

Appendiks forord

Dette er et appendikshæftet tilhørende rapporten "Automatisk kortlægning af vandløb".

Appendikshæftet indeholder uddybende forklaringer på temaer beskrevet i rapportdelen.

Kilder er gengivet ved Chicago-metoden og bagerst i appendikshæftet findes en litteraturliste.

Figurer er genereret i esri ArcGIS, hvis det ikke er en illustration. Figurer er nordvendte og vist i UTM32N EUREF89.

Bagerst i appendikshæftet findes Appendiks J, som er en DVD, som indeholder yderligere appendiks. Dette appendiks består primært af data, excel-ark og MATLAB-scripts.

ArcMap-model

Som beskrevet i Kapitel 8 i rapporten er ArcMap udvalgt som det primære software til udviklingen af den automatiske metode til kortlægning af vandløb. I appendikshæftet vil der derfor henvises til programmering i ArcMap, hvis proces kan beskrives ved figurer af ArcMap-modeller.

Figur 1 giver et overblik over modellernes indhold.



Figur 1 - Læsevejledning til ArcMap procesmodeller.

Blå ellipser repræsenterer datasæt, som benyttes som input-filer til analyser eller i deres rå form.

Orange afrundede rektangler repræsenterer analyseværktøjer, der kan bruges til at analysere på datasæt.

Grønne ellipser repræsenterer det produkt, der er resultatet af en analyse. Grønne ellipser repræsenterer altså datasæt, der er et produkt af en GIS-analyse. Disse produkter kan også benyttes som input til yderligere analyse.

Indholdsfortegnelse

1	Appendiks A – Interessenter.....	1
1.1	Offentlige interessenter.....	1
1.2	Private interessenter.....	4
2	Appendiks B – Data.....	7
2.1	Datatyper relevante for vandløbskortlægning.....	7
3	Appendiks C – Forberedelse af data.....	11
3.1	Testområde	11
3.2	Indsamling af data	12
3.3	Klargøring af data	16
4	Appendiks D1 – Kombination af data.....	18
4.1	Beregne båndkombinationer der fremhæver vand.....	18
4.2	Beregning af den relative højde.....	20
4.3	Samle bånd i ét foto.....	21
5	Appendiks D2 – Definere søgeområde	22
5.1	Bredden af området.....	22
5.2	Begrænsning af fotoene.....	22
6	Appendiks D3 – Træningsområder.....	23
6.1	Valg af klasser.....	23
6.2	Træningsområder.....	25
6.3	Succeskriterium.....	25
6.4	Test af træningsområder.....	26
6.5	Valg af testområder.....	28
7	Appendiks D4 – Histogrammer for signaturfil.....	29
8	Appendiks D5 – Image classification.....	38
9	Appendiks D6 – Kvalitetskontrol.....	39
9.1	Nøjagtighedsvurdering.....	39
9.2	Visuel kvalitetsvurdering	43
10	Appendiks D7 – Efterbehandling	45
10.1	Falske positiver.....	45
10.2	Usammenhængende vandløbsforløb – fragmenteret klassifikation	48
11	Appendiks D8 – Udarbejdelse af vandkantsprodukt fra klassifikationen.....	50

12	Appendiks E – Fragmentkortlægning.....	51
13	Appendiks F1 – Skæringsprofiler.....	53
13.1	Skæringsprofil metoder	53
14	Appendiks F2 - skæringsprofilernes parametre.....	57
15	Appendiks F3 – Kronekantsmetoder.....	62
15.1	Relativ højdeforskel.....	62
15.2	Relativ Vinkel.....	63
15.3	Absolut Vinkel	64
15.4	Hældning imellem punkter	65
15.5	Hældning imellem punkter – ud fra TIN-model.....	66
16	Appendiks F4 – Grænseværdi.....	68
17	Appendiks F5 – Kronekantscriptets funktioner.....	71
18	Appendiks G – Beregning af arealer i skæringsprofil	73
19	Appendiks H – Ordforklaring.....	75
20	Appendiks I – Produkter	77
21	Litteraturliste	82

1 Appendiks A – Interessenter

I dette appendiks dannes et overblik over hvilke interessenter der findes i forbindelsen med kortlagte vandløb, og hvad deres databehov er.

Metode til identifikation af interessenter

Det kan være vanskeligt at sikre en fuldstændig dækning af interessenter. Interessenterne inddeles derfor i to grupper, de offentlige og de private, der med deres forskellige baggrunde og opgaver spiller vidt forskellige roller i forhold til deres interaktion med vandløb.

Gruppe	Interessent	Hvad de gør
Offentlige	EU	Udfærdiger målsætninger, love og rammer for vandløb
	Staten	
	Kommunerne	Håndhæve og forvalte vandløb
Private	Landbrug	Brug for kendskab til begrænsninger og tilladelser til drift
	Dambrug	
	Rådgivende ingeniørfirmaer	
	Rekreative brugere	Rekreative formål

Tabel 1 - Oversigt over interessenter.

For de enkelte interessenter ræsonneres det, hvad disse anvender kortdata over vandløb til, og deraf hvilke databehov den enkelte interessent har.

1.1 Offentlige interessenter

Det er vigtigt med et overblik over vandløbsmyndigheden og lovgiverne, da mangel på viden om de administrative myndigheders fokus og behov vil gøre en fremadrettet indsats for optimering og udvikling af en kortlægningsmetode vanskelig at udføre.

1.1.1 EU

Da EU fungerer som overstatslig myndighed, der vedtager krav for miljøtiltag i dets medlemslande, kan EU betragtes som den øverste instans for reguleringen af miljøet i Danmark – herigennem også vandløb (Folketingets EU-Oplysning, 2007). EU har udarbejdet et vandrammedirektiv, som fastsætter rammerne for de procedurer, der skal foretages ved og omkring vandløb (Naturstyrelsen) EU's direktiv indeholder ikke specifikke krav for tiltag i forbindelse med vandløbene – der er blot tale om minimums krav, til hvad der skal implementeres. Det er dermed op til de respektive stater at få indført og overholdt disse forslag med mulighed for at regulere strammere, hvis dette ønskes (EU-Parlamentet, 2000).

Databehov

Da EU er den uddelegerende part, kan det antages, at der ikke foreligger et direkte behov for kortdata over vandløbene fra EU's side. EU foretager analyser af de kontrolinformationer, som staterne videregiver (Europa Kommissionen, 2009), men i bund og grund er der næppe behov for topografiske data omkring vandløb.

1.1.2 Staten

Staten har det overordnede ansvar indenfor lovgivning og beskyttelse af vandløbene. Det er dog kommunerne der er vandløbsmyndigheden og det er altså kommunerne der skal forvalte lovgivningen.

Miljøforhold

Som beskrevet ved EU afsnittet er det således også statens ansvar at implementere vandrammedirektiverne i den danske lovgivning, hvilket er gjort i miljømålsloven (Naturstyrelsen, 2011). Yderligere beskytter vandløbsloven og naturbeskyttelsesloven også de fysiske forhold i forbindelse med vandløbene. For at hjælpe kommunerne med at overholde vandrammedirektiverne udarbejder staten vandløbsplaner, der indeholder konkrete tiltag og reguleringer i overensstemmelse med vandrammedirektiverne. Vandplanerne bliver yderligere beskrevet i afsnittet om kommunerne (Naturstyrelsen, 2011).

Staten har endvidere udarbejdet vandløbsdirektiverne, som er et teknisk redskab, med rådgivning om håndtering af vandløbenes lovgivning, samt give forståelse for hvilke tekniske midler, såsom kort, der kan benyttes. (Naturstyrelsen).

Et yderligere tiltag fra statens side er NOVANA (Det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen), som sørger for national overvågning af miljøet, blandt andet vandmiljøet. Det bruges især til at kontrollere de krav, der kommer fra lovtekster. Tiltaget har fungeret siden 2007 og er styret af forskellige styrelsesorganer, hvor Naturstyrelsen har ansvaret for at overvåge vandløbene. Igennem NOVANA's arbejde indsamles viden ved blandt andet målinger, observationer og ikke mindst kortlægning. Ligeledes benyttes modeller til vurdering af klimaforandring. (Naturstyrelsen, 2011)

Et af de mere konkrete tiltag, som bør nævnes under statens ansvar, er lov om randzoner, der håndteres af NaturErhvervstyrelsen. Her skal styrelsen kontrollere randzonerne, som ligger i forbindelse med vandløbene og beregnes ud fra vandløbets øverste kant, kaldet kronekanten. Ligeledes skal et kompensationskort over disse randzoner udarbejdes, og det skal kontrolleres at loven overholdes.

Klimaforandringer og tilpasninger

Klimaforandringer og -tilpasninger er et nutidigt såvel som fremtidig problem, som har det offentlige bevidsthed. I vandløbsøjemed er det især oversvømmelser, der er i fokus (Auken, 2013). Dette håndteres blandt andet ved udarbejdelse af oversvømmelseskort, hvori vandløbenes kapacitet er af interesse, da dette vil have indflydelse på eventuelle oversvømmelser.

Matrikelkortet

Et andet område, hvor staten har behov for viden omkring placeringen af vandløb, er i forbindelse med matrikelkortet og skel i vandløb. For dette ligger ansvaret hos Geodatastyrelsen (KMS, 2002). Skeloplysninger ændres og opdateres løbende af praktiserende landinspektører i forbindelse med det matrikulære arbejde, men ved en regelmæssig kortlægning af vandløb i forbindelse med andre problemstillinger, kan disse eventuelt benyttes til opdatering af de labile skel. Ud over håndteringen af matriklen, har Geodatastyrelsen (jf. Lov om Kort- og Matrikelstyrelsen § 2 stk. 1) også en generel forpligtigelse til at:

” varetage den geodætiske opmåling og den topografiske kortlægning af Danmark, herunder Færøerne og Grønland, samt kortlægning af farvandene heromkring,”(Miljøministeriet, 2010)

Der er med andre ord tale om det generelle ansvar for topografisk kortlægning, derunder også vandløb. Denne opgave vil også betyde at det efter al sandsynlighed vil blive Geodatastyrelsen, Står for den nye kortlægning af vandløb.

Databehov

Det statslige skal primært bruge den absolutte vandløbsplacering eller vandløbets forløb til kontrol af diverse love og tiltag. Af nyttige tekniske aspekter indenfor det statslige næves bl.a. vandløbsmidte og vandløbets øverste kant. Vandløbets øverste kant er nødvendig til placering af 2 m bræmmer og randzoner, hvor vandløbsmidten kan benyttes til at opnå en generel placering af vandløbene til håndtering af diverse miljøinitiativer. Dertil kommer det generelle behov for topografiske oplysninger, hvorunder vandløb også hører.

Tværsnitsprofiler til kapacitetsberegninger og eventuelt 3D modellering, er et eksempel på vandløbsdata af mulig interesse for staten, da det kan bruges til, at danne grundlag til en eventuel bedre oversvømmelse beregning.

1.1.3 Kommunen

Kommunen er vandløbsmyndighed og har til opgave at registrere vandløbene og hvilke hensigter, der er for disse. Kommunernes ansvar og dermed også deres interesse, er primært i forbindelse med forvaltning af vandløb og deres tilknyttede lovgivning og restriktioner. Kommunerne har blandt andet pligt til at gennemføre kravene i vandrammedirektiverne(Naturstyrelsen, 2011), som er oprettet af EU. Dette gennemføres ved, at kommunerne udarbejder en handleplan til at overholde vandplanerne, som er blevet udarbejdet af staten for diverse vandområder. Kommunerne skal igennem planerne sikre sig, at vandløbene får en god vandkvalitet, og det er deres ansvar at få ordnet de fysiske ændringer og gennemført de aktuelle krav til de berørte vandløb(Naturstyrelsen, 2011).

Af denne årsag er det nødvendigt for kommunerne at have kortlagt vandløbene og deres forløb. Derudover skal kommunerne løbende være opdateret på ændringerne i vandløbenes miljø for at se, hvorledes retningslinjerne bliver overholdt. (Naturstyrelsen, 2011)

En stor del af fokus for vandplanerne er beskyttelse af miljø, deriblandt at nedsætte indholdet af forurenende stoffer i vandløbene. Vandkvalitetsdata målinger af biodiversiteten kunne således være interessant for kommunerne at tilknytte vandløbstemaet, for på denne måde at kunne dokumentere miljøindsatsen. Nogle af de mere konkrete tiltag ved vandløbene er blandt andet fjernelse af ikke

kulturhistoriske eller samfundsnødvendige genstande - såsom broer, fjernelse af grødespæringer og ågenopretning. Derudover er en målsætning for vandplanerne, at vedligeholde vandstandene i vandløbene (Naturstyrelsen, 2011). Sådanne tiltag kræver kendskab til de eksisterende forhold og geografiske placeringer på genstande og vandløbets forløb.

Vandplanerne er i skrivende stund (19.02.2013) blevet annulleret pga. for kort offentlig høring, hvilket betyder at de ønskede reguleringer med vandløbene er - som det mindste - udskudt. Dog er kravene om randzonerne stadig gældende og vandløbsrestaureringen er også stadig aktuell (Miljøministeriet, 20013). Yderligere skal kommunen, som vandløbsmyndighed også håndtere placeringen af 2 m bræmmer (Naturstyrelsen, 2002). Disse placeres ved vandløbets øverste kant ved naturlige vandløb (Miljøministeriet, 2002).

Foruden de restriktive interesser kommunen har i vandløb, har kommunen også en række forpligtelser, da det er kommunen, der står for vedligeholdelsen af offentlige vandløb. (Lov om vandløb, 2009)

Endvidere er vandløbene også interessante for kommunen i et beredskabsøjemed, da vandløbene repræsenterer en potentiel risiko ved oversvømmelser. Kommunen har således en interesse i viden om vandløbs kapacitet. Data fra vandstandsmålinger kan således være interessante for kommunen at tilknytte et vandløbstema, da de beskriver vandmængden i vandløbet.

Databehov

Den information kommunen helt konkret skal bruge er først og fremmest vandløbenes absolutte placering, hvilket eksempelvis kan udtrykkes ved vandløbets midte og placeringen af kronekanten, der skal bruges til at beregne randzoner og 2 m bræmmer.

Af yderligere fysiske egenskaber er tværsnitsprofilen af interesse, da dette kan bruges til at beregne vandkapaciteten og dermed bruges til eksempelvis risikovurdering for oversvømmelse. Objekter, der kan påvirke vandkapaciteten, kan således også være af interesse så som broer og grødspæringer.

Dertil kommer rækken af informationen, som kommunen har en interesse i, som værende tilknyttet sådanne data i form af restriktioner og forpligtigelser: § 3 udpegelse af vandløbet i henhold til Naturbeskyttelsesloven, naturligt eller menneskeskabt vandløb (nødvendigt for at afgøre om der skal placeres 2 m bræmmer eller ej) (Naturstyrelsen, 2002) om et vandløb er offentligt eller privat, vandstandsdata, vandkvalitetsdata og biodiversitetsdata.

1.2 Private interesser

Foruden offentlige institutioner med et forvaltningsperspektiv har erhvervslivet og borgere også en interesse i kortlægning af vandløb, dels da det ofte er erhvervslivet, der skal indrette sig efter de, af offentlige myndigheder, udstukne regulativer, og dels da kortmaterialet kan bruges af erhvervslivet i forretningsøjemed. For almindelige borgere kan vandløbene have interesse i forbindelse med eksempelvis rekreative formål.

1.2.1 Landbruget

Landbruget har en åbenlys interesse i et vandløbstema, da landbruget i høj grad skal forholde sig til vandløb, både i et udnyttelsesperspektiv og i et reguleringsperspektiv. Vandløbene har både en vigtig

dræningsfunktion og samtidig findes der omkring vandløbene flere restriktioner som eksempelvis to meter bræmmer, randzoner og de fremtidige vandplaner i henhold til EU's vandrammedirektiv.

Landbruget har desuden en interesse i informationer omkring rettigheder ved et vandløb og ligeledes information omkring forpligtigelser, da vedligeholdelsen af vandløb delt mellem det offentlige og private. (Lov om vandløb, 2009) Endvidere har landbruget behov for vandløbstema med data vedrørende, hvilke restriktioner der findes ved et specifikt vandløb. Endeligt fungerer vandløb i praksis ofte som skel imellem to ejendomme, og beliggenheden af vandløb har dermed også en betydning for ejendomsgrænser.

Databehov

I praksis skal et vandløbstema tilpasset landbrugets behov indeholde informationer om vandløbets geografiske egenskaber, i form af beliggenheden, samt informationer om, hvilke rettigheder og restriktioner der er tilknyttet en bestemt strækning på vandløbet. Et interessant vandløbstema kunne således indeholde vandløbs fysiske placering med attributinformation om eksempelvis 2 m bræmmer, randzone, beskyttede vandløb (§3 naturbeskyttelsesloven) og rettigheder eller offentlig kontra privat ejerskab.

1.2.2 Dambrug

Dambrugene er ofte afhængige af vandløb til vandindtag og som afløb for spildevand. Dette er primært reguleret ved lovgivning ved: "Bekendtgørelse om miljøgodkendelse og samtidig sagsbehandling af ferskvandsdambrug". (Miljøstyrelsen, 2012)

I tilfælde af planlægningen af nye dambrug, vandløb, udpeget efter naturbeskyttelseslovens §3 udpegede vandløb, interessante. Dette skyldes at der jf. miljøbeskyttelsesloven skal gives dispensation for anlæg af dambrug ved beskyttede vandløb.

Databehov

Et interessant vandløbstema for dambrug har meget til fælles med et interessant vandløbstema for landbruget. Temaet bør omfatte informationer omkring §3 udpegnings ved naturbeskyttelsesloven, samt informationer om tilladte grænser for kvælstof og lignende.

1.2.3 Rekreative brugere

Vandløb er interessante i et rekreativt perspektiv, da det kan være attraktivt at fiske og seje i vandløbene samt gå en tur langs vandløbene.

Om der er lovlig offentlig adgang til et vandløb, kunne således være en interessant information at tilknytte et vandløbstema. Informationer om bredde og strømningsretning være af interesse for færdsel på vandet kan, da et vandløbstema således vil kunne bruges ved ruteplanlægning. Det må dog antages, at vandløb, der er smallere end 1 m ikke har interesse for de rekreative brugere, som f. eks. Fiskere og kanoroere, da smalle vandløb antageligvis ikke er brugbare for deres benyttelse.

Endeligt kan bløde værdier som æstetik være interessante Dette kunne eksempelvis være information om et vandløb er naturligt eller en gravet kanal.

Databehov

Rekreative brugere har altså behov viden om, om der er offentlig adgang, vandløbsbredden, strømningsretningen, forløbet samt om der findes særligt naturskønne områder.

1.2.4 Rådgivende ingeniørvirksomheder

Ingeniørvirksomheder o. lign. kan have en interesse i vandløbstemaet, da temaet kan bruges i forskellige analyser og i forbindelse med anlægsarbejder.

Ingeniørvirksomheder kan eksempelvis tænkes at have interesse i vandløbs kapacitet samt data om vandkvaliteten og biodiversiteten. Dette kan have relevans for analyser af risikoen for oversvømmelser samt analyser af, hvor de reneste og mest forurenede vandløb findes. I forbindelse med byggeprojekter og andet anlægsarbejde vil der desuden være et behov for detaljerede tekniske detaljer, deriblandt vandløbenes tracé.

Databehov

Vandløbets geometriske placering og tracé samt attributter om vandkvalitet og biodiversitet kan altså være af interesse for ingeniørvirksomheder.

2 Appendiks B – Data

Dette appendiks beskriver datatyper, der kan bruges til kortlægningen af vandløb. Datatyperne beskrives med henblik på at udvælge de datatyper, der passer bedst til i den initierende problemstilling, med at konstruere en metode, der vil kunne opdateres løbende sammen med opdateringen af de datasæt, på hvilke metoden bygger. Ved denne filosofi er det således indbefattet, at metoden skal bygges på eksisterende datatyper, således at metode er mulig at eksekvere ud fra de nuværende forudsætninger såvel som fremtidige forudsætninger.

2.1 Datatyper relevante for vandløbskortlægning

For at kunne udvælge datatyper, der kan have relevans for en nykortlægning af de danske vandløb, er det nødvendigt at opstille en række kriterier for disse datatyper. Disse kriterier tager udgangspunkt i den initierende problemstilling, hvori der defineres målsætningen om en automatisk og helhedsorienteret metode.

Et kriterium for datasættet til kortlægningen af vandløb må være, at alle eller nogle af disse fysiske egenskaber er identificerbare i datasættet. Endvidere må et nødvendigt kriterium være, at der skal være tale om et landsdækkende datasæt, således alle vandløb bliver kortlagt.

Følgende fysiske egenskaber ved vandløb ønskes kortlagt:

- Vandløbets forløb
- Vandløbets øverste kant
- Vandkapaciteten
- Vandløbets bredde

Da der findes en lang række forskellige metoder til dataindsamling, vil der i det følgende blive afgrænset til at se nærmere på en bestemt række dataindsamlings metoder, for endeligt at identificere datatyper, der kan have interesse for nykortlægningen af vandløb.

Dataindsamlingsmetoder er delt op i to grundlæggende kategorier: opmåling i marken (typisk terrestrisk måling) og opmåling i bredt indsamlet data (remote sensing). Tabel 2 indeholder en opstilling af de mest almindelige metoder.

Dataindsamlingsmetoder	
Terrestrisk opmåling	Remote sensing
Totalstationsmåling	Fly laserscanning
GNSS	Flyfoto
Laserscanning	Satellitfoto
Close-range foto	Dronefoto

Tabel 2 - Oversigt over dataindsamlingsmetoder.

Endvidere findes der en gråzone som eksempelvis luftbåren laserscanning ved helikopter. Disse metoder kan klassificeres som remote sensing, men f.eks droner kræver samtidig en intens tilstedeværelse i marken, der gør metoden ressourcetung i arbejdstimer. Ligeledes vil en laserscanning med helikopter også være en dyr opmåling. Begge er mere ressourcetunge i forhold til de andre remote sensing metoder.

Grundet ressourcehensyn er data indsamlet ved terrestrisk opmåling ikke interessant, da det er meget omkostningstungt i mandetimer på grund af det manuelle arbejde med at kortlægge store vandløbsområder ved terrestrisk opmåling. Endvidere er terrestrisk opmåling ofte meget fokuseret på objektopmåling, med undtagelse af laserscanning og close-range fotografering, og sådanne datasæt vil derfor skulle være fremstillet med det ønskede tema som fokus for at have relevans. Laserscanning og fotografering har begge den fordel, at de rummer alle informationer inden for "synsvidde" og de har derfor potentiale for at indeholde anden information end hvad der var i fokus, da de blev indsamlet.

Remote sensing data har generelt større potentiale end terrestrisk måling, da der typisk optages data for store områder, ofte landsdækkende. På samme måde som ved skanning og fotografering på jorden er der store "rå" datamængder til rådighed, der kan bearbejdes på forskellig vis.

Med baggrund i de beskrevne egenskaber ved de forskellige datatyper, afgrænses der derfor til en undersøgelse af landsdækkende datatyper indsamlet ved remote sensing metoder. Datatypen vil blive beskrevet i henhold til dataindsamlingsmetoden som beskrevet i Tabel 2. For de enkelt datasæt vil deres relevans for vandløbskortlægningen blive beskrevet samt en kort liste med metadata.

2.1.1 Luftbåren laserscanning

Ved luftbåren laserscanning er det muligt at generere en terrænmodel over landskabet (Vosselman, 2010). Danmark HøjdeModel (DHM) er genereret således og er frit tilgængelig ved grunddataprogrammet via kortforsyningen. Terrænmodellen ajourføres ikke så ofte, antageligvis da det er et omfattende arbejde at udføre på landsplan. Den seneste terrænmodel er opmålt fra 2005-2007 (GST, 2013).

En terrænmodel kan antageligvis bruges til kortlægningen af vandløb, da disse ofte vil være synlige i denne, i form af fordybninger i terrænet. Jo højere punkttæthed er i punktskyen, jo smallere vandløb vil det være muligt at kortlægge i terrænmodellen, derfor bør den originale punktsky udvælges, kontra en grid-version (hvor et kvadratnet af punkter beregnes ud fra punktskyen), da denne har den højeste punkttæthed (GST, 2013). Endvidere vil grid-naturen kunne sløre visse vandløb, hvis disse løber parallelt med gridet.

2.1.2 Foto

Om foto indsamles fra fly, satellit eller drone har ingen betydning for deres anvendelse eller grundegenskaber. Satellitter er længere væk fra jorden, og vil derfor typiske dække et væsentligt større areal, men med en ringere opløsning, droner og fly anvendes i lavere højder, og deres dækningsgrad og opløsning afhænger dels af flyvehøjde og dels af kvaliteten af kameraet.

Fotos anvendes primært til stereofotogrammetri og til produktion af ortofotos.

Stereofotogrammetri

Det eksisterende vandløbs datasæt i FOT er primært kortlagt ved hjælp af stereofotogrammetri (KMS, 2012). FOT datasættet er landsdækkende, med undtagelser af Skive Kommune (FOTDanmark, 2013). Det er imidlertid kommunerne der er ansvarlige for kortlægningen i forhold til FOT specifikationen, og det kan derfor ikke garanteres, at alle kommuner har brugt samme metode til kortlægningen. Kommunerne er forpligtiget til at holde deres kortgrundlag opdateret, og da stereofotogrammetri, som

beskrevet, er den primære opmålingsmetode, der benyttes til kortlægning af FOT, kan det ligeledes antages, at datasættet opdateres ved stereofotogrammetri.

Ground Sample Distance (GSD) er naturligvis af stor relevans for lokalisering af vandløb, da en finere GSD vil medføre muligheden for at identificere mindre vandløb.

Stereofotos er det primære grundlag på hvilket det nuværende vandløbstema (FOT) er kortlagt (KMS, 2012), så på sin vis er datetyperen relevant for en nykortlægning af vandløb. Der er dog en stor metodemæssig forskel på tidligere vandløbskortlægning og den i dette projekt ønskede metode, da stereofotogrammetrisk kortlægning i høj grad er manuel, mens den ønskede metode skal bygge på automatiske principper.

Ortofoto

Da ortofoto er målefaste, er det muligt at bruge ortofoto til at kortlægge vandløb. Dette kan enten gøres automatisk ved image classification eller ved manuel objekt kortlægning. I forhold til multispektrale fotos (se nedenfor), rummer de offentligt tilgængelige ortofoto datasæt kun RGB (Rød, Grøn, Blå) farver, og vil derfor have begrænsede anvendelsesmuligheder ved automatisk analyse i forhold til de multispektrale. Det bør dog også nævnes, at der teknisk set ikke er forskel på at anvende RGB eller multispektrale fotos til ortofotoproduktion.

Multispektrale foto

Multispektrale fotos adskiller sig ikke fra normale RGB fotos, på anden vis end at de indeholder flere farvebånd, og kan på samme måde anvendes til fotogrammetri og ortofotos. Disse beskrives dog alligevel, da de rummer en række ekstra egenskaber, og ikke nødvendigvis er inkluderet i de offentligt tilgængelige kortdata.

Multispektrale foto optages oftest ved flyfoto eller fra satellit, og indeholder information fra andre farvebånd end de traditionelle synlige farver: rød, grøn og blå:

"Farven blå tilskrives det tilnærmede interval fra 0,4 til 0,5 μm , grøn til 0,5 til 0,6 μm , og rød fra 0,6 til 0,7 μm . Ultraviolet (UV) energi støder til den blå ende af den synlige portion af spektrummet. Tilstødende til den røde ende af den synlige region er tre forskellige kategorier af infrarøde (IR) bølger: nær IR (fra 0,7 til 1,3 μm), middel IR (fra 1,3 til 3 μm ; også kendt som kortbølge IR eller SWIR), og termisk IR (fra 3 μm til 14 μm)." (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008) (Oversat fra engelsk).

I (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008) beskrives multispektrale fotos relevans i forhold til vand:

"I betragtning af vands spektrale refleksivitet, er energiabsorberingen ved, og hinsides, nærinfrarøde bølgelængder sandsynligvis den mest distinktive karakteristika... Lokalisering og udtegnning af vand med remote sensing udføres nemmest med nær-infrarøde bølgelængder på grund af denne absorption.

(Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008)

Ved anvendelse af multispektrale fotos frem for normale RGB fotos, må det antages, at en automatisk kortlægning af vand styrkes.

2.1.3 Opsamling

De nævnte remote sensing datatyper har alle potentiale til at indgå i en nykortlægning af vandløbene. Terrænmodellen er et nationalt anliggende (Miljøministeriet, 2010), der derfor synes særligt velegnede til landsdækkende automatisk kortlægning, i kraft af at de allerede eksistere på landsplan, og kan forventes opdateret løbende. Endvidere synes analysemulighederne ved multispektrale fotos interessante for en automatisk kortlægning af vandløb.

3 Appendiks C – Forberedelse af data

Dette appendiks omhandler anskaffelsen og klargøringen af de nødvendige data. Som beskrevet i rapporten er der tale om tre datasæt: multispektrale luftfotos, en digital terrænmodel og et eksisterende vandløbstema. Hver datasæt vil blive beskrevet i hvert af delafsnittene, der omhandler henholdsvis anskaffelse og klargøring.

Endvidere vil kapitlet omhandle udvælgelsen af et testområde, der skal benyttes under udviklingen af metoden.

3.1 Testområde

Formålet med rapporten er at udvikle en metode, der kan benyttes for vandløbskortlægningen for hele landet, men i udviklingsfasen er det nødvendigt at udpege et eller flere velegnede testområder for at udvikle og teste metoden. Dette gøres af praktiske årsager, da data for hele landet vil være uhåndterligt, indtil en gennemprøvet metode er udviklet.

For at udvælge et velegnet testområde er det nødvendigt at opstille en række kriterier for, hvad et velegnet testområde bør indeholde.

3.1.1 Kriterier for velegnet testområde(r)

Kriterierne for et velegnet testområde opstilles med udgangspunkt i de i Kapitel 3 i rapporten opstillede interessenters behov samt vandløbs naturlige forskelle.

De udvalgte kriterier er:

- Indeholde flere vandløb
- Diversitet imellem vandløbene og deres omgivelser
 - Menneskeskabte vandløb / Udrettede vandløb
 - Naturlige (slyngende) vandløb
 - Varierende vandløbsbredde
 - Både skov, mark og bebyggelse omkring vandløbene
- Skal være let tilgængeligt fra Aalborg i forbindelse med opmåling af kontroldata.

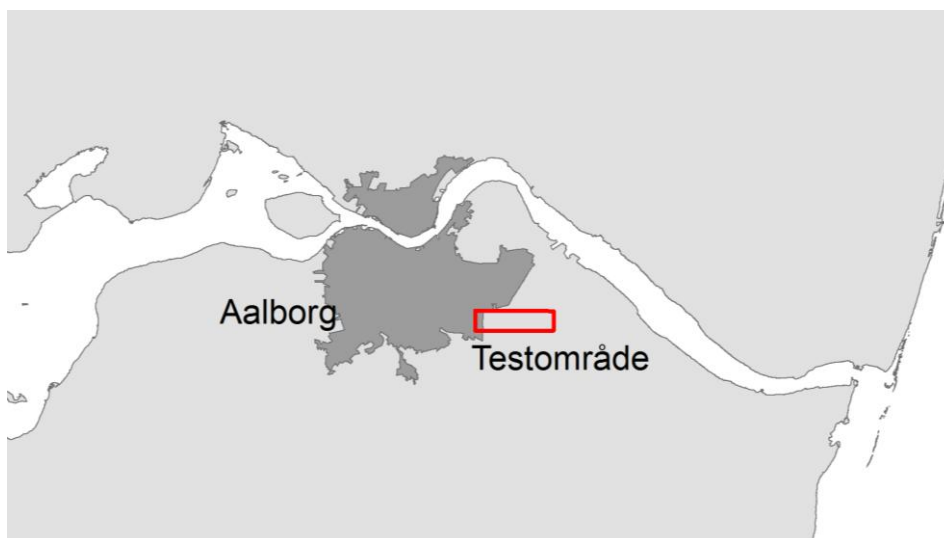
Ét testområde der opfylder mange kriterier vil være at foretrække af hensyn til begrænsning af datamængden.

Kriterierne er valgt således, de vil repræsentere et bredt udvalg af forholdene for åerne i Danmark. Det er især vigtigt, at der findes flere vandløb i testområdet, således der er en god mængde data at arbejde med. Derudover er de omkringliggende områder ligeledes vigtig, da det er vigtig at se, hvorledes processen fungerer i områder som bebyggelse og skov. Det forventes, at skovområder vil være en hæmsko for proceduren, da vandløb bliver skærmet af træerne. Bebyggede områder kan muligvis opføre sig anderledes end landområder.

3.1.2 Udvalgt testområde

Det valgte område ligger øst for Aalborg Øst. Placeringen er vist på Figur 2. Dette område rummer kun en begrænset mængde af skov, men indeholder til gengæld både store og små vandløb. I testområdet

er der en del vandløb i berøring med bebyggede områder, og endnu flere i åbent land. Den resterende del af området er forholdsvist fladt. Omfanget af de forskellige kriterier kan ses ved Figur 3.



Figur 2 - Testområdets placering i nærheden af Aalborg.



Figur 3 - Testområdets topografiske indhold. Blå: Vandløb. Grøn: Skov. Grå: Bygninger. Rød: 2 m højdekurver. Data fra geodatastyrelsen.

En af fordelene ved området ses i Figur 3, hvor det er tydeligt, at området er rigt på vandløb, og et par af disse ligger umiddelbart ved siden af bebyggede arealer. En anden fordel er placeringen tæt på Aalborg, der gør det nemt at indsamle data i marken.

Testområdet mangler naturlige vandløb, der snor sig igennem landskabet, hvilket gør at nogle problematikker omkring buer og sving bliver undladt. Derudover er området særlig fladt, hvor det hjælper ved vurdering om metoden virker, men dette undlader ligeledes nogle problempunkter ved højdeforskelle i det omkring liggende landskab.

Testområdet vil af disse årsager give et knap så varieret billede af vandløbene, som de vil være i resten af landet, men testområdet vælges stadig, da de positive aspekter opvejer ulemperne ved at kunne give et bredt udtryk af terræn- og områdeforhold i Danmark.

3.2 Indsamling af data

Før den egentlige proces kan udarbejdes, er det nødvendigt at anskaffe de nødvendige datasæt. Jf. Kapitel 7 i rapporten er der behov for 3 forskellige datasæt: multispektrale luftfoto af testområdet, en digital terrænmodel og eksisterende vandløbsdata. Dette afsnit omtaler kun indsamlingen af data, hvor det næste afsnit forklarer, hvorledes disse tilpasses til processen.

3.2.1 Digital terrænmodel

Da der er tale om en terrænmodel og ikke en rå punktsky, er der blevet foretaget en væsentlig behandling, der kan påvirke kvaliteten.

Den digitale terrænmodel er ikke direkte tilgængelig, men kan udtrækkes fra en tilgængelig højdemodel. Den digitale højdemodel rekvireres af Geodatastyrelsen og via det frie geodata/grunddataprogrammet er det muligt at downloade data via kortforsyningen for hele Danmark. Det downloadede format er LAS.

Punkttætheden for terrænmodellen er ca. 0,45 punkt pr. m² eller ét punkt pr. 2,2 m² (geodata-info, 2012). Dette kan sammenlignes med et grid på 1,48 m mellem punkterne. Punkterne ligger dog ikke i et regelmæssigt grid, men snarere fordelt over området i forhold til laserens bane og flyveretning. Punktskyens ensartethed er afhængig af overfladens refleksionsevne, scanningsfrekvensen samt flyvehøjden. Flyvehøjden og scanningsfrekvenser er dog tilpasset således, at der opnås størst mulig ensartethed.

Nøjagtigheden af datasættet

Nøjagtigheden er angivet til en spredning på 0,67 m horisontalt og 0,06 m vertikalt. (geodata-info, 2012). Indsamlingsmetoden med laserscanner i et fly har den effekt, at vandløb i yderkanten af overflyvningsområdet har mere aflange laser foot-print og dermed ikke bliver registreret så godt som vandløb, der ligger midt i overflyvningsområdet.

Da terrænmodellen omdannes til en TIN-model vil den ovenstående nøjagtighed dog ikke gælde for TIN-trekanterne, da højden i disse vil være et resultat af en interpolation. Et estimat af nøjagtigheden af TIN-modellen kan udtrækkes af nøjagtighedsspecifikationerne af grid-versionen af terrænmodellen, da denne må være et resultat af en interpolation af den benyttede terrænmodel. I grid-terrænmodellen er nøjagtigheden angivet til en spredning på 1 m horisontalt og 10 cm vertikalt.

3.2.2 Multispektrale fotos

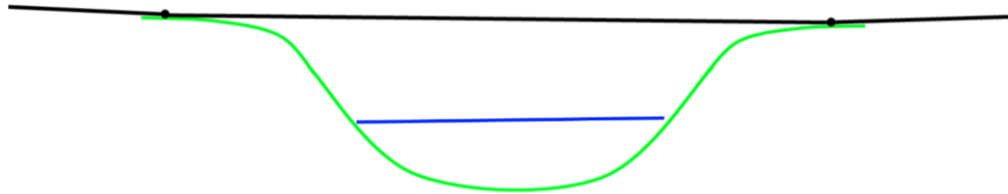
De aktuelle fotos er produceret af Geodatastyrelsen og tilgængelige i tiff-format. Geodatastyrelsen stiller 4 fotos til rådighed, som dækker testområdet i forbindelse med en aftale. Fotoene er udleveret som 1x1km udklip af ortofoto. Hvert foto indeholder 4 bånd: rød, grøn, blå og infrarød. Fotograferingstidspunktet er d. 2. maj 2012 inden løvspring, hvilket hjælper på identifikationen af vandløb, der bør være mere synlige eftersom træerne er uden blade. I det følgende vil nogle enkelte tekniske aspekter for fotoene blive beskrevet.

De mest almindelige bånd er de rød, grøn og blå bånd – også kaldet RGB. Disse har bølgelængderne: 0,42-0,52µm (blå), 0,52-0,60 µm (grøn) og 0,63-0,69 µm(rød)(Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008). Ved hjælp af disse fås et "normalt" udseende foto. Derudover er der det infrarøde bånd (NIR), der ligger i intervallet 0,76-0,90 µm (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008).

Fotoene er af 8-bit, og hvert bånd kan altså indeholde op til 256 farver.

Nøjagtigheden af datasættet

Dette afsnit beskriver to tilfælde af nøjagtigheden af vandløb i ortofotoet. Første tilfælde omhandler situationen, hvor vandløbet er gengivet i terrænmodellen og andet tilfælde omhandler situationen, hvor vandløbet ikke er gengivet i terrænmodellen (se Figur 4).



Figur 4 - Et eksempel på, hvordan et mindre vandløb ikke er gengivet i terrænmodellen, da modellens punkter ligger på hver side af vandløbet.

Vandløb gengivet i terrænmodellen

Et ortofoto genereres på baggrund af luftfotos og en terrænmodel, og spredningen i et ortofoto er derfor afhængig af spredningen i disse to produkter. Under forudsætning af, at der er tale om normalfordelte og uafhængige produkter, kan fejlforplantning anvendes.

Nøjagtigheden for ortofoto'et kan beregnes ved den maksimale punktspredning, jf.(Ortofotoudvalg, 2011):

$$\sigma_{max} = \sqrt{\sigma_{orto_DTM}^2 + \sigma_{orto_ori}^2}$$

σ_{orto_ori} kan estimeres, da punktspredningen på terræn af aerial triangulationen er kendt: σ_E 0,045 m og σ_N 0,044 m (Barstad, 2012). Dertil kommer, at disse punkter typisk er observeret 4 gange i flyfotoene, og kun en gang i ortofoto'et, og dermed kan forventes at være $\sqrt{4}$ gange værre i ortofotoet. σ_{orto_ori} kan altså estimeres ved:

$$\sigma_{orto_ori} = \sqrt{4,5^2 + 4,4^2} \times \sqrt{4} = 12,6cm$$

σ_{orto_DTM} kan bestemmes ved:

$$\sigma_{orto_DTM} = \sqrt{\left(\frac{s}{c} \times \sigma_{DTM}\right)^2}$$

c kamerakonstant 8 cm

(Calibration Report, 2012)

σ_{DTM} spredningen på koterne i terrænmodellen 10 cm

s den maksimale afstand fra hovedpunktet i billedet til kanten

Den maksimale afstand fra hovedpunktet kan beregnes ved Pythagoras, da billedets dimensioner er kendte:

$a \times b$ billedareal (dog ikke korrigeret for overlap) $6,8 \times 10,4 \text{ cm}$

(Calibration Report, 2012)

$$\frac{\sqrt{6,8^2 + 10,4^2}}{2} = 6,2 \text{ cm}$$

Spredningen på koten vil imidlertid kun være gældende på tilnærmelsesvis vandrette flader. På skrånende terræn vil den plane nøjagtighed af terrænmodellen også have en indflydelse. Hvis terrænet antages, at skråne med 45° vil indflydelsen af den horisontale og vertikale spredning være lige store, og σ_{DTM} kan beregnes ved:

$$\sigma_{DTM} = \sqrt{100^2 + 10^2} = 100,5 \text{ cm}$$

Nøjagtigheden af ortofoto'et i vandløbene kan altså estimere til:

$$\sigma_{orto_ori} = \sqrt{\left(\frac{6,2}{8} \times 100,5\right)^2 + 12,6^2} = 78,9 \text{ cm}$$

Det antages at den horisontale nøjagtighed af terrænmodellen er afrundet (100 cm er for pænt et tal) afrundes den estimerede nøjagtighed for ortofoto'et i vandløbene til en spredning på 80 cm.

Vandløbet ikke gengivet i terrænmodellen

Hvis vandløbet imidlertid ikke er gengivet i terrænmodellen er ovenstående estimat ikke gældende.

Situationen, hvor vandløbet ikke er gengivet i terrænmodellen, kan antages at forekomme på smalle vandløb. Det kan antages at disse vandløb ikke er dybere end 1 m.

Det kan altså antages, at der er tale om en maksimal fejl på 1 m i højden: $\delta_{vandløb} = 100 \text{ cm}$

Den maksimale fejl kan skønnes ved de maksimale fejlbidrag, ved at forudsætte at der er tale om normal fordelte fejl:

$$\delta_{maks} = \sqrt{\left(\frac{S}{C} \times \delta_{vandløb}\right)^2 + \delta_{orto_DTM_maks}^2 + \delta_{orto_ori_maks}^2}$$

$$\delta_{maks} = \sqrt{\left(\frac{6,2}{8} \times 100\right)^2 + 30^2 + 37,8^2}$$

$$\delta_{maks} = 91,3 \text{ cm}$$

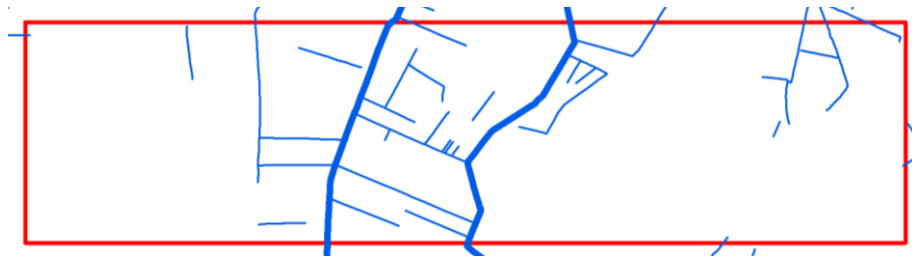
Da der er tale om en maksimal afvigelse er spredningen altså kun ca. 30 cm.

Opsamling

Der er altså to mulige spredninger, afhængigt af, om et vandløb er gengivet i terrænmodellen eller ej. Da det ikke er til at vide hvilke vandløb der er gengivet i terrænmodellen, vælges det, at der fremefter kun arbejdes med den største spredning: 80 cm.

3.2.3 Eksisterende vandløb

Vandløbstemaet stilles til rådighed som vektordata via grunddataprogrammet og downloades fra kortforsyning i shapefil format som en del af FOT-datasættet.



Figur 5 - Mindre og større vandløb i testområdet. Blå: vandløb. Rød firkant: testområdets omfang.

Nøjagtigheden af datasættet

Vandløbene har en pilhøjde på op til 2 meter. Vandløbene er ikke kortlagt, hvis disse er under 2,5 m brede eller 50 m lange. Vandløbene har en tematisk nøjagtighed på 97-99 %. (FOT specifikation, 4.1)

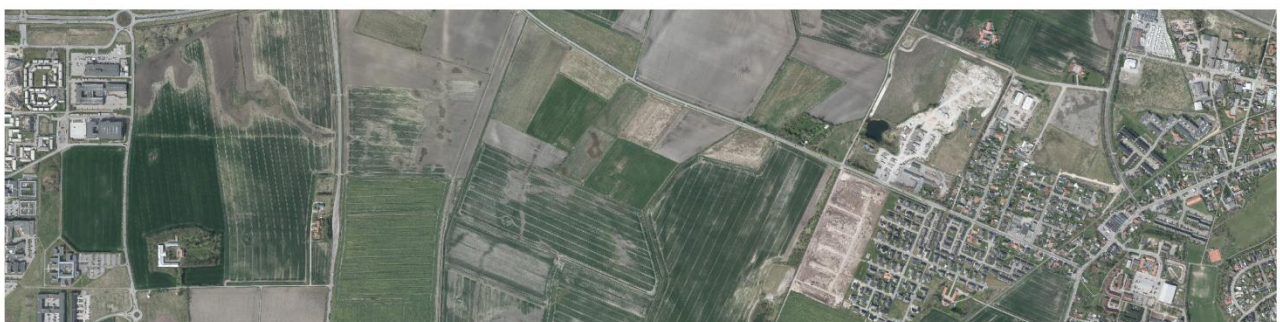
3.3 Klargøring af data

Inden de indhentede data kan tages i brug, er det nødvendigt at sikre sig, at de er tilpasset således, at de kan benyttes til de ønskede processer opstillet i den tekniske metode.

Ved hvert datasæt sikres det, at der bliver foretaget en konvertering, hvis ikke sættet er i det rette format. Yderligere er det nødvendigt, at dataet er klippet til i forhold til testområdet, for at undgå for store datamængder og dermed undgå kraftige udregninger, der tager meget computerkraft og tid.

3.3.1 Klargøring af fotos

Fotoene behøver ingen behandling før de kan benyttes. Dog skal de alligevel samles til et fælles foto, således de kan benyttes samlet. Dette foregår ved at lave en mosaik, hvor de enkelte fotos sættes sammen til et samlet.



Figur 6 - Det samlede multispektrale foto.

3.3.2 Klargøring af digital terrænmodel

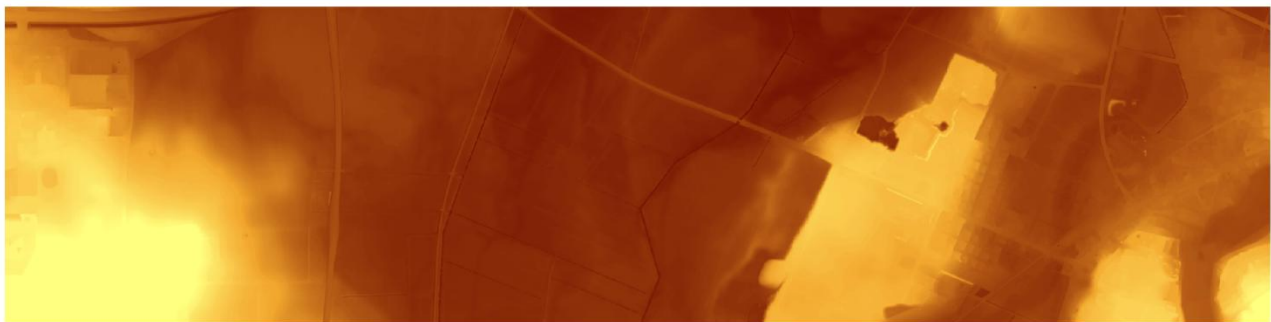
Til hvert punkt er der tilknyttet information om punktet er på terrænet eller på en overflade. Ved at udtrække terræn punkterne opnås en digital terrænmodel. Resultatet er illustreret ved Figur 7.



Figur 7 - Den digitale terrænmodel i testområdet. Blå: lavt liggende områder → Grå: højt liggende områder.

Jf. Kapitel 7 i rapporten er det nødvendigt at have udtrykt DTM'en som en rasterfil. Terrænmodellen laves til raster, og hvert pixel i den nye rasterfil skal have tildelt en højdeværdi visualiseret ved hjælp af en værdi. Dette gøres i ArcMap, hvor terrænmodellen først genereres som en TIN-model. Denne TIN-terrænmodel kan omdannes til en raster-terrænmodel. Til trods for en punkttæthed på ca. 0,45 punkt pr. m², genereres raster-terrænmodellen i samme opløsning som de multispektrale fotos med 10 cm pixels. Dette er nødvendigt, da disse rasterfiler ønskes kombineret, og ArcMap ikke kan arbejde med rasterfiler, hvor de forskellige bånd har forskellige pixelstørrelse.

Rasterversionen af DTM'en er illustreret ved Figur 8.



Figur 8 - Den digitale terrænmodel i rasterformat visualiseret i brun skala.

3.3.3 Eksisterende vandløbsdata

Vandløbstemaet begrænses til testområdet for at reducere datamængden. Endvidere opdeles polylinjer til almindelige linjer, da enkelte linjestykker med start- og slutpunkt benyttes i fase 4.

4 Appendiks D1 – Kombination af data

I dette appendiks beskrives det, hvorledes forskellige data kombineres for at øge analysemulighederne i fotoene, som beskrevet i rapporten i Kapitel 10.

Følgende tre operationer beskrives:

- Beregne båndkombinationer der fremhæver vand
- Beregning af den relative højdemodel
- Samle bånd i ét foto

4.1 Beregne båndkombinationer der fremhæver vand

Det er muligt at bearbejde de 4 oprindelige bånd i det multispektrale foto, således disse fremhæver bestemte egenskaber, heriblandt vand. Disse beregningsmetoder benytter værdierne i enkelte bånd og genererer nye værdier for pixlerne. Ud fra disse værdier genereres nye rasterfiler, der kan bruges til at fremhæve egenskaber af vandløbene i en automatisk procedure. NDVI og band ratio er identificeret som to velegnede metoder til at fremhæve vand.

Beregningen af band ratio og NDVI foretages i ArcMap med funktionen raster calculator.

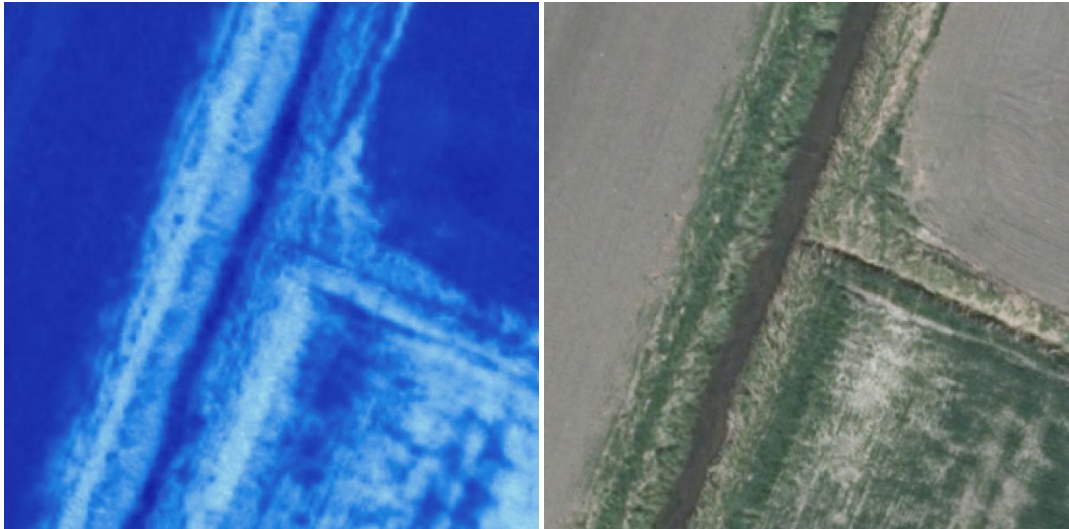
NDVI

Normalised Difference Vegetation Index (NDVI) udregning på to bånd (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008):

$$NDVI = \frac{NIR - Rød}{NIR + Rød}$$

Beregningen foretages i ArcMap ved funktionen "raster calculator". Resultatet konverteres til 8bit.

Et udsnit af testområdet er visualiseret i Figur 9 med NDVI i blå ved siden af et RGB-foto af samme område til sammenligning.



Figur 9 - NDVI-bånd visualiseret i blå skala ved siden af RGB-foto. Vandløbet fremstår med mørke farver, som lave værdier.

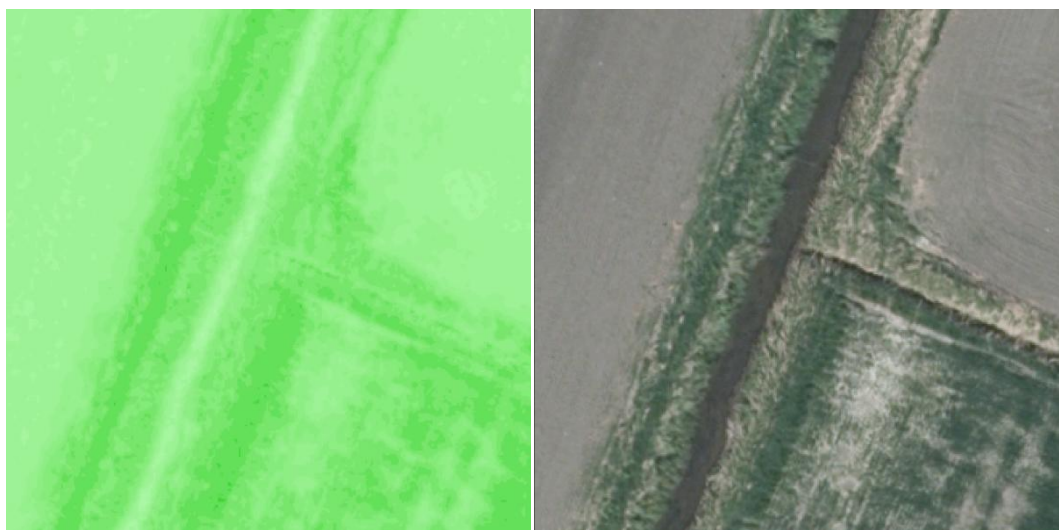
Band ratio

For at fremhæve vand ved band ratio skal det bånd, der reflektere vand deles med det bånd, der absorberer vandet – altså (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008):

$$\text{Bandratio} = \frac{\text{Blå}}{\text{Infrarød}}$$

Beregningen foretages i ArcMap ved funktionen "raster calculator". Resultatet konverteres til 8bit.

Ved dette forhold får vandet et højt indeks. Ved Figur 10 er resultatet af band ratio beregningen illustreret med en grøn skala, hvor den lyse farve er som høj værdi og den mørke farve som lav værdi.



Figur 10 - Band ratio-bånd visualiseret i grøn skala ved siden af RGB-foto. Vandløbet fremstår med lyse farver, som høje værdier.

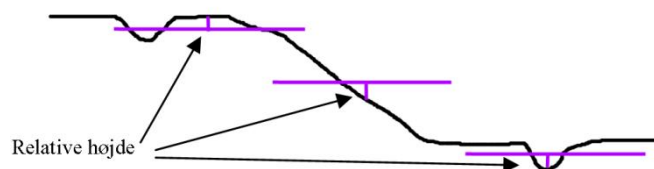
4.2 Beregning af den relative højde

For at beregne den relative højdeforskel imellem et givent punkt og dets opgivelser udregnes for hvert pixel den gennemsnitlige kote for et område med centrum i det aktuelle pixel, hvorpå den relative afstand imellem gennemsnitskoten og koten i det enkelt pixel findes.

$$\text{Relativ højde} = \text{Gennemsnitskote} - \text{Absolut kote}$$

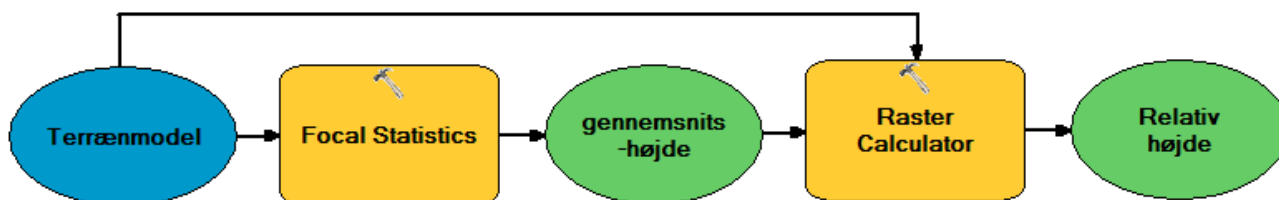
På denne måde anvendes højden kun som et forhold til det nært omkringliggende område, og er derfor uafhængig af om punktet eksempelvis ligger 5 eller 25 m over havets overflade. Metoden forudsætter dog, at området omkring er forholdsvis plant, hvilket er tilfældet i testområdet.

I denne proces skal en metoderelevant parameter besluttes, nemlig størrelsen af det område for hvilket den gennemsnitlige højde skal bestemmes. Et kvadrat på 20m x 20m vælges af hensyn til, at der helst ikke må ske for store højdeændringer i området, der vil kunne forskyde gennemsnitskoten. Samtidig skal området kunne dække de bredeste åer i testområdet. Til de bredeste vandløb i Danmark, kan det overvejes om det omkringliggende område skal gøres større.



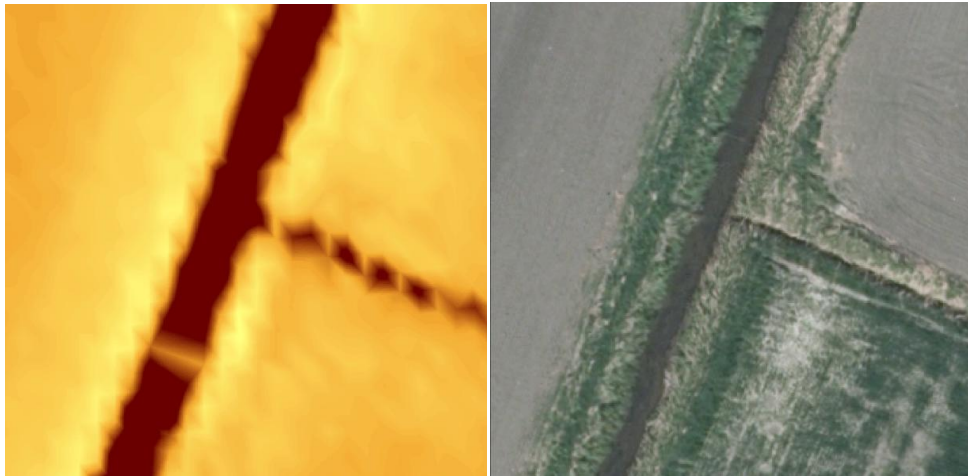
Figur 11 - Illustration af den relative højde i forhold til den gennemsnitlige kote plan. Lilla: gennemsnitlige kote plan. Sort: terræn.

ArcMap rummer funktioner til beregning af den gennemsnitlige værdi for området omkring en given pixel – en såkaldt Focal Statistic funktion, der benytter den producerede DTM rasterfil. Herpå genereres en ny rasterfil med disse gennemsnitsværdier for hvert pixel. For at udregne den relative højdeforskel trækkes den oprindelige DTM rasterfil fra den nygenererede gennemsnitsværdi-rasterfi, således at pixels med en lavere højdeværdi end deres omkringliggende terræn får en negativ værdi og fremstår som fordybninger. Processen er illustreret ved Figur 12. Resultatet konverteres til 8bit.



Figur 12 - ArcMap-model af beregning af relative højder.

Resultatet er illustreret ved Figur 13, hvor en del af den relative højdemodel er visualiseret ved siden af det tilsvarende område i RGB-farver.

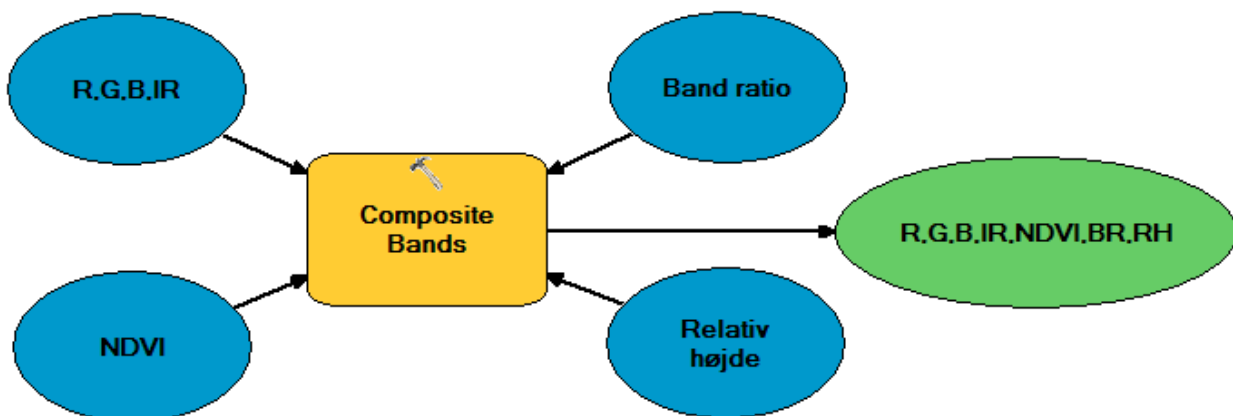


Figur 13 - Den relative højdemodel ved siden af RGD-foto. Vandløbet fremstår med mørke farver, som lave værdier.

Metoden har den ulempe, at den også markerer store udsving i højden, eksempelvis ved veje beliggende på diger, som det ses i Figur 13.

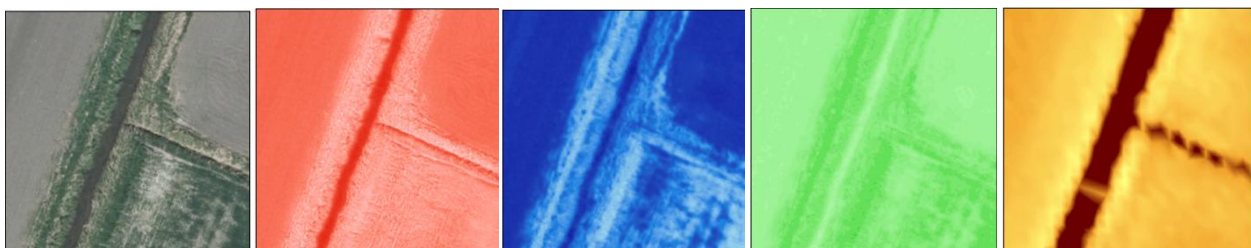
4.3 Samle bånd i ét foto

De forskellige bånd samles i ArcMap, som illustreret ved Figur 14.



Figur 14 - ArcMap-model af datakombinationsprocessen.

Figur 15 illustrerer det endelige kombinerede multispektrale foto med syv bånd, illustreret ved RGB i ét, infrarød som rød skala, NDVI som blå skala, band ratio som grøn skala og den relative højde som brun skala.



Figur 15 - Det kombinerede multispektrale fotos bånd. Fra venstre mod højre: R,G,B ; IR ; NDVI ; Band ratio ; Relativ højde.

5 Appendiks D2 – Definere søgeområde

Jf. afsnit 10.2 i rapporten skal der først bestemmes et område for hvilket der skal søges efter vandløb. I dette appendiks beskrives, hvorledes dette område er bestemt, og hvordan det teknisk tilskræres i ArcMap.

5.1 Bredden af området

Området kan betragtes som en bufferzone omkring vandløbsmidten fra FOT datasættet.

For at kunne afgøre bredden af bufferzonen er der en række forhold at tage hensyn til:

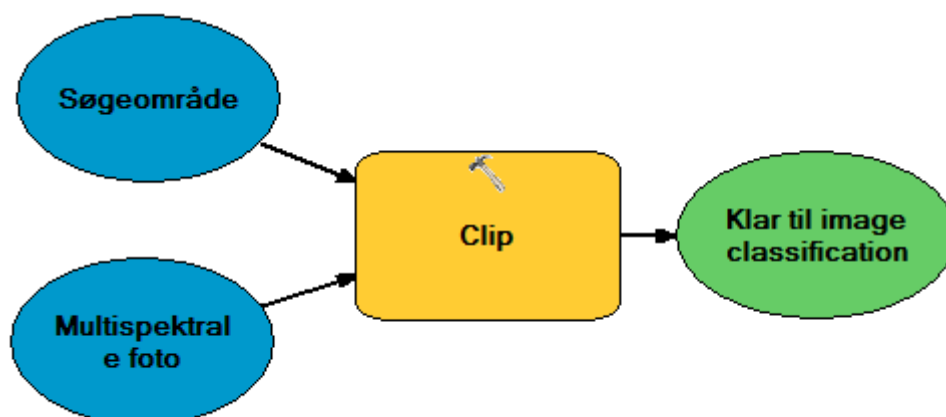
- Vandløbsbredden
- Geometrisk nøjagtighed af vandløbsmidten
- Broer og overkørsler

Vandløbsbredden er nødvendig at tage i betragtning, da hele vandløbet som minimum skal omfattes af bufferzonen. Den geometriske nøjagtighed af vandløbsmidten er ligeledes væsentlig, da en forskydning/fejl af denne kan bevirke, at dele af vandløbet ikke medtages. Slutteligt er broer og overkørsler relevante, da disse vil afskære nogle vandløb og bufferen skal dermed kunne række forbi disse. Ukortlagte vandløb under 50 m skal yderligere optræde indenfor denne bufferzone for at blive identificeret.

Afstanden fra en kortlagt vandløbsmidte fastsættes til 30 m, da det vurderes at være tilstrækkeligt, taget de forskellige forhold i testområdet i betragtning. Parameteren vil til enhver tid kunne ændres, hvis forholdene kræver det.

5.2 Begrænsning af fotoene

Begrænsningen af fotoene til bufferzonen foregår i praksis ved, at fotoene beskæres, således at kun de dele, der er overlappet af søgeområdet, indgår i den fil, der klassificeres. Bufferzonerne beregnes i ArcMap på følgende måde:



Figur 16 - ArcMap-model af beskæring af det multispektrale foto ved hjælp af søgeområdet.

6 Appendiks D3 – Træningsområder

Dette appendiks beskriver, hvorledes de valgte træningsområder til image classification er fundet. Valget er foretaget ud fra tests, hvor resultatet af en klassifikation, er evalueret på baggrund af træningsområderne.

Kapitlet er opbygges således, at valget af klasser først beskrives. Dernæst beskrives det, hvorledes træningsområder skal udvælges, og hvad disse skal indeholde. Efterfølgende opstilles et succeskriterium for testen af træningsområderne og slutteligt beskrives de forskellige resultater for de forskellige træningsområder og disse vurderes i forhold til det opstillede succeskriterium.

6.1 Valg af klasser

Valget af antallet og indholdet af klasser er afhængigt af, hvad formålet med klassifikationen er. Til udviklingen af en metode for automatisk kortlægning af vandløb ønskes der særligt klasser, der adskiller vandløb og land. Grundlæggende kan klasserne altså deles op i to kategorier: vand og land. Det er dog urealistisk at lave en så grov klasseinddeling og de to kategorier opdeles derfor i flere klasser i det følgende.

6.1.1 Vandklasser

I testområdet har vandløbene forskelligt udseende, hvilket også er forventelig for hele Danmark. Der er derfor defineret 2 forskellige klasser, der hver især beskriver forskellige vandløbs karakteristikker. Disse er navngivet større vandløb og mindre vandløb. Inddelingen stemmer godt over ens med definitionen og opdelingen imellem vandløb bredere og smallere end 1 m, men klassifikationen tager ikke hensyn til bredden af en klynge pixels.

Større vandløb

De større vandløb karakteriseres ved:

- Tydeligt vandspejl i RGB-båndene.
- Absorbere tydeligt det infrarøde lys og er derfor tydeligt i NIR-båndet
- Fremgår tydeligt i den relative højdemodel

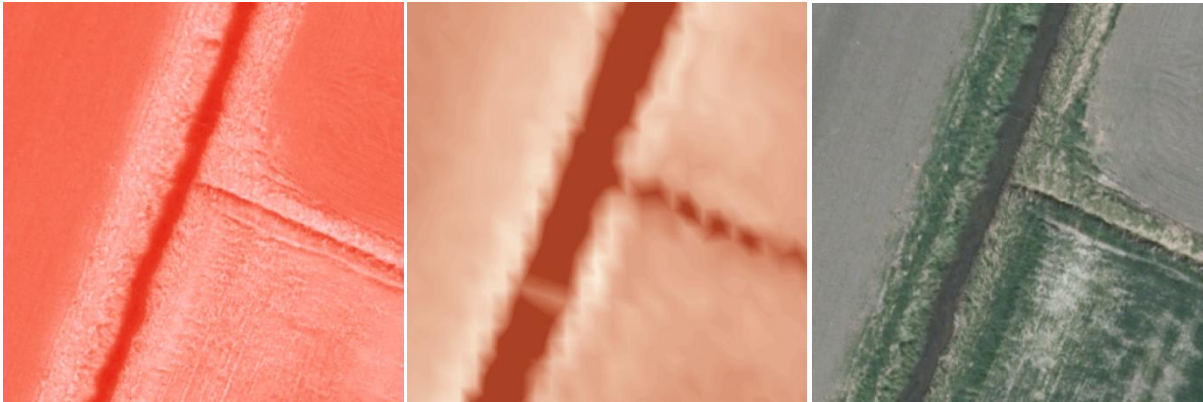
Mindre vandløb

De mindre vandløb er karakteriseret ved:

- Svær bevoksning omkring eller over selve vandløbet, således det er besværlig at identificere i RGB-fotoet.
- Fremgår mindre tydeligt i NIR-båndet, da bevoksningen reflekterer det infrarøde lys.
- Fremgår kun pletvist i den relative højdemodel
- Til tider så smalle, at de er vanskelige at observere i fotoet

Det kan altså forventes at de smalle vandløb vil være sværere at kortlægge med et godt resultat.

De to vandløbsklasser er visualiseret i Figur 17, hvor deres forskellige egenskaber ligeledes fremgår.



Figur 17 - Eksempel på stort og lille vandløb i NIR-båndet (til venstre) og relativ højde-båndet (i midten), ved siden af RGB-fotoet.

Hvis proceduren skal benyttes landsdækkende er det muligvis nødvendigt at oprette flere klasser.

6.1.2 Landklasser

Landklasserne skal være dækkende for landområderne for at undgå, at fejlklassificere landområder som vandløb. Indbyrdes betyder det ikke noget, hvis landklasserne er overlappende, da disse ikke er af interesse. De må dog ikke være overlappende med vandløbsklasserne, da dette vil forstyrre resultatet af klassifikationen.

Landjorden opdeles i 3 klasser: Grøn mark, jord mark og bebyggelse, da dette vurderes at være tilstrækkelig ved en inspektion af testområdet. Foruden den visualiserede forskel på de to markklasser i Figur 18, er der også en markant forskel på de to klasser i NIR-båndet.



Figur 18 - Eksempel på landklasserne: grøn mark (til venstre), jord mark (i midten) og bebyggelse (til højre).

Ved en kortlægning af hele Danmarks vandløb kan klassifikationen sandsynligvis optimeres ved at lave flere landklasseinddelinger.

Til opsummering vil træningsområderne altså blive delt op i 5 klasser:

1. Større vandløb
2. Mindre vandløb
3. Grøn mark
4. Jord mark
5. Bebyggelse

6.2 Træningsområder

Træningsområderne udvælges i fotoene, således de repræsenterer de enkelte klasser bedst muligt. Træningsområderne er udvalgt efter en visuel vurdering efter analytikerens overbevisning. Under processen med at udvælge træningsområderne er fotoene visualiseret med en såkaldt "falsk" båndkombination, da denne kombination fremhæver vandløbene. Den "falske" båndkombination frembringes ved at visualisere det infrarøde bånd som rød, det grønne bånd som blå og blå bånd som rød. Se Figur 19 for eksempel.



Figur 19 - Eksempel på visualisering med "falsk" båndkombination.

Træningsområderne udpeges på de ubeskårne billeder for at sikre at signaturfilen, som indeholder de forskellige klassers kendetegn på baggrund af træningsområderne, har et større input. Dette har sandsynligvis ikke den store betydning for klassifikationen af testområdet, men skal metoden benyttes på hele landet vil det antageligvis være en fordel.

Ved udvælgelsen af træningsområderne er minimumskravet til antal pixels pr. klasse: $x+1$ i hver klasse, hvor x er antal af bånd. Det anbefales dog at benytte flere end 10-100 gange x . (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008)

Da der er 7 bånd til rådighed, bør hver klasse tildeles træningsområder med minimum 70 pixels.

6.3 Succeskriterium

Da udvælgelsen af træningsområderne ikke bliver foretaget efter en bestemt proces eller udregning/algorithm, men efter analytikerens vurdering, er der behov for et succeskriterium.

Formålet med succeskriteriet er altså at stoppe processen med at prøve nye træningsområder, da der findes uendeligt mange kombinationer af træningsområder, og det ikke er til at sige, hvilken der er den optimale.

Succeskriteriet kan vurderes ud fra to betragtninger:

- Histogramanalyse
- Visuel vurdering

6.3.1 Histogramanalyse

Ved at se på histogrammerne for de forskellige klasser kan en initierende fejlfinding indledes. Hvis nogle histogrammer har store overlap eller er meget tvetydige, kan dette betyde, at disse klasser risikere at blive rodet sammen, med andre klasser.

Ved histogramanalysen må der altså helst ikke forekomme overlap imellem vandløbs- og land klasserne.

6.3.2 Visuel vurdering

Ved en visuel vurdering vil det være muligt at afgøre om de fejl, der antageligvis vil forekomme, vil være mulige at minimere eller arbejde sig uden om.

Grundet datagrundlaget kan det ikke forventes, at der kan opnås et resultat, hvor vandløbene er klassificeret uden fejl. Der må derfor accepteres situationer, som forstyrrer det ønskede resultat ved kortlægning af vandløbene.

Det vigtigste kriterium ved den visuelle vurdering er, om vandløbenes forløb er tydeligt i klassifikationen, da fejlklassifikationer antageligvis kunne frasorteres ved en filtrering. Antallet af falske positive, bør dog minimeres, så længe forløbet er synligt.

6.4 Test af træningsområder

Ved udvælgelsen af træningsområder foretages der en række test ved en manuel proces, der omfatter udpegning, evaluering og redefinering af træningsområder. Testene gennemgår en længere vurdering af forskellige problemstillinger. Størstedelen af testen gik ud på, hvorvidt mængden af træningsområder har en indflydelse på resultatet, hvor klassifikationen forsøges med mange og få træningsområder, samt med en samling af histogrammerne af de enkelte klasser. Derudover testes indflydelsen af henholdsvis en eller to vandklasser, for at se hvorledes disse skal deles op. Yderligere foretages der test, om hvorvidt vej skulle være en del af byklassen eller ej, da denne har nogle lignende egenskaber med vandløb i enkelte af de 7 bånd. Da testene er små løbende ændringer af træningsområderne, er disse ikke beskrevet yderligere, men konklusionerne er dog beskrevet i det følgende, sammen med sidste skridt i udvælgelsen af træningsområderne.

Ved testen af træningsområderne bekræftes det, at det valgte antal klasser for vandløb er tilstrækkeligt. Der fremkommer dog en række systematisk problemer. Disse kan kategoriseres som falske positive og negative. Problemerne er uddybet i det følgende:

Falske positiver:

- Generelt rigtig mange falske positiver for de mindste vandløb
- Sprøjtespor klassificeres som vandløb
- Vandpytter klassificeres som vandløb
- Skygger klassificeres som vandløb
- Træer klassificeres som vandløb

Falske negativer:

- Vandløb dækket af bevoksning klassificeres ikke som vandløb
- Vandløb der ikke er synlige i den relative højdemodel klassificeres ikke som vandløb

De falske negativer skyldes primært at vandløbene ikke fremkommer i datagrundlaget, og effekten af at udpege nye træningsområder vurderes derfor som værende ringe, i forhold til at mindske dette problem. De falske positiver skyldes imidlertid muligvis klasseinddelingen eller træningsområderne.

Der defineres derfor en klasse for hver af de fire falske positiv typer (Sprøjtespor, Vandpytter, Skygger, Træer), for at teste om dette har en positiv effekt på mængde af falske positiver. De mere generelle falske positiver kan søges afhjulpel ved en mere grundig udpegning af testområderne for de mindste vandløb. Med grundig menes der her, at testområderne kun vil blive udpeget steder, hvor de mindre vandløb er synlige i alle bånd. Dette vil antageligvis kunne mindske antallet af falske positiver, men samtidig må det forventes at gå ud over beskrivelsen af vandløbets forløb (fuldstændigheden). De udvalgte træningsområder er visualiseret på Figur 20.



Figur 20 – Placering af træningsområderne (farveforklaring ses i rapport afsnit 10.3.1).

6.4.1 Histogramanalyse

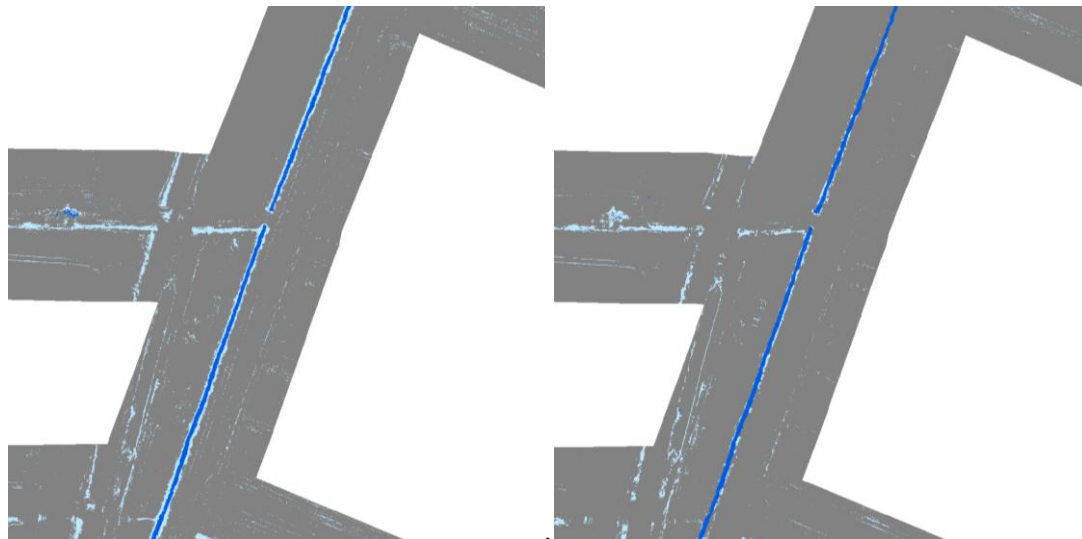
Ved en inspektion af histogrammerne for klasserne fremgår det (se Appendiks D4), at det kan forventes at klasse 2 – mindre vandløb, klasse 5 – bebyggelse og klasse 8 – sprøjtespor vil give flest problemer, da disse klasser er mere tvetydigt defineret, end de andre klasser. Endvidere er klasse 9 – træer overlappende med klasse 1 og 2 i bånd 7 (den relative højdemodel) i en grad som ingen af de andre klasser. Klasse 9 har til gengæld et markant anderledes udtryk i bånd 4 (infrarød), hvorfor dette muligvis kan afhjælpe overlappet i bånd 7.

Træningsområderne forfines ikke yderligere, da de mindre vandløb må forventes at have et tvetydigt histogram, da disse netop er dårligere defineret. Det forventes, at nye træningsområder ikke vil kunne forbedre dette. De andre klasser er mindre interessante.

En klassifikation udføres derfor, for at kunne vurderes resultatet visuelt.

6.4.2 Visuel vurdering

Ved at betragte det klassificerede resultat kan det ses, at vandløbenes forløb er ganske godt beskrevet, men at der stadig findes en stor opgave i at filtrere vandløbsklasserne, da der findes mange fejlklassificerede pixels.



Figur 21 - Eksempel på klassifikationen med henholdsvis 5 klasser (venstre) og 9 klasser (højre).

Hvis man sammenligner venstre og højre side af Figur 21 er det tydeligt, at antallet af falske positive er blevet reduceret ved at indføre de fire nye klasser. Vandløbenes forløb er stadig tydelig i resultatet, dog ikke så udtalt som i den foregående test, som forventet. På Figur 21 ses det endvidere, at ændringen har haft den effekt, at klassen "mindre vandløb" nu ikke indeholder nær så meget af det skrånende terræn mod vandspejlet (se langs det "større vandløb").

I Figur 21 er det mindre vandløb i venstre side, hvis forløb er parallelt med det tydelige større vandløb, næsten forsvundet. I det multispektrale foto er vandløbet ikke veldefineret. Forløbet kan stadig anes, og det vurderes derfor at være acceptabelt.

6.5 Valg af testområder

Den visuelle vurdering viser, at der er potentiale for at udpege bedre træningsområder for klassifikationen, muligvis på bekostning af fuldstændigheden.

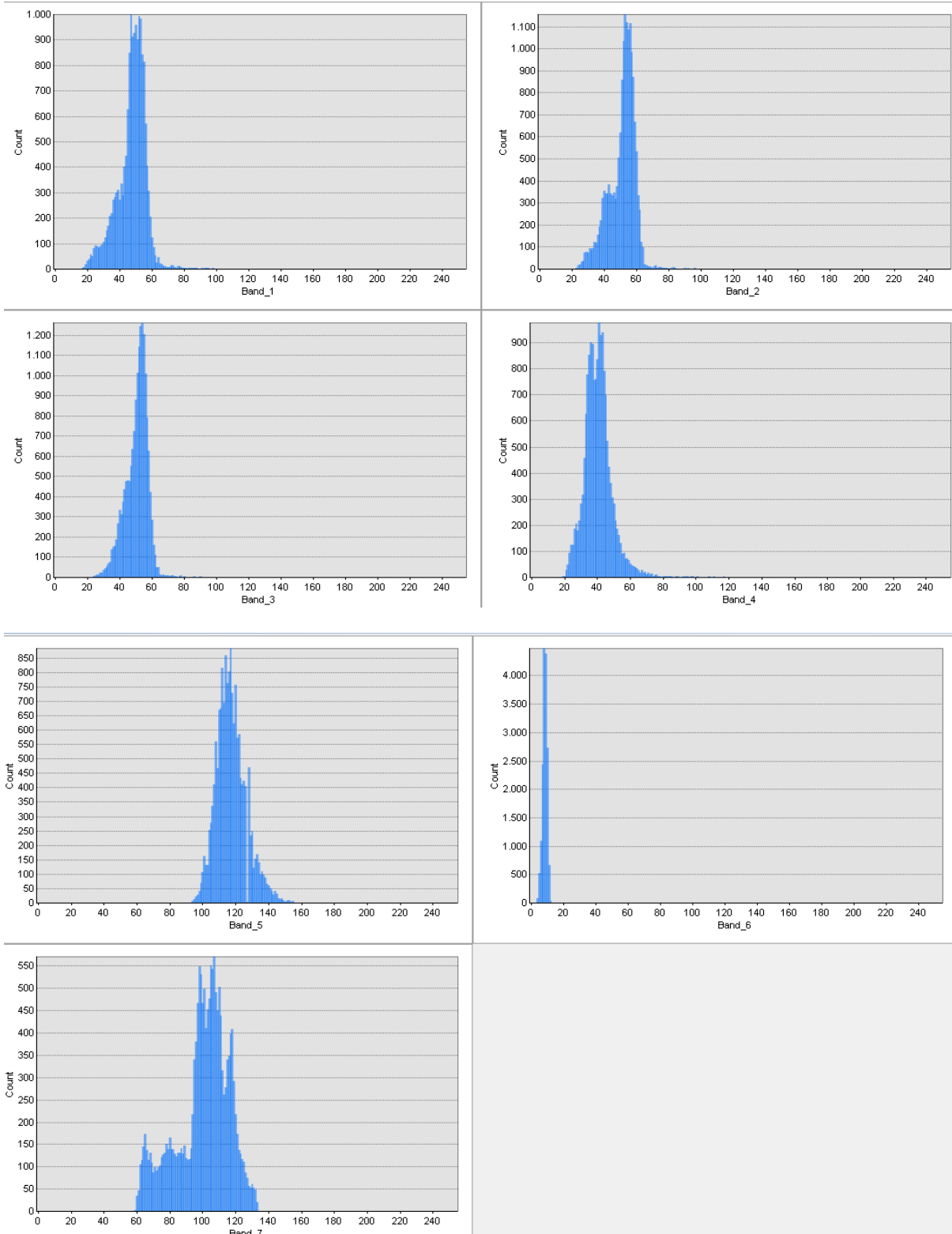
Som beskrevet i afsnit 6.3 er det dog altid muligt at forbedre træningsområderne, hvorfor processen må stoppes på et tidspunkt.

Da testen viser, at vandløbenes forløb er velbeskrevet, og de falske positive er af en sådan art, at de vurderes at kunne frasorteres ved en filtrering, vurderes det, at de pågældende træningsområder lever op til kriterierne for et succesfuldt valg af klasser og udpegning af træningsområder. De falske positive vurderes at kunne frasorteres ved en filtrering, da mange af disse er isolerede pixels eller små grupper, hvilket der findes flere mulige metoder til at bortfiltrere, se appendiks 10.1.

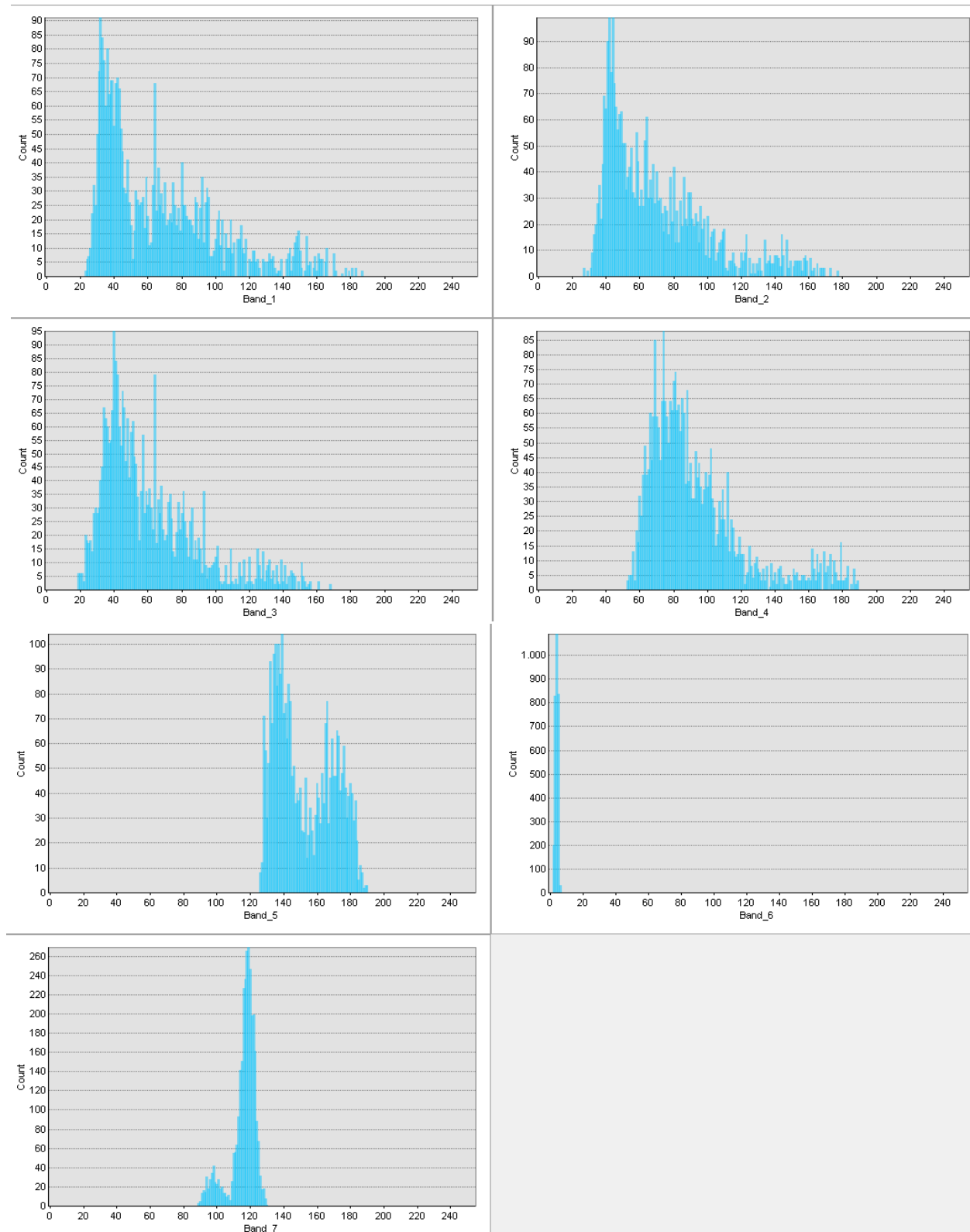
Polygoner for træningsområder samt signaturfil er tilgængelig i Appendiks J - DVD.

7 Appendiks D4 – Histogrammer for signaturfil

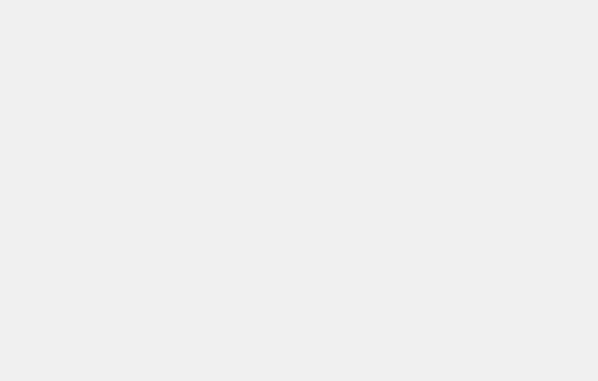
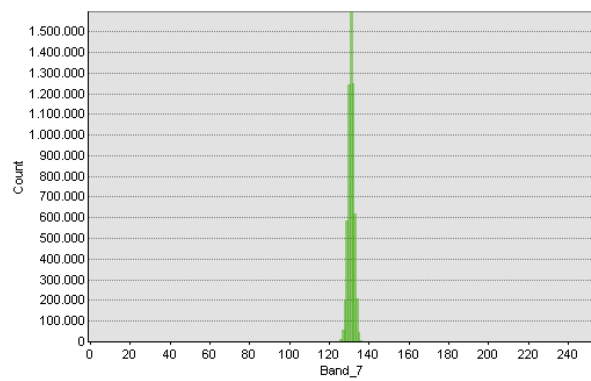
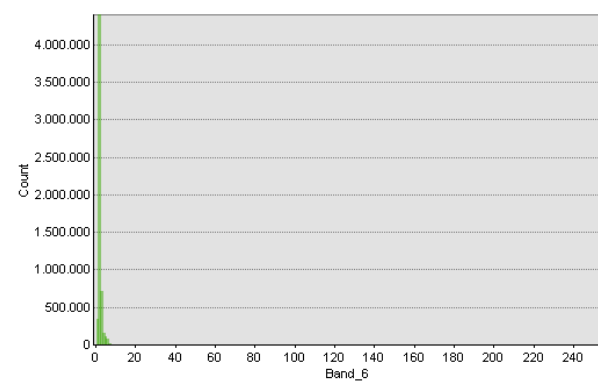
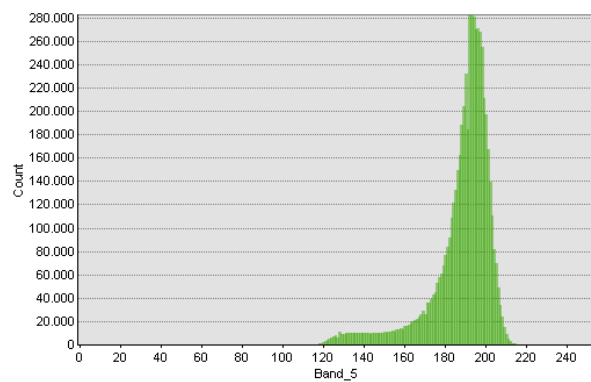
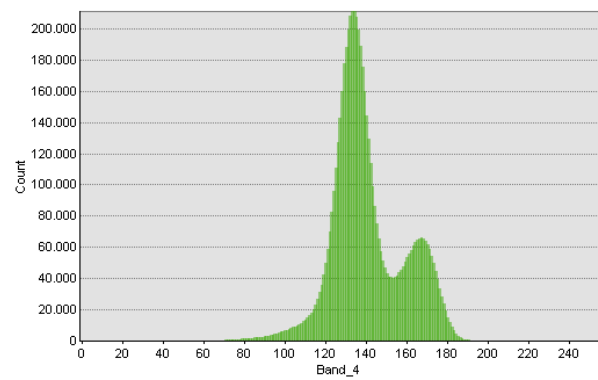
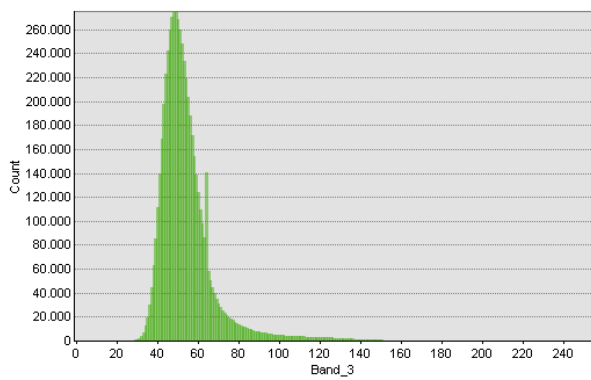
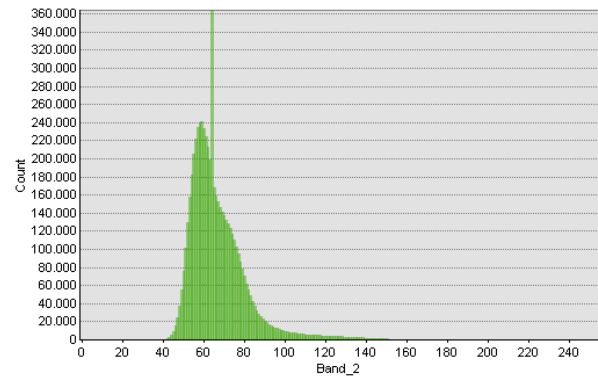
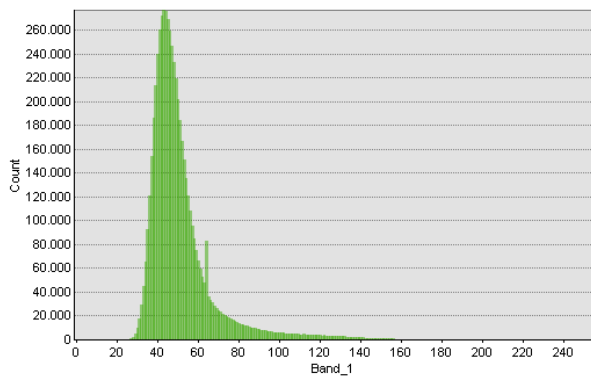
Histogram for klasse 1 – større vandløb



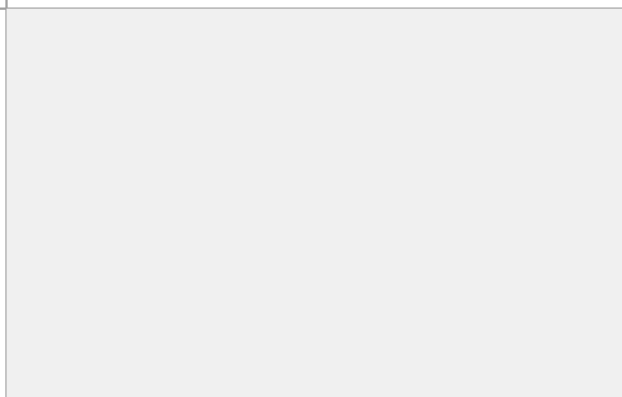
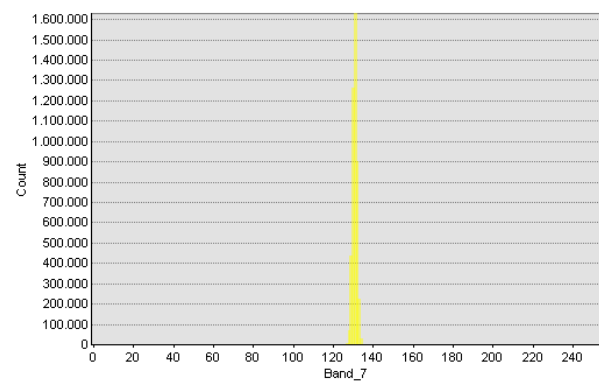
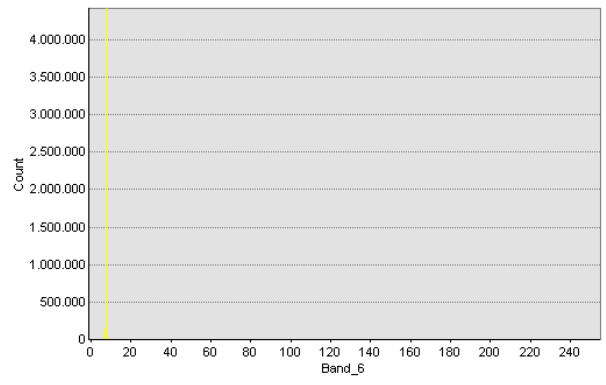
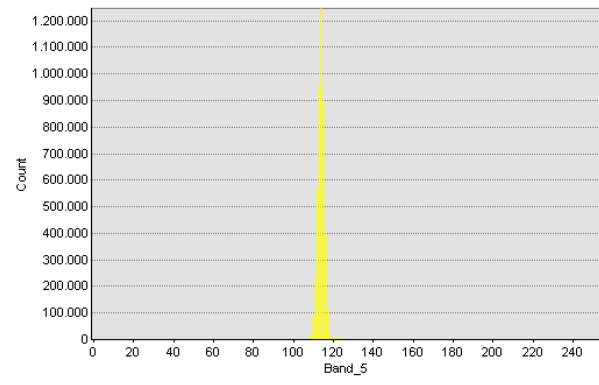
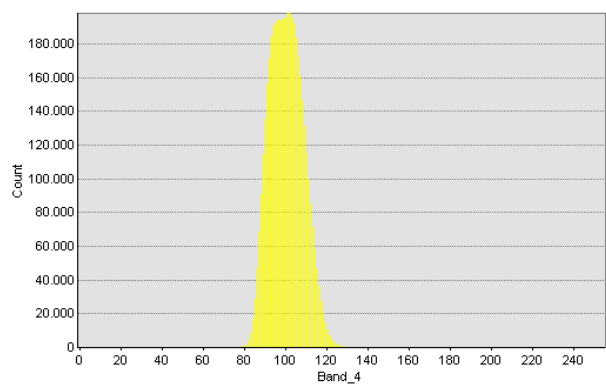
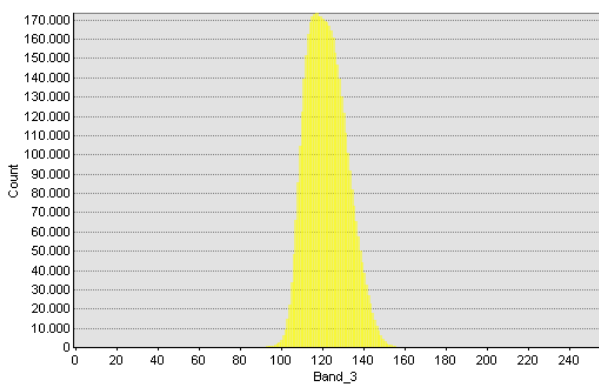
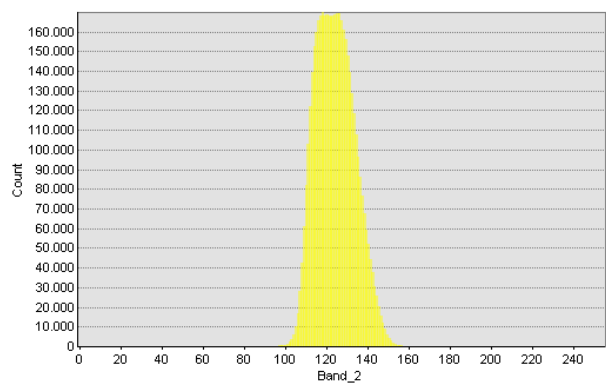
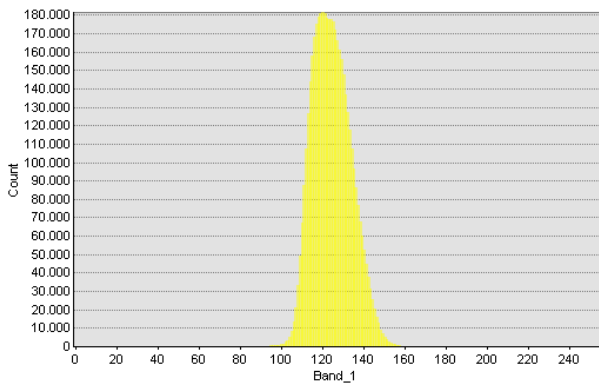
Histogram for klasse 2 - mindre vandløb



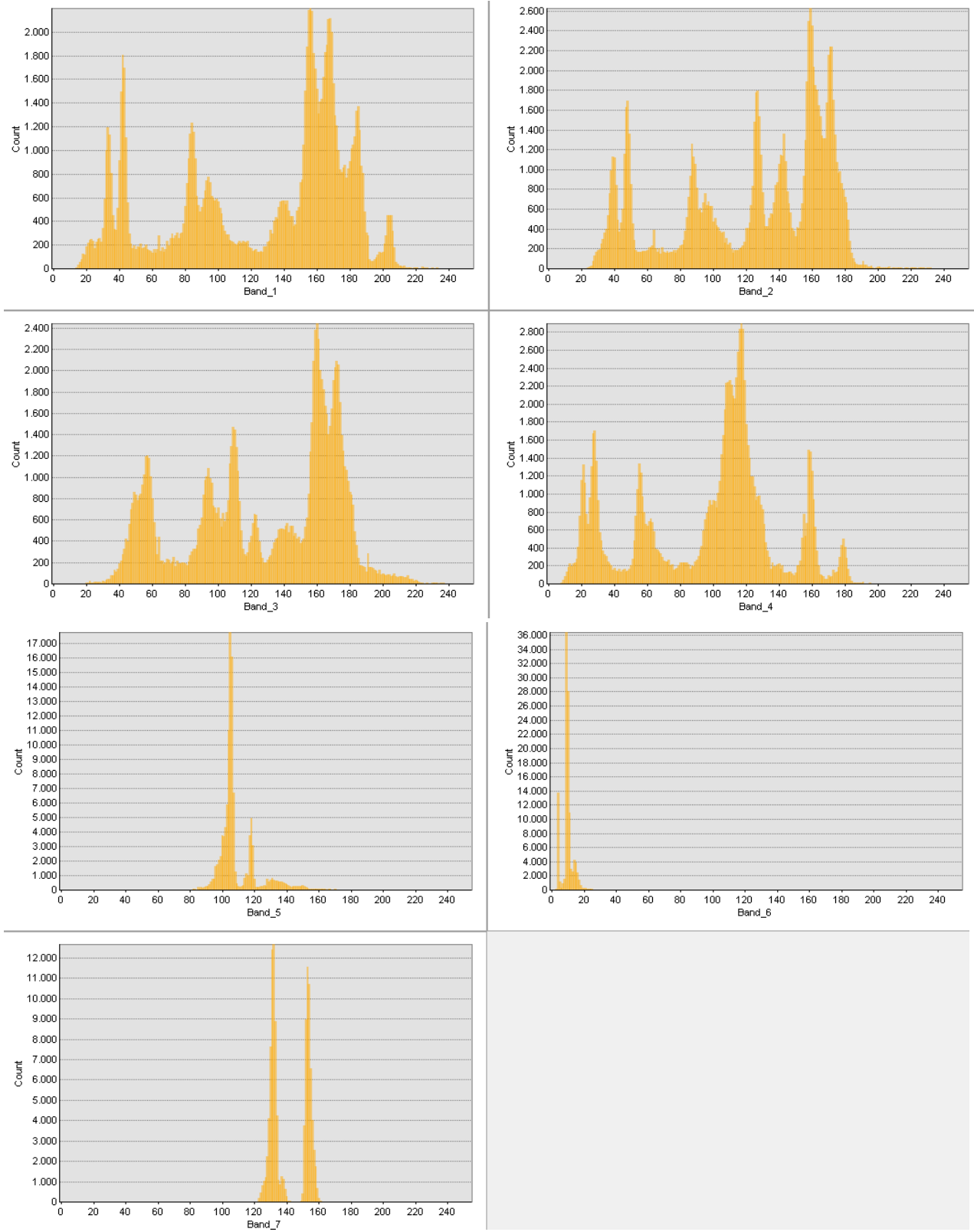
Histogram for klasse 3 - grøn mark



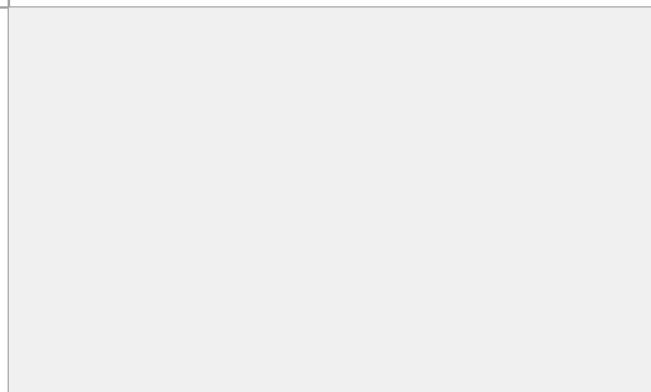
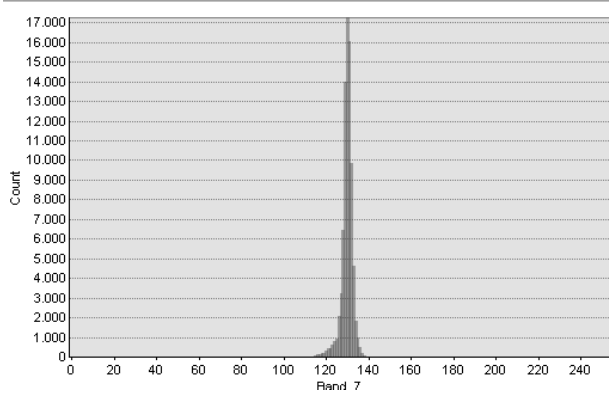
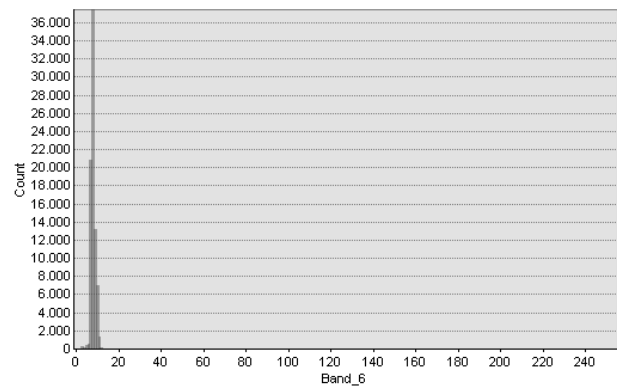
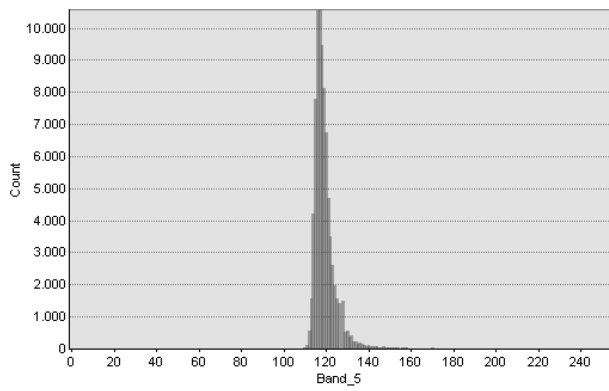
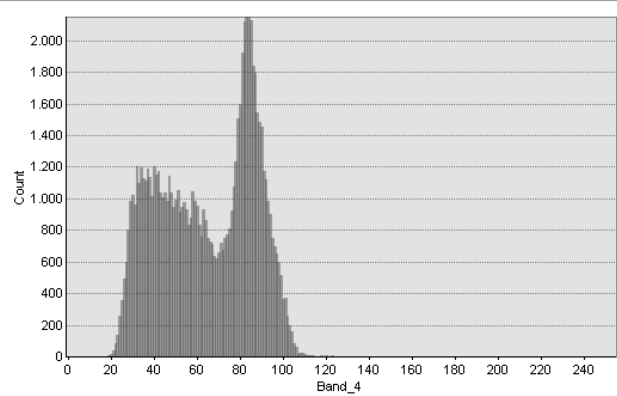
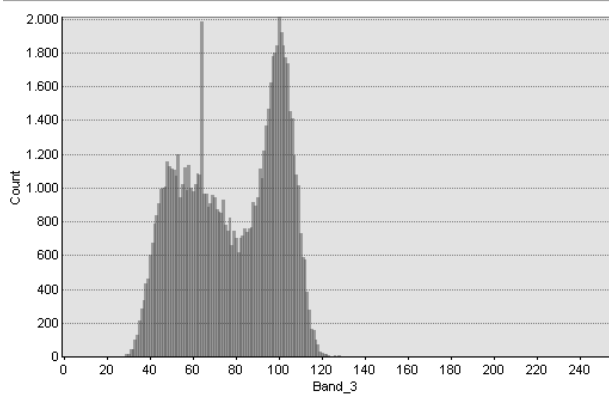
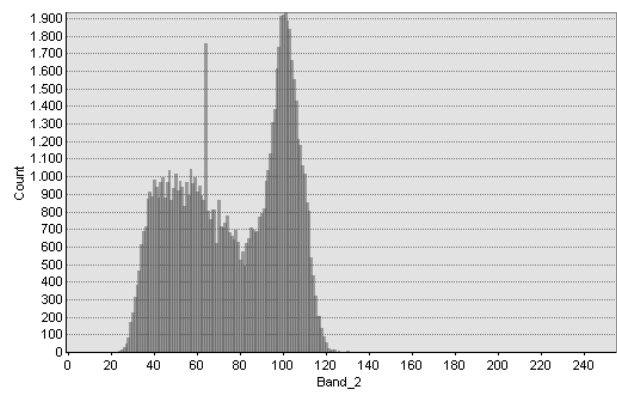
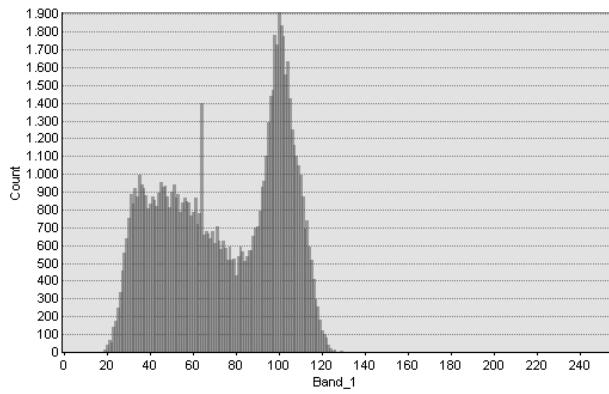
Histogram for klasse 4 - jord mark



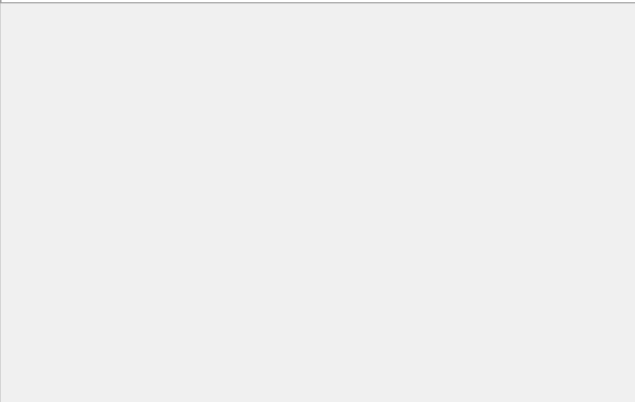
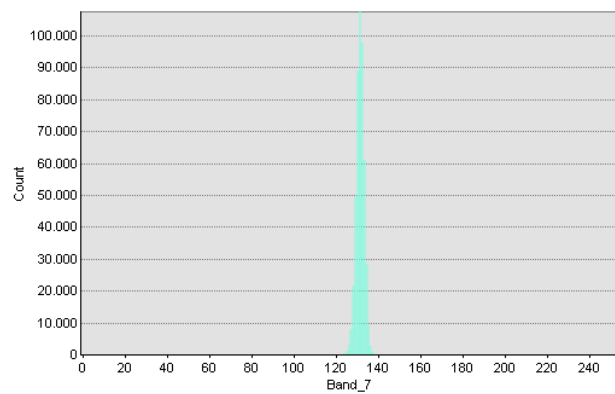
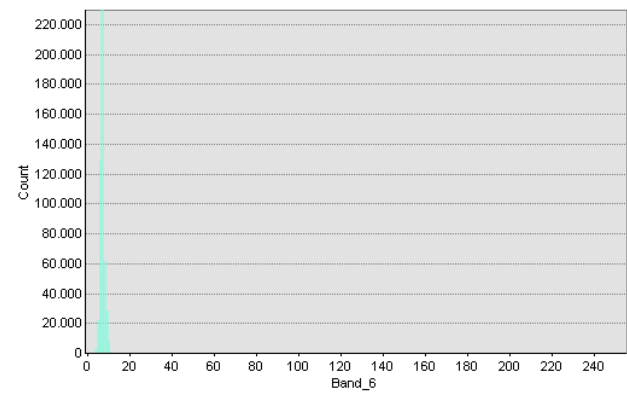
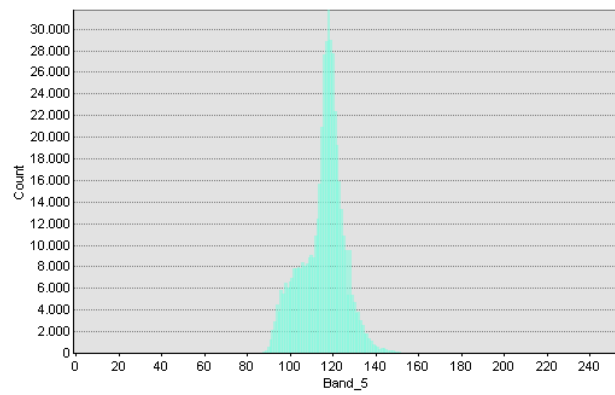
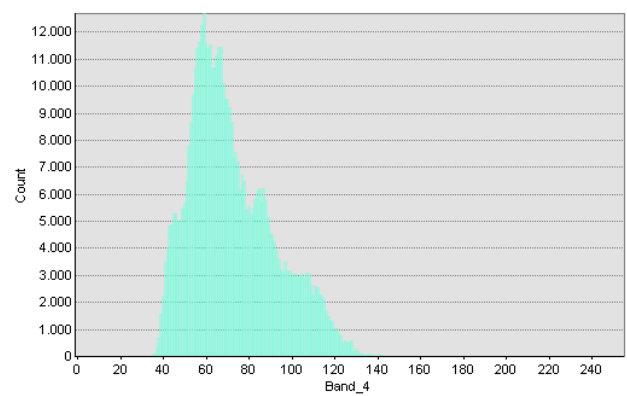
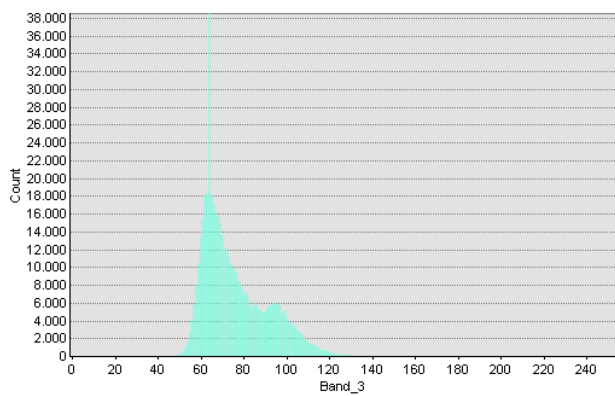
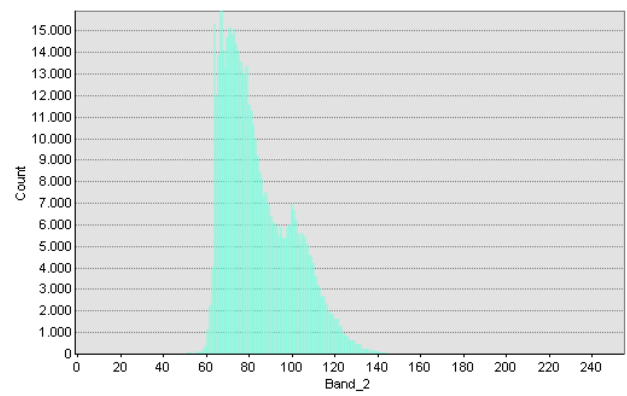
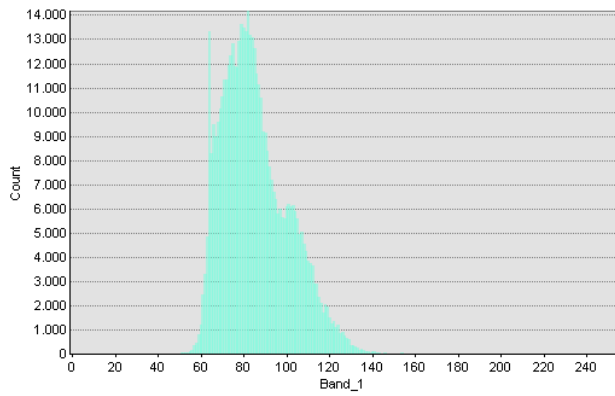
Histogram for klasse 5 - bebyggelse



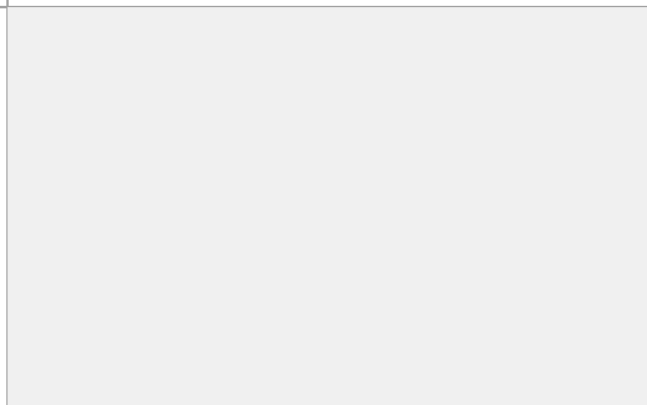
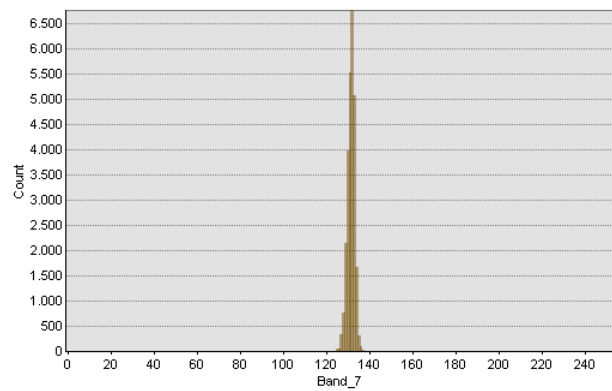
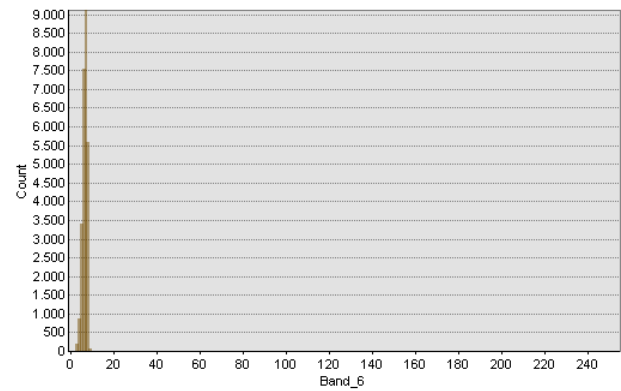
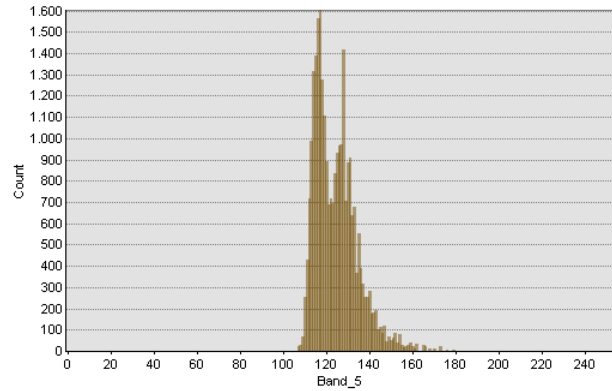
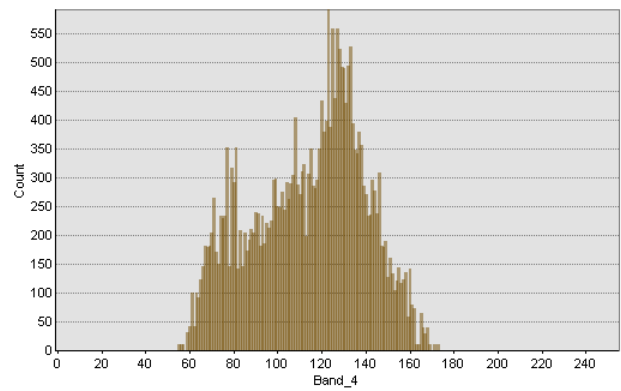
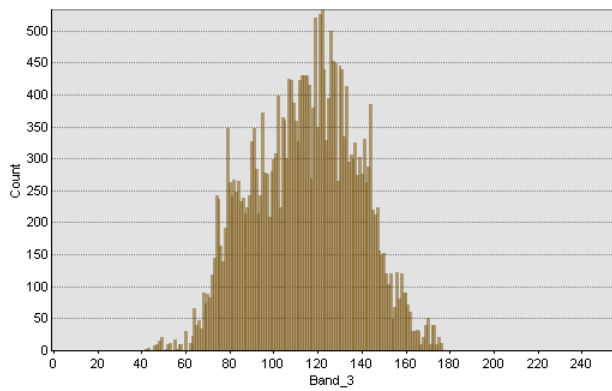
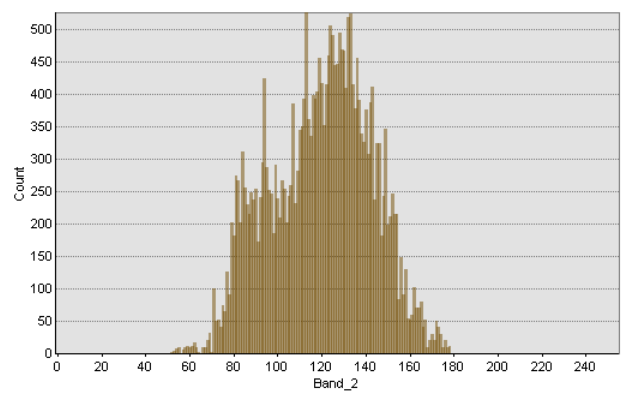
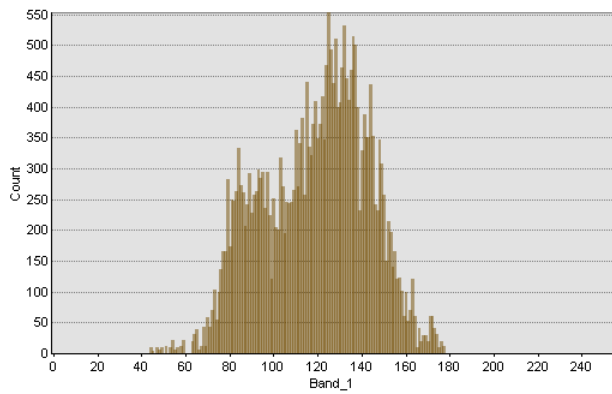
Histogram for klasse 6 - skygge



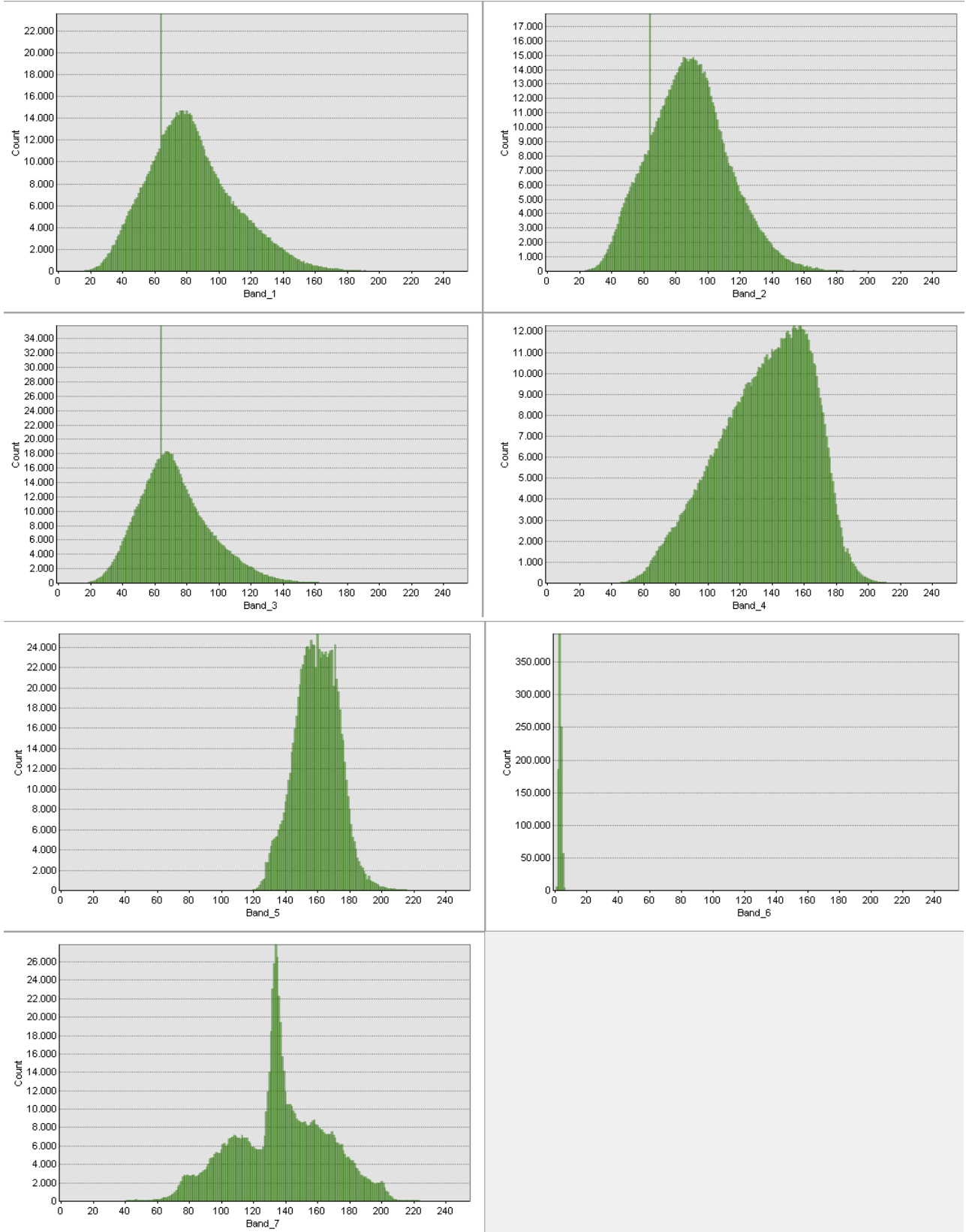
Histogram for klasse 7 - vandpyt



Histogram for klasse 8 - sprøjtespor

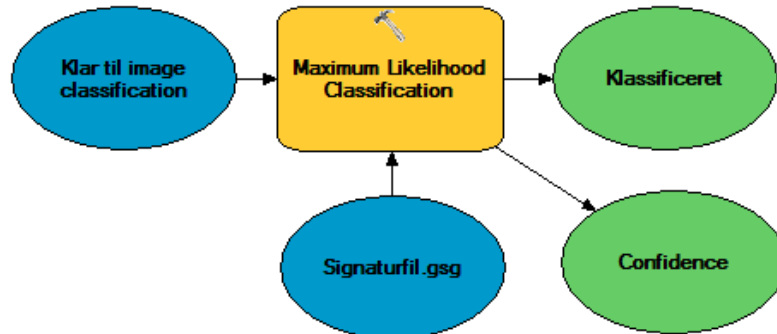


Histogram for klasse 9 - træer



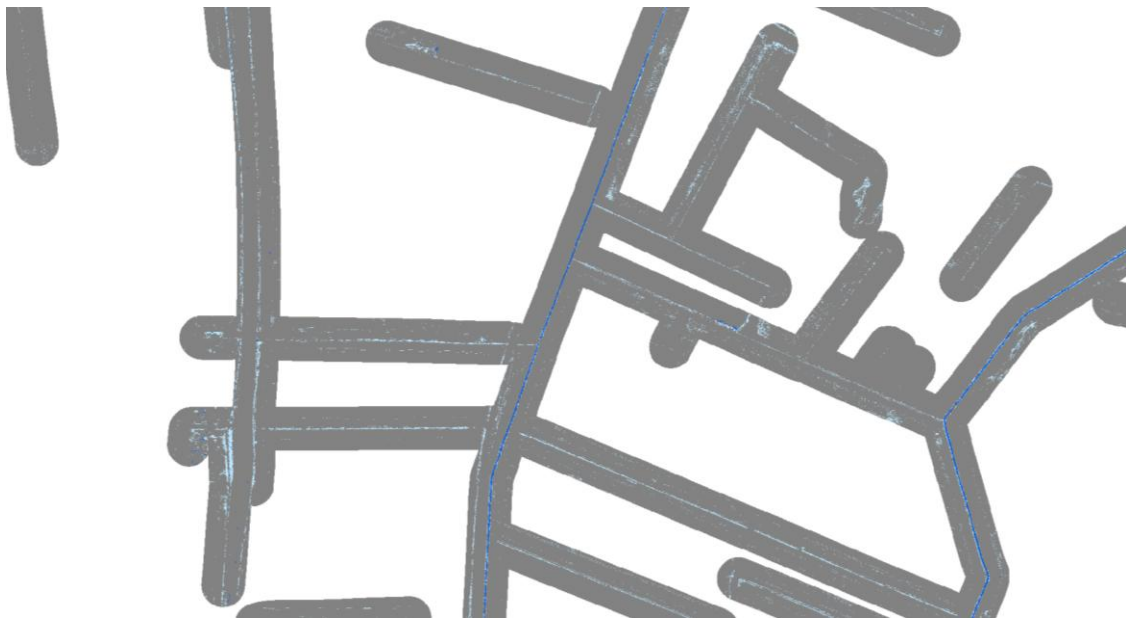
8 Appendiks D5 – Image classification

Image classification er udført i ArcMap, hvor proceduren er afbilledet i Figur 22.



Figur 22 – ArcMap-model af processen image classification.

Resultatet er visualiseret ved Figur 23.



Figur 23 - Visualisering af klassifikationsresultatet.

9 Appendiks D6 – Kvalitetskontrol

Kvalitetskontrollen er opdelt i en nøjagtighedsvurdering og en visuel vurdering af resultatet.

9.1 Nøjagtighedsvurdering

Vurdering af kvaliteten af en image classification er ikke så lige til, som citatet nedenunder beskriver ganske rammende:

”Historisk set overstiger evnen til at producere digitale landklassekort langt evnen til meningsfuld at vurdere kvaliteten af disse”

(Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008) (oversat fra engelsk)

Dette skyldes, det er svært at have tilstrækkeligt kontroldata til at sammenligne de enorme datamængder med. Som regel, og i dette tilfælde, er den eneste mulig måde at kontrollere data på, ved manuelt at vurdere om den enkelte pixel er blevet korrekt klassificeret.

9.1.1 Kontroldataindsamling

Til dette formål må et repræsentativt antal pixels udvælges som prøveudtræk. Dette kan grundlæggende gøres på to måder: ved tilfældige prøveudtræk af pixels, eller ved manuelt at udpege testpolygoner, som vurderes at tilhøre en bestemt klasse.

Testpolygoner

Problemet ved manuelt at udpege testpolygoner er, at det ikke er givet at dette vil give et repræsentativt billede af kvaliteten, da testpolygonerne skal defineres på homogene områder. Metoden kan altså påvirke resultatet i en positiv retning. Styrken ved metoden er, at denne kan foretages forholdsvis hurtigt og med et forholdsvis stort prøveudtræk, i forhold til det tilfældige prøveudtræk og manuelle kontrol. Dette skyldes at pixlerne kan udpeges ved polygoner.

Tilfældigt prøveudtræk

Ved det tilfældige prøveudtræk og efterfølgende kontrol kan man i praksis bytte om på fordelene og ulemperne. Metoden er langsom, men mere repræsentativ, da data ikke er påvirket af analytikeren i samme grad. Operatøren skal dog vurdere den korrekte klasse for hvert pixel, hvilket kan være en tidskrævende proces. Endvidere er størrelsen af prøveudtrækket væsentligt for, hvad resultatet kan bruges til. Der findes flere teorier for, hvor mange pixels der bør udtrækkes, men generelt bør der for hvert enkel klasse ikke udtrækkes færre end 50 pixels (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008).

Valg af metode

Begge metoder har altså deres respektive fordele og ulemper, hvor metode ”tilfældigt prøveudtræk og efterfølgende kontrol” dog må betragtes som den mest repræsentative.

Metoden hvor kvaliteten vurderes ud fra testpolygoner vælges dog som metode, da denne er hurtig at udføre og tidsrammen for rapporten er begrænset. Metoden har som beskrevet den ulempe, at den ikke kan antages at give et repræsentativt billede af kvaliteten, da testpolygonerne må udpeges på homogene områder, hvorfor uhomogene områder ikke repræsenteres. Metoden vil med andre ord give

et misvisende positivt resultat. Problemet ved dette er, at det ikke kan siges i hvilken grad det er misvisende. Metoden er dog brugbar til at give et indledende billede af kvaliteten af klassifikationen (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008), og da formålet med rapporten er at udvikle principper for kortlægningen af vandløb, vurderes dette at være tilstrækkeligt. Angående antallet af pixels pr. klasse har metoden den klare fordel, at der kan indsamles en betydeligt mængde data og minimumskravet på 50 pixels vil derfor med lethed kunne opfyldes.

Nøjagtighedsmål

Resultatet af sammenligningen af kontroldata og klassifikationsdata sammenlignes i en såkaldt fejlmatrice, hvor af kvalitetsmålene user's-, producer's- og overall accuracy kan udtrækkes. (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008) Kontroldata forstås som den gruppe pixels, der burde tilhøre en bestemt klasse. Klassifikationsdata forstås som den gruppe pixels, der er blevet tildelt den bestemte klasse.

User's accuracy er antallet af korrekt klassificerede pixels divideret med total antal pixels i kategorien i klassifikationsdatasættet. User's accuracy er altså et mål for, hvor stor en del af de som n klassificerede pixel, der rent faktisk tilhøre kategorien n . User's accuracy kan derfor sammenlignes med tematisk nøjagtighed.

Producer's accuracy er antallet af korrekt klassificerede pixels divideret med det totale antal pixels i kategorien i kontroldatasættet. Producers accuracy er altså et mål for, hvor stor en del af det der skal klassificeres som n også er blevet klassificeret som n . Producer's accuracy kan derfor sammenlignes med fuldstændigheden.

Overall accuracy er summen af de korrekt klassificerede pixels divideret med summen af pixels i alt, altså et billede af hvor godt klassifikationen overordnet er gået. Dette kvalitetsmål er mindre interessant, da det primært er vandløbsklassifikationen der er i fokus.

Af de to statistiske mål vurderes producers accuracy som den vigtigste, da denne afgør om vandløbene er identificeret i klassifikationen, imens users accuracy beskriver hvor stor en del af de kortlagte vandløb, der rent faktisk er vandløb. Dette begrundes ud fra overbevisningen om, at det er nemmere at frasortere overskydende data, end at skabe sammenhæng i noget ufuldstændigt.

Nøjagtighedsvurderingen ud fra de beskrevne statistiske mål kan give et godt indblik i naturen af de problemer, der skal håndteres i efterbehandlingsarbejdet, men det vil være nødvendigt med en visuel vurdering for at afgøre om disse problemer er løselige.

Vurdering

Testpolygoner er udpeget for de ni klasser og antallet af pixels tilhørende de forskellige klasser tælles i de respektive testpolygoner. Testpolygonerne er tilgængelige i Appendiks J – DVD.

Resultatet er illustreret i Tabel 3.

		Kontrolldata i søjler									
		1 - St. Vand	2 - M. Vand	3 - Gr. Mark	4 - J. - Mark	5 - Bebyg	6 - Skygge	7 - Vandpyt	8 - Sprøj.	9 - Træer	Total klassificeret
Klassificeret data i rækker	1 - St. Vand	20.449	1.330	0	0	61.029	2.198	85	0	46	85.137
	2 - M. Vand	2.219	29.450	28	0	9.250	8.846	0	0	47.191	96.984
	3 - Gr. Mark	0	449	7.389.613	0	5.267	8.032	0	54	455.802	7.859.217
	4 - J. Mark	0	0	0	5.366.928	89.740	0	213	64	0	5.456.945
	5 - Bebyg.	2	37	0	513	1.165.147	55	150	4	13	1.165.921
	6 - Skygge	8	28	0	24.615	361.404	3.329	3.355	57	8	392.804
	7 - Vandpyt	0	85	0	40.636	68.951	79	105.340	51	146	215.288
	8 - Sprøj.	0	1.586	16	352.592	1.794.304	7	52	17.674	39	2.166.270
	9 - Træer	542	6.800	187.674	1	35.228	1.181	0	14	461.907	693.347
	Total kontrol	23.220	39.765	7.577.331	5.785.285	3.590.320	23.727	109.195	17.918	965.152	18.131.913

Tabel 3 – Fejlmatrixe for kontrol af image classification opgivet i antal pixels.

Som det fremgår af Tabel 3 er prøveudtrækket ganske omfattende med over 18 millioner pixels kontrolleret. Som beskrevet i afsnit Kontroldataindsamling er det dog ikke givet, at der er tale om et repræsentativt udpluk, og det er derfor også nødvendigt at foretage en visuel inspektion for kritisk at kunne evaluere statistiske mål. Som det endvidere fremgår af Tabel 3 er der ikke udvalgt lige mange pixels i de forskellige klasser. Tallene er naturligvis afhængig af klassens andel i det samlede areal. Klasse 3,4 og 5 er i denne sammenhæng klart de største klasser, hvilket også afspejles i dataudsnittet.

Tabel 4 indeholder producer's accuracy resultaterne.

Producer's accuracy		
1 - St. Vand	20449/23220	88 %
2 - M. Vand	29450/39765	74 %
3 - Gr. Mark	7389613/7577331	98 %
4 - Jrd Mark	5366928/5785285	93 %
5 - Bebyg	1165147/3590320	32 %
6 - Sprøjte	3329/23727	14 %
7 - Vandpyt	105340/109195	96 %
8 - Skygge	17674/17918	99 %
9 - Træer	461907/965152	48 %

Tabel 4 - Producer's accuracy for klasserne.

Som det fremgår af Tabel 4 er vandløbene i vid udstrækning blevet identificeret ved klassifikationen. Som det fremgår af Tabel 5 er producers accuracy for den overordnede klassekategori for vandløbene ganske høj med hele 85 % af vandløbene kortlagte.

Producer's accuracy	
Vandløb (1-2)	85 %
Andet (3-9)	99 %

Tabel 5 - Producer's accuracy for de to klassekategorier: vand og land.

Producer's accuracy tyder altså på, at vandløbenes forløb er blevet identificeret ganske godt. 85 % er antageligvis i overkanten, men det må konkluderes at vandløbene generelt set er identificeret.

Tabel 6 inderholder user's accuracy resultaterne.

User's accuracy		
1 - St. Vand	20449/85137	24 %
2 - M. Vand	29450/96984	30 %
3 - Gr. Mark	7389613/7859217	94 %
4 - Jrd Mark	5366928/5456945	98 %
5 - Bebyg	1165147/1165921	100 %
6 - Sprøjte	3329/392804	1 %
7 - Vandpyt	105340/215288	49 %
8 - Skygge	17674/2166270	1 %
9 - Træer	461907/693347	67 %

Tabel 6 - User's accuracy for klasserne.

Som det fremgår af Tabel 6 er user's accuracy dårligere end producer's accuracy. Hvis man ser på klassekategorierne (Tabel 7) fremgår det, at kun 29 % af de udpegende vandløbspixels, rent faktisk er vandløb. Dette betyder at der stadig er en betydeligt filtreringsopgave før de resterende vandløbspixels kan benyttes til en automatisk kortlægning af vandspejlskanten og vandløbsmidten.

User's accuracy	
Vandløb (1-2)	29 %
Andet (3-9)	100 %

Tabel 7 - User's accuracy for klassekategorierne: vand og land.

Af Tabel 6 fremgår det, at users accuracy for de mindre vandløb er bedre end for de større vandløb. Dette må dog tilegnes prøveudtræksmetoden mere end de faktiske forhold, hvis man sammenligner disse tal med en visuel vurdering.

Som beskrevet ved Tabel 8 er overall accuracy angivet til 80 %. Dette ville normalt være et ganske godt resultat, men i dette tilfælde er tallet uinteressant, da klasse 3,4 og 5 er for dominerende til at overall accuracy siger noget om kvaliteten af vandløbsklassifikationen. Overall accuracy beregnes i praksis ved diagonalen af Tabel 3 andel af det samlede antal kontrollere pixels.

Overall accuracy
80%

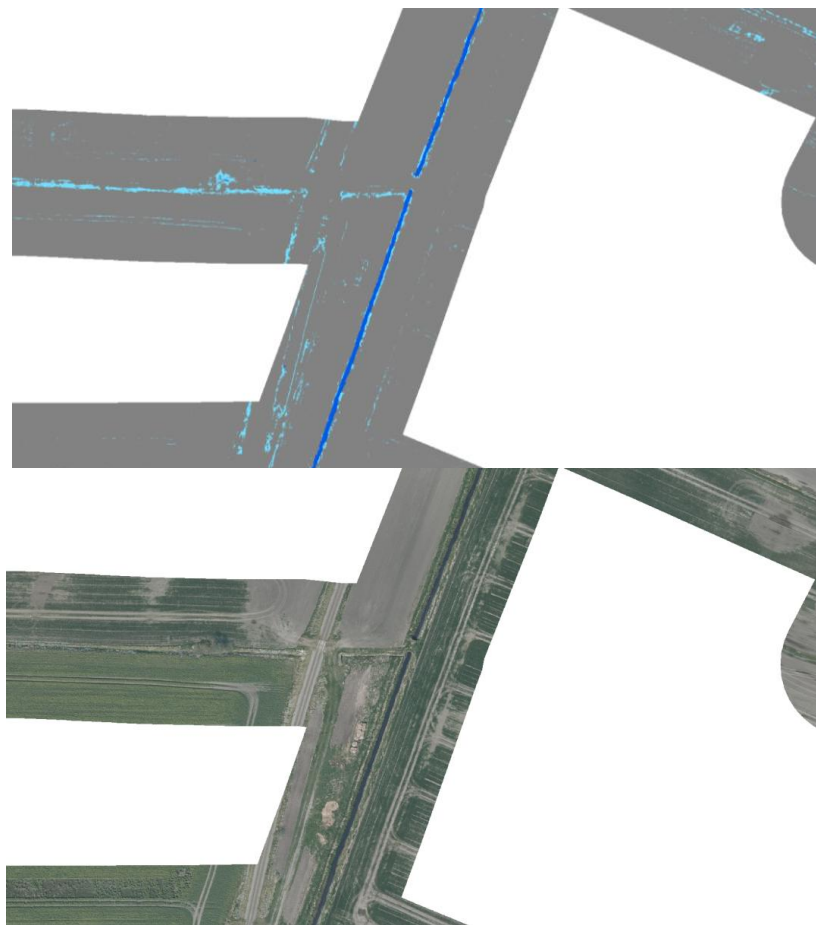
Tabel 8 - Overall accuracy.

9.2 Visuel kvalitetsvurdering

Den visuelle kvalitetsvurdering foretages for hele testområdet og giver dermed et mere dækkende billede af kvaliteten af klassifikationen. Resultaterne af den visuelle vurdering kan altså ikke direkte sammenlignes med resultaterne af nøjagtighedsvurderingen.

En visuel vurdering bekræfter producer's accuracy testens resultat om, at vandløbenes forløb er ganske godt beskrevet, men at der stadig findes en stor opgave i at filtrere vandløbsklasserne, da der findes mange fejklassificerede pixels, som kan ses i user's accuracy testen (se Tabel 4 og Tabel 6).

Generelt er der et problem med vandløbspixels på markerne, oftest i et mønster der ved sammenligning med det oprindelige billede viser sig at være sprøjtespor (se figur Figur 24).



Figur 24 - Eksempel på de to vandløbsklasse ved siden af RGB-foto.

Dertil kommer større klynger af vandløbspixels i områder med meget skygge. Et andet problem er skrænter og grøfter på kanten af eksempelvis jernbanetraceer, der også er blevet klassificeret som vandløb. Ved nærmere eftersyn, hvor der skelnes imellem de to vandløbsklasser kan det konstateres at problemet med pixels der ikke dækker vandløb, men alligevel er klassificeret som sådan, primært forekommer i den vandklasse der er defineret for de mindre vandløb. Disse fejklassifikationer ser især ud til at være sprøjtespor, kantskråninger, markskel, træer og fugtig jord. For temaet for større vandløb forekommer også enkelte sådanne fejklassifikationer, men disse ses primært i forbindelse med skygger, og enkelte vandpytter i det oprindelige billede. Skygger forekommer især ved

bebyggelse, hvilket besværliggør klassifikationen i byområder. Problemet ser ud til at opstå ved at pixelværdierne er forholdsvis ens.

I forhold til definitionen af vandløb er vandløbstemaet, for mindre vandløb, problematisk. Det kan ved eftersyn konstateres at der er synligt vandspejl i nogle af vandløbene, men ikke alle. Om dette skyldes at der på tidspunktet for dataindsamlingen ikke var vand i vandløbet, at det er overgroet med vegetation eller at vandstanden er så lav at vandet ikke fremgår tydeligt på billederne, er ikke til at sige. Dette behandles yderligere i Fase 6. Det er under alle omstændigheder uhensigtsmæssigt, at forsøge at kortlægge vandspejlskanten ud fra disse data, da dataet ikke entydigt beskriver et vandspejl. Det tjener dog stadig til at beskrive vandløbets forløb, og informationen er derfor ikke uden interesse.

De to vandløbsklasser ser tilsammen ud til at være forholdsvis dækkende, dvs. at alle vandløbene er kommet med, men indeholder som sagt en stor mængde falske positive og negative.

Klassen for de større vandløb (mørkeblåt forløb i Figur 24) dækker kun de vandløb med meget tydelige vandspejl og er derfor ikke tilstrækkelig omfattende til alene at kunne kortlægge samtlige vandløb. Til gengæld er de falske positive meget systematiske og forekommer primært ved skygger og træer.

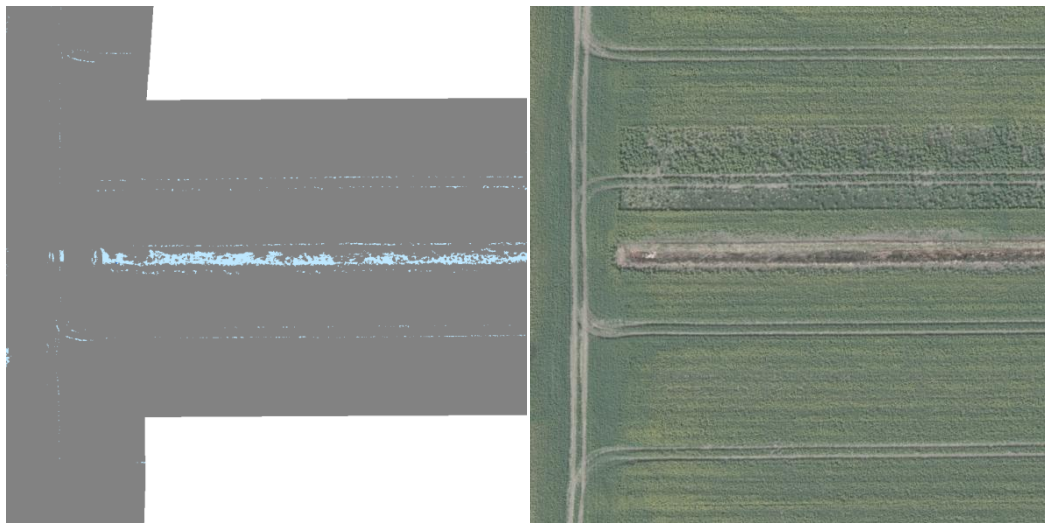
De mindre vandløb har både problemer med fragmentarisk kortlægning af deres forløb, og en stor mængde falske positive se Figur 24.

De falske positive og negative udgør to kritiske problemer der skal imødegås.

10 Appendiks D7 – Efterbehandling

Som det kan ses i afsnittet om efterbehandlingen af klassifikationen i rapporten er den automatiske image classification præget af, at især de mindste vandløb ikke er kortlagt i sammenhængende strukturer, men derimod som spredte klynger af pixels, der markerede vandløbets forløb, samt at der forekom klynger af pixels fejlagtigt klassificerede som vandløb.

Dette appendiks rummer uddybende overvejelser og redegørelser for de mulige løsningsmetoder der præsenteres i rapporten.



Figur 25 – Eksempel på fejlklassifikation af sprøjtespor som vandløb (to sprøjtespor kan anes over og under vandløbet i midten) ved siden af RGB-foto.

10.1 Falske positive

Som nævnt i rapporten ser problemerne med de falske positive ud til at opstå, når fugtig jord, fordybninger og skygger har tilpas meget til fælles med vandklasserne, i de forskellige bånd, at de derfor klassificeres som sådan. I tilfældet med fugtig jord, eller vandpytter kan der næppe være tale om direkte fejlklassifikation, da det netop er forekomsten af vand der gør udslaget. Det er dog uhensigtsmæssigt, da der stadig er tale om en fejlklassifikation i forhold til hensigten med at identificere vandløbene.

Problematikken er altså: Der forekommer klynger af vandløbspixels på steder, hvor der ingen vandløb er som skal sorteres fra.

Løsningsforlag:

- Ændring af parametrene for klassifikationen eller input data og gentage forsøget. Enten som supplement eller et nyt uafhængigt forsøg på kortlægning.
 - Ved at vægte bestemte klasser bør det være muligt at nedprioritere vandløb, således at tvivlstilfælde ikke klassificeres som vandløb. Dette kræver et overblik over, hvor kraftigt et tilhørsforhold de enkelte pixels har til de forskellige klasser. Man skal dog være opmærksom på, at en sådan vægtning kan få konsekvenser for den omvendte

- problemstilling – nemlig at de vandløb der er svagest defineret ikke bliver kortlagt (se næste afsnit)
- Ved at anvende forskellige klassifikationer med forskellige styrker kan det tænkes, at der kan opnås en mere fuldstændig kortlægning af vandløb. Dette forudsætter så en efterfølgende behandling, hvor disse ”korrekte” elementer fra de forskellige klassifikationer samles.
 - Majority filter
 - Jf. (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008) er et Majority Filter en metode til at rense ud i resultatet af en image classification, for at fjerne små forekomster af andre klasser midt i et ellers homogent område, eksempelvis enkelte pixels, der klassificeres som skov midt på en mark. I tilfælde af spredt sporadisk fejlklassifikation som vandløbspixels, bør et majority filter være et effektivt værktøj, men det kan næppe gøre noget ved større klynger. Såfremt at de fejlklassificerede pixels ligger i tætte klynger kan man også risikere en forstærkende effekt i stedet for en udtynding af falske positiver.
 - Areal filtre:

De vandløbsklassificerede områders areal kan beregnes, og en grænseværdi kan opstilles for, hvilke områder der betegnes som interessante. Herefter kan områder der ikke er store nok frasorteres.
 - Analyse og anvendelse af konfidens-fil og kort

En konfidensfil er et biprodukt af image classification i ArcMap (Se Appendix J – DVD), hvori sandsynligheden for det enkelte pixels tilhørsforhold til den tildelte klasse angives. Dette kan afbilledes som et rasterkort, hvori disse værdier fremgår. I tilfælde af disse fejlklassifikationer har et relativt lavt tilhørsforhold til vandløb (selvom det stadig er større end for de øvrige klasser), så kan en nedre grænse påføres, således at pixels ikke klassificeres som vandløb med mindre, der er stor sandsynlighed for at dette er korrekt. Der er dog risiko for den modsatte effekt som følge af at svagt synlige vandløb så risikere ikke at blive identificeret og klassificeret som sådan.
 - Smaller søgeområde (kan begrænse omfang, men ikke eliminere effekt)

I tilfælde af for mange fejlklassificerede pixels kan det overvejes at beskære områderne yderligere, så arealer der som udgangspunkt ikke er interessante, ikke er medtaget i klassifikationen i samme grad. – bufferzonerne må ikke blive så smalle at vandløbets forløb skæres helt eller delvist væk. Desuden kan man risikere, at vandløb der ikke er kortlagt i det eksisterende datasæt helt bortskæres.
 - Anvendelse af enkelte lags egenskaber som separat lag, eller med stor vægtning

I tilfælde af at et bestemt bånd/lag har en egenskab, der gør det velegnet til at bortsortere fejlklassificerede vandløbspixels, kunne dette anvendes til en efterfølgende filtrering. F.eks. har det relative højdekort, der potentielt kunne bortfiltrere pixels på flad grund, selvom det risikeres, at vandløb der er dårligt defineret i højdemodellen også vil blive fjernet i processen.
 - Anvendelse af andre datasæt som grundlag for sortering

Ved at introducere andre oplysninger, eksempelvis bygningers placering, kan pixels der fejlagtigt er klassificeret som vandløb muligvis elimineres. Bygninger nævnes her, fordi et af de store problemer for klassifikationen er skygger, som primært ligger ved bygninger og træer. De tilgængelige bygnings- og skovdatasæt kan eventuel benyttes, ved f.eks. at frasortere alle klassificerede vandløbspixels inden for en nærmere

specificeret afstand. Klassifikationen kan ganske enkelt også begrænses til landområder og undgå bebyggede områder.

- **Objekt orienteret klassifikation**

Objekt orienteret klassifikation er en bestemt type image classification, der i stedet for kun at beskæftige sig med de forskellige båndes karakteristika for de individuelle pixels, også anvender "*Spacial patterns*" som en del af image classification (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008). Det beskrives hvordan "*... antagelsen er, at billedet der bliver klassificeret består af relativt homogene "lapper" der er større end de individuelle pixels. Denne tilgang minder om menneskelig visuel fortolkning af digitale billeder, som virker simultant på flere niveauer og anvender farve, form, størrelse, tekstur, mønster og kontekst som information til at gruppere pixels sammen til meningsfulde objekter*" (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2008). *(oversat fra engelsk)*

Objekt orienteret klassifikation forudsætter, at klassifikationen foretages på ny, men rummer potentiale for en stærkere identifikation af vandløbene, således at der vil være færre enkelt pixels, der fejlagtigt klassificeres som vandløb. Tilfælde som f.eks. sprøjtespor, der står under vand, må dog stadig antages at blive klassificeret som vandløb, da konturen af disse godt kan forveksles med vandløb.

Da håndteringen af fejlklassificerede vandløbspixler kan foregå på mange måder, kan dette blot ses som en samling af forslag til løsning af problemstillingen omkring eliminering af pixels fejlagtigt klassificeret som vand.

10.1.1 Diskussion af metoder for filtrering

Det taler imod en gentagelse af image classification med en lavere vægtning af vandløb sandsynligvis vil medføre et lige så stort problem med modsat fortegn, i form af at svagt definerede vandløb risikerer at bortfalde. Desuden vil problemer med kraftigt overlappende egenskaber imellem klasserne for eksempelvis skygger, fugtig jord og vand næppe kunne fjernes helt pga. almindelig variation i lysforhold og tekstur. Dertil vil tvetydige pixels ikke ændre sig fordi søgeparametrene gør det. Dog må man kraftigt overveje muligheden for at forskellige klassifikationer kan supplere hinanden, således at det samlede resultat styrkes. Dertil kommer anvendelsen af enkelte lag som mere absolut filter, eller med højere vægtning. Dette vil være en forholdsvis lavpraktisk tilgang, der muligvis kan afhjælpe nogle af problemerne, ved at kunne hjælpe med at afgøre hvorvidt et vandløbspixel er klassificeret korrekt.

Konfidensfilen og konfidenskortet har potentiale for at kunne anvendes til at filtrere de mest tvivlsomme tilfælde fra, men der er ingen skelnen imellem dårligt definerede vandspejlspixels og fejlklassificerede vandpytter, så man vil sandsynligvis stå med en lige så stor mængde problemområder med modsat fortegn, hvis man anvender den.

Smallere bufferzoner er en fremgangsmåde, der kan overvejes, men som samtidig allerede bør være afklaret da bredden blev fastsat i første omgang. Eventuelt kan en række forskellige bredder afprøves med henblik på optimering af resultatet for forskellige områder.

Majority filter har helt klar potentiale, på trods af risikoen for at bortviske svagt synlige vandløb. Majority filteret fjerner mindre klynger af fejlklassificerede pixels, og kan derpå støttes af en af de andre metoder. Metoden kan endvidere fremhæve de mindre vandløb på visse strækninger.

Areal filtre har et stort potentiale for, at frasortere små fejlklassificerede pixels. Der er dog igen garanti for at de pixels der frasorteres, virkelig også skulle frasorteres. Metoden er derfor simpel, men ikke særligt sikker, idet den lige så godt kan frasortere rigtige som forkerte pixels. Metoden kan eventuelt kombineres med viden fra konfidensfilen, og kun areal med en vis grad af usikkerhed kan frasorteres. Dette vil antageligvis gøre metoden mere sikker, men der vil stadig ikke kunne opstilles garantier for, at det der fra filteres fra, er det rigtige.

Objekt orienteret klassifikation vil sandsynligvis kunne forbedre klassifikationen af vandløb samtidig med at den mindsker antallet af fejlklassifikationer.

10.2 Usammenhængende vandløbsforløb – fragmenteret klassifikation

Problemerne med usammenhængende vandløbsforløb udspringer især af, at de smalle vandløb ikke fremgår tydeligt hverken i fotos eller TIN-modellen. Deres struktur er synlig, i form af græsbevoksede skrænter i kontrast til de omkringliggende marker, men vandspejlet er ikke selv konstant synligt, hvilket giver problemer for den automatiske klassifikation. Der opstår desuden lignende problemer for både større og mindre vandløb i forbindelse med broer, rørlægning og træer, der skjuler dele af vandløbet på ortofotoene.

Problematikken er altså: Vandløbene er ikke blevet kortlagt som en samlet struktur, men derimod som mindre fragmenter og klynger af pixels. Mulige løsningsforslag:

- Ændring af parametrene for klassifikationen og gentage forsøget. Enten som supplement eller et nyt uafhængigt forsøg på kortlægning.
 - Ændre parametrene således at metoden generelt er mere tilbøjelig til at klassificere pixels som vandløb. Dette rummer dog den risiko, at en væsentligt større mængde pixels på eksempelvis marker klassificeres som vandløb, og man derved står med den omvendte problemstilling med at skulle filtrere falske positive fra (se ovenstående afsnit), desuden må det antages, at der er en øvre grænse for hvad, der kan udledes alene ved billede klassifikation.
 - Ved at anvende forskellige klassifikationer med forskellige styrker og svagheder, kan det tænkes, at der kan opnås en mere fuldstændig kortlægning af vandløb. Dette forudsætter en efterfølgende behandling, hvor disse "korrekte" elementer fra de forskellige klassifikationer samles.
- Objekt orienteret klassifikation:
 - Ligesom objektorienteret klassifikation vil kunne hjælpe med at undgå falske positive, vil den antageligvis også kunne hjælpe med at forbinde usammenhængende fragmenter, da vandløb som objekt netop ikke er usammenhængende som oftest.
- Majority filters:
 - Lige så vel som majority filtre, kan fjerne små isolerede pixels, kan filtret fremhæve de veldefinerede fragmenter af mindre vandløb, der er identificeret. Filtre vil kunne hjælpe med at frasortere falske positive, og samle fragmenterede områder.

10.2.1 Diskussion af metoder for at samle fragmenter

Da håndteringen af usammenhængende vandløbsforløb kan foregå på mange måder, kan dette blot ses som mulige indgangsvinkler til håndteringen af den fragmenterede kortlægning af de mindre vandløb.

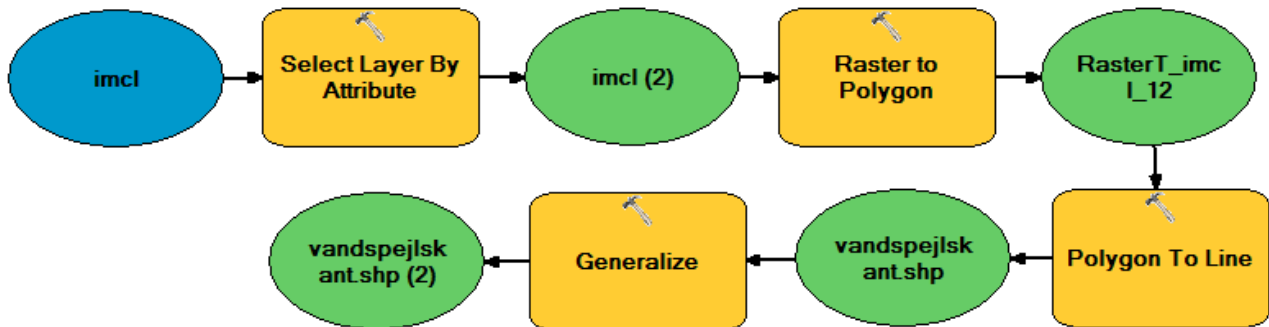
Det taler imod en gentagelse af klassifikationen, med vægt på at fremme klassifikationen af vandløbene, at dette vil medføre et stort antal falske positive. Dog må man kraftigt overveje muligheden for at forskellige klassifikationer kan supplere hinanden, således at det samlede resultat styrkes.

Objekt orienteret klassifikation har potentiale, da fokus på de geometriske sammenhænge af pixels i sammenspil har potentiale til bedre at identificere vandløb. Det må dog overvejes om objekt orienteret klassifikation kan fungere til at finde vandløb, der kan have både rette og slyngede forløb, og som ikke alle steder kan findes som sammenhængende pixelforløb.

Majority filtret kan hjælpe med at gøre de usammenhængende fragmenter større og mere entydige, men filtret vil aldrig kunne samle fragmenter med en vis afstand imellem hinanden.

11 Appendiks D8 – Udarbejdelse af vandkantsprodukt fra klassifikationen

Efter klassifikationen skal vandspejlskanten identificeres ved vektorer. Dette gøres ved at omdanne rasterklasserne til polygoner og herefter bryde disse polygoner op i linjestykker, der repræsenterer vandspejlskanten. Processen er illustreret ved ArcMap-modellen i Figur 26.



Figur 26 – ArcMap-model af processen raster til vektor.

12 **Appendiks E – Fragmentkortlægning**

Ved fragmenterede vandløb udspringer problemerne især af, at de smalle vandløb ikke fremstår tydeligt hverken i billeder eller TIN-model. Deres struktur er synlig, i form af græsbevoksede skrænter i kontrast til de omkringliggende marker, men vandspejlet er ikke selv konstant synligt, hvilket giver problemer for den automatiske klassifikation. Der opstår desuden lignende problemer for både større og mindre vandløb i forbindelse med broer, rørledning og træer, der skjuler dele af vandløbet på ortofotoet. Det forudsættes at håndtering af falske positive allerede er foretaget jf. appendiks 10.1.

Problematikken er altså: Vandløbene er ikke blevet kortlagt som en samlet struktur, men derimod som mindre fragmenter og klynger af pixels.

I det følgende vil blive givet forslag på hvordan problematikken kan løses:

- Identifier midterpunkterne for vandløbsfragmenterne og betragt dem som punkt-målinger.
 - På samme måde som de større vandløbs segmenter kunne reduceres til midterpunkter og knudepunkter, kan det overvejes at udregne midtpunkterne for de enkelte fragmenter i vandløbets forløb, eksempelvis ved lineær regression. Dette vil være en semiautomatisk proces, da det er nødvendigt at kende til start og slutpunkter for de enkelte linjeforløb, samt maksimal tilladt afvigelse.
- Anvendelsen af en bufferberegning, således at fragmenter, inden for en given afstand af hinanden, forbindes.
 - Dette tager udgangspunkt i de fundne fragmenter og deres midtpunkter. Der pålægges en bufferzone med en afstand vurderet ud fra fragmenternes indbyrdes afstande i forløbet, eksempelvis 5 m eller 10 m. De fragmenter, hvis bufferzoner overlapper hinanden, kan herved forbindes med linjestykker. Desuden vil der sandsynligvis være flere linjestykker der dække det samme forløb, så der vil være behov for en udtynding.
 - En mulig udtynding kunne være, at beregne den korteste forbindelse imellem start og slutpunkt i de enkelte forløb, hvilket dog forudsætter at sådanne punkter identificeres manuelt.
 - Alternativt kan punkterne forbindes ved eksempelvis en Delaunay triangulation. De samme problematikker vil gøre sig gældende for TIN-modellen som ved bufferzonerne.
 - Områder omkranset af linjestykker kan betragtes som polygoner, og de indre linjer kan bortsorteres. Derpå kan midtpunktet for disse polygoner beregnes, og forbindes imellem de polygoner der er forbundet af enkelte linjestykker. Det vil være nødvendigt med en begrænsning af denne funktion, således at store områder omkranset af vandløb ikke bliver reduceret til ét stort polygon.

Diskussion:

Forbindelsen af punkterne/fragmenterne er den mest lavpraktiske løsning. Det vil være relativt simpelt at beregne midtpunktet for hver pixel klassificeret som vandløb, og derefter betragte punkterne som observationer eller målinger af vandløbet. Det næste skridt vil så være udtynding af datamængden og forbindelse af punkterne. Denne metode vil være semiautomatisk, da det er nødvendigt at udpege start og slutpunkter for de enkelte forløb.

Bufferzoner og TIN bør ligeledes kunne anvendes til at fastslå vandløbets forløb, og vil også kunne resultere i midterpunkter for forløbet. Denne tilgang vil medføre en risiko for at parallelle forløb smelter sammen, eller at hjørner skæres af.

Tilgangen med at betragte pixels eller fragmenter som punkter vurderes til at være mest velegnet.

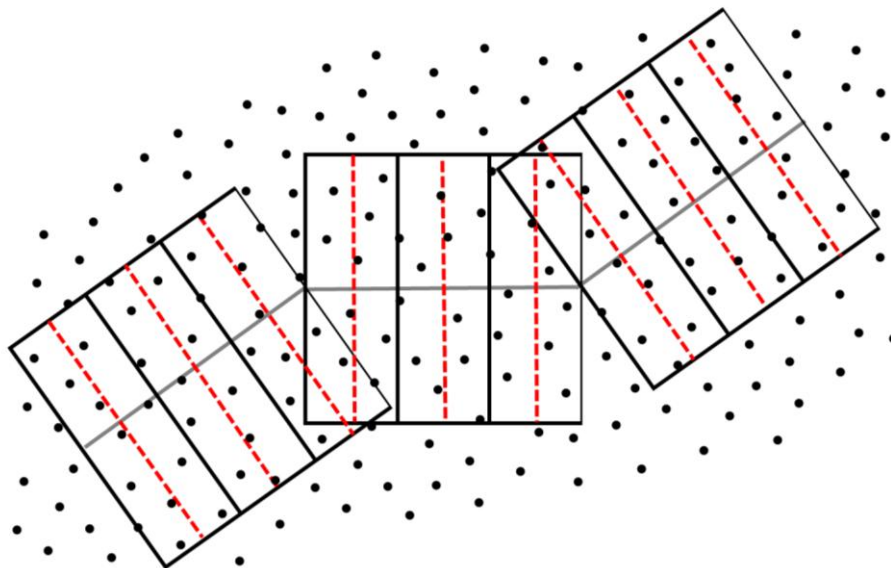
13 Appendiks F1 – Skæringsprofiler

13.1 Skæringsprofil metoder

I dette appendiks gennemgås forslagene til, hvordan en skæringsprofil kan beregnes.

13.1.1 Sammenlagte terrænpunkter

Det første metodeforslag finder skæringsprofilet ved direkte at benytte de oprindelige terrænpunkter fra DTM'en. Her tages et udsnit af terrænpunkter i en vis afstand fra vandløbsmidten og i en vis længde langs vandløbet (se Figur 27), således der er mange punkter i hvert område. Disse punkter transformeres derefter over på et vertikalt plan, der løber på tværs af vandløbet, således de samlet visualiserer et profil, som vist i Figur 28.



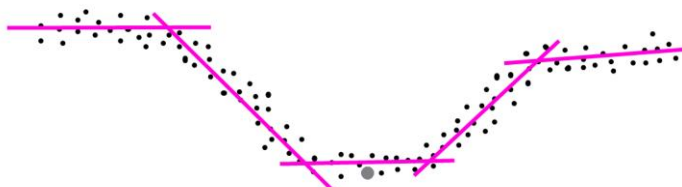
Figur 27 – Illustration af udvælgelsen af terrænpunkter langs vandløbet til skæringsprofiler. Lys grå: vandløbsmidte. Stiplet rød: skæringsprofil. Sort punkter: DTM.



Figur 28 – Illustration af skæringsprofil med terrænpunkter. Sort: DTM. Lys grå: vandløbsmidten.

Styrken ved denne tilgang er, at det vil være muligt at have et højt antal terrænpunkter til trods for en lav punkttæthed i DTM'en. Desuden vil profilet give et generelt billede af forløbets profil. Det antages at vandløbet har en vandret linje i midten som vandspejl, skråninger væk fra vandspejlet og ender i

forholdsvis fladt terræn i den yderste del af profilet (se Figur 29). Ud fra denne antagelse kan der eventuel foretages en lineær regression, enten fra midten og ud eller modsatte vej, for at finde de nævnte linjer i skæringsprofilet. Den lineære regression skal kunne registrere, hvornår samtlige punkter systematisk afviger fra linjestykket, og derpå begynde at generere en ny linje der følger det nye forløb. Kronekanten kan dermed findes, enten der hvor linjen for det flade terræn stopper, eller hvor linjerne mellem det flade terræn og skråningen skære hinanden. Yderligere kan den tidligere kortlægning af vandspejlskanten anvendes her, til at identificere den nederste kant på skråningerne.



Figur 29 - Illustration af lineær regression på punkterne i skæringsfilerne. Lys grå: vandløbsmidte. Sort: DTM. Lilla: de dannede linjer.

13.1.2 Plan skåret med TIN-model

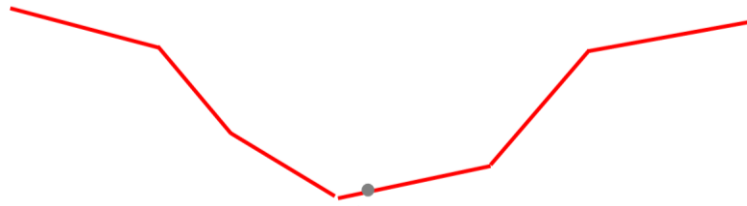
En anden mulighed er, at lade et lodret plan gennemskære TIN-modellen, og at lade skæringslinjerne mellem plan og TIN-model udgøre profilet (se Figur 30).



Figur 30 - Illustration af et lodret skæringsplan, der skærer TIN-modellen. Set i perspektiv. Rød: skæringsplan. Grå trekant: TIN-modellen.

Fordelen ved denne metode er, at skæringsprofilet bliver en nøjagtig gengivelse af TIN-modellen i det angivende plan, og der bliver ikke fortolket ekstra på dataet, som ved næste metode. De knæpunkter, der opstår i planet har den egenskab, at de er sammenfaldende med trekanternes linjer i TIN-modellen og dermed visualiseres knækket i terrænet i samme omfang som DTM'en.

En visualisering af planet, som den vil se ud set fra siden, er vist i Figur 31.



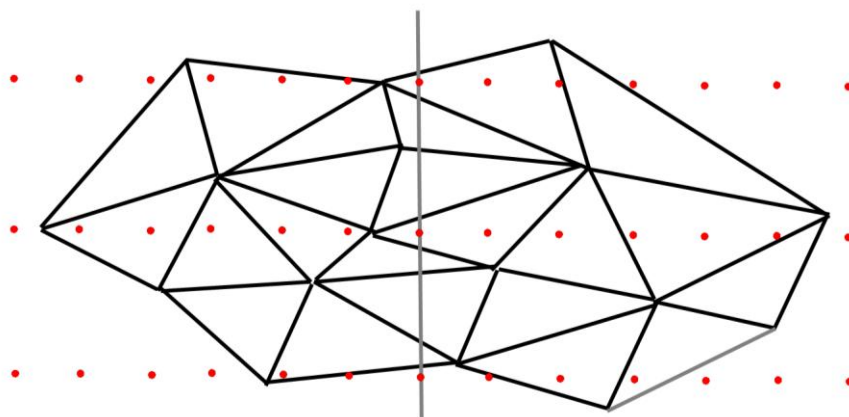
Figur 31 – Illustration af skæringsprofil set fra siden. Lys grå: vandløbsmidten. Rød: skæringsprofil.

For at finde kronekanten skal knækkene i skæringsprofilen analyseres og vurderes.

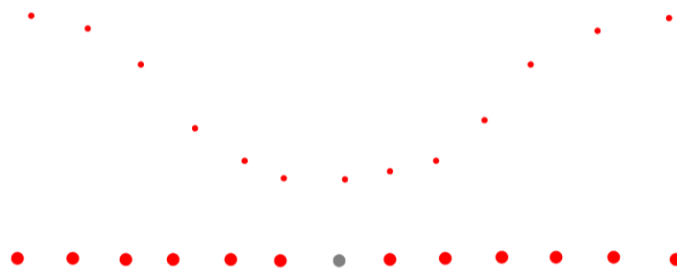
Et af de positive elementer ved denne metode er som beskrevet før, at denne følger terrænets ændringer, og giver dermed et godt bud på, hvorledes skråningen reelt ser ud i det aktuelle skæringsprofil. Det vil dog være tidskrævende at beregne det pågældende plans skæring med TIN-modellen, da der skal foretages mange beregninger med mange planer. Derudover skal antallet af planer begrænses til de trekanter, der berører skæringsplanet. Da trekanterne for denne metode er udtrykt som planer, er disse i teorien uendelige, og vil dermed skære alle profilerne langs vandløbene. Det er dermed nødvendigt for, at metoden skal virke, at trekantsplanerne begrænses, hvilket muligvis kan gøres i forhold til deres geografiske placering i højdemodellen og informationerne fra terrænpunkterne.

13.1.3 Punkter interpoleret

Denne metode stammer fra (Sørensen, Jensen, & Hansen, 2012), og udregner skæringsprofilerne på en simpel måde. Til skæringsprofilen benyttes en række profilpunkter, der ligger perpendicular på vandløbsmidten. Disse punkter ligger med en konstant afstand imellem dem for at skabe et standardiseret udtryk for terrænhældningerne. For at give profilpunkterne højder, bliver disse interpoleret i TIN-modellen. (se Figur 32 og Figur 33)



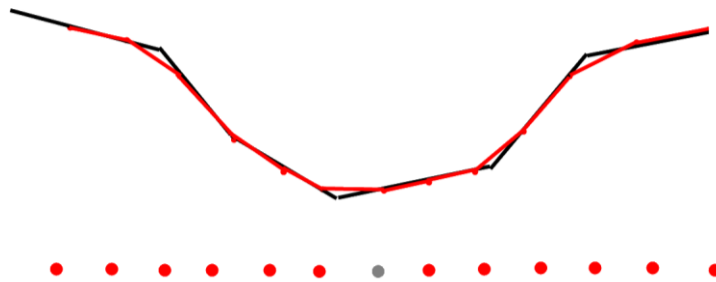
Figur 32 – Illustration af TIN-modellen og profilpunkter, der ligger ortogonalt på vandløbsmidten. Lys grå: vandløbsmidte. Røde punkter: skæringsprofil. Sort trekanter: TIN-model.



Figur 33 - Illustration af skæringsprofil efter interpolering. Store røde punkter: profilpunkter uden kote. Små røde punkter: profilpunkter med kote. Blå: vandspejlskant.

I skæringsprofilet skal kronekanterne findes i et af profilpunkterne ved at vurdere forholdet imellem profilpunkterne. Dette kan gøres på mange metoder, som er beskrevet i Appendiks F315.

Fordelen ved denne metode er, at den er hurtig, og at der allerede er kendskab til udformningen og fremgangsmetoden ved (Sørensen, Jensen, & Hansen, 2012). En af ulemperne er at metoden fortolker en ekstra gang på terrændataet. Dette gør, at skæringsprofilet ikke ligner den hældning, TIN-modellen giver (se Figur 34), hvormed at kronekanten kan blive placeret lidt forskudt.



Figur 34 - Illustration af forskellen imellem skæringsprofilen og TIN-modellen. Store røde punkter: profilpunkter uden kote. Små røde punkter: profilpunkter med kote. Rød streg: skæringsprofil. Sort streg: TIN-modellen.

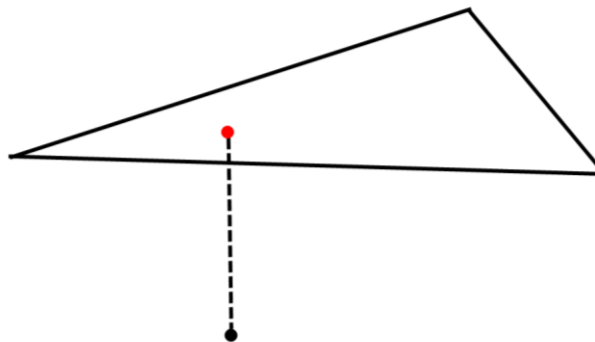
14 Appendiks F2 - skæringsprofilernes parametre

I dette appendiks beskrives de tiltag, der skal fastlægges for skæringsprofilerne. Der kigges blandt andet på rækkefølgen af profilpunkterne og parametrene for skæringsprofilerne og punkterne. De relevante parametre er oplistet herunder:

- Skæringsprofilens udformning
- Hyppigheden – Hvor ofte/med hvilket mellemrum skal skæringsprofilerne genereres
- Bredden – Hvor brede skal skæringsprofilerne være/hvor langt væk fra vandløbet skal metode søge efter kronekanter
- Tætheden – Hvor lang afstand skal der være imellem profilpunkterne i skæringsprofilen

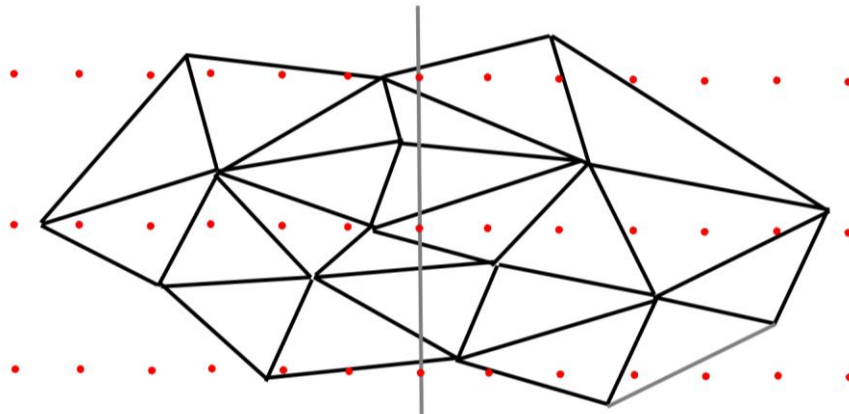
14.1.1 Skæringsprofilens udformning

En række punkter (E,N koordinater) genereret i en ortogonal linje, der udgår fra vandløbenes midterlinjer, får interpoleret højdeværdien H ud fra det tilsvarende E,N koordinatsæt i TIN-modellen. Interpolationen foregår lineært.

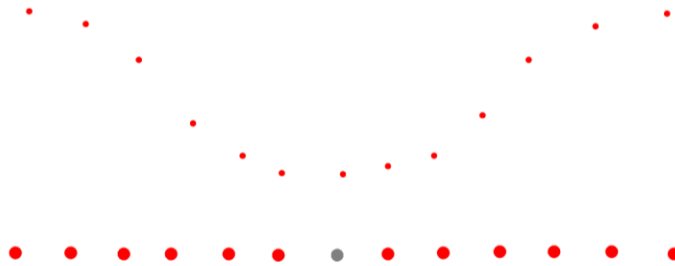


Figur 35 - Illustration af lineær interpolation.

Denne række af punkter repræsenterer nu skæringsprofilen. Der er tale om en forringet version af profilen, da det ikke kan garanteres at punkterne ligger præcis i TIN-modellens egne knæk, men afvigelsen vil ikke overstige $0,5 \cdot \text{intervallet}$ imellem hvert punkt.



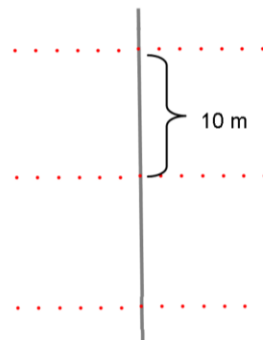
Figur 36 - Illustration af TIN-modellen og profilpunkter, der ligger ortogonalt på vandløbsmidten. Lys grå: vandløbsmidte. Røde punkter: skæringsprofil. Sort trekanter: TIN-model.



Figur 37 - Illustration af skæringsprofil efter interpolering. Store røde punkter: profilpunkter uden kote. Små røde punkter: profilpunkter med kote. Blå: vandspejlskant.

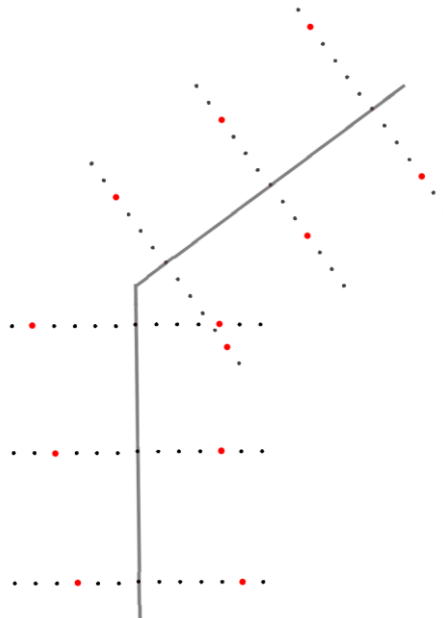
14.1.2 Hyppigheden

Hyppigheden af skæringsprofilerne er et udtryk for hvor tæt profilerne skal ligge på hinanden i vandløbets retning og er vigtigt for, hvor præcist kronekanten vil blive beskrevet. Denne kan defineres som en fastlagt parameter, eller den kan gøres afhængig af forskellige forhold som f.eks. vandløbets sving og længde.



Figur 38 - Parameter for hyppigheden af skæringsprofiler. Lys grå: vandløbsmidte. Rød: profil punkter.

Ved en konstant parameter vil kronekanten blive kortlagt ved samme frekvens. Undtagelsen er der hvor vandløbet svinger, og en ny vandløbsmidte starter, her vil der opstå flere skæringsprofiler. Ved disse knæk i vandløbet bliver afstanden mellem kortlagte kronekantpunkter større på den enes side af vandløb og mindre, eller måske overlappende, på den anden side af vandløbet (se Figur 39)

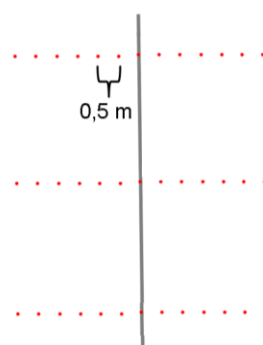


Figur 39 - Illustration af overlap af skæringsprofiler ved et knæk i vandløbet. Lys grå: vandløbsmidte. Sort: profil punkter. Rød: kronekant.

Hyppigheden bliver sat til 10 m, da dette anses som værende en passende afstand imellem profilerne, således at kronekanterne giver et rimeligt billede langs vandløbet. Da de danske vandløb normalt er forholdsvis lige ses der ingen grund til at sætte denne parameter mindre.

14.1.3 Tætheden

Et andet aspekt er tætheden, som er afstanden imellem hvert punkt i den enkelte profil. En høj tæthed betyder en mindre forringelse af spredningen, men også en forøgelse af datamængden, der skal analyseres. Med en horisontal spredning på 1 m i TIN-modellen, er det et spørgsmål om, hvor kraftig forringelsen i realiteten er.

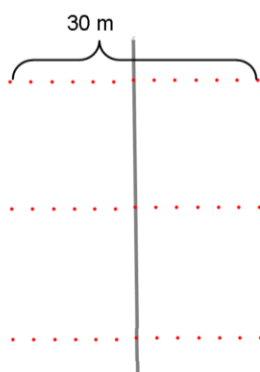


Figur 40 - Parameter for tætheden af skæringsprofiler. Lys grå: vandløbsmidte. Rød: profil punkter.

Af hensyn til systematikken, er det nødvendigt at fastlægge en fast afstand imellem hver profil, på trods af, at hvor terrænet er meget ændrende, kan det være nødvendigt med flere profilpunkter. Værdien af tætheden afhænger meget af det data, der er tilgængelig. DTM'en har en punkttæthed på 0,45 punkter pr m², hvilket svarer til en gennemsnitlig afstand på omkring 1,5m. Dette overføres til TIN-modellen, som bygger på DTM'en. For at få fat i ændringerne i TIN-modellen skal punkterne dermed have en afstand, der er mindre, så profilpunkterne opfanger ændringerne. En minimal afstand imellem punkterne vil vise terrænændringerne bedst muligt, men datamængden kan blive ekstrem. Dette ses også som unødvendigt i forhold til nøjagtigheden i DTM'en. For at finde noget der passer rimelig, sættes tætheden til 0,5m.

14.1.4 Bredden

Bredden for skæringsprofilen bestemmer, hvor langt væk fra vandløbsmidten, der skal genereres punkter (se Figur 41)



Figur 41 - Parameter for bredden af skæringsprofiler. Lys grå: vandløbsmidte. Rød: profil punkter.

Denne parameter kan bestemmes som en konstant parameter, eller den kan defineres som en variabel afhængig af eksempelvis afstandene mellem vandspejlskanterne. Hvis vandløbet er bredt, og afstanden mellem vandspejlskanterne er stor, kan det forventes, at afstanden mellem kronekanterne på hver side ligeledes er stor. Hvis det derimod er et smalt vandløb, behøves der ikke nær så bred en skæringsprofil.

Fordelen ved at vælge en variable bredde kontra en konstant bredde er, at der antageligvis kan spares en hel del midlertidig data, da en konstant bredde, skal omfatte alle vandløb fra de bredeste åer, til de smalleste drængrøfter. Metoden er til gengæld mere kompliceret at udvikle, især pga. af i Kapitel 10 i rapporten beskrevne problematikker vedrørende vandspejlskanten. Dertil kommer, at vandløbsbredden ikke er kortlagt for alle vandløb. En konstant bredde, vælges derfor som metode til at afgrænse skæringsprofilen.

Denne parameter er en konstant, der kan ændres efter de givne forhold. Parameteren bestemmes derfor med udgangspunkt i vandløbene i testområdet. Parameteren der bestemmer bredden af skæringsprofilen, med centrum i vandløbsmidten, sættes til 30 meter.

14.1.5 Opsamling

Parametrene for skæringsprofilerne kan opsummeres til at være:

Parameter	Værdi
Udformningen	Løbende fra yderkant til yderkant
Hyppigheden	10 m
Tætheden	0,5 m
Bredden	30 m

Tabel 9 - Parametre for skæringsprofilerne.

15 Appendiks F3 – Kronekantsmetoder

I det følgende appendiks præsenteres forskellige forslag for metoder til beregningen af kronekanten.

15.1 Relativ højdeforskel

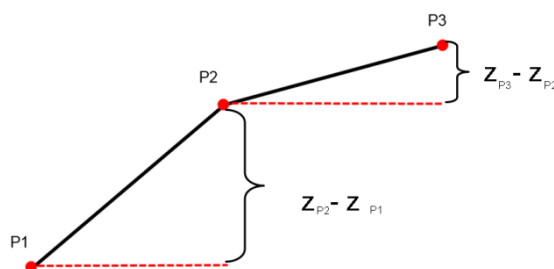
Denne metode indeholder en simpel udregning, der giver udtryk for højderelationen i de enkelte profilpunkter.

Metoden benytter koterne i de enkelte profilpunkter. For hvert profilpunkt udregnes højderelationen som højdeforskellen mellem det forrige og det efterfølgende punkt i skæringsprofilen. Denne værdi udregnes med udgangspunkt i den mindste kote i midten af skæringsprofilen og i hver retning ud fra midten.

Udregningen for højderelationen er som følge:

$$Hr = \frac{z_{P3} - z_{P2}}{z_{P2} - z_{P1}}$$

Hvor z-værdierne er koterne i punkt 1,2 og 3 som illustreret ved

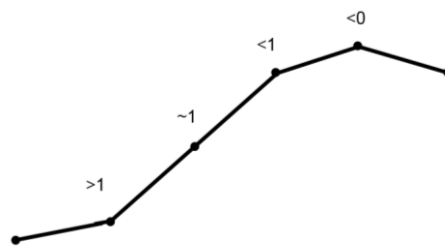


Figur 42 - Illustration af parametre ved højderelation.

Den horisontale afstand imellem punkterne er uden betydning, da disse er dannet med konstant afstand imellem sig jf. afsnit 12.1 i rapporten.

Ved at betragte højderelationsformlen kan det udledes at en kronekant pr. definition må få en værdi <1 (se Figur 43).

Metoden kræver at en grænseværdi for højderelationen defineres, for at kronekanten kan identificeres automatisk i skæringsprofilen. Det første profilpunkt, der opnår denne grænseværdi, bliver noteret som kronekant.

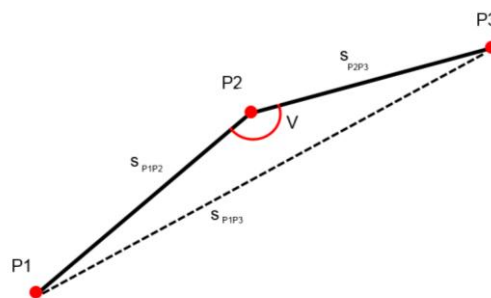


Figur 43 - Forventningerne for højderelationerne ved forskellige scenarier.

Metoden er tidligere testet i (Sørensen, Jensen, & Hansen, 2012) og er der kendskab til, at den fungerer og omfanget af metodens styrker og svagheder.

15.2 Relativ Vinkel

En anden måde at vurdere ændringen af koterne i de enkelte punkter er at undersøge vinklen imellem linjerne imellem punkterne. For denne metode benyttes tre profilpunkter, og de linjer der kan tegnes imellem dem. Ændringen i skæringsprofilen er i denne forbindelse vinklen på undersiden af knækket. (se Figur 44). Kronekanten findes derved, hvis disse vinkler bliver mindre end en fastsat grænseværdi, hvor det kan udledes at værdien bør ligge under 180 grader.



Figur 44 - Illustration af parametre ved relativ vinkel.

Vinklen udregnes efter følgende formel:

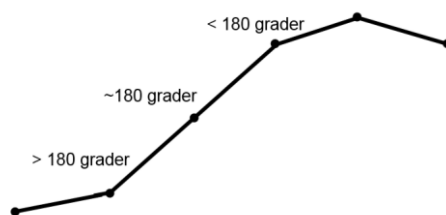
$$V = \cos^{-1} \left(\frac{s_{P2P3}^2 + s_{P1P2}^2 - s_{P1P3}^2}{2 * s_{P2P3} * s_{P1P2}} \right)$$

Da formlen altid vil udregne den indre vinkel i trekanten, er det nødvendigt at tilføje yderligere et kriterium for søgningen, da der ellers ikke skelnes imellem knæk ved skræntens begyndelse og slutning. Et sådan kriterium kunne være at det foregående linjestykke skal have en mindre hældning end det efterfølgende.

Denne metode minder meget om den forrige, hvor der findes et udtryk for den relative ændring i hvert punkt, som derefter undersøges hvorvidt, denne ændring kan bestemmes som en kronekant.

Et negativt forhold ved denne metode er, hvis terrænet ændrer sig meget lidt af gangen, for hvert profilpunkt, vil vinklen mellem punkter forblive forholdsvis tæt på 180 grader. Derved er der risiko for at vinkle ikke kommer under den opstillede grænseværdi, da dette forudsætter en vinkel af en vis

størrelse i ét punkt. Dette problem kunne tænkes at opstå i et område, som skråner regelmæssigt fra vandløbet.



Figur 45 - Forventningerne for vinkel imellem tre punkter ved forskellige scenarier.

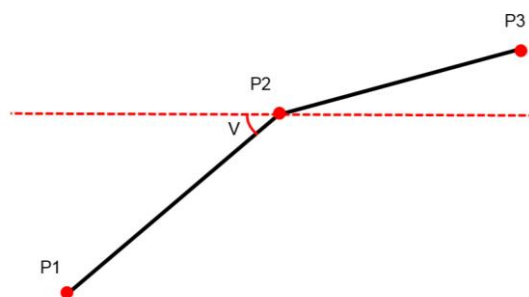
15.3 Absolut Vinkel

Det er også muligt at betragte kronekanten som en absolut vinkel. Dette var grundlaget for Blom's udarbejdede metode til at identificere kronekanten (Sørensen, Petersen, & Buch, 2011), hvor udgangspunktet er benyttelsen af en såkaldt dyrkningsbar hældning. Denne metode beskrives, da den har et andet potentiale end den forrige test med vinkler.

Kronekanten findes her ved at vurderer skråningen i hvert punkt i forhold til det horisontale niveau (Sørensen, Petersen, & Buch, 2011) (Se Figur 46). Vinklen kan udregnes ved at kigge på hældningen af linjen, der ligger forinden, hvis der udregnes fra midten end, og forskellen til det horisontale niveau. Formlen er således:

$$V = \sin^{-1} \left(\frac{z_{P2} - z_{P1}}{\text{Afstand}_{P2P1}} \right)$$

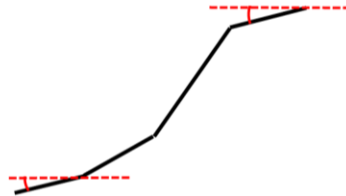
Metoden vil beregne hældningerne fra midten af skæringsprofilen og ud af. Hvis vinklen imellem hældningen og det horisontale niveau opnår en bestemt værdi vurderes det, at her ligger kronekanten. I Blom's tilfælde er værdien sat til at være 12 grader. Denne metode vil da finde en kronekant, på det tidspunkt, hvor hældningen af terrænet er på 12 grader eller mindre.



Figur 46 - Illustration af parametre ved absolut vinkel.

Fordelen ved denne metode er at den ser på de absolutte hældninger i forhold til vandret og dermed har en absolut grænseværdi i forhold til kronekanten, hvorimod de forrige metoder ser på det interne forhold imellem 3 punkter.

Ulempen ved metoden er, at de første linjer fra midten vil være under 12 grader (se Figur 47), og dermed opnå kriteriet. Dette kan undgås ved at have et ekstra kriterium, for eksempel at den efterfølgende vinkel skal være mindre den aktuelle, således terrænet begynder at ændre sig mod vandret (se Figur 47).

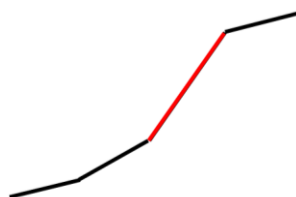


Figur 47 - Illustration på samme vinkel tæt på vandløbet (til nederst) og ved kronekanten (Øverst).

En alternativ måde at benytte denne metode på, er ved at beregne vinklerne fra yderpunkterne af skæringsprofilen og ind mod midten. Modsat skal vinklen da komme over 12 grader før en kronekant findes. Denne måde risikerer dog at finde en kronekant for tidligt.

15.4 Hældning imellem punkter

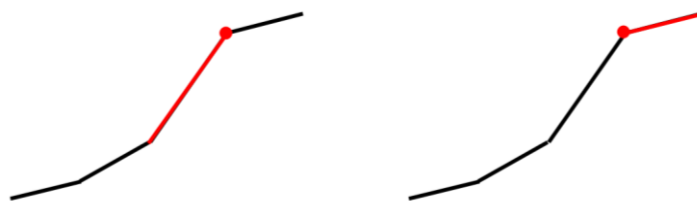
Den forrige metode vurderer kronekanten ud fra et dyrkningsscenario og en beregnet vinkel. Dette kan gøres mere simpelt ved at vurdere den benyttede linjes hældning, således der ikke skal udregnes vinkler. For hvert linjestykke i skæringsprofilen udregnes hældningen, og kronekanten skal så findes, hvor hældning når en fastlagt grænseværdi (se Figur 48). Det skal herefter vurderes, hvilke af de to benyttede profilpunkter, der er kronekantpunktet. Dette kan afhænge af den valgte værdi, da en forholdsvis flad hældning muligvis skal bruge det foregående punkt i forhold til det aktuelle linjestykke, og en stejl hældning skal bruge det efterfølgende. (se Figur 49).



Figur 48 - Illustration af en linje, der overholder en fastlagt grænseværdi.

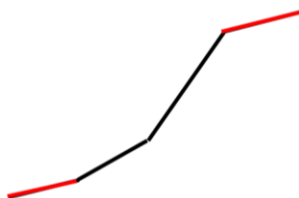
Hældningen imellem punkter kan udregnes således:

$$h = \frac{z_{P2} - z_{P1}}{x_{P2} - x_{P1}}$$



Figur 49 - Illustration af placeringen af kronekanten (rød punkt) i forhold til to forskellige hældninger.

Dog kan denne metode ikke adskille hældninger, fra bunden og toppen af skrænten, hvor skråningen knækker hver sin vej. Dermed skal der opstilles yderligere kriterier for at denne metode virker. Et eksempel på et ekstra kriterium kunne være, at den efterfølgende hældning skal være fladere end aktuelle (se Figur 50). Der skal selvfølgelig tages højde for i hvilken retning af tværsnitsprofilen man bevæger sig i.



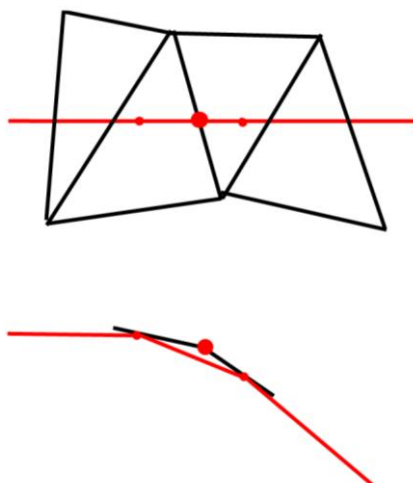
Figur 50 - Illustration af samme hældning ved vandløbskanten (nederst) og ved kronekanten (øverst).

15.5 Hældning imellem punkter – ud fra TIN-model

Den valgte udformning af skæringsprofiler medfører at TIN-modellens knæpunkter i profilet udviskes. TIN-modellens knæpunkter kan genskabes ved følgende metode.

I metoden "Hældning imellem punkter", bliver placeringen af kronekanten vurderet ud fra en fastlagt hældning. Denne metode bygger videre på dette, og der benyttes nu oplysninger fra TIN-modellen. For de to profilpunkter, der ligger ved det identificerede linjestykke, bliver de TIN-trekanter, som punkterne ligger i, udvalgt.

Skæringslinjen imellem de to trekanters planer beregnes, og derpå beregnes skæringspunktet imellem denne linje og det lodrette plan som profilpunkterne ligger i (se Figur 51).



Figur 51 - Illustration af placeringen af kronkanten, når TIN-modellens trekanter benyttes. Set fra oven og fra siden. Rød: skæringsprofil. Sort: TIN-model.

Dette forudsætter dog, at de to profilpunkter ligger i forskellige trekanter. Er dette ikke tilfældet må metoden "Hældning imellem punkter" benyttes uden modifikation.

Metoden giver et resultat, der er stemmer mere overens med DTM'en. Dog kræver dette en ekstra beregning, som tager ekstra tid, uden at give meget i forhold til nøjagtigheden. Her noteres igen den maksimale fejl, der kan bidrages med fra skæringsprofilet, ligger på 25cm (se afsnit 12.1.1 i rapporten), hvilket brugen af TIN-modellen vil forbedre, men i forhold til DTM'ens unøjagtighed anses dette som en lille gevinst.

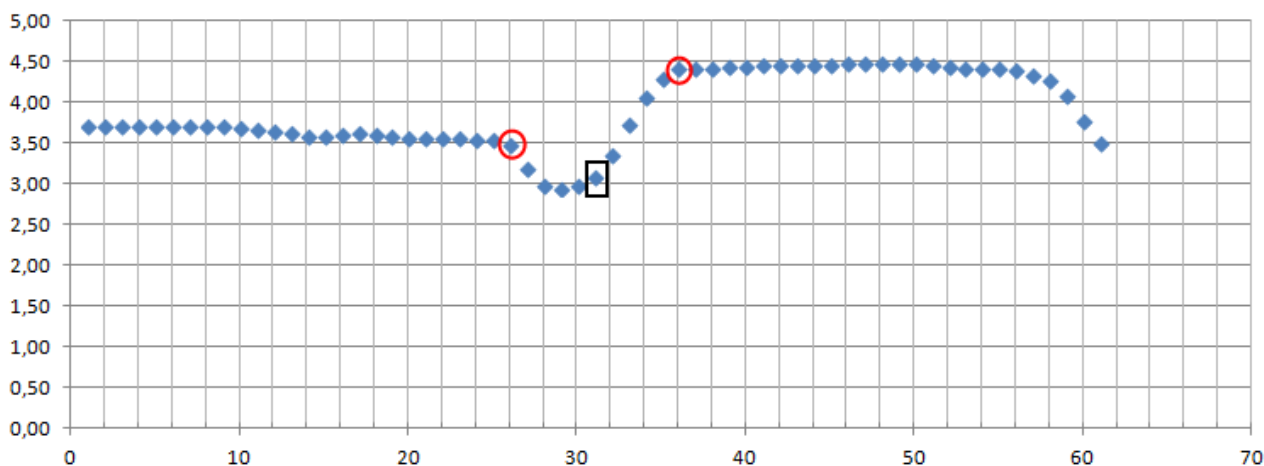
16 Appendiks F4 – Grænseværdi

I dette appendiks identificeres kronekantskarakteristika i forhold til den valgte metode (se afsnit 12.2.1 i rapporten), og der analyseres højderelationer på interpolerede punkter, således at en grænseværdi for metoden kan beregnes. Da der er tale om en automatisk identifikation ud fra en række punkter interpoleret fra et specifikt datasæt, er det nødvendigt, at kriterierne for den automatiske udvælgelse er tilpasset netop disse forhold.

Manuel identifikation af kronekanten

Der genereres derfor en række skæringsprofiler og i hver af disse identificeres kronekanterne ved manuel udvælgelse, således at højderelationen for disse punkter kan udregnes. Derved kan grænseværdien beregnes, så den automatiske metodes resultater stemmer bedst overens med de manuelt udvalgte kronekants punkter.

Der udvælges 50 tilfældige skæringsprofiler, der hver især bør indeholde to kronekants punkter, selvom der må tages forbehold for, at der kan forekomme profiler, hvor det ene eller begge af disse punkter ikke er visuelt identificerbare. I Figur 52 er vist et eksempel på de valgte kronekanter i et skæringsprofil. Vær opmærksom på, at enhederne på de to akser ikke stemmer overens, da den lodrette akse viser de enkelte punkters kote, og den vandrette blot viser punkterne i rækkefølge. Det vurderes dog nemmere for en manuel udvælgelse, at koterne overdrives, således at ændringer træder tydeligere frem. Det kan i øvrigt ses, at midterpunktet (markeret med sort rektangel), der er sammenfaldende med den tidligere fundne vandløbs midte, ikke stemmer helt overens med vandløbets laveste punkt i skæringsprofilet.



Figur 52 – Et eksempel på manuel udvælgelse af kronekanter i et skæringsprofil visualiseret i Excel. Lodret akse: kote i meter. Vandret akse: profilpunkternes rækkefølge med 0,5 m mellemrum. Rød cirkel: udvalgt kronekant. Sort firkant: vandløbsmidtens punkt i skæringsprofilet.

Af de 100 potentielle kronekantspunkter, blev 80 identificeret. I de resterende 20 % var det ikke muligt visuelt at identificere en eller begge kronekanter. Det forekommer, at den ene kronekant kunne identificeres, men ikke den anden i det samme profil.

Da disse skæringsprofiler var udvalgt tilfældigt inden for testområdet, kan det forventes, at 80 % af alle vandløb har genkendelige kronekanter i TIN-modellen.

Beregning af den optimale grænseværdi

Ved at betragte de valgte kronekanter som sande, kan identifikationsproceduren gennemløbes med en varierende grænseværdi, og derpå kan mindste kvadraters princip anvendes for at finde den grænseværdi, der giver de mindste afvigelser, og derved bringer metodens resultater så tæt på de manuelt udvalgte resultater som muligt.

Af hensyn til systematikken i en sådan test, bør grænseværdien testes med små regelmæssige intervaller. Da en højderelation med værdien 1 betyder uændret hældning før og efter punktet, og en negativ højderelation betyder at der er tale om et knæk, hvor det ene linjestykke er stigende og det andet faldende, må grænseværdien af interesse altså ligge imellem 0 og 1.



Figur 53 - Forventningerne for højde relationen imellem tre punkter ved forskellige scenarier.

Da TIN-modellen har angivet en spredning på 10 cm i koten (jf. afsnit 3.2.1), vil et interval som er finere end med to decimaler være uforholdsvist detaljeret, i forhold til kvaliteten af de analyserede data. Der testes derfor fra 0 til 1, med en værdi der vokser 0,01 pr. test.

Derefter er det muligt, ud fra kronekantpunkternes profil-id og orientering at sammenholde de nyberegnete kronekanters position med den sande, manuelt udvalgte position.

Der skal også skelnes mellem succesfulde og fejlslagne søgninger, således at der kun regnes på kronekantpunkter, der er identificerede ved den pågældende grænseværdi. Dette har betydning da det fortæller, hvor stor en del af datamængden den pågældende grænseværdi kunne håndtere. Der er altså to forhold, der gør sig gældende ved valg af grænseværdien:

- Hvor godt passer grænseværdiens punkter sammen med de manuelt udvalgte (der betragtes som de "rigtige" eller "sande" kronekantpunkter")
- Hvor stor en del af kronekantpunkterne, der er blevet fundet.

En simpel måde at betragte disse to forhold sammen på, kunne være som følgende: Med det faktum i mente, at der er fundet 80 "sande" kronekantpunkter, vil et antal fundne kronekantpunkter så tæt på 80 være at foretrække. Man kan altså tale om en succesrate hvor (fundne punkter)/80 skal være så tæt på 1. Omvendt skal afvigelserne være så små som muligt, hvilket beregnes ved mindste kvadraters princip. Det er derfor nødvendigt at omregne en af værdierne således at de til sammen skal give så lille en værdi som muligt. En måde er, at dividere afvigelsen med succesraten, således at jo større succesraten er, og jo mindre afvigelsen er, jo mindre bliver resultatet. Det kan også overvejes om den ene af de to værdier skal vægtes, i tilfælde af, at den forekommer vigtigst, selvom der ikke umiddelbart foreligger argumenter for et sådant forhold. Der foretages altså ingen vægtning.

Ved at programmere et script i Matlab der gennemløber kronekants-identifikationsproceduren med den varierende grænseværdi (Se Appendiks J – DVD), og derpå udvælge de grænseværdier der medføre den laveste RMS og den laveste RMS i relation til succesraten, fås følgende resultater:

Grænseværdi	RMS	Antal fundne kronekanter (af 80 mulige)	RMS/(Antal fundne/Total antal)
Mindst RMS:			
0,38	0,86	75	0,92
Mindst RMS i forhold til antal fundne punkter:			
0,41	0,87	76	0,91

Tabel 10 - Resultater for de to højderrelations kandidater.

Disse to grænseværdier har altså hhv. den laveste absolutte RMS og den laveste RMS i kombination med succesraten, og jævnfør de opstillede argumenter vælges derfor en grænseværdi på 0,41. Det skal dog nævnes, at forskellen i de to er meget lille, kun 0,01 imellem både deres absolutte RMS og RMS/succesraten. Samtlige resultater kan betragtes i Diagram 1 og Appendiks J – DVD.

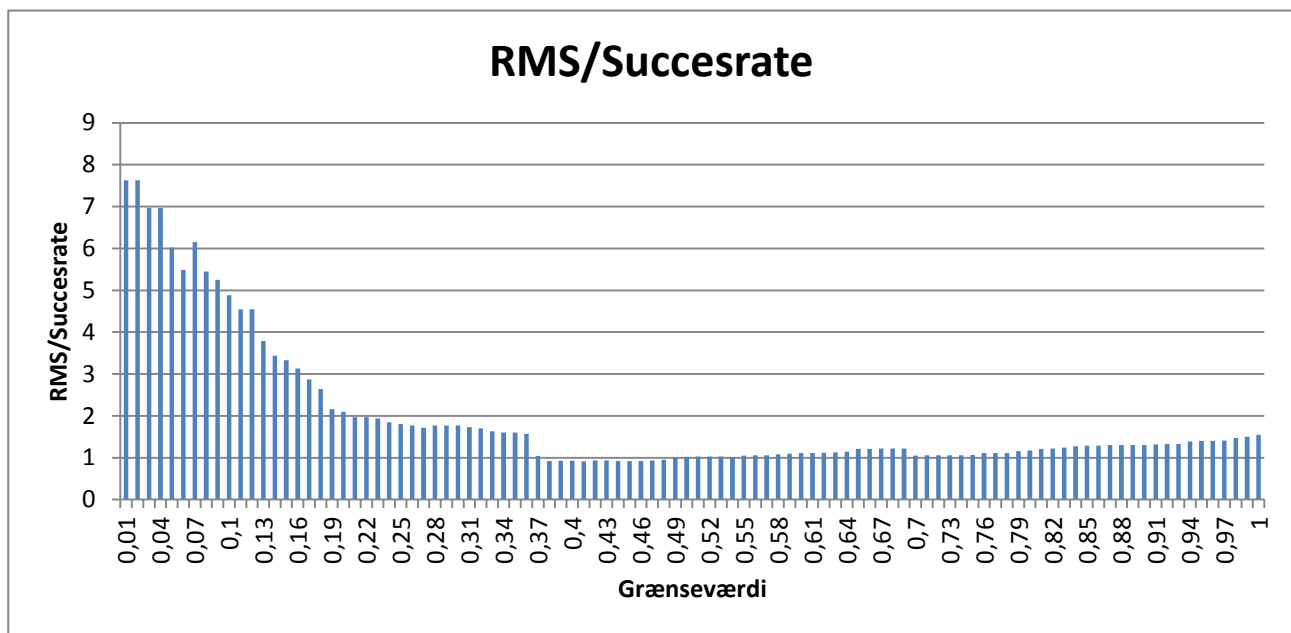


Diagram 1 - Størrelsen af RMS/Succesraten i forhold til størrelsen af grænseværdien.

17 **Appendiks F5 – Kronekantscriptets funktioner**

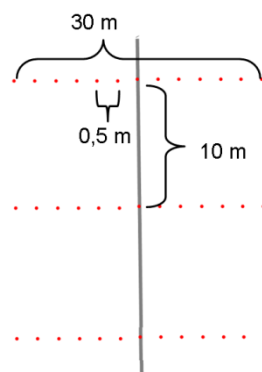
Beregningerne foretages i MATLAB.

Scriptet består af to dele, og er baseret på CERP scriptet fra (Sørensen, Jensen, & Hansen, 2012).

Begge delscripts kan findes i Appendisk I – DVD.

De foreløbige skæringsprofiler

Første del - Generering af foreløbige skæringsprofiler - Tager udgangspunkt i et datasæt med vandløbsmidterne, i form af linjestykker. For hvert af disse linjestykker beregnes et antal skæringsprofiler, ud fra parametrene besluttet i rapportens afsnit 12.1.2 i rapporten.



Figur 54 - Illustration af de foreløbige skæringsprofilers struktur.

Koterne interpoleres lineært fra DTM'en, som genereres ved Delauney triangulation.

I punktfilen arrangeres profilernes punkter i en matrice. Hver række indeholder et punkt.

Punkterne ligger i ordnet rækkefølge i punktfilen, således at punkterne for hvert profil går fra venstre til højre, i forhold til linjestykkets forløb. Se illustration af strukturen neden for:

- Vandløbslinjestykke 1
 - Skæringsprofil 1,1
 - Punkt 1,1,1 (Yderst til venstre)
 - ...
 - Punkt 1,1,61 (Yderst til højre)
 - Skæringsprofil 1,2
 - ...
 - ...
- Vandløbslinjestykke 2
 - Skæringsprofil 2,1

Profilerne tildeles et unikt ID med tilknytning til det aktuelle linjestykke.

Den samlede fil for de foreløbige skæringsprofiler er en matrice, hvor hver række repræsenterer et punkt. Hvert punkt har følgende oplysninger:

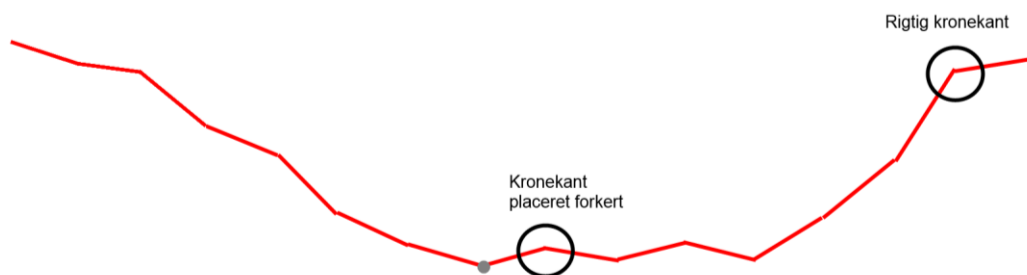
- E: Easting koordinat (UTM32).
- N: Northing koordinat (UTM32).
- H: Højde (DVR90).
- ID: Skæringsprofilets ID

Beregning af kronekanter og endelige skæringsprofiler

Dette script gennemløber hele filen med foreløbige skæringsprofiler og udtrækker et profil af gangen.

Hvert profil gennemgås fra midten og ud, og kronekanterne i hver side identificeres ud fra følgende kriterier:

- Højderelationen for kronekantpunktet skal være mindre end 0,41
 - Grænseværdien besluttet i Appendiks F4
- Kronekantpunktet skal have en kote min. 5 cm større end det foregående punkt
 - Denne funktion sikre at scriptet ikke fejlagtigt klassificere kronekantpunkter ved en nedadgående skråning, eller på et fladt forløb, hvor et ubetydeligt knæk alligevel medfører en højderelation under 0,41. (se Figur 55)



Figur 55 - Illustration af en fejlagtig klassificeret kronekant pga. et ubetydeligt knæk i skæringsprofilen.

Efter identifikationen af kronekanterne producerer scriptet desuden skæringsprofilproduktet for de profiler, hvor to kronekanter blev identificeret.

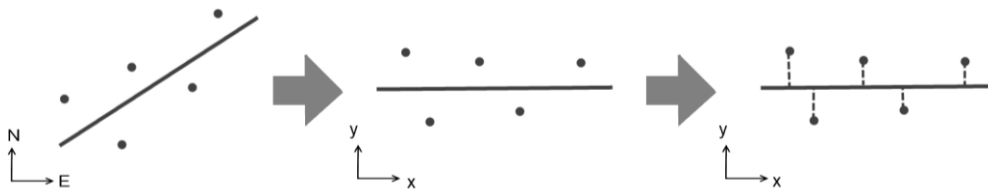
Punkterne ligger i samme rækkefølge som i filen for de foreløbige skæringsprofiler.

Både kronekanter og skæringsprofiler rummer følgende oplysninger for hvert punkt:

- E: Easting koordinat (UTM32).
- N: Northing koordinat (UTM32).
- H: Højde (DVR90).
- ID: Skæringsprofilets ID
- Klasse: Er der tale om profilpunkt (0), kronekantpunkt (1) eller dummypunkt (2).
- O: Orientering, således at der skelnes imellem punkterne på hver side af vandløbsmidten. "-1" for venstre side i forhold til linjestykkets løberetning, "1" for højre side.

18 Appendiks G – Beregning af arealer i skæringsprofil

For at beregne arealet for skæringsprofilerne ved hjælp af arealformlen (se senere) skal hvert skæringsprofil betragtes todimensionelt fra siden. Rent teknisk ses skæringsprofilerne fra siden vinkelret på den linje, der forløber imellem de yderste punkter (kronekanterne), således afstanden imellem profilpunkterne passer på denne vinkel (se Figur 56). På denne måde vil der fremkomme en minimal fejl i arealet, da der kun ses "2D" på punkterne.



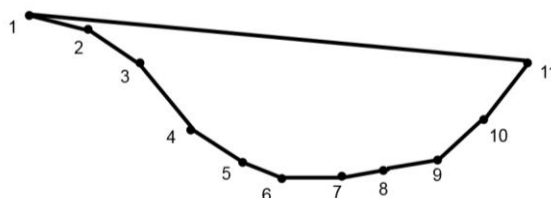
Figur 56 - Illustration af fremgangsmåden ved at se "2D" på skæringsprofilerne. Set oppefra.

Det er muligt at benytte kronekanterne fra skæringsprofilerne fra metoden til at flytte de opmålte skæringsprofiler, således at begge profiler ligger oveni hinanden. De ændringer denne flytning medfører, anses ikke for at have nogen bemærkelsesværdig indflydelse, da vandløbets volumen ikke ændrer sig voldsomt indenfor få meters afstand.

Arealet i de enkelte skæringsprofiler udregnes efter følgende formel:

$$\text{Areal} = \left| \frac{(x_1 * z_2 - z_1 * x_2) + \dots + (x_n * z_1 - z_n * x_1)}{2} \right|$$

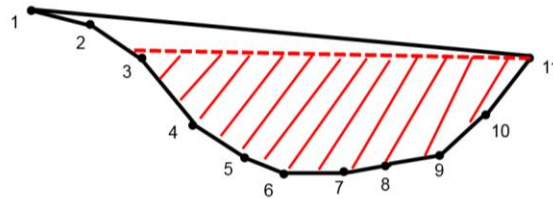
Formlen udregner det areal, der er udspændt af et tilfældigt antal punkter. Et krav til denne formel, er at profilpunkterne ligger i rækkefølge fra det ene yderpunkt til det andet (se Figur 57). Med informationerne omkring arealet for skæringsprofilerne fra henholdsvis metoden og marken, kan disse trækkes fra hinanden, og finde den procentvise forskel, så det kan vurderes, hvor godt metoden har genereret skæringsprofiler.



Figur 57 - Illustration af rækkefølgen af profilpunkter i et skæringsprofil.

Formlen benyttes, da den er simpel og indebærer alle informationerne fra skæringsprofilerne, og dermed giver et areal for hele det dækkede område. Det kan dog argumenteres for, at arealet kun skal

udregnes for den del, der ligger under den laveste kronekant, som er den reelle mængde vand vandløbet kan indeholde. Derfor bør den modsatte skråning skæres af i samme højde som den laveste kronekant, og dette areal udregnes (Se Figur 58). Af tidsmæssige årsager benyttes den simple udgave, hvor hele arealet udregnes, og hvis dette gøres konsekvent for alle skæringsprofilerne er det stadig muligt at vurdere sammenligningen.



Figur 58 - Illustration af reel vandmængde i et skæringsprofil.

19 Appendiks H – Ordforklaring

Ordforklaringen er alfabetisk opbygget.

Aktualitet – Beskriver hvorvidt et datasæt er i overensstemmelse med den nuværende tilstand i marken, eller om oplysningerne er forældede. Aktualitet kommer til udtryk igennem enten fuldstændighed, geometrisk eller tematisk nøjagtighed.

Attribut – En attribut er et kendetegn ved eksempelvis et vandløb. I en teknisk sammenhæng er en attribut altså et kendetegn som kan tilknyttes et objekt med koordinater, som eksempelvis vandløb.

DTM – Forkortelse for Digital Terræn Model. Bruges generelt i denne rapport om den anvendte terrænmodel i formatet Punktsky.

Dummy punkt – Et punkt der indsættes i kronekantsdatasættet i tilfælde af, at metoden ikke formår at identificere en kronekant i et profil. Dette punkt placeres i profilets skæring med vandløbsmidten. Det tjener til at gøre brugeren opmærksom på potentielle problemområder.

Falske positive – Pixels der er klassificeret som vandløb, men som ikke er vandløb.

Falske negative – Pixels der burde være klassificeret som vandløb, men som ikke er blevet det.

Fuldstændighed – Beskriver hvor komplet et datasæt er. Er samtlige vandløb kortlagt er der tale om en fuldstændighed på 100 %

Geometrisk nøjagtighed – Nøjagtigheden for et af de 4 udarbejdede produkter, i forhold til deres koordinater eller areal. Denne testes i forhold til kontrolmålinger foretaget i marken.

Grænseværdi – Den øvre grænse for, hvad højderelationen i et knækpunkt må være, for at det kan kategoriseres som et kronekantspunkt.

Kompensationsordning – Den ordning hvorfra landmændene kompenseres for det jord de skal udlægges som randzone.

Opfyldelsesgrad – Er hvor stor en procentdel af det kontrollerede produkt, der lever op til kvalitetskravene i specifikationen.

Sammenlagte profiler – Dette er en metode til at få skæringsprofilet til at repræsentere et forløb i stedet for den specifikke profil på stedet. Dette gøres ved at ved at betragte skæringsprofilet i 2D og projicere terrænpunkter langs vandløbet ind på skæringsprofilet.

Signaturfil – Den fil som definerer de forskellige klasse ved en image classification. Signaturfilen beregnes på baggrund histogrammerne af træningsområderne, der udpeges for de forskellige klasser.

Sløjfe – En sløjfe er når linjestykker, der burde danne et forløb, i stedet overlapper hinanden. Skæringspunktet burde i dette tilfælde være et knækpunkt i linjeforløbet.

Tematisk nøjagtighed – Et udtryk for, hvor stor en del af et datasæt rent faktisk indeholder hvad titlen angiver. Den tematiske nøjagtighed forringes eksempelvis hvis en flod er kortlagt som en motorvej.

TIN-model – Triangulært Irregulært Netværk. Anvendes primært om terrænmodellen, når denne er i TIN-format. Det kan dog forekomme at TIN bruges i anden kontekst end terrænmodellen.

Tilløb – Et tilløb er når ét vandløb slutter sig til et andet og typisk større vandløb.

Tracé – Et vandløbs 3dimensionelle, fysiske forløb.

20 **Appendiks I – Produkter**

Se de næste 4 sider:

1. Vandspejlskanter
2. Vandløbsmidter
3. Kronekanter
4. Skæringsprofiler

21 Litteraturliste

Auken, I. (2. Februar 2013). Vand/klimatilpasning. Nyborg.

Barstad, B. (2012). *Aerial triangulation*. terratec.

(2012). *Calibration Report*. Gruber, Michael ; Prassl, Peter: Vexcel imaging.

EU-Parlamentet. (23. Oktober 2000). *EUR-LEX*. Hentede 17. Februar 2013 fra http://eur-lex.europa.eu/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexplus!prod!CELEXnumdoc&lg=da&numdoc=300L0060

Europa Kommissionen . (2009). *Report from the Commission to the European Parliament and the Council in accordance with article 18.3 of the Water Framework Directive 2000/60/EC on programmes for monitoring of water status*. EUR-Lex.

Folketingets EU-Oplysning. (Januar 2007). *Folketingets EU-Oplysning*. Hentede 25. Februar 2013 fra http://www.euo.dk/upload/application/pdf/9fc5aeba/eufakta_012007_23.pdf

(4.1). *FOT specifikation*.

FOTDanmark. (2013). www.fotlandanmark.dk. Hentet fra <http://www.fotlandanmark.dk/Menu/Organisation/Medlemmer+og+udvalg/Medlemmer>

geodata-info. (2012). [geodata-info.dk](http://www.geodata-info.dk). Hentet fra <http://www.geodata-info.dk/Portal/ShowMetadata.aspx?id=7ee6e838-151a-4c4a-ac92-883af29c25d4>

GST. (2013). download.kortforsyningen.dk. Hentet fra <http://download.kortforsyningen.dk/>

KMS. (2002). *Matrikelkortet - Brugervejledning*. Kort og Matrikelstyrelsen.

KMS. (2012). *metadate om FOTKort10*. Hentet fra metadate om FOTKort10: <http://www.geodata-info.dk/Portal/ShowMetadata.aspx?id=1c611b2b-2d27-4e85-a525-841d6a6ab2ed>

Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., & Chipman, J. W. (2008). *Remote Sensing and Image Interpretation* (6 udg.). USA: John Wiley & Sons, Inc.

(2009). *Lov om vandløb*. Lov.

Miljøministeriet. (28. Januar 2010). *Bekendtgørelse af lov om Kort- og Matrikelstyrelsen*. Hentede 25. Februar 2013 fra <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=129167>

Miljøministeriet. (14. Januar 2013). *Vandplanernes status er afklaret*. Hentede 19. Februar 2013 fra Miljøministeriet - Nyheder: http://www.mim.dk/Nyheder/20130114_vandplaner.htm

Miljøministeriet. (2002). *Vejledning om bræmmer langs vandløb og søer*. København Ø: Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen. (2012). *Ferskvandsdambrug*. Hentet fra
http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Landbrug/Dambrug/

Naturstyrelsen. (2011). *Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-2015. Programbeskrivelse*. Miljøministeriet.

Naturstyrelsen. (u.d.). *Naturstyrelsen*. Hentede 17. Februar 2013 fra
http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Soer_og_vandloeb/Lovstof/

Naturstyrelsen. (u.d.). *Naturstyrelsen*. Hentede 18. Februar 2013 fra
<http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner/EU-vandrammedirektiv/>

Naturstyrelsen. (2011). *Vandplan 2010 – 2015. Limfjorden. Hovedvandopland 1.2*. Miljøministeriet -
Naturstyrelsen.

Naturstyrelsen, S. o. (2002). *Vejledning om bræmmer lands vandløb og søer*. Hentet fra
<http://www.naturstyrelsen.dk/NR/rdonlyres/5B756347-4307-414D-BB3A-CB8F97817FA1/0/Braemmevejledninghel.pdf>

Ortofotoudvalg, G. (2011). *geoforum.dk*. Hentede 2013 fra Specifikation for ortofotos:
<http://www.google.dk/url?sa=t&rct=j&q=specifikation%20for%20ortofoto%202012&source=web&cd=1&cad=rja&ved=0CDAQFjAA&url=http%3A%2F%2Fgeoforum.dk%2FAdmin%2FPublic%2FDWSDownload.aspx%3FFile%3D%252FFiles%252FFiler%252FArbejdsgrupper%252FOrtofoto%252FOrtofoto%2>

Sørensen, J. M., Petersen, H. G., & Buch, S. (2011). *Pilotprojekt: Kronekanter på danske vandløb*. BLOM.

Sørensen, M. H., Jensen, M. L., & Hansen, J. H. (2012). *The Development of a Crown Edge Recognition Procedure*. Semesteropgave, Aalborg Universitet.

Vosselman, G. (2010). *Airborn and terrestrial laser scanning*. Whittles Pub.