infrared is a common choice). When a sensor records energy in many narrow ranges (e.g., 260 bands) it is called a hyperspectral sensor.

An example of an optical sensor can be found as close as your own personal camera. This records reflected light in the visible range. Another type of camera is the large-format camera, often used for aerial photography. These often extend into the near-infrared range of the spectrum.

3.1.3. LiDAR

Laserskanning har etablerats som en ny och effektiv metod för skoglig datafångst. Flygburen laserskanning mäter med decimeternoggrannhet läget för punkter på marken och i trädkronorna. Vid flygburen laserskanning används laserns förmåga att mäta avstånd med hjälp av tiden från att en laserpuls sänds ut, tills laserljus som reflekterats från marken eller vegetationen kommer tillbaka till sensorn. Tekniken att mäta avstånd med laser kallas ofta LiDAR från engelskans Light Detection and Ranging.

3.1.4. Radar

Radar is a technique that is barely influenced of cloud coverage. Radar (acronym for RAdio Detection And Ranging) is an active sensor for detecting, locating, tracking, and identifying objects even at a considerable distance.

3.2. Platforms

The sensors used in remote sensing often need to be placed on a larger carrier which can operate to give a good position over the objects of interest. The carrier of the sensor is referred to as a "platform" and is a separate component of a remote sensing system. It may be anything from a satellite, to an airplane, to a stative. There are categories referring to the position of the platforms, namely spaceborne, airborne, and terrestrial. The choice of platform is based on the purpose of the sensor. For example, if larger areas need to be imaged, then the sensor needs to be high above the landscape, requiring a spaceborne or high-flying airborne platform.

3.2.1. Satellites

Satellite platforms are a common carrier of sensors, providing stable and repetitive measurements of the Earth. There are satellites used for

communication, GPS, and many other purposes. But here we concentrate on what are called "Earth Observation (EO) satellites".

The orbit characteristic refers to the movement or placement of the satellite in relation to the Earth. There are two main types of orbits used for remote sensing satellites:

- Polar (or "near-polar") orbit The satellite travels north to south over the poles and images the area of the Earth under it, which varies due to the rotation of the Earth. The altitude is typically between 600 km and 2000 km above the earth. When the satellite crosses the equator at the same time with every orbit, this is called a "sunsynchronous polar orbit", which is very common for most EO satellites.
- Geo-stationary orbit The satellite travels over the equator at the same speed and direction as the rotation of the Earth (following an eastern direction), allowing it to always image the same area. This is common for weather satellites.

The electricity needed for operating the sensor and sending the data to earth is obtained from solar panels. Most satellites also have small rockets that are used for correcting the orbit when needed. The fuel for these rockets is often a factor that limits the lifetime of a satellite. A typical lifetime is around five years, but some satellites have been operated much longer.

3.2.2. Airplanes/Helicopters

Flygfotografering görs ofta med särskilda flygfotoplan, som har en eller två öppningar centralt i golvet på planet. I dessa öppningar som har standardiserade mått, kan flygfotokameror, eller andra instrument, som .t.ex. en laserskanner, placeras. "Normalhöjder" för flygfotografering brukar vara mellan 2000 m och 4500 m. Även fotografering av "höghöjdsbilder" kring 10 000 m höjd förekommer.

Flygfotoplanen kan även användas för *låghöjdsfotografering* kring 1000 m höjd, men för denna typ av fotografering, som ofta sker objektsvis istället för yttäckande, finns även flera andra alternativ. Fotografering eller skanning på låg höjd kan göras av flera företag som har kameror eller laserskannrar monterade utanpå sportflygplan eller helikoptrar.

3.2.3. UAVs or Drones

UAV är en förkortning av Unmanned Aerial Vehicle och en vanlig synonym är drönare. Andra vanliga benämningar är modellflyg, UAS (Unmanned Aerial Systems), RPAS (Remotely Piloted Aircraft Systems).

UAV har sedan början av 2000-talet använts inom skogen, men det är först på senare år (2010-talet) som det slagit igenom. En bidragande anledning

till att det slagit igenom först nu är att systemen blivit billigare, enklare att flyga samt att det finns programvaror som gör det enkelt för användaren att skapa t.ex. ortofoto och 3D-punktmoln från bilder.

Regelverk

I Sverige är det Transportstyrelsen som utfärdar flygregler kring drönare. Den största begränsningen med nuvarande regelverk för skogliga ändamål är att flygning endast får ske inom synhåll. Farkosterna delas in i kategorier baserat på startvikt och anslagsenergi. En tyngre plattform kräver högre säkerhet och är begränsade till en maximal flyghöjd av 120 meter.

Tillstånd behöver sökas från Transportstyrelsen för flygning på uppdrag, forskning eller utprovning, men dock inte om du flyger som privat person i icke-kommersiellt syfte. Regelverket måste dock följas även om du inte behöver söka tillstånd. Läs vidare på Transportstyrelsens hemsida (www.transportstyrelsen.se) för aktuella regler. Utöver tillstånd för flygning kan tillstånd behöva sökas för fotografering och spridning av fotona. Dock är reglerna kring detta under förändring och det rekommenderas att kolla upp aktuell information.

Säkerhetssystem

Oftast implementeras ett antal felsäkerhetssystem i autopiloten som triggas vid händelser som kan äventyra säkerheten. Exempel på händelser som kan trigga:

- Flygning utanför definierat flygområde (geo-fence)
- Förlorad radiokontakt (återvänder och landar)
- Förlorad datalänk

Vilken åtgärd som skall vidtas när en händelse triggas kan oftast ställas in av användaren. Här är några exempel på åtgärder:

- Återvänd till startpunkten och landa
- Fortsätt uppdraget trots händelsen
- Återkoppla till piloten och denna tar över flygningen manuellt

3.2.3.1. UAV Flygplan

Ett flygplan eller flygande vinge har en tekniskt enkel design. I figur 3.1 visa en flygande vinge från den svenska tillverkaren SmartPlanes. Sensorerna monteras oftast inuti flygplanskroppen vilket också ger ett skydd vid landning.

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, FOUNDATIONS OF REMOTE SENSING © SLU, Håkan Olsson och Heather Reese, 11 December 2016



Figur 3.1 Det här är en typisk uppställning vid flygning. Piloten utför en kontroll före flygning. Datamodemet (1) kommunicerar med flygplanet (2) i realtid och via markstation-programvara i datorn (3) kan piloten få information om var planet befinner sig, hastighet, lutning m.m. Fjärrkontrollen (4) används för att styra planet vid start och landning, men kan närsomhelst under autopilotflygning användas för att manuellt kontrollera flygplanet.

Styrning

Styrning kan ske helt manuell genom en vanlig fjärrkontroll, men oftast brukar man använda sig av autopilotens stabilisering vid start och landning. Med autopilotens hjälp kan planet också starta och landa helt automatiskt. Hur starten går till är olika mellan tillverkarna. En del levererar en startramp där planet skjuts iväg, medan andra kräver att användaren kastar iväg planet.

Fördelar

Det finns ett flertal flygplan som väger mindre än 1.5 kg och därmed i Transportstyrelsens klass 1A, vilken inte har någon begränsning i flyghöjd (dock alltid inom synhåll). Flygkroppen tillverkas ofta i frigolit och är därmed en väldigt billig och stöttålig konstruktion. Den kan även landa utan att motorn fungerar eftersom den kan segelflyga. Sensorn monteras oftast inuti flygkroppen och är väl skyddad vid hård landning eller krasch. Plattformen kan flygas helt utan stöd av autopilot.

En fördel med ett flygplan är att man inte behöver någon elektronik (stabilisering) för att kunna flyga, utan det räcker att piloten kan kontrollera två stycken servon. Även om dessa skulle sluta fungera så betyder det nödvändigtvis inte att flygplanet får en hård krasch och förstör sensorn.

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, FOUNDATIONS OF REMOTE SENSING © SLU, Håkan Olsson och Heather Reese, 11 December 2016

Genom att vingarna ger lyftförmåga krävs inte särskilt mycket batteri. Detta ger en lång flygtid och för tillfället är regelverket begränsningen snarare än batteritiden för att flyga större områden.

Nackdelar

Hastigheten beror till stor del av vinden och man bör planera sitt uppdrag med vinden i sidan för att få jämnast möjliga flyghastighet. Dock får man problem med att planet konstant lutar och därmed tas inte bilderna i nadir om man inte har en gimbal monterad. Vid start och landning krävs ett relativt större område, t.ex. ett hygge eller en åker. För den vane piloten kan start och landning ske på en väg trots att träden står nära.

3.2.3.2. Multirotor

En multirotor lyfter rakt upp genom att trycka luften nedåt. Denna teknik har utvecklats på senare år (2010-talet) tack vare billigare tröghetsnavigeringssystem. För att hålla en multirotor stabil måste motorerna styras med hög precision. Börjar farkosten luta åt nåt håll ska en eller flera motorer ändra varvtalet för att korrigera detta. Det finns en uppsjö med tillverkare och i figur 3.2 visas ett exempel på en quadrocopter från det amerikanska företaget 3D Robotics.



Figur 3.2 Quadrokopter (1) från 3D Robotics av modellen Solo. På denna sitter en Sony alpha 5100 systemkamera (2) med 20mm objektiv.

Styrning

En multirotor förutsätter att du har nån typ av stabilisering eller autopilot som justerar motorernas varvtal så farkosten håller sig plant. Många autopiloter hjälper användaren att styra genom att förenkla förfarandet, t.ex. genom att hålla plattformen stillastående med hjälp av tröghetsnavigering och GNSS. Styrning kan ske både via autopiloten och via fjärrkontroll.

Fördelar

Start och landning går väldigt fort eftersom farkosten lyfter rakt upp och kan snabbt komma upp på höjd där datainsamlingen sker. Flygningen av uppdrag (mapping) går snabbt tack vare att multirotorn inte behöver flyga en cirkel i vändningarna. Hastigheten kan hållas konstant, dock så kommer pitch vara olika, men det kan lösas med en gimbal.

Nackdelar

Batteritiden är i dagsläget en av de stora begränsningarna och beroende på flyghöjd så kan man inte täcka så stora områden som om man haft längre flygtid. En annan nackdel är att man i princip inte kan hålla sig i Transportstyrelsens klass 1A p.g.a. att vikten blir högre än 1.5 kg med kamera. Vid motorhaveri kommer en quadrokopter att krascha, men en hexa- eller oktokopter att kunna flyga trots att en motor slutar fungera. Kroppen är också väldigt känslig för hårda landningar eller kraschlandningar. Sensorn monteras oftast hängande under farkosten och skadas därmed lätt vid hård landning eller krasch. En multirotor är helt beroende av autopilot eller stabiliseringselektronik och kan inte flyga utan denna.

3.3. Markbaserade och mobila system

Markbaserade system

Såväl laserskanning, som registrering med digital kamera kan göras från sensorer som är placerade på ett stillastående stativ som står på marken. På detta sätt kan data som kan ge stammarnas position och form mm registreras. För att få 3D data från digital fotogrammetri så behöver fotograferingen ske från mer än en position, varefter bilderna sambearbetas med särskild programvara. Även vid laserskanning kan det finnas skäl att skanna från mer än en position, så att antalet dolda träd minimeras. Denna typ av markbaserad registrering har stor potential, men används ännu inte operationellt i någon större utsträckning.

Mobila system

Det är även möjligt att registrera trädstammar från marken med rörliga sensorsystem. En laserskanner kan monteras på en ryggsäck, eller på ett terrängfordon eller en skogsmaskin. Den typ av laserskanner som lämpar sig för detta ger dock inte lika noggranna mätningar som de stationära systemen. Det är även möjligt att 3D information om trädstammar från en rörlig videoregistrering. Denna teknik kallas "Shape from motion".

Vid mobil registrering tillkommer behovet att veta sensorns position i varje ögonblick, vilket kan vara svårt i skog där GPS signalerna har begränsad kvalitet. Som komplement till GPS används tröghetsnavigering, samt tekniker som använder de avbildade träden som referenspunkter för sensorns rörelse, så kallad Simultaneous Location And Mapping (SLAM).

3.4. Remote sensing data formats

Digital geographic data can be represented in several formats, the primary types being vector and raster. Vector data comprises point, line, and polygon format. Raster data have a defined number of rows and columns, with a set number cells (see figure 3.3). The grid cells have a defined size and may be square or rectangular. Raster data can consist of a single raster, or there may be several rasters layered in a single file. A raster may also be referred to as a grid or a matrix.

Another characteristic of remote sensing data is dimensionality. We currently talk about data as having dimensions, and being two-dimensional (2D), three-dimensional (3D), and even four-dimensional (4D). Two-dimensional means that the data have East-West and North-South geographic coordinates, while 3D means that the data have X, Y, and Z (Elevation), and 4D refers to the previous three dimension, plus the dimension of time.

3.4.1. The principal data structure of a digital raster image

Let's consider the structure of a digital raster image. All imaging devices discussed in this section produce a digital image which could be viewed as a matrix of grid cell values, where each element in the matrix corresponds to the reflectance from a given area on the earth, e.g. $0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$ for a digital aerial photo, or $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ for a satellite image (Figure 3.1). The matrix element can store a value, for example, between 0 and 255. When several wavelengths are acquired, these are represented by having one "layer" for each colour. The conceptual data structure described here (a matrix or raster) is identical to those raster data structures used in geographical information systems (GIS).



Figure 3.3 Illustration of one band in a digital image, the value in each cell represents a measurement (usually reflected light), for the corresponding position on the ground.

Optical satellite data are often delivered in 2D raster format, as a file that consists of several raster layers, where each raster represents a different wavelength. For example, optical satellite data from a sensor which records reflectance in the green, red, near-infrared and short-wave infrared bands will have four raster layers. The rasters are geographically co-registered to each other, and often (but not always!) have the same grid cell size.

The raster grid cells in the optical satellite data are called Pixels, which is short for Picture Elements. Rasters from remote sensing can be thought of as image files, and often have a data format that stems from this background. They may be TIFF, GEOTIFF, JPG, BIL, BSQ, IMG, JP2000 format, among others. These formats are common, and it is possible to export from one format to another. (Good to have reference/link to what these mean).

Aerial photographs are also taken in raster format and consist of pixels. However, it is important to know that point data can also be created using raster data as the source. This process is based on photogrammetry which is covered in Chapter 5.

Point data consist of a single point, without area, in geographic space. The point can have 2D coordinates, but can also be represented in 3D or 4D. Currently, in many remote sensing applications, 3D remotely sensed data are creating a revolution in information, particularly for forestry where knowing the height of trees is of great importance. LiDAR data are delivered as point data, with 3D coordinates. The may be delivered as LAS or LAZ format (see Chapter 6).

3.5. Data resolution – terms and definitions

When describing different characteristics of remotely sensed data, there are different types of resolution that are important. Each sensor has its own characteristics of importance. You often need to know the characteristics of a sensor to know if it will be useful for different applications. The characteristics of active sensors and passive sensors are different, and we'll first concentrate on passive sensors.

Whether or not we can see our objects of interest on the Earth, from above, is one of the important questions we ask ourselves when considering which remote sensing system to use. Can we see the individual trees or are we limited to only being able to identify groups of trees in stands?

In this respect it is a kind of *resolution* of the instrument we are interested in. In remote sensing, we can often talk about different kinds of resolution when we describe a sensor. The resolution characteristics are

- Spatial
- Spectral

- Temporal
- Radiometric.

The word *resolution* is used in different ways in remote sensing, which might cause some confusion. In photographic systems, it is used for the capability of a film and camera system to resolve a test pattern of black and white lines. In digital systems, it is often used as a synonym for pixel size, as it would be measured on ground. To avoid confusion, it is better to call this measure *pixel size*, or more correctly, *ground sampling distance* (GSD). Although there are many concepts that are similar between photographic film-based cameras and digital electro-optical sensors, it is good to note that the concept of "resolution" is different between these two systems.

The pixel size, based on the pixel spacing (the GSD) in an image is determined by the platform (and scanning) speed and the sampling rate. The GSD tells the distance between pixel readings, which might be different along track and across track. It is also common that digital images have been resampled to a new pixel size through some pre-processing steps.

The area that the sensor actually "sees" at one moment is called the *ground resolution cell* (GRC). This area could be both slightly larger, and smaller than the area given by the GSD. Figure 5.4 in Lillesand et al. illustrates this concept. These are both parts of characteristics that refer to the *spatial resolution* of the data. In some cases the word *spatial resolution* is used synonymously with *pixel size*, but this is not entirely correct, so it is better to use the term *pixel size* when you want to refer to the size of the pixel.

The size of the GRC depends on the characteristics of the sensor as well as flying characteristics (height, look angle, etc). The GRC is calculated as the segment of the ground that is measured, which is circular and has a radius of D, where

 $D = H' * \beta$ where H' = flying height above the terrain β = the Instantaneous Field of View (IFOV) of a system, which is expressed as an angle.¹

The radiance measured from the GRC is then recorded by the sensor. Depending on the properties of the sensor, the actual shape of the GRC area can be a circle or a square/rectangle.

¹ Please refer to Lillesand et al. Figure 5.2 to see a graphic demonstration of this concept.

Image extent refers to the area on the ground that a single image covers. The pixel size often has a relationship with Image Extent, in that large pixel sizes often allow for larger image extents whereas small pixel sizes tend to be collected over smaller image areas. In some cases the image extent can be described as having a limited area in both width and height (e.g., 60 km x 60 km), or in the case of some scanners, only a width is referred to, often called the *swath width*, as the scanner is continually moving in one direction and is only limited by the swath that it covers. Here, the data are often extracted according to the user's needs and according to how the delivering company wishes to sell the data.

A combination of the sensor properties and the flying height of the sensor (in the case of the satellite sensor, the *height of orbit*) will play a role in determining GRC and Image extent.

Radiometric resolution refers to the quantization that is used by the sensor to record the incoming radiance. It indicates the sensitivity of the instrument. The radiometric resolution is often expressed in the number of bits used in the quantization. While many previous sensors have had 8-bit radiometric resolution (with values from 0 - 255), the new trend is towards higher radiometric resolution, such as 10- and 12-bit. The advantages of this will be discussed later.

The *spectral resolution* refers to the wavelengths sensed by the sensor. This is not just a matter of indicating whether they are blue, green, red, or Near-IR, but the specific wavelengths that the instruments are developed to sense. Hyperspectral sensors, for example, sense hundreds of narrow ranges of wavelengths, and are therefore said to have a high spectral resolution.

There is something called *temporal resolution* also, which refers to the *revisit time* of a sensor. For example, some satellites pass over the same spot on Earth every 16 days, while others may pass over every 5 days. The satellite that passes over more often has a higher temporal resolution.

An interconnected characteristic is the view angle of the sensor. Some sensors are constantly looking straight down, and acquiring what are called "nadir-pointing images", meaning that at the mid-point of the image, the sensor is looking straight down, without any angle. In contrast, some sensors can acquire data by pointing their sensor at an angle, and these are called "off-nadir images". The advantage to a pointable sensor is the flexibility of taking images in several areas. If it is cloudy at nadir, and a non-cloudy area is viewable at $+20^{\circ}$ viewing, then that image can be acquired instead. The ability to point the sensor allows for a higher temporal resolution.

3.6. Display of raster images

To understand the displaying of optical data from remote sensing, it is necessary to discuss some basic concepts. The human eye sees color only in the "visible wavelengths", that is, the red, green and blue wavelengths. Remember that most raster files will contain multiple spectral bands or layers of data within a single image file. Often, there is one or more wavelength represented that we do not usually see with the human eye.

The displays that we use, for example on computer screens, are made for our human eyes, which view in the visible spectrum, consisting of colors from violet to blue to green to yellow to red. Most image processing and GIS software that is used to look at image data uses a display with 3 "color guns" – Red, Green, and Blue. A way of looking at the image data is to put one band and display it with a single color gun. Say for example, we choose to display the red wavelength data using the red color gun display. Remember that each layer is made up of a raster of digital numbers, whose values will be (usually) 8-bit, 10-bit or 12-bit or whatever the radiometric resolution of the image was. The software will use the Digital Numbers (DNs) in the raster to display this amount of red for that layer, in a gradient. If you were to look at the red wavelength, in just the red band, it would be a red image of varying red hues.

There are three "color guns" for displaying. Therefore, we can add another wavelength into another color gun – say the Green wavelength into the green color gun display. And then the Blue wavelength into the blue color gun display. This makes things easy, and it gives us a sense of "true color", because this is what our eyes would actually see. We could just as easily have done any combination we wanted to, such as the putting the Blue wavelength in the red color gun display, and so on.

3.6.1. Trichromatic theory of color vision

The human eye has three types of rod cells: short-, middle- and longwavelength sensitive (blue, green and red). The trichromatic theory states that when all three types are stimulated equally, we see white light. Other colors are perceived when the three rod cell types are stimulated with different amounts of light:

 $C = (b_R \times R) + (b_G \times G) + (b_B \times B)$

where C is the perceived color, R, G, B are the three primaries (red, green, blue) and the b's are the proportions of each. To use the R-G-B primaries on a computer screen or a projector is an *additive* principle.

Other processes are fundamentally *subtractive*, such as most inks on white paper, which use the subtractive primaries Cyan-Magenta-Yellow. These primaries are complementary colors of red, green, and blue. The complementary color for each primary color is obtained by mixing the other two primaries (e.g. cyan is the complementary color of red, and is produced by adding red and green).

Color additive theory says that when we take the colors Red, Green, and Blue, and add one to another, we get new colors (cyan, yellow, magenta), and if we add them all together, in equal amounts, we perceive white (Fig 3.4).



Figure 3.4 – A demonstration of the concept of additive color theory

A *Color Space* is a coordinate system for measuring and specifying colors. Some color spaces are designed to Euclidean distances between coordinates represent approximately perceptual differences between colors. The RGB color cube (Fig 3.5) used in image display on computer monitors is defined by the tristimulus coordinates of the phosphor response. All colors that can be realized by the display are represented by (R, G, B) coordinates in the cube:



Fig 3.5. The RGB color cube 2 .

In general, the R-G-B color space:

- is not perceptually uniform;
- cannot display all colors;
- Is very device dependent

A Red-Green-Blue coordinate triple for each cell determines the intensity of each primary color on the display. A large number of colors can be created by mixing the intensities of R-G-B primaries (256)3 = -16.5 Million unique colors!

 $^{^{2}}$ See also figure 7.36 in Lillesand et al.

3.6.2. "True color" and "False color" images

Most aerial cameras records colour in four spectral bands: *blue, green, red and near infrared*. Often there is also a *panchromatic* band with a broader spectral bandwidth and smaller pixel size recorded. During later postprocessing of the images, the panchromatic band might be combined with the multispectral bands in order to obtain a "pan-sharpened" image with both colour and high resolution. The four colours above are sufficient for producing both true colour and false colour imagery (Table 3.2 below).

Table 3.2. Standard schemes for displaying a true colour and a false colour infrared image on a colour screen.

True colour (vegetation appears green)			False colour (vegetation appears red)		
Sensed wavelength	Displayed as		Sensed wavelength	Displayed as	
Blue	Blue		Blue	-	
Green	Green		Green	Blue	
Red	Red		Red	Green	
NIR	-		NIR	Red	

A "true colour" image might be displayed from Landsat 8 data, by displaying B2 (blue wavelength) with the blue colour gun, B3 (green wavelength) with the green colour gun and B4 (red wavelength) with the red colour gun. A "true colour" image is not possible with SPOT data, since there is no blue band.

A "false colour" image where vegetation will have reddish colours for vegetation, such as in a colour infrared aerial photo, can be displayed using the following bands

	Landsat 8 band	SPOT band
Blue colour gun on display	B3 (green)	B1 (green)
Green colour gun on display	B4 (red)	B2 (red)
Red colour gun on display	B5 (Near-IR)	B3 (Near-IR)

Often, in remote sensing we talk about displaying bands in R,G,B (Red, Green, Blue), so we may say, for example, that we have "displayed TM band 5,4,3 in R,G,B" (as the false colour display above).

3.6.3. The issue of scale

The importance of scale issues deserves special. Satellite data are often categorized by the pixel size (i.e., spatial resolution):

- Low or coarse resolution: 200-1000 m pixel size
- Medium or moderate resolution: 10-200 m,
- High or fine resolution: 1-10 m,
- Very high: < 1 m.

In the remote sensing context, Woodcock and Strahler³ use the term "*spatial resolution*" to refer to the sensors' ability to resolve the spatial detail of the landscape. Strahler *et al.*⁴ described two different types of models representing the interaction between satellite spatial resolution and the scale of the objects being observed. These were *H*-resolution and *L*-resolution, in which *H*-resolution image pixels are smaller than the objects observed, and in *L*- resolution where the objects are smaller than the image pixels. As an example, for forests, *H*-resolution may translate to "several pixels per tree", while *L*- resolution translates to "many trees per pixel." Several studies have shown decreasing thematic classification accuracy with increasing spatial resolution.

In general, coarse resolution satellite data will have more pixels containing mixtures of cover types, making estimation of vegetation parameters more difficult. *H*-resolution imagery does not assure higher classification accuracies, as aggregated spectral information of the landscape may be necessary for accurate classification. For example, not only the spectral reflectance from tree crowns but also the shadow cast by the tree crowns is an important source of information for the estimation of forest parameters. A moderate resolution pixel will capture both tree crown and its associated shadow. Higher spatial resolution data may provide more thematic detail, but the trade-off in pixel size is generally paid for with a smaller scene area coverage, resulting in a potentially more costly and complex mapping project.

The processing algorithms required to produce map information are likely to differ based on the spatial resolution of the data. For example, identifying tree cover with very high resolution data may require an aggregation of pixels into tree crowns (e.g., segmentation), while coarse resolution data require a breaking-down of the information in the pixel (e.g., spectral unmixing). The production of global land cover data often requires the use of coarse resolution data, which has stimulated the use of sub-pixel estimation methods to capture information about the heterogeneity within the larger pixel.

Different landscapes present different levels of heterogeneity and transitions between land cover types can be distinct or fuzzy, and hard to define even in the field. The spatial composition of the landscape structure, such as the forest stand sizes present, and the diversity within it such as presence of elements like bedrock outcrops, wetlands, water bodies, and roads, will have an effect on the result. The properties of the landscape and the goals of the mapping project exert important influences on the appropriate choice of remotely sensed data that have an "optimal spatial resolution"⁵. Some research has been done on determining "optimal pixel size", while others have proposed using multiple-scale remotely sensed data for land cover classification.

³ Woodcock and Strahler, 1987

⁴ Strahler, 1986

⁵ Woodcock *et al.*, 1988

3.7. Display of 3D point data

Self study questions

- 1. Under vilka förutsättningar kan en UAV vara en lämplig plattform för insamling av fjärranalysdata?
- 2. Ge exempel på när det är fördel att använda en multirotor istället för ett flygplan.

Further Reading

Breiman, L., J.H. Freidman, R.A. Olshen, and C.J. Stone. 1984. Classification and Regression Trees. Boca Raton, FL, USA: Chapman & Hall/CRC.

4.OPTICAL SATELLITE DATA

Ground Resolution Cell (GRC). The size of the image grid cell, or pixel, which results from the sensor specifications.

Thematic Mapper (TM). The sensor aboard Landsat 4-7, which with its repeat coverage and 28.5 m ground resolution cell, made the optical satellite data from Landsat TM widely used.

When the term "optical" remote sensing data is used, it is meant that the sensor operates within the optical spectrum, of which the 400-780 nm wavelengths are visible to the human eye (e.g., blue, green, red). The spectral data recorded by the sensor is often related to the vegetation or other objects on the Earth's surface. By analyzing the characteristics of the spectral reflectance, land cover types can be identified and mapped. The sensors used are most often placed in airplane or satellite platforms, and the images produced offer repeated views over the Earth's surface.

4.1. Introduction to optical satellite data

Operational acquisition of optical satellite data has been taking place since the 1970s. Sensors often record information in the visible and near-infrared spectrum, and may include information in the short-wave infrared and thermal infrared spectrum. There are a number of different satellite data programs which provide data to the user community, and these are described in this chapter.

Countries often build their own sensors, where the characteristics of the sensors are often decided based on what is needed, what is possible, what has historically been used, costs, and market niches. Satellites may be state-owned and the data may be distributed free or at a cost, or corporately owned, where data are distributed often at a cost. The building of sensors and the cost of state-owned data has historically been politically influenced, yet there is currently a trend toward a free-data policy, as the use of data has been seen as beneficial to science and the economy. Since each satellite has the potential to view the whole globe, and since many countries want to have the technical capability to operate remote sensing satellites, but few countries are willing invest in redundant monitoring systems, there is a large need for international cooperation where satellite operators coordinate their plans. Organisations for such coordination are CEOS, and on a more general level also GEO.

4.1.1. Basic characteristics of optical data

The basic characteristics of remote sensing data have been named in Chapter 2, and for optical satellite data include spectral resolution, the number of wavelengths, spatial resolution, radiometric resolution, temporal

39

resolution, and image extent. Some properties of the satellites affect these characteristics, and are mentioned below.

Satellite orbits

Satellites have orbits that can vary in characteristics. They can have a polar or geo-stationary orbit, and they can have different heights above the earth's surface.

Polar orbit: each orbit around the earth passes near the North Pole. Most earth resource satellites successively cover different parts of the earth for each orbit and repeat this pattern with a few weeks interval (the time before the same track is repeated was for example 16 days for Landsat 4, 5, and 7, and 21 days for the SPOT satellites). These satellite orbits are often *Sun synchronous* which means that the satellite moves in relation to the sun so that a given place is always recorded at the same time of the day.

Geo-stationary orbit: A very special case of satellite orbits is the *geostationary orbit* at about 36000 km exactly above the equator. A satellite placed in this circle around the earth will rotate with the same angle speed as the earth itself, and will then appear to be stable over one position above the equator. There is a system of five weather satellites in this geostationary orbit, each frequently viewing a complete view of the earth from one specific position. The European contribution to this constellation is called METEOSAT and the US is named GOES.

Most earth resource satellites, such as Landsat and SPOT, have a polar and sun-synchronous orbit, and have an altitude of about 700 - 900 km above the earth. However, there are also polar orbiting weather satellites, for example the NOAA series, the main difference being that the AVHRR sensor onboard the NOAA satellites have larger pixels and a wider swath. Each orbit around the earth only takes a few hours (for example 99 minutes in the case of Landsat 4-5, as seen in Fig 6.1 in Lillesand et al.).

There are also satellite orbits that rotates the earth on a relatively low altitude, without reaching the most northern or southern latitudes. One such example is the International Space Station (ISS). Thus, remote sensing sensors paced on ISS will not reach for example Sweden.

4.1.2. Common optical satellite data programs

4.1.2.1. The Landsat program

Landsat 1-3

In the 1960s and 70s, for the persons that knew about military satellites, and for the larger number that had insights in the state of the art technology used to map the surface of the moon before the Apollo landings, it became more and more frustrating that this technology could not be used to map the resources of the earth as well.

To meet this criticism, the Landsat program was created. The Landsat 1 satellite was launched in 1972 (Table 1). It had a multispectral scanner (MSS) that produced digital images with 79 m pixels (often rounded up to 80m) in four spectral bands (nominally Green, Red, NIR1 and NIR 2).

The reason why the counting started on MSS 4 was that the first three bands were devoted to another sensor, a TV camera like system called Return Beam Videcon. These data are seldom used, whereas the MSS data can be used as an early reference for land cover change studies.

Landsat 1 was followed by the quite similar Landsat 2, launched 1975 and Landsat 3, launched 1978. MSS is still the best source for old satellite data before 1984.

Landsat 4-8

The US Landsat program became a success story, and Landsat 4 that was launched 1982, had an improved sensor named *Thematic Mapper*, with six reflective bands from blue to mid infrared, with 30 m pixels, and a Thermal band with 120 m pixels. The Thematic Mapper (TM) had better spatial resolution (30 m pixels) in six reflective bands, nominally in blue, green, red, NIR, SWIR1 and SWIR2. In addition, the TM sensor had a thermal band with 120 m pixel size: TM 6. The reason why the order between TM 7 and TM 6 doesn't follow the order of the wavelength was that TM 7 was decided at a very late stage. This numbering has then been kept on the following TM sensors.

Landsat 4 soon got technical problems, but the similar Landsat 5 was launched 1984 and worked for more than 25 years, which is exceptional, since the design lifetime for a remote sensing satellite is normally about 5 years. Thus, Landsat 5 Thematic Mapper (TM) data is a very important source of old and current satellite data. Landsat 5 was collecting imagery into the year 2011 when it developed more problems, requiring that its operation be turned to an extremely minimum (and non-operational) level.

Landsat 6 was launched by a private company, but never reached orbit. It's said to have crashed into the ocean after launch.

Landsat 7, launched 1999, was again a US government owned satellite. The sensor was now called ETM+. The main differences were a panchromatic band (TM 8) with 15 m pixel size, and thermal band (TM 6) with 60 m pixels. In May 2003 the Landsat ETM+ sensor developed a problem with its Scan Line Corrector, which resulted in images where the data had "line-drops". Although there have been many attempts to correct these data and fill them in with data from adjacent images, Landsat 7 could not be seen as an operational instrument after 2003.

As of 2012, neither Landsat 7 nor Landsat 5 were able to produce usable data. This resulted in what researchers call "the Landsat data gap", where the continuity of the Landsat program, operating since the 1970s, had been broken. The launch of Landsat-8 (also called the Landsat Data Continuity

Mission or LDCM) occurred on April XX, 2013, solving this problem. Landsat-8 has a push-broom sensor called OLI (Operational Land Imager) but with specifications much like the previous Landsat TM sensors, with the main difference being higher radiometric resolution, and the addition of a coastal-blue and thermal wavelength bands.

Satellite	Launched	Decommissioned	Main	Bands and Pixel
			sensor	sizes
Landsat 1	1972	1978	MSS	4 bands with
Landsat 2	1975	1982	MSS	80 m pixels
Landsat 3	1978	1983	MSS]
Landsat 4	1982	2001 (last data 1993)	TM	6 bands with
Landsat 5	1984	last data 2011	TM	+ one 15 m
Landsat 6	1993	1993 (failed at launch)	ETM	panchromatic
Landsat 7	1999	sensor problem 2003	ETM+	band
Landsat 8	2013		OLI	8 bands with 30 m pixels + one 15 m panchromatic + two thermal bands with 100 m pixels

Table 4.1. Satellites in the Landsat program

4.1.3. The SPOT program

The first satellite in the French SPOT satellite series, partly owned also by Sweden, was launched 1986. SPOT had a more modern push-broom scanner, based on a CCD-array, and better spatial resolution (10 m panchromatic pixels and 20 m colour). The SPOT program was an attempt to create a commercial market, and there have been seven SPOT systems launched. Data for the government owned SPOT 1-5 is summarized in Table 3.2. The SPOT satellites have now been taken over by the company Airbus and the recent SPOT 6 and 7 belongs to the very high resolution VHR category of commercially operated satellites and is therefore listed in Table 3.4 instead. The SPOT satellites have two push-broom sensors that are pointable sidewise. The original HRV sensors could deliver either a 20 m pixel IR colour image based on three spectral bands (Green, Red, NIR), or a panchromatic image with 10 m pixels. The HRVIR sensor onboard SPOT 4 had a mid-infrared band as well (which is good for forestry). The HRG sensors onboard had better geometric resolution (10 m colour, 5 m panchromatic). SPOT 5 also carries the HRS, a 3-line scanner for along track stereo.

Satellite	Launched	Main sensors	Bands and pixel sizes
SPOT 1	1986	2 HRV	3 multispectral bands green - NIR
SPOT 2	1990	2 HRV	with 20 m pixels or
SPOT 3	1993	2 HRV	with 10 m pixels
SPOT 4	1998	2 HRVIR	3 multispectral bands green – SWIR with 20 m pixels and the red band with 10 m pixels
SPOT 5	2002	2 HRG, +1 HRS for stereo images	3 multispectral bands green – NIR with 10 m pixels and one SWIR band with 20 m pixels Pixels. One panchromatic band with 2.5 – 5 m pixels.

Table 4.2. Satellites in the SPOT program

4.1.4. The Sentinel Program

The European Union has launched Copernicus, which is an ambitious program for earth observation. It consists of several series of earth observation satellites, as well as connection to *in situ* observations and operational services. The satellite series are called Sentinels, and are developed by the European Space Agency (ESA). Of most interest for forestry is data from Sentinel 2 which is a series of Landsat-like satellites. Sentinel 2a was launched 2015 and Sentinel 2b is planned for launch 2017.

The sensor has 13 bands with 10, 20, or 60 m pixel size, depending on wavelength (Table 3.3). The field of view is 290 km, which enables a Sentinel 2 satellite to pass a given point every 5 days, or even more frequently at high latitudes, like Sweden. The data are free and data over Sweden will be obtainable from a national archive. Thus, the Sentinel 2 data should be of high interest for forestry.

Sentinel-2 Bands	Central Wavelength (µm)	Resolution (m)		
Band 1 - Coastal aerosol	0.443	60		
Band 2 – Blue	0.490	10		
Band 3 – Green	0.560	10		
Band 4 – Red	0.665	10		
Band 5 - Vegetation Red Edge	0.705	20		
Band 6 - Vegetation Red Edge	0.740	20		
Band 7 - Vegetation Red Edge	0.783	20		
Band 8 – NIR	0.842	10		
Band 8A - Vegetation Red Edge	0.865	20		
Band 9 - Water vapour	0.945	60		
Band 10 - SWIR – Cirrus	1.375	60		
Band 11 – SWIR	1.610	20		
Band 12 – SWIR	2.190	20		

Table 4.3. Spectral bands provided by the Sentinel 2 satellites

4.1.5. Very high resolution satellites

Remote sensing satellites with sensors that produce images with much better spatial resolution than Landsat, and later SPOT, were from about 1960 to the beginning of the 1990'ths only available for military intelligence. This changed however with the end of *the Cold War* and the collapse of the Soviet Union. Russian space authorities then started to sell spy satellite images on the open market. The pixel size had been degraded to 2 m, but this was still much better than any other satellite images available on the open market at that time.

The USA responded to this in two ways. By releasing their old CORONA images for sale on internet, and by *licensing out the right to build "civilian spy satellites"* to private companies. The first of these very high resolution satellites was IKONOS, that was launched by Lockheed 1999 and produced panchromatic images with 1 m pixel size and IR colour images with 4 m pixels. Later in 2001 followed Quick Bird that produced images with 0.5 pixel size in the panchromatic band. There has since been many follow on satellites of similar type.

Today, there are many nations that have launched, or are planning to launch, remote sensing satellites which produces images with pixel sizes in the order of 1m. Examples are France, South Africa, Israel, Korea, Taiwan and India. Governments are willing to invest in this technology, much for military reasons, but since it is not secret any more, they are often also willing to sell images on the open market as well, this strategy is called *dual use*. Thus, the "very high resolution segment" can be regarded as

stable. Table 4.4 lists some of the more important high resolution satellite sensors.

These very high resolution satellites produce imagery that is almost like orthophotos from aerial cameras. Each image also covers however a very limited area (often in the order of 20×20 km). Thus, they compete mostly with aerial photos and it is difficult to obtain cloud free data for large areas like whole countries. The market for very high resolution satellites is probably limited in countries with a regular supply with governments subsidized air photos, such as Sweden.

One of the latest developments is coming from PlanetLabs, which is sending up "shoebox satellites", which are very small, inexpensive satellites. PlanetLabs aims to send up 100-200 shoebox satellites so that they can achieve high temporal resolution, namely to cover every spot on the Earth, every day. The data, provided by a commercial company, are not free. We can expect to see more of this type of development in the future.

Table 4	4.4. Some v	very high	resolution	satellite	programs	that p	oroduces
imagery	for the civ	ilian mar	ket.				

Satellite	Year Launched	Mulispectral bands	Mulispec bands	Pan band pixel size	Image Swath
			pixel size		
IKONOS	1999	B, G, R, NIR	3.2 m	0.8 m	11,3 km
QuickBird	2001	B, G, R, NIR	2.4 m	0.6 m	16,5 km
WorldView-1	2007	-		0.46 m	17.6 km
WorldView-2	2009	B, G, R, NIR + 4 more	1.84 m	0.46 m	16.4 km
WorldView-3	2014	28 bands 400-2365nm	1,24-30 m	0.31 m	13.1 km
WorldView-4	2016	B, G, R, NIR	1,24 m	0.31 m	13.1 km
GeoEye-1	2008	B, G, R, NIR	1.65 m	0.4 m	15.2 km
RapidEye (5 satellites)	2008	B, G, R, NIR + 1 "red edge"	6.5 m	-	77 km
Pleiades 1A	2011	B, G, R, NIR	2 m	0.5 m	20 km
Pleiades 1B	2012	B, G, R, NIR	2 m	0.5 m	20 km
SPOT 6	2012	B, G, R, NIR 6 m		1.5 m	60 km
SPOT 7	2014	B, G, R, NIR 6 m		1.5 m	60 km

How many satellites are there in orbit?

There are all types of satellites, some of them used for communication, and some for Earth Observation (Fig 4.1). There are approximately XX Earth Observation satellites now in orbit.



Figure 4.1. Depiction of objects orbiting in space around the Earth, courtesy of Wikimedia Commons (David Shikomba & T. Haiduwa).

4.1.6. Satellite scenes and image extents

Satellite data are traditionally distributed as square scenes. Most satellite systems have a *World Reference System* (WRS) that assigns a unique number to each potential satellite scene, often based on a Path (north to south) and Row (east to west) number. For example, the Landsat image center closest to Umeå is from Path 193 and Row 15, and is referred to as 193/15 (see Figure 4.2). Landsat images have a fixed WRS identifier (the same area will always have the same WRS number). In contrast, SPOT images do not have a constantly fixed area, and for this reason, the WRS number is approximate. To uniquely identify a satellite image, you need the WRS number, as well the date the scene is received. (For satellites that have more than one sensor, such as SPOT, you might also need the name of the sensor). Often, the WRS identifier makes up the file name of the satellite image.



Figure 4.2 Landsat WRS Path and Rows over Sweden.

In the case of Landsat OLI, a scene is 185×185 km, and in the case of SPOT 60×60 km. Theses "full scenes" covers the whole field of view (FOV) sensed by the satellite sensor in the east-west direction. However, in the north-south direction, the image received at the satellite station is often from a technical point of view, a many scenes long strip. Thus, it is

46

sometimes possible to order a "*non-standard*" scene where the limit for the scene is adjusted north-south according to the customer order.

Many satellites, like e.g. SPOT, have *pointable sensors*, making it possible to increase the chances to get cloud free images over a certain area. The use of oblique viewing will however be at the cost of not viewing the area under the satellite. If it is important to obtain images over a certain area a certain year with such a sensor, it is therefore often possible, and advisable, to order a *programming* of the satellite in advance. Such a programming should preferably be ordered a few months in advance and might cost extra.

The development today is that most users of satellite data will use readymade seamless mosaics, and not handle the raw-data in the individual scenes themselves. A very popular example of this is Google Earth. For professional use, there is however most often a need to not only be able to view the image data, but also know the sensor characteristics and the date and processing for the image.

Downlinking of data

Getting the huge amounts of image data down to the earth has always been a bottleneck for satellite remote sensing. The early spy satellites used film capsules sent down with parachutes. Later earth resource satellites with digital sensors (such as the early Landsat satellites) downlinked the data to a few receiving stations with large parabolic antennas. For areas outside these receiving stations, images could be tape recorded and downlinked when a receiving station was passed. The network of receiving stations has successively become denser and denser, but onboard recording of data is still important. The sensitive tape recorders are now replaced by solid state computer memory. For downlinking of data and also for sending control commands to the polar-orbiting satellite, it is an advantage to have receiving stations with a northern location. Two such stations are Esrange in Kiruna and the Norwegian station at Svalbard which in 2010 had 18 parabolic antennas for receiving satellite data.

Some remote sensing satellites, for example Landsat 4, have also had the possibility to send the data to a central receiving station that might be on the other side of the earth, by using a telecommunication satellite in geostationary orbit as a link.

4.2. Basics in image interpretation

In the following section, we give a brief overview of the process of analyzing optical satellite data to create information on forests and other land cover. More detail about the analysis methods is given in Chapter X.

When beginning a project, there can be a number of steps involved, which we have summarized as the following:

• Knowing what you need or want for your final product;

- Determine data sources (remotely sensed data as well as reference data);
- Pre-processing of remotely sensed data;
- Decide analysis method;
- Analysis;
- Initial control of the map product;
- Post-processing of product; and,
- Final accuracy assessment

4.2.1. Knowing what you need or want

The desired final goal of the project is often known. External data users may order a product, and turn to remote sensing experts to deliver this. It is up to the remote sensing expert to know whether the data at hand can meet the goals and costs of the project. The first step is to identify the goals, the potential data sources, the time and cost, and estimate the potential accuracy (based on previous studies) of the outcome.

If you want to create a thematic map, with a number of land cover classes, then you will need to develop a *classification scheme*. A classification scheme consists of the class names and class definitions. The classification scheme should cover all possible cases and be mutually exclusive so that every case should belong to one and only one class.

The project may develop its own classification scheme, or use existing ones. Examples of existing ones are the FAO classification system, the Anderson system, or the ISO system, among others. It is often useful if classification schemes are hierarchical, and depending on outcomes, may be collapsed into broader classes if necessary. An example of a hierarchical classification system is given in Table X.

It is common that a classification scheme consists of either Land Cover classes, or a mix of Land Cover and Land Use classes. Land cover refers to the actual cover on the ground, while Land Use refers to the use. An example is "Wheat" would be the Land Cover class, while "Agriculture" is the Land Use class. It is often more difficult to determine what the use for an area is as opposed to the cover.

It is also of importance to know what your *Minimum Mapping Unit (MMU)* in your final map product will be. The MMU is the smallest area of a class that you will map. The MMU is dependent on the original pixel size of your data, and the ability to detect this phenomenon. For example, if you state that your final map MMU is 0.5 ha, then you will need to generalize your final map product to areas of this size. Any landscape object smaller in size than your decided MMU will be assimilated or ignored. The MMU and the properties of the landscape can affect the reference data collection, the post-processing, and the accuracy assessment numbers.

4.2.2. Determine the data sources

Different remote sensing data are suitable to different tasks. A global coverage of forest? It will be important to use data with large scene extent, and global coverage. A smaller area mapping of urban expansion? A long term availability of higher resolution data may be most suitable. A map over a rainforest area? Here it is not enough to know that a sensor exists, but whether usable data really exist over the area to be mapped.

Often, a bigger challenge is to obtain the reference data needed for both interpretation and accuracy assessment of a mapping project. This is particularly true if the remote sensing data were acquired some time ago (i.e., earlier in time than the current date). Refer to the section on Reference Data to explore this issue more.

4.2.3. Decide on the analysis method and analysis

There are many different methods used to process the remotely sensed data into map data. The method chosen often depends on the input data available, and the desired result. Some analysis methods require more reference data than others, some analysis methods are used only for creating thematic maps and others used only for creating continuous value maps. Some analysis methods must be chosen based on the characteristics of the data (e.g., coarse resolution vs high resolution data). Chapter X goes into more detail about the characteristics and uses of different analysis methods.

4.2.4. Reference data pre-processing

Even reference data themselves require a pre-processing step, which might consist of controlling the quality of the reference data, forecasting or backcasting the reference data, determining the suitability, removing outliers, and perhaps adding more reference data if deemed necessary.

4.2.5. Pre-processing of optical satellite data

The radiance recorded by a satellite sensor is affected by several factors, including the atmosphere, topography, vegetation composition, solar illumination angles, and sensor characteristics. Optical satellite data have characteristics that require some pre-processing steps which other remotely sensed data do not. For example, due to the visible wavelengths that may be influenced by atmospheric haze, there may be a need to reduce atmospheric effects. Some of the common pre-processing steps, namely atmospheric correction and topographic correction, are mentioned below. The need of doing these steps depends on the goals of the project, as well as time and cost limitations.

4.2.5.1. Factors affecting the DN values

The way we use optical satellite data in forestry is most often to compare the digital numbers (DN) to field reference data, in order to convert the DN values from a combination of spectral bands to either discrete classes, or to forest data with continuous values, e.g. stem volume. The DNs are the values delivered in the satellite image product, and are related to the true reflectance from the objects plus including the influence of atmospheric attenuation (as explained in Chapter 2). There are computer programs for converting the DN values for each spectral bands to units of reflectance. In practice, this will be a linear transformation of the type:

Reflectance = a + b * DN

One advantage with this procedure is that reflectance is a physical unit that is more comparable between sensors, and with data in the literature than the DN values. However, since the atmospheric correction is just a linear transformation, it will not improve estimates of forest variables or classifications into discrete classes, when they are made by the aid of ground reference plots.

It is also difficult to replace the need for ground reference plots with a library with reflectance values. One reason for this is that the estimation of the coefficients a and b in the above function seldom is accurate enough. The coefficients depend both on the atmospheric optical thickness on that actual day, and on the calibration of the sensor and both of these factors vary over time and are difficult to estimate accurate enough for the purpose of creating general relationships for forest estimation.

Furthermore, the reflectance from a forested pixel depends not only on the size and amount of trees, but also on the length of the shadows, and the status of the field layer vegetation. Both these factors vary considerably with the season of the year, which also complicates the use of reflectance as a general measure for forest status.

The above mentioned factors: atmosphere, sensor calibration, shadow length, solar angles and vegetation season, will also influence both scenes in a bi-temporal change detection. Thus, the best way to find changed areas is to normalize the DN values in both scenes to each other with statistical techniques rather than using physically based atmospheric correction.

The atmospheric optical thickness might vary over different parts of a satellite scene. This might be studied by contrast stretching, using the most shortwave of the available bands, e.g. the blue band. It is best to totally avoid using scenes with visible haze for computer based analysis. Furthermore, it is always a danger to include the blue band in automated analysis for this reason. The longer wavelength in the range blue – SWIR, the less atmospheric influence, thus, automated analysis over large areas should preferably be based on long wavelengths, and the blue, and even the green bands should be avoided if possible.

The topographic characteristics of an area, such as slope and aspect, in combination with the angles of the sun's position (typically the solar zenith and azimuth angles) result in illumination differences within a satellite image. Topographic correction is used to directly manipulated the DNs in the satellite image so that a vegetation class will have similar spectral response whether on a north facing slope (facing away from the sun) or on a south facing slope (towards the sun).

4.2.5.2. Topographic normalization, C-correction

Topographic normalization methods are often grouped as either photometric/photometric-empirical which includes the semi-empirical corrections such as Minnaert correction¹, *b*-correction², and C-correction³, or physically-based models⁴. Gu and Gillespie (1998) suggested using different topographic normalization methods for forested vegetation, namely the more forest-appropriate Sun-Canopy-Sensor (SCS) correction. While for non-forested areas the C-correction or statistical-empirical correction is most appropriate. The SCS model was later modified by Soenen et al. (2005) to include the *c*-parameter, called the SCS+*C* method.

A relatively simple method for topographic normalization is the Ccorrection. This example may help understand the process of topographic normalization. The C-correction was developed to perform topographic correction for non-Lambertian reflectance behavior, as the cosine correction was suitable for Lambertian reflectors only⁵. It is based on the linear relationship between the spectral reflectance recorded for a pixel and the corresponding cosine of the solar illumination incidence angle, *i*. The cosine of *i* can be calculated as a function of the local terrain slope and aspect, as well as the solar illumination angles upon the surface at the time of satellite data acquisition (Eq. 1).

$$\cos i = \cos z * \cos s + \sin z * \sin s * \cos (\Phi_a - \Phi_n)$$
(1)

where *i* is the solar illumination incidence angle with respect to surface normal, *z* is the solar zenith angle, *s* is the terrain slope angle, Φ_a is the solar azimuth angle, and Φ_n is the terrain aspect angle (Fig. X).

Linear regression with cosine of *i* as the independent variable and reflectance ($\hat{P}_{\lambda t}$ is the topographically-influenced (*t*) reflectance of band λ) as the dependent variable (Eq. 2) is used to estimate intercept (*b*) and slope (*m*).

$$\hat{\rho}_{\lambda t} = b + m * \cos i \tag{2}$$

The *c*-parameter is calculated as *b* divided by m (Eq. 3). The relationship between reflectance and cosine of *i* is wavelength dependent (Teillet, Guindon, and Goodenough 1982), therefore, a *c*-parameter is calculated for each wavelength band.

$$c_{\lambda} = \frac{b}{m}, \qquad (3)$$

¹ Smith, Lin, and Ranson 1980

² Vincini and Frazzi 2003

³ Teillet, Guindon, and Goodenough 1982

⁴ Shepherd and Dymond 2003, Soenen et al. 2008

⁵ Teillet et al. 1982

The c-parameter is then added to the numerator and denominator of the cosine correction to form the C-correction equation (Eq. 4).

$$\hat{\rho}_{\lambda h} = \hat{\rho}_{\lambda t} \, \frac{\cos \theta_z + c_\lambda}{\cos i + c_\lambda} \,, \tag{4}$$

where $\hat{\rho}_h$ is the topographically normalized reflectance (*h* indicating "horizontal") for band λ , and c_{λ} being the c-parameter for band λ . According to Teillet et al. (1982) and Meyer et al. (1993), the *c*-parameter is used as an approximation of diffuse sky irradiance.

4.2.5.3. Image manipulation

Filters and indices are examples of manipulation to images that will be described in the text here later.

4.2.6. Analysis

See Chapter 8 for more details on the analysis phase of an image processing project.

4.2.7. Initial control of the map product

Once you have run the first iteration of your classification, you may be excited to check the result. It's likely though that the first run of your classification will not be the last. You will want to check your work by comparing the map product to some reference data anchored in reality. This may come from existing reference data, and/or that the remote sensing analyst goes out in the field. You may find that a certain class is poorly classified, and you need to adjust your input data or method to obtain the end result which meets the requirements of your project. The value of the remote sensing analyst visiting the study area and observing the actual vegetation and input data cannot be underestimated, as a deeper understanding of the relationship between the vegetation and the remote sensing data will only improve the outcome of the mapping process.

4.2.8. Post-processing map manipulation

Post-classification *smoothing* where isolated pixels are re-assigned with the class label of nearby pixels, with the aim of creating a "smoother" looking map. The result from supervised classification may require smoothing because it often looks more "pixelly" or has a "salt-and-pepper" look than does the outcome from unsupervised classification.

Different algorithms can be used for smoothing, such as a majority filter (also called a mode filter). There are also "eliminate and fill" algorithms. The window filters, such as a majority filter work like this:

• move a 3 by 3 pixel "filter box" over the classified image,

for each pixel position, replace the center image in the 3 * 3 box with the most usual pixel value in the box.

The smoothing effect will be stronger if a larger filter, e.g. 5 by 5 pixels are used. Test what happens with the coding of the below classified image when a 3 * 3 pixel is moved over the image and the centre pixel is for each position of the box replaced with the most frequent value in the box.

 $\begin{array}{c} 3&3&3&4&2&2&2&1&1&1&1&3&3&3\\ 3&1&3&4&3&1&2&2&2&1&1&3&3&3&3\\ 3&3&3&4&3&3&3&2&1&1&1&1&1&3&3\\ 3&3&3&4&3&3&3&2&3&3&1&1&1&1\\ 3&3&3&3&4&3&3&3&3&3&3&3&1&1&1\\ 3&3&3&3&4&3&3&3&3&3&3&3&3&1\\ 3&3&2&3&3&4&3&3&3&3&3&3&2&2\\ 3&3&3&3&3&3&4&3&3&3&3&3&2&2&2\\ 3&3&3&2&3&3&3&4&3&3&3&3&2&2&2\\ 3&2&3&3&3&3&4&3&3&3&3&2&2&2\\ 3&2&3&3&3&3&4&3&3&3&2&2&2&2\\ \end{array}$

1 = Water 2 = Arable land 3 = Forest 4 = Roads

4.3. Access to optical satellite data

The file size of satellite images is currently increasing, for example, the original Sentinel-2 images as a whole are as much as 6 Gb in size. However, the remote sensing community is attempting to make as many images as possible available from the archives. The access of optical remote sensing data depends on the sensor. Those that are freely available can be found from several websites, which are given in the following text. It is currently common that there will be several websites offering different processing or different availability of satellite data. For this reason, it is beneficial to look at more than one website. For commercially available satellite data, websites might also be used if satellite images have been archived by the company, or they may need to be contacted directly in order to program the desired image, which will be sent most likely via internet. Some of the most common access points for satellite data are SACCESS, USGS Earth Explorer or GLOVIS, Copernicus, the Global Land Cover Facility at University of Maryland, the European Space Agency, and the SPOT Sirius catalog. Links to these are given in the chapter on Internet links for this chapter.

4.4. The future of optical satellite data remote sensing

There are plans to send up a Landsat 9 OLI sensor in the year 2020. It is another step in the continuation of the long Landsat series. The Landsat series aims to keep the basic characteristics of the sensor through time, in order to have long time series of comparable data. The funding of the US Landsat program is, however, highly dependent on political decisions, and is often subject to fluctuations. Google Earth works closely with Digital Globe Inc. which has the WorldView satellite series, and has plans for future WorldView satellites. There is also a trend to commercialization of the space industry, and from this, PlanetLabs has started sending up "showbox" satellites. A good source of information on future satellite

launches is provided in the internet links, and can often be found on the internet.

The European Space Agency plans to continue with the Sentinel space program, sending up new versions of Sentinel-2 satellites in the next decade. Other nations that have strong space programs with future plans for optical satellite data are India, with its ResourceSAT satellite series, and China.

Self Study Questions

Further Reading

5.FLYGBILDER: BILDTOLKNING OCH DIGITALFOTOGRAMMETRI

LMV-metoden. Lantmäteriverket (LMV) började då använda stereo flygbildstolknings tekniken för att göra översiktliga värderingar av skogsfastigheter. Man använde sig av analoga stereoinstrument där möjligheten att mäta beståndshöjder var bra och man kunde dessutom kartera beståndsgränser med hög noggrannhet.

5.1. Flygbilder i skogligfjärranalys

Efter andra världskrigets slut tog användningen av flygbilder inom svenskt skogsbruk fart. Främst användes bilderna för att avgränsa ägoslag och skogsbestånd eller s.k. avdelningar vid skogsinventeringar. Detta var ett mycket stort framsteg eftersom tidigare hade mycket tid gått åt för att kartera avdelningsgränserna enbart med fältmetoder.

Under åren har speciella tekniker utvecklats inom den skogliga flygbildstekniken. Digitala bilder har ersatt de fotografiska, vilket även medfört ett skifte av utrustning och även skapat förutsättning för nya metoder.

Det vanligaste bildmaterialet var länge svartvita bilder (vanligen pankromatiska) från anslagsfinansierade fotograferingar, de s.k. omdrevsfotograferingarna. Dessa fotograferades normalt från två flyghöjder: 4 600 m (normalhöjd) och 9 200 m (höghöjd). Under en kort period förekom också bilder från 13 200 m (överhöghöjd). Negativskalorna för dessa bilder är ca 1:30 000, 1:60 000 (kamerakonstant 15 cm) (kamerakonstant 9 respektive 1:150 000 cm). Ofta användes stereomonterade papperskopior av bilderna vid fältarbete, t.ex. vid skogsbruksplanläggning.

Detaljåtergivningen blir givetvis sämre med mindre fotograferingsskala. Detta medför att bilder från 4 600 m länge var de dominerande vid skoglig bildtolkning. Bilder från de högre flyghöjderna användes mest för ortofotoframställning och enkel ajourhållning av kartor.

Från och med år 2005 började Lantmäteriet att fotografera med digitala kameran Zeiss/Intergraph Digital Mapping Camera (Z/I DMC) från flyghöjden 4 800 m. Detta gav bilder med bildskalan 1:40 000 (kamerakonstant 12 cm) och markupplösning ca 48 cm, vilket är ungefär samma upplösning som i de analogt fotograferade bilderna från 4 600 m. I norra delarna av landet delfinansierade skogliga intressenter fotografering med IR-färgfilm vilket medförde att övergången till digital teknik här skedde ett år senare.

Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, FLYGBILDER: BILDTOLKNING OCH DIGITALFOTOGRAMMETRI

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

Bilder registrerade med Z/I DMC och markupplösnigen ca 48 cm var den helt dominerande bildtypen mellan 2006 och 2012 men andra kameratyper med något högre upplösning har utvecklats och för närvarande är Vexcel Ultracam Eagle den vanligaste kameran vid Lantmäteriets fotograferingar. Vanligen väljs flyghöjder så att man får en markupplösning på ca 24 cm eller ca 48 cm. Lantmäteriet planerar att i genomsnitt fotografera landet vart tredje år med dessa bildtyper (se figur XX).

Behov av aktualitet och av bättre detaljåtergivning kan motivera *specialfotograferingar* från lägre flyghöjder. Skogsvårdsorganisationen fotograferade på 1980-talet många områden från 3 000 m flyghöjd i samband med den översiktliga skogsinventeringen (ÖSI). Man använde då kontaktkopior i ungefärlig skala 1:20 000.

För vissa speciella ändamål har även andra bildtyper använts. På 1980-talet ökade kraven på en mer ståndortsanpassad planering av föryngringsåtgärder efter avverkning. Detta medförde att vissa skogsbolag utförde s.k. "*låghöjdsfotograferingar*" av hyggen. Vanligen används vanlig *färgfilm* och en *mellanformatskamera* (bildformat 6x6 cm). Fördelen med mellanformatet var att billigare kamera och mindre flygplan kunde användas. Nackdelen var att bilderna täckte mindre områden, vilket gjorde att bildtypen mest används när enstaka objekt skulle fotograferas, men inte för t.ex. skogsbruksplanläggning av större fastigheter.

IR-färgbilder har i Sverige framför allt använts för bildtolkning i samband med framställning av vegetationskartor. Bildskalorna har då varit mellan 1:30 000 och 1:60 000. Nästan hela Sverige fotograferades med analoga IR-färgbilder under en tidsperiod som sträcker sig mellan mitten av 1970talet och början av 1990-talet.

I skogliga sammanhang har IR-färgbilder använts bl.a. för tolkning av skogsskador och ungskogsinventering i samband med specialinventeringar och försök. De ungefärliga fotograferingsskalorna har då vanligen varit mellan 1:2 000 och 1:10 000. IR-färgbilder från normalhöjd och höghöjd har använts vid inventering av ädellövskog respektive fastställande av skogsodlingsgränsen i fjälltrakterna.

I början på 2000-talet gjordes allt mer av de allmänt finansierade analoga fotograferingarna med IR-färgfilm och i skogslänen har stora områden delfinansierats av skogliga intressenter. Detta innebär att denna bildtyp också blev vanlig vid skogsbruksplanläggning och även för framställning av digitala ortofoton.

De mer avancerade digitala "flygmätkamerorna" kan registrera flera våglängdsband än vad som är möjligt vid fotografering med film. Detta medför att man från samma fotografering kan framställa både vanliga färgbilder och IR-färgbilder. Vid beställning av digitalt fotograferade bilder från Lantmäteriet kan man därför välja den bildtyp som passar bäst för ändamålet. Något om "multispektrala" bilder? Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, FLYGBILDER: BILDTOLKNING OCH DIGITALFOTOGRAMMETRI © SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

Vid mera avancerad bildtolkning av analoga bilder användes tidigare *diapositiv* som tolkades endera i *zoomstereoskop* eller i s.k. *analoga* eller *analytiska stereoinstrument*. Bilder? Dessa instrumenttyper kan dock inte användas för att betrakta digitala bilder och de har därför ersatts av *digitala fotogrammetriska arbetsstationer*, även kallade *digitala stereoinstrument*. Bild

För avancerad bildtolkning av digitala bilder krävs högupplösande betraktningsutrustning och en programvara som medger stereobetraktning, vilket uppfylls i de digitala stereoinstrumenten.

Flygbilderna bör alltid kompletteras med uppgift om tidpunkt för fotograferingen (framför allt datum) och flyghöjd. Det är också av värde med uppgifter om allmänna bilddata, t.ex. upplösning och filtrering. Om bilden ska användas för mätningar är det nödvändigt med data om kameran (bl. a. kamerakonstanten, se avsnitt X).

5.2. Introduktion till flygfotografering

Flygfotografering för kartläggning och bildtolkning sker i raka s.k. fotostråk, vanligen med ca 60 % övertäckning mellan bilderna. Om större områden fotograferas måste flera parallella stråk användas. Stråken flygs då så att man får en övertäckning även mellan stråken, oftast ca 30 %.

Flyghöjden avgör till stor del vilken mätnoggrannhet man kan få och har även en avgörande betydelse för vad som är möjligt att identifiera och tolka i bilderna. Av ekonomiska orsaker väljer man oftast så hög flyghöjd som möjligt med avseende på noggrannhetskraven. Vid måttliga flyghöjder brukar man som tumregel räkna med att *mätosäkerheten i plan* för väldefinierade objekt är av samma storleksordning som de digitala bildernas markupplösning. Mätosäkerheten i höjd är ca 1,5 gånger större.

Flyghöjden väljs därför så att bildernas markupplösning minst motsvarar kravet på mätosäkerheten i plan (OBS! att hög markupplösning = lågt belopp). Även kravet på hur små detaljer som kan identifieras har betydelse för valet av flyghöjd, dvs. man måste även ta hänsyn till vilken typ av kartering eller bildtolkning som ska utföras.

Stråkplaneringen går för det mesta ut på att täcka området som ska så få stråk och bilder fotograferas med som möiligt. Vid specialfotograferingar väljs då den stråkriktning som uppfyller detta krav (Figur X), vilket brukar kallas fri stråkplanering. Undantag från detta kan vara att man vill fotografera efter ett visst kartbladsystem, dvs. att bilderna täcker kartbladen i sidled. Detta kallas bunden stråkplanering och var framför allt vanligt tidigare och t.ex. Lantmäteriets fotograferingar planerades oftast så att bilderna täckte Fastighetskartans blad (5x5 km) med viss marginal. Detta medförde också att man normalt fotograferade i nordsydliga stråk med stråken placerade mitt i kartbladen (Figur X). Bunden stråkplanering underlättade det efterföljande arbetet, bl.a. med framställningen av ortofoton (se nedan), men har fått mindre betydelse med dagens digitala teknik.
5.3. Kameror

Vid flygfotografering för mätändamål använder man oftast s.k. *flygmätkameror*. Dessa har känd och stabil inre geometri. Den inre geometrin mäts (kalibreras) av kameratillverkaren och redovisas i ett kalibreringsprotokoll. De data som mäts upp är i första hand läget för den s.k. *bildhuvudpunkten* (se figur XX) och *kamerakonstanten* c, dvs. avståndet mellan projektionscentrum och bildhuvudpunkten. Dessutom mäts objektivets s.k. *felteckning*. Felteckning är när en ljusstråle ändrar riktning när den passerar projektionscentrum. Dessa data kallas kamerans *inre orienteringsdata* och används sedan i de fotogrammetriska processerna. I figur XX finns en symbolisk flygmätkamera med inre orienteringsdata redovisade.

Tidigare fotograferades bilderna med film men nu används CCD-sensorer (Charge-Coupled Device, eller på svenska ungefär "laddningskopplad enhet"). Den vanligaste typen består av en matris med celler (CCD-matris) som är ihopkopplade och som efter exponeringen är elektriskt laddade i olika grad beroende på vilken ljusmängd som träffat respektive cell. I en sådan kamera avbildas bilden som en *centralprojektion* på liknande sätt som i de tidigare använda analoga kamerorna (figur XX).

Det finns också sensorer som består av en enda rad med CCD-celler (CCDrad). Fördelen med dessa är att de är lättare att tillverka än CCD-matriser. Med en sådan kamera måste man kontinuerligt skanna av landskapet under flygningen och resultatet blir en *cylinderprojektion* (figur XX). Det ställer också höga krav på att navigationsutrustningen i planet kontinuerligt registrerar kamerans läge och lutning eftersom varje skannad rad måste kunna kopplas till de föregående och efterföljande raderna. Denna typ av sensor har hittills haft liten användning i Sverige och därför beskrivs här i första hand bilder från CCD-matriser.

Det är svårt att tillverka en CCD-matris med tillräcklig storlek för att kunna registrera bilder i stora bildformat och med tillräckligt bra upplösning för bildtolkning och flygfotogrammetri. Detta har medfört att några kameratillverkare löst problemet genom att bygga sensorer som består av flera kameror monterade intill varandra där kamerorna är något snedställda och därigenom avbildar ett större terrängområde. "Snedbilderna" från de olika kamerorna rektifieras därefter till lodbilder och räknas om till en enda centralprojektion (figur XX). I samband med denna beräkning korrigerar man bilderna för radiell felteckning och andra systematiska fel och slutresultatet blir en i det närmaste felfri centralprojektion.

DMC-kamerorna, som var den vanligaste flygmätkameran i Sverige före 2013, och även Vexcel Ultracam Eagle som används av Lantmäteriet nu, består alla av kamerapaket med flera kameror. De har alla fyra kameror som registrerar högupplösta svartvita (pankromatiska) bilder på det sätt som beskrivs ovan. De har dessutom fyra färgkameror med lägre upplösning, som registrerar endera blått (B), grönt (G), rött (R) respektive infrarött (IR) (s.k. nära infrarött). Med en process som kallas panskärpning räknas de lågupplösta färgbilderna ihop med den högupplösta svartvita

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

bilden och slutresultatet blir endera en naturlig färgbild eller en IR-färgbild. Den panskärpta bilden uppfattas oftast som en högupplöst färgbild vid "normala" inzoomningsgrader. I tabell XX finns data om några av de digitala flygmätkamerorna som finns på marknaden för närvarande (2016).

5.4. Lantmäteriets flygfotografering

Lantmäteriet (LM) ansvarar för de allmänt finansierade flygfotograferingarna i Sverige, dessa brukar kallas omdrevsfotograferingar. Fotograferingar i större omfattning började efter ett riksdagsbeslut 1937 då det bestämdes att man skulle framställa en ny ekonomisk karta som byggde på en fotokarta. Skogsbruket var här en av de drivande krafterna för att få detta till stånd. De allmänna fotograferingarna har vanligvis genomförts helt av LM, eller tidigare av Rikets Allmänna Kartverk respektive Lantmäteriverket, men numera upphandlas ca XX % av fotograferingarna och utförs av underleverantörer.

För närvarande avser LM att flygfotografera Sverige i genomsnitt vart tredje år. Intervallet mellan fotograferingarna varierar dock mellan 2 - 10 år. Södra delarna av landet och Norrlandskusten ska enligt planen fotograferas vartannat år, Norrlands inland vart 4 till 6:e år och fjällen vart 6:e till 10:e år (figur 5.1).

De bilder som tas vartannat år planerar man att fotografera med ca 24 cm markupplösning, varannan gång före och varannan gång efter lövsprickningen. Bilderna som fotograferas med längre intervall ska tas med ca 48 cm upplösning och efter lövsprickningen.

Bilderna kan beställas endera som ortofoton eller som stereobilder med orienteringsdata för användning i digitala fotogrammetriska arbetsstationer.



Figur 5.1. Lantmäteriets omdrevsplan för flygbilder.

5.5. Ortofoton och fotokartor

Fotokartor ersatte efter hand de ritade skogskartor som använts tidigare. Fotokartor består av en flygbild där man ritat in kartografisk information. I början använde man ofta s.k. *enbildskartor* eller *fotomosaiker*. Enbildskartorna bestod av en i (bästa fall) rektifierad och förstorad flygbild. Fotomosaiker framställdes genom att man använde centrala delar av rektifierade bilder som "pusslades" ihop för att bli så skalriktiga som möjligt. De centrala delarna av bilderna har inga eller små lägesförskjutningar av terrängdetaljerna vilket gör att lägesfelen blir mindre. I slutet av 1960-talet började man att framställa *ortofoton* vilka nu är de helt dominerande fotokartorna.

I en flygbild som är fotograferad med en kamera som ger en centralprojektion, förskjuts höga objekt, t.ex. berg eller trädkronor, ut från

bildcentrum. Vid tillverkning av ett ortofoto används en modell över markens höjd för att styra en omberäkning av bilden så att den blir en kartriktig ortogonalprojektion. Eftersom det är markens höjd som används, så kommer trädkronor och hustak att fortfarande vara något förflyttade ut från bildcentrum. Om man vill kompensera även för denna effekt, så behöver man istället för en markmodell, använda en ytmodell, som visar höjd över havet för de högsta objekten i respektive bildpixel. När man använder en ytmodell, så får man en produkt som kallas "sant ortofoto", (engleska: true orthophoto). För att framställa ett sant ortofoto krävs fler bilder, dvs. större övertäckning mellan bilderna, annars får man "hål" i där bilddata saknas eftersom ortofotot marken skymts pga. avskärmningseffekten (s.k. projektionsskugga).

5.6. Beståndsdata

Skoglig bildtolkning handlar i stor utsträckning om att identifiera den vegetation som växer på marken och framför allt trädskiktet. Möjligheten att tolka vegetationen är beroende av vid vilken tidpunkt under vegetationssäsongen som bilderna är fotograferade. Även bildernas upplösning och bildtyp har stor betydelse. Tidigare användes i skogliga sammanhang oftast svartvita pankromatiska bilder medan man idag vanligen använder IR-färgbilder vid mer avancerad bildtolkning.

Till stor del brukar den skogliga bildtolkningen gå ut på att avgränsa bestånd eller avdelningar och eventuellt även uppskatta vissa data inom avdelningarna. Nedan beskrivs hur detta kan göras.

5.6.1. Trädslag

En av de viktigaste beståndsavskiljande faktorerna är trädslaget. Vid skoglig bildtolkning brukar man ofta nöja sig med att skilja på trädslagsgrupperna tall, gran och lövträd. På marken är det lätt att skilja på dessa, men det är inte alltid lätt i flygbilder. Detta beror bl.a. på att de enskilda träden vanligen har liten täckning i de bildskalor (markupplösning) man normalt använder. Det är inte alltid man kan skilja på trädslagen bara genom att titta på en enskild indikator, t.ex. färgen, utan man måste ofta väga i fler faktorer vid bedömningen och göra en "kvalificerad gissning".

Det går ofta att tolka rätt trädslag i bestånd som bara innehåller ett trädslag medan blandbestånd kan vara mycket svåra eller omöjliga.

Färg/gråton

Avgörande för hur träden avbildas är deras spektrala reflektion. Reflektionsskillnaderna i det synliga våglängdsområdet är ganska små under en stor del av vegetationssäsongen. I IR-området är skillnaderna större, framför allt mellan barr- och lövskog, FigurXX. Färgtonen, som den uppfattas vid manuell bildtolkning, påverkas dock i stor utsträckning av hela den fotografiska processen, från exponering till övriga moment vid bildframställningen (tidigare framkallning och kopiering, vilket nu ersatts av digitala metoder). Detta måste man ha i åtanke när färg- och gråtoner beskrivs i texten.

Reflektionen varierar under vegetationssäsongen vilket medför att fototidpunkten har en avgörande betydelse för återgivningen. Om bilderna är fotograferade vid en optimal tidpunkt kan man få tydliga skillnader i färgtoner mellan olika trädslag. I IR-färgbilder får man största skillnaden mellan tall och gran på försommaren när granens nya ljusgröna årsskott fått stor täckningsgrad men innan tallens årsskott fått barr. Då framträder framför allt yngre granbestånd som betydligt rödare i IR-färgbilderna än tallen. I äldre skog är dock inte denna skillnad lika tydlig, sannolikt pga. att årskotten här inte täcker lika stor andel av trädkronorna. Bildexempel

Lövträden skiljs bäst åt i bilder fotograferade under eller omedelbart efter lövsprickningen. Då kan man få tydliga färgskillnader mellan olika lövträdsarter. Vissa problem finns dock med att det inom samma art kan skilja betydligt mellan när lövsprickningen sker. Ett exempel på detta är asp. Ev. bildexempel

I svartvita pankromatiska bilder är bästa tidpunkten för att få skillnader mellan trädslagen att fotografera strax efter lövsprickningen men innan granens årsskott hunnit få någon betydande täckning. Då får gran den mörkaste gråtonen och lövträden den ljusaste, medan tall avbildas däremellan. Ev. Bildexempel

Allt eftersom granens årsskott växer, ljusnar granen samtidigt som lövträden mörknar. Detta innebär att under högsommaren är skillnaden mellan olika trädslags gråton ganska liten. Efter hand mörknar dock granens årsskott och från sensommaren ökar åter igen gråtonsskillnaderna mellan tall och gran. Denna tonskillnad består sedan till granens skottskjutning nästa vår.

När lövträden börjar gulna på hösten avbildas lövträden i en mycket ljus gråton i pankromatiska bilder och blir mer eller mindre vita i IRF-bilder. Nackdelen med höstbilder är låg solhöjd vilket medför långa skuggor och att man får ojämnare tonåtergivning inom bilderna (se avsnitt XX och figurXX).

Andra faktorer än trädkronornas spektrala egenskaper inverkar också på färg- eller gråtonsåtergivningen. Färgen eller gråtonen ger därför inte alltid säker ledning för bedömning av trädslag. Variationer i trädkronornas uppbyggnad och därmed olika *genomsläpplighet för ljus* är en sådan faktor som inverkar på hur träden återges. I frisk växtlig skog är grankronor vanligen längre och tätare än tallkronor och får därför oftast även längre och tätare skuggor än tall (figur 9:4). Tallens krona är alltså vanligen kortare och glesare (figur 9:5) och släpper igenom mera ljus. Detta medför att mer ljus träffar marken i ett tallbestånd, vilket bidrar till ett ljusare intryck än ett granbestånd. Friska lövträd är oftast ganska täta och ogenomträngliga för ljus och får därför vanligen mörka skuggor. Lövträdens skuggor avbildas naturligtvis helt olika under fotosäsongen beroende på om löven är fullt utbildade eller inte. Det som beskrivits om trädkronornas täthet gäller friska växtliga träd. När träden blir tillräckligt

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

gamla och vitaliteten avtar glesnar kronorna, vilket gäller alla trädslag mer eller mindre.

Den ljuskälla man har vid flygfotografering är solen och på våra breddgrader har alla föremål en solbelyst och en beskuggad sida. Eftersom flygbilden är en centralprojektion (undantag finns se avsnitt XX) får dessa belysningsförhållanden stor inverkan på färgen/gråtonen. I norra delen av en flygbild ser man den solbelysta sidan av trädkronorna (medljusposition). I den södra delen av bilden syns den beskuggade sidan av trädkronorna (motljusposition). I öst och väst blir halva kronan solbelyst och halva man beskuggad (figur 9:6). Detta innebär att får olika exponeringsförhållanden inom samma bild vilket medför att ett träd av samma art kan avbildas olika beroende på läge i bilden.

Vid fotografering och bildframställning försöker man på olika sätt att utjämna för att man måste fotografera mer eller mindre i både med- och motljus samtidigt, men man får alltid skillnader i återgivning beroende på läge i bilden. När man fotograferade med pankromatisk film fick man ofta tydliga gråtonsskillnader mellan trädslagen i motljusposition medan bilden kunde bli grå och nyansfattig i medljusposition (p.g.a. överexponering). IRfärgfilm däremot gav ofta färgtonsskillnader i medljusposition medan man kunde få mörk och nyansfattig återgivning i motljusposition (p.g.a. underexponering). Ev. bilder Den digitala tekniken innebär att dessa problem minskat något men effekten finns fortfarande kvar.

På grund av centralprojektionen döljs trädens skuggor i större utsträckning i medljuspositionen än i motljuspositionen (figur X). Detta medför att skillnaderna mellan bestånd belägna i med- respektive motljusposition förstärks ytterligare. Med- och motljuseffekten minskar med mindre öppningsvinkel på kameran och högt solstånd.

Även topografin påverkar hur ett trädbestånd avbildas. När terrängen lutar mot solen blir större delar av trädkronorna belysta av solen än vid lutning från solen (figur 9:9). Ett skogsbestånd som lutar mot solen (läge A i figur 9: 10) avbildas därför ljusare än om marken varit plan. Ligger beståndet i stället på sluttningen från bildcentrum (läge B i figur 9:10) blir en mindre del av trädkronorna belysta eftersom trädkronorna i större utsträckning skymmer varandra. Både topografin och läget i bilden påverkar alltså den reflektion som ger beståndet dess färg eller gråton.

Barrträdens färgtonsåtergivning i IR-färgbilder påverkas i stor utsträckning av tillväxtintensiteten och vitaliteten i barrmassan (figur 9:14). Ung barrskog avbildas oftast i rödare färgton i IRF-bilder än gammal barrskog. Normalt kan man skilja den unga barrskogen från lövskog som oftast blir ytterligare en nyans rödare. Den äldre barrskogen har istället mer inslag av blått. Gammal oväxtlig barrskog får ofta en färgton som går mot gråblått. Döda barrträd återges i blå eller blågrön färgton. Barrskogens färgnyanser varierar alltså mellan dessa ytterligheter och återges således oftast i blåröda eller rödbruna färger.

Tillväxtintensiteten varierar även med markens bördighet vilket medför att barrbestånd med samma ålder och trädslag kan få olika färg i IRF-bilder beroende på skillnader i bonitet (se avsnitt Bonitet). Ev. Bild

Kronform

I de bildskalor som hittills varit vanliga i skogliga sammanhang framträder inte trädens karakteristiska utseende i ungskog utan träden måste vara så pass gamla att de fått sin karakteristiska kronform om formen på kronan ska vara till ledning vid identifiering av trädslaget. Gran har nästan alltid en spetsig topp medan äldre tall brukar få en något rundare krona. Björkar har ofta liknande kronform som tall. Övriga äldre lövträd brukar också ha en avrundad krona.

Centralt i flygbilden ser man terrängen *rakt uppifrån* och de olika trädslagens kronformer återges som i figur 9:18 - 9:21. I bilder med hög upplösning får äldre gran ett stjärnformigt utseende medan äldre tall och björk blir "bulliga". Inom ett och samma trädslag kan det dock finnas stora variationer mellan enskilda individer. Mot kanten av bilden avbildas träden i *snedprojektion* (figur 9:22), vilket kan underlätta eftersom man då kan känna igen de kronformer som man är van vid att se från marken.

Lövträd avbildas naturligtvis olika beroende på om fotograferingen är utförd när lövträden är fullövade eller vid någon annan tidpunkt. Kala lövträd kan till och med vara svåra att upptäcka i småskaliga bilder (och kan då uppfattas som en lucka i skogen). I normala bildskalor syns vanligen grenverket även på kala vuxna lövträd. I högupplösta bilder kan grenverket på vissa trädslag ge ett så karakteristiskt mönster att det kan utnyttjas för identifiering av trädslaget (sidan 169).

Textur och höjdvariationer

Trädkronornas olika uppbyggnad medför att de får olika *textur* (mikromönster) i bilderna- förutsatt att bildkvaliteten är god. Om tydliga texturskillnader ska synas får dock inte bildernas markupplösning vara för låg. Trädkronornas olikhet i textur medför att granar ofta avbildas något skarpare än tallar. Detta gör att man emellanåt kan se skillnader mellan tall och gran även i yngre skog där kronformen kan vara snarlik.

En annan faktor som påverkar hur ett bestånd avbildas är *höjdvariationerna i krontaket*. Granbestånd och blandbestånd har ofta större höjdvariationer rent topografiskt än rena tallbestånd, vilka normalt är jämnare. Lövbestånd upplevs ofta som att de har mjuka bulliga kronor som går i varandra. Vid stereobetraktning framträder höjdvariationen och kan därmed i viss mån användas som indikator, även om den är osäker.

Samspelet mellan belysta och beskuggade delar av trädkronorna ger också en textur som kan indikera trädslaget. Krontaket i ett tallbestånd får ofta en jämnare färg eller gråton än ett granbestånd (figur 9:23). Dessa texturskillnader kan också ibland göra att det går att urskilja lövbestånd från barr även i svartvita bilder och yngre skogar. Bild?

Skuggor

I öppen terräng och i beståndskanter kan formen på trädens skuggor ge god vägledning för identifiering av trädslag, även i mindre bildskalor (figur 9:25 - 9:27). Man måste dock tänka på att markens kupering och solståndet påverkar skuggans form. Exempelvis förlängs skuggan i en sluttning från solen (figur 5:12). Vid lågt solstånd ökar naturligtvis också skugglängderna.

Ibland kan det vara svårt eller omöjligt att se själva trädkronan i bilden medan skuggan syns tydligt (figur 9:26). Anledningen är att trädkronorna ibland avbildas med samma ton som marken och eftersom konturerna av en trädkrona i regel är något diffus blir det ibland svårt eller omöjligt att urskilja trädkronan.

Som tidigare nämnts kan även skuggornas täthet indikera trädslaget. Tallbestånd får t ex normalt något ljusare och kortare skuggor än granbestånd, vilket innebär att större andel av marken blir solbelyst i ett tallbestånd. Emellertid kan man ibland ha bestånd som domineras av äldre tall men som har underväxt av gran. Detta kan göra att beståndet ger ett mörkt intryck trots att tall är det dominerande trädslaget.

Läge i terrängen

Även läget i terrängen kan i viss mån utnyttjas som en indikator för trädslaget. På hällmarker och näringsfattiga myrar är t.ex. tall det vanligaste trädslaget. Planterad åkermark brukar vanligen innebära gran och över huvud taget brukar gran vara det dominerande barrträdet på näringsrik mark medan tall är vanligast på näringsfattig mark.

Sammanfattning trädslagsidentifiering

Alla de beskrivna indikatorerna är mer eller mindre osäkra och de är också i stor utsträckning beroende av bildmaterialet och den utrustning man har vid bildtolkningen. Sammanfattningsvis kan sägas att gran i genomsnitt avbildas som det mörkaste och spetsigaste trädslaget både i IR-färgbilder och i pankromatiska bilder medan lövträd normalt framträder som det ljusaste (pankromatiskt) eller rödaste av trädslagen. Gran växer oftare på bördigare marker än tall. Tallbestånd ger ofta ett jämnare eller "mjukare" intryck än granbestånd. Lövbestånd kan få "bulliga" eller "bubbliga" krontak.

5.6.2. Trädhöjd och beståndshöjd

Vid stereobetraktning av flygbilder ser man en tredimensionell modell av terrängen och kan därför även uppfatta höjdskillnader. Med hjälp av stereoinstrument är det även möjligt mäta dessa höjder i flygbilderna. För att få ett bra mätresultat krävs ett gott stereoseende och bra bildkvalitet. I normal skog är det ofta svårt att mäta höjden på *enskilda träd*. Detta beror på att det kan vara besvärligt att hitta marknivån alldeles intill ett speciellt träd. Däremot kan man i regel mäta *beståndshöjden* genom att man vanligen kan se marknivån på ett antal ställen i beståndet och genom att göra flera mätningar kan man få ett bra medelvärde.

Det tycks som om det värde man mäter i flygbilder stämmer bäst med den *grundytevägda medelhöjden*. Detta är knappast någon nackdel vid uppskattning av virkesförråd, eftersom de flesta tabeller och funktioner för detta ändamål brukar bygga på just detta höjdbegrepp.

Anledningen till att flygbildsmätt medelhöjd ganska väl överensstämmer med den grundytevägda medelhöjden är sannolikt att låga (och därmed skymda) träd här inte har lika stor betydelse. Vid flygbildsmätning är det snarare medelhöjden för de härskande och medhärskande träden som mäts. Behärskade och undertryckta träd, som sänker den aritmetiska medelhöjden avsevärt, har ju vanligen också lägre diameter och får därigenom mindre betydelse för den grundytevägda medelhöjden.

Vid flygbildsmätning av medelhöjden finns främst tre felkällor:

- svårighet att se marken
- svårighet att se trädtopparna (p.g.a. bildernas begränsade upplösning)
- svårighet att bedöma nivån för medelhöjden

Med träning kan man iaktta marknivån genom förhållandevis små öppningar i krontaket, men givetvis förekommer så täta bestånd att höjdmätning inte är möjlig. I en del fall kan också *marknivån variera utan att det motsvaras av variationer* i *krontaket*. I vissa luckor kanske inte marknivån är densamma som i beståndet i övrigt. Markytan kan också vara täckt av hög vegetation eller avverkningsavfall, varför man kan felbedöma nivån. Figur 9:30 visar schematiskt ovanstående problem vid höjdmätningen.

Svårigheten att se trädtopparna beror på att en spetsig trädtopp inte avbildas i hela sin längd beroende bildens begränsade upplösningsförmåga (figur 9:31). Detta kan medföra att man får en systematisk underskattning av trädhöjderna. Underskattningens storlek beror främst på bildupplösningen och på trädkronans form och kontrast mot marken. Vid mätning av beståndshöjder är risken för underskattning störst i glesa bestånd, främst beroende på att trädkronornas kontrast mot marken kan bli låg i dessa. I fröträdsställningar kan trädkronorna t o m vara omöjliga att upptäcka i bilderna (figur 9:26).

Vid mätning av medelhöjden finns också ett bedömningsmoment av var i krontaket man ska mäta nivån för medelhöjden. Teoretiskt skulle man kunna tänka sig ett förfarande där man mäter trädhöjden på ett antal systematiskt utlagda punkter inom varje bestånd. I praktiken är dock detta knappast möjligt eftersom man oftast måste mäta beståndshöjden på de platser där man ser marken. Detta är i sig en felkälla eftersom det ofta är lättare att se marken i sämre delar av ett bestånd där trädhöjden är lägre, t.ex. intill impedimentfläckar.

Kronvidd

Mätning av kronvidd i flygbilder har hittills inte haft någon större praktisk tillämpning i Sverige. Däremot utnyttjas kronvidden som en indikator vid bildtolkning. Exempelvis tyder en stor kronvidd på att trädet bör vara ganska gammalt och om man t.ex. ser ett tallbestånd som har stora runda kronor men låg höjd, kan man misstänka att det är ett äldre bestånd som växer på näringsfattig mark.

Kronvidden kan i princip mätas i flygbilder men detta kräver att de träd som ska mätas inte är skymda. Detta medför att kronviddsmätning oftast är svårt i tätare skogsbestånd eftersom kronorna i dessa ofta tangerar eller överlappar varandra och mer eller mindre smälter samman i bilden. Bildskalan (markupplösningen) bör heller inte vara för liten. Dagens digitala stereoinstrument har dock ökat förutsättningarna för kronviddsmätning, eftersom möjligheten att mäta på ett enkelt sätt är större i dessa än i de instrumenttyper som användes tidigare. Ev. bild

Eftersom flygbilden är en centralprojektion avbildas trädkronorna på olika sätt i olika delar av bilden. I bildens mitt (egentligen nadirpunkten, se avsnitt XX) ser man träden rakt uppifrån och sedan alltmer från sidan ju närmare bildkanten träden står (figur X). Om man inte är nära bildcentrum eller någorlunda centralt i stereomodellen bör man mäta diametern vinkelrätt mot radien i bilden eftersom vissa delar av kronan är dold i andra riktningar. Även solriktningen påverkar hur man uppfattar trädkonorna och det kan vara svårt att avgöra var kronan slutar på den beskuggade sidan.

Mätningen kan utföras med hjälp av lämplig programvara i ett digitalt stereoinstrument. Det är också tänkbart att man jämför med cirklar av olika diametrar som man kan applicera kring mätmärket i vissa digitala instrument. Resultatet av mätningen blir vanligen en medelkronvidd för ett bestånd eller en provyta.

Det finns ett samband mellan trädkronans diameter och stammens diameter. Kronvidden skulle därför kunna användas som variabel vid uppskattning av ett bestånds virkesförråd eller stammarnas medeldiameter. Kronviddsmätning tar dock förhållandevis lång tid och det är tveksamt om resultatet skulle bli så mycket bättre än de metoder som har använts hittills (se avsnitt X och X).

Stamdiameter

Vid planering av olika åtgärder inom skogsbruket är man ofta intresserad av vilken medeldiameter trädstammarna har i de olika bestånden. Att mäta denna medeldiameter för ett ordinärt bestånd direkt i flygbilder från normal flyghöjd är inte möjligt. Man kan dock göra en ungefärlig uppskattning av medeldiametern t ex genom att använda lokala samband mellan trädslag, trädens ålder, markens produktionsförmåga och stammarnas medeldiameter. Detta går till på så sätt att man genom bildtolkning bestämmer beståndets ålder och trädslagsblandning samt markens produktionsförmåga (se avsnitten Bonitet och Ålder). Därefter erhålls diametern ur sambandet (figur 9:36). Denna metod kan ge goda

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

genomsnittliga värden för en grupp av bestånd medan enskilda bestånd kan få ganska stora fel. Metoden har använts vid översiktliga inventeringar.

En grov uppfattning om ett träds diameter får man också från kronvidden. Ett träd med stor krona har oftast en grövre stam än ett med liten krona (se avsnitt Kronvidd).

Trädantal

Antal träd per arealenhet är av intresse i många sammanhang, bl.a. för bestämning av åtgärdsbehov och avverkningskostnader. Möjligheten att räkna antalet träd i flygbilder påverkas av beståndstypen och bildernas upplösning. Planterade bestånd med jämna krontak ger störst möjlighet att få bra värde. Äldre glesa bestånd utan underväxt ger också goda förutsättningar. I täta lövbestånd kan krontaket avbildas som en mer eller mindre sammanhängande yta och det blir därmed omöjligt urskilja de enskilda träden. Ojämna och gruppställda bestånd ger också sämre möjligheter för skattning av trädantalet. En grupp av träd kan här misstolkas som ett träd.

Ett annat problem är centralprojektionens avskärmningseffekt som gör att fler träd skyms av andra träd mot kanten av bilden (figur 5:5). Man bör alltså inte räkna trädantalet för lågt ut i stereomodellen eller bilden.

Trädantalet per hektar kan t ex räknas med hjälp av provytor som "speglas in" i stereomodellen (figur XX). På grund av de beskrivna problemen underskattas vanligen trädantalet vid räkning i flygbilder. Underskattningen varierar med typen av bestånd och var i stereomodellen (eller bilden) uppskattningen sker.

Slutenhet

Slutenhet är ett uttryck för ett bestånds täthet angiven i relativa tal, oftast med utgångspunkt från stamantal (arealslutenhet), volym (massaslutenhet) eller krontäckning (kronslutenhet). Vid s.k. "full slutenhet" är slutenheten 1,0. Om slutenheten är över 1 säger man att det är "överslutet".

I Sverige är massaslutenheten en vanlig variabel vid flygbildsuppskattning av virkesförråd (se avsnitt Virkesförråd). I Norge används ofta kronslutenheten för detta ändamål. Båda metoderna tycks ge likvärdiga resultat. En felkälla vid bildtolkning är de problem som centralprojektionen medför, dvs. att träd och luckor skyms i större utsträckning mot kanterna i bilderna (figur XX).

Kronslutenhet är förhållandet mellan ett bestånds totala area och den area som trädkronorna täcker om de projiceras lodrätt ner på marken. Kronslutenheten kan mätas i flygbilder, t.ex. med punktgitter, där man räknar de punkter som hamnar på en trädkrona och dividerar summan med det totala antalet punkter som täcker avdelningen. Det vanliga är dock att man gör okulära bedömningar, eventuellt genom jämförelse med mallar (ev figur). I skogliga sammanhang har kronslutenheten fått större betydelse från år 2009 när en ny definition på skogsmark infördes som bl.a. bygger på

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

kronslutenhet. Kronslutenheten kan även mätas från marken, med instrument som visar om det är himmel eller trädkrona över systematiskt utlagda punkter i beståndet. Det är dock viktigt att komma ihåg att ta hänsyn till att den konsultenhet som mäts på detta sätt, blir lägre än den kronslutenhet som bedöms från flygbilder där i regel hela trädkronornas yta räknas utan hänsyn tas till öppningar i trädkronorna.

Massaslutenhet avser förhållandet mellan ett bestånds volym och volymen för fullslutna bestånd enligt någon erfarenhetstabell. Vid flygbildstolkning har man i Sverige oftast utnyttjat Tor Jonsons s.k. intensitetstabell. Volymen för fullslutna bestånd definieras av Jonson: "Med fullslutenhet förstås......den slutenhet och kubikmassa, som i genomsnitt finnes å skogsförsöksanstaltens provytor och i de på följd härav utarbetade erfarenhetstabellerna". Jonson påpekar också att "fullslutenhet ingalunda får anses lika med från ekonomisk synpunkt 'normal' slutenhet" utan anses motsvara vad ".....god, svagt gallrad naturskog kan innehålla". Matematiskt definierar Jonson full massaslutenhet (= 1,0) enligt nedan.

Fullslutet bestånd

Tall:	$V = 6 * H * \sqrt[3]{H}$	dvs. $V = 6 * H^{4/3} \approx 6 * H^{1,3333}$
Gran:	$V = 4,2 * H * \sqrt{H}$	dvs. $V = 4,2 * H^{3/2} = 4,2 * H^{1,5}$

V = volym, m³sk/ha H = grundytevägd medelhöjd, meter

Ett bestånd som har en volym enligt ovanstående formler anses alltså vara "fullslutna" och har massaslutenheten 1,0.

Exempel på beräkning av massaslutenhet

Om vi har ett granbestånd med medelhöjden 20 m och slutenheten 1, blir volymen: $V = 1 * 4, 2 * 20 * \sqrt{20} = 376m^3 sk / ha$.

Om vi har ett annat granbestånd där volymen är 265 m³sk/ha och medelhöjden fortfarande är 20 m, blir slutenheten 265/376 = 0.7.

"Fullslutna" bestånd är inte är speciellt vanliga i norra Sverige. I vanliga fall brukar slutenheten i äldre bestånd vara mellan 0,6 - 0,9. Slutenhet kring 0,7 kan nog betraktas som ett "normalslutet" bestånd.

Eftersom massaslutenhet i princip är "tabellvärden" som man en gång bestämt måste man vid bildtolkning helt enkelt föröka lära sig hur olika slutenheter ser ut i olika beståndstyper. Lokalkännedom är här av stort värde. Saknar man lokalkännedom bör man mäta in referensytor i olika beståndstyper i det område som ska inventeras. Annars finns stor risk för systematiska fel och kanske även att man får en större benägenhet för "dragning mot mitten", dvs. att man inte törs ange varken tillräckligt låga eller höga slutenheter. Grovt kan nedanstående tabell (Tabell 5.1) gälla. Tabellen är utarbetad för barrskog och svartvita analoga flygbilder. Kommentarer om höjdmätning gäller vana skogliga bildtolkare. Nuvarande bildtyper ger lite andra bildegenskaper så tabellen får mest ses som en mycket grov schablon.

Tabell 5.1. Hjälptabell för bedömning av massaslutenhet vid flygbildstolkning.					
Sluten	Beståndstyp	Anmärkning			
het					
0,1 –	Fröträdsställning	Kan vara svårt att se trädkronorna pga.			
0,2		dålig kontrast mot marken			
0,3 –	Timmerställning	Lättare att se trädkronorna, lätt att se			
0,4		marken			
0,5	Glest bestånd	Lätt att se marken för en van bildtolkare			
0,7	"Normalslutet"	Vanligen inga större problem att hitta			
	bestånd	marken vid höjdmätning			
0,9	Tätt bestånd,	Höjdmätning kan börja bli problematisk			
	enst. små luckor				
1,0	Tätt bestånd	Höjdmätning svår, mätning mest i			
		beståndskanter			
1,1 -	Mycket tätt	Höjdmätning normalt möjlig endast i			
	bestånd	beståndskanter			

Vid lövdominerade bestånd bör man sänka slutenheten med ca 1/10 jämfört med barrbestånd med samma kronslutenhet. I höga planterade skogar ger troligen ovanstående tabell en underskattning av virkesförrådet. I ungskogar, under ca 9 m, måste troligen slutenheten sänkas jämfört med tabellen. Exempelvis har en 7 m hög barrskog med 3000 stammar/ha en massaslutenhet på ca 0,6 enligt Skogsstyrelsens tabell "Volym i ungskog".

5.6.3. Virkesförråd

I många sammanhang är man intresserad av hur mycket virke som finns inom ett område, d v s virkesförrådet eller virkesvolymen. Bestånds- eller avdelningsvisa uppskattningar är en vanlig metod och för detta ändamål har flygbilder använts som hjälpmedel på olika sätt. Avgränsning av avdelningar är det arbetsmoment där flygbilder har haft störst betydelse. Ofta gör man en preliminär avgränsning i ett ortofoto eller stereoinstrument som sedan kontrolleras i fält och justeras vid behov. Förr användes oftast enkla stereoskop för detta ändamål (BildX).

En vanlig metod har varit att använda stereobilder i fält i samband med volymuppskattning med subjektiva metoder. Ofta kunde man av tidsskäl inte mäta grundytan på tillräckligt många platser i beståndet utan man använde flygbilderna för att bedöma om de ställen där man mätte var representativa för beståndet och man försökte även bedöma variationerna inom beståndet. På det sättet kunde man effektivisera fältarbetet och få tillräckligt bra data trots den begränsade mätningsinsatsen.

Att uppskatta virkesförrådet med hjälp av flygbildsteknik, dvs. genom mätning och tolkning i flygbilder testades i Sverige redan på 1950-talet men fick ingen praktisk betydelse förrän i slutet på 1970-talet. Lantmäteriverket (LMV) började då använda tekniken för att göra översiktliga värderingar av skogsfastigheter. Metoden kallas därför ofta "LMV-metoden". Man använde sig av analoga stereoinstrument (bild?) där möjligheten att mäta beståndshöjder var bra och man kunde dessutom kartera beståndsgränser med hög noggrannhet. På 1980-talet började även bolagsskogsbruket att använda metoden när man skulle förbättra sina beståndsregister. Flera av de största bolagen genomförde nyindelningar av hela eller delar av sitt skogsinnehav med LMV-metoden.

Vid LMV-metoden mäter man beståndets medelhöjd och bedömer massaslutenheten och därefter beräknas volymen. Vanligen har man vid beräkningen använt Jonsons formler för fullslutna bestånd multiplicerade med den tolkade slutenheten (se avsnitt Massaslutenhet). I början användes dock en vanlig relaskoptabell med inritade slutenhetslinjer (figur?). Även andra funktioner för volymsberäkningen har använts. Förmodligen är dock bildtolkarens förmåga att bedöma slutenheten viktigare än vilken funktion man använder.

Vid normal beståndsvis inventering sker också en fältinventering där man kontrollerar tolkade data och kompletterar med uppgifter som inte kan bildtolkas, t.ex. virkeskvalitet. Oftast besöks varje bestånd men det är också tänkbart att bara besöka bestånd som väljs ut med statistiska metoder eller sådana som bedöms som osäkra vid bildtolkningen. Omfattningen av fältkontrollen beror på noggrannhetskraven. Vid volymsuppskattning med LMV-metoden har man vanligen fått ett medelfel på beståndsnivå på mellan ca 15 – 20 %.

Om man ska uppskatta virkesförrådet på mycket stora områden kan man istället för att göra beståndvis inventering använda sig av "punktgittermetoden", dvs. man lägger ut provytor systematiskt över hela området. Därefter uppskattas varje provyta i flygbilderna varefter man kontrollinventerar ett statistiskt urval av provytorna i fält. Noggrannheten beror dels av representationsfelet, dels av medelfelet i uppskattningen av den enskilda ytan. Noggrannheten ökar med ökat ytantal. Genom jämförelse mellan fältmätta och bilduppskattade värden kan eventuella systematiska fel upptäckas och korrigeras. Punktgittermetoden användes t.ex. för att uppskatta den totala mängden skadat virke vid skogsbranden i Västmanland 2014.

5.6.4. Grundyta

Om man i fält vill kontrollera eller rimlighetsbedöma bildtolkade värden är det en fördel om man har ett värde för grundytan. En van bildtolkare får oftast tillräckligt bra värden för medelhöjden medan slutenhetsbedömningen många gånger har sämre noggrannhet. Därför kan man exempelvis vid skogsbruksplanläggning ofta acceptera höjdmätningarna utan att göra särskilt många uppföljande mätningar i fält, medan man oftare vill göra kompletterande mätningar av grundytan.

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

Vid bildtolkning kan man inte mäta grundytan direkt i flygbilderna. Däremot kan grundytan beräknas med hjälp av skattat värde för formtalet och uppskattade värden för volymen och medelhöjden:

$$G = \frac{Volym}{F * H}$$
$$G = Grundyta$$

G = Grunayta F = formtalH = grundytevägd medelhöjd

För att beräkna formtalet kan man t.ex. använda funktioner som bygger på data från Riksskogstaxeringen där variablerna breddgrad, höjd över havet, beståndsmedelhöjd och slutenhet ingår. Exempel?

5.6.5. Bonitet

Boniteten, eller markens virkesproducerande förmåga, är främst beroende av klimatetet och näringstillgången. Bergart, jordart, jordmån, jorddjup, vattentillgång och topografi påverkar boniteten. Något förenklat kan man säga att finkorniga jordarter i kombination med rörligt markvatten (sluttningar) ger de högsta boniteterna. Grövre jordarter där rörligt markvatten saknas (toppar, krön, terrasser) ger lägre boniteter. Även försumpningar och marker med tunt jorddjup ger låga boniteter.

I flygbilder är det möjligt att i viss mån tolka dessa faktorer. I stereobilder kan man se markens kupering och man brukar också kunna urskilja hällmarker och områden som är kraftigt försumpade. Vid tolkningen bedömer man sannolika variationer i boniteten med hänsyn till ovanstående faktorer och gör en relativ gradering i förhållande till omgivande mark. Lokalkännedom och kunskaper i geologi ökar förutsättningarna. Saknar man lokalkännedom bör man fältuppskatta referensytor i strategiskt belägna bestånd så att man täcker in de variationer som förekommer inom området som ska inventeras.

Boniteten brukar oftast graderas med hjälp av begreppet *ståndortsindex* (SI). För att uppskatta SI används ofta den s.k. *övre höjden* för det dominerande trädslaget vid en given referensålder (vanligen medelhöjden av de hundra grövsta träden per hektar när träden är 100 år). Ett bestånd med ståndortsindex G26 är oftast grandominerat och den övre höjden bör vara 26 m när övrehöjdsträden är 100 år. Olika trädslag kan ha olika höjdutveckling på samma mark.

Att två bestånd har olika höjd kan dels bero på skillnad i ålder, dels på skillnad i bonitet. Höjden kan mätas i flygbilderna men inte åldern. Om man inte vet åldern och vill bestämma SI med bildtolkning måste man därför försöka göra detta med hänsyn till hur topografi, fuktighet mm påverkar boniteten i det aktuella beståndet. IR-färgbilder ger goda möjligheter att tolka vegetationen om de är fotograferade under hög- eller sensommaren. Eftersom det finns ett samband mellan boniteten och förekomsten av vissa växtarter kan man bedöma täckningsgraden av dessa typväxter i bilderna och därigenom få en god uppfattning om SI. Metoden fungerar bäst i ungskogar där det är enkelt att se markvegetationen. Ungskogarna kan sedan användas som grund för att bedöma boniteten i kringliggande bestånd med hänsyn till topografi mm.

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

Vid tolkning av markens vegetation kan man, om man generaliserar, säga att på torr och frisk mark innebär rödaktiga färger i IR-färgbilder mark med relativt hög bonitet och blåaktiga färger låg bonitet. Detta gäller dock levande vegetation och exempelvis visset fjolårsgräs blir vitt eller blåvitt i IR-färgbilder (hög bonitet) och kan få liknande färg som lavmark (låg bonitet). Även nyupptagna hyggen där man har mycket döda rester från träd och markvegetation får en blågrön färgton som inte får sammanblandas med lavmark (eller berghäll). Hyggen brukar dock vara mörkare i färgen än lavrik mark och berghällar. Fattigare risvegetation får brunaktiga färger där ljung brukar få en karakteristisk ganska mörk brun färg. En grov sammanfattning av hur markvegetationen avspeglar boniteten finns i nedanstående tabell.

Tabell XX. Schematisk rangordning av nur markvegetationen avspeglar						
boniteten. Observera att tabellen gäller levande vegetation på torr till frisk						
mark. Eller ska vi ha en eget avsnitt som heter Vegetation?						
Färgton	i	Boni	Anmärkning			
IRF-bilder		tet				
Röd		Hög	Örttyper och grästyper (levande, ej visset)			
Gul			Ofta "smalbladig grästyp" i högsommar eller			
			sensommarbilder			
Rödbrun			Bättre ristyper			
Brun			Fattigare ristyper			
Blåvit		Låg	Lavrik typ, lavtyp			

1 . 1 - 1 -. 1 1

Figur XX visar ett exempel på uppskattning av boniteten med hjälp av IR- färgbilder

I vissa sammanhang har det förekommit att man uppskattat boniteten med flygbildsteknik. Vid exempelvis den översiktliga skogsvärderingen som gjordes när LMV-metoden utvecklades (se avsnitt Virkesförråd) krävdes data om boniteten. Man inledde då arbetet med att i fält uppskatta data i strategiskt lokaliserade bestånd så att man täckte in de bonitetskillnader som förekom inom det område som skulle inventeras. Därefter kunde man med hjälp av bl.a. topografin och beståndshöjden gradera de olika bestånden i bonitetsklasser.

Vid revidering av skogsbruksplaner kanske man vill ha en mer detaljerad beståndsindelning. Då kan man på liknande sätt använda den tidigare uppskattade "medelboniteten" vid förbättra och även behov bonitetsbestämningen. I revideringsfallet är det också vanligt att man känner till beståndsåldern. I detta fall ger beståndets höjd en god uppfattning om SI. Mäter man t.ex. medelhöjden 14 m i ett 50-årigt tallbestånd måste SI vara över T22 (figur XX).

Om man saknar lokalkännedom eller referensytor men ändå vill göra en översiktlig flygbildsuppskattning av ståndortsindex kan man försöka tolka markvegetationstyper och övriga ståndortsfaktorer enligt Skogshögskolans boniteringssystem i ungskogar och därigenom få fram SI. När man bestämt ett antal bestånd på detta sätt interpolerar man fram SI i de mellanliggande

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

bestånden med hänsyn till terrängens utseende. Den beskrivna metoden gäller främst IRF-bilder fotograferade vid lämplig tidpunkt.

En annan möjlighet är att börja med att mäta övre höjden i äldre bestånd där man bedömer att höjdtillväxten avstannat (t ex fröträdsställningar och bestånd med stor kronvidd). Därefter bedömer man åldern och läser av ståndortsindex på en höjdutvecklingskurva (figur XX). En felbedömning av åldern får mindre betydelse för SI om höjdtillväxten avstannat.

5.6.6. Ålder

Skogens ålder går inte att direkt mäta med hjälp av flygbilder. Trädens höjd har dock en klar korrelation med åldern. Om bonitet och trädslag är desamma beror en höjdskillnad mellan två intilliggande bestånd troligen på en skillnad i ålder. Höjden kan mätas i flygbilderna, medan trädslag och bonitet måste bedömas med hjälp av indirekta indikatorer (se avsnitt XX och XX).

Under förutsättning att man lyckats bra med tolkningen av trädslag och ståndortsindex och kan mäta beståndets övre höjd kan man använda dessa värden och läsa av åldern i en boniteringstabell (figur 9:40).

Trädens kronvidd har också ett samband med åldern. Ju äldre ett fristående träd blir desto större omfång får trädkronan. Kronutvecklingen på träd som växer i bestånd påverkas dock av hur tätt träden står. Beståndets historik påverkar därför i stor utsträckning hur kronvidden på träden utvecklas. Beståndsåldern i täta bestånd kan därför underskattas liksom åldern i bestånd som under lång tid varit glesa kan överskattas. Höjdmätning och god uppskattning av boniteten minskar risken för sådana misstag.

I IR-färgbilder kan ett bestånds färgton ge en viss ledning vid ålderbestämning av barrbestånd. Yngre barrskog har i regel rödaktiga färgnyanser medan äldre skog får blåare färg (se avsnitt XX).

5.7. Åtgärdsbehov

Vissa typer av åtgärdsbehov kan bedömas ganska väl med hjälp av flygbilder medan andra kan vara omöjliga att tolka och fältbesök är nödvändigt.

5.7.1. Röjning

På grund av den stora skillnaden i färgnyans mellan löv- och barrskog i IRfärgbilder är det oftast lätt att se lövinslag i skogen. En någorlunda tränad tolkare kan snabbt bedöma behovet av *lövröjning* med aktuella IRfärgbilder. Även konventionella färgbilder med hög upplösning kan vara användbara, men lövinslaget framträder inte alls lika tydligt i dessa. I figur 9:45 finns ett exempel på stort lövröjningsbehov i en barrungskog.

Behov av röjning av barr i barrungskog är svårare att se i flygbilder och kräver bilder med högre upplösning. Kan man räkna antalet stammar per hektar eller mäta förbandet mellan stammarna kan detta vara ett stöd vid bedömningen.

5.7.2. Gallring

Genom att tolka slutenheten i bestånden kan man få en uppfattning om gallringsbehovet. Detta fungerar självfallet bäst i bilder med högre upplösning. Genom att bedöma slutenheten och mäta beståndshöjden kan man få fram grundytan (figur 9:39) och därefter använda en gallringsmall som stöd (figur 9:46). Denna metod kan fungera bra i bestånd med jämn stamfördelning. Gruppställda bestånd är däremot besvärliga eftersom det finns risk för underskattning av slutenheten inom de täta grupperna. Stort lövinslag i barrskog är många gånger en anledning till gallring. Med IRfärgbilder kan man vanligen hitta denna beståndstyp.

Man kan ibland utesluta att gallringsbehov föreligger, t.ex. om man ser stickvägar efter utförd gallring (figur 9:47) eller om beståndet är glest.

5.7.3. Slutaverkning

Att i flygbilder bedöma om ett bestånd uppnått slutavverkningsmogen ålder kan vara svårt. I viss mån kan beståndshöjden och kronvidden ge ledning. Hög höjd och vida kronor tyder på hög ålder (se avsnittet Ålder ovan). I IRfärgbilder kan man upptäcka vissa typer av skador i bestånden (avsnitt XX). Man kan även i viss mån se vitaliteten och tillväxten. Dessa metoder kan utnyttjas när man ska avgöra vilka bestånd som kan vara aktuella för slutavverkning och därefter göra fältbesök i de utvalda bestånden.

5.7.4. Framkomlighet

För många åtgärder inom skogsbruket är det nödvändigt att känna till framkomligheten i terrängen. Framkomligheten är främst beroende av markens *lutning, bärighet* (grundförhållande) och *ytstruktur* (främst blockighet). Av dessa faktorer är det lutningen som är enklast att bedöma i flygbilder, förutsatt att man använder stereobilder. I högupplösta bilder och öppen terräng framgår också blockigheten relativt väl. I någorlunda täta bestånd är det dock problematiskt att bedöma ytstrukturen. Bärigheten påverkas främst av jordarten och fuktighetsgraden. Fuktighetsgraden kan i viss mån tolkas genom att studera topografin och bedöma vegetationstypen och trädskiktet.

5.8. Skogsinventering

Grundläggande för planeringen av skogens skötsel är att man har uppgifter om skogsbeståndens tillstånd och markens beskaffenhet. Dessutom måste skogsmarken avgränsas från övriga ägoslag och indelas i lämpliga behandlingsenheter. Vid detta arbete är flygbilder av mycket stort värde och lite olika tekniker har använts genom åren.

5.8.1. Avgränsning av ägoslag och bestånd

Vid avgränsningen brukar man börja med att dela in marken i olika ägoslag (se tabell XX). Därefter delas den produktiva skogsmarken in i bestånd eller avdelningar. Vid denna avgränsning, som ibland brukar kallas *avfattning*, eftersträvar man någorlunda homogena områden med avseende på biologiska och drivningstekniska förhållanden. Biologiska faktorer som har betydelse är framför allt ålder, trädslag, bonitet och fuktighet. Tekniska faktorer är bl.a. markens bärighet, ytstruktur, lutning och drivningshinder. © SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

Även åtgärdsbehov och olika hänsyn kan påverka hur avdelningar avgränsas. Hänsyn kan behöva tas av naturvårds- eller kulturvårdskäl eller på grund av att marken gränsar mot bebyggelse.

För det mesta finns skogskartor och beståndsdata över skogsmarken i Sverige. Är befintliga data av god kvalitet nöjer man sig oftast med att ajourhålla eller revidera informationen vartefter förändringar sker. Om det krävs en mer omfattande förändring av avdelningsgränserna över stora delar av skogsinnehavet brukar man prata om *nyindelning*. Nyindelning kan t.ex. bli aktuell om man vill ha mer detaljerad information om skogen än vad som finns i det befintliga materialet.

5.8.2. Ägoslag

En viktig del av avgränsningen är att urskilja *produktiv skogsmark* från improduktiv mark eller, som det också kallas, *impediment*. Med impediment avser man mark där den virkesproducerande förmågan i medeltal är mindre än 1 m³sk per ha och år. Vissa försumpade marker kan mycket väl vara produktiv skogsmark men oftast är myrmark och berghällar impediment. Det finns också mark som kallas *improduktiv skogsmark*, vilket innebär att marken ska ha potential att ha ett trädbestånd som kan bli 5 m högt och en krontäckning på 10 % (men inte uppnå en produktion på 1 m³sk per hektar och år). Ska vi blanda in Skogsmark enligt FAO här?

Hällmark (figur 9:53) återges oftast i en ljus ton i pankromatiska bilder och med relativt ljusa blåaktiga toner i IR-färgbilder. Oftast har hällmark en karakteristisk topografi som underlättar identifieringen i stereobilder. Mindre småhällar kan ibland vara svåra att skilja från andra luckor i skogen, särskilt om de är beskuggade. Trädbevuxna hällmarker innebär normalt lågproduktiv tallskog som vanligen är impediment. Gränsen mellan trädbevuxna bergimpediment och produktiv skogsmark kan vara diffus och svårbestämd. Flygbilder är här mycket värdefulla tack vare den goda överblick man har i dessa. Höjdmätning och slutenhetsbedömning kan användas som stöd vid gränsdragningen. Är beståndet slutet och högt bör det vara produktiv mark. I kombination med fältkontroll är detta den bästa metoden för att få en säker avgränsning.

Ibland förekommer områden med en mosaikartad blandning av berghällar och produktiv skogsmark. Av praktiska skäl kan man då inte avgränsa varje impedimentfläck utan man brukar istället uppskatta den andel av området som utgörs av impediment (s.k. impedimentavdrag). Flygbilder underlättar en sådan bedömning.

Myr är ofta lågt belägen i terrängen och har mestadels en plan yta (figur 9:54). Stereobetraktning underlättar därför identifiering av myrmarker i flygbilder. I områden med rik vattentillförsel och låg avdunstning kan dock myrar förekomma även på sluttningar. Sluttande myrmark är vanligast från Värmland och norrut. Öppna myrar brukar ha så många särdrag i bilderna att de är lätt identifierbara för vana bildtolkare. Trädbevuxna myrmarker

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

kan emellertid vara svåra att skilja från fastmark, särskilt kan mindre kärr inne i vuxen skog vara besvärliga att se.

Myrmark definieras ibland som mark med torvbildning. Med denna definition kan myrmark bestå både av produktiv skogsmark och av impediment. I skogliga sammanhang är man vanligen främst intresserad av gränsen mellan produktiv och improduktiv mark. Gränsdragningsproblem mellan dessa förekommer ibland. Ett exempel är trädbevuxna myrimpediment som successivt övergår i produktiv skogsmark. Här är gränsen flytande och svår att fastställa exakt även i fält. Överblicken som man har i flygbilder underlättar gränsdragningen, framför allt i kombination med fältbesök. Även här används höjdmätning och slutenhetsbedömning om möjligt som stöd vid gränsdragningen i flygbilderna.

Tidigare var det vanligt att man avverkade alla träd ända ut mot myrkanter (dvs. man lämnade ingen hänsynsyta). I äldre bilder kan det därför i vissa fall vara svårt att kartera myrgränser mot hyggen, framför allt i svarvita bilder där markvegetationen inte framgår särskilt väl.

Ibland kan myr och hygge se snarlika ut i svartvita bilder. Om området är omgivet av trädbevuxen mark kan beståndskanten ge vägledning för bedömningen. Beståndshöjden avtar oftast successivt mot en myr medan den brukar vara skarpare mot ett hygge (figur 9:57). Vissa kärrkanter kan dock ha skarpa beståndskanter.

I viss mån kan Fastighetskartan (eller annat kartmaterial) vara till stöd vid avgränsningen. Men man bör observera att i de allmänna kartorna har man inte tagit hänsyn till gränsen för produktiv skogsmark. Det kan alltså finnas produktiv mark inom det som på kartan är redovisat som myr.

Åkermark är oftast enkel att identifiera och avgränsa. Ängs- och betesmarker kan däremot ibland vara svåra att skilja från igenväxande ängsmark som enligt skogsvårdslagen är skogsmark (figur 9:58). Här är ofta fältbesök nödvändigt för att vara säker. Åkermark, ängs- och betesmarker brukar ofta inom skogsbruket sammanföras i termen inägomark. Ibland brukar även bebyggd mark ingå i inägomarken.

Breda *vägområden* och *kraftledningsgator* brukar också avgränsas. Dessa brukar ofta samlas i begreppet *övrig mark*. Normalt är det inga svårigheter att identifiera och avgränsa dessa. Här ger också allmänna kartor eller kartdatabaser gott stöd.

Vattenytor är oftast lätta att identifiera i flygbilder. Vattenytor brukar bli mycket mörka både i pankromatiska bilder och i IR-färgbilder. Viss risk kan finnas för sammanblandning med skuggor. I vissa vattenytor kan också vattenståndet variera under året varför det inte alltid går att fastställa en exakt gräns. Gränsdragningsproblem mellan vattenytor och land finns emellanåt också vid vassbevuxna vattenytor som övergår i sumpkärr. I skogliga sammanhang har detta dock knappast någon praktiskt betydelse

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

eftersom sumpkärret troligen är impediment. Även för vattenytor ger allmänna kartor ett bra stöd.

5.9. Avdelningar eller bestånd

Som underlag för skogsbrukets planering är det vanligen nödvändigt att dela upp skogsinnehavet i mer eller mindre enhetliga områden. Dessa enheter brukar ofta kallas *bestånd* eller *avdelningar*. Ordet bestånd syftar egentligen på den växande skogen, men många gånger avser man också ett avgränsat område. Inom ett bestånd tillåts normalt ganska liten variation beträffande framför allt ålder och trädslagsblandning. Inom en avdelning tolererar man vanligen större avvikelser, vilket medför arealmässigt större enheter.

Ofta är en avdelning också en *behandlingsenhet*, dvs. nästa åtgärd är densamma inom avdelningen. Ett annat synsätt är att avgränsa *beskrivningsenheter*, dvs. man eftersträvar att avgränsa avdelningar som är så homogena att de är lätta att beskriva med avseende på de beståndsavskiljande faktorerna. Beskrivningsenheterna blir mindre men fördelen blir att skogen blir bättre beskriven och det är enklare att ändra åtgärdsplanerna om förutsättningarna ändras. Vid åtgärder behandlas ofta flera beskrivningsenheter samtidigt. Ev. bildexempel.

Arbetet med indelningen av skogen i lämpliga enheter brukar ofta kallas beståndsindelning även om det enligt ovanstående definitioner egentligen är avgränsning av avdelningar som avses. Vad som är lämplig storlek kan beroende på hur stort skogsinnehav variera. bl.a. man har. Fastighetsstorlekens inverkan har främst betydelse om man avgränsar åtgärdsenheter och spelar mindre roll vid avgränsning av beskrivningsenheter. När de stora skogsbolagen senast gjorde sina nyindelningar var anledningen bl.a. att man hade ökat kravet på enhetlighet inom avdelningarna och snarare efterstävade beskrivningsenheter istället för behandlingsenheter. I figur 9:59 finns ett exempel från en instruktion för beståndsindelning.

5.9.1. Avgränsning

Vid beståndsindelningen med flygbilder använder man i första hand skogens höjd, kronstorlek, slutenhet (täthet), trädslag, marklutning och fuktighetsförhållanden som indikatorer vid avfattningen. Enkelt uttryckt så avgränsar man områden som ser enhetliga ut i flygbilderna och har lämplig storlek. Skogens ålder är en viktig faktor att ta hänsyn till vid avgränsningen och där är höjden och kronstorleken viktiga indikatorer.

En vanlig metod vid beståndsindelning var tidigare att stereobetrakta papperskopior av bilderna i ett stereoskop och rita gränserna direkt på flygbilden. Stereomonterade flygbilder kunde sedan tas med vid fältarbetet. Efter fältarbetet överfördes gränserna från flygbilderna till ett ortofoto genom att jämföra detaljer i de båda bildmaterialen.

När de digitala bilderna ersatte de analoga blev ovanstående metod mindre användbar eftersom det är svårt att framställa analoga kopior av digitala

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

bilder med tillräckligt hög kvalitet. I dagens läge är det vanligt att man använder sig av ortofoton som presenteras på en bildskärm. Ofta har man också tillgång till en befintlig skogskarta i digital form som man kan ha som stöd.

När man drar gränserna i ett ortofoto måste man tänka på trädtopparnas deplacering som ökar mot kanten av en flygbild (se figur XX och avsnitt XX). Ett ortofoto består ofta av flera ursprungliga flygfoton som lagts samman till en sammanhängande bild. Till skillnad mot i en vanlig flygbild är det därför inte säkert att deplaceringen är störst i kanten av det ortofoto man använder utan den kan till och med vara störst i mitten.

Ett annat fel är att man missbedömer skuggan i en beståndskant mot öppen mark och tar med det beskuggade området i beståndet. Båda beskrivna felen medför en systematisk överskattning av arean äldre skog.

Vid stereobetraktning och kartering i digitala stereoinstrument är risken för ovanstående feltolkningar betydligt mindre. Detta beror delvis på att stereoeffekten bidrar till bättre tolkningsmöjligheter. Största anledningen är dock att det här inte spelar någon roll om man karterar gränsen i nivå med trädtopparna eftersom man i princip drar gränsen i en geometriskt riktig modell av verkligheten (en s.k. stereomodell, se även avsnitt XX).

Vid avgränsningsarbetet brukar man börja med att kartera ägoslagsgränserna. Därefter karteras de tydliga (säkra) avdelningsgränserna och sist gränser som är osäkra. Oftast framställer man sedan en preliminär skogskarta eller kartdatabas som används vid ett efterföljande fältarbete. Vid fältarbetet är det då av stort värde om de osäkra gränserna har ett särskilt utseende så att de kan kontrolleras (figur XX). Detta gäller även vissa ägoslagsgränser som kan vara diffusa, exempelvis många trädbevuxna myrkanter.

5.10. Olika metoder för flygbildsanvändning

Vid avdelningsvis inventering har flygbilder använts på lite olika sätt, vilket beskrivs i detta avsnitt. Till en början användes bilderna främst för kartläggning och för orientering i fält men man gjorde inga egentliga mätningar eller uppskattningar av data i bilderna annat än i vissa försök. Under slutet av 1970-talet utvecklades dock en teknik med mer intensiv bildanvändning som fick stor praktisk betydelse. Numer finns också i de flesta fall befintliga data om skogen som man kan utnyttja vid inventeringen. Den tekniska utvecklingen har också medfört att vissa metoder som var aktuella när man använde analoga bilder inte används längre.

5.10.1. Den tidigare "konventionella" metoden

En allmänt använd metod vid skogsinventering har varit att använda stereobilder för beståndsindelning/avgränsning. Normalt ritades i detta fall beståndsindelningen direkt på bilderna (vanligen s.k. standardförstoringar eller kontaktkopior av fotopapper). Oftast gjordes en preliminär indelning © SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

före fältarbetet, som vid behov justerades i fält. Stereobilderna användes även som hjälp vid orienteringen i fält.

Efter fältarbetet överfördes beståndsindelningen från flygbilderna till ett skalriktigt kartunderlag, vanligen ett ortofoto. Genom att jämföra bilddetaljer i flygbilderna och ortofotot kunde man rita in beståndsindelningen på det skalriktiga ortofotot. Tidigare renritades informationen med tusch och en skogskarta framställdes. Senare digitaliserades oftast informationen och man fick en digital kartdatabas.

Vid den beskrivna metoden användes flygbilderna främst för beståndsavgränsningen och för orientering i fält. Man använde också bilderna som stöd vid fältinventering med subjektiva metoder, som när man måste bilda medelvärden inom avdelningar med ojämnt virkesförråd och inte har möjlighet (tidspress) att mäta på tillräckligt många platser. I detta fall kan bilden vara till hjälp för att bedöma hur stor andel som är glesare, lägre osv.

En nackdel med metoden var att den var känslig för dåligt väder eftersom stereobilder är svåra att använda vid regn. Fördelen var att ingen dyr utrustning krävdes och att den var relativt lätt att lära sig. En variant av metoden är att direkt vid bildtolkningen rita in den preliminära beståndsavgränsningen på en ortofotokarta och använda denna som fältarbetsunderlag, vilket oftast är att föredra vid regn.

Arbetssättet med stereobilder i fält är numer inaktuellt på grund av att flygfotograferingen nu sker med digitala kameror. Pappersbilder framställda från digitala bilder har förhållandevis låg kvalitet, vilket gör metoden mindre intressant.

5.10.2. Metod med utökad bildanvändning – "LMV-metoden"

I slutet på 70-talet började Lantmäteriet att använda en metod som bygger på att vissa skogliga data uppskattas med hjälp av flygbilder. Eftersom utvecklingen av arbetssättet till stor del skett på Lantmäteriverket kallas den ofta för "LMV-metoden". Metoden användes till en början för att göra översiktliga värderingar av skogsfastigheter i samband med fastighetsregleringar.

I början på 80-talet genomförde skogsbolaget Kopparfors AB (ingår numer i Stora Enso) en nyindelning med hjälp av denna teknik. Därefter har Korsnäs AB inventerat stora delar av sitt innehav med metoden. Under 1990-talet inventerade dåvarande Graninge AB, SCA och Holmen hela sitt skogsinnehav med LMV-metoden. För närvarande använder bl.a. Norra Skogsägarna, Norrskog och flera skogsbolag metoden för skogsbruksplanläggning på privat mark. Kollas!

Tekniken bygger på att man förutom indelningen även uppskattar bl.a. virkesförrådet med hjälp av flygbilderna, varvid beståndsmedelhöjden mäts och trädslagsblandningen och massaslutenheten tolkas. I den ursprungliga

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

LMV-metoden uppskattades även bonitet och ålder. Därefter skattades grundytevägd medeldiameter med hjälp av statistiska samband.

Kort kan arbetsgången beskrivas enligt följande:

- *Förberedande fältstudier* (referensytor) och/eller genomgång av befintlig information.
- *Bildtolkningsarbete* som består av beståndsavgränsning och kartering (digitalisering) av andra kartdata samt bildtolkning och mätning av skogliga data. Arbetet utfördes tidigare med hjälp av diapositiv som tolkades i s.k. analoga eller analytiska stereoinstrument. Numer används digitala fotogrammetriska arbetsstationer. Bl.a. har SCA och Holmen egen utrustning.
- Kompletterande fältarbete där den bildtolkade informationen rimlighetskontrolleras och vid behov justeras och kompletteras. Vid fältarbetet används den skogskarta som blir preliminära resultatet av bildtolkningsarbetet. Till skillnad från vid den "konventionella" metoden utförs vanligen fältarbetet av en annan person än bildtolkaren.
- *Objektiv kontrollinventering* i ett begränsat urval av avdelningarna (genomförs inte alltid).

Fördelen med metoden är att den ger bättre beståndsindelning både avseende detaljeringsgrad och geometrisk noggrannhet. Dessutom är metoden okänsligare för dålig väderlek jämfört med den ursprungliga "konventionella" eftersom man slipper använda stereobilder i fält.

Nackdelen är att det krävs dyrare utrustning och längre utbildning av bildtolkaren. Metoden kräver också lite mer arbete innan man kan betrakta bilderna i stereo, s.k. orientering av bilderna. Numer är dock orienteringen av bilderna mycket snabbare än när analoga bilder användes, så skillnaden i förbredande arbetstid har minskat.

5.10.3. Revidering av befintlig plan – variant av den konventionella metoden

I dagens läge är det mycket vanligt att det finns en befintlig skogsbruksplan över fastigheterna. Om planen är av godtagbar kvalitet är det vanligen en bra metod att använda denna som grund för den nya planen. I bästa fall har man aktuella flygbilder eller nytt ortofoto över området. Det är då ett vanligt arbetssätt att man reviderar beståndsindelningen i skogskartan med hjälp av den nya bildinformationen.

Är den gamla planen i digital form kan denna visas på en bildskärm som samtidigt visar det digitala ortofotot. Det är då lätt att lägga in nya hyggen och vägar. Det kan däremot vara svårare att se t.ex. gallringar och röjningar. Efter att beståndsindelningen justerats används den nya (preliminära) skogskartan som underlag för fältarbetet. Fältarbetet kan i övrigt genomföras på samma sätt som vid den "konventionella" metoden. Här kan man även tänka sig att man som stöd har framskrivna värden från den befintliga planen. Genom tillväxtfunktioner erhålls då nya värden för t.ex. volym, ålder, medelhöjd, grundyta, diameter osv.

En befintlig plan kan naturligtvis även användas som stöd om man använder LMV-metoden.

5.10.4. Sammanfattning av konventionella- kontra LMV-metoden

5.10.4.1. Konventionella metoden

- Vanlig persondator används (stereoskop användes tidigare).
- Avgränsning i digitalt ortofoto (tidigare användes stereomonterade pappersbilder).
- Enbart beståndsavgränsning i bilden (ingen uppskattning av variabler).
- Vid avgränsning på digitalt ortofoto blir resultatet en skalriktig kartdatabas men hänsyn till deplacering av trädtopparna måste tas. (Tidigare när avgränsning gjordes på flygbild måste gränserna överföras manuellt till ett skalriktigt material och digitaliseras efteråt.)
- En fältarbetskarta framställs från kartdatabasen och används vid fältarbetet. Inga tolkade data utnyttjas. (Tidigare användes stereobilder också vid fältarbetet).
- Bildtolkning och fältarbete utförs oftast av samma person.
- Kort utbildningstid av bildtolkaren.
- Billig utrustning.
- Enkel process för att komma igång med arbetet.

5.10.4.2. LMV-metoden

- Digitala fotogrammetriska arbetsstationer används (tidigare användes analoga eller analytiska stereoinstrument).
- Digitala stereobilder används (tidigare diapositiv). Avgränsning och tolkning i stereomodell
- Uppskattning av vissa variabler genom mätning och tolkning i bilderna.
- Avgränsning och kartering blir skalriktig (en digital kartdatabas skapas).

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

- En fältarbetskarta framställs från kartdatabasen och används vid fältarbetet tillsammans med tolkade data.
- Bildtolkning och fältarbete utförs oftast av olika personer.
- Relativt lång utbildningstid krävs för bildtolkaren.
- Dyr utrustning (programvara) krävs för bildtolkningen.
- Något mer komplicerad process innan bildtolkningen kan börja (tidigare betydligt mer komplicerad).

5.11. Automatiserad digital fotogrammetri

Även flygbilder kan användas för att ta fram tredimensionell information om skogen. Bilder tagna i stereo kan användas för att skapa punktmoln liknande de från laserskanning, med två viktiga skillnader: *i*) punkterna från flygbilder innehåller även information om färg, vanligen blått, grönt, rött och nära infrarött, *ii*) eftersom kameran inte "ser igenom" trädkronorna saknas i stort sett punkter från undervegetation och skogsbevuxen mark (figur 23). I Sverige finns god tillgång på flygbilder tack vare Lantmäteriets regelbundna fotografering, och med hjälp av den nya, nationella höjdmodellen (NNH) kan punkternas höjd över marken beräknas trots att markpunkter saknas. Tekniken har ännu inte fått samma spridning som laserskanning i skogsbruket, men forskningsresultaten är lovande och intresset stort.

Inspiration till figurerna i följande avsnitt (Fig 5.2) har hämtats i Anders Bobergs *Introduktion till fotogrammetrin* [25], som även är en utmärktkälla för den som vill veta mer om fotogrammetrins grunder.



Figure 5.2 3D-punktmoln från laserdata (till vänster) och från matchning av digitala flygbiler (till höger). Bilderna visar data från samma område. I profilerna (nedersta raden) är det tydligt att laserdata ger mer information om marken och trädskiktets vertikala struktur. Den digitala fotogrammetrin ger dock bra information om trädskiktets höjd och dessutom färginformation som i detta fall bl a visar döda träd som blå punkter. Bild: Jonas Bohlin, SLU. © Lantmäteriet, i2012/107. Reproducerad med upphovsmannens tillåtelse.

5.11.1. Färginformation från flygbilder

Digitala flygkameror registrerar oftast de fyra färgerna blått, grönt, rött och närinfrarött. Dessutom registreras ofta en pankromatisk kanal där ljus från en stor del av det synliga spektrat används. Det pankromatiska bandet brukar ha mindre pixelstorlek och används för att förbättra den rumsliga upplösningen i bilden. Med färgerna blått, grönt och rött kan "vanliga" färgbilder framställas där vegetationen framträder i grönt. En nackdel med dessa bilder är att det blå bandet kan störas av dis i atmosfären, särskilt vid flyghöjder över 3000 m. Ofta används istället de gröna, röda och närinfraröda banden, men visade som blått, grönt respektive rött i de framställda bilderna. I dessa så kallade falskfärgsbilder framträder vegetationen i rött. En fördel med dessa bilder är att olika typer av vegetation lättare kan urskiljas i det närinfraröda våglängdsbandet.

5.11.2. Centralprojektion och ortofoto

Den bild som kameran skapar av landskapet är en så kallad centralprojektion. Ljusstrålar från varje punkt i landskapet passerar genom kamerans objektiv (projektionscentrum) och fortsätter till detektorn. På så vis skapas en spegelvänd bild (figur 24).



Centralprojektion.

Om landskapet är plant och horisontellt, och kameran är riktad lodrätt mot marken, kommer centralprojektionen (fotot) att vara en kartriktig bild av landskapet. I praktiken inträffar aldrig detta idealfall – kameran lutar, marken lutar och det finns höjder, sänkor, träd och byggnader i landskapet. Detta får till följd att bildens geometri inte stämmer överens med kartans. Figur 25 a) och b) visar hur skalan i bilden varierar på grund av höjdskillnader i terrängen och lutande kameraaxel. Höjder som träd, hus och berg ser ut att luta ut från bildens mitt, så kallad radiell förskjutning (figur 25 c). Förskjutningen är proportionell mot objektets höjd. På motsvarande sätt förskjuts sänkor in mot mitten.



a) Kameraaxelns lutning och b) höjdskillnader i terrängen orsakar skalvariationer i bilden, så att de lika långa sträckorna s_1 och s_2 avbildas olika $(s_1' < s_2')$. c) Uppstickande objekt som höjder och träd förskjuts radiellt från bildens centrum.

Det finns flera olika kommersiella programvaror för digital framställning av ortofoton (kartriktiga bilder). Programmen räknar om bildernas läge pixel för pixel. Man kan tänka sig ortofotot som ett rutnät av pixlar som till att börja med saknar innehåll. Pixlarna i den ursprungliga flygbilden ska ges nya positioner i ortofotot. Det innebär att varje pixel i ortofotot ska fyllas med färg från någon eller några pixlar i flygbilden. Ortofotots pixlar

har kända koordinater i planet. Höjden för motsvarande punkt på marken fås från en höjdmodell. Om kamerans position och vinkel är kända, kan man beräkna var i flygbilden denna del av landskapet har avbildats. Färgen från den delen av flygbilden överförs nu till den aktuella pixeln i det blivande ortofotot. Förutsättningarna för att göra ett digitalt ortofoto är alltså att man känner till kamerans orientering och har tillgång till en höjdmodell, alternativt kan skapa en ur flygfotona.

5.11.3. Linjeskanning och cylinderprojektion

I den typ av digitalkamera som bland andra Lantmäteriet hittills har använt, liksom i analoga kameror, blir avbildningen en centralprojektion. Ett alternativ till den traditionella kameran är linjeskannern. Istället för att ta en sekvens av tvådimensionella bilder skannar den landskapet rad för rad. För att få stereobilder används ofta skannrar som tittar i två, eller oftare i tre riktningar: snett bakåt, rakt nedåt och snett framåt (figur 26 a). Därmed fotograferas varje punkt på marken från tre vinklar. Skanningslinjerna är vinkelräta mot flygriktningen. Även här orsakar höjdskillnader och lutande kameraaxel skalskillnader. Liksom i fallet med centralprojektionen förskjuts höjder och sänkor, men inte radiellt ut från bildcentrum (något sådant finns inte här) utan ut åt sidorna vinkelrätt mot flyglinjen (figur 26 b). En sådan projektion kallas cylinderprojektion. Förskjutningen är proportionell mot objektets höjd.

5.11.4. Stereofotogrammetri

Principen för stereofotogrammetri är densamma som för det mänskliga djupseendet: två bilder, från olika vinklar, kombineras till en tredimensionell modell med information om avstånd till olika objekt. Vanligen används minst 60 % överlapp mellan bilderna, vilket med viss marginal ger stereotäckning i hela bildstråket.



Fig 5.X a) Linjeskanning resulterar i b) cylinderprojektion. I en cylinderprojektion förskjuts höga objekt ut åt sidorna, vinkelrätt mot flyglinjen.

I de tvådimensionella bilderna förskjuts objekt ut från mitten, se figur X. Förskjutningen är större ju närmare ögat eller kameran objektet befinner

sig. Ett objekt förskjuts på olika sätt i de två bilderna, eftersom de har olika centrum. Skillnaden i förskjutning kallas parallax och möjliggör stereoseende och avståndsbedömning. Flygbilder som används för stereotolkning överlappar varandra i flygriktningen. Ortofoton kan inte användas eftersom parallaxer orsakade av topografin har tagits bort. Numera finns speciella datorskärmar som i kombination med särskilda glasögon möjliggör stereotolkning av digitala flygbilder. Digitala fotgrammetriska arbetsstationer med sådana skärmar har ersatt tidigare analoga instrument för kartriktig tolkning av flygbilder.

Läget i plan och höjd kan beräknas analytiskt för objekt som syns i båda bilderna i paret. Det görs med hjälp av de så kallade parallaxformlerna. Figur X illustrerar hur parallaxformlerna härleds om kameraaxlarna är parallella med varandra och vinkelräta mot fotograferingsbasen (sträckan mellan de två punkter där kameran befann sig vid exponering). Det kallas för fotogrammetrins normalfall men är, namnet till trots, ett idealfall som i praktiken endast inträffar approximativt. I figuren har bildplanet ritats i så kallat positivläge, det vill säga på samma sida av projektionscentrum som det avbildade objektet (jämför med figur X där bildplanet och det avbildade landskapet har ritats på varsin sida om projektionscentrum).



Fig. X. En illustration av hur parallaxformlerna härleds. Koordinatsystemet xyz har origo i den vänstra bildens projektionscentrum, O'. Objektpunkten P har koordinaterna x, y, z. Koordinatsystemen markerade med ' och '' har origo i respektive bildcentrum. Avbildningen av punkten P har koordinaterna x', y', z' i den vänstra bilden och x'', y'', z'' i den högra. Kamerakonstanten c är bildens z-koordinat och är negativ. Fotograferingsbasen betecknas b.

Likformiga trianglar ger att

$$\frac{x}{x'} = \frac{z}{-c},\tag{1}$$

vilket i sin tur ger

$$x = x' \cdot \frac{z}{-c}.$$
 (2)

 p_x , x-parallaxerna, är definierade som x' – x''. Återigen ger likformiga trianglar

$$\frac{z}{-c} = \frac{b}{p_x}.$$
(3)

Ekvation X i X ger slutligen

$$x = x' \cdot \frac{b}{p_x}.$$
 (4)

På liknande sätt kan man visa att

$$y = y' \cdot \frac{b}{p_x},\tag{5}$$

och (eftersom y-parallaxerna i normalfallet är noll och y'=y'')

$$y = y'' \cdot \frac{b}{p_x},\tag{6}$$

samt att

$$z = -c \cdot \frac{b}{p_x}.$$
(7)

Höjden z är objektets höjd över havet. För att bestämma dess höjd över marken måste man antingen mäta markhöjden på samma sätt som ovan, eller ha tillgång till en höjdmodell.

5.11.5. Punktmoln från stereobilder

Förutsättningarna för att punktmoln ska kunna genereras ur flygbilder är att *i*) bilderna överlappar varandra, *ii*) kamerans inre orientering är känd och *iii*) kamerans position och vinkel är kända med stor noggrannhet. Kamerans inre orientering mäts upp i laboratorium. Den externa orienteringen (position och vinkel) registreras med GNSS och INS (avsnitt X), men dessa värden är oftast inte tillräckligt noggranna för att en bra bildmatchning ska kunna göras. Finjustering görs med hjälp av blocktriangulering. En vanlig metod för detta är *bundle adjustment*. Väl synliga och noggrannt inmätta punkter i terrängen, till exempel målade, vita kvadrater eller brunnslock, används för att länka ihop bilderna till bildblock. Stålkärvarna (*bundles*) från dessa objekt används för att finjustera (*adjust*) kamerornas externa orientering.

När förutsättningarna ovan är uppfyllda kan bilderna inom blocket matchas till punktmoln. Det finns några metoder för matchning och de ger lite olika resultat. Objektbaserad matchning innebär att så många objekt som möjligt identifieras och matchas. Pixelvis matchning (*semi-global matching*) är en nyare metod som innebär att varje pixel matchas, vilket ger mycket täta punktmoln. Efter matchningen beräknas objektens x-, y- och z-koordinater med hjälp av parallaxformlerna (avsnitt X). Resultatet blir ett punktmoln mycket likt det som fås vid laserskanning, men en viktig skillnad är att punkterna kan kompletteras med färginformation från flygbilderna. Enligt vilken princip detta görs varierar mellan olika programvaror för bildmatchning.

Eftersom antalet markpunkter är mycket lågt vid matchning av flygbilder, framför allt i skog, krävs i praktiken att man har tillgång till en befintlig höjdmodell. Lantmäteriet arbetar sedan 2009 med att laserskanna hela landet i syfte att skapa en ny nationell höjdmodell (NNH), och möjligheterna att i framtiden använda stereomatchade flygbilder är därför goda.

5.11.6. Tillämpningar i skogsbruket

Ortofoton används allmänt som bakgrund till kartor i skogsbruket, liksom för indelning och ajourföring av skogsbruksplaner. Även kartering i fotogrammetriska instrument har använts, särskilt vid skogbruksplanering av större innehav. I den så kallade "LMV-metoden" används fotogramemtriska instrument för att göra indelningen av bestånd och mäta trädhöjden, samt för att uppskatta massaslutenhet och trädslagsfördelning. Höjden och massaslutenheten används sedan för att skatta virkesförrådet. Med införandet av digitala bilder och digitala fotogrammetriska instrument har detta arbetssätt blivit enklare. Det är dock inte så utbrett inom skogsföretagen utan används mest av konsultföretag.

Det finns vissa möjligheter att automatiskt bearbeta ortofoton, till exempel för segmentering av bestånd, men olika betraktningsvinklar i olika delar av bilden fordrar att speciella program används. Dessutom innehåller en tvådimensionell bild endast begränsad information om skogens storlek.

Tekniken att genom matchning av flygbilder skapa 3D-punktmoln som avbildar krontaket på liknande sätt som laserdata innebär nya möjligheter att automatiskt få skoglig information från flygbilder. Detta är särskilt intressant för mindre fastigheter eftersom Lantmäteriet regelbundet fotograferar hela landet och distribuerar de digitala bilderna till en marginalkostnad.

Om punkterna görs om till rasterdata kan de användas för segmentering av bestånd med olika höjd och textur. Likaså bör det gå att använda 3D-modeller av detta slag för att upptäcka förändringar.

Punktmoln från fotogrammetri kan även användas för skattningar av höjd, virkesförråd och grundyta på motsvarande sätt som med den areabaserade metoden. Ett nyligen rapporterat försök gav goda skattningsresultat då

© SLU, Björn Nilsson och Jonas Bohlin, 11 december 2016

bilder från Lantmäteriets DMC-kamera med flyghöjden 4800 m användes (tabell 5.2).

Tabell 5.2. Noggrannheter på beståndsnivå vid skattning av trädhöjd och stamvolym med punktmoln från Lantmäteriets digitala flygbilder, från Bohlin m fl 2012 [26].

Variabel	Använda mått i punktdata	Noggrannhet på beståndsnivå (RMSE)
Grundytevägd medelhöjd	h ₈₀	8,8 %
Stamvolym	<i>h</i> ₈₀ och densitetsmått	14,6 %

Det försök som återges i tabell 5.2 är mycket lovande eftersom det indikerar att skogliga skattningar kan göras automatiskt med relativt billig teknik, och med minst lika bra resultat som för manuella metoder. Förutsättningen är dock, precis som för laserbaserade skattningar, att det finns provytor med skogliga data som kan användas som oberoende variabler i en skattning. Skogen på den aktuella fastigheten har höga virkesförråd och är välskött. Försök av detta slag måste därför upprepas på fler fastigheter innan säkra slutsatser kan dras. Det torde dock stå klart att punktmoln från fotogrammetri är en mycket värdefull framtida datakälla för skogsbruket.

5.12. Framtiden

Självstudiefrågor

Litteraturen

6.LASERDATA I FJÄRRANALYS

LiDAR. Tekniken att mäta avstånd med laser kallas ofta LiDAR från engelskans Light Detection and Ranging.

Global Navigation Satellite Systems (GNSS). GNSS är ett samlingsnamn för alla satellitbaserade navigationssystem.

Inertial Navigation System (INS). Tröghetsnavigeringsystem.

Laserdata fjärranalys

Laserskanning ger noggranna tredimensionella mätningar av vegetationen och andra ytor. laserskanning Flygburen har revolutionerat skogsbrukets möjligheter att effektivt producera skogskartor med skogliga variabler som t.ex. virkesvolym, grundyta, trädhöjd och stamdiameter. Genom markbaserad laserskanning skulle det vara möjligt att erhålla snabbare fältundersökningar med utökad information jämfört med traditionella manuella mätningar. Dessa instrument kan placeras stationärt i en provyta eller mobilt på ett terrängfordon eller som en ryggsäck hos en operatör. Information från marksamplande system kan användas för att kalibrera fjärranalysdata insamlat från luftburna system.

6.1. Introduktion till Flygburen laserskanning

Laserskanning har etablerats som en ny och effektiv metod för skoglig datafångst. Flygburen laserskanning mäter med decimeternoggrannhet läget för punkter på marken och i trädkronorna. Med hjälp av särskilda datorprogram kan sedan markens höjd beräknas. Därefter kan även statistiska mått för de återstående laserpunkternas fördelning i trädkronorna beräknas. Med till exempel regressionsanalys kan sedan skogliga data från provytor överföras till rasterrutor som täcker all skogsmark inom den aktuella skanningen. Denna så kallade areabaserade metod introducerades 2002 som en kommersiell metod för skogsbruksplanering i Norge och används idag vid nästan all skogsbruksplanering där. Främst är det mått på trädens storlek och antal inom respektive rasterruta (stamvolym, höjd, grundyta etc.) som skattas på detta sätt. Beståndsindelning och uppskattning av trädslagsfördelning görs i Norge i regel med manuell tolkning av digitala flygbilder i stereo.

Även de statliga finska skogscentralerna har gått över från en traditionell, fältintensiv skogskartering till automatiserad skattning med laserskanning. Arealen som skattas med laserbaserade metoder uppgår nu till 1 - 2 miljoner hektar per år. Till skillnad från i Norge försöker man i Finland att även skatta trädslag automatiskt, bland annat genom att kombinera laserdata med digitala flygbilder. Metoderna för att automatiskt skatta trädslag i operationell skala är dock ännu förhållandevis osäkra.

Ι Sverige gjorde de flesta större skogsföretag och några skogsägarföreningar försök med laserskattningar i början av 2000-talet, ofta på testområden om ca 10 000 ha. Resultaten var i regel goda då det gäller variabler relaterade till trädens storlek. Enligt en sammanställning gjord av OL Skogsinventering AB är skattningsnoggrannheten på beståndsnivå med den areabaserade metoden 3-6 % för grundytevägd medelhöjd, 6-14 % för virkesförråd och 7-13 % för grundytevägd stamdiameter. Dessa noggrannheter är mycket bättre än vad som uppnås vid traditionella inventeringar i samband med skogsbruksplanläggning. Noggrannheten för skattning av stamantal är ca 12-24 % (Brethvad and Iversen 2012).

Etableringen av laserskanning som en operationell metod i det svenska skogsbruket tog fart i och med den nationella laserskanningen som Lantmäteriet startade 2009. År 2011 beslutade Bergvik att som första större skogsföretag i Sverige beställa laserskattningar för hela sitt innehav baserat på Lantmäteriets laserskannerdata. Därefter har bl.a. Holmen gjort detsamma och SCA har beställt skattningar för hela Norrland norr om Sundsvall, även utanför egen mark. Även Fastighetsverket och Sveaskog har beställt laserprodukter från konsultföretag som bearbetat Lantmäteriets laserskannerdata.

År 2013 fick Skogsstyrelsen ett regeringsuppdrag att tillsammans med SLU och andra intressenter göra skogliga produkter för hela Sverige baserat på Lantmäteriets laserskannerdata. Som en följd av detta har SLU gjort skogliga skattningar för 12,5 x 12,5 m stora rasterceller i hela Sverige utom fjällen. De variabler som skattats är virkesförråd, trädbiomassa, grundyta, grundytevägd medeldiameter och medelhöjd. Dessutom har Skogsstyrelsen tillsammans med tjänsteleverantörer tagit fram ytterligare produkter som t.ex. ett 2 x 2 m trädhöjdsraster, samt rasterskikt som baserat på markmodellen från laserdata visar sluttning, terrängskuggning, och fuktiga områden. Dessa dataskikt kan nås från Skogsstyrelsens hemsida under namnet *skogliga grunddata*. Produktionen av den första versionen av skogliga grunddata har avslutats år 2016, eftersom all skanning av skogsmark inte varit klar förrän då.

Initialt var spridningen av operationell användning av laserskanning snabbare i Norge och Finland, särskilt för privata fastigheter. En bidragande orsak till detta var sannolikt att det i dessa länder fanns etablerade system för samordning av skogsbruksplanläggning för privata fastigheter över större områden, samtidigt som staten delfinansierar planerna.

6.1.1. Laserskanningens utveckling

Laserljus är enfärgade, riktade ljusvågor som är i fas. Den första användbara lasern konstruerades 1960. Idag används laser inom en rad områden: i cd- och dvd-läsare, skrivare, laserspektroskopi, studier av gaser i atmosfären, avstånds- och hastighetsmätning, topografisk kartering, kartering av havsdjup i grunda områden och mycket mer. Vid flygburen laserskanning används laserns förmåga att mäta avstånd med hjälp av tiden från att en laserpuls sänds ut, tills laserljus som reflekterats från marken eller vegetationen kommer tillbaka till sensorn. Tekniken att mäta avstånd med laser kallas ofta LiDAR från engelskans Light Detection and Ranging.

De första försöken att mäta trädhöjder med LiDAR gjordes i dåvarande Sovjetunionen i slutet av 1970-talet. Mätning av trädhöjdsprofiler med flygburen laser testades även i Kanada och USA i början av 1980-talet (Nelson, Krabill, and Maclean 1984, MacLean and Krabill 1986). De första kända studierna av flygburna skannande lasersystem för skogsinventering genomfördes i samverkan mellan dåvarande FOA (Försvarets Forskningsanstalt, numera Totalförsvarets Forskningsinstitut, FOI) och Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU, 1991 (Nilsson 1996, 1994). Dessa tidiga försök visade att trädhöjd och virkesförråd kunde mätas med laserskanning. Ett problem med det experimentella system som användes i detta tidiga test var den låga noggrannheten i positioneringen. I mitten av 1990-talet utvecklades kommersiella laserskanningssystem för flygregistrering över land. I dessa system hade GPS integrerats med tröghetsnavigering (Inertial Navigation System, INS) vilket gjorde det möjligt att bestämma lasermätningarnas position med 0,5 meters noggrannhet eller bättre.

Ett av de första kommersiella systemen var svenska TopEye, utvecklat av SAAB 1993. Detta helikopterburna system producerade mätdata av hög kvalitet. TopEye-systemet är designat för detaljerad mätning av mindre områden och har använts mycket för mätningar av olika typer av infrastruktur samt för försök med skattningar av skog. De tidiga försöken med helikopterburen laserskanning ledde dock inte till användning inom operationell skogsinventering eftersom kostnaderna för datainsamling upplevdes som alltför höga. I Norge gjorde Erik Næsset 1995 försök med att mäta skog med skannande laser monterad på flygplan. Försöken lyckades väl, vilket ledde till utvecklingen av den så kallade areabaserade metoden för inventering på beståndsnivå med stöd av fältmätta referensytor. I slutet av 1990-talet visade finsk och svensk forskning på möjligheten att även upptäcka och mäta enskilda träd i laserdata med hög punkttäthet. En redogörelse för den tidiga utvecklingen i de nordiska länderna finns i referens¹.

Idag är laserskanning en vedertagen metod för skoglig inventering. Exempel på länder eller regioner där omfattande laserskanning för skogliga ändamål gjorts är Norge, Finland, Österrike, Spanien, norra Italien, USA, Canada, Chile och Tasmanien utanför Australien. Enstaka projekt finns i ytterligare en lång rad länder, till exempel Nepal, Tanzania och Brasilien för att nämna några. År 2011 fick professor Erik Næsset från Norge Wallenbergpriset (även kallat det skogliga Nobelpriset) för att han lanserat den areabaserade metoden som en operationell metod för skogsinventering. År 2011 kan också räknas som genombrottsåret för storskalig operationell

¹ Næsset et al. 2004
användning av metoden i Sverige, eftersom Bergviks projekt för att skatta hela sitt skogsinnehav med laserskanning startade då. I Sverige tog det således 20 år från de första försöken 1991, till den fullskaliga användningen.

6.1.2. Grundläggande egenskaper hos laser

Detta kapitel beskriver de viktigaste principerna för laserskanning och de huvudkomponenter som används i dagens system. Främst handlar kapitlet om flygburen laserskanning. En avståndsmätande laser placeras i ett flygplan eller en helikopter. Lasern sänder ut pulser för att mäta avståndet till punkter på marken eller i vegetationen, och en skanningsmekanism används för att fördela pulserna i ett brett stråk under planet. För positionsbestämning av mätpunkterna krävs att man med hög precision kan registrera avståndet till punkten samt laserns position och i vilken riktning pulserna sänds ut.

6.1.2.1. Avståndsmätning

Den metod som används för mätning av stora avstånd (storleksordningen 100 meter och längre) innebär att lasern sänder ut en kort (ca 4-10 ns. motsvarande 1,2-3 m), men intensiv ljuspuls². Pulsen färdas genom luften, träffar något objekt och reflekteras av objektet tillbaks till instrumentet, som registrerar hur lång tid som gått sedan pulsen sändes ut (figur 6.1). Detektorn omvandlar ljuset till en elektrisk spänning där signalstyrkan är en funktion av tiden. Eftersom ljusets hastighet är känd kan avståndet mellan instrumentet och det reflekterande objektet beräknas som

(insert eq)

där S är avståndet till objektet, v är ljushastigheten och t är den uppmätta tiden. Divisionen med 2 kommer sig av att ljuset färdas samma sträcka två gånger: först från instrumentet till objektet och sedan tillbaka. Metoden med tidtagning av returpulsen är vanlig i både markbaserade och flygburna instrument.





² Petrie and Toth 2009b

Det finns även en typ av markbaserade instrument som istället mäter fasförskjutningen hos den returnerade signalen från en amplitudmodulerad laserpuls. Denna metod har mycket hög noggrannhet men lämpar sig endast för kortare avstånd.

6.1.2.2. Profilerande laser

Genom att placera en avståndsmätande laser på ett flygplan kan man skapa höjdprofiler av marken och vegetationen. Under det att flygplanet rör sig framåt sänds laserpulser ut med hög frekvens och träffar marken längs en linje i planets flygriktning (figur 6.2). De tidiga försöken med lasermätning av skog på 1980-talet gjordes med denna teknik och potentiellt kan det vara ett billigt sätt att få skoglig statistik för stora områden.



Figur 6.2. Profilerande laser.

6.1.2.3. Skanning

De metoder för laserinventering av skog som nu används i det praktiska skogsbruket bygger, till skillnad från profilmätning, på skanning av hela det område som ska inventeras. Den höjdmätande lasern kompletteras därför med en skanningsmekanism som fördelar mätningarna i ett stråk under flygplanet (figur 6.3). Skanningsmekanismen består ofta av en roterande eller oscillerande (vickande) spegel. Genom att flyga flera stråk intill varandra täcker man in större områden.



Figur 6.3. Flygburen laserskanning.

Stråkbredden bestäms av flyghöjden och skanningsvinkeln, det vill säga den maximala vinkeln mellan laserstrålen och lodlinjen. Stråkbredden och flyghastigheten avgör sedan hur stor yta som kan täckas per tidsenhet. Ju snabbare ett område kan täckas in, desto lägre blir kostnaden, och man vill därför använda en hög flyghöjd, flyghastighet och skanningsvinkel. För en given kombination av dessa parametrar bestäms punkttätheten på marken av pulsfrekvensen (antalet utsända pulser per sekund). Eftersom man både vill ha en tillräckligt hög punkttäthet och hög yttäckning per tidsenhet har utvecklingen gått mot skannrar med hög pulsfrekvens. En teknisk utmaning ligger i att kombinera ökad frekvens med den större effekt som behövs vid skanning från hög höjd, eftersom lasern behöver mer tid mellan varje puls när effekten per puls är hög.

Utvecklingen har emellertid varit mycket snabb, och pulsfrekvensen hos nuvarande kommersiella system är ofta flera hundratusen utsända pulser per sekund, jämfört med ca 2 000 pulser per sekund hos de tidigaste kommersiella systemen i mitten på 1990-talet. En hög frekvens i förhållande till flyghöjd gör att en puls inte hinner tillbaks innan nästa har sänts ut, och man har därför även utvecklat system som kan hålla reda på flera pulser samtidigt i luften.

Vid stora skanningsvinklar ökar andelen laserskott som träffar vegetationen istället för marken. Det innebär dels sämre täckning av marken, dels att en del av de lasermått som används vid skogliga skattningar blir mindre representativa. Ofta begränsas därför skanningsvinkeln till ca +/- 20° vid skanning primärt för framställning av markmodeller och till ca +/- 15° vid skanning primärt för skogliga skattningar.

6.1.2.4. Positionsbestämning av mätpunkter

För att beräkna mätpunkternas position i horisontell och vertikal led måste man känna laserskannerns position och orientering vid tidpunkten för varje utsänd puls. Positionen definieras av tre koordinater i rummet (x, y och z) och orienteringen av de tre vinklar som kallas tipp, roll och gir (figur 6.4). Dessutom måste man känna till den utsända laserpulsens riktning i förhållande till instrumentet.



Figur 6.4. Tipp, roll och gir (på engelska pitch, roll, yaw).

När de första försöken med flygburen laserskanning gjordes saknades teknik för att mäta dessa parametrar med tillräcklig noggrannhet, men i mitten av 1990-talet började man integrera GNSS (Global Navigation Satellite Systems) och tröghetsnavigering (INS, Inertial Navigation System). GNSS är ett samlingsnamn för alla satellitbaserade navigationssystem, i dagsläget det amerikanska GPS och det ryska GLONASS. I praktiken används främst GPS. GNSS ger bra mätningar av position och hastighet, men frekvensen är så låg att flera laserpulser hinner sändas ut mellan varje mätning.

För att mäta planets orientering samt fylla i luckorna mellan GNSSmätningarna används INS. Ett INS, eller tröghetsnavigeringssystem, består ofta av tre gyroskop och tre accelerometrar. Gyroskopen mäter vinkelhastighet runt de tre axlarna, och genom att integrera med avseende på tid får man ut förändringen i orientering jämfört med ursprunglig orientering. Accelerometrarna mäter krafter och därmed acceleration. Dubbel integrering med avseende på tid ger positionsförändring jämfört med utgångspunkten. GNSS och INS kompletterar varandra genom att INS fyller luckorna mellan de förhållandevis glesa GPS-mätningarna av position och hastighet, medan GPS används för att korrigera för drift i tröghetsnavigeringssystemet.

6.1.2.5. Mätnoggrannhet

För hårdgjorda ytor beror noggrannheten och upplösningen i avståndsmätningarna i första hand på tidtagningens noggrannhet och laserpulsens längd. Eftersom avståndet till ett objekt är

(insert eq)

så kan noggrannheten i avståndsmätningen approximeras till:

(insert eq)

där t är noggrannheten i tidtagningen. Ljusets hastighet är ca 300 000 km/s, vilket innebär att en mätnoggrannhet på 1 dm kräver en tidtagningsnoggrannhet på 0,67 nanosekunder (1 ns = 10^{-9} s). Ljusets hastighet är väl bestämd men påverkas något av lufttemperaturen, varför en mätnoggrannhet bättre än någon cm är svår att uppnå med flygburen laserskanning, oavsett hur väl tiden kan mätas. Laserstrålen har låg divergens, det vill säga är väl sammanhållen - jämför den smala strålen från en laserpekare med ljuskäglan från en ficklampa. På stora avstånd är divergensen ändå tillräcklig för att pulsen ska träffa en liten yta på marken snarare än en punkt. En divergens på 0,5 mrad (0,029°) och en flyghöjd på 1 000 meter ger en träffyta (footprint) med ungefär 50 cm diameter. Större divergens och flyghöjd leder till att laserpulsen får en större träffyta, vilket påverkar mätnoggrannheten negativt. Även stor terränglutning och skanningsvinkel kan sänka mätningens noggrannhet.

En del av laserpulsen kan reflekteras av ett objekt som inte blockerar hela pulsens strålgång, medan resten av pulsen fortsätter och reflekteras mot objekt som kommer senare i strålgången, till exempel marken. Många sensorer kan därför registrera mer än ett eko från den utsända laserstrålen. För de flesta sensorer gäller att det måste vara minst någon meter mellan ekon som registreras från samma laserpuls.

6.1.2.6. Olika typer av skannrar

Själva skanningsmekanismen består oftast av en oscillerande eller roterande spegel. En tredje typ är fiberskannern. En oscillerande spegel svänger mellan två positioner och laserpulserna träffar marken i ett sicksackmönster (figur 6.5a). Vid vändningen saktar spegeln ner och punkttätheten vinkelrätt mot flygriktningen är därför högre i stråkets ytterkanter.

En typ av skanner med roterande spegel är Palmerskannern (figur 6.5b). Spegelns yta är inte vinkelrät mot rotationsaxeln, och den utsända pulsens riktning förändras med spegelns läge. Pulserna träffar marken i ett cirkelmönster som förflyttar sig framåt i flygriktningen. Punkttätheten är högst i stråkets kanter. Polygonskannern (figur 6.5 c) bygger också på en roterande spegel. Spegeln behöver inte göra några accelerationer och inbromsningar, vilket ger en jämnare punkttäthet. På grund av flygplanets rörelse framåt blir mönstret något vinklat mot flygriktningen.

Fiberskannern (figur 6.5 d) är uppbyggd av ett knippe med optiska fibrer. En emitterad laserpuls går in i en fiber i knippets ena ände, där fibrerna är samlade i en cirkel. I knippets andra ände, där pulsen går ut, ligger fibrerna på en linje. På så sätt överförs en cirkulär skanningsrörelse till ett linjärt mönster. En roterande spegel fördelar pulserna mellan fibrerna. Speglarna som används är mindre än i andra skannrar och kan därmed rotera snabbare. Punkttätheten blir betydligt högre i flygriktningen än över stråkbredden. Ett sätt att kompensera för det är att låta fiberknippets emitterande ände svänga fram och tillbaka så att pulserna från varje fiber bildar ett sicksackmönster³.



Figur 6.5. Olika typer av skanningsmekanismer, och resulterande skanningsmönster.

6.1.3. Laserpulsens interaktion med mark och vegetation

På sin väg mot marken kan den utsända laserpulsen reflekteras av marken eller av objekt över marken: trädkronor, stammar, övrig vegetation, stenar, byggnader med mera. En hård och kompakt yta resulterar i en enda distinkt returpuls, men då laserstrålen träffar till exempel en trädkrona eller kanten av ett hustak kan en del av pulsen reflekteras medan resten fortsätter. Vatten har låg reflektans och ger därför i stort sett inga returer. Ofta registreras, förutom koordinaterna, även intensiteten för varje detekterad laserretur. Många lasersystem använder närinfrarött ljus och en yta som har hög reflektans i detta våglängdsområde (till exempel levande vegetation) blir därför "ljusa" i laserdata. Intensiteten hos returpulserna är dock svårtolkad, eftersom mängden reflekterat ljus från vegetation beror på bladvinklar, vegetationens täthet etc. Den fysikaliska innebörden av sensorns intensitetsmåttet är dessutom ofta odokumenterad, och en del skannerinstrument ändrar också automatiskt den mottagande sensorns känslighet beroende på om ytan som registreras är ljus eller mörk.

³ Petrie and Toth 2009a

Figur 6.6 illustrerar hur reflektionen från olika lager i vegetationen och slutligen från marken kan ge flera returer från en utsänd laserpuls. Antalet registrerade returer varierar mellan olika skannrar. I skog kommer ofta förstareturer från trädkronorna och sistareturer från marken. (Det finns också skannrar som med hög frekvens kan sampla hela laserreturen, så kallad full vågformslaser).



Figur 6.6. Laserpulsens väg till marken. Denna situation genererar flera returer – först från trädet, sedan från busken och till sist från marken. Kurvan intill bilden representerar returpulsens intensitet som funktion av tid, med toppar orsakade av de olika objekten.

Höjdfördelningen hos laserreturerna ligger under den verkliga trädhöjdsfördelningen. Detta beror dels på att laserstrålen tränger igenom en del av trädkronan innan tillräckligt mycket energi reflekteras för att trigga en mätning i detektorn, dels på att pulserna inte bara träffar trädtopparna utan även trädkronornas sidor. Tät markvegetation kan också göra att returerna från mark och vegetation smälter samman så att markreturen delvis maskeras. Det kan leda till att returen registreras för tidigt och markhöjden överskattas.

Den utsända laserpulsens längd är i storleksordningen meter, men osäkerheten i mätningarna mot en hård yta bör inte överstiga någon decimeter. Av stor vikt för mätningarna är därför den algoritm (beräkningsmetod) som bestämmer vid vilken signalstyrka detektorn ska registrera en retur. En vanlig metod är att registrera en retur när en topp i retursignalen nått en viss andel, till exempel 50 %, av sitt maximala värde (figur XXX7). På så vis påverkas inte tidtagningen av returens maximala styrka utan bara av dess bredd. Toppar som inte når upp över ett visst tröskelvärde, detektionströskeln, registreras inte alls.



Figur 6.7. En vanlig metod för registrering av retursignal är att en topp i signalen triggar en registrering när den når en viss andel av sitt maximala värde, till exempel 50 % (vågräta streck). Endast toppar som når över detektionströskeln (prickad linje) registreras.

Lasersystemen är kalibrerade för att ge rätt mätvärden när de träffar hårdgjorda ytor, till exempel asfalt. Vegetationen är däremot halvt genomtränglig för lasern, och det faktum att olika system kan använda olika principer för att bestämma när en returpuls ska detekteras bidrar till att mätvärden över vegetation från olika lasersystem inte är direkt jämförbara. Den dokumentation som finns tillgänglig för användaren om vilken metod som används för detektion av punkter från returpulsen är också ofta bristfällig.

6.1.4. Förbearbetning av laserdata

De laserreturer som registreras vid skanningen bildar tillsammans ett så kallat punktmoln, en svärm av punkter koordinatsatta i tre dimensioner (figur 6.8 och figur 6.9). För varje punkt sparas dessutom retursignalens intensitet. Innan data används för vidare analys krävs en viss förbearbetning. Denna görs i regel av dataleverantören och är inte specifik för skogliga tillämpningar. Förbearbetningen består av:

- Stråkutjämning och inpassning mot kontrollpunkter
- Utrensning av felaktiga mätningar
- Klassificering av laserreturer i klasserna mark, vatten och övrigt (inklusive vegetation)
- Framställning av markmodell.



Figur 6.8. Profil av laserpunktmoln där träd och byggnader framträder tydligt. Bilden bygger på data från Lantmäteriet.



Figur 6.9. Punktmoln i tre dimensioner, sett snett uppifrån. Punkterna är färgade från blått till rött efter stigande höjd. Genom området löper en å. Bilden bygger på data från Lantmäteriet.

6.1.4.1. Stråkutjämning och inpassning mot kontrollpunkter

Ett antal faktorer påverkar positioneringen av mätpunkterna, och en viktig felkälla är navigeringssystemet med GPS och INS. När ett område skannas görs det i regel i stråk fram och tillbaka, med ett visst överlapp mellan stråken. Man brukar också lägga tvärgående stråk i början, slutet och eventuellt mitten av stråken (figur 6.10). Osäkerheten i navigeringen varierar med tiden. Vid flygplaneringen anpassas stråklängden efter driften i systemet så att felet ska vara ungefär detsamma längs hela stråket. Mellan de olika stråken är skillnaden i navigeringsfel större vilket gör att stråken i allmänhet inte sammanfaller med varandra i vertikal och horisontell led.



Figur 6.10. Utlägg av stråk, tvärstråk, planstöd (P) och höjdstöd (H) i ett skanningsområde.

Data från olika stråk passas in i ett gemensamt skarvlöst block vid en bearbetning som kallas stråkutjämning (figur 6.11). Därefter passas blocket med data in mot kontrollpunkter på marken. Planstöd används för att passa in data i sidled, och består av objekt som enkelt kan identifieras i punktmolnet. Exempel på lämpliga planstöd är hustak och diken. En annan möjlighet är att använda vitmålade vägmarkeringar som syns i intensitetsdata. Höjdstöd används för att passa in stråken i höjdled, vilket bör göras efter planinpassningen. Här vill man ha öppna, jämna ytor med liten lutning. Hårda ytor som asfalt och grus är lämpliga eftersom de ger hög noggrannhet i höjdmätningarna⁴.



Figur 6.11. Höjddata i profil från två olika flygstråk. Vid stråkutjämningen passas stråken in mot varandra, antingen mot en medelyta eller mot en känd yta.

6.1.4.2. Klassificering av markpunkter

De felaktiga mätpunkter som tas bort är sådana som ligger högt upp i luften till följd av reflektioner från till exempel moln, dimma och fåglar, och sådana som tydligt ligger under marknivån. Låga punkter kan uppkomma när en puls reflekteras i flera steg så att retursignalen fördröjs, varvid punkten ser ut att ligga längre bort än den i själva verket gör. Klassificering av markpunkter kan göras på olika sätt, varav två beskrivs nedan.

En metod utvecklad på KTH av Peter Axelsson används i TerraSolids program TerraScan, som har fått mycket stor spridning⁵. Till att börja med läggs ett rektangulärt rutnät ut över punktmolnet, med en cellstorlek som bestäms av användaren. I varje cell väljs den lägsta mätpunkten ut och klassas som en markpunkt. De utvalda punkterna binds samman i ett nät av trianglar som ger en ungefärlig representation av markytan. Denna datastruktur kallas för TIN (Triangulated Irregular Network; figur 6.12).

⁴ Olsson, Rost, and Reshetyuk 2013

⁵ Axelsson, 2000



Figur 6.12. Markmodell i form av TIN (mörkgrå linjer). De ljusare linjerna är höjdkurvor. (Efter bild av Robert Kropf på de.wikipedia. Licencierad av upphovsmannen under GFDL).

Nu börjar en ny process där man steg för steg lägger till nya punkter i nätverket så att det förtätas och följer markytan närmare. Punkter från laserskanningen undersöks en och en, och förkastas eller accepteras som nya markpunkter enligt vissa kriterier. Ett kriterium baseras på avståndet mellan punkten och den befintliga ytan, ett annat på skillnaden i markytans lutning om den nya punkten läggs till och ett tredje kriterium gäller den största tillåtna marklutningen (figur 6.13). Vilka värden som är lämpliga för dessa parametrar beror bland annat på topografin.



Figur 6.13. I Axelssons metod för markklassning accepteras en ny punkt som markpunkt om avståndet d till den befintliga ytan, vinkeln v mot ytan samt marklutningen u understiger valda gränsvärden⁶.

En annan metod går ut på att först skapa en yta med hjälp av alla punkter, där varje punkt ges lika stor vikt⁷. Ytan hamnar någonstans mellan marken och krontaket, och markpunkter återfinns med större sannolikhet under ytan än över. Varje punkt ges nu en vikt som beror av dess avstånd och riktning från ytan (figur 6.14). Ju lägre en punkt ligger i förhållande till ytan, desto högre vikt får den, ner till en gräns under vilken alla punkter får den maximala vikten 1. Man sätter också ett avstånd över ytan där alla punkter får vikten 0 och alltså inte påverkar ytan. Viktfunktionens lutning mellan de två ytterlägena kan också justeras. De nya vikterna används för att skapa en ny yta, genom att punkter med högre vikt "drar" ytan till sig. Vikterna

⁶ Axelsson 2000

⁷ Kraus and Pfeifer 1998

uppdateras igen, och ytterligare en ny yta skapas. Detta fortsätter ett antal gånger - ungefär 3-5 iterationer kan vara lagom. Efter den sista iterationen används den senast beräknade ytan för att bestämma vilka punkter som ska klassas som markträffar. Denna metod används bland annat i FUSION, som är en fri programvara för bearbetning av laserdata för skogliga tillämpningar.



Figur 6.14. Vikt p som funktion av avstånd v från ytan, i Kraus och Pfeifers metod⁸). Över ytan (v > 0) avtar vikten för att över ett visst värde bli 0. Punkter under ytan (v < 0) får högre vikt ju lägre de ligger, dock aldrig högre än 1.

6.1.4.3. Framställning av markmodell

Efter klassningen görs en digital markmodell (Digital Elevation Model, DEM), i form av ett TIN eller ett raster. Om Axelssons metod som beskrevs i föregående avsnitt använts vid markklassningen finns redan ett färdigt TIN. Har man istället använt en metod som enbart klassar punkterna i mark och övrigt, till exempel Kraus och Pfeifers metod ovan, har man ett antal markklassade punkter som kan kopplas samman till ett TIN. Till fördelarna med ett TIN hör att alla ingående markpunkter behåller sina koordinater i planet, så att noggrannheten i punktdata bibehålls. TIN är dock en komplex datastruktur som tar längre tid att skapa och bearbeta än ett raster.

Ett raster kan genereras utifrån ett TIN genom att en rastercell tilldelas den höjd som TIN-datastrukturen ger i cellens mitt. Man kan även skapa ett raster direkt från en samling markklassade punkter, antingen genom att använda markpunkterna inom rasterrutan eller genom en interpolering där även punkter strax utanför rasterrutan ingår. I ett raster behålls inte punkternas exakta position och man utnyttjar därmed inte mätningarnas fulla noggrannhet. Raster är ändå den vanligaste formen av markmodell för användning i skogliga tillämpningar, eftersom de är mycket praktiska att arbeta med.

Punkttätheten på marken är mycket viktig för både detaljeringsgraden och noggrannheten hos markmodellen. Den påverkas dels av pulsfrekvensen och flyghöjden, dels av vegetationen. Tät vegetation gör att färre pulser

⁸ Kraus and Pfeifer 1998

träffar marken. Markmodellens noggrannhet påverkas även av noggrannheten i avståndsmätningarna, se kapitel X.

6.1.5. Skattning av variabler för enskilda träd

Om pulstätheten i laserdata är tillräckligt hög får man flera returer per trädkrona. Man kan då detektera enskilda träd och skatta variabler för dessa. Det finns naturligtvis ingen skarp gräns för hur många punkter som behövs, men ofta används omkring 10 pulser/m2, även om lägre tätheter också kan fungera⁹. Figur 6.15 visar punktmolnsprofiler från tall och gran, skannade med ca 50 pulser/m2.



Figur 6.15. Punktmolnsprofiler från tall och gran, pulstäthet ca 50 m $^{-2}$. Bild: Johan Holmgren, SLU.

Förbearbetningen av data går till på det sätt som beskrivs i kapitel X. Därefter kan arbetet grovt delas upp i följande steg:

- Höjdsätt laserreturer över markmodellen
- Detektera enskilda träd i laserdata och avgränsa trädkronor med hjälp av segmentering
- Beräkna mått från laserdata som beskriver de enskilda träden
- Koppla samman träd i laserdata med träd som inventerats och koordinatsatts i fält
- Ta fram regressionsfunktioner för variabler som ska skattas
- Tillämpa funktionerna på alla detekterade träd.

⁹ Hyyppä et al. 2001, Kaartinen et al. 2012, Vauhkonen et al. 2012

Flera av bearbetningsstegen ovan kräver speciell programvara. Analys av enskilda träd i laserdata görs därför främst av forskare, samt av ett fåtal specialiserade företag.

6.1.5.1. Detektion av träd

En vanlig metod för att detektera träden är att först skapa en kronhöjdsmodell (Digital Canopy Model, DCM), se figur 6.16. Lokala maxima (toppar) i kronhöjdsmodellen används som utgångspunkt i en segmentering. Målet är att varje trädkrona ska representeras av ett segment (för att inte missa några träd), och att ingen trädkrona ska ha fler än ett segment (för att undvika "falska" träd). Detta ställer krav på kronhöjdsmodellen som i idealfallet ska ha exakt ett lokalt maximum per träd. En enkelt framställd kronhöjdsmodell som enbart följer de högsta punkterna i respektive rastercell uppfyller i regel inte detta villkor eftersom den innehåller lokala höjdvariationer inom trädkronorna. Man använder sig därför av någon form av utjämnande filter. Filtret anpassas för att i möjligaste mån ta bort höjdvariationer inom trädkronorna utan att ta bort hela träd. De träd som ändå missas är ofta små som döljs av större. Två träd som står tätt ihop kan också tas för ett enda, medan träd med yvig krona och flera toppar kan tolkas som flera träd.



Figur 6.16. Kronhöjdsmodell med synliga trädtoppar. Bild: Åsa Persson, FOA.

En vanlig metod för segmentering av enskilda träd kallas watershed segmentation (watershed betyder vattendelare) och illustreras i figur 6.17. I varje rastercell över en viss höjd placeras ett "frö". Fröet får sedan "klättra" uppåt i den riktning som har brantast lutning, ända tills det når en punkt där alla omgivande celler har ett lägre värde. Denna punkt är ett lokalt maximum och tolkas som en trädtopp. Alla frön som klättrar till samma punkt blir en del av samma segment, som antas motsvara utbredningen hos en trädkrona.



Figur 6.17. Avgränsning av trädkronor med hjälp av watershedsegmentering. a) Kronhöjdsmodell filtrerad för att ge ett maximum per träd. b) I varje pixel i kronhöjdsmodellen sätts ett "frö" som får klättra den brantaste vägen till en topp. Ett segment, eller träd, definieras som de pixlar vars frön klättrar till samma topp.

Alternativt kan segmenteringen göras i tre dimensioner, genom någon form av klustring i punktmolnet eller genom att man använder så kallade voxlar, tredimensionella pixlar. Det finns några studier som jämför olika metoder för att detektera enskilda träd¹⁰. Fördelen med tredimensionella metoder är att små träd under krontaket kan identifieras och att segmenteringen av trädkronorna blir mer exakt även i höjdled. Nackdelen är att metoderna ofta är mer komplicerade och att det finns en större risk att träd delas in i flera segment.

6.1.5.2. Mått kopplade till enskilda träd

Varje segment får ett ID-nummer, som också ges till de laserreturer som finns i segmentet. Man kan då koppla ihop alla laserreturer som hör till ett träd och beräkna olika mått för det trädet. Detta görs för alla träd. Om segmenteringen gjorts i två dimensioner, till exempel den ovan beskrivna watershed-segmenteringen, måste man dessutom hitta kronans nedre gräns för att inte få med punkter från undervegetation. Bland fördelarna med laserskattning av enskilda träd märks att trädslag kan skattas från trädkronornas form. samt att bättre information om trädens storleksfördelning kan erhållas. Några mått som visat sig användbara för skattning av enskilda träd är:

- Trädhöjd och kronarea från segmenten
- Höjdfördelningsmåtten i tabell 6.1, beräknade för enskilda träd, samt andelen returer från trädkronan
- Andel av olika returtyper, till exempel enda-, förstaeller andrareturer från trädkronan
- Texturmått från DCM och flygbilder
- Intensitet (har dock ingen entydig fysikalisk betydelse om ingen kalibrering kan göras, eftersom den beror av många olika faktorer inklusive systemegenskaper, scanvinkel mm)

 $^{^{10}}$ Kaartinen et al. 2012, Vauhkonen et al. 2012, Eys
n et al. 2015, Wang et al. 2016

• Geometriska mått på trädkronans form, till exempel parametrar för en parabolisk yta som anpassas till en trädkrona.

Måtten används i senare steg för skattning av stamdiameter, stamvolym, trädhöjd och för trädslagsklassning. Andra mått som kan vara till nytta vid trädslagsklassning är färginformation från flygbilder (Holmgren, Persson, and Söderman 2008). Ett sätt är att projicera segmenten för trädkronorna på flygbilderna och använda både färginformation och mått från laserdata för varje segment.

6.1.5.3. Sammankoppling av fält- och fjärranalysdata

För att kunna skatta trädvariabler från segmenten måste de kopplas till fältmätta träd med kända egenskaper (höjd, diameter osv). Vid skattning med enskilda träd-metoder räcker det alltså inte att känna till provytans position - man måste även veta de enskilda trädens placering relativt provytecentrum. Den kan till exempel mätas med ultraljudsutrustning kopplad till klaven (Haglöfs PosTex) eller med syftkompass kombinerat med avstånd till provytecentrum. Positionen för provytans centrum mäts med DGPS.

För att mönstret med lasermätta träd och fältmätta träd ska stämma geometriskt kan speciella program användas som matchar fältytorna till laserdata på trädnivå. En metod går ut på att passa ihop två syntetiska bilder med varandra och sammanfattas i följande punkter¹¹:

- Skapa en syntetisk bild av trädmönstret enligt laserdata från området kring provytan
- Skapa en syntetisk bild av trädmönstret på provytan utifrån fältmätningarna
- Flytta och vrid fältbilden så att den passar så bra som möjligt med laserbilden
- Koppla ihop lasersegment med fältmätta träd på så sätt att trädtoppsavstånden minimeras.

De syntetiska bilderna består av en mörk bakgrund där träden representeras av ljusare fläckar. Ljusheten bestäms i laserbilden av segmentens höjd, och i fältbilden av trädens uppmätta diameter eftersom man vanligtvis inte mäter höjden för alla träd i fält.

6.1.5.4. Skattning av trädvariabler

Skattning av höjd, diameter, volym etc. för enskilda träd kan göras med hjälp av exempelvis regression eller k-MSN, på liknande sätt som vid areabaserad skattning (kapitel 6.X). Regressionsmodeller beskriver sambandet mellan beroende (skogliga) och oberoende variabler (från laser eller flygbilder). Sambanden tillämpas sedan på alla detekterade träd inom det skannade området.

¹¹ Olofsson, Lindberg, and Holmgren 2008

Bland fördelarna med laserskattning av enskilda träd märks att trädslag kan skattas från trädkronans form, samt att bättre information om trädens storleksfördelning kan erhållas. För att få väntevärdesriktiga resultat, det vill säga att virkesvolym, stamantal etc. i genomsnitt ska bli rätt skattade vid summering på exempelvis beståndsnivå, så måste man dock kompensera för de träd som inte upptäcks i laserdata. En metod som ibland kallas semi-ITC (Individual Tree Crowns) åstadkommer detta genom att alla fältmätta träd kopplas till ett segment, även om det i vissa fall innebär att ett segment får flera fältmätta träd knutna till sig (Breidenbach et al. 2010).

6.2. Area-baserade metoder

6.2.1. Beräkningsenhet

De area-baserade metoderna använder en bestämd area som beräkningsenheten som ofta är rasterceller i ett raster som täcker det laserskannade området. Rastercellernas storlek avgörs vanligvis av ett antal praktiska orsaker, t.ex. vilken fältmetod som används för att samla in referensdata. Syftet är ofta att skatta totaler och medelvärden, t.ex. virkesvolym, grundyta, medelstamdiameter och medelträdhöjd.

Som referens används då vanligvis cirkulära provytor som har en storlek på några hundra kvadratmeter. Anledningen till att en cirkulär provyta används är att det är praktiskt att i fält mäta in samtliga träd inom ett visst avstånd från provytans centrum. Den cirkulära provytans area bör vara lika stor som rastercellernas area för det raster som täcker det laserskannade området. Anledningen är att de variabler som beräknas från lasersdata från cirkulära och kvadratiska beräkningsenheter då är så lika varandra som möjligt.

Vilken storlek som är den bästa för rastercellerna beror på flera saker. De skall vara tillräckligt stora så att det ryms en grupp av träd inom dem och det inte blir för stora problem med kanteffekter, t.ex. att ett träd utanför ytan ändå har en trädkrona som täcker en del av ytan, vilket medför att lasermätningar indikerar en trädhöjd och det samtidigt saknas träd i fältdata.

Om små provytor används får också fel i positioneringen av provytan en större påverkan på skattningarna. Om stora provytor används ökar risken att de träd som finns inom provytan/rastercellen har helt olika egenskaper, t.ex. i en beståndskant mellan gammal och ung skog. Den storleken på de beräkningsenheter (rasterceller/provytor) som är lämplig beror också på tätheten för laserdata.

De variabler för varje rastercell från laserdata som användas i modeller för att skatta skogliga variabler beräknas utifrån höjdfördelningen av laserreflektioner i trädkronorna och det behövs ett visst antal observationer för att beräkningarna skall vara stabila. Det kan bli få laserreflektioner i trädkronorna om laserdata inte är täta och om det samtidigt är ett litet antal träd inom beräkningsenheten och om dessa träd är små.

6.2.2. Variabler som beräknas från laserdata

För att beräkna variabler från laserdata för varje beräkningsenhet måste en höjdmodell för marknivån beräknas först. Det vanligaste är att denna höjdmodell beräknas som ett raster med rasterceller som har en storlek som bestäms av avstånden mellan lasermätningarna på markytan. Sedan beräknas det vertikala avståndet till markytan för varje laserreflektion. Vid beräkning av höjdmått använder man i regel enbart vegetationsträffar över en tröskel, t.ex. 2 m över marken, för att undvika att returer från mark och låg vegetation påverkar måtten. Det kan också finnas anledning att beräkna måtten separat för till exempel första- och sista-returer.

Med höjdpercentil menas den höjd inom ett område, till exempel en rastercell, under vilken en viss andel av punkterna i trädskiktet återfinns; 10 % av punkterna finns under den tionde percentilen, 20 % ligger under den tjugonde percentilen och så vidare upp till den hundrade percentilen som motsvarar den högsta punkten. Det starkaste sambandet med skogens grundytevägda medelhöjd finns i regel kring den nittionde percentilen. Ofta undviks den hundrade percentilen då den är känslig för enstaka höga träd och felaktiga laserpunkter, och därmed även är mer beroende av punkttätheten än de lägre percentilerna.

Andelen av alla returnerade laserpulser som reflekteras från träden är ofta starkt korrelerad med kronslutenheten. Denna andel kallas för vegetationskvot och brukar beräknas som antal returer från vegetationen dividerat med totala antalet returer. Så kallade krondensiteter beräknas genom att dela in höjdskillnaden mellan den lägsta och högsta vegetationsträffen i ett antal lika höga fraktioner, ofta tio stycken. Sedan beräknas andelen returer över respektive fraktion. Även medelhöjd, vegetationsreturernas maxhöjd, standardavvikelse och variationskoefficient är mått som ibland används.

6.2.3. Faktorer som påverkar fördelningen av laserreturer

Den teknik som används för flygburen laserskanning har framförallt utvecklats för mätning av infrastruktur och markytan. En plan yta är lätt att definiera och vi får en tydlig retursignal från den om vi skickar en kort laserpuls mot ytan. Tekniken utvecklades för att mäta markytor även under tät vegetation genom att detektera multipla ekon från varje utskickad laserpuls. Det är viktigt att tänka på att tekniken inte utvecklades för mätning av vegetation och istället behandlades data från vegetationen som brus som skulle filtreras bort. Det var dock tidigt tydligt att flygburen laserskanning även kunde användas för skatting av skogliga variabler eftersom laserstrålarna tränger ner i vegetationen och beskriver vegetationens vertikala struktur.

Fördelningen av laserreflektionerna beror på en mängd olika faktorer som inte alltid samvarierar med de skogliga variabler som vi vill skatta. Vi kan

beskriva trädkronorna som en mängd ytor med varierande storlek och placering där varje enskild yta inte är tillräcklig för att reflektera en laserpuls. Om vi har mycket täta laserdata (mer än ca fem punkter per m²) får vi i ett stort antal mätvärden för varje trädkrona och det blir då möjligt att geometriskt modellera enskilda träd. För areabaserade metoder används vanligtvis mindre täta laserdata och vi modellerar därför inte enskilda trädkronor geometriskt utan använder endast den vertikala fördelningen av laserreturer inom en rastercell.

Vi kan fundera över hur denna vertikala fördelning uppkommer. En laserpuls skickas ner mot vegetationen och en fotodetektor registrerar det tillbakareflekterade laserljusets intensitet. Systemet registerar en returpuls om en intensitetstopp detekteras som är ovanför ett visst tröskelvärde. Flera returer kan detekteras från varje utskickad puls men den kvarvarande energin som finns tillgänglig för att detektera intensitetstoppar är då lägre eftersom pulsen har dämpats i de övre vegetationsskikten.

Om en intensitetstopp registreras beror på en mängd systemspecifika faktorer: vilken algoritm som används för att detektera intensitetstoppar, känsligheten hos fotodetektorn, energimängden i varje utskickad laserpuls, vilken våglängd som används för lasern. Ofta så kan systemet inte heller registrera två returpulser nära varandra från samma utsända laserpuls. Detta fenomen gör också att laserdata från många system är mindre tillförlitliga för mätning av busk och fältskikt, eftersom returer från dessa kan störas av returer från marken. För ett visst system är det också projektberoende: t.ex. en hög flyghöjd och en hög pulsfrekvens innebär en låg energi för varje laserpuls som träffar vegetationen.

Om en hög maximal skanningsvinkel används kommer fördelningen av laserreflektioner också att bero på hur långt från nadir som pulsen träffar eftersom en laserpuls som träffar lång ut åt sidan måste färdas en längre sträcka genom vegetationslagren för att nå marken. Det är också skogsberoende: t.ex. beror fördelningen av laserreturer på trädkronornas form, trädkronornas täthet, och krongränshöjd.

Vi kan nu tänka oss situationen att vi skattar medelhöjd och virkesvolym för rasterceller med variabler som beräknas från den vertikala fördelningen av laserreturer i vegetationen. Vi kan konstatera att fördelningen av laserreturer beror på fördelningen av reflekterande material i vegetationsskikten och dessutom en mängd andra faktorer.

När vi skattar medelhöjd för träden skattas vanligtvis den grundytevägda medelhöjden. Detta viktade medelvärde har traditionellt använts för skogsinventering långt innan laserskanningen utvecklades. Det beräknas på samma sätt som alla viktade medelvärden: Summera produkten av mätvärdena och vikten och dividera denna summa med summan av vikterna. I detta fall är vikten tvärsnittsytan av trädets stam (som vi beräknar från diametervärdet med antagandet att stammen är cirkulär). Detta medelvärde har varit användbart inom skogsuppskattning eftersom större träd är viktigare om t.ex. virkesvolym skall beräknas. Det finns studier som visar att trädstammens tvärsnittsyta är proportionell mot trädets massa ovanför denna tvärsnittsyta. Sannolikheten för att en laserpuls returneras från ett visst träd är proportionell mot trädkronans massa vilket kan förenklas som storlek och täthet. Vi har alltså fler laserreturer från stora träd jämfört med mindre träd. Vi skulle enligt detta resonemang kunna förvänta oss ett samband mellan grundytevägd medelträdhöjd och medelhöjden för laserreturerna i trädkronorna.

Detta samband kan också observeras men det som komplicerar situationen är att laserljuset tränger ner bland grenarna innan en retur detekteras och laserstrålar träffar inte enbart trädtoppar utan även sidorna av trädkronorna. Det kan vara en orsak till att starkare samband har observerats mellan de övre percentilerna av laserreturernas höjdfördelning och grundytevägd medelträdhöjd.

Det är viktigt att konstatera att det vanligvis inte används någon modell som beskriver hur laserreturernas fördelning i trädkronorna är relaterad till trädens höjdfördelning. Om t.ex. den grundytevägda medelträdhöjden skattas i ett två-skiktat skogbestånd är det stor risk för underskattningar eftersom ett stort antal laserreturer kan komma från det nedre trädskiktet.

För att skatta virkesvolym användes ofta ett höjdmått från laserdata, vanligvis en percentil från höjdfördelningen av laserreturer i trädkronorna, tillsammans med ett täthetsmått. Som täthetsmått kan andel laserreturer från trädkronorna används. För skattningarna som är relaterade till skogens täthet använder vi oss av att det finns ett samband mellan den sammanlagda massan trädkrona och sannolikheten för en laserretur från trädkronorna.

Detta samband påverkas också av flera faktorer där kanske den mest tydliga illustreras av skillnaden mellan andelen laserreturer från trädkronorna i lövskog under vinter och sommar.

6.2.4. Planering av laserskanning

De variabler som vi beräknar från laserdata i vegetationen är en funktion av den vertikala fördelningen av trädkronorna och en mängd andra faktorer. Ofta är vi intresserade av att skatta skogliga variabler som beskriver trädstammarnas egenskaper, t.ex. virkesvolym [m³] per hektar. Vi undersöker empiriskt vilka variabler beräknade från höjdfördelningen av laserreturer i vegetationen som kan förklara så stor del av variationen av t.ex. virkesvolym som möjligt och använder t.ex. regression för att utföra skattningarna.

Om vi inte får så bra skattningar kan det vara nyttigt att fundera över de fysikaliska egenskaperna för lasermätningen av vegetation och hur tekniken fungerar. Det är bra att kontrollera så många påverkande faktorer som möjligt. Om vi saknar modeller för att förklara hur olika faktorer påverkar skattningarna kan ett sätt vara att planera mätningarna så många faktorer som möjligt är konstanta, t.ex. att samma laserskannersystem, flyghöjd, används för hela projektet. Det har i nordiska barrskogsdominerade områden fungerat minst lika bra att skatta skogliga variabler före lövsprickning och efter lövfällning som under sommaren. Laserdata insamlat från perioden med pågående lövsprickning eller lövfällning bör dock undvikas, eftersom mängden löv då kan variera inom projektområdet och mellan olika arter. Dessutom skall laserskanning undvikas då det är snö på marken eftersom detta påverkar höjdmodellen av markytan.

Det som är svårast att kontrollera är de faktorer som bestäms av den skog som vi mäter. För detta kan det finnas extra information från andra datakällor som t.ex. kan användas för en stratifiering. Om vi har ett beståndsregister som innehåller trädslagsinformation är det möjligt att använda olika skattningsfunktioner för olika sorters skog t.ex. skogsbestånd som domineras av olika trädslag.

6.2.5. Planering av fältinventeringen

För både rasterceller och provytor beräknas variabler från höjdfördelningen av laserreturer i trädkronorna. Laser- och fältdata från provytorna kopplas sedan ihop så att det är möjligt att utifrån laserdata skatta skogliga variabler för rastercellerna inom hela det skannade området. Resultatet kan sedan aggregeras till beståndsnivå genom att beräknar medelvärden av alla rasterceller som ingår i ett skogsbestånd.

Provytor för fältdatainsamling läggs ut så att den skogliga variationen i det område som ska skattas finns representerad i fältmaterialet. En rent systematisk sampling, till exempel i form av ett regelbundet rutnät med provytor över hela området, ger ofta för få ytor i bestånd av ovanlig karaktär. Ett sätt att få tillräckligt många provytor från alla typer av skog, utan att kostnaderna blir för höga, kan istället vara att först stratifiera området enligt till exempel trädslag och ålder. Sedan läggs ett visst antal ytor ut i varje stratum enligt någon objektiv metod. Fält- och fjärranalysdata (laser och flygbilder) bör samlas in nära varandra i tiden. Det finns dock flera fördelar med att vänta med insamlingen av fältdata tills efter skanningen är gjord. Först då vet man vilka områden som verkligen blev täckta med användbara data. Laserdata kan även vara ett stöd vid valet av fältreferenser.

Om provytornas fältmätta läge inte överensstämmer med laserdata kan skattningarnas kvalitet försämras avsevärt. Koordinatsättning av provytorna bör därför göras med differentiell mätning med satellitpositioneringssystem. Vid differentiell mätning används två mottagare: en som finns på provytan och en annan som placeras på en väl inmätt punkt i närheten. Information om avvikelsen mellan uppmätt och känd koordinat vid referensstationen skickas till den enhet som används på provytan så att den uppmätta positionen för provytan kan korrigeras. För rapporterade försök med laserskanning av skog har man koordinatsatt provytorna med 1 meters noggrannhet eller bättre¹². Positioneringsnoggrannheten är viktigare ju mer heterogen skogen är och om små provytor används.

6.2.6. Skattningsmetoder

Olika skattningsmetoderna kan användas, t.ex. regression¹³ och k-NN metoder¹⁴. För skattningarna med regression brukar enbart laserdata användas och de skattningarna är vanligvis inte uppdelade per trädslag. Istället kan bestånd med olika dominerande trädslag skattas för olika strata. Regression ger teoretiskt väntevärdesriktiga skattningar, det vill säga att värdet på de skattade variablerna i genomsnitt blir rätt. Eftersom regressionsmetoder är modellbaserade och tillåter interpolering (och inom rimliga gränser även extrapolering) fungerar de med relativt lite fältdata. Provytorna måste dock vara representativa - till exempel bör det inte finnas en övervikt av provytor där skogen är ovanligt tät i förhållande till sin höjd. En begränsning då vanlig multipel regression används är att varje variabel skattas separat, vilket innebär att icke representativa kombinationer av skattade variabler kan uppstå.

Det har blivit vanligt att använda kNN-metoder då laserdata och flygbilder kombineras för att producera trädslagsspecifika skattningar. Metoden bygger på imputering, vilket innebär att man till respektive rastercell "lyfter in" skogliga data från provytor som har liknande egenskaper enligt laserdata. Därför krävs betydligt mer fältdata jämfört med regression, jämnt spritt över hela variationsvidden. En fördel med k-NN metoder är att de skattar flera variabler simultant vilket innebär en mer naturlig relation mellan skattade variabelvärden.

6.3. Framtiden

De lasrar som har använts kommersiellt för flygburen laserskanning skickar ut en laserpuls i en bestämd riktning och en fotodetektor används för att detektera det tillbakareflekterade ljuset från den utskickade pulsen. På detta sätt kan avstånd till reflekterande objekt mätas. De utskickade pulsernas fördelas över området med hjälp av en spegels och flygplanets rörelse. Det innebär att antal lasermätningar per kvadratmeter beror på laserns pulsfrekvens, flyghöjden och skannersvepets bredd. Det finns nu kommersiella system som använder en matris av detektorer istället för en enda detektor.

För att förstå hur de är konstruerade kan de jämföras med detektorer i en digital kamera där det finns flera enskilda pixlar. Det blir med dessa möjligt att dela upp den tillbakareturnerade signalen från en utskickad puls i flera delar. På så sätt blir det möjligt att från en viss flyghöjd få mycket högre upplösning på laserdata jämfört med att använda vanliga lasersystem, vilket innebär högre upplösning till samma kostnad som tidigare.

¹² Næsset 2004; Packalen & Maltamo 2007

¹³ Næsset 2002

¹⁴ Packalen & Maltamo 2007

För skogliga tillämpningar är det viktigt att ganska ofta kunna samla in 3D data för stora områden vilket har varit en begränsning med flygburen laserskanning som använder linjära detektorer. Om vi använder flera detektorer i en matris kan laserdata med högre upplösning samlas in under samma tid som tidigare, om t.ex. en matris med 32×128 fotodetektorer används kan vi få 4096 mätningar från varje utskickad laserpuls.

Vi kan som tidigare använda ett skannande system men varje laserstråle delas upp på delstrålar som var och en detekteras med en enskild detektor i en matris av detektorer¹⁵. Då laserljuset delas upp blir energin som kommer tillbaka svagare för varje detektor. Det är möjligt att använda denna teknik eftersom de detektorerna är mycket känsliga – så känsliga att de kan detektera enskilda fotoner. Att det finns så känsliga detektorer innebär också att högre flyghöjder kan användas eftersom så lite energi behöver komma tillbaka till sensorn. Mängden ljusenergi som kommer tillbaka är omvänt proportionell mot kvadraten på avståndet. Det finns s.k. fotonräknande system som kan användas från ca 10 000 m flyghöjd.

Det finns två olika sorters foton-räknande system som kan användas för att effektivt skanna stora landarealer. De har olika sorters detektorer. En sorts system har photo-multiplier tubes (PMT) viket är mycket känsliga fotodetektorer. Det är dock svårt att tillverka dessa för att detektera närainfrarött ljus som är det vanliga för mätning av vegetation. Istället används ofta gröna lasrar som tyvärr inte reflekteras lika bra från vegetationen.

Det är möjligt att mäta tiden mycket exakt när fotonerna kommer till detektorn och sensorn kan detektera flera fotoner som är nära varandra i tiden vilket innebär att flera returer kan detekteras för varje detektor och utskickad laserpuls.

En annan sorts system har Geiger-Mode Avalanche Photo Diods (APD) för detektion. Geiger-Mode är ett sätt att använda APD så att en snabb elektrisk puls på flera volt kan uppkomma när en enskild foton kommer till sensorn. Det är inte lika svårt att tillverka sådana detektorer för nära-infrarött ljus¹⁶. De kan också mäta tiden mycket exakt när en foton kommer till sensorn men detektorn kan vanligtvis inte mäta fotoner som är för nära varandra i tiden, t.ex. om en stark signal kommer från den övre delen av trädkronan så kan inte nedre delar detekteras från samma puls¹⁷. De båda sorternas detektorer är mycket känsliga och därför kan brus som t.ex. orsakas av solljus uppkomma men eftersom så många fotoner detekteras finns det algoritmer som effektivt kan filtrera data.

Det finns nu demonstrationer där de nya systemen har visat en effektivitet (area per tidsenhet) som är upp till 30 gånger högre jämfört med traditionell teknik för flygburen laserskanning¹⁸.

¹⁵ Stoker et al., 2016

¹⁶ Albota et al. 2002; Aull et al. 2002

¹⁷ Stoker et al., 2016

¹⁸ Swatantran et al. 2016.

6.4. Terrestrial Laser Scanning

6.4.1. Marklaserskanning och andra mark-baserade metoder

Markbaserad laserskanning eller terrester laserskanning (TLS) är en teknik vida använd inom industrin idag. Det senaste decenniet har ett intresse för att använda dessa metoder inom skogsbruket ökat. Det är främst två mål som eftersträvas: Att få en snabb fältinventering samt att få mer information ur fältundersökningen. Med tanke på vikt och mäthastighet på instrumenten idag är TLS lösningar nog så snabba som manuella mätningar. Med teknisk utveckling kan förmodligen system byggas som är både lätta att bära och snabbare än manuella mätningar. Dessutom kan dessa system monteras på fordon och därigenom täcka mycket större områden än annars är brukligt. Eftersom TLS mätningar samplar från hela trädet inkluderat stam, grenar och barr/löv går det att bygga modeller med hög noggrannhet som täcker allt från biomassa och grundyta till stamvolym och stamformer.

Även om forskningsfältet är nytt har det skett en teknisk utveckling gällande extraherande av skoglig information ur TLS-data. Exempelvis använde Tanaka et al (1998) ett system där ett laserplan projicerades på ett skogsområde och 3D strukturen erhölls genom triangulering. Där extraherades bland annat stammarnas *position* och *diameter*.

TLS-system som producerar data i punktform som en lista med koordinater och intensitet är en vida använd teknik. Hopkinson *et al* (2004), visade möjligheterna att använda sådana system i skogliga beräkningar för att erhålla variabler såsom *höjd*, *volym* och *diameter* vid brösthöjd (DBH). Studien använde manuella metoder för att extrahera information men indikerade hur dessa skogliga variabler kunde erhållas automatiskt i framtiden.

Andra exempel är: Tanaka et al (2004), samt Hosoi och Omasa (2006), som visade metoder för att extrahera *bladyteindex* (LAI) ur TLS data; Gorte och Winterhalder, (2004), extraherade *grenstruktur* för enskilda träd och Pfeiffer och Winterhalder (2004), gjorde en mer detaljerad *form* för stammar och mätte egenskaper som *ovalitet*, samt Thies *et al* (2004) implementerade metoder att extrahera *avsmalning*, *krokighet* och *lutning* från TLS-data.

6.4.1.1. Utrustning

TLS-instrument väger idag mindre än 20 kg och är utrustade med en trefot, figur 6.X. Några instrument är monterade på fordon och tekniken kallas då Mobile Laser Scanning (MLS). Våglängderna ligger i intervallet från grön till infraröd. Samplingshastigheten ligger runt 1000 000 punkter/sekund idag och tekniken utvecklas kontinuerligt. TLS-instrumenten kan delas in i ett antal kategorier: kort, medium och långt avstånd; panorama skanning och kamera skanning; fasmätande system och pulsmätande system.

System byggda för korta avstånd arbetar inom radien 50-100 m medan system för långa avstånd kan nå längre än 500 m för högreflekterande ytor. Panoramatyper av instrument använder oftast roterande speglar för att täcka en hemisfär med olika samplingsmönster medan avbildande system tar bilder likt en konventionell kamera med tillägget att avståndet till föremålet är sparat tillsammans med intensiteten för varje kamera-pixel.

Fasmätande system sänder en kontinuerlig våg (CW) som är amplitudmodulerad. Fasskillnaden mellan den reflekterade vågen och den utsända vågen mäts. För att avgöra tvetydighetsproblemet med att avstånd till föremål kan vara längre än en våglängd används ett antal frekvenser och den längsta våglängden bestämmer maximalt mätavstånd.

Pulsmätande system eller "time of flight" (TOF) system mäter tiden det tar för en laserpuls att färdas från instrumentet till föremålet och tillbaka. Eftersom ljusets hastighet är känd går det att extrahera avståndet. Se Shan och Toth (2009) för mer information om lidartekniker.



Figur 6.X Denna <u>Leica</u> marklaserskanner kan användas till att skanna byggnader, klippformationer, skogar etc, för att producera en 3D-modell bestående av en lista med koordinater. Instrumentet kan rikta laserstrålen i en mängd vinklar: huvudet roterar horisontellt och en spegel roterar vertikalt. Laserstrålen används för att mäta avståndet till det första föremålet i strålgången. Källa: wikimedia commons.

För avbildning på nära håll kan även blixt-laser ("flash laser") vara av intresse i framtiden. Ett sådant system skickar ut en mycket kort puls som belyser hela det omgivande området till skillnad mot en vanlig laserskanner som skickar ut en puls i en viss riktning med en liten divergens (spridning). Tiden för den utskickade laserpulsen mäts med en matris av fotodetektorer och tiden mäts också för det tillbakareflekterade ljuset. På detta sätt kan en 3D bild skapas utan att en skanner behöver fördela laserpulser över den scen som skall mätas.

Det går därför att konsturera små och billiga system och dessa kallas ibland "time-of-flight cameras" eftersom de kan jämföras med kameror som mäter tiden det tar för ljust att färdas fram till objekt och tillbaka till sensorn. En fördel är att hela scenen mäts samtidigt till skillnad mot en skanner där det tar en viss tid att skanna av omgivande föremål. Det kan vara en fördel om man använder mobila system och/eller följer rörliga föremål. Dessutom kan hela scenen skannas av med en hög frekvens.

Ett problem är att mycket energi eller mycket känsliga detektorer behövs för att mäta föremål på långa avstånd eftersom den utskickade energin fördelas över ett stort område och inte som för skannade system enbart en liten yta ("footprint"). Vi kan förvänta oss att det i framtiden finns små system som kan vara handhållna eller som vi placerar på t.ex. drönare eller skogsmaskiner.

6.4.2. Datakaraktäristik

Utdata från ett TLS-system är vanligtvis i form av ett 3D-punktmoln där varje position också har ett intensitetsvärde (ibland färgvärden, röd, grön och blå). Några system sparar även annan metadata såsom vegetationsklass och returnummer för puls etc. Data kan vara sparat i textformat eller i ett binärt format såsom LAS. <u>http://www.asprs.org/</u>. De textbaserade formaten är vanligtvis uppradade kolumnvis med en koordinat eller färg per kolumn. För små datamängder går det att läsa in dessa textbaserade filer in en vanlig kalkylprogramvara men oftast är datamängderna så stora att andra analysverktyg krävs.

Ett TLS system mäter avstånden till omgivande objekt med millimeterupplösning baserad på utsändandet av laserljus och detekteringen av reflekterade signaler. Beroende på mätupplösning kan flera punkter per kvadratcentimeter täcka föremålet tio meter från sensorn, vilket ger en väldigt detaljerad karta av stam och grenar på ett träd, figur 6.X.



Figur 6.x Exempel på en laserskannad provyta. Det runda hålet är det ställe där mätinstrumentet har stått varvid självskuggning har uppstått. Bakom träden blir det skuggor dit laserstrålarna inte når.

När skoglig information ska extraheras ur TLS-data behövs en statistisk eller matematisk mjukvara som kan läsa LAS filformatet eller de textbaserade formaten. Alternativt kan en egentillverkad programkod utvecklas som läser och analyserar TLS-data.

Det finns ett antal visualiseringsprogramvaror som kan visa TLS-data. Ett exempel är som är tillgängligt online är fugroviewer.com.

6.4.3. Att använda TLS vid fältsampling

TLS kan användas vid fältsampling på samma sätt som traditionella manuella metoder. Instrumentetet kan placeras i mitten av en provyta och valfri provytestorlek kan väljas med hjälp av avståndsdata från skanningen. Både systematiska och slumpmässiga samplingsdesigner kan användas. Det är också möjligt att använda linje-intersekt-sampling eller bältes-transektsampling om instrumentet är placerat på ett fordon eller en bärbar ram.

Om TLS-instrumentet används vid provytesampling finns det två vanliga metoder: "single scan" och "multi scan", figur 6.X. I "single scan" metoden placeras instrumentet i mitten av provytan och skannar enbart den sida av träden som vetter mot sensorn. I "multi scan" metoden placeras instrumentet på ett flertal positioner i provytan och ger därför många vyer för varje enskilt träd. Punktdata från de olika vyerna måste rektifieras till ett gemensamt koordinatsystem innan användning.



Figur 6.x (A) Exempel på "single scan" metoden. (B) Exempel på "multi scan" metoden. Positioner för TLS-mätinstrumentet är markerad i blått och provytan är markerad som en cirkel. Trädens positioner är markerade med grönt.

Fördelen med "single scan" metoden är mäthastigheten och användarvänligheten. Instrumentet behöver bara en position per provyta och det behövs ingen rektifiering mot andra sensorpositioner. Nackdelen är att några träd kommer att skuggas av de andra träden som då kommer att saknas i analysen. Den statistiska metoden måste ta hänsyn till de saknade träden.

Fördelen med "multi scan" metoden är att punkttätheten blir större vilket ger en högre detaljeringsgrad. Det är möjligt att täcka alla träd om nog många instrumentpositioner används. Nackdelen är att reflektorer behövs för rektifieringen mot de övriga instrumentpositionerna och att mätningen tar längre tid.

6.4.4. Automatisk extrahering av skogliga variabler ur TLS-data

Utdata från TLS-mätinstrument innehåller endast positioner och intensiteter/färger i 3D-rymden och inte några variabler såsom grundyta eller stamvolym. För att extrahera skogliga variabler ur TLS-data måste signal- och bildanalystekniker användas. De vanligaste teknikerna går ut på att extrahera trädets geometrier ur 3D-punktmolnet. Ifall exempelvis en cylinder anpassas till de datapunkter som ligger långt nere på stammen för ett träd kan grundyta och DBH beräknas med en given noggrannhet beroende på algoritmens kvalitet. Om ett flertal cylindrar är anpassade längs trädets stam kan en stamprofil beräknas och om grenar är modellerade kan antalet kvistar på stammen beräknas. Mängden träffar i gren och bladverk kan användas till att estimera biomassa.

Olika algoritmer är olika förfinade från enkla modeller av DBH till avancerade modeller där nästan varje kvist finns representerad. Det finns dock fyra delsteg som brukar finnas representerade i de flesta algoritmer:

- Beräkna en digital markmodell (DEM)
- Avgränsa datapunkterna för varje enskilt träd i den undersökta provytan
- Klassificera datapunkterna för varje träd i olika kategorier såsom stam, grenar och blad/barr
- Modellera de detekterade träden genom att använda punkterna för de olika klasserna.

6.4.4.1. Beräkning av en markmodell

Några av algoritmerna för träddetektering och modellering i TLS data behöver en markmodell (DEM) som indata för att kunna skatta DBH för träden i provytan. Många av dem skapar ett raster där höjdvärdena för den lägsta datapunkten inom varje cell registreras som markens höjd vid den positionen. Simonse et al. (2003) skapade exempelvis ett raster med $50 \times$ 50 cm^2 cellstorlekar. Många algoritmer har skapats för att extrahera DEM från luftburen laserskanning; några av dem går att anpassa för TLS-data. En av de tidigaste är framtagen av Axelsson (2000) och bygger på att ett triangulärt irreguljärt nätverk anpassas till punkterna underifrån. Processen är iterativ och förfinas steg för steg där punkter väljs bort om de ger en orimlig markmodell.

6.4.4.2. Avgränsa datapunkterna för varje enskilt träd

Det finns ett antal tekniker för att avgränsa varje enskilt träd i TLS-data från provytor. En metod är att detektera den del av stammen som ligger

närmast marken för att hitta en initial position. Det går exempelvis klippa ut ett tvärsnitt ur punktmolnet som ligger i brösthöjd figur 6.x4.



Figur 6.x4 Ett tvärsnitt vid höjden 1-1.5 m från marknivån för ett TLSdataset. Datapunkterna är projicerade till en bild. Ett stort antal punkter inom varje pixel ger en hög intensitet. Stammar i bilderna kan ses som cirklar omgivna av grenar.

Ur sådana tvärsnittsbilder går det att hitta positioner för trädstammar. Några metoder är väldigt enkla och mäter bara punkttäthet i olika delar av bilden. På de ställen där det finns många mätpunkter antar algoritmerna att det står ett träd i mitten. Andra algoritmer är mer avancerade och letar efter cirkulära former i bilden. Trädens positions antas finnas i mitten på dessa cirklar. Hough-transformen är en sådan bildbehandlingsalgoritm som letar efter geometriska former i bilder som exempelvis cirklar.

När väl trädens positioner är kända kan de datapunkter som ligger närmast en stam antas tillhöra det trädet. Alla datapunkter som ligger under en viss nivå går att klippa bort så att datapunkter från marknivån inte ingår i analysen. För de algoritmer som har detekterat cirklar som stamformer går det att klippa ut dataset som tillhör stammarna där de mesta av grenarna är bortfiltrerade. För dessa urklipp går det att modellera stammarna mer noggrant.

Ett sätt att klassificera och avgränsa stammar, kvistar och barr/löv är att hitta karakteristiken för den spatiala utbredningen för små delar av punktmolnet. De kan klassificeras som sfäriska, platta och linjära genom att använda egenvärdena, figur 6.x5. Platta områden i TLS-data kan antas vara delar av en trädstam eller grov gren medan linjära delar förmodligen är små

kvistar. Genom att koppla ihop många platta delar till ytor går det att hitta punkter som tillhör trädstammar, figur 6.x6.



Figur 6.x5. Exempel på punktmoln med olika utbredning. E1 står för egenvärdet i den riktning som har störst spridning, E2 den mellanstora och E3 det egenvärde som har den minsta spridningen. A: En sfärisk utbredning. E1=E2=E3. B: Utbredning i ett plan. E1=E2>E3 C: Linjeformad utbredning. E1>E2, E1>E3.



Figur 6.x6. Bild på utsnittet av en gran där de TLS datapunkter som tillhör stammen är markerade i grönt. De datapunkter som ligger i ett platt område antas vara delen av en stam.

Det går också att avgränsa träd genom att fylla ett tredimensionellt raster (en voxelrymd) med punktdensitetsvärden, figur 6.x7. Genom att leta efter volympixlar (voxlar) som är kopplade till varandra går det att hitta stammar och grenar som hör ihop.



Figur 6.x7. Bild på ett träd där punkterna från ett TLS dataset är sparade i celler (volympixlar eller voxlar) där en hög punkttäthet är sparad som en högre intensitet. Ur data som detta går det att hitta stammar och grova grenar.

6.4.4.3. Klassificera datapunkterna för varje träd i olika kategorier

När väl datapunkterna för varje träd är avgränsade kan de bli klassificerade till stammar, grenar och bladverk. För både de voxelbaserade och de ytbaserade metoderna går det att hitta först stammen som ligger längst ner för att sedan följa stammen uppåt och koppla ihop de förgreningar som uppstår. Den linje som börjar vid marken klassas som stam medan de övriga får bli grenar. De metoder som används finns inom ämnesområdet matematisk morfologi där Dijkstras "minimum spanning tree" är en vanlig teknik, figur 6.x8.



Figur 6.x8 Om datapunkter från en TLS-mätning är sparad i ett 3D-raster (en voxel volym) som i bilden till vänster, går det att leta efter stammen och grenar genom att sammankoppla de olika volymerna till ett så kallat "minimum spanning tree" som i bilden till höger.

6.4.4.4. Modellera de detekterade träden

När skogliga variabler ska extraheras ur punktmoln är det oftast en fördel om geometrin för de skannade träden modelleras, figur 6.x9. Olika studier har olika förfining av dessa modeller: från ett enkelt mått på DBH till modeller med kvistar och löv. Den vanligaste tekniken är att anpassa cirklar eller cylindrar till datapunkter som hör till stammar och grenar genom icke linjär eller linjäriserad minsta kvadratanpassning. Några studier använder robust anpassning av cylindrar till exempel Liang et al. (2009,2012) som använde "Tukey's estimator".

Det finns även ett antal andra tekniker för att modellera stammar. Exempelvis går det att hitta kanterna på stammen i en bild. Genom att avståndet till stammen är känd går det att få en estimerad diameter.

En del tekniker modellerar trädstammarna med triangulära irreguljära nätverk eller olika typer av splines. Dessa mer avancerade modeller som uppvisar varje bula på ytan går att använda för att få en volym på stammen alternativt för att få en ekvivalent stamdiameter som ger samma volym som den krokiga modellen. För dessa avancerade stammodeller går det att få mått på kvalitet såsom krokighet, avsmalning och ovalitet.



Figur 6.x9. Exempel på stamprofilen från ett träd som är modellerad som cirklar extraherade ur TLS-data.

6.4.4.5. Cirkel/cylinder-anpassning av stammar genom regression

Vid regression av cirklar till ett punktdataset minimeras residualerna av punkterna till cirkelns periferi. Den position och storlek av cirkeln som ger minst fel väljs som ett estimat av stammen, figur 6.x10. Ett problem med regression är känsligheten för datapunkter som ensidigt ligger på utsidan av cirkeln. Om stampunkterna inte är ordentligt filtrerade i förväg utan en mängd grenar och kvistar finns representerade i utvalt dataset kommer fel i position och storlek att finnas i estimaten av stammarna. Det finns behov av en robust cirkelanpassningsmetod om stammarna ska kunna estimeras med en bra noggrannhet.



Figur 6.x10. Exempel på en cirkel anpassad till ett syntetiskt TLS dataset av en stam med grenar. Grenarna påverkar positionen och storleken på cirkeln och ger därigenom fel som påverkar estimeringen av trädstammen. Det finns behov av en robust cirkelanpassningsmetod eller en bra metod för att filtrera bort grenar innan stammens estimering.

6.4.4.6. Cirkelanpassning av stammar genom RANSAC algoritmen

RANSAC är en förkortning för "Random Sample Consensus" och är en iterativ algoritm. Den är baserad på det faktum att det existerar datapunkter som tillhör modellen (inliers) och de som ej tillhör modellen (outliers). Om ett antal slumpmässiga punkter i ett dataset väljs så finns det en viss sannolikhet att alla tillhör modellen. Ekvation 6.x1 ger det antal iterationer som krävs för att få åtminstone ett sådant fall.

$$N = \log(1-p)/\log(1-w^n)$$
 ekv 6.x1

där N är antalet iterationer där åtminstone en bra modell är hittad med sannolikheten p. Antalet valda datapunkter är n och w är sannolikheten att en punkt tillhör modellen. Parameter w ges av ekvation 6.x2.

w = M/D ekv 6.x2

där M är antalet "inliers" i modellen och D är antalet punkter i datasetet. Vanligtvis är denna kvot ej känd utan måste estimeras från ett dataset. Genom att studera ett typiskt dataset är det möjligt att erhålla en grov uppskattning av denna kvot.

Trädstammar kan modelleras med cirklar eller cylindrar vilket gör dem till ett intressant fall för RANSAC algoritmen. Vid modellering av cirklar krävs minst tre datapunkter. Det gör parameter n=3 i RANSAC algoritmen, figur 6.x11. När en cirkel anpassas till tre datapunkter kan exempelvis en linje vinkelrätt mot kordan mellan två punkter på cirkelperiferin hittas. Skärningen mellan två sådana linjer ger centrum för cirkeln om två korda används. För att estimera parameter w i ett TLS dataset måste kvoten mellan antalet punkter i stammen och totala antalet punkter inkluderat grenarna bestämmas. Antal iterationer bestäms genom att sätta parameter p i ekvation x1 till en hög sannolikhet och genom att multiplicera parameter Nmed en säkerhetsfaktor beroende på hur många bra modeller som behöver hittas för att erhålla ett bra estimat.



Figur 6.x11. Välj tre slumpmässiga punkter ur ett dataset vid varje iteration i RANSAC algoritmen. Skapa en cirkel från de utvalda punkterna.

För varje iteration hittas en cirkel genom tre slumpmässiga datapunkter. Inom en given tolerans väljs datapunkter nära cirkelns periferi till möjliga "inliers", figur 6.x12. Om antalet möjliga "inliers" är större än ett förvalt tröskelvärde behålls modellen som en bra modell och sparas för efterföljande beräkningar. För alla bra modeller cirkelanpassas punkterna som är "inliers" exempelvis genom regression. Behåll den cirkel som ger det minsta felet vilket då blir den estimerade cirkeln av RANSAC algoritmen, figur 6.x13.



Figur 6.x12. I varje iteration i RANSAC algoritmen hittas "inliers" med en given tolerans för den valda cirkeln. Om antalet "inliers" är större än ett given tröskelvärde behålls modellen för vidare beräkningar.



Figure 6.x13 Gör en cirkelanpassning för varje modell med ett högt antal "inliers" i RANSAC algoritmen, genom att använda de utvalda punkterna exempelvis genom regression. Se om felen är mindre än i föregående iteration. Behåll modellen med de minsta felen.

6.4.4.7. Cirkelanpassning av stammar genom Hough-transformen

Att använda Hough-transformen till cirkelanpassning av trädstammar bygger på att ett antal datapunkter klipps ut vid ett visst höjdintervall och projiceras till en bild som exempelvis i figur x4. Houghtransformen bygger på att varje pixel i bilden röstar på var cirkelcentrum ska ligga. Om många pixlar röstar på samma position är det förmodligen en trolig kandidat till ett cirkelcentrum. En radieklass studeras åt gången, figur 6.x12. Om exempelvis cirklar med radien tre pixlar eftersöks så ligger ett troligt centrum tre pixlar ifrån den undersökta datapunkten. De troliga platserna för ett centrum kommer att ligga i en cirkel runt datapunkten, markerat i rött i figur 6.x14. Genom att summera alla troliga centrumpositioner kommer den mest rimliga positionen att ha flest röster.



Figur 6.x14. De vita pixlarna är det data där algoritmen letar efter cirklar. De röda pixlarna visar på möjliga cirkelcentrum. De blå pixlarna markerar den pixel som undersöks i respektive bild. Övre vänstra hörnet: Leta efter cirklar av en utvald storleksklass exempelvis med en radie på 3 pixlar. Nästa bild till höger: Undersök den blåfärgade pixeln. De röda pixlarna runt den blå markerar områden där ett möjligt centrum för en cirkel skulle kunna ligga. Spara de möjliga centrumkoordinaterna och fortsätt undersöka nästa vita pixel. Nedre högra hörnet: Efter att ha undersökt alla pixlar i bilden har många av pixlarna röstat för området i mitten som ett troligt ställe för centrum av en cirkel med radie 3.
6.5. Mobil laserskanning

Ett mobilt laserskanner-systemet består av följande delar:

- (1) laserskanner,
- (2) positioneringssystem, och
- (3) övrig utrustning t.ex. dator och batterier.

Samtliga delar inklusive en skanner kan t.ex. monteras på en ram som sätts fast på en bärsele och skannern monteras överst på ramen med fri sikt i alla riktningar (se Figur 6.X). Det mobila systemet liknar ett flygburet system på så sätt att ett positioneringssystem behövs för att kontinuerlig mäta sensorns position. För ett flygburet system används ett satellitnavigeringssystem kombination med tröghetsnavigering i (accelerometrar och gyroskop). Med hjälp av tröghetsnavigering kan förändringar i rörelse och orientering beräknas med hög precision och hög frekvens men systemet påverkas av en drift vilket innebär att helt fel absolut position beräknas efter endast några sekunder. Därför används data från ett satellitnavigeringssystem (som inte har lika hög frekvens men en positionsberäkning utan drift) för att kontinuerlig kalibrera den absoluta positionen.



Figur 6.X. Ett experimentellt mobilt laserskanningssystem med laserskanner, stereokamera, tröghetsnavigering samt dator för dataloggning och trådlöst nätverk för kommunikation till andra enheter.

Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, LASERDATA I FJÄRRANALYS © SLU, Eva Lindberg, Johan Holmgren, Karin Nordkvist, Kenneth Olofsson 11 december 2016

För mobila system som är bärbara eller monterade på skogsmaskiner tillkommer problemet med att signaler från satelliter ofta inte är så bra under trädkronorna. Det finns olika sätt som detta problem kan lösas på. Ett sätt är att använda stereo-kameror som samlar in en sekvens av bilder med hög frekvens. Algoritmer kan användas för att automatiskt identifiera pixlar som avbildar samma objekt i påföljande bilder och 3D koordinater kan beräknas för punkter på dessa objekt. Genom att minimera avstånden mellan punkter som är associerade till samma objekt beräknas kamerans position vid en tidpunkt relativt kamerans position vid en annan tidpunkt. På så sätt kan sensorns förflyttning beräknas i 6 dimensioner (x, y, z och 3 rotationsvinklar). Denna beräkning kan användas som startvärde för ytterligare kalibrering.

Från systemets får vi även laserdata från en skanner som sveper 360 grader flera gånger under varje sekund och skickar ut flera hundra tusen laserpulser varje sekund. Om vi har två punktmoln från påföljande svep kan algoritmen "Iterative Closest Point" (ICP) användas. Denna algoritm består av följande steg:

- (1) hitta korrespondens alltså associera punkter parvis till varandra,
- (2) hitta en funktion som minimerar avstånden mellan punkterna från de två dataseten,
- (3) beräkna nya koordinater med funktionen från det föregående steget,
- (4) upprepa steg 1-3 tills felet är litet eller till max antal iterationer.

Det enklaste sättet att associera punkter till varandra är att koppla de punkter som är närmast varandra. Det finns även andra sätt att associera punkter t.ex. "point-to-plane" där en yta bestäms med hjälp av omgivande punkter. Avståndet mellan parvisa registreringar beräknas då från en punkt i det ena punktmolnet och utefter normalen till ytan i det andra punktmolnet. På detta sätt kan plana ytor glida över varandra så att strukturer passar bättre ihop.

De algoritmer som används för att detektera träd och skatta trädstammens diameter liknar de algoritmer som används för stationär markbaserad laserskanning (TLS). Det är dock inte säkert att det är bäst att använda exakt samma algoritmer. En fördel med mobil laserskanning är att träden mäts från många olika riktningar vilket innebär att risken minskar för zoner som skyms av andra träd och det är större chans att trädens övre delar, t.ex. trädtoppen, kan mätas bra från någon riktning.

De fel som kommer från beräkningen av sensorns position medför att punktmolnets noggrannhet blir lägre, speciellt om satellitnavigeringssystem används som stöd till tröghetsnaiveringen i tät skog. Skattningsfelen har vid en utvärdering visat sig vara större än vad som är vanligt vid statistisk Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, LASERDATA I FJÄRRANALYS © SLU, Eva Lindberg, Johan Holmgren, Karin Nordkvist, Kenneth Olofsson 11 december 2016

mätning¹⁹. Om det finns många mätningar på trädstammen och felet är normalfördelat är det inte säkert att skattningsfelet blir stort. En jämförande studie visade att data från en handhållen laserskanner var bättre jämfört med data från statisk laserskanning för att skatta stamdiameter, en trolig orsak är att mätningar från det handhållna systemet fanns runt om hela trädstammen²⁰.

Som exempel på hur data från mobila system kan analyseras beskrivs här en "region growing" algoritm²¹. Det är en algoritm för att segmentera punktmolnet så att varje 3D punkt får ett id-nummer som definierar tillhörigheten till ett visst objekt. Först bestäms ett tröskelvärde för medelkvadratavvikelsen (r) från en yta och sedan största tillåtna vinkelskillnaden (α) mellan två normaler. De båda variablerna r och α beräknas för varje 3D punkt genom att använda ett närområde. Detta närområde kan bestämmas på två olika sätt: k-Nearest Neihbors (kNN) och Fixed Distance Neighbors (FDN). För kNN väljs de k närmaste grannarna till den aktuella punkten.

Om vi antar att punkttätheten indikerar mätnoggrannheten, vilket ofta är fallet eftersom punkttätheten är omvänt proportionell mot avståndet till skannern, är detta ett bra sätt att definiera beräkningsområdet för normaler eftersom ett större område väljs för längre avstånd till sensorn. Det är också möjligt att undvika fall där algoritmen bryter samman på grund av för låg punkttäthet inom ett visst område. För FDN väljs samtliga grannar inom ett visst avstånd. Denna metod är lämplig om punkttätheten är konstant inom mätområdet²².

Följande steg används:

- (1) En yta beräknas med hjälp av punkterna och normalen samt medelkvadratavvikelserna från ytan beräknas,
- (2) Den punkt som har en omgivande yta med minst medelkvadratavvikelse väljs som första startpunkt,
- (3) De punkter som finns i närområdet inkluderas i den aktuella regionen om vinkelskillnaden mellan deras normaler och den aktuella punkterns normal inte är större än α. De punkter som har en medelkvadratavvikelse som är mindre än r placeras i en lista för möjliga startvärden,
- (4) Om listan med möjliga startvärden inte är tom gå till nästa tillgängliga startvärde och upprepa steg 3,
- (5) Inkludera den aktuella regionen till segmenteringsresultatet och gå till steg 2.

¹⁹ Liang et al. 2014

²⁰ Bauwens et al. 2016

²¹ Rabbani et al. 2006

²² Rabbani et al. 2006

Detta upprepas till dess att listan med punkter som inte har inkluderats i segmenteringen är tom varpå listan med 3D punkter som har segmenterats sorteras i storleksordning. En fördel med denna algoritm är att den inte har så många parametrar och att parametrarna kan förklaras fysikaliskt. Beroende på hur parametrarna väljs får man översegmentering (många segment) eller undersegmentering (få segment). I steget efter segmenteringen modelleras geometriska objekt och det kan då vara lättare att upptäcka undersegmentering jämfört med översegmentering²³.

Självstudiefrågor

Litteraturen

- Albota, M.A., Aull, B.F., Fouche, D.G., Heinrichs, R.M., Kocher, D.G., Marino, R.M., Mooney, J.G., Newbury, N.R., O'Brien, M.E. and Player, B.E., 2002. Three-dimensional imaging laser radars with Geiger-mode avalanche photodiode arrays. Lincoln Laboratory Journal, 13(2): 351-370.
- Aschoff, T. and Spiecker, H., 2004 B. Algorithms for the automatic detection of trees in laser scanner data. In proceedings of the ISPRS workshop Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment, October 3-6, 2004, Freiburg, Germany.
- Aschoff, T., Thies, M., and Spiecker, H., 2004 A, Describing forest Stands using Terrestrial Laser-scanning. In proceedings of the XXth ISPRS Congress, July 12-23, 2004, Istanbul, Turkey, 237–241.
- Aull, B.F., Loomis, A.H., Young, D.J., Heinrichs, R.M., Felton, B.J., Daniels, P.J. and Landers, D.J., 2002. Geiger-mode avalanche photodiodes for three-dimensional imaging. Lincoln Laboratory Journal, 13(2): 335-349.
- Axelsson, P. 2000. "DEM generation from laser scanner data using adaptive TIN models." International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Amsterdam, Netherlands, 16-22 July, 2000.
- Axelsson, P. 2000. DEM generation from laser scanner data using adaptive TIN models. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, Vol. 35, Part B4/1:236-241.
- Bauwens, S., Bartholomeus, H., Calders, K. and Lejeune, P., 2016. Forest Inventory with Terrestrial LiDAR: A Comparison of Static and Hand-Held Mobile Laser Scanning. Forests, 7(6): 127.
- Bienert, A., Scheller, S., Keane, E., Mohan, F., and Nugent, C., 2007, Tree Detection and Diameter Estimations by Analysis of Forest Terrestrial Laserscanner Point Clouds. In proceedings of the ISPRS Workshop on Laser Scanning 2007 and SilviLaser 2007, Espoo, September 12-14, 2007, Finland, 50-55.
- Bienert, A.; Scheller, S.; Keane, E.; Mullooly, G.; Mohan, F. Application of terrestrial laser scanners for the determination of forest inventory parameters. International Archives of

²³ Rabbani et al. 2006

- Binney, J.; Sukhatme, G.S. 3D Tree Reconstruction from Laser Range Data. In Proceedings of the IEEE International Conference on Robotics and Automation, Robotics and Automation (ICRA'09), Kobe, Japan, 12–17 May 2009; pp. 1321–1326.
- Breidenbach, Johannes, Erik Næsset, Vegard Lien, Terje Gobakken, and Svein Solberg. 2010. "Prediction of species specific forest inventory attributes using a nonparametric semi-individual tree crown approach based on fused airborne laser scanning and multispectral data." Remote Sensing of Environment 114 (4):911-924. doi: 10.1016/j.rse.2009.12.004.
- Brethvad, Thomas, and Erik Heimdal Iversen. 2012. "Nyindelning av Bergvik Skog." Stockholm, Sverige, 24-25 april, 2012.
- Brolly, G. and Király , G., 2009. Algorithms for Stem Mapping by Means of Terrestrial Laser Scanning . Acta Silv. Lign. Hung., Vol. 5 (2009) 119-130.
- Bucksch, A.; Lindenbergh, R. CAMPINO—A skeletonization method for point cloud processing. ISPRS J. Photogramm. Remote Sens. 2008, 63, 115–127.
- Bucksch, A.; Lindenbergh, R.; Menenti, M. SkelTre: Robust skeleton extraction from imperfect point clouds. Vis. Comput. 2010, 26, 1283– 1300.
- Chum, O., 2005. Two-View Geometry Estimation by Random Sampling and Consensus. PhD-thesis. Center for Machine Perception Department of Cybernetics Faculty of Electrical Engineering Czech Technical University in Prague.
- Clawges, R.; Vierling, L.; Calhoon, M.; Toomey, M. Use of a groundbased scanning lidar for estimation of biophysical properties of western larch (Larix occidentalis). Int. J. Remote Sens.
- Côté, J.F.; Widlowski, J.L.; Fournier, R.A.; Verstraete, M.M. The structural and radiative consistency of three-dimensional tree reconstructions from terrestrial lidar. Remote Sens. Environ. 2009, 113, 1067–1081.
- Eitel, J.U.; Vierling, L.A.; Long, D.S. Simultaneous measurements of plant structure and chlorophyll content in broadleaf saplings with a terrestrial laser scanner. Remote Sens. Environ. 2010, 114, 2229–2237.
- Erikson, M. and Vestlund, K. 2003. Finding tree stems in laser range images of young mixed stands to perform selective cleaning. Scandlaser 2003, Umeå Sweden.
- Eysn, Lothar, Markus Hollaus, Eva Lindberg, Frédéric Berger, Jean-Matthieu Monnet, Michele Dalponte, Milan Kobal, Marco Pellegrini, Emanuele Lingua, Domen Mongus, and Norbert Pfeifer. 2015. "A Benchmark of LiDAR-Based Single Tree Detection Methods Using Heterogeneous Forest Data from the Alpine Space." Forests 6 (5):1721.
- Forsman, P. and Halme , A., 2005. 3-D Mapping of Natural Environments With Trees by Means of Mobile Perception . IEEE transactions on robotics, vol. 21, no. 3, june 2005.
- Freiburg, Germany, 3–6 October 2004; Volume 36.
- Gorte, B. and Winterhalder, D., 2004. Reconstruction of laser-scanned trees using filter operations in the 3d raster domain. In proceedings of the

ISPRS workshop Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment, October 3-6, 2004, Freiburg, Germany.

- Gorte, B.; Pfeifer, N. Structuring laser-scanned trees using 3D mathematical morphology. Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. 2004, 35, 929–933.
- Haala, N., Reulke, R., Thies, M., and Aschoff, T., 2004, Combination of terrestrial laser scanning with high resolution panoramic images for investigations in forest applications and tree species recognition. In proceedings of the ISPRS Panoramic Photogrammetry Workshop, February 19-22, 2004, Dresden, Germany.
- Hackenberg, J., Spiecker, H., Calders, K., Disney, M. And Raumonen, P., 2015, SimpleTree-An efficient Open Source Tool to Build Tree Models from TLS Clouds. 6(11) 4245-4294.
- Henning, J.G. and Radtke, P.J., 2006, Detailed stem measurements of standing trees from ground-based scanning lidar. Forest Science, 52, 67–80.
- Holmgren, J., Å. Persson, and U. Söderman. 2008. "Species identification of individual trees by combining high resolution LiDAR data with multi-spectral images." International Journal of Remote Sensing 29 (5):1537-1552. doi: 10.1080/01431160701736471.
- Hopkinson, C., Chasmer, L., Young-Pow, C., and Treitz, P., 2004, Assessing forest metrics with a ground-based scanning lidar. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere, 34, 573–583.
- Hosoi, F, and Omasa, K, 2006. Voxel-Based 3-D Modeling of Individual Trees for Estimating Leaf Area Density Using High-Resolution Portable Scanning Lidar . IEEE Transactions on geoscience and remote sensing, vol. 44, no. 12, 3610-3618.
- Hyyppä, Juha, Mathius Schardt, Henrik Haggrén, Barbara Koch, Uwe Lohr, Raito Paananen, H. U. Scherrer, Heikki Luukkonen, Michaela Ziegler, Hannu Hyyppää, Ulla Pyysalo, Hans Friedländer, Janne Uuttera, Stephen Wagner, Mikko Inkinen, Andreas Wimmer, Antero Kukko, Eero Ahokas, and Mika Karjalainen. 2001. "HIGH-SCAN: The first European-wide attempt to derive single-tree information from laserscanner data." The Photogrammetric Journal of Finland 17 (2):58-68. doi: citeulike-article-id:8833454.
- individual tree using ground-based lidar data. Can. J. Remote Sens. 2008, 34, 320–332.
- Jupp, D.L.; Culvenor, D.; Lovell, J.; Newnham, G.; Strahler, A.; Woodcock, C. Estimating forest LAI profiles and structural parameters using a ground-based laser called 'Echidna(R). Tree Physiol.
- Kaartinen, Harri, Juha Hyyppä, Xiaowei Yu, Mikko Vastaranta, Hannu Hyyppä, Antero Kukko, Markus Holopainen, Christian Heipke, Manuela Hirschmugl, Felix Morsdorf, Erik Næsset, Juho Pitkänen, Sorin Popescu, Svein Solberg, Bernd Michael Wolf, and Jee-Cheng Wu. 2012. "An International Comparison of Individual Tree Detection and Extraction Using Airborne Laser Scanning." Remote Sensing 4 (4):950-974.

- Király, G.; Brolly, G. Tree height estimation methods for terrestrial laser scanning in a forest reserve. Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci. 2007, 36, 3, 211–215.
- Kraus, K., and N. Pfeifer. 1998. "Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data." ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 53 (4):193-203.
- Lalonde, J.F.; Vandapel, N.; Huber, D.; Hebert, M. Natural terrain classification using three-dimensional ladar data for ground robot mobility. J. Field Robot. 2006, 23, 839–861.
- Liang, X Litkey, P, Hyyppä, J, Kaartinen, H., Vastaranta, M., and Holopainen, M., 2009. Automatic stem location mapping using TLS for plot-wise forest inventory . SilviLaser 2009, Oct. 14-16, 2009 – College Station, Texas, USA .
- Liang, X., Kukko, A., Kaartinen, H., Hyyppä, J., Yu, X., Jaakkola, A. and Wang, Y., 2014. Possibilities of a personal laser scanning system for forest mapping and ecosystem services. Sensors, 14(1): 1228-1248.
- Liang, X.; Litkey, P.; Hyyppa, J.; Kaartinen, H.; Vastaranta, M.; Holopainen, M. 2012. Automatic Stem Mapping Using Single-Scan Terrestrial Laser Scanning. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 2012, 50, 661–670.
- Lindberg, E., Holmgren, J., Olofsson, K., and Olsson, H., 2010. Estimation of stem attributes using a combination of terrestrial and airborne laser scanning. Silvilaser 2010, Freiburg, Tyskland. Moorthy, I.; Miller, J.R.; Hu, B.; Chen, J.; Li, Q. Retrieving crown leaf area index from an
- MacLean, G. A., and W. B. Krabill. 1986. "Gross-merchantable timber volume estimation using an airborne LiDAR system." Canadian Journal of Remote Sensing 12 (1):7-18.
- Naesset, 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.
- Naesset, E., 2004. Practical large-scale forest stand inventory using a smallfootprint airborne scanning laser. Scandinavian Journal of Forest Research, 19(2): 164-179.
- Næsset, E., T. Gobakken, J. Holmgren, H. Hyyppä, J. Hyyppä, M. Maltamo, M. Nilsson, H. Olsson, A. Persson, and U. Söderman. 2004. "Laser scanning of forest resources: The Nordic experience." Scandinavian Journal of Forest Research 19 (6):482-499. doi: 10.1080/02827580410019553.
- Nelson, R., W. Krabill, and G. Maclean. 1984. "Determining forest canopy characteristics using airborne laser data." Remote Sensing of Environment 15 (3):201-212. doi: 10.1016/0034-4257(84)90031-2.
- Nilsson, M. 1994. "Estimation of tree heights and stand volume using airborne LiDAR systems." Rapport - Institutionen for Skogstaxering, Sveriges Lantbruksuniversitet (57).
- Nilsson, M. 1996. "Estimation of tree heights and stand volume using an airborne LiDAR system." Remote Sensing of Environment 56 (1):1-7. doi: 10.1016/0034-4257(95)00224-3.
- Olofsson, K., E. Lindberg and Holmgren, J., 2008. A method for linking field-surveyed and aerial-detected single trees using cross correlation of position images and the optimization of weighted tree list graphs.

SilviLaser 2008, 8th international conference on LiDAR applications in forest assessment and inventory., Heriot-Watt University, Edinburgh, UK, SilviLaser 2008 Organizing Committee, Edinburgh: Forest Research.

- Olofsson, K., E. Lindberg, and J. Holmgren. 2008. "A method for linking field-surveyed and aerial-detected single trees using cross correlation of position images and the optimization of weighted tree list graphs." Proceedings of SilviLaser 2008, 8th international conference on LiDAR applications in forest assessment and inventory, Heriot-Watt University, Edinburgh, UK, 17–19 September, 2008.
- Olofsson, K., Holmgren, J. and Olsson, H., 2014. Tree Stem and Height Measurements using Terrestrial Laser Scanning and the RANSAC algorithm, Remote Sensing, 6, 4323-4344.
- Olsson, P., H. Rost, and Y Reshetyuk. 2013.
- Packalen, P. and Maltamo, M., 2007. The k-MSN method for the prediction of species-specific stand attributes using airborne laser scanning and aerial photographs. Remote Sensing of Environment, 109(3): 328-341.
- Petrie, Gordon, and Charles K. Toth. 2009a. "Airborne and Spaceborne Laser Profilers and Scanners." In Topographic Laser Ranging and Scanning: Principles and Processing, edited by J. Shan and C. Toth. Boca Raton, FL: CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Petrie, Gordon, and Charles K. Toth. 2009b. "Introduction to Laser Ranging, Profiling, and Scanning." In Topographic Laser Ranging and Scanning: Principles and Processing, edited by J. Shan and C. Toth. Boca Raton, FL: CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Pfeifer, N. och Winterhalder, D., 2004, Modelling of Tree Cross Sections from Terrestrial Laser-Scanning Data with Free-Form Curves. In proceedings of the ISPRS workshop Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment, October 3-6, 2004, Freiburg, Germany.
- Pfeifer, N.; Gorte, B.; Winterhalder, D. Automatic Reconstruction of Single Trees from Terrestrial Laser Scanner Data. In Proceedings of 20th ISPRS Congress, Istanbul, Turkey, 12–23 July 2004; pp. 114–119.
- Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 2006, 36
- Pueschel, P.; Newnham, G.; Rock, G.; Udelhoven, T.; Werner, W.; Hill, J. The influence of scan mode and circle fitting on tree stem detection, stem diameter and volume extraction from terrestrial laser scans. ISPRS J. Photogramm. Remote Sens. 2013, 77, 44–56.
- Rabbani, T., van Den Heuvel, F. and Vosselmann, G., 2006. Segmentation of point clouds using smoothness constraint. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 36(5): 248-253.
- Raumonen, P.; Kaasalainen, M.; Åkerblom, M.; Kaasalainen, S.; Kaartinen, H.; Vastaranta, M.; Holopainen, M.; Disney, M.; Lewis, P. Fast automatic precision tree models from terrestrial laser scanner data. Remote Sens. 2013, 5, 491–520.
- Rutzinger, M.; Pratihast, A.K.; Oude Elberink, S.; Vosselman, G. Detection and modelling of 3D trees from mobile laser scanning data. Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci. 2010, 38, 520–525.

Skogshushållningsserien, Skoglig Fjärranalys, LASERDATA I FJÄRRANALYS © SLU, Eva Lindberg, Johan Holmgren, Karin Nordkvist, Kenneth Olofsson 11 december 2016

- Schütt, C.; Aschoff, T.; Winterhalder, D.; Thies, M.; Kretschmer, U.; Spiecker, H. Approaches for Recognition of Wood Quality of Standing Trees b Based on Terrestrial Laser Scanner Data. In Proceedings of the 2004 WG VIII/2 Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment,
- Shan, J. and Toth, C, 2009. Topographic laser ranging and scanning. Principles and processing. Taylor & Francis Group, London New York.
- Simonse, M., Aschoff, T., Spiecker, H. and Thies, M. 2003. Automatic determination of forest inventory parameters using terrestrial laser scanning. Proceedings of the ScandLaser Scientific Workshop on Airborne Laser Scanning of Forests, Umea, Sweden, September 2003, pp. 251-257.
- Stoker, J., Abdullah, Q., Nayegandhi, A. and Winehouse, J., 2016. Evaluation of Single Photon and Geiger Mode Lidar for the 3D Elevation Program. Remote Sensing, 8(9): 767.
- Strahler, A.H.; Jupp, D.L.; Woodcock, C.E.; Schaaf, C.B.; Yao, T.; Zhao, F.; Yang, X.; Lovell, J.; Culvenor, D.; Newnham, G.; et al. Retrieval of forest structural parameters using a ground-based lidar instrument (Echidna). Can. J. Remote Sens. 2008, 34, S426–S440.
- Swatantran, A., Tang, H., Barrett, T., DeCola, P. and Dubayah, R., 2016. Rapid, High-Resolution Forest Structure and Terrain Mapping over Large Areas using Single Photon Lidar. Scientific Reports, 6.
- Tanaka, T., Park, H., and Hattori, S., 2004, Measurement of forest canopy structure by a laser plane range-finding method. Improvement of radiative resolution and examples of its application. Agricultural and Forest Meteorology, 125, 129–142.
- Tanaka, T., Yamaguchi, J., and Takeda, Y., 1998, Measurement of forest canopy structure with a laser plane range-finding method development of a measurement system and applications to real forests. Agricultural and Forest Meteorology, 91, 149–160
- Thies, M., Pfeifer, N., Winterhalder, D. and Gorte, B.G.H., 2004, Three-Dimensional Reconstruction of Stems for Assessment of Taper, Sweep and Lean Based on Laser Scanning of Standing Trees. Scandinavian Journal of Forest Research, 19, 571–581
- Vauhkonen, Jari, Liviu Ene, Sandeep Gupta, Johannes Heinzel, Johan Holmgren, Juho Pitkanen, Svein Solberg, Yunsheng Wang, Holger Weinacker, K. Marius Hauglin, Vegard Lien, Petteri Packalen, Terje Gobakken, Barbara Koch, Erik Naesset, Timo Tokola, and Matti Maltamo. 2012. "Comparative testing of single-tree detection algorithms under different types of forest." Forestry 85 (1):27-40. doi: 10.1093/forestry/cpr051.
- Vonderach, C.; Voegtle, T.; Adler, P. Voxel-base approach for estimating urban tree volume from terrestrial laser scanning data. Int. Arch. Photogr. Remote Sens. Spat. Inf. Sci 2012, XXXIX-B8, 451–456.
- Wang, Yunsheng, Juha Hyyppä, Xinlian Liang, Harri Kaartinen, Xiaowei Yu, Eva Lindberg, Johan Holmgren, Yuchu Qin, Clément Mallet, Antonio Ferraz, Hossein Torabzadeh, Felix Morsdorf, Lingli Zhu, Jingbin Liu, and Petteri Alho. 2016. "International Benchmarking of the Individual Tree Detection Methods for Modeling 3D Canopy

Structure for Silviculture and Forest Ecology Using Airborne Laser Scanning." IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 54 (9):5011-5027.

- Watt, P.J.; Donoghue, D.N.M. Measuring forest structure with terrestrial laser scanning. Int. J. Remote Sens. 2005, 26, 1437–1446.
- Wezyk, P.; Koziol, K.; Glista, M.; Pierzchalski, M. Terrestrial laser scanning versus traditional forest inventory first results from the polish forests. Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci. 2007, 3, 424–429.

7.RADAR REMOTE SENSING OF FOREST

Radargrammetry. Can be deduced from the optical term stereogrammetry but applied to radar images. Its fundamental principle is the stereoscopic viewing of an object from somewhat different angles.

Polarization. Is a parameter applying to waves that specifies the geometrical orientation of the oscillation, which in radar remote sensing is generally either Vertical or Horizontal.

Synthetic Aperture Radar (SAR). The Radar technique of synthesizing a large antenna by moving a smaller antenna along a path, in order to retrieve a 2D radar image with high resolution in both azimuth and range direction.

SAR interferometry. A remote sensing technique that enables accurate measurements of geophysical parameters, which mainly are related to height changes.

7.1. Radar basics

Each remote sensing technique has its pros and cons, but most ones are influenced by the prevailing weather conditions. Radar is a technique that is barely influenced of cloud coverage. Radar (acronym for RAdio Detection And Ranging) is an active sensor for detecting, locating, tracking, and identifying objects even at a considerable distance. Generally, three basic types of radiation are commonly used in remote sensing. 1) Radiation emitted by the object itself, due to its material properties and physical conditions, for example thermal radiation. 2) Diffuse scattering of natural illumination from an incoherent radiation source, for example the sun. 3) Backscattered radiation from artificial coherent sources, for example, radar, as well as laser, systems.

The radar system is a sensor transmitting and receiving electromagnetic energy at micro wave frequencies, which means wavelengths much longer than visible light or thermal heat. The radar signal is capable of sensing the vegetation or other features on the ground regardless of sunlight and cloud cover. This is a great advantage compared with passive optical sensors, which depend on reflected solar radiation and relatively clear skies.

Radar sensors are partly characterized by their operating frequencies. The fundamental relationship between wavelength (λ) and frequency (*f*) in free space is determined by:

$$c = \lambda \times f$$

where c is the speed of wave propagation, which is the speed of light $(3 \times 10^8 \text{ m/s})$. Thus, knowing the wavelength, the frequency can easily be

calculated and vice versa. The wavelength from a radar system determines the extent to which the signal is attenuated by an object, e.g., the vegetation. In general the attenuation increases as the wavelength decreases. For example the effects of rain and clouds are negligible using a wavelength greater than about 3 cm.

A radar sensor can be mounted on almost any type of platform, and radar systems are commonly used on ships and airplanes for detection of obstacles interfering with their intended pathways. The platforms used for radar imaging of natural resources are mostly satellites or airplanes as these offer large coverages at high resolutions, also at large distances.

7.1.1. The radar equation

The principle of radar is that an electromagnetic signal is transmitted by an antenna into the surrounding medium, where it is reflected by objects and some of the scattered energy is reflected back to a receiving antenna. In case of the same transmitting and receiving antenna, the radar system is described as "monostatic", and when one antenna is transmitting and another receiving, the radar system is described as "bistatic".

Understanding the radar concept and its different components facilitates the interpretation of the acquired radar data, commonly known as images. The different components can be considered in the so called radar equation, which is similar to the ALS equation, originating from the same theoretical concept . The radar equation is based on the ratio of the transmitted power (P_t) and the received power (P_r) , stemming from the waves scattered by a target¹, and can be written as:

$$P_r = \frac{P_t G_t}{4\pi R_t^2} \frac{\sigma A_r}{4\pi R_r^2} \frac{1}{L}$$

where G_t is the gain of the transmitting antenna, R_t and R_r are the distances from the target to the transmitting and receiving antennas respectively, A_r is the effective area of the receiving antenna, L is system losses, and σ is the target's radar cross-section (RCS). The RCS is thus the only parameter in the radar equation that is related to the target, and depends on the target's physical properties such as size, shape and material. For a perfectly conducting spherical target, the RCS would be equal to the cross-sectional area, πl^2 , assuming l to be the radius of the sphere and with the premise $l \gg \lambda$.

While this holds for targets like single trees, remote sensing is often more concerned with entire forests, where the radar system integrates series of radar signals to create 2D images. In this case a more useful measure of the RCS is the radar scattering coefficient sigma nought, σ^o [m²/m²], which is defined as the average RCS per unit ground area of the target, and in case of the same transmitting and receiving antenna, it is denoted as the

¹ Floyd M. Henderson (Editor) 1998, page 132

backscattering coefficient. It depends on the physical and electrical properties of the illuminated object, and on the wavelength, polarization, and incidence angle used by the radar system. It also depends on the local surface slope towards the sensor.

7.1.2. Microwaves

Remote sensing can be performed with electromagnetic waves at a wide spectrum of frequencies. Electromagnetic radiation at frequencies 300 MHz to 300 GHz are generally considered microwaves, where "micro" represents "small waves compared to radio waves". The radar bands include frequencies from the entire range 3 MHz – 300 GHz, including also the HF and VHF bands in the radio frequency domain, which sometimes also are used for imaging radar. However, there is not one single definition of the radar bands, but one commonly used list which is based on the bands defined during World War 2, and this one has mainly been adopted to an IEEE definition. Additionally, each country usually add complementing definitions suitable for their purposes. Common radar bands are listed in Table 7.1.



Figure 7.1. The electromagnetic spectrum. Atmospheric opacity is shown along the top. ORIGINAL SOURCE: Fawwaz T. Ulaby and David G. Long, *Microwave Radar and Radiometric Remote Sensing*, University of Michigan Press, Ann Arbor, Mich., 2014. With permission of the authors. This review source: <u>https://www.nap.edu/read/21729/chapter/3</u>

Table 7.1. A list of common frequency bands and a brief description of the origin of their names. Adapted from Anon (2003) and Radio spectrum (2014).

Band name	Frequency range	Wavelength range	Description
VHF	30-300 MHz	1-10 m	Very High Frequency
Р	216-450 MHz	0.7-1.4 m	P for "previous"
L	1-2 GHz	15-30 cm	L for "long" wave
S	2-4 GHz	7.5-15 cm	S for "short" wave
С	4-8 GHz	3.75-7.5 cm	C for "compromise"
Х	8-12 GHz	2.5-3.75 cm	X for crosshair
Ku	12-18 GHz	1.7-2.5 cm	Ku for "kurz-unten"
Κ	18-27 GHz	1.1-1.7 cm	German "kurz" (short)
Ka	27-40 GHz	0.75-1.1 cm	Ka for "kurz-above"

One reason for using microwaves is their suitability to penetrate the atmosphere, especially at lower frequencies (Figure 7.1). For frequencies up to about 20 GHz microwaves generally penetrate also clouds and rain (Figures 7.2 and 7.3). Rain has a greater influence on microwaves than clouds, starting its attenuation effect at about 3 GHz ($\lambda = 10$ cm) and increasing with frequency. However, rain only start to have an important effect at frequencies exceeding ~15 GHz ($\lambda = 2$ cm).



Figure 7.2 Atmospheric attenuation versus millimeter wavelengths. The IEEE radar bands are also shown. Source: E.E. Altshuler and R.A. Marr. A comparison of experimental and theoretical values of atmospheric absorption at the longer millimeter wavelengths. *IEEE Transactions on Antennas and Propagation*, 36:1471, 1988.

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET SRH - LJUNGBERGSFONDSKOMPENDIUM 142



Figure 7.3. Rain attenuation at microwave and millimeter-wave frequencies. Source: <u>http://www.e-band.com/get.php?i.119:w.698:h.478</u>



Figure 7.4. Rain (a) and cloud (b) attenuation at microwave and millimeterwave frequencies. Source: (Richards, Scheer, & Holm, 2010)

The penetration behavior of microwaves is also considered as an advantage when imagery of forests are concerned. Optical waves are mainly reflected at the top of the canopy, while microwaves can often penetrate the canopy, with the attenuation (weakening of the signal) being dependent on wavelength, moisture content and the vegetation density.



Figure 7.5. Illustration of the scattering (penetration) in a forest canopy with common remote sensing radar bands. Optical sensors using sunlight are included for comparison.

7.1.3. About electromagnetic waves in the radar context

The field of remote sensing is normally considering radiation and especially electromagnetic radiation. While Newton considered light as particles, James Clerk Maxwell showed that light can be described as electromagnetic waves with Maxwell's equations. The processing and interpretation of acquired radar images is facilitated by a further understanding of electromagnetic waves.

An electromagnetic wave represents the temporal and spatial variations of an electric and a magnetic field in space, which is characterized by amplitude and phase. This can mathematically be represented by a complex number on the form

$$S = Ae^{j\varphi}$$

where A is the amplitude of the wave (expresses the power) and φ is the phase (a value on the 0-2 π interval, defined as arctan(Im(S)/Re(S))). The phase is related to the wavelength and is proportional to the distance traveled by the wave, which in the radar case corresponds to the two-way path between the transmitter and the object(s) and can be written as

$$\varphi = \frac{2\pi}{\lambda} 2R = \frac{4\pi R}{\lambda}$$

Figure 7.7. Illustration of a phase-zero transmitted sinusoid, which after travelling the distance 2R from the satellite shows a certain phase $4\pi R/\lambda$. Adapted from Ferretti et al. (2007), Fig. 1-5.

Each signal can be represented both in the time and space domain and the frequency domain and the relation is given by the Fourier transform, defined as

$$S(f) = \int_{-\infty}^{\infty} s(t) e^{-j2\pi f t} dt$$

where S(f) represents the signal in the frequency domain and s(t) the signal in the time domain. The Fourier transform of a rectangular pulse of length τ is a sinc function where sinc(x)=sin(x)/x. The difference between the highest and the lowest frequency components is called the bandwidth.



Figure 7.8. Illustration of how pulse length τ and bandwidth *B* are related.

The frequency representation of the signal S(f) entails that each signal can be written as the sum of its individual frequency components, and by increasing the number of frequencies transmitted, a larger bandwidth is achieved. In other words, by frequency modulating the pulse (also called chirp signal), a larger bandwidth *B* of the transmitted pulse is achieved and an increased range resolution is the outcome (Figure 7.9).



Figure 7.9. Illustration of a baseband chirp signal in the time and frequency domains. Maximum of the Fourier transform magnitude has been normalized to unity.

7.1.4. Combination of waves

What happens if two or more electromagnetic waves are combined? This concept is called superposition of waves.

Interference

When two or more waves are combined (the waves are passing the same position in space at the same time), the total amplitude is given by the sum of the individual amplitudes. Constructive interference happens when the sum of amplitudes is larger than the individual contributions. Correspondingly, destructive interference happens when the sum of amplitudes is smaller than the individual contributions.



Figure 7.10.

Coherence

Interference requires identical frequency of the involved waves, which means that their phase differences remain constant over time. Waves complying with this criterion are called coherent waves. The vector illustrations above can depict interfering waves when they are coherent (their rotational speed is constant). However, when absolute coherence cannot be achieved, coherence is considered as a measure of predictability. With higher coherence, the properties of the complementary wave are easier to predict, given the other one. The coherence can be described by evaluating the cross-correlation, which in the practical case of interferometry simplifies to:

$$\widetilde{\boldsymbol{\gamma}} = \frac{\mathrm{E}[\boldsymbol{s_1}\boldsymbol{s_2}^*]}{\sqrt{\mathrm{E}[|\boldsymbol{s_1}|^2]\mathrm{E}[|\boldsymbol{s_2}|^2]}}$$

where $\tilde{\gamma}$ is the coherence, s_1 and s_2 are the master and slave images, and E[] are the expectation values². However, the expectation value is an unknown and is estimated via spatial averaging. The previous equation simplifies to

$$\tilde{\gamma} = \frac{\langle s_1 s_2^* \rangle}{\sqrt{\langle |s_1|^2 \rangle \langle |s_2|^2 \rangle}}$$

which can be interpreted as taking the average of an area with pixels containing the phase difference of the images s_1 and s_2 , and to normalize it, this average is divided by the magnitude of the total coherence of the same pixels.

7.1.5. Polarization

An electromagnetic wave's polarization is describing the motion and orientation of the electric field vector E. For example, a wave travelling in the +z direction in a Cartesian (x-y-z) coordinate system must have the direction of E in the x-y plane. This means, that the electric field is oriented along both the x- and y-directions, and its amplitudes will each vary sinusoidally. Perpendicular to E, the magnetic field H varies sinusoidally as well. The wavelength is measured in the direction that the wave propagates (FIGURE REF). The transmitted polarization is determined by the physical structure of the antenna and by its orientation. Linear polarizations are most commonly used in satellite radar systems, but both circular and elliptical polarizations can occur as well.

² (Bamler & Hartl, 1998; Ferretti et al., 2007; Lee & Pottier, 2009



Figure 7.11. Illustration of an electromagnetic wave (Chaisson & McMillan, 2003) The E field is illustrated in the x-direction, the H field in the y-direction, and the wave propagates in the z-direction.



Figure 7.12. Illustration of polarizations that can be either a) linear (horizontal/vertical), b) circular (right-hand; RHCP or left-hand; LHCP) or c) elliptical.

7.1.6. Scattering

The definition of the backscattering coefficient σ^{o} is the RCS per unit area, which can be considered as the sum of the individual scatterers within a resolution cell. This means that when lots of targets within a resolution cell reflect the EM wave at different distances (=phases) from the radar, all reflections will add up coherently to the complex sum of contributions from the individual targets (superposition principle, Figure 7.13). Some contributions will cancel each other out while some will add up, and the coherent sum becomes random on the 2π (or $-\pi..\pi$) interval. The result of this adding and extinction of phases is called speckle and will appear as

"salt and pepper" in the radar images. The random phases originate from the distances between the antenna and the individual scatterers being uniformly randomly distributed on the scale of the radar wavelength (c.f. Smith 1998). The occurrence of speckle causes the amplitude measured from a homogenous area to be Rayleigh distributed, irrespective of the target.



Figure 7.13. a: Illustration of how individual scatterers add up to a coherent sum. b: Illustration of how many different scatterers contribute to the total scattering reflection within a resolution cell.

7.1.7. Geometrical effects

The quality of radar images can be affected by the acquisition geometry.. The radar "sees" only the line-of-sight, which is called slant range. The radar image is acquired in this geometry, but naturally a "ground range" image is more useful, as it has the Earth as reference and depicts the objects similar to other geographic data products. Images in slant range will appear compressed in the range direction (*Figure 7.14*). By knowing the height of the acquisition platform and the incidence angle, correct ground range ortho corrected images can be computed by simple geometry; the ground range is simply the projection of the slant range, which corresponds to the slant range divided by the cosine of the incidence angle.

The acquisition geometry might even lead to some information losses, especially in hilly terrain. This is illustrated in *Figure* 7.14, which shows how the wave front reaches different parts of the ground at different times. In the illustration, the left most parts would normally be expected to be depicted first, but as the actual distance to the top of hill B is shorter than to the base of hill B, this radar echo will return before the echoes from the foot of the hill. This is called layover. Foreshortening is another geometric effect that can occur. This happens when the radar beam reaches the base of a tall feature tilted towards the radar (e.g., mountain A) before it reaches the top. This has the consequence that slopes become compressed in the range direction. Foreshortening and layover are two consequences which result from relief displacement. *Figure* shows how the hills B and C are all affected by severe shadowing as well, which means that no radar beams reach the ground and information loss occurs, making it impossible to correctly reconstruct the ground even with advanced signal processing.

Figure 7.14. Left: Illustration of how a slant range image translates to a ground range image. Right: Slant range images will appear compressed in the range direction.



Figure 7.15. Illustration of geometric distortions caused by the terrain and acquisition geometry.

7.1.8. Resolution

The backscattered energy can be measured and the distance R to the scattering objects can be determined as

$$R = \frac{cT}{2}$$

where *T* is the time between the transmission and reception of the radio pulse. The resolution in range ΔR is a measure of the minimum range difference of two objects still resolvable as two single objects and is determined by the length of the (matched filtered) electro magnetic (EM) pulse. The pulse length is inversely related to its bandwidth *B* and the range resolution, ΔR_r , can then be written as

$$\Delta R_r \approx \frac{c}{2B} \approx \delta_r$$

An important property of this expression is that the range resolution is independent of range, which makes it ideal for spaceborne platforms as objects at very long distances can be resolved. This also explains why side-looking configurations are preferred over nadir-looking; the former implies that the returns from different scattering objects can be separated using the differences in time, compared to nadir images from which all objects reflect the transmitted EM pulse almost simultaneously (Figure 7.16).



Figure 7.16. Illustration of a) nadir-looking and b) side-looking configuration. In a) the returns from A and B are ambiguous while the ones in b are not, because of the separation in time.

The antenna pattern expresses the radiation pattern of an antenna where the main lobe of an antenna (=antenna beam width θ) is defined as the 3 dB angle; that is to say that the angular interval having as extremes half of the power with respect to the look direction (Figure 7.17). The antenna beam width is directly proportional to the wavelength and inversely proportional to the antenna length *L*. This can be described as

$$\theta = \frac{\lambda}{L}$$

when $L \gg \lambda$, and is used in the derivation of the azimuth resolution (also called along-track or cross-range resolution).

The azimuth resolution (δ_{az}) is given by

$$\delta_{az} \approx R\theta_{az} \approx \frac{R\lambda}{L_{az}}$$

where θ_{az} is the beam width and L_{az} is the antenna length (also denoted aperture length) in the azimuth direction. This holds for real-aperture radars, and the azimuth resolution can then only be improved by increasing the length of the antenna or decreasing the wavelength. Because of the dependence on range, this is not a good solution for remote sensing from

long distances and as will be shown in section $\frac{0}{0}$, another solution is used for the spaceborne case.



Figure 7.17. Illustration of the 3 dB angle corresponding to the antenna beam width θ ($\approx 22.5^{\circ}$ in this illustration) of imaging radar.

7.2. Synthetic aperture radar (SAR)

To retrieve a 2D radar image with high resolution in both azimuth and range direction, a system with high bandwidth and long antenna is needed. To get a reasonable azimuth resolution of a couple of meters or even tens of meters from a spaceborne platform, the antenna needs to be several km long! This is in practice impossible and during the early 1950s the idea of synthesizing a large antenna by moving a smaller antenna along a path emerged³ and Synthetic Aperture Radar (SAR) was invented.

When either the target or the antenna is in motion along the range direction during the acquisition, this can be measured through the rate of change of the phase, which is commonly denoted as the Doppler frequency. The non-relativistic Doppler-frequency shift f_D is given by Ulaby et al. (1982):

$$f_D = -\frac{2\mathrm{d}R}{\lambda\mathrm{d}t} = -\frac{2\nu_r}{\lambda}$$

where v_r is the velocity between the target and the radar in the range direction and the other variables have the same definition as previously described.

Consider an antenna mounted on a flying platform, illuminating the ground with the azimuth beam width θ_{az} (Figure 7.18). An object will then start being illuminated from the transmitted beam as the front of the beam reaches the object. While the flying platform is moving forward, the object

³ Sherwin, Calif., & Ruina, J.P.; Rawcliffe, 1962; Wiley, 1965, 1985

will remain within the beam as the platform moves until the rear of the beam is passing the object. The beam is constantly created, as new short radar pulses (chirps) are transmitted over and over at high frequencies. The frequency of the transmitted pulses is called pulse repetition frequency (PRF), and is often on the order of kHz. Each transmitted pulse will bounce against the object and be reflected back to the radar, but as the radar is constantly moving, each pulse will be affected by a different Doppler frequency shift (Doppler Effect, which is the same as can be experienced from the siren of a passing ambulance). The pulse to pulse Doppler shifts can be calculated and by using signal processing, all transmitted pulses that hit the object can be combined coherently. This means that the antenna constituted by the synthetic aperture corresponds to the ground projected length of the azimuth beam width, which thereby allows for a high azimuth resolution as well.



Figure 7.18. Illustration of the SAR principle for the modes ScanSAR, stripmap (SM) and spotlight (SL) for TerraSAR-X.

7.2.1. Orbits

To denote the direction of a satellite, it is put in relation to the globe with the North Pole at the top and the South pole at the bottom. When the satellite is depicting the region of interest from below against the north, it is called ascending. When the satellite is going against the South pole, it is descending.



Figure 7.20. Illustration of satellite orbit directions.

7.2.2. Spatial resolution

The azimuth resolution can be described as the capacity of distinguishing between different Doppler frequencies of two neighboring targets along-track. This means that the Doppler bandwidth B_D is given by

$$B_D = \left| f_{D_max} - f_{D_min} \right| = 2 \left| f_{D_max} \right|$$

which is found at the endpoints of the synthetic aperture, if the antenna is aligned against zero-Doppler direction. The diffraction limited resolution is given by Eq. (5), where L_{az} is the antenna length in the azimuth direction. The approximation is valid for $L \gg \lambda$ and hence the Doppler bandwidth can be approximated as

$$B_D = 2|f_{D_max}| \approx \frac{2\theta v}{\lambda} \approx \frac{2v}{L_{az}}$$

where v is the antenna's orbital speed, which in turn gives the azimuth resolution as the time-resolution multiplied by the platform radial velocity. This is approximately the same as the reciprocal of the Doppler bandwidth, which gives

$$\delta_{az} \approx \frac{v}{B_D} \approx \frac{L_{az}}{2}$$

In contrast to real-aperture radar (RAR) systems, the azimuth resolution of a SAR system gets better with a smaller antenna. This is, however, only valid when $L \gg \lambda$ and for a system where the integration angle is limited by the antenna beam width.

The SAR range resolution δ_r (derived in Eq. X) remains the same as in the RAR system, with the bandwidth B_D as the major limitation of δ_r . In practice, to avoid ambiguities, there is a need of using a higher pulse repetition frequency than the Doppler bandwidth B_D . This translates to an upper limit of the range swath size and also a lower limit on the azimuth antenna size. The lower limit is proportional to the wavelength, so that for long wavelengths large antennas are needed. These constraints by range and azimuth ambiguities hence imply that the swath width and the azimuth resolution cannot be adjusted independently; high azimuth resolution gives a narrow swath and vice versa⁴. The derivation in this section is valid for stripmap (SM) mode and not ScanSAR or spotlight (SL) mode.

7.3. Radar signal processing

7.3.1. Radargrammetry

The term radargrammetry can be deduced from the optical term stereogrammetry but applied to radar images. Its fundamental principle is the stereoscopic viewing of an object from somewhat different angles, which can be related to the perception of depth vision by humans. By combining disparities and

⁴ Ulaby et al., 1982

convergences, stereo imagery can be attained in our brains. Due to the geometric and radiometric properties of SAR images, which differ from those of optical images, more time is generally required for the eyes to adjust to stereo viewing of SAR images in order to perform visual interpretation. However, depth perception is an active process and object recognition can be trained over time.

In radargrammetry the disparity principle is used to compute the terrain elevation from the measured parallaxes between two images, acquired at different angles⁵ (). The images are in contrast to InSAR or Polarimetric InSAR (but in similarity to optical photogrammetry) entirely relying on the backscatter intensity of the SAR images. The intensity *I*, is defined as the amplitude squared, A^2 , and produces an image similar to a black and white photograph.

During the 1980s, the SAR systems improved and both same-side and oppositeside stereo viewing were later demonstrated, where the latter was found superior to same-side stereo⁶. However, the opposite-side configuration brought severe illumination difficulties, as they got so distinct that despite the geometrical advantages, stereo-viewing became so difficult that the success rate in finding corresponding points and features was limited. An illustration of different system configurations of radargrammetry is shown in Figure 7.21.

Since new launches of different satellite sensors tend to lead to hype over radargrammetry, and in turn lead to research with uneven steps over the years, it should be stressed that same-side configurations have been preferred and is the primary research path since the late nineties. In any case, the sensitivity of stereo measurements is increased with increased intersection angles, as the stereo exaggeration factor increases with larger observed parallaxes. This means that larger intersection angles technically give an increased height accuracy of the extracted terrain elevation. On the other hand, as has been discussed, the geometric similarities are important for an appropriate object recognition, which obviously is facilitated by small intersection angles as this gives more identical images. The compromise has often been to use intersection angles in the range of 7 to 25° and with small temporal differences for the acquisitions, in order to attain suitable geometric parallaxes and smaller radiometric disparities⁷



Figure 7.21. Illustration of different stereo SAR configurations (Thierry Toutin & Gray, 2000). B=baseline, H=flight height, p=parallax, h=object height.

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET SRH - LJUNGBER

⁵ Thierry Toutin & Gray, 2000

⁶ Fullerton et al. 1986; Toutin 1996

⁷ Kaupp, Bridges, Pisaruck, Macdonald, & Waite, 1983; Mercer, 1995;
Perko, Raggam, Deutscher, Gutjahr, & Schardt, 2011; Persson & Fransson, 2014; Thierry Toutin & Gray, 2000.

7.3.2. Interferometry

SAR interferometry is a remote sensing technique that enables accurate measurements of geophysical parameters, which mainly are related to height changes. That could, for example, be subsidence, glacier movements and forest heights. The basic concept of radar interferometry, is to compare for a given scene, the phase of two or more complex radar images, acquired from different locations or at different times. Acquisitions from different locations can be achieved by acquiring data from different orbits, or like the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), by attaching a 60 m long mast to the space shuttle.

Currently (2016), the German space agency (DLR) operates the mission TanDEM-X, where two satellites are flying in a close formation. Each satellite can send and receive data, with the other satellite receiving the same signal, from the slightly different location. When a satellite setup with only one satellite is observing the same area from the same orbit but exploiting repetitive acquisitions from different times, the term temporal baseline can be used. SAR interferometry combines the images acquired at different locations or times, depending on the type of interferometry performed⁸). When a temporal baseline is used, changes that take place between the two acquisitions can be found. This is useful for measurements of, for example, land subsidence or glacier movements, which often take place at a rather slow pace. Forest also tend to change at a rather moderate speed. However, because of the non-solid character of a forest canopy, the complex geometric properties of trees cause incoherence, and attenuation of the radar signal, which make interferometry impossible. Hence, acquisitions from different locations at the same time, for example, from SRTM or TanDEM-X, are highly preferred when forest applications are considered.

Technical aspects

The phase of each SAR pixel contains information about the range, with an accuracy corresponding to a small fraction of the radar wavelength. This makes it possible to detect as small path length differences as centimeters or millimeters, which can be the case for subsidence. The accuracy is independent of the distance between sensor and the scene, which makes SAR interferometry suitable both for airborne and satellite borne remote sensing. However, a fundamental challenge of SAR interferometry is that the measured range difference is ambiguous with the wavelength. The resolving of this ambiguity is called phase unwrapping, and is usually dependent on some external data, for example, a rough height model of the scene to be unwrapped.

The one-way range difference Δr is proportional to the height difference Δh , with the distance r_0 being large and the vertical baseline B_{\perp} being small.

$$\Delta r = \frac{B_{\perp}}{r_0 sin\theta_i} \cdot \Delta h$$

⁸ Bamler & Hartl, 1998

where r_0 is the slant range, θ_i is the local incident angle, and B_{\perp} is the baseline perpendicular to the line of sight. In a coherent radar, this range difference Δr corresponds to a measured phase difference $\Delta \varphi$

$$\Delta \varphi = m \frac{2\pi}{\lambda} \cdot \Delta r$$

where λ is the carrier wavelength. The factor *m* describes the range difference as either just the receive path, or both the transmit and the receive paths. Therefore, *m* is equal to one for a single-pass SAR interferometer where one antenna transmits and (at least) two antennas receive, and *m* equals to two for a repeat-pass system, where merely the same antenna is both transmitting and receiving.



Figure 7.22. Across-track SAR interferometry employs antennas moving parallel but mutually displaced from one another. The flight direction of the satellites is perpendicular to the image (out of the page). The slant range r_0 , the incident angle θ_i and the perpendicular baseline B_{\perp} are all defined in a plane perpendicular to the flight paths. A change In surface height by Δh causes a change in range difference by Δr .⁹

Steps in interferometric processing

Interferometric processing is here described as the process of generating a digital elevation model (DEM), from suitable SAR acquisitions. To perform SAR interferometry, the two involved images have to be aligned, such that the corresponding pixels in respective image reflect the same features on ground. This alignment is called co-registration and interferometry requires sub-pixel accuracy of this step. The first image is multiplied with the complex conjugate of the second, to form a so called interferogram. The complex conjugate means taking the phase with opposite sign, in order to obtain the phase difference between the images. The interferogram is a complex image, describing the complex coherence, usually denoted $\tilde{\gamma}$, possessing two-dimensional values, which makes it

⁹ Krieger, Hajnsek, Papathanassiou, Younis, & Moreira, 2010)

possible to derive the phase φ as $\arg(\tilde{\gamma})$ and the (non-complex) coherence γ as the magnitude of the interferometric coherence, $|\tilde{\gamma}|$. The coherence γ describes the degree of correlation between the two radar images and is hence the main limitation of the accuracy of the phase measurements. There are different reasons for decorrelation, but in order to suppress this phase noise, spatial averaging (denoted multilooking) is usually applied before extracting the phase values from the interferogram.

By inserting the first equation into the second above, the following relation can be found:

$$\frac{\Delta\varphi}{\Delta h} = \frac{2m\pi B_{\perp}}{\lambda r_0 sin\theta_i}$$

This equation describes the sensitivity of the interferometer to small height differences Δh . From this relation, it can be noted, that by increasing the perpendicular baseline B_{\perp} , the sensitivity for height changes also increases. However, with increased baselines, the difference in appearance of the scattered resolution cells also increases, which means that the correlation and coherence decreases, until it finally vanishes. The spatial decorrelation can be removed by a process recognized as range filtering, at the cost of decreased range resolution. With a larger bandwidth of the SAR system (which most modern SAR systems have), this problem decreases.

Another, more important restriction of the useful maximum baseline, results from the ambiguities in the phase to height conversion. The interferometric system measures only relative heights, ambiguous by an integer *m* times 2π . This height of ambiguity (HOA), can hence be expressed as

$$\Delta h = \frac{\lambda r_0 \sin \theta_i}{2B_\perp} \cdot m \cdot 2\pi$$

for the bi-static system currently considered. When a monostatic system is used, another factor $\frac{1}{2}$ has to be included.

The relation between the baseline, the perpendicular baseline (two x the effective baseline) and the HOA is illustrated in Figure 7.23.



Figure 7.23. Relation between baseline and HOA

The final step in the DEM generation is geocoding of the height image. This is transforming the height pixels from the radar geometry (slant range) to a map geometry, for example the UTM projected on some ellipsoid. This

transformation can be done by creating a lookup-table (LUT), which maps each pixel in the radar geometry to corresponding pixels in the map geometry. This LUT can hereafter also be used to geocode for example intensity and coherence images to the map geometry.

7.3.3. SAR Polarimetry

The electromagnetic waves transmitted by a SAR system possess a certain polarization. As the waves interact with objects on ground, some of these can change polarization, dependent on the interactive object geometries. Most often, the same polarization is transmitted by a SAR system as received, e.g., the antenna transmits horizontal waves and received horizontal waves. Radargrammetry and interferometry work well with a single polarization, preferably the vertical-vertical (VV) or horizontalhorizontal (HH), as these polarizations tend to be stronger then the crosspolarization horizontal-vertical (HV) or reversed (VH). However, some SAR systems can acquire fully polarimetric data, which contains information about both HH, VV and HV/VH (VH bears the same information as HV). The full polarimetric data is acquired to the cost of lower resolution, as parts of the digital antenna is sacrificed for the additional polarizations. The advantages, is that the scattered properties can be fully described, using a so called scattering matrix, e.g. the Sinclair matrix or Jones matrix. After extensive mathematical operations, the data can be efficiently used for classifications of for example vegetation, buildings or water.



Figure 7.24. A classified AIRSAR L-band image of the frequently used San Francisco bay area, illustrated in natural colors. Data collected by JPL-NASA-Caltech. 2 looks multilooking, resolution 10m x 10m.

7.3.4. Polarimetric SAR interferometry

By applying interferometric principles and theories to multi-polarized data, polarimetric SAR interferometry (Pol-InSAR) can be achieved. Many current forest related theoretical models originates in Pol-InSAR, such as the interferometric water cloud model (IWCM), random volume over ground (RVoG), or the two-level model (TLM).

Self Study Questions

Further Reading

8.ANVÄNDNING AV REFERENSDATA MED FJÄRRANALYSDATA

8.1. Reference data as training data

Mer text till denna del är klar, men ska lyftas över från en rapport under december. Sample plots for field data collection are laid out so that the forest variation in the area to be estimated is represented in field material. A purely systematic sampling, for example, in the form of a regular grid of sample plots over the entire area, often misses areas which have rare classes or values. One way to get a sufficient number of sample plots from all types of forest, but the cost is too high, can instead be to first stratify the area, such as stratifying by tree species and age. Then a certain number of plots are laid out in each stratum using an objective method. Field and remote sensing data (laser and aerial photographs) should be collected close in time to each other, preferably in the same year. However, there are several advantages to wait with the collection of field data until after the scan is completed. Only then do you know which areas really were covered with usable laser data. Laser Data can also be an aid in the choice of field references.

If the sample plot's field-measured position is not consistent with the laser data, the quality of the estimate deteriorates. Coordinate composition of sample plots should preferably be made with DGPS (differential GPS). A DGPS uses two GPS receivers: one taken out into the field and placed in a well-measured point nearby. The latter is used to measure the difference between the position given by the satellites and the known position of the point. Information about the deviation is sent to the GPS used in the field so that the measured position of the sample surface can be corrected. It is also common that instead of the reference receiver using data from the National Land Survey SWEPOS Network, a nationwide network of reference stations for GNSS is used.

In most reported experiments with laser scanning of forest, sample plots with 1 meter accuracy or better are used. Positioning accuracy is more important when the forest is heterogeneous and/or if the sample plots are small.

8.1.1. Olika sampling Designs

8.1.2. Planering för data insamling

© SLU, Jörgen Wallerman, Heather Reese, 11 december 2016

8.2. Referensdata till noggrannhetsutvärdering

Separate field data can be collected for evaluation of estimation accuracy at the stand level. In the case where this is not available or creates impossible additional costs, cross-validation on plot level is normally used and is described in the chapter on accuracy assessment.

Självstudiefrågor.

Litteraturen

9.METHODS FOR ANALYSIS OF REMOTE SENSING DATA

Classification. Analysis methods for assigning the values of remote sensing data into specific categories or classes.

Estimation. Analysis methods used for obtaining continuous variables.

Supervised Classification. An analysis approach used when training data are available, and used to develop the model used for classification or prediction.

Mixel. A mixed pixel, or a pixel that contains more than one cover type.

Creating new information from remotely sensed data is performed by using the values of the remote sensing data in a mathematical model which then interprets the data into information relevant for the user. The choice of analysis method often depends on the desired outcome (thematic or continuous values) and the characteristics of the input data. The different models or algorithms involved in the analysis method have their own characteristics, with associated advantages and drawbacks. The method of analysis chosen is often a subject for research in remote sensing.

9.1. Classification and estimation

We can categorize the approaches used to produce new information from remote sensing data in a number of ways, but perhaps the most general way is to categorize them by whether the end product will be thematic (classes) or continuous values. Classification algorithms are used to produce thematic classes, while estimation methods are used to produce continuous values.

In general, *classification* refers to the assigning of any group of things into their own categories, based on the data characteristics. In remote sensing, it refers to assigning the values of remote sensing data into specific categories or classes. It is an exercise in pattern recognition, and a number of analysis methods used to categorize remote sensing data come from the field of pattern recognition.

There are several types of classification methods, which use a statistical basis for class assignment of the pixels. Some of these will be discussed in the following sections of this chapter. There is no single correct classification method to use. However, some methods may be better than others depending on the goal of your project and the available data. Methods are continually being developed and tested.

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, METHODS FOR ANALYSIS OF REMOTE SENSING DATA

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

Estimation methods are used for obtaining continuous variables, and this approach is commonly used for forest mapping (for example stem volume, age, or species proportions). Examples of estimation methods are kNN, regression analysis, regression trees, or random forests. The spectral signature within forest is more of a continuum without discrete boundaries, and the variables that are of interest for forestry are also a continuum. Such methods are not often reviewed in textbooks, although they are becoming more commonly used. Using estimation is a common method with laser data, radar data, and 3D aerial photo models. While it has previously been more common to use classification of optical satellite data, it has become more common to estimate continuous values as well with optical satellite data.

9.2. Background information

9.2.1. Use of reference data in classification or estimation

Before going into analysis methods, some words about reference data are needed. An important aspect of remote sensing data analysis is the use of reference data to help interpret satellite data. Reference data can be taken from field visits, aerial photo-interpretation, or ground-based inventories, for example. The term "ground truth" is sometimes used to refer to reference data. Reference data have assigned or measured variables describing the properties of the sample plot or an area (e.g., land cover class, percent shrub cover) and often have associated geographic coordinates. The common geographic locations allow associating the remote sensing data with the variables from the reference data (see Figure 9.1). More information on reference data is given in Chapter 7.



Figure 9.1. Example of a 10 m radius NFI plot corresponding to the same geographic location in Landsat TM data (25 m pixels).

Spectral data classes and Information classes

When classifying spectral data, there are some terms to be familiar with. These are *spectral* classes and *information* classes. The classes in your classification scheme that you want to identify are called *information classes*. A single information class may be represented one or many *spectral classes*. This is demonstrated below in Figure 9.2.
SENSING DATA © SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016 Spectral space Spectral space (shown here only in 2-D) (shown here only in 2-D) 255 255 [M Band 3 (Red) TM Band 3 (Red) ferous forest 1 us forest 2 0 0 TM Band 4 (Near-IR) 255 TM Band 4 (Near-IR) 255

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, METHODS FOR ANALYSIS OF REMOTE

Figure 9.2. On the left the information class "Coniferous forest" is shown although you can see two distinct spectral groups, which are shown on the right as the two spectral classes that belong to the "Coniferous forest" information class. This might be due to training date collected from for example different slope directions.

When using spectral data, we can say that there are two basic categories of classification methods:

- spectral pattern recognition
- spatial pattern recognition

The main type of classification method used is based on spectral pattern recognition principles, meaning that the pixelwise colours of the multi-spectral images are used to separate different vegetation types. In this chapter we will primarily discuss spectral pattern recognition methods.

There is also *spatial pattern recognition* where the spatial relationship between image pixels are used. Examples of spatial measures are:

- image *texture* (important with high resolution imagery, with 2 m pixel size, or better)
- object *shape* (e.g., using segmentation)
- *context* in the landscape (e.g., a set of rules how to interpret distance to water is used)

9.3. Classification methods

Classification has previously been applied mainly with spectral data, and much of the literature refers to the classification of spectral data from either optical satellite data or from aerial photo data. However, it's important to realize that any data can be divided (with more or less success) into thematic classes.

We can further categorize classification methods into different groups, which in addition help us choose which method we want to apply. The first

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

main categorization is based on whether we have sufficient reference data to use in the analysis. This division is

- Supervised classification
- Unsupervised classification

Yet another categorization of classification methods is based on the statistical properties of the algorithm. This division is

- Parametric method
- Non-parametric method

There are two main types of classification procedures, called Supervised and Unsupervised classification. *Supervised classification* is where reference data are available and used directly to identify the spectral values in the satellite image belonging to that vegetation type. The reference data are used to identify a subset of the pixels in the image to build a model for the classification algorithm. The model is then applied to the entire satellite image. These reference data are referred to as "training data", and a good training data set should assign class labels to the range of spectral values present within the satellite image. The result is a classified thematic map.

Unsupervised classification is where the image is automatically classified into a decided number of spectrally similar classes; no training data are used in the classification process. After all the image pixels are assigned to arbitrary classes (usually just numbered by the unsupervised classifier as Class1, Class2, etc), the operator can assign meaningful information class names to each group. Unsupervised classification methods first cluster the satellite data based on the statistics of the image, initially without use of reference data. Reference data are used afterwards to assign a class label to each cluster. Unsupervised methods are often used when reference data are sparse or inadequate.

9.3.1. Unsupervised classification

In unsupervised classification, the remote sensing data are automatically clustered based on the statistical information in the image. Unsupervised classification can be divided into the following steps:

- Clustering (analysis)
- Assigning the clusters to information classes

Many different algorithms for this exist, for example, "K-means" clustering or the ISODATA algorithm. The following describes a typical process for unsupervised classification:

1) the user selects a number of classes or "clusters" based on the goals of the project and also the spectral properties of the image. For example, maybe only four clusters are needed if the information classes "water" and "other" are wanted (because water is so spectrally unique and easy to identify from most other land cover). However, if you want to have several

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

information classes, you will most likely need to give a higher number of clusters than your number of information classes.

2) the computer first divides the multi-spectral satellite data into four clusters based on the mean values

3) each pixel in the image will belong to one of the clusters to which it has the spectrally closest class mean

4) new means are calculated for the classes according to the pixel values assigned to them

5) Procedures 3 and 4 are repeated until stable means are found.

6) Once the clustering algorithm has finished, the spectral classes in the output must then be manually assigned to the relevant information classes.

The following situations may occur when assigning an information class to a cluster:

- One spectral class will clearly belong to one information class (this is the easy case)
- Several spectral classes will belong to one information class (the spectral classes should then be labeled with the single information class)
- One spectral class will belong to several information classes (this means there will be problems obtaining an accurate map product).

9.3.2. Supervised classification

Supervised classification is divided into the following steps, in this order:

- Training data set creation
- classification (or analysis).

The training data creation stage is where a data set which associates real world vegetation characteristics with the remote sensing data, and the data set is then used to build a model. Individual training areas are identified and delineated (these can be single pixels or they can be polygons which enclose several to many pixels) in the image. Each one of these training areas is individually referred to as a *training data sample*, and a group of training samples is called a *training data set*. In a training data set, it is important that all spectral classes are included. In general, for each information class you will have several training data samples. The training data set can consist of all the training data samples for all the information classes in the image.

Training data samples can be obtained either automatically or manually. Automatically derived training data may be made when existing inventory data are used, where the remote sensing data are extracted from that coordinate. A manual way to obtain training data is by drawing a single point or polygon around a single pixel or group of spectrally similar pixels (Fig 9.2).

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

The statistical qualities of the training data are important when used with certain classification methods. The aim of a training data set is to accurately represent the range of values in the remote sensing data that are associated with each vegetation type. For example, several training data samples for a particular vegetation class will have basic statistical properties such as a mean value and standard deviation. This describes the range of values that are typical for this class. The aim is to have distinct values for the different classes, and for that reason, training data samples should be spectrally similar and not have a very large standard deviation.

Training data can be selected *subjectively* or *objectively*. Subjectively selected training data is done by purposely identifying optimal sites for developing a training data set. In other words, it is not based on a probability-sample and has been chosen subjectively by the analyst. This approach can lead to a well-behaved training data set, and (often) a better map product, and is allowed for training data. A disadvantage of this approach is that the analyst may be biased about which areas they choose.

In forestry, there is more of a tradition to carry out *objective* ground sampling. Therefore we mention that another source of training data can be, for example, NFI plots with GPS coordinates or other pre-existing inventory data. An advantage of this approach is that if the reference data plots are located in a systematic or random manner, proportions of classes can be estimated from proportions of plots. A disadvantage is that the sample may consist of many mixed (spectrally non-homogenous) pixels (Fig 9.3).

One cause of many misclassifications or difficulties in classification is the *mixed pixel* (sometimes called a "*mixel*"). Mixed pixels occur when there is more than one land cover type within a single pixel. This can occur especially when the pixel size is large, when the landscape is made up of small vegetation units,... but in general, it can occur with any image just because it is impossible for a pixel to always fall evenly on clear boundaries of vegetation... nature doesn't work that way. The problems occur because mixed pixels can have spectral signatures that imitate the spectral signature of another class, or else have their own unique signature. For example, look along the borders between stands in an image.... This is a typical area for mixed pixels, and a typical problem area. Consider what happens when a pixel covers an area of half water and half forest.

Although a subjective approach is acceptable for training data creation, it is worth repeating that accuracy assessment should be always be with an objectively collected dataset to evaluate the result.

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016



Figure 9.3. Four training data samples, where polygons are used to identify a group of spectrally similar pixels.

The classification or analysis stage where a class membership is assigned to each pixel. There are many different supervised classification algorithms which can be used, for example, *Minimum distance to means Maximum Likelihood Classification, Decision Trees, Random Forest or Neural networks.* These algorithms will be discussed in detail in this chapter. Often the classification process is an iterative one, where the training data and the remote sensing input data are adjusted, as well as the parameters of the classification method, until the result is satisfactory.

Post-classification smoothing is a post-processing method which aims to create a "smoother" looking map. The result from supervised classification may require smoothing because it often looks more "pixelly" or has a "salt-and-pepper" look than does the outcome from unsupervised classification. This technique is described further in the section on manipulation of images.

9.3.1.2. Parametric and non-parametric classification methods

There are many different supervised classification methods, which can be separated into two groups: parametric methods and non-parametric methods. Parametric methods can be used if the training data meets the assumption that they have a multi-variate (i.e., all bands) normal distribution (Fig 9.4). With non-parametric methods the above assumption is not necessary to meet.

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, METHODS FOR ANALYSIS OF REMOTE SENSING DATA © SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

Normal Curve Standard Deviation



Parametric methods are useful which the characteristics of the data are less complex. Typical methods include linear discriminant analysis (LDA), and maximum likelihood classification. Non-parametric methods include decision and regression trees, random, kNN, support vector machines, and neural networks. The previously named non-parametric classifiers all fall under a category called "machine-learning" algorithms, in which the data are iteratively processed until the accuracy of the outcome is optimized.

While non-parametric methods do not require having training data that follow a normal distribution, the results can be affected by having a training data set which is too small, or has too many of a single class (an "imbalanced data set"). In general, non-parametric methods require a larger number of training data sets.

9.4. Some words on training data for supervised classification

There are a number of characteristics of the training data used for supervised classification that need to be considered. These include

- number of training data samples needed,
- size of the training sample in relationship to the phenomena in the landscape as well as the remote sensing data spatial properties,
- statistical properties of the sampling scheme,
- interaction between the classification method and characteristics of the training data set, and
- quality of the training data.

9.4.1. Number of training samples

A sufficient number of training samples and their representativeness are critical for image classifications. However, precise determination of the number of training data samples needed to achieve an accurate classification is elusive. This is, in part due to the "catch-22" nature of needing detailed and accurate class and spectral information on which to base estimates of the number of training data samples needed. It is also due

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

to the complex interaction of different factors that influence the classification results.

The number of samples necessary to obtain adequate representation of the spectral variability present in a class can be determined statistically by sampling. Traditional distance measures of separation between classes are also often used (e.g., Jeffries-Matusita distance or Transformed Divergence), but these may be poor predictors of actual classification accuracy as they don't provide information about the adequacy of spectral representation of an individual class.

Not only the representation of a class' spectral variability needs to be taken into consideration, but also the spectral similarity or dissimilarity to other classes. As an example, water has a spectral signature so distinct from many vegetation types, that a full description of the spectral variability of water may not be necessary for accurate classification. Two very spectrally similar classes, such as willow and mesic heath require careful and full assignment of their spectral characteristics if one hopes to accurately classify these overlapping classes.

Considering class spectral overlap, Van Niel *et al.*, (2005) found that only 2 to 4p training samples per class were sometimes necessary. Foody used neural networks (Foody, 1999) and Support Vector Machines (Foody and Mathur 2006) which depend on good separation between class boundaries in variable space, therefore only needing to include minimum and maximum variable values for all classes, allowing the training data set size to be smaller.

9.4.2. Interaction between the analysis algorithm and the training data

The characteristics of the supervised classification method exert an influence on the requirements from the training data set. As an example, statistical classifiers using the mean vector for class assignment will be influenced less by outliers in the training data, while classifiers such as Neural Networks can be highly influenced by individual poor quality training data samples. Some classifiers, such as maximum likelihood, require a minimum of p+1 (p = number of input variables) training samples per class to build statistics (e.g., covariance matrices). Based on this, Mather (2004) recommended that 10 to 30 times p training samples per class should be used. Non-parametric methods don't face this restriction, but are still affected by the total number and frequency of classes in the training data.

In the estimation of continuous values, a larger training data set is generally required. Mathys *et al.* (2009) found that for estimation of continuous parameters, a training data set consisting of the whole range (0-100%) of the parameter was necessary. In fact, training samples containing mixes or 0% of the parameter were more important than training samples with 100% representation of the parameter.

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

9.4.3. Size of the training data sample

The size of the training data sample plot used for training data is also important. Gong and Howarth (1990) suggested that training data were best selected using single pixels and a systematic sample, however Chen and Stow (2002) said this was more suitable for homogeneous land cover types. Chen and Stow (2002) tested training samples taken on single pixel level and in blocks of pixels, finding that training data set size mattered more when single pixel training samples were used, and that blocks of pixels produced higher accuracies for training in heterogeneous landscapes. However, their result may have been dependent on the urban land use classes particular to their study. When the landscape of a study area is complex and heterogeneous, selecting sufficient training samples becomes difficult (Lu and Weng 2007).

9.4.4. Statistical properties of the sampling scheme

The frequency of the classes as represented in the training data has an influence on the results. In large area projects, it is desirable to have *a priori* information on the frequency of classes in the area (Cihlar 2000), as input to the supervised classification. For this reason, prior probabilities are assigned in Bayesian classifiers. Additionally, weights can be added in Decision and Regression Tree models to counteract imbalanced data (Xie 2009). Rare classes are often a desired class in map products, and sufficient training data may need to be collected specifically for this purpose.

9.4.5. Quality of the training data

Quality control and refining training data in order to obtain accurate classifications is important to do. Some researchers suggest reducing the effects of outliers in the training data by weighting training samples according to their quality or by subjecting training data to majority-vote classifiers to detect mislabeled data. In the ideal case, training data should be evaluated before used in the classification/estimation process. To evaluate training data, the following can be done:

- Looking at scatter plots of training data
- Using spectral distance measurements between training data sets (e.g., Transformed divergence, Jeffries-Matusita)
- Investigating the classification result and the effect of inclusion/exclusion of potentially problematic training data samples
- Usually a combination of all of these is done
- To improve the result, you may need to add and delete training data samples...

The training data set almost always needs be evaluated and changed to achieve optimal classification accuracy. This process can take a considerable amount of time!

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

There are also temporal aspects to recognize when using training data. Reference data may be collected from dates differing from the satellite imagery and this may cause erroneous class assignment. The timing of the image acquisition and the vegetation phenology must be considered in relation to the training data. In the case of the alpine landscape, the natural seasonal dynamics and change in moisture conditions that can occur within the growing season as well as from one year to another in the alpine region pose challenges to using training data and satellite data from different time points. Within managed forest landscapes, silvicultural activities such as thinning and clear-cutting need to be identified.

9.5. Algorithms for Supervised classification

9.5.1. Maximum Likelihood Classification (or Discriminant Analysis)

In remote sensing, practitioners often refer to the "Maximum Likelihood" (ML) supervised classification method (Lillesand *et al.*, 2008). Maximum likelihood classification was often used for land cover mapping projects in the 1980's and 90's, and is still used today. In essence, when remote sensing practitioners refer to "maximum likelihood classification", they are most often using what statisticians refer to as Bayesian quadratic discriminant analysis (QDA). Bayesian QDA uses statistics about the prior probability of a class occurring, based on the frequency of that class in the training data. We go to the length of explaining this because, it would actually be more correct to call "Maximum Likelihood Classification" by the same term used by statisticians (Bayesian QDA), however, this has not been commonly done in the remote sensing literature. The following should be read with that in mind.

Discriminant analysis (and our "Maximum Likelihood Classification" method) is a method by which one assigns class membership to an unknown observation based on a sample of data with known class memberships. The example here is that our known data comes from our training data, and the unknown data are all the other pixels in the image.

From the training data, a probability density function based upon the training data, as well as prior probability weights for each class are used to calculate the probability of the unknown pixels values "belonging" to the values in the sample data set. Then a posterior probability that an observation belongs to a certain class is calculated using the prior probabilities, the probability density function, and the probability of occurrence for that observation.

The remote sensing term "Maximum Likelihood Classification" is derived from the fact that a maximum likelihood estimator rule is used in Bayesian discriminant analysis, in which the observations are assigned to the most "likely" (i.e., highest probability) class, in order to maximize correct classification assignment. An illustrative example of how the Maximum Likelihood Classification algorithm works is shown in Figure X.

Figure X will demonstrate the Maximum Likelihood algorithm.

Discriminant analysis works best following the assumption that the data for each class and variable are normally distributed (meaning that there is a Gaussian distribution of the spectral data values within the training data for a single land cover class (or whatever class you wish to map). This means that Discriminant analysis (i.e., our Maximum Likelihood classification) is a *parametric* method. In some cases, the covariance matrices of the different classes in the data may have the same distribution, and in this case, a linear discriminant analysis (LDA) can be used. In cases where covariance matrices are not the same between classes, quadratic discriminant analysis should be used.

In practice, the application of Maximum Likelihood classification in land cover mapping has often left out the use of prior probabilities of class occurrence due to lack of sufficient information about the frequency of class occurrence. When "maximum likelihood" classification without prior probabilities is used, then this is actually "Bayesian discriminant analysis with equal prior probabilities for all classes". If equal probability is assumed and no weights are used in the training data, the result may be that more frequently occurring classes in the training data will be underclassified (errors of omission) in the resulting map and less frequently occurring classes will be over-classified in the map (errors of commission). Several remote sensing studies have pointed out the utility of including prior probabilities within the "maximum likelihood" classifier, finding that it improved land cover classification accuracy, particularly for spectrally similar classes.

The expression used for Maximum Likelihood classification is often based on Richards (1999), shown in Eq. X below.

$$g_i(x) = \ln p(\omega_i) - \frac{1}{2} \ln |\sum_i| - \frac{1}{2} (x - m_i)^T \sum_i^{-1} (x - m_i)$$
 Eq9.X

where:

i = class

x = n-dimensional data (where *n* is the number of bands)

 $p(\omega_i)$ = probability that class ω_i occurs in the image and is assumed the same for all classes

 $|\Sigma_i|$ = determinant of the covariance matrix of the data in class ω_i

 Σ_i -1 = its inverse matrix

 m_i = mean vector

In practice, with Maximum Likelihood, two approaches with the training data can be used (as demonstrated in Fig 9.3).

• separate training samples can be merged into a single training data statistic for a single information class, or

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

• individual training samples can be used (i.e., spectral classes) and thereafter be recoded in the endproduct belonging to an information class (e.g., Coniferous 1, Coniferous 2, etc...).



Figure 9.3

An advantage (or potential disadvantage, depending on the data) of the latter approach is that the standard deviation of the training data will be smaller, and reduce the risk of including too many pixels in the satellite data (potentially not belonging to that class), resulting in misclassification. A disadvantage would be if the training data samples are too "narrow" having too low a standard deviation, to include the appropriate pixels. Your choice depends on the properties of your data.

Figure 9.3 is an ideal picture of a training set, and rarely are the classes so well separated. Figure 9.4 shows a training data set closer to reality.



Fig 9.4

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

9.5.2. CART and Random Forests Classification

Classification and Regression Tree (CART) methods have been increasing in use for land cover classification over the past decades. Three methods being widely used are decision trees, regression trees and random forests. Decision trees produce a categorical output, regression trees produce continuous variables, and the random forests algorithm is capable of producing both. These non-parametric methods have an important advantage over maximum likelihood classification in that data from different sources (e.g., spectral data, elevation derivatives, map data) can be combined, without the need for assumptions of normal distribution.

These are non-parametric methods, and are particularly useful when a large number of input variables are to be used.

9.5.2.1. Decision (or Classification) and regression trees

In decision trees, a hierarchical tree is constructed from the training data. The tree consists of root nodes, interior nodes and terminal or leaf nodes (Tso & Mather, 2009). Data splitting rules are constructed at each nonterminal node based on the training data's spectral and class values. Splitting rules depend on the specific implementation of the decision tree, although most often they are based on determining the maximum information gain (Quinlan, 1993) and the lowest Gini impurity index (Breiman *et al.*, 1984) based on the input variables at each node. In decision trees one variable is normally used for splitting at each node, although multivariate decision trees have been developed (Friedl & Brodley, 1997). Pruning of the trees is often necessary to avoid over-fitting of the data, often accomplished by setting aside a portion of the training data to use for pruning. Regression trees also consist of the same node system, however univariate or multivariate regression functions are built to estimate continuous values.

9.5.2.2. Random Forests

Random Forests is a non-parametric method that can be used for both estimation and classification. It was developed by Leo Breiman, University of California, Berkeley and Adele Cutler at Utah State University. Note that forests do not have to do with the forest, but refers to the method used by a large number of classification (or regression) trees. Each tree gives an estimation or classification result, and the final result is calculated as a mean value (in the case estimate) or by "majority voting" (the classification). The advantages of the Random Forests is that one can use a large number of independent variables, including those that are correlated with each other, as well as different types of data (spectral data and map data) with different properties. Random Forests have effectively shown to give almost as good results as regression, without having to manually build a model of the relationship between independent and dependent data. Use of the random forests classifier has also produced classification results that are equally accurate or more accurate than other classification methods, and it is relatively robust to outliers and noise (Breiman, 2001).

Say that we are interested in finding forest the requires thinning. We believe that the stem/ha count is high and is within a certain height range,

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

and we want to define such areas in a GIS to plan a control in the field. We create the classification tree in Figure 9.5 and use it in conjunction with vegetation ratio, V, and the 90th height percentile, H90, in the form of breaks. Each question, or node, in the tree in a variable and can be answered with "yes" or "no." The tree flows into a number of end nodes, each of which corresponds to a class. In the example in the Figure, there are two classes: "no action" and "field check". A class can be found in multiple end nodes.



Figure 9.5. Example of a simple classification tree that can be used to identify areas of dense forest (V> a) within a certain height range (b < H90 < c). Interesting areas frequented since the fields for the control of thinning needs.

In the regression case, the data set is not divided into categories as illustrated above, but instead constructed into trees so that each leaf contains a small, relatively homogeneous group of observations. The end node is a number (i.e., a continuous value) rather than a class. Training data, such as field inventory plots, are used to build the tree. The final result is calculated as the average number of the results from all the trees. The model obtained is then applied to all the "unknown" pixels in the image.

A tree is constructed by taking a so-called bootstrap sample of plots (it extracts a certain percentage of training samples which are used to internally quality check the model), by drawing with replacement. To build the first node it uses a user defined number of independent variables to test. The best variable that divides the sample clearly into two separate groups is selected. After that, each branch going out from the first node, leads to a new node which is constructed in the same manner as the first. The tree is considered complete when the number of sample plots in each leaf reaches a user-specified value.

There is a final assessment of the model quality which is given by the socalled OOB Error Estimate (OOB stands for "out-of-bag"). It is estimated by a given percentage of the sample plots that are not included in the training data that were used to create the Random Forest model. © SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

Random forests uses bagging (Breiman, 1996) as well as a random selection of the variables to consider at each node, therefore pruning of trees in random forests is not required.

Probability of class membership is based on the frequency of classes in the training data. Therefore, all the tree classification methods discussed here are subject to misclassifications due to imbalanced data (i.e., having an uneven distribution of training samples among the classes), and for this reason, weights and other modifications to the training data sets are sometimes made.

9.5.2.3. Support Vector Machines and Relevance Vector Machines

Both Support Vector Machines (SVM) and Relevance Vector Machines (RVM) are relatively new methods, which are based on so-called "kernel" methods. This means that they transform the original values into new values (go from the original feature space to a "kernel feature space" which has higher dimensionality and allows for a linear model to be applied. Support Vector Machines rely on a well-defined boundary (called the "hyperplane") between two or more spectral classes, which is determined iteratively. Relevance Vector Machines are a Bayesian extension of SVMs (include prior probability measures). An advantage of SVM and RVM is that it does not require a large number of training data samples, but can work with many bands of input remote sensing data. A figure demonstrating SVM is shown in Figure 9.6.

9.5.2.4. Object-oriented image analysis (OBIA)

Note that classification can be carried out at the pixel level or at an aggregated level, such as within segments, which is referred to as an objectoriented image analysis.

9.6. Estimation algorithms

9.6.1. Regression

Regression is a statistical method for finding a relationship between two or more random variables (random variables). The method is model-based, ie, it assumes that there is a special mathematical model that relates the two variables together. Although the method is based on a lot of theory, the basic idea simple. Working with regression analysis is something of an art, but you can get far with fairly simple models. The following is a somewhat simplified description of regression.

The Figure 9.7 shows a scatter plot of field measured basal area average height, H, on the y-axis and the 90th height percentile, H90, on the x-axis.



Figure 9.7. Scatter plots with basal area weighted mean height, H, plotted against 90th height percentile, H90 in the laser data. The arrows show how the regression function (solid black line) will result in use for elevation estimation.

Each point represents a sample area where you have both field measurements and laser data. There tends to be a strong relationship between forest height and H90, which is evident in the scatter plot above, where you can see the points are well grouped along a line. By investigating the relationship between average height and H90, you can then estimate H in areas where field data is missing. Note that H90 is not the same as the average height of the forest, but only correlated with this! Correlation is a measure of the strength of a linear relationship between two variables, and the correlation coefficient can have values between -1 and 1. If y increases with x and the points lie exactly on a line, the correlation is 1, which means a perfect, positive linear relationship. If instead y decreases with x, and points lie exactly on a line, the connection is perfect negative correlation is -1. The closer the correlation is to 0, the weaker the connection. In the data sets used in the Figure above, the correlation between H and H90 = 0.93, which means a very strong, positive relationship.

To begin with, you have to find the model that best fits the observed data. In the case of H and H90, it appears to be a straight line.

A Straight-line equation is written as

$$\mathbf{y} = \mathbf{k} \cdot \mathbf{x} + \mathbf{m},\tag{1}$$

where k is the slope of the line and m is the intercept where the line crosses the y-axis. The points on the graph are not exactly on a line, there is some random deviation or spread around the line. We write, therefore, the relationship between H and H90 as

$$\mathbf{H}_{i} = \alpha + \beta \cdot \mathbf{h}_{90,i} + \mathbf{e}_{i}, \tag{2}$$

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

where the index i denotes a certain test area and e is the deviation from the line at the sample surface. Using regression analysis, we can determine the values of α and β that minimize the sum of squares of the distances e, the so-called residuals, between the points and the line, under the constraint that the mean of all deviations is zero. Equation 2 describes H as a function of H90, and the variable H is called the dependent variable and the variable H90 is called the independent variable. H can also be called the response variable and H90 can be called the explanatory variable. The regression analysis also provides estimates of how strong the dependence is between the two variables. A common measure is the coefficient of determination. This quantity is often referred to R2 and indicates how much of the variance the regression model describes for the y-variable. The coefficient of determination is one of the tools usually used to select which variables should be included in the model.

Another important measure of the model's accuracy is its' spread around the regression line. When a reliable function has been made, it can then be used to estimate the average height of trees in areas where there are laser data but no field measurements have been taken. However, one cannot determine exactly Hi; the error term e remains unknown.

The above example addresses the simple linear regression. In many cases, several independent variables are used to describe the subject, and this is then called multiple linear regression. You may also need to transform the independent variables by squaring it, multiplying the two independent by each other, and so on. Some relationships are non-linear and can be linearized by logarithmic transformation prior to doing the regression. This is not addressed here, and those who want to go deeper into the theory are referred to the statistical literature.

Regression in practice

Since the estimation results generally are aggregated into stand averages, it is important with a good stand division. In Norway, stand division and species assessment is done with manual interpretation of digital photogrammetric workstations, then other forest data are estimated on the basis of laser data. Stand delineation can also be made on the basis of segmentation of laser data (section 6.3). Manual editing may be needed and aerial photos are of course also useful in this work. Stand boundaries are stored in vector format in a GIS. Stands and sample plots are sometimes divided into groups by, for example, tree species, site index and age, known as stratification. These characteristics affect crown shape, which in turn affects the relationships between laser measurements and forest variables. Estimates can get higher accuracy if done for more homogeneous groups, but there are also examples of experiments where stratification has not improved outcome.

When the field data are collected, as well as possible stratification and processing of laser data are done, it's possible to now do the regression analysis. There are a variety of statistical software programs that can be used to perform calculations, but for the results to be good requires both

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

statistical and expertise. A regression function should be developed for each forest variable to be estimated, possibly divided per stratum. A first step is to decide what type of model is to be constructed. Residuals of regression should be evenly distributed. If the residuals are seen to increase or decrease for the independent variable, the data may be linearized, for example by using logarithms.

Then select the independent variables. You can either start with one and gradually add new, or start with a lot of them and take away those which are not of importance. The former method is more manageable, then you should aim for a function with relatively few independent variables. One must also consider which laser measurements are reasonably associated with the variables to be estimated. For example, it is likely that wood volume is associated with both height and density measurements. Automatic methods such as stepwise regression and best subset regression, can provide guidance in the selection of variables. However, one should not rely blindly on the results because the methods are purely mathematical and do not necessarily say anything about the actual causation. The input laser measurements should not be too highly correlated with each other, such as two adjacent height percentiles. For each variable that is added or removed, a new, temporary, regression function is made. By analyzing the correlation between the residuals from the temporary regression function and each candidate for the new regression, it is determined which variable is to be added next. Table 9.2 shows examples of the regression functions which have been used in different studies to estimate different forest variables.

Study	Variable	Funktion ^a
Næsset	Mean height, H	$\label{eq:ln(H)} \begin{split} &\ln(H) = 0.35 + 0.529 * ln(h_{90f}) + \\ &0.355 * ln(h_{maxf}) \end{split}$
Holmgren	Mean height, H	$H = 1,46 + 0,95 * h_{95}$
Næsset	Stem volume, V	$\begin{split} &\ln(V) = 3,151 + 3,027 * ln(h_{801}) - \\ &1,66 * ln(h_{maxf}) + 1,223 * ln(d_{50f}) \end{split}$
Holmgren	Stem volume, V	$\label{eq:ln(V) = -2,50 + 0,87 * ln(D_v) + 1,49 * ln(h_{90}) - 2,44 * relstd + 0,44 * D_p$
Næsset	Mean diameter, D _g	$ \begin{aligned} &\ln(d_g) = 0,406 + 0,892 * \ln(h_{90f}) - \\ &0,374 * \ln(d_{1f}) \end{aligned} $
Næsset	Stem number, N	$\begin{split} ln(N) &= 10,33 - 0,487 * ln(h_{0l}) - \\ 0,667 * ln(h_{cvf}) + 1,187 * ln(d_{50f}) \end{split}$

Table 9.2. Examples of regression functions for estimating the population level, from studies of Næsset et al. and Holmgren et al.

a) Subskript f and l indicate that the metric is calculated for only the first-and last returns. hmax is the maximum height of vegetation hits, d50f is the number of first returns from the treetops of H50 divided by the total number of returns. Dv is the number of first returns above 3 m divided by the total number of returns. relstd is the standard deviation in height divided by H95. dp = (n1 + n3)/(n1 + n2), where n1 is the number one returns, n2 is the number of first returns, and n3 is the number of first returns where others return is over 3 m.

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET SRH - LJUNGBERGSFONDSKOMPENDIUM

The complete regression functions (one for each estimated variable and strata) is applied to the grid of laser data for estimation of forest variables. The resulting screens in combination with stands limits in vector format used to calculate population averages. Results from some Swedish experiments with regression method are shown in Table 9.4.

So-called cross-validation is usually often used to evaluate the results. Cross validation will be more thoroughly addressed in Chapter 10 on Accuracy Assessment. But as an example "Leave-one-out-Crossvalidation" works by leaving out one plot at a time (or sometimes many), estimates the functions parameters and uses these to estimate a value for the single plot or group of plots taken away. This is done for all plots and the estimation result is then compared with the plot field measurements.

Table 9.3. Results from some Swedish experiments with regression method, evaluated at the stand level and compensated for sampling error.

Estimated variable	Mean Error (%)
Volume/ha	6-14
Basal-area weighted mean diameter	7-13
Stem number/ha	12-24
Basal-area weighted mean height	3-6

Regression provides unbiased estimates, i.e., the value of the estimated variables on average are correct. Since the regression method is model-based and allows interpolation, regression works with relatively little field data. Sample plots must, however, be fairly representative - you should not, for example have too many plots that are unusually dense for their height.

9.6.2. k-MSN and k-NN

The k-MSN (k Most Similar Neighbors) method is based on imputation. The k-MSN, and other similar methods such as k-NN (k Nearest Neighbors), selects a number of plots which have similar spectral values as the raster cell to be estimated and calculates a weighted average of these. The k stands for the number of plots to use, and the value of k can vary depending on the purpose, but typical values are between 1 and 20. A high k gives better average estimation results, but may give less realistic relationships between the estimated variables in a given area.

The difference between kMSN and kNN is that kMSN uses canonical correlation analysis to select the neighbors. This part is a parametric method, which is based on the linear combination of the dependent variables (here forest data) that are most correlated with a combination of independent data (eg laser measurement) is calculated. This gives the weights for the different laser metrics importance in imputation.

All dependent variables are estimated while allowing the natural relationships between the estimated variables retained better than the regression. The estimation of k-MSN is widely used for estimations using remote sensing data from spectral data as well as laser scanning.

It is important to have a large number of test surfaces evenly spread over the entire range of variation. The greater the variation in the forest, the more plots are needed. Extrapolation works poorly because a theoretical model is not calculated in this case, and only the actual data in the data set are used to assign values. To illustrate, consider how kMSN or kNN might work for estimating wood volume over a large area if the training data only has values up to $200 \text{ m}^3/\text{ha}$.

The k-MSN method requires significantly more field data, evenly spread over the entire range of variation in the data. Since the method is based on imputation to each grid cell of forest data from plots that have similar characteristics as the laser data, it is very important that the extremes of the data set are represented.

9.7. Combining estimation and classification

Note that output from continuous value estimation can also be used to assign a thematic class to a pixel. As a simple example, a raster output of percent forest cover can be converted to a two class thematic map of forest and non-forest by defining forest using a threshold in the percent of forest cover (e.g., > 10%). When continuous values are estimated with the goal of creating a thematic map, this is sometimes referred to as "soft" classification, whereas a thematic classification is referred to as a "hard" classification (Fernandes et al., 2004).

9.8. Selecting the remote sensing data variables

As you know by now, satellite images have several wavelength bands of data. Which bands do you want to use in the classification process? This is also a subject of research. The answer is to use a combination of statistical analysis and common sense to decide which bands to use. Are there certain wavelengths or variables from the remote sensing data that are highly correlated with the vegetation property you wish to map? Then include this band. Are there several bands of remote sensing data which are highly correlated? Then you may want to use only one of these. Correlation analysis, best subset regression, variable importance or step-wise addition of information are just some of the methods used to choose the remote sensing data which should be used in the analysis.

We can look at the data visually. In a very simplified example, we can easily plot the values of the pixels in a 2-D graph, or *scatter plot (Fig 9.8)*.

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, METHODS FOR ANALYSIS OF REMOTE SENSING DATA © SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016



Figure 9.8. A simplified two-band scatter plot showing the training data for different thematic classes.

To look at more than two dimensions, we can look at the spectral signature of different land cover types plotted for all spectral bands (Fig. 9.9)



Figure 9.9. Spectral signatures of different land cover classes from the 15-band MERIS data.

9.9. Change analysis

Change detection is one of the large operational applications of optical satellite remote sensing of forests. The Swedish forest administration for example acquires medium resolution satellite data (SPOT) annually for all of Sweden. The main reason for this is that the images are used for checking the location and year for new clear felled areas. The areas where changes are detected are then matched with the cutting permits.

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

In other countries, such as Estonia, change detection has also been used for checking how large proportions of the fellings have been made without cutting permits. Many countries are also discussing the use of change detection techniques for the mandatory deforestation mapping to be made for the Kyoto protocol reporting during the period 2008 – 2012.

Change detection is also an important technique for damage mapping. In Sweden, it has for example been used for mapping the extent of Gremeniella damages and for mapping areas affected by storm damage (for example, after Gudrun in southern Sweden).

To date, most change detection studies have been performed with aerial photos, optical satellite data, and radar data. As the use of laser data is relatively new as well as expensive, change detection studies with laser data have not been extensively researched nor used operationally.

9.9.1. Prerequisites for change detection

The comparison of imagery from different time points is a powerful tool for detection of local changes in the forest, compared to the normal development. Before such change detection can be carried out, a number of prerequisites, listed below, should be considered.

- Time of year, and number of years between images
- Pixel size
- Geometry
- Sensor type and spectral bands

Time of year, and time between images

For Swedish conditions, it is preferable that both images are from the midor late part of the summer, when the vegetation greenness is stable. Images from spring, early summer, or autumn, might give variations in color that depend on the tree species and these variations might be mistaken for changes. In practice, this means from about June 15 to August 31 for Sweden. It is most preferable to obtain what are called "anniversary dates", or images that are from the same date, but different years.

An additional factor is considering the phenomena you are observing, and selecting a number of years between images that makes sense. For example, if you wish to detect clearcuts in a tropical area, where forest regrows much faster than in a boreal forest, you will need to have images with less time between the acquisition dates.

Pixel size

In order to have as few "mixed pixels" as possible and to have a "many pixels per stand" situation, a small pixel size is preferable; on the other hand, "many trees per pixel" will give easily handled mean values. Thus, for the Swedish forest landscape, pixel sizes in the order of 20 m, and down to as small as approximately 5 m, is preferable.

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

Geometry

The images should be registered to the same co-ordinate system with the same pixel size, e.g. 20 * 20 m pixels, oriented squarely using the Swedish coordinate system.

Sensor type and spectral bands

It is preferable that the same sensor type and spectral band, is used at each time point, but that is not absolutely necessary; while most changes in the Swedish forest will be best visible using a shortwave infrared band, it might also be of some help to make change imagery from more than one spectral band.

9.9.2. Simple change detection techniques

The basic idea in most change detection applications within forestry is that within specific areas (often stands) changes can be seen when comparing earlier and later images. Some different techniques can be used, such as

- Visual display
- Post-classification change
- Image differencing.

Visual display

Visual display involves quickly switching between satellite images from two subsequent summers (e.g. images from July 2010 and July 2011), new clear-felled areas will appear to be brighter in the later image, whereas the rest of the forest landscape will appear quite similar in both images.

Another simple technique is to display data from different time points using different colour display guns in an image processing system. For example, one band from the July 2010 image is displayed on both the blue and green display colour gun and one of the corresponding bands from the July 2011 image is displayed using the red display colour gun. In this way, areas that have been brighter in the later image due to clear-felling, for example) will appear as red, while all other areas will have a rather common grey tone (note that colour balancing of the images is often needed to achieve the best result here.)

Post classification change

This method consists of using classifications from two different images and judging the difference between the classes. This method may be seen in the literature, but is not the most accurate way to do change detection. The reason why it isn't the most accurate is because each image will have classification errors. When using both images together, the errors will be compounded, resulting in even more error in the result.

Image differencing

Major changes in the forest, like clear-fellings, will show up using very simple techniques listed previously. For detection of more marginal changes in the forest, a change image might be useful, this is

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, METHODS FOR ANALYSIS OF REMOTE SENSING DATA © SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016 what is commonly meant with "change detection" in remote sensing.

If we let T1j = the pixel value for pixel j in the early image (image T1) T2j = the pixel value for pixel j in the later image (image T2)

A usual way for computing a change image is then:

 $\Delta j = a (T2j - f (T1j)) + b$

Where Δj = the pixel value for pixel j in the change image, f is a function that adjusts the pixel values in image T1 to the same grey scale as the pixel values in image T2, and a and b are just coefficients for contrast enhancement of the change image. Often b is chosen to be equal to 127.

The next question is then, which method should be used for estimating the calibration function (f). The reflectance calibration approach would be to transfer each image to the reflectance scale, and then work with the differences between reflectance calibrated images. However, this far, this method has not been accurate enough for forestry. Furthermore, there are also natural reasons (like seasonal differences) for reflectance differences between images. The method currently recommended is therefore to use a statistically based "relative" calibration, based on the grey values in each of the two images.

9.5.3. Some statistical approaches for relative calibration of images to each other

The next question is how to compute the function f, that adjust the radiometry (= the pixel values) of the early image T1, to that of the later image T2. There are two main approaches: pixelwise methods and distribution based methods. Both methods are statistical and we can extract a number of pixel values from each image and do the computations on tabulated data, as illustrated below:

Pixel	T1	T2
1	23	25
2	22	26
3	12	14
etc		

In pixelwise methods, we use the pair-wise pixel values from T1 and T2 in an estimation method, most typically regression, where we give the pixel values for T2 as the dependent variable, and the pixel values of T1 as the independent variable, thereby getting a regression function. The residuals between expected and actually measured values will have the same scaling as T2 and could be used as a change image. Advantages with regression analysis are that it is a flexible and easy understood standard method, and several bands in the early image could also be used to predict one single band in the later image. However, all pixelwise methods are sensitive to

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

geometric errors between the two images T1 and T2. (One possible way to reduce this problem would be to work with segment mean values instead).

In distribution based methods, we only work with the summary statistics of the pixel values in each image, thus, these methods are not sensitive to geometric errors between the images. One such method, that works well and is implemented in most image processing systems, is histogram matching.

The steps are to:

- compute separate cumulative histograms of both T1 and T2 with pixel values on the X-axis and the percent (%) of pixels within the image on the Y-axis;
- for a DN level in T1, read which % of the cumulative distribution it corresponds to;
- read which DN in T2 has the same cumulative %;
- make a look-up table with (3) as a function of (2)
- repeat steps 2-4 for all DN (0-255)
- update T1 through the look-up table to obtain T1', which is an image with same grey value distribution as T2
- we can then compute a change image as $\Delta j = a (T2j T1'j) + b$

The use of a forest mask

The next question is which pixel values to base the above procedures on? They will work for a sample of all pixel values in the image. However, for forestry change detection, they will (at least for Swedish conditions) work even better if they are based on a sample of forest pixels only, which can be defined by a digital map mask, for example.

9.5.4. Which forest changes will be visible in a change image?

The following image (Fig 12:35) comes from the textbook "Flygbildsteknik and Fjärranalys". The image shows a change image made using two SPOT Panchromatic bands over Brännland, just NW Umeå. A 10 m pixel image from 1986 has been histogram matched against a similar image from 1989, and a difference image has been computed where the adjusted 1986 image has been subtracted from the 1989 image. The middle grey areas shows normally developed forest; the brighter areas are changes that usually are associated with a biomass decrease, or exposure of mineral soil; the darker areas are associated with a biomass increase of a type that have a relatively large effect on the spectral signature.

The numbers in the image, are according to field checks, associated with the following changes:

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, METHODS FOR ANALYSIS OF REMOTE SENSING DATA © SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016



Figur 12:35 En skillnadsbild från SPOT P- bilder över ett område norr om Umeå. Gråskalorna i bilden har först normaliserats till varandra, varefter den första bilden har subtraherats från den senare. Oförändrade områden har grå nyanser och områden som blivit ljusare mellan registreringarna är ljusa i bilden. För områden med kraftigt växande ungskog eller gräs förekommer även mörka partier i förändringsbilden. Icke skogsmark täcks i bilden av en gul mask. (Avd för fjärranalys, SLU).

- 1. Snabbt växande ungskog.
- 2. Kalaverkad skog.
- 3. Nytt dike.
- 4. Fröträdsställning.

- 5. Avverkade fröträd.
- 6. Hygge med kraftig gräsväxt.
- 7. Röjd ungskog.

1) the dark area is a young forest plantation with much deciduous trees, that during the 3 year period probably has passed the stage where it forms a closed canopy;

2) the bright area is a clearfelling;

3) the narrow white line is a newly dig ditch with exposed mineral soil, located on a clearfelled area;

4) the light grey area is a final felling in pine forest, with left seedling trees;

5) this light grey area is a final felling, where the seedling trees have been cut

6) this dark area was subject to final felling just before 1986, and since then, there have been a heavy increase in the grass cover;

7) this light grey area is young plantation where a deciduous shrub cleaning has been carried out between the image acquisitions.

In terms of reflectance factors (R), the following is typical for boreal forest in the Umeå area (Table 9.4):

	Blue	Green	Red	NIR	SWIR1	SWIR2
Medium aged, pine	0,03	0,04	0,03	0,16	0,08	0,04
dominated forest						
Increase caused by	0,001	0,002	0,004	-0,013	0,012	0,010
strong thinning						
Increase because of	0,014	0,019	0,032	0,018	0,087	0,061
seed tree stands						
Increase because of	0,020	0,028	0,048	0,036	0,138	0,102
clear felled areas						

Table 9.4. Reflectance Factors from Landsat TM data.

In other words, the increase in reflectance due to clearfelling is about 10 times greater than that of thinning cuttings. Still, thinning cuttings are often visible in change imagery, especially in pine forest. However, from a change image only, it might be difficult to tell what the type of change is.

Damages, for example Gremeniella, snow break damages, or wind thrown trees, can also be detected in change imagery. Under favorable circumstances (good summer images, and a very carefully made analysis) it might be possible to detect damages where only 20 % of the basal area has been damaged. The spectral change of the above-mentioned changes are similar to those caused by thinning cuttings.

The detection of the existence of a change is quite easily done by interpretation of a change image. The delineation of the changed areas are also quite feasible. It is possible to use automated image processing techniques, like segmentation, or interactive line following. A quite crude procedure that often is used in practice, is interactive thresholding of the pixel values in the change image. It should however be observed that there are mixed pixels at the borders of changed objects. Furthermore, the forest surrounding a clear-felled area is sunlit on one side and causes shadows on the other side of the area, and therefore thresholding techniques may not necessarily result in correct delineation of clear-cut areas.

The labeling of the type of change is the most difficult part. Many changes will cause a similar spectral response, for example thinning cuttings, snow break damages, and gremmeniella fungi damages. The combined use of the change image and the early image, will contribute with some information about the type of forest before the damage. However, we have to accept that it is much easier to detect the existence of change than to be able to automatically assign the reason for the change. In reality, field visits or more detailed information (detailed field inventories) are required for certain knowledge of the reasons for change. Automatic procedures will require field references, or calibrated images and known thresholds

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

9.10. Time series analysis

Another way to use remote sensing data from different time points is to use data from several different time points to answer questions. For instance, by using a number of Landsat images over several decades (e.g., imagine a series of images from 1975, 1980, 1985, 1991, 1996, 2002, 2008, 2012, 2017), we may be able to distinguish the relative age of a forest after a clearcut, or can observe the development of the forest by looking at trajectories (creating a vector of values by observing a single pixel over many time points). We can expect in this type of application to observe forest that has grown in height and density at different rates over the landscape, and can then label them as productive or non-productive forest classes. In another application, 3D remote sensing data can be used to look at forest height development over time, and thereby say something about the forest productivity.

Another way to use a time series is to use satellite images from many dates over different seasons, and in this way, capture phenological changes of the vegetation that help to identify that class more accurately. An example would be the use of this tactic to identify different types of deciduous tree species that have different bud-break and senescence times (e.g., oak and al).

9.11. Data fusion

There are two ways to look at the term "data fusion". One is quite literally, and an example of this is the process of *pan-sharpening*. Pan-sharpening is a technique used to combine spatial higher resolution bands with coarser spatial resolution bands. For example, Landsat 7 and 8 have a panchromatic band with a 15 m pixel resolution, while the multi-spectral bands have a 30 m pixel resolution. By using a weighting technique, the information in the four 15 m pixels contained in the multi-spectral 30 x 30 m pixel can be fused to create a multi-spectral dataset that has the appearance of a higher spatial resolution.

Another way to consider "data fusion" is more the approach of using multiple sources of data in a classification or estimation. This might be by using both Landsat-8 and Sentinel-2 data, as well as a DEM. This isn't a "true" data fusion, as you could refer to this simply as using multiple data sources, but it may sometimes be referred to in the literature as data fusion.

9.12. Data assimilation

9.13. Software used for image processing

Currently there is a movement from use of commercial packages towards open source code for processing of remotely sensed data. For optical satellite data, some common commercial packages are Erdas Imagine; ENVI; IDRISI; and eCognition (especially for segmentation). ArcMap is primarily a GIS software, but due to earlier collaboration with Erdas it has some limited image processing capabilities. QGIS is also increasing its

© SLU, Heather Reese, Karin Nordkvist, Håkan Olsson 11 december 2016

capabilities to include image processing routines. Several commercial software have the ability to write and implement code, such as ENVI's IDL interface. The more commonly available open source software are provided through R and OSGeo4W, although the number of these available are foreseen to increase over the next decade. Finally, those with a knowledge of a programming language, such as C++, can also write their own code to use for image processing.

Statistically, common classification methods, (for example maximum likelihood classification, which as you read earlier is actually a form of Discriminant Analysis) can be found in statistical packages (like SAS, MINITAB, SPSS etc), instead of an image processing system. While this isn't necessary, because most image processing systems (like ERDAS Imagine) have classification routines, it is possible. These days it is becoming more common to use the statistical program R for image classification activities.

Självstudiefrågor

Litteraturen

10. ACCURACY ASSESSMENT

10.1. Accuracy assessment of remote sensing data products

Accuracy assessment of the map product is often an important element for the users of the data. It is sometimes not carried out, however, for large area projects, due to the lack of reference data, or limitations in project time or funding. An independent and objectively collected evaluation data set is essential to an unbiased assessment of the map product. Accuracy assessment numbers give the user insight into the average accuracy of the map, the accuracy of different classes/categories, and why errors may be happening.

10.1.1. The need for probability sampling

Data for accuracy assessment should be collected with a method that is much more accurate than the product to be evaluated. In this case field visits (with accurate GPS positions), or interpretation of aerial photos are most often used for accuracy assessment.

Accuracy assessments should be done with a sample that is objectively selected according to the rules of probability sampling. This means that a random sample of evaluation points is perfectly valid, and also a systematic sample is quite OK from most aspects. It is also allowed to use a stratified approach, where a different number of evaluation points is used for different strata. However, what is not allowed in probability sampling, is to sample reference plots in a *subjective* way, such as "where it is convenient", or to "move" plots that happen to be located in less favorable places. If there is a need to avoid certain types of plot locations, rules for this have to be created in advance (for example after a pilot survey), and the accuracy assessment figures are then only valid with the restrictions given by those rules. An important characteristic of validation data is that it should have high quality measurements (position and inventory measurement).

10.2. Assessing thematic class accuracy

The number of accuracy assessment plots needed is often an issue, and the answer to that question often needs a statistical analysis that is not part of this course. However, there is a rule of thumb, where 50 samples per class are recommended (Congalton 1991).

10.2.1. The error matrix

The most usual way to analyze and present an accuracy evaluation is to construct an *error matrix*, also called a *confusion matrix* or *contingency*

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, ACCURACY ASSESSMENT © SLU, Heather Reese, 11 december 2016

table. The error matrix is a table with a row for each class in the classification, and a column for each category according to the field (or photo) evaluation. A simple example of an error matrix is given below:

	Field data				
Data according to classification:	Coniferous forest	Deciduous forest	Non- forest	Total	User's Accuracy
Coniferous forest	30	2	20	52	58%
Deciduous forest	3	10	2	15	67%
Non-forest	4	5	30	39	77%
Total	37	17	52	106	66%
Producer's Accuracy	81%	59%	58%		
Overall Accuracy	66%				

The "*producer's accuracy*" = how large a *proportion of the field data* for a given class was correctly classified:

Coniferous forest:	30 / 37 = 81 %
Deciduous forest:	10 / 17 = 59 %
Non-forest:	30 / 52 = 58 %

The "*user's accuracy*" = how large a *proportion of the classified data* for a given class had the correct label according to the field data:

30 / 52 = 58 %
10 / 15 = 67 %
30 / 39 = 77 %

The ratio between Producer's and User's Accuracy for a single class **c**an reveal whether a class has over-classified or under-classified, according to the reference data. For example, there were many more instances of coniferous forest in the classification than in the reference data. Coniferous forest is "over-classified".

The most used measure of classification accuracy is *overall accuracy*, which means the total number of correctly classified pixels, divided with the total number of pixels, in the above table, the overall accuracy is estimated as:

(30 + 10 + 30) / 106 = 66 %

In general, an overall accuracy of 80% for about 8 land cover classes is rather reasonable.

The *Kappa coefficient* ($\hat{\mathbf{k}}$) or *k-hat* is a measure where the overall accuracy have been reduced with the accuracy that only depends on the chance agreement between the classification and the field evaluation. The measure has a value between 0 and 1, and is always lower than the overall accuracy. The detailed formula is given in Lillesand et al. The general formula is:

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, ACCURACY ASSESSMENT © SLU, Heather Reese, 11 december 2016

k-hat = (observed accuracy - chance agreement)(1 - chance agreement)

10.3. Assessing continuous estimate accuracy

For continuous estimates RMSE is a common way to assess error.

The RMSE can be calculated as:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\left(\sum_{i=1}^{n} (\Delta_i)^2\right)}{n}}$$

where $\Delta_i = (\hat{v}_i - v_i)$

 Δ_i is differences between estimated parameter (\hat{v}_i) and the field measurements (or "truth") of the same parameter (v_i) for the *i*th observation (in our previous lab each observation was each stand in the database), and *n* is the number of observations.

Relative RMSE is comparing the error of the estimated parameter as a percent to the mean value of the field measured parameter. For example, if the RMSE of the estimate was 10 and the field measured parameter's mean was 100, then the relative RMSE would be 10%.

Bias can also be calculated as $\underline{\sum (\hat{v}_i - v)}_n$

10.4. Cross-validation

Cross-validation will be described here.

10.5. Considerations about the collection of field data

There will be geometry errors between the field data and the image data, which will reduce the apparent classification accuracy if a "pixel wise" evaluation is done. Furthermore, it is often difficult to obtain a correct class label for just a point in field, at least without a lot of time consuming measurements. To judge a class label for a bit larger area is often easier. A classified map itself is also more accurate if a mean value for a segment is used. These are some arguments about why it might be better to evaluate accuracy for groups of pixels (e.g. segments with the size of stands) instead of single pixels. Furthermore, a judgment in field might often be near the class definition between two different classes. There are also ways to compute an error matrix where classes that are very similar can be considered less wrong than classes that are very different, which is called "fuzzy accuracy assessment". Other tricky topics are how to get accuracy assessment plots for change detection? Some possible data sources are serial photos from past time points, long term inventory series, or you might simulate a change.

10.6. Further reading

Stehman and Czaplewski (2003) defined four criteria that should be met: 1) probability sampling, 2) adequate sample sizes with which to estimate user's accuracies with acceptable level of precision, 3) cost efficiency must be considered, and 4) spatial distribution of samples must be representative across the area of interest.

Stehman and Czaplewski (1998) have established three basic elements to consider in the design of an accuracy assessment plan: the sampling design, the response design, and the estimation and analysis protocol. The sampling unit may be a pixel, fixed-area plot or polygon, although the optimal unit depends on the application. Stehman et al. (2000) favor pixel-based evaluation units, as larger units render the results non-site specific. Polygon assessments also tend to lead to conservative estimates of classification accuracy (Verbyla & Hammond, 1995). Class homogeneity within the accuracy assessment unit is appealing, but not necessary, and if intentionally included, may bias the assessment of the map accuracy. A design-based sample with known inclusion properties is best, but the distances between plots should be large enough that potential spatial autocorrelation effects do not influence the result. Definitions constituting correct and incorrect responses should be established (e.g., if polygon accuracy assessment units are used, the rule may be that a "correct" classification requires a majority of the classified pixels to be correctly labeled as the dominant class, or the rule may be that the two most dominant classes must both be classified).

As with training data, questions regarding the sample size and sampling scheme of the accuracy assessment data need to be addressed. Stehman (2001) suggests that a sample size of 100 samples per class assures the population is estimated adequately. Congalton and Green (2009) suggest a minimum of 50 samples per class. To capture the necessary number of samples for rare classes, a stratified sample may be useful (Stehman, 2001).

The quality of evaluation data is of much importance, and a quality check of the evaluation data should be carried out before use.

Accuracy assessment is often presented in an "error matrix", with errors of commission (called "user's accuracy") and omission (called "producer's accuracy") for each class in the map, as well as a measure of overall accuracy. The kappa statistic, or k-hat, is also a measure of overall accuracy, and is intended to account for the chance of random agreement (Congalton and Green, 2009). A desired overall map accuracy of 85% is often given as a benchmark, but may not be realistic to achieve (Wulder *et al.*, 2006). Fuzzy accuracy assessment (Gopal & Woodcock,

Skogshushållningsserien, Remote Sensing of Forests, ACCURACY ASSESSMENT © SLU, Heather Reese, 11 december 2016

1994; Foody, 2002) can be a useful measure of portraying different types of errors that may be more or less acceptable.

It is slightly more common that inventory data are used for accuracy assessment than for training (e.g., Riemann *et al.*, 2010). Wulder *et al.* (2006) encountered difficulties when applying 2 ha polygon-based inventory data due to differences between the raster and vector data, particularly because the polygon interpretation included heterogeneous cover. When purpose-collected video data were later photo-interpreted for accuracy assessment, the uncertainty in the photo-interpretation and the lack of a probability-based sample were drawbacks (Wulder *et al.*, 2007). One of the primary requests emerging after Canada's EOSD land cover mapping project was for improved collection strategies of calibration (training) and validation (accuracy assessment) data (Wulder *et al.*, 2008).

Självstudiefrågor.

Litteraturen

11. TILLÄMPNINGAR AV FJÄRRANALYS

11.1. Globala karteringar

11.2. Marktäckedata karteringar

11.3. Skogliga grunddata

11.4. Habitatkartering

Biologisk mångfald är viktigt för att ekosystemen ska fungera och kunna leverera viktiga ekosystemtjänster. Biologisk mångfald har även ett värde i sig själv och som ett arv för framtida generationer. För att en art ska överleva långsiktigt krävs både tillräcklig mängd livsmiljöområden och att landskapet gör det möjligt för arten att flytta sig mellan olika livsmiljöområden, även kallat konnektivitet. Om mängden livsmiljöområden minskar och avståndet mellan dem blir större ökar fragmenteringen i landskapet (Linkowski and Lennartsson 2005).

Mänskliga aktiviteter har förändrat ekosystemen i hela världen, vilket har lett till habitatförlust och nedgång för många arter. Modernt skogsbruk med homogena bestånd av träd med samma art och ålder har ersatt stora områden med naturligt föryngrad skog. Detta har lett till fragmentering av habitat och minskande habitatkvalitet för många arter. För att planera och sköta skog för att gynna biologisk mångfald krävs kunskap om olika arters habitatkrav.

Information som kan härledas från fjärranalysdata är användbar även för att beskriva habitat. För habitat skogsmiljöer är bland i annat trädslagssammansättning, struktur och ålder relevanta. Vegetationsstruktur är en egenskap som har betydelse för biologisk mångfald och som kan vara enklare att beskriva från fjärranalysdata än från fältinventeringar. Fjärranalys kan användas för att få information om förhållandena på en plats men även för att beskriva fördelningen av områden med vissa egenskaper i landskapet. Detta kan användas för att skapa kartor över potentiella habitat för olika arter. En annan användning är att skaffa kunskap om vilka habitatkrav en art har genom att analysera i vilka miljöer arten förekommer. Information från fjärranalys som används för andra skogstillämpningar är intressant även för habitatanalys, till exempel stående volym eller biomassa, trädhöjd eller trädslagsfördelning. Kartor över olika naturtyper kan tas fram genom klassificering av satellitbilder. Primär produktion hos vegetationen kan beskrivas med olika vegetationsindex som kan härledas från satellitbilder, speciellt NDVI. Den primära produktionen är i sin tur grunden för förekomst, abundans, över levnad och reproduktion för djur (Pettorelli et al. 2014).

Laserdata för habitatkartering

Variation i vegetationshöjd är ett mått som ofta används för att beskriva heterogenitet i vertikal och horisontell vegetation och som har kopplats till biologisk mångfald, speciellt för fåglar (Culbert et al. 2013). Textur hos satellitbilder är ett sätt att beskriva den lokala variationen hos vegetationen och har kopplats till biologisk mångfald för arter vars habitat förekommer i block som är minst lika stora som pixlarna i satellitbilden (Culbert et al. 2012, Wood et al. 2013)

Laserdata innehåller direkt information om vegetationens struktur och mått från laserdata har använts för att beskriva vertikal och horisontell vegetationsstruktur och kopplats till biologisk mångfald (Davies and Asner 2014, Vogeler and Cohen 2016), speciellt för fåglar (Hill and Hinsley 2015). En fördel med laserdata är att även lägre vegetation under ett krontak i viss mån kan beskrivas (Vierling et al. 2014), vilket inte är möjligt med passiva optiska sensorer. Även information om markförhållanden som kan härledas från laserdata, till exempel lutning och markfukt, är relevanta för habitatanalys.

Fjärranalys beskriver typiskt sett egenskaper hos vegetationen med relativt grov upplösning, till exempel trädslag eller höjd- och diameterfördelning för träden. Detta är viktig information, men även andra faktorer har betydelse, till exempel artsammansättning hos övrig flora och fauna eller brukningshistoriken (Brumelis et al. 2011). Detta är svårare och ibland omöjligt att beskriva med fjärranalys. Ett annat problem är att målet kan vara att modellera lämpliga habitat, men eftersom de exakta egenskaperna hos lämpliga habitat inte är helt kända används istället ofta observationer av arterna. Risken med detta är att utbredningen av arterna inte motsvarar utbredningen av lämpliga habitat (Bradley et al. 2012). Det kan finnas lämpliga habitat dit arten inte har kunnat eller hunnit sprida sig och det kan finnas områden som inte är optimala habitat dit arten har spridit sig från lämpliga habitat i omgivningen.

Litteraturen

- Bradley, Bethany A., Aaryn D. Olsson, Ophelia Wang, Brett G. Dickson, Lori Pelech, Steven E. Sesnie, and Luke J. Zachmann. 2012.
 "Species detection vs. habitat suitability: Are we biasing habitat suitability models with remotely sensed data?" *Ecological Modelling* no. 244:57-64. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2012.06.019.
- Brumelis, Guntis, Bengt Gunnar Jonsson, Jari Kouki, Timo Kuuluvainen, and Ekaterina Shorohova. 2011. "Forest Naturalness in Northern Europe: Perspectives on Processes, Structures and Species Diversity." *Silva Fennica* no. 45 (5):807-821.

Culbert, P. D., V. C. Radeloff, C. H. Flather, J. M. Kellndorfer, C. D. Rittenhouse, and A. M. Pidgeon. 2013. "The Influence of Vertical and Horizontal Habitat Structure on Nationwide Patterns of Avian Biodiversity." *Auk* no. 130 (4):656-665. doi: 10.1525/auk.2013.13007.

- Culbert, Patrick D., Volker C. Radeloff, Veronique St-Louis, Curtis H. Flather, Chadwick D. Rittenhouse, Thomas P. Albright, and Anna M. Pidgeon. 2012. "Modeling broad-scale patterns of avian species richness across the Midwestern United States with measures of satellite image texture." *Remote Sensing of Environment* no. 118:140-150. doi: 10.1016/j.rse.2011.11.004.
- Davies, Andrew B., and Gregory P. Asner. 2014. "Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping." *Trends in Ecology* & *Evolution* no. 29 (12):681-691. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.005.
- Hill, R. A., and S. A. Hinsley. 2015. "Airborne LiDAR for Woodland Habitat Quality Monitoring: Exploring the Significance of LiDAR Data Characteristics when Modelling Organism-Habitat Relationships." *Remote Sensing* no. 7 (4):3446-3466. doi: 10.3390/rs70403446.
- Linkowski, Weronika, and Tommy Lennartsson. 2005. Fragmenterat landskap - en kunskapssammanställning om fragmentering som hot mot biologisk mångfald, :. Jordbruksverket.
- Pettorelli, Nathalie, William F. Laurance, Timothy G. O'Brien, Martin Wegmann, Harini Nagendra, and Woody Turner. 2014. "Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges." *Journal of Applied Ecology* no. 51 (4):839-848. doi: 10.1111/1365-2664.12261.
- Vierling, K. T., C. E. Swift, A. T. Hudak, J. C. Vogeler, and L. A. Vierling. 2014. "How much does the time lag between wildlife field- data collection and LiDAR- data acquisition matter for studies of animal distributions? A case study using bird communities." *Remote Sensing Letters* no. 5 (2):185-193. doi: 10.1080/2150704x.2014.891773.
- Vogeler, J. C., and W. B. Cohen. 2016. "A review of the role of active remote sensing and data fusion for characterizing forest in wildlife habitat models." *Revista de Teledetección* no. [S.l.]:1-14. doi: 10.4995/raet.2016.3981.
- Wood, Eric M., Anna M. Pidgeon, Volker C. Radeloff, and Nicholas S. Keuler. 2013. "Image Texture Predicts Avian Density and Species Richness." *Plos One* no. 8 (5). doi: e63211, 10.1371/journal.pone.0063211.
Appendix

Internet Länkar

Allmäna länkar

- Rymdstyrelsen <u>http://www.snsb.se/</u>
- European Space Agency <u>http://www.esa.int/ESA</u>
- NASA Earth Observation Science <u>http://neo.sci.gsfc.nasa.gov/</u>
- Group on Earth Observations (GEO) <u>http://earthobservations.org/index.php</u>
- CEOS <u>http://ceos.org/</u>
- Indian Space Research Organization <u>http://www.isro.gov.in/</u>
- Google Earth Engine <u>https://earthengine.google.com/#intro</u>
- Joint Research Center (JRC) <u>https://ec.europa.eu/jrc/en/research-topic/earth-observation</u>
- USGS Earth Observation <u>http://remotesensing.usgs.gov/</u>

Remote sensing and forests

- US Forest Service Remote Sensing <u>http://www.fs.fed.us/eng/rsac/index.html</u>
- Natural Resources Canada <u>https://www.nrcan.gc.ca/forests/measuring-reporting/remote-sensing/13429</u>
- Global Forest Watch <u>http://www.globalforestwatch.org/</u>
- Global Forests Observation Initiative https://www.earthobservations.org/activity.php?id=36
- FSC Certification and Remote Sensing <u>https://ic.fsc.org/en/spaceborne-earth-observation/</u>

Data Access

- SACCESS https://saccess.lantmateriet.se/
- Sentinels Science Hub <u>https://scihub.copernicus.eu/</u>
- Lantmäteriet <u>http://www.lantmateriet.se/</u>
- USGS Glovis <u>http://glovis.usgs.gov/</u>
- USGS Earth Explorer <u>http://earthexplorer.usgs.gov/</u>
- Global Land Cover Facility <u>http://www.landcover.org/</u>

Tutorials

- Natural Resources Canada <u>http://www.nrcan.gc.ca/earth-sciences/geomatics/satellite-imagery-air-photos/satellite-imagery-products/educational-resources/</u>
- Landsat Tutorials http://landsat.gsfc.nasa.gov/education/formal-education/

Organizations

- EaRSEL <u>http://www.earsel.org/</u>
- ISPRS <u>http://www.isprs.org/</u>
- ASPRS <u>http://www.asprs.org/</u>
- IEEE <u>http://www.ieee.org/</u>

Sweden specific websites

- Kiruna Ground Station -<u>http://www.esa.int/Our_Activities/Operations/Estrack/Kiruna_station</u>
- Swedish Space Corporation and ESRANGE <u>http://www.sscspace.com/</u>

Journals and newsletters

- Remote sensing http://www.mdpi.com/journal/remotesensing
- Remote Sensing of Environment <u>http://www.journals.elsevier.com/remote-sensing-of-environment</u>
- Space News <u>http://spacenews.com/</u>

Miscellaneous

- One hundred applications of remote sensing <u>http://gisgeography.com/100-earth-remote-sensing-applications-uses/</u>
- TED Talk, Greg Asner "Ecology from the air" https://www.youtube.com/watch?v=qCrVpRBBSvY
- Ian Woodhouse, "What is remote sensing?" https://www.youtube.com/watch?v=8HhfJsiYenE
- How does LiDAR work? <u>https://www.youtube.com/watch?v=EYbhNSUnIdU</u>

Our own websites

- Ljungbergsfond <u>http://ljungbergsfonden.se/</u>
- Section of Remote Sensing at SLU <u>www.slu.se/srh</u>
- The Ljungbergs Lab at SLU <u>www.rslab.se</u>

Kapitel 1: Introduktion till skoglig fjärranalys

- General introduction to remote sensing https://en.wikipedia.org/wiki/Remote_sensing
- •

Kapitel 2:

The Electromagnetic Spectrum

- https://www.esa.int/SPECIALS/Eduspace_EN/SEM7IQ3Z2OF_0.html
- <u>http://www.seos-project.eu/modules/remotesensing/remotesensing-c01-p01.html</u>
- <u>https://en.wikipedia.org/wiki/Electromagnetic_spectrum</u>

Color additive theory