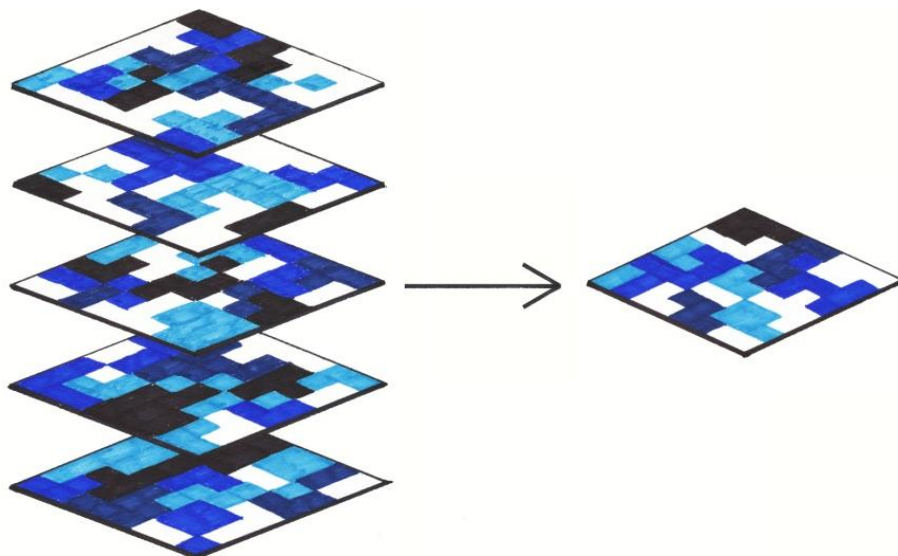


Multikriterie GIS-analyse som beslutningsstøtteværk- tøj i udpegningen af optimale naturgenopretningsområder

- Et case-studium baseret på data fra Vordingborg Kommune

Simon Kamp Danielsen
01-10-2012



OCTOBER 2012

S. KAMP DANIELSEN

MASTER OF GEOINFORMATION TECHNOLOGY AND MANAGEMENT

UNIVERSITY OF AALBORG

DENMARK

Kandidatspeciale: Multikriterie GIS-analyse som beslutningsstøtteværktøj i udpegningen af optimale naturgenopretningsområder - Et case-studium baseret på data fra Vordingborg Kommune

Resumé

Projektet anvender en multikriterieanalyse til at identificere naturgenopretningsområder i Vordingborg Kommune. Først præsenteres baggrund for naturbeskyttede arealer, miljøordninger i landbruget og ekstensive landbrugsarealer. Herefter behandles teori for naturforvaltning, landskabsstrukturer og multikriterieanalyse. I dataafsnittet beskrives de enkelte datasæt som er anvendt i analysen, foruden deres præcision og usikkerhed. Metodisk er data klassificeret som faktorer og begrænsninger i et raster, hvor faktorerne værdisættes med den parvise sammenligningsmetode. Herefter vurderes boolsk egnede områder ud fra den vægtede lineare kombinationsmetode. Endeligt kombineres data i en multikriterie-evaluering. De højest egnede celler udvælges, og evalueres med henholdsvis en kvadrat- og nærheds-analyse. Der anbefales ikke et specifikt områdes egnethed som natur, da dette er op til beslutningstagere at afgøre. Analysens resultat har en høj grad af usikkerhed, da præcisionen for data er lav. Dette gør resultatet svært at sammenligne og anvende direkte i forvaltningen. Hermed diskuteres usikkerheden på resultatet i henhold til vægtning og værdisætningen i analysen, og multikriterieanalysens potentielle anvendelse som beslutningsstøtteværktøj. Endelig perspektiveres over en fremtidig simplificering af multikriterieanalysen som metode, da det kan gøre den bredt anvendelig som beslutningsstøtteværktøj.

Nøgleord: GIS, Multikriterieanalyse, Beslutningsstøtteværktøj, Forvaltning, Naturgenopretning, Usikkerhed, Data præcision, Arealanvendelse, Arealudnyttelse, Den parvise sammenligningsmetode

Master thesis: Multi-Criteria GIS-analysis as a decision support system in the identification of optimal nature restoration areas - A case study based on data from Vordingborg Municipality

Abstract

This project uses a multi-criteria analysis, to identify restoration areas in Vordingborg municipality. Firstly, the background knowledge of natural protected areas, environmental schemes in agriculture and extensive agricultural areas is presented. Then nature conservation, landscape structures and theory of multi-criteria analysis is described. In the data section the individual datasets used in the analysis is presented, in addition to their precision and uncertainty. Methodically data is classified as factors and limitations in a raster, where factors are valued by the pair wise comparison method. Then boolean suitable areas are assessed, based on the weighted linear combination method. Finally data is combined in a multi-criteria evaluation. The highest suitable cells are selected and evaluated with the quadrant method and near analysis. A specific area is not recommended as a suitable nature restoration area, as this is up to the decision makers to determine. The result of the analysis has a high degree of uncertainty, as the precision of the data is low. This makes the results difficult to compare and use in management directly. Hereby can the uncertainty of the results be discussed according to weightings and valuations of the analysis, as well as the potential of a multi-criteria analysis use as decision support system. Finally a future simplification of multi-criteria analysis is taken into perspective, as this can make the method widely usable as a decision support system.

Keywords: GIS, Multi-Criteria Analysis, Decision Support Systems, Management, Nature restoration, Uncertainty, Data precision, Land Use, Land Suitability, The pair wise comparison method.

Indholdsfortegnelse

1.	Introduktion	5
1.1	Projektets opbygning	6
1.2	Problemformulering	6
2.	Baggrund for miljøordninger i landbrugsmæssige sammenhænge	7
2.1	Opsplitning af habitater og sammenhængende natur	7
2.2	Fra vandmiljøplaner til Grøn infrastruktur	7
2.3	Naturbeskyttelseslovens §-3 arealer	8
2.3.1	Registreringen af §-3-natur	9
2.4	Miljøordninger i landbruget	10
2.4.1	Markkortet og naturarealer i omdrift	11
2.4.2	MiljøVenlige Jordbrugsforanstaltninger	12
2.4.3	10 meters randzoner	12
2.5	Ekstensive landbrugsarealer	13
2.5.1	Potentiel marginaljord	14
3.	Teorier og metoder	17
3.1	Landskabsstrukturer og naturforvaltning	17
3.1.1	Modellering af landskabet i forbindelse med naturforvaltning	18
3.2	Vurdering af arealers egnethed	19
3.2.1	Klassificering af jordbunden i Danmark	21
3.3	Udvikling af en multikriterieanalyse	22
3.3.1	Fra vektor til raster-GIS	23
3.3.2	GIS som et beslutningsstøtteværktøj	23
3.3.3	Baggrunden for multikriterieanalyse	25
3.3.4	Vægtning af variable	26
3.3.5	Typisk fremgangsmåde for multikriterieanalysen	28
3.3.6	Analysere og udpege mønstre	28
3.4	Præcision og skala for data	30
4.	Data og software anvendt til multikriterieanalysen	32
4.1	Software	32
4.1.1	Værktøjer	32
4.2	Data	33
4.2.1	Landbrugs-data	34
4.2.2	Jordbunds- og terræn-data	34
4.2.3	FOT-data	36
4.2.4	Øvrige arealanvendelsesdata	38
5.	Metode for multikriterieanalyse og vurdering	39
5.1	Data-indsamling	39
5.2	Klargøring	40
5.3	Beslutningskriterier og klassificering	41
5.3.1	Faktorer	42
5.3.2	Begrænsninger	45
5.4	Standardisering af egnethed	47
5.4.1	Reklassificering ved den vægtede lineare kombination	48
5.5	Multikriterieanalyse	48
5.6	Evaluering af mønstre og bestemme nærhed	49
5.6.1	Kvadratanalyse	49
5.6.2	Nærhedsanalyse	50

6.	Analyseresultater.....	51
6.1	Multikriterieanalyse.....	51
6.1.1	Evaluering af multikriterieanalysen.....	53
6.1.2	Nærhedsanalyse	53
6.1.3	Gennemsnitlig nærmeste nabo	55
6.1.4	Kvadratanalyse	55
6.2	Vurdering og anbefaling	60
7.	Kvalitet af multikriterieanalysen	61
7.1	Usikkerheder ved analysen og datagrundlaget.....	61
7.2	Præcision	64
7.3	Fejl og unøjagtigheder ved en GIS-analyse	65
7.4	Vægtning.....	66
7.5	Skala for analysen.....	68
7.6	Evalueringsmetoders anvendelse i vurdering af multikriterieanalysen	68
7.7	Multikriterieanalysen som beslutningsstøtteværktøj	71
8.	Perspektiver for anvendelse af multikriterieanalysen	73
8.1	Udvikling af metode	74
9.	Sammenfatning	75
10.	Ressourcer	77
10.1	Litteratur	77
10.2	Internet.....	80
10.3	Software.....	80
11.	Bilag	81
11.1	Bilag A.....	81

Illustration på forsiden: Land suitability © Northrop, Kory (2012)

1. INTRODUKTION

Inspireret af EU's projekt om en forbedret Grøn Infrastruktur (Europa Kommissionen 2010) ønskes det at udpege områder der er egnet til naturgenopretningsområder. Områderne kan bidrage til at genetablere forbindelsen mellem eksisterende naturområder, og til at forbedre den samlede økologiske kvalitet af landskabet i almindelighed. Danmarks landskab har i høj grad en intensiv udnyttelse af landbrug (Wilhelmudvalget 2001), der findes dog en række miljøordninger med arealer der fungerer som en form for halvkultur i landbruget. For kvaliteten af naturen er det dog mest hensigtsmæssigt, at skabe store sammenhængende vilde naturarealer uden landbrugsmæssig indflydelse (Svenning 2012). GIS er en ideel metode til at til at identificere områder, hvor arealanvendelsen med fordel kan ændres til natur. Med rumlige arealanvendelses-data som jordkort, lavbundskort og højdedata kan der udpeges et kvalificeret skøn over de danske marginaljorde. Da marginaljorde er af mindre betydning for den landbrugsmæssige produktion (Madsen 1989), bør flere af disse områder inddrages som natur (Svenning 2012). På den måde kan optimale områder for naturgenopretning udpeges.

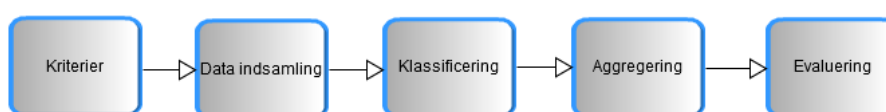
Med det nuværende datagrundlag, vil en multikriterieanalyse i GIS være et godt værktøj til at identificere egnede områder til naturgenopretning. Multikriterieanalysen aggregerer rumlige data på en ensartet skala, og tager udgangspunkt i faktorer der klassificeres, vægtes og værdisættes. For at et areal kan udpeges som et potentielt naturgenopretningsområde, opstilles forskellige kriterier der skal være opfyldt. Arealerne skal have en vis egnethed, på baggrund af en række værdisatte faktorer. Der tages højde for at de data der anvendes, har en lang række forskellige baggrunde. Derfor er det interessant at undersøge skala og præcisionen af disse. Dette har en direkte betydning for usikkerheden af et resultats kvalitet. Resultatet er kun en repræsentation af virkeligheden, og jo højere præcision, jo mere virkelighedstro beslutningsstøttegrundlag har man. Derfor skal værdisætningen af data afstemmes både i forhold til arealets egnethed for natur, og kvaliteten af data. De mest egnede områder for naturgenopretning kan således prioriteres i forvaltningen. Her er nærhed og densitet af naturarealer et valgt kvalitetsmål der skal evalueres. På den måde kan metodens anvendelighed til udpegning af naturgenopretningsområder vurderes.

GIS anvendes allerede bredt på alle niveauer i den offentlige administration og planlægning, til bl.a. arealudpegninger ved deterministiske overlaps-funktioner. Denne form for analyse er mindre brugbar når der arbejdes med komplekse, delvist modstridende, faktorer (Hansen 2005). Multikriterieanalysen kan i forbindelse med en arealudpegning, frembringe et nuanceret beslutningsgrundlag for planlæggere og beslutningstagere. Multikriterieanalyser anvendes i offentlige beslutningstagninger indenfor miljøområdet, hvor interessekonflikter opstår mellem økonomi- og miljø-interesser. Ved en multikriterieanalyse forsøger man at afveje disse komplekse problemstillinger. Beslutningstagere vælger multikriterieanalysen for at få et indblik i kompleksiteten af rumlige beslutninger, og deres rumlige konsekvenser, når de står over for beslutninger med høj usikkerhed (Gamper & Turcanu 2007). Princippet ved metoden er, at opdele kriterierne i flere mindre forståelige dele, analysere hver enkelt del separat, og derefter integrere delene på en logisk måde (Malczewski 1999). Det er uden for projektets rammer, at tage stilling til hvordan en genopretning i praksis skal ske. Ligeledes angives ikke en samlet anbefaling for et specifikt områdes egnethed som natur. Denne afgørelse er op til beslutningstagere, da multikriterieanalysen i projektet fungerer som et vejledende beslutningsstøtteværktøj, der bidrager med vigtige informationer til en beslutningsproces.

Tak til Naturstyrelsen for inspiration til projektets udformning. En særlig tak til vejleder Thomas Balstrøm for uvurderlige idéer, kritik og en god portion tålmodighed.

1.1 PROJEKTETS OPBYGNING

Rapporten indledes med en redegørelse for projektets baggrund, omhandlende en beskrivelse af miljøordningerne i landbrugs-mæssige sammenhænge. Herunder beskrives de nuværende arealer under §-3 ordningen og de ekstensive landbrugsarealer. Teorien behandler hovedsagligt baggrunden for multikriterieanalyser, og hvordan disse anvendes i et GIS. Herunder fungerer multikriterieanalysen som et beslutningsstøtteværktøj, hvor den parvise sammenligningsmetode anvendes til at bestemme værdisætningen af klasser. I teoriafsnittet beskrives landskabets strukturer, herunder sammenhæng i naturen og hvordan disse arealer forvaltes. Dette leder til teorier angående vurdering af arealers egnethed, især angående klassificering af jordbunden i Danmark. Endeligt kan teorien bag præcision og skala for GIS data fremstilles. Dataafsnittet beskriver softwaren og de data som anvendes i analysen, samt baggrunden for og præcisionen af data. En væsentlig del af metodeafsnittet er, at beskrive de kriterier der indgår i udpegningen af potentielle naturarealer. Faktorerne er karakteriseret ved at de værdisættes, alt efter hvor egnede de er til naturgenopretning. Desuden opstilles arealer som fungerer som fysiske begrænsninger for analysen. Et overblik over metodens fremgangsmåde ses på figur 1. Ud fra de opstillede kriterier, indsamles data som klassificeres. Herefter kan data aggregeres område for område, der skaber et multikriterieanalyse resultat til evaluering.



Figur 1: Oversigt over fremgangsmåden ved analysen i projektet.

I resultat- og analyse-afsnittet præsenteres og forklares resultaterne. På grund af de komplicerede problemstillinger er det relevant at analysere disse umiddelbart i afsnittet. Efter udvælgelsen af de mest egnede arealer, kan resultaterne evalueres for henholdsvis en nærhedsanalyse og en kvadratanalyse med forskellige zonestørrelser. Diskussionen er en omfattende gennemgang af usikkerheder ved analysen, baseret på fejl ved og præcisionen af faktorerne. Desuden diskuteres skala for de forskellige data, og hvad denne betyder for analysens resultat. Der anvendes forskellige metoder til at evaluere multikriterieresultatet og disse metoder vurderes. Multikriterieanalysen har et stort potentiale som beslutningsstøtteværktøj, og derfor kan usikkerhederne sammenstilles med metodens anvendelighed som værktøj i forvaltningen. Dette er også grundlaget for perspektivering over den videre anvendelse af værktøjet, ligesom udvikling af metoden som en simplificeret, bredere anvendt metode i forvaltningen.

1.2 PROBLEMFORMULERING

I specialeprojektet skal arealer til naturgenopretning udpeges med en multikriterieanalyse. Disse områder skal evalueres efter deres sammenhæng til andre naturarealer, som er relevant i henhold til at udvikle en Grøn Infrastruktur. Dette støtter et generelt ønske om større, og mere sammenhængende naturarealer i det danske landskab. Desuden belyses metodens anvendelse som beslutningsstøtteværktøj. Med udgangspunkt i ét hovedspørgsmål, undersøge tre under-spørgsmål:

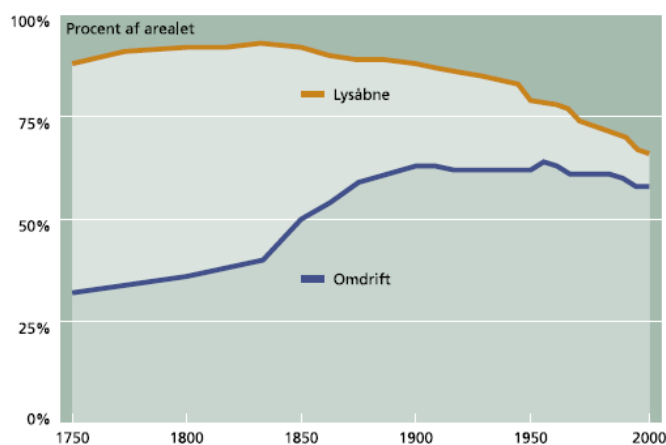
- Hvordan fungerer en multikriterieanalyse som beslutningsstøtteværktøj til udpegnings af potentielle naturgenopretningsområder?
 - o Hvordan kan en multikriterieanalyse udpege optimale naturgenopretningsområder?
 - o Hvilken betydning har præcision, skala og vægtning af data for usikkerhederne ved multikriterieanalysen?
 - o Hvordan kan et multikriterieanalyse resultat evalueres og anvendes som et beslutningsstøtteværktøj?

Problemstillingerne undersøges ved at foretage metodiske analyser i GIS, og undersøge resultatet med forskellige evalueringsmetoder. Usikkerhederne ved data og selve metoden analyseres, og diskuteres. Desuden vurderes hvilken indflydelse, dette har på multikriterieanalysens endelige resultat. Dermed kan multikriterieanalysens anvendelse som beslutningsstøtteværktøj diskuteres, og der perspektiveres over en bredere anvendelse af denne metode.

2. BAGGRUND FOR MILJØORDNINGER I LANDBRUGSMÆSSIGE SAMMENHÆNGE

2.1 OPSPLITNING AF HABITATER OG SAMMENHÆNGENDE NATUR

Økosystemer er en del af det system, der opretholder vores liv, mens biodiversitet er grundlaget for økosystemernes sundhed og stabilitet. Nygaard et al. (1999) omtaler fem kvalitetskriterier for naturarealer, som har biologisk betydning: vildhed, oprindelighed, kontinuitet, konnektivitet og autenticitet. En sammenstilling af disse kriterier giver et ideelt mål for den maksimale biologiske naturkvalitet (Nygaard et al. 1999). Det danske naturlandskab har været udsat for tab og opsplitning af naturområder (se figur 2), og eksisterende områder er truet af opsplitning eller opløjning. Naturtyper som overdrev, enge, moser, heder og klitter udgjorde før år 1850 op mod 60 % procent af Danmarks nuværende areal. Frem til i dag er arealet blevet stærkt reduceret, og udgør nu mindre end 9 % procent (Wilhelmudvalget 2001). Op-splitning af levesteder og ændringer i økosystemerne forårsages af en lang række forskellige faktorer, der skyldes ændringer i arealanvendelsen, herunder: Tilfældig udbredelse af bymæssig bebyggelse, transportinfrastrukturer og intensiv landbrugs- eller skovdrift. Dette har resulteret i, at naturen i Danmark har et meget begrænset råderum, og stadig mindskes i størrelse. Konsekvensen er en mindre funktionel, varieret og dynamisk natur (Europa kommissionen 2010).



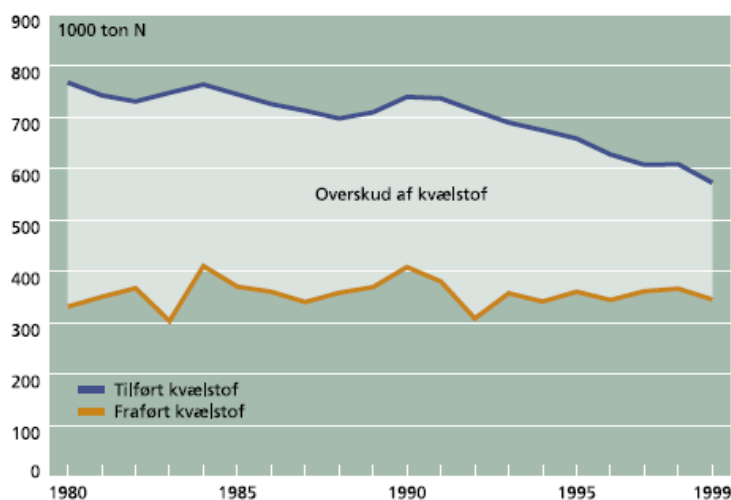
Figur 2: Udvikling af arealerne i omdrift og arealerne af de lysåbne naturtyper i procent af Danmarks samlede fra 1750 frem til i dag. Wilhelmudvalget 2001 pp. 19.

Wilhelmudvalgets rapport (2001) konkluderer, at naturen og den biologiske mangfoldighed har behov for bedre betingelser. Danmarks natur og biodiversitet har aldrig tidligere været så opsplittet, på trods af øget fokus på naturbeskyttelse. Dette skyldes bl.a. at naturarealerne er for små, for spredte og ikke kan klare det omfattende ophør af ekstensiv drift (Wilhelmudvalget 2001). Det Grønne Kontaktudvalgs rapport "Danmarks natur frem mod 2020" (2012) understøtter behovet for mere sammenhængende naturarealer. Det udledes bl.a., at behovet for en større sammenhæng mellem naturområder, kan mindske et generelt krav om størrelsen på de enkelte naturarealer (Svenning 2012). Svenning (2012) konkluderer bl.a., at nøglen til at sikre mere natur er beskyttelsen af den eksisterende natur. Herudover skal der skabes, udvikles og sikres store sammenhængende naturområder, hvor naturen har forrang og er fredet med naturformål (Rahbek et al 2012). En mulig løsning på at sikre mere natur, er de store arealer med landbrugsmæssige marginaljorde i Danmark. Disse arealer kan fordelagtigt tages ud af produktion og anvendes som naturarealer (Svenning 2012).

2.2 FRA VANDMILJØPLANER TIL GRØN INFRASTRUKTUR

Man har fra politisk side forsøgt, at styre udledningen af næringsstoffer i naturen ved politiske tiltag. Vandmiljøplan 1 blev indledt i 1987, hvor udledningen fra markerne skulle mindskes med 50 % kvælstof (100.000 tons om året) og 80 % fosfor. Dette krævede store investeringer i teknologi og faciliteter, og landmændene måtte skære i gødningsmængden. Målsætningen skulle nås inden 1993, hvilket viste sig urealistisk, og derfor blev Vandmiljøplan 1 fulgt op af handlingsplaner. Men i 1996 var kvælstofudvaskningen kun formindsket med 63.000 tons om året og fosfor 50 % af målsætningen (Wilhelmudvalget 2001). I 1998 kom Vandmiljøplan 2 med yderligere stramninger i udledningen af kvælstof fra landbruget, så målsætningen fra Vandmiljøplan 1 kunne nås. Vandmiljøplan 2 hvilede på principper om at gødningstilførslen

generelt skulle reduceres, at de eksisterende ressourcer skulle udnyttes bedre og at støtteordningerne skulle fremme specifikke mål om lokal beskyttelse og miljøvenlig landbrugsdrift. Landmændene skulle derfor omlægge til mere effektivt foder, og havde nu øgede muligheder for økologisk landbrug. Der indførtes også etablering af 2 meters randzoner, som et generelt kompensations-frit virkemiddel langs målsatte vandløb og søer over 100 m². Reduktionen af kvælstofudledningen var mærkbar, idet vandløbene indeholdt mindre kvælstof end før Vandmiljøplan 1 (se figur 3), der dog ikke nødvendigvis betød en forbedring for miljøet (Wilhelmudvalget 2001). De politiske miljøplaner skal anses som politisk fastsatte formindskelser i udledningerne, men ikke konkrete mål for miljøforbedringer. Der er stadig et stort overskud af kvælstof, og afgrøder optager gennemsnitligt ikke mere kvælstof, på trods af større fokus på bælgafgrøder (Ellermann, T. et. al. 2007). Denne udvikling fortsatte uden at produktionen faldt, bl.a. i kraft af landmændenes bedre gødningsbalancer. I Vandmiljøplan 3 skulle der skæres mere i kvælstofudvaskningen, og myndighederne foreslog implementering af 10 meters frivillige randzoner med tilskud. Dette havde ingen større effekt, da der kun etableredes 1 % af de målsatte 30.000 ha. randzone, eftersom at den økonomiske gevinst var betydningsløs for landmanden (Wilhelmudvalget 2001). Dette var utilstrækkeligt, og bl.a. derfor lancerede regeringen Grøn Vækst Pakken i forlængelse af Vandmiljøplan 3. Vigtigst i pakken var en bedre udspecificering af mål og tiltag i Vandmiljøplan 3, foruden en forlængelse af tidshorisonterne for opfyldelse af målene (Regeringen 2009). På EU niveau arbejdes der nu med begrebet ”en Grøn Infrastruktur”, som vil bidrage til at genetablere forbindelsen mellem eksisterende naturområder, forbedre den samlede økologiske kvalitet af landskabet i almindelighed og bidrage til at bevare sunde økosystemer i EU (Europa kommissionen 2010). En grøn infrastruktur kan opnås ved en integreret arealforvaltningsstrategi og omhyggelig strategisk fysisk planlægning. Det kan sikre et rumlige samspil mellem forskellige natur-arealanvendelser over et stort geografisk område (Europa kommissionen 2010). Planlægning på et strategisk plan kan identificere metoder til at genskabe den rumlige forbindelse mellem tilbageværende naturområder. F.eks. ved at fremme projekter til genoprettelse af levesteder på strategisk vigtige steder, eller ved at integrere økologiske elementer i nye udviklingsprojekter (Europa kommissionen 2010).



Figur 3: Kvælstofbalancen i det danske landbrug, for henholdsvis tilført og fraført kvælstof. Forskellen mellem kurverne angiver overskuddet af kvælstof som ikke omsættes. Wilhelmudvalget 2001 pp. 32.

2.3 NATURBESKYTTELSESLOVENS §-3 AREALER

Baggrunden for beskyttelsen af naturtyper er den kontinuerlige forringelse og reduktion af de udyrkede og ekstensivt udnyttede naturarealer. Det er ønsket at bevare naturarealernes bestand af vilde planter og dyr samt deres levesteder. Dette som en integreret del af de landskabelige, kulturhistoriske, naturvidenskabelige og undervisningsmæssige værdier (Miljøministeriet 2009). Dermed bidrager beskyttelsen til at sikre varierede og smukke landskaber samt befolkningens mulighed for at opleve naturen overalt i landet (Miljøministeriet 2009). Naturbeskyttelseslovens §-3 naturarealer repræsenterer naturarealer i Danmark, og anvendes derfor i dette projekt som en betegnelse for natur. Det er den type arealer som søges genoprettet, så det samlede areal af §-3 natur øges i Kommunen. Arealerne omtales §-3 natur.

Den generelle beskyttelse af naturtyper er et af de væsentligste virkemidler til at beskytte naturområder og levesteder. Dermed bidrages til beskyttelse af arter og den danske biodiversitets mangfoldighed af økosystemer og genetisk variation. Naturtypebeskyttelsen udgør desuden en stor del af grundlaget, for at varetage forpligtelser ved EU's naturbeskyttelses-

direktiver: Fuglebeskyttelsesdirektivet, habitatdirektivet samt forskellige naturbeskyttelseskonventioner som Danmark har tiltrådt (Konvention om biologisk mangfoldighed, Ramsar-konventionen om beskyttelse af vådområder, Bernkonventionen om beskyttelse af Europas vilde planter og dyr samt naturlige levesteder og Bonn-konventionen om beskyttelse af vilde arter af migrerende dyr) (Miljøministeriet 2009). Den generelle beskyttelse af visse naturtyper blev indført i naturfredningsloven i 1979, som blev afløst af § 3 i naturbeskyttelsesloven i 1985. Siden 1992 indebærer loven nu:

”§-3. Der må ikke foretages ændring i tilstanden af naturlige søer, hvis areal er på over 100 m², eller af vandløb eller dele af vandløb, der af miljøministeren efter indstilling fra kommunalbestyrelsen er udpeget som beskyttede. Dette gælder dog ikke for sædvanlige vedligeholdelsesarbejder i vandløb.

Stk. 2. Der må ikke foretages ændringer i tilstanden af:

- heder,
- moser og lignende,
- strandenge og strandsumpe samt
- ferske enge og biologiske overdrev,

når sådanne naturtyper enkeltvis, tilsammen eller i forbindelse med de søer, der er nævnt i stk. 1, er større end 2.500 m² i sammenhængende areal.” (Retsinformation 2009)

Loven foreskriver at der ikke må foretages ændringer i tilstanden på de §-3 omfattede naturarealer, som opfylder definitionerne af naturtyper som beskrevet i bemærkninger, bekendtgørelser og vejledninger til loven (Miljøministeriet 2009). Dog kan der søges dispensation til at foretage en ændring af tilstanden af §-3 beskyttede naturarealer, f.eks. dræning, opfyldning, tilplantning, råstofindvinding. Der må ikke foretages godskning, sprøjtning og omlæg af arealerne, ud over hvad der har indgået i den oprindelige drift, således er f.eks. græsning og vedligehold også tilladt i samme omfang som det foregik i den oprindelige drift (Nielsen & Rasmussen 1994).

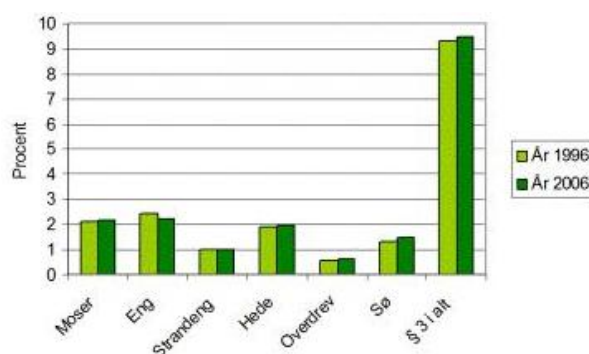
Naturarealerne skal opfylde forskellige geografiske størrelser, men da de er dynamiske kan arealerne vokse ud eller ind af beskyttelsesreglernes arealer. Eksempelvis hvis et udyrket areal i en længere periode har stået uberørt og udvikles til en fersk eng, kommer det under §-3-bestemmelserne – eller hvis et hedeareal står uberørt og springer i skov, mister det status som beskyttet hede. De beskyttede naturtypers areal beregnes som en samlet størrelse, uanset om dette består af forskellige naturtyper med glidende overgange imellem dem. Sammenhængende arealer skal kunne karakteriseres i naturbeskyttelsesmæssig forstand som en funktionel helhed, uanset om arealet gennemskæres af mindre veje, brandbælter, vandløb, hegn eller mindre skovklynger (Nielsen & Rasmussen 1994).

2.3.1 REGISTRERINGEN AF §-3-NATUR

Siden de generelle bestemmelser om biotopbeskyttelse indførtes i 1979, har Kommunerne (tidligere Amterne) foretaget registrering af de berørte arealer via kortlægning. Registreringen er et betydningsfuldt grundlag for en effektiv offentlig administration i både Staten og Kommuner. Følgende faktorer og forhold indgår med forskellig vægtning, i vurderingen af om et område er omfattet af §-3 i naturbeskyttelsesloven: Vegetation, jordbund, fugtighedsforhold, beliggenhed, nuværende drift og tidligere drift (Nielsen & Rasmussen 1994). Kortlægningen foregår ved at inddrage luftfotos og eksisterende kortmateriale i en digitaliseringsproces. Registreringen indbefatter i et større omfang feltregistreringer for at sikre et præcist kort, som kan anvendes som administrationsgrundlag. Registreringen fra 1992-1995 er indtegnet og digitaliseret som polygoner på Kort og Matrikelstyrelsens 1:25.000 kort. Ved sammensatte arealer angives hovednaturtypen, og flere mindre naturarealer kan kobles sammen til et sammenhængende naturareal med en hovednaturtype. Ofte er der glidende overgange imellem de forskellige naturtyper, og disse arealer indgår også i beskyttelsen (Nielsen & Rasmussen 1994).

Ved naturbeskyttelseslovens vedtagelse i 1992 valgte man at ensarte retningslinjerne for §-3 registreringer, på grundlag af definitionerne af naturtyper. Det blev således forudsat, at der skulle foretages en førstegangs registrering, der skulle afspejle forholdene omkring naturbeskyttelseslovens ikrafttræden, samt en senere løbende vedligeholdende registrering. Førstegangsregistreringen vil løbende blive præciseret og vedligeholdt gennem den senere vedligeholdende registrering, som bl.a. sker på baggrund af amternes behandling af konkrete sager, tilsyn mv. (Nielsen & Rasmussen 1994). Ambitionerne var høje for de kortlagte arealer, da de skulle indgå i både internationale samarbejder og integreres i topografiske kortværk som TOP10DK. Desuden kunne data danne basis for et ensartet biologisk funderet kortværk for naturbeskyt-

telse i Danmark (Nielsen & Rasmussen 1994). Offentlige myndigheder såsom Naturstyrelsen og NaturErhvervstyrelsen anvender i videst mulig omfang de indberettede §-3 registreringer til arbejdet med den nationale og lokale naturforvaltning (Nielsen & Rasmussen 1994). I 1996 og 2006 indsendte de tidligere amter oplysninger om deres registreringer af de beskyttede naturtyper omfattet af Naturbeskyttelseslovens §-3 der ses på figur 4. Cirka 9,5 % af det samlede danske areal var i 2006 registreret som beskyttet natur. Det svarer 407.209 hektar af det samlede danske landareal på 4.309.785 hektar, som var omfattet af §-3. Sjælland er den region med næstmindst andel af §-3 natur i Danmark (Naturstyrelsen 2012_3). I figur 4 ses den procentvise fordeling af naturtyperne i forhold til det samlede areal for årene 1996 og 2006 (Naturstyrelsen 2012_3). En opgørelse over Vordingborg Kommunes §-3 arealer (2012 GIS data) viser at 4.433,5 hektar er §-3 naturarealer i Kommunen, som svarer til 7,1 % af Kommunens areal på 62.525,7 hektar.



Figur 4: Arealopgørelse og fordeling af § 3 naturtyper i i henholdsvis år 1996 og år 2006. Naturstyrelsen 2012_3

De fleste ændringer skyldes præciseringer af de beskyttede områders beliggenhed og afgrænsning (Naturstyrelsen 2012_3). Som det ses på figur 4 er de største ændringer sket for naturtyperne eng og sø. For engenes vedkommende skyldes faldet primært en statusændring for en større mængde arealer, som tidligere var registreret som eng. For søernes vedkommende er der tale om en reel stigning, som især skyldes de mange nyanlagte vandhuller (Naturstyrelsen 2012_3). Der er ikke sket en opdatering af §-3 registreringerne i mange år, da dette skal foregå løbende uden fastsatte intervaller:

”Registrering en af de beskyttede naturtyper må betragtes som en løbende proces, hvor registreringen løbende forbedres og præciseres. Det kan således ikke udelukkes, at der ved førstegangsregistreringen medtages arealer, som senere viser sig ikke at være beskyttede, eller at beskyttede arealer i visse tilfælde ikke medtages ved registreringen.”

(Nielsen & Rasmussen 1994 pp. 2)

Der findes stadig eksempler på data, som ikke er opdateret siden 1992. Det er et stort problem for §-3 datasættets kvalitet, da det anvendes i mange forvaltningsmæssige sammenhænge. Men under et projekt i Naturstyrelsen skal data i §-3 nu opdateres (Naturstyrelsen 2012_3). Miljøministeriet og Kommunerne har aftalt, at arbejdet med denne vejledende registrering skal finde sted i løbet af 2011-13. Naturstyrelsen gennemfører denne opdatering, og Kommunerne står herefter for den løbende opdatering i Danmarks Miljøportal. Naturstyrelsen skal undersøge, om de eksisterende registreringer af beskyttede naturtyper efter naturbeskyttelseslovens §-3 er opdaterede. Registreringerne sammenlignes med nye ortofotos. I de tilfælde hvor der ikke er overensstemmelse mellem registreringen og luftfotoet, skal en kontrollant ud for at fastslå områdets karakter, således at registreringen kan opdateres. Et område med beskyttet natur kan være forsvundet, fejlagtigt registreret, ikke være registreret tidligere eller have udviklet sig til §-3 natur (Naturstyrelsen 2012_3).

2.4 MILJØORDNINGER I LANDBRUGET

Danmark modtager ca. syv milliarder i landbrugsstøtte fra EU, herunder tildeler Danmark sammen med EU årligt 5,2 milliarder kroner til de danske landmænd i arealstøtte. Pengene fordeles imellem ca. 50.000 landmænd efter ansøgninger til Naturerhvervsstyrelsen. Medlemsstaterne i EU er ansvarlige for udbetalingerne og kontrollen af støtten via deres betalingsorganer. Da landbruget er et stærkt subsidieret erhverv, er dette også incitament for at foretage en streng styring af landbrugets miljøbelastninger. EU har besluttet en række miljøordninger, i takt med revisionen af de forskellige reformer for landbrugspolitikken er blevet vedtaget (Sigsgaard et. al. 2006). Dette har stor indflydelse på udviklingen inden for dansk landbrug, som nu skal producere bæredygtigt og med et større miljø-hensyn:

”Udviklingen i dansk landbrugspolitik som senest er fastlagt i den nationale strategi for en bæredygtig udvikling, samt udviklingen i EU’s landbrugspolitik sætter nye rammer for landmandens virke. Dette omfatter ønsker om bæredygtighed, om integration af natur og miljø i landbrugets drift og om et multifunktionelt landbrug, herunder udvikling af økologisk jordbrug. Derfor vil landbrugets udvikling de kommende år fortsætte i en mere ”grøn” retning. Udviklingen udtrykker en drejning i samfundets ønsker fra maksimal produktion hen mod produktion af andre kvaliteter. Det multifunktionelle landbrug vil stå centralt i dette billede, for multifunktionelt landbrug er et landbrug der ud over den traditionelle produktion af korn, kød, mælk osv. aktivt medvirker i ”produktion” af kvalitet i form af smukke landskaber, alsidig natur med flere levesteder af høj værdi for det vilde plante- og dyreliv, rent drikkevand og rekreative værdier. Dette indebærer bl.a. øget vægtning af biologisk mangfoldighed i landbrugets produktion med henblik på at standse forringelsen af den biologiske mangfoldighed i landbrugslandet inden 2010.”
(Wilhelmudvalget 2001 pp. 66)

I forbindelse med EU’s reform i 2005 blev det vedtaget, at der skal være sammenhæng mellem udbetaling af støtte til landbrugere og deres ansvar for bl.a. miljøet. Landbrugeren skal overholde en række krav for at få den fulde støtte udbetalt. Dette kaldes krydsoverensstemmelse som NaturErhvervstyrelsen har ansvaret for at administrere og organisere kontrollen med. Konstateres det at et eller flere krav ikke er overholdt, kan det, efter en høring, vurderes om støtten skal nedsættes (Erhvervs- og Byggestyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen 2007). Den næste landbrugsreform gælder for perioden 2014-2020. Reformen er endnu ikke besluttet, men der er foreslået en ordning hvor hver bedrift skal have mindst 7 % ”grønne” arealer, i forbindelse med de nuværende miljøordninger. Dette vil have stor betydning for det danske landskab, som er intensivt udnyttet i landbrugsmæssig forstand (Personlig kontakt, NaturErhvervstyrelsen).

Forskellige landbrugsmiljøordninger sigter mod at beskytte miljøet mod bekæmpelsesmidler og næringsstoffer. Ordningerne bidrager til at skabe nye eller forbedrede levesteder for planter og dyr. Men arealer under ordningen fungerer samtidig som en form for halvkultur, da de plejes af landbruget. Det er interessant at have overblik over tilslutningen til ordningerne, da flere af miljøordningerne forvaltes via kort (Sigsgaard et. al. 2007). I dette projekt anvendes dataklassen ”Halvnatur”. Klassen dækker over to forskellige miljøordninger i landbruget; ”Miljøvenlige Jordbrugsforanstaltninger” og den nye 10 meters randzoneordning, der begge kortlægges og forvaltes af NaturErhvervstyrelsen.

2.4.1 MARKKORTET OG NATURAREALER I OMDRIFT

Det Generelle LandbrugsRegister (GLR) blev etableret efter krav fra EU i perioden 1992-95, på baggrund af ændringer i EU’s landbrugspolitik om ændrede støtteformer (Jensen 2005). GLR anvendes i samspil med markkortet ved administration og sagsbehandling af geografisk udpegede dyrkningsarealer i forbindelse med enkeltbetalingsordningen. Det digitale markkort gør det muligt at stedfæste afgrødeinformation til bedrifternes enkelte marker. Arealerne kan være helt eller delvist omfattet af Naturbeskyttelsesloven § 3, og derved kan landbrugets anvendelse af beskyttede halvnaturarealer belyses (Jensen 2005). Markdata fra GLR kan i samspil med andre data give væsentlig information om landbrugets anvendelse af arealer, der er omfattet af miljø-direktiver og -udpegninger. Data giver viden om beliggenheden af forskellige dyrkningsarealer, foruden afgrødevariationen på markniveau. Denne information kan anvendes inden for miljøforskningen til konkrete planlægnings-, statistiske eller videnskabelige formål. Denne arealanvendelsesinformation på så forholdsvist detaljerede geografiske enheder (mark niveau), gør det muligt at anvende disse data i naturforvaltningen (Jensen 2005). F.eks. kan der analyseres ændringer over tid af naturarealer i omdrift drift på forskellige skalaer (lokalt, regionalt og nationalt), samt ændringer i arealanvendelsen af sårbare naturarealer (Jensen 2005). I kombination med f.eks. NOVANA (Det Nationale program for Overvågning af VAndmiljøet og NATuren) registreringerne kan det i et vist omfang være muligt at opnå et lokalt, regional eller nationalt samlet overblik, over tilstanden af de beskyttede naturtyper. Det vil betyde at:

”I praksis vil dette åbne muligheder for at identificere »hot spots« for arealekstensiveringsinitiativer og dermed prioritere naturstøttekroner til bl.a. MVJ og naturplaner” (Jensen 2005 pp. 2)

Ved anvendelsen af landbrugsdata fra GLR, foretages arealindberetningerne med et produktionsrelateret formål, og ikke med formål om at uddrage natur- og miljø-informationer. Der forekommer ikke validering på tværs af systemer og data, og det kan give forvaltningsmæssige interessekonflikter. Jensen (2005) har foretaget en række analyser af markkortet og markblokke. Opgørelser over landmændenes arealindberetninger viser at en større del af de §-3-beskyttede engarealer,

er indberettet til GLR som græs i omdrift eller permanent græs. Arealer der er §-3 eng som naturtype, kan lovligt dyrkes med græs i omdrift i rotation hvert 3. eller 7. år. Græsarealerne har med den seneste landbrugsreform støtteberettigelse, hvor der under visse forudsætninger kan ydes støtte. Permanent græs er den dominerende anvendelse af de beskyttede naturarealer, eftersom det ifølge Naturbeskyttelseslovens §-3 ikke er tilladt at omlægge beskyttede halvnaturarealer. Undersøgelserne viser desuden, at en betydelig del af arealerne kategoriseret som natureng eller vurderet som lokaliteter af stor botanisk betydning, er indberettet som græs i omdrift. Dette er paradoksalt, eftersom natureng yderst sjældent eller aldrig har været omlagt (Jensen 2005).

2.4.2 MILJØVENLIGE JORDBRUGSFORANSTALTNINGER

I kølvandet på EU's landbrugsreform i 1992 blev den miljøvenlige støttepolitik MiljøVenlige Jordbrugsforanstaltninger (MVJ) iværksat. Ordningen omfatter forskellige tilskud til grønne driftsformer, der skal nedbringe nitrat og fosfor i forhold til målene i vand- og miljø-planerne. Ordningens gennemslagskraft i Danmark har imidlertid været begrænset (Sigsgaard et. al. 2007). I 2006 tilsluttede ca. 7.000 producenter (ca. 100.000 hektar) sig MVJ ordningen, og omkring 3.500 producenter eller ca. 155.000 hektar tilsluttede sig ordningen for "Miljøbetings tilskud" (I 2006 var der ca. 45.000 bedrifter i Danmark, heraf ca. 21.000 defineret som heltidsbedrifter). Samlet dækker de to ordninger omkring 8,5 % af det samlede landbrugsareal i Danmark (Sigsgaard et. al. 2007). Indtil 1996 var ordningen om miljøvenligt græs uden for omdrift stort set den eneste anvendte ordning, herefter blev tilskudsmuligheder til pleje af naturarealer indført. Bortset fra denne nye tilskudsordning, var der ikke belæg for at MVJ-ordningerne bidrog væsentligt til bevarelsen af den biologiske mangfoldighed (Wilhelmudvalget 2001). Ovenpå Wilhelmudvalgets (2001) anbefalinger skete der en øget målretning af MVJ-ordningerne til naturhensyn, med ekstensiv drift af arealer omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3. Dette tiltag er vigtigt, for at få forbedret naturkvaliteten af og øge sammenhængen mellem halvkulturarealer (Sigsgaard et. al. 2007). Ordningen har ændret sig over tid, men flere af ordningerne er flerårige og gælder fortsat, f.eks. miljøvenlig drift eller pleje af græsarealer i 5/20 år. Under den nuværende MVJ-ordning gives der tilskud til ordningerne som ses i tabel 1, med en støttesats svarende nogenlunde til en bortforpagtning af jorden.

Aftaletype (Foranstaltning)	Indgået	Varighed	Antal tilsagn	Areal 2009, ha.
Nedsættelse af N-tilførelse	2002-2006	5-10-årig	361	8.081
Miljøvenlig drift af græsarealer	1996-2002	20-årig	795	4.361
Pleje af græs- og naturarealer med afgræsning, rydning, slæt	1996-2002	20-årig	321	3.349
Udtagning af agerjord	1990-2002	20-årig	1.069	6.802
Udtagning af græsarealer uden for omdrift	1998-2002	20-årig	19	56
Ændret afvanding	1996-2002	20-årig	547	3.526
Etablering af efter-afgrøder		5- og 10-årig	97	1.128
Miljøvenlig drift af græs- og naturarealer	2003-2005	5- og 10-årig	3.516	40.230
Etablering af ekstensive randzoner	2003-2006	5- og 10-årig	15	13
Etablering af vådområder	2003-2006	20-årig	63	694
Etablering af braklagte randzoner	2005-2006	5-årig	139	212
Miljøvenlig drift af vådområder (VMP III)	2006-	5-årig	40	141
Pleje af græs- og naturarealer	2007-	5-årig	2.553	26.244
Braklagte randzoner 07-13	2007-	5-årig	139	464
Opretholdelse af ændret afvanding	2007-2008	5-årig	8	45
I alt			9.682	95.346

Tabel 1: De forskellige MVJ aftaler opgjort i marts 2009, for antal tilsagn og antallet af hektar. Det bemærkes at drift og pleje af græsarealer er den største arealmæssige ordning. NaturErhvervstyrelsen 2012

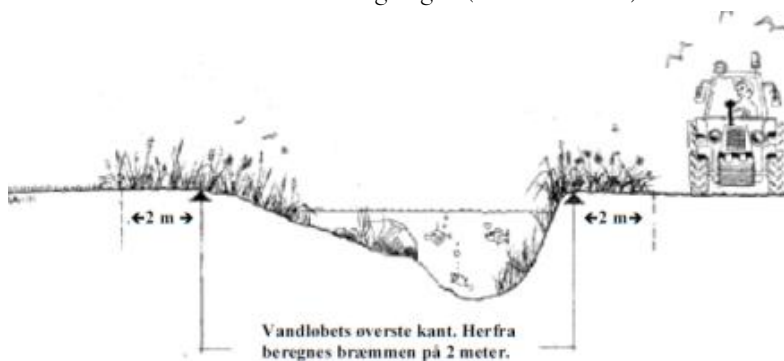
2.4.3 10 METERS RANDZONER

Randzonerne er etableret som et miljøtiltag, der kan begrænse negativ indflydelse af kvælstof og fosfor fra intensiv landbrugsdrift. Randzonen er en dyrknings og sprøjtefri zone, mellem dyrket land og sø eller vandløb. Zonen beregnes fra vandløbet eller søens øverste kronekant, som er overgangen imellem vand og landplanter (Se figur 5) (Honoré & Larsen 2002). Der kan ikke dispenseres fra lovgivningen om landbrugsaktiviteter i zonen, da bræmmen betragtes, som en del af søen eller vandløbet. I randzoner er der tale om en fuldstændig udtagning af landbrugsjord, hvor der som udgangspunkt ikke kan være nogen landbrugsmæssig udnyttelse, gødes eller sprøjtes (Miljøministeriet 2010) (Sigsgaard et. al. 2007). Randzonernes egenskaber er at de:

- Begrænser vandløbserosionen, og sikrer stabile fysiske forhold.

- Fungerer som en afgrænset zone til optag af næringsstoffer, inden evt. udvaskning.
 - Fungerer som et filter for overfladeafstrømning af næringsstoffer.
 - Skaber bedre struktur i naturen.
 - Forbedrer biodiversiteten.
- (Sigsgaard et. al. 2007)

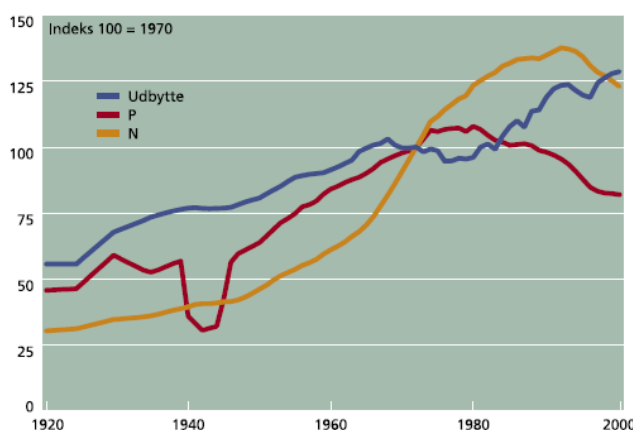
Der blev ved implementering af Vandmiljøplan 2 udlagt 2 meter brede randzoner, for alle målsatte og naturlige vandløb og søer over 100 m² i landzonen. Med Folketingets vedtagelse af Grøn Vækst Pakken, udvidedes 2 meter zonen til en 10 meter zone, som nu gælder for alle vandførende vandløb (Miljøministeriet 2010). Loven blev vedtaget som en landsdækkende regulering under Fødevareministeriets lovgivning, og trådte i kraft den 1. september 2012. Ordningen har mødt store protester fra landbruget, bl.a. på grund af fejl i det kortmateriale (FOT data) som anvendes til at administrere ordningen, foruden offentlighedens adgang til arealerne. Randzonerne skal udtage ca. 50.000 hektar landbrugsjord, og kompenseres med samlet ca. 95. millioner kroner for udtagningen (Politiken 2012).



Figur 5: Illustration af en beregning af en 2 meter randzone fra kronekanten. Honoré & Larsen 2002 pp. 16

2.5 EKSTENSIVE LANDBRUGSAREALER

Indtil for 200 år siden var opdelingen mellem produktionsarealer og naturarealer ikke skarp. I dag dyrkes over 90 % af landbrugsarealet intensivt. Den stigende mekanisering og specialisering samt en tilskudspolitik der i mange tilfælde har fremmet intensivering på bekostning af naturhensyn, har alle bidraget til reduktion af natur i det danske landskab (Wilhelmudvalget 2001). Landbruget har haft en årlig produktionsstigning på godt 2 % siden 1980'erne som det ses på figur 6. Stigningen er sket i takt med intensivering, specialisering og strukturændring i landbrugets tilskudspolitik. Intensiveringen skyldes særligt et forædlingsarbejde indenfor plante- og dyreavl. Foruden det er produktionen steget pga. af en generel mekanisering, men især også et øget forbrug af handelsgødning og sprøjtemidler (Skov- og Naturstyrelsen 1987).



Figur 6: Udbyttet i landbruget er øget med en fjerdedel siden 1984, opgjort efter indeks 100 i 1970. Dette er på trods af at landmændene har formindsket anvendelsen af gødning. Produktionsstigningen har været størst i 1990'erne hvor gødningsforbruget samtidig er reduceret mest. Den samlede tilførsel af P og N er faldet siden 1985 (Wilhelmudvalget 2001 pp. 25).

Ændringer i landbrugets arealstrukturer betyder at ekstensive arealer, der tidligere lå uden for omdrift f.eks. strandenge, ferske enge, overdrev eller vådområder, er taget ind i driften. De registrerede græsarealer udenfor omdriften faldt fra 456.000 ha til 221.000 hektar i perioden 1950-1985 (Skov- og Naturstyrelsen 1987). Wilhelm-udvalget (2001) foreslår

at øge mængden af §-3 arealer igen, med en omlægning på 5 % af landbrugsarealer i omdrift - svarende til 100.000 hektar landbrugsjord. Wilhjelmsudvalget har lavet en undersøgelse af omkostningerne ved en øget ekstensivering af landbrugsarealet. Effekten er indlysende for afgrødeproduktionen og jordrenten. Desuden kan et så betydeligt skift i arealændelsen, forventes at have afledte effekter både i landbrugssektoren og i forsynings- og forarbejdningssektorerne omhandlende kapital, arbejdskraft og råvarer. Udover det vil en øget import af primærprodukter have effekt på diverse nationaløkonomiske størrelser som BNP, beskæftigelsen, valutabalancen og offentlige finanser (Wilhjelmsudvalget 2001).

2.5.1 POTENTIEL MARGINALJORD

På de stabile landbrugs områder kan der foretages produktion sæson efter sæson, på trods af skiftende økonomiske og klimatiske forhold. Marginaljord er det modsatte og betegnes som de af landmandens arealer der ikke kan betale sig at dyrke, eller på grund af påbud ikke er mulige at foretage regelmæssig rentabel drift af (Madsen 1989). Årsagen til arealernes tages ud af omdrift er oftest naturgivne faktorer f.eks. hvis jorden er for tør, våd eller stejl. Men også beliggenhed, økonomiske eller fredningsmæssige betingelser har betydning (Madsen 1989). Potentielle marginaljorder opdeles derfor i typerne lavbundsområder, højbundsområder og stærkt hældende terræn (Madsen 1989). Beliggenheden af arealerne kan være mindre arealer såsom markhjørner, små fugtige lavninger, større men fjerntliggende fugtige arealer eller urentable jorde på skråninger (Skov- og Naturstyrelsen 1987). Disse marginale arealer udgår ofte af normal omdrift, tilplantes med juletræer, benyttes til afgræsning, braklægning eller andre formål (Madsen 1989). En landmand kan udpege marginaljord ud fra en individuel økonomisk eller naturmæssig synsvinkel, bl.a. ud fra jordtype, bonitet, vandforsyning, produktionsstruktur, kapacitet, priser og omkostninger. Det er derfor individuelle forhold som gør sig gældende for marginaljordernes omfang og beliggenhed over tid og sted. Dette er også tilfældet hvis marginaljorden skal udpeges fra en samfundsvinkel. Lovgivningen og krav til landbrug og miljø ændrer sig i takt med konjunkturerne, hvilket også gør udpegningen af marginaljorder dynamisk (Skov- og Naturstyrelsen 1987). I metode afsnittet redegøres for et forslag til en generel udpegning af potentielle marginaljorder, som har en oplagt anvendelse som natur. En generel definition af typerne beskrives herunder.

Lavbundsområder

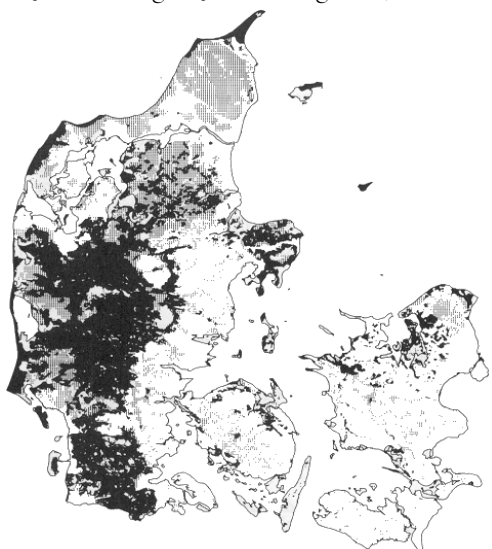
Lavbundsområder består af våde arealer, der ligger lavt i forhold til en nærliggende recipient, med et permanent højtstående grundvand. De kan opstå i afløbsløse lavninger, med langsomt gennemtrængelige underjorde som betyder langvarige vandmætninger. Jordens tekstur vil på disse steder bestå af humus, tørv eller iltfattige lag i toplagene, og lerede jorde med dårlig hydraulisk ledningsevne i underjorden. Ved dræning og opdyrkning af lavbundsområder sker der ofte en sænkning af overfladen, da tørvemassen sætter sig og det organiske stof omsættes. Derfor vil gendræning være nødvendig (Madsen 1989). Ved afvanding af lavbundslande er der risiko for at danne okker pga. iltning af sulfider i pyrritholdig iltfri jord. Okker består af udfældede ferrihydroxider, iblandet varierende indhold af vand og organisk stof. Okker belastet miljøet i vandløb og søer, da vandet bliver uigennemsigtigt og aflejres på flora og fauna. Foruden det bliver jorden sur pga. at der dannes svovlsyre (Skov- og Naturstyrelsen 1987). Hvis området bliver et vådområde igen, vil det have status som et §-3-naturareal, og derfor er gendræningen ikke lovligt. I sådanne tilfælde vil arealerne udgå af drift og bliver til en marginaljord. I 1989 var 20 % af Danmarks areal vådbund (Madsen 1989), og lidt under 10 % af landbrugsarealet var potentielt lavbunds marginaljord. Især Nordjylland skiller sig ud med store dele af arealerne, som ses på figur 7 (Madsen 1989). På grund af dræning har det faktiske vådbundsareal været faldende de seneste 200 år, hvor kun miljøinteresser sikrer at de fleste lavbundsarealer forbliver våde (Skov- og Naturstyrelsen 1987).



Figur 7: De sorte signaturer markerer potentielle marginaljode i lavbundsområderne i Danmark (Madsen 1989, pp. 27).

Højbundsområder

Højbundsområder er store tørre flader af sandjord med dårlig bonitet. Oftest har arealerne ringe vandholdende evne på grund af høj nedsivning og dermed et stort vandingsbehov. Jordens vandholdende evne er især afhængig af jordens tekstur og indhold af humus, f.eks. vil en tekstur med groft sand eller grus indeholde meget lidt plantetilgængeligt vand, da vandet siver igennem. Modsat kan finsand og lerede lag holde på vandet, og har mere tilgængeligt vand til planterne. Vandingsbehovet vil desuden være afhængigt af arealernes klimatiske beliggenhed, f.eks. har den jyske højderyg et relativt højt nedbørsniveau. Ofte overgår marginaljorde på højbundsområder til skovbrug eller græsningsareal. 20 % af landbrugsarealet i Danmark er potentielle højbunds marginaljorde, se figur 8 (Madsen 1989).



Figur 8: Kort over det gennemsnitlige vandingsbehov: Hvid 40 mm., grå 40-60 mm., sort over 60 mm.. De mørkeste områder har det højeste behov, som samtidig indikerer højbundsområderne (Madsen 1989, pp. 27)

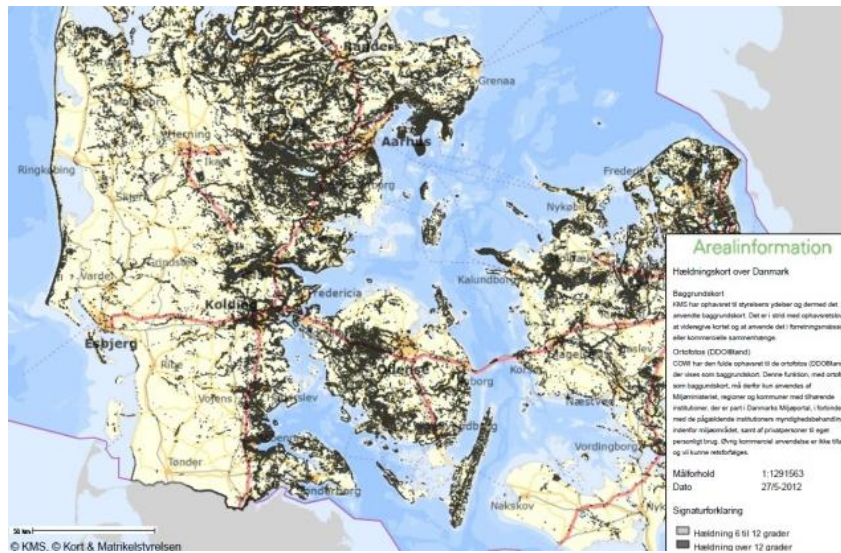
Stærkt hældende terræn

Terrænhældningen kan have stor indflydelse på den dyrkningsmæssige stabilitet (Madsen 1989). Vanding er vanskelig både af tekniske årsager, men ligeledes på grund af overfladeafstrømning. Der kan opstå regelmæssig erosion på arealer allerede omkring hældninger på 3° (Skov- og Naturstyrelsen 1987). På stejle skrånninger er det besværligt at anvende landbrugsmaskiner. I 1974 gennemførte Landsudvalget for Bygninger og Maskiner en række forsøg på bakkede arealer, med det formål at bestemme sammenhængen mellem kørsel med landbrugsmaskiner og terrænhældning (Madsen 1989):

- Klasse 1, 0-6 °: Gode forhold til kørsel med maskiner. Ingen begrænsning i dyrkningsmuligheder.
- Klasse 2, 6-12 °: Middelgode forhold til kørsel med maskiner. Det er vanskeligt at dyrke rodfrugtafgrøder.

- Klasse 3, over 12°: Arealer er uanvendelige eller har besværlig kørsel med maskiner (afhænger af jordens tekstur). Det er generelt vanskeligt at dyrke afgrøder. (Madsen 1989)

Selvom disse data er knap 40 år gamle, og den teknologiske udvikling må formodes at have indhentet flere muligheder for kørsel med maskiner i Klasse 2, anvendes denne inddeling stadig som fingerpeg for landbrugsjordens anvendelighed på hældende terræn (Madsen 1989). Klasserne anvendes f.eks. på Danmarks Miljøportal, Arealinfo. Derfor må jorder i Klasse 3 fortsat betragtes som potentielle marginaljorde. Terrænbestemte marginaljorde er som regel mindre områder i landskabet, i modsætning til højbundslande som oftest består af store flader. Ca. 3 % af landbrugsarealet i Danmark har hældninger over 6° og ca. 1 % er over 12° (se kortudsnit af stærkt hældende arealer på figur 9) (Madsen 1989).



Figur 9: Hældningskort, med kortudsnit fra Arealinformation. Data er baseret på DGM. De sorte arealer er hældninger over 12 grader, og de grå arealer er hældninger på 6-12°. Copyright Danmarks Miljøportal 2012

3. TEORIER OG METODER

3.1 LANDSKABSSTRUKTURER OG NATURFORVALTNING

Siden 1970'erne har landskabsøkologiske principper været normen i planlægning og forvaltning af natur og landskabet (Schneekloth & Vejre). Målsætningerne for natur- og landskabsforvaltningen omfatter nu hele regioners dyre- og planteliv, foruden alle landskabets funktioner (fra rekreation til produktion til habitater) lokalt, regionalt og nationalt. Derfor kan målsætningerne for natur- og landskabsforvaltning kun opnås med en helhedsorienteret biogeografisk opfattelse af landskabet som en fysisk-biologisk ramme for dyr og planters dynamiske samspil, fødesøgning, formering og spredning. Disse emner (jf. Grøn Infrastruktur) behandles nu på Europæisk niveau (Europa Kommissionen 2010). Forvaltningen af dynamiske bestande af levende organismer i landskabet, kræver afsæt i veludviklede teorier, modeller samt praktiske metoder (Schneekloth & Vejre). Der er en generel sammenhæng mellem landskabets strukturer og økologiske processer (Marull 2006). Landskabsøkologisk teori har givet et sæt af kvantitative værktøjer til at karakterisere landskabet, og måle landskabers forandringer gennem tiden. Begreber og metoder fra landskabsøkologien er derfor nyttige i den fysiske planlægning. Landskabsanalyserne kan være en måde, at evaluere konsekvenserne af en given plan, i forhold til en aktuell situation, eller kan anvendes til at evaluere alternativer for et bestemt landskab (Marull 2006).

Isolerede naturarealer er et typisk element i landbrugs-landskabet i Nordvesteuropa. Landskabet domineres af spredte dynamiske biotoper, hvor naturens forskellige arter har tilpasset sig den aktuelle arealanvendelse i landskabet. Selv om centrale naturområder i stor udstrækning er beskyttet under Natura 2000, har arterne fortsat behov for at kunne bevæge sig mellem naturområderne, hvis de skal overleve på lang sigt (Fry & Robson 1994). De forskellige populationer overlever let, men arterne spredes til flere undergrupper i relativt små isolerede områder. For at forhindre arters tilbagegang ved isolering af deres levesteder, er det vigtigt ikke kun at bevare eller udvikle områdernes størrelse, men også sørge for at bevare mulighederne for dynamik imellem de forskellige områder. Derfor anvendes nu økologiske korridorer til at fremme dynamikken mellem naturområder (Jongman 1995). Disse økologiske overvejelser betyder at naturbeskyttelsen ikke kun skal omhandle beskyttelse af arter og naturområder, men også beskyttelse af de sammenhængende rumlige strukturer. Derfor har naturbeskyttelsen udviklet sig til et system af både areal- og landskabsbeskyttelse, som opretholder mulighederne for udveksling af populationer imellem arter og individer. Derfor er naturbeskyttelsen nu i højere grad integreret i den fysiske planlægning, for udviklingen af sammenhængende rumlige strukturer (Jongman 1995). Der arbejdes med en række centrale begreber i landskabs- og naturforvaltningen, indenfor de rumlige økologiske strukturer. Begreberne kan have forskellige funktioner, hvor flere hovedtræk går igen (Schneekloth og Vejre):

- *Netværk af naturområder:* Naturen fordeler sig ofte i landskabet i komplicerede mønstre. Naturområderne skal ses som dele af et samlet landskab - som et netværk, hvor naturområder, og bestande spiller sammen. Netværk af naturområder foreslås ofte opbygget imellem store og små naturområder, korridorer, bufferzoner samt naturudviklingszoner. Fælles for dem alle, er at arealerne er omgivet med en anden anvendelse end naturområderne selv. Netværk af naturområder findes på alle geografiske skala og indenfor alle naturtyper (Schneekloth og Vejre).
- *Korridorer:* Defineres som landskabs-elementer, der er meget længere end brede, og som forbinder arealer af samme beskaffenhed med hinanden. Korridorernes kontinuerlige struktur har betydning for vilde arters migration, spredning og genetiske udveksling. Begrebet dækker over mange typer af forbindelseslinjer, der kan være fysisk sammenhængende eller bestå af adskilte naturområder. Korridorer kan desuden fungere som levesteder i sig selv. Derfor skal korridorer også betragtes på flere skala; lokalt, regionalt, nationalt og kontinentalt - i forhold til hvad der er relevant at forvalte. I forhold til den udbredte definition af korridorer som fænomener i landskabet, er det ikke meningsfuldt at lade interkontinentale forbindelser være omfattet af korridorbegrebet (Schneekloth og Vejre).
- *Konnektivitet:* Konnektivitet er indenfor landskabsøkologien et udtryk for, hvor funktionelt eller fysisk sammenhængende en korridor, et netværk eller et matriceareal generelt er. Konnektivitet betegnes matematisk, som en størrelse af spredning eller indvandring af individer til et område, under hensyntagen til størrelsen af arealet, bestanden eller afstanden til de omkringliggende bestande. Dermed kan beregnes en værdi for det enkelte naturområdes konnektivitet. Isolation er det modsatte af konnektivitet (Schneekloth og Vejre). I dette projekt anvendes sammenhængende natur som et begreb omhandlende konnektiviteten og netværket mellem arealer.

3.1.1 MODELLERING AF LANDSKABET I FORBINDELSE MED NATURFORVALTNING

Det videnskabelige grundlag for forvaltning med henblik på at skabe bedre sammenhæng for naturen i landskabet, tager sit væsentligste udgangspunkt i begrebet ϕ -biogeografi. I sin oprindelige form handler teorien om genkolonisering og uddøen af organismer på øer af forskellig størrelse, med en varierende afstand til et kontinent. I et GIS fungerer ϕ -biogeografien som et binært billede af en verden af områder, integreret i en matrice af isolerede egnede og ikke egnede (isolerede) områder (Jongman 1995). Et landskabskortet kan herefter konstrueres som et net, hvor isolerede områder identificeres ved habitat typen eller anden lignende funktion. Dette gør ligeledes rasterformatet forenelig med metoden, der forener GIS og forvaltning. Problemet er, at denne område-baserede opfattelse af verden, ikke omfatter hele spektret af virkelighedens rumlige kompleksitet. Ofte vil landskabets struktur og dynamik vise sig at være for avanceret for en binær model (Schneekloth og Vejre).

Sidenhen er udgangspunktet for mange landskabsmodeller blevet Formans (1981) Patch-Corridor Matrix model. Her defineres et landskab som et heterogent areal, bestående af en klynge af gentagende interagerende økosystemer. Forman introducerede graf-teorien, som måler antal forbindelser imellem knudepunkter, der kvantificerer netværket og dermed konnektiviteten imellem knudepunkter i et landskab (Forman 1981). Dette er udviklet til at anvende generelle økologiske modeller baseret på segmenter og fluxe. Her betragtes genetisk udveksling som en flux mellem segmenter, f.eks. for to forskellige landskabselementer (Zonneveld 1995). Afledt af ϕ -biogeografien er metapopulationsmodellerne (Kimberly 1997), som antager at populationer er dynamiske, og spreder sig mellem og indenfor diskrete områder. Dvs. lokale delpopulationer udveksler individer gennem udvandring og indvandring, ud fra spredningens størrelse. Jo mindre arealer, jo større risiko er der for at en art uddør. Teorien er en oversimplificering for de fleste systemer, da det er vanskeligt at afgrænse en populations udbredelse. Der kan ofte være behov for en bredere modelleringsramme, end en simpel område-baseret model (Kimberly 1997) (Schneekloth og Vejre).

Ofte beskrives sammenhæng i naturlandskabet som korridoranalyser i biologiske studier. Her fokuseres på habitaters konnektivitet, hvor f.eks. vandring og spredningskorridorer for forskellige flora og fauna belyses. Disse studier er specifikke for enkelte arter, og er vanskelige at anvende i en bredere forstand i naturforvaltningen. Men princippet om at anvende generelle GIS værktøjer i forvaltningen, er essentiel i udviklingen for GIS analyser som værktøj til naturforvaltning (Kimberly 1997). Generelle analyser har en bredere anvendelse og forståelse af alle brugere i forvaltningen, herunder forståelse og anvendelse af GIS værktøjer til at udpege områder til naturgenopretning. Derfor er GIS også en oplagt metode til at identificere sammenhæng imellem naturarealer, hvilket gør GIS til et vigtigt værktøj i en integreret arealforvaltningsstrategi og organisering af den fysiske planlægning (Pino 2011). I projektets metode anvendes derfor en binær teori som ved ϕ -biogeografien, hvor arealer er enten egnede eller ikke egnede som natur. Udvalgte egnede arealer kan herefter analyseres nærmere. Min model er hermed simplificeret og generaliseret, hvilket kan sikre en generel bred anvendelse og forståelse af metoden.

Det videnskabelige grundlag for forvaltning ved hjælp af GIS, med henblik på at skabe sammenhængende naturarealer, tager sit væsentligste udgangspunkt i, hvordan den virkelige verden kan kvantificeres ved hjælp af en computer. Dynamik og forandring er grundlæggende kendetegn ved naturen. Teori, modeller og den praktiske forvaltning må tage hensyn til dette. Hvad angår de levende organismer kommer dynamikken og forandringerne til udtryk ved en fordeling, tæthed og bestanden af arter. De sidste 10-15 år er der udviklet flere forskellige metoder og modeller indenfor generelle GIS analyser af sammenhængende natur, udpegnings af korridorer og i hvor høj grad der er opsplnitning af landskabet:

- *Least-cost path*: Konnektivitet optimeres ved at bestemme rumlige korridorer imellem naturområder, på baggrund af Forman's teorier (1981). Den oprindelige model udpeger kun en enkelt korridor, selvom alternative, sammenlignelige korridorer kan eksistere. Nyere metoder kan udpege flere korridorer på én gang. Dermed opstår en mere effektiv forvaltning hvor overflødige korridorer og flaskehalse for spredningen synliggøres (Pinto 2008).
- *Landskabsstrukturer vha. Remote Sensing*: Change detection analyser (arealanvendelsen i et landskab klassificeres, og analyseres over tid) foretages vha. Remote Sensing. Dette anvendes som input i en GIS analyse på beregning af indikatorer for landskabsstrukturen. Hermed skabes et overblik over ændringer i tid af konnektiviteten i naturlandskabet (Apan et. al. 2000).

- *Kvantificere og indeksere konnektivitet*: Landskaber sammenlignes, ved at sætte tal på strukturerne i landskabet og kvantificere konnektiviteten (Pino 2011). Ofte er modellerne baseret på Forman (1981) graf-teori. En af de mere kendte metoder er FRAGSTAT. Metoden leverer deskriptive værdier af det undersøgte landskab, udtrykt som kritiske landskabselementers betydning for konnektiviteten (Saura 2008).
- *Multikriterieanalyser*: Multikriterieanalyser udpeger arealer med højest mulig egnethed til en given anvendelse. Ud fra den givne problemstilling skal kriterier for større eller mindre egnethed, defineres til en egnethedsmodel. Egnethedsmodellen kombinerer alle data for en lokalitet, hvorefter de steder i det undersøgte område der har de ønskede egenskaber identificeres (Dai et. al. 2001).

3.2 VURDERING AF AREALERS EGNETHED

Vurderingen af arealers udnyttelse, bestemmer egnetheden af et givet areals bestemte anvendelse blandt mange konkurrerende anvendelser. Vurdering af arealers egnethed er en kontekstafhængig, multi-kriterie evaluering af arealers kapacitet for en bestemt udvikling. Dette defineret af de mest attraktive faktorer, deres værdi og vægtning til formålet (Marull 2006). Der er mange faktorer som spiller ind ved en vurdering af arealudnyttelsen, og ligeledes findes der mange forskellige målsætninger for de forskellige vurderinger. Derfor anvendes der på tværs af lande forskellige metoder til at vurdere og klassificere arealers jordbrugsmæssige kvalitet (Davidson 1992). Fælles for dem er, at vurderingen af arealudnyttelsen udføres, som en kvalitetsvurdering af et landområdes egnethed. Dette sker ud fra en række permanente fysiske forhold, med henblik på at planlægge en optimal arealmæssig udnyttelse (Davidson 1992). Vurderingerne er en kompleks metode som bl.a. på baggrund af f.eks. viden fra landskabsøkologien og geomorfologien, forsøger at beskrive landskabet som en heterogen, dynamisk, multi-skala og hierarkisk organiseret virkelighed. Dermed kan de vigtigste strukturelle, funktionelle og hierarkiske træk i arealanvendelsen sammenfattes (Marull 2006). Vurderingene klassificerer og rangordner landområder i henhold til deres begrænsende faktorer. Disse informationer kan umiddelbart afledes fra flere væsentlige fysiske forhold (Se tabel 2 for kriterier som kan udtrykke jordbundens dyrkningsmæssige egenskaber), fra traditionelle jordbundskort og kort over geomorfologi eller terræn. Dette resulterer i en multi-kriterie evaluering af arealernes dyrkningsmæssige kvalitet. Derfor skal en vurderings analysekriterier være klart defineret, da der kan være stor lokal forskel på de lokale fysiske forudsætninger, f.eks. er jordens tekstur afhængig af de klimatiske forhold (Davidson 1992).

Attributes assessed in the field	Attributes determined by field or laboratory tests	Land qualities directly determining performance
Texture, structure and consistency	Permeability, available water capacity, mechanical strength	Sufficiency of water and air, erosion hazard, workability, trafficability
Organic matter content and type	Nutrient status, stability of structure	Sufficiency of nutrients, erosion hazard, workability
Mineralogy	Shrink-swell characteristics, nutrient status, cation exchange capacity	Stability, sufficiency of nutrients
Reaction (pH)	Nutrient status, solubility of specific ions, stability of structure, sodicity	Sufficiency of nutrients, stability, corrosivity, toxicity
Salinity	Specific ions, electrical conductivity	Sufficiency of water, toxicity
Drainage status	Soil air/water relationships, mechanical strength	Sufficiency of air/water, stability, trafficability

Tabel 2: Kriterier som kan udtrykke jordens primære dyrkningsmæssige egenskaber (Davidson 1992).

I Danmark har Den danske bonitering været anvendt til vurdering af arealudnyttelsen. Metoden klassificerer jordens ydelse, ved at sætte en skala for dens kvalitet. Dermed vurderes produktions-potentialet for landbrugsarealer, som svarer overnes med de forskellige internationale vurderinger af arealer. Den danske matrikelbonitering fra 1844 tager udgangspunkt i et mere eller mindre subjektivt skøn, med vægt på middeludbyttet af jorden og produktionspotentialt (Greve & Larsen 2000). Der blev ikke givet detaljerede anvisninger på hvorledes denne bonitering i praksis skulle gennemføres. Der blev gennemført en landsdækkende kortlægning af landets arealer og et nyt matrikelkort i 1:4.000. Jorderne blev vurderet i henhold til en 24-trins skala, hvor den bedste jord fik takst 24. Markernes bonitet og størrelse var grundlaget for de forskellige gårdes hartkorn der var beskatningsgrundlaget. 1844-matrikelboniteringen blev brugt som skattegrundlag i ca. 60 år (Greve & Larsen 2000). Ikke desto mindre er 1844-matriklen blevet brugt professionelt langt op i dette århundrede, og har stadig en vis betydning som handelsværdi. Boniteringen anvendes til landskabsanalyser, f.eks. til at

bestemme den maksimale udbredelse af jorder med naturlig dårlig dræning. Greve og Larsen (2000) har lavet en undersøgelse af hvordan et digitalt matrikelkort som bonitering kan analyseres ved samkøring med andre digitale data som Den danske jordklassificering og GEUS jordartskort over Danmark (Tabel 3 skønner muldlagets og underjordens takst ud fra 7 klasser). Dette viser dermed at jordbundskortene er nøglen til en vurdering af arealer i Danmark.

Jordtype	Takst	Farvekode	Geologisk Jordart
Groft grusblandet rustfarvet sand	0	0	
Grusblandet sand	4	1	TG.DG
Rent sand	8	2	DS.ES.FS.TS
Sand, noget lerholdigt	12	3	MS
Endnu mere lerholdigt	16	4	ML
Stiv ler eller sandet ler	20	6	DL.FL
Ler med lidt sand og lidt kalk	24	5	

Tabel 3: Skema til vurdering af overjorden og underjordens takst ud fra bonitetkortene, med en oversættelse til DJF's klassificering i farvekoder og GEUS jordarter (Greve & Larsen pp. 96).

Den danske bonitering findes ikke som digitaliserede GIS data for hele landet, men er digitaliseret sag for sag. Digitaliseringen er en meget kompliceret opgave, hvor der oftest findes modstridende informationer i de originale kort. Dette skyldes bl.a. at kortene er såkaldte økort, hvilket vil sige at hvert kort er et ejerlav, og kan være opdelt på flere kort. Derfor vil der typisk ikke være overensstemmelse mellem de enkelte ejerlavsgrenser, hvor der kan forekomme overlap eller umatrikulerede arealer (Greve & Larsen 2000). Da kortene blev anvendt i forvaltningen, havde disse uoverensstemmelser mindre betydning fordi grænseområderne på daværende tidspunkt typisk var labile og af marginal betydning. Desuden kan det være svært at tyde alle informationer fra de gamle kort, som både indeholder informationer om matriklen, bonitet og arealanvendelsen (Greve & Larsen 2000).

Arealudnyttelsen giver et skøn over det forventede udbytte samt jordens værdi. Informationer om arealudnyttelsen giver viden om arealanvendelsen og forudsætningerne for denne. For at danne et overblik over arealerne er definitionerne og kortlægningen af dem vigtige (Davidson 1992). Jordklassifikationen er derfor afgørende for den strategiske arealplanlægning, da arealer med en høj egnethed som landbrug vil sandsynligvis også have en høj egnethed for andre anvendelser. F.eks. vil meget af den naturlige flora gro bedst på en god jord. Derfor må vurdering af arealudnyttelse ikke i sig selv anvendes som anbefaling i forvaltningen af arealanvendelsen. I stedet skal landskabets ressourcer vurderes som en helhed ud fra samfundets målsætninger (Davidson 1992). Det argumenteres for at almindelige overlapsanalyser og klassifikationer med kort ikke kan vurdere modstridende arealanvendelser (Davidson 1992). Det foreslås at matematiske programmerede modeller skal være løsningen der skal vurdere de komplekse muligheder og begrænsninger for arealers anvendelse. Ved denne type af analyser kan forudsætninger og begrænsningerne for målsætninger til analysen ændres. Rumlige modeller ved et GIS såsom en multikriterieanalyse, er skridtet videre fra disse matematiske modeller. Desuden kan GIS give større fleksibilitet ved modelleringen, klassificeringen og muligheden for at editere data. Det giver gode muligheder for at angive en egnethed til en given anvendelse, og vurdere forskellige anvendelser i mod hinanden (Davidson 1992).

En øget urbanisering og industrialisering har betydet en øget planlægning af arealanvendelsen, da der i mange udviklede lande er en stigende mangel på god landbrugsmæssig jord (Davidson 1992). Vurderingen af arealers egnethed er derfor blevet almindelig praksis i fysisk planlægning. En vurdering af arealudnyttelse er således et værktøj til støtte for beslutninger vedrørende en fremtidig arealanvendelse. Oprindeligt blev vurderingerne udviklet som værktøj for planlæggere til at give et mere holistisk syn på projektmålsætninger, på baggrund af et sæt af rumligt uafhængige faktorer. Den brede accept af GIS har tilladt udvikling af en rumlig tilgang til planlægningen, baseret på kortlægning af jordoverfladens specifikke karakteristika. Men det er vanskeligt at vurdere og sammenligne arealers egnethed til alternative anvendelser. Kartografiske indeks, som ved multikriterie-evalueringer, har begrænsninger. Landskabet er et komplekst system, som følge af et samspil mellem fysiske, biologiske og antropologiske fænomener, der opererer over forskellige skalaer af tid og rum (Marull 2006). Vurderingerne af arealers egnethed er desuden begrænset ved manglen på standardmetoder for begrebsdefinitioner og matematiske modeller (Marull 2006).

De fleste planlægningsværktøjer er baseret på en kortlægning som beskriver jordoverfladen. Men sjældent integreres socioøkonomiske faktorer såsom påvirkning af infrastrukturen, og hvilke sociale konsekvenser et indgreb vil have for

borgere. Kvantitative socio- og miljø-økonomiske indeks giver derfor mulighed for at vurdere virkningen af arealanvendelsesplaner med henblik på bæredygtighed. Disse indeks bør forholdsvist nemt kunne overføres til GIS, og er oplagt i sociale og økonomiske analyser af arealanvendelsen i landskabet. Mange lande er dog begrænset ved manglen på kortmateriale, til effektivt at kunne foretage en sådan kartografisk forvaltning (Davidson 1992).

3.2.1 KLASSIFICERING AF JORDBUNDEN I DANMARK

De teksturelle egenskaber for de øverste 60 cm af overfladejorden, beskrives ud fra jordtyperne i den danske jordklassificering. Underjorden i dybden 60 -120 cm. beskrives af GEUS jordartskort over Danmark. I underjorden findes den maksimale effektive roddybde for afgrøder.

Den danske jordklassificering

Jordklassificeringen fortæller om tekturen af overfladelagene. For at kunne klassificere topjordens tekstur er der udtaget ca. 36.000 jordprøver fra 0-20 cm's dybde fordelt over landets marker (enkelte steder også i 35-55 cm's dybde). Jordprøverne blev udtaget af lokale landbrugskonsulenter i samarbejde med Landbrugsministeriet, hvormed konsulenternes lokalkendskab blev udnyttet. Prøverne blev derefter analyseret i laboratorium for tekstur, organisk materiale og kalkindhold. Landbrugsarealet blev så klassificeret i 8 jordtyper (Farvekoder) afhængig af deres tekstur i 0-20 cm's dybde. Jordtyperne blev underopdelt i 12 jordklasser, navngivet JB1-12 som ses i tabel 4 (Greve og Larsen 2000).

Jordtype FK	Teksturdefinition for jordtype	Symbol	JB- nr.	Vægtprocent				Humus 58.7% C	
				Ler under 2 µm	Silt 2- 20 µm	Finsand 20-200 µm	Sand, i alt 20- 2000 µm		
1	Grovsandet iord	GR.S.	1	0-5	0-20	0-50	75-100	Under 10	
2	Finsandet iord	F.S.	2			50-100			
3	Grov lerblandet sandjord	GR.L.S.	3	5-10	0-25	0-40	65-95		
	Fin lerblandet sandjord	F.L.S.	4			40-95			
4	Grov sandblan- det lerjord	GR.S.L	5	10-15	0-30	0-40	55-90		
	Fin sandblandet lerjord	F.S.L.	6			40-90			
5	Lerjord	L	7	15-25	0-35		40-85		
6	Svær lerjord	SV.L.	8	25-45	0-45		10-75		
	Meget svær ler- jord	M.SV.L.	9	45-100	0-50		0-55		
	Siltjord	SI.	10	0-50	20- 100		0-80		
7	Humus	HU.	11						Over 10
8	Speciel jordtype	SPEC.	12						

Tabel 4: Definition af jordtyperne i Den danske jordklassificering (Olesen 2007 pp. 5)

De forskellige jordarters beskaffenhed som landbrugsjord afhænger af underjorden. Jordarter i farvekode 1 og 2 som består af det grov- og fin-sandede jord er vandingskrævende, og skal der opnås et udbytte på disse jorder er vanding en forudsætning. På disse arealer er der også en særlig risiko for nedvaskning. Landbrugsjordens beskaffenhed i arealer med jord i farvekode 3 er afhængig af underjordens beskaffenhed, der kan betyde at jorden bliver meget vandingskrævende. Jord i farvekode 4 er dyrkningsmæssigt ikke vandingskrævende, men har ofte et afvandingsbehov på grund af en langsom gennemtrængelig underjord. Lerjordene i farvekode 5 og 6 kræver ofte omfattende dræning for at kunne dyrkes. Der er lav risiko for nedvaskning af næringsstoffer, men stor risiko for overfladeafstrømning. Humusjordene i farvekode 7 har et højt indhold af organisk stof. De er ofte lavt liggende, og derfor vandlidende og kan af den grund være besværlige at dyrke uden kraftig afvanding (Skov- og Naturstyrelsen 1987). 80,3 % af Danmarks areal er klassificeret i de 8 jordtyper. Befæstede arealer, skov og enkelte andre kategorier er ikke klassificeret. Fordelingen af jordtypernes areal i Danmark kan ses i tabel 5 (Skov- og Naturstyrelsen 1987).

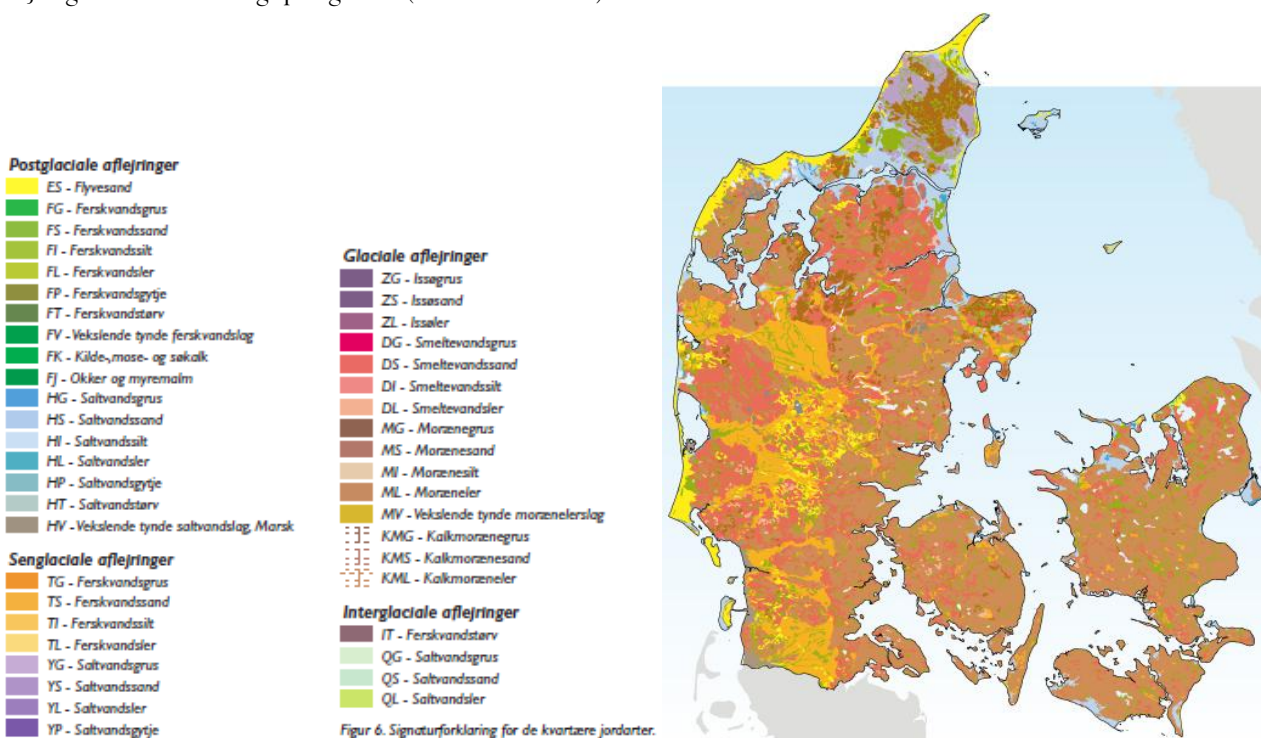
	Areal (km ²)	% af DK's areal
Farvekode 1	8165	19,0
Farvekode 2	3416	7,9
Farvekode 3	9640	22,4
Farvekode 4	8435	19,6
Farvekode 5	2188	4,9
Farvekode 6	286	0,7
Farvekode 7	2377	5,5
Farvekode 8	83	0,2

Tabel 5: Oversigt over arealer af farvekoderne i Den danske jordklassificering. Efter Skov- og Naturstyrelsen 1987, pp. 38

GEUS Jordartskort over Danmark

GEUS jordartskort indeholder oplysninger om de overfladenære jordarternes type og udbredelse i en dybde af ca. 1 m. I denne dybde har jordarterne ikke været udsat for jordbundsdannende processer, og beskriver derfor de oprindelige jordarter under pløje- og kulturlaget. Ved indsamling af data er der foretaget en bestemmelse af jordarter for hver 100-200 m. i hele Danmark (ved stærkt varierede jordarter i et område, indsamles prøver med kortere intervaller). Afgrænsningen mellem forskellige jordarter blev foretaget i felten. Udover oplysninger indsamlet med karteringsbor, indsamles data fra grusgrave, kystkliner osv.. Jordartsbestemmelsen er baseret på en beskrivelse af jordarten ved materialets sammensætning (GEUS 1989).

Jordarterne er opdelt i grupper, hvor der overordnet skelnes mellem kvartære og prækvartære aflejringer. De kvartære aflejringer er inddelt i glaciale, interglaciale, senglaciale og postglaciale aflejringer, opdelt efter kornstørrelsen i 3 fraktioner; grus, sand og ler - uanset aflejringsmiljø og alder. Disse er endvidere underopdelt efter aflejringsmiljøer. De prækvartære aflejringer er i princippet inddelt efter aflejringerens alder, men i denne version af kortværket er en del blot angivet som udifferentieret prækvartære lag. Jordartsklassifikationen angives med bogstavssymboler der er sammensat af to bogstaver, som angiver aflejringstype, geologisk alder og lithologi f.eks. ML (MoræneLer) eller FT (FerskvandsTørv). I alt er der anvendt 44 forskellige koder til at beskrive de kvartære jordartspolygoner og 16 koder til de prækvartære aflejringer som ses kortlagt på figur 10 (Hermansen 1998).



Figur 10: Signaturer for de kvartære jordarter, og jordartskort over hele Danmark, samt et oversigtskort (Hermansen 1998 pp. 10).

3.3 UDVIKLING AF EN MULTIKRITERIEANALYSE

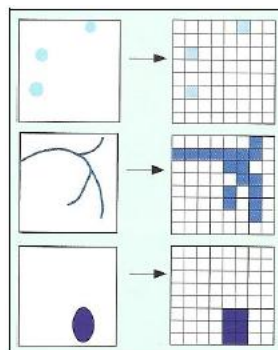
Der er siden midten af halvårerne indhentet og registreret rumlige data til GIS i Danmark. GIS fungerer i dag som et bredt anvendt forvaltnings- og planlægningsværktøj, til f.eks. administration af forskellige arealklasser og naturtyper

(Hansen, H. S. og Skov-Petersen, H., 2000). Meget ofte anvender Kommuner og andre myndighedsinstanser, offentliggørelse af digitale kommunal- og lokal-planer via kort-internetløsninger såsom PlansystemDK, der kan tilpasses brugerens behov. Herunder kan nævnes Danmarks Miljøportal, som giver adgang til en række fællesoffentlige data på natur- og miljøområdet. Her kan private og professionelle effektivt hente opdaterede og relevante data (Hansen, H. S. og Skov-Petersen, H., 2000).

En af de vigtigste funktioner ved GIS er evnen til at generere nye informationer ved at integrere forskellige datasæt som deler rumlige referencesystemer. GIS er et værktøj hvor de geografiske og miljømæssige analyser er ideel til anvendelse og styring i planlægningen. Flere lag af informationer kan nemt integreres og kombineres, således at de rumlige parametre kan inddrages i analyserne. Derved kan GIS analyser af geografiske og miljømæssige forhold anvendes i planlægningen af arealanvendelse, for at opnå maksimale fordele, med minimale omkostninger. Beliggenhedsanalyser anvender disse parametre i beregninger af nye lokaliteter for en given parameter (Dai et. al. 2001).

3.3.1 FRA VEKTOR TIL RASTER-GIS

Opgavens analyser udføres ved hjælp af GIS-analyser, som er beskrevet i metodeafsnittet. De rumlige data var i forvejen på vektor-format, men analyserne er udført i raster format, ved at konvertere vektordata til rasterdata. Når data konverteres til raster bliver datastrukturen simplere, og der kan nemt beregnes på data-værdier og den rumlige variation. Ved konverteringen af vektorer dannes et kvadratisk matrice-system af celler, med lige stor størrelse ud fra alle overfladens repræsentationer, som f.eks. ses figur 11. Hver af disse celler repræsenterer dermed vektoren tilnærmelsesvis med en værdi, organiseres i et net. Jo finere generaliseringen af cellestørrelsen er, jo finere bliver detaljegraden og lighed med vektorformatet - men dette giver også en større datamængde. En sammenligning i landskabet mellem raster og vektor data ses på figur 12. Hver celle indeholder en optælling og en værdi i form af en positivt eller negativt integer, floating point value eller NODATA. Tekstinformationer lagres kun via en tilhørende attributtabel til rasteren, lig vektorattributters informationer. Rasterkort organiseres i lag - optimalt set med samme cellestørrelse, georeferering og projektion (Balstøm et. al. 2006).



Figur 11: Eksempel på vektor til raster konverteringen af punkter, linjer og flader (Balstrøm et. al. 2006 pp. 45)



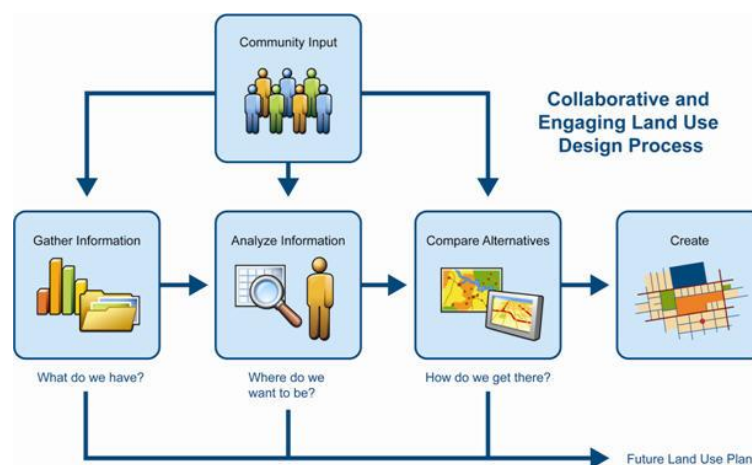
Figur 12: Eksempel på konvertering af randzoner fra vektor til raster format på et kort over randzoner. De blå celler er vandløbet. Baggrundskortet giver en fornemmelse for den virkelige udbredelse af henholdsvis raster og vektor randzonen. Copyright KMS.

3.3.2 GIS SOM ET BESLUTNINGSSSTØTTEVÆRKTØJ

En beslutning er et valg mellem alternative handlinger, hypoteser og beliggenheder. Afledt af det er en beslutning en vurdering af egnethed. Altså om i hvor høj grad en lokalitet er egnet eller ikke egnet. De fleste beslutningsprocesser inddrager en række kriterier for at vurdere graden af egnethed for hver lokalitet. Derfor er egnethed ikke af boolsk karakter (egnet/uegnet), men udtrykker varierende grader af egnethed (Hansen 2005). Et beslutningsstøttesystem bør fungere som et værktøj til at støtte og styrke processen ved en beslutning. Da multikriterieanalysen kan håndtere flere typer af data, kan multikriterieanalyser i GIS være en effektiv metode som grundlaget for en vurdering af valget imellem rumlige løsningsmuligheder. Traditionelt er overlaps- og buffer-analyser blevet anvendt i lokaliseringanalyser. Da metoderne ikke kan håndtere flere modstridende faktorer i behandlingen af data, har de begrænset anvendelse i forvaltningen. Denne type overlapsanalyser tager ikke hensyn til, at forskellige variable ikke vægtes lige på trods af varierende betydning i forvaltningen (Hansen 2005). I forbindelse med en miljøfokuseret problemstilling vil der ofte være tale om at foretage beslutninger baseret på mange kriterier. For eksempel er det muligt i udpegningen af egnede områder for naturgenopretning at opstille og sammenligne forskellige løsningsscenerier via en såkaldt multi-kriterie evaluering (Rasmussen & Kristensen 2002). Eksempelvis skal der i dette projekt udpeges naturarealer på områder, som typisk allerede har en anvendelse med et økonomisk- og produktionsmæssigt perspektiv. Forudsætningerne for produktion er ikke altid fordelagtig bl.a. på baggrund af en dårlig jordbundstype. Her kunne en naturanvendelse være oplagt i stedet.

Beslutningsprocesser vedrørende miljøspørgsmål er ofte en proces karakteriseret ved kompleksitet, usikkerhed, flere og undertiden modstridende forvaltningsmålsætninger. Planlægnings- og miljømæssige konflikter er uundgåelige i naturgenopretningen af landbruget. Den moderne planlægning er blevet meget kompleks, hvor planlæggerne møder paradokset i bæredygtig udvikling: Naturbeskyttelse eller økonomisk udvikling. I disse situationer står planlæggerne med en dobbelt udfordring: De skal designe projekter og planer, der opretholder en økologisk balance, men ikke desto mindre bidrager til økonomisk vækst (Hansen 2005). For eksempel er emnet højaktuelt i forbindelse med nye restriktioner for de danske landmænds anvendelse af sprøjtegifte, som kan skade grundvandet – men omvendt øger produktionen (Fastrup & Brandstrup 2012). GIS analyser er et anvendeligt støtteværktøj som beslutningsgrundlag for sådanne problemstillinger (Hansen 2005).

I en beslutningsproces vil der ofte opstå konflikter, når målene er mere eller mindre uforenelige. Konflikterne kan løses ved at et af målene defineres som værende vigtigere end de øvrige, udvælgelse af områder som kan bruges til flere formål eller der kompromitteres over delmål eller hele mål for at opnå en fælles enighed (Rasmussen & Kristensen 2002). For at optimere dette inddrages der nu mange interessenter i beslutninger af offentlig interesse, hvor borgerinddragelse med GIS er en vigtig informationskilde til omkostningseffektive beslutninger (se eksempel på figur 13). Men ofte er det alligevel planlæggerens opgave at mægle, forsøge at undgå modstand og dermed reducere indsigelser fra interessenterne (Hansen 2005).



Figur 13: Borgerinddragelse og samarbejde i en beslutningsproces. Borgerne giver input til informationsindsamlingen, analyser og løsningsforslag. Dette skaber nye forslag og forbedret informationen som hjælper en fremtidig planlægning. Abukhater 2011.

3.3.3 BAGGRUNDEN FOR MULTIKRITERIEANALYSE

Overlaps-analyser har været anvendt til udpegning og analyse af arealanvendelse, siden midten af 1960'erne. Ligeledes er arealers egnethed, for en given anvendelse blevet vurderet. Før CAD-systemer og GIS blev indført, blev transparente temaplaner i samme målforhold lagt over hinanden på et lysbord, og herved fremstod arealernes facetter og forskelle. Resultatet af overlappet blev analyseret, klassificeret og kortlagt ved at lægge en ny transparent ovenpå de andre, og tegne de nye fremkommende flader over på denne. Samme princip anvendes ved overlaps-analyser i GIS. Digitaliserede korttemaer kombineres, og der hvor geometrier skærer hinanden, beregnes nye flader (polygoner) til det afledte korttema. I GIS har man mulighed for at bearbejde data, så man lettere og hurtigere får skabt et nyt korttema ud fra mange (ofte forskelligartede) data (Rasmussen & Kristensen 2002). Multikriterieanalysen tager imidlertid skridtet videre for overlapsanalysen ved at inddrage flere data og vægte dem.

Der er to typer af kriterier for data i en beslutningsproces; *begrænsninger* og *faktorer*. Disse kriterier udgør mulige betingelser for at kvantificere en beslutningsproces (Hansen 2005):

- En multikriterieanalyse har *begrænsninger* baseret på de boolske kriterier (sandt/falsk), der kan definere en afgrænsning af den rumlige udbredelse for en analyse.
- *Faktorerne* er de kriterier, der definerer graden af egnethed for et område på en kontinuerlig skala. Faktorerne repræsenterer betydningen af de forskellige løsningsmuligheder fremkommet i beslutningsprocessen, efter udelukkelsen af områder defineret af begrænsningerne. I projektet er faktorerne arealklasser.

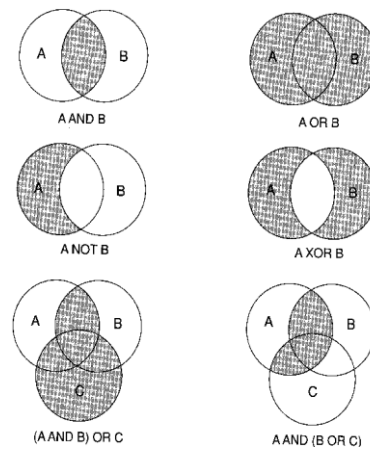
I proceduren for beslutningsprocessen aggregeres de valgte faktorer og begrænsninger. Aggregeringsprocessen kræver, at de forskellige faktorer standardiseres til samme skala, ved at konvertere værdierne til nye værdier tilpasset formålet. Denne proces omdanner et sæt af værdier til en sammenlignelig og normaliseret skala (Hansen 2005). Det er ligeledes nødvendigt, at standardisere egnetheden af de forskellige arealklasser i analysen, for at sikre et målbart system på tværs af parametrene. Eksempelvis vægtes hver dataklasse efter egnethed som potentielt naturareal. Derfor generaliseres de forskellige arealklassers værdi til en overskuelig uniform skala, vægtes efter egnethed (som naturareal) imellem 0 og 1. Skalaens parametre kan oversættes til egnethed på en kontinuert skala (Dai et. al. 2001):

0,0 – 0,2	= meget lav (befæstede arealer)
0,2 – 0,4	= lav
0,4 – 0,6	= mellem
0,6 – 0,8	= høj
0,8 – 1,0	= meget høj (Anvendelse som naturareal, f.eks. vådområder)

Med tildelingen af specifikt vægtede tærskelværdier for arealklasserne, er der hermed opsat regler for beslutningsværktøjet i analysen. Den egnethed klasserne skal tildeles, må derfor omhyggeligt tildeles efter statistiske og empiriske retningslinjer fra tidligere erfaringer og litteraturen (Dai et. al. 2001). Der anvendes to fremgangsmåder til analysen: Boolsk overlap kombineret med den vægtede lineare kombination, der vægtes med den parvise sammenligningsmetode.

Boolsk logik og overlap

Boolske overlapsanalyser foregår på rasterdata med binære attributkoder med værdierne 1 eller 0. Disse data kaldes binære, da de kun viser arealer som opfylder en given betingelse (1=sand) og arealer, som ikke opfylder betingelsen (0=falsk) (Rasmussen & Kristensen 2002). Har en lokalitet f.eks. et enkelt kriterium, som ikke er egnet, vil den pågældende lokalitet blive udelukket af resultatet og klassificeret som værende boolsk falsk. Derved udvælges kun lokaliteter, som er egnet til et givet formål (Rasmussen & Kristensen 2002). Der tillades kun et enten/eller medlemskab af en klasse, f.eks. om en klasse er egnet som naturområde, eller om det tilhører et ikke egnet område. Derfor forudsætter boolske begrænsningsfunktioner implicit, at objekter og deres egenskaber entydigt kan defineres (Hansen 2005). Ved boolske funktioner udføres en logisk kombination af data ved hjælp af de logiske operatører: AND (union), OR (intersection), XOR (complement) og NOT (exclusion), deres funktioner er illustreret ved figur 14.



Figur 14: Boolske funktioner illustreret for at vise de forskellige delmængder, fællesmængder og foreningsmængder, illustreret ved AND, OR, NOT og XOR. Hunter College 2012.

De konventionelle rumlige analyser og modelberegninger er baseret på ovennævnte boolske logik. Svaghederne ved metoden er imidlertid klar: Risikoen ved kun at arbejde med egnede/uegnede (sande/falske) udsagn er, at der kan udelades arealer, som er næsten egnede og ofte ikke uinteressante. Som et alternativ til boolsk logik kan der anvendes fuzzy mængdelære som logisk fundament. Metoden udpeger data på en kontinuert skala, hvorfor der kan ske en nærmere udpegning af kriterier typisk på kontinuerte afstande til et objekt (Hansen 2005).

Vægtet linear kombination

I den vægtede lineare kombination vurderes egnetheden af celler ved at vægte og kombinere cellernes faktorer. Hver enkelt af de standardiserede celleværdiers faktorer for egnethed, multipliceres med den tilsvarende faktors vægtning. Dette resulterer i et kort med vægtede celler på tværs af et begrænset område defineret ved den boolske analyse (Rasmussen & Kristensen 2002). Den vægtede linearkombination beregner en samlet værdi for hver celle ved hjælp af vægtede analysebidrag. Celleværdiernes egnethed S på den k 'te celle bestemmes ved en vægtet linearkombination:

$$S^k = \sum w_i * x_i^k$$

hvor w_i er vægten, og x_i^k er værdien af kriterierne i i den k 'te celle. Vægtningen w^i afspejler den relative betydning af hvert kriterium. De enkelte analysebidrag tildeles en vægtning mellem 0 og 1, således at summen af den samlede vægtning er lig 1 (Hansen 2005). Denne metode er integreret i ArcGIS via Raster Calculator, som ved hjælp af nedenstående input udregner celleværdier, og danner en ny resulterende raster:

$$(w_1 * \text{"raster_1"}) + (w_2 * \text{"raster_2"}) + \dots \text{ osv.}$$

3.3.4 VÆGTNING AF VARIABLE

En vægtning kan defineres som den værdi, der tildeles en faktor. Denne værdi har betydning for andre faktorer under betragtning. Ofte foregår vægtningsprocessen ved at standardisere faktorernes vægtning, og opdele dem imellem de kritiske faktorer til en sum lig 1,0. Hvis vægten er stor, vil faktoren være vigtigere (Malczewski 1999). Metoder til at vægte kan opdeles i fire hovedgrupper:

- *Rangordning:* Hvert kriterium rangeres under hensyntagen til beslutningstageres præferencer.
 - *Vurdering:* Vægtene værdisættes baseret på en forudbestemt skala.
 - *Parvis sammenligning:* Ved hjælp af parvise sammenligninger opbygges en forholdsmatrice.
 - *Afvejning:* Benytter en direkte afvejning imellem løsningsmuligheder.
- (Malczewski 1999)

Vægtningen kan være et gæt eller baseret på en opnået viden. Man kan også foretage den indbyrdes vægtning af datasættene som et hele, hvilket kan være kompliceret og usikkert, hvis der er mange faktorer. Alternativt kan vægtningen foretages ved parvis sammenligning af faktorerne. Det er anvendeligt, da det kan være svært at sammenligne et helt datasæt (Rasmussen & Kristensen 2002). Virkelighedens problemer i planlægningen indebærer en høj grad af usikkerhed, om-

kring de kvantitative værdier af en vægtning. På grund af det ofte store antal datasæt i en analyse bliver vægtningen kompliceret. Men vægtningen har stor betydning for resultatet af analysen, derfor må der sikres en velfunderet vægtning af de enkelte analysebidrag (Rasmussen & Kristensen 2002).

Faktor vægte og parvis sammenligning

I dette projekt anvendes den parvise sammenligningsmetode til vægtningen (Analytical Hierarchy Process - AHP), som er udviklet af Saaty (1977). De kriterier der skal indgå i beslutningsgrundlaget, sammenlignes parvis, hvor der foretages en vurdering af den relative betydning af ét kriterium i forhold til et andet (Rasmussen & Kristensen 2002). Metoden er fordelagtig, da den giver god struktur og overblik ved beslutningstagning og valg af faktorvægte (Coyle 2004). Vægtningen organiseres på en ni-punkts skala gående fra at faktorerne bidrager ligeligt til formålet (1) til en højest mulig favorisering af én faktor over en anden (9) (se tabel 6). Betingelsen for denne skala er, at hvis faktor A er meget vigtigere end faktor B, vil A få værdien 9. Da B er mindre vigtig end A, vil den få værdien 1/9. Denne fremgangsmåde gælder for alle faktorerne (Coyle 2004).

Intensity of importance	Definition	Explanation
1	Equal importance	Two factors contribute equally to the objective
3	Somewhat more important	Experience and judgement slightly favour one over the other.
5	Much more important	Experience and judgement strongly favour one over the other.
7	Very much more important	Experience and judgement very strongly favour one over the other. Its importance is demonstrated in practice.
9	Absolutely more important.	The evidence favouring one over the other is of the highest possible validity.
2,4,6,8	Intermediate values	When compromise is needed

Tabel 6: Saaty's rangordning af intensiteten af vigtighed imellem to par ved den parvise sammenligningsmetode gående fra 1 (lige vigtige) til 9 (meget mere vigtige). Coyle 2004 pp. 2.

Hvert kriterium vægtes i forhold til alle øvrige kriterier og kan opstilles i en forholdsmatrise som eksemplificeret i tabel 7. Herefter skal de endelige faktorvægte beregnes ved en såkaldt eigenvektor. Dette kan udføres på flere måder, men Coyle (2004) gør det overskueligt: Alle værdier af en faktor i en række multipliceres, hvorefter den n^{te} rod beregnes af dette resultat på en vektor. Den resulterende eigenvektor findes, ved at dividere hver værdi fra den nye vektor med summen af alle rødder (Coyle 2004), som ses i tabel 7.

	A	B	C	N^{te} rod	Eigenvektor
A	1	3	9	3	0,72
B	1/3	1	1	0,69	0,17
C	1/9	1	1	0,48	0,12
Σ				4,17	1,00

Tabel 7: Eksempel på matrice med beregning af Eigenvektoren.

Eksempel: Den N^{te} rod beregnes ved: $\sqrt[3]{1 \cdot 3 \cdot 9} = 3$, og da summen af de N^{te} rødder er 4,17, giver det en Eigenvektor på $\frac{3}{4,17} = 0,72$. Når Eigenvektorerne summeres, fås tallet 1, og dermed stemmer vægtningen.

Resultaterne fra forholdsmatricen evalueres på baggrund af konsistensforholdene (Coyle 2004), der indikerer om vurderingerne i matricen er tilfældige. Konsistensvektoren bestemmes ved at dividere værdierne fra hver række i matricen, med den tilsvarende Eigenvektor-værdi som deles med værdien af Eigenvektoren. Herefter beregnes middelværdien for konsistensvektoren (λ_{max}), som anvendes til at beregne konsistensindekset (Coyle 2004). Dette angiver afvigelsen fra konsistensen, og beregnes ved:

$$\text{Konsistensindeks} = (\lambda_{\text{max}} - n) / (n - 1)$$

For at beregne konsistensforholdene, anvendes et tilfældighedsindeks som er beregnet af Saaty på baggrund af store tilfældighedsmatricer (se tabel 8) (Coyle 2004). Konsistensforholdene kan herefter beregnes ved at dele konsistens indekset

med tilfældighedsindekset. Hvis konsistensforholdene for matricen er $>0,1$ betyder det, at værdierne fra matricen er på grænsen til at være konsistente og nærmest tilfældige. Vægtningen i matricen bør i disse tilfælde reevalueres (Coyle 2004).

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49	1.51	1.48	1.56	1.57	1.59

Tabel 8: Øverste række repræsenterer tilfældighedsmatricens orden, den nederste række er det korresponderende konsistente tilfældighedsindeks for tilfældige afgørelser. Coyle 2004 pp. 11.

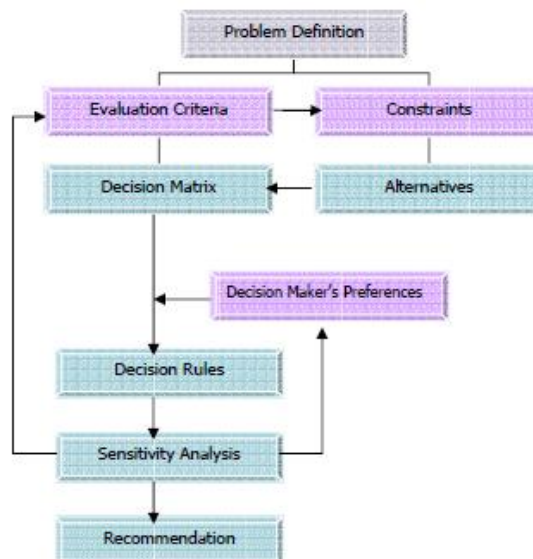
Hvis matricen i tabel 7 anvendes som eksempel, kan konsistensforholdene beregnes til:

$$\begin{aligned} \lambda_{\max} \text{ 1. række} &= (1*0,72+3*0,17+9*0,12)/0,72 &&= \underline{3,14} \\ \text{Konsistensvektor} &= \text{MIDDEL} [\lambda_{\max}^{1.\text{rk}}; \lambda_{\max}^{2.\text{rk}}; \lambda_{\max}^{3.\text{rk}}] &&= \underline{3,14} \\ \text{Konsistensindekset} &= (3,14-3)/(3-1) &&= \underline{0,068} \\ \text{Konsistensforhold} &= 0,068/0,58 &&= \underline{0,12} \end{aligned}$$

3.3.5 TYPISK FREMGANGSMÅDE FOR MULTIKRITERIEANALYSEN

Baseret på ovenstående teori, kan rammerne for en typisk fremgangsmåde ved multikriterieanalysen beskrives jf. figur 15 efter Malczewski (1999). Typisk foretages beregningerne celle for celle i raster. Fremgangsmåde:

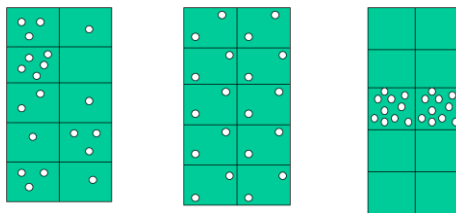
1. Definition af en problemstilling.
2. Forberede data og oprette klasser (findes ikke på figur 15).
3. Bestemme kriterier for analysen, henholdsvis faktorer og begrænsninger.
4. Standardisering af faktorenes værdier.
5. Bestemme vægtning for faktorerne.
6. Aggregering af faktorer og begrænsninger til en anbefaling af de mest egnede arealer.
7. Justere efter beslutningstageres præferencer ved bl.a. sensitivitets- og usikkerheds-analyser.
8. Evaluering af resultat, og en endelig anbefaling.



Figur 15: Rammerne og processen for en typisk rumlig multikriterie beslutnings-analyse. Beslutningstageres præferencer og kriterier angives f.eks. ved den parvise sammenligningsmetode i en matrice til vægtning og værdisætning af data. Malczewski 1999

3.3.6 ANALYSERE OG UDPEGE MØNSTRE

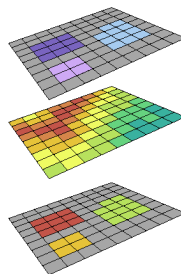
Resultatet af multikriterieanalysen er et rasterdatasæt, hvor de mest attraktive celler har den højeste værdi. Da værdierne i de enkelte celler kan variere meget, er det nødvendigt at foretage en yderligere analyse og vurdering af resultatet fra multikriterieanalysen. Ved udpeging af mønstre i analysen skal der finde geografiske områder, hvor enten høje eller lave værdier celler er grupperede. Grupperingen kan være tilfældig, spredt/ensartet eller grupperet, som ses på figur 16. Analysen anvender en cellestørrelse på 100 m², derfor vil potentielle områder til naturgenopretning kræve mindst 25 grupperede celler med høj attraktivitet. Da naturgenopretningsområder vil falde ind §-3 natur, skal de have en mindstestørrelse på 2500 m². Hermed vil grupperede celler af højt egnede områder fra multikriterieanalysen, være særligt attraktive at genoprette natur i. I praksis angives det statistisk om den rumlige gruppering af høj eller lav egnethed, er mere markant end man ville forvente i en tilfældig fordeling af de samme værdier. Herved kan fremfindes områder med koncentration af høj egnethed indenfor undersøgelsesområdet.



Figur 16: Fordeling af tilfældige (venstre), spredte/uniform (midten) eller klyngedannede (højre) fordelte celler. Briggs 2007.

Kvadratanalyse

Inden for analyse af mønstergenkendelse på rasterceller, er der begrænsede muligheder. "Zone statistik" værktøjet anvendes på kvadrater for at beregne en densitet inden for givne zoner. Værktøjet beregner statistikker for rastercellernes værdier, defineret indenfor et zonelag. Metoden baserer sig på principperne for kvadrat analyser som er beskrevet af Mitchell (2005), hvor antallet af enheder inden for en kvadratisk zone optælles. Resultatet bestemmes af hvilken type zoneberegning der udføres: Dette projekt anvender funktionen SUM, som beregner den samlede værdi af alle celler der tilhører den samme zone. På figur 17 vises et raster hvor den maksimale værdi beregnes per celle per zone.



Figur 17: Værktøjet Zonal statistics foretager analyser ved en funktion på cellerne inden for en given zone. ESRI 2012.

Sædvanligvis anvendes metoden på punktdata, for at analysere fordelingen eller densiteten af data. Resultat-tabellen består af en frekvens tabel med antallet af zoner med n antal enheder i. Da hver rastercelle har en ens rumlig udbredelse synes metoden at være anvendelig på raster data også. Et net af kvadrater danner en zone som der skal analyseres på. I ArcGis anvendes værktøjet "Create fishnet" til at skabe et net af kvadrater, efter en given dimension og udbredelse. Kvadraternes størrelse vil have betydning for, om der kan identificeres mønstre i data (Mitchell 2005). Det er vigtigt at vælge en størrelse på kvadraterne som er stor nok til at genkende mønstre, men ikke så store at de slører eventuelle mønstre. Hvis kvadraterne er for små, kan mange kvadrater være uden data - er de for store kan det resultere i mange kvadrater med ca. det samme antal enheder i (Mitchell 2005). Da et §-3 naturareal skal være mindst 2500 m² stort, vil det være formålsløst at lave kvadrater mindre end 50×50 meter. Det er blevet foreslået at anvende en kvadratstørrelse lig:

$$I = \sqrt{2 \cdot \frac{A}{n}} \quad (\text{Mitchell 2005})$$

Hvor I er længden på siden af et kvadrat, A er arealet af undersøgelsesområdet, og n er antal enheder i undersøgelsen. Analyseresultatet bør undersøges med forskellig størrelse på kvadraterne. Dette vil også fortælle om mønstrenes skala,

f.eks. kan enheder være spredt på en lokal skala, men være grupperet på en regional skala (med større kvadrater) (Mitchell 2005).

Metodens resultater kan undersøges ved at anvende X^2 (Chi i anden) testen, som undersøger fordelingen af data. Testen undersøger nul-hypotesen for om der er sammenhæng i et datasæt. Denne signifikanstest hjælper med at afgøre om nul-hypotesen skal afvises (Mitchell 2005). Selvom et datasæt har statistisk signifikans, skal man forholde sig kritisk til det. Både skala, datatypen, undersøgelsesområdets størrelse og definitionen af afstand imellem enheder, har betydning for resultatet af testen. Dette skal tages i betragtning når testens resultater skal sammenlignes med tests af andre datasæt, for sammenligningerne må ikke stå alene som beslutningsgrundlag (Mitchell 2005). X^2 testen kan kun udføres hvis maksimalt 20 % af zonerne har under 5 celler. Da dette ikke er tilfældet i nogen af projektets kvadratanalyser, anvendes testen ikke.

Mål for nærhed

Som nævnt tidligere er nærhed imellem naturarealer, en kvalitetsfaktor for naturen, da det øger sammenhængen for naturen i landskabet. Derfor er det relevant yderligere at vurdere egnetheden af de mest egnede arealer for naturgenopretning, med en nærhedsanalyse. Nærhedsanalysen bestemmer den euklidiske afstand fra hver celle i input datasættet, til den nærmeste celle i nærheds-datasættet (ESRI 2012). For eksempel vil input i dette tilfælde være multikriterieanalysen, og nærheds-datasættet vil være et datasæt af §-3 natur. Da tæt beliggende naturarealer i teorien har en større sammenhæng (to naturarealer kan godt være tæt beliggende, men have en uigennemtrængelig barriere imellem sig alligevel – f.eks. en motorvej igennem en skov), kan arealernes egnethed til naturgenopretning yderligere rangeres med nærhedsanalysen.

Desuden kan bestemmes et indeks over nærmeste nabo, baseret på de gennemsnitlige afstande fra enheders centroid til deres nærmeste nabo-enheds centroid. Dermed beregnes samlede værdier for sammenhæng og klyngedannelse i et datasæt, og dermed sammenhængen for naturarealerne inden for det givne område. Resultatet er fem værdier:

- *Observeret middel afstand*: Den beregnede gennemsnitlige afstand mellem naboer i datasættet.
- *Forventet middel afstand*: Den gennemsnitlige afstand mellem naboer i en hypotetisk normal fordeling.
- *Nærmeste nabo indeks*: Udtrykkes som forholdet mellem den Observerede middel afstand til den Forventede middel afstand. Hvis indekset < 1 er der klyngedannelse; hvis indekset > 1 , er tendensen spredt data.
- *Z-score*: Angiver standardafvigelsen for data, og er derfor den værdi som afgør klyngedannelsen. Jo højere z-score, jo mere intens klyngedannelse af høje p-værdier.
- *P-værdi*: Fortæller, hvor sandsynligt det er at mønstrene af data er dannet tilfældigt eller ej. F.eks. indikerer en lav p-værdi at det er usandsynligt at et givet mønster er dannet tilfældigt.

En Z-score nær nul indikerer ingen åbenbar rumlig klyngedannelse af p-værdier, og data vil typisk være normalfordelt. Derfor er tendensen for klyngedannelse både afhængig af p- og z-scoren. Denne analyse er ganske sensitiv for størrelsen på undersøgelsesområdet hvis analyseresultater skal sammenlignes (Mitchell 2005)

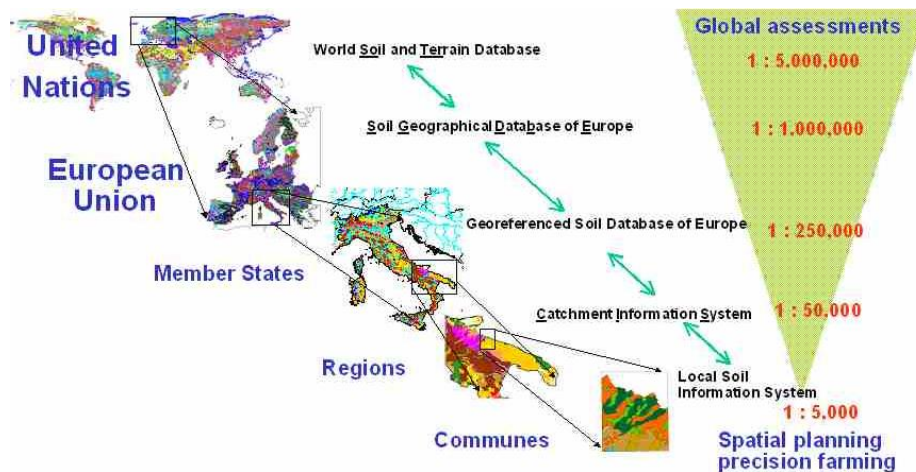
3.4 PRÆCISION OG SKALA FOR DATA

Den faktiske præcision af en analyse, vil i høj grad være præget af kvaliteten af de tilgængelige data for et område. Overgange mellem forskellige elementer i naturen gør præcisionen varierende, f.eks. ved grænsen mellem to jordarter eller bestemmelse af hvornår en eng bliver til et vådområde. Begge tilfælde er svære at fastlægge som en entydig linje, da der ofte er glidende overgange mellem forskellige elementer i naturen. Desuden vil den oprindelige målestok, og efterfølgende digitalisering og omskalering af kortene være afgørende for kvaliteten. Ofte er det nødvendigt at gå på kompromis, når der skal laves kort og modeller. Små men vigtige detaljer risikerer nemlig at blive så små, at de ikke kan ses eller kortlægges (Davidson 1992). Man skal være opmærksom på niveauet af detaljer, præcisionen og fejl pga. projektion ved et kort i stor skala som 1:1.000.000. Hvis f.eks. den danske kystlinje skal digitaliseres manuelt fra et grundkort i skalaen 1:1.000.000, vil operatøren følge afgrænsningerne i kortet, ved indimellem at sætte et nyt punkt på en linje. Derfor vil en, i virkeligheden, meget uregelmæssig kystlinje blive forandret til en generaliseret lige linje på det digitaliserede kort. For at kunne gøre denne kystlinje mere korrekt kræves kort i en mindre skala, hvor kystlinjen kan tilpasses med jævne kurver som følger grænsen korrekt. Dette vil selvsagt resultere i en betydelig stigning i antallet af punkter i digitaliseringen, men fejl er stadig uundgåelige. Derfor er præcisionen og kvaliteten af data meget op til den som digitaliserer. Det

betyder at ligesom forskellig skala på et kort er afgørende for præcisionen, er operatørens evne til at være præcis også af afgørende betydning for nøjagtigheden af data (Davidson 1992). På topografiske kort gøres vigtige elementer større, hvor der benyttes signaturer med faste størrelser hvor informationerne er vigtigere at vise end deres nøjagtige placering i virkeligheden (Davidson 1992). Forholdene på et kort svarer eksempelvis til:

- 10 cm. kort = 1:10.000 = 10 cm. på kortet svarer til 1 km. i virkeligheden
 - 4 cm. kort = 1:25.000 = 4 cm. på kortet svarer til 1 km. i virkeligheden
 - 1 cm. kort = 1:100.000 = 1 cm. på kortet svarer til 1 km. i virkeligheden
- Tallet før divisionstegnet er målet på kortet, mens det andet tal er målet i virkeligheden i samme enhed.

Erfaringerne i Danmark er, at der findes en betydelig jordbundsmæssig variation, som ikke ses på de eksisterende kort i skalaerne 1:25.000 eller højere, da mange informationer er udeladt (Se for eksempel skala i jordkortlægningen på figur 18). Dette viser, at det i fremtiden kan blive nødvendigt med et mere præcist kendskab til jordbunden i forbindelse med f.eks. indsatsplaner eller ved VVM-godkendelser (Vurdering af Virkning på Miljøet). F.eks. er der udviklet metoder til forholdsvis nemt og billigt at producere kort i skalaen 1:10.000 (Torp et. al 2002). Skala og præcision undersøges for hvert datasæt, og angives i beskrivelserne af data senere.



Figur 18: Jordkort gående fra global ned til lokal skala i forskellige målførhold. Kortene lagres i databaser af EU's kommission. European Commission 2012.

4. DATA OG SOFTWARE ANVENDT TIL MULTIKRITERIEANALYSEN

4.1 SOFTWARE

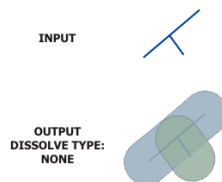
Til analysen anvendes softwaren ArcGIS, ArcCatalog + diverse udvidelser som de primære værktøjer. Softwaren har en lang række funktioner og værktøjer vedrørende GIS, tabel og database-arbejde. De vigtigste værktøjer for projektet er beskrevet herunder. De enkelte værktøjers anvendelse i analysen er beskrevet i metode-afsnittet. Der er desuden anvendt Microsoft Excel 2007, til mindre tabelarbejde og til at skabe diagrammer.

4.1.1 VÆRKTØJER

Nedenstående beskrivelser og figurer er baseret på beskrivelserne i ESRI's "Resource Center" tilhørende softwaren.

Buffer

Opretter buffer polygoner omkring input data (polygoner, linje eller punkter) på en bestemt afstand. Der lægges en buffer om inputs geometri, og polygonet beregnes ud fra input datas knudepunkter (forskydninger) ved at anvende en to-dimensional afstandsformel. Bufferens afstands parameter kan indtastes som en fast værdi, eller der kan anvendes en attributværdi med talværdier. I projektet foretages buffer-analysen på linjedata (vandløbskanter), se eksemplet i figur 19.



Figur 19: Bufferanalyse udført om et input linjestykke

Cell statistics, SUM

For flere raster beregnes en statistik celle for celle. Den resulterende raster bliver fastsat ved en funktion på input-værdierne for hver celle. Sum funktionen anvendes på projektets data, som beregner summen af input-værdier celle for celle. Typen af input værdier bevares (heltal eller decimaltal). Et eksempel på beregningen ses på figur 20.



Figur 20: For hver overlappende celle adderes input, hvilket resulterer i et aggregeret resultat.

Clip

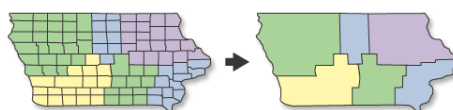
Ekstraherer input data som overlapper en eller flere klippe-klasser (punkter, linjer eller polygoner). Dette er særlig anvendeligt til at oprette en ny klasse, f.eks. et interesse-område indeholdende en geografisk delmængde af data i en større klasse. Processen vises på figur 21.



Figur 21: Input data klippes med en klippe enhed, og resultatets afgrænsning er klippet efter klippe enheden.

Dissolve

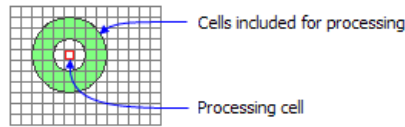
Aggregerer klasser baseret på angivne attributter. Dissolve kan også producere multi-del klasser, som er en enkelt klasse indeholdende ikke sammenhængende elementer repræsenteret i attributterne som én post. Ofte anvendes værktøjet til at samle klasser og fjerne grænser, som det f.eks. ses i eksemplet på figur 22.



Figur 22: Værktøjet opløser et helt input til en samlet enhed, eller opløser efter ens attributter.

Focal statistics

Beregner for hver inputcelle et bestemt område af omkringliggende celler, hvor en bestemt statistik fra cellens værdier tilføjes. Det omkringliggende områdes type angives i dette tilfælde som en cirkel (se figur 23), hvor alle celler hvis center falder indenfor radius af cirklen, vil indgå i beregningen af omkringliggende celler. Radius defineres i antal celler eller i kortets enheder.



Figur 23: Et eksempel på anvendelsen af værktøjet, hvor der lægges en ring af celler omkring en celle.

Polygon to raster

Konverterer polygoner til raster datasæt. Værktøjet anvender principperne for konverteringen af polygon til raster (jf. teori afsnittet), og komplimenterer ”Raster to polygon” værktøjet. Cellestørrelsen angives i analysen til 10 meter. En attributværdi fra polygonens attributtabel anvendes som værdifelt til rasteren. Når mere end én enhed falder inden for en celle ved konverteringen, anvendes metoden ”maksimale samlet areal” til at værdisætte cellen. Den celle med det største område i cellen, afgør derfor den værdi der knyttes til cellen.

Sink

Værktøjet identificerer alle lavninger. Dette er tilfældet når nabocellernes værdi er højere end den givne celle, eller hvis to celler har flow til hinanden. Dermed kan strømningsretningen ikke tildeles én af de otte positive værdier for en strømningsretning, og profilet vil se ud som på figur 24. Mange lavninger i et højdedatasæt findes almindeligvis på grund af fejl i data. Fejlene kan forekomme pga. af fejl ved opmålingen eller afrunding af værdier for hældninger. Naturligt forekommende lavninger i højdedata med en cellestørrelse på 10 meter eller større er sjældne, undtagen i landskab influeret af gletsjere (f.eks. et dødislandskab). Når cellestørrelsen øges, vil antallet af lavninger i et dataset ofte stige.



Figur 24: Et profil af en overflade, hvor en lavning fremgår som en klar sænkning i landskabet.

4.2 DATA

Til en multikriterieanalyse anvendes der typisk en lang række af data, som skal indgå i en evaluering. På forhånd vurderes og opstilles kriterier for hvilke data som skal anvendes i analysen, og hvilke data som ikke skal. Data på baggrund af relevans for den specifikke problemstilling omkring udpegning af ny natur. F.eks. er det meget relevant at inddrage jordartskortet for at kunne udpege marginaljorde, mens det ikke er relevant at inddrage data over højspændingsmaster. Udover det, er data udeladt som havde en så lille rumlig udbredelse at de ikke ville have en betydning for analysens endelige resultat, dette var f.eks. tilfældet for FOT dataklassen ”Bassin”. I tabel 9 ses en oversigt over de anvendte data i analysen. Det ses at data er baseret på flere forskellige producenter, og har meget forskellig alder. Nogle data er anvendt direkte i analysen, andre data er anvendt til at skabe afledte data til analysen. Analysens klasser er beskrevet i metodeafsnittet. I beskrivelsen herunder angives desuden datas præcision og anvendelse.

Navn	Geometri	Producent	Opdateret
Beskyttede naturtyper	Polygon	Naturstyrelsen	2012
Bypolygon	Polygon	FOT	2008
Danmarks Højdemodel	Polygon	KMS	2010
Erhverv	Polygon	FOT	1997/2010
GEUS jordartskort	Polygon	GEUS	2010?
Høj bebyggelse	Polygon	FOT	1997/2009
Jernbane	Linje	FOT	2011
Jordklassificeringen	Polygon	Danmark Jordbrugsforskning	1980
Kommune	Polygon	FOT	2007
Landzone	Polygon	By og Landskabsstyrelsen	2009/2012
Lav bebyggelse	Polygon	FOT	1997/2010
Lavbund	Polygon	Miljøstyrelsen og landbrugsministeriet	1984
Markkortet	Polygon	NaturErhvervstyrelsen	2011
MVJ	Polygon	NaturErhvervstyrelsen	2012
Skov	Polygon	FOT	2002/2007
Teknisk areal	Polygon	FOT	1997/2009
Vandløbskant	Polygon	FOT	2012
Vejmidter	Linje	Trafikstyrelsen/FOT	2011
Vådområde	Polygon	FOT	1997/2010

Tabel 9: Oversigt over de anvendte datasæt i analysen, deres type og oprindelse

4.2.1 LANDBRUGS-DATA

Markkortet

Objekttype: Polygon. Markkortet er et landsdækkende digitalt markkort med landbrugets dyrkningsarealer. Det anvendes først og fremmest til administrative og forvaltningsorienterede formål af Naturerhvervsstyrelsen til administration af enkeltbetalingsordningen. Markerne er samlet under markblokke, der er de landbrugsmæssige skel. Markblokkgrænserne er ofte naturlige grænser som skov, veje, vandløb, diger, hegn og lignende. Der er ingen mindste størrelse på blokkene hverken hvad angår arealer eller antal marker. Markblokkortet indeholder ca. 330.000 markblokke, der svarer til ca. 31.000 km² landbrugsareal. Der findes ca. 610.000 digitale marker indenfor disse blokke. Landmænd skal selv digitalisere og oplyse data for de enkelte marker (Jensen 2005). Oplysningerne efterbehandles af myndighederne, både med hensyn til opgørelse af arealer og stikprøvekontroller. Systemet er etableret i samarbejde med GLR, der ligger til grund for de forskellige støtteordninger i landbruget. Data har en meget lav usikkerhed, da det anvendes som administrationsgrundlag, og der foretages løbende manuel opdatering ved flybilleder og kontrol i felten.

MiljøVenlige Jordbrugsforanstaltninger

Objekttype: Polygon. Hvis et areal overholder MVJ forpligtigelserne, kan landmænd søge MVJ-tilskud. Via en elektronisk blanket foretager en indtegning af ansøgningsområderne på kort. Arealerne kontrolleres jævnlige af kontrollanter i felten. Data har en meget lav usikkerhed, da det anvendes som administrationsgrundlag, og der foretages løbende manuel opdatering ved flybilleder og kontrol i felten.

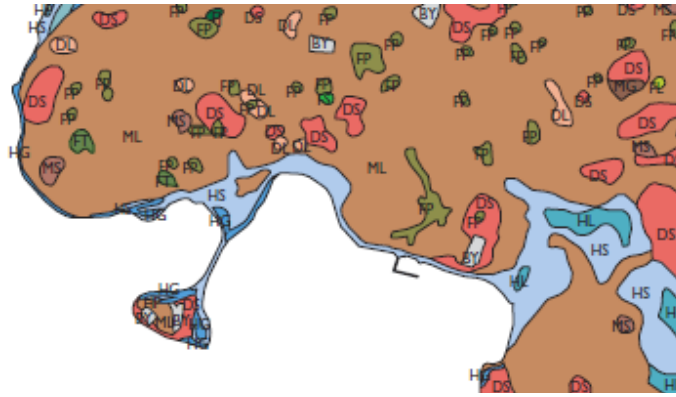
4.2.2 JORDBUNDS- OG TERRÆN-DATA

Danmarks Højdemodel (DHM)

Objekttype: Raster (oprindeligt punktdata). DHM's overflade er en digital repræsentation af højder på overfladen af naturen. DHM Overflade er reelt et biprodukt fra fremstillingen af DHM Terræn. Danmarks Højdemodel er oprindeligt etableret i et samarbejde mellem en række ministerier (Miljøministeriet, Transportministeriet, Klima- og Energiministeriet og Forsvarsministeriet). Udgangspunktet for etableringen var et konkret behov for at supplere det eksisterende geografiske administrationsgrundlag med detaljerede data om højder i det danske landskab (Kort og Matrikelstyrelsen 2011). Data er indsamlet fra 2005 til 2007 ved hjælp af LiDAR (Light Detection And Ranging) scanninger fra fly, optaget med en gennemsnitlig punkttæthed på 0,45 punkter per m². Modellen lagres i raster med en cellestørrelse på 1,6 meter. De specificerede nøjagtigheder er horisontalt 1,0 meter, og vertikalt 0,1 meter, og den målte nøjagtighed horisontalt er 0,67 meter, og vertikalt 0,06 meter (Kort og Matrikelstyrelsen 2011). Da DHM har den højeste præcision af data i analysen, vil det følgelig have en stor troværdighed. Der anvendes en generaliseret raster med celler på 10 meter i bredde. Da cellebredden i analysen er på 10 meter vil grænseproblematikker for højdemodellen sjældent have en stor betydning.

GEUS Jordartskort over Danmark

Objekttype: Polygon. De "Forløbige Geologiske Jordartskort" i 1:25.000 angiver de overflade-nære jordarters type og udbredelse i en dybde af ca. 1 meter. De dækkede i år 2000 ca. 90 % (Greve og Larsen 2000) af Danmarks samlede landareal, og kortlægningen udføres løbende af GEUS. Grundlaget for Danmarks digitale Jordartskort i 1:25.000 er det analoge kort "Foreløbige Geologiske Jordartskort", som er rentegnede feltkort. Under digitaliseringen af Jordartskort over Danmark i 1:200.000 blev de "Forløbige Geologiske Jordartskort" nedkopieret og sammensat til kortplaner i 1:50.000 der blev generaliseret og sammenfattet til 1:200.000. Det landsdækkende kort i 1:200.000 blev udgivet som digitalt kort i 1989 af GEUS (GEUS 1999). Præcisionen af det digitale kort er svært at fastlægge, dels fordi kortet som helhed baserer sig på forskellige datakilder (f.eks. borer og generaliseret kortlægning), og dels fordi grænsen mellem to jordarter er fastlagt i forhold til en prøvetagningsafstand på 100-200 meter. Der må således generelt regnes med en usikkerhed på op til 200 meter (GEUS 1999). Kortlægning af jordarterne er gennem tiden foregået på kort af varierende målestoksforhold fra 1:20.000 – 1:50.000. Det betød at arealer mindre end 25.000 m² ikke blev medtaget i kortet og nærliggende polygoner med samme jordartstype blev sammenføjet (GEUS 1999). Et eksempel på kortet ses på figur 25.



Figur 25: Et udsnit af Danmarks digitale Jordartskort angivet med de oprindelige signaturer og farver. Hermansen 1998, pp. 7.

Sammenlignes forskellige områder af kortet, ses tydelige variationer i datatætheden. Det skyldes overvejende naturlige variationer i geologien, geomorfologiens kompleksitet, og forskelle i mængden af oplysninger indenfor kortlagte og ikke kortlagte områder. Ved digitaliseringsprocessen kan en automatiseret skanning og vektorisering betyde sammensmeltning af linjer og dannelsen af kanter, som ikke findes på originalmaterialet. Disse fejl bliver forsøgt rettet med automatiserede processer, og vil oftest alligevel være uden betydning i kort med målestoksforholdet 1:200.000. Den manuelle digitalisering medfører ikke sådanne fejl, men man risikerer til gengæld at hele polygoner kan være glemt, foruden der kan være anvendt forskellige tolerancer (GEUS 1999). Desuden er kortmaterialet som udgør digitaliseringsgrundlaget, udarbejdet fra 1888 og frem til nu, og fremstår derfor uensartet. F.eks. blev der kun anvendt 10 karteringssymboler i de første år af karteringen, hvor man i dag anvender 44 symboler. Herudover har kystlinjen i nogle områder forandret sig meget siden de første karteringer. I disse områder er der foretaget en del redigeringsarbejde, for at sammensætte areaerne. For at sikre en konsistens i kortene er kystlinjerne udskiftet med Kort- & Matrikelstyrelsens digitale kystlinje, ligesom søernes bredde er justeret. Kortgrundlaget for kortlægningen har fortrinsvis været målebordsbladene, men nu anvendes 1:25.000 kortene (Greve og Larsen 2000). Der er endvidere lavet en ny kortlægning af geologien i områder hvor man har opnået ny viden. Det digitale kort er blevet suppleret med data fra GEUS' boredatabase, oplysninger fra litteraturen, geomorfologiske kortlægninger foruden tolkning ud fra flyfotos og KMS's højdekurver (GEUS 1999).

Den danske jordklassificering (JB kortet)

Objekttype: Polygon. Kortet blev udarbejdet i skalaen 1:50.000 af Landbrugsministeriets Arealdatakontoret i Vejle i 1975. Kortet blev fremstillet som redskab til administration af lands- og regionplanlægning af vejanlæg, sommerhusudstyknig, skovrejsning og den øgede urbanisering af god landbrugsjord pga. manglende ressourcekortlægning. Kortet er en registrering af en række egenskaber (tekstur, hældning og kvartære jordarter, mv.) i ca. den øverste meter af landbrugsjorden. Kortene er lavet for hele Danmark, og er fremstillet på basis af ca. 37.000 prøvetagningspunkter på marker. Prøvetagningen er foretaget per 70-90 hektar for dybden 0-20 cm., og en prøve per ca. 600 hektar i dybderne 20-40 eller 35-55 cm. GEUS jordartskort er brugt som støtte til grænsedragningen mellem jordtyper, men ofte vides det ikke, hvor prøven er taget på en mark. Dermed vil præcisionen for kortet svare til GEUS jordartskorts præcision, eller svare overens til prøvetagningen. Selve det færdige JB-kort er tegnet med hjælp fra lokale landbrugskonsulenter. I løbet af 1980 blev kortlægningen publiceret ved udarbejdelsen af ca. 400 jordbundskort i målestok 1:50 000, som efterfølgende er blevet digitaliseret (Greve og Larsen 2000). Data administreres af Danmarks Jordbrugsforskning (DJF), under Aarhus universitet.

Lavbundskortet

Objekttype: Polygon. I forbindelse med afvandingsundersøgelserne i 1984, udførtes okkerkortlægningen af Landbrugsministeriet og miljøstyrelsen (Arealdatakontoret i Vejle). I den forbindelse gennemførte Landbrugsministeriet en digitalisering af arealer med eng-, mose- og marsk-signatur fra målebordsblade fra begyndelsen af 1900 tallet (Olesen 2007). Ved digitaliseringen foretog man en generalisering af detaljerne i kortet, selvom landskabs-elementer ned til ca. 400 m² kunne medtages på målebordsbladene. Dette har ikke været muligt på et kort i en 1:100.000 skala. Udover det kortlagdes i 1981-1983 risikoen for okkerudledning i forbindelse med afvandning af lavbundsarealer i de jyske amter. Okkerklassificeringen fremgår af det officielle lavbundstema i 1:100.000 (Olesen 2007). Lavbundsarealet blev udvidet med arealer, der er medtaget under højbund, men som antages at have, eller har haft et højtliggende grundvandsspejl. Det drejer sig om FK7 i DJF's jordklassificering landskabs-elementerne marsk, littorina og inddæmnet areal (30.000 hektar), og klas-

serne ferskvandstørv (FT), saltvandstørv (HT), ferskvandsgytje (FP), saltvandsgytje (HP) og ferskvandssand (FS) på GEUS jordartskort (26.000 hektar i 1:200.000, og 80.000 hektar i 1:25.000). Dermed vil store arealer have en præcision svarende til GEUS jordartskort eller Den danske jordklassificering. Det udvidede landbrugsudnyttede lavbundsareal udgør ca. 750.000 hektar, hvoraf ca. 447.000 hektar udnyttedes landbrugsmæssigt ved kortlægningen (Olesen 2007).

4.2.3 FOT-DATA

FOT står for "FællesOffentligT geografisk administrationsgrundlag", som er et samarbejde der går ud på at skabe en effektiviseret grundkortmodel. Dette effektueres ved at staten og Kommunerne i samarbejde koordinerer, producerer og vedligeholder geografiske data. Dette svarer omtrentligt til fællesmængden af Kort- og Matrikelstyrelsens gamle topografiske kort, Top10DK (Kort10), ortofotos og TK99 (Kommunernes tekniske kort) (FOT Danmark 2010). Ordningen har en fælles specifikation, og er et fælles administrativt basissystem i samarbejde mellem interessenterne. Samarbejdet har udviklet sig i takt med, at den digitale forvaltning er blevet normen. Der tales ikke længere om kort, men om et fælles geografisk administrationsgrundlag. Her skal kort og register betragtes som to ligeværdige og sammenhængende informationer om de geografiske objekter, f.eks. har FOT-objektet "BYGNING" sammenhæng med BBR (Bygnings og Bolig-Registret). Målet er at alle offentlige myndigheder, benytter administrationsgrundlaget på tværs af niveauer og sektorer (pt. indgår 96 af 98 Kommuner i samarbejdet) (FOT Danmark 2010). Den private sektor undgår dermed omkostninger, ved selv at opbygge datasæt, som i forvejen etableres og ajourføres i offentligt regi til offentlige formål. Hermed kan der ske et løft til hele GIS sektoren, og man kan fokusere på udvikling i stedet for dataindsamling. FOT har haft mange problemer undervejs, da samarbejdet har mange interessenter med forskellige målsætninger (FOT Danmark 2010). FOT-klasserne udvalgt herunder, repræsenterer de mest anvendelige arealklasser til analysen. Dvs. klasserne findes i et markant antal og har en relevans, størrelse og betydning for miljøforvaltningen. Foruden de nævnte data er et klip af FOT's Kommunepolygoner over Vordingborg Kommune anvendt som maske til analysen. Data herunder er defineret og forklares efter FOT specifikationen (FOT Danmark 2010) med mindre andet er angivet.

Det digitale vektor kort TOP10DK udarbejdet af KMS, ligger til grund for en stor del af FOT data. TOP10DK er generelt baseret på ortofotos i 1:10.0000. Ifølge specifikationen til de forskellige FOT objekter, tillades unøjagtigheder på op til 10 meter eller ganske få procent (1-5 %), defineret forskelligt fra objekt til objekt (FOT Danmark 2010). Dermed kan der forventes en relativ høj præcision af data.

Bypolygon

Objekttype: Polygon. FOT-klasse: Administrativ. Arealklassen afgrænser befæstet bymæssig bebyggelse og landområder herunder byer, bebyggelser og sommerhusbebyggelser, inkluderende grønne områder, idrætspladser og industriområder. Data er bl.a. baseret på BBR data. Bypolygon svarer til Danmarks Statistiks definition af en by; som har mindst 200 indbyggere og hvor afstanden mellem husene ikke overstiger 200 meter - medmindre afbrydelsen skyldes offentlige anlæg, kirkegårde og lignende.

Erhverv

Objekttype: Polygon. FOT-klasse: Bebyggelse. Arealklassen er et område med erhvervmæssig bebyggelse i form af industri, håndværk, indkøbscenter eller industrihavneområde. Området indeholder alle bygninger, tekniske anlæg, lagerpladser, græsarealer, parkeringsarealer og lignende områder tilhørende arealklassen. Arealklassen registreres kun for arealer over 2.500 m².

Høj bebyggelse

Objekttype: Polygon. FOT-klasse: Bebyggelse. Arealklassen er defineret som et område med bygninger på mere end 2 etager såsom boligblokke, karréer, service-erhverv, skoler eller institutioner. Arealerne kan indeholde arealer af permanent karakter som legeplads, have, græsplæne, bevoksning, fællesareal og parkeringsplads samt baggård. Arealklassen registreres kun for arealer over 2.500 m².

Jernbane

Objekttype: Linje. FOT-klasse: Trafik. Jernbanearealer repræsenterer et skinnesæt, der udgør en transportvej for togtrafik. Data stammer fra Banedanmark.

Lav bebyggelse

Objekttype: Polygon. FOT-klasse: Bebyggelse. Arealklassen er defineret som et bebyggelsesområde med 1- og 2-etagers bygninger. Objekttypen indeholder eksempelvis fritliggende bygninger, gårde, rækkehuse, parcelhuse, sommerhuse, boligblokke, service erhverv, skoler eller institutioner. Arealerne kan indeholde arealer af permanent karakter såsom legeplads, have, græsplæne, bevoksning, fællesareal og parkeringsplads samt baggård, tank, silo, mødding eller områder til landbrugsredskaber. Arealklassen registreres kun for arealer over 2.500 m², dog også fritliggende gårde med brugsareal over 500 m².

Skov

Objekttype: Polygon. FOT-klasse: Natur. Arealerne defineres som træ-bevoksede områder, hvor de geografiske arealer mindst har en størrelse på 2500 m². Mindre arealer med en træ-bevoksning udpeges som skov pga. en administrativ eller naturmæssig betydning, alternativt udpeges de som trægruppe eller hegn. Naturtyperne hede, vådområder eller klit inddrages i skov-polygonet hvis der er blandede naturtyper i et område og skov er den dominerende naturtype. Skov har miljømæssig værdi da den fungerer som en ekstensiv form for arealudnyttelse. Skoven har en god beskyttelse af grundvandet mod forurening, pga. et mindre forbrug af gødning og kemiske bekæmpelsesmidler. Desuden har skovene stor indflydelse på miljøet bl.a. pga. mangfoldigheden af dyr og planter og træernes høje optag af CO² fra luften (Naturstyrelsen 2012_1).

Teknisk areal

Objekttype: Polygon. FOT-klasse: Teknik. Arealklassen har arealer med tekniske funktioner og/eller indretninger: Militært anlæg, sportsanlæg, vandværk, vandrensningsanlæg, affaldsanlæg, genbrugsplads, materielgård, energiforsyningsanlæg, vindmøllepark, togstation/rangéranlæg, lufthavn, parkeringsanlæg.

Vejmidter

Objekttype: Linje. FOT-klasse: Trafik. Arealklassen repræsenterer færdselsarealer benyttet til motoriseret færdsel. Til analysen anvendes kun klassen trafikveje. Disse veje repræsenterer de overordnede veje, der betjener trafikken mellem landsdelene (herunder motorveje og motortrafikveje), mellem bysamfund og mellem de enkelte kvarterer i større byer. Arealerne har omkring 6 meters bredde (men generaliseres til 10 meter jf. analysemetoden). Data stammer primært fra Vejdirektoratet.

Vandløbskant

Objekttype: Linje. FOT-klasse: Natur. Vandløbskanten er vandløbets sideafgræsning defineret ved vandløbets kronekant (den top som befinder sig på vandløbets kant) eller vandspejlet. Vandløbskanten defineres for alle vandløb over 2,5 meters bredde, og minimum 50 meters længde. For at sikre en tilnærmelsesvis korrekt størrelse (bredde) på vandløbene, anvendes arealklassen vandløbskant frem for vandløbsmidten. Data har en meget aktuel anvendelse, da de anvendes til at bestemme udbredelsen af de nye 10 meters randzoner. Danmark har ca. 69.000 km vandløb, hvor ca. 75 %, er mindre vandløb, bække og grøfter med en bredde på mindre end 2,5 meter. Vandløbene under §-3 i naturbeskyttelsesloven består primært af de "højt målsatte" vandløb, og strækker sig over ca. 28.000 km. (Miljøministeriet 2009). Vandløbene er miljømæssigt et levested for en lang række planter og dyr. Desuden fungerer de som spredningskorridorer i landskabet, og har derfor en nøglerolle i forhold til andre naturtyper. De fleste vandløb har en forringet miljøtilstand da de er påvirket af menneskelige aktiviteter som f.eks. vandindvinding, udledning af spildevand, udretning eller rørlægninger. I de seneste år er tilstanden dog forbedret betydeligt gennem bl.a. vandløbsrestaurering, som forbedrer levevilkårene for vandløbenes plante- og dyreliv (Naturstyrelsen 2012_2).

Vådområde

Objekttype: Polygon. FOT-klasse: Natur. Arealklassen defineres som flade, relativt lavtliggende, våde områder med karakter af våd eng, marsk eller mose. Arealerne har en størrelse på minimum 2500 m², medmindre der er foretaget en særskilt administrativ udpegning af forvaltningen. Naturtyperne hede, skov eller klit inddrages i vådområdet, hvis der er blandede naturtyper i et område, og vådområder er den dominerende naturtype. Arealerne er forskellige fra naturbeskyttelseslovens §-3 udpegninger, og er derfor inddraget i analysen. Vådområderne omfatter udyrkede eller ekstensivt udnyttede områder, præget af at være påvirket af høj vandstand, overvejende naturlig vegetation med plantevækst, dyre-

liv og en jordbund karakteristisk for vådområder. Der kan forekomme landbrugsmæssig udnyttelse, hvis dette ikke påvirker den naturlige vegetations sammensætning væsentligt, og ikke kræver undtagelse fra §-3 i naturbeskyttelsesloven (Miljøministeriet 2009).

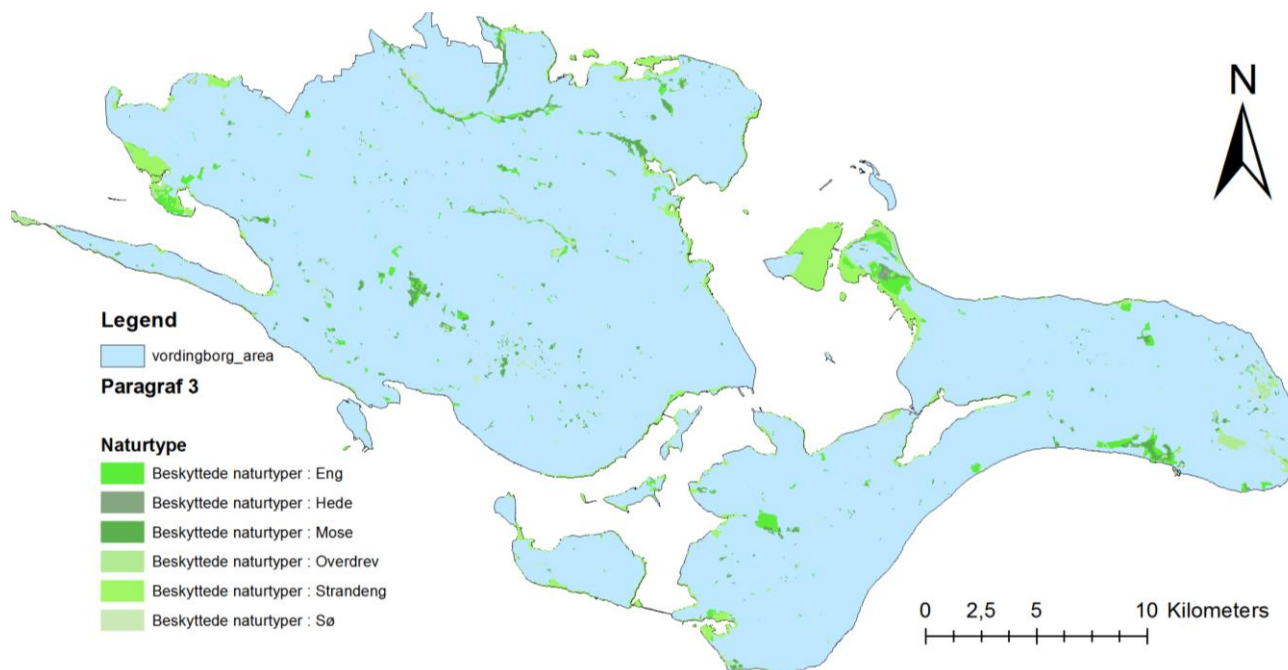
4.2.4 ØVRIGE AREALANVENDELSESDATA

Landzone

Objekttype: Polygon. Temaet er oprettet af By og Landskabsstyrelsen, på baggrund af data fra plansystemet. Temaet består af by- og sommerhus-zoner, og det deraf afledte Landzone tema. Det er en kombination af indmeldte zonekort og planer til Plansystemet, kombineret med zonekort fra 2009. Temaet er ikke gennemgået for den nødvendige manuelle fejlretning af planerne (Kias 2012). Normalt er kortet svært at producere, da det ligger i Plansystemet som WMS og er mangelfuldt og fejlbehæftet. Data er typisk forældet, f.eks. i forhold til planer og gennemførte projekter, og vil have ændret eller overlappende zonestatus. Foruden det, er det ikke alle Kommuner der har delt et fuldt zonekort til Plansystemet. Temaet anvendes, da det er forvaltningsmæssigt vigtigt at udpege naturarealer uden for byzonerne. Præcisionen for data kendes ikke, da den præcise baggrund for data er ukendt.

Beskyttede naturtyper

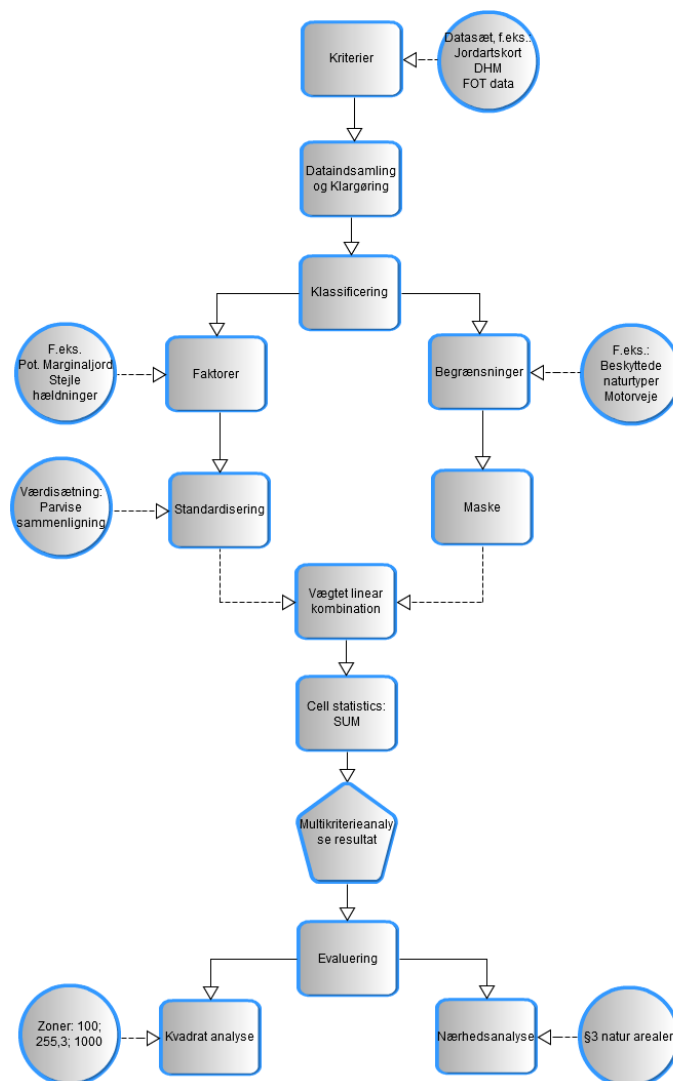
Objekttype: Polygon. De beskyttede naturtyper er efter §-3 i naturbeskyttelsesloven gældende for naturtyperne søer, vandløb, heder, moser, strandenge og strandsumpe samt ferske enge og biologiske overdrev som kan ses for Vordingborg kommune på figur 26. Størrelsesgrænserne for de beskyttede naturtyper er fastsat til en mindste-størrelse på 2500 m² sammenhængende areal, for alle de beskyttede naturtyper. For søer er størrelsesgrænsen på 100 m² medmindre de indgår som en del af et vandløb eller andet beskyttet område. Mindre arealer af forskellig anvendelse kan sammensættes hvis de tilsammen udgør et areal på 2500 m². Arealerne udgør ca. 9,4 % af Danmarks areal fordelt på ca. 238.000 lokaliteter og bidrager dermed til at sikre et økologisk funktionelt netværk af natur (Miljøministeriet 2009). Desuden er 28.000 km. vandløb omfattet af naturbeskyttelsesloven, der beskytter mod ændringer af vandløbstilstanden bortset fra vedligeholdelsesarbejde. Hvad der ligger til grund for de specifikke udpegninger af §-3 naturarealerne kendes ikke helt præcist, og derfor kendes præcisionen heller ikke. Men udpegningen revideres nu med passende mellemrum, hvor det forudsættes, at det sker som en samlet revision for en hel Kommune (Miljøministeriet 2009). Datasættet omtales i projektet som ”§-3 natur”.



Figur 26: Oversigt over §-3 natur i Vordingborg Kommune, angivet med en grøn nuance per naturtype.

5. METODE FOR MULTIKRITERIEANALYSE OG VURDERING

Den overordnede metode for analysen kan ses på figur 27. På baggrund af opstillede kriterier indsamles der data, som herefter undergår en klargøringsproces. Data skal herefter samles i klasser og defineres for henholdsvis faktorer og begrænsninger. Faktorerne spredtes ud over 8 forskellige klasser, som herefter kan få standardiseret deres værdisætning, ved hjælp af den parvise sammenligningsmetode der vægter klasserne imellem hinanden. Begrænsninger er en klasse af datasæt, som skal frasortere arealer der ikke skal analyseres ved hjælp af en maske. Dermed kan begrænsningerne og faktorerne kombineres i den vægtede lineare kombination og summeres med værktøjet cell statistics. Dermed fremkommer et resultat af multikriterieanalysen. Efter en udvælgelse af de mest egnede celler, kan disse evalueres med kvadrat analysen og en undersøgelse af nærheden imellem cellerne.



Figur 27: Den samlede overordnede metode for projektets multikriterieanalyse.

Værktøjerne der anvendes i analysen herunder, er alle værktøjer fra softwaren ArcGIS som til dels er beskrevet tidligere.

5.1 DATA-INDSAMLING

Det rumlige data blev leveret fra forskellige kilder (se data afsnit), i form af forskellige datasæt, i både raster og vektor format. Data blev udvalgt alt efter om de havde relevans for analysen i en forvaltningsmæssig forstand eller om de skulle anvendes til en videre delanalyse.

Det vurderedes, at det ikke var nødvendigt at foretage en ground-truth analyse af data. Dette er begrundet i eksemplet med ground-truth observationer foretaget af Grünfeld, S. et. al. (2008), der analyserede potentielle randzonernes størrelse, og verificerede data med ground-truth. De konkluderede at data tilnærmelsesvis var korrekte, og at man ved en

senere analyse ikke behøvede besværet med lignende observationer. Begrundelsen for ikke at foretage ground-truth er ligeledes også besluttet i en forventning om at datas kvalitet er højt nok, til at kunne foretage forvaltning, og desuden lever op til visse standarder i f.eks. FOT-samarbejdet.

En kommune vurderes som en passende størrelse at have som case-område. At foretage en lignende analyse på hele landet ville være meget omfattende. Dels ville sammenligningsgrundlaget være uoverskueligt og dels ville softwaren ikke nemt kunne håndtere så store datasæt i en anvendelig cellestørrelse. Vordingborg Kommune på det sydlige Sjælland (og Møn) blev udvalgt som case-område. Området blev valgt, da Kommunen igennem de seneste år har udvist en større interesse i geodata-samarbejder som FOT og GeoSjælland. Derfor har de også sørget for nye, opdaterede og tilgængelige data på f.eks. Miljøportalen (Arealinfo.dk), herunder ikke mindst §-3 naturområderne. Derudover har området en forskelligartet natur og geomorfologi, som er interessant at foretage en analyse på. Se området på figur 28.

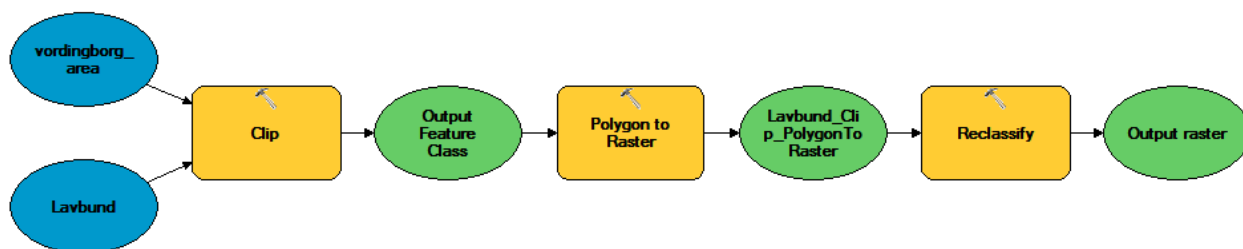


Figur 28: Oversigt over case området, Vordingborg Kommune. Baggrundskort er Kortforsynings 1 cm. kort 2009. Copyright KMS

Ved hjælp af dissolve værktøjet produceredes en aggregeret maske af fastland og øer tilhørende Vordingborg Kommune. Alle udvalgte data kunne herefter klippes efter denne med maske (med clip-værktøjet), og data som skulle anvendes til analysen kunne samles i en geodatabase.

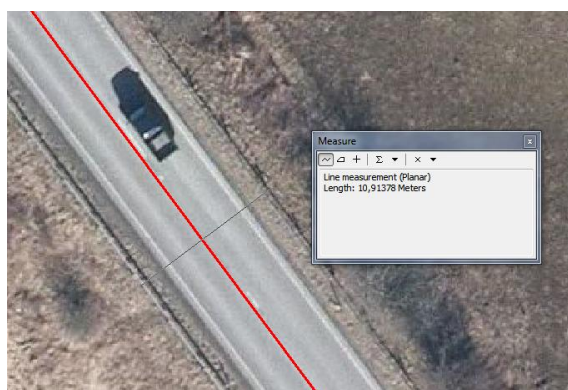
5.2 KLARGØRING

Efter data er klippet til, blev det konverteret til raster format. Langt de fleste data til analysen er som udgangspunkt på vektorformat. Det vurderedes at det var nødvendigt at konvertere disse vektordata til raster-format, for at gøre analyserne mere overskuelige og hurtigere i beregnings-tid. Raster-formatet generaliserer geometrien og attributter, men i mange tilfælde er der de samme analysemuligheder som ved vektorformatet. Cellestørrelsen for rasterdata blev sat til 10×10 meter. Denne størrelse virker passende i forhold til størrelsen på datasæt, og er nem at konvertere til hektar som ofte anvendes som målestok i forskellige miljøordninger og landbruget. Derfor vil arealopgørelserne i denne analyse, beregnes i hektar for sammenlignelighedens skyld. Udover det ville denne cellestørrelse sikre et ikke alt for stort tab af geometri for data, og samtidig sikre gode beregningstider for analyserne. Data konverteres med værktøjet "Polygon to Raster" for de vektordata som er af polygon type, se figur 29. Data har efter konverteringen forskellige attributter, alt efter hvilke værdier der er valgt som attributværdi til data. Typisk er der valgt et heltal, der kan beskrive data på den ene eller anden måde. Senere skal disse værdier reklassificeres til en uniform skala der kan anvendes til analysen.



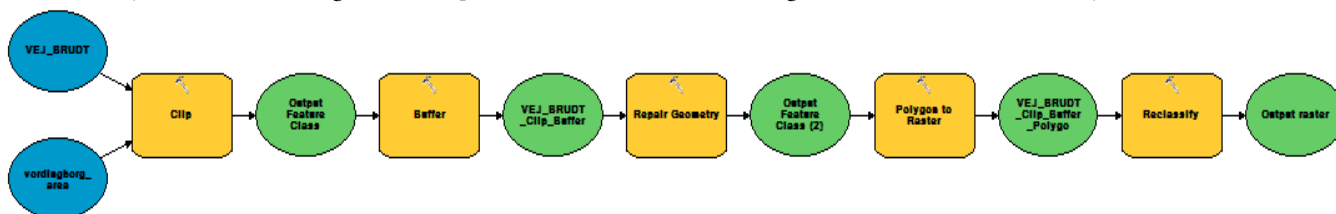
Figur 29: Konverteringen af vektor polygoner til raster format.

Ved konverteringen af linje-vektordata til raster, produceres data ved en lidt anderledes metode. Da linjedata ikke har nogen rumlig udbredelse, skal det sikres at data ikke forsvinder ved rasteriseringen. Ved at oprette en 5 meters buffer omkring begge sider af linjedata (full), vil denne bredde (10 meter) svare til den ønskede cellestørrelse på raster. Derefter kan bufferpolygonet omkring linjerne konverteres til raster ligesom de øvrige polygondata. Når linjedata påføres en buffer, fungerer det som en rumlig udbredelse af data. F.eks. vil datasættet "vejmidter" i virkelighedens verden ikke være repræsenteret af en linje i landskabet, men være et stykke asfalt med vis bredde. 10 meter vil for mindre veje være for bred en diameter på vejen. I analysen anvendes kun hovedveje og større landeveje, og som eksemplet viser på figur 30, er vejens bredde (inklusive rabat) nær de 10 meter på en typisk landevej. Ligeledes udføres der en bufferanalyse på vandløbskanter, for at repræsentere randzoner langs vandløb. Da randzoner i forvejen er en buffer på 10 meter omkring vandløbskanter, må den 10 meters cellestørrelse for denne buffer betegnes som passende.



Figur 30: En typisk landevej i Vordingborg. Den røde streg repræsenterer vej-data som et linjetema. Vejens bredde inklusiv rabat er opmålt hvor der kan aflæses en vejbredde på 10,91 meter. Baggrundskort er ortofoto, forår 2011. Copyright KMS.

Arbejdsgangen for konverteringen af linje vektordata til rasterdata kan ses på figur 31. Der udføres desuden en "Repair Geometry" som retter fejl i geometrien på data, bl.a. for at sikre imod geometriske fejl senere i analysen.



Figur 31: Konverteringen af vektor linjer til raster format, hvor der først skal foretages en buffer om linjerne.

5.3 BESLUTNINGSKRITERIER OG KLASSIFICERING

De faktorer som skal anvendes til analysen, besluttes ud fra beslutningskriterier i en boolsk egnhedsanalyse. Her er data delt op i faktorer og begrænsninger – henholdsvis egnede (boolsk sandt) og ikke egnede arealer (boolsk falsk). Begge typer af beslutningskriterier bestemmes, ved at generalisere en række data til forskellige passende klasser. Det er urealistisk at klassificere alle typer af arealanvendelse, pga. deres diversitet og kompleksitet. Derfor må der karakteriseres efter nøje overvejede generaliseringer, der gør de givne arealklasser repræsentative og anvendelige i den sammenhæng de optræder (Dai et. al. 2001). Efter klassificeringen kan faktorerne standardiseres og tildeles en egnethed. For hver klasse beskrives de forhold, som indgår i grundlaget for vurderingen egnethed som naturgenopretningsområde.

5.3.1 FAKTORER

Faktorerne består af de klasser som skal indgå som en del af multikriterieanalysens værdisætning. I projektet er data samlet i 8 forskellige klasser, som kan ses i oversigten i tabel 10. Beskrivelse af de forskellige datasæt anvendt, kan findes i dataafsnittet. Under tabellen findes en nærmere beskrivelse af de enkelte klasser. I tabellen er desuden angivet den egnethed som bestemmes senere i afsnittet.

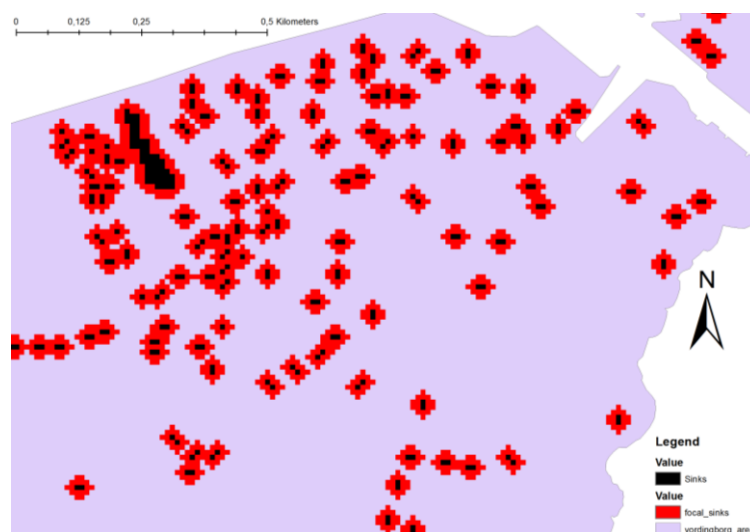
Klasse	Beskrivelse	Egnethed
<i>Fokale lavninger</i>	Focal statistics analyse på Sink-analysen	0,36
<i>God landbrug</i>	Markkort afledt af de potentielle marginaljorde	0,05
<i>Halvkultur</i>	Randzoner eller MVJ udpeget	0,10
<i>Stjle hældninger</i>	Slope-analyse på DHM	1,00
<i>Landzone</i>	Lavbunds-kortet	0,03
<i>Lavbund</i>	Lavbunds-kortet fra Miljøministeriet	0,19
<i>Lavninger</i>	Sink-analyse på DHM	1,00
<i>Potentielle marginaljorde</i>	Udpeget på baggrund af data fra DJF jordklassificering og GEUS jordarts-kort som finder potentiel våd jord og potentielle højbunds-jorde.	0,26

Tabel 10: Tabellen viser en oversigt over de forskellige faktorer (klasser) som indgår i analysen. Sidste kolonnen angiver den egnethed som bestemmes senere i analysen

Fokale lavninger

De fokale lavninger beregnes med værktøjet "Focal statistics", hvor der beregnes en cirkel af celler uden om de beregnede lavninger. Da lavningerne har begrænset dræning, vil der stå en større eller mindre mængde vand med en vis rumlig udbredelse af det forventet våde areal. Især i vinterhalvåret vil det våde areal være større, pga. en højere mængde nedbør og i visse tilfælde frosne jorde. Derfor antages at en celles bredde (10 meter), er et godt estimat for den reelle udbredelse af de våde arealer. Eksempel på de fokale lavninger ses på figur 32.

De fokale lavninger er skabt på baggrund af lavninger og er derfor ligeledes af høj præcision på grund af DHM datasættet. Da de fokale lavningers udbredelse er et rent estimat, vil de dog i flere tilfælde ikke være våde områder. Ligeledes forventes områderne ikke at være våde hele året, og derfor er områdernes potentiale for at være marginaljord lidt mindre end selve lavningerne. Derfor sættes egnetheden af arealerne som natur til at være høj – men mindre end lavningerne.



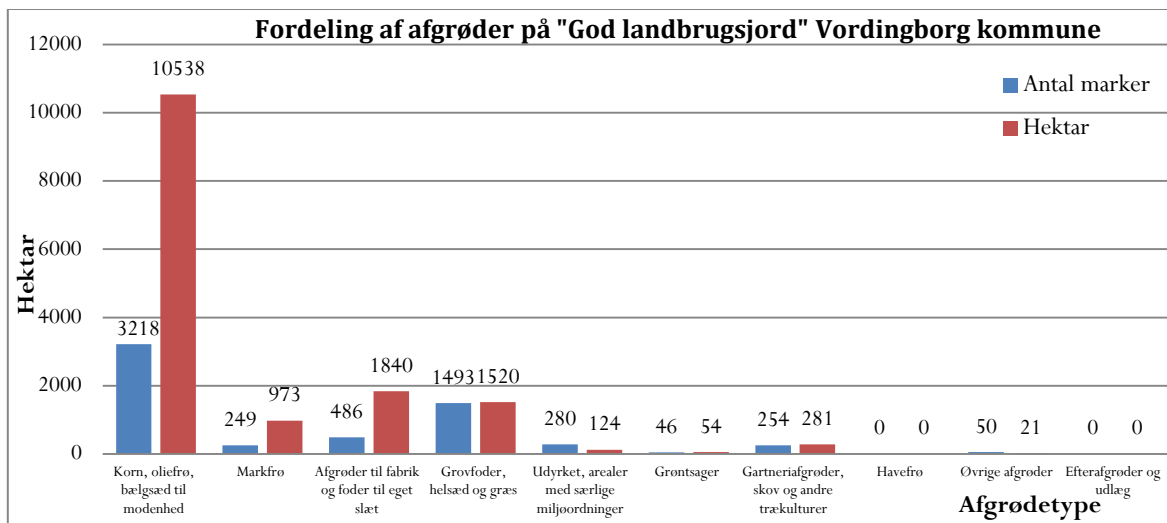
Figur 32: Rød angiver fokale lavninger. De sorte celler er lavninger, som omkranses af fokale lavningerne med 1 celles bredde.

God landbrugsjord

God landbrugsjord er direkte afledt af temaet potentiel marginaljord. Dvs. klassen er et boolsk overlap, og består af landbrugsarealer, der ikke er indbefattet under arealer klassificeret som "potentiel marginaljord". Der foretages en kombination ("union") imellem et kombineret tema for potentiel marginaljord og markkortet. Herefter udvælges i attribut-

terne, de markarealer der overlapper potentielle marginaljorde og potentielle marginaljorde som ikke overlapper marker, begge dele slettes. De resterende data repræsenterer dermed "God landbrugsjord". Derfor kan en "potentiell marginaljord"-klasse aldrig overlape en "God landbrugsjord".

Klassen kan undersøges ved at undersøge selve attributterne for klassen. Da data er et klip af markkortet, repræsenterer hvert polygon en mark, med en tilhørende afgrødekode. Dermed kan fordelingen af afgrøder på temaet beregnes, jf. Naturerhvervsstyrelsens (2011) klassificering af afgrødekoder, se figur 33. Figuren viser fordelingen af antal marker og antal hektar af de forskellige afgrødetyper på temaet "god landbrugsjord". Det ses tydeligt, at der er en overvejende anvendelse af intensivt produktion af afgrøder som "Korn, oliefrø, bælgfrø til modenhed", "Markfrø", "Afgrøder til fabrik og foder til eget slæt" eller "Grovfoder, helsæd og græs". "Udyrkede arealer med særlige miljøordninger" har et højt antal marker (280 marker) i forhold til hektar areal (124 hektar). Dette bekræfter teorien om, at de naturlignende arealer i landbruget generelt er mindre opsplittede størrelser - også for Vordingborg Kommunes intensive landbrugsarealer.



Figur 33: Fordelingen af typer af afgrøder i Vordingborg Kommune fordelt på antal marker og antal hektar.

"God landbrugsjord" klassen er et godt estimat for hvilke arealer der har en høj anvendelighed til intensivt landbrug. Arealernes egnethed som natur meget begrænset, da der fra et forvaltningsmæssigt perspektiv ønskes så lave omkostninger som muligt ved etablering af ny natur, og udtagningen vil betyde en markant mindskning i produktion.

Halvkultur

Klassen er kombineret af data for Randzone og MVJ arealerne. Arealerne kan sidestilles og sammensættes til én klasse, da de begge fungerer som en form for halvkultur i landbruget. Det betyder, at arealanvendelsen til en hvis grad fungerer som natur, men er under en større form for indflydelse af en landbrugsmæssig produktion. Dvs. at arealerne vedligeholdes, og ofte kan anvendes til græsning. Desuden er denne form for halvnatur typisk beliggende direkte op af landbrugsarealer. Derfor vil arealerne få svært ved at etablere sig som decideret vild natur, pga. en øget kontakt til landbrugsarealer under påvirkning af f.eks. næringsstoffer og pesticider. Områderne vil derfor fortsætte med at være en form for halvkultur, hvor biotoper kan opleve insektangreb og plantesygdomme. Dette er normalt et problem for afgrøder, men kan også få skadelig betydning for disse naturområder (Ellermann, T. et. al. 2007). Data er forholdsvis præcist, da det er baseret på henholdsvis FOT data og kvalitetssikrede indtegninger ved MVJ ansøgningen. Da arealerne er naturlignende, angives de ikke med en lav egnethed. Omvendt er arealerne oftest beliggende tæt på intensivt dyrket landbrugsjord og er stærkt influeret af dette, så derfor udpeges arealerne med en egnethed lavere end de data som er potentiel marginaljord. Mange af MVJ arealerne er dog observeret som værende marginaljord i forvejen. Ved at tildele klassen en forholdsvis lav egnethed, sikres det, at de celler som er beliggende i forholdsvis intensive landbrugsarealer udenfor de potentielle marginaljorde, beholder en lav egnethed - da de egentlig ikke er egnede til naturgenopretning men kan være udpeget af andre årsager.

Randzoner

Randzonenloven er trådt i kraft 1. september 2012, og derfor er det relevant at tage højde for arealerne i analysen. Randzonekortet beregnes jf. loven for randzoner, hvor der skal fastsættes en 10 meters randzone omkring alle vandløb og

søer. Til denne lovgivning findes flere undtagelser, som der ses bort fra i analysen. Det endelige randzonekort er endnu ikke offentligt tilgængeligt, men en generel 10 meters randzone er en overskuelig beregning. Randzoner om mindre vandløb (såsom grøfter) er ikke inddraget i analysen. Der er ikke angivet kronekanter til disse data, og vandløbene er desuden så små at det ville være ukorrekt at angive en cellestørrelse på 10×10 meter. Ved værktøjet "Buffer" beregnes en 10 meters buffer om alle vandløbskanter (FOT) og søer (beskyttede naturtyper).

MVJ

De polygondata som er indtegnet af landmændene ved ansøgningen om støtte til MVJ ved NaturErhvervstyrelsen er anvendt. Der skelnes ikke mellem de forskellige typer af MVJ arealer, der alle betragtes som en form for halvkultur.

Landzone

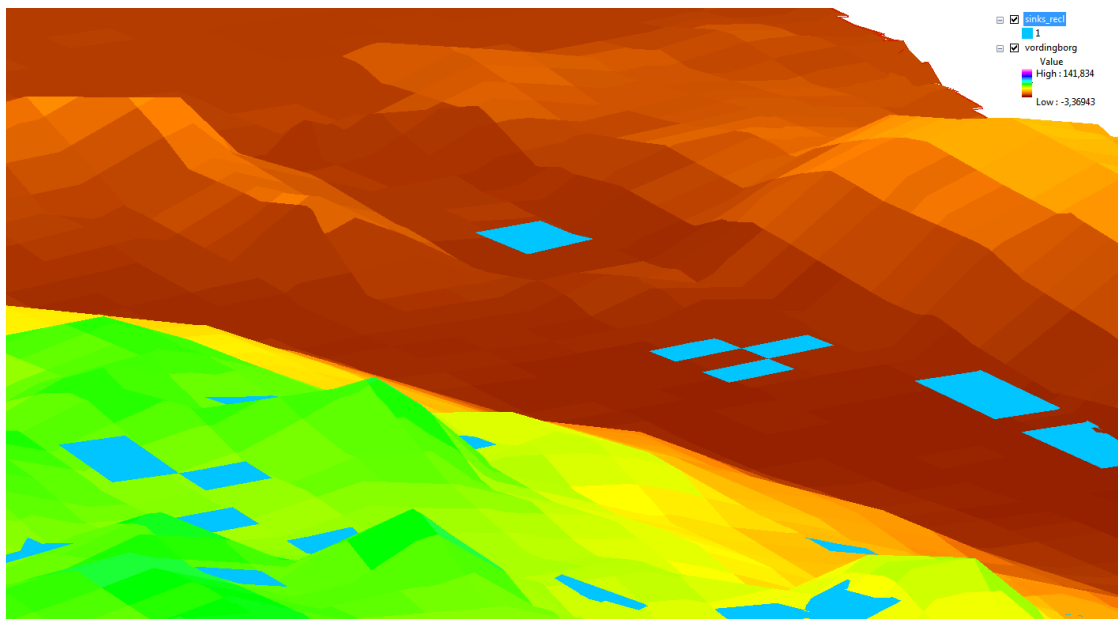
Klassen består af datasættet "landzone" suppleret med datasættet "Tekniske arealer" fra FOT. Landzone-arealer som har et befæstet areal vil være sorteret boolsk fra med begrænsnings-data i analysen. Da disse arealer allerede har lokalplaner som landzone, vil de fra et forvaltningsmæssigt syn være anvendelige som land/naturanvendelse. Dette er også gældende for de tekniske arealer, som typisk er områder det er muligt at ændre arealanvendelsen på hvis ønsket (f.eks. fodboldbaner eller landingsbaner). Derfor har Landzone-arealerne en vis anvendelse som naturareal, de er dog ikke en afgørende faktor for udpegningen af arealernes egnethed som natur.

Lavbund

Klassen består af datasættet "lavbundskortet" som er beskrevet i dataafsnittet. Lavbundskortet består af arealer der er digitaliseret fra lavbundsområder på de gamle målebordsblade. Målebordsbladene er et præcist datasæt hvor især højdekoter stadig anvendes i mange sammenhænge. Der kan dog være forekommet fejl ved digitaliseringen af kortet. Desuden er det gamle data, så mange områder vil have en ændret arealanvendelse, på trods af det kan det give et godt fingerpeg om forholdene på overfladen. Derfor sættes arealernes egnethed som natur højt, da de på et tidspunkt har haft en anvendelse som natur, og derfor er naturgenopretning oplagt.

Lavninger

Lavninger beregnes med "sink" værktøjet, som beregner afløbsløse lavninger på en raster højdemodel, som eksempelvis ses på figur 34. Ud fra de beregnede lavninger udvælges celler som har meget fede jorde, men kan have dårlig indre dræning (pseudogley). Dette skyldes at nedbøren har besvær ved at sive gennem jordprofilen, som dermed kan forårsage et kritisk luftskifte for afgrøderne (Davidson 1992). Dermed kan områderne betegnes som værende begrænset egnet til landbrug, og er derfor potentielle marginaljorde. Der udvælges lavninger på jord med kombinationer af henholdsvis FK5 fra DJF's jordklassificering, og jordarterne DL, TL, FL, ML fra GEUS jordartskort. Det skal bemærkes at flere af lavningerne kan være søer, hvis jordbunden i søen ikke i forvejen er klassificeret som SØ.



Figur 34: Figuren viser en lille del overfladen i Vordingborg Kommune, som 3D udgave af højdemodelen i en 10 gange forhøjning. Perspektivet er skrån fra oven, hvor de blå celler viser lavninger på overfladen af landskabet.

Da beregningen af lavninger er foretaget på baggrund af DHM, vurderes områderne at have en høj egnethed til naturgenopretning. DHM er et forholdsvist præcist datasæt med en prøvetagning for hver 1,6 meter, derfor har datasættet høj troværdighed til at identificere de afløbsløse lavninger. På trods af risikoen for fejl ved en sink analyse baseret på højdemodellen, vurderes dette at have begrænset betydning. Højdemodellen er renset for fejl og der vil kun forekomme fejl i forbindelse med konverteringen af punkt-skyen til en raster. Der er dog en begrænsende faktor for klassen, da lavningerne kun er udpeget på udvalgte områder af over- og underjord fra DJF's jordklassificering og GEUS jordartskort. Disse kort har en markant mindre præcision end højdemodellen da kortene er skabt ved en høj prøvetagning og digitaliseret fra kort i forskellige målestok. Da de udpegede jorde dækker 80 % af Vordingborg Kommune, vil mængden af fejl være begrænset til grænsetilfælde for klassen "lavning". Samtidig er afløbsløse lavninger på meget fede jorde af høj relevans som værende en potentiel marginaljorde, hvilket understreger arealernes egnethed. Disse arealer vil have stærkt begrænset mulighed for dyrkning af afgrøder og formentlig højest være anvendelig til græsning. Derfor vurderes områderne at have høj egnethed som natur, og tildeles derfor konsekvent en egnethed lig 1, som er meget høj egnethed.

Potentiel marginaljord

Der udpeges potentielle marginaljorde på henholdsvis højbundslande og lavbundslande. Ved at slå udvalgte datasæt sammen til én klasse, kan der dannes et tema for potentiel marginaljord. Data udvælges ved en simpel udvælgelse og eksport af data. I de tilfælde hvor en overjord i kombination med en type underjord er forudsætning for at jorden er potentiel marginaljord, anvendes et "intersect" værktøj til at finde overlap imellem data. En "potentiel marginaljord" klasse kan aldrig overlappe en "God landbrugsjord" pga. forudsætningerne for udpegningen af denne klasse. De potentielle marginaljorde er baseret på overlap og udvalgte arealer over- og underjord fra DJF's jordklassificering og GEUS jordartskort. Klassen består af forholdsvist store flader og giver generel indikation for dyrkningsforholdene i jorden. Derfor vil det i mange tilfælde være et godt estimat for områder der kunne være potentiel marginaljord, og derfor tildeles områderne en forholdsvist høj egnethed. Forudsætningerne for at udpege de potentielle marginaljorde bestemmes efter kriterierne:

Potentielle lavbundslande

Arealer med potentielle lavbundslande har FK7 i overjorden ved DJF's jordklassificering og/eller en underjord med FP, FT på GEUS' jordartskort (Davidson 1992). Udover det består arealerne af kystnære områder, hvor grundvandet formodentlig står højt, angivet som HS, HG, HP, HT og HL på GEUS' jordartskort.

Højbundslande

Tørre højbundslande udpeges på arealer hvor der er sand i overjorden og sand i underjorden (Davidson 1992). Dvs. FK 1, 2 og 3 i overjorden fra DJF's jordklassificering. Dette er på arealer med alle former for sand og grus i underjorden på GEUS' jordartskort: MS, MG, DS, DG, TS, TG, FS, FG, ZS, S, ES.

Stejle hældninger

Tidligere forskning har vist at landbrugsmæssig drift på arealer med en hældning over 12° ikke er muligt, da arealerne ikke er farbare for landbrugsmaskiner. Områderne kan ligeledes betegnes som potentielle marginaljorde, da arealerne er for stejle jorde til at blive dyrket intensivt. På raster udgaven af DHM foretages en analyse med "slope" værktøjet. Værktøjet bestemmer hældningen i grader for hver celle på raster. Efter slope-analysen udvælges områder som har en hældning $\geq 12^\circ$ med rastercalculator udtrykket:

$$\text{"slope_raster"} \geq 12$$

Den resulterende raster har værdierne 1 (sandt) for de celler hvor der er hældninger over 12° og 0 (falsk) for de celler som har under 12°. Herefter kan værdierne med 1 udvælges til en separat raster med værktøjet "Con".

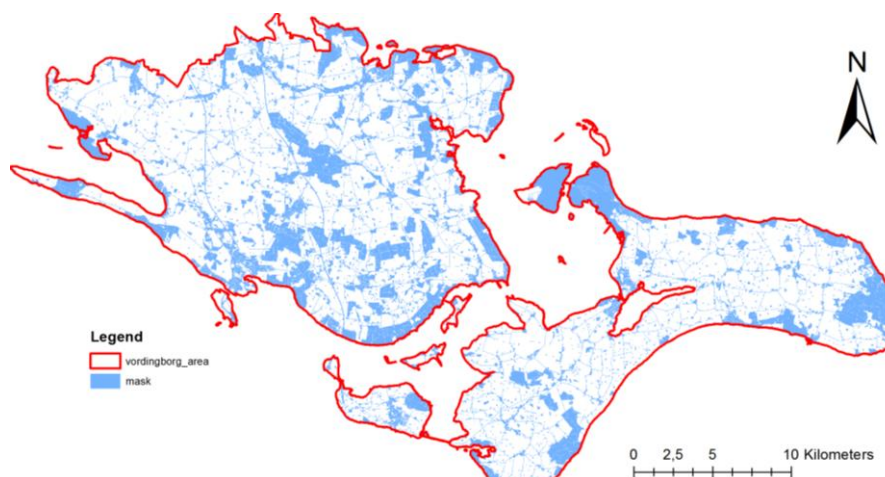
Da beregningen af lavninger er foretaget på baggrund af DHM, vurderes områderne at have en høj egnethed for a naturgenopretning. På trods af muligheden for fejl pga. højdemodellen, vurderes dette at være begrænset. Disse arealer vil have stærkt begrænset mulighed for dyrkning af afgrøder og formentlig højest være anvendelig til græsning. Derfor vurderes områderne at have høj egnethed som natur og tildeles konsekvent en egnethed lig 1, som er meget høj egnethed.

5.3.2 BEGRÆNSNINGER

Begrænsninger er i data arealer som er boolsk falsk (ikke egnet) til naturgenopretning. Arealerne skal derfor sorteres helt fra i multikriterieanalysen. Beskrivelsen af de forskellige lag findes i dataafsnittet. Følgende data indgår som begrænsninger i analysen:

- **Beskyttede naturtyper:** Arealerne betragtes i analysen som allerede eksisterende natur. Da analysen skal identificere nye naturarealer, skal der ikke tages højde for disse allerede eksisterende naturarealer i multikriterieanalysen.
- **Bypolygon:** Data er udvalgt som en begrænsning, da arealerne vurderes at have en generel vigtig beboelses- og samfundsinteresse og er befæstede i den forstand, at der ikke vil være interesse i at nedlægge eller ekspropriere arealerne til naturanvendelse. Derudover formodes områderne at være asfalterede eller bebyggede, og derfor dyre og besværlige at udføre naturgenopretning i.
- **Erhverv:** Data er udvalgt som en begrænsning, da arealerne vurderes at være befæstede. Langt de fleste af arealerne vil være privat ejet, og derfor vil ekspropriation og ændring af arealklassen betyde en nedgradering af den generelle økonomiske og erhvervsmæssige tilstand i området. Dette må betegnes som værende for omkostningsfuldt et indgreb for lokalområdet. Derudover formodes områderne at være asfalterede eller bebyggede, og derfor dyre og besværlige at udføre naturgenopretning i.
- **Høj Bebyggelse:** Data er udvalgt som en begrænsning da arealerne vurderes at have en generel vigtig beboelses- og samfundsinteresse og er befæstede i den forstand, at der ikke vil være interesse i at nedlægge eller ekspropriere arealerne til naturanvendelse. Derudover formodes områderne at være asfalterede eller bebyggede, og derfor dyre og besværlige at udføre naturgenopretning i.
- **Jernbane:** Data er udvalgt som en begrænsning, da jernbanenettet i Vordingborg Kommune, kun er repræsenteret ved den linje der forbinder nord- og syd-Sjælland igennem Kommunen. Det er således ikke i en samfundsmæssig interesse at nedlægge jernbanen, til fordel for naturområder. Derudover formodes områderne at være befæstede, og derfor dyre og besværlige at udføre naturgenopretning i.
- **Lav Bebyggelse:** Data er udvalgt som en begrænsning, da arealerne vurderes at have en generel vigtig beboelses- og samfundsinteresse og er befæstede i den forstand, at der ikke vil være interesse i at nedlægge eller ekspropriere arealerne til naturanvendelse. Derudover formodes områderne at være asfalterede eller bebyggede, og derfor dyre og besværlige at udføre naturgenopretning i.
- **Skov:** Skov betragtes som natur i analysen, på trods af, at meget dansk skov indgår i en form for drift. Er der tale om juletræsproduktion eller anden skovtilplantning er arealerne en del af markkortet, og indgår som en del af faktorerne i analysen. Da analysen skal identificere nye naturarealer, skal der ikke tages højde for disse allerede eksisterende naturarealer i multikriterieanalysen.
- **Vejmidter:** Data er udvalgt som en begrænsning, da det ikke er i en generel samfundsmæssig interesse at nedlægge trafikveje til fordel for naturområder. Derudover formodes områderne at være asfalterede eller bebyggede, og derfor dyre og besværlige at udføre naturgenopretning i.
- **Vådområder:** Datasættet fra FOT viser sig ved nærmere undersøgelse forskellig fra vådområderne i datasættet Beskyttede Naturtyper. Hvorfor der er forskel imellem data skal være usagt, da vådområder jf. Naturbeskyttelsesloven burde være indeholdt i data for Beskyttede Naturtyper. Da analysen skal identificere nye naturarealer, skal der ikke tages højde for disse allerede eksisterende naturarealer i multikriterieanalysen.

Data kombineres ved værktøjet "Mosaic to new raster", hvor bit dybden defineres efter højeste fællesnævner. Resultatet fungerer herefter som en maske der er boolsk falsk i multikriterieanalysen. Masken kan ses på figur 35.



Figur 35: Den producerede maske (blå), bestående af data angivet som begrænsninger.

5.4 STANDARDISERING AF EGNETHED

Klassernes egnethed til en natur-arealanvendelse kan bestemmes på en skala fra 0,0-1,0 som oversættes til et indeks for egnethed på en kontinuert skala (Dai et. al. 2001):

0,0 – 0,2	= meget lav (f.eks. befæstede arealer)
0,2 – 0,4	= lav
0,4 – 0,6	= mellem
0,6 – 0,8	= høj
0,8 – 1,0	= meget høj (anvendelse som naturareal, f.eks. lavtliggende engarealer)

Den parvise sammenligning anvendes normalt når en vægtning af data skal bestemmes. Den parvise sammenligningsmetode vurderes at være meget anvendelig til faktorerne i denne analyse, da de kan sammenlignes parvist. På den måde kan deres vægtning i forhold til hinanden bestemmes på en standardiseret skala. En boolsk analyse anvendes til at bestemme hvor boolsk egnede arealer, som herefter værdisættes. Derfor standardiseres egnetheden for 6 af faktor-klasserne på en skal fra 0-1 med sum lig 1,0 for at vurdere deres egnethed i forhold til hinanden. Beregningsmatricen ses i tabel 11.

	God landbrugsjord	Lavbunds-jord	Pot. margi-naljord	Halv-kultur	Land-zone	Fokale dræn	$\sqrt[n]{}$	Eigen-vector	λ_{\max}
God landbrugsjord	1	1/5	1/5	1/3	3	1/5	0,45	0,05	6,40
Lavbunds-jord	5	1	1/3	3	9	1/3	1,57	0,19	6,63
Pot. Marginaljord	5	3	1	3	7	1/3	2,17	0,26	6,66
Halvkultur	3	1/3	1/3	1	3	1/3	0,83	0,10	6,25
Landzone	1/3	1/9	1/7	1/3	1	1/5	0,27	0,03	6,66
Fokale lavninger	5	3	3	3	5	1	2,96	0,36	6,84
Σ							8,25	1,00	6,57 _(u)

Tabel 11: Den parvise sammenligningsmetode for projektet til beregning af vægte, fundet i kolonnen eigenvector.

Eigenvectoren angiver vægtningen. De to resterende faktor-klasser (*lavninger* og *hældninger*) angives som boolsk sande i analysen, dvs. at arealerne i høj grad er egnede som natur og de får derfor på forhånd tildelt værdien 1.

Test for konsistens

Ved den parvise sammenligning testes matricen efterfølgende for konsistens:

Konsistens vektoren: $\text{MIDDEL}(\lambda_{\max}) = \underline{6,57}$

Konsistens indeks: $(6,57-6)/(6-1) = \underline{0,115}$

Konsistens forhold: $0,0115/1,24 = \underline{0,092}$

Da konsistensforholdene for matricen er $<0,1$ betyder det, at værdierne fra matricen er konsistente og ikke tilfældige. Derfor er det beregnede egnetheds-indeks anvendeligt.

5.4.1 REKLASSIFICERING VED DEN VÆGTEDE LINEARE KOMBINATION

For at kunne foretage en multikriterieanalyse, skal klasserne standardiseres på en skala. Derfor reklassificeres klasserne efter den egnethed som er beregnet ved den parvise sammenligningsmetode. Alle klasser tildeles værdien 1 da de er boolsk egnet til at foretage naturgenopretning på. Herefter defineres egnetheden værdien beregnet ved den vægtede lineare kombination. Dermed kan en egnethed bestemmes, eksemplificeres ved at anvende vægtningen for klassen ”Fokale lavninger”:

$$\text{Egnethed} = \text{Vægt} * 1 = 0,36 * 1 = \underline{0,36}$$

Hermed kan alle faktorer værdisættes efter deres vægtning, og således reklassificeres (med værktøjet ”reclassify”).

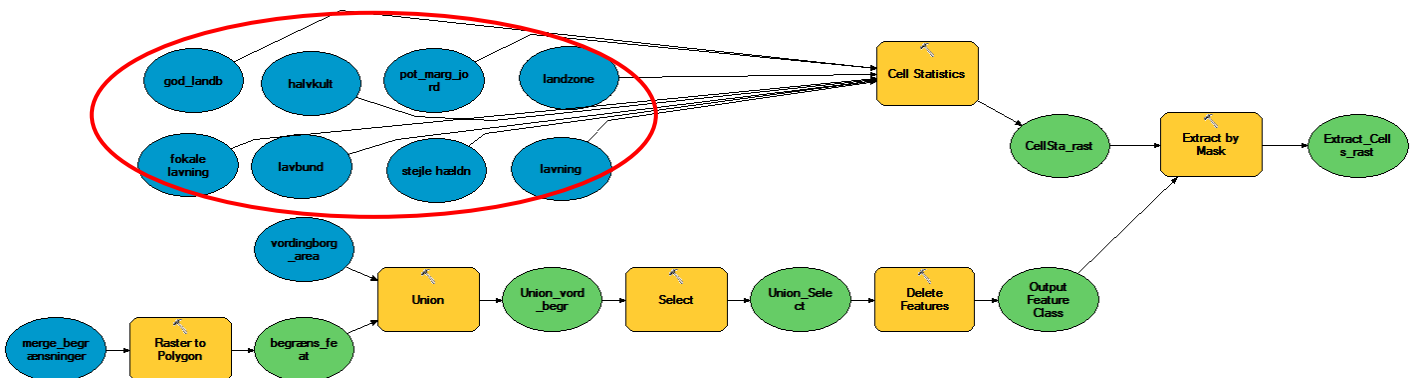
5.5 MULTIKRITERIEANALYSE

Da klassificering og standardiseringen af data er foretaget, kan selve multikriterieanalysen foretages. Multikriterieanalysen foretages som en boolsk evaluering. Der hvor de angivne faktor-arealer befinder sig, er det muligt at naturgenoprette i større eller mindre grad, efter deres værdisatte egnethed. De områder som ikke er egnede, frasorteres som begrænsninger (boolsk falsk) i analysen, svarende til Nodata. To klasser er på forhånd vurderet som boolsk egnet til naturgenopretning, dvs. de er tildelt egnetheden 1,0. Ved hjælp af værktøjet Cell statistics, summeres alle faktor-klasserne celle for celle, som ses på figur 36 (faktor klasserne ses indenfor den røde cirkel på figur 36). For eksempel kan det for en celle med flere klasser skrives ud som:

$$\text{SUM} = \text{Halvkultur} (0,10) + \text{Fokale lavninger} (0,36) + \text{Lavbundsjord} (0,19) = \underline{0,65} - \text{Høj egnethed}$$

Celler med boolsk egnede faktorer tildeles uanset hvad værdien 1,0 jf. standardiseringen:

$$\text{SUM} = \text{Potentiel marginaljord} (0,26) + \text{Landzone} (0,03) + \text{Lavning} (1,00) = \underline{1,00} - \text{Meget høj egnethed}$$



Figur 36: Multikriterieanalysen: Først kombineres faktorer (klasser inden for den røde cirkel) med cell statistics. Herefter fratrækkes arealerne inden for en maske, som produceres ved en union imellem et begrænsnings-datasæt og Vordingborg Kommune.

Data for begrænsninger er sammensmeltet til én klasse. For at danne en maske til at frasorteres de ikke egnede arealer i Vordingborg Kommune, foretages en ”union” imellem et vordingborg_Kommune polygon og ”begrænsningsklassen”. I union-lagets attributter kan overlappet imellem vordingborg_Kommune polygon og ”begrænsningsklassen” vælges (med ”select by attributes”) på de rækker som begge har Feature ID (FID, enheds-identifikationsnummer) repræsenteret ved SQL-forespørgslen:

$$"FID_vordingborg" > 0 \text{ AND } "FID_union" > 0$$

De valgte polygoner kan så slettes med ”delete features” værktøjet. Herved opstår en maske som anvendes til at udklippe arealer fra multikriterieanalysen, med ”Extract by mask” værktøjet. Fremgangsmåden ses nederst på figur 36. Arealer som ikke overlapper masken er boolsk falske (begrænsninger) og indgår dermed ikke i resultatet af multikriterieanalysen.

5.6 EVALUERING AF MØNSTRE OG BESTEMME NÆRHED

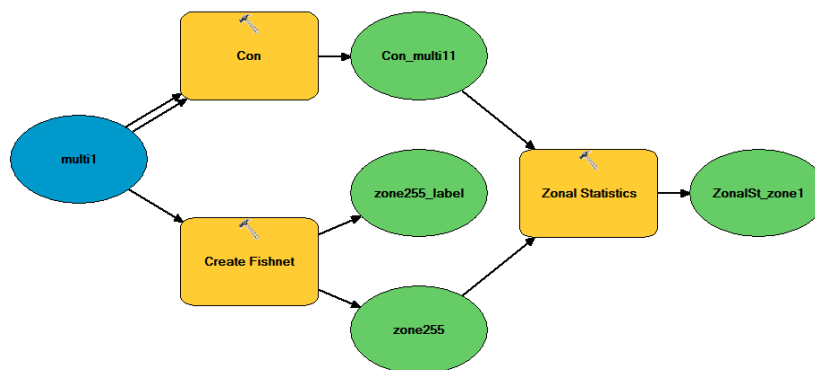
Da man kan have mange celler med en lige høj egnethed, eller celler med høj egnethed spredt ud over et stort område, er det vigtigt at cellerne vurderes yderligere. På vektor-data findes mange muligheder for evaluering af rumlig fordeling på data f.eks. cluster analyser eller rumlig korrelation (Morans I, Gi statistics, osv.) på attributter af polygon data. Der findes dog ikke en oplagt metode til rumlig fordeling og klyngedannelse af raster celler. Den mest oplagte metode er at anvende og undersøge cellernes værdier statistisk inden for zoner ved kvadratanalysen. Der skal være en realistisk mulighed for at naturområderne kan anvendes som natur, derfor udvælges kun de mest egnede områder til evaluering af naturgenopretning. Af den grund udvælges arealer som har 0,8-1,0 i egnethed svarende til "meget høj egnethed" som skal indgå i den videre evaluering. Dette interval synes også fra et forvaltningsmæssigt synspunkt at være mest effektivt til at forvalte og genoprette ny natur. Disse områder betegnes "multi>0,8". Cellerne udvælges med con værktøjet, med udtrykket: ">0,8" som sand værdi.

5.6.1 KVADRATANALYSE

Først skal der oprettes et zone-lag som skal lægges ud i et kvadratisk net over multikriterieanalysens udvalgte data. Det kvadratiske net produceres ved hjælp af "Fish" værktøjet, som opretter et net af kvadrater, hvor multikriterieanalysens udvalgte data angives som afgrænsning. Herefter skal kvadraternes højde og bredde angives. Der kan være stor forskel på analysens resultat i forhold til hvilken størrelse man vælger på kvadraterne. Da tolerancen for størrelsen på et genoprettet sammenhængende naturområde er 2500 m², vil kvadraternes størrelse have forskellig indflydelse. F.eks. vil 2500 m² af et kvadrat på 1000×1000 meter (1.000.000 m²) betyde at 0,25 % af kvadratet skal være et sammenhængende naturareal. Denne beregning er selvsagt hypotetisk, da naturområderne skal være sammenhængende og placeringen af cellerne inden for hver zone ikke er kendt, men det skaber alligevel et billede af forholdene indenfor en zone. I stedet anvendes Mitchell's (2005) formel til at angive størrelsen på kvadrater (i meter):

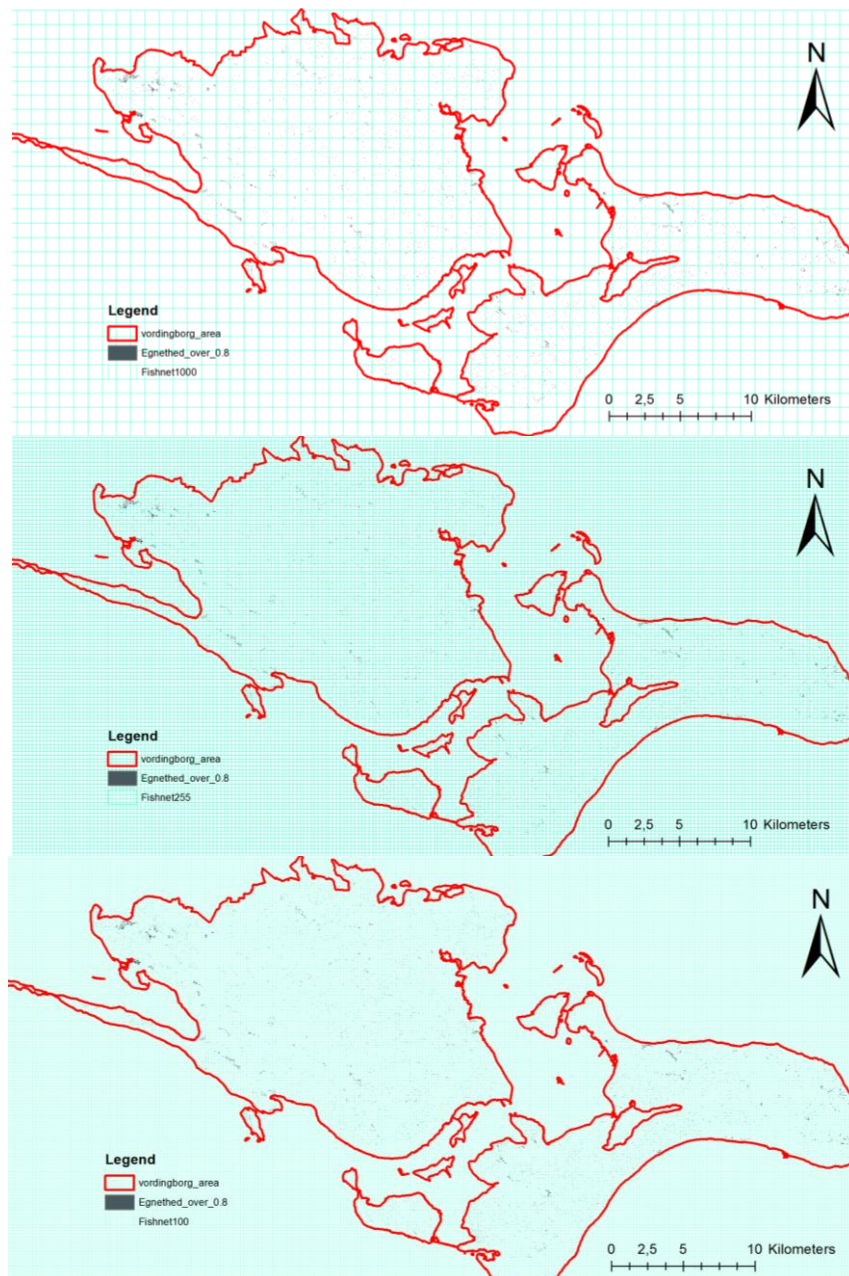
$$I = \sqrt{2 \cdot \frac{A}{n}} = \sqrt{2 \cdot \frac{1806868800}{55456}} = 255,273$$

Dette tal anvendes også som en størrelse på kvadraterne i evalueringen af multikriterie-resultatet. De tre størrelser af kvadrater som anvendes 100, 255,3 og 1000 meter, kan ses og sammenlignes på figur 38. Efter definitionen af zonestørrelsen kan der beregnes en densitet for hver zone, ved funktionen "SUM" i værktøjet zonal statistics, se figur 37.



Figur 37: Først udpeges celler i multikriterieanalysen over 0,8 i egnethed ved en Con. Herefter kan et Fishnet af kvadrater produceret på baggrund af multikriterie analysens udbredelse anvendes til at foretage en densitets-måling per zone.

For at undersøge multi>0,8 for sammenhæng med §-3 natur datasættet, beregnes zone statistik både for multi>0,8, og for multi>0,8 sammensmeltet med §-3 natur datasættet. For overskuelighedens skyld beregnes dette kun for zonerne på 255,7 meter. For at udføre en visuel og direkte undersøgelse af udviklingen i zonernes naturareal, fratrækkes de to kvadrat beregninger hinanden med værktøjet "Minus". Hermed skabes et overblik over udviklingen af natur for hver zone, hvis alle multi>0,8 cellerne hypotetisk genoprettes som natur.



Figur 38: Net af kvadrater for Vordingborg kommune, for henholdsvis 1000, 255,3 og 100 meters bredde.

5.6.2 NÆRHEDSANALYSE

Nærhedsanalysen kan undersøge nærheden fra multikriterieanalysens udvalgte resultater til et nærheds datasæt. Da §-3 naturarealer anvendes som arealklasse for natur, er datasættet oplagt at undersøge nærhed til. For at foretage en nærhedsanalyse er det nødvendigt at anvende vektor-data. Derfor konverteres multikriterieanalysens udvalgte data til polygoner med værktøjet "Raster to polygon". Herefter kan der undersøges for nærhed med værktøjet "Near". Afstanden mellem de nærmeste §-3 naturareal-polygoner, og multikriterieanalysens udvalgte resultater, tilføjes multikriterieanalysens attributter. Således kan der beregnes statistiske tendenser for tallene, da størrelsen på en celle er kendt, hvilket gør analyserne sammenlignelige. For at kunne undersøge multikriterie analysens udvalgte resultater for sammenhæng med §-3 natur datasættet, beregnes nærhed både for multikriterieanalysens udvalgte resultater og for multikriterieanalysens udvalgte resultater slået sammen med §-3 natur datasættet.

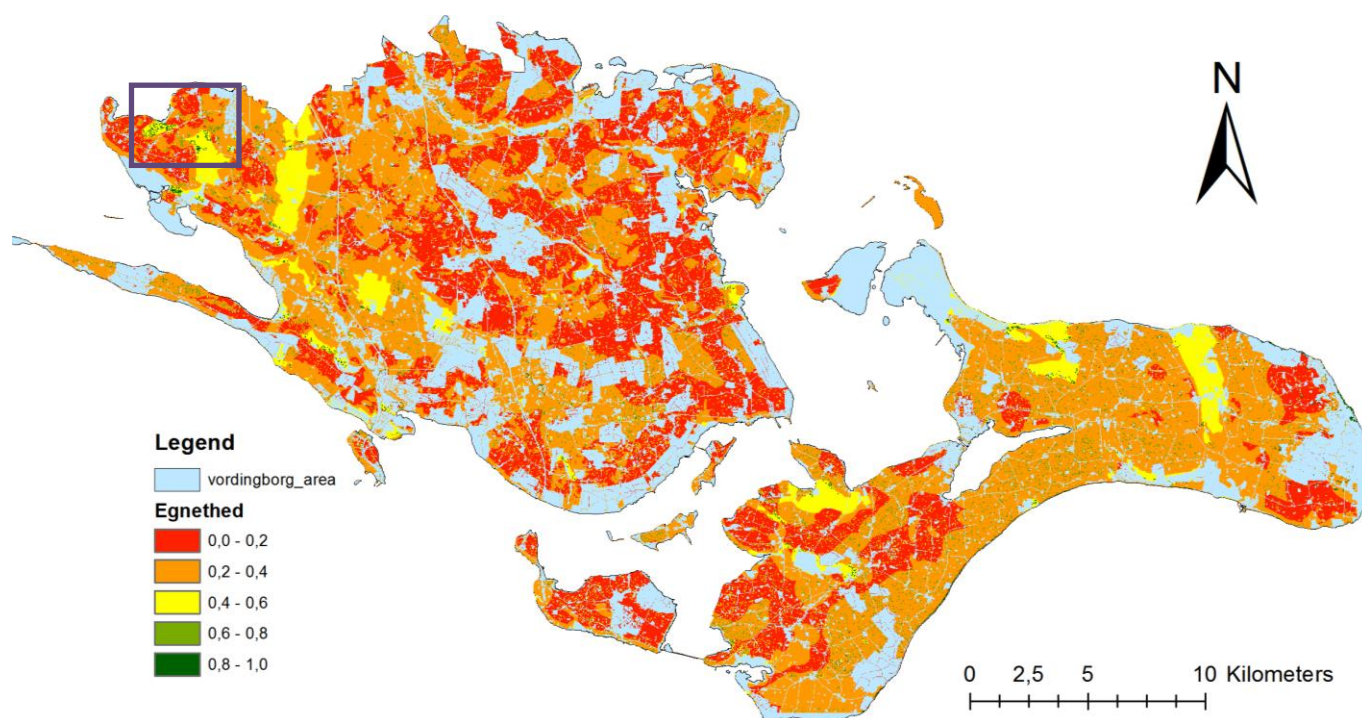
Gennemsnitlig nærmeste nabo

Den gennemsnitlige nærmeste nabo beregnes på et indeks for de nærmeste naboer i et datasæt med værktøjet "Average nearest neighbour". Værdierne er baseret på de gennemsnitlige afstande fra enheder til deres nærmeste nabo-enhed. De gennemsnitlige værdier giver en indikation på sammenhængen og klyngedannelsen i datasættet.

6. ANALYSERESULTATER

6.1 MULTIKRITERIEANALYSE

På figur 39 ses det samlede resultat af multikriterieanalysen (findes i en A4 størrelse på bilag A). Hvert enkelt celles egnethed er angivet på figuren indenfor 5 intervaller, som angivet af Dai et. al (2001). Arealerne for multikriterieanalysen opgøres ved at optælle antal celler fra analyseresultatet inden for de 5 givne intervaller. Resultatet er præsenteret på tabel 12. Det samlede antal celler dækker 44.070,1 hektar areal, og til sammenligning dækker Vordingborg Kommune 62.525,7 hektar og derfor indgår 70,5 % af Kommunens areal til vurdering af egnethed som naturareal. En maske har frasorteret de arealer som ikke anvendes til analysen, hvorunder §-3 natur udgør 4.433,5 hektar. Det observeres på kortet af multikriterieanalysen, at flere af arealerne er gennemskåret. Dette skyldes større veje eller jernbaner som gennemskærer landskabet, og ikke kan anvendes som naturgenopretningsområder.



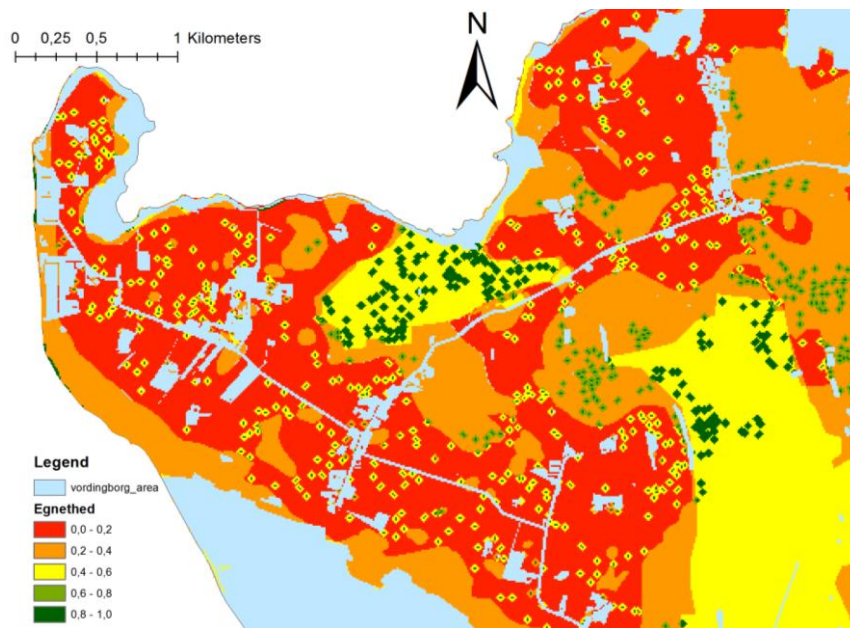
Figur 39: Resultat af multikriterieanalysen angivet på en skala i intervallet fra meget lavt egnet (rød), til meget højt egnet (grøn).

Egnethed	Celler	Hektar	Fordeling
0,0 - 0,2	1.493.430	14.934,3	33,9 %
0,2 - 0,4	2.367.081	23.670,8	53,7 %
0,4 - 0,6	377.719	3.777,2	8,6 %
0,6 - 0,8	113.306	1.133,1	2,6 %
0,8 - 1,0	55.469	554,7	1,3 %
SUM	4.407.005	44.070,1	

Tabel 12: Oversigt over antal celler, arealer og fordeling for hvert interval gående fra meget lavt egnet, til meget højt egnethed.

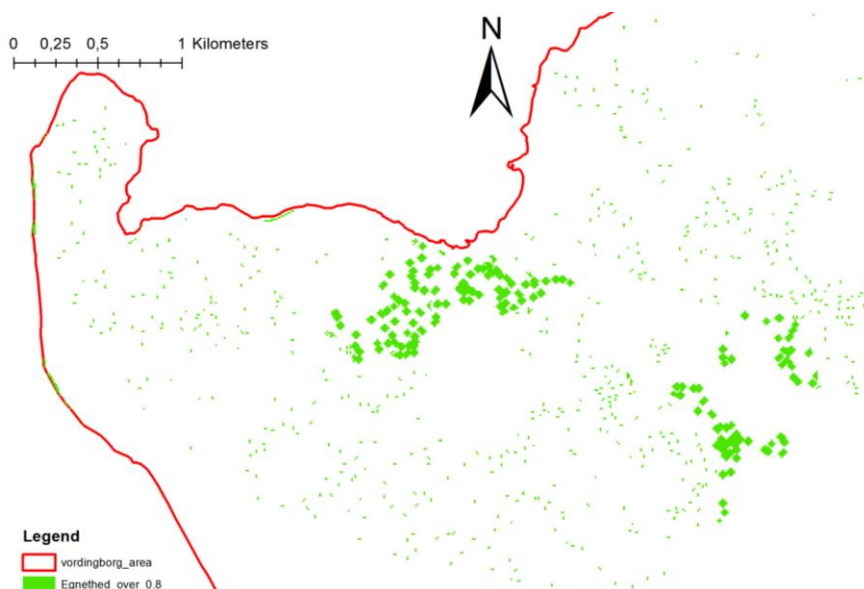
På kortet (figur 39) bemærker man straks en dominerende udbredelse af de 3 første intervaller af egnethed. Dette kan også aflæses på arealopgørelsen for analysen som ses på tabel 12: De røde arealer repræsenterer 33,9 % af cellerne i multikriterieanalysen. De vil typisk være områder som ikke er potentielle marginaljorde, men derimod god landbrugsjord. En god landbrugsjord kan aldrig være potentiel marginaljord, hvilket betyder en forskel i egnethed på 0,21 imellem disse to klasser. De orange områder har en egnethed på 0,4 til 0,6 og dækker hele 53,7 % af egnetheden for cellerne i multikriterieanalysen. Arealerne vil som regel bestå af minimum to kriterier med forholdsvis høj egnethed for henholdsvis potentiel marginaljord, lavbundsjord eller halvkultur. Kombineres disse 3 arealklasser vil de i sig selv have en egnethed på 0,55 (gul). Kombineres disse arealklasser med flere arealklasser, vil de have stor tendens til en samlet celleværdi med højere egnethed.

Arealer med meget høj egnethed (0,8-1,0) er overvejende små og isolerede celler, og kan først ses når der zoomes ind i kortet. På figur 40 er der zoomet ind i figur 39's nordvestlige hjørne (lilla firkant). Dette område har en meget forskelligartet fordeling af egnethed, men her ses tydeligt en lang række celler med "meget høj egnethed" (mørkegrøn). Det bemærkes også straks at disse celler er samlet som små klynger af celler. Dette skyldes selvsagt vægtingen som ligger til grund for analysen, hvor bl.a. arealklasser for lavninger og stejle hældninger automatisk er tildelt egnetheden 1,0. Disse arealklasser er i de fleste tilfælde spredt ud i landskabet i mange små klynger. De store flader med "medium egnethed" (gul) hvorpå der findes fokale lavninger har en tendens til at få celler med en samlet "meget høj egnethed". Ligeledes har de arealer hvorpå der er beliggende fokale lavninger, på en flade af egnethed i intervallet 0,0-0,4, vil højst opnå en værdi med "høj egnethed" (0,6-0,8).



Figur 40: Zoom niveau i det nordvestlige hjørne af Kommunen, som viser forskellige typer af egnethed i intervallerne.

Da man kan forestille sig at den videre beslutningsproces i forvaltningen, kun har en omkostningsmæssig interesse i at anvende de mest egnede arealer, udvælges de arealer som har en meget høj egnethed (0,8-1,0). Disse arealaer anvendes i den videre analyse og evaluering af multikriterieanalysen og benævnes "multi>0,8". Disse arealer dækker 55.469 celler, svarende til 1,3 % af Vordingborg Kommunes areal. Da de udvalgte arealer stadig er spredte klynger, kan et eksempel på disse områder ses på figur 41, som er samme zoom-udsnit fra forrige figur.

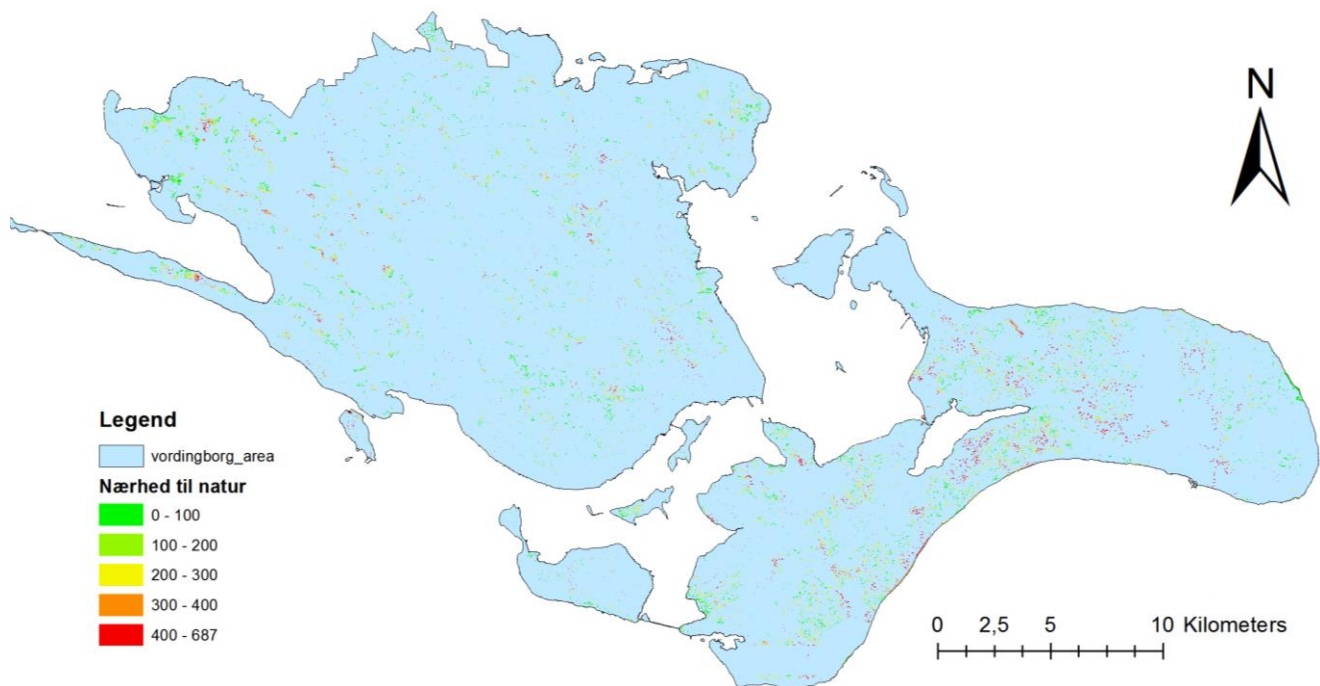


Figur 41: Zoom med eksempel på udpegning af celler over 0,8.

6.1.1 EVALUERING AF MULTIKRITERIEANALYSEN

6.1.2 NÆRHEDSANALYSE

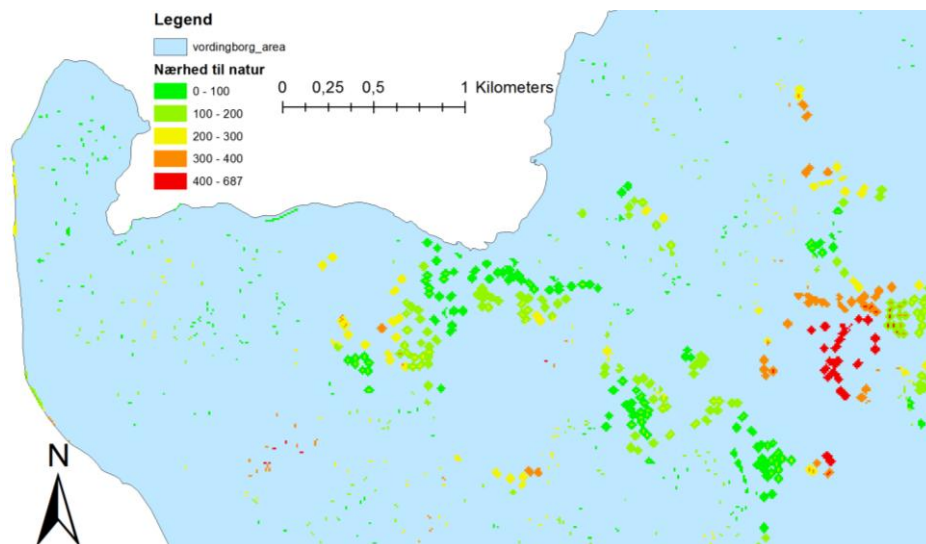
Det er et kvalitetstegn at der er nærhed (her angivet som en lav afstand) imellem naturområder, og derfor evalueres multikriterieanalysen med en nærhedsanalyse. Da det kun er de celler fra multikriterieanalysen som har ”meget høj egnethed” der er interessant at forvalte, undersøges nærheden for disse celler til naturarealer, repræsenteret ved §-3 natur. Analysen foretages på vektor data, og derfor anvendes til denne analyse, rasterceller konverteret til polygoner. Ved konverteringen sammensmeltes arealer som har ens attributter, hvilket anses værende uden betydning, da naturarealerne netop skal være sammenhængende. På figur 42 ses et kort over multi>0,8's nærhed til §-3 naturområder. Kortet er åbenlys vanskeligt at overskue, og derfor kan der på figur 43 ses et zoom-niveau af kortet (udsnit svarende til det tidligere anvendte). Tabel 13 viser en fordeling af cellernes nærhed inden for 5 intervaller. 35,5 % af cellerne befinder sig tæt inden for 100 meters af et naturareal. Det skal bemærkes at flere celler har en nærhed på 0 meter, da kanten af cellerne overlapper §-3 naturområder. Dette skyldes tab af geografiske nøjagtighed ved konvertering af analysens rasterdata, i forhold til §-3 datasættet, som er på vektor.



Figur 42: Nærhed for multi>0,8 til §-3 natur i Vordingborg Kommune i intervaller for hver 100 meter.

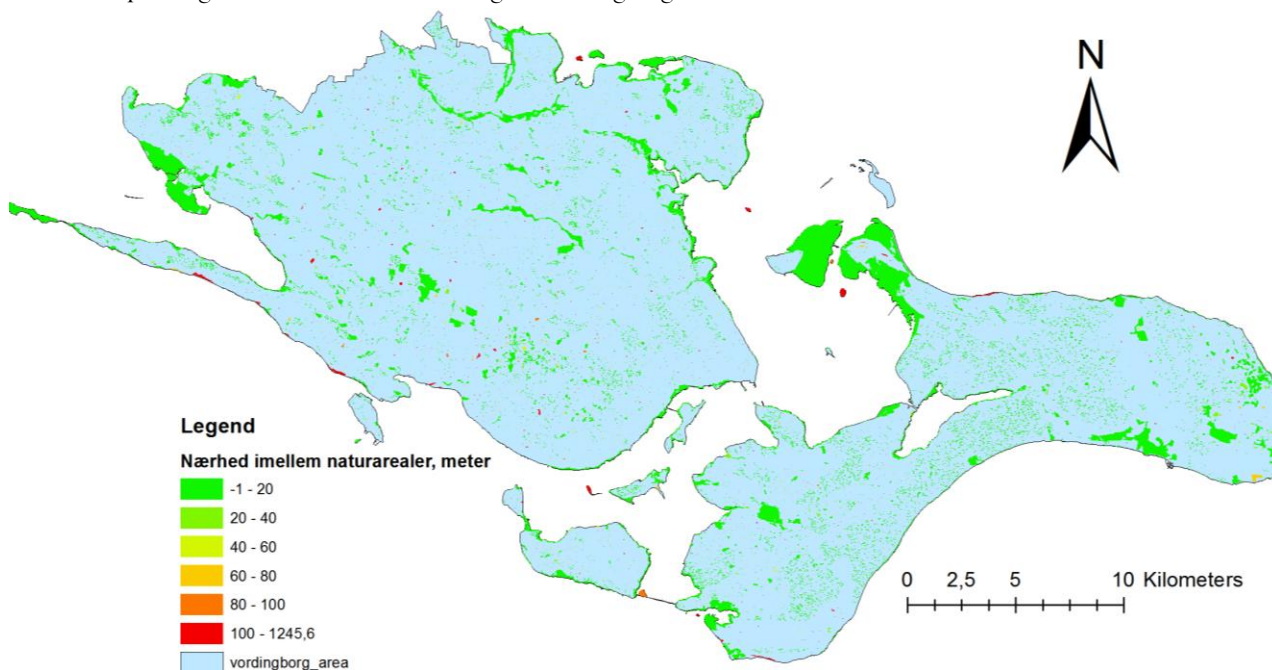
Meter	Celler	Fordeling
0 - 100	19.687	35,5 %
100 - 200	12.611	22,7 %
200 - 300	10.206	18,4 %
300 - 400	6.875	12,4 %
400 - ∞	6.077	11,0 %
SUM	55.456	100,0 %

Tabel 13: Oversigt over antal multi>0,8 cellers fordeling i intervaller for hvert 100 meters nærhed til §-3 naturarealer.



Figur 43: Zoom niveau af nærhed imellem multi>0,8 og §-3 natur i Vordingborg Kommune i intervaller for hver 100 meter.

Der foretages endnu en nærhedsanalyse for at undersøge multi>0,8 yderligere. Da multi>0,8 betragtes som potentielle naturgenopretningsområder, sammensmeltes disse med §-3 natur datasættet for at finde sammenhængende naturarealer. Herefter undersøges arealernes nærhed til hinanden, dvs. fra hvert polygon i det sammensmeltede datasæt identificeres afstanden til den nærmeste nabo, som ses på figur 44. Det kan aflæses at en stor del af naturarealerne har en forholdsvis tæt nærhed til et andet naturareal, jf. tabel 14. Således er hele 94,1 % af arealerne beliggende indenfor 20 meters afstand til et andet naturareal. Dette tal skal tages med forbehold, da mange af cellerne fra multi>0,8 er enkelte isolerede celler i umiddelbart nærhed af en anden isoleret celle, eller i nærheden af bare ét stort naturareal. Det kan desuden observeres at flere af Kommunens øer har en umiddelbar stor afstand til nærmeste naturområde. Men disse områder er ofte små isolerede biotoper i sig selv, er det ikke nødvendigvis et dårligt tegn for naturen.



Figur 44: Nærhed imellem multi>0,8 sammensmeltet med §-3 natur i Vordingborg Kommune i intervaller for hver 100 meter.

Nærhed, meter	Hektar	Fordeling
-1 - 20	5.759,5	94,1 %
20 - 40	106,4	1,7 %
40 - 60	54,7	0,9 %
60 - 80	54,9	0,9 %
80 - 100	39,0	0,6 %
100 - ∞	106,8	1,7 %
SUM	6.121	

Tabel 14: Nærhed imellem multi>0,8 sammensmeltet med §-3 natur's fordeling i intervaller for hvert 100 meters nærhed.

Umiddelbart vil $\text{Multi}>0,8$ i umiddelbar nærhed af naturarealer have den højeste egnethed som anvendelse til naturgenopretning. Derfor er metoden en parameter der kan indgå som information ved en beslutningstagning. For at forøge sammenhængen imellem naturarealer, kan man f.eks. oprette korridorer imellem disse arealer. Der anvendes flere forskellige værktøjer til at identificere korridorer imellem naturarealer i GIS (jf. teori afsnittet). Disse værktøjer baserer sig hovedsageligt på principperne bag "least cost path" (hvor der bl.a. tages højde for barrierer i landskabet) og ville med fordel kunne anvendes til at vurdere de mest fordelagtige steder at oprette korridorer imellem naturområderne. I stedet for at analysere cellernes nærheds til hinanden som en evaluering af multikriterieanalysen, kunne der anvendes en klasse på en fuzzy skala for arealers nærhed til natur. Denne type af data vurderes dog vanskeligt at kombinere med de resterende dataklasser i analysen.

6.1.3 GENNEMSNITLIG NÆRMESTE NABO

Nærhedsanalyserne kan relateres til en beregning af den gennemsnitlige nærmeste nabo. Analysens resultat for henholdsvis $\text{Multi}>0,8$ og $\text{Multi}>0,8$ sammensmeltet med §-3 naturarealerne kan ses og sammenlignes i tabel 15. Værktøjet giver et meget generelt billede af densiteten i datasættet, og kan eksempelvis anvendes til at frasortere arealer som er under et vist maksimalt afstands kriterium. Dette kriterium vil være op til beslutningstagerne at bestemme. Der kan observeres signifikante forskelle i observationerne for de to datasæt, da der er næsten 10 gange så stort et §-3 natur areal for Kommunen end $\text{Multi}>0,8$ (dog har de to datasæt har omtrentlig samme udbredelse). Værdierne i tabel 15 kan aflæses som:

- *Observeret middel afstand:* Middelfstanden er mere end dobbelt så stor for $\text{Multi}>0,8$ end $\text{Multi}>0,8$ + §-3 naturarealer. Dvs. ikke overraskende kan middelfstanden imellem naturarealer forbedres markant, ved at foretage naturgenopretning for $\text{Multi}>0,8$. Dette skyldes formentlig den store rumlige spredning af $\text{Multi}>0,8$ som forbedrer den gennemsnitlige afstand.
- *Nærmeste nabo indeks:* Da indekset < 1 er der klyngedannelse, for begge datasæt. Dette skyldes formentlig den store rumlige spredning af $\text{Multi}>0,8$ som forbedrer klyngedannelsen for allerede eksisterende §-3 naturarealer.
- *Z-score:* Da scoren er lav for begge datasæt, er der ikke intens klyngedannelse af høje p-værdier.
- *P-værdi:* Da P-værdien er 0 for begge datasæt, er det usandsynligt at mønsterdannelsen i data er dannet tilfældigt ifølge denne analyse. Umiddelbar virker dette som en fejl i beregningerne.

	Multi>0,8	Multi>0,8 + §-3 naturarealer	Forskel
Observeret middel afstand	77,3	32,2	58 %
Forventet middel afstand	343,6	100,9	71 %
Nærmeste nabo Ratio	0,23	0,32	-42 %
Z-score	-74,6	-244,3	-227 %
P-værdi	0	0	0 %

Tabel 15: Oversigt af forskellige beregninger for den gennemsnitlige nærmeste nabo.

6.1.4 KVADRATANALYSE

Mange af cellerne fra $\text{Multi}>0,8$ er isolerede celler, men for at et område er anvendeligt som natur skal det have et sammenhængende areal på mindst 25 celler. Derfor er det interessant at undersøge arealernes gruppering eller densitet. Der er forsøgt mange metoder for denne type af analyse på raster data, men den mest velegnede er kvadratanalysen. Analysen kan anvendes til at udpege områder af forvaltningsmæssig interesse, hvor der for en given zone opgøres densitet af data. $\text{Multi}>0,8$ anvendes på data, da de er mest interessante at undersøge. De 3 net med kvadrater som lægges over projektets data, har en zone-bredde på henholdsvis 1000, 255,3 og 100 meter.

Hver zone i kvadrat analysen indeholder et vist antal celler, som vil optage et vist areal af zonen. En oversigt over disse fordelinger kan ses på tabel 16. Dette giver et procenttal for densiteten af celler i en given zone. En zone på 1000 meters bredde indeholder 10.000 10×10 meter celler per zone. Dvs. 0,25 % af zonen skal i teorien være et sammenhængende areal med natur. En zone på 255,3 meters bredde kan indeholde op til 651 10×10 meter celler per zone, dvs. 3,8 % af zonen skal i teorien være et sammenhængende areal med natur. En zone på 100 meters bredde kan indeholde op til 100 10×10 meter celler per zone, dvs. 25 % af zonen skal i teorien være et sammenhængende areal med natur.

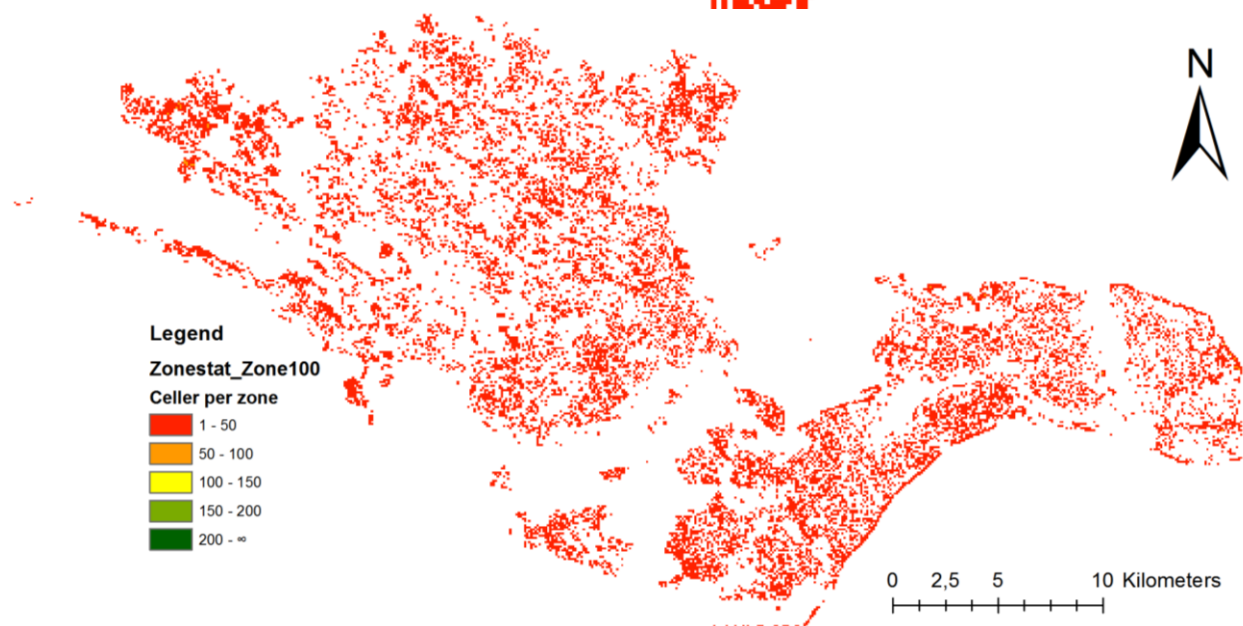
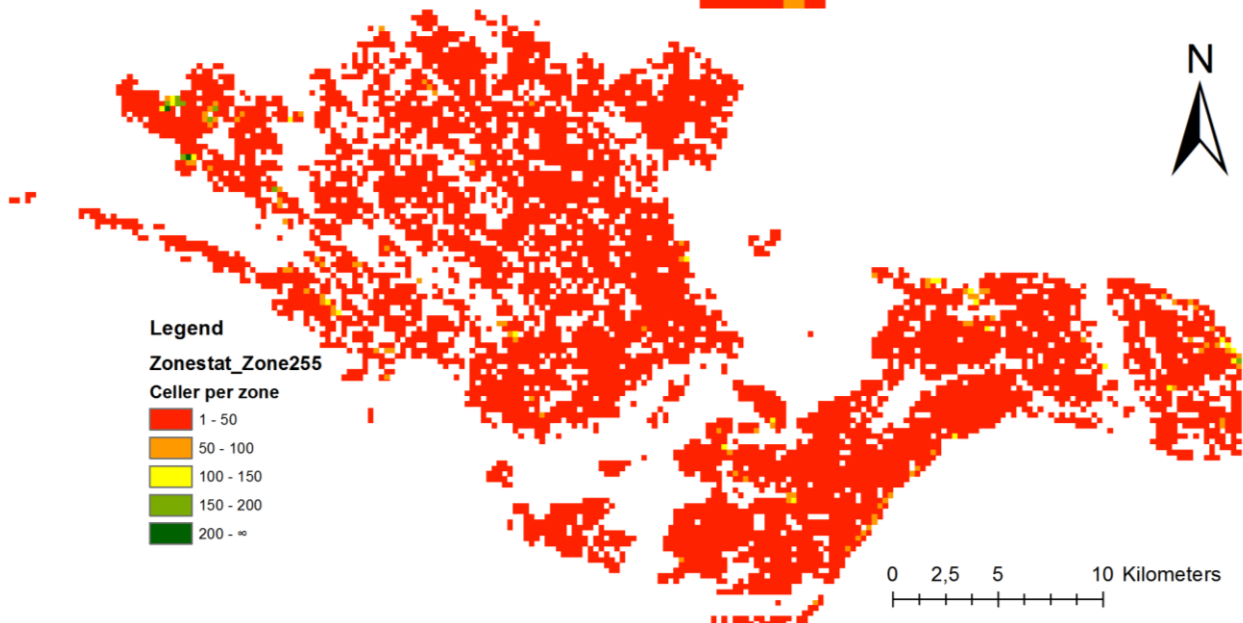
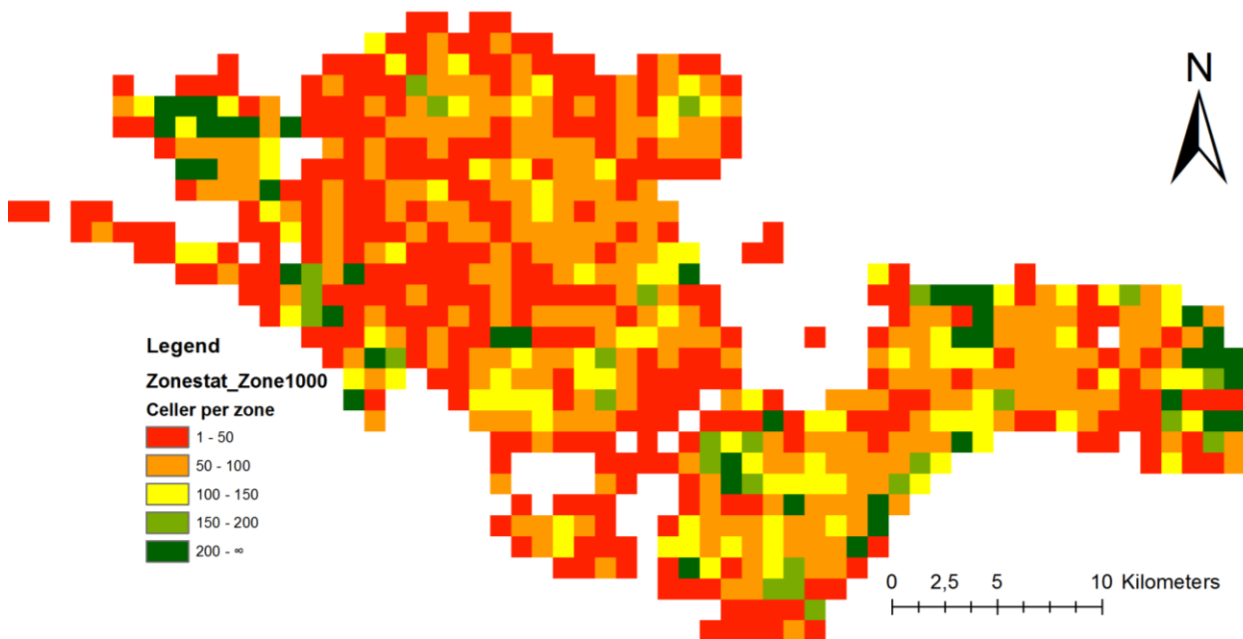
Antal celler per zone	Densitet af celler i zone på 1000 m. bredde	Densitet af celler i zone på 255,3 m. bredde	Antal celler per zone	Densitet af celler i zone på 255,3 m. bredde
50	0,5 %	7,7 %	10	10 %
100	1,0 %	15,3 %	20	20 %
150	1,5 %	23,0 %	30	30 %
200	2,0 %	30,7 %	40	40 %
250	2,5 %	38,4 %	50	50 %
300	3,0 %	46,0 %	60	60 %
350	3,5 %	53,7 %	70	70 %
400	4,0 %	61,4 %	80	80 %
450	4,5 %	69,0 %	90	90 %
500	5,0 %	76,7 %	100	100 %
550	5,5 %	84,4 %		
600	6,0 %	92,1 %		
650	6,5 %	99,7 %		

Tabel 16: Densiteter for hver zonestørrelse, ved forskellige antal celler per zone

Der anvendes 3 net størrelser, da dette giver en mulighed for at sammenligne data, og hvilken betydning zonerne har for densiteten. Hvert nets densitet af celler inden for et interval for hver 50 observation per zone undersøges. Resultatet af fordelinger i zoner kan ses i tabel 17, som er baseret på de zone statistikker der er visualiseret og sammenlignet på figur 45. Det kan observeres at zonerne på 1000 meters bredde, inkluderer meget store arealer hvor 43 kvadrater har over 200 celler i. Det vil være svært at estimere en egentlig densitet for disse områder, da den generelt er meget lav og sandsynligheden for at cellerne er spredte er høj. Zonerne på 1000 meter er dog anvendelige til at skabe et generelt overblik over hvilke arealer som der er en forvaltningsmæssig interesse i at undersøge nærmere. Zonerne på henholdsvis 255,3 og 100 meters bredde har fordelinger som er meget ensartet inden for intervallet 1-50 celler per zone. Men for 255,3 meter zonen er der 2 zoner med over 200 celler per zone, hvilket betyder en densitet på over 30 %. Disse zoner vil have en større forvaltningsmæssig interesse at undersøge nærmere. I den forbindelse kan 100 meters zonerne 26 zoner med over 50 celler per zone anvendes. Disse zoner har en densitet over 50 %, hvilket gør de pågældende områder meget interessante at genoprette natur i. Her kræves nemlig kun en densitet på 25 % i cellerne, for et sammenhængende naturarealer. Dermed kan de områder med den største densitet af naturarealer udpeges, hvor der sandsynligvis vil være en forbedret mulighed for at kunne oprette sammenhængende naturarealer.

Antal celler per zone	Antal Zoner 1000	Fordeling	Antal Zoner 255,3	Fordeling	Antal Zoner 100	Fordeling
1 - 50	297	41,9 %	6538	97,9 %	15.583	99,8 %
50-100	249	35,1 %	107	1,6 %	26	0,2 %
100-150	94	13,3 %	24	0,4 %	0	0,0 %
150 - 200	26	3,7 %	9	0,2 %	0	0,0 %
200 - ∞	43	6,1 %	2	0,0 %	0	0,0 %
SUM	709		6680		15.609	

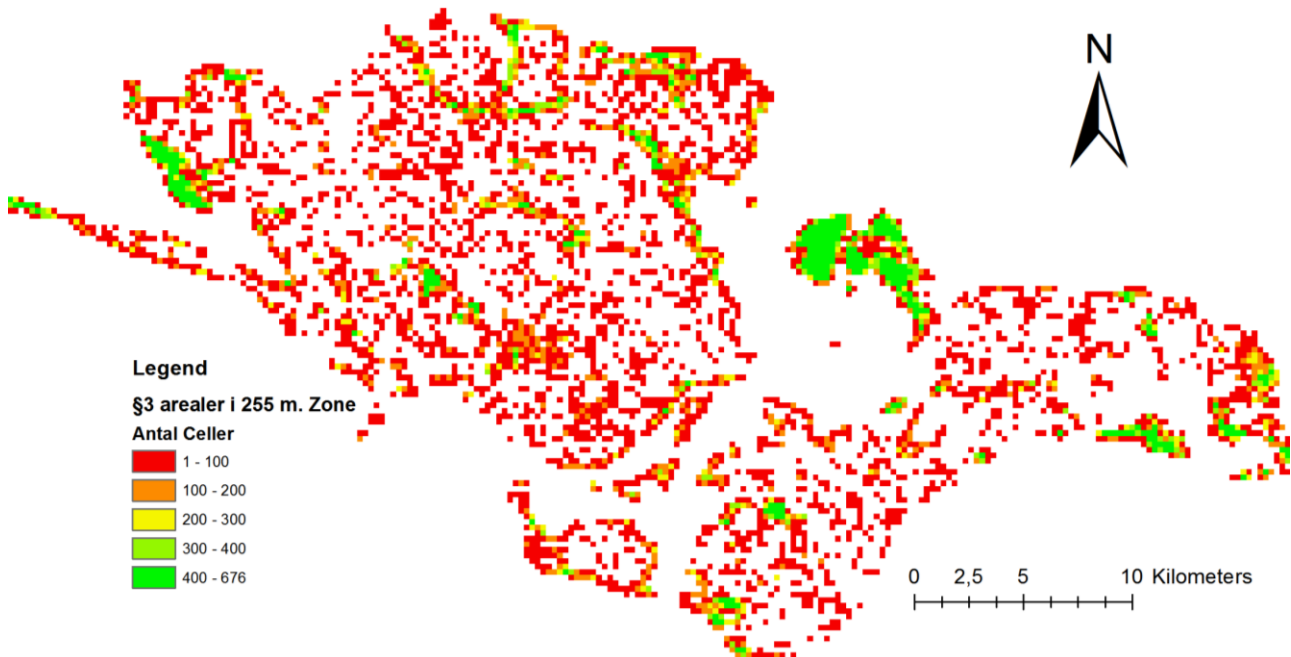
Tabel 17: Fordeling af antal celler for hver zone, opdelt i intervaller af densiteter for hver 50 celler.



Figur 45: 3 kvadratanalyser med antal celler inden for de 5 intervaller for zoner på henholdsvis 1000, 255,3 og 100 meters bredde.

§-3 naturarealer per zone

For at undersøge densiteten af de allerede eksisterende naturarealer i Vordingborg Kommune anvendes kvadrat analysen på §-3 natur arealerne. Da 255,3 meter er den optimalt beregnede bredde på zonerne i forhold til mit datasæt, er det denne zonestørrelse som anvendes ved denne analyse, se figur 46. De mørkegrønne zoner med over 400 celler per zone angiver naturarealer med høj densitet af natur, hvor over 61,4 % af zonen er naturareal (aflæses på tabel 16). For at et naturareal er sammenhængende, skal det i teorien have et areal svarende til 25 sammenhængende celler, og derfor kan det formodes at naturen med stor sandsynlighed er potentielt sammenhængende i disse mørkegrønne zoner. Ca. 8 % af zonerne har naturarealer over 400 celler natur, som kan aflæses på tabel 18. Ligeledes indeholder ca. 4 % af zonerne 300-400 celler, svarende til en densitet på 46-61,4 % og må derfor også formodes at have stor sandsynlighed for at befinde sig sammenhængende arealer på minimum 25 cellers størrelse. Undersøges kortet på figur 46 ses også store sammenhængende naturarealer f.eks. i nordvestlige og nordøstlige hjørne af Kommunen.



Figur 46: Kvadratanalyse for §-3 natur celler, med densitet inden for 5 intervaller for zoner på 255,3 meters bredde.

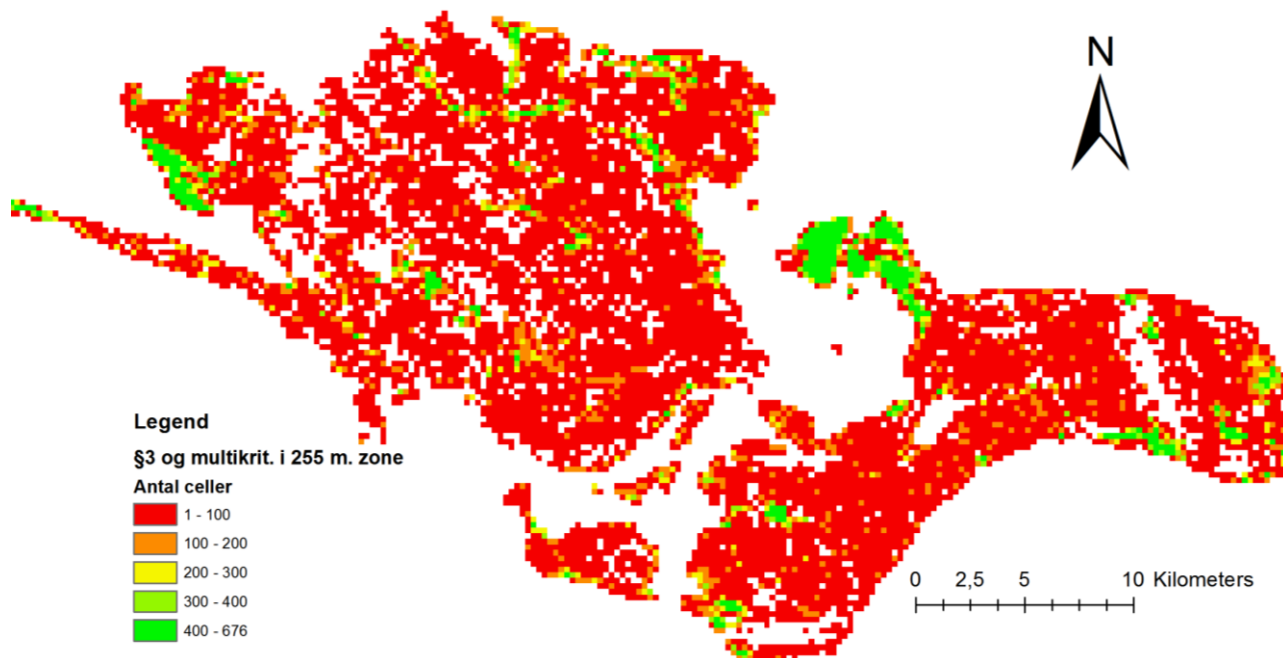
Antal celler per zone	Zoner	Fordeling
0 - 100	1.955	71,1 %
100 - 200	332	12,1 %
200 - 300	142	5,1 %
300 - 400	106	3,9 %
400 - 676	216	7,9 %
SUM	2.751	

Tabel 18: Oversigt over fordeling af antal §-3 natur celler, med fordeling inden for 5 intervaller for zoner på 255,3 meters bredde.

§-3 naturarealer og multi>0,8 per zone

Hvis multi>0,8 betragtes som naturareal, ligesom ved nærhedsanalysen, og sammensmeltes med §-3 naturarealerne kan der ligeledes undersøges for sammenhængen i Kommunens naturarealer. Zonestørrelsen på 255,3 meter, er den optimalt beregnede bredde på zonerne i forhold til mit datasæt, derfor er det denne zonestørrelse som anvendes i analysen. Resultatet ses på figur 47, hvor de mørkegrønne zoner med over 400 celler per zone angiver naturarealer med høj densitet af natur. Over 61,4 % af zonen er naturareal, hvilket aflæses på tabel 19). For at et naturareal er sammenhængende, skal det i teorien have et areal svarende til 25 sammenhængende celler, og derfor kan det formodes at naturen med stor sandsynlighed er sammenhængende i disse mørkegrønne zoner. Da multi>0,8 har isolerede celler spredt ud over hele Kommunen, forøges antallet af zoner med et lavt antal celler i (1-100 celler) også fra 2.591 celler til 4.546 celler. De zoner med en høj densitet af natur, vil dog være mest interessante at genoprette natur i. Zonerne med 300-400 celler i, svarende til en densitet på 46 - 61,4 % forøges fra 106 celler til 113 celler, hvilket er en forøgelse på 6,6 % i areal. Zonerne med over 400 celler i, svarende til en høj densitet i (over 61,4 %) forøges fra 216 celler til 219 celler, hvilket er en

forøgelse på 1,4 % i areal. Groft sagt vil samlet knap 6 % af naturarealerne have arealer med over 50 % natur i, der betegnes som en forholdsvis høj densitet og høj sandsynlighed for at der vil være sammenhængende arealer med over 25 celler i. Multikriterieanalysens arealer kan dermed bidrage til at der samlet bliver 11 zoner med arealer med høj densitet, hvilket er en forøgelse på 3,1 % af arealet af zoner. Undersøges kortet på figur 47 ses flere store sammenhængende naturarealer, f.eks. i nordvestlige og nordøstlige hjørne af Kommunen. Disse data fungerer ligesom andre parametre fra multikriterieanalyse, som information vurdering af arealers egnethed som naturgenopretningsområde.



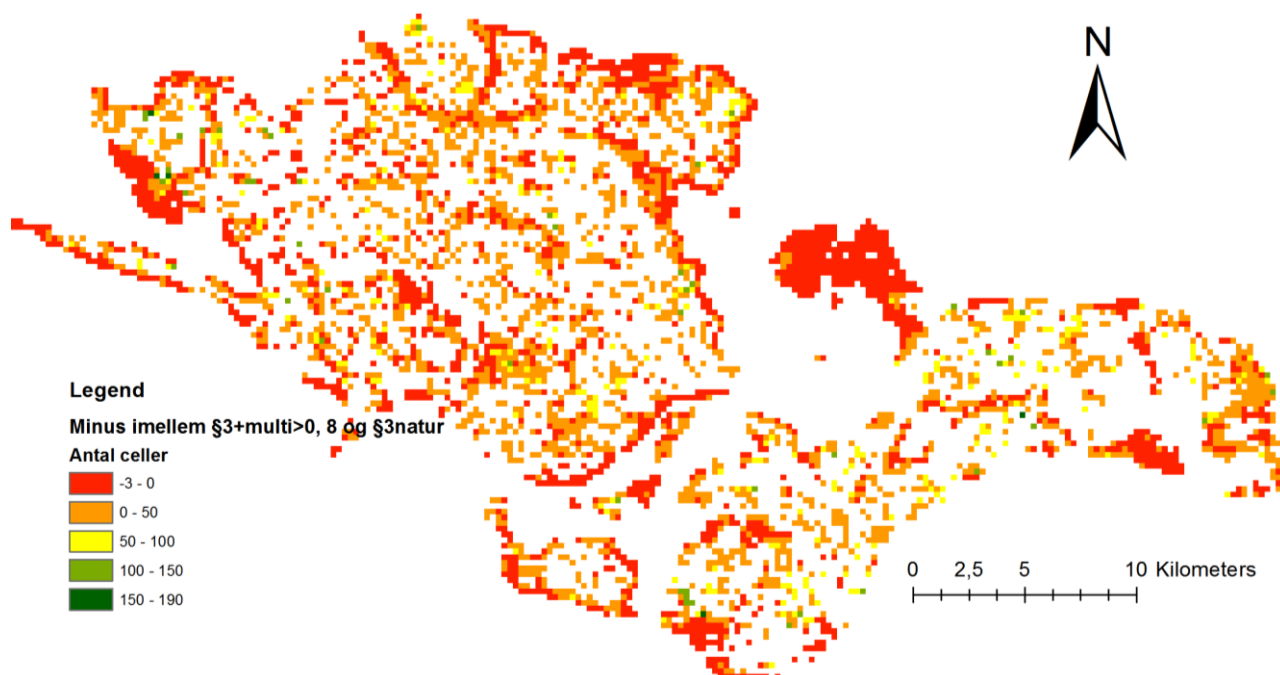
Figur 47: Kvadratanalyse for §-3 natur celler sammensmeltet med multi>0,8, med densitet inden for 5 intervaller for zoner på 255,3 meters bredde.

Antal celler per zone	Zoner	Fordeling
0 - 100	4.546	81,8 %
100 - 200	508	9,1 %
200 - 300	169	3,0 %
300 - 400	113	2,0 %
400 - 676	219	3,9 %
SUM	5.555	

Tabel 19: Oversigt over fordeling af antal §-3 natur celler sammensmeltet med multi>0,8, med fordeling inden for 5 intervaller for zoner på 255,3 meters bredde.

Forskell mellem de to kvadrat beregninger for §-3 natur

Forskellen imellem de to raster kan ses på figur 48 der viser hvilken udvikling der sker for zonerne når §-3 natur arealerne sammensmeltes med multi>0,8. Med værktøjet "minus" fratrækkes zoneværdierne fra §-3 naturarealer sammensmeltet med multi>0,8 fra §-3 naturarealernes zoneværdier. Resultatet er den positive udvikling af naturarealer for hver overlappende zone for de to datasæt. Dermed bestemmes hvor meget densiteten øges, hvis en zone tilføjes cellerne fra multi>0,8. På figur 48 ses de grønne zoner, som vil have en markant positiv udvikling af natur. Disse zoner vil have forøget densiteten med over 100 nye celler inden for en zone. Det kan aflæses i tabel 20, at 3 zoner har 150-190 cellers forøgelse, og at 32 zoner har en 100-150 cellers forøgelse i densiteten. Det ses bl.a. på figur 48, at der er en høj forøgelse af celler fra multi>0,8 ved det tidligere angivne zoomniveau.



Figur 48: Fordeling af udvikling per zone efter minus imellem §-3 natur arealer sammensmeltet med multi>0,8 og §-3 natur celler, angivet i 5 intervaller. I zonerne i intervallet -3 til 0 er der ikke sket nogen udvikling.

Forøgelse af celler per zone	Zoner	Fordeling
0	1181	42,9 %
0 - 50	1363	49,5 %
50 - 100	172	6,3 %
100 - 150	32	1,2 %
150 - 190	3	0,1 %
SUM	2751	

Tabel 20: Oversigt over fordeling af udvikling per zone efter minus imellem §-natur arealer sammensmeltet med multi>0,8 og §-3 natur celler

6.2 VURDERING OG ANBEFALING

Der gives ikke en samlet anbefaling af et specifikt område, som er mest egnet som natur. Denne beslutning er op til beslutningstagerne at afgøre, på baggrund af en række analyser, parametre og informationer fra projektets multikriterieanalyse. En multikriterieanalyse må kun anvendes som beslutningsstøtteværktøj, hvorfra der kan udledes vejledende informationer. Dette skyldes de store usikkerheder ved data i analysen, som der redegøres for i diskussionen.

Men et bud på en udpegning af et optimalt område i forbindelse med multikriterieanalysen, kan i dette projekt være hvis de to evalueringanalyser kombineres. Et optimalt område til naturgenopretning vil befinde sig inden for kvadrat zoner med høj potentiel densitet af natur i 255,3 meters zonerne (over 50 %), med en nærhed til §-3 naturarealer på maksimum 50 meter for cellerne i disse zoner. Dermed sikres sammenhængende naturarealer omkostningseffektivt, ved at have en overskuelig naturlig sammenhæng i landskabet. I det tidligere angivne zoomareal, kunne området med høj densitet af multi>0,8 midt i kortet udpeges som et potentielt optimalt naturgenopretningsområde (se figur 40), da disse celler også har en lav nærhed til §-3 naturarealer (se figur 43).

7. KVALITET AF MULTIKRITERIEANALYSEN

I multikriterieanalysen afvejes de enkelte kriterier mod hinanden, og løsningsmuligheder kan opstilles, som er relevant i forbindelse med udvælgelsen af potentielle områder til natur. Der er en lang række forskellige baggrunde for de data som anvendes i analysen. Data repræsenterer kun virkeligheden, og jo højere præcision der er, jo nærmere kommer man en form for virkelighed. Skalaen og dermed præcisionen er ikke ensartet for de forskellige datasæt, grundlæggende gælder det at jo mindre skala, jo større præcision har data/kort. Disse informationer har stor betydning for egnetheden af klasserne i multikriterieanalysen. Derfor kan skala, præcision og den efterfølgende standardisering samt vægtning af data, diskuteres. De forskellige resultater fra analysen skal ikke sammenlignes i højere grad, men i stedet for skal der fokuseres på værdisætningen. I sidste ende kan analysens anvendelse som beslutningsstøtteværktøj diskuteres.

7.1 USIKKERHEDER VED ANALYSEN OG DATAGRUNDLAGET

Hvis man i en beslutningsproces står over for sandsynligheder som ikke kan estimeres, er der usikkerheder ved analysen. I forbindelse med en beslutningsproces kan usikkerheden, og dermed kvaliteten for et resultat, estimeres. Ved valg af en forvaltningsstrategi baseres valget på de forventede virkninger af et analyseresultats afledte strategi. Det antages at den strategi med den højeste egnethed er det foretrukne valg. For at opbygge en tiltro til beslutningsprocessen, er det nyttigt at bestemme sandsynligheden for at de mulige strategier vil have de forventede virkninger. Hvis man er sikker på input i analysen, er virkningerne af disse strategier sikker, og derfor er udvælgelsen ligetil. Men på grund af usikkerhed af input, vil den strategi som er mest egnet være usikker. Usikkerhederne forbundet med valg af data eller definition af værdisætning ignoreres ofte ved multikriterieanalyser (Chen et. al. 2010). Det er vanskeligt at udtrykke disse usikkerheder på en form der kan kvantificeres. Dette afspejles i valg af data, som hovedsagelig er et konceptuelt emne knyttet til problemdefinitionen, snarere end et kvantitativt spørgsmål. Inputdata har deres egen skala af værdier. Når disse værdier kombineres og standardiseres på tværs, kan deres usikkerheder være svær at beregne. Dermed kan datas indflydelse på det endelige resultat ikke umiddelbart kvantificeres. Fortolkningen af virkningerne af usikkerhederne, er desuden ikke let at undersøge med standardiseringen af datas værdier.

Usikkerheden for en multikriterieanalyse skyldes usikkerheden ved inputdata til en analysemodel, og usikkerheden ved selve modellen. Der findes to typer af sandsynlighedsbaserede metoder som anvendes i usikkerhedsanalyse: En numerisk og en analytisk. Den numeriske metode omfatter statistiske prøveudtagningsmetoder, der anvendes til mere komplekse systemer, f.eks. ikke-lineare systemer hvor avancerede teknikker anvendes til at bestemme af usikkerheden. Den analytiske metode er kun anvendelig for simple modelsystemer, f.eks. ved den lineare kombinations metode. Metoden er en linear additiv model, hvor den samlede multikriterie-vurdering opnås, ved at summere egnetheden for de enkelte data. Sædvanligvis vil forvaltningsstrategien være, at vælge den mest egnede løsning med den maksimale samlede vurdering. Usikkerhederne ved denne metode er:

- *Antallet af og valg af data:* Afhænger af brugerens forståelse af problemstillingen, og hvilke vægte som er nødvendig for at kun rangordne løsninger korrekt. Udvalgelsen af egnede data har stor indflydelse kvaliteten af resultatet.
- *Standardiseringsmetode:* Definitionen af standardiseringsforholdet udføres typisk af eksperter eller beslutningstagere, og er derfor subjektivt. Forholdet repræsenterer dog ikke nødvendigvis det mål brugeren ønsker, selvom det kan rettes gennem fremtidige justeringer.
- *Vægte/egnethed:* Usikkerheden ved en vægt ligger i den subjektive holdning fra forskellige interessenters betragtning af vægtens virkning og betydning. En vægt kan angives af en række interessenter eller eksperter som en bestemt værdi eller i et interval. Hvis der er flere definitioner af vægte, kan der beregnes en middelværdi eller anvendes et afledt konfidensinterval på for eksempel 95 % signifikansniveau. Objektive beslutningstagere kan i disse tilfælde forventes at have en større indflydelse på beslutningsprocessen.
- *Data værdier på original skala:* Forud for standardiseringen til en analyse, findes dataværdierne som regel på en anden skala. Usikkerhederne i den oprindelige opmåling eller estimering af dataværdier, påvirker den samlede værdis usikkerhed.

(Chen et. al. 2010)

Usikkerhed i data har stor betydning for en vurdering af arealers egnethed til en given anvendelse. En celle X kan have boolsk medlemskab værende enten egnet eller ikke egnet. Ved fuzzy (uklare) medlemskab har X en grad af medlemskab, som kan variere imellem ikke egnet = 0 til egnet = 1. Når den boolske algebra anvendes til at klassificeres arealers egnethed, vil metoden være meget sårbar overfor fejl i opmålte data, rumlig variation eller uklare definitioner af egnethed. I stedet for anvendes der i mange sammenhænge fuzzy medlemskab, til vurderinger af arealers egnethed. Fordelen ved dette er, at der gives et gradvist og dermed mere fuldendt overblik over data end ved den boolske metode, da der sjældent findes klare afgrænsninger i naturen. Eksempelvis undersøger man hældningen i et landskab, som højest må være 12° stejl for at kunne anvendes som landbrugsjord - vil en hældning på $11,9^\circ$ i praksis oftest også være en stejl hældning og uberegnet til landbrug. Dette er ikke tilfældet i boolsk algebra, hvor denne hældning vil være angivet som ikke stejl, og derfor egnet som landbrugsjord. Fuzzy medlemskab vurderer i stedet helheden af overfladen og giver et gradvist, og dermed mere nuanceret billede af egnetheden. Ved at anvende fuzzy medlemskab sikres også imod svage definitioner af medlemskab i boolske algebra, f.eks. at det er op til enkeltpersoners subjektive holdning, at afgøre om et areal er boolsk egnet/ikke egnet.

For analysens terminologi er det underordnet hvordan landskabet i virkeligheden former sig, men som beslutningstager må analysens usikkerhed diskuteres ved at undersøge virkeligheden. En metode til dette er at anvende fly eller satellit fotos. Dette kan give en større sikkerhed for resultaterne, da det giver beslutningstagere en mulighed for visuelt at forholde sig kritisk til resultaterne for analysen. Det er dog problematisk at acceptere satellit/fly data som værende sande repræsentative informationer for en overflade. Et ortofoto er i modsætning til et topografisk kort et utolket kortprodukt. Brugeren skal selv tolke på informationer, hvilket gør ortofotoet til et supplement til andre digitale kort (Geoforum 2011). Det er nemlig muligt at se sammenhænge og informationer, der ikke ses på de digitale kort. Derfor kan ortofotos give en idé om forholdene på en overflade, men ikke verificere dem, da variationen på en overflade kan være markant større, end hvad et pixeleret foto kan gengive. Kvaliteten af et ortofoto afhænger af aktualiteten og fuldstændigheden, ved at flyvehøjden er afpasset målsætningen (Geoforum 2011). Ønsker man eksempelvis, at kunne se nedløbsrite i ortofotoet, er det nødvendigt med en lavere flyvehøjde, end hvis dette er uden betydning. Desuden har cellestørrelsen i ortofotoet betydning for den visuelle kvalitet. Det er vigtigt at understrege, at en lille cellestørrelse i sig selv ikke giver en høj kvalitet. Det gør den kun, hvis cellestørrelsen er afpasset målforhold, flyvehøjde, højdemodellen, osv. (Geoforum 2011). Ortofotos bliver typisk taget hvert forår fra ca. midten af april til midt i maj. Perioden er optimal da årstidsvariationen har stor indflydelse, da detaljer kan være svære at observere på en overflade efter løvspring (Geoforum 2011). F.eks. kan små vandløb blive næsten tilgroet med siv og græs og derfor umulige at se. Usikkerheden med vegetationen betyder også at en digitalisering på baggrund af ortofotos, nødvendigvis må kombineres med en kontrol af arealanvendelsen i feltet (som anvendes af f.eks. Naturerhvervsstyrelsen eller til kortlægning af FOT objekter). Den visuelle kvalitet afhænger foruden det, af omfanget af automatiske, semiautomatiske og manuelle tilretnings-processer. Dette er dog tidskrævende, og i høj grad med til at fordyre ortofotoet. Da informationerne fra ortofoto visuelt er det nærmeste projektet kommer virkeligheden, kan det fungere som hjælpeværktøj til at bestemme hvilke områder man som planlægger kan finde egnede ud fra multikriterieanalysens resultat. Eksempelvis ses området for det zoom-niveau tidligere anvendtes i resultat- og analyse-afsnittet på figur 49. De grønne signaturer viser arealer der er klassificeret med meget høj egnethed for natur ($>0,8$) og de blå arealer er lavbundskortet. Det kan ses i området, at næsten ingen af de blå lavbundsarealer fortsat eksisterer som lavbund, men nu er drænet og anvendes som intensivt landbrug. Der er den samme tendens for hele Kommunen. Arealerne vil f.eks. have et højt grundvandsniveau, eller er lavtliggende, og vil derfor hurtig ændre arealanvendelse til natur hvis den intensive landbrugsanvendelse opgives. I det midterste (tidligere) lavbundsområde (på figur 49) findes en høj koncentration af meget højt egnede celler til naturgenopretning. Ud fra ortofotoet vil det umiddelbart kunne udledes af en beslutningstager, at arealerne med fordel kunne naturgenoprettes. Dog ses også at der er arealer med høj egnethed som natur der overlapper befæstede gårdarealer. Dette må tilskrives usikkerheden ved resultatet, da arealerne umiddelbart ikke vil være omkostningsmæssigt korrekt at udpege som natur.



Figur 49: 10 cm. Ortofoto fra foråret 2011 i det zoom niveau tidligere anvendt i resultatafsnittet. Kortet viser med gennemsigtige klasser den nuværende anvendelse af lavbunds-data (blå) og multikriterieanalysens udvalgte celler (grøn). Copyright KMS.

Hvis der undersøges et andet areal (figur 50), ses ortofotoet med klassen "halvkultur" (sort) og de meget højt egnede celler fra multikriterieanalysen (grøn). Det ses at halvkultur-arealerne er korrekt udpeget langs vandløbene og indenfor lidt mørkere arealer på ortofotoet, hvilket ikke ligner intensivt landbrug. Derfor synes disse arealer umiddelbart at være korrekt beliggende, hvilket også må antages, da der er søgt miljøstøtte på flere af arealerne. Der er ikke udpeget mange højt egnede arealer indenfor "halvkultur". I det sydvestlige hjørne ses dog et område, der umiddelbart indeholder lavninger, og har en MVJ udpegning, og derfor har en høj egnethed. Flere af halvkulturarealerne er allerede sorteret ud af analysen som begrænsninger, da de allerede figurerer korrekt, som naturarealer og derfor udelades af analysen.



Figur 50: 10 cm. Ortofoto fra foråret 2011 i det nordøstlige hjørne af Vordingborg Kommune. Kortet viser med gennemsigtige klasser den nuværende anvendelse af halvkultur arealer (sort) og multikriterieanalysens udvalgte celler (grøn). Copyright KMS.

Anvendelsen af disse ortofotos er eksempler på at beregninger ved multikriterieanalysen, har en vis form for objektivitet. Analysen kan kun skelne matematisk imellem kriterierne fungerende som input, kalkulerede fejl og begrænsninger. Informationerne bør verificeres med de visuelle subjektive informationer fra et ortofoto eller med baggrundsviden om et

område. Dette skyldes at der findes konkurrerende arealklasser og arealanvendelser, ligesom selve baggrunden for arealernes anvendelse ikke er kendt til fulde ved data. Så en analyse *må* kombineres med planlæggere og beslutningstageres intuition og subjektive viden, for at danne et helhedsindtryk og et virkelighedstro billede af udpegningen af potentielle områder til naturgenopretning.

7.2 PRÆCISION

Såfremt der er usikkerhed på de rumlige datas værdier og beliggenhed, udbredes disse usikkerheder på tværs af rummet. Dette på grund af interaktioner imellem rumlige enheder, hvilket øger kompleksiteten af usikkerhedsanalysen. Resultatet kan beskrives som en funktion af usikkerheden af input, som påvirker resultatet. Dette kan udtrykkes ved:

”Den absolutte usikkerhed er lig med summen med af de relative bidrag” (Pers. komm.: Balstrøm, Thomas 2012)

Det er svært at kvantificere den samlede geografiske nøjagtighed for multikriterieanalysen, i stedet for tages der udgangspunkt i præcisionen. På projektets resultater vil usikkerheden defineres ved at definere præcisionen for de datasæt som anvendes i analysen:

- *Beskyttede naturtyper*: Hvad der ligger til grund for de specifikke udpegninger af §-3 naturarealerne kendes ikke helt præcist, og derfor kendes præcisionen heller ikke. Der skal tilføjes en 10 meters usikkerhed ved konverteringen af data til rasterceller.
- *DHM*: Overfladescanningen af DHM er foretaget med en tæthed for hver 1,6 meter i hele landet. Præcisionen er dog en anden, da data er resamplet til en raster på 10×10 meter. Når hver celle er 100 m² i størrelse, kan prøvetagningens densitet, og dermed præcision beregnes som:

$$\sqrt{100 \text{ m}^2} = \underline{\pm 10,0 \text{ meter}}$$

- *DJF jordklassifikation*: Prøvetagningen er foretaget for hvert 70-90 hektar. Betragtes prøvetagningen som værende i et net, kan prøvetagningens densitet og dermed præcision beregnes som:

$$\sqrt{70.000-90.000 \text{ m}^2} = \underline{\pm 264,6-300,0 \text{ meter}}$$

Ved prøvetagningen har man taget udgangspunkt i den viden man havde omkring underjorden, gennem GEUS jordartskort samt viden fra lokale landbrugere. Prøvetagningens reelle præcision er ukendt, da den kun er foretaget på landbrugsarealer, hvorfor jorden ikke er klassificeret uden for marker (Pers. kommentar Balstrøm, Thomas 2012). Hertil skal tilføjes 10 meters usikkerhed ved konverteringen af data til rasterceller.

- *FOT*: Data har mange forskellige baggrunde og opdateringstidspunkter, men man må forholde sig til de vejledende specifikationer for præcisionen. For registreringer med ortofoto forventes en præcision jf. ortofoto cellestørrelsen. Derudover er præcisionen for data mellem ±0,03–10 meter afhængig af objekttypen (FOT Danmark 2010). Hertil skal tilføjes 10 meters usikkerhed ved konvertering af data til rasterceller.
- *GEUS jordartskort*: Prøvetagningen er foretaget for hver ±100-200 meter som dermed også må antages at være præcisionen af data. Prøvetagningens størrelse i dette interval er svingende, da man har taget udgangspunkt i geomorfologien. Der er en markant usikkerhed for projektets anvendelse af kortet, da det simpelthen ikke dækker hele Kommunen. Hertil skal tilføjes 10 meters usikkerhed ved konverteringen af data til rasterceller.
- *Landzone*: Kortet er baseret på data fra lokalplaner og zonekortet. Det reelle datagrundlag kendes ikke, og præcisionen kan derfor ikke bestemmes. Der skal tilføjes en 10 meters usikkerhed ved konverteringen af data til rasterceller.
- *Lavbundskortet*: Ved digitaliseringen af målebordsbladene på 1:20.000 til lavbundskortet i 1:100.000 foretog man en generalisering, som følgelig udviser mange detaljer i et kort. Da præcisionen for lavbundsarealerne er baseret på de meget nøjagtige målebordsblad optegninger, kan det dog forventes, at kortene har en præcision på ±10-15 meter efter digitaliseringen. Lavbundskortet er blevet opdateret og har fået tilføjet arealer fra både Den danske jordklassificering og GEUS jordartskort. Så præcisionen vil i visse (ukendte) arealer af kortene stemme overens med disse datasæt. Præcisionen baseret på målebordsbladene anvendes dog her. Hertil skal tilføjes 10 meters usikkerhed ved konverteringen af data til rasterceller.
- *Markkortet og MVJ*: Data bliver digitaliseret ud fra 10 cm. ortofotos, hvor det anbefales at digitaliseringen foretages i forholdet 1:1.000. Her burde det være muligt at opnå en præcision på 10 cm. Nogle marker kontrolleres i felten,

men generelt skal data have en høj præcision, og derfor estimeres præcisionen til ± 1 meter. Hertil skal tilføjes 10 meters usikkerhed ved konverteringen af data til rasterceller.

Desuden skal medberegnes usikkerhed ved projektionen. Projektets data befinder sig i UTM zone 32, hvor ellipsoiden principielt er ED50 (idet KMS kystlinjen og kortbladsgrænserne er beregnet med denne). De fleste data har været udsat for transformation fra forskellige projektioner og ellipsoider, og derfor anslås usikkerheden til $\pm 5-10$ meter (GEUS 1999).

På trods af usikkerhed om præcisionen af de forskellige data, kan den samlede præcision for min multikriterieanalyse estimeres ved at summere den maksimale kendte usikkerhed for hvert datasæt (jf. per Pers. komm.: Balstrøm, Thomas 2012):

$$10 \text{ m. (Beskyttede naturtyper)} + 10 \text{ m. (DHM)} + 310 \text{ m. (DJF)} + 20 \text{ m. (FOT)} + 210 \text{ m. (GEUS)} + 10 \text{ m. (Landzone)} + 25 \text{ m. (Lavbund)} + 11 \text{ m. (Markkort)} + 10 \text{ m. (Projektionen)} = \underline{616 \text{ meter}}$$

Desuden kan det foreslås at anvende en præcision, svarende overens med det datasæt der har den største usikkerhed. Dette er ikke en usikkerhed som der kalkuleres specielt med i litteraturen. Men da data med den største usikkerhed i min analyse har fælles træk, såsom at de har grundlag i målebordsbladene og GEUS jordartskort, kan det være relevant at lade den største usikkerhed være gældende. Usikkerheden er i projektets tilfælde DJF's jordklassificering:

$$300 \text{ meter} + 10 \text{ meter (konvertering til raster)} + 10 \text{ meter (projektionen)} = \underline{320 \text{ meter.}}$$

Begge metoder til at angive præcisionen er betyngt med usikkerheder, da den reelle præcision af data er ukendt. Ligeledes er der ikke et lige stort areal eller rumlig udbredelse af hvert datasæt i multikriterieanalysen. Da analysen er foretaget med celler i 10 meters bredde, har en så høj usikkerhed på præcision af data, en forholdsvis stor betydning for en analyse med en cellestørrelse på 10 meter. Hvis en celle reelt kan have en beliggenhed der er 320 eller 616 meter længere væk end beregnet, kan resultaterne af en analyse kun være vejledende. Den høje usikkerhed sætter også evalueringerne af multikriterieanalyse resultatet i et andet perspektiv. Evalueringerne kan i stedet for en specifik udpegning, angive større områder/zoner med forvaltningsmæssig interesse. Dette kan bidrage med supplerende information i en beslutningsproces. En specifik udpegning kræver desuden en videre felt-kontrol af resultaterne. Konsekvenserne af at udelade DJF's jordklassificering af en multikriterieanalyse til udpegning af naturarealer, bør undersøges nærmere. Dette ville potentielt betyde en mere end halveret samlet usikkerhed på præcisionen.

7.3 FEJL OG UNØJAGTIGHEDER VED EN GIS-ANALYSE

Fejl er uundgåelige når polygoner eller celler aggregeres. Fejl kan forholdsvis præcist defineres, og kvantificeres ved sandsynligheder for at de opstår. Fejl må ikke forbindes med kvalitet af data, da kvaliteten af resultatet afhænger af kvalitativ og subjektivt karakterisering i forhold til datas anvendelse. Resultatets kvalitet kan ifølge Davidson (1992) udtrykkes som variation imellem resultatet og oprindelsesinformationer (præcision), og mellem resultatet og virkeligheden (nøjagtigheden). For at forstå denne variation er det nødvendigt at gennemgå typerne af fejlkilder:

- Oplagte kilder til fejl f.eks. prøvetagningens intensitet eller skalaen på de oprindelige anvendte kort og data.
- Forbundne fejl som følge af naturlige variationer eller fejl i originale opmålinger.
- Operationelle fejl som opstår gennem analyse (f.eks. ved overlap af kort, eller vektor-raster konverteringen).
- Fejl i forbindelse med input af og konverteringen af data til et GIS.

(Davidson 1992)

Farene ved blot at indarbejde data i et GIS, og herefter præsentere resultater uden vurdering af fejl er således meget indlysende. Så længe kortenes nøjagtighed og fejl i forhold til hinanden ikke tages i betragtning, er resultatet tvivlsomt. Med multiplikation af ukorreleerede variable, er de relative fejl kumulative (Davidson 1992). Ved værktøjet cell statistics anvendes det simple tilfælde, at to tal lægges sammen i en celle. Under forudsætning af at disse to variable er ukorreleerede, er den relative fejl den største usikkerhed for et hvilket som helst af datasættene. Det skal præciseres, at den relative fejl er forholdet mellem den samlede fejl til den sande værdi. Analysens data standardiseres på en ensartet skala hvor det er muligt at beregne på data i forhold til hinanden. Samtidig betyder en standardiseret skala, at fejl som følge af forskelle i kvaliteten af data overskrives, hvilket er nødvendigt til at forholde sig til i resultatet. Trods bevidstheden om datakvalite-

tens vigtighed ved vurdering af arealers egnethed, kan den virkelige variation for en flade være stor i forhold til den mulige præcision ved en kortlægning. Derfor skal man være opmærksom på følgende typer af fejl ved kortlægningen:

- *Definition:* Der må være en klar definition af kriterierne for en kortlægning og opmåling, hvorfor der ellers kan opstå usikkerhed om de følgende trin i en kortlægning.
- *Opmålingsteknik:* Hvad enten der opmåles med GPS, landmåling eller digitaliseringsprocesser, har det forskellig indflydelse på usikkerheden for præcisionen af opmålingen. Foruden det har densiteten af opmålinger, forståelse af opgaven/problemstillingen, operatør og maskinelle fejl, betydning.
- *Prøvetagningsfejl:* I jordbundskortlægning anvendes geomorfologiens informationer til at bestemme geologien. Men naturens dynamiske grænsevariationerne er svære at bestemme i opmålingen. Dette kan også skyldes unøjagtig prøvetagning, i forhold til rammerne for tætheden af prøver, eller selve udbredelsen af prøvetagningen.
- *Skala overførsel:* Hvis prøvetagningen er foretaget i et lille net, i forhold til udbredelsen af et givent område, opstår der problemer med at opskalere til et helt og præcist kort. Derfor kan det være nødvendigt at suppleres op med data fra en anden skala (f.eks. anvender DJF's jordklassificering information fra GEUS jordartskort).
- *Rumlig behandling:* Når punkter fra en kortlægning skal omsættes til et kort, foregår det ved at interpolere fladernes udbredelse. Resultatet afhænger af hvordan interpolationen foretages. Fladerne kan f.eks. estimeres på baggrund af viden fra en ekspert eller informationer i et andet datasæt – dette vil dog være et subjektivt skøn. Desuden kan der opstå gruppering af for store områder af for varierende karakter, eller omvendt udelades vigtige områder af kortlægningen. Dette kan især være et problem, hvis definitionerne for kortlægningen ikke er præcise.

(Davidson 1992)

Ved prøvetagningen af f.eks. jordartskort, vil man interpolere eller modellere visse dele af et kort, og bruge prøvetagningen som støtte. Ofte anvendes geomorfologien som en rettesnor, da den kan give mange informationer om forholdene på forhånd. Der hvor man er mindst i tvivl om prøvetagningens resultat, foretages færrest prøver. Dette kan eksemplificeres for ordenen for anvendelse af skala og prøvetagning i jordbunds-kortlægningen, som ses på figur 51.

	5th order	4th order	3rd order	2nd order	1st order
Type of survey	Reconnaissance	Reconnaissance	Semidetalled	Detailed	Intensive
Survey scale	1:250,000–1:10,000,000	1:50,000–1:300,000	1:20,000–1:65,000	1:12,000–1:32,000	1:1000–1:15,000
Size of mapping unit	2.5–500 km ²	15–250 ha	1.5–15 ha	0.5–4 ha	Smaller than 0.5 ha
Typical components of map units	Orders, suborders, and great groups	Great groups, subgroups, and families	Families, series, and phases of series	Soil series; phases of series	Phases of soil series
Kind of map unit	Associations, some consociations, and undifferentiated groups	Associations, and some complexes, consociations	Associations or complexes; some consociations	Consociations and complexes; few associations	Mostly consociations; some complexes
Remote sensing sources		← Landsat Thematic Mapper digitized data →		← SPOT image digital data →	
			← High-altitude aerial photography →		
			← Low-altitude aerial photography →		
Use of soil survey in land planning	← Resource inventory →		← Project location →		← Feasibility surveys →
					← Management surveys →

Figur 51: Tabellen angiver orden af og skala for jord prøvetagning. Detaljegraden, skalaen, og densiteten af prøver kvantificeres desuden. Herudover angives anvendelsen af kortene i forskellige skala og typen af luftfoto tilhørende. Førsteordenen anbefaler at forvaltning først foretages på en skala under 1:1000. Brady & Weil 2007

7.4 VÆGTNING

Ved en multikriterieanalyse vil et resultat ofte være diskutabelt, og derfor svært at sammenligne med andre data eller scenarier. Det kan skyldes at der anvendes forskellige data og præferencer, og dermed bliver usikkerhederne forskellige. Et resultat vil dog afspejle vægtningen, og derfor skal der fokuseres på denne samt værdisætningen (angivet som egnethed) i analysen. Vægtningen er kompliceret for den skal være nøje velovervejet, fleksibel og stabil. Med stabil menes at den ikke må have for mange meget høje vægtninger, som gør analysen afhængig af få faktorer. Der er udviklet flere metoder til at foretage vægtning, men den parvise sammenligningsmetode har vist sig som den mest anvendelige. Egnethed og vægtning er generelt baseret på interessenter og ekspertvurderingers viden og meninger. Ved at bestemme egnethed for en række scenarier, kan de relative resultater af forskellige strategier vurderes. For at træffe kvalificerede beslutninger baseret værdisatte områder, er det nødvendigt at forstå usikkerhederne for hver værdi, for at have tillid til rangorde-

nen. At vægte løsningsforslag er dog en kompliceret proces, når usikkerheden skal beregnes med i en beslutningsproces. Derfor fokuseres på ét løsningsforslag i analysen, hvor metoden giver mulighed for at justere analysens egnethed nemt med den parvise sammenligningsmetode, efter beslutningstagere og eksperter vurdering.

Ved vurderingen af arealers egnethed kombineret med en vægtning, kan områder sjældent have en egnethed der lever op til alle kriterierne stillet op (i mit tilfælde var dette tilfældet for 4 celler ud af $55.456 = 0,007\%$). For at omgå dette i min analyse, bestemmes visse celler på forhånd at være boolsk egnet, og underkender al anden arealanvendelse på disse celler. Dette er tilfældet for klasserne lavninger og stejle hældninger, som vurderes ikke at være egnet til landbrug. Forvaltningsmæssigt vil arealerne med høj sandsynlighed være anvendelige som natur, uden at være for omkostningsfulde at tage ud af produktion. Ved min multikriterieanalyse vurderes først hvilke arealer der skal indgå i analysen, (faktorerne) og ikke indgå (begrænsninger) ved boolsk algebra. Faktor-arealernes egnethed standardiseres herefter til værdier mellem 0 og 1 som et fuzzy medlemskab. Dermed kombineres de boolsk egnede arealer med en egnethed, standardiseret som et fuzzy medlemskab. Siden der anvendes boolske algebra kombineret med fuzzy medlemskaber, vurderes det ikke at være nødvendigt, at anvende de sædvanlige vægtninger på data gående fra 0-100 % med en samlet værdi på 100 %. Værdierne simplificeres, ved blot at bestemme graden af hver faktors egnethed for en given arealanvendelse i stedet. Desuden demonstrerer disse værdier, hvor relativt simpelt egnetheden kan vurderes for de enkelte celler.

Den parvise sammenligning er en præcis og effektiv metode, til at vægte analysebidrag indbyrdes. Den parvise vægtning af faktorerne er matematisk velfunderet, hvilket betyder at både kvalitative og kvantitative analysebidrag, kan vurderes ligeligt. Dette er af stor betydning når vægtningen af de enkelte analysebidrag skal sammenlignes. I modsætning til en ordinær standardisering af vægte hvor faktorerne vægtes på en tilfældig skala, giver den parvise sammenligning et mere præcist billede af forholdet mellem de enkelte faktorer. Metoden sammenligner data parvist, og derfor er det simpelt at vurdere de indbyrdes forhold imellem faktorerne. Derudover opbygger den parvise sammenligning væsentlig mere information i sin vægtning, da information om hvert indbyrdes forhold imellem faktorerne medregnes. Dette frem for at de enkelte analysebidrag vurderes på en separat skala (Malczewski 1999). En ulempe ved metoden er, at antallet af parvise sammenligninger hurtigt kan blive for stor, og dermed uoverskueligt, besværligt og tidskrævende. Desuden tager metoden ikke hensyn til de rumlige skala som de enkelte faktorer har i forvejen, som må vurderes ved den parvise sammenligning. Den parvise sammenligningsmetode kan også anvendes til indirekte, at undersøge usikkerheden for et analyseresultat. Hvis en dataklasse tages ud af en analyse (eller dets vægtning ændres til 0), kan det observeres hvilken betydning dette har for det samlede resultat af analysen. Endelig skal det bemærkes, at på trods af et matematisk grundlag for metoden, bliver data fortsat vurderes subjektivt i forhold til hinanden. Eksperter, interessenter og beslutningstagere har mulighed for en subjektiv positiv/negativ indflydelse på vægtningen af den parvise sammenligning. Men da alle faktorerne sammenlignes indbyrdes sikres alligevel konsistens i vægtningen.

Når klassernes vægtninger betragtes, kan størrelsen på disse selvfølgelig diskuteres. Scenariet er udarbejdet sådan at der skal ske naturgenopretning, men dette skal være med et omkostningseffektivt perspektiv. Interessenterne vil selvfølgelig have modsigende holdninger, men den valgte vægtning skal gerne afspejle et kompromis. Derfor er jord der har haft (lavbundslande) eller har potentiale for at være marginaljord vægtet højt. Mens jorde der ikke er marginaljord bør sikres en anvendelse som landbrugsjord. Dermed favoriseres de arealer der har en høj egnethed som natur, og i teorien burde have en lavere eller mere besværlig arealudnyttelse som landbrug. Derfor udvælges også kun de celler med den højeste egnethed som natur (over 0,8 i egnethed) til resultatet. Dette sikrer et godt grundlag for at udvælge et område med høj egnethed som natur, og at man ligeledes kan undgå at udpege arealer som har en høj anvendelse som landbrug. Dette sikres med at et område der er i klassen "potentielt marginaljord" ikke kan overlappende klassen "god landbrugsjord". Ændringer i vægtningen af mindre vægtede faktorer vil få mindre betydning for resultatet, mens ændringer i højt vægtede faktorer har stor betydning for resultatet. Den højeste egnethed har den største indflydelse på resultatet, men har derfor også den største sårbarhed for usikkerhed, og dermed usikkerhed for analyseresultatet. GEUS jordartskort har stor indflydelse på analysen, da det dels både anvendes til at udpege de potentielle marginaljorde, men også afleder "god landbrugsjord", samt bidrager med data til lavbundslandkortet og DJF's jordklassificering. Men da præcisionen for dette datasæt er lav (prøvetagning for hver 100-200 meter), og vægtningen for data er høj (0,26), betyder det en øget usikkerhed på analysen. Når der skal foretages udpegninger i forbindelse med en natur- eller landbrugs- arealanvendelse er GEUS jordartskort anvendeligt. Men pga. kortets ringe præcision, er det nødvendigt at forholde sig til vægtningen af data. Derfor

kan resultaterne være svære at bekræfte, og må kun indgå i sammenhæng med andre (f.eks. socio-økonomiske) analyser af arealanvendelsen for et givet område. Problematikken er dog at GUES jordartskort er det eneste tilgængelige datasæt med disse egenskaber, og det er nødvendigt at anvende kortet for at foretage en udpegning.

7.5 SKALA FOR ANALYSEN

GIS analyser som anvendes til specifikke arealmæssige formål, bliver ofte udviklet til anvendelse på lokal eller regional skala. Multikriterieanalyser har derfor netop oftest en meget lokal og specifik anvendelse, men med en, ofte, stor mængde forskellige data. Derfor kan det være svært at overskue et resultat af en sådan analyse, på både en regional eller national skala. Dette ses på resultatet som er svært at danne sig et overblik over, når man undersøger hele Kommunen. Multikriterie-analysen kan i stedet anvendes på en regional skala, til at udpege områder som er interessante at undersøge nærmere. Derfor skal man fra den regionale skala dykke ned på lokal skala og undersøge små områder nærmere. På disse lokale områder kan GIS analysens resultater sammenholdes af planlæggerne. F.eks. med forskellige baggrunds-informationer, ortofotos, sociale-, økonomiske- eller andre relevante data, der kan afgøre hvor omkostningseffektivt et indgreb vil være.

I analysen anvendes data som er digitaliseret fra oprindelige kort på forskellige skala. Hvis der tages udgangspunkt i to forskellige data, har det vidt forskellige konsekvenser for præcisionen, men alligevel sammenlignelige problemstillinger - da et landskab har mønstre og forhold som kan være ganske modstridende på forskellige skalaer:

- *Beskyttede naturtyper, 1:10.000*: Naturen er meget forskelligartet og har en stor detaljerigdom. Selv på et kort i denne skala, vil der være masser detaljer der ikke kan ses på kortet. Makrobiotoper af naturarealer kortlægges derfor ikke, og kun de store naturområder på over 2500 m² er med på kortet (bortset fra søer over 100 m²). Udover det vil naturen kategorisk være en variabel form, som ved et GIS der er omdannet til stationære tal og illustrationer. Desuden er naturen dynamisk, og vil ændre sig fra dag til dag eller sæson til sæson - hvilket kræver en oftere opdatering af kortlægningen.
- *GEUS Jordartskort, 1:200.000*: For Jordartskortet er de geografiske flader for geologien meget store, hvor variationen er markant mindre end for f.eks. naturarealer. Men grænsedragningen mellem de forskellige jorder er upræcis, på grund af en lav densitet af prøvetagning, og de hviler i høj grad på en subjektiv tolkning af landskabet. Da skalaen også er høj, er præcisionen for fladerne tilsvarende svære at bekræfte.

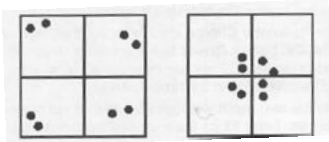
Præcisionen af et kort i sådan størrelse understreges af undersøgelsen af Torp et. al (2002). De undersøgte kvaliteten af jordkortene, ved at anvende en ny metode til at kortlægge i 1:10.000. Dermed kunne kvaliteten af de eksisterende jordkort evalueres. Sammenlignet med DJF jordklassificering viste det sig at 44 % og 88 % af to områder i Nordjyllands Amt blev omklassificeret på et nyt kort. Tilsvarende passede henholdsvis 60 % og 23 % af arealet på det GEUS jordartskort ikke med resultaterne fra den nye kortlægning. Ændringerne skyldes især, at grænser mellem jordtyperne flyttes, men også at der kunne findes flere små områder med afvigende jordtekstur eller jordtype.

Cellestørrelsen er af afgørende beslutning, ved konverteringen af data fra vektor til raster. Hvis cellestørrelsen er for stor, kan præcisionen af data blive for lav, og datakvaliteten forringes derfor markant. Hvis oprindelige enheder har omtrentligt den samme størrelse som de celler de skal konverteres til, kan fejl ved konverteringen betyde at cellernes beliggenhed kan variere fra 0-100 % i forhold til kortets enheder. F.eks. anvendes linje-datasættet "vandløbskanter" som skal indgå i analysen. Linjen i sig selv har ikke have nogen rumlig udbredelse. Derfor er det nødvendigt at påføre linjen en buffer og konvertere den til raster. Hvis bufferen ikke er bred nok om linjen i forhold til cellestørrelsen, vil linjen miste præcision og geometri, da cellerne vil blive dannet mere eller mindre tilfældigt langs linjen (men selvfølgelig i forhold til regler for konverteringen). Dette viser at cellestørrelsen afhænger af hvad selve raster datasættet og et senere resultat skal anvendes til, samt om den manglende geometriske præcision kan skjules eller undværes i resultatet.

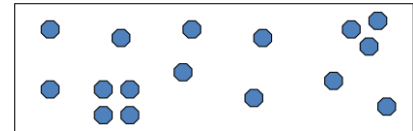
7.6 EVALUERINGSMETODERS ANVENDELSE I VURDERING AF MULTIKRITERIEANALYSEN

Der findes ikke oplagte metoder til at undersøge klyngedannelser inden for raster. Zone statistikker anvendes på kvadrater, da det giver et mål for tætheden af celler i en zone. Der kan overvejes alternative metoder for mål for klynger i raster, men dette vurderes at være et videre studie i forhold til dette projekts rammer. De celler som har over 0,8 i egnethed

hed er udvalgt, og dermed kan disse celler anvendes til at beregne tætheden af natur til potentiel genopretning. Karakteren af jordens overflade er således, at karakteristiske jordressourcer ofte forekommer i klynger eller grupperes geografisk. Kvadrat analysen giver et mål for spredningen, men ikke klyngedannelsen, da analysen primært er baseret på tætheden af punkter, men ikke deres arrangering i forhold til hinanden. For eksempel kan kvadrat analysen ikke skelne mellem to, naturligvis forskellige, mønstre, som ses på figur 52. Da metoden ikke beregner relationerne eller afstanden imellem enheder, kan metoden ikke genkende visse mønstre eller klyngedannelser. F.eks. kan det samme antal enheder i et kvadrat være spredt vidt forskelligt, men begge kvadrater har optalt det samme antal enheder i kvadratet. Ligeledes kan variationer af fordelingen i en enkelt zone ikke genkendes, f.eks. kan en zone have klyngedannelse lokalt, men det er ikke nødvendigvis tilfældet for hele zonen. For eksempel ses på figur 53 at den samlede fordeling for zonen er spredt, men på trods af det, findes der flere lokale klynger.



Figur 52: Forskellige mønstre der ikke kan skelnes mellem ved to forskellige ens fordelinger af celler. Briggs 2007.



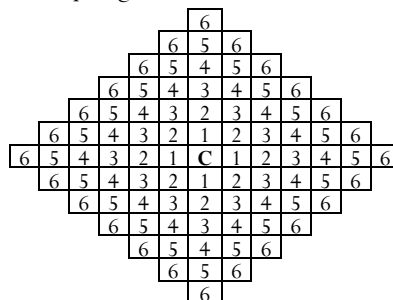
Figur 53: Klyngedannelser inden for en lokal zone som ikke kan identificeres. Briggs 2007.

Resultatet af kvadratanalysen kan afhænge af kvadratets størrelse og retning, og derfor må forskellige størrelser testes, for at kunne bestemme virkningerne af hver type zone. Det er nødvendigt, da mønstre kan forekomme på forskellig skala, og kvadratanalysens resultater må omsættes til en informativ størrelse som der kan forvaltes ud fra (Mitchell 2005). Præcisionen i resultatet af analysen er for lav til at udpege specifikke områder til naturgenopretning. I stedet kan resultatet anvendes til at undersøge områder med stor densitet af egnede områder. Dette er interessant i perspektiverne for om der skal forvaltes med metoden på regional (f.eks. zonebredde på 10.000 meter) eller lokal skala (f.eks. zonebredde på 100 meter). Naturens dynamiske enheder er naturligvis grænseoverskridende og forvaltningen bør være lokal. Derfor skal forvaltningen koordineres og udføres på større, regional skala, samt så fintmasket, at tegn på ændringer kan fanges hurtigt og præcist. Overvågningen skal f.eks. kunne bestemme en indsats for små biotoper der er i fare for at blive pløjet ned, eller om en region tendenser for en generel ændring i arealanvendelsen.

Der evalueres ved at udvælge og analysere på de zoner for multikriterieanalysen som har en meget høj egnethed (over 0,8). Kvadratanalysen har vist sig som den mest anvendelige metode til at evaluere multikriterieanalysen. Analysen undersøger zoner med en cellestørrelse på henholdsvis 100, 255,3 og 1000 meters bredde. Da præcisionen for analyseresultatet er bestemt til 616 meter betyder det at zoner på 100 meters bredde er noget nær uanvendelige til at bestemme densiteten for en zone. Cellerne fra multikriterieanalysens celler kan være spredt ud over en zoneafstand på præcisionens afstand minus halvdelen af zonen egen bredde (i forhold til den angivne beliggenhed):

$$(616 - (100/2))/100 \text{ meter} = 5,66 \text{ zoner. Dvs. 5-6 zoner usikkerhed}$$

Ligger man denne usikkerhed ud over et net, vil beliggenhed af zonen celler, hypotetisk kunne placeres i en cirkel om zonen over 84 forskellige zoner, som illustreret på figur 54.

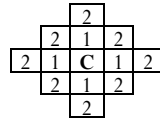


Figur 54: En cirkulær udbredelse af usikre zoner omkring en given zone, her for 6 zoners usikkerhed lig 84 forskellige zoner.

Zoner med 255,3 meters bredde er i højere grad anvendelig til at bestemme densiteten for en zone, da cellerne fra multikriterieanalysens celler kan være spredt ud over en afstand på:

$$(616 - (255,3/2)) / 255,3 \text{ meter} = 1,91 \text{ zoner. Dvs. 1-2 zoner usikkerhed.}$$

Ligger man denne usikkerhed ud over et net, vil beliggenhed af zonen celler, hypotetisk kunne placeres i en cirkel om zonen over 12 forskellige celler, som illustreret på figur 55.



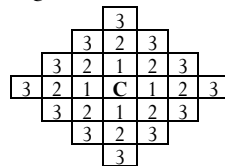
Figur 55: En cirkulær udbredelse af usikre zoner omkring en given zone, her for 2 zoners usikkerhed lig 12 forskellige zoner.

Zoner med 1000 meters bredde vil hypotetisk indeholde cellerne indenfor én zone, da præcisionen er lavere end cellebredden (616 meter). Men da zonen er så stor vil den reelle densitet for en sådan zone være meget lav, da cellerne fra multikriterieanalysens celler er spredt ud over et stort område.

Ved en præcision på 320 meter jf. den største usikkerhed for analysen, kan usikkerheden beregnes som:

$$(320 - (100/2)) / 100 \text{ meter} = 2,7 \text{ zoner. Dvs. 2-3 zoners usikkerhed.}$$

Ligger man denne usikkerhed ud over et net, vil beliggenhed af zonen celler, hypotetisk kunne placeres i en cirkel om zonen over 24 forskellige celler, som illustreret på figur 56.



Figur 56: En cirkulær udbredelse af usikre zoner omkring en given zone, her for 3 zoners usikkerhed lig 24 forskellige zoner.

Og tilsvarende kan beregnes for zonerne på 255,3 meter:

$$(320 - (255,3/2)) / 255,3 \text{ meter} = 0,8 \text{ zoner}$$

Dvs. at usikkerheden befinder sig inden for zonen i sig selv, hvilket også er tilfældet for 1000 meter zonen.

Betragtes ovenstående beregninger for hvad usikkerheden betyder for kvadrat analysen, synes 255,3 meters zonen fortsat som den mest anvendelige størrelse til projektets resultat. Uanset om usikkerheden betragtes som den samlede sum af usikkerheder eller den største usikkerhed for data. 100 meters zoner har for stor en usikkerhed i antallet af mulige zoner, og 1000 meters zoner synes ikke at have en anvendelig densitet af celler. Ved zonestørrelsen på 255,3 sikres en generel mindre usikkerhed i placeringen af zonerne celler, uden at gå på kompromis med en anvendelig densitet af celler i zonerne.

Da usikkerheden er høj for analysen, er det problematisk at anvende en nærhedsmetode til at angive sammenhængen imellem arealer. De højest egnede celler sammensmeltes med §-3 naturarealerne, som giver en fornemmelse for sammenhængen af de enkelte naturarealer. Men da de højest egnede celler indeholder mange enkelte celler spredt over landskabet, betyder det at analysen identificerer cellernes sammenhæng til tilfældigt spredte naturarealer. Dette er dog ikke et udtryk for om de er i umiddelbar nærhed af minimum 25 celler med høj anvendelse som naturareal. Derfor er det kun relevant at anvende nærhedsanalysen i f.eks. en zone fra kvadratanalysen med høj densitet af de højest egnede celler. Foruden det optræder store polygoner af §-3 naturarealer i datasættet, som har mange enkelte områder af de højest egnede celler i umiddelbar nærhed af sig. Derfor er det interessant at kende sådan et enkelt stort områdes samlede eller gennemsnitlige nærhed mellem arealerne. Her kunne værktøjet gennemsnitlig nærmeste nabo være anvendeligt, til at bestemme om en enkelt zone eller område, har stor sammenhæng eller tenderer til klyngedannelse.

Beregningen af den gennemsnitlige nærmeste nabo er anvendelig til at bestemme den samlede sammenhæng af arealerne for et område. At sammenligne to forskellige datasæt med forskellig udbredelse og størrelse, er problematisk. Analysen bør primært anvendes på en lokal skala, til f.eks. at skabe overblik over sammenhængen i specifikke zoner, som kunne have områder der er potentielle at udføre naturgenopretning i. F.eks. ville zonerne fra kvadratanalysen være oplagte at

undersøge, da de har ens rumlige udbredelse. Ved beslutningsprocessen kan man ud fra de beregnede værdier, bestemme den samlede gennemsnitlige sammenhæng for en zone, f.eks. ved en gennemsnitlig afstand imellem arealer. Denne værdi anvendes som sammenligningsgrundlag, til at frasortere zoner som overstiger f.eks. et samlet afstandsgennemsnit.

7.7 MULTIKRITERIEANALYSEN SOM BESLUTNINGSSTØTTEVÆRKTØJ

Multikriterieanalyser anvendes i offentlig beslutningstagning indenfor miljøområdet, hvor mange konflikter opstår mellem økonomiske- og miljø-interesser. Når egnethed for en given arealanvendelse skal vurderes, skal kravene til denne anvendelse specificeres for at klarlægge hvilke betingelser cellerne skal opfylde. Derfor er strategien i planlægningen af afgørende betydning for at kunne fastsætte disse krav. Dette skabes på baggrund af klare og sammenhængende formuleringer af målsætninger og vurderinger af løsningsmuligheder. Multikriterieanalysen kan anvendes, hvor alle synspunkter samles og optimeres til at bestemme et unikt resultat (som i analysen), der konstruerer og udnytter helhedsbaserede relationer efter beslutningstagerens præferencer. Alternativet er at prøve sig frem igennem interaktive metoder, hvor løsningsmuligheder undersøges gennem dialog imellem interessenter og beslutningstagere (Gamper & Turcanu 2007). Beslutningstagere vælger multikriterieanalysen for at få et indblik i kompleksiteten af visse rumlige beslutninger, samt deres konsekvenser for økonomiske, sociale, miljømæssige og institutionelle dimensioner. Beslutningstagerne er mere tilbøjelige til at vælge multikriterieanalysen som værktøj, når de står over for beslutninger med høj usikkerhed. F.eks. i forbindelse med problemstillinger om bæredygtighed i forbindelse med miljø eller ressource problemstillinger.

Multikriterieanalysen udfylder bedst dets potentiale i situationer, der involverer forskellige værdier og mål og ikke let kan kvantificeres (f.eks. vedrørende miljøspørgsmål). Multikriterieanalysen strukturerer og fremmer inddragelse af interessenter i beslutningsprocesserne, som har vist sig at øge kvaliteten af beslutninger. Inddragelse kan bidrage med vigtig viden til en beslutningsproces foruden en større forståelse af dynamikkerne i en problemstilling. Dette har også den ultimative værdi for beslutningstagere, hvor interessenter skaber en fælles forståelse for forskellige problemstillinger. Multikriterieanalysen kan støtte en sådan proces, forbedre beslutningsprocessen og kan dermed bidrage til accept. I praksis behøver den endelige beslutning ikke være i overensstemmelse med multikriterieanalysens resultat. Men analysen i sig selv, de spørgsmål den har rejst og en afsløring af interessenternes præferencer, kan kun have en positiv indflydelse på beslutningsprocessen. Dermed sikres en åben, systematisk og mangfoldig brug af multikriterieanalysen (Gamper & Turcanu 2007). Derfor kan det argumenteres for, at multikriterieanalysen har en mere strukturerende rolle end en styrende rolle, hvis det anvendes i denne sammenhæng.

Den indledende strukturering og karakterisering af en multikriterieanalyse, fungerer som en læreproces, hvor problemet diskuteres af beslutningstagere for at forstå beslutningen, værdier og prioriteringer for interessenterne. Hvis interessenterne inddrages tidligt i en beslutningsproces, giver det en mere virkelighedsnær dimension til multikriterieanalysen. Det kan øge interessen og accept af en beslutning, selvom det er dyrere, mere tidskrævende og kan rejse spørgsmål om legitimiteten for en beslutning. Et vanskeligt punkt er videns- og informations-delingen, som gør den tekniske information forståelig for alle berørte parter. Dette kan dog reducere kompleksiteten og højne forståelse for en proces. Processen med at definere tiltag og vurdering af virkningerne ved f.eks. en ændret arealanvendelse kan være langvarig, da modellering og aggregeringen af faktorer kan være svært at forstå. Her kan eksperter modsætte sig multikriterieanalysen som værktøj, på grund af flere faktorer: Ændringer af de sædvanlige anvendte procedurer, frygt for at modellen vil kollidere med egne anbefalinger, eller modvilje mod at dele deres beslutningsmagt (Gamper & Turcanu 2007). Modsat dette, spiller multikriterieanalysen en vigtig rolle som diskussionsgrundlag og værktøj for nye løsningsmuligheder, revurdering af præferencer og interesser. Til vurdering af forskellige konflikter kan der anvendes scenarier i planlægningen for at vurdere omfang og beliggenhed af problematikkerne. Her er f.eks. anvendt forskellige former for interaktiv WebGIS, eller Touchtable (se figur 57). Touchtables er store platforme med berøringsskærme, hvor flere deltagere direkte kan medvirke i planlægning og analyser af geodata. Det er muligt for deltagerne at udføre diverse analyser og se dem blive udført undervejs i processen på skærmen. Dermed skabes rammerne for at en fokusgruppe kan udfordre hinandens ideer, via den direkte kommunikation med et geografisk udgangspunkt (TouchTable 2011). Fordelene er at det er nemt at anvende i forbindelse med borgerinddragelse og har lave omkostninger. Den særlige fordel ved at benytte GIS, er at det giver direkte interaktiv respons på de rumlige tendenser af en modellering af alternative scenarier. Dermed kan et projekts muligheder og begrænsninger fortolkes. Her er multikriterieanalysen oplagt til at tage højde for forskellige krav og prioriteringer til hvert enkelt scenarie. F.eks. vil en landbruger forlange at gode landbrugsarealer ikke kan anvendes som

natur, mens det ikke er tilfældet for en naturorganisation som f.eks. vil anse randarealerne om vandløb som en vigtig kvalitet for naturgenopretningsområder. Derfor kan GIS være til stor hjælp med udviklingen af politikker, der skal beskytte naturarealer, som led i en mere omfattende integreret planlægningsproces for flere niveauer i samfundet.



Figur 57: Et eksempel på arbejdet med Touchtable (Touchtable 2011).

Der findes forholdsvis nem adgang til en stor mængde af GIS data. Mange af disse data kan anvendes i planlægningen til f.eks. en multikriterieanalyse. Det er fristende at anvende alle former for informationer, til at generere alle mulige resultater der kan være til nytte. Resultatet er at det meste af disse informationer ignoreres i selve planlægningsprocessen, fordi der er alt for meget af det, eller hvis det ikke er konstrueret til de specifikke problematikker som planlæggerne står over for:

“Anyone who becomes proficient in a particular GIS will quickly be impressed by the considerable scope for different forms of information presentation. This is a great strength of GIS, but also a potential weakness. The danger is that decision makers will be swamped by the information possibilities meaning that they cannot assimilate it all.”

(Davidson 1992 pp. 135)

Citatet understreger vigtigheden af at planlæggerne har viden om anvendelsen af GIS og dets muligheder. Derfor bør et GIS-resultat vurderes ud fra hvilket omfang beslutningstagere kan drage fordel af, har adgang til og kan anvende relevante informationer til at tage bedre beslutninger. Derfor ønskes et princip om simplificerede informationer og resultater:

“To involve non-experts in analyzing problems, it is necessary to use simple analytical tools that can be understood easily” (Chen et. al. 2010)

Hermed kan planlæggerne vurdere i hvilket omfang resultatet er omkostningseffektivt og hjælpsomt med hensyn til de definerede planlægningsspørgsmål. GIS informationer og resultater bør derfor ikke betragtes som et endegyldigt svar i planlægningen. Informationerne bør fungere som værktøj til at skabe klarhed og overblik for beslutningstagerne, foruden incitament til at analysere yderligere muligheder og egnede løsninger i planlægningen.

8. PERSPEKTIVER FOR ANVENDELSE AF MULTIKRITERIEANALYSEN

Dansk natur mangler områder der er store nok til at tillade naturlig udvikling, frem for alene at bestå af naturarealer, der enten er ”grønne enge” eller ”højstammede skove” (begge typer arealer forekommer primært som halvkultur) (Rahbek et al. 2012). Risikoen i den danske naturforvaltning er uniform tænkning, mht. at forvalte naturarealer på én og samme måde. Dette kan sænke den naturlige variation på en national skala. Desuden er dansk natur stærkt opsplittet og vil være det fremover. Multikriterieanalysen kan derfor hjælpe med at udpege arealer som kan øge den funktionelle sammenhængskraft i naturen, imellem de mange store og små naturområder. Når målsætningen er at udpege naturgenoprettingsområder, skal arealerne derfor være funktionelle og kunne øge sammenhængen af naturarealer i landskabet. Multikriterieanalysen udpeger, modsat mange andre fragmenterings-analyser, ikke korridorer til at øge sammenhængen i landskabet, men arealer hvor der med fordel kan naturgenoprettes. Analysen skal ikke nødvendigvis udpege store arealer, men kan også udpege små områder af natur imellem de allerede udpegede naturarealer (§-3 natur). Dermed kan der skabes mere sammenhængende og funktionelle naturområder, ved simpelt at formindske afstanden imellem dem eller gøre dem større.

Det er oplagt at udpege marginaljorde og anvende marginaljorde som natur, da disse arealer i forvejen har en lav anvendelse som natur. Dette afspejles af analysen hvor klassen ”potentielle marginaljorde” har en stor betydning. Disse arealer udpeges med jordkort. Jordkortene er af afgørende betydning for analysens resultat, da de anvendes i flere af klasserne i analysen. De eksisterende jordkort er anvendelige på lands- og regional skala, hvilket de også oprindeligt er udarbejdet til (Torp et. al. 2002). Når man ser på områder i mindre skala, f.eks. på mark-niveau, er kortene ofte upræcise, og i de fleste tilfælde utilstrækkelige. Kortene har problemer omkring upræcise grænsedragninger imellem de forskellige jorder, pga. en subjektiv tolkning af landskabet. Nyere metoder kan kortlægge med en detaljeringsgrad og måletæthed, der er ca. fire gange større end jordartskortet (Torp et. al. 2002), der kan anvendes til planlægning på markniveau. Erfaringerne er, at der findes en betydelig jordbundsmæssig variation i Danmark, som ikke ses på de eksisterende kort i skalaerne 1:25.000 eller 1:50.000 (Torp et. al. 2002). Dette beviser at det i fremtiden, kan blive nødvendigt med et mere præcist kendskab til jordbunden i forbindelse med f.eks. indsatsplaner eller ved VVM-godkendelser (Vurdering af Virkning på Miljøet) for et område. Specielt inden for landbruget sker der i disse år en hastig udvikling, hvor nye kort der udarbejdes i skalaen 1:10.000 kan anvendes af landmændene i deres daglige arbejde. Kortene anvendes sammen med databaser og GPS-teknologi, der tilsammen muliggør en præcis dosering af gødning, kalk og sprøjtemidler overalt på marken (Torp et. al 2002).

Landskabet i Danmark optræder i høj grad som planlagt, der fremmer en god integration af GIS i landskabsforvaltningen. GIS fungerer som en ramme for at forstå dynamikkerne for et landskab, hvilket kan føre til en forbedret planlægning og forvaltning af arealanvendelsen. Planlæggere kan være hovedaktører i en beslutningsproces, selv uden at have forståelse for værdier, systemer og historie for et givent område. I stedet for at planlæggere er ansvarlige for enhver idé i en planlægningsfase, skal den lokale befolkning inddrages, da de ofte har en uvurderlig viden. Planlægningsprocessen med bl.a. modellering, interaktiv feedback (f.eks. WebGIS) og iterative planlægningsprocesser hjælper med at gøre det muligt ved borgerinddragelse at engagere sig i beslutningsprocesser på en meningsfuld måde. Processen åbner dermed op for deltagelse fra en lang række interessenter, som får let adgang til informationerne ved en problemstilling.

Multikriterieanalysen kan ikke kun integrere forskellige interesser i beslutningsprocessen, men kan også strukturere disse oplysninger i lyset af de politiske mål og mulighederne for at nå dem. Denne integration gør informationerne fra multikriterie-vurderinger samt præferencer fra interessenterne, let tilgængelige for beslutningstagerne. Derfor skal der ved brug af multikriterieanalysen, være et større fokus på hvilke subjektive vurderinger, valg af attributter og skalaer der anvendes. Således kan multikriterieanalysen ikke kun være til gavn, når den er integreret som værktøj, men også indirekte til at støtte og evaluere de nuværende politikker, samt at udvikle dem. Dermed er der et stort fremtidigt potentiale for at multikriterieanalysen kan supplere andre beslutningsstøtteværktøjer. Ikke bare uformelt i casestudier, men også gennem specifikke juridiske krav. Dette kan struktureres gennem regler for inddragelse af interessenter i beslutningsprocesser, hvor en standardisering af multikriterieanalyseværktøjerne kan sikre en bedre beslutningstagning. Dermed indsnævres mulighederne for subjektiv vilkårlighed i beslutningsprocesser, når forskellige data skal sammenholdes og standardiseres efter en angivet egnethed og/eller vægtning. Mere officielle og eksplicite krav til multikriterieanalyse i of-

fentlige beslutningsprocesser er stadig ret sjældne, selvom det ikke afspejler den reelle betydning og rolle for multikriterieanalyserne. Et mere solidt grundlag implementeret i lovgivningen, kan sikre betydningen for multikriterieanalysens fremtidige anvendelse. Dette kræver en politisk vilje og eksperterens evne til at sikre multikriterieanalysen som værktøj ved miljøbeslutningsprocesser. Det er på nuværende tidspunkt meget sjældent, at multikriterieanalysen er et lovmæssigt krav i en beslutningsproces. I en dansk kontekst fungerer metoden som et støtteværktøj i planlægningen, der er dog eksempler i Italien, Spanien og USA hvor multikriterieanalysen er et implicit lovmæssigt krav. En EU-vejledning påpeger desuden, at multikriterieanalysen letter deltagelsen for alle aktører i en beslutningsproces og problemløsning. Den hjælper til at nå frem til et kompromis eller til at definere en mængde af synspunkter uden at diktere en individuel eller samlet afgørelse på et problem (Gamper & Turcanu 2007).

8.1 UDVIKLING AF METODE

Multikriterieanalysen bør som metode udvikles ad to retninger, henholdsvis til en bredere anvendelse for ikke-specialister og en bedre forståelse af analyserne for specialister. Dette skal foregå under devisen om at simplificering kan give en generel bredere anvendelse og forståelse af en multikriterieanalyse.

Brugen af GIS har udviklet sig fra en normal kortlægning og rumlige analyser til at fusionere med andre genrer som IT-infrastruktur, teknik og naturvidenskab. Især WebGIS udvidede mulighederne så GIS ikke længere kun er for specialister. Mashups som Google Maps, Google Earth, Microsoft Virtual Earth og andre Open Source initiativer har gjort interaktive kort populære og nemme at anvende. Dette har ført til nye muligheder for en rumlig bevidsthed og deling mellem almindelige mennesker. Folk er dog kommet sig over spændingen ved at se punkter på et ortofoto i deres hjemby. Et fremtidigt skridt for GIS som beslutningsstøtteværktøj, er derfor at udvikle interaktive åbne applikationer som kan anvendes af en bred gruppe af interessenter i en beslutningsproces. F.eks. ved borgerhøringer omkring kommunale lokalplaner. Det ville være meget interessant f.eks. at anvende multikriterieanalysen ved et Touchtable eller interaktivt WebGIS hvor borgerne har mulighed for at udvælge relevante klasser, værdisætte og vægte dem til en analyse. Data kan forberedes og kriterierne kan opstilles af videnskabelige eksperter forinden, og derfra kan interessenter inddrages aktivt i beslutningsprocessen. Der er et stykke vej endnu, før det kan lade sig gøre: WebGIS applikationer kæmper fortsat med at få nemme og fleksible opsætninger tilpasset brugeren, med mulighed for f.eks. import af data, WFS-T, simple overlapsanalyser eller raster-understøttelse til analyser. Der er simpelthen begrænsninger ved mulighederne for at lagre de oprettede informationer og kompatibilitet på tværs af systemer. Systemer som Touchtable kræver meget tid, og at interessegrupper kan samles på samme tid.

I ArcGIS findes allerede værktøjet ”Weighted Overlay” der kan udføre en vægtet multikriterie-evaluering. Forståelsen af værktøjet, samt dets resultater, er dog ikke nødvendigvis nemt uden en grundig baggrundsviden og forberedelse. Det synes derfor vanskeligt at sammensætte et simpelt forståeligt værktøj til at udføre en multikriterieanalyse. Dette skyldes at forarbejdet med data-forberedelse og værdisætning, er den sværeste proces før at en analyse kan foretages. Optimalt skulle eksperter have mulighed for at kunne opskalere en hvilken som helst analyse til en ønsket skala. Usikkerhederne ved at kombinere forskelligartede data er dog for store, så man skal være yderst varsom ved ”blot” at opskalere en analyses forhold og kriterier f.eks. fra en lokal til et nationalt niveau. Derudover vil usikkerhederne ved en multikriterieanalyse ikke være nemme at kvantificere ved hjælp af f.eks. en sandsynlighedsfordeling. Der er derfor et behov for at udvikle strategier til at integrere vurderinger af multikriterieanalysens subjektive resultater i en samlet usikkerhedsanalyse. Her kunne Chen et. al.(2010)’s værktøjer med visuelle udtryk for usikkerhed være anvendelige og nødvendige metoder at inddrage ved en multikriterieanalyse. For at resultaterne skal give en mening i sammenhængen, skal det desuden være muligt at evaluere dem. Det var f.eks. i dette projekt ønskeligt at finde flere oplagte metoder til at evaluere et raster multikriterieanalyse resultat. Dette var ikke muligt og må anses som et videre studie. Der er dog muligheder med konverteringen fra raster til vektor format. Her ville det være oplagt at anvende punkter til at bestemme klyngedannelse, da punkterne beregnes i en celledens centroid ved konverteringen. Ved konverteringen til flader vil de geometriske forhold bevares, og det vil derfor fortsat være muligt at foretage flere forskellige rumlige analyser for bl.a. klyngedannelse. Problemet ved denne løsning er, at datasættene hurtigt bliver tungt at bearbejde, pga. store datasæt af polygoner. Derfor synes kvadratanalysen fortsat at være en oplagt evalueringsmetode, da den også understøtter princippet om at simplificere resultatet af en analyse.

9. SAMMENFATNING

Multikriterieanalysen kan håndtere tværfaglige problemstillinger, hvilket resulterer i en værdifuld mængde viden og fører til en gennemsigtig og mere robust beslutningstagning og planlægning. Multikriterieanalysen må kun anvendes som et beslutningsstøtteværktøj med informationer og viden til planlægningen eller ved en beslutningstagning. Dette skyldes at værktøjet i sig selv ikke er et universalmiddel til at løse komplekse problemstillinger, da værktøjet fungerer som en objektiv udpegning og ikke forholder sig til de virkelige sammenhænge i en arealanvendelse. Herudover er der en forholdsvis stor usikkerhed ved analyseresultatet, hovedsageligt pga. fejl og manglende præcision på input data. Multikriterieanalysen har et stort potentiale for at kunne styrke en beslutningsproces, men ofte kan estimeringen af kompleksiteten ved analysen være uigennemskuelig, da data har forskellig baggrund mht. skala og opmåling. Derfor er der store usikkerheder om den reelle akkumulerede præcision. Disse usikkerheder har stor betydning for kvaliteten af resultatet af multikriterieanalysen og for de videre muligheder for præcise evalueringer af resultatet. Dette skalaproblem opstår for ethvert datasæt ved digitaliseringen eller konverteringen af oprindelige kort til GIS. Fejl er uundgåelige, da præcisionen og kvaliteten af data er afhængig af digitaliseringsprocessen. En forbedret præcision og dermed mindre usikkerhed for analysen, kræver simpelthen flere præcise data. Klasser baseret på højdemodellen har en høj præcision, og kan derfor tildeles høj egnethed for natur. Men GEUS jordartskort anvendes af nød som grundlag for flere af analysens klasser, simpelthen fordi der ikke findes andre alternativer af jordkort. Det betyder at præcisionen for datasættet er for lav til at foretage en specifik lokal forvaltning ud fra resultatet. Ideelt bør beslutninger derfor kun tages, med en vis viden om usikkerhederne i data. I den anledning er det afgørende at have kvalitetskontrol af et GIS resultatet. Derfor skal graden af usikkerhed af et multikriterieanalyse resultat også analyseres ved starten af et projekt. Disse overvejelser bør have stor indflydelse på valget af data, cellestørrelse, metode og værdisætninger for en analyse.

Udpegning af naturgenopretningsområder skal bestå af funktionelle områder, der kan øge sammenhængen af naturarealer i landskabet, f.eks. marginal landbrugsjord. Her er multikriterieanalysen en optimal metode, til at identificere potentielt optimale beliggenheder af naturområder. Datagrundlaget er afgørende for udpegningen af naturgenopretningsområder, da de er baggrunden for et aggregeret multikriterieanalyse resultat. Analysen skal ikke nødvendigvis udpege store arealer, men nærmere klynger af natur i nærheden af de allerede udpegede §-3 naturarealer. Dermed kan der skabes mere sammenhængende og funktionelle naturområder, ved simpelt at udvide, eller formindske afstanden imellem dem. Multikriterieanalysens resultat for de mest egnede naturarealer evalueres efter dette, hvilket er relevant i forbindelse med metodens anvendelse som beslutningsstøtteværktøj.

Der er en vis grad af usikkerhed ved enhver beslutning, og her fungerer multikriterieanalysen med understøttende informationer til at reducere disse usikkerheder. Beslutninger baseret på en multikriterieanalyse kan anvendes som kvalitetssikring af beslutninger af interesse for offentligheden. Dermed sikres en åben beslutningsproces om hvilke kriterier der står til grund for en beslutning. Simple og åbne kriterier kan sikre en bredere anvendelse og forståelse af multikriterieanalysen som værktøj i offentlige beslutningsprocesser. F.eks. kan der med fordel implementeres standardiserede specifikationskrav for at anvende metoden ved kommunal miljøforvaltning. Efterhånden som borgerinddragelse bliver en vigtigere tilgang til de demokratiske processer forventes det at efterspørgslen efter værktøjer med multikriterieanalyser vil fortsætte med at stige.

Resultatet er svært sammenligneligt med andre data eller et andet multikriterieresultat, men bør f.eks. sammenlignes med en kommunalplan. Det skyldes at der anvendes forskellige data og præferencer fra resultat til resultat, og dermed er usikkerhederne forskellige. Selve resultatet afspejler vægtingen, og derfor skal der fokuseres på værdisætningen angivet som egnethed i analysen. Vægtingen er svær, men med den parvise sammenligningsmetode sikres matematisk konsistens for dette. Man skal dog være opmærksom på at metoden er subjektiv. Klasserne sammenlignes i forhold til hinanden, men vægtes ikke nødvendigvis stabilt, da en enkelt faktorvægt kan have stor betydning for det samlede resultat. Dette synes dog langt at foretrække frem for en subjektiv vurdering af vægte ud fra interessenters individuelle præferencer for en klasse. Den vægtede lineare kombinationsmetode i kombination med en fuzzy standardisering ved værdisætningen af data, tillader at faktorerens fulde potentiale som kontinuerte variable udnyttes. Faktorerens egnethed udtrykker hvert kriteriums relative betydning for det overordnede mål om naturgenopretning, og bestemmer hvordan faktorerne kan kompensere for hinanden. Med flere redskaber til justering af egnethed for faktorerne og en høj grad af kontrol af

disse, fremstår den vægtede lineare kombinationsmetode som et alsidigt værktøj til håndtering af den komplekse multikriterieanalyse værdisætning.

Processen med at vurdere af virkningerne ved en ændret arealanvendelse er kompleks, pga. modelleringen og aggregeringen af faktorer er svært forståelig. Ved multikriterieanalysen udvælges data, specificeres parametre, vægtes egnethed og værdisættes vurderingskriterier. Disse processer er vanskelige, da kriterierne for data og deres parametre kan være svære at identificere i modellen, og er forbundet med stor usikkerhed. Derfor simplificeres processen i projektet, ved at kombinere den boolske og lineare kombinations metode, og anvende den parvise sammenligningsmetode til værdisætning af faktorerne. For at øge forståelsen af en multikriterieanalyse er det også vigtigt at simplificere resultaterne af denne. Her viser kvadratanalysens sig at have gode muligheder, da et densitets mål for zoner/områder er simpelt at forholde sig til. Præcisionen i resultatet af analysen er for lav til at udpege specifikke områder til naturgenopretning, men kvadratanalysen er anvendelig til at undersøge områder med stor densitet af egnede områder. Metoden har forholdsvis stor fleksibilitet, da der kan anvendes forskellige zonestørrelser, og udviklingen for zoner kan sammenlignes ved at trække dem fra hinanden zone for zone. Metoden måler dog ikke en decideret sammenhæng for naturarealerne, for der kan være stor reel forskel på den potentielle sammenhæng af natur i zonen. Mulighederne for at konvertere raster multikriterie resultater til vektor, og foretage klynge og nærhedsanalyser, virker oplagt. Der er potentiale for yderligere at evaluere resultaterne efter denne konvertering, og mulighederne for dette bør undersøges.

10. RESSOURCER

10.1 LITTERATUR

Apan, Armando A., Raine, Steven R., & Paterson, Mark S. 2000: Image analysis techniques for assessing landscape. Structural change: A case study of the Lockyer Valley Catchment, Queensland. Faculty of Engineering and Surveying University of Southern Queensland, Australia

Balstrøm, Thomas; Jacobi, Ole & Bodum, Lars 2006: Bogen om GIS og Geodata. Forlaget GIS & Geodata. Danmark.

Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J., Kjeldgaard, A., Ernsten, V., Højberg, A.L., Jakobsen, P.R., Platen, F. von, Tougaard, L., Hansen, J.R., Børgesen, C.D. 2007: N-Reduktion fra rodzone til kyst for Danmark. Fagligt grundlag for et national kort. ATV møde. Principper for miljøgodkendelser af husdyrbrug. Skov og Naturstyrelsen. Danmark

Brady, Nyle C. & Weil, Ray R. 2007: The Nature and Properties of Soils. 14. ed. Prentice hall.

Briggs, Ron 2007: Spatial statistics. The University of Texas. Dallas. GISC 6382 Applied GIS.

Chen, H., Wood, M.D.; Linstead, C., Maltby E. 2010: Uncertainty analysis in a GIS-based multi-criteria analysis tool for river catchment management. Environmental Modelling & Software 26 (2011). pp 395-405. Elsevier. UK.

Coyle, Geoff 2004. The analytic hierarchy process (AHP). Practical Strategy. Open Access Material. AHP. Pearson Education Limited, 2004.

Dai, F. C., Lee, C. F & Zhang, X. H. 2001: GIS-based geo-environmental evaluation for urban land-use planning: a case study. Engineering Geology 61 (2001) pp. 258-271. Elsevier Science. Kina

Davidson, Donald A. 1992: The Evaluation of Land Resources. Second edition. Longman Scientific & Technical. John Wiley & Sons. USA.

Ellermann, Thomas 2007: Luftbåren Kvælstofforurening. Danmarks Miljøundersøgelser. Miljøbiblioteket 12. Forlaget Hovedland. Danmark.

Erhvervs- og Byggestyrelsen & Skov- og Naturstyrelsen 2007: Vejledning om håndhævelse af naturbeskyttelsesloven, planloven og byggeloven. Miljøstyrelsen. Maj 2007. Danmark.

Europa kommissionen 2010: Grøn Infrastruktur. Natur Miljø DA, juni 2010. Den Europæiske Union.

Fastup, Niels & Brandstrup, Mads 2012: Regeringen i massivt indgreb mod sprøjtegifte. Politiken. 18. august 2012.

Forman, R. T. T. & Godron, M., 1981: Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. BioScience, Vol. 31, No. 10, pp. 733-740. University of California Press. American Institute of Biological Sciences. USA.

FOT Danmark 2010: Specifikation FOT 4.1. Version: FOT 4.1 20100328 FOT Danmark, Fællesoffentligt Geografisk Administrationsgrundlag.

Fry, G.L.A. & Robson, W. J. 1994: Field margins: integrating agriculture and conservation (ed. N. Boatman), pp. 111-116. British crop protection council, Croyton, UK.

Gampera, C.D., Turcanu, C. 2007 : On the governmental use of multi-criteria analysis. Methods. Ecological Economics 6 2 (2007). Pp. 298 – 307. Elsevier

Geoforum 2011: Specifikation for ortofotos. Orto2011. Geoforums Ortofotovalg.

GEUS 1999: Digitalt kort over Danmarks jordarter 1:200.000. Kortteknisk beskrivelse. De nationale geologiske undersøgelser for Danmark og Grønland. GEUS. Miljøministeriet.

- Greve, Mogens H. & Larsen, Poul E. 2000: Præsentation og anvendelse af digitalt matrikelkort fra 1844 – et eksempel fra Sahl Sogn. *Aktører i Landskabet, Foranderlige Landskaber*, Odense. pp. 93-105.
- Grünfeld, Simon; Aaen, Kim & Kirkeby, Tore Stamp 2008: Kortlægning af 10 m randzoner langs målsatte og ikke-målsatte vandløb og søer over 100 m² i Danmark. Grøntmij, Carl Bro. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Danmark.
- Hansen, Henning Sten 2005: "GIS-based Multi-Criteria Analysis of Wind Farm Development." I *ScanGis 2005: Proceedings of the 10th Scandinavian Research Conference on Geographical Information Science*, edited by Hans Hauska and Håvard Tveite, 75-87. Department of Planning and Environment, 2005.
- Hansen, Henning Sten & Skov-Petersen, Hans, 2000: Digitale kort og administrative registre. Miljø og Energiministeriets Areal Informations System. Faglig rapport fra DMU, nr. 330. Danmarks Miljøundersøgelser. Miljø og Energiministeriet. Danmark.
- Hermansen, Bjørn 1998: Danmarks digitale jordartskort 1:25.000. *Geologi. Nyt fra GEUS*. Nr. 3 November 1998. GEUS. Danmark.
- Honoré B., Kjellerup Larsen, L. 2002: Vejledning om bræmmer langs vandløb og søer. Skov- og Naturstyrelsen. Miljøministeriet. Danmark.
- Jensen, Morten Tranekjær 2005: Landbrugsregistre og forvaltning af beskyttet halv natur. *Jord og Viden 2005 nr 10*. Jordbrugsakademikerne, JA.
- Kias, Morten Bilde 2012: Personlig kontakt. Naturstyrelsen. Miljøministeriet.
- Kimberly A. With 1997: The Application of Neutral Landscape Models in Conservation Biology. *Conservation Biology*, Volume 11, No. 5, October 1997 pp. 1069–1080. USA.
- Kort og Matrikelstyrelsen 2011: Dataspecifikation for Danmarks Højdemodel Overflade. Produktspecifikation. Danmarks Højdemodel, DHM/Overflade. Data version 1.0 - December 2009. Miljøministeriet. Kort og Matrikelstyrelsen. Danmark.
- Madsen, Henrik Breuning, 1989: Potentielle marginaljorder bestemt ud fra naturgivne faktorer. *Geografisk Tidsskrift 89*: pp. 25-30. Danmark.
- Malczewski, Jacek 1999: *GIS and Multicriteria decision analysis*. John Wiley & Sons. USA
- Marull, Joan; Pino, Joan; Mallarach, Josep Maria; Cordobilla, María José 2006: A Land Suitability Index for Strategic Environmental Assessment in metropolitan areas. *Landscape and Urban Planning 81 (2007) 200–212*. Elsevier.
- Miljøministeriet 2009: Vejledning om naturbeskyttelseslovens §-3 beskyttede naturtyper. Vejledning til naturbeskyttelsesloven. By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet.
- Miljøministeriet 2010: Virkemiddelkatalog, Til brug for vandplanindsatsprogrammer for: Overfladevande, Grundvand, Sø- og Vandløbsrestaurering, Spildevand, Regnvand, Dambrug. Miljøministeriet. Danmark.
- Mitchell, Andy 2005: *The ESRI Guide to GIS analysis, vol. 2*. ESRI press. USA.
- Rasmussen, Birgit Møller; Melgaard, Bente & Kristensen, Birgit 2002: GIS til beslutningsstøtte, udpegning af potentielle vådområder. GIS for decision support, designation of potential wetlands. DJF rapport Markbrug nr. 69. April 2002. Danmarks JordbrugsForskning.
- Nielsen, Tine Skafte & Rasmussen, Anne Marie V. 1994: Registrering af beskyttede naturtyper. *Landinspektøren 3/1994*, pp. 183-188. Dansk Landinspektørforening. Danmark.

Nygaard, B., Mark, S., Baattrup-Pedersen, A., Dahl, K. Ejrnæs, R. Fredshavn, J.R., Hansen, J. Lawesson, J., Münier, B., Møller, P.F., Risager, M. Rune, F., Skriver, j. & Søndergaard, M. 1999: Naturkvalitet – kriterier og metodeudvikling. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 285:1-118. Danmark.

Olesen, Svend Elsnab 2007: Jordtyper på lavbund. Opdeling af landbrugsarealer efter jordklasse (FK), georegion, kvartærgeologi og okkerklasse. DJF Intern rapport Markbrug nr. 10, september 2007. Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet.

Pinto, Naiara; Keitt, Timothy H. 2008: Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecol* (2009) 24, pp. 253–266. Springer

Rahbek, C., Agger, P., Bruun, H. H., Ejrnæs, R., Sand-Jensen, K., Strange, N. & Svenning, J. C., 2012: Danmarks biodiversitets fremtid - de væsentligste udfordringer og højest prioriterede virkemidler. I *Danmarks Natur frem mod 2020 - om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed*. Kapitel 3.40 pp. 101-112. Det grønne kontaktudvalg. Danmark

Regeringen 2009: Aftale om Grøn Vækst. Folketinget. Danmark.

Saura, Santiago & Torné, Josep 2008: Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Short communication. Environmental Modelling & Software* 24 (2009) 135–139. Elsevier.

Scneekloth, Martin & Vejre, Henrik: Økologiske forbindelser- modeller og virkelighed. Konsulentfirmaet Vildnis. Skov & Landskab, Københavns Universitet.

Sigsgaard, Lene; Navntoft, Søren & Esbjerg, Peter 2007: Randzoner og andre pesticidfrie beskyttelsesstriber i dyrkede arealer – en udredning. Institut for Økologi, Det Biovidenskabelige Fakultet. Københavns Universitet. Miljøprojekt nr. 1172. Miljøstyrelsen. Miljøministeriet. Danmark.

Skov- og Naturstyrelsen 1987: Marginaljorder og miljøinteresser – en sammenfatning. Miljøministeriets projektundersøgelser 1986. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen i samarbejde med Miljøstyrelsen. Miljøministeriet.

Svenning, J.C., Fløjgaard, C., Sandom, C., & Ejrnæs, R. 2012: Plads til vild natur i Danmark i 2020? Om behovet for store sammenhængende naturområder. I *Danmarks Natur frem mod 2020 - om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed*. Kapitel 2.10 pp. 77-80. Det grønne kontaktudvalg. Danmark

Torp, Søren B., Kristiansen, Søren M., Greve, Mogens & Heidmann, Tove 2002: Ny jordbundskortlægning - som basis for kvælstofmodellering. Danmarks JordbrugsForskning. *Geologisk nyt* 6/02, pp. 4-6. Danmark

Willhjelmudvalget 2001: En rig natur i et rigt samfund. Skov og naturstyrelsen. Miljøministeriet. Danmark.

Zonneveld, I.S. 1995. *Land Ecology*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

10.2 INTERNET

Abukhater, Ahmed 2011: GIS for Planning and Community Development: Solving Global Challenges. Planning with people. Directions Magazine. All Things Location, Directions Media.

http://www.directionsmag.com/images/newsletter/2011/01_week1/planning_lg.jpg

Danmarks Miljøportal 2012: Arealinformation. Data om miljøet i Danmark. Kort og Matrikelstyrelsen. Miljøministeriet. KL. Danske regioner. Den Digitale Taskforce. <http://kort.arealinfo.dk/>

ESRI 2012: Near. Proximity toolset. ArcGIS Ressource Center. ArcGIS 10.1 Help. 3/7/2012 ESRI. USA. <http://help.arcgis.com/en/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#//00080000001q000000>

European Commision 2012: Soil Information System. Future Perspectives. European Soil Bureau (ESBN). Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability: Land Resource Management Unit. European Soil Portal – Sol Data and Information Systems. European Communities. <http://eussoils.jrc.ec.europa.eu/esbn/eusis.html>

Hunter College 2012: Lecture 5 – Spatial Analysis. Access to Spatial data: Attribute-based Operations: 1.2 Selection. The city University of New York. Department of Geography. USA.

<http://www.geo.hunter.cuny.edu/~rdatta/gis2/lectures/lecture5/boo.gif>

NaturErhvervstyrelsen 2011: Afgrødekoder 2011. NaturErhvervstyrelsen. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. http://www.fvm.dk/afgroedekoder_2011.aspx?ID=24626

NaturErhvervstyrelsen 2012: Arealer under aftale i marts 2009. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. <http://2.naturerhverv.fvm.dk/arealtyper.aspx?ID=52683>

Naturstyrelsen 2012_1: Naturbeskyttelse. Naturstyrelsen. Miljøministeriet.

<http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/>

Naturstyrelsen 2012_2: Vandmiljø. Naturstyrelsen. Miljøministeriet. <http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/>

Naturstyrelsen 2012_3: Beskyttede naturtyper, §-3. Miljøministeriet.

http://www.naturstyrelsen.dk/Naturbeskyttelse/National_naturbeskyttelse/Paragraf3/

Northrop, Kory 2012: Maps & Art. http://korynorthrop.com/images/maps/northrop_weighted_overlay.jpg

Politiken 2012: Forhadte randzoner er nu på plads. Politiken 10. juli 2012. Ritzau. Danmark.

<http://politiken.dk/indland/ECE1684770/forhadte-randzoner-er-nu-paa-plads/>

Retsinformation 2005: BEK nr 140 af 10/03/2005. Gældende (MVJ-bekendtgørelsen) Offentliggørelsesdato: 11-03-2005. Fødevareministeriet. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=8216>

Retsinformation 2009: LBK nr 933 af 24/09/2009 Gældende (Naturbeskyttelsesloven). Offentliggørelsesdato: 03-10-2009. Miljøministeriet <https://www.retsinformation.dk/print.aspx?id=127104>

Touchtable 2011: Video Demonstrations. Touchtable inc. USA. <http://www.touchtable.com/technology-videos.php>

10.3 SOFTWARE

ArcMap, ArcInfo version 10.0, service pack 4, build 4000. Spatial Analyst, 3D analyst.

Microsoft Office Excel 2007, Service pack 3.

11. BILAG

11.1 BILAG A

