UNIVERSITY OF COPENHAGEN

Københavns Universitet

Reetablering af 100.000 hektar engarealer

en samfundsmæssig prioriteringsanalyse

Dubgaard, Alex; Ladenburg, Jacob; Strange, Niels; Tranberg, Jesper

Publication date:
2004

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Citation for published version (APA):
Dubgaard, A., Ladenburg, J., Strange, N., & Tranberg, J. (2004). *Reetablering af 100.000 hektar engarealer: en samfundsmæssig prioriteringsanalyse*. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, [Institut for Økonomi, Skov og Landskab], Sektion for Økonomi. Papers from Unit of Economics - Social Science Series Nr. 15

Download date: 14. Oct. 2026

SKRIFTER
FRA
Sektion for Økonomi

SAMFUNDSVIDENSKABELIGE SERIE 15
2004

RETABLERING AF 100.000 HEKTAR ENGAREALER

- en samfundsmæssig prioriteringsanalyse

Alex Dubgaard
Jacob Ladenburg
Niels Strange
Jesper Tranberg

SOCIAL SCIENCE SERIES

Papers from Unit of Economics
Danish Research Institute of Food Economics
Royal Veterinary and Agricultural University, Denmark
Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole

SAMFUNDSVIDENSKABELIG SERIE **15**
2003

RETABLERING AF 100.000 HEKTAR ENGAREALER

En samfundsmæssig prioriteringsanalyse

Alex Dubgaard
Jacob Ladenburg
Niels Strange
Jesper Tranberg

Forord

Nærværende projektrapport blev udarbejdet til Skov- og Naturstyrelsen som en del af de økonomiske analyser til brug for Handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse i Danmark 2004-2009. Publikationen er indholdsmæssigt identisk med den projektrapport, der blev afleveret til Skov- og Naturstyrelsen ultimo december 2003 – med titlen "Samfundsmæssig prioriteringsanalyse af retablering af yderligere 100.000 hektar vandløbsnære engarealer i danske ådale".

Efter færdiggørelsen af analysearbejdet er der blevet truffet (endelig) beslutning om at afkoble EUs landbrugsstøtte fra udnyttelsen af landbrugsarealer. Der har ikke været mulighed for at inkorporere disse ændringer i beregningerne, men de forventede konsekvenser diskuteres kort i afs. *6.9.3 Afkoblingens betydning for multikriterieanalysen*. Det konkluderes, at afkoblingen ikke vil ændre afgørende på den udpegning af arealer, som analyserne har resulteret i. Men udtagning af omdriftsarealer vil generelt blive væsentligt billigere, end beregningerne af jordrentetab i rapporten viser. I afs. 6.9.3 findes et overslag over størrelsesordenen af denne omkostningsreduktion.

Forfatterne vil gerne takke følgende for værdifuld bistand i forbindelse med undersøgelsen. Jørn Jensen, Skov- og Naturstyrelsen har løbende bidraget med oplysninger samt kommentarer til analysearbejdet. Jesper Fredshavn, DMU har bidraget med forslag og kommentarer til, hvordan biodiversitetsbegrebet kunne operationaliseres i analysen. Der er ligeledes ydet væsentlig hjælp til projektet af Forskningscentret for Skov og Landskab, der stillede en statistisk besøgsmodel – udviklet af Hans Skov-Petersen – til rådighed for analysen af arealers rekreative potentiale.

København, den 10. september 2004.

1 INDLEDNING 1

2 BAGGRUND 3

2.1 Utilstrækkelig beskyttelse af halvkulturområder 3
2.2 Genopretningsmålsætning 3
2.3 Behov for beslutningsstøttesystem 4

3 METODEVALG 6

3.1 Cost-benefit analyse og økonomisk værdisætning 6
3.1.1 Økonomisk værdisætning 6
3.1.2 Manglende grundlag for værdisætning 8
3.2 Multikriteriemetoder 8
3.2.1 Anvendelse af multikriteriemetoder 8
3.2.2 Multikriteriemetode til udpegning af engarealer 9
3.2.3 Kriterier for udpegning af engarealer 10

4 IDENTIFIKATION AF POTENTIELLE ENGE VED ANVENDELSE AF GIS 11

4.1 Kilder til geografiske data 11
4.1.1 Lavbundsarealdata 11
4.1.2 Areal Informations Systemet (AIS) 11
4.1.3 Vurdering af datakvalitet 12
4.1.4 Software 12
4.2 Størrelses- og tilknytningskriterier 12
4.2.1 Fravalg af særlige arealer 13
4.2.2 Størrelses- og tilknytningskrav 13
4.3 Procesgennemgang for anvendelse af størrelses- og tilknytningskriterier 14
4.3.1 Opsummering af størrelses- og tilknytningskrav 18
4.3.2 Potentielle engarealer der opfylder størrelses- og tilknytningskriterier 18

5 KONSTRUKTIONS AF KRITERIER FOR BENEFITS 20

5.1 Habitatområdetilknytning 20
5.2 Beliggenhed i potentielle nationalparker 21
5.2.1 Potentiel nationalpark på Møn 22
5.2.2 Potentiel nationalpark på Mols 22
5.2.3 Potentiel nationalpark ved Lille Vildmose 23
5.2.4 Områdestørrelse som kriterium for biodiversitetspotentiale 24
5.2.5 Overgrænse for størrelsen af udpegede engarealer 25
5.3 Jordtype som biodiversitetskriterium 26
5.3.1 Vægtning af jordtyper 28
5.4 Rekreativt potentiale 28
5.4.1 Overførsel af data fra besøgsmodel 28
5.4.2 Besøg som funktion af områdestørrelse 30
5.4.3 Beregning af kriterieværdi for rekreation 31

6 JORDRENTETAB VED UDTAGNING AF AREALER I OMDRIFT 34

6.1 Principper for opgørelse af jordrenten ved planteproduktion 34
6.2 Principper for opgørelse af jordrenten ved husdyrproduktion 35
6.3 Beregningsforudsætninger 36
6.3.1 Kalkulemodeller 36
6.3.2 Opgørelse af arbejds- og maskinomkostninger 37
6.3.3 Jordtype og dækningsbidrag 38
6.3.4 Fortrængning af husdyrproduktion ved udtagning af harmoniarealer 39
6.3.5 Beregning af jordrente for harmoniarealer i husdyrproduktionen 40
6.3.6 Omkostninger ved spuling af dræn for okker 41

6.3.7 Pumpe- og vandløbsvedligeholdelsesudgifter 41
6.4 Jordrente ved ekstensiv græsning eller høslæt 41
6.5 Omkostninger ved plejeforanstaltninger 42
6.6 Beregning af jordrenten/DB II i sædskiftemodeller 42
6.7 Mistet jordrente for jordtyper og husdyrtæthed 43
6.8 Konstruktion af jordrentekriteriet 44
6.9 Reform af EUs landbrugspolitik 44
6.9.1 To modeller for afkobling af produktionsstøtte 45
6.9.2 Afkoblingens betydning for omkostninger ved engudpegning 45
6.9.3 Afkoblingens betydning for multikriterieanalysen 46

7 MULTIKRITERIEMODELLEN 47

7.1 Matematisk formulering af optimeringsproblemet 47
7.2 Udbyttematricen i MMP 48
7.3 Vægtningsmetoden 50

8 SAMMENFATNING AF UDPEGNINGSKRITERIER OG -RESULTATER 53

8.1 Beslutningsproblemet 53
8.2 Beslutningsstøttesystemet 53
8.3 Datagrundlaget 54
8.4 Udvælgelses- og prioriteringsmetode 54
8.4.1 Afgrænsning af mulighedsområdet 55
8.4.2 Maksimumsgrænse for udpegning 55
8.4.3 Udpegning i habitatområder og planlagte nationalparker 56
8.5 Multikriterieanalyser 56
8.5.1 Beregningsresultater 56
8.6 Vægtede udpegninger 58
8.7 Afrunding 61

9 KONKLUSION 63

LITTERATURLISTE 65

1 Indledning

I forbindelse med EU-regulering[i] og i national lovgivning i naturbeskyttelsesloven har Danmark forpligtet sig til at beskytte bestemte arter og naturtyper. Det drejer sig bl.a. om en række engtyper og vandløbstyper som fx tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, bræmmer med høje urter langs vandløb, rigkær, vandløb med vandplanter og vandløb med tidvis blottet mudder med enårige planter. For at styrke naturbeskyttelsen på dette område overvejer regeringen at øge indsatsen for at genoprette de mest værdifulde ådale som samlede naturarealer med slyngede vandløb og enge langs vandløbene.

De overordnede målsætninger for en sådan indsats fremgår af "Redegørelse om Danmarks Natur – ansvaret for at beskytte den og glæden ved at benytte den" fra oktober 2002. Det fremgår endvidere af redegørelsen, at der i forbindelse med "Handlingsplan for biodiversitet og naturbeskyttelse" vil blive foretaget en samfundsøkonomisk analyse af fremkomne forslag om genopretning af vandløbsnære engarealer.

Wilhjelmudvalgets rapport fra 2001 anbefaler, at der genskabes i alt 100.000 ha vandløbsnære engarealer samt overdrev og strandenge[ii]. En realisering af denne anbefaling skal ikke mindst medvirke til at genskabe samspillet mellem vandløb og de vandløbsnære arealer. Enge og vandløb opfattes som et samlet økosystem, hvor vandløbenes selvrensende effekt udnyttes bedre samtidig med, at ådalenes værdi som økologiske forbindelser og den samlede naturkvalitet øges. En sådan indsats skal ses i sammenhæng med behovet for at forbedre de fysiske forhold i vandløbene og især en indsats for at fremme naturlig slyngning gennem ændret vedligeholdelsespraksis i og omkring vandløbene. Med andre ord: driften af vandløbsnære arealer bør ekstensiveres og målrettes mod naturbevarelse. Vandløbsvedligeholdelsen bør ekstensiveres eller undlades, og vandløbene og engenes samspil og dynamik genskabes. En sådan indsats kan tillige ses i sammenhæng med Vandmiljøplan II og en kommende Vandmiljøplan III.

Nærværende projekt har til formål efter natur- og miljømæssige samt økonomiske effektivitetskriterier at opstille et beslutningsstøttesystem til brug ved udpegning af 100.000 ha vandløbsnære engarealer. Udviklingen af beslutningskriterier vil blive suppleret med en økonomisk analyse af omkostningerne ved retablering/genskabelse af 100.000 ha vandløbsnære engarealer. Udpegningen af de 100.000 ha vandløbsnære engarealer tager udgangspunkt i det potentiale, der er i habitatområderne. Uden for habitatområder tager udpegningen udgangspunkt i størrelseskriterier, herunder minimum 20 ha for isolerede områder og 10 ha for områder, der ligger i tilknytning til et eller flere allerede eksisterende naturområder (§3) samt skov. De potentielle udpegningsarealer vurderes tillige i forhold til størrelsen af de rekreative ydelser, som de potentielt kan generere.

I kapitel 2 opridses baggrunden for ønsket om at øge det samlede engareal i Danmark. Kapitel 3 definerer beslutningsproblemet og giver en begrundelse for metodevalget, herunder en forklaring

på at multikriterieanalyse er valgt som prioriteringsmetode frem for økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse. I kapitel 4-6 følger en gennemgang af den geografiske databehandling, konstruktion af biologiske og rekreative udpegningskriterier samt beregning af jordrentetabet ved udtagning landbrugsjord. Udpegning af potentielle engarealer ved anvendelse af multikriterieanalyse gennemgås i kapitel 7, der efterfølges af en oversigt over udpegningskriterier og –resultater i kapitel 8. Læsere, der ikke interessere sig for de tekniske aspekter, kan evt. gå direkte til kapitel 8.

2 Baggrund

Set i det lange perspektiv er der sket en voldsom tilbagegang i arealer med natur i Danmark. I første halvdel af 1800-tallet havde de lysåbne naturtyper - det vil sige klitter, heder, strandenge, ferske enge, overdrev og moser - deres største udbredelse. Disse naturtyper dækkede på den tid op imod 60 % af landets areal. I dag, hvor sådanne arealer har mistet en væsentlig del af deres økonomiske betydning som græsningsjorder, dækker de (ekskl. klitter) mindre end 9% af Danmarks landareal.

2.1 Utilstrækkelig beskyttelse af halvkulturområder

Den generelle beskyttelse af de såkaldte § 3-områder gennem Naturbeskyttelsesloven har i betydelig omfang stoppet tilbagegangen i halvkulturarealer. I dag findes næsten 26.000 lokaliteter med § 3 beskyttede ferskengarealer - med et samlet areal på ca. 102.000 ha. [iii] Heraf er 18.560 ha beliggende i habitatområder, svarende til at ca. 18 % af arealet med fersk eng ligger i habitatområder. Siden Wilhjelmudvalgets afrapportering i 2001 er der sket en supplerende udpegning af habitatområder.

Beskyttelsen gennem § 3 sikrer, at der ikke sker en intensivering af driften i forhold til den ved registreringen gældende drift, men den sikrer *ikke* den nødvendige drift (fx ekstensiv græsning og slæt). Den forhindrer heller ikke en fra starten uhensigtsmæssigt drift såsom gødskning og dræning eller anden form for afvanding, ligesom beskyttelsen ikke sikrer mod diffus forurening, fx med ammoniak-kvælstof. Wilhjelmudvalget vurderede, at biodiversiteten vil falde yderligere i de kommende år, medmindre der iværksættes effektive naturgenopretningsforanstaltninger (Wilhjelmudvalget, 2001a).

Udvalget pegede på, at de eksisterende halvkulturområder ikke alene er for få, men at de generelt også er for små. Det betyder, at de er spredningsmæssigt isolerede og følsomme over for ydre påvirkninger. Mange af halvkulturerne er desuden i et stadium af tilgroning, fordi den nødvendige ekstensive græsning er ophørt. Modsat udnyttes andre (tidligere) halvkulturområder meget intensivt gennem dræning, gødskning og pesticidanvendelse, hvilket er ødelæggende for halvkulturernes unikke naturindhold. Generelt er landskaberne for tørre på grund af vandstandssænkninger som følge af opretholdelse af dræning og afvanding af enge og moser, herunder højmoser og kær samt som følge af vandindvinding.

2.2 Genopretningsmålsætning

Med henblik på fremtidig sikring af naturindholdet i eksisterende halvkulturarealer anbefalede Wilhjelmudvalget følgende overordnede mål (Wilhjelmudvalget, 2001a):

- **Bevaring** af gamle og værdifulde halvkulturarealer med deres karakteristiske natur- og artsindhold, samt sikring af variation i og mellem arealerne både i tid og rum.

- **Beskyttelse** af eksisterende velbevarede halvkulturarealer mod ydre påvirkninger, der kan true det specifikke naturindhold.
- **Genopretning** af en mere naturlig tilstand på (oprindelige) halvkulturarealer af ringe biologisk kvalitet.

På baggrund af ovenstående anbefalede Wilhjelmudvalget blandt andet, at genopretningen og beskyttelsen af vandløb og de tilknyttede engarealer prioriteres særlig højt. I den sammenhæng blev det foreslået, at der udpeges yderligere 100.000 ha engarealer til bevarelse/genopretning - i tilgift til de ca. 100.000 ha ferske enge der eksisterer i dag.

Som nævnt i indledningen er øget beskyttelse af særligt sårbare områder, herunder habitatområderne, et af de naturpolitiske initiativer, som regeringen fokuserer på i sin redegørelse om Danmarks natur og den fremtidige naturpolitik (Miljøministeriet 2002). I regeringens udspil er der en række overordnede ledetråde for reguleringen på naturområdet. Naturpolitiske initiativer skal således have klare målsætninger, og der skal være konsekvensbeskrivelser for både naturen, erhvervslivet og grundejerne. Forslag til større initiativer på naturområdet skal følges op af samfundsøkonomiske konsekvensbeskrivelser. Genopretning og beskyttelse af engarealer i ådale på yderligere i alt 100.000 ha må betegnes som et så omfattende miljøpolitisk initiativ, at det bør tilrettelægges ud fra en sammenhængende analyse af de natur- og miljømæssige samt økonomiske aspekter.

2.3 Behov for beslutningsstøttesystem

Det administrative system træffer løbende et stort antal beslutninger ud fra fastlagte rutiner og regler. I betragtning af sagsmængden ville alt andet være uoverkommeligt. Også beslutninger, der ikke kan betegnes som rutineprægede, kan ofte træffes uden inddragelse af et større formaliseret beslutningsstøttesystem. Inden for naturgenopretning fx har der formentlig hidtil været et betydeligt antal oplagte projektmuligheder med store naturforbedringspotentialer, som beslutningstagerne har haft forhåndskendskab til. Tilsvarende kan man forestille sig, at der i begyndelsen af en program/projektfase findes et antal projektmuligheder, der er så billige i forhold til de forventede fordele, at der ikke er behov for systematiske afvejninger af fordele og ulemper for at sikre en rimelig udnyttelse af samfundets ressourcer. Men de mest oplagte projektmuligheder udtømmes efterhånden, og der vil i stigende grad opstå behov for systematiske afvejninger af fordele og ulemper. Når projektmængden yderligere øges voldsomt – som det er tilfældet med udpegningen af 100.000 ha engarealer – så vil ad hoc prægede beslutningsprocedurer ikke længere kunne sikre tilstrækkelig effektivitet.
Som beskrevet i afs. 4.3.2 er der identificeret i størrelsesordenen 367.000 ha lavbundsarealer, der opfylder de overordnede kriterier for beskyttelse/genopretning af engarealer. De 367.000 ha er fordelt på omkring 5.000 potentielle projektområder af varierende størrelse. Ved udpegningen af de 100.000 ha engarealer er det målet, at der tages hensyn til såvel natur- og miljømæssige som

økonomiske effektivitetskriterier. Disse hensyn udmøntes i syv forskellige kriterier, som beskrevet i afs. 3.2.3 og 5. At sammenligne 5.000 potentielle projektområder - under samtidig inddragelse af syv forskellige udvælgelseskriterier - overstiger naturligvis ethvert menneskes kognitive kapacitet. En eller anden form for forenkling eller systematisering af udvælgelsesproceduren er derfor nødvendig, medmindre man ønsker at lade tilfældighederne råde. Sidstnævnte ”procedure” vil næppe kunne sikre den bedst mulige udnyttelse af samfundets ressourcer. Et formaliseret beslutningsstøttesystem vil som minimum kunne sikre en systematisk inddragelse af relevant information og gennemskuelige procedurer i beslutningsprocessen. Om et beslutningsstøttesystem også vil kunne sikre den bedst mulige udnyttelse af samfundets ressourcer, er et mere kompliceret spørgsmål, som vi vil se nærmere på i det følgende.

3 Metodevalg

Metodemæssigt er indeværende projekt en prioriteringsanalyse, der kombinerer natur- og miljømæssige samt økonomiske kriterier i udpegningen af de arealer, som inden for den givne prioriteringsramme (100.000 ha) giver mest miljø i forhold til ressourceindsatsen. Den anvendte prioriteringsmetode er multikriterieanalyse suppleret med beregninger af de omkostningsmæssige konsekvenser af alternative udpegninger. Inden gennemgangen af de benyttede analyse- og beregningsmetoder gives en kort oversigt over samfundsøkonomiske prioriteringsmetoder generelt.

3.1 Cost-benefit analyse og økonomisk værdisætning

Cost-benefit analysen har en fremtrædende plads blandt de samfundsøkonomiske metoder til vurdering af fx miljøpolitikker og –projekter. Udgangspunktet for cost-benefit analysen er, at samfundets ressourcer – og dermed mulighederne for at tilfredsstille menneskers behov - er begrænsede. De valg, der træffes, udelukker uvægerligt andre muligheder. Principielt burde alle relevante alternativer til anvendelse af de berørte ressourcer derfor inddrages i beslutningsprocessen. I praksis er det normalt umuligt. Cost-benefit analysen forenkler prioriteringsproblemet; dels ved at opgøre de forskellige fysiske og biologiske konsekvenser i sammenlignelige enheder – dvs. penge; dels ved at opstille generelle effektivitetskriterier for udnyttelsen af samfundets ressourcer. Dermed bliver det i princippet muligt at vurdere, om et projekt er fordelagtig i en større samfundsmæssig sammenhæng. Dvs. om en overflytning af ressourcer fra andre anvendelser til projektet vil forbedre den samfundsmæssige velfærd. Principielt gælder det, at ethvert projekt, der giver større benefits end omkostninger, bør gennemføres. Cost-benefit analysen er altså ikke alene en metode, der skal sikre, at man får mest miljø for pengene. Den tager også stilling til hvilket forureningsbekæmpelses- eller naturgenopretningsomfang, det vil være mest hensigtsmæssigt at realisere.

3.1.1 Økonomisk værdisætning

Adgang til rekreative områder, landskabsæstetiske kvaliteter og biodiversitet er miljøgoder, der ikke har nogen markedspris i Danmark. Der er enten tale om offentlige goder, som ikke *kan* omsættes på et marked, eller miljøgoder som samfundet har besluttet, at der skal være gratis adgang til. Sådanne ikke-markedsomsatte natur- og miljøydelser har væsentlig betydning for befolkningens velfærd. De bør derfor i videst udstrækning medtages i samfundsmæssige projektvurderinger. Anvendelse af cost-benefit analyse på miljøområdet kræver således en omfattende økonomiskværdisætning af de relevante miljøydelser. De miljømæssige benefit-kategorier, der er knyttet til bevarelse og genopretning af engarealer, er vist i tekstboks 3.1.

Boks 3.1 Miljøydelser fra vandløbsnære enge

Evt. jordrente fra ekstensiv græsning

- **Primært relevant i områder med stor malkekvægbestand og muligheder for kviegræsning**

Næringsstoftilbageholdelse m.m. (i relation til vandløb, søer og marine områder)

- **Kvælstofreduktion**
- **Fosforreduktion**
- **Okkerreduktion**

Grundvandsbeskyttelse

- **Brugsværdi i drikkevandsforsyning**
- **Optionsværdi i drikkevandsforsyning**

Rekreative brugsværdier

- **Forbedret jagt**
- **Forbedret lystfiskeri**
- **Forbedrede muligheder for friluftsliv i øvrigt**

Ikke-brugsværdier

Eksistensværdi af forøget biodiversitet

At gennemføre primære værdisætningsundersøgelser er både dyrt og tidskrævende. Det har resulteret i stigende interesse for at "genbruge" resultaterne af allerede gennemførte analyser – betegnet som *benefit transfer* i den engelsksprogede litteratur. Ved benefit transfer foretages en overførsel af specifikke værdisætningsestimater eller værdisætningsfunktioner for en ændring i det relevante gode fra et *undersøgelsesområde* (dvs. et område, hvor der er gennemført en værdisætningsundersøgelse) til et *projektområde* (dvs. et område, hvor man ønsker at værdisætte effekterne af et projekt, før det evt. gennemføres).

Der sondres mellem tre metoder til benefit transfer: (1) overførsel af enhedsværdier; (2) overførsel af justerede enhedsværdier; og (3) overførsel af hele værdisætningsfunktionen fra den oprindelige undersøgelse. Den enkleste fremgangsmåde er at overføre enhedsværdier, fx den estimerede betalingsvilje pr. ha genoprettet naturområde. Den metodemæssigt mest tilfredsstillende fremgangsmåde ville dog være at overføre hele den estimerede værdisætningsfunktion fra den oprindelige undersøgelse – med forskellige forklarende variable i form af socioøkonomiske og geografiske karakteristika m.v. Databegrænsninger sætter dog ofte snævre rammer for, hvor meget der på denne måde kan kalibreres på de oprindelige benefit-estimater.

3.1.2 Manglende grundlag for værdisætning

At gennemføre *primære* værdisætningsundersøgelser er både dyrt og tidskrævende, og det ligger uden for nærværende projekts økonomiske og tidsmæssige rammer at foretage egentlige værdisætningsundersøgelser. I en cost-benefit analyse af Skjernåprojektet – udført for Wilhjelmudvalget – blev der gjort udstrakt brug af benefit transfer (se Dubgaard et al., 2002b). Her var der imidlertid tale om en marginal forøgelse af det ekstensive lavbundsareal i Danmark, nærmere betegnet 2.200 ha. Overførsel af punktestimater i form af enhedsværdier fra andre undersøgelser blev derfor betragtet som forsvarligt. Omlægning af 100.000 ha lavbundsarealer til naturnær drift kan derimod ikke betegnes som en marginal ændring. Som tidligere nævnt er der tale om en fordobling af de beskyttede ferskengarealer i Danmark. Ifølge økonomisk teori må det antages, at borgernes marginalnytte – og dermed betalingsvilje – vil være aftagende i takt med forøgelsen af det samlede engareal, og de miljøydelser, der knytter sig til disse arealer.

Det er blevet undersøgt, om der findes egnede udenlandske værdisætningsundersøgelser i denne *relative* størrelseskategori og med tilsvarende naturkarakteristika Det nærmeste var en værdisætningsundersøgelse af ekstensivering af landbrugsdriften i et område på 61.000 ha (*Sommerset Levels plus Moors)* i England (se Willis et al., 1995*)*. Selvom den engelske undersøgelse omfatter 61.000 ha, så er der dog tale om en *relativt* langt mindre forøgelse af det samlede ekstensive landbrugsareal i England – end de 100.000 ha ekstra engarealer repræsenterer i Danmark. Det vurderes derfor, at benefit transfer ikke kan betragtes som forsvarlig på dette grundlag. Dermed er muligheden for en cost-benefit analyse af engarealprogrammet ikke til stede.

Der er findes imidlertid samfundsmæssige prioriteringsteknikker, som kan håndtere flerdimensionale problemstillinger, uden at værdiafvejningerne behøver at ske i monetære enheder. Disse teknikker omfatter bl.a. de nedenfor omtalte multikriteriemetoder (MCDM).

3.2 Multikriteriemetoder

Multikriteriemetoder omfatter en række formaliserede beslutningsstøttesystemer. Det vil føre for vidt at give en detaljeret beskrivelse af det ret betydelige antal multikriteriemetoder her. For en nærmere gennemgang og diskussion henvises til Møller (1996) og Bogetoft & Pruzan (1991). I det følgende gives en kort gennemgang af principperne for anvendelse af multikriteriemetoder samt en oversigt over de forskellige teknikker.

3.2.1 Anvendelse af multikriteriemetoder

Multikriteriemetoder er en samlebetegnelse for en række mere formaliserede (matematisk og/el. grafisk baserede) beslutningsstøttesystemer til prioritering mellem projektalternativer m.m. Multikriteriemetoder tager typisk udgangspunkt i velfærdsøkonomiens begreber om præferencer og optimerende beslutningsadfærd. Men til forskel fra velfærdsøkonomisk cost-benefit analyse bygger multikriteriemetoder ikke på en målsætning om totaloptimering over samtlige beslut-

nings- eller værdikriterier. Bogetoft & Pruzan (1991) ser multikriteriemetoder som teknikker, der kan sikre *proceduremæssig rationalitet*, når beslutninger skal træffes under betingelser, der ikke tillader *økonomisk rationalitet/optimering* i cost-benefit analysens betydning. Proceduremæssig rationalitet fokuserer på effektiviteten af forskellige beslutningsprocedurer snarere end effektiviteten/rationaliteten af en given beslutning (Ibid.). Mere specifikt kan man anskue multikriteriemetoder som teknikker til afgrænsning af mulighedsområder for beslutninger og illustration af konsekvenserne af forskellige valg inden for et mulighedsområde, snarere en identifikation af det optimale valg. Ved at renoncere på kravet om totaloptimering over samtlige værdikriterier giver multikriteriemetoder mulighed for at operere med multidimensionale værdikriterier i prioriteringsprocessen – i modsætning til cost-benefit analysens monetære (dvs. uni-dimensionale) værdimål. Anvendelse af multikriteriemetoder forudsætter altså ikke, at alle godekategorier værdisættes i penge.

De fleste multikriteriemetoder forudsætter at beslutningstageren er i stand til at opstille en række beslutningskriterier, der kan udtrykkes som en funktion af konsekvenserne af et forslag. Dernæst forudsættes det at beslutningstagerne kan udtrykke præferencer mht. de enkelte kriteriers vigtighed. Bogetoft og Pruzan (1991) kategoriserer den omfattende litteratur i to hovedgrupper: (i) a priori eller posteriori formulering af præferencer og (ii) løbende formulering af præferencer. Der optræder to aktører: beslutningstageren og analytikeren. Analytikeren har ansvaret for den tekniske frembringelse af løsningsforslag og præsenterer dem for beslutningstager, der kan være én eller flere personer. I den første hovedgruppe undersøger analytikeren mulige (efficiente og teknisk gennemførlige) løsningsforslag og præsenterer dem for beslutningstageren (posteriori); eller man afdækker præferencer forud for frembringelsen af løsningsforslaget (a priori). Beslutningstageren undersøger de fremstillede forslag og foretager et valg. I den anden hovedgruppe er løsningsfrembringelsen iterativ, idet analytikeren præsenterer beslutningstageren for en række alternativer. Beslutningstageren udtrykker sine præferencer, analytikeren fremstiller et nyt forslag osv. Processen slutter når beslutningstageren har identificeret den foretrukne løsning.

3.2.2 Multikriteriemetode til udpegning af engarealer

Multikriteriemetoden, der benyttes til udpegning af de 100.000 ha engarealer, betegnes som *multipel målsætningsprogrammering* (multiple objective programming, MMP). Den eksplicit definerede målsætning er, at der skal udpeges 100.000 ha i alt. MMP løser optimeringsproblemet ved simultant at optimere på de kriterier, der indgår i optimeringsproblemet, under hensyntagen til, at der sammenlagt skal udpeges 100.000 ha engarealer. Formålet med anvendelse af MMP metoden er at identificere efficiente løsninger på udpegningsproblemet. En efficient løsning er karakteriseret ved, at der ikke kan findes en bedre løsning, medmindre kravene til ét af kriterierne i modellen slækkes.

Udpegningen af de 100.000 ha engarealer ved hjælp af MMP kræver, at følgende trin gennemføres:

Trin 1. Identifikation af de *kriterier*, der er relevante for udpegningen (herunder biodiversitet, friluftsliv og omkostninger). Kriterierne skal være entydige, kvantificerbare og så vidt muligt indbyrdes uafhængige.

Trin 2. For hvert kriterium defineres *pointfunktioner*, der udtrykker kriterieværdier. Fx skal forskellige former for biodiversitet have tilknyttet point, der gør det muligt at vise omfanget af det enkelte areals bidrag til kriteriet biodiversitet.

Trin 3. Kriterieværdier beregnes for hvert element i udpegningen, dvs. de potentielle engområder.

Trin 4. Der opstilles en præferencerelation, der viser den relative betydning af de enkelte kriterier. Dvs. at der skal defineres vægte, som afspejler beslutningstagers præferencer.

Trin 5. En efficient løsning beregnes, hvor de 100.000 ha er fordelt på specifikke områder.

3.2.3 Kriterier for udpegning af engarealer

I samarbejde med Skov- og Naturstyrelsen og DMU er der opstillet kriterier for de relevante benefits, som skal danne grundlag for multikriterieanalysen af udpegningsproblemet. Ved udvælgelse af kriterierne er der lagt vægt på, at de i størst mulig grad dækker de i relevante værdier, samtidig med at de er geografisk og statistisk identificerbare.

De benyttede kriterier er følgende:

1) Habitatområdetilknytning
2) Nationalparktilknytning (potentielle nationalparker)
3) Størrelse
4) Biodiversitet I (tilknytning til naboområder og §3-områder)
5) Biodiversitet II (jordtype)
6) Rekreation
7) Omkostninger/jordrentetab

En nærmere beskrivelse af kriterierne gives i det følgende. Men inden multikriteriedelen er der ved anvendelse af GIS gennemført en identifikation og afgrænsning af de lavbundsarealer, som det vil være relevant at inddrage i prioriteringsanalysen.

4 Identifikation af potentielle enge ved anvendelse af GIS

Hensigten med dette kapitel er primært at dokumentere den tekniske fremgangsmåde i de geografiske analyser. Disse er opdelt i to hoveddele bestående af udpegningen af potentielle engområder og opstilling af kriteriedata til multikriterieanalysen.

4.1 Kilder til geografiske data

Datagrundlaget for udpegningen af potentielle engområder er opdelt i to hovedkategorier, dels registrerede lavbundsarealer (lavbundsdata), dels Areal Informations Systemet (AIS), der er et geo-databasesystem med natur- og miljødata, som kan stedfæstes geografisk.

4.1.1 Lavbundsarealdata

Registreringen af lavbundsarealer i Danmark er foretaget fra 1981 til 1984 som et led i okkerkortlægningen. Udgangspunktet er 1:20.000 cm kort fra Geodætisk Institut fra perioden omkring 1900 (Statens Planteavlsforsøg, 1996). Ud fra disse kort er der foretaget en udpegning af følgende lavbundsarealtyper, karakteriseret ved den oprindelige vegetationsform:

- ✓ Eng
- ✓ Mose
- ✓ Marsk

Ydermere er tørlagte og inddæmmede arealer samt litorina og yngre marint forland medtaget under kategorien lavbundsarealer (*ibid.*). Der er i forbindelse med udpegningen af lavbundsarealer, foretaget 8.000 jordbundsundersøgelser i Jylland. Derfra kendes okkerpotentialet og jordbunden, sidstnævnte for hele landet.

Klassificeringsgrundlaget for lavbundsarealer er som nævnt kortmateriale fra perioden omkring 1900. Nutidigt kortmateriale ville kun vise en mindre del af de potentielle lavbundsarealer. Det skyldes den intensivering, der er sket op gennem det 20. århundrede, hvor mange vandløbsnære eng- og mosearealer er taget under plov. En opgørelse fra midten af 1800-tallet beretter således, at en fjerdedel af Østdanmark dengang var vådbundsområde. I dag har kun 3 % denne betegnelse (SNS, 1993).

4.1.2 Areal Informations Systemet (AIS)

Areal Informations Systemet (AIS) er et geo-databasesystem med natur- og miljødata, som kan stedfæstes geografisk. AIS data er skabt i perioden 1996-2000 som et samarbejdsprojekt mellem Danmarks Miljøundersøgelser, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Forskningscentret for Skov & Landskab, Skov- og Naturstyrelsen, Miljøstyrelsen, Energistyrelsen, Kort & Matrikelstyrelsen, Landsplanafdelingen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, amterne, Københavns Kommune samt Farvandsvæsenet (Miljøministeriet, 2003). AIS-data er publiceret ud fra kortudsnit, hvilket betyder at der for en stor del af temaerne ikke forligger landsdæk-

kende geodata. Til brug for nærværende er analyse er de aktuelle kortudsnit samlet til landsdækkende datasæt.

Opstilling af metadata for anvendte geodata er ikke i almindelighed fundet nødvendig, da de alle stammer fra anerkendte kilder. Det er dog valgt at medtage de væsentligste metadata for temaerne "§3-områder", "Skov", "Vandløb" samt lande afgrænsningskort (bilag 3). Metadata er tilgængelige på:

http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Miljoe-tilstand/3_samfund/AIS/3_Metadata/AISmetadata.pdf

4.1.3 Vurdering af datakvalitet

Der skal gøres opmærksom på, at en del af datamaterialet er over 10 år gammelt. Dette har ikke betydning for alle data, da f.eks. lavbundsdata ikke umiddelbart bliver forældede. Temaer, hvor alder har betydning, er eksempelvis §3-områder (registrering fra 97-99), vandløb (1996-2000) og skove (1996-1999). Det er lykkedes at fremskaffe opdaterede data (fra 2002) for blandt andet habitatområder (Aksig, 2003).

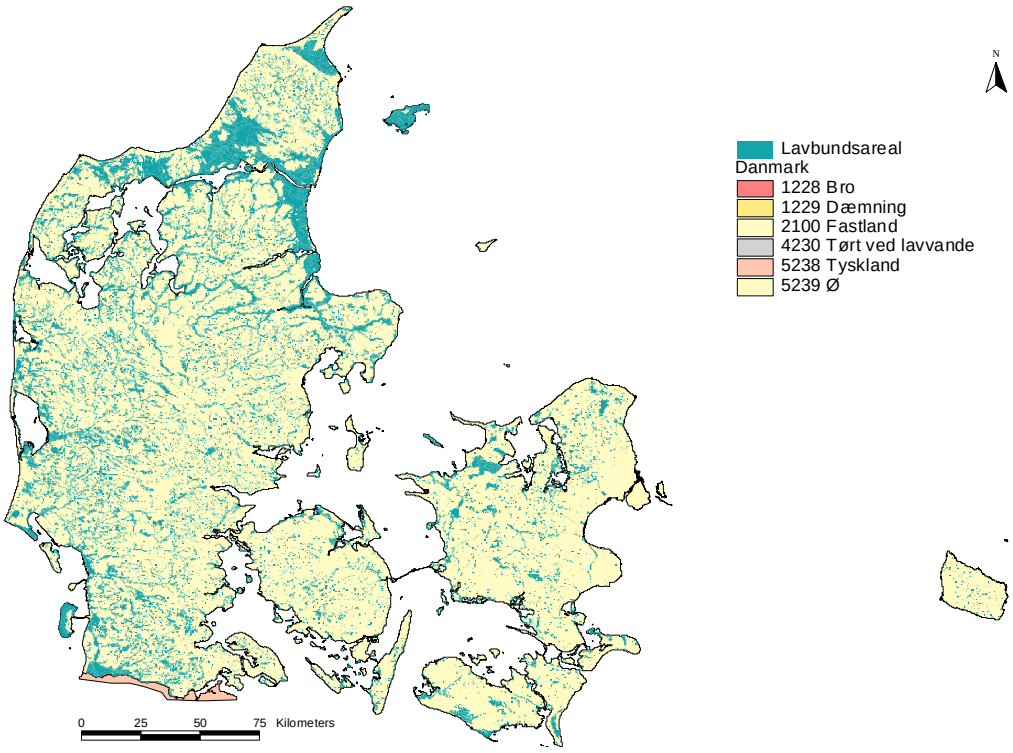
4.1.4 Software

Hoveddelen af det GIS-tekniske arbejde er fortaget i ArcView 3.3 med følgende *extensions*: *Geoprocessing, JPEG Image Support, Spatial Analyst, TIFF 6.0 Image Support, Digitizer* og *Grid tools.* Hvor ArcView ikke har været tilstrækkelig er ArcGIS og ArcInfo anvendt. Hvor dette er sket, er det nævnt i nedenstående procesbeskrivelse.

Det skal nævnes, at der opstår mindre unøjagtigheder i data under konverteringen mellem ArcView og ArcGIS. Dette skyldes at ArcView kan arbejde med mindre digitaliseringsfejl samt 'huller' i polygonerne. Ved en konvertering til "*covers*" (ArcInfo) vil sådanne fejl blive rettet samt "huller" blive udfyldt. Dette anses ikke for at have betydning for resultatet som helhed.

4.2 Størrelses- og tilknytningskriterier

Der findes omkring 670.000 ha lavbundsarealer i Danmark (Figur 4.1). Formålet med denne undersøgelse er at udpege de 100.000 ha heraf, som er bedst egnede til naturbevarelse/genopretning. Inden den egentlige vægtningsfase i multikriterieanalysen foretages en "grovsortering", hvor lavbundsarealer uden interesse fravælges. Afgrænsningen af de potentiel interessante lavbundsarealer er baseret på størrelses- og tilknytningskriterier, som gennemgås i det følgende.



Figur 4.1: Lavbundsarealer i Danmark (kilde: Dansk Jordbrugsvidenskabelig Forskning, 1996)

4.2.1 Fravalg af særlige arealer

Ved afgrænsningen af de relevante udpegningsarealer er følgende områder fratrukket de registrerede lavbundsarealer:

- Skovarealer
- Byzone
- § 3-områder, herunder: sø, mose, overdrev, eng, marsk, strandeng og hede.

Begrundelsen for at skov, byzone og § 3-områder ikke kan indgå i de mulige fremtidige engarealer er, at det ønskes, at disse områder bevarer deres oprindelige status. Byzoner er områder, der i en byudviklingsplan, bygningsvedtægt eller byplanvedtægt er udlagt til bymæssig bebyggelse eller offentlige formål. Der kan også være tale om områder, som i en lokalplan er overført til byzone (Miljøministeriet, 2003). Således vil byzone i dette tilfælde ikke alene omfatte bebyggede områder, men også arealer udlagt til fremtidig byudvikling.

4.2.2 Størrelses- og tilknytningskrav

Blandt de tilbageværende områder stilles der følgende krav for medtagelse:

- Lavbundsarealer skal have tilknytning til vandløb (gælder alle).
- I habitatområder medtages lavbundsarealer over 0,25 ha.
- Uden for habitatområder medtages skovnære lavbundsarealer over 10 ha.

- Uden for habitatområder i øvrigt medtages lavbundsarealer på over 20 ha.

Størrelses- og tilknytningskravene er fastsat i samråd med Skov- og Naturstyrelsen (Jensen, 2003). Begrundelserne for de enkelte kriterier gennemgås nedenfor. Rækkefølgen afspejler kravenes vigtighed og den rækkefølge, hvormed de *over-ruler* hinanden:

Vandløbstilknytning: Den biodiversitet, der ønskes fremmet med etableringen af flere enge, er primært knyttet til våde og ferske enge. Dette medfører et krav om vandløbsnærhed. Lavbundsarealer, der ikke ligger i umiddelbar nærhed af vandløb, medtages derfor ikke. Grænsen for umiddelbar nærhed er i samråd med SNS fastlagt til 20 meter. Det forventes, at denne afstand ikke er så stor, at det mellemliggende areal har en signifikant negativ indflydelse på udviklingen på den udpegede og bagvedliggende eng til den ønskede type eng. Endvidere er der spørgsmålet om, hvad der defineres som vandløb, og hvad der er grøfter, dræn og andet. Her er afgrænsningen foretaget ved, at kun vandløb over 2 meter er medtaget, hvilket resulterer i en reduktion af de relevante strækninger fra ca. 70.000 km til 16.000 km vandløb.

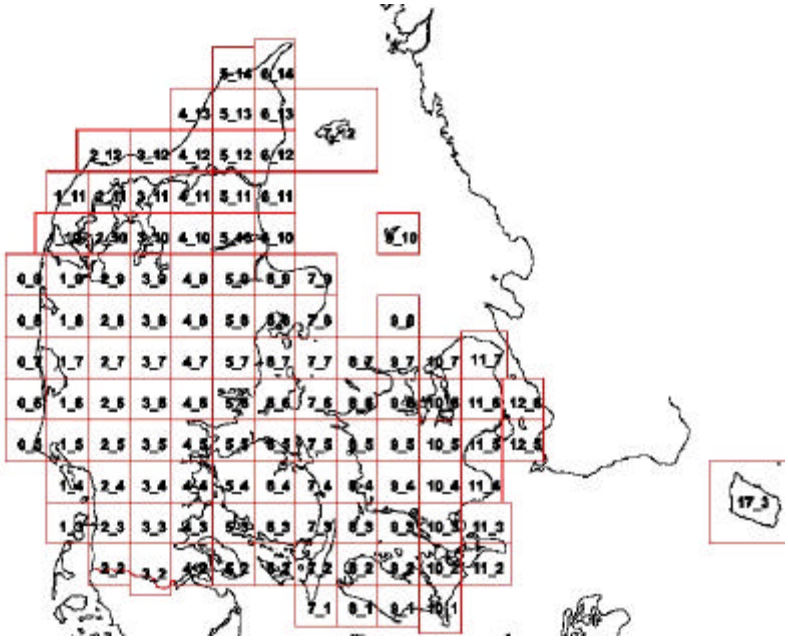
Lavbundsarealer i habitatområder: Lavbundsarealer i habitatområder har høj prioritet. Det skyldes, at potentialet for forbedring af biodiversiteten må antages at være særlig stort i disse områder. Her er den nedre størrelsesgrænse for udpegning derfor sat til (kun) 0,25 ha.

Lavbundsarealer uden for habitatområder: Ved at sætte et væsentligt højere mindstekrav på 20 ha for størrelsen af potentielle engarealer uden for habitatområder favoriseres alt andet lige udlægning af engarealer i habitatområder. Endvidere vil begrænsning til større områder reducere de administrative omkostninger ved udpegning og tilsyn. Det lavere mindstekrav (på 10 ha) til størrelsen af skovnære engarealer skyldes, at skovnærhed antages at øge engens rekreative og naturmæssige værdi. Skovnærhed er defineret som mindre end 300 meter fra skov.

4.3 Procesgennemgang for anvendelse af størrelses- og tilknytningskriterier

Afgrænsningen af potentielle engområder er sket gennem en række trin, som er beskrevet i det følgende. Procesgennemgangen er opdelt i 7 afsnit for at lette overskueligheden. Det samlede procesdiagram kan ses i Bilag 1, hvor den anvendte nomenklatur ligeledes er angivet. De afgrænsninger og antagelser, der er fortaget i processen, er nævnt i de enkelte afsnit.

Forud for den GIS-tekniske analyse ligger et stort arbejde med at indsamle og validere data. Hovedparten af datamængden er hentet i AIS-databasen. Som nævnt er en stor del af AIS publiceret som kortudsnit (se Figur 4.1). Der er således et betydeligt forarbejde med at samle de mange kort, før der foreligger et landsdækkende datasæt for de enkelte temaer.



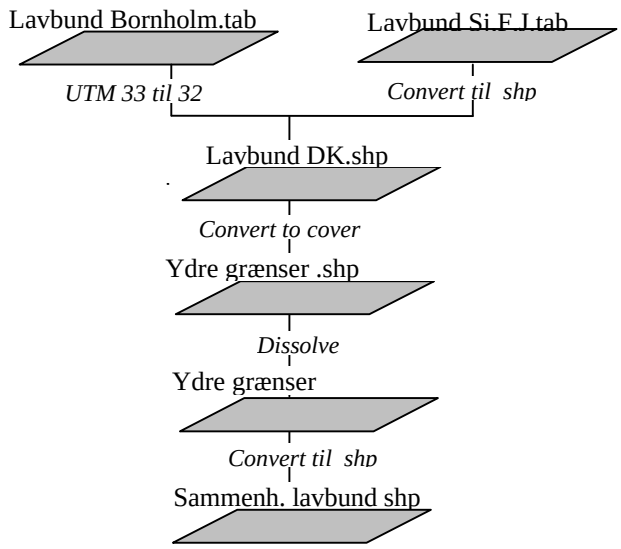
Figur 4.1: Kortudsnit bag AIS-data (Miljøministeriet, 2003)

A) Lavbundsarealer

Første trin i den tekniske procedure er at klargøre arealdata fra DJF (se Statens Planteavlsforsøg, 1996). Dette består i at placerer Bornholm sammen med resten af Danmark. Det er nødvendigt på grund af UTM-nettets opbygning, hvor Bornholm og resten af landet er placeret på hver sit "kortudsnit". I samme forløb konverteres der fra MapInfo "tap" til ArcView "shp".

Da DJFs arealdata er opstillet til at beskrive jordtyper, er de enkelte arealer sammensat af flere polygoner. Disse beskriver forskellige jordtyper og okkerpotentiale. Det er ønskeligt at opnå et samlet polygon for hvert område, hvorfor de indre grænser opløses. Dette gøres i ArcInfo, da ArcView ikke kan håndtere de store datamængder med mulige fejl til følge. Samtidig udbedres digitaliseringsfejl og huller i polygonerne ved konvertering til ArcInfo samt ved brug af en *"Clean"* kommando.

Det er vigtigt at påpege, at denne procedure vil udfylde huller i de enkelte polygoner. Dette kan have betydning, hvor arealer midt i et lavbundsområde er registreret som "ikke lavbundsareal". Fejlen anses dog for at være uden større betydning. Proceduren garanterer ikke en 100% sammenlægning af tilstødende arealer, men dette anses heller ikke for at være af større betydning. En konvertering til ArcView færdiggør proceduren



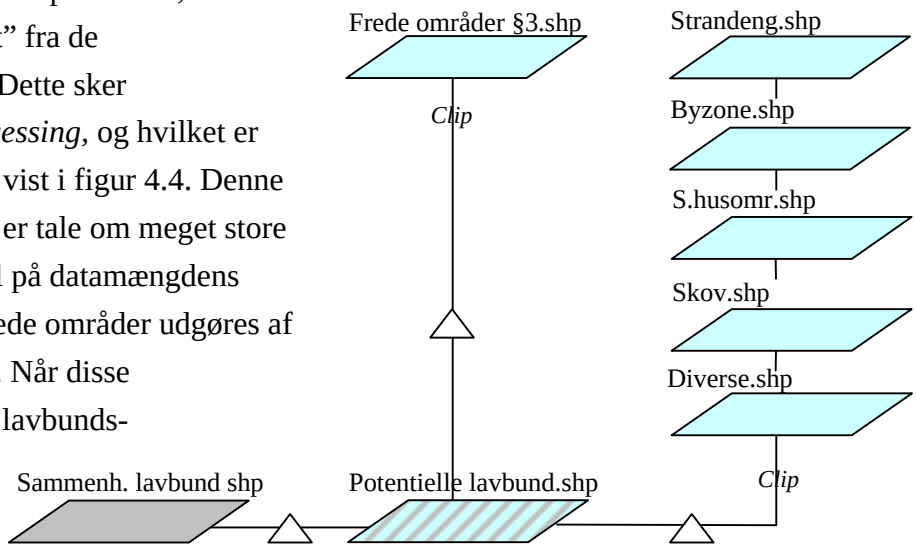
Figur 4.3: Procesdiagram for lavbundsarealer

og de ”sammenhængende lavbundsarealer” er klar til brug i den videre analyse (se Bilag 1 og figur 4.3). Arealerne udgør tilsammen omkring 670.000 ha hovedsageligt beliggende i Vest og Nordjylland. Se i øvrigt kortbilag 1.

B) Lavbundsområder til potentielle enge

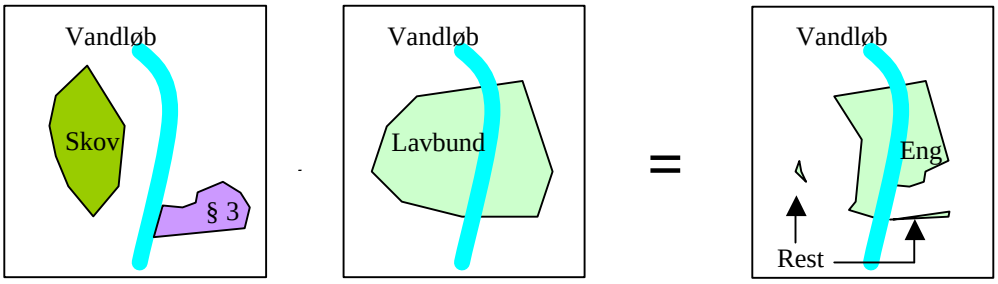
Baggrunden for de opstillede kriterier til afgrænsning af lavbundsdata er beskrevet i det ovenstående. Data er hentet i AIS-databasen.

Grundlæggende er den anvendte procedure, at de forskellige temaer er ”klippet” fra de 670.000 ha lavbundsarealer. Dette sker via ”*extention´en*” *Geoprocessing*, og hvilket er foregået trinvist og ikke som vist i figur 4.4. Denne processer nødvendigt, da der er tale om meget store datamængder. Som eksempel på datamængdens størrelse kan nævnes, at fredede områder udgøres af mere end 160.000 polygoner. Når disse klippes sammen med 46.000 lavbunds-polygoner kræves der selvsagt megen data-kraft.



Figur 4.4: Procesdiagram for ”fraklip”.

For at lette databehandlingen (reducere antallet af polygoner) er der sat en nedre grænse for arealstørrelsen på 0,25 ha på lavbundsarealer, skov og §3-områder. Denne er valgt med baggrund i naturbeskyttelseslovens §3.



Figur 4.5: Eksempel på at skov og §3-områder ‘klippes’ fra lavbund for at få mulige engområder. Bemærk restleddet (slive) som ofte er små og uhåndterlige størrelser på få m^2

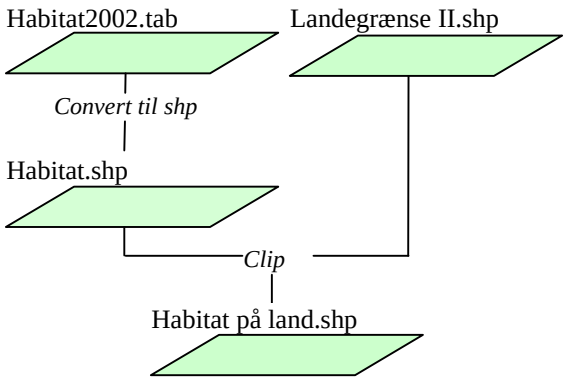
Under arbejdet med at ’fraklippe’ §3-områder, skove og byer, samt en del af de øvrige analyser, er der fremkommet en masse små ‘restområder’ (slive), som det ofte er urealistiske at arbejde videre med. Dette er eksemplificeret i Figur 4.3.

Rent databehandlingsmæssigt betyder de mange små arealer, at analyserne bliver tungere, da alle arealer i GIS behandles ens uafhængig af, om der er tale om 2 m^2 eller 10.000 ha. Ydermere må det antages, at meget små arealer ikke har interesse, da de rent administrativt ville være uforholdsmæssigt dyre at håndtere og forvalte.

Der er gennem ovenstående procedure fremkommet de potentielle engområder, som ikke er udlagt til §3-områder, skov, by- eller sommerhuszone. I processen mangler således kriterier om habitat-, skov- og vandløbstilknytning.

C) Habitat-, skov- og vandløbstilknytning

Før potentielle enge med habitattilknytning kan udpeges, skal habitatdata klargøres. Dette sker ved at fraskære de områder af habitatområderne, der ikke er beliggende på land (se figur 4.6).
Før dette konverteres der fra MapInfo til ArcView.
Det er praktisk at opsplitte arealerne i to kategorier. Grunden til dette er, at de forskellige krav til en potentiel eng i og uden for habitatområderne. Der opstår et problem, hvor potentielle enge bliver delt af en habitatgrænse. Den anvendte fremgangsmåde medfører, at samlede områder hermed bliver kunstigt opdelt af habitatgrænser. Det har ikke været muligt at finde nogen hensigtsmæssig løsning på dette problem.



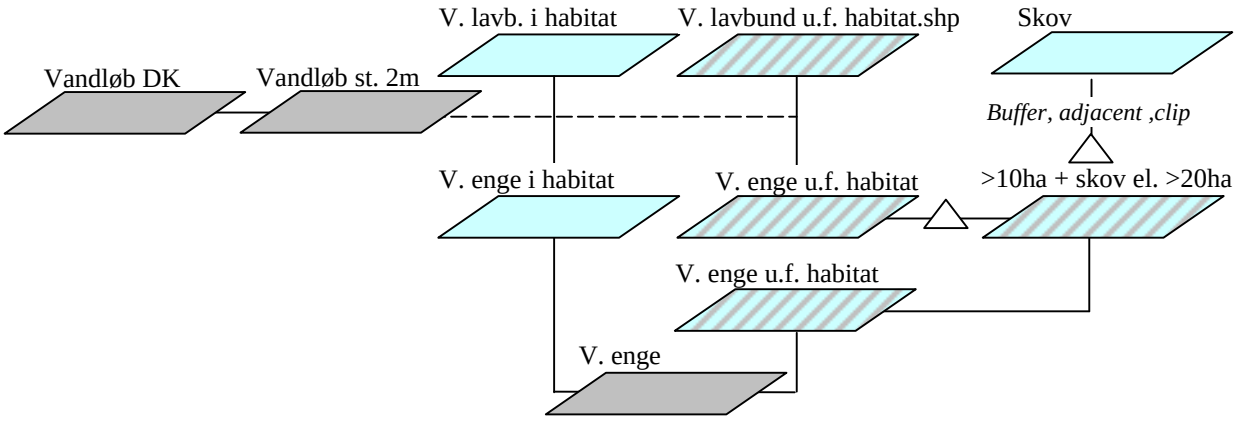
Figur 4.6: Procesdiagram for "Habitat".

Når habitatområder sammenkobles med potentielle engområder kan data sorteres således, at kun potentielle enge over 0,1 ha i habitatområder og 10 ha uden for disse medregnes.

Vandløbstilknytningen fortages ved hjælp af værktøjet "select by theme" hvor bufferen er sat til 20 meter. De anvendte vandløbsdata er i analysen afgrænset til kun at gælde vandløb over 2 meter. Dette har reduceret den anvendte vandløbslængde til 16.000 km i stedet for de oprindelige 70.000 km, der også indbefatter drænkanaler og grøfter.

Kravet til skovnærhed er behandlet ud fra samme procedure, men med 300 meter som den aktuelle afstand. I denne proces er enge over 20 ha undtaget, da disse ikke kræver skovnærhed for at blive udpeget.

Som det ses i Figur 4.7 udmunder den ovennævnte proces i identifikationen af potentielle vandløbsnære enge til brug i den videre analyse.



Figur 4.7:Inddragelse af vandløb, skov, habitatområder.

4.3.1 Opsummering af størrelses- og tilknytningskrav

Størrelsesafgrænsninger er generelt fortaget for at lette databehandlingen. Mindste størrelser for data er således sat til:

- 0,25 ha for; skov, byzone, §3-områder samt lavbundsområder uden for habitatområder.
- 0,1 ha for; lavbundsarealer inden for habitatområder.
- 2 meters bredde for vandløb.

De øvrige afgrænsninger er knyttet til de forskellige kriterier, der er sat for udpegningen:

- 20 ha uden for habitatområder, samt 10 ha hvis skovnært.
- 0,25 ha inden for habitatområder.
- 300 meter til skov regnes for skovnært.
- 20 meter fra vandløb regnes for vandløbsnært.

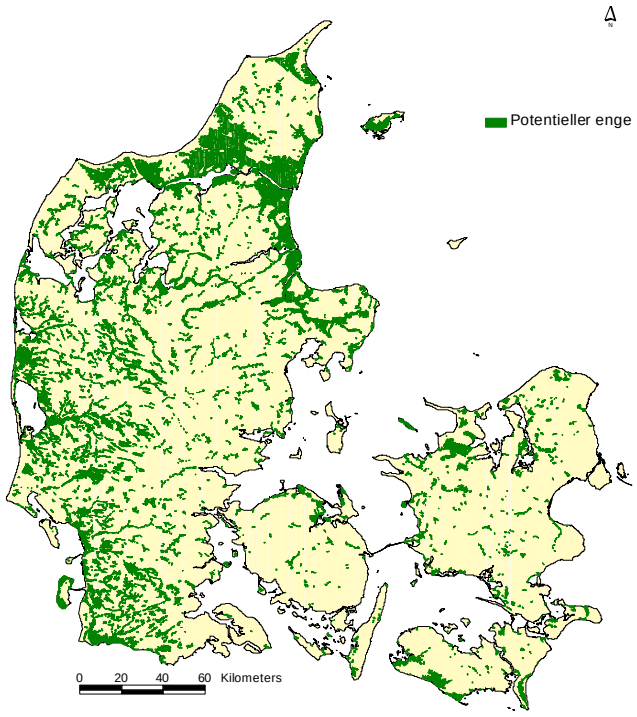
4.3.2 Potentielle engarealer der opfylder størrelses- og tilknytningskriterier

De lavbundsområder, der opfylder ovennævnte størrelses- og tilknytningskriterier, indgår i multikriterieanalysen prioriteringsrutiner, som fører frem til den endelige udpegning af de 100.000 ha bedst egnede potentielle engarealer. I Tabel 4.1 ses, at der er fundet knap 367.000 ha, som opfylder størrelses- og tilknytningskriterierne. Heraf ligger hen ved 320.00 ha i Jylland. Der er udpeget cirka 39.000 ha inden for habitatområderne. Disse er i modsætning til den generelle udpegning mere jævnt fordelt geografisk. Endvidere ses det, at de udpegede områders gennemsnitsstørrelse er 10 ha inden for habitatområder og 115 ha uden for.

Tabel 4.1: Resultat af udpegning af potentielle engområder

	I habitat			Uden for habitat			
	Ha	Antal	Gns. ha	Ha	Antal	Gns. ha	Samlet, ha
Jylland	32.585	2125	15,3	287.314	1709	168,1	319.899
Fyn	1.444	224	6,4	7.847	110	71,3	9.292
Sjælland	4.793	515	9,3	32.858	316	104,0	37.651
Samlet	38.823	2.864	10,3	328.019	2.135	114,5	**366.842**

Den regionale fordeling af potentielle enge, der opfylder størrelses- og tilknytningskriterierne, er vist på kortet i Figur 4.8 (samt i stort format i Kortbilag 1). Her ses det, at hovedparten af det identificerede areal ligger i Vest- og Nordjylland. Specielt i det nordlige Jylland er der store sammenhængende områder af lavbundsarealer. Af regionalpolitiske grunde vil det formentlig være urealistisk at udlægge store sammenhængende landbrugsarealer til ekstensive engarealer. Som omtalt i afs. 5.3.1 er der sat en øvre grænse på 5.000 ha for udpegede engarealer.



Figur 4.8: Potentielle engområder i Danmark .

5 Konstruktions af kriterier for benefits

Udvælgelsen af de mest interessante engarealer blandt de potentielt relevante områder, der blev identificeret i foregående afsnit, sker ved anvendelse af multikriterieanalyse. De anvendte kriterier er følgende:

1) Habitatområdetilknytning
2) Nationalparktilknytning (potentielle nationalparker)
   ---
3) Størrelse
4) Biodiversitet I (tilknytning til naboområder og §3-områder)
5) Biodiversitet II (jordtype)
6) Rekreation
7) Jordrentetab.

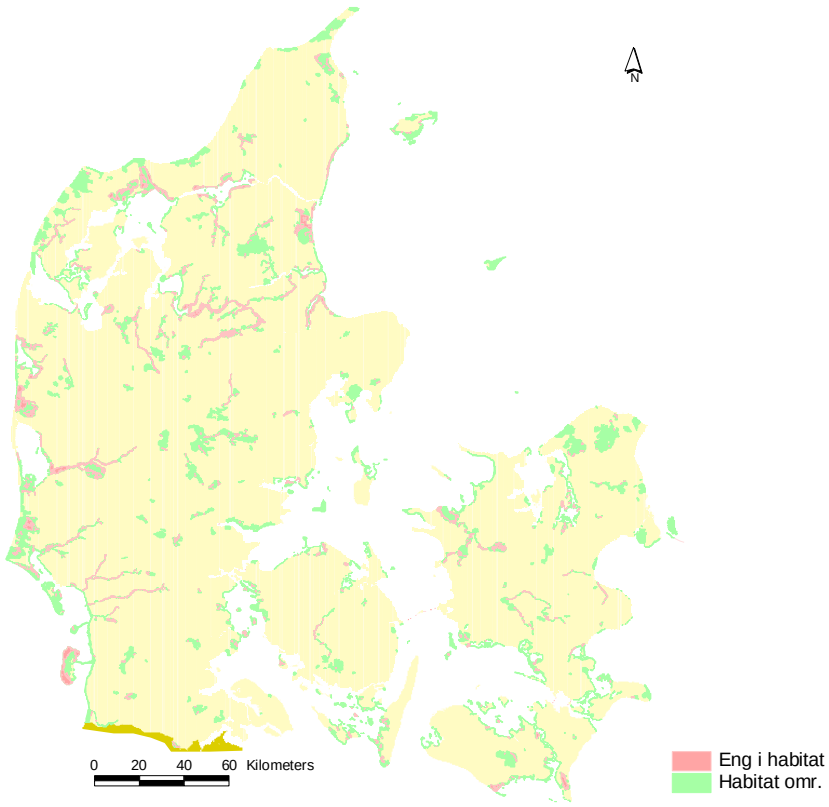
Som det er nærmere begrundet nedenfor, er det bestemt, at kriterierne 1 og 2 dominerer de øvrige kriterier. Dvs. at potentielle engarealer, der liggende i habitområder samt i potentielle nationalparkområder, udpeges uden vægtning. Principielt er der naturligvis ikke noget i vejen for at lade disse kriterier indgå i multikriterieanalysen med en vægtning i forhold til de øvrige kriterier. Men i nærværende analyse er altså kun de sidste fem kriterier, der indgår i multikriterieanalysens optimeringsprocedure.

5.1 Habitatområdetilknytning

Beliggenhed i habitatområder anses for så vigtig, at dette kriterium dominerer alle øvrige (Jensen, 2003). Det skyldes, at engarealer forventes at have et stort biodiversitetspotentiale i disse områder, ligesom der er administrative fordele ved en placering her. Potentielle engarealer i habitatområder bliver således automatisk udpeget i denne analyse.

Hvor udpegningen i nationalparker overlapper udpegningen i habitatområder er arealet medregnet til habitatområderne. Dette har især betydning i Lille Vildmose, hvor nationalparkpilotprojektet i det store hele ligger inden for rammerne af det eksisterende habitatområde.

Som vist i Tabel 4.1 ovenfor findes der 2.864 potentielle engområder i habitatområderne - med en gennemsnitlig størrelse på ca. 10 ha. Den samlede størrelse af de udpegede lavbundsarealer inden for habitatområder og nationalparker er 38.823 ha. Den automatiske udpegning via habitatområde- og nationalparktilknytning udgør således knap 39 % af den endelige udpegning. Der er givet en grafisk fremstilling af resultatet i Figur 5.1, samt i Kortbilag 3.



Figur 5.1: Fordeling af potentielle enge i habitatområder.

5.2 Beliggenhed i potentielle nationalparker

Der er fra Skov- og Naturstyrelsen et ønske om, at potentielle enge beliggende inden for grænserne af de tre opstillede pilotprojekter for nationalparker skal udpeges (Jensen, 2003). De store områder, som pilotprojekterne omfatter, har således et højt biodiversitetspotentiale (Fredshavn, 2003), og de rekreative muligheder og administrative fordele ved at udpege inden for de potentielle nationalparker er ligeledes betydelige. Beliggenhed i et nationalparkområde bliver således også et dominerende udpegningskriterium.

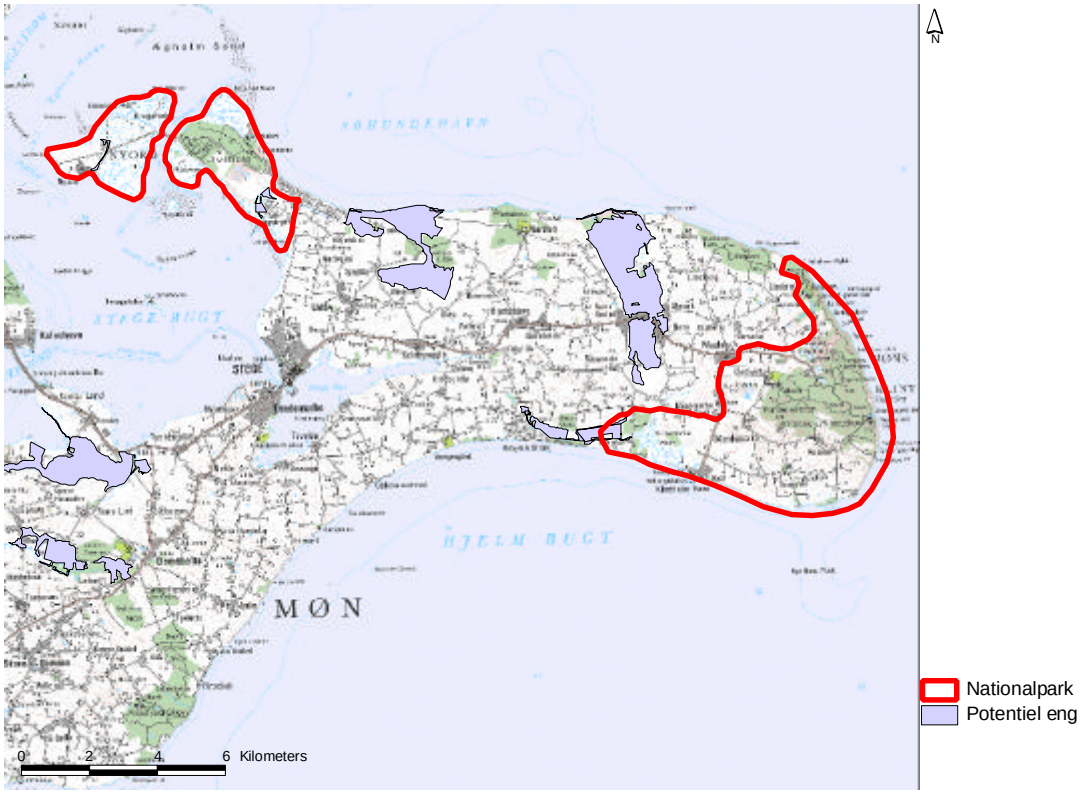
De potentielle enge, der udpeges som følge af deres beliggenhed i de hypotetiske nationalparker, udgør i alt 1.571 ha fordelt på 7 engområder – dvs. mindre end 2 % af den samlede udpegningsramme på 100.000 ha. Enge, der i forvejen er indeholdt i habitatområder, medregnes under dette areal og ikke til nationalparkarealet, jfr. omtalen ovenfor af Lille Vildmose. Medtages habitatområdeudpegningerne findes der 2.750 ha potentielle enge fordelt på 42 områder inden for de her benyttede nationalparkafgrænsninger.

Der er fra regeringens side lagt op til en høj grad af borgerinddragelse og frivillighed i forbindelse med pilotprojekterne (Miljøministeriet, 2002). Processen i de tre først besluttede pilotprojekter er ikke er nået til fasen med områdeafgrænsning endnu, og det har således ikke været muligt for de tre ansvarshavende statsskovridere at udtale sig om den geografiske afgrænsning. Nærværen-

de analyse bygger derfor på en *hypotetisk* afgrænsning, der primært er baseret på Danmarks Naturfredningsforenings (DNs) forslag (DN, 2003). De afgrænsninger, som på nuværende tidspunkt ligger fast, er inddraget. I det følgende gennemgås de benyttede afgrænsninger af de potentielle nationalparkområder i nærværende analyse.

5.2.1 Potentiel nationalpark på Møn

I forhold til DNs forslag er Ulvshale og Nyord inddraget i afgrænsningen (Jespersen, 2003). De enge, som bliver berørt af pilotprojektet på Møn, er vist i Figur 5.2, ligesom den anvendte geografiske afgrænsning er indtegnet.

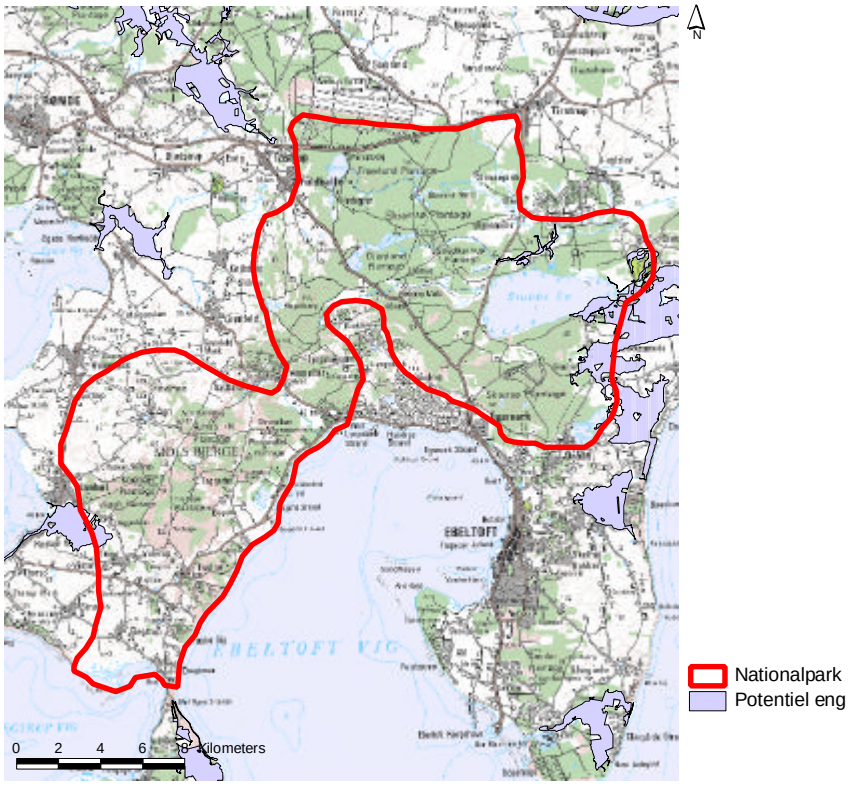


Figur 5.2: Mulig afgrænsning af nationalpark på Møn, samt de potentielle enge i området. (Baggrundskort; Copyright, Kort & Matrikelstyrelsen G 2-02).

Det ses af ovenstående, at der udpeget 101 ha med potentielle engarealer på Møn på basis af nationalparkkriteriet.

5.2.2 Potentiel nationalpark på Mols

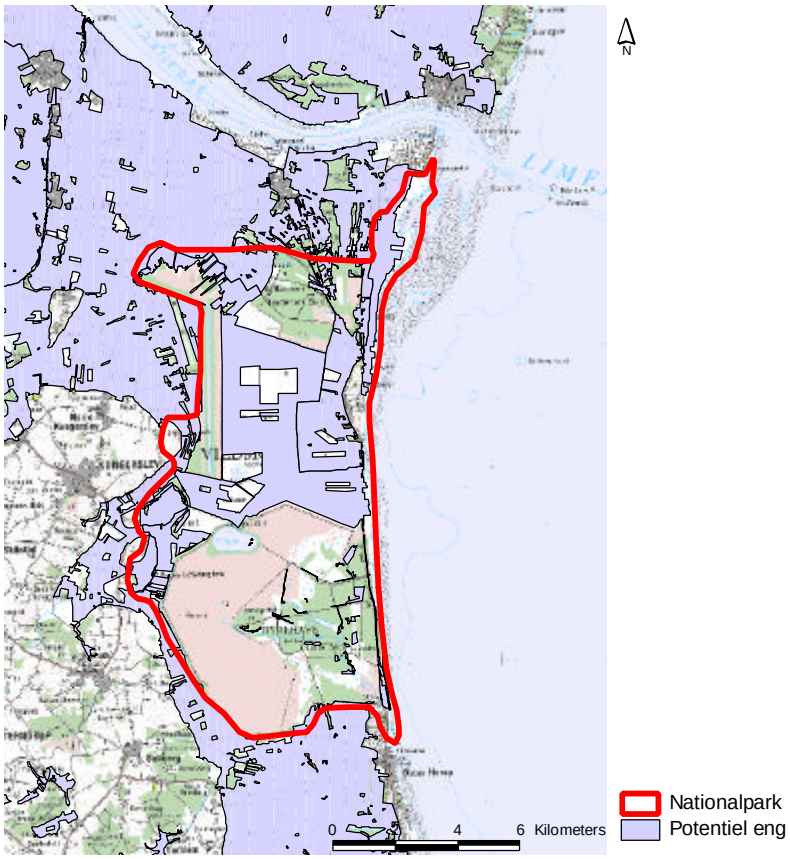
Forslaget fra DN til afgrænsning af nationalparken på Mols er fratrukket hele Helgenæsområdet, da det allerede nu står klart, at der ikke er lokal opbakning om denne del af parken. Således udgør de potentielle engområder på Mols 975 ha, se Figur 5.3.



Figur 5.3: Mulig afgrænsning af nationalpark på Mols, samt de potentielle enge i området. (Baggrundskort; Copyright, Kort & Matrikelstyrelsen G 2-02).

5.2.3 Potentiel nationalpark ved Lille Vildmose

I forbindelse med afgrænsningen af Lille Vildmose er der i forhold til DNs forslag ikke ændret ret meget. Områderne nord for Vildmosen samt Tofteskov er medtaget (Nordjyllands Amt, 2002). Ydermere er et større område i Ålborg bugt i form af et habitatområde medtaget i den foreløbige plan (Laursen, 2003), se Figur 5.4.



Figur 5.4: Mulig afgrænsning af nationalpark ved Lille Vildmose, samt de potentielle enge i området. (Baggrundskort; Copyright, Kort & Matrikelstyrelsen G 2-02).

5.2.4 Områdestørrelse som kriterium for biodiversitetspotentiale

Størrelsen af et naturområde har betydning for besøgstal, biodiversitet og omkostninger ved udtagning og drift. Det er primært i forbindelse med biodiversitet, at arealstørrelse er vigtig. En rapport om biotopmønsterets betydning anbefaler således, at man søger at opnå sammenhængende store arealer i stedet for mange små spredte (Biotopgruppen, 1982). Biodiversitetens afhængighed af områdestørrelse illustreres af de tommelfingerregler, der udtrykkes af P. Agger i "Naturplejebogen" (SNS, 1993): *"Individantallet er proportionalt med arealets (øens) størrelse og artsantallet proportionalt med kvadratet på arealet"*.

Efter forslag fra Fredshavn (2003) indgår størrelsen af det samlede naturområde, der kan dannes ved udpegning af engarealer, som et af biodiversitetskriterierne i multikriterieanalysen. Det samlede areal af et potentielt naturområde er defineret som sammenhængende potentielle engområder og §3-områder. De sammenhængende naturområder afgrænses ved at lægge en "bræmme" på 100 meter om alle potentielle engområder (Jensen, 2003). Hvor bræmmen overlapper med §3-områder eller andre potentielle enge, regnes de således sammenkædede arealet det for et samlet (potentielt) naturområde.

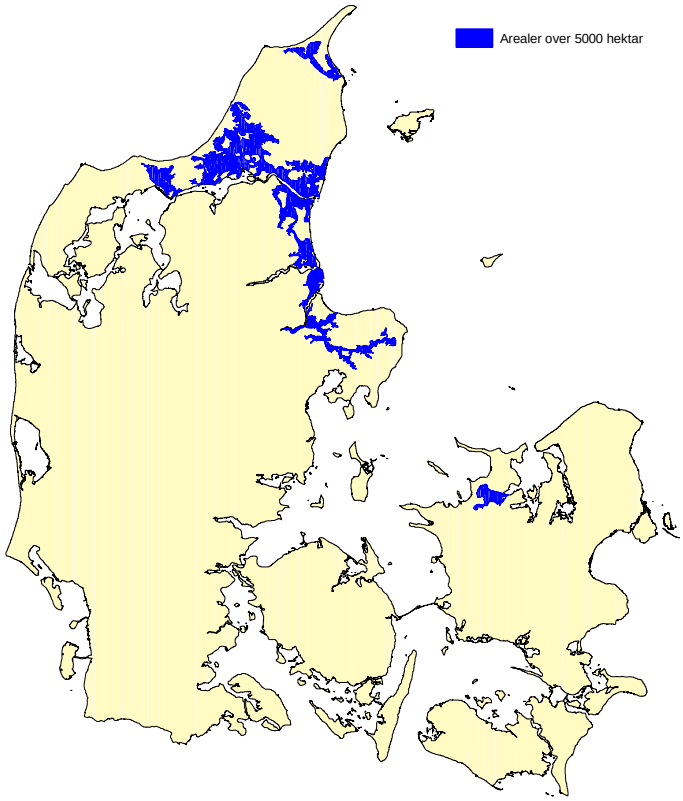
Ovenstående sammenkædningskriterier efterlader i øvrigt ret får "fritliggende enge". Der er registreret mere end 180.000 polygoner med §3-områder. Det antal potentielle enge, som ligger over 100 meter fra et §3-område, er ret beskedent. Det drejer sig således kun tale om 130 områder med et samlet areal på godt 2.100 ha, og en gennemsnitlig størrelse på 16,5 ha.

Som beskrevet i afs. 3.2.2 skal der for hvert kriterium defineres en *pointfunktion*. Pointfunktionen udtrykker værdien eller styrken af det, kriteriet repræsenteret – *in casu* biodiversitetspotentiale for de enkelte enge. Hvor mange point, den enkelte eng får tildelt under størrelseskriteriet, er bestemt af engens andel af det samlede naturareal, der dannes ved udpegning af engen. Dvs. at jo større sammenhængende naturområde, der kan dannes ved udpegning af et el. flere engarealer, desto større vægt får det/de engarealer, der indgår. Pointværdien beregnes som: samlet areal af naturområdet/areal af engen. Potentielle engarealer, der udgør en forholdsvis lille del af det samlede naturområde, vægtes således højst.

Størrelsen af et samlet naturområde beregnes under en antagelse om, at alle potentielle engarealer inden for et sådant område faktisk bliver udpeget i prioriteringsanalysen. Det vil ikke nødvendigvis være tilfældet. Der kan således være en tendens til, at størrelsen af sammensatte naturområder overvurderes. Denne tendens vil dog næppe have større betydning for udpegningen af engarealer.

5.2.5 Overgrænse for størrelsen af udpegede engarealer

Som allerede nævnt er der store flader af lavbundsarealer i det nordlige Jylland. Et eksempel er Lille Vildmose-området, hvor der findes sammenhængende lavbundsarealer på i alt 19.000 ha. Som det ses af kortet, Figur 4.5 og figur 5.5, er der tilsvarende store, omtrent sammenhængende lavbundsarealer nord for Limfjorden. Et andet eksempel på et stort lavbundsareal er Lammefjorden, hvor grønsagsproduktion spiller en væsentlig lokaløkonomisk rolle. Af regionalpolitiske grunde vil det formentlig være urealistisk at udlægge meget store sammenhænge landbrugsarealer som ekstensiv eng. Under alle omstændigheder ville udpegningsproblemet blive ret trivielt, idet de 100.000 ha engarealer let ville kunne placeres inden for nogle få lokaliteter i det nordlige og østlige Jylland. Der eksistere ikke et umiddelbart anvendeligt datagrundlag for inddragelse af lokal- og regionaløkonomiske hensyn. I multikriterieanalysen er der sat en maksimumstørrelse på 5.000 ha for udpegede engområder - som proxi for den lokaløkonomiske "tålegrænse".



Figur 5.5: Placeringen af arealer over 5000 hektar. I alt 8 arealer.

Det bør nævnes, at der i forbindelse med fastsættelse af en øvre grænse på 5000 ha vil opstå mulighed for et "overset" engpotentiale. I analysen fjernes de store arealer helt fra udpegningsmaterialet hvorved der kan argumenteres for, at en mindre udpegning (under 5000) måske kunne være sket inden for disse. Der er tale om 8 potentielle engarealer som ligger over 5000 ha. Og således mulighed for et betydeligt udpegningspotentiale (maksimalt 5000 (8 = 40.000 ha.).

I de fleste tilfælde vil det dog ikke være realistisk at udpege mindre arealer inden for disse store områder. Dette hænger sammen med, at der er tale om flade områder (marint forland og inddæmmede arealer), således vil en reetablering på delområder ikke være muligt. Skulle det alligevel ønskes vil det være nødvendigt at indlægge en buffer omkring vandløbene i disse store områder. Endvidere vil det kræve viden om lokale dræn- og grundvandsforhold og en sådanne detaljeringsgrad har ikke været mulig i nærværende analyse.

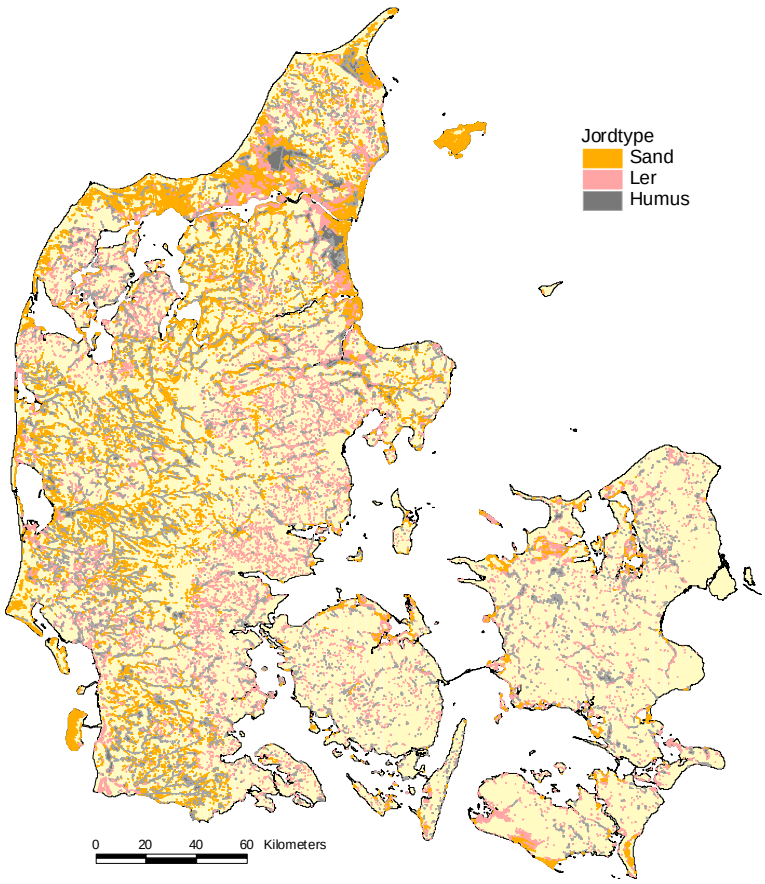
5.3 Jordtype som biodiversitetskriterium

Et andet kriterium for biodiversitetspotentiale er en enkelte engs jordtype(r). Jordtypen har betydning for karakteren af den biodiversitet, der kan fremkomme på de engarealer, der udpeges. Ifølge Fredshavn (2003) er det ønskeligt at prioritere de næringsfattige jorde højest, idet man som hovedregel kan gå ud fra, at de arter, der findes på næringsfattige lokaliteter, er de mest trængte.

Følgende jordtyper er registreret i arealdatabasen:

1 Grovsandet jord
2 Finsandet jord
3 Grov lerblandet sand/ fin lerblandet sand
4 Grov sandblandet ler/ fin sandblandet ler
5 Lerjord
6 Svær ler/meget svær ler/siltjord
7 Humus/organogen/tørv
8 Kalkholdig jord
0 Ej kortlagt,

Figur 5.6 viser den regionale fordeling af jordtyper (aggregeret til kategorierne sand, ler og humus) i de potentielle engområder.



Figur 5.6: Jordtyper i *lavbundsområder* (baseret på Dansk Jordbrugs Forskning, 1996).

Sandjorde er naturligt næringsfattige, mens lerjorde er naturligt næringsrige. I pointfunktionen for jordtypekriteriets betydning for biodiversiteten vægtes sandjorde højst og lerjorde lavest (Fredshavn, 2003). Tørvejorde er vanskeligere at rubricere, da denne jordtype dækker over natur-

ligt næringsfattige (langsomt nedbrydelige) jorde, såvel som naturligt næringsrige (hurtigt nedbrydelige) jorde. Der findes ikke dækkende information om de enkelte tørvejordsarealers tilstand i denne henseende. Tørvejordsarealers vægtes derfor som middelværdien mellem sand og ler.

5.3.1 Vægtning af jordtyper

For hvert potentielt engområde beregnes en pointværdi for næringsfattighed. Jordtyperne indgår i pointfunktionen med vægtene: ½, 1 og 1½. Jordtyperne 1-3 (sandjorde) vægtes med faktoren 1½, mens jordtyperne 4-6 (lerjorde) vægtes med ½. Jordtype 7 (tørvejord/humus) og kategorierne 8 og 0 (der ikke har større udbredelse) vægtes neutralt med værdien 1.

Matematisk er pointfunktionen defineret som følger:

$$p_j = \left[1.5 \cdot \sum_{i=1,2,3} \frac{a_{j,i}}{a_j} + 0.5 \cdot \sum_{i=4,5,6} \frac{a_{j,i}}{a_j} + 1 \cdot \sum_{i=7,8,0} \frac{a_{j,i}}{a_j} \right] \cdot 100$$

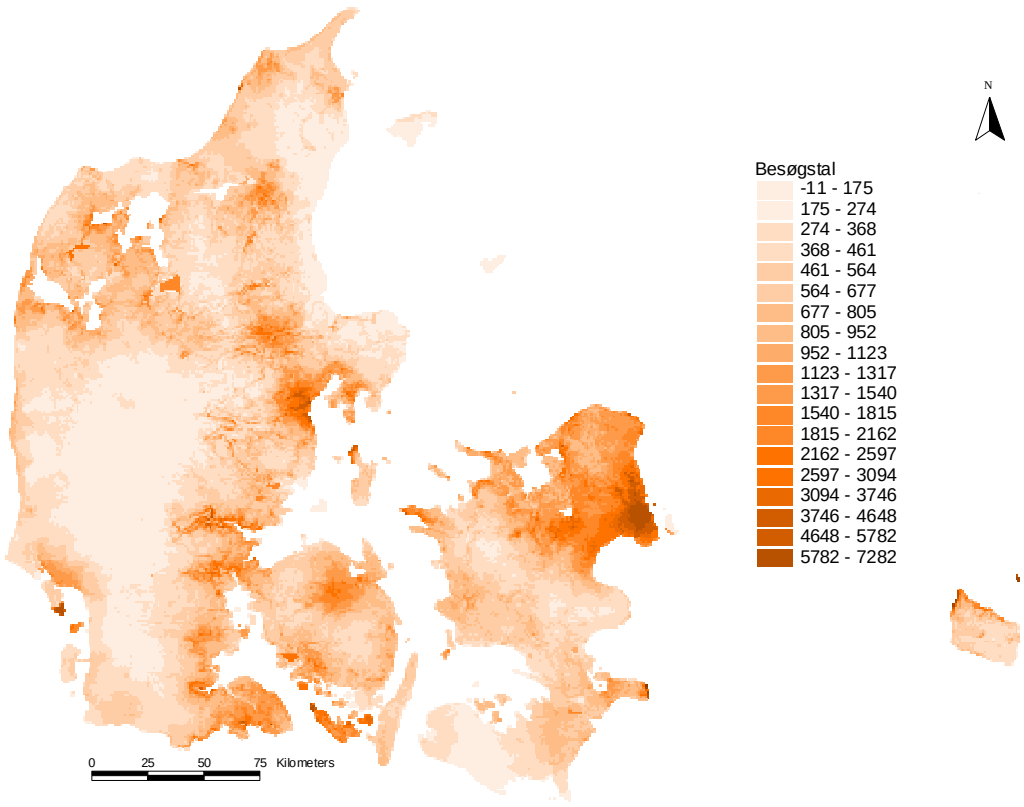
hvor a_j er arealet af engområde j og p er næringsfattighedspoint pr. ha, der beregnes ved sammenvejning af de enkelte arealer efter jordtype.

5.4 Rekreativt potentiale

De potentielle enges rekreative udnyttelse indgår også som et kriterium (benefit) i prioriteringsanalysen. Det rekreative potentiale opgøres som det forventede antal besøg i et kommende engområde. Det forvende besøgstal er beregnet ved anvendelse af en model udlånt af Forskningscenteret for Skov og landskab (FSL). Modellen er konstrueret af seniorforsker Hans Skov-Petersen. For en nærmere gennemgang af besøgsmodellen henvises til Skov-Petersen (2002).

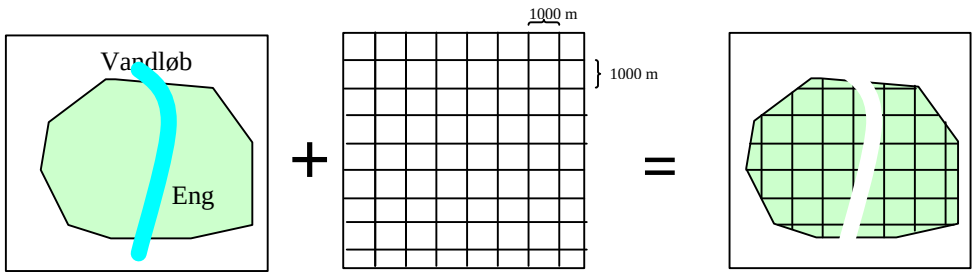
5.4.1 Overførsel af data fra besøgsmodel

Skov-Petersens model beregner besøgspotentialet for skov som en funktion af befolkningstæthed, præferencer for områdets karakteristika, transporttid og substituerende områder. I Figur 5.7 vises besøgsintensiteten i skovområder i Danmark. Modellen opererer ikke med engarealer. Anvendelse af besøgsmodellen har derfor krævet en modifikation, hvor der omregnes fra skov- til engbesøg.



Figur 5.7: Besøgsmodel med angivelse af mulige besøg i 1.000x1.000 m celler (100 ha). Tallet angiver besøgende (i bil) med under 45 minutters køretid (efter Skov-Petersen, 2002).

I første omgang sammenkædes besøgsmodellens 1.000x1.000 meter kvadrater med de potentielle engområder. Det sker ved at overlægge det enkelte engområde med det korresponderende gridnet fra besøgsmodellen. En illustration af processen ses i Figur 5.8. Derefter findes det forvende besøgstal for engområdet ved aggregering af besøgstallet i de enkelte celler.



Figur 5.8: Proces fra besøgsgrid til engniveau. De halve celler vægtes ift. areal og aggregeres til det samlede besøgstal.

Som nævnt er de overførte besøgsestimater fra FSL-modellen baseret på skovbesøg. Det er muligt at konvertere fra skov til eng, da besøgsprocenter for skov og eng kendes fra en undersøgelse af friluftsliv foretaget af Jensen(1998). Her fremgår det, at 96% af den danske befolkning besøger naturen mindst en gang årligt. Endvidere viser undersøgelsen, at 2% har eng (her som 'ren' naturtype) som det væsentligste mål for en tur i landskabet. Men da enge også besøges under an-

dre omstændigheder, f.eks. når man er en tur i skoven, vil nærheden til skov påvirke dette besøgstal. Af de 40% som har skov som væsentligste mål for en udflugt, besøger 15% også en eng. Procenterne er opgjort i nedenstående Tabel.

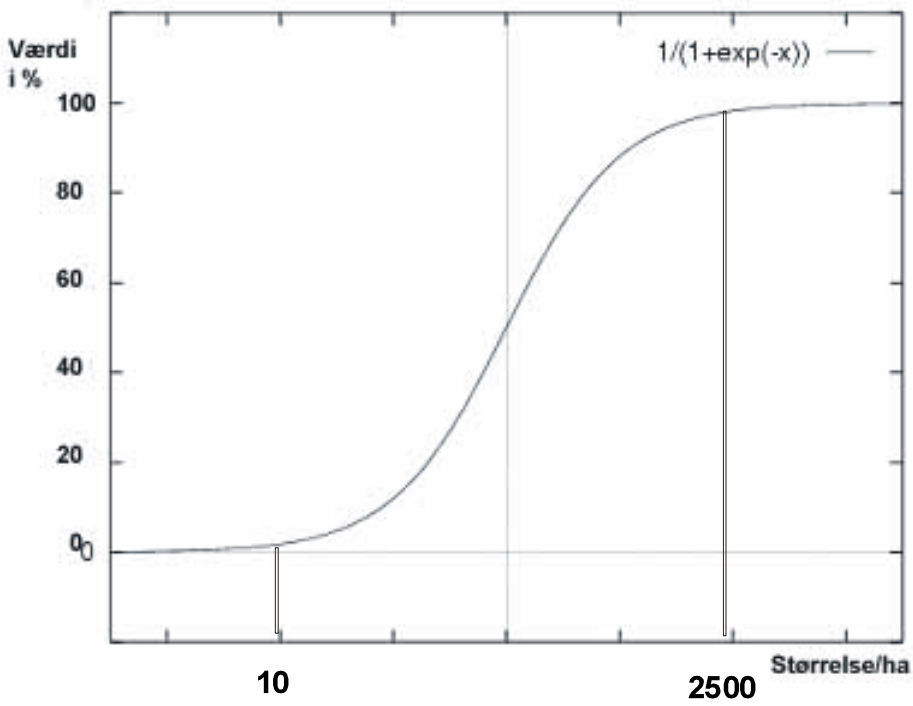
Tabel 5.1: Besøg i engområder (modeleret efter Jensen, 1998)

Naturtype	Kun engbesøg	Eng i f. m. vandløbsbesøg	Eng i f. m. skovbesøg	Eng i f. m. søbesøg	Besøgsprocent i alt
Eng	2,00%				2%
Eng m. vandløb	2,00%	1,26%			3,26%
Eng med vandløb og skov	2,00%	1,26%	6,00%		9,26%
Eng med vandløb og sø	2,00%	1,26%		1,32%	4,58%
Eng med vandløb, skov og sø	2,00%	1,26%	6,00%	1,32%	10,58%
	Tallet hentet direkte fra rapporten	Beregnet som 42% der også besøger eng af de 3% som har vandløb som væsentligste mål	Beregnet som 15% der også besøger eng af de 40% som har skov som væsentligste mål	Beregnet som 22% der også besøger eng af de 6% som har sø som væsentligste mål	

Da engudpegningen kun omfatter vandløbsnære arealer, vil kategorien med kun ”eng” ikke blive benyttet. Den enkelte engs forhold med hensyn til nærhed til skov, sø og vandløb er fundet gennem analyser i GIS. Arbejdet er sket med udgangspunkt i AIS-databasen. Potentielle enge med tilknytning til sø og skov (under 20 meter) er således registreret. Der er i forbindelse med udpegningen sat en minimumsstørrelse på 0,25 ha for skov og 0,02 ha for søer.

5.4.2 Besøg som funktion af områdestørrelse

Besøgspotentialet vil i et vist omfang afhænge af engområdets størrelse. Det må formodes, at en eng skal have en vis minimumsstørrelse, før den får rekreativ værdi. Det forholder sig formentlig også sådan, at betydningen af yderligere størrelsesforøgelser vil aftage, når et vist niveau er passeret. De overførte besøgstal fra FSL-modellen korrigeres derfor med en størrelsesafhængig variabel. Korrektionsprincippet illustreres af den sigmoide kurve i Figur 5.9. Som det fremgår, tilskrives et område først rekreativt potentiale, når størrelser overstiger 25 ha. Herefter stiger det rekreative potentiale, indtil arealstørrelsen har passeret 500 ha.



Figur 5.9: Illustration af besøgstallets formodede afhængighed af arealstørrelse

Inden for dette projekts rammer har det ikke været muligt at gennemføre undersøgelser af arealstørrelsens betydning for besøgshyppighed i engområder. Den i Figur 5.9 skitserede funktionssammenhæng er beregnet ved trinvis korrektion baseret på de skønsmæssigt fastsatte intervaller, som fremgår af Tabel 5.2.

Tabel 5.2: Korrektion af besøgshyppighed som funktion af arealstørrelse

Ha	Faktor		Kommentar
0 – 25	*	0	Ingen værdi
26 – 100	*	0,25	Kun ¼ værdi
101 - 500	*	0,5	Kun ½ værdi
501 - 8	=	1	Max værdi som 500 ha

5.4.3 Beregning af kriterieværdi for rekreation

Til anvendelse i den samlede multikriteriebeslutningsproces beregnes point for rekreationskriteriets værdi. Som beskrevet ovenfor er det beregnede rekreationspotentiale sammensat af besøgstal, naturtypeprocent, bynærhed og korrektion i relation til arealstørrelse.

Rekreationskriterieværdien er sammensat som vist i formel 5.1:

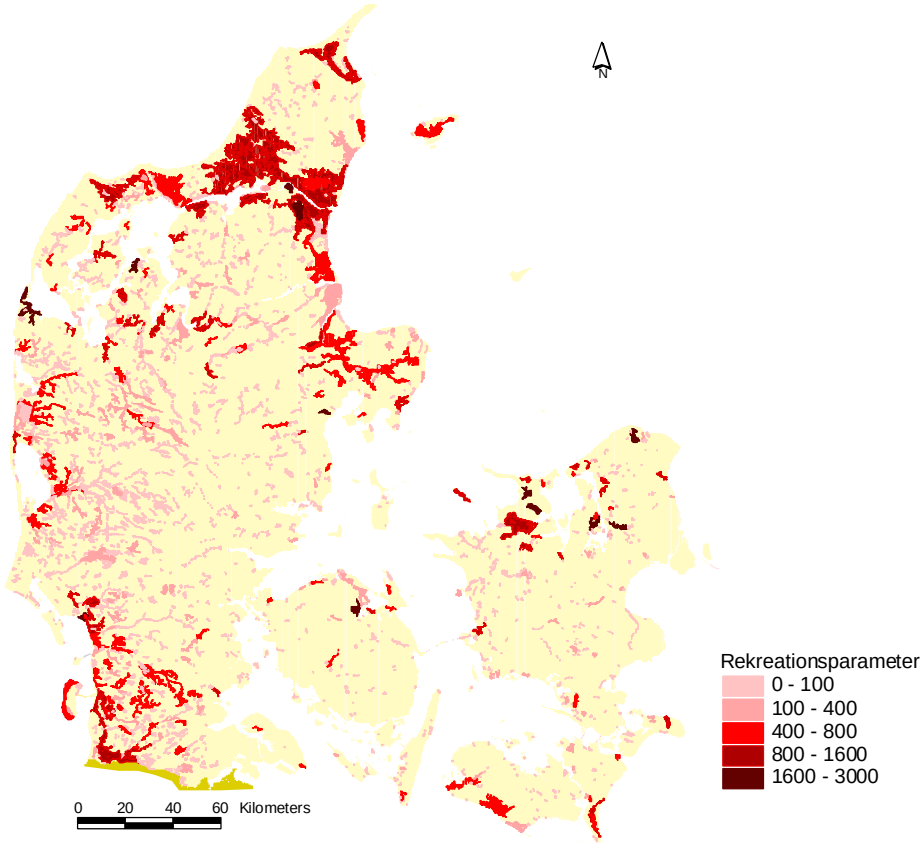
$$r = k_s \times a_j \times (b \times b_y) \quad (5.1)$$

r = *Værdi af rekreationskriteriet*
k_s = *Reduktion pga. aftagende marginalt besøgspotentiale (efter Tabel 5.2)*
a_j = Engområde j's areal (*ha)*
b = *Besøg pr. ha. (beregnet efter formel 5.2)*
b_y = *Tillæg for bynærhed (besøgstal * 10)*
.
Omregningen af besøgstallet fra skov til eng samt indregning af de forskellige naturtyper (Tabel 5.1) er sket ud fra følgende:

$$b = (b_s/s_{\%} \times 100)(n_{\%}/100) \quad (5.2)$$

b = *Besøg pr. ha*
b_s = *Besøg pr. ha for skov = besøg pr. 1000 * 1000 meter /100*
$s_{\%}$ = *procent skovbesøg = 40%*
$n_{\%}$ =*Naturtypeprocent(Tabel 5.1)*

Den beregnede rekreationsværdi er nul, når engen er under 25 ha. Af de 5.000 potentielle engområder er 3.812 mindre end 25 ha. En stor del af de potentielle engområder tildeles således ingen rekreativ værdi i prioriteringsanalysen. Den regionale variation i rekreationspotentialet ses i Figur 5.10.



Figur 510: Engområders rekreationspotentiale

6 Jordrentetab ved udtagning af arealer i omdrift

Omkostningerne ved ophør med (intensiv) planteavl på et landbrugsareal opgøres som tab af jordrente. Ud over jordrentetabet i planteproduktionen inddrages tab i husdyrproduktionen som følge af øgede harmoniproblemer i områder med stor husdyrtæthed.

Der er tale om budgetøkonomiske beregninger, der tilstræber at give et realistisk skøn over de kompensationsbeløb, som myndighederne må regne med at skulle betale ved indgåelse af aftaler om udtagning af landbrugsjord i forskellige områder. Det antages, med forbehold til de nuværende aftaler i forbindelse med vandmiljøplan II at der ikke i almindelighed vil være tale om offentlig overtagelse af jorden, men derimod om løbende kompensation.[iv] Beregningerne fokuserer derfor på det årlige jordrentetab snarere end jordens handelsværdi.

Der kan være andre omkostninger forbundet med gennemførelse med egentlige naturprojekter, hvor der fx skal tages hensyn til rekreative anvendelse. Her vil omkostningssiden også omfatte anlægs- og projektudgifter, men grundet usikkerhed omkring hvilke anlæg (parkeringspladser, gangstier mv.) der skal bygges, og i hvilket omfang der vil være politisk vilje til at gennemføre denne type projekter, har det ikke været muligt at inddrage disse omkostninger i analysen.

I de følgende afsnit gennemgås forudsætninger og hovedresultater for jordrenteberegningerne, mens det mere detaljerede talmateriale er vedlagt i form bilaget *Jordrente*.

6.1 Principper for opgørelse af jordrenten ved planteproduktion

Jordrenteberegningerne for planteproduktion er baseret på standardkalkuler for diverse afgrøder fra Landbrugets Rådgivningscenter (LRC). Det samme gælder beregningerne af det økonomiske afkast i husdyrproduktionen, her udtrykt ved nettoafkastet i driftsgrenen ”søer og smågrise”. Størrelsen af jordrenten approksimeret ved *Dækningsbidrag II* (DBII). DBII fremkommer ved at trække såvel stykomkostninger som arbejds- og kapitalomkostninger fra værdien af udbyttet. Stykomkostningerne omfatter udsæd, gødning og kemikalier m.v., mens de øvrige dyrkningsomkostninger er opgjort til *maskinstationssats*. Maskinstationssatsen dækker arbejdsomkostninger, brændstof o.a. variable omkostninger samt forrentning og afskrivninger på maskiner og udstyr. DBII repræsenterer dermed tilnærmelsesvis det nettoafkast, der er tilbage til jorden.[v] For ejeren er jordrenten det beløb, der er til rådighed til betaling af ejendomsskatter og forrentning af den lånekapital, der investeret i jorden, samt jordejerens nettoindtægt – positiv eller negativ. Såfremt kalkulerne afspejler den faktiske økonomiske adfærd, vil DBII (opgjort pr. ha for et repræsentativt sædskifte) svare til den forpagtningsafgift, der typisk kan betales for dyrkningsretten til jord af den pågældende bonitet.

Ud fra en langsigtsbetragtning ”burde” jordejeren være indifferent mht. til på den ene side at have mulighed for uændret anvendelse af jorden; og på den anden side at acceptere en given dyrk-

ningsrestriktion til gengæld for en (løbende) erstatning svarende til nedgangen i DBII. Principielt skulle DBII således kunne betragtes som en proxi for lodsejerens *reservationspris* mht. indgåelse af aftaler om udtagning af omdriftsarealer. Dvs. at kompensationstilbud under dette beløb vil blive betragtet som ufordelagtige, mens kompensationstilbud (marginalt) højere end reservationsprisen vil blive betragtet som fordelagtige. I praksis knytter der sig imidlertid problemer til opgørelse af jordens (markeds)økonomiske værdi ud fra driftsøkonomiske kalkuler - både når det gælder den enkelte jordejers reservationspris og den markedsbestemte forpagtningsværdi eller handelspris.

Ser vi på reservationsprisen, vil det gælde, at det økonomiske tab ved accept af en dyrkningsrestriktion kan være større end den beregnede nedgang i DBII. Det vil typisk være tilfældet, når ejeren driver jorden med egne maskiner og egen arbejdskraft. Her vil det økonomiske tab afhænge af den aflønning, disse produktionsfaktorer kan opnå i alternative anvendelser. Eksisterer der ikke alternative anvendelser for ejerens arbejdskraft, maskiner og andet kapitalapparat, så vil denne i en kortere eller længere tilpasningsperiode have større tab, end de her beregnede.

6.2 Principper for opgørelse af jordrenten ved husdyrproduktion

I husdyrtætte områder betales der typisk højere forpagtningsafgifter/jordpriser end de beløb, som afkastet i planteproduktionen berettiger. Her øver behovet for jord til overholdelse af det lovpligtige harmonikrav[vi] væsentlig indflydelse på prisdannelsen. Det vil sige, at afkastet i husdyrproduktionen spiller en rolle for størrelsen af jordrenten – og dermed det beløb der kræves som kompensation for jordejerens tab ved udtagning af omdriftsarealer. Hvor stor betydning husdyrproduktionen vil have for jordrentetabet, afhænger af husdyrtætheden i området.

Bindingen af husdyrproduktionen til jorden via harmonikrav betyder, at landbrugsjord bliver en begrænsende faktor for husdyrproduktionens størrelse i områder, hvor harmoniarealet er fuldt udnyttet. I modsætning til arbejdskraft og bygningskapital kan produktionskapaciteten i form af harmoniarealer kun øges ved overtagelse af denne produktionsfaktor fra andre producenter – der så må nedskære husdyrproduktionen tilsvarende. For gruppen af husdyrproducenter er udbuddet af harmoniarealer altså begrænset til størrelsen af landbrugsarealet i det relevante område. Dvs. at udbuddet af denne produktionsfaktor er uelastisk. Udbuddet af de øvrige produktionsfaktorer i form af fodermidler, arbejdskraft, bygninger osv. er derimod elastisk, selvom priserne i et vist omfang kan være konjunkturafhængige. Det uelastiske udbud af harmoniarealer i husdyrtætte områder betyder, at landbrugsjord kan have en positiv skyggepris i husdyrproduktionen. Denne skyggepris svarer til størrelsen af det nettooverskud, der (evt.) kan opnås i husdyrproduktion, når de (udbudselastiske) produktionsfaktorer aflønnes til alternativomkostningerne ved at beskæftigede dem i den pågældende produktion. Jordens skyggepris i husdyrproduktionen svarer dermed til det jordrentebegreb, der blev defineret for planteproduktionens vedkommende.

Den regionale udvikling i jordpriser og forpagtningsafgifter gennem de seneste år indikerer, at der er en betalingsvilje for harmoniarealer, som ligger væsentligt over det jordrenten i planteproduktionen berettiger. Det kan umiddelbart virke overraskende, idet mange regioner i de østlige dele af landet har en husdyrproduktion, der ligger væsentlig under det maksimumsniveau, som harmonikravene sætter. En del af forklaringen kan være, at indførelsen af harmonikrav har resulteret i overskydende staldkapacitet i husdyrtætte områder. De alternative afkastmuligheder for eksisterende staldkapital er som regel ret beskedne. Det vil derfor være økonomisk fordelagtigt at udnytte produktionsapparatet, så længe de variable omkostninger kan dækkes. Den del af indtjeningen, der overstiger de variable omkostninger, vil det kunne betale sig at benytte til aflønning af harmoniarealer. Man kan her tale om det økonomisk begreb *quasi-rent*, idet afkastet til harmoniarealerne vil aftage i takt med bygningskapitalens nedslidning og forældelse - for til sidst at bortfalde når husdyrproduktionen ikke længere er i stand til at dække de variable omkostninger.

Overskydende bygningskapital kan dog ikke alene forklare interessen for erhvervelse af harmoniarealer. Også i områder med stor husdyrtæthed er der interesse for at udvide produktionskapaciteten, især inden for svineproduktionen. Der er således grund til at antage, at effektive producenter har været i stand til at opnå et resultater inden for svineproduktionen, som giver mulighed for et afkast til harmoniarealer efter normalaflønning af de øvrige produktionsfaktorer. Antagelserne om husdyrtæthedens betydning samt beregning af jordrente i husdyrproduktionen er der gjort nærmere rede for i de følgende afsnit.

6.3 Beregningsforudsætninger

Det økonomiske tab i planteproduktionen ved udtagning af omdriftsarealer beregnes ved anvendelse af *sædskiftemodeller*, der viser de gennemsnitlige dækningsbidrag for sædskifter tilpasset de forskellige jordtyper. I det følgende gennemgås forudsætningerne bag disse beregninger.

6.3.1 Kalkulemodeller

For samtlige sædskifter er opgørelsen af DBII baseret på de udbytteniveauer, priser og dyrkningsomkostninger, der indgår i Landbrugets Rådgivningscenters (LRCs) budgetkalkuler for enkeltafgrøder (Landbrugets Rådgivningscenter, 2002). Der er ved markudbytter regnet med normalår. Effektivitetsniveauet i LRCs budgetkalkuler svarer til det, som opnås ved god driftsledelse. Dvs. den produktivitet, der i gennemsnit opnås af landmænd, der benytter produktionsstyring, f.eks. markstyring i planteproduktionen og E-kontrol i svineproduktionen.

Alternativt kunne Fødevareøkonomisk Instituts (FOI) opgørelse af DBII i landbrugets driftsgrene anvendes. FOIs beregninger er baseret på stikprøver fra et repræsentativ udsnit af heltidslandbrug, som indgår i FOIs Landbrugsregnskabsstatistik (Fødevareøkonomisk Institut, 2001). FOIs gennemsnitstal viser et noget lavere DBII end LRC normberegninger. I Tabel 6.1 nedenfor er

forskellen på FOIs og LRCs tal illustreret for vårbyg. Som det fremgår af tabellen er DBII i FOIs statistik 12-19% mindre end DBII i LRCs budgetkalkuler.

Tabel 6.1: DBII i vårbyg i FOIs regnskabsstatistik og LRCs standardkalkuler. 2001

Afgrøde	FOI Sand u. vanding	LRC Sand u. vanding	% forskel mellem FOI og LRC	FOI Ler	LRC Ler	% forskel mellem FOI og LRC
Vårbyg	1.698-1.718 kr.	2.104 kr.	18-19%	2.851 kr.	3.226 kr.	12%

Selv om LRCs budgetkalkuler således overestimerer det gennemsnitlige jordrentetab ved udtagning af omdriftsarealer, vurderes LRCs tal alligevel at være de mest relevante i nærværende sammenhæng. Det skyldes, at forpagtningsafgifter og jordpriser – og dermed de potentielle kompensationskrav ved udtagning af landbrugsjord – må antages at være bestemt af, hvad de mere effektive landmænd er i stand til at betale. Det kan tilføjes, at LRCs budgetkalkuler også er benyttet som udgangspunkt for beregning af kompensation ved vandværkers indgåelse af dyrkningsaftaler om ophør med pesticidanvendelse og reduceret kvælstofniveau (Dubgaard & Mortensen, 2000; Rasmussen, 2003).

6.3.2 Opgørelse af arbejds- og maskinomkostninger

I modelberegningerne opgøres arbejds- og maskinomkostningerne ved dyrkning af div. afgrøder på basis af *Budgetkalkuler 2002* fra LC. Her er alle arbejds- og maskinomkostninger opgjort til maskinstationstakster for enkeltopgaver på markniveau. De ”officielle” takster tenderer formentlig til at overvurdere de faktiske priser, der tages for maskinstationsarbejde, men statistiske data desangående er ikke tilgængelige.

Ved anvendelse af egne maskiner og egen arbejdskraft kan der ud fra en marginalbetragtning være tale om væsentlig lavere omkostninger end de totalomkostningsopgørelser, som maskinstationstaksterne repræsenterer. Det skyldes bl.a., at kapitalomkostningerne ikke reduceres væsentligt ved mindre ændringer i maskinudnyttelsen. Et andet usikkerhedsmoment er, hvilken aflønning den enkelte landmand ”kræver” for egen arbejdsindsats. Når der som her benyttes maskinstationssatser, antages det, at eget arbejde kræves aflønnet på niveau med arbejdslønnen for ansatte i maskinstationsbranchen. I praksis kan landmandens aflønningskrav være større eller mindre end denne imputerede lønsats. For mange vil der sandsynligvis være tale om et lavere aflønningskrav pr. arbejdstime, idet de fleste landmænd – alt andet lige - formentlig foretrækker arbejde på egen bedrift frem for lønarbejde. Ved indskrænkninger i bedriftens produktion, som medfører at ejerens arbejdskraft ikke længere kan udnyttes fuldt ud på bedriften, må man derfor regne med, at den beregnede ændring i DBII vil tendere til at undervurdere det af landmanden oplevede tab. Det gælder specielt på kortere sigt. På længere sigt vil der for mange bedrifter være mulighed for at udvide gennem forpagtning og/eller opkøb af jord. At landmænd i praksis værdisætter arbejds- og maskinindsatsen til lavere priser, end de officielle maskinstationssatser,

kan forklare de tilsyneladende paradokser, som regnskabskalkulerne ind imellem fører frem til i form af DBII, der for visse afgrøder og jordtyper er lavere end i den bedste alternative anvendelse af jorden – eller direkte negative.

6.3.3 Jordtype og dækningsbidrag

Identifikationen af potentielle engarealer er baseret på registreringen af 'lavbundsarealer' i Danmark. Denne registrering er foretaget af Dansk Jordbrugsforskning, fra hvis database oplysningerne er hentet. Størstedelen af disse arealer er angivet ved jordtype. Jordtypen anvendes som indikator for jordens udbyttepotentiale eller bonitet. Når det drejer sig om lavbundsjorde har dræningstilstanden imidlertid afgørende betydning for udbyttepotentialet - og dyrkningsmulighederne i det hele taget. "Vandlidende" jorde anvendes normalt kun til vedvarende græs.

Ved afvanding og kultivering af organogene jorde (tørvejorde) medfølger der en iltningsproces, der bevirker en sætning af jorderne (kold forbrænding). Denne proces mindsker gradvis afstanden mellem jordoverfladen og grundvandet. Ved fortsat drift vil en stigende del af et givet areal blive marginaliseret og udgå af almindelig landbrugsdrift. De langsigtede samfundsmæssige omkostninger ved anvendelse af jorden til naturformål bliver mindre, jo hurtigere denne marginalisering ville have fundet sted. Lavbundsjord antages at være marginaliseret, når jordbundsforholdende ikke længere tillader dyrkning i omdriften, idet alternative muligheder for ekstensiv græsning og høslæt i bedste fald kun kan give en meget beskeden jordrente. Et areal kan betragtes som marginaliseret, når jorden har sat sig så meget, at afstanden mellem terræn og grundvand bliver kritisk - dvs. når man ikke længere kan regne med at få sået og høstet rettidigt, fordi jorden er for våd til at kunne bære maskinerne.

Desværre findes der hverken opgørelser over dræningstilstand eller arealanvendelse for lavbundsjorde. Heller ikke en række telefonopkald til landboforeninger forskellige steder i landet har gjort det muligt at opstille generelle kriterier for fastlæggelse af udbytteniveau eller sædskifte. Udbytteniveau og sædskifte varierer meget både lokalt og regionalt. På grund af de meget begrænsede oplysninger om sætningsgrader og dræningstilstande for landets lavbundsarealer, er det ikke muligt at tage højde for, at nogle af de potentielle engarealer formentlig allerede er marginaliseret grundet en dårlig dræningstilstand - eller i den nærmere fremtid kan forventes at blive det. Nærværende beregninger bygger derfor på en antagelse om, at lavbundsjordenes dræningstilstand ikke giver dyrkningsmæssige problemer.

Denne antagelse, vil medføre en tendens til, at de beregnede omkostninger ved udpegningen af allerede marginaliserede jorde bliver overestimeret. Med de nuværende landbrugsstøtteordninger er det dog ikke alle mere eller mindre marginaliserede arealer, der er uden økonomisk værdi for ejeren. I det omfang, arealerne kan benyttes til opfyldelse af braklægningsforpligtelserne under EUs arealstøtteordning, vil jorden give et økonomisk afkast svarende til jordrenten på de arealer, der alternativt skulle udgå af drift. Hvis arealet derimod ligger udyrket jord hen *uden* for brak-

lægningsordningen, vil jordrenten være lig 0. Det har ikke været muligt at vurdere, i hvilket omfang marginaliserede lavbundsarealer indgår i braklægningsordningen.

Dækningsbidragene for lavbundsjordene er baseret på de generelle budgetkalkuler for sand og ler fra Landbrugets Rådgivningscenter (2002). For sand på lavbundsarealer antages udbytteniveauet at svare til *vandet* sandjord. Da der er tale om lavbundsjord, er der ikke medregnet omkostninger til vanding for sandjordsarealerne (se bilaget "Jordrente"). Forskellen mellem DBII for hhv. vandet sand og lerjord bliver dermed lille. LRC har ikke er udarbejdet budgetkalkuler for organogene jorde. I nærværende undersøgelse antages det, at organogene jorde har samme udbyttepotentiale som vandet sandjord. Under disse antagelser bliver der ikke den store forskel på jordrentetabet ved udtagning af forskellige jordtyper. De afgørende forskelle afhænger dermed af husdyrtætheden.

6.3.4 Fortrængning af husdyrproduktion ved udtagning af harmoniarealer

Som tidligere omtalt øver behovet for harmoniarealer væsentlig indflydelse på jordværdien i husdyrtætte områder. Der findes opgørelser af husdyrtætheden på kommunalt niveau (DMU, 2003). I nærværende analyse antages det, at husdyrtætheden i den kommune, som et lavbundsareal er beliggende i, er det relevante niveau for arealets betydning i harmonisammenhæng.

I områder med lav husdyrtæthed vil det som regel være forholdsvis let at kompensere for en nedgang i harmoniarealet gennem omfordeling af husdyrgødningen. Det kan ske ved indgåelse af gylleaftaler med bedrifter, hvor der er ledige harmoniarealer, og ved forpagtning og jordkøb vil prisen kun i beskedent omfang være påvirket at konkurrence fra andre husdyrproducenter. Ved stigende husdyrtæthed bliver det vanskeligere at finde ledige harmoniarealer til gylleaftaler, ligesom prisdannelsen ved forpagtning og jordkøb vil være påvirket af konkurrencen om harmoniarealer. Der har ikke været modelberegninger til rådighed for vurderingen af husdyrtæthedens betydning ved udtagelse af lavbundsarealer. Beregningerne i denne undersøgelse bygger på følgende antagelser:

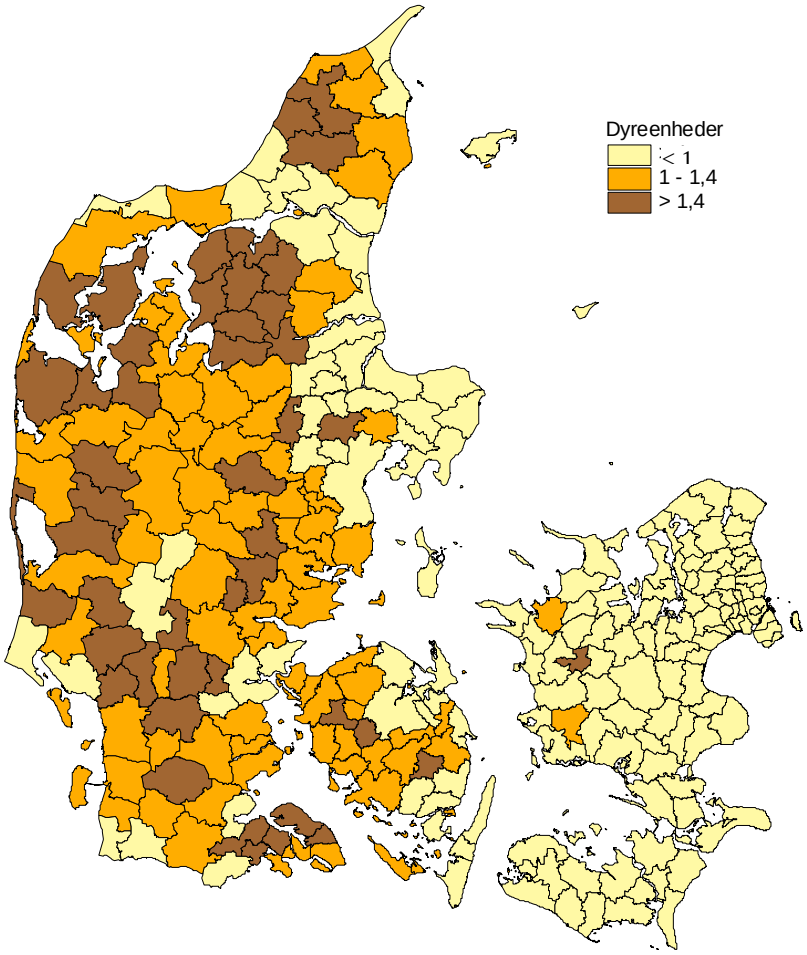
- Antal dyreenheder < 1 pr. ha i kommunen. Udtagning vil ikke påvirke husdyrproduktionen. Tab af harmoniareal vil uden større omkostninger kunne kompenseres gennem gylleaftaler mv.

- Antal dyreenheder mellem 1 og 1,4 pr. ha i kommunen. Nedgang i harmoniarealet vil (kun) delvis kunne kompenseres gennem gylleaftaler mv. Det antages, at husdyrproduktionen reduceres med 50% af det antal dyreenheder, som de udtagne lavbundsarealer kan understøtte. Dvs. en nedgang i husdyrproduktionen svarende til 0,7 dyreenheder pr. udpeget hektar.

- Antal dyreenheder >1,4 pr. ha i kommunen. Nedgang i harmoniarealet vil ikke i noget større omfang kunne kompenseres gennem gylleaftaler mv., medmindre andre bedrifter reducerer

produktionen tilsvarende. Det antages, at husdyrproduktionen reduceres med 1,4 dyreenheder/ha ved udtagning af lavbundsarealer.

Den regionale fordeling af husdyrtætheden ses i Figur 6.1.



Figur 6.1: Dyreenheder på kommuneniveau (efter DMU, 2003)

6.3.5 Beregning af jordrente for harmoniarealer i husdyrproduktionen

Som beskrevet kan jordrenten i husdyrproduktionen beregnes som størrelsen af nettooverskuddet, når alle øvrige produktionsfaktorer er aflønnet (dvs. DB II i standardkalkulerne). Dette beløb er af varierende størrelse i de forskellige produktionsgrene inden for husdyrbruget. I nærværende sammenhæng er der behov for at finde en proxi for nettoafkastet hos de husdyrproducenter, der har dominerende indflydelse på efterspørgslen efter harmoniarealer. De mest ekspansive i denne sammenhæng er svineproducenterne, der igen kan opdeles i smågriseproducenter, slagtesvineproducenter (på basis af indkøbte smågrise) og producenter med både sohold og slagtesvineproduktion. På grund af databegrænsninger benyttes smågriseproduktion som proxi for nettoafkastet i svineproduktionen, nærmere betegnet dækningsbidrag II i sohold (med produktionen af smågrise op til 30 kg).

I denne produktionsgren svarer en årsso til 0,36 dyreenheder ved produktion af 23 smågrise på årsbasis. På grundlag af regnskabstal fra LRC er dækningsbidrag II beregnet til 700 kr./årsso – over en periode hvor de cykliske svingninger i svinepriserne er udjævnet. Opgjort i forhold til harmoniarealet giver det et dækningsbidrag på 2.722 kr./ha (700·1,4/0,36 = 2.722 kr./ha).

6.3.6 Omkostninger ved spuling af dræn for okker

En stor del af de lavbundsarealer, som indgår i analysen, ligger i områder, hvor der udfældes okker i drænrørene, som derved med tiden mister deres dræningsevne. Det er derfor nødvendigt at spule drænrørene med jævne mellemrum. Der findes ikke statistik for omfang og omkostninger ved spuling af drænrør på lavbundsarealer. Efter samtaler med Dansk Maskinstationsforening og et udvalg af maskinstationer, der har stor erfaring med spuling af drænrør for okker, antages det, at lavbundsjorde med okkerpotentiale skal spules hvert andet år[vii]. Udgiften til spuling af dræn er sat til 263 kr./ha/år. Dette tal er skønnet under antagelse om, at drænrørene er af nyeste type, at deres lokalisering i marken medfører, at der ikke behov for at frilægge dem i spulingsprocessen, og at der kan spules drænrør på en ha/time. Udgiften på 262 kr./ha/år for jorde med okkerpotentiale vurderes derfor at være et konservativt skøn over de faktiske udgifter. For okkerpotentielle arealer reduceres dækningsbidrag II i planteproduktionen med det beregnede beløb til okkerspuling.

6.3.7 Pumpe- og vandløbsvedligeholdelsesudgifter

På en del dyrkede lavbundsarealer reguleres grundvandsstanden ved pumpning. Hvor det er tilfældet, burde DBII i standardkalkulerne reduceres med pumpeudgifterne. I analysen af Skjern Å-projektet blev de gennemsnitlige pumpeudgifter/ha opgjort til godt 200 kr./år (se Dubgaard et al., 2002b). Det har dog ikke været muligt at finde data, der beskriver hvilke lavbundsarealer, der har vandstandsregulering ved pumpning. Det er derfor ikke muligt at inddrage dette aspekt i analysen.

Umiddelbart kunne det tænkes, at konverteringen fra intensivt drevet landbrug til ekstensiv græsning eller høslæt kunne medføre en besparelse i vandløbsvedligeholdelsesomkostningerne i form af pleje af åbrinker mv. Det er dog næppe tilfældet i nærværende sammenhæng, da det er bestemt, at konvertering til ekstensiv græsning eller høslæt ikke må få indflydelse på de nærliggende vandløbs vandføringsevne. Vandløbsvedligeholdelsesomkostningerne antages at være upåvirkede af arealkonvertering.

6.4 Jordrente ved ekstensiv græsning eller høslæt

Det antages, at omlægning af lavbundsjord i omdrift til græsarealer uden for omdrift skal ske efter følgende retningslinier:

- Græsset må ikke omlægges.
- Græsset skal være etableret uden kvælstoffikserende planter.

- Der må ikke tilføres gødning.
- Der må ikke benyttes plantebeskyttelsesmidler (pesticider).
- Arealerne skal afgræsses og/eller benyttes til et eller flere høslæt hvert år.
- Græsningstrykket må højst svare til 1,4 storkreatur/ha i gennemsnit over udbindingsperioden.
- Arealerne må ikke vandes.

Der findes ingen standardkalkuler for høslæt eller afgræsning under ovennævnte betingelser, men praksis viser, at det ikke er muligt at opnå et væsentligt økonomisk afkast i græsproduktion under de nævnte forudsætninger. I de vestlige egne af landet, hvor der er en forholdsvis stor malkekvægbestand, er der efterspørgsel efter græsningsmuligheder for opdræt (kvier). Det giver mulighed for et mindre, positivt afkast til jorden. I resten af landet er ekstensive græsarealer for det meste uden økonomisk værdi. I en del tilfælde yder offentlige myndigheder forskellige former for tilskud til afgræsning af denne type arealer.

Dubgaard et al. (2002b) estimerede den forventede jordrente ved ekstensiv græsning af lavbundsarealer ud fra lignende drift på Tipperne og Skallingen. Her betaler malkekvægproducenter for at have kvier på græs om sommeren – under hegning og tilsyn ved Skov- og Naturstyrelsen. På grundlag af oplysningen om indtægter og udgifter ved græsningsaktiviteten i disse områder, samt beregninger af hegningsomkostninger, er den forventede jordrente ved ekstensiv græsning opgjort til ca. 170 kr./ha/år. Det betyder, at græsning - alt efter boniteten - dækker ca. 5-7% af jordrentetabet ved opgivelse af dyrkning i omdriften.

6.5 Omkostninger ved plejeforanstaltninger

Omlægning af 100.000 ha lavbundsarealer til ekstensiv drift vil betyde en kraftig forøgelse af udbuddet af sådanne græsningsmuligheder. I bedste fald kan man forestille sig, at det i kvægegnene vil være muligt at få afgræsset de nye arealer uden tilskud. I resten af landet må man regne med, at der skal ydes tilskud for at sikre det ønskede græsningstryk eller slåning gennem frivillige aftaler. Givet at græsning og slåning kan sidestilles som plejeformer, kan det maksimale plejetilskud opgøres som det billigste af de to alternativer. Maskinstationstaksten for græsslåning (uden fjernelse af plantemateriale) er i størrelsesordenen 600 kr. pr. ha (Håndbog for driftsplanlægning).

6.6 Beregning af jordrenten/DB II i sædskiftemodeller

Beregningerne af mistet jordrente ved udtagning af omdriftsarealer er baseret sædskiftemodeller for jordtyperne sand, ler og organogene jorde. DB II for afgrøder på sandjorde er beregnet ud fra udbytteniveauet ved vanding, men uden at belaste driften med vandingsomkostninger, da den naturlige vandforsyning antages at være tilstrækkelig på lavbundsarealer. DB II for afgrøder på

organogene jorde antages at svare til DB II på sandjord – beregnet som ovenfor beskrevet. I Tabel 6.2 ses de beregnede dækningsbidrag for de benyttede sædskiftemodeller og jordtyper. For en mere detaljeret gennemgang henvises til bilaget "Jordrente".

Tabel 6.2: Sædskiftemodeller og dækningsbidrag

Sand	**Andel**	**DBI**	**DBII (jordrente)**
Vårbyg u. udlæg	22,5	5906	2999
Vinterbyg	22,5	5867	2655
Vinterhvede	22,5	6053	2878
Vinterraps	22,5	4896	1826
Grønbrak I omdrift	10	2104	1779
Vægtet DB	100	5323	**2508 kr./ha**
Ler	**Andel**	**DBI**	**DBII**
Vårbyg u. udlæg	22,5	6459	3056
Vinterbyg	22,5	6737	3090
Vinterhvede	22,5	7178	3134
Vinterraps	22,5	5771	2234
Grønbrak I omdrift	10	2104	1779
Vægtet DB		6093	**2769 kr./ha**
Humus	**Andel**	**DBI**	**DBII**
Vårbyg u. udlæg	18	5906	2999
Vinterhvede	18	6053	2878
Vinterbyg m. udlæg	18	6255	3160
Sædskifte græs. Kløvergræs 1. slæt+afgr.	36	4438	3099
Grønbrak I omdrift	10	2104	1779
Vægtet DB	100	5087	**2920 kr./ha**

6.7 Mistet jordrente for jordtyper og husdyrtæthed

I Tabel 6.3 er der præsenteret en række regneeksempler, som illustrerer opgørelsen af jordrentetab mv. ved udtagning af omdriftsarealer. Det forudsættes, at jordtyperne inden for det udtagne areal fordeler sig således: sand 30%, ler, 30% organogen 40%[viii]. Ud over tab af jordrente i planteproduktionen medtages tab af nettoafkast i husdyrproduktionen i områder, hvor harmoniproblemer forventes at gøre sig gældende ved udtagning af landbrugsarealer.

Som det fremgår af Tabel 6.3 stiger jordrentetabet ved udtagning drastisk, hvis det potentielle engareal ligger i et område, hvor husdyrtætheden er høj – nærmere betegnet fra 2.750 kr./ha ved

en tæthed på under 1,0 dyreenheder til knap 5.500 kr./ha ved mere end 1,4 dyreenheder. Ved 5% kalkulationsrente svarer det til jordværdier i intervallet 55.-110.000 kr./ha. De faktiske handelspriser for landbrugsjord befinder sig i det store hele inden for dette interval.

Tabel 6.3: Udregning af tabt DB II for forskellige jordtyper og husdyrtætheder mm.

	DBII sand kr./ha	DBII ler kr./ha	DBII Organogen kr./ha.	Vægtet DB II kr./ha	DBII–tab i husdyrprod. kr./ha	Omk. ved okkerspuling	Samlet DBII-tab kr./ha
Dyreenheder <1,0/ha	2508	2769	2920	2751	0	-	2751
1,2/ha<dyreenheder<1,4/ha	2508	2769	2920	2751	1361	-	4112
Dyreenheder >1,4/ha	2508	2769	2920	2751	2722	-	5473
Dyreenheder <1,0/ha	2508	2769	2920	2751	0	-263	2488
1,2/ha<dyre-enheder<1,4/ha	2508	2769	2920	2751	1361	-263	3849
Dyreenheder>1,4/ha	2508	2769	2920	2751	2722	-263	5210

6.8 Konstruktion af jordrentekriteriet

Jordrentekriteriet i multikriterieanalysen er sammensat af følgende tre dele:

- Tab af jordrente i planteavlen (som funktion af jordtype)
- Omkostning i f. m. harmonikrav
- Sparet omkostning til drænvedligeholdelse (okker)

Værdien af jordrentekriteriet er beregnet for den enkelte eng. Det enkelte engområde vil ofte indeholde flere forskellige jordtyper, hvilket der er taget højde for i beregningen. De beregnede omkostninger til okkerrensning er sammenkoblet med okkerpotentialet for de enkelte enge. For okkerbelastede områder reduceres jordrentetabet.

6.9 Reform af EUs landbrugspolitik

Den 26 juni vedtog EU's landbrugsministre en ny EU-reform. Det centrale i reformen er en beslutning om at afkoble den direkte landbrugsstøtte fra produktionen. Det er endnu uklar hvordan denne afkobling vil blive gennemført, men realiseres intentionerne i forslaget, vil det betyde, at jordrenten i planteproduktionen vil falde markant. Det vil betyde en væsentlig reduktion i omkostningerne ved udtagning af lavbundsarealer til naturgenopretning. Tidshorisonten for afkoblingen er fastsat til ikrafttrædelse i 2005, dog med mulighed for at udskyde reformen to år efter denne dato.

6.9.1 To modeller for afkobling af produktionsstøtte

Der er lagt op til, at medlemslandene kan vælge mellem to forskellige modeller for støtteafkoblingen, henholdsvis Franz Fischlers (landbrugskommissær) model og en dansk model (Landbrugsrådet, 2003).

1) Fischlers model: 2000-2002 benyttes referenceperiode. Det fremtidige støttebeløb beregnes på grundlag af opnået støtte i de år. Modtageren af støtten er den person, der har drevet jorden i referenceperioden (dvs. forpagteren, hvis ejeren ikke selv har drevet jorden).

2) Dansk model: Det areal, den enkelte landmand melder til det første år efter reformens ikrafttræden, er det areal, der ligger til grund for tildeling af støtterettigheder fremover.

Danmark har indtil videre lagt sig fast på en model med helt afkoblet støtte til planteproduktion (dog med visse undtagelser for frøgræs og sukkerroer) og delvis afkoblet støtte til oksekødet (Landbrugsrådet, 2003).

Dog er det overordnede oplæg til afkobling af landbrugsstøtten så bredt, at det på nuværende tidspunkt er umuligt at komme med præcise forudsigelser (Europa-Kommissionen, 2003).

6.9.2 Afkoblingens betydning for omkostninger ved engudpegning

Uanset hvilken model, der vælges, vil en afkobling af støtten til planteproduktion betyde, at der gives tilskud uafhængigt af, hvordan jorden dyrkes - og uafhængigt af *om* den dyrkes. En sådan afkobling af støtten vil betyde, at jordrenten ved *dyrkning* af jorden vil falde betydeligt. Principielt vil jordrenten blive reduceret med den nuværende arealstøtte på knap 2400 kr./ha/år. Men en del af støttereduktionen vil formentlig blive afbødet ved ændringer i afgrødesammensætningen. Et gennemsnitligt jordrentefald på i størrelsesordenen 2.000 kr. pr. ha er dog næppe urealistisk. Ved sammenligning med de beregnede jordrenter i Tabel 6.2 ses, at jordrenten i de viste sædskifter vil falde med 70-80 % afhængigt af jordtype. For en del arealer af ringere dyrkningsværdi end forudsat her, vil jordrenten blive negativ, og dyrkningen vil ophøre, medmindre der er behov for de pågældende jorde som harmoniarealer i husdyrproduktionen.

Den reducerede jordrente ved dyrkning af jorden vil gøre det væsentligt billigere at kompensere lodsejerne for tab ved udtagning af jord til ekstensive engarealer. Om noget tilsvarende vil gøre sig gældende jordpriserne afhænger af, om den afkoblede støtte fremover vil følge brugerne, eller om der vil ske en binding til arealerne (men uafhængigt af arealanvendelsen). I Danmark overvejes det at lade støtten følge arealet. Jordrentetabet ved dyrkning af jorden vil være det samme – og dermed reduktionen i kompensationsbehovet ved udtagning - men jordprisen vil være højere ved binding af den dyrkningsafkoblede støtte til jorden.

6.9.3 Afkoblingens betydning for multikriterieanalysen

I multikriterieanalyse vil afkoblingen komme til udtryk gennem en væsentlig reduktion af "omkostningskriteriet". Størrelsen af denne reduktion afhænger af, hvilke de tre jordtyper som udpeges. På trods af en stor ændring i den samlede omkostning vil afkoblingen ikke flytte afgørende på udpegning, da de fleste afgrøder mister det samme beløb. Dog vil jordrenten i sædskifter med græsmarksafgrøder falde mindre end for de fleste rene salgsafgrødesædskifter. Det skyldes, at græs ikke har været støtteberettiget under det hidtidige hektarstøttesystem. Man må dog regne med, at disse forskelle til en vis grad vil blive udvisket gennem ændret afgrødesammensætning.

Det er ikke muligt at give en eksakt vurdering af landbrugsreformens betydning for den planlagte udpegning af 100.000 ha engarealer. Der er dog ingen tvivl om, at en afkobling af den nuværende hektarstøtte vil gøre det væsentligt billigere at realisere planerne om udtagning af 100.000 ha landbrugsarealer. Realiseres intentionerne om at overføre en del af den nuværende støtte til miljøplejeaktiviteter, kan det betyde, at ekstensivering vil blive økonomisk fordelagtig i sig selv – både for landbruget og for samfundet.

7 Multikriteriemodellen

Principperne bag den benyttede multikriteriemetode (multiple objective programming, MMP) er beskrevet i afs. 3.2.2. Som nævnt er formålet med metoden at identificere en efficient løsning på arealudpegningsproblemet. Dvs. en løsning, der ikke kan erstattes af nogen bedre løsning, medmindre kravene til ét af kriterierne i modellen slækkes. MMP løser optimeringsproblemet ved simultant at optimere på kriterierne i modellen under hensyntagen til, at der sammenlagt skal udpeges 100.00 ha engarealer, og at alle engområder i hypotetiske nationalparker eller habitatområder automatisk udpeges.

7.1 Matematisk formulering af optimeringsproblemet

Optimeringsproblemet kan udtrykkes som følger:

$$\text{Minimer} \sum_{j=1}^{5113} c_j a_j X_j$$

$$\text{Maksimer} \sum_{j=1}^{5113} \frac{r_j a_j}{r_{\max}} X_j$$

$$\text{Maksimer} \sum_{j=1}^{5113} \frac{p_j a_j}{p_{\max}} X_j$$

$$\text{Maksimer} \sum_{j=1}^{5113} \frac{s_j a_j}{s_{\max}} X_j$$

uht

$$\sum_{j=1}^{5113} a_j X_j = A$$

$$X_j = 1 \qquad \forall \quad j \in N, j \in H$$

hvor:

c_j er omkostningen pr. ha udpeget areal af engområde *j*,
a_j er arealet af engområde *j*,
r_j er rekreations point pr. ha for område j,
p_j er point for næringsfattighed for område j,
og s_j er point for område j'sts relative størrelse,
X_j er en binær variabel der sættes til 1, hvis engområde *j* udpeges, ellers sættes den til 0.

Der foretages en normalisering af pointværdierne med henholdsvis r_{max}, p_{max} og s_{max} for at opnå en sammenlignelig størrelsesorden. r_{max} er den maksimale rekreative pointværdi, der er fundet blandt de 5113 potentielle engområder. På tilsvarende måde findes p_{max} og s_{max}. Det samlede udpegede areal, *A*, er i denne analyse 100.000 ha.

Engområder, der ligger i nationalparker ($j \in N$) eller (habitatområder $j \in H$) sættes til 1. Det samlede areal af engområder, der befinder sig i habitatområder og/eller nationalparker er 39.128 ha.

Optimeringsproblemet er et ordinært heltalsprogrammeringsproblem, der kan løses med standard software. I denne analyse anvendes LINDO (www.lindo.com).

7.2 Udbyttematricen i MMP

Det er ofte relevant at starte med at optimere hver målsætning/kriterium for sig og beregne de resulterende størrelser af de øvrige målsætninger. Herved kan man opstille en kvadratisk matrice, en såkaldt 'udbytte matrice'. Ud fra denne matrice illustreres hvor stor konflikten er mellem de enkelte målsætninger i analysen. I litteraturen refereres diagonalen i matricen som 'the ideal point', det vil jo netop sige den situation, hvor alle målsætninger er maksimalt opfyldt. Det siger sig selv at det ofte er en uopnåelig situation, hvor der er fuldstændigt sammenfald mellem løsningerne, og at der ikke eksisterer nogen konflikt mellem de enkelte målsætninger.

Tabel 7.1: Udbytte matrice for de fire overordnede målsætninger

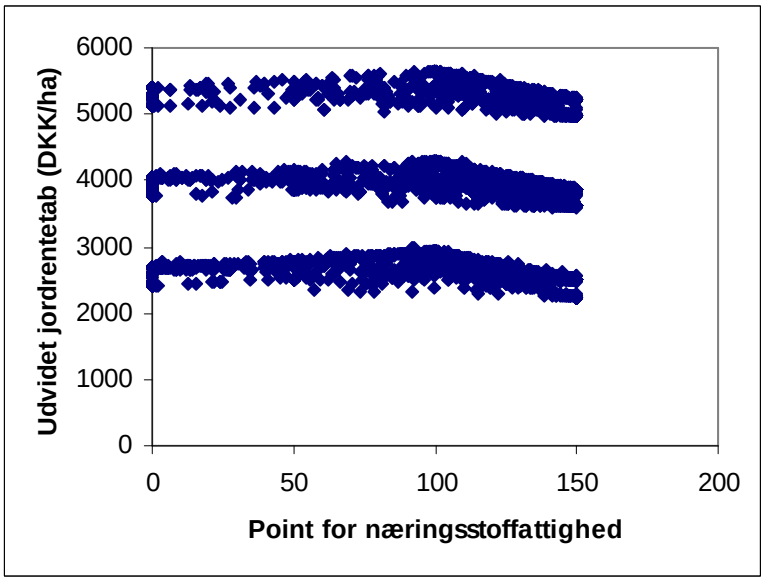
Målsætning/Afledte	Rekreation (point)	Relativ størrelse (point)	Næringsfattige lokaliteter (point)	Omkostninger (DKK)
Rekreation (point)	43,04*	90,34	17,82	359.923.232
Relativ størrelse (point)	13,51	91,19*	21,98	384.755.680
Næringsfattige lokaliteter (point)	15,35	90,70	27,78*	379.205.248
Omkostninger (DKK)	25,03	90,52	7,64	301.765.376*

* 'Ideal point'

Er målsætningen udelukkende at identificere 100.000 ha vandløbsnære engarealer billigst mulig, givet at engområder i nationalparker eller habitatområder på forhånd udpeges, beregnes den samlede omkostning, se Tabel 7.1 (summeret jordrentetab) til ca. 302 millioner kroner pr. år (med de nuværende landbrugsstøtteordninger). De resulterende point mht. rekreation, relativ områdestørrelse samt næringsfattighed beregnes til henholdsvis 25,03 , 90,52 og 7,64. Tilsvarende aflæsninger kan foretages for de øvrige tre målsætninger og deres afledte effekter. Det ses tydeligt at opfyldelse af de tre øvrige målsætninger strider mod at identificere den billigst mulige løsning. Ønsker beslutningstageren udelukkende at maksimere pointsummen for den relative størrelse af de udpegede engarealer/naturområder forøges jordrentetabet med mere end 83 millioner kroner. Tilsvarende effekt kan aflæses for en maksimering af enten de rekreative point eller pointsummen for de næringsfattige lokaliteter. Dog er jordrentetabet mellem 5 og 25 millioner kroner

mindre. For en geografisk præsentation af de 4 ovennævnte leksikografiske udpegninger henvises til Kortbilag 4-7.

Det ses, at den udpegning, der sammenlagt opnår flest mulige point for næringsfattighed, ikke er den billigste udpegning (379 millioner kroner). De relativt høje omkostninger skyldes, at husdyrtætheden generelt er høj på sandjordene. Næringsfattige lokaliteter har således de laveste jordrentetab, når tillæg for udtagning af jorde i områder med tæt husdyrbestand ikke regnes med. Figur 7.1 viser jordrentetabets afhængighed af næringsfattighed og dyretæthed. Den øverste punktmængde, illustrerer omkostningerne forbundet med at udpege områder, hvor dyretætheden er større end 1,4/ ha, den midterste punktmængde viser omkostningerne forbundet med at udpege områder, hvor dyretætheden er mellem 1,2/ha og 1,4/ha og den nederste punktmængde viser, tilsvarende omkostningerne forbundet med at udpege områder, hvor dyretætheden er mindre en 1,2. Det fremgår at jordrentetabet er langt mere følsomt overfor dyretæthed end engområdets jordbundskarakteristika.



Figur 7.1. Jordrentetabets afhængighed af næringsfattighed og dyretæthed

Udpegningen af alle engområder i hypotetiske nationalparker samt habitatområder medfører et beregnet jordrentetab (udvidet) på 144 millioner kroner. De første ca. 39.000 ha koster dermed 3.689 kroner pr. ha. Udpeges de supplerende engområder op til sammenlagt 100.000 ha på den billigst mulige måde er det gennemsnitlige jordrentetab beregnet til 2.701 kroner pr. ha. Som tidligere nævnt antages det i basismodellen at alle engområder, der er beliggende i hypotetiske nationalparker eller i habitatområder, automatisk udpeges. Dette kan således have en ikke uvæsentlig skyggeomkostning. Derfor opstilles en 'fri model', hvor disse engområder stilles frit, og dermed ikke behøver at blive valgt, medmindre de er en del af den Pareto optimale løsning.

Tabel 7.2: Billigst mulige udpegning, når alle potentielle engområder (<5.000 ha) kan udpeges.

Målsætning/Afledte	Rekreation (point)	Relativ størrelse (point)	Næringsfattige lokaliteter (point)	Omkostninger (DKK)
Omkostninger (DKK)	30,46	49,61	15,95	273.836.640

Ved en sammenligning af Tabel 7.1 og Tabel 7.2 kan skyggeomkostningen ved på forhånd at udpege engområder i hypotetiske nationalparkområder og habitatområder kan således beregnes til ca. 28 millioner kroner/år.

7.3 Vægtningsmetoden

I det følgende eksempel indarbejdes alle målsætningerne simultant i en fælles målsætning. Her støder man ind i et centralt problem indenfor multikriterieteorien, nemlig vanskeligheden ved at identificere en fælles numeraire for alle målsætninger. Opstillingen af en sådan kræver at beslutningstagerens præferencer og eksplicitte vægtning mellem målsætningerne afdækkes. Optimeringsproblemet er nu:

$$\text{Maksimer } w_1 \sum_{j=1}^{5113} \frac{r_j a_j}{r_{max}} X_j + w_2 \sum_{j=1}^{5113} \frac{p_j a_j}{p_{max}} X_j + w_3 \sum_{j=1}^{5113} \frac{s_j a_j}{s_{max}} X_j - w_4 \sum_{j=1}^{5113} c_j a_j X_j$$

uht

$$\sum_{j=1}^{5113} a_j X_j = A$$

$$X_j = 1 \qquad \forall \quad j \in N, j \in H$$

hvor w_i (i:1, 2, 3, 4) er beslutningstagerens kardinale vægte ud for de fire målsætninger.

For at illustrere, hvilken betydning den kardinale vægtning har for hvilke områder der udpeges, er der i det følgende præsenteret løsningerne for fire forskellige typer (Type-0,..,Type-3) af "beslutningstagere" (se vægtning i Tabel 7.3). Et kriterium kan altså i det ekstreme tilfælde maksimalt tildeles 10 point, hvorved resten af kriterier tildeles vægten 0, og derved udelukkes af analysen (leksikografisk vægtning).

Type 0 er en beslutningstager, der antages at være indifferent imellem de enkelte kriterier (foretrækker ikke et bestemt kriterium frem for et andet). Beslutningstagerne vægter således rekreation lige så højt som omkostningsminimering osv.

Type 1 er en beslutningstager, der ønsker, at omkostningerne ved udpegningen minimeres. Dvs. at engene typisk foretrækkes udpeget i områder, hvor dyretætheden er lav, således at udpegnin-

gen ikke er i konflikt med opfyldelse af harmonikravene. Derudover er det også et ønske, at udpegning sker på de næringsfattige jorde, således at de dårligste landbrugsjorde udpeges først. Beslutningstageren har ikke præferencer for de rekreative værdier og engens relative størrelse i forhold til de to kriterier næringsfattige lokaliteter og omkostningsminimering.

Type 2 er en beslutningstager, der lige som Type 1 ikke vægter rekreation. Type 2 ønsker derimod af biodiversitetsmæssige årsager enge i sammenhæng med andre naturtyper, hvilket tydeligt ses hvis Kortbilag 4-7 sammenlignes indbyrdes. I beslutningstagerens præferencer indgår desuden en prioritering af udpegning af næringsfattige lokaliteter.

Type 3 er en beslutningstager, som prioriterer rekreation meget højt, og i sin prioritering også ønsker en vis geografisk spredning af engområderne. Ligesom for Type 2 indgår kriteriet om omkostningsminimering ikke i hans/hendes præferencefunktion.

Tabel 7.3: Vægte tildelt de fire målsætninger for de fire hypotetiske typer.

Målsætning	Type 0	Type 1	Type 2	Type 3
Rekreation	2,5	0	0	7
Relativ størrelse	2,5	0	7	3
Næringsfattige lokaliteter	2,5	3	3	0
Omkostningsminimering	2,5	7	0	0

Det skal understreges, at de benyttede vægte alene er eksempler på præferencerelationer. Formålet er at vise, hvordan den geografiske placering af udpegede engarealer og omkostningerne ændrer sig som funktion af forskellige vægtninger af de 4 kriterier. Foretages en endelig udpegning af de 100.000 ha engarealer ved anvendelse af multikriteriemodellen, bør vægtene fastsættes af et bredere udsnit af beslutningstagere.

Tabel 7.4: Udfaldet for de fire målsætninger for hver af de fire hypotetiske typer.

Målsætning	Type -0	Type -1	Type -2	Type -3
Rekreation	40,98	20,82	14,44	42,96
Relativ størrelse	90,80	90,70	91,11	90,56
Næringsfattige lokaliteter	21,06	25,34	27,55	17,99
Omkostningsminimering	347.912.832	327.245.504	376.531.520	359.873.152

Det ses i Tabel 7.4, at den indifferente beslutningstager (Type 0) som forventet placerer sig nogenlunde midt mellem værdierne i udbyttematricen. Dvs. at de udpegede områder bredt repræsenterer de fire forskellige kriterier. Type 1 lægger den største absolutte vægt på omkostningsminimering, men pga. en relativ høj vægtning af udpegning af dårlig landbrugsjord opnås en løsning, der er dyrere end den leksikografiske løsning i Tabel 7.1. Problemet her er som tidligere nævnt, at husdyrtætheden er relativt høj på sandjordene. Type 2 har den største absolutte vægtning af biodiversitet knyttet til relativ størrelse af de udpegede områder, og opnår også det største antal point af alle typer med hensyn til denne målsætning. Det er endvidere den dyreste løsning af alle. Sidst viser Type 3's høje vægtning af rekreation en løsning, der opnår det største antal rekreative point af dem alle. Resultaterne antyder, at intentionen med vægtningen er nogenlunde sammenfaldende med målsætningernes endelige værdier. Det viser også at udpegningen af de enkelte enge er ret følsom overfor den anvendte vægtning.

8 Sammenfatning af udpegningskriterier og -resultater

Med henblik på fremtidig sikring af naturindholdet i eksisterende halvkulturarealer anbefalede Wilhjelmudvalget, at der udpeges 100.000 ha lavbundsarealer til bevarelse el. genopretning som ekstensivt udnyttede engarealer – i tilgift til de ca. 100.000 ha ferske enge der eksisterer i dag. Det er målsætningen, at udpegningen af disse arealer skal ske ud fra *natur- og miljømæssige* såvel som *økonomiske effektivitetshensyn*. For at et areal kan blive til eng med dertil knyttet flora og fauna, skal der være tale om et lavbundsområde. Danske lavbundsområder er registreret ud fra de karakteristiske vegetationsformer, der ifølge Geodætisk Instituts kort fandtes på arealet omkring år 1900, nærmere betegnet eng, mose og marsk. Endvidere indgår tørlagte og inddæmmede arealer samt litorina og yngre marint forland under lavbundsområdedefinitionen.

8.1 Beslutningsproblemet

I Danmark er der registreret omkring 670.000 ha lavbundsarealer, som det i større eller mindre omfang er relevant at inddrage ved udpegningen af de 100.000 ha enge. Lavbundsarealerne er fordelt på et stort antal lokaliteter, der størrelsesmæssigt varierer fra nogle få hundrede kvadratmeter til sammenhængende lavbundsområder på op til 19.000 hektarer. Ved udvælgelsen af de potentielle enge skal der for hvert lavbundsområde inddrages kriterier for områdets natur- og miljømæssige potentialer samt omkostningerne ved udtagning. At identificere de lavbundsområder, der vil give den mest hensigtsmæssige udpegning af de 100.000 ha enge, er således et beslutningsproblem af kolossale dimensioner. Håndtering af den relevante informationsmængde og gennemførelse af den ønskede prioritering kræver derfor et formaliseret beslutningsstøttesystem.

8.2 Beslutningsstøttesystemet

I denne analyse er der konstrueret et beslutningsstøttesystem til brug for udpegningen af de lavbundsområder, som det vil være mest hensigtsmæssigt at benytte til opfyldelse af målsætningen om 100.000 ha nye engarealer. Beslutningsstøttesystemet skal sikre, at den relevante information inddrages i denne proces, således at udpegningen sker efter såvel *natur- og miljømæssige* som *økonomiske effektivitetshensyn*. I samarbejde med Skov- og Naturstyrelsen og DMU er der opstillet kriterier for et potentielt engområdes bidrag til disse målsætninger:

1) Habitatområdetilknytning
2) Nationalparktilknytning (potentielle nationalparker)
3) Størrelse
4) Biodiversitet I (tilknytning til naboområder og §3-områder)
5) Biodiversitet II (jordtype)
6) Rekreativt potentiale
7) Jordrentetab.

De opstillede kriterier er målbare, og de kan knyttes geografisk til de registrerede danske lavbundsarealer.

De seks første kriterier udtrykker de natur- og miljøværdi, der indgår i analysen. Dvs. biodiversitet og muligheder for friluftsliv. Biodiversitetspotentialet udtrykkes ved områdestørrelse, jordtype samt tilknytning til eller beliggenhed i andre vigtige naturområder. Lavbundsarealer, der er beliggende i habitatområder eller de planlagte nationalparker, anses således for at have et højt biodiversitetspotentiale. Det samme gælder lavbundsområder, der ligger i tilknytning til §3-områder. Et naturområdes størrelse har ligeledes betydning for biodiversitetspotentialet – samt for omkostningerne ved udtagning og drift. Størrelsen af det samlede naturområde, der kan dannes ved udpegning af engarealer, indgår derfor som et af kriterierne i multikriterieanalysen. Jordtypen har betydning for karakteren af den biodiversitet, der kan fremkomme på de engarealer, der udpeges. Ifølge DMU er det ønskeligt at prioritere de næringsfattige jorde højest, idet man som hovedregel kan gå ud fra, at de arter, der findes på næringsfattige lokaliteter, er de mest trængte. Det rekreative potentiale antages at afhænge af to faktorer – det udpegede områdes størrelse og besøgspotentialet. Økonomiske hensyn i form af omkostninger ved udpegningen udtrykkes som det mistede afkast til landbrugsjorden i form af beregnet jordrentetab.

8.3 Datagrundlaget

Identifikationen af danske lavbundsområder og deres karakteristika er foretaget ved anvendelse af geografiske informationssystemer (GIS). Oplysninger om lavbundsarealernes geografiske beliggenhed og jordbundstype er hentet fra Statens Planteavlsforsøgs arealdatabase. Natur- og miljødata i form af vandløbsnærhed og habitat- og §3-områdetilknytning stedfæstes geografisk ved hjælp af et geo-databasesystem (Areal Informations Systemet, AIS). Den forventede rekreative anvendelse af potentielle engarealer er estimeret ved hjælp af en besøgsmodel udviklet ved Forskningscenteret for Skov og landskab. Omkostningerne ved ophør med intensiv dyrkning af udpegede arealer opgøres som tab af jordrente for udtagne arealer. Her medtages jordrenten i planteproduktionen såvel som evt. tab i husdyrproduktionen som følge af øgede harmoniproblemer. Jordrenteberegningerne er baseret på standardkalkuler fra Landbrugets Rådgivningscenter.

8.4 Udvælgelses- og prioriteringsmetode

Det er usandsynligt, at de forskelligartede hensyn i almindelighed vil pege i samme retning, når man skal udpege lavbundsarealer til potentielle enge. For at nå frem til en løsning er det nødvendigt med en prioritering eller vægtning af de hensyn, som kriterierne repræsenterer. Det konstruerede beslutningsstøttesystem anvender multikriterieanalyse til prioritering af de forskellige hensyn, der indgår i udpegningen af de potentielle engarealer. Multikriteriemetoder er teknikker til afgrænsning af mulighedsområder for beslutninger og illustration af konsekvenserne af forskelli-

ge valg inden for et mulighedsområde. Konsekvensberegningerne er foretaget på grundlag af vægte, der viser det enkelte kriteriums relative betydning.

8.4.1 Afgrænsning af mulighedsområdet

Inden selve prioriteringsanalysen afgrænses det relevante mulighedsområde for udpegningen af potentielle engarealer. Afgrænsning af mulighedsområdet sker ved at frasortere lavbundsarealer, som er uden interesse for udpegningen. De frasorterede områder omfatter primært lavbundsarealer inden for skovområder og § 3-områder, herunder sø, mose, overdrev, eng, marsk, strandeng og hede. Udvælgelsen omfatter altså alene lavbundsarealer, der ikke i forvejen er underlagt en eller anden form for beskyttelse.[ix]

Lavbundsarealer skal også opfylde en række størrelses- og tilknytningskrav for at komme i betragtning. Det skyldes, at biodiversitetspotentialet antages at afhænge af det udpegede areals størrelse og nærhed til andre værdifulde naturarealer og halvkulturområder. Et afgørende kriterium er således vandløbsnærhed. Endvidere er der undergrænser for, hvor små områder man administrativt ønsker at bruge ressourcer på at udtage og omlægge. For at et lavbundsareal kan indgå i multikriterieanalysens mulighedsområde, skal følgende krav derfor være opfyldt:

- Lavbundsarealer skal have tilknytning til vandløb (af over 2 meters bredde).
- I habitatområder medtages lavbundsarealer, hvis de er større end 0,25 ha.
- Uden for habitatområder medtages skovnære lavbundsarealer over 10 ha.
- Uden for habitatområder i øvrigt medtages lavbundsarealer på over 20 ha.

Ved frasorteringen af irrelevante arealer efter ovennævnte kriterier er mulighedsområdet for udpegningen afgrænset til knap 367.000 ha lavbundsarealer. Heraf ligger hen ved 320.00 ha i Jylland. At hovedparten af de udpegede områder ligger i Jylland kan til dels forklares ved, at der i det nordlige Jylland findes store områder af litorinaflader og yngre marint forland. Endvidere er der relativt flere brede vandløb i Jylland end på øerne. Bornholm har således ikke fået udpeget potentielle engområder overhovedet. Det skyldes, at der ifølge AIS-data ikke findes vandløb på over 2 meters bredde på øen. Ved den her benyttede definition af vandløb bliver der således ikke identificeret vandløbsnære lavbundsområder på Bornholm. Det kan der naturligvis korrigeres for ved at ændre på kriteriet for bredden af de vandløb, der indgår ved identifikationen af vandløbsnære lavbundsarealer.

8.4.2 Maksimumsgrænse for udpegning

I nogle områder af landet findes der meget store sammenhængende lavbundsarealer. Det gælder specielt i det nordlige Jylland, hvor litorinaflader og yngre marint forland danner sammenhængende lavbundsområder på til 19.000 ha. Andre eksempler er store inddæmmede arealer, som Lammefjorden og Kolindsund. Af regionalpolitiske grunde vil det formentlig være urealistisk at udlægge store sammenhængende landbrugsarealer til ekstensive engarealer. Udpegning af delområder inden disse arealer ville kræve mere information om lokale drænings- og hydrologiske

forhold, end der er til rådighed i det tilgængelige datamateriale. I denne analyse er det derfor valgt at sætte en øvre grænse på 5.000 ha for udpegede engområder.

8.4.3 Udpegning i habitatområder og planlagte nationalparker

Af biologiske og til dels administrative grunde betragtes beliggenhed i habitatområder som så væsentlig, at dette kriterium dominerer alle øvrige ved udvælgelse af potentielle enge. Principielt er der naturligvis ikke noget i vejen for at lade disse kriterier indgå i multikriterieanalysen med en vægtning i forhold til de øvrige kriterier. I nærværende analyse er der sket en automatiske udpegning af lavbundsarealer i habitatområder og planlagte nationalparker. Tilsammen omfatter disse arealer godt 40.000 ha. I den egentlige multikriterieanalyse skal der således udpeges yderligere knap 60.000 ha.

De kriterier, der indgår med en vægtning i multikriterieanalysen, er hermed reduceret til de fem sidste af de i alt syv kriterier præsenteret i afs. 8.2. Dvs.: (3) størrelsen af det samlede naturområde, der kan dannes ved udpegning af de betragtede engarealer, (4) tilknytning til andre engarealer og §3-områder mv.,[x] (5) jordtype, (6) rekreativt potentiale samt (7) jordrentetab.

8.5 Multikriterieanalyser

Formålet med multikriteriemetoden er at identificere en efficient løsning på engudpegningsproblemet. Dvs. en udpegning af engarealer, der ikke kan erstattes af nogen bedre løsning, medmindre kravene til ét af kriterierne i modellen slækkes. Det ville naturligvis være ideelt, hvis der kunne findes en løsning, hvor alle kriterier var opfyldt i maksimalt omfang. Men som regel vil der være konflikter mellem kriterierne i prioriteringsanalysen. Fx kan maksimal hensyntagen til biodiversitetskriterierne betyde, at der må renonceres på ønsket om at tilgodese rekreative hensyn.

Vigtigheden af de enkelte kriterier udtrykkes gennem vægte eller point, der kan varieres fra beregning til beregning. Vægtene repræsenterer beslutningstagers præferencer mht. de enkelte kriteriers betydning ved udpegning af det ønskede engareal. Det skal understreges, at de vægte, der er benyttet i multikriterieberegningerne, alene er eksempler på præferencerelationer. Formålet er at vise, hvordan den geografiske placering af udpegede engarealer og omkostningerne ændrer sig som funktion af forskellige vægtninger af de benyttede kriterier.

8.5.1 Beregningsresultater

For at illustrere hvilken betydning vægtningen af kriterierne har, er der gennemført en række beregninger med såkaldt leksikografisk vægtning af de enkelte kriterier. Resultatet af disse beregninger, der er vist i tabel 7.1, illustrerer, hvor stor konflikten er mellem de enkelte målsætninger i analysen. Scenariernes geografiske placering af de potentielle engarealer ses i kortbilagene

Som udgangspunkt beregnes en økonomisk *base line*, hvor de 100.000 ha potentielle engarealer udpeges efter en målsætning om at realisere den billigst mulige løsning. Dvs. det lavest mulige jordrentetab ved udtagning af de 100.000 ha uanset beliggenhed eller andre kriterier. Givet at lavbundsområder i nationalparker og habitatområder på forhånd udpeges, vil omkostningerne ved en sådan løsning være ca. 300 millioner kroner på årsbasis. Kortbilag 4 viser en klar tendens til, at arealudpegningen "presses" mod øst, når udpegningsomkostningerne minimeres. Det skyldes, at husdyrtætheden er lavest i de østlige egne af landet. Generelt er jordrentetabet som følge af inddragelse af harmoniarealer (udvidet jordrente) derfor mindst i disse områder.

Beslutningen om på forhånd at udpege lavbundsarealerne i habitatområder og planlagte nationalparker fordyrer udpegningen. Fjernes denne restriktion, således at modellen frit kan placere samtlige 100.000 ha engarealer, reduceres de årlige omkostninger til 274 millioner kroner.

Maksimal hensyntagen til lavbundsarealernes biodiversitetspotentiale (hhv. store områder og næringsfattig jord) trækker generelt udpegningen mod nord og vest (se kortbilag 5 og 7). Her findes de bedste muligheder for at skabe store sammenhængende naturområder, ligesom jordene generelt er magrere. Som det fremgår af kortbilag 7, betyder prioriteringen af store naturområder ikke, at der fortrinsvis udpeges store engområder. Det skyldes, at optimetingen faraoviserer de mindste enge med de størst mulige naboområder. Næringsfattige jorde giver den lavest jordrente i planteproduktionen, men mange af disse områder har en relativt høj husdyrtæthed. Når jordrentetabet ved inddragelse af harmoniarealer medtages, bliver biodiversitetskriterierne relativt dyre at tilfredsstille. Maksimal hensyntagen til biodiversitet mv. via størrelseskriteriet betyder således, at udpegningsomkostningerne stiger til 385 millioner kr. om året. Fokuseres der på den del af biodiversiteten, der kræver næringsfattig jord, ligger omkostningerne på omtrent samme niveau med 379 millioner kroner på årsbasis.

Maksimering af rekreative hensyn trækker generelt udpegningen af engarealer mod øst (se kortbilag 6). Ved sammenligning med kortbilag 5 og 7 ses endvidere, at kriterierne for rekreative hensyn fremmer udpegningen af store områder. Bevægelsen mod øst – bort fra nogle af de husdyrtætte områder – reducerer udtagningsomkostningerne i forhold til biodiversitetsudpegningerne. Der er dog kun tale om et fald til 360 millioner kr. årligt. Når faldet ikke er større, skyldes det især, at den benyttede besøgsmodel har udpeget betydelige engarealer i den vestlige del af Limfjordsområdet, hvor husdyrtætheden generelt er høj.

Udpegningen af relativt store engarealer omkring Limfjorden og langs vestkysten skyldes, at besøgsmodellen ikke kun inddrager befolkningstæthed som determinant for besøgspotentialet. Også afstand til havet (fjorde) samt campingpladser og sommerhusområder indgår som besøgsdeterminanter.

8.6 Vægtede udpegninger

Skal der ved udpegningen tages hensyn til samtlige kriterier, er det som tidligere nævnt nødvendigt at definere kriterievægte, der gør det muligt at afveje de forskellige – indbyrdes modstridende – hensyn mod hinanden. I det følgende gennemgås resultaterne fire vægtede udpegninger af de 100.000 ha engarealer. Principielt repræsenter vægtene beslutningstagers præferencer mht. de enkelte kriteriers betydning. Det skal understreges, at de vægte, der benyttes, alene er eksempler på præferencerelationer. Eksemplerne repræsentere følgende fire typer af beslutningstagere.

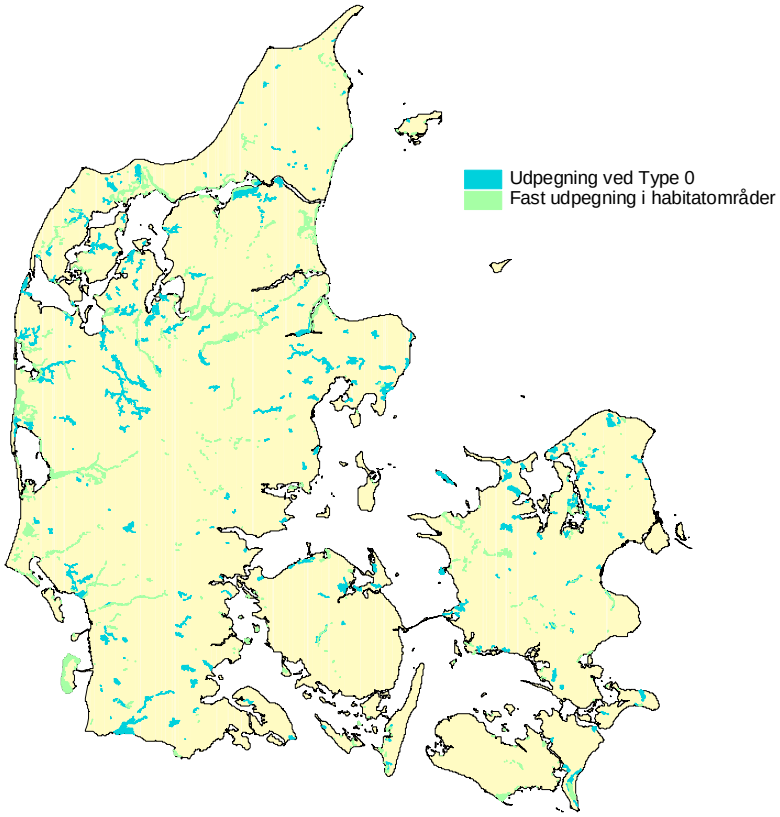
Type 0, ensvægtet løsning:

Alle kriterier vægtes lige. Type 0-løsningen er dermed ikke i sig selv interessant, men et godt udgangspunkt for sammenligning og forståelse af de øvrige typer med differentierede præferencer. Som det fremgår af tabel 8.1 og figur 8.1 betyder den valgte vægtning, at den regionale fordeling af de udpegede engarealer bliver relativt jævn.

Tabel 8.1: Resultat af type 0 kørsel.

Type 0	Ha	Gns ha	Antal
Jylland	43552	186	233
Fyn	3748	187	20
Sjælland	13862	182	76
Samlet	61162	186	329

I type 0-løsningen optræder der faktorer, som ”ophæver” hinanden, og enkelte der ”forstærker” hinanden. Således vil omkostningskriteriet og rekreation betyde at udpegningen trækkes mod Østdanmark. Dette fremgår også af resultatet, idet den jævne fordeling viser, at der er en sådan ”Østdrejning” i forhold til fordelingen af udgangsmængden af lavbundsarealer. Som det fremgår af kortbilag 2 er hovedparten af lavbundsarealerne koncentreret i Vestdanmark.



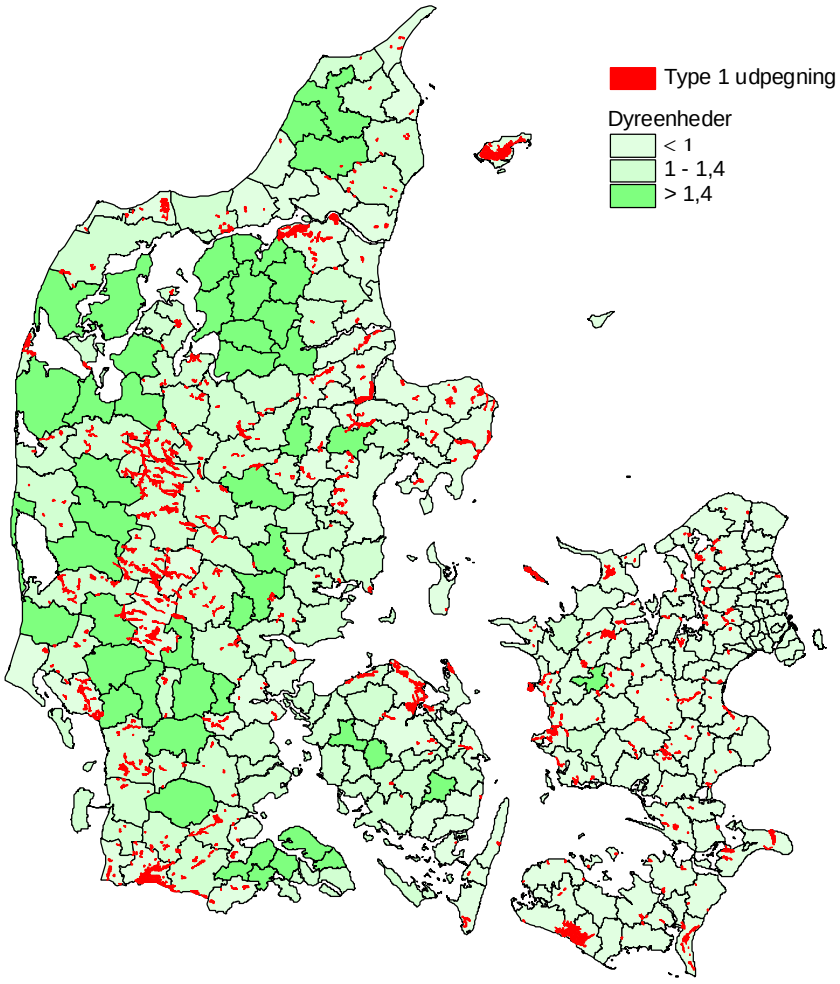
Figur 8.1: Udpegningen ved type 0 (se også kortbilag 8)

Type 1, udvidet jordrente og næringsfattighed.

I type 1-løsningen vægtes den udvidede jordrente (planteavl plus værdi af harmoniareal) med en faktor 7 af 10, mens næringsfattighed er tildelt de sidste 3 vægtenheder. I denne løsning er der tale om to kriterier, som geografisk vil trække i hver sin retning. Således vil kriteriet næringsfattighed trække mod Vestdanmark, mens jordrenten, primært pga. harmonikravene, vil trække mod Øst- og Syddanmark. Det ses af figur 8.2, at den høje vægtning af jordrenten medfører, at områder med høj dyretæthed fuldstændig undgår udpegning. Men figur 8.2 viser også, at modellen har identificeret et antal næringsfattige engarealer i (Midt- og Sydjylland) med lav husdyrtæthed.

Tabel 8.2: Resultat af type 1 kørsel.

Type 1	Ha	Gns ha	Antal
Jylland	43012	74	579
Fyn	4297	138	31
Sjælland	13860	75	184
Samlet	61169	71	794



Figur 8.2: Udpegningen ved type 1 vist sammen med fordelingen af dyreenheder.

.

Type 2, Biodiversitet.

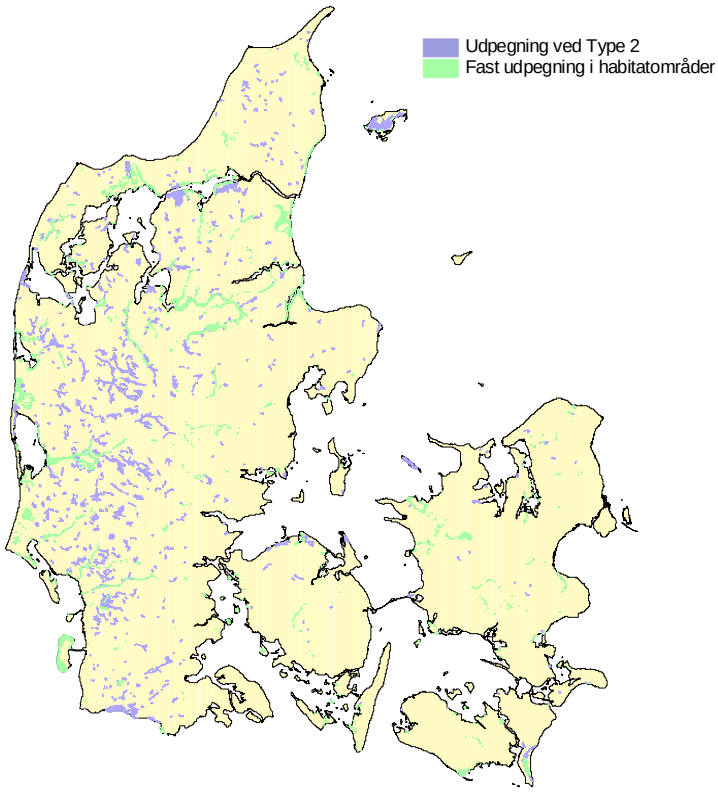
Denne kørsel er udelukkende sammensat af de to biodiversitetskriterier, "næringsfattighed"(vægt 3) og "engstørrelse ift. Samlet areal" (vægt 7). Som det ses af figur 8.3 og tabel 8.3 trækker de to kriterier i udpræget grad udpegningen mod Vest. Hvis der alene lægges vægt biodiversitetskriterierne, vil der på Sjælland og Fyn blive udpeges mindre end 5.000 ha (dertil kommer dog ca. 6.000 ha i faste habitat udpegninger).

Tabel 8.3: Resultat af type 2 kørsel.

Type 2	Ha	Gns ha	Antal
Jylland	56340	59	944
Fyn	1794	85	21
Sjælland	3027	68	44
Samlet	61161	61	1009

Af figur 8.3 fremgår det endvidere, at der er tale om udpegning af mange små enge. Der er således udpeget over 1000 engområder med en gennemsnitsstørrelse på 61 ha. At der er tale om en udpegning af mange små områder, skyldes biodiversitetskriteriet, hvor små enge i sammenhæng med store fredede områder vægtes højest.

Som det fremgår af tabel 7.4, er dette scenarium, det dyreste af de fire typer. Således ligger type 2 mere end 76 millioner kr. over den rene omkostningsminimering i årligt jordrentetab.



Figur 8.3: **Udpegningen ved type 2.**

Type 3, Rekreation.

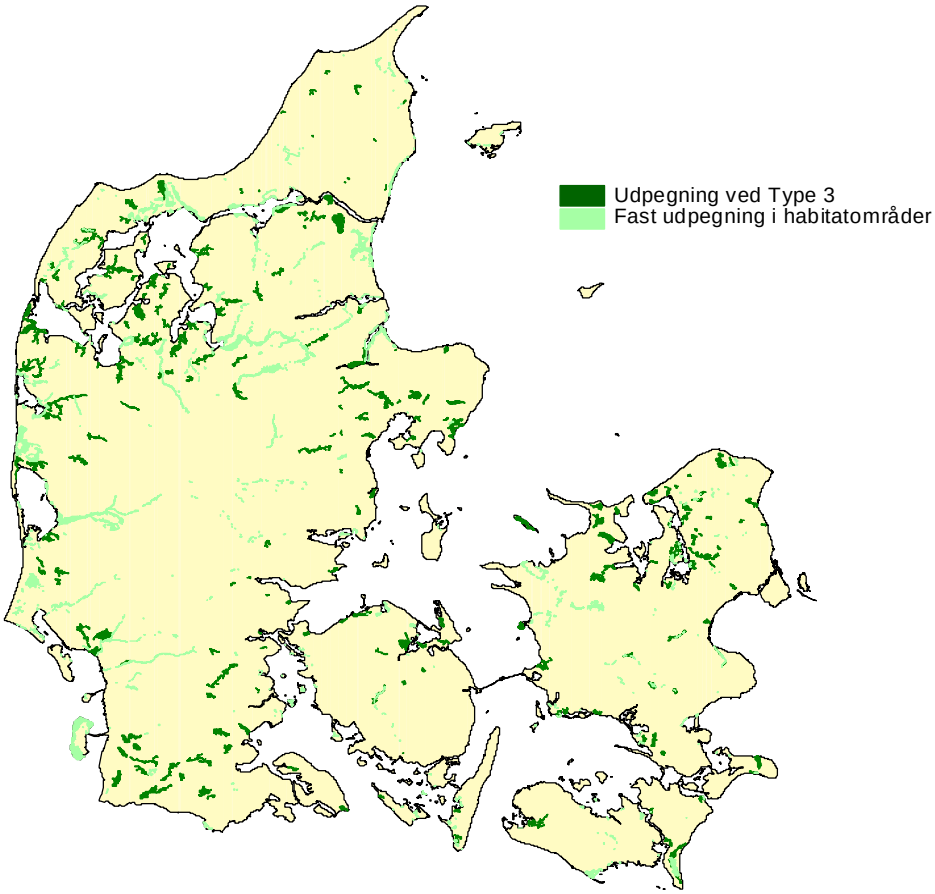
I kørslen "type 3" er rekreation (vægt 7) og relativ størrelse (vægt 3) kombineret. Det ses af tabel 8.4, at type 3 har givet den største gennemsnitsstørrelse af de udpegede arealer. Den geografiske placering af engene er ikke overraskende trukket meget mod Østdanmark. Således er rekreationskørslen den, der placerer flest ha på Sjælland og Fyn.

Tabel 8.4: Resultat af type 3 kørsel.

Type 3	Ha	Gns ha	Antal
Jylland	42980	263	163
Fyn	3730	186	20
Sjælland	14452	209	69
Samlet	61162	243	252

Udpegningen af relativt store engarealer om-

kring Limfjorden og langs vestkysten skal som tidligere nævnt ses i sammenhæng med, at afstand til havet (fjorde) samt campingpladser og sommerhusområder også indgår som besøgsdeterminanter.



Figur 8.4: Udpegningen ved type 3.

8.7 Afrunding

De gennemførte multikriterieberegninger fortæller ikke "sandheden" om, hvordan man bør udpege de ønskede 100.000 ha engarealer i Danmark. Formålet med beregningerne er at vise, hvordan flersidede hensyn kan inddrages i analysen, og hvordan forskellig vægtning af disse hensyn påvirker udpegningsresultatet. De overordnede tendenser kan resumeres som følger:

- Hovedparten af udpegningspotentialet på i alt 367.000 ha lavbundsarealer ligger i Nord- og Vestjylland.
- I habitatområder og i de planlagte nationalparker kan der udpeges ca. 39.000 ha engarealer ved prioritering af disse områder.
- Omkostningerne ved udpegning af de 100.000 ha varierer mellem 300 og 380 millioner kr. på årsbasis – i form af mistet jordrente.
- Opgives kravet om fast udpegning af ca. 39.000 ha i habitatområder mv., kan jordrentetabet reduceres til ca. 274 millioner kr.

- Det er ikke muligt at afgøre, i hvilket omfang der vil være blive behov for tilskud til afgræsning/slæt. Slåning vil kunne foretages for omkring 600 kr./ha/år. Dvs. 60 millioner kroner i alt, såfremt samtlige 100.000 ha skal have plejetilskud på det niveau.
- De dyreste udpegninger er dem, der prioriterer biodiversitetshensyn højest.
- Det skyldes, at prioriteringen af næringsfattige jorde forskyder udpegningen mod vest, hvor husdyrtætheden – og dermed omkostningerne ved tab af harmoniarealer – er størst.
- Prioritering af den rekreative værdi og minimering af omkostningerne i form af tabt jordrente skubber udpegningen mod Østdanmark.

Omkostningsberegningerne er baseret på de nuværende landbrugsstøtteordninger. EU's landbrugsministre har imidlertid truffet principbeslutning om en landbrugsreform, der vil afkoble det meste af den direkte landbrugsstøtte fra produktionen. Realiseres intentionerne i forslaget, vil jordrenten i planteproduktionen falde markant. Den planlagte afkobling vil næppe ændre mønstret i arealudpegningen. Medmindre den animalske produktion falder væsentligt, hvad der ikke umiddelbart er udsigt til, vil det stadig være dyrere at udpege engarealer i husdyrtætte områder. Men de absolutte omkostninger ved udtagning af landbrugsarealer vil falde markant – formentlig til omkring en tredjedel af det nuværende jordrentetab. Realiseres landbrugsministrenes visioner om at overføre en del af den nuværende støtte til miljøplejeaktiviteter, kan det betyde, at ekstensivering bliver økonomisk fordelagtig i sig selv – både for landbruget og for samfundet.

9 Konklusion

Som omtalt i kapitel 3 findes der flere økonomiske prioriteringsmetoder til analyse af fx miljøprojekter og -programmer. Cost-benefit analysen er en samfundsøkonomisk metode, der i princippet kan afgøre, om et miljøprogram er fordelagtigt i samfundsmæssig sammenhæng. På grundlag af økonomisk værdisætning af ikke-markedsmæssige benefits søger cost-benefit analysen en løsninger, der er baseret på befolkningens præferencer – udtrykt gennem betalingsviljen for de ydelser som programmet frembringer. Cost-benefit analysen kan således søge en efficient løsning uafhængigt af politiske og administrative beslutningstageres præferencer.

At gennemføre de nødvendige værdisætningsundersøgelser kan imidlertid være særdeles ressourcekrævende. I nærværende sammenhæng har der ikke været mulighed for at fremskaffe de værdiestimater, der kræves for at gennemføre en cost-benefit analyse af udpegningsprogrammet for de 100.000 ha engarealer. I stedet er prioriteringsanalysen gennemført ved anvendelse af multikriteriemetoder.

Multikriteriemetoder er beslutningsstøttesystemer til brug for beslutningsprocessen i det politiske og administrative system. Metoden levere ikke ”udefra” bestemte optimalløsninger. I modsætning til cost-benefit analysen er det beslutningstagernes udtrykte præferencer, der danner grundlag for prioriteringsprocessen. Formålet med multikriterieanalysen er at sikre en rationel beslutningsproces, hvor al relevant information inddrages og systematiseres i afsøgningen af et beslutningsproblems muligheder og begrænsninger. Det her undersøgte engarealprogram er et eksempel på et beslutningsproblem, hvor det ikke ville være muligt at håndtere de mange relevante aspekter uden et formaliseret beslutningsstøttesystem.

Det primære formål med den gennemførte undersøgelse har været at konstruere et *fleksibelt* beslutningsstøttesystem, hvor man til små omkostninger kan håndtere de datamængder, der indgår i et så omfattende beslutningsproblem som udpegningen af 100.000 ha engarealer. Det opstillede beslutningsstøttesystem kan inddeles i tre niveauer: 1) Konstruktion af et geografisk informationssystem der kan håndtere de til rådighed værende arealdatainformationer samt økonomiske forhold, 2) Formulering af funktionssammenhænge mellem arealkarakteristika på den ene side og biodiversitet samt rekreative muligheder på den anden, 3) Opstilling af prioriteringsrutiner hvor målsætninger og omkostninger kan afvejes under inddragelse af forskellige præferencerelationer.

Ingen af de tre modelniveauer hviler på et perfekt informationsgrundlag. Det har bl.a. været nødvendigt at benyttede ad hoc-prægede antagelser om de relevante funktionssammenhænge mellem biodiversitet og arealkarakteristika. Sidstnævnte er fastlagt i samråd med eksperter fra DMU og SNS. Det har ikke været muligt at fremskaffe præferencerelationer fra politiske eller administra-

tive beslutningstagere. De prioriterede udpegninger af engarealer med forskellige kombinationer af kriterievægte bør derfor betragtes som regneeksempler.

Den gennemførte analyse giver altså ikke det endelige svar på spørgsmålet om udpegningen af de 100.000 ha engarealer. Men det er forfatternes overbevisning, at det konstruerede beslutningsstøttesystem vil være et godt udgangspunkt for analyser af arealudpegningsproblematikken i takt med ændringer i de opstillede forudsætninger – og ikke mindst autoritative udmeldinger fra de relevante beslutningstagere om vægtningsgrundlaget for prioriteringsanalysen.

Litteraturliste

Aksig, E. B., (2003): *Personlig meddelelse,* Landinspektør Aksig, Erik Bernhard, Hav- og Habitatkontoret, Skov- og Naturstyrelsen.

Benayoun, R.J.; DeMontgolfier, Tergny, J. & Laritchev, O. (1971): Linear programming with multiple objective functions: Step Method (STEM). Mathematical Programming 1:366-375.

Biotopgruppen (1982): Biotopmønsterets betydning for forekomsten af vilde dyr og planter –en ø-teoretisk synsvinkel. Inst. Geogr. Samf.anal og Datalogi. RUC Forskningsrapport nr. 24.

Bogetoft, P. & Pruzan, P. (1991): Planning with multiple criteria. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 368 p.

Brill, E.D.; Chang, S.Y. & Hopkins, L.D. (1982): Modelling to generate alternatives: the HSJ approach and an illustration. Management Science 28:221-235.

Cohon, J.L.; Church, R. & Sheer, D. (1979): Generating multiobjective tradeoffs: a bicriterion algorithm applied to a reservoir planning problem. Water Resources Bulletin 15:1001-1010.

Danmarks Naturfredningsforening (2003): *Danmarks Naturfredningsforenin: Nationalparker*, [online], citeret den 1/7-03, tilgængelig på internet: http://www.dn.dk/sw2376.asp

Danmarks Miljøundersøgelser (2003): Dyreenheder målt på kommunalt niveau, tilgængelig på internet [online]: http://www.dmu.dk/1_viden/2_Miljoe-tilstand/3_samfund/MTR_temadb/3_ MTR_Natur/4_MTR4_ 2_tema/Fig4_2_8.htm

Dansk Jordbrugsvidenskabelig Forskning, Statens Planteavlsforsøg (1996): *Geografiske data hos Afd. For Arealanvendelse 1996*, SP-rapport nr. 6, Forskningscenter Foulum, Tjele.

Dubgaard, A (1996):*Economic Valaution of Recreation in Mols Bjerge*, SØM publication, No. 11 (Research Report), AKF Forlaget, København

Dubgaard, A. og L. O. Mortensen (2000): *Dyrkningsaftaler og kompensationer. Jordrentetab ved bortfald af pesticider og reduceret kvælstofanvendelse*, Konsulentrapport udarbejdet til kompensationsgruppen under det Modificerede Kontaktudvalg vedr. Erstatningsopgørelser i forbindelse med frivillige dyrkningsaftaler i indsatsområder, ej publiceret, Sektion for Økonomi, Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Dubgaard, A.; Kallesøe M.; Petersen, M.; Damgaard C. & E. Erichsen (2002a): *Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse*, Skrifter fra Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole, Samfundsvidenskabelig serie nr 8, tilgængelig på internet: http://www.flec.kvl.dk/open.asp?lpage=15&rpage=/oekonomi/publikationerda\rapporterda.html

Dubgaard, A.; Kallesøe M.; Petersen, M. og J. Ladenburg (2002b): *Cost-benefit analyse af Skjernåprojektet*, Udredning til Skov- og Naturstyrelsen i forbindelse med Wilhjelmudvalget. Skrifter fra Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole, Samfundsvidenskabelig serie nr 9, tilgængelig på internet: http://www.flec.kvl.dk/oekonomi/publikationerda/Microsoft%20Word%20-%20CBASkjern.dk.pdf

Ecker, J.G.; Hegner, N.S. & Kouda, I.A. (1980): Generating all maximal efficient faces for multiple objective linear programming. Journal of Optimization Theory and Applications 30:353-381.

Evans, J.P. & Steur, R.E. (1973): Generating efficient extreme points in linear multiple objective programming: two algorithms and computing experience. In Cochrane, J.L. and M. Zeleny (eds.). Multiple criteria decision making. University of South Carolina Press, Columbia, South Carolina, pp. 349 – 365.

Fredshavn, J. (2003): *Personlig meddelelse,* Seniorrådgiver, Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet; Danmarks Miljøundersøgelser.

Fødevareøkonomisk Institut (2001): *Landbrugsregnskabsstatistik 2001*, Serie A nr. 86, Fødevareøkonomisk Institut.

Geoffrion, A.M. (1968): Proper efficiency and the theory of vector maximization. Journal of Mathematical Analysis and Applications 22:618-630.

Haimes, Y.Y. & Hall, W.A. (1974): Multiobjectives in water resources system analysis: the surrogate worth trade-off method. Water Resources Research 10:615-623.

Hotvedt, J.E.; Leuschner, W.A. & Buhyoff, G.J. (1982): A heuristic weight determination procedure for goal programs used for harvest scheduling models. Canadian Journal of Forest Research 12:292-298.

Jensen, F. S. (1998): *Friluftsliv I det åbne land 1994/95*,- Forskningsserie nr.25, Forskningscenteret for Skov og Landskab, Hørsholm, 1998. 151s.

Jensen, J. (2003): *Personlig meddelelse*, Agronom, Skov- og Naturstyrelsen.

Jespersen, C. (2003): *Personlig meddelse*, Statsskovrider, Falster Statsskovdistrikt.

Korhonen, P. & Wallenius, J. (1988): PARETO RACE: Naval Research Logistics 35:615-623.

Landbrugets Rådgivningscenter (2001):Håndbog til driftsplanlægning, Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Uddannelse, Landbrugsforlaget.

Landbrugets Rådgivningscenter (2002): *Budgetkalkuler 2002*, Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Uddannelse, Landbrugsforlaget.

Lauersen, U. (2003): *Personlig meddelelse.* Skovrider på Buderupholm Statsskovdistrikt. Mail af 26/6 2003.

Miljøministeriet (2002): *Danmarks natur – ansvaret for at beskytte den og glæden ved at benytte den (Pressemeddelelse)*, [online], citeret den 06-11-2002, tilgængelig på internet:
<URL:http://www.mem.dk/nyheder/presse/Dep/danmarksnatur.htm

Miljøministeriet (2003): *Areal Informations Systemet.* [Online], [citeret 04.04.2003], tilgængelig på internet: http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Miljoe-tilstand/3_samfund/AIS.

Møller, F.; Andersen, S. P.; Grau, P.; Huusom, H.; Madsen, T.; Nielsen, J. og L. Strandmark (2000):*Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*, Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen, 464 s.

Nordjyllands Amt (2002): *Oplæg til pilotprojekt: Lille Vildmose, Nationalt naturområde Urørte skove, store højmoser, naturgenopretning,Vildmosecenter og genindførsel af store dyr*. Januar, 2003 Nordjyllands Amt & Sejlflod kommune. Tilgængelig på internet:
http://www.nja.dk/NR/rdonlyres/efhuyhai5po3yhxea6pvs7e3vno4eq5budtyryuz6ym6plk3ujsqsxp5jvuoqciuybeia5w7p5vfshh6hw7jgzbgvga/Pilotprojekt.pdf

Olesen, S. E. (2003): *Personlig meddelelse,* Afd. For Arealanvendelse, Danmarks Jordbrugsforskning.

Rasmussen, S. (2003): Driftsøkonomiske tab ved pesticidfri dyrkning af landbrugsafgrøder – et case-studium, *Working Paper 2003/1*, Unit of Economics, Department of Economics and Natural Resources, The Royal Veterinary and Agricultural University.

Roy, B. (1990): Decision-aid and decision-making. European Journal of Operational Research 45:324-331.

Saaty, T.L. (1980): The analytic hierarchy process. McGraw-Hill, New York.

Schou, J. S.; Møller, F. og K. Birr-Pedersen (2001): *Omkostninger ved udvalgte landbrugstiltag til styrkelse af biodiversiteten i Danmark*, Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Systemanalyse, Wilhjelmudvalget.

Skov-Petersen, H. (2002): *Modelling Visit Frequencies to the Nature of Denmark*, Paper 3. Danish Forest and Landscape Research Institute, Department of Urban- and Regional Planning, 64 p. Paper 5: Modelling Visit Frequencies to the Nature of Denmark, pp. 64.

SNS (1993): Naturplejebogen: En håndbog i pleje af naturområder og kulturlandskab, Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, Danmark.

SNS (1998): Aftale vedrørende Vandmiljøplan II, tilgængelig på internet: http://www.skovognatur.dk/landbrug/aftalevandmiljopl.htm.

Statens Planteavlsforsøg (1996): Geografiske data hos Afd. For Arealanvendelse 1996. Forskningscenter Foulum, Tjele.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency) (2000): Guidelines for Preparing Economic Analysis, tilgængelig på internet: http://www.epa.gov/economics.

Wilhjelmudvalget (2001a): En rig natur i et rigt samfund, Wilhjelmudvalget.

Wilhjelmudvalget (2001b): Virkemidler til fremme af naturen i landbruget - rapport fra Aavang-gruppen nedsat under Wilhjelmudvalgets arbejdsgruppe vedrørende landbrug, Wilhjelmudvalget.

Yu, P.L. (1974): Cone convexity, cone extreme points and non-dominated solutions in decision problems with multiobjectives. Journal of Optimization Theory and Applications 14:319-377.

Willis, K. G., Garrod, G. D. & Saunders, C. M. (1995): Benefits of Environmentally Sensitive Area Policy in England: A Contingent Valuation Assessment. Journal of Environmental Management, 44, pp. 105-25.

[i] Rådets Direktiv nr. 79/409 af 2. april 1979 med senere ændringer – Fuglebeskyttelsesdirektivet – og Rådets Direktiv nr. 92/43 af 21. maj 1992 med senere ændringer – Habitatdirektivet.

[ii] Wilhjelmudvalget (2001a) En rig natur i et rigt samfund. (s. 10).

[iii] Wilhjelmudvalget (2001b). Virkemidler til fremme af naturen i landbruget – rapport fra Aavang-gruppen nedsat under Wilhjelmudvalgets arbejdsgruppe vedrørende landbrug.

[iv] I VMP II, er det vedtaget, at i visse tilfælde kan rådighedsindskrænkningerne på de enkelte jorde være så omfattende, at en hel eller delvis overtagelse af ejendommen er rimelig (SNS, 1998).

[v] For at nå frem til det rene nettoafkast til jorden eller jordrenten skal der også tages højde for aflønning af driftsledelse samt evt. afskrivninger på jordforbedringer.

[vi] Mht. forholdet mellem husdyrproduktionens størrelse og arealer til udbringning af husdyrgødning.

[vii] Ifølge de forskellige maskinstationer, er varierer behovet for okkerspuling varierede fra eng til eng. Nogle enge skal spules hver år, mens andre skal spules hvert tredje eller fjerde år.

[viii] For de enge i analysen, hvor der ikke findes oplysninger om jordtype, er der regnet et vægtet gennemsnit, se det bilaget "Jordrente".

[ix] Som nævnt i afs. 2.1 er beskyttelsen af de eksisterende godt 100.000 ha ferskengarealer inden for § 3-områder ikke nødvendigvis tilstrækkelig, men nærværende analyse omfatter altså alene den foreslåede udpegning af yderligere 100.000 ha ferske enge.

[x] Som det fremgår afs. 5.2.4 sammenkædes kriterierne 3 og 4 ved beregning af pointfunktionen for områdestørrelse.