



UDVIKLING OG AFPRØVNING AF METODE TIL MODELLERING AF ØKOSYSTEMTJENESTER OG BIODIVERSITETSINDIKATORER

– med henblik på kortlægning af synergier og konflikter ved arealtiltag

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 226

2017



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

UDVIKLING OG AFPRØVNING AF METODE TIL MODELLERING AF ØKOSYSTEMTJENESTER OG BIODIVERSITETSINDIKATORER

– med henblik på kortlægning af synergier og konflikter ved arealtiltag

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 226

2017

Mette Termansen¹
Maria Konrad¹
Gregor Levin¹
Berit Hasler¹
Bo Jellesmark Thorsen²
Uzma Aslam¹
Mikkel Bojesen²
Thomas Hedemark Lundhede²,
Toke Emil Panduro²
Hans Estrup Andersen³
Niels Strange²

¹Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab,

²Københavns Universitet Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi.

³Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 226
Titel:	Udvikling og afprøvning af metode til modellering af økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer
Undertitel:	- med henblik på kortlægning af synergier og konflikter ved arealtiltag
Forfattere:	Mette Termansen ¹ , Maria Konrad ¹ , Gregor Levin ¹ , Berit Hasler ¹ , Bo Jellesmark Thorsen ² , Uzma Aslam ¹ , Mikkel Bojesen ² , Thomas Hedemark Lundhede ² , Toke Emil Panduro ² , Hans Estrup Andersen ³ , Niels Strange ²
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab, ² Københavns Universitet Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi. ³ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Juni 2017
Redaktion afsluttet:	Juni 2017
Faglig kommentering:	Rasmus Ejrnæs har kommenteret på den del af rapporten, der omhandler analyse af biodiversitet og habitatindikatorer; Line Block Hansen har kommenteret på den del af rapporten, der omhandler analyse af økosystemtjenester.
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper R. Fredshavn
Finansiel støtte:	Miljø og Fødevareministeriet, SVANA (nu Miljøstyrelsen). Desuden er rapporten støttet af projektet OpenNESS (EU FP7 projekt nr. 308428) og af Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet og Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.
Bedes citeret:	Termansen, M., Konrad, M., Levin, G., Hasler, B., Thorsen, B.J., Aslam, U., Andersen, H.E., Bojesen, M., Lundhede, T.H., Panduro, T.E. & Strange, N. 2017. Udvikling og afprøvning af metode til modellering af økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer - med henblik på kortlægning af synergier og konflikter ved arealtiltag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 81 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 226. http://dce2.au.dk/pub/SR226.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten præsenterer et analyseredskab, der er udviklet med henblik på at kunne anskueliggøre samspillet mellem ændringer i en række økosystemtjenester når landbrugs- eller skovarealer tages ud af drift. Samspillet mellem økosystemtjenester kan have betydning for om det er muligt at opnå synergieffekter. Rapporten har anvendt Limfjordens opland som undersøgelsesområde. Analysen i rapporten omfatter følgende udvalgte økosystemtjenester: Fødevareproduktion, træproduktion, regulering af vandkvalitet i form af tilbageholdelse af kvælstof til Limfjorden, klimaregulering i form af kulstofbinding, jagt og rekreation. Desuden analyseres det også, hvilken påvirkning, der er af indikatorer for økosystemtjenesten biodiversitetsbeskyttelse (med fokus på sjældne arter) og to forskellige indikatorer for habitaternes rumlige relationer i oplandet. Resultaterne illustrerer at de automatiske synergieffekter er begrænsede, men at det er muligt at øge synergierne mellem tjenesterne ved flersidig arealforvaltning.
Emneord:	Økosystemtjenester, biodiversitet, kortlægning, værdisætning, synergi, trade-off
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen
Foto forside:	Skals Ådal, Anders Branth Pedersen
ISBN:	978-87-7156-261-3
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	81
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR226.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	12
1 Introduktion	17
2 Metodisk tilgang	19
3 Case området Limfjorden	22
3.1 Afgrænsning af undersøgelsesområde	22
3.2 Arealanvendelsesdata	23
4 Modellering, kvantificering og værdisætning af økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer	25
4.1 Fødevarereproduktionen	25
4.2 Træproduktionen	26
4.3 Jagt	27
4.4 Regulering af vandkvalitet	28
4.5 Regulering af klimaet	30
4.6 Rekreation	32
5 Kvantificering og evaluering af biodiversitetsindikatorer	35
5.1 Biodiversitets-hotspot-indikator	35
5.2 Habitatsammenhæng	38
5.3 Habitatstruktur	40
6 Opsummerende oversigt over kvantificeringen af økosystemtjenesterne og rumlige datalag	41
6.1 Kvantificering af økosystemtjenesterne	41
6.2 Oversigt over de anvendte rumlige data	42
7 Resultater	43
7.1 Scenarie resultater	43
7.2 Sammenligning af scenarierne	57
8 Scenarieanalyse rettet mod flere tjenester	60
9 Data- og modelbegrænsninger i kortlægning af økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer	64
9.1 Metodemæssige begrænsninger	64
9.2 Data- og modelusikkerheder	66
10 Diskussion og konklusion	73
Referencer	77
Bilag 1: En kort beskrivelse af indikatorerne og hvordan de beregnes	80

[Tom side]

Forord

Denne rapport er udarbejdet i et forskningsprojekt i samarbejde med Aarhus Universitet (AU) og Københavns Universitet (KU) for at udvikle metoder til geografisk kortlægning og økonomisk værdisætning af biodiversitet og økosystemtjenester. Projektet understøtter den europæiske MAES (Mapping and Assessment of Ecosystem Services) proces, der har som mål at sikre en kortlægning og værdisætning af økosystemtjenester i medlemslandene.

Rapporten er blevet til med input fra mange forskere fra AU og KU. Mette Termansen har været ansvarlig for projektets design og fortolkning samt formidling af resultaterne. Desuden har Mette Termansen bidraget til de enkelte scenarieanalyser og har været ansvarlig for rekreationsscenariet. Maria Konrad har udarbejdet scenarierne for vandkvalitet og klimaregulering samt effekterne på fødevareproduktionen. Maria har desuden bidraget til opgørelserne for træproduktionen. Gregor Levin har været ansvarlig for behandlingen af de geografiske data plus scenarierne for habitat-sammenhæng og -struktur. Berit Hasler har bidraget til projektets design og fortolkning og formidling af resultaterne. Desuden har Berit været ansvarlig for analysen af vandkvalitetsscenariet og effekterne på fødevareproduktionen. Bo Jellesmark Thorsen har bidraget til projektets design og fortolkning og formidling af resultaterne. Desuden har Bo bidraget til biodiversitets-hotspot-scenariet, effektvurderingerne på træproduktionen og jagtværdierne. Uzma Aslam har udarbejdet rekreationsscenariet. Mikkel Bojesen har bidraget til biodiversitets-hot-spot-scenariet og jagteffekterne. Thomas Hedemark Lundhede har bidraget til analyse af træproduktionen og jagteffekterne. Toke Emil Panduro har udarbejdet jagtestimaterne og bidraget til biodiversitets-hotspot-scenariet. Hans Estrup Andersen har leveret effektestimaterne for kvælstofudvaskningen og bidraget til scenariet for regulering af vandkvalitet. Niels Strange har bidraget til projektets design og fortolkning og formidling af resultaterne. Niels Strange har desuden været ansvarlig for biodiversitets-hotspot-scenariet.

Anders Højgård Petersen takkes for støtte til biodiversitetskortet, Marianne Zandersen for bidrag til rekreationsmodelleringen, Steen Gyldenkerne for vejledning af forfatterne i forhold til modellering af klimaeffekterne af de enkelte scenarier, Thomas Nord-Larsen for viden om rumlig variation i træers tilvækst.

Sammenfatning

I rapporten præsenteres et analyseredskab, der er udviklet med henblik på at kunne anskueliggøre samspillet mellem ændringer i en række økosystemtjenester når landbrugs- eller skovarealer udtages af drift. Dette samspil kan have betydning for om det er muligt at opnå synergieffekter, når arealer tages ud af drift. Hvis det er muligt at identificere områder, hvor udtag af drift kan give stor effekt på tværs af vigtige økosystemtjenester, vil det være muligt at udvikle et redskab til at understøtte en flersidig arealplanlægning. Rapporten har anvendt Limfjordens opland som undersøgelsesområde. For Limfjordens opland er der udvalgt et sæt centrale økosystemtjenester og genereret et sæt af stiliserede scenarier til at belyse samspillet mellem de valgte økosystemtjenester.

Analysen i rapporten omfatter følgende udvalgte økosystemtjenester: Fødevarerproduktion, træproduktion, regulering af vandkvalitet i form af tilbageholdelse af kvælstof fra Limfjorden, klimaregulering i form af kulstofbinding, jagt og rekreation. Desuden analyseres det også, hvilken påvirkning, der er af indikatorer for økosystemtjenesten biodiversitetsbeskyttelse (med fokus på sjældne arter) og to forskellige indikatorer for habitaternes rumlige relationer i oplandet.

Rapporten anvender en scenarietilgang, hvor hvert scenarie repræsenterer en hypotetisk ændring i arealanvendelsen. Scenarierne omfatter tre forskellige former for ændringer i arealanvendelsen:

1. Udtag af eksisterende landbrugsjord til åben natur
2. Udtag af eksisterende landbrugsjord til skovrejsning m. produktionsskov
3. Udtag af produktionsskov til urørt skov

For 1. og 3. indebærer arealændringerne, at der ikke længere foregår landbrugsdrift eller skovdrift på arealerne, men der er ikke indregnet nogen former for plejetiltag. I forhold til udtagning af produktionsskov (3.) til urørt skov, så skal det i denne sammenhæng forstås som et stop af forstlig drift, og at det primære formål med forvaltningen af disse arealer er at bevare biodiversiteten.

For 2. antages det, at skovrejsningen drives efter kendte standardiserede forstlige metoder for produktionsskov.

Scenarierne beskrives med geografiske kort, der angiver lokaliseringen af udtag af produktionsjord (skov- og landbrug) samt eventuel skovrejsning på den udtagne landbrugsjord.

Projektet bruger Limfjordens opland som undersøgelsesområde. Det samlede opland til fjorden udgør 7.597 km² svarende til ca. 1/6 af Danmarks areal. Oplandet er karakteriseret ved en lang kystlinje og miljømæssige udfordringer forårsaget af intensiv landbrugsproduktion, og tjener som illustration for mere generelle analyser af naturbenyttelse og -beskyttelse i Danmark som helhed.

Rapporten analyserer syv scenarier som er kombinationer af de tre arealudtag. De første seks scenarier adskiller sig ved hver især at være baseret på

målsætninger om at forøge udbuddet mest muligt af én enkelt økosystemtjeneste, inden for en given arealgrænse (hhv. 1 %, 3 % eller 5 % af produktionsarealerne i oplandet). Disse seks scenarier er

- 1) et vandscenarie, som prioriterer placeringen af arealudtag af landbrugsjord til åben natur alene med henblik på at forøge tilbageholdelsen af kvælstof til Limfjorden,
- 2) et klimascenarie, der prioriterer placeringen af arealudtag af landbrugsjord til skovrejsning alene med henblik på at optimerer kulstofbinding,
- 3) et rekreationsscenario, som prioriterer placeringen af arealudtag af landbrugsarealer til nye rekreationsarealer (åben natur og skovrejsning lige-
ligt) alene med henblik på at forøge antallet af besøgende i de udtagne arealer,
- 4) et biodiversitet-scenarie, som prioriterer placeringen af arealudtaget fra produktionsskov til urørt skov samt landbrug til åben natur alene med henblik på at beskytte arealer med høj artsscore,
- 5) et habitatsammenhængsscenario, der prioriterer placeringen af arealudtag af landbrugsarealer til åben natur alene med henblik på at knytte eksisterende naturarealer og skove med høj artsscore bedre sammen,
- 6) et scenarie hvor placeringen af arealudtag af landbrugsarealer til åben natur prioriteres alene med henblik på at forbedre den eksisterende habitatstruktur i form af fx arrondering.

Det syvende og sidste scenarie adskiller sig fra de seks første ved at optimere i forhold til flere økosystemtjenester samtidig. Dette scenarie er således udviklet til at prioritere regulering af vandkvalitet og klimaregulering under hensyntagen til evt. tab i økosystemtjenesterne fødevarerproduktion og træproduktion. Betydningen af vægtningen mellem tjenesterne illustreres ved at udføre scenarieberegninger for to forskellige relative priser for tjenesterne.

I rapporten præsenteres modelleringer af de nævnte økosystemtjenester, og for de udvalgte scenarier præsenteres de forventede ændringer i økosystemtjenesterne og deres værdier. Rapporten indeholder desuden en kortlægning og opgørelse af samspillet mellem økosystemtjenesterne og biodiversitetsindikatorer i de forskellige scenarier.

Analysen af de forskellige scenarier er fokuseret omkring effekterne af arealændringerne. Effekterne måles som ændringen i økosystemtjenesterne og biodiversitets indikatorerne opgjort i biofysiske enheder. Hvor muligt suppleres der med opgørelse i form af ændringer i økonomisk værdi. Resultaterne fra scenarierne beskrives i en scenarie-effekt-matrice (tabel S1) Effekten på den økosystemtjeneste et scenarie er målrettet imod og sideeffekterne kan aflæses af matricen for hvert scenarie (hver række i matricen). I tabel S1 er cellerne, der indeholder effekter som bliver prioriteret i et scenarie udfyldt med tekst, hvorimod de celler, hvor sideeffekterne vil blive opgjort, alene illustreres med et punktum i tabel S1. I tabel S1 præsenteres scenarie-effekt-matricen i biofysiske enheder.

Tabel S1 Scenarie-effekt-matricen: Resultaterne af scenarieanalyserne opgøres som ændringer i indikatorerne for økosystemtjenesterne og biodiversitet i forhold til den aktuelle arealanvendelse. Δ angiver ændringer.

Scenarier der prioritere efter:	Ændring i indikatorerne for de forskellige økosystemtjenester og biodiversitetsdimensioner								
	Ændring i fødevarerproduktion	Ændring i træproduktion (m ³)	Ændring i kvælstofbelastning til Limfjorden (ton)	Ændring i kulstofbinding (ton)	Ændring i antal rekreative besøg	Ændring i jagt	Ændring i biodiversitetsbeskyttelse	Ændring i habitat-sammenhæng	Ændring i habitat-struktur
Vandkvalitet	.	.	ΔN
Klima	.	.	.	ΔCO_2e
Recreation	$\Delta Besøg$
Biodiversitets-hotspot	$\Delta Indeks$.	.
Sammenhæng	$\Delta Indeks$.
Struktur	$\Delta Indeks$

Hvis scenarierne analyseres samlet kan scenarie-effekt-matricen bruges til at kvantificere *samspillet* mellem de forskellige økosystemtjenester under de forskellige scenarier. Denne analyse foretages ved at sammenholde kolonnerne i matricen. Dette kan gøres på baggrund af kvantitative biofysiske mål og indikatorer, såvel som på baggrund af de økonomiske værdier af økosystemtjenesterne.

Hvis scenarierne analyseres samlet er det også muligt at bruge scenarie-effekt-matricen til at kvantificere *synergier og konflikter* mellem de forskellige arealtiltag. Denne analyse foretages ved at sammenholde rækkerne i matricen. Ved at sammenholde effekterne i rækkerne i matricen er det muligt at identificere betydningen af at fokusere arealtiltag mod de enkelte tjenester eller indikatorer.

Den valgte metode integrere rumlige relationer, men den er statisk i tidsmæssig forstand. Dette betyder, at der ikke tages hensyn til, at produktionen af økosystemtjenester ofte vil udvikle sig over tid som følge af de tiltag, der modelleres. Fx tages der ikke højde for at etablering af nye rekreative arealer ikke vil være attraktive områder i de første år efter etablering, ligesom kulstoflagrene i de nye skove først skal opbygges. Endelig vil effekterne af udtag af skov til biodiversitet også udvikle sig betydeligt med tiden og vil ikke være umiddelbart synlige når og kort efter tiltaget med udtag gennemføres. Potentialet for de forskellige økosystemtjenester, der analyseres i rapporten, må derfor forventes at kunne opnås inden for meget forskellige tidsrammer. På sigt vil det derfor være relevant at udvikle dynamiske modeller, der kan modellere hvordan de forskellige økosystemtjenester udvikles over tid som følge af både indgreb og den rumlige kontekst.

I den sammenhæng er det også relevant at forholde sig til de usikkerheder og den naturlige variation, der vil være i sammenhængen mellem et konkret tiltag og den effekt, der faktisk opnås på økosystemtjenesterne. I rapporten gennemgår vi kort en række kilder til usikkerhed, der knytter sig til måleusikkerheder og manglende viden om konkrete funktionelle relationer. Disse vil i sig selv kunne medføre, at den prædikterede effekt af fx arealudtag til reduktion af kvælstofbelastning eller kulstoflagring vil kunne afvige fra det der vil opnås i praksis. Dertil kommer en naturlig variation i sammenhængen mellem

tiltag og effekter, fordi denne altid vil påvirkes af andre sammenfaldende udviklinger og aspekter ved den konkrete kontekst. Disse usikkerheder betyder også, at de bedste steder at foretage arealudtag med henblik på bestemt økosystemtjenester i nogle tilfælde kan ændre sig, hvis ny viden tilvejebringes.

For vandscenariet viser analysen, at den valgte metode til prioritering medfører, at lokaliseringen af tiltag i stort omfang bestemmes af vandkvaliteten i de vandområder, der drænes til. En af fjordene i oplandet, Hjarbæk Fjord, har et relativt højt indsatskrav, og oplandet til denne fjord prioriteres højt i løsningen. Desuden er det meget tydeligt, at lav-retentions-områderne prioriteres i løsningen. På mere lokalt niveau bestemmes forskellene i udpegningen af jordtyper og afgrødesammensætning. Analysen viser desuden, at når man prioriterer alene efter tilbageholdelse af kvælstof, og kun anvender udtag af landbrugsjord til åben natur, så får man beskedne positive samspil med de øvrige økosystemtjenester. De relativt største positive samspil ses i forhold til jagtkvaliteter, rekreation og habitatsammenhænge. Effekterne i forhold til de resterende økosystemtjenester er meget beskedne. I særdeleshed er der en beskedne dækning af arealer med betydende artsscore, fordi udtagningen overvejende sker på intensivt drevne landbrugsarealer.

Analysen af klimascenariet viser, at arealer til skovrejsning primært udpeges på baggrund af potentialet for kulstofbinding i træer og jord. Lokalisering af skovrejsning på meget kulstofholdige jorder er meget effektivt i forhold til klimaregulering. De mest kulstofholdige jorde bliver dermed prioriteret før andre jorde uanset deres produktivitet. I dette scenarie opnår man en betydende træproduktion og et meget stærkt positivt samspil med den jagtlige kvalitet, og det positive samspil med vandkvalitet er også betydeligt. I modsætning hertil ses kun et meget beskedent positivt samspil med arealer med høj artsscore og dermed biodiversitetsbeskyttelsen, igen på grund af udtag af intensive landbrugsjorder.

For rekreationsscenariet viser analysen, at der er en relativ lille effekt på antallet af besøg til oplandets naturområder. Det skyldes til dels, at en stor del af effekten af nye naturområder er, at besøgene flyttes fra eksisterende områder til de nye områder. Dermed er nettoeffekten på antal besøgende lille, selvom det forventes at de nye områder vil tiltrække mange besøgende. Den økonomiske modellering viser, at mange får kortere til skov- og naturområder. Dette betyder at de nye områder repræsenterer potentielt betydelige rekreativsværdier. Scenariet viser, at en prioritering af udtag af landbrugsarealer til rekreation mest har positivt samspil med træproduktion og jagtindikatoren, mens der er et beskedent positivt samspil med vandkvalitet og indikatoren for habitatsammenhæng. Der er igen en ganske beskedne effekt på biodiversitetsscoren.

Analysen af biodiversitet-hotspot-scenariet viser, at det primært er produktionsskov, der udtages, og at en stor del af produktionsarealerne med høj biodiversitetsværdi kan beskyttes ved udtag af et relativt lille areal. Scenarier, der udtager et større areal, vil således have beskedne yderligere biodiversitetsværdier. Dette er imidlertid ikke overaskende, da arealer med høj biodiversitetsværdi er ganske sjældne i de intensivt drevne produktionsarealer, der udgør den helt dominerende del af landskabet i Limfjordens opland. Da dette scenarie primært udtager produktionsskov, er den primære effekt et tab af træproduktion. Der er ganske beskedne effekter på samtlige andre tjenester. Det skal dog påpeges, at der ikke er taget stilling til effekten af ændringen af arealanvendelse i forhold til fx den rekreative eller jagtlige værdi, ligesom der

kan være visse langsigtede effekter på kulstoflagringen, som ikke er inddraget i analysen. Disse værdier vurderes dog at være beskedne. Det skal igen understreges, at vi i denne rapport her ikke modellerer de konkrete dynamiske udviklinger i biodiversitet som de kan forventes at udfolde sig efter tiltagene er implementeret.

I habitatsammenhængsscenarioet er fokus på at skabe forbindelser mellem alle naturområder i oplandet. Scenarioet er meget forskelligt fra habitatstrukturscenarioet, hvilket illustrerer at disse scenarier har et meget forskelligt geografisk udtryk. Analyserne viser dog, at begge habitatscenarier til trods for begrænset geografisk overlap af de udtagne arealer, har påfaldende ens effekt på de analyserede tjenester. De andre scenarier har en effekt på habitatsammenhængen, bortset fra biodiversitetsscenarioet, der kun har en begrænset effekt. Det skyldes, at en stor del af udpegningerne i biodiversitetsscenarioet er udpegninger på eksisterende skov, og derfor ikke har indflydelse på sammenhængen mellem habitater, som her skabes ved arealudtag på landbrugsjord i omdrift. De scenarier, som medfører udtagning af flere og større aggregerede arealer, og som samtidig er knyttet til naturlige forhold, såsom jordbund og topografi (vand, klima, og biodiversitet) ses at have en større effekt på habitatstrukturen end de scenarier som ikke er specifikt knyttet til naturlige forhold (rekreation) eller som fremstår som mange små nye naturarealer (habitatsammenhæng).

Analysen af samspillet mellem tjenesterne viser således overordnet, at der som udgangspunkt er overraskende beskedne positive samspil mellem økosystemtjenesterne, *når arealudtag fokuseres entydigt på én økosystemtjeneste*. Der er dermed en begrænset mængde sidegevinster. Dette tyder på, at det er nødvendigt, at planlægge ændringer i arealanvendelsen specifikt i forhold til de økosystemtjenester, der ønskes prioriteret. Hvis man udpeger betydeligt større arealer, til ét eller nogle få formål, så følger det også, at man vil opnå (stadig hurtigere) voksende positive sideeffekter på nogle af de andre økosystemtjenester. Analysen af scenariet, der vægter flere tjenester (fødevarer og træproduktion, vandkvalitet og klimaregulering), illustrerer at det er muligt at opnå større samspil ved at fokusere på flere tjenester. Analysen af betydningen af vægtningen mellem tjenesterne (bestemt ud fra relative værdier på tjenesterne), illustrerer dog også at samspillet mellem tjenesterne er meget afhængigt af vægtningen mellem tjenesterne.

Set fra et andet perspektiv viser resultaterne af de gennemførte analyser, at det – særligt i forbindelse med begrænsede arealudtag - er meget effektivt at målrette indsatsen for at opnå de højeste niveauer af de enkelte økosystemtjenester, der er i fokus. Scenarier, der optimerer en given økosystemtjeneste har således væsentlig højere effekt på denne økosystemtjeneste end de øvrige scenarier har. Det gælder specielt økosystemtjenester, der *kun* kan leveres på et højt niveau på ganske få og specifikke typer arealer. I nærværende analyser gør dette sig særligt gældende for udtag af arealer til biodiversitetsbeskyttelse og udtag af arealer til klimaformål. Ønsker man at opnå betydelige fremskridt på disse økosystemtjenester med arealudtag, er man nød til at fokusere arealudtagene, der hvor potentialet for disse økosystemtjenester (kulstofbinding eller biodiversitetsbeskyttelse) er størst og affinde sig med beskedne positive sideeffekter på de fleste andre økosystemtjenester.

Ovenstående observationer betyder dog også, at *hvis* man ønsker, at arealændringer skal tilgodese flere tjenester, så er det nødvendigt at inkludere dem alle i prioriteringen samt tage stilling til deres indbyrdes vægte. Man kan således ikke forvente, at en lang række tjenester leveres som sideeffekter på et

højt niveau, hvis der udelukkende målrettes efter en enkelt eller to tjenester. Analysen af scenariet, der vægter flere tjenester, viser således at det er muligt at opnå mere synergi mellem de vægtede tjenester. Mere specifikt viser analysen også, at hvis klimareguleringen tillægges en relativt tung vægt, så skabes der et positivt samspil mellem rekreation og jagtværdier, idet målretning i forhold til klimaregulering betyder, at der udtages relativt sammenhængende arealer og foretages betydelig skovrejsning.

Mere overordnet har projektet vist, at det er muligt at kombinere eksisterende rumlige datalag og modeller og derved gennemføre samlede analyser af effekterne af arealudtag på tværs af mange økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer. Desuden har projektet vist, at det er muligt at kombinere den biofysiske modellering af økosystemtjenesterne med rumligt specifikke data og værdisætning. Inkludering af både økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer giver et redskab til at analysere arealforvaltning i en fælles ramme. Modelredskabet giver dermed mulighed for at analysere konsekvenserne af arealforvaltning i situationer, hvor forskellige produktions-, miljø- og biodiversitetshensyn skal analyseres ud fra konsistente data- og modelforudsætninger.

Summary

The report presents and tests a tool developed for analysing the changes in provision of a range of different ecosystem services resulting from setting aside land in agricultural or forestry production. In particular, the tool is developed to enable the analysis of synergies and trade-offs between services. If it is possible to identify areas where significant synergetic effects can be obtained across several important ecosystem services, it will be possible to develop a tool supporting multi-objective land use planning. Furthermore, identification of potential conflicts is also important in land use planning. The analyses in the report are based on a case study of the Limfjord catchment. A set of core ecosystem services is identified for the case study area, and subsequently a number of stylized scenarios are generated in order to facilitate the analysis of interactions between the included ecosystem services.

The analyses in the report include the following ecosystem services: food production, timber production, water quality regulation in the form of nitrogen retention, climate regulation in the form of carbon sequestration, hunting and recreation. In addition, the analyses also encompass the impacts of the land use changes on biodiversity indicators, *i)* coverage of areas important for protection of rare species, *ii)* spatial connectivity of habitats and habitat structure.

The report follows a scenario approach where each scenario represents a hypothetical change in land use. The scenarios consider three different types of land use change:

1. Conversion of agricultural land to semi-natural areas
2. Conversion of agricultural land to forest land
3. Conversion of productive forest land to semi-natural un-managed forest land

The scenarios are described geographically with a map, which specifies the location of the areas selected for conversion.

The project is based on a case study of the Limfjord catchment. The size of the catchment area is 7.597 km², which is equivalent to approximately 1/6 of the total area of Denmark. The catchment area is characterised by a long coastline and environmental challenges caused by intensive agricultural production. The case study serves to illustrate the potential for conducting more general analyses of nature protection and use in Denmark.

Seven different scenarios of land use change are analysed in the report. In the first six scenarios, focus is on maximising the supply of one specific ecosystem service. Each of these six scenarios is run for three different acreage restrictions (1 %, 3% and 5 % of the productive area in the catchment). The six scenarios are: 1) a water scenario where the conversion of agricultural land to semi-natural areas is prioritised in order to maximise N-retention, 2) a climate scenario where the conversion of agricultural land to forest is prioritised in order to optimise carbon sequestration, 3) a recreation scenario where conversion of agricultural land to mixed forest and semi-natural areas is prioritised to increase the number of recreational visits to the new recreational areas, 4) a biodiversity scenario where the conversion of productive forest land is targeted towards areas of high species score, 5) a habitat connectivity scenario

where the conversion of agricultural land to semi-natural areas is prioritised to improve the connectivity of areas with high species scores, and 6) a habitat structure scenario where the conversion of agricultural land to semi-natural areas is targeted at improving the structure of existing habitats. The final scenario focuses on several services by simultaneously maximising several ecosystem services. More specifically this scenario has been developed to prioritise food and timber production together with climate and water quality regulation. The importance of the weighting between the different ecosystem services is illustrated by repeating the scenario calculations for different sets of relative prices.

The report presents, for each of the identified scenarios, the expected changes in ecosystem services and their values. The report also includes a mapping and an assessment of the interactions between ecosystem services and biodiversity indicators in the different scenarios.

The analyses of the different scenarios are focused on the effects of the land use changes. The effects are measured in terms of changes in ecosystem services and biodiversity indicators assessed in biophysical units. When possible the assessment in biophysical units is supplemented with an assessment of economic value. The results of the scenario analyses can be summarised in a scenario-effect matrix (Table S1). The six prioritized effects in the scenarios are written out in bold. The co-benefits are denoted with a full stop.

Table S1 Scenario-effect matrix: The results of the scenario analyses are assessed as the scenario induced changes in the indicators for the ecosystem services and biodiversity relative to current land use. Δ denotes change.

Scenario prioritised according to:	Change in indicators for the different ecosystem services and biodiversity dimensions								
	Change in food production	Change in timber production (m3)	Change in Nitrogen leaching to the Limfjord (ton)	Change in carbon sequestration (ton)	Change in number of recreational visits	Change in hunting opportunities	Change in biodiversity protection	Change in habitat connectedness	Change in habitat structure
Water quality	.	.	ΔN
Climate	.	.	.	ΔCO_2e
Recreation	$\Delta Visits$
Biodiversity hotspot	$\Delta index$.	.
Habitat cohesion	$\Delta index$.
Habitat structure	$\Delta index$

If the scenarios are analysed jointly the scenario-effect matrix can be used to quantify the *interactions* between the different ecosystem services in the different scenarios. This analysis is conducted by comparison across the columns of the matrix based on the quantitative biophysical units or indicators, as well as on the economic values of the ecosystem services.

The scenario-effect matrix can also be used to quantify *synergies and conflicts* between different types of land use change. This analysis is conducted by comparison across the rows of the matrix, and it makes it possible to identify the consequences of targeting land use changes at specific services or indicators.

The chosen method is static. Consequently, it does not take account of the fact that the production of ecosystem services often will develop over time. As an example, the method does not reflect that it takes several years before newly established recreational areas will actually become attractive for recreation. The time-frame within which the ecosystem services are analysed in this report can be realised in practice is likely to vary significantly across the different services. Therefore, it is relevant to direct future efforts towards developing dynamic models. The primary contribution of the present analyses is to develop geographically specific models for quantifying and valuing ecosystem services. By adopting this focus, the analyses make a contribution to the development of ES modelling methodologies and to improved understanding of synergies and conflicts between provision of individual ecosystem services and biodiversity conservation.

However, it is still important to recognise uncertainties and natural variability beyond the sources identified and mapped in the current report. These relate to measurement accuracy, spatial aggregation bias and uncertainty and variation in the effective of different land use measures. This means that the assessment of the best places to implement land based ecosystem service measures may change as new knowledge appear.

The analysis of the water scenario shows that the water quality improvement targets in the waters to which the area drains becomes the most important determinant of the location of the areas that are taken out of production. The N reduction requirement is relatively high for one of the inlets in the catchment, Hjarbæk Fjord, and accordingly the catchment to this inlet is highly prioritised in the solutions. Areas characterised by low retention coefficients are also seen to be highly prioritised in the solutions. On a more local level differences in soil types and crop composition are important determinants of which areas are designated for conversion. The analysis also illustrates that the positive interactions with other ecosystem services are limited. In relative terms, the most significant positive interactions are seen in relation to hunting, recreation and habitat connectedness. The effects on the remaining ecosystem services are very modest. In particular the coverage of areas with a high species score is negligible.

The analysis of the climate scenario shows that areas for afforestation primarily are identified based on the carbon sequestration potential of the trees and the soil. Afforestation on carbon rich soils is very effective in terms of climate regulation. Accordingly, the soils richest in carbon are prioritised higher than other soils regardless of their productivity. The timber production in the scenario is significant and there is a strong positive interaction with hunting. There is also a significant positive interaction with water quality whereas the positive interaction with areas with a high species score is quite modest.

For the recreation scenario the analysis shows that the effect on the number of visits to nature areas in the catchment is relatively small. This is partly due to the fact that a significant effect of introducing new recreation areas is to shift visits from existing areas to the new areas. Hence, even though the new areas are expected to attract many visitors the net-effect in terms of total number of visits is small. The economic modelling shows that the distance to forests and nature areas will be reduced for many people. This implies that the new areas represent potentially significant recreational values. The scenario shows that conversion of agricultural land based on prioritisation of recreation primarily

result in positive interactions with timber production and hunting. The interaction with water quality and the indicator for habitat connectedness is modest, although positive. Again, the effect in terms of biodiversity score is very modest.

The analysis of the biodiversity hot-spot scenario shows that it primarily is productive forest that is converted. It is also seen that it is possible to protect a significant share of the productive areas with a high biodiversity value even if the conversion area is relative small. Increasing the conversion area only leads to minor increases in biodiversity values. This is perhaps not surprising considering that areas representing high biodiversity value are quite rare in areas characterised by intense agricultural production such as the Limfjord catchment. As the dominant land use change in this scenario is conversion of productive forest to natural un-managed forest the primary effect of the scenario is a decrease in timber production. The effects in terms of all the other services are very modest. It should however be noted that the analysis does not account for the potential implications of the changed land use in relation to recreation and hunting values. Likewise, potential long-term effects in relation to carbon storage have not been accounted for either. These potential effects are however expected to be modest.

In the habitat connectedness scenario focus is on establishing connections between all nature areas in the catchment. The scenario is very different from the habitat structure scenario, and the geographical imprint of the two scenarios is very different. Thus, there is limited overlap between the scenarios in terms of which areas are converted. Despite this, the analyses show that the two habitat scenarios have strikingly similar effects on the considered services. Except for the biodiversity scenario, where the effect is limited, all other scenarios have an effect on habitat connectedness. The limited effect in the biodiversity scenario is caused by the fact that existing forests constitute a significant share of the areas designated for conversion in the scenario. This implies that the land use change will have no impact on how habitats are connected. The scenarios, which result in conversion of more and larger aggregate areas, which are also closely linked to natural characteristics such as soil type and topography (water, climate and biodiversity), have a larger effect on habitat structure than the scenarios, which are not linked to natural characteristics (recreation) or which are comprised of many but small new nature areas (habitat connectedness).

In conclusion, the analyses show that the positive interactions between ecosystem services are surprisingly modest when the location of the land use change is determined based on a single ecosystem service. Therefore, the magnitude of side benefits is limited. This indicates that it is necessary to specifically include all the ecosystem services that should be prioritised in the planning of land use changes. With an increasing area designated for regulating or cultural ecosystem services the positive side effects in terms of other ecosystem services is increasing. The analyses of the scenarios where several services (food and timber production, water quality and climate regulation) are included simultaneously in the optimisation illustrate that it is possible to increase the level of interactions by expanding the focus to include several services. However, the analysis of the importance of the weighting between the services (determined by the relative value of the services) illustrates that the interactions between the services very much depends on the relative weights attached to the individual services.

The analysis illustrates that it is very effective to target land use changes towards an increase of a specific ecosystem service. Accordingly, scenarios which focus on optimising a given ecosystem service will have a much larger effect on the provision of this service than other scenarios will. This is especially the case for ecosystem services, which can only be supplied at a high level in few and very specific types of areas. In the present analyses, this is particularly evident for land conversions motivated by biodiversity protection and climate regulation. If significant increases in the supply of these services are to be realised through land conversion, it is necessary to target the land use changes at the areas where the potential for these ecosystem services (carbon sequestration or biodiversity protection) is highest. However, this also means that the side effects in terms of increased provision other ecosystem services will be modest.

Another implication of the observations presented above is, that if land use policies aim to increase several services, then it is necessary to explicitly include all services in the prioritisation and to agree the relative weighting between the services. It should not be expected that numerous services will be delivered at any significant level as side effects of policy processes targeting one or two services. However, the analyses of the scenario where several weighted ecosystem services enter simultaneously show that it is possible to achieve increased synergy between services. More specifically the analysis shows that a relatively high weight ascribed to climate regulation result in a positive interaction with recreation and hunting. This is because conversion motivated by climate regulation result in large spatially connected areas with a high degree of afforestation.

Over all, the project has shown that it is possible to combine existing spatial data layers and models thereby facilitating analyses of the effects of land use changes across many ecosystem services and biodiversity indicators. Moreover, it has been shown that it is possible to combine bio-physical modelling of ecosystem services with spatially specific data and economic valuation data. The joint inclusion of ecosystem services and biodiversity indicators provides a tool for analysing land management in a common framework. Accordingly, the modelling tool makes it possible to analyse the consequences of land use management in situations where different production, environmental and biodiversity considerations need to be integrated and analysed in a consistent data and modelling framework.

1 Introduktion

De terrestriske økosystemer i Danmark er præget af intensiv land- og skovbrug, som udgør mere end 60 procent af det samlede areal. Der er et øget fokus på behovet for at sikre biodiversitetsbeskyttelsen og en voksende erkendelse af den værdi de mange tjenester som økosystemer, ud over de økonomisk produktive, har for mennesker. Det drejer sig ud over biodiversitetsbeskyttelsen om fx de rekreative muligheder, regulering af vandkvaliteten, klimaregulering og en række andre miljøgoder. Ønsket om i højere grad at inddrage hensynet til disse i arealanvendelsen bidrager til, at konkurrencen om arealanvendelsen skærpes, og kræver at der planlægges og reguleres fornuftigt ud fra et samlet billede. Der er derfor behov for at udvikle analyseredskaber, der illustrerer flersidige effekter af arealanvendelse under forskellige hensyn.

Miljø- og Fødevarerministeriet har derfor i samarbejde med Aarhus Universitet (AU) og Københavns Universitet (KU) igangsat en serie af forsknings- og udviklingsprojekter, der skal forbedre og udvikle grundlaget for denne slags analyseredskaber. Projekterne knytter sig til den europæiske MAES (Mapping and Assessment of Ecosystem Services) proces, der har som mål at sikre en kortlægning og værdisætning af økosystemtjenester i medlemslandene. Det første projekt blev afsluttet primo 2015 (Termansen et al. 2015). Nærværende rapport præsenterer resultaterne fra anden og tredje fase af disse projekter. Her tages der yderligere skridt i arbejdet med at udvikle et analyseredskab, der kan anskueliggøre samspillet mellem økosystemtjenesterne og de forskellige arealanvendelser. Derudover testes analyseredskabet på et konkret område for at afdække anvendeligheden og diskutere relevante begrænsninger.

Projektet bruger Limfjordens opland som undersøgelsesområde. Det samlede opland til fjorden udgør 7.597 km² svarende til ca. 1/6 af Danmarks areal. Oplandet repræsenterer med sin store kystlinje og miljømæssige udfordringer fra en intensiv landbrugsproduktion et relevant eksempel. Samtidig har oplandet været anvendt som undersøgelsesområde i forskellige forskningsprojekter og Limfjorden giver derfor umiddelbart et bedre og lettere tilgængeligt data- og modelgrundlag for de planlagte analyser end andre områder.

Rapporten fokuserer på følgende økosystemtjenester: Fødevarerproduktion, træproduktion, regulering af vandkvalitet i form af tilbageholdelse af kvælstof fra oplandet til Limfjorden, klimaregulering i form af kulstofbinding, jagtlig værdi og rekreation. Biodiversitetsbeskyttelse udgør også en økosystemtjeneste, og den analyseres med en indikator baseret på det nye nationale biodiversitetskort (Ejrnæs et al. 2014). Desuden, analyseres to andre indikatorer for naturkvalitet, nemlig habitatstrukturer og habitatsammenhæng, der også inddrager viden fra biodiversitetskortet.

Det følgende kapitel 2 giver en beskrivelse af den metodiske tilgang, der er valgt i rapporten. Derefter følger i kapitel 3 en beskrivelse af undersøgelsesområdet. Kapitel 4 og 5 rummer en detaljeret beskrivelse af, hvordan ændringerne i økosystemtjenesterne henholdsvis biodiversitet i de opstillede scenarier kvantificeres. Kapitel 6 giver en summarisk oversigt over modellering og datagrundlag for analysen af de enkelte økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer. Derefter præsenteres resultaterne af scenarieanalysen i form af en

visualisering af de geografiske lokaliseringer af arealudtagene i de enkelte scenarier,, og effekterne på økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer (afsnit 7.1). Disse resultater, kombineret med den økonomiske værdisætning, muliggør en sammenligning af scenarierne. Denne analyse præsenteres i afsnit 7.2. En analyse af scenarier, der fokuseres mod produktion af flere økosystemtjenester præsenteres i kapitel 8. I kapitel 9 følger en oversigt over metode og datamæssige usikkerheder og begrænsninger og rapporten afsluttes med et sammendrag og konklusion af rapportens resultater i kapitel 10.

2 Metodisk tilgang

Analyserne tager udgangspunkt i den tilgang, der blev anvendt i det såkaldte UKNEA-projekt (UKNEA, 2011), der gennemførte en omfattende national kortlægning og værdisætning af økosystemtjenester i Storbritannien (Bateman et al. 2013). I nærværende projekt anvendes en lignende tilgang for et afgrænset dansk opland (Limfjordens opland). Analysen foretages efter samme principper, men med langt højere geografisk opløsning. Hvor UKNEA anvendte 2x2 km som den mindste geografiske enhed, bruges her markblokke som mindste geografiske enhed på landbrugsarealerne, der oftest er på få hektar.

Det nærværende projekt tilvejebringer datagrundlaget og anvender eksisterende modeller til at kortlægge økosystemtjenesterne i biofysiske enheder, samt så vidt muligt i økonomiske enheder. I rapporten præsenteres modelle-ringer af de nævnte økosystemtjenester og deres værdier. Endelig præsente-res en kortlægning og opgørelse af samspillet mellem økosystemtjenesterne og biodiversitetsindikatorer.

Projektet anvender en scenarietilgang, hvor et scenarie er en tænkt ændring i arealanvendelsen i Limfjordens opland. I hvert scenarie tages der udgangs-punkt i, at arealudtaget har til formål at forøge produktionen eller værdien af én eller flere af de udvalgte økosystemtjenester eller bevarelsen af biodiversi-tet.

Hvert scenarie udarbejdes i tre varianter med varierende omfang af arealud-tag. Arealudtaget defineres som en andel af produktionsarealet i oplandet. Efter dialog med projektets styregruppe og forvaltningskyndige har projektet lagt sig fast på at beregne scenarier for udtag af henholdsvis 1 %, 3 % og 5 % af det samlede produktive landbrugs- og skovareal, der er i omdrift. Land-brugets omdriftsarealer er her defineret som afgrøder, samt græsarealer, som indgår i landbrugets rotation, mens permanente græsarealer ikke er en del af omdriftsarealet. Landbrugets omdriftsareal, udgør i alt 470.003 ha eller 61,9 % af oplandets samlede landareal. Det produktive skovareal i omdrift udgør 78.359 ha eller 10,3 % af oplandets samlede areal. Det samlede produktions-areal er dermed 548.362 ha eller 72,2 % af oplandets areal. Dette betyder, at et scenarie på 1 % af produktionsarealet giver et udtag på 5.484 ha, 3 % giver 16.451 ha og 5 % giver 27.418 ha udtag.

Tabel 1 De tre forskellige niveauer af arealudtag der analyseres inden for hvert scenarie.

	1 % af omdriftsarealet	3 % af omdriftsarealet	5 % af omdriftsarealet
Arealudtagsmål for scenarier	5.484 ha	16.451 ha	27.418 ha

De ændringer i arealanvendelsen på de udtagne arealer, der arbejdes med her, fokuserer alene på tre forskellige tiltag, der kombineres inden for det enkelte scenarie som beskrevet i detaljer nedenfor:

1. Udtag af eksisterende landbrugsjord til natur
2. Udtag af eksisterende landbrugsjord til skovrejsning
3. Udtag af produktionsskov til urørt skov

For tiltag 1. og 3. foregår der ikke længere landbrugsdrift eller skovdrift på arealerne, men der er ikke indregnet nogen former for plejetiltag. I 2. antages det, at skovrejsningen resulterer i produktionsskowsarealer, der drives efter kendte standardiserede forstlige metoder. Et scenarie vil dermed kunne beskrives med et geografisk kort, der angiver lokaliseringen af udtag af produktionsjord (skov- og landbrugsjord i omdrift) samt eventuel skovrejsning på den udtagne landbrugsjord.

Analysen af de forskellige scenarier foretages på effekterne af arealændringerne. Effekterne måles som ændringen i økosystemtjenesterne og biodiversitetsindikatorerne i biofysiske enheder og hvor muligt i økonomiske enheder. Dermed vil resultaterne fra scenarierne kunne beskrives i en scenarieeffekt-matrice. I tabel 2 er cellerne, der indeholder effekter som bliver prioriteret i et scenarie udfyldt med tekst, hvorimod de celler, hvor sideeffekterne bliver opgjort, er illustreret med et punktum. I tabel 2 illustreres scenarieeffekt-matricen i biofysiske enheder. Efter økonomisk værdisætning af effekterne af de enkelte scenarier opgøres matricen i økonomiske enheder.

Tabel 2 Scenarieeffekt-matricen: Resultaterne af scenarieanalyserne opgøres som ændringer i indikatorerne for økosystemtjenesterne og biodiversitet i forhold til den aktuelle arealanvendelse. Δ angiver ændringer.

	Ændring i indikatorerne for de forskellige økosystemtjenester og biodiversitetsdimensioner								
Scenarier der prioriteres efter:	Ændring i fødevarerproduktion	Ændring i træproduktion (m ³)	Ændring i kvælstofbelastning til Limfjorden (ton)	Ændring i kulstofbinding (ton)	Ændring i antal rekreative besøg	Ændring i jagt	Ændring i biodiversitetsbeskyttelse	Ændring i habitat-sammenhæng	Ændring i habitatstruktur
Vandkvalitet	.	.	ΔN
Klima	.	.	.	ΔCO_2e
Recreation	Δ Besøg
Biodiversitets-hotspot	Δ indeks	.	.
Sammenhæng	Δ indeks	.
Struktur	Δ indeks

I næste kapitel 3 beskrives, hvorledes scenarierne defineres (rækkerne i tabel 2) og hvordan økosystemtjenesterne og biodiversitet modelleres og hvor muligt værdisættes (kolonnerne i tabel 2).

Scenarierne adskiller sig fra hinanden på den måde, at de har et forskelligt fokus ved udvælgelsen af arealer og tiltag. Dermed er arealerne, der udtages, og hvilke af de tre ovenfor beskrevne tiltag, der anvendes på de udtagne arealer, forskellige mellem scenarierne. Scenarierne anvendes til at illustrere, hvordan iværksættelsen af forskellige tiltag, der sigter mod at opfylde specifikke mål har forskellige sideeffekter på andre økosystemtjenester. Et scenarie kan fx illustrere, hvilke effekter en udvælgelse fokuseret på forbedret rekreation har på andre tjenester. Effekten på den økosystemtjeneste et scenarie er målrettet imod og sideeffekterne kan aflæses af matricen for hvert scenarie (i hver række i matricen).

Ved at analysere scenarierne samlet er det også muligt at bruge scenarieeffekt-matricen til at kvantificere *samspillet* mellem de forskellige økosystemtje-

nester under de forskellige scenarier. Denne analyse foretages ved at sammenligne kolonnerne i matricen. Det gøres både i forhold til kvantitative biofysiske mål eller indikatorer, såvel som i relation til mål for de økonomiske værdier af økosystemtjenesterne.

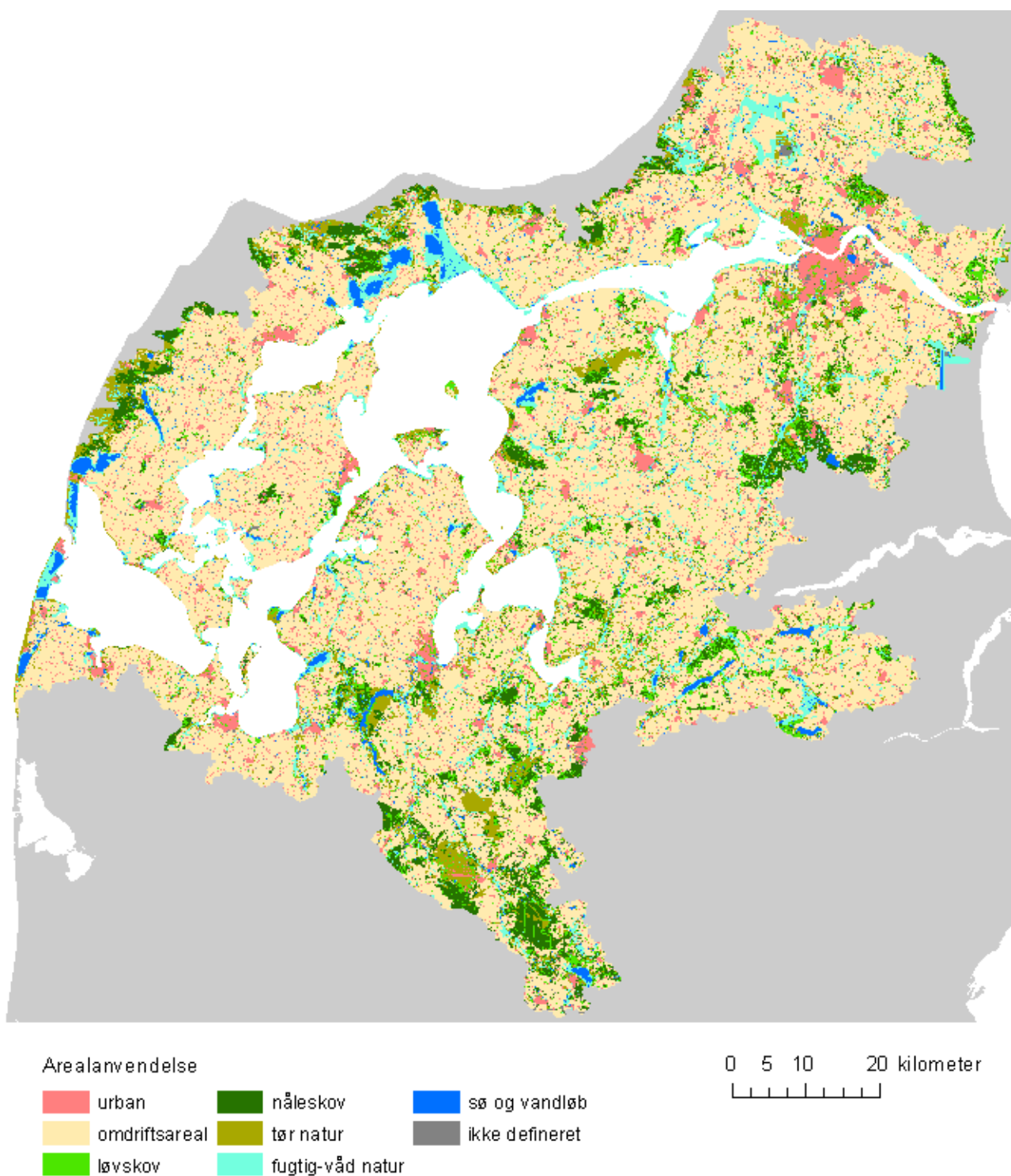
Ved at analysere scenarierne samlet er det også muligt at bruge scenarie-effekt-matricen til at kvantificere *synergier og konflikter* mellem de forskellige arealtiltag. Denne analyse foretages ved at sammenligne rækkerne i matricen. Ved at sammenligne effekterne i rækkerne i matricen er det muligt at udlede betydningen af at fokusere arealtiltag mod de enkelte tjenester eller indikatorer for de økosystemtjenester, der ikke er i fokus for scenariet.

Den valgte metode er statisk. Dette betyder, at der ikke tages hensyn til, at produktionen af økosystemtjenester afhænger af, hvor længe arealerne har været i en bestemt arealanvendelse og derfor vil udvikle sig over tid. Fx tages der ikke højde for at etablering af nye rekreative arealer ikke vil være attraktive områder i de første år efter at de er blevet etableret. Potentialet for de forskellige økosystemtjenester, der analyseres i rapporten, må forventes at kunne opnås inden for meget forskellige tidsrammer. Dynamikken over tid er et væsentligt element for modellering af sammenhængen mellem arealanvendelsesscenarier og økosystemtjenesteproduktionen, men det er også en meget omfattende opgave at udvikle dynamiske modeller for levering af økosystemtjenester. Den internationale litteratur på området inkluderer ikke på nuværende tidspunkt dynamiske arealforvaltningsmodeller for økosystemtjenester (se fx UKNEA (2014), INVEST (<http://www.naturalcapitalproject.org/invest/>), ARIES (<http://aries.integratedmodelling.org/>)). Det vurderes, at den danske MAES analyse specielt kan bidrage til det eksisterende arbejde ved at udvikle geografisk specifikke modeller for kvantificering og værdisætning. Derfor er det valgt at fokusere på udvikling af statiske, men rumligt specifikke, modeller. Det vurderes, at det danske MAES bidrag ved dette fokus leverer et væsentligt bidrag til metodeudvikling og forståelsen af synergier og konflikter mellem produktion af forskellige økosystemtjenester og biodiversitetsbevarelse.

3 Case området Limfjorden

3.1 Afgrænsning af undersøgelsesområde

Undersøgelsesområdet er geografisk afgrænset til de områder som indgår i Limfjordens afvandingsopland. Tjenester som rekreation og jagt følger ikke oplandsgrænserne, da et opland jo er afgrænset af hydrologien, men det er fundet hensigtsmæssigt at anvende den samme geografiske afgrænsning for alle scenarier. Scenarierne inddrager dog også arealer uden for Limfjordsoplandet i de grænseområder, hvor arealanvendelsen ikke følger afvandingsoplandet tæt. Sammenhængende omdriftsarealer, fx en markblok, som krydser oplandets afgrænsning indgår derfor i undersøgelsesområdet. Således beregnes potentiale for arealudtag for marker og markblokke, som krydser oplandets afgrænsning. Desuden vil visse typer af viden og data fra naboområder omkring undersøgelsesområdet også have indflydelse på modelleringen af scenarierne. Det gælder fx ved beregning af graden af sammenhæng mellem naturområder, hvor der også indregnes arealer som krydser eller ligger umiddelbart uden for oplandets afgrænsning. For rekreationsscenariet inkluderes hele Jylland i analysen, fordi besøgende til rekreative områder inden for undersøgelsesområdet også kan komme fra områder uden for undersøgelsesområdet. Ligeledes vil naturområder uden for undersøgelsesområdet kunne tiltrække befolkningen, der bor i undersøgelsesområdet. De enkelte scenariers effekter på ændringerne i de forskellige økosystemtjenester opgøres imidlertid kun for områderne inden for undersøgelsesområdet (figur 1).



Figur 1 Undersøgelsesområdet som udgøres af Limfjordens afvandingsopland.

3.2 Arealanvendelsesdata

Basemap (Levin et al. 2012) er for nuværende det mest konsistente og dækkende arealkort, der kan anvendes til arealbaserede scenarier. Dette gælder ikke kun for case oplandet men for hele Danmark. Basemap er baseret på en række af forskellige arealdata, såsom markkort og landbrugsregistre, topografiske kort samt information fra administrationen og overvågningen af naturarealer. I projektet danner Basemap den geografiske reference for modelleringen af areal anvendelses scenarierne. For at kunne foretage landbrugsrelaterede scenarieberegninger inkluderer Basemap informationslag om mark-

bloknumre fra markblokkortet. Desuden er kortlagene for skov blevet yderligere grupperet i henholdsvis nåle- og løvskov. Klassifikationen til løv og nål er baseret på driftsplaner for statsskovene og driftsplaner for forsvarets arealer, som tilsammen udgør 25 % af oplandets skovareal, samt LIDAR data, som beskrevet i afsnittet omkring træproduktion nedenfor. Bemærk at der kun arbejdes med to klassifikationer her: løv og nål. Der findes ikke detaljerede data over skovene, der tillader en kortlægning, på tværs af offentlige og private arealer, med større præcision i forskellige træarter eller for den sags skyld blandingsbevoksninger. Der findes ligeledes heller ikke data om, hvor intensiv driften er på de forskellige produktionsskowsarealer, fx om der er tale om naturnær skovdrift eller andet. Det rå Basemap indeholder 460 individuelle arealklasser. Til nærværende projekt blev disse grupperet i 19 arealklasser, som er relevante for at kunne modellere og estimere de udvalgte økosystemtjenester. Tabel 3 sammenfatter arealklasserne. Arealklassen landbrug blev til brug for estimering af potentiale for reducere af kvælstofudvaskning, kulstofbinding og fødevareproduktion, inddelt i 137 individuelle afgrødetyper og -kombinationer. Inddelingen i tabel 3 er overensstemmende med tidligere analyser af geografiske data i relation til naturbeskyttelse (Levin, 2016) og brugt til Danmarks Statistiks nyeste arealstatistik, som er baseret på Basemap (<http://www.statistikbanken.dk/AREALDK1>).

Tabel 3 Størrelsen og arealandele i Limfjordens opland af anvendte arealklasser. Areal-klasserne Løvskov, Nåleskov og Landbrug i omdrift er produktionsarealerne (markeret i fed skrifttype), der kan udtages i scenarierne.

	Ha	Arealandel af oplandet
Ikke klassificeret	9.522	1,25 %
Bebygget / urban	49.911	6,57 %
Vej / jernbane	36.621	4,82 %
Rekreativt areal	1.014	0,13 %
Vådområde	2.338	0,31 %
Kyst	238	0,03 %
Sø	13.870	1,83 %
Vandløb	3.383	0,45 %
Strandeng	9.222	1,21 %
Fersk eng	17.905	2,36 %
Mose	17.257	2,27 %
Overdrev	7.484	0,99 %
Hede	16.934	2,32 %
Klit / sand	960	0,13 %
Løvskov	38.172	5,02 %
Nåleskov	40.187	5,29 %
Ikke klassificeret landbrug	3.392	0,45 %
Landbrug i omdrift	470.003	61,87 %
Landbrug uden for omdrift (ekstensiv)	21.269	2,80 %
i alt	759.682	100,00 %

4 Modellering, kvantificering og værdisætning af økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer

Kapitlet beskriver hvordan tjenesterne måles, modelleres og værdisættes, samt hvordan scenarieanalyserne udføres.

4.1 Fødevarerproduktionen

Hvordan måles tjenesten?

Både fødevarer- og foderproduktion er økosystemtjenester inden for kategorien forsyningstjenester. Konsekvenserne af udtagning af dyrkede landbrugsarealer der anvendes til fødevarer- og foderproduktion opgøres på baggrund af de modellerede ændringer i afgrødefordelingen i oplandet. Der produceres både salgs- og foderafgrøder i Limfjordsoplandet, og produktionen af disse afgrøder opgøres både i kg og foderenheder, hvorfor enhederne ikke umiddelbart er sammenlignelige. Ændringen opgøres derfor som ændring i dækningsbidraget fra afgrøderne, og præsenteres som ændringen i procent i forhold til udgangssituationen inden udtagning.

Hvilke data og modeller ligger til grund?

Ændringerne i fødevarerproduktionen beregnes som offeromkostninger og måles ved de tabte dækningsbidrag, svarende til tilgangen i Konrad et al. (2014) og Hasler et al. (2015). Fra Basemap (Levin et al. 2012) har vi information om hvilke afgrødetyper, der dyrkes på hver mark i en markblok. Sammenholdt med information om jordtyper er der derfor en detaljeret viden om landbrugsproduktionen for hver markblok. Denne viden om landbrugsproduktion på markniveau kombineres med estimater for dækningsbidrag på forskellige repræsentative afgrødetyper som opgjort i Farmtal Online og SEGES' budgetkalkuler (jf. SEGES, 2015 og tidligere år). Dækningsbidrag er estimeret for henholdsvis sand- og lerjord. Estimerne for dækningsbidrag fra budgetkalkulerne for en tre-årig periode (2011-2013) er benyttet til at beregne et robust estimat for dækningsbidrag af forskellige afgrødetyper. For alle jorde er der antaget et for Limfjordsområdet gennemsnitligt husdyrhold (1 DE/ha). For hver markblok fås dermed et estimat for værdien af den nuværende landbrugsproduktion, og derfra kan ændringen af værdiproduktionen som følge af udtagning af dyrkede landbrugsarealer beregnes.

Hvordan måles ændringen i tjenesten ved udtag af dyrket landbrugsjord til natur og skovrejsning?

Nedgangen i fødevarerproduktion måles som forskellen mellem nuværende værdi (aggregerede dækningsbidrag for oplandet) af landbrugsproduktion og værdien efter en ændring, det vil sige offeromkostningen ved at opgive produktionen. Som mål for ændringen beregnes den procentvise nedgang i fødevarerproduktion i forhold til den nuværende produktion.

4.1.1 Scenarieanalyse

Der foretages ikke analyser af scenarier rettet mod fødevarerproduktionen i dette projekt. Ændring i fødevarerproduktionen beregnes udelukkende som en konsekvens af lokalisering af udtag med henblik på produktion af andre økosystemtjenester.

Hvordan værdisættes ændringen af tjenesten i scenarierne?

Ændringer i fødevareproduktionen har økonomisk værdi i form af de tabte eller ændrede afkast fra produktionen. Værdien opgøres således i markedspriser, og beregningen baseres på markedsdata. Som beskrevet i Termansen et al. (2015) skal værdien af fødevareproduktionen opgøres som de ændringer i fødevareproduktionen som fx udtagning medfører for fødevareproduktionen, og ændringer i ressourcerenten eller dækningsbidrag (DBII) er det korrekte mål for værdien. Dette er det velfærdsøkonomiske¹ overskud efter at kapital, arbejdskraft, råvareforbrug og andre udgifter til drift er aflønnet. Bemærk, at dette mål ikke inkluderer eventuelle tilskud til ændret arealanvendelse eller eventuelle bortfald af fx enkeltbetalingsordninger. Det skyldes at disse tilskud ikke i sig selv udgør en værdiskabelse i samfundet, men alene udgør en overførsel.

4.2 Træproduktionen

Hvordan måles tjenesten?

Træproduktion er en fornybar markedsomsættelig ressource, med en række direkte endelige anvendelser, herunder: papirproduktion, møbler, gulve, bygningstømmer mv. Som økosystemtjeneste måles træproduktionen på et givent areal i dette projekt vha. et træproduktionsindex som tager udgangspunkt i beregning af den gennemsnitlige årlige produktion af vedmasse over en omdrift ($\text{m}^3/\text{ha}/\text{år}$) og opgøres under hensyntagen til produktionsklasser, bioregioner og træartsfordeling (løv/nål) i de forskellige områder. Dette biofysiske mål for træproduktionen er et godt eksempel på, at der ikke laves en dynamisk modellering af økosystemtjenesternes biofysiske variation i tid.

Hvilke data og modeller ligger til grund?

Som baggrund for klassifikationen af skovarealet i nåleskov/ løvskov anvendes LiDAR baseret raster geodata fra KU med en opløselighed på $25 \times 25 \text{m}$ som beskrevet af Schumacher & Nord-Larsen (2014). LiDAR datasættet anvendes her for første gang i denne slags analyser. Det vurderes, at det er et acceptabelt alternativ til andre mulige datakilder til træartsfordelingen, der for de private skove baserer sig på spørgeskemabesvarelser eller stikprøver fra den nationale skov-monitoring (NFI). Der udestår dog stadig en fuld validering af LiDAR data, der for nogle bevoksningstyper kan have usikkerhed i klassificeringen. Til estimering af træproduktionen på et givent areal er der anvendt modeller for træarterne bøg og rødgran som repræsentanter for hhv. løv- og nåletræarter i Danmark. Ved anvendelse af empirisk baserede produktionsmodeller i softwaren VIDAR (Nord-Larsen et al. 2009) er der opstillet lokalt tilpassede produktionsoversigter for de fire relevante bioregioner i området baseret på produktionsklasse som udtryk for arealets bonitet. De anvendte produktionsklasser er estimeret af Institut for Geovidenskab og Naturressourcer (IGN), KU, på basis af NFI data (Nord-Larsen, personlig oplysning). Til beregning af jordværdien, og dermed jordrenten, er der anvendt data fra Skovøkonomisk Tabelværk (Dansk Skovforening, 2003) som dels indeholder empirisk baserede oplysninger om sortimentsudfald for skovet træ, det vil sige fordelingen af tømmer, brænde m.m., baseret på diameterstørrelsen af de skovede træer, og dels oplysninger om råtræpriser og omkostninger til etablering af den enkelte bevoksning, fx udgifter til planter, arbejdsløn, hegning, samt de løbende omkostninger relateret til skovdriften, herunder udgifter ved

¹ Der er anvendt faktorpriser til beregningen. Disse er ikke korrigeret med nettoafgiftsfaktoren NAF i beregningerne for fødevareproduktionen, og der er heller ikke foretaget korrektioner af faktorpriser for de øvrige tjenester.

udrensning af ikke salgbare effekter i bevoksningen. Omkostninger og priser er fremskrevet med 3 % p.a.

Hvordan måles ændringen i tjenesten ved udtag af produktionsskov eller udtag af dyrket landbrugsjord til skovrejsning?

Ved arealudtag analyseres den tabte (ved udtag af produktionsskov til urørt skov) eller vundne (ved skovrejsning på landbrugsjord) træproduktion med ovenstående modelgrundlag. Enheden er total årlig tabt eller vundet produktion, der beregnes pr. hektar i et givet område.

4.2.1 Scenarieanalyse

Der foretages ikke analyser af scenarier rettet mod træproduktionen i dette projekt. Ændring i træproduktionen beregnes udelukkende som en konsekvens af udtag lokaliseret for at producere andre økosystemtjenester.

Hvordan værdisættes ændringen i tjenesten i scenarierne?

Den økonomisk optimale omdriftsalder er bestemt ved optimering af jordværdien, der påvirkes af boniteten og dermed varierer en smule mellem de fire regioner. For bøg er de optimale omdriftsalde beregnet til 120-130 år og for rødgran er de 70-80 år. Indtægten ved skovrejsning er beregnet som annuiserede jordværdier, det vil sige den annuiserede kapitalværdi (net present value) af den fremtidige drift, hvorimod omkostningen ved at stoppe skovdriften på et areal er beregnet som alternativomkostningen, og er opgjort som bevoksningens annuiserede venteværdi det vil sige kapitalværdien af den stående bevoksning samt værdien af den fremtidige drift diskonteret til i dag. Venteværdier er beregnet ved anvendelse af den nationale gennemsnitlige aldersklassefordeling for bøg og rødgran baseret på NFI data (Skove og plantager 2013). Der er anvendt 3 % diskontering i alle beregningerne. Dette svarer til den langsigtede ækvivalent til Finansministeriets rentetrappe for samfundsøkonomisk diskontering.

4.3 Jagt

Hvordan måles tjenesten?

Jagt er en økosystemtjeneste, der både er en forsyningstjeneste i form af produktionen af fødevarer, men en stor del af værdien af jagt karakteriseres bedre som en kulturel tjeneste. Værdien udgør i mange områder et væsentligt supplement til jordejernes indkomst og samtidig viser undersøgelser, at jægere bruger en anseelig del af deres indkomst på jagt, herunder jagtleje (Fredman et al. 2010 og Jacobsen et al. 2014). I dette projekt måles jagttjenesten ud fra jagtlejen.

Hvilke data og modeller ligger til grund?

Som grundlag for modellering af jagtværdi som økosystemtjeneste ligger en jagtlejemodel udviklet af Lundhede et al. (2015). Denne model får input i form af rumligt varierende arealanvendelses data fra Basemap, samt jagtudbytte-data fra jagtudbyttestatistikkerne på kommuneniveau. En række variable, der ikke varierer rumligt eller er ukendte på det konkrete areal, fastlæses på relevante niveauer, typisk medianværdier, jf. Lundhede et al. (2015). En forøgelse af skov-/natur arealet eller jagtudbyttet øger jagtlejeværdien. Modellen kan estimere jagtlejen i DKK pr hektar for det enkelte areal i oplandet.

Hvordan måles ændringen i tjenesten ved udtag af dyrket landbrugsjord til natur og skovrejsning?

Ved udtagning af produktive landbrugsarealer i omdrift til natur og skovrejsning, vil andelen af landbrugsareal og eventuelt skovarealet ændre sig i oplandet. Effekten på den jagtlige kvalitet lokalt kan anslås ved en før-efter sammenligning for de enkelte arealer, på grundlag af et omkringliggende areal. Det areal er her sat til ca. 160 ha, hvilket er det gennemsnitlige areal for en jagtlejekontrakt under danske forhold (Lundhede et al. 2015).

4.3.1 Scenarieanalyse

Der foretages ikke analyser af scenarier rettet mod forøgelse af jagtværdien i dette projekt. Ændring i værdien af jagten beregnes udelukkende som en konsekvens af udtag lokaliseret med henblik på at producere andre økosystemtjenester.

Hvordan værdisættes ændringen i tjenesten i scenarierne?

Værdien udtrykkes som ændringen i den potentielle jagtlejeværdi og er dermed baseret på markedsværdier oplyst af jægere gennem en spørgeskemaundersøgelse.

4.4 Regulering af vandkvalitet

Hvordan måles tjenesten?

Den økosystemtjeneste, vi måler, er økosystemets evne til regulering af vandkvaliteten i Limfjorden. Økosystemtjenesten er opgjort som ændringer i kvælstofbelastningen fra oplandet til Limfjorden, under hensyn til de indsatsbehov, der er planlagt for de forskellige dele af Limfjorden for at opnå god økologisk tilstand, iht. Vandområdeplan 2015-2021 for vandområdedistrikt Jylland og Fyn (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016). I de efterfølgende dele af rapporten omtales økosystemtjenesten som "regulering af vandkvalitet".

Hvilke data og modeller ligger til grund?

Reduktionen i kvælstofudvaskningen til Limfjorden er baseret på en kombination af kvælstofudvaskningsberegninger, retentionsestimer og opdelingen af Limfjordens opland i tre deloplande (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016) med forskellige reduktionsindsatsbehov for at opnå god vandkvalitet. Beregningerne af kvælstofudvaskningen, der er differentieret for jordtyperne ler, sand og organiske jorde, er for 46 repræsentative afgrøder modelberegnet med NLES². Udvasningen er beregnet som et gennemsnit for perioden 2005 – 2011. Den ændrede kvælstofudvaskning i oplandet beregnes ved at kombinere disse estimer med information om fordeling af afgrøder og jordtyper fra Basemap. Retention er en samlende betegnelse for den andel af det udvaskede kvælstof, der ikke når fjorden, fordi det tilbageholdes og omsættes i jord, grund- og overfladevand. Både retention og ændring af arealanvendelsen er derfor med til at regulere vandkvaliteten. Retentionen er kortlagt for de såkaldte ID15-oplande (Højbjerg et al. 2015), der inddeler oplandet i deloplande på ca. 1500 ha, med en gennemsnitlig estimeret retention. Limfjorden, som i Vandområdeplan 2015-2021 er et hovedvandopland er inddelt i 483 forskellige ID15-oplande. Limfjorden er desuden inddelt i tre store deloplande (kystvande) (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016) med forskellige reduktionsindsatsbehov for at opnå god vandkvalitet. Disse dræner til vandområderne

² NLES er en statistisk, empirisk model til beregning af udvaskningen af kvælstof fra rodzonen (Kristensen et al., 2008).

1) Nissum, Thisted, Løgstør og Nibe bredninger samt Langerak, 2) Bjørnholms bugt, Riisgårde og Lovns bredninger samt Skive fjord og 3) Hjarbæk fjord.

Hvordan måles ændringen i tjenesten ved udtag af dyrket landbrugsjord til natur og skovrejsning?

Effekten af arealudtag beregnes som nedgangen i kvælstofudledning til Limfjorden. Reduktionen af kvælstofudledningen består af reduktionen i udvaskningen fra rodzonen samt retentionen (primært fjernelse via denitrifikation³) af kvælstof i oplandet, fra rodzonen til kvælstoffet når fjorden. Udvasningen kan reduceres ved arealudtagning eller ved omlægning til skov (skovrejsning). Omfanget af udvaskningsreduktionen afhænger af hvilke afgrøder, der dyrkes, hvor meget kvælstof, der tildeles afgrøderne og af jordtypen. Udvasningen efter udtagning er gennemsnitligt 12 kg/ha, både for udtagning til natur og skovrejsning.

4.4.1 Scenarie for regulering af vandkvalitet

Prioritering af arealudtag

Landbrugsarealer inden for omdrift udtages ud fra et kriterium om at kvælstofreduktionen i fjorden reduceres mest muligt. Placeringen optimeres efter, hvor udtagningen giver den største effekt på kvælstofudledningen til fjorden, vægtet efter behovet for kvælstofreduktion iht. belastning og indsatsbehov for deloplandene til Limfjorden. Belastning og indsatsbehov⁴ er beskrevet i Vandområdeplan 2015-2021 (Miljø- og Fødevareministeriet 2016). Da skovrejsning ikke giver øget reduktion i udvasningen sammenlignet med udtagning til natur defineres scenariet kun som almindelig udtagning af landbrugsjord og ikke udtagning af landbrugsjord kombineret med skovrejsning.

Lokalisering af tiltag

Retentionsområde, jordtype og eksisterende afgrødesammensætning har betydning for placeringen af arealudtagningen. Lokaliseringen af udtagningen sker under hensyn til, hvor kvælstofreduktionen til fjorden er størst og der, hvor der er det største indsatsbehov i forhold til belastning i udgangssituationen. Placeringen foretages derfor der, hvor der sker den største reduktion af kvælstofudvasningen og tilførsel til Limfjorden. Det vil alt andet lige være der hvor retentionen er lav. Derudover vægtes lokaliseringen af udtag i forhold til belastningen af vandområderne. Denne vægtning tager udgangspunkt i udgangsbelastningen (2021) og det estimerede indsatsbehov i Vandområdeplan 2015-21 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2016), og reduktionen i udledningen vægtes med det relative reduktionsbehov. Som tidligere nævnt er udtagningen fordelt mellem de tre deloplande til Limfjorden: Nissum fjord mv., Lovns bredning/Skive fjord mv. og Hjarbæk fjord, hvor de beregnede vægte for Nissum fjord mv. er at indsatsbehovet udgør 29 % af udgangsbelastningen, i Lovns bredning/Skive mv. udgør det 48 % af udgangsbelastningen og i Hjarbæk fjord 55 %. Deloplandet til Hjarbæk fjord har således det største indsatsbehov relativt til udgangsbelastningen. Opsplitningen på deloplande er gjort for at opnå en mere realistisk fordeling af arealudtagningen under hensyn til, at reduktionsbehovet i kvælstoftilførselen til fjorden er

³ Denitrifikation er en anaerob bakteriel respirationsproces, hvor nitrat (NO_3^-) omdannes til frit kvælstof (N_2) eller lattergas (NO_2)

⁴ Indsatsbehovet er opgjort som indsatsbehov efter baseline, uden at fratrække den indsats der er udskudt til efter 21, da vi her anvender det samlede indsatsbehov, der skal til for at opnå god økologisk tilstand.

forskelligt. I modellen anvendes disse relative indsatsbehov til at vægte kvælstof effekterne mellem deloplandene. Det er således ikke den absolutte reduktion i kg N udledt til fjorden, som bestemmer lokaliseringen, men vægten gange den absolutte kvælstofreduktion. Denne fordeling beskriver de indsatsbehov, der er fastsat i Vandområdeplan 2015-21 (Miljø og Fødevarerministeriet 2016) for at opnå god økologisk tilstand i de enkelte delvandoplande.

Hvordan værdisættes ændringen i tjenesten i scenarierne?

Værdien af ændringen af kvælstofudledningen til Limfjorden beregnes ved skyggepristilgangen, som er omkostningen ved en marginal ændring af indsatsbehovene for kvælstofreduktion til Limfjorden. Denne marginalomkostning er beregnet ved hjælp af nye kørsler med TargetEconN (modelgrundlaget er dokumenteret i Hasler et al. 2015) for de tre deloplande i Limfjorden. Ud fra indsatsbehovene for de tre deloplande er der estimeret tre skyggepriser for værdien af kvælstofreduktionen, én for hvert delopland. De tre skyggepriser repræsenterer således de nye indsatsbehov for at opnå god økologisk tilstand (her beskrevet som god vandkvalitet). Værdierne af reduktion af kvælstofudledningerne er således forskellig for deloplandene, og er estimeret til 1) 80,42 kr./kg. for oplandet til Nisum, Thisted, Løgstør og Nibe bredninger samt Langerak, 2) 103,51 kr./kg. for oplandet til Bjørnholms bugt, Riisgårde og Lovns bredninger samt Skive fjord og 3) 242,98 kr./kg. for oplandet til Hjarbæk fjord.

Værdien af reduceret kvælstofudledning til Hjarbæk fjord er altså ca. tre gange så stor som en tilsvarende reduktion af udledningen fra det første delopland, hvilket skyldes det højere indsatsbehov i Hjarbæk fjord oplandet, samt bonitet, retention og afgrødefordeling i oplandet⁵.

4.5 Regulering af klimaet

Hvordan måles tjenesten?

Regulering af klimaet forstås i denne sammenhæng som arealets evne til at ophobe kulstof i biomasse på jorden og i produkter, bevare eller øge kulstofophobning i jorden samt ændringen i øvrige drivhusgasser fra landbrugsjord som tages ud af drift. Ændringer i kulstofudslip som skyldes ændringer i anvendelsen af landbrugsmaskiner (som følge af ændringer i gødskning, høst mv) er ikke medtaget i opgørelsen. Da der er fokus på kulstoflagre er substitutionseffekter fra ændret arealanvendelse, biomasse til energi med mere heller ikke med i opgørelsen.

Ændringen i kulstofophobning bestemmes dermed af tre delelementer: i) ophobning i biomasse fra skov på arealerne samt i træprodukter, ii) fra kulstof-

⁵ En sammenligning af de beregnede skyggepriser med de beregninger der er foretaget i forbindelse med Landbrugspakken i Jacobsen (2016) viser at Jacobsen (ibid) har beregnet marginalomkostningerne for de tre deloplande til hhv. 242 kr./ kg N, 147 kr./kg N og 163 kr./kg N. Forskellene mellem de to studier kan tilskrives forskelle i modelleringen af: indsatsbehov, forholdet mellem indsatsbehov for deloplandene, samt forskelle i modellering af retention og målretning. Jacobsen (ibid) målretter i beregningerne ikke placeringen af virkemidlerne, og den tidligere afgrødefordeling indgår ikke i beregningerne af omkostningerne. Retentionen er modelleret for hvert virkemiddel og er ikke rumligt specifik. Disse forskelle slår stærkest ud for det store opland Nisum bredning mv., som omfatter den største del af Limfjorden. Forskelle i analyseforudsætninger kan således forklare, at der ikke er overensstemmelse mellem de beregnede marginalomkostninger i de to studier, og yderligere forklaring af forskelle mellem tilgangene ligger uden for dette projekts rammer.

binding i landbrugsjorden, samt iii) fra ændring i netto-emissionen af drivhusgasser fra landbrugsjorden. Ændringen omfatter emission af CO₂, N₂O og CH₄, og disse måles i CO₂-ækvivalenter.

Hvilke data og modeller ligger til grund?

Ophobningen af kulstof i biomassen ved skovrejsning bestemmes ud fra samme data og modeller som træproduktionen (se beskrivelse ovenfor). På baggrund af de beregnede vedmasser beregnes dernæst ved brug af ekspansionsfaktorer, hvor meget kulstof, der totalt set er bundet i træerne, det vil sige stamme, grene, kviste, blade/nåle, stød og rødder. Kulstofophobningen i biomassen ved skovrejsning måles i ton C/ha/år over en omdrift og opgøres under hensyntagen til træartsfordeling (løvskov/nåleskov), aldersklassefordeling, produktionsklasser samt bioregioner. En omdrift er den periode der går fra træer eller afgrøder plantes til de fældes /høstes. Efter en omdrift antages det, at der ikke længere er nettoophobningen på arealet. En betydelig del af totalproduktionen af råtræ over en omdrift fjernes fra arealet som gavntræ eller industri- og energitræ. En del af gavntræsproduktionen ender i varige produkter, der dermed udgør kulstoflagre. Dette lager estimeres som en andel på 20 % af den produktion, der årligt fjernes⁶.

Indholdet af organisk kulstof i jorden har afgørende betydning for effekten af udtag på landbrugsjord. Opgørelsen af effekterne hviler på en klassificering af arealer med lavt (0-6 %); mellem (6-12 %); og højt (>12 %) organisk kulstof. Emissionen i udgangssituationen fra gødskning og emission efter arealudtag er opgjort efter metoder beskrevet i IPCC (2006) og Nielsen et al. (2014). Ændringen i netto-emissionen af drivhusgasser fra landbrugsproduktionen skyldes, at der ikke længere gødes efter at et areal er udtaget. Altså forsvinder de tilknyttede emissioner af N₂O.

Hvordan måles ændringen i tjenesten ved udtag af dyrket landbrugsjord til natur og skovrejsning?

Til estimering af kulstofophobningen i biomassen ved skovrejsning på et givent areal anvendes modeller for træarterne bøg og rødgran som estimat for hhv. løv- og nåletræarter i Danmark. Kulstofophobningen i jorden ved udtag af landbrugsjord måles over den tid, det tager jorden at ændre sig til en ny ligevægtssituation med et højere indhold af organisk kulstof. Det antages, at ophobningen sker lineært med tiden. Effekten ved udtag af landbrugsjord beregnes som forskellen mellem nuværende emissioner fra landbrugsjorden og emissioner efter udtag (IPPC, 2006; Nielsen et al. 2014).

4.5.1 Scenarie for Regulering af klima (øget kulstofbinding)

Prioritering af tiltag

Dette scenarie prioriterer udtag af landbrugsjord, hvor det har størst effekt på netto drivhusgasemissionerne knyttet til arealændring, hvor særligt kulstoflagringen i biomasse og jord er betydende. Ændring i emissionerne som følge af ophør af gødskning er også medtaget, men denne effekt er mindre end effekten af kulstofslagring. Da der er fokus på ændringerne i emissionerne har skovrejsning størst effekt. Skovrejsning nedsætter ikke alene emissionen, men

⁶ Lagring af kulstof i træprodukter opgøres lige nu i Harvested Wood Products processen i relation til de nationale kulstofregnskaber. De eksisterende tal fra denne proces er imidlertid ikke et godt udtryk for økosystemtjenesten som analyseret her, på grund af dels udfordringer med datakvaliteten, og dels betydelige huller i hvilke lagre, der faktisk tæller med i den aktuelle statistik (Schou og Suadicani 2015 - udkast). Derfor vælger vi denne modelleringstilgang.

binder også kulstof i trævæksten og visse produkter. Derfor anvendes udtag af landbrugsarealer og skovrejsning på alle arealer i dette scenarie fremfor udtag af landbrugsjord til åben natur.

Lokalisering af tiltag

I Limfjordens opland har det stor effekt at prioritere indsatsen på lavbunds-jorde med højt kulstofindhold samt arealer, der kan præstere en stor træproduktion, der binder kulstof. Vi udvælger de arealer med størst klimapotential ved at opdatere og anvende modelopstillingen udviklet i Konrad et al. (2017).

Hvordan værdisættes ændringen i tjenesten i scenarierne?

Ophobning af kulstof i jord og biomasse har økonomisk værdi da reduktion af CO₂ i atmosfæren og den tilknyttede reduktion i klimaforandringerne resulterer i reduktion i skadesomkostningerne, det vil sige værdien af de skader klimaændringerne forårsager. Da regulering af klimaet er et globalt gode er værdien af reduktionen af CO₂ i atmosfæren ikke lokalitetsspecifik. Dermed er værdien af et ton CO₂ i forhold til klima regulering konstant i Limfjordens opland og er heller ikke afhængigt af om ophobningen foregår i jord, biomasse eller produkter. Der er meget stor variation i estimerne i den internationale litteratur omkring prissætning af CO₂ emissioner. Dette skyldes dels den store usikkerhed omkring forsinkelser i temperaturresponsen af en stigning i emissioner og usikkerhed omkring hvilke skadesomkostninger, der vil resultere fra en given temperaturstigning. Nogle af de mest kendte estimater er fx Nordhaus social cost of carbon estimat på 125 DKK/ton (Nordhaus, 2014) og Stern rapportens estimat på 1.296 DKK/ton (Stern, 2007). I praksis vælges det ofte at anvende den marginale omkostning ved at opnå politisk accepterede målsætninger inden for en given sektor eller at anvende kvoteprisen, som er den handelspris retten til at udlede CO₂ har inden for den kvotebelagte sektor. Denne handelspris er på nuværende tidspunkt 55 DKK/ton CO₂. Danmark har netop opdateret de politiske målsætninger for CO₂ reduktioner og har derfor ikke et estimat for de marginale omkostninger for reduktioner i CO₂ emissioner uden for den kvotebelagte sektor (MAC-prisen). Energistyrelsen anbefaler at foretage følsomhedsanalyser for effekten af ændringer i MAC-prisen, således at scenarieeffekterne bliver estimeret for 500 DKK/ton CO₂ og 1000 DKK/ton CO₂. I beregningerne i denne rapport anvendes kvoteprisen på 55 DKK/ton CO₂ og den laveste MAC-pris på 500 DKK/ton CO₂. Det foretages ikke beregninger med den høje MAC-pris, da arealudpegningen i scenarierne ikke påvirkes af at øge værdien af kulstofophobning over de 500 DKK/ton.

4.6 Rekreation

Hvordan måles tjenesten?

Effekten på rekreationstjenesten opgøres som ændring i antallet af årlige besøg til Limfjordsoplandets naturområder som følge af en ændring i arealanvendelsen. Besøg af beboere i oplandet samt besøg af beboere uden for oplandet medregnes.

Hvilke data og modeller ligger til grund?

Modelestimerne er baseret på data indsamlet i forbindelse med udarbejdelse af DØRS-rapporten fra 2014 (Bjørner og Termansen, 2015). Disse data beskriver den danske befolknings rekreationsadfærd, forstået som deres brug af naturområder til rekreation, som kan bruges til at modellere, hvor ofte befolkningen besøger forskellige typer af naturområder. Specielt kan data anvendes til at modellere, hvordan ændringer i arealanvendelsen influerer på

befolkningen besøg i naturen. I dette projekt udtages data fra Limfjordens opland til analyserne.

Hvordan måles ændringen i tjenesten ved udtag af dyrket landbrugsjord til natur og skovrejsning?

Når større sammenhængende arealer omlægges fra produktion til natur og ny skov vil det kunne give befolkningen øgede muligheder for rekreation. Dette kan give en effekt på antallet af besøg, specielt hvis området ligger tæt på områder med høj befolkningstæthed. Desuden kan nye områder have den effekt, at besøg flyttes fra "gamle" områder til de nye. I forbindelse med beregningen af ændringen i tjenesten, er det nettoeffekten der beregnes, det vil sige der tages højde for eventuelt reduktion i antallet af besøg til de "gamle" områder.

4.6.1 Scenarier for rekreation

Prioritering af tiltag

Scenariet er baseret på etablering af nye sammenhængende naturområder. Eksisterende analyser indikerer, at områder med et vist skovdække er mere attraktive rekreationsmål end åben natur (DØRS, 2014). Der er dog ikke basis for at konkludere, at tæt skovdække foretrækkes. Derfor modelleres scenarierne som 50 % udtagning af landbrugsjord og 50 % udtagning af landbrugsjord kombineret med skovrejsning.

Lokalisering af tiltag

Nye rekreationsarealer lokaliseres, hvor der er størst behov, det vil sige hvor der er høj befolkningsdensitet og få eksisterende muligheder for rekreation. Der foretages ikke en egentlig optimering af lokaliteterne, men lokaliseringen baseres på beregningen af rekreationsmulighederne i en radius på 5 km omkring områderne med befolkningsdensitet højere end 1000 mennesker/km². Lokaliteterne prioriteres så lokaliteterne med mindst natur per person vælges først. Størrelsen af rekreationsområderne har betydning for, hvor hyppigt de besøges (Bjørner og Termansen, 2015) dog er denne effekt aftagende. Det har derfor en begrænset effekt at etablere meget store nye rekreationsområder. For at begrænse modelberegningerne udpeges ca. 1000 ha for hvert område. Ved udtag af 1, 3 og 5 procent af oplandets produktionsareal, kan der etableres henholdsvis 5, 16 og 27 nye rekreationsområder. Dette scenarie forventes specielt at udpege arealer omkring Ålborg på grund af den relativt høje befolkningstæthed.

Hvordan værdisættes ændringen i tjenesten i scenarierne?

Værdisætningen er baseret på rejseomkostningsmetoden (Bockstael et al. 1987) som er en standard metode til at værdisætte rekreationsværdier, når man har data, der beskriver rekreationsadfærden for den relevante population. Metoden er baseret på en modellering af de besøgenes afvejning mellem de transportomkostninger, de må afholde for at nå et område og den værdi de tillægger et besøg til et område. Kvaliteten af det enkelte område er beskrevet ud fra en række variable som er statistisk signifikante for valget af et rekreationsområde. I datasættet, der er brugt i denne rapport, er dette størrelsen af området, nærhed til kysten, om arealet indeholder Natura 2000 områder, søareal i området, ejerforhold, stilængde, om området har parklignende karakter og om området indeholder et minimum af skovdække. Der tages højde for, at scenarierne omfatter værdisætning af flere rekreationsområder og, at det gennemsnitlige årlige antal besøg til alle områder ændres når antallet af rekreationsmuligheder stiger. Metoden, der anvendes, er beskrevet nærmere i Termansen et al. (2013) og dokumenteret i et arbejdsnotat i forbindelse med

udarbejdelse af DØRS-rapporten i 2014 (Bjørner et al. 2014). Transportafstanden mellem befolkningens bopæl og rekreatiomsområdet udregnes som den korteste afstand gennem vejnetværket og omsættes til omkostninger ved brug af en enhedspris per km på 1,65 kr./km. Der tages ikke højde for at besøgende også bruger tid til transporten, som de kunne have anvendt til andre formål, hvis de ikke valgte at besøge et naturområde. Betydningen af dette er nærmere belyst i Bjørner et al. (2014).

5 Kvantificering og evaluering af biodiversitetsindikatorer

Biodiversitet kan beskrives ud fra forskelligheden i gener, arter og økosystemer. Økosystemer kan betragtes på mange niveauer, fra det globale og ned til et geografisk afgrænset område i naturen, hvor planter og dyr interagerer med hinanden og deres fysiske omgivelser. Trods den videnskabelige evidens for at den genetiske variation og forskelligheden af økosystemer er vigtige komponenter af biodiversiteten, er mangfoldigheden af arter det mest brugte mål for biodiversitet. Dette skyldes, at der traditionelt er stor opmærksomhed om arterne, samt at mangfoldigheden af arter er mere enkel at opgøre end de to andre kategorier. Der er samtidig en større viden om artsdiversitet, og en positiv sammenhæng mellem mangfoldigheden af arter og forskelligheden i gener og økosystemer (DØRS 2012). Af disse grunde anvendes artsdiversitet ofte som en samlet indikator for biodiversiteten. Antallet af arter på en specifik lokalitet er dog ikke den eneste parameter, der er relevant i arealforvaltning i forhold til biodiversitetsbevarelse. Det er fx af stor betydning om arterne er almindeligt forekommende eller om de truede arter. Desuden er det også relevant at tage inddrage muligheden for arterne for at overleve på lang sigt og her kan parametre, der beskriver den geografiske størrelse af arternes levesteder og sammenhæng med den eksisterende natur have en betydning.

Vi har valgt at anvende tre indikatorer, der relaterer sig til biodiversitetsbeskyttelse og forbedret naturindhold i landskabet; en hotspot-indikator som er baseret på sjældne arter, en indikator for habitatstruktur og en indikator for habitatsammenhæng. En forbedring af habitatstruktur forventes at kunne opnås ved at mindske fragmentering af naturområderne - ved at gøre de eksisterende naturområder større. En forbedring af habitatsammenhængen forventes at kunne opnås ved at skabe habitatkorridorer mellem eksisterende naturområder. Den biologiske begrundelse for disse to sidstnævnte indikatorer, er at naturfortætning og spredningsmuligheder muligvis kan bidrage til at øge områdernes robusthed og arternes overlevelsesmuligheder. Betydningen af disse to indikatorer diskuteres i den videnskabelige litteratur.

5.1 Biodiversitets-hotspot-indikator

Hvordan defineres biodiversitet?

Biodiversitet beskrives som antallet af arter, der findes på en given lokalitet. I denne rapport er det specielt de truede arter som analyseres. Om en given art findes på en given lokalitet beskrives ud fra udbredelseskort over arterne. Når et højt antal udbredelseskort for truede arter overlapper på en lokalitet, har lokaliteten en høj biodiversitets-hotspot-score.

Hvilke data og modeller ligger til grund?

Det primære datagrundlag baseres på det nationale biodiversitetskort, der består i en rumlig prioritering af naturarealer efter deres betydning for Danmarks biodiversitet (Ejrnæs et al. 2014). Biodiversitetskortet rummer en national prioritering i form af en analytisk udpegning af de vigtigste 10 x 10 km kvadrater samt en lokal prioritering på 10 x 10 m i form af en artsscore, som indikerer arealernes betydning som levesteder for rødlistede arter. Prioriteringen på national skala foretages på baggrund af data for den nationale udbredelse af 537 truede arter i 633 kvadrater på 10x10 km. Nærværende projekt anvender det såkaldte 50 % scenarie fra det nationale biodiversitetskort, som

er beskrevet nærmere i Ejrnæs et al. (2014). Ejrnæs et al. (2014) prioriterer i 50 % scenariet et areal på 3.600 km², der svarer til halvdelen af Danmarks samlede areal med åben natur og løvskov, ca. 8,5 % af landarealet. Ud fra dette areal udvælges områder, der samlet rummer minimum fire levesteder for hver af de 537 truede arter, i det omfang den pågældende art forekommer fire steder i Danmark. Det skønnes derfor, at udpegningen på baggrund af dette scenarie dækker en stor del af Danmarks truede biodiversitet. Dog er hele biodiversitetsanalysen i nærværende rapport afhængig af, at udbredelsesområderne for de rødlistede arter er angivet korrekt. Der må forventes en usikkerhed, der dog ikke er kvantificeret eller inddraget her (se Ejrnæs et al. 2014, s. 16).

I nærværende projekt anvendes artsscoren fra Biodiversitetskortet, da den repræsenterer en sammenvægtning af både konkrete artsfund og de vurderede levesteder for rødlistede arter, samt nærheden til de udpegede vigtigste nationale 10 x 10 km kvadrater fra 50 % scenariet i Ejrnæs et al. (2014).

5.1.1 Scenarier for Biodiversitets-hotspots

Prioritering af tiltag

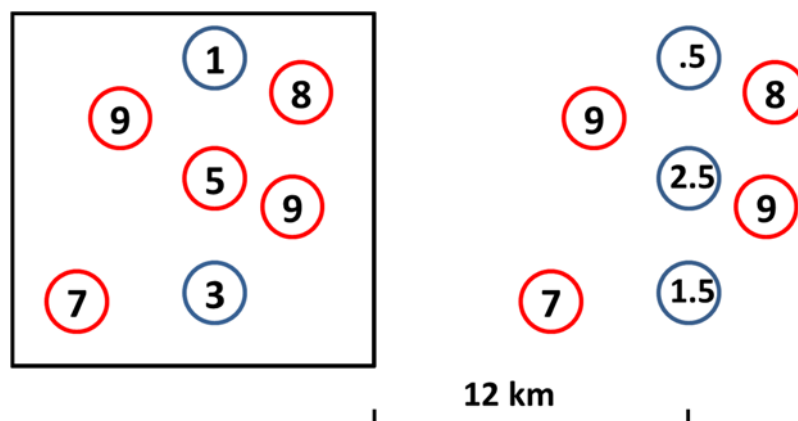
Analysen anvender en struktureret tilgang til udpegning af naturområder med høje biodiversitetsscorer ved udtag af landbrugs- og skovarealer, der er i omdrift.

Lokalisering af tiltag

Til udpegningen af såkaldte hotspots anvendes en prioriteringsmetode, der prioriterer en udpegning af de vigtigste rangordnede områder i de nationale kvadrater, baseret på Ejrnæs et al. (2014) samt de højest rangordnede arealer uden for de nationale kvadrater. De højest rangordnede arealer har en artsscore på 7, 8 eller 9. Dernæst prioriteres et udtag af områder, der 'støder' op til de nationale kvadrater (for at understøtte robusthed og sammenhæng), men har en artsscore lavere end 7. Det må antages at betydningen af de lavere rangordnede arealer uden for de nationale kvadrater falder med afstanden til de nationalt prioriterede områder. Der tilskyndes en såkaldt 'naturfortætning' der fremmer udpegning af arealer tæt på nationale kvadrater. Vi anvender derfor en afstandsafhængig vægtning af artsscoren for de arealer, der er uden for de nationale kvadrater og samtidig har en artsscore, der er mindre end 7. Således falder vigtigheden af en artsscore uden for de nationale kvadrater med afstanden til de nationale kvadrater. Afstandsvægten ganges på artsscoren. Vægten falder lineært med afstanden og er nul i en afstand af 24 km. Artsscoren halveres således, hvis området befinder sig 12 km væk fra det nærmeste nationale kvadrat.

Denne rumlige vægtning afspejler, at scenariet tager udgangspunkt i 'brandmandens lov', og derfor starter med at sikre de højest rangerede områder først (artsscore > 6). Metoden er fleksibel og muliggør en følsomhedsanalyse. Udtagelsesproceduren er illustreret i figur 2. I eksemplet er der ni områder inden for det nationalt prioriterede kvadrat og ni uden for. Som udgangspunkt har de fået tildelt den samme artsscore, men de tre områder, der ligger 12 km uden for kvadratet får nedjusteret deres oprindelige artsscorer på 1, 5, og 3 til henholdsvis 0,5, 2,5, og 1,5. Hvis der i scenariet udtages ni områder udtages der fem områder inden for kvadratet og fire uden for. Grundet afstandsvægtningen nedjusteres tre områder uden for kvadratet, der har artsscorer lavere end 7. Inde i kvadratet udtages området med artsscoren 3, på trods af, at der uden for kvadratet findes områder med oprindelige artsscore værdier på både

5 og 3. Da disse efter en afstandsvægtning halveres i værdi udtages disse områder ikke. Den biologiske begrundelse for dette er, at naturfortætning øger områdernes robusthed og arternes overlevelsesmuligheder. Samtidig ønskes naturfortætningen primært inden for og tæt på de nationale kvadrater.



Figur 2 Eksempel på udtagningsprocedure under biodiversitets-hotspot-udvælgelsen. Der er ni områder inden for og uden for det nationale kvadrat. Værdierne viser artsscorene. De røde områder repræsenterer de områder, der vil blive udvalgt, hvis scenariet skulle udtage de ni bedste områder.

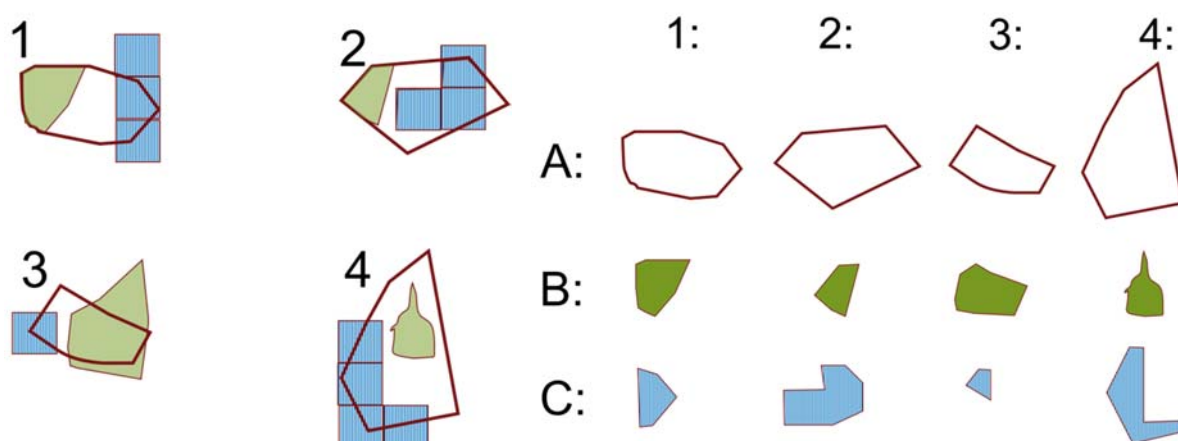
Hvordan evalueres ændring i biodiversitet ved udtag af produktionsskov og dyrkede landbrugsarealer?

Scenariernes effekt på biodiversitetsbevarelse vurderes ud fra hvor meget ekstra potentielt udbredelsesareal, der udpeges for de 383 rødlistede arter der forekommer i oplandet. I hvert scenarie beregnes, hvor stort et areal af de udtagne arealer, der omlægges fra landbrugsjord til natur eller fra produktionsskov til urørt skov, en art forekommer på. Dette areal udgør en andel af artens samlede potentielle udbredelse i oplandet. Andelen benævnes dækningsgrad, og beregnes i hvert scenarie for alle arter. Da en hvis andel af arterne forekommer i § 3-områder og dermed har en basisdækningsgrad inden for denne beskyttede natur, beregnes det for hvert scenarie, hvor stor en ændring i dækningsgraden det enkelte scenarie kan tilskrives. Det giver et kvalitativt mål for, hvor stor en effekt hvert scenarie bidrager med. Det er vigtigt at notere sig at evaluering af scenariernes biodiversitetseffekter er fokuseret på beskyttelse af den nuværende kortlagte biodiversitet, og derfor baserer sig på det nationale biodiversitetskorts opgørelser af rødlistede arter. Der er ikke fokus på at øge populationerne af de almindelige arter. Herudover understreges det, at vi alene evaluerer dækningsgradseffekter ved udtagning af arealer, der er i omdrift. Vi vurderer ikke naturindsatsen/plejen på de arealer, der allerede er dækket af eventuel beskyttelse og dermed ikke er i omdrift. Vi tager således ikke stilling til om man med naturpleje på nye udtagne arealer kan øge naturindholdet for fx de almindelige arter. Vi vurderer alene om udpegningen af arealerne til urørt skov eller natur øger dækningen af de rødlistede arters potentielle udbredelsesområde.

Beregning af dækningsgraden

Figur 3 illustrerer hvordan dækningsgraden er beregnet. Vi antager, at en given arts samlede levested, udbredelse, omfatter områderne 1-4. Udbredelsesområderne er vist som polygonerne i række A i højre side af figuren. En del af artens udbredelsesområde er allerede underlagt en eller anden form for naturbeskyttelse. Det er vist med de grønne polygoner i række B, og overlappet med artens udbredelsesområde er vist for hvert af de fire områder i venstre side af figuren. De blå kvadrater i venstre side af figuren viser de arealer, der

er taget ud af omdrift med henblik på at skabe ny natur til gavn for de rødlistede arter og biodiversitet generelt.



Figur 3 Illustration af dækningsgradsberegningen for 1 ud af de samlede 385 arter. Her illustreret med 4 områder hvor én art forekommer. Dækningsgraden for ny natur beregnes som den procentvis andel arealet af de blå polygoner (række C) udgør af det samlede udbredelsesareal (række A).

Vi er interesserede i at beregne dækningsgraden, det vil sige hvor stort et område er beskyttet ud af artens samlede udbredelsesområde i Limfjordens opland. Dækningsgraden for den eksisterende beskyttelse beregnes ved at beregne den procentvis andel arealerne i række B udgør af det samlede areal af udbredelsen i række A. Tilsvarende vil vi gerne vide hvordan dækningsgraden påvirkes når arealer tages ud af omdrift. De blå kvadrater i venstre side af figuren repræsenterer arealer, der er taget ud af omdrift. Kun en vis del af disse områder overlapper med artens udbredelsesområde. Disse arealer er vist som række C i højre side af figuren. Vi beregner ændringen i den samlede dækningsgrad ved at beregne den procentvis areal andel de blå områder i række C udgør af artens samlede udbredelsesområde (de hvide områder i række A).

5.2 Habitatsammenhæng

Hvordan defineres habitatsammenhæng?

Habitatsammenhæng defineres som graden af sammenhæng mellem habitater eller naturområder i landskabet. Det vil sige, det opgøres i hvor høj grad arealer indgår som en del af et naturnetværk eller ligger isoleret i en matrix af landbrug, by og infrastruktur. Ved udvælgelsen af arealer til udtag med det formål at skabe sammenhæng mellem eksisterende habitater, har vi inddraget information omkring tilstedeværelse af arter i et givent habitat, det vil sige de eksisterende naturområder og skove i landskabet (artsscoren fra Ejrnæs et al. 2014). Prioriteringen af at forbinde et givent naturareal med omkringliggende arealer tager udgangspunkt i antagelsen om, at hvis et lille areal har mange arter, er disse arter eller populationer i større fare for at uddø end på større arealer, fordi muligheden for spredning og udveksling med andre populationer er begrænset.

Små arealer, med en høj artscore per hektar, prioriteres således højere til at blive forbundet med omkringliggende arealer end arealer med en lav artscore eller større arealer. Scenariet anvender alene arealudtag af landbrugsjord i omdrift, og ikke skovrejsning og udtagning af produktionsskov til urørt skov.

Hvilke data og modeller ligger til grund?

Habitatsammenhæng beregnes for lysåbne habitat- eller naturtyper samt skov baseret på Basemap (Levin et al. 2012). Disse omfatter heder, overdrev, ferske enge, strandenge, moser, ekstensive landbrugsarealer, søer, nåleskov og løvskov. De forbindelser (korridorer), der skabes mellem habitater ved udtag af landbrugsjord defineres som forbindelseslinjer med en maximal bredde på 50 meter.

5.2.1 Scenarier for Habitatsammenhæng

Prioritering af tiltag

Udtag af landbrugsjord er det eneste udtag som anvendes til forbedring af sammenhæng mellem naturarealer i oplandet.

Lokalisering af tiltag

Formålet med scenariet for habitatsammenhæng er at lokalisere de arealer, som ved en udtagning vil bidrage mest til en forbedret sammenhæng mellem eksisterende habitater eller naturarealer. Habitater er her lysåbne arealer, som omfatter heder, overdrev, ferske enge, strandenge, moser, ekstensive landbrugsarealer, søer samt skov. Til scenariet anvendes LOCUS-modellen. Modellen udpeger korridorer, som forbinder alle eksisterende habitater. De udpegede korridorer har en bredde på 50 meter og følger den korteste vej mellem to habitater i landskabet. Dog inddrages eksisterende linjer og grænser i landskabet (vandløb, veje, grænser til bebyggede arealer). Korridorerne følger, hvis muligt, eksisterende vandløb (højeste prioritet) samt veje og grænser til bebyggede arealer (næsthøjeste prioritet) og skærer kun gennem landbrugsarealer i omdrift, hvis det ikke er muligt at følge disse linjer og kanter. Inddragelse af eksisterende linjer og grænser har ikke umiddelbart det formål at øge naturindholdet, men at undgå fragmentering af landbrugsarealer i omdrift.

Prioriteringen af korridorerne baseres på dels korridorerens længde (korte korridorer prioriteres højest) samt arealet og den samlede artsscore for de habitater, som korridoren forbinder. Små arealer med en høj samlet artsscore prioriteres højest, ud fra det argument, at disse arealer har større behov for at blive forbundet med andre arealer, og dermed give arter mulighed for at sprede sig end store arealer eller arealer med en lav samlet artsscore.

Hvordan evalueres ændringen i habitatsammenhæng ved udtag af dyrket landbrugsjord?

Til opgørelse af sammenhængen mellem habitater eller naturområder måles graden af sammenhæng som følger: For hver habitat eller naturområde beregnes forholdet mellem arealstørrelse og den samlede artsscore på arealet. En høj værdi indikerer et lille område med en stor artsscore. Forbindes to eller flere af denne slags naturområder med hinanden, betragtes disse som et område og forholdet mellem områdernes arealstørrelse og antal arter genberegnes. Jo flere små områder med en høj artsscore, der forbindes med andre områder, desto lavere vil forholdet mellem deres arealstørrelse og den samlede artsscore blive. For hvert scenarie beregnes gennemsnittet for forholdet mellem områdernes areal og samlet artsscore. Endelig skaleres værdien fra 0 til 100, hvor 0 er udgangspunktet (den aktuelle arealanvendelse) og 100 er den optimale situation, hvor alle arealer, som kan forbindes, forbindes med hinanden.

5.3 Habitatstruktur

Hvordan defineres habitatstruktur?

Habitatstruktur defineres som et habitat- eller naturområdets rumlige kompleksitet. Områder, med meget komplekse former, har en stor kantlængde og derfor ligger en stor andel af disse områder tæt på andre arealtyper med en forstyrrende indflydelse (såsom landbrug i omdrift, infrastruktur og byområder). Hos mindre komplekse arealer vil en mindre del af arealet ligge tæt på forstyrrende arealer.

Hvilke data og modeller ligger til grund?

Habitatstruktur beregnes for lysåbne habitat- eller naturtyper baseret på Base-map (Levin et al. 2012). Disse omfatter heder, overdrev, ferske enge, strandenge, moser, ekstensive landbrugsarealer, søer. Skovene er ikke inkluderet som habitat- eller naturtyper, da den største andel af skovene i oplandet er rene produktionsskove med et meget lille naturindhold. Arealer med en forstyrrende indflydelse omfatter urbane arealer, større veje samt landbrug i omdrift.

5.3.1 Scenarier for habitatsammenhæng

Prioritering af tiltag

Udtag af landbrugsjord er det eneste udtag som anvendes til forbedring af habitaters struktur i oplandet.

Lokalisering af tiltag

Formålet med dette scenarie er at mindske indflydelsen fra landbrugsarealer i omdrift, større veje samt urbane arealer på eksisterende naturarealer ud fra det argument, at aktiviteter på disse arealer har en negativ indvirkning på naturindholdet. Endvidere forbindes eksisterende naturarealer, hvis disse ligger tæt på hinanden, således at der skabes større sammenhængende naturarealer, som vil give større mulighed for en naturlig dynamik, fx i form af ændret afvanding eller for en naturlignende dynamik i form af større afgræssede arealer. Hertil anvendes LOCUS-modellen, der for hver celle med landbrugsjord i omdrift, beregner cellens potentiale for at mindske kantlængden mellem et naturområde og hhv. intensivt landbrug, større veje og urbane arealer. Ved at mindske kantlængden, forøges kernearealet, som her er defineret som det habitatareal, som ligger længere end 50 meter fra landbrug i omdrift, større veje samt urbane arealer. Potentialet for hver celle for at mindske habitaters kantlængde anvendes til at prioritere udtag af arealer i scenarierne.

Hvordan evalueres ændringen i habitatstruktur ved udtag af dyrkede landbrugsarealer?

Til estimering af habitatstruktur beregnes kerneområdets areal som andel af det samlede habitatareal. Kerneområder er defineret som det areal af habitater eller naturområder, som ligger mere end 50 meter fra en kant eller grænse til forstyrrende arealer, altså urbane arealer, større veje eller landbrug i omdrift. I scenariet udtages alene landbrugsarealer i omdrift til natur, og de udtages så de reducerer kompleksiteten af de enkelte områders form; afrunder dem kan man sige. Ændringen i strukturen ved udtag af omkringliggende landbrugsarealer måles som ændringen i andelen af kernearealet.

6 Opsummerende oversigt over kvantificeringen af økosystemtjenesterne og rumlige datalag

Dette kapitel giver en oversigt over de udvalgte økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer, der analyseres i denne rapport i form af definitioner, kvantificeringer og værdisætning (tabel 4). Derefter opsummeres de væsentligste datalag som anvendes i analysen (tabel 5).

6.1 Kvantificering af økosystemtjenesterne

De tjenester, der analyseres i rapporten, og som er beskrevet ovenfor er gengivet i summarisk form i tabel 4 nedenfor. En mere detaljeret oversigt over hvordan de enkelte økosystemtjenester er kvantificeret kan findes i Bilag 1.

Tabel 4 Oversigt over tjenesterne i form af deres underliggende økosystem funktion, intermediær og endelig tjeneste, samt den indikator, der er valgt for de enkelte tjenester.

Tjenesterne	Økosystem funktion	Intermediær tjeneste	Endelig tjeneste	Økosystemtjeneste indikator	Værdi
Fødevarerproduktion	Nettoprimærproduktion		Fødevarer & foder	Indekseret økonomisk værdi af fødevarer og foderproduktionen	Dækningsbidrag fra fødevarer og foderproduktionen
Træproduktion	Nettoprimærproduktion		Konstruktions træ og møbler, energi mm.	Volumen produceret vedmasse, der anvendes til konstruktion og møbler mm.	Annuiseret produktionsværdi
Jagt	Habitat for jagtbart vildt		Mulighed for afskydning og oplevelser	Index for arealers jagtlig kvalitet	Jagtleje for arealer
Regulering af vandkvalitet	Næringsstofsomsætning, Specielt Denitrifikation	Reduktion af kvælstof i overfladevand	Forbedret vandkvalitet i fjorden	Reduktion af kvælstofudledning til fjorden (kg N)	Skyggepris for ændring i indsatsbehov
Regulering af klimaet	Binding af kulstof i jord og biomasse	Reduktion af CO ₂ i atmosfæren ved at binde kulstof	Reduceret klimapåvirkning	Ophobning af kulstof i jord og biomasse (kg CO ₂ -ækv)	Marginal reduktionsomkostning (MAC)/Kvotepris
Rekreation	Arealadgang		Naturoplevelser	Antal nye besøg i naturen	Rejseomkostningsmetode
Biodiversitets beskyttelse	Habitat for sjældne arter		Beskytte arter mod at uddø	Dækningsgrad	N/A
Habitat sammenhæng	Spredningskorridorer		Forbedret naturkvalitet i oplandet	Andelen af kerneområde i naturområderne	N/A
Habitat struktur	Plads til naturlig dynamik		Forbedret naturkvalitet i oplandet	Gennemsnitligt areal relativt til artsscore for naturområderne	N/A

6.2 Oversigt over de anvendte rumlige data

Der anvendes en række rumligt specifikke datalag til beregning af scenarieeffekterne på de forskellige indikatorer. Tabel 5 opsummerer anvendelsen af de rumlige data.

Tabel 5 Anvendte data lag og kildeangivelse.

Variable	Beskrivelse	Kilde
Arealanvendelse / arealdække	Rasterkort over arealanvendelse og arealdække, baseret på en kombination af eksisterende arealdata. Reference år: 2011. Cellestørrelse 10x10 m.	Levin et al. (2012)
Markblokkort	Markblokkort 2011. Vektorkort over markblokke i 2011.	Miljø- og fødevareministeriet 2011
Jordtype	Klassifikation af jordart i de øverste 30 cm	Kabindra et al. (2012)
Kulstof indhold	Kortlægning af kulstofholdige jord	Kabindra et al. (2012), Gyldenkerne og Greve (2015)
Retention	Jordens evne til at tilbageholde kvælstof mellem rodzone og recipient	Højberg et al. (2015)
Udvaskning fra rodzonen	Kvælstofudvaskningen fra rodzonen beregnet med NLES3 for 46 afgrøder beregnet for sand og lerjord, høj- og lavbund	Hans Estrup Andersen, Bioscience AU, leveret til projektet
Dækningsbidrag	Gennemsnit af dækningsbidrag over årene 2011-2013 for repræsentative afgrøder knyttes til afgrødefordelingen på markblokniveau.	SEGES, Statistikbanken, Dansk Skovforening. Dansk Fjernvarme.
Befolkningstæthed	Antal beboere per kvadrat km	Danmarks Statistik
Vejnet	Det danske vejnet til beregning af transportafstande	VejkortDK
N2000	Kortlægning af Natura 2000 områderne	Anvendt i forbindelse med udarbejdelsen af Bjørner, Jensen og Termansen, 2014
Stier	Stier fra Danmarks topografiske kortdatabase (FOT)	Geodatastyrelsen (2015)
Parker	Grønne områder i de større byer	Bjørner, Jensen og Termansen, 2014
Træproduktion	Produktivitet for nål og løv i bioregionerne	Nord-Larsen et al. 2009
Artsscore	Biodiversitetskortet	Ejrnæs et al. 2014
Træartsfordeling	LIDAR data	Schumacher & Nord-Larsen (2014)

7 Resultater

Projektets scenarietilgang implementeres som nævnt i introduktionen ved at scenarierne indebærer en tænkt ændring i arealanvendelsen i Limfjordens opland. For hvert scenarie tages der som nævnt udgangspunkt i, at arealudtaget har til formål alene at forøge én bestemt af de udvalgte økosystemtjenester eller biodiversitetsindikatorer. Resultaterne præsenteres først med hensyn til de fysiske ændringer i hver af økosystemtjenesterne og biodiversitetsindikatorerne i hvert af de seks scenarier (afsnit 7.1). Derefter præsenteres resultatet af værdisætningen af scenarierne, som i højere grad gør det muligt at sammenligne økosystemtjenesterne og scenarierne (afsnit 7.2). Projektets brug af scenarie-effekt-matricen, som beskrevet i kapitel 2, gør det muligt at analysere synergier og konflikter i arealudtag. Resultaterne for det syvende scenarie præsenteres i kapitel 8.

7.1 Scenarie resultater

Hvert scenarie indebærer en rumlig specifik ændring i arealanvendelsen, der angives på et kort, og som varierer med mængden af areal, der udtages, og den målsætning, der forfølges. Hvert kort angiver altså lokalisering af udtag af landbrugsjord og produktionsskov samt skovrejsning på landbrugsjord, hvor relevant.

Hvert scenarie udarbejdes i tre varianter med varierende arealudtag. Arealudtaget defineres som en procent af produktionsarealet i oplandet. Scenarierne beregnes for 1 %, 3 % og 5 % af det produktive landbrugs- og skovareal. Omdriftsarealet, som er det areal, der er i rotation, og derfor kan udtages, udgør 470.003 ha eller 61,9 % af oplandets areal. Skovarealet udgør 78.359 ha eller 10,3 % af oplandets areal. Det samlede produktionsareal er dermed 548.362 ha eller 72,2 % af oplandets areal. Dette betyder, at et scenarie på 1 % af produktionsarealet giver et udtag på 5.484 ha, 3 % giver 16.451 ha og 5 % giver 27.418 ha udtag. Scenarierne ses som geografiske lokaliseringer samlet fra side 50 til 55. Desuden vises for hvert af de 18 (6x3) delscenarier en opgørelse af effekterne af scenarierne på de udvalgte økosystemtjenester og habitat- og biodiversitetsindikatorer (fødevareproduktion, træproduktion, reduktion i kvælstofudvaskning, kulstofbinding, antal besøg i de nye rekreative områder, jagtlig kvalitet, biodiversitets-hotspot, habitatsammenhæng og -struktur). Disse vises i tabel 6 til tabel 12.

7.1.1 Scenarie 1: Regulering af vandkvalitet

I scenarie 1 sker der en forbedring af vandkvaliteten i Limfjorden som følge af, at arealudtaget reducerer kvælstofbelastningen fra de tre deloplande til Limfjorden med henblik på at opnå god økologisk tilstand i fjorden. Fordelingen af arealudtag mellem de tre deloplande, den resulterende reduktion i kvælstofudledningen, og den forventede opnåelse af god økologisk tilstand (her beskrevet som forbedring i vandkvaliteten), er i denne rapport foretaget ved en vægtning således at arealudtaget prioriteres mellem deloplandene. Denne vægtning mellem deloplandene er, som nævnt i afsnit 4.4.1, foretaget som forholdet mellem udgangsbelastningen og vandområdeplanens indsatsbehov (Vandområdeplan 2015-21 – Miljø- og Fødevareministeriet 2016).

Resultaterne viser, at lokaliseringen af arealudtaget i høj grad bestemmes af denne vægtning, idet specielt området, der dræner til Hjarbæk Fjord, prioriteres i løsningen (figur 4).

Dernæst prioriteres lav-retentions-områderne i løsningen, og hydrologien i området har derfor stor betydning. Fx tages arealer i den vestlige del af oplandet ud i både 3 %- og 5 %-scenariet, og dette område har meget lav retention, hvilket betyder, at kun lidt af kvælstofudvaskningen tilbageholdes i systemet.

På mere lokalt niveau bestemmes forskellene i placeringen af arealudtag af jordtyper og den afgrødesammensætning, der er i udgangspunktet. Placeringen af tiltag på sandjord er mere effektivt i forhold til forbedring af vandkvalitet, og der placeres derfor næsten udelukkende arealudtag på sandjorde. Gødningsbehov og -tildeling varierer meget mellem afgrøder, og derfor har den nuværende afgrødesammensætning også en betydning for prioriteringen af arealer. Konkret betyder dette, at udtag af arealer med fx majs eller vårbyg er mere effektivt i forhold til at forbedre vandkvalitet, end udtagning af andre afgrøder. Det forhold, at udvaskningen fra afgrøderne er modelleret med udgangspunkt i en sammensat afgrødefordeling per markblok gør, at vi kan antage, at afgrødesammensætningen inden for en markblok er relativt konstant over tid, og derfor at afgrødefordelingen inden for en markblok tilnærmelsesvis repræsenterer et sædskifte. Denne måde at modellere effekterne på gør resultaterne mere robuste i forhold til modellering af enkeltafgrøder på markniveau.

Areal udtag med henblik på regulering af vandkvalitet har også betydning for produktionen af de andre tjenester (tabel 6).

Tabel 6 Effekterne af scenarie 1: Regulering af vandkvalitet ved arealudtag på landbrugsjord.

VAND	Ændring i fødevareproduktion	Ændring i træproduktion (1000 m3)	Ændring i kvælstofbelastning til Limfjorden (ton)*	Ændring i kulstof-binding (1000 ton)	Ændring i antal rekreative besøg	Ændring i jagt	Ændring i Dækningsgrad	Ændring i habitatsammenhæng	Ændring i habitatstruktur
Vand 1%	-0,8%	N/A	362	16	0,1%	0,4%	0,01	10,0	0,2%
Vand 3%	-2,5%	N/A	788	48	0,4%	1,1%	0,02	11,3	0,7%
Vand 5%	-4,2%	N/A	1.136	80	1,5%	1,8%	0,13	11,7	1,1%

*Effekten, der er primær for scenarierne, er markeret med fed, her kvælstofbelastning til Limfjorden.

Ved 1 % udtag reduceres den samlede kvælstoftilførsel til fjorden med 362 tons. Udtages der derimod 5 % reduceres tilførslen af kvælstof til fjorden kun med gennemsnitligt 263 tons per procent udtag. Arealudtaget har dermed en klart aftagende effekt på tilbageholdelsen af kvælstof, hvilket skyldes at de områder der betyder mest for reduktionen af kvælstofbelastningen til fjorden udtages først, det vil sige mere ved 1 % udtagning end ved 3 % og 5 % udtagning. Den procentvise nedgang i fødevareproduktion er relativt lav. Det skyldes, at udtagningen primært sker på sandjorde, og sandjorde er mindre produktive end lerjorde. Det vil sige udbytterne er lavere, og derfor resulterer udtag af sandjord i en relativt lav nedgang i produktionen af fødevarer. Fødevetabet synes at ligge på samme niveau per areal enhed for de tre scenarier (ca. 0,8 % per areal %). Som beskrevet tidligere er der kun valgt udtag af

landbrugsjord i omdrift til natur og ikke til skovrejsning for dette scenarie. Dermed har dette scenarie ikke en effekt på træproduktionen. Da udtag af landbrugsjord har en lavere effekt end skovrejsning i forhold til kulstofbinding er kulstofbindingen mindre i dette scenarie end i scenarie 2 (se tabel 7). Derudover er sandjorde, der er den jordtype, der udtages for at opnå kvælstofreduktion i dette scenarie, typisk ikke så effektive i forhold til kulstofbinding. Det vil sige, at dette scenarie tydeligt viser at udtagning med henblik på udelukkende at opnå vandkvalitetsforbedringer og kvælstofreduktion ikke har en stor effekt på kulstofbinding. Vandkvalitetsscenariet har en positiv effekt på både habitatsammenhæng og habitatstruktur, da der i et vist omfang udtages landbrugsarealer i omdrift, som ligger i sammenhæng med eksisterende naturarealer. Der er også en positiv effekt på jagtindikatoren, der stammer fra reduktionen af landbrugsarealer. Da der alene udtages landbrugsarealer, er der et relativt beskedent bidrag til biodiversitets-hotspot-dækning. Dette scenarie danner sammenhængende områder med arealudtag, og det vil have et potentiale for friluftslivet. Rekreationseffekten er beregnet for de sammenhængende områder, der er større end 400 ha. Det ses af resultaterne, at øget udtag ikke skaber væsentligt flere store sammenhængende områder for befolkningen, da rekreationssideeffekten er relativt konstant ved øget udtag.

7.1.2 Scenarie 2: Regulering af klima

I scenarie 2 prioriteres udtag af landbrugsjord til skovrejsning. Arealer udpeges primært efter potentialet for kulstofbinding i træer og jord. Lokalisering af skovrejsning på meget kulstofholdige jorde er meget effektivt i forhold til klimaregulering. De mest kulstofholdige jorde er så betydende, at skovrejsning på dem prioriteres før andre jorde uanset andre faktorer. Når 1 % af arealerne udtages fra omdrift, er de udelukkende udpeget på den mest kulstofholdige jord, det vil sige jorde med et organisk kulstofindhold på over 12 %. I de mere omfattende scenarier (3 og 5 %), hvor der etableres skov på flere arealer, viser udtag af andre jordtyper sig i resultatet.

I det scenarie, hvor 3 % udpeges, inddrages også jord med et indhold af organisk kulstof på 6-12 %. I det mest omfattende scenarie (5 %) inddrages også arealer med et endnu lavere kulstofindhold. Det betyder, at i de større udpegninger begynder jordens bonitet til skovbrug at spille ind for placeringen af arealerne. Skovrejsning i den sydvestlige del af oplandet, hvor jorden er mindre produktiv, er mindre effektiv i forhold til andre områder, hvilket ses af den endelige prioritering (figur 5).

Tabel 7 Effekterne af scenarie 2: Klimaregulering ved arealudtag af landbrugsjord og tilplantning med skov.

KLIMA	Ændring i fødevarerproduktion	Ændring i træproduktion (1000 m3)	Ændring i kvælstof-belastningen til Limfjorden (ton)	Ændring i kulstofbinding (1000 ton)	Ændring i antal rekreations-søg	Ændring i jagt	Ændring i Dækningsgrad	Ændring i habitatsammenhæng	Ændring i habitatstruktur
Klima 1%	-2%	81	54	249	0,02%	0,6%	0,01	12,9	1,1%
Klima 3%	-5%	240	154	682	0,08%	1,7%	0,10	13,4	2,4%
Klima 5%	-9%	400	267	906	0,09%	2,8%	0,12	13,5	3,2%

*Effekten, der er primær for scenariet, er markeret med fed, her klima.

Udtages 1 % af omdriftsarealet til kulstofbinding, kan der bindes 249 tons i Limfjordens opland. Ved 5 % udtag reduceres denne effekt til 181 tons per procent areal. Der er dermed en kraftigt aftagende effekt.

Klimascenarierne medfører en relativt høj nedgang i fødevareproduktion, og der er større tab per arealenhed ved 1% end ved 3- og 5 %-scenarierne. Årsagen til dette er, at de kulstofholdige jorde, som er meget effektive i forhold til at binde kulstof, også er meget frugtbare med et højere udbytte end gennemsnittet. De kulstofholdige jorde ligger på lavbundsjord, hvor arealudtag er mindre effektivt for reduktion af kvælstof, primært fordi der er usikkerhed omkring opgørelsen af denne effekt på lavbundsjord på grund af manglende forsøg. Klimascenariet giver dog alligevel en væsentlig effekt på reduktionen i kvælstofbelastningen.

Rekreationseffekten er beregnet for sammenhængende areal større end 400 ha. Det ses af resultaterne, at når udtaget forøges fra 1 til 5 % medfører det flere store sammenhængende arealer. Klimascenariet har relativ stor effekt på habitatsammenhæng og på habitatstruktur på grund af sammenhængen mellem landskabets topografi og kulstofindholdet, som også knytter sig til fordelingen af habitater.

Der er en positiv effekt på træproduktionen fra den skovrejsning, der foregår på hele det udtagne areal. Der er også en stor effekt på jagtindikatoren, da der her ikke alene reduceres i mængden af landbrugsarealer, men også fortages skovrejsning. Endvidere er jagtmodellen konstrueret på en sådan måde, at jagtværdierne pr hektar er relativt større for sammenhængende skovområder end mere fragmenterede arealer. Da der alene udtages landbrugsarealer er der et relativt beskedent bidrag til biodiversitets-hotspot-dækningen.

7.1.3 Scenarie 3: Rekreation

Det kan ses af kortet for rekreationsscenariet (figur 6), at arealudtaget er bestemt både af befolkningstætheden og af udbuddet af eksisterende naturområder. De prioriterede områder er lokaliseret primært i området omkring Ålborg, med høj befolkningstæthed, og i den vestlige del af Limfjordoplandet, hvor der er relativt få rekreatiomsområder. Den præcise geografiske lokalisering af de udpegede områder er betinget af den eksisterende arealanvendelse. Dette skyldes at det kun er landbrug i omdrift, der indgår i scenariet, og de nye rekreatiomsområder er identificeret som sammenhængende områder.

Tabel 8 Effekterne af scenarie 3: Rekreationstjenester ved arealudtag af landbrugsjord og etablering af områder med 50 % natur og 50 % skov.

REKREATION	Ændring i fødevareproduktion	Ændring i træproduktion (1000 m3)	Ændring i kvælstof til Limfjorden (ton)	Ændring i kulstof-binding (1000 ton)	Ændring i antal rekreati- ons besøg*	Ændring i jagtindikator	Ændring i Dækningsgrad	Ændring i habitatsammen- hæng	Ændring i habitatstruktur
Rekreation 1%	-2%	34	79	30	1,2%	0,4%	0	12,4	0,1%
Rekreation 3%	-4%	116	258	93	5,2%	1,4%	0,1	13,1	0,5%
Rekreation 5%	-6%	200	502	162	7,4%	2,3%	0,1	13,4	0,8%

*Effekten, der er primær for scenariet, er markeret med fed, her rekreation.

Rekreationsscenariet giver en relativ begrænset effekt på antallet af besøg til naturområder i oplandet. Ved at øge skov og natur arealet med 4 % (1 % scenariet) øges antallet af besøg kun med 1,2 %. I 3 %- og 5 %-scenariet øges antallet af besøg til henholdsvis 5,2 % og 7,4 %.

Rekreationsscenariet har gennemsnitlige effekter på de øvrige tjenester. Dette skyldes, at rekreationstjenesten kun i begrænset omfang er knyttet til naturgivne forhold som topografi, afstrømning og jordens produktivitet. Fx er effekterne på habitatsammenhæng positive og gennemsnitlige og effekterne på habitatstruktur effekten er positiv men lille.

Der er en effekt lokalt på jagtværdierne, som stiger lineært med øget arealudtag. Der opnås ikke fuld effekt på jagtværdien ved øget arealudtag, da kun halvdelen af det udtagne areal udlægges til skovrejsning, mens det øvrige udlægges til natur. For træproduktionen ses ligeledes en positiv effekt, da der rejses en betydelig mængde skov. Da der alene udtages landbrugsarealer er der af den grund et relativt beskedent bidrag til biodiversitets-hotspot-dækningen.

7.1.4 Scenarie 4: Biodiversitets-hotspots

I biodiversitetsscenariet udtages først de højest rangerende arealer (arealer med score på 7, 8 eller 9) i de nationale kvadrater, baseret på Ejrnæs et al. (2014) samt de højest rangordnede arealer uden for de nationale kvadrater. Artsscoren på arealer uden for de nationale kvadrater nedjusteres med en afstandsvægt der falder med afstanden til det nærmeste kvadrat. Heraf følger, at arealer, der er inden for et nationalt kvadrat og samtidig har artsscorer lavere end 7 ikke nedjusteres. Forfatterne bag det nationale biodiversitetskort (Ejrnæs et al. 2014) nævner en række udfordringer med datasættet, heriblandt: mangel på en koordineret national kortlægning af Danmarks rødlistede arter, ukomplet kortlægning på lokal skala (man kender presence-data, men sjældent absence). Herudover er forekomsten af rødlistearter (der indgår i artsscoren) vægtet med arternes rødlistekategori, sikkerhed i stedfæstelsen af levestedet og det samlede danske udbredelsesareal for arterne. En art tæller altså tungere i artsscoren jo mere truet den er, jo sikrere vi er på stedtilknytningen og jo mindre nationalt areal dens udbredelse dækker. Vægtningen er arbitrær, men biologisk meningsfuld og transparent. Den anvendte afstandsvægtning uden for de nationale kvadrater på artsscorer med værdier under 7 falder fra 1 ved selve kanten på kvadratet, til 0,5 når det er 12 km fra det nærmeste nationale kvadrat til 0 for områder, der ligger mere end 24 km væk. Denne vægtning er naturligvis arbitrær, men simpel og gennemskuelig. De udtagne arealer er vist i figur 7.

Når der udtages 1 % af omdriftsarealet ses det, at arealer med en artsscore fra 9 og ned til og med 4,51 udtages (tabel 9). Det realiserede udtag afviger en smule fra det estimerede arealudtag i 3 %- og 5 %-scenariet, da vi inkluderer alle arealer med en afstandsvægtet artsscore svarende til tærskelværdien (det vil sige den mindste artsscore i et givet udtag) i hvert scenarie. Tærskelværdien falder til 3 og 2 i henholdsvis 3 %- og 5 %-scenariet. Det ses, at artsscoreværdierne generelt er højere i skovene end på landbrugsarealer i omdrift. Det er derfor ikke overraskende, at skovene derfor udgør den største del af det udtagne areal. Det udtagne landbrugsareal stiger fra 5 % af udtagingsarealet i 1 % scenariet til 6 % af udtagingsarealet i 3 %- og 5 %-scenariet. Varierende data kvalitet mellem forskellige områder i Danmark kan betyde, at man ikke umiddelbart vil kunne sammenligne tærskelværdier i forskellige analyser.

Tabel 9 Udtag af nuværende omdriftsareal.

	1 %	3 %	5 %
Estimeret arealudtag i scenariet (ha)	5.484	16.451	27.418
Realiseret areal udtag i scenariet (ha)	5.482	17.248	25.939
Udtaget skov (%)	95	94	94
Udtaget landbrugsareal (%)	5	6	6
Artsscore tærskelværdi	4,51	3,00	2,01

Tabel 10 Effekterne af scenarie 4: Biodiversitet-hotspots-beskyttelse ved udtag af produktionsskov til urørt skov og landbrug til natur.

BIODIVERSITET-HOTSPOT	Ændring i fødevarerproduktion	Ændring i træproduktion (1000 m ³)	Ændring i kvælstof-udledning til Limfjorden (ton)	Ændring i kulstof-binding (1000 ton)	Ændring i antal rekreative besøg	Ændring i jagt	Ændring i dækningsgrad	Ændring i habitatsammenhæng	Ændring i habitatstruktur
Hotspot 1%	-0,03%	-73	1,8	0,8	N/A	0,02%	0,90	8,1	0,0%
Hotspot 3%	-0,1%	-226	8,5	3,10	N/A	0,05%	2,09	9,8	0,7%
Hotspot 5%	-0,2%	-339	14,2	4,77	N/A	0,08%	2,34	10,1	1,4%

*Effekten, der er primær for scenariet, er markeret med fed, her biodiversitets-hotspots.

Effekterne på ændringen i dækningsgrad for de udvalgte rødlistearter ses at være stigende, men med faldende hastighed med arealudtagets størrelse. Dette afspejler først og fremmest, at vi starter med at udpege de arealer der har de højeste artscorer og herefter arealer med lavere artscorer. Derfor er stigningen i dækningsgrad proportionalt større fra 0 til 1 %, end fra 1 til%. Det betyder også, at der blandt de forskellige arealer i omdrift kun er en beskedent delmængde, der har høje marginal bidrag til biodiversitetsbeskyttelsen. Det bemærkes, at en teknisk fejl i kortlaget under 1 % biodiversitets-scenariet nødvendiggjorde korrektioner for nogle af de underliggende arters vedkommende, men det vurderes ikke at påvirke det overordnede mønster her.

Et lille arealudtag rettet mod biodiversitets-hotspots har meget begrænset effekt på de øvrige tjenester, da der her overvejende udtages arealer inden for især produktionsskov. Bemærk, at der her ses bort fra eventuelle effekter på kulstoflagringen ved udtag af produktionsskov til urørt skov, idet dette vil afhænge af både det aktuelle udgangspunkt og hvordan en urørt skov 'designes'. Ved et udtag på 5 % er mange af effekterne på en del af de øvrige tjenester dog sammenlignelige med effekterne af de øvrige scenarier. Da der stort set ikke udtages landbrugsarealer i omdrift er der ikke nogen synlig effekt på jagtværdierne eller på habitatsammenhæng og habitatstruktur. Tilsvarende er der ikke beregnet en rekreationseffekt, da der ikke dannes væsentlige nye sammenhængende skov- og naturområder, der kan vurderes med den model, der er anvendt til projektet. Da der udtages en del skov i omdrift til urørt skov, er der her en større negativ effekt på træproduktionen.

Det kan måske virke overraskende, at der er et relativt begrænset samspil mellem beskyttelse af biodiversitet og de øvrige tjenester. Dette har sin naturlige forklaring i, at denne analyse primært ser på udtag af landbrugs- og skovbrugsarealer, der er i omdrift. Denne analyse undersøger således ikke eventuelle samspil mellem tjenester på arealer, der ikke er i omdrift (fx § 3).

7.1.5 Scenarie 5: Habitatsammenhæng

Figur 8 viser lokalisering af korridorer mellem eksisterende habitater i oplandet. Som det kan ses følger korridorerne linjeelementer, som veje og vandløb samt grænser til urbane områder og gennemskærer derfor kun i mindre omfang landbrugets omdriftsarealer. Der er intet klart geografisk mønster i den rumlige fordeling af arealudpegninger til korridorer, hvilket skyldes, at der er mindre habitater med høj artsscore spredt over hele oplandet.

Tabel 11 Effekterne af scenarie 5: Opnåelse af habitatsammenhæng ved udtag af landbrugsarealer til natur.

HABITAT-SAMMENHÆNG	Ændring i fødevareproduktion	Ændring i træproduktion (1000 m ³)	Ændring i N-emissioner til Limfjorden (ton)	Ændring i C-binding (1000 ton)	Ændring i antal rekreativebesøg	Ændring i jagt	Ændring i dækningsgrad	Ændring i habitat-sammenhæng	Ændring i habitatstruktur
Sammenhæng 1%	-1%	N/A	109	17	N/A	0,4%	0	16,3	0,0%
Sammenhæng 3%	-4%	N/A	319	55	N/A	1,1%	0,03	39,7	0,1%
Sammenhæng 5%	-6%	N/A	526	92	N/A	1,8%	0,17	78,7	0,2%

*Effekten, der er primær for scenariet, er markeret med fed, her habitatsammenhæng.

Scenariet for habitatsammenhæng har ikke uventet en stor positiv effekt på habitatsammenhæng, men har meget lille effekt på habitatstrukturen i forhold til de andre scenarier. Den primære grund hertil er, at formålet med scenariet for habitatsammenhæng alene er at forbinde mindre habitater med en høj artsscore med andre habitater gennem forbindelseslinjer eller korridorer, som er smalle (50 m) og derfor ikke har nogen betydelig effekt på forbedring af habitaters struktur. Effekten på kulstofbinding ligger på samme niveau som vandkvalitetsscenarioet og arealerne er også sammenfaldende til en vis grad, fordi dette scenarie typisk udvælger arealer langs fx søbredder og vandløb. Da der alene udtages landbrugsarealer i omdrift og det samtidig uden hensyn til afstand til de prioriterede nationale kvadrater med biodiversitets-hotspot er der et relativt beskedent bidrag til biodiversitets-hotspot-dækningen. Tilsvarende er der ikke beregnet en rekreationseffekt for dette scenarie, da der ikke dannes væsentlige større sammenhængende områder, der kan vurderes med den rekreative model, der er anvendt i projektet. Da der udtages landbrug i omdrift til natur er der en positiv effekt på jagtværdien.

7.1.6 Scenarie 6: Habitatstruktur

Figur 9 viser mulig udtag af landbrugets omdriftsarealer til optimering af eksisterende habitaters struktur. De udpegede arealer er lokaliseret således at eksisterende habitaters kantlængde, og derved indflydelsen fra omgivende omdriftsarealer, større veje samt urbane arealer mindskes. Det vil sige arealerne til mulig udtag følger eksisterende habitaters struktur. Da habitater har en forholdsvis kompleks struktur i hele oplandet følger de mulige udtag ikke noget geografisk mønster og der er ikke nogen tydelig forskel mellem de tre scenarier

Tabel 12 Effekterne af scenarie 6: Habitatstruktur forbedring ved udtag af landbrugsjord til natur.

HABITAT- STRUKTUR	Ændring i fødevarepro- duktion	Ændring i træproduktion (1000 m3)	Ændring i N-emissioner til Limfjorden (ton)	Ændring i C-binding (1000 ton)	Ændring i antal rekreati- ons besøg	Ændring i jagtindikator	Ændring i dækningsgrad	Ændring i habitatsammen- hæng	Ændring i habitatstruktur
Struktur 1%	-1%	N/A	93	21	N/A	0,4%	0,29	12,9	3,3%
Struktur 3%	-3%	N/A	275	63	N/A	1,1%	0,55	13,6	7,1%
Struktur 5%	-5%	N/A	465	102	N/A	1,8%	0,73	14,0	11,2%

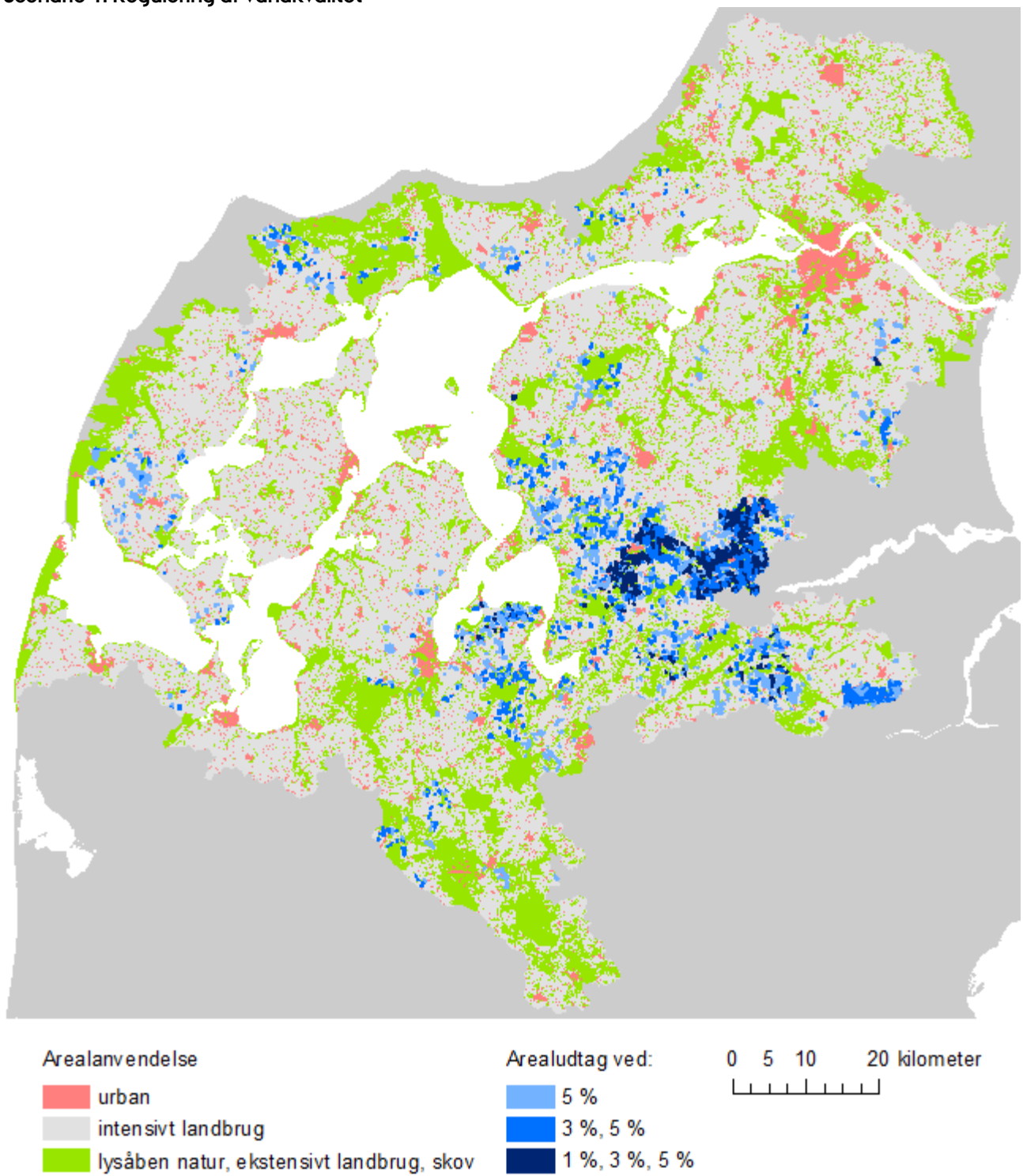
*Effekten, der er primær for scenariet, er markeret med fed, her habitatstruktur.

Scenariet for habitatstruktur har lignende effekter som habitatsammenhængs-scenariet på fødevare, kvælstofudledning/vandkvalitet og kulstofbinding. Forventeligt, har scenariet en meget høj positiv effekt på indikatoren for habitatstruktur og en moderat positiv effekt på habitatsammenhæng, hvilket skyldes at en forbedret habitatstruktur i nogle tilfælde også fører til at mindre habitater bliver forbundet.

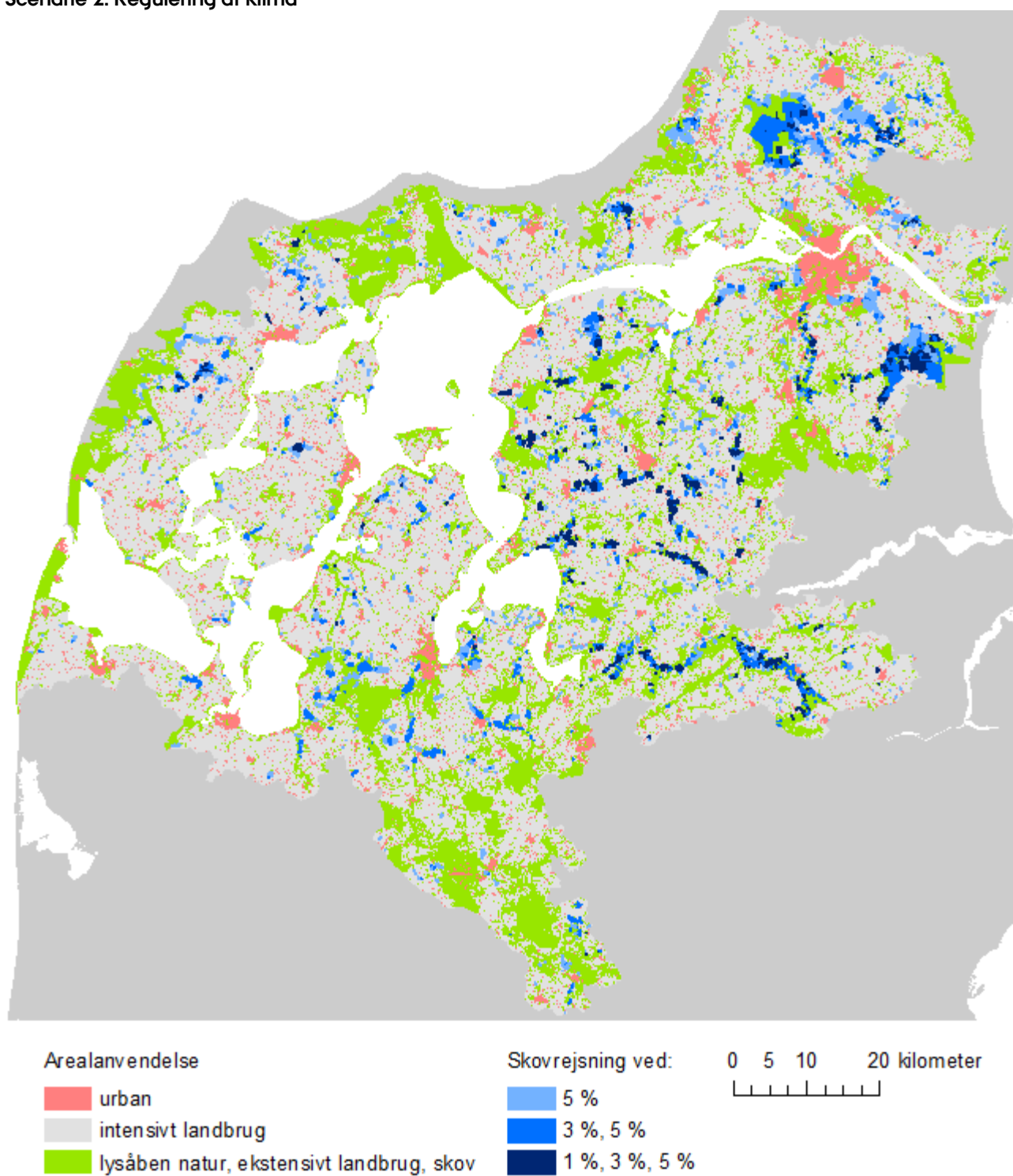
Da der alene udtages landbrugsarealer i omdrift og det samtidig uden hensyn til afstand til de prioriterede nationale kvadrater med biodiversitets-hotspot er der et relativt beskedent bidrag til biodiversitets-hotspot-dækningen, men dog det bedste af alle scenarier bortset fra biodiversitets-hotspot-scenariet. Da der udtages landbrugsjord til natur, men ikke rejses skov, er der en relativ beskedent positiv effekt på jagtværdien. Der er ikke beregnet effekter for rekreationsscenariet, da der ikke dannes væsentlige større nye sammenhængende områder.

For alle niveauer af arealudtag kunne man forvente at reduktionen i kvælstofudledningen blev større ved scenarie 5 end 6, da man i scenarie 5 udtager linjeformede arealer bl.a. langs vandløbene. Men den manglende forskel kan forklares. Under danske forhold anses tabet af kvælstof ved overfladestrømning at være negligerbart – udvaskning betragtes normalt som den eneste vandbaserede tabsvej, se fx afsnittet om randzoner i rapporten "Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering" af Eriksen et al. (2014). Forskellen i effekten af scenarie 5 og scenarie 6 afhænger derfor udelukkende af effekten på udvaskningen fra rodzonen. Udvasnings-effekten af at udtage et areal fra landbrugsproduktionen afhænger af den tidligere anvendelse af arealet (afgrøden) samt af jordtypen. Effekten på kvælstofudledningen til vandløb afhænger desuden af kvælstofretentionen i det område, hvor det udtagne areal ligger. De udtagne arealer inden for de to scenarier ligger ikke nødvendigvis i de samme retentionszoner. Endelig kan man forestille sig, at effekten i scenarie 5 er relativt lavere end i scenarie 6, da der i scenarie 5 udtages flere dyrkede områder på lavbund (hvor effekten er lavere). Mange udtagne arealer ligger i et 50 m bånd langs vandløb, og det er jo især her, at lavbundsjord findes.

Scenarie 1: Regulering af vandkvalitet

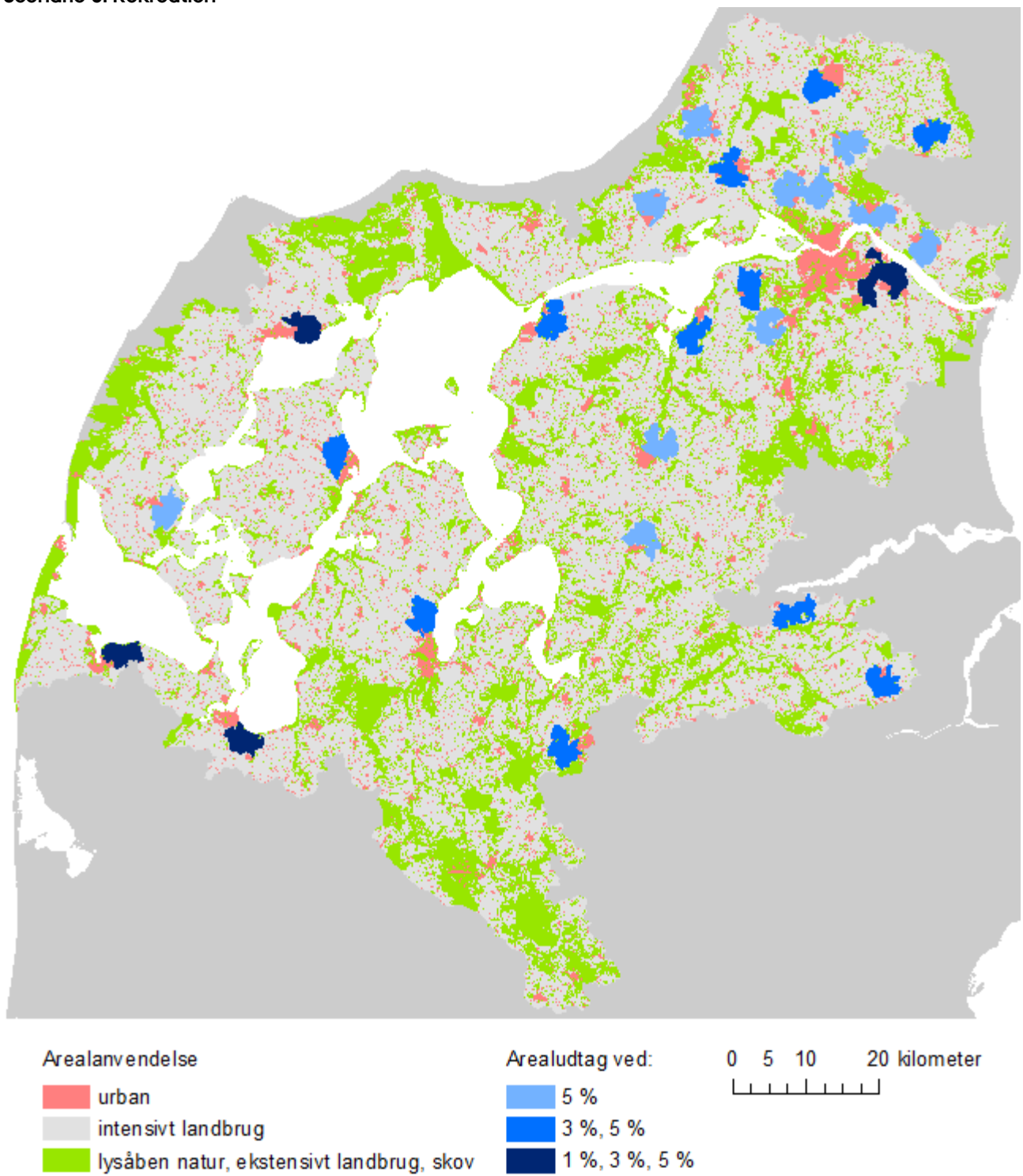


Figur 4 Arealudpegning der sigter mod at øge vandkvaliteten ved udtag af 1 % (a), 3 % (b) og 5 % (c) af omdriftsarealet.



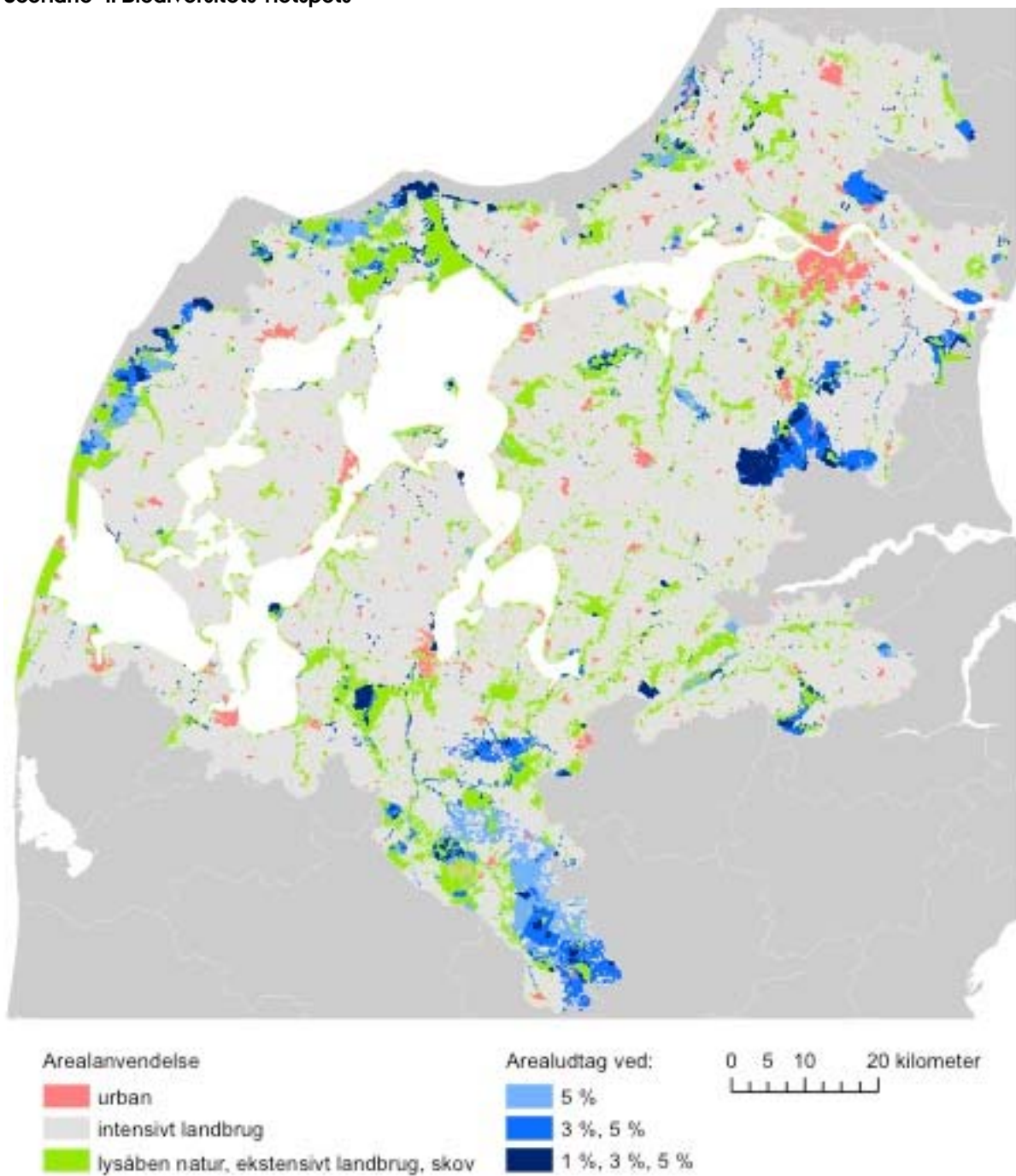
Figur 5 Arealudpegning der sigter mod at øge kulstofbinding ved udtag af 1 % (a), 3 % (b) og 5 % (c) af omdriftsarealet.

Scenarie 3: Rekreation



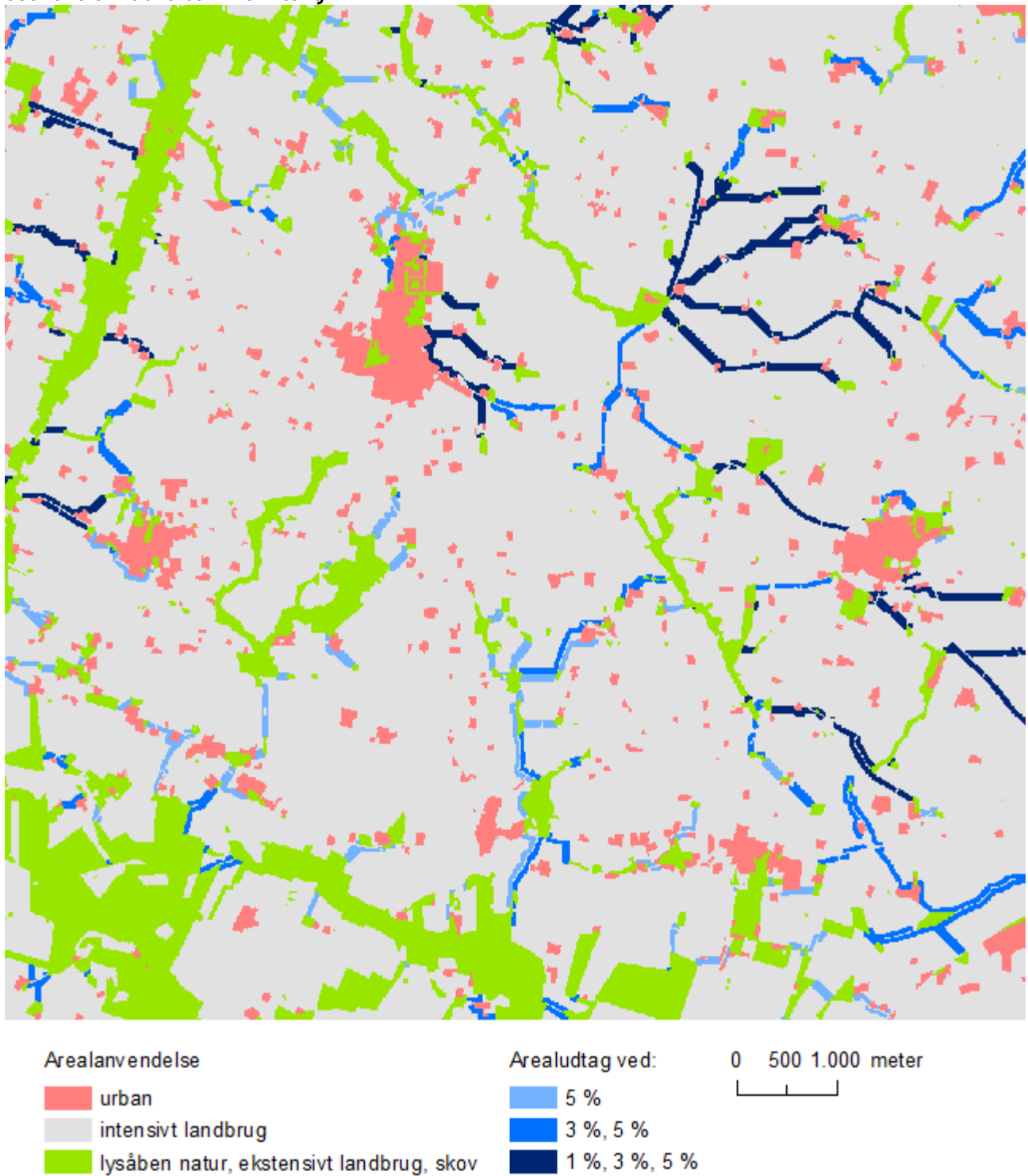
Figur 6 Arealudpegning der sigter mod at øge rekreations effekten ved udtag af 1% (a), 3% (b) og 5% (c) af omdriftsarealet.

Scenarie 4: Biodiversitets-hotspots



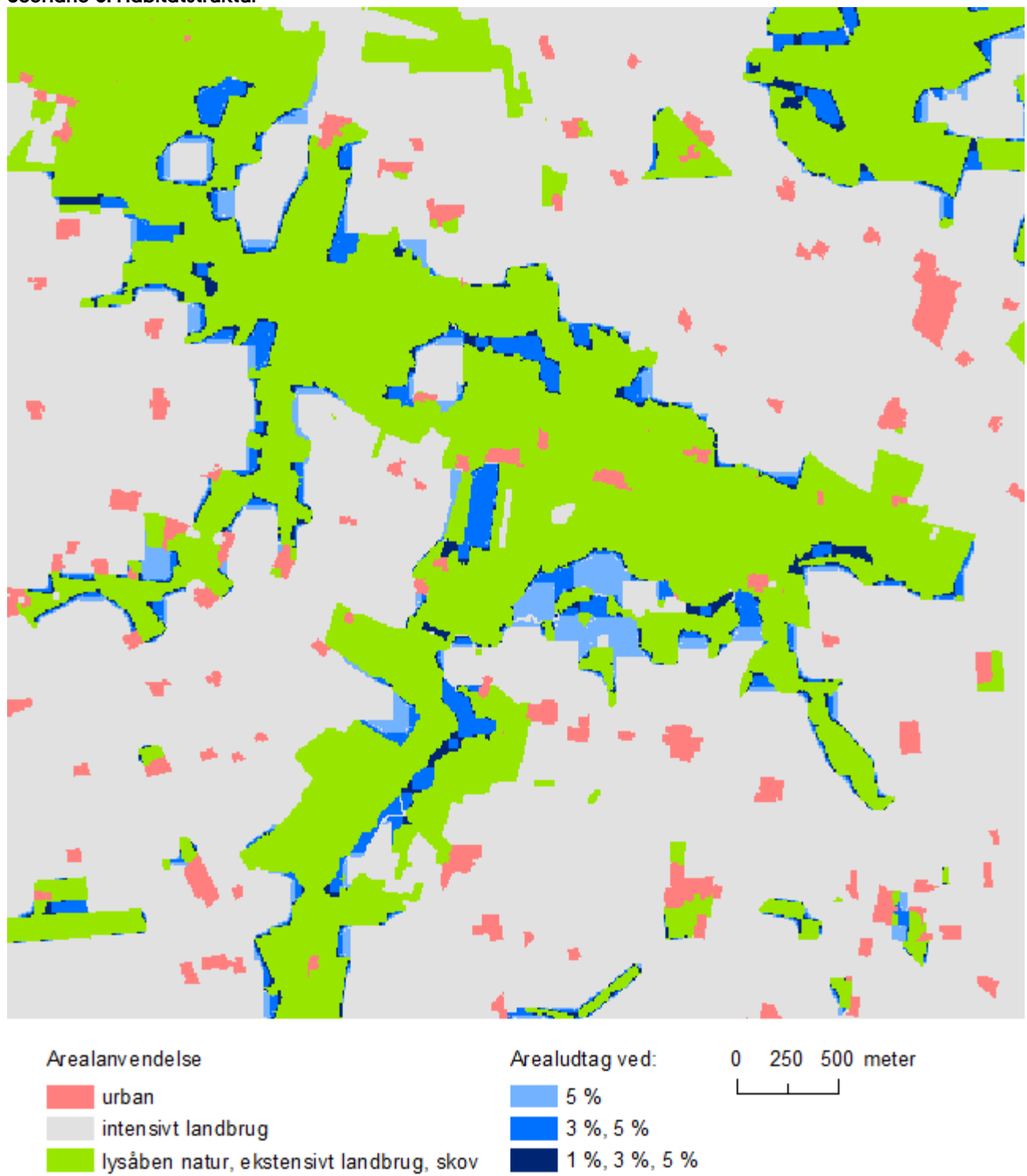
Figur 7 Arealudpegning der sigter mod at øge biodiversitetsbevarelse ved udtag af 1 % (a), 3 % (b) og 5 % (c) af omdriftsarealet.

Scenarie 5: Habitatsammenhæng



Figur 8 Arealudpegning der sigter mod at øge sammenhæng mellem eksisterende habitater ved udtag af 1 % (a), 3 % (b) og 5 % (c) af omdriftsarealet.

Scenarie 6: Habitatstruktur



Figur 9 Arealudpegning der sigter mod at mindske eksisterende habitaters kantlængde ved udtag af 1 % (a), 3 % (b) og 5 % (c) af omdriftsarealet.

7.2 Sammenligning af scenarierne

I dette afsnit sammenlignes scenarierne givet det samme arealudtag, det vil sige for 1, 3 og 5 % arealudtag. Sammenligningen sker ved at anvende de monetære værdier af ændringen i økosystemtjenesterne. Dette giver et billede af den relative økonomiske betydning af ændringen i de enkelte tjenester. Derudover giver sammenligningen en illustration af i hvor høj grad, der er potentiale for at opnå gevinster i forhold til flere tjenester ved samme niveau af arealudtag, og i hvor høj grad arealprioriteringer kræver en afvejning mellem tjenesterne.

Scenarie-effekt-matricen i tabel 13 anvendes til at opgøre resultaterne for 1 % arealudtag. Negative værdier reflekterer, at tjenesten er på et lavere niveau end for den nuværende arealanvendelse, altså et tab. Ændringerne opgøres for fødevareproduktion, træproduktion, vandkvalitet (kvælstofudledning), klima (kulstofbinding) rekreation og jagtværdi i millioner kroner, mens ændringer i dækningsgraden, habitatstruktur og habitatsammenhæng opgøres som indeks. Effekterne er indekseret i forhold til det scenarie, der giver størst ændring i effekterne i forhold til nuværende arealanvendelse. For klima (kulstofbinding) er der to værdiniveauer, hvor niveauet til venstre er beregnet med en MAC-pris på 500 kr./tons CO₂, og niveauet til højre er beregnet med kvoteprisen på 55 kr./tons CO₂. De summerede monetære værdier er også opgjort for både MAC-pris og kvotepris.

Tabel 13 Sammenligning af arealprioriteringerne ved udtag af 1 % af produktionsarealet. Effekterne på økosystemtjenesterne er monetariseret, men biodiversitetsindikatorerne er indekseret i forhold til det scenarie, der giver størst ændring i forhold til nuværende arealfordeling.

1 % udtag Scenarier	Monetære enheder (mio. dk)							Ikke-Monetære enheder		
	Ændring i fødevareproduktion	Ændring i træproduktion	Ændring i kvælstofudledningen til Limfjorden	Ændring i kulstofbinding (MAC/kvote)	Ændring i rekreation	Ændring i jagtværdi	Tjenester total (MAC/kvote)	Ændring i dækningsgrad	Ændring i habitat-sammenhæng	Ændring i habitatstruktur
Vand	-11,6	N/A	86,5	8,2/0,9	1,5	0,28	85/77	1	1	5
Klima	-22,7	-6,2	6,2	124,4/13,7	3,0	0,44	105/-6	1	4	22
Rekreation	-25,8	-2,8	6,3	15,2/1,7	20,1	0,32	13/-1	0	2	3
Biodiversitets-hotspot	-0,5	-8,7	0,2	0,4/0,04	N/A	0,02	-9/-8	100	0	1
Sammenhæng	-19,8	N/A	9,8	8,8/1,0	N/A	0,28	-1/-9	0	100	1
Struktur	-15,1	N/A	10,9	10,5/1,2	N/A	0,28	6/-3	32	15	100

Tabel 13 viser, at det har stor betydning hvilket scenarie, der anvendes, for at prioritere udtag af arealer til produktion af økosystemtjenester og beskyttelse af biodiversitet. Ved aggregering af de monetære effektestimater ses det, at det har stor betydning hvilken pris, der anvendes til at værdisætte klimaeffekterne. Vandscenariet giver en samlet positiv effekt uanset hvilken pris, der anvendes for klimaeffekten. Klima- og rekreationsscenariet giver kun en samlet positiv effekt når MAC-prisen anvendes. De fleste scenarier har meget lille effekt på dækningsgraden af hotspot-arealer. Omkostningerne i form af tabt fødevareproduktion er størst for rekreationsscenariet. Dette skyldes, at arealerne, der udtages, ikke er sammenfaldende med lavproduktivt arealer i oplandet. Dette er ikke et generelt resultat for sammenhængen mellem disse to økosystemtjenester, men vil afhænge af det enkelte opland og hvor der bor

flest relativt til landbrugsarealernes produktivitet. Derefter er klimascenariet og habitatsammenhængsscenarioet de mest omkostningsfulde med hensyn til tabt fødevareproduktion. Biodiversitets-hotspot-scenariet har derimod få omkostninger i form af tabt fødevareproduktion, da langt de fleste af de arealer, der udtages, er produktionskovsarealer. Af samme årsag er tabet i træproduktionen størst for biodiversitets-hotspot-scenariet. Da skovrejsning medfører et økonomisk tab (ved den valgte rentefod) giver klimascenariet og rekreations-scenariet negativ værdi for træproduktionen. Tabet er mindre for rekreations-scenariet, da kun 50 % af arealet tilplantes.

Værdien af reduktionen af kvælstofudledningen til fjorden er ikke påvirket af om arealerne udlægges til natur eller om der rejses skov (da udledningsreduktionen antages at være ens for udtagning til natur og skov), men udledningen er derimod meget afhængig af lokalitet. Arealudtaget der prioriteres i forhold til kulstofbinding er ikke effektivt for kvælstofreduktion, da kvælstofreduktionen på lavbundslande, der typisk har et højt potentiale i forhold til kulstofbinding i jorden, er lavere end kvælstofreduktionen på højbundslande. Optimal udpegning i forhold til kulstof giver kun 7 % af den værdi af kvælstofreduktion, der kan opnås ved målretning mod forbedring af vandkvaliteten. Dette skyldes at udtaget ikke målrettes mod de deloplande, der har det største behov for forbedringer af vandkvaliteten. Optimal lokalisering af udtagingsarealerne i forhold til vandkvalitet medfører ligeledes kun 6 % af den kulstoffeffekt, der kan opnås ved målretning i forhold til klimaeffekter. Klimaregulering og regulering af vandkvalitet er tydeligvis meget følsom over for hvilket fokus, der er i udpegningen af arealer og udtagenes form (fx om der er skovrejsning eller ej).

Rekreationsscenarioet har relativt stor effekt på klimaregulering og jagtværdien, dog har dette scenarie den største konflikt i forhold til opretholdelse af eksisterende fødevareproduktion. Da de eksisterende modeller for at vurdere rekreative værdier tager udgangspunkt i større sammenhængende områder med skov og natur kan der ikke meningsfuldt udregnes værdier for de scenarier, der ikke medfører dannelse af sådanne arealer.

Biodiversitet-hotspot-scenariet udtager helt overvejende skovarealer, der også har de højeste dækningsgrader, se også tabel 4. Derfor er der kun ganske beskedne effekter af alle de øvrige scenarier på denne indikator, da de kun udtager landbrugsjord. Der er ligeledes et meget beskedent bidrag til de analyserede økosystemtjenester og de øvrige biodiversitets indikatorer, dog er der et betydeligt tab i træproduktionen.

Jagtværdien påvirkes af i hvor høj grad arealet med natur og skov relativt til landbrugsjord ændrer sig. Derfor har scenarierne med skovrejsning (klimascenariet og rekreationsscenarioet) de største effekter på jagtværdien. Omvendt har biodiversitetshotspot-scenariet en relativt beskedent værdi, fordi der her overvejende udtages skovarealer til urørt skov – et tiltag som den anvendte jagtværdimodel ikke er følsom overfor.

Opgørelse af habitatindikatorerne viser, at disse scenarier opnår meget forskellige effekter og deres synergieffekter er dermed små. De øvrige scenarier opnår i relativt høj grad en øget habitatsammenhæng, men bidrager i langt mindre grad til en forbedret habitatstruktur, med klimascenariet som en delvis undtagelse.

Tabel 14 viser resultaterne ved et arealudtag på 3 %. Rangordningen af scenarierne for de forskellige effekter er næsten den samme som for 1 % scenariet. Dog er klimascenariet nu det scenarie der medfører de mest negative påvirkninger af fødevareproduktionen i form af tabt fødevareproduktion. Der er en vis tendens til, at større arealudtag forøger synergierne mellem scenarierne, fordi målretningen, teknisk set, falder jo mere areal, der udpeges. Det er et velkendt resultat i litteraturen (Bladt et al, 2009). Dette betyder, at det blandt 3 %-scenarierne kun er biodiversitets-hotspot-scenariet, der samlet set giver et tab i produktionen af økosystemtjenester, alle andre scenarier giver samlet set en gevinst.

Tabel 14 Sammenligning af arealprioriteringerne ved udtag af 3 % af produktionsarealet. Effekterne på økosystemtjenesterne er monetariseret, men biodiversitets indikatorerne er indekseret i forhold til det scenarie, der giver størst ændring i forhold til nuværende arealfordeling.

3 % udtag Scenarier	Monetære enheder (mio. dk)							Ikke-monetære enheder		
	Ændring i fødevareproduktion	Ændring i træproduktion	Ændring i kvælstofudledningen til Limfjorden	Ændring i kulstof-binding (MAC/kvote)	Ændring i rekreation	Ændring i jagtværdi	Total tjenester (MAC/kvote)	Ændring i Dækningsgrad	Ændring i habitatsammenhæng	Ændring i habitatstruktur
Vand	-35,4	N/A	177,0	24,5/2,7	3,4	0,8	170/149	1	2	8
Klima	-73,1	-17,8	16,2	340,9/37,5	16,2	1,3	284/53	5	4	26
Rekreation	-56,2	-8,7	28,5	46,7/5,1	66,6	1,1	78/93	5	2	6
Biodiversitets-hotspot	-1,9	-26,7	8,5	1,6/0,2	N/A	0,1	-18/-18	100	0	2
Sammenhæng	-52,9	N/A	32,8	27,5/3,0	N/A	0,8	8/37	2	100	1
Struktur	-43,7	N/A	34,0	31,4/3,5	N/A	0,8	23/38	26	16	100

Tabel 15 viser resultaterne ved et arealudtag på 5 %. Rangordningen af scenarierne for de forskellige effekter er næsten den samme som for 3 %-scenariet. Dog er omkostningerne på fødevareproduktionen i flere scenarier så høj, at den samlede ændring i værdien af de øvrige økosystemtjenester er for lav og scenarierne giver samlet set et tab (når kvoteprisen anvendes til at værdisætte klimaeffekten).

Tabel 15 Sammenligning af arealprioriteringerne ved udtag af 5 % af produktionsarealet. Effekterne på økosystemtjenesterne er monetariseret, men biodiversitets indikatorerne er indekseret i forhold til det scenarie, der giver størst ændring i forhold til nuværende arealfordeling.

5 % udtag Scenarier	Monetære enheder (mio. dk)							Ikke-monetære enheder		
	Ændring i fødevareproduktion	Ændring i træproduktion	Ændring i kvælstofudledningen til Limfjorden	Ændring i kulstof-binding (MAC/kvote)	Ændring i rekreation	Ændring i jagtværdi	Total tjenester (MAC/kvote)	Ændring i Dækningsgrad	Ændring i habitatsammenhæng	Ændring i habitatstruktur
Vand	-58,4	N/A	240,0	40,6/4,4	12,5	1,4	236/200	6	2	9
Klima	-124,4	-29,4	27,5	453,2/49,9	17,8	2,2	347/-57	5	4	26
Rekreation	-88,2	-14,1	54,5	81,1/8,9	107,3	1,8	142/70	5	2	6
Biodiversitets-hotspot	-3,0	-40,3	14,2	2,4/0,3	N/A	0,1	-27/-29	100	0	2
Sammenhæng	-82,2	N/A	58,7	46,1/5,1	N/A	1,4	24/-17	5	100	2
Struktur	-77,0	N/A	57,7	51,1/5,6	N/A	1,4	33/-12	33	15	100

8 Scenarieanalyse rettet mod flere tjenester

I dette kapitel undersøger vi samspillet mellem regulering af vandkvalitet, klimaregulering og forsyningstjenesterne fødevarer- og træproduktion nærmere ved at udvikle et synergiscenarie, der sammenstiller effekterne af at optimere den totale økonomiske værdi af ændringerne i disse fire økosystemtjenester på samme tid under udpegningen af arealer til udtag. Analysen er baseret på modelopsætningen udviklet af Konrad et al. (2017).

De fire økosystemtjenester kan alle værdisættes økonomisk. Dette betyder, at effekterne af udtag på tjenesterne kan måles i samme enhed og den økonomiske gevinst eller tab ved udtagning af landbrugsjord kan summeres for de fire tjenester. Synergiscenariet findes som den løsning (geografiske lokalisering af tiltag), der maksimerer summen af værdierne på tværs af de fire økosystemtjenester.

De monetære effekter inkluderer foruden fødevarer, træproduktion, klimaeffekt, vandkvalitet, der indgår i optimeringen, også jagtværdien og rekreativsværdien, der ikke indgår i selve optimeringen. Desuden beregnes synergiscenariets effekter på de tre ikke-monetære økosystemtjenesters indikatorer, der er ændring i dækningsgrad af sjældne arter, ændring i habitatsammenhæng og habitatstruktur. Da der er stor usikkerhed omkring værdien på klimaregulering beregnes synergiscenariet i to sæt scenarier. Et sæt scenarier (1 %, 3 % og 5 %) beregnes med kvoteprisen (55 kr./ton) (Scenarie 7a). Et andet sæt scenarier (1 %, 3 % og 5 %) beregnes med et konservativt estimat for MAC-prisen i den ikke-kvotebelagte sektor (500 kr./ton) (Scenarie 7b). De øvrige tjenester værdisættes som angivet i kapitel 4. Resultaterne af de første seks scenarier fremgår i afsnit 7.2 og bruges til at sammenligne scenarier, der sigter mod en enkelt tjeneste (tabellerne 13, 14 og 15) og scenarier, der sigter mod flere tjenester (tabel 16).

Der er dermed i alt seks individuelle synergiberegninger, der er opstillet i tabel 16 (kolonne 1) og effekterne er opstillet i de følgende kolonner. Den geografiske udpegning, der fremkommer ved brug af kvoteprisen i optimeringen, ses i figur 10. Den geografiske udpegning, der fremkommer ved brug af MAC-prisen i optimeringen, fremgår i figur 11.

Resultaterne viser for alle synergiscenarieberegningerne, at forbedringen af vandkvaliteten i Hjarbæk fjord er højt prioriteret i den geografiske prioritering (figur 10 og 11), hvilket afspejler den høje værdisætning af reduktion i tilførslen af kvælstof til Hjarbæk Fjord.

Den geografiske fordeling af tiltag i scenariet med kvotepris minder meget om fordelingen for vandkvalitetsscenariet, både fordi udtag af landbrugsjord til natur er valgt over udtag til skovrejsning, men også i forhold til geografisk placering af arealanvendelsesændringerne. Dette ses ved sammenligning af figur 4 og figur 10. Overordnet set tyder det på, at med en værdisætning af klimareguleringstjenesten med kvoteprisen, vil hensynet til vandkvalitet betyde relativt mere for en optimal arealregulering end klimaregulering og forsyningstjenesterne vil betyde. Konsekvenserne for de øvrige tjenester og biodiversitetsindikatorer er en anelse anderledes end i vandkvalitetsscenarierne. Dette kan ses ved at sammenligne tabel 16 med vandscenariet i tabellerne 13-15. For 1 % scenariet opnås der en total værdi af scenariet på 77 mio. kr. for

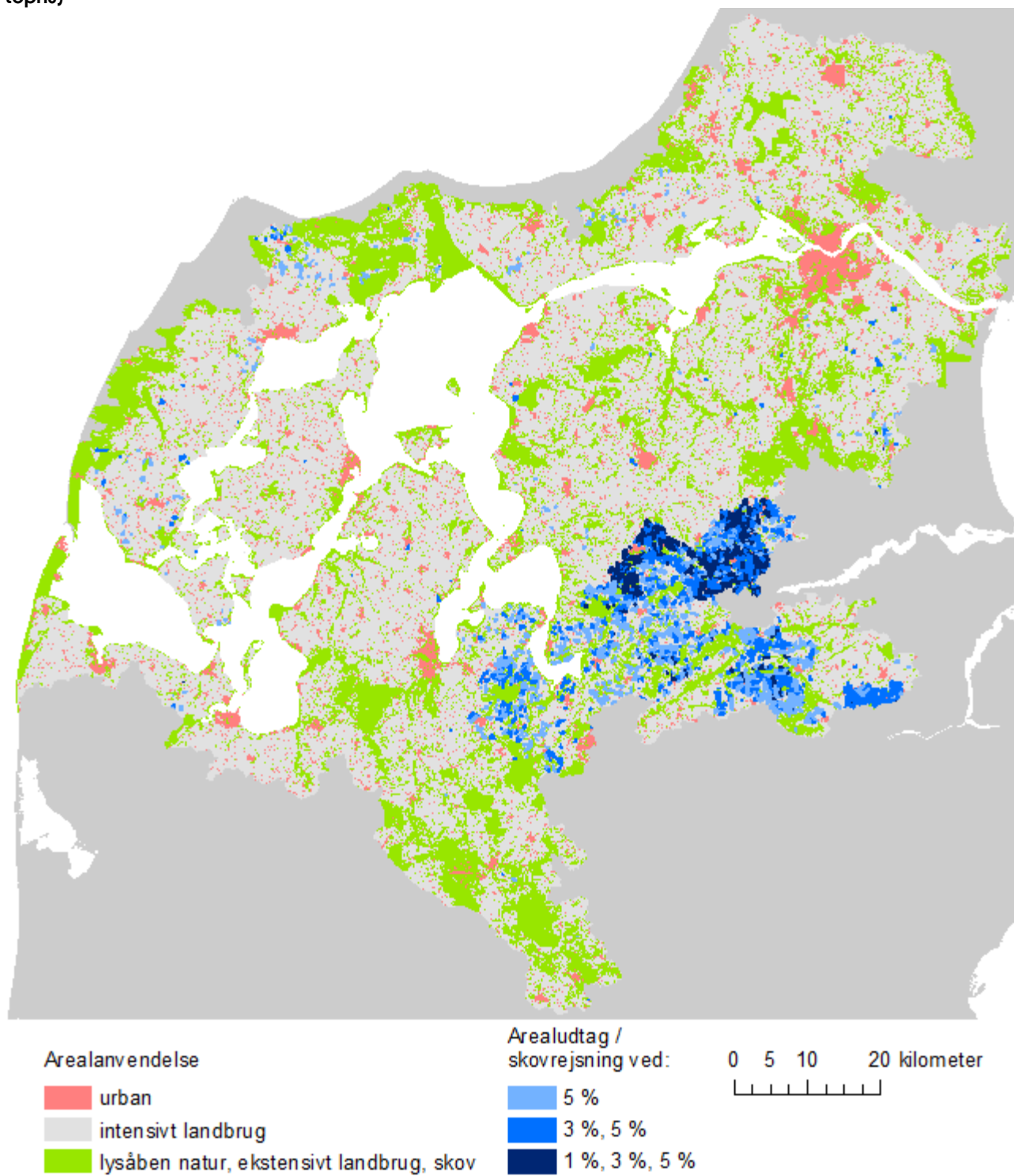
vandscenariet og 81 mio. kr. for synergiscenariet (beregnet med kvotepris for klimaeffekt). For 3 % og 5 %-scenariet opnås større værdi ved at samtænke tjenesterne i synergi scenariet idet der opnås en merværdi på 46 mio. kr. i 3 %-synergiscenariet i forhold til vandscenariet og en merværdi på 177 mio. kr. i 5 % synergisceneriet i forhold til vandscenariet. Den væsentligste forskel for biodiversitetsindikatorerne er, at synergiscenariet med anvendelse af kvoteprisen for værdien af kulstofophobning giver et mere geografisk sammenhængende udtag, som har en større effekt på de to biodiversitetsindikatorer, der kvantificerer habitatsammenhæng og habitatstruktur, end vandscenariet.

I synergiscenarieberegningen, der anvender MAC-priser for klimareguleringstjenesten, betyder hensynet til nedsættelse af drivhusgasemissionerne væsentlig mere. Dette ses mest tydeligt ved det gennemgående valg af skovrejsning som ønskelig arealanvendelsesændring. Imidlertid ses det af den geografiske placering af skovrejsningen, at hensynet til Hjarbæk Fjord har vejet tungt. Dermed adskiller dette synergiscenarie (figur 11) sig tydeligt fra klimareguleringsscenariet (figur 5) ved den geografiske prioritering af arealer. Sammenlignes effekterne af synergiscenariet i forhold til klimascenariet opnås der fra 11 % forøgelse af værdien af ændringen i arealanvendelsen når 1 % udtagne til 27 % forøgelse når 5 % af arealet udtages.

Tabel 16 Effekten af synergiscenarierne på tværs af økosystemtjenesterne og biodiversitetsindikatorer.

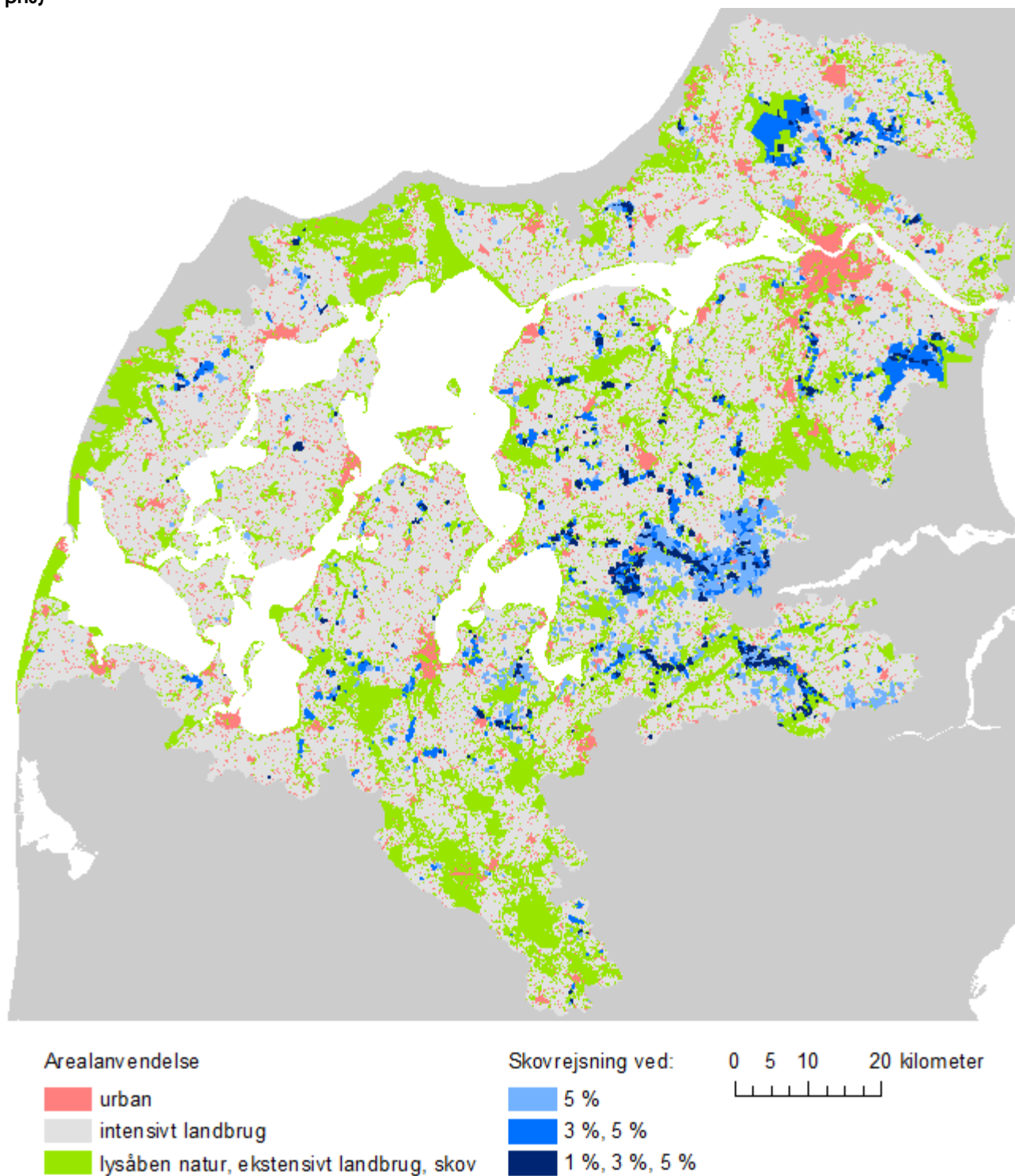
SYNERGI Scenarier	Monetære enheder (mio. dk)							Ikke-Monetære enheder		
	Ændring i fødevarerproduktion	Ændring i træproduktion	Ændring i kvælstofudledningen til Limfjorden	Ændring i kulstof-binding (MAC/kvote)	Ændring i rekreation (oplandet/alle besøg)	Ændring i jagtværdi	Total tjenester (MAC/kvote)	Ændring i Dækningsgrad	Ændring i habitat-sammenhæng	Ændring i habitatstruktur
Synergi (kvotepris) 1%	-11,0	0	87,6	8/1	3,2	0,3	88/81	1	12	11
Synergi (kvotepris) 3%	-32,4	0	185,2	24/3	6,3	0,8	183/195	1	20	15
Synergi (kvotepris) 5%	-53,3	-0,1	252,9	42/5	10,3	1,4	263/239	6	15	16
Synergi (MACpris) 1%	-15,1	-6,3	37,6	98/11	1,6	0,4	116/44	1	18	43
Synergi (MACpris) 3%	-65,5	-18,3	72,8	310/34	15,4	1,3	316/105	1	38	47
Synergi (MACpris) 5%	-89,4	-30,9	163,9	379/42	16,2	2,2	441/193	6	30	40

Scenarie 7a: Synergiscenarie der optimerer den total værdi af ændringerne i fire økosystemtjenester (kvotepris)



Figur 10 Arealudpegning der optimerer den totale økonomiske værdi af ændringen i fire økosystemtjenester (vandkvalitet, klimaregulering, fødevareproduktionen, træproduktion) ved udtag af 1 % (a), 3 % (b) og 5 % (c) af omdriftsarealet. Klimaeffekten er værdisat ved kvoteprisen.

Scenarie 7b: Synergiscenarie der optimerer den total værdi af ændringerne i fire økosystemtjenester (MAC-pris)



Figur 11 Arealudpegning der optimerer den totale økonomiske værdi af forbedringen af fire økosystem tjenester (vandkvalitet, klimaregulering, fødevareproduktionen, træproduktion) ved udtag af 1 % (a), 3 % (b) og 5 % (c) af omdriftsarealet. Klimaeffekten er værdisat ved MAC-prisen for at opnå reduktioner i emissionen af klimagasser.

9 Data- og modelbegrænsninger i kortlægning af økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer

I de senere år har der været en række initiativer til nationale økosystemtjenestekortlægninger, og denne rapport præsenterer det hidtil største danske initiativ. Det er et nyt forskningsfelt, hvor metoderne endnu er under udvikling og data og modeller, der anvendes, er ikke indsamlet og udviklet til denne specifikke anvendelse. Derfor er der både model- og datamæssige begrænsninger ved de eksisterende metoder og anvendte data. I det følgende gives en oversigt over konceptuelle antagelser i metoderne og en oversigt over de væsentligste usikkerheder i det anvendte metode og datagrundlag.

9.1 Metodemæssige begrænsninger

Metoden, der er udviklet i projektet, er baseret på en landskabsmodel, der er udviklet til at foretage økonomiske scenarieanalyser af økosystemtjenester ved ændringer i arealanvendelse. Relationen mellem arealanvendelse, tjenester og værdierne af tjenesterne er dermed helt central for metodens opbygning. Landskabet beskrives som en række rumligt specifikke datalag og de forskellige tjenester afhænger i mere eller mindre grad af andelen og kompositionen af forskellige landskabselementer. Dette kan illustreres ved at karakterisere hvordan og i hvilken grad de enkelte økosystemtjenestekvantificeringer er baseret på rumlige data og modeller (tabel 17).

Tabel 17 Karakteristik af den rumlige struktur af økosystemtjeneste og biodiversitetsindikator modellerne.

Tjenesterne	Klassifikation af rumlig struktur				
	Ikke geografisk specifik	Geografisk specifik	Geografisk aggregering	Geografisk interaktion	Geografisk og dynamisk interaktion
Fødevarerproduktion	Priser	Jordtyper Afgrøder Dækningsbidrag			
Træproduktion	Priser	Bioregioner Kapitalværdier			
Regulering af vandkvalitet		Retention Jordtype Arealanvendelse		Skyggepris	
Regulering af klima	MAC-pris Kvotepris	Organisk indhold i jord Arealanvendelse Bioregioner			
Rekreation	Rejseomkostning	Befolkningsdensitet Områdernes karakteristika	Besøgsintensitet	Rekreationsadfærd	
Jagt		Arealanvendelse	Jagtleje		
Biodiversitet bevarelse		Artskortlægning			
Habitat struktur		Arealanvendelse Artskortlægning	Kerneareal	Relation til ikke-natur arealer	
Habitat Sammenhæng		Arealanvendelse Artskortlægning		Relation mellem habitater	

Fødevarerproduktionen beskrives af en simpel rumligt specifik model (tabel 17, første række). Det antages, at værdien af fødevarerproduktionen kun afhænger af afgrødevalg, jordtype og gennemsnitlige dækningsbidrag for afgrøden. Dermed er det ikke muligt at tage højde for variationer, der afhænger af bedriftskaraktistika så som behovet for foder til husdyrhold eller forhold omkring sædskiftet. Disse betragtninger kan inkluderes i modellen, men vil gøre modellen mere kompleks og gøre scenarieberegningerne mere langsomme. Det vurderes, at den valgte kompleksitetsgrad er hensigtsmæssig i forbindelse med kortlægning af økosystemtjenester og scenarieanalyser af arealudtag.

Træproduktionen beskrives ligeledes af en simpel rumligt specifik model (tabel 17, anden række). Det skal dog bemærkes, at den rumlige opløsning er relativ grov, da der kun er tre bioregioner i Limfjordens opland. Den lokale bonitet kan variere betydeligt med jordbund, vandforhold og vindeksponeering.

Regulering af vandkvalitet beskrives på udbudssiden som en geografisk specifik model, men på efterspørgselssiden beskrives værdien af tjenesten ved hjælp af en geografisk interaktiv model (tabel 17, tredje række). Dette betyder, at reduktionen i udvaskning af kvælstof til Limfjorden som følge af arealudtag (udbuddet af tjenesten), beskrives ud fra geografisk specifikke data for det enkelte areal. Dermed vil tiltag i en del af et opland ikke påvirker effekten af et tiltag i en anden del af oplandet. At tage højde for denne rumlige interaktion ville kræve en geografisk interaktiv model. Dette ville være en meget relevant modeludvikling, specielt hvis modellen skulle udbygges til også at kunne håndtere implementering af vådområder, da disse formodes at have en stor effekt på effektiviteten af andre tiltag, der implementeres i samme opland. Det har ikke været en del af dette projekt at udvikle en rumligt interaktiv model for regulering af vandkvalitet. Værdien af tjenesten er dog baseret på en rumligt interaktiv model (Hasler et al. 2015), idet marginalomkostningen afhænger af lokaliseringen af tiltag i oplandet. Overvejelser omkring alternative værdisætningsmetoder og data kan findes i kapitlet omkring datausikkerheder nedenfor.

Regulering af klima beskrives også som en simpel rumligt specifik model (tabel 17, fjerde række).

Det er dog kun den biofysiske beskrivelse af tjenesten, der er rumligt specifik, hvorimod værdisætningen er baseret på nationale skøn og værdien på det europæiske kvotemarked for CO₂-kreditter. Det vurderes, at dette giver mening, da udbuddet af tjenesten er karakteriseret af lokale og rumligt specifikke karakteristika, mens efterspørgslen er global.

Rekreationstjenesten er bekræftet ud fra modelkomponenter, der kan karakteriseres som forskellige typer rumlige modeller (tabel 17, femte række). Håndtering af antal potentielle besøgende beskrives ud fra rumligt specifikke data over, hvor befolkningen bor. Rekreatiomsområdernes karakter beskrives ligeledes ud fra data om de enkelte områders arealsammensætning tilstedeværelse af stier osv. og er dermed rumligt specifikke data. Antallet af estimerede besøg (besøgsintensiteten) bestemmes dog ud fra mulighederne i befolkningen, der bor i en given lokalitet, har for at besøge naturen i landskabet omkring bopælen. Dermed er besøgsintensiteten baseret på aggregering af rekreationsmuligheder i landskabet omkring den lokalitet en person bor. Rekreati-

onsadfærden, hvilke naturområder en person benytter, bestemmes blandt andet ud fra den geografiske relation mellem bopæl og naturområderne. Dermed er rekreationsadfærdsmodellen en geografisk interaktiv model. Det vurderes, at dette er en velegnet modelopbygning til at beskrive scenarier omkring rekreationstjenesten, da det muliggør analyse både af besøgsantal i forskellige lokaliteter i landskabet og den økonomiske værdi af de enkelte arealtiltag.

Værdien af jagtlejen bestemmes ud fra kompositionen af landskabet omkring den enkelte ejendom. Dermed bruges landskabsmodellen til at beskrive naturgrundlaget for jagttjenesten. For denne tjeneste er det ikke kun den enkelte ejendoms arealsammensætning, men også hvilket landskab ejendommen er en del af. Derfor er det vigtigt at anvende en geografisk aggregeringsmodel.

For biodiversitet-hotspot-modellen er der anvendt en rumligt specifik model, for at anvende den nyeste viden omkring den rumlige fordeling af biodiversiteten i Danmark. Der er anvendt en statisk model tilgang, da lokalisering af arealudtaget udelukkende baseres på den eksisterende artsfordeling af rødlistede arter. Det er ikke muligt at inddrage overvejelser omkring arealets potentiale for at bevare arterne på længere sigt eller potentialet for, at arterne kan sprede sig til andre nærtliggende arealer med egnede habitater eller arealer, hvor egnede habitater kunne udvikles. Dette ville kræve en dynamisk og geografisk interaktiv modelopbygning. På nuværende tidspunkt findes det empiriske grundlag til at udvikle sådanne modeller ikke. Samlet set vurderes det, at brugen af den nationale biodiversitetskortlægning i en geografisk specifik model er et relevant grundlag for at udpege arealer, der har speciel relevans for bevarelse af sjældne arter. Udvikling af mere sofistikerede dynamiske modeller vil være en forskningsopgave, der ville kræve betydelige resourcer.

Modellen bag habitatstrukturindikatoren er i høj grad en rumlig model, da kernearealet bestemmes ud fra størrelsen af naturarealet og ud fra lokalitetens relation til andre arealtyper. Det vurderes, at dette er en væsentlig indikator for naturkvalitet, men det er desværre ikke muligt i nærværende projekt at modellere effekten.

Modellen bag habitatsammenhængsindikatoren er ligeledes en rumlig model, der kobler biodiversitetskortlægningen til habitaternes relative lokalisering. Det vurderes, at den geografiske sammenhæng mellem habitater kan være en relevant i nogle forvaltningsmæssige sammenhænge. Dette projekt har dog ikke haft til formål at søge at analysere dette nærmere.

Det ses af ovenstående oversigt, at analyseredskabet kobler økosystemmodeller, der har forskellig rumlig struktur. Det ses også, at modellerne er statiske og dermed ikke er velegnede til at beskrive dynamiske effekter på økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer.

9.2 Data- og modelusikkerheder

Kortlægning af økosystemtjenester og biodiversitet er ofte udfordret af, at de geografiske data ofte ikke er tilgængelige i tilstrækkeligt høj opløsning eller at de forskellige data ikke er indsamlet på samme måde på national skala (EEA, 2016). I dette projekt er datagrundlaget til kortlægning af de biofysiske ændringer i økosystemtjenesterne ved udtagning, og grundlaget for at beregne den geografiske variation i værdierne derfor baseret på de bedst mulige

nationalt tilgængelige datakilder. Usikkerheder i datagrundlaget kan have betydning for fortolkningen af resultaterne og specielt den geografiske kortlægning af værdierne man kan opnå ved areal tiltag. Usikkerhederne i modellering af de forskellige tjenester og deres værdi er af forskellig karakter og årsagerne til usikkerheden stammer fra fundamentalt forskellige faktorer. Derfor er det nyttigt at klassificerer de forskellige former for usikkerhed under 1) geografisk nøjagtighed af underliggende variable, 2) usikkerhed omkring effekt af arealtiltag, 3) geografisk lokalisering af scenariet og usikkerheder på den økonomiske værdisætning (tabel 18).

Tabel 18 Oversigt over forskellige former for usikkerheder i forbindelse med kortlægning og værdisætning af økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer.

Økosystem Tjenesterne	Klassifikation af usikkerheder			
	Geografisk lokalisering af underliggende variable	Effektbestemmelse af udtag.	Geografisk lokalisering af tiltag i scenarie	Værdisætning
Fødevarerproduktion	Arealanvendelse Jordtyper	Udbytter Budgetkalkuler	N/A	Markedsværdi
Træproduktion	Bioregioner	Produktivitet	N/A	Markedsværdi
Regulering af vandkvalitet	Arealanvendelse Retentions kortlægning Jordtyper	Udvaskning (NLES) Retentions effekt	Baseret på estimeret vægtet effekt	Skyggepris baseret på målsætninger for vandkvalitet
Regulering af klima	Organisk indhold i jord Arealanvendelse Bioregioner	IPCC	Baseret på estimeret effekt	Markedsværdi & skøn for marginalomkostning
Rekreation	Befolkningsdensitet Arealanvendelse Vejnetværk Karakteristika for rekreatiomsområder	Spørgeskema data	Illustration	Transportomkostning Modelleret ændring rekreatiomsadfærd
Jagt	Arealanvendelse Vildt statistik	Spørgeskema data	N/A	Markedsdata
Biodiversitet bevarelse	Artskortlægning	Indeks	Baseret på indeks	N/A
Habitat sammenhæng	Arealanvendelse	Indeks	Baseret på arealanvendelse	N/A
Habitat struktur	Arealanvendelse	Indeks	Baseret på arealanvendelse	N/A

Opgørelsen af fødevarerproduktionen på en given lokalitet er baseret på arealanvendelsen (afgrødesammensætning) og jordtype. Disse er bestemt med høj geografisk præcision. Udbytter og økonomisk afkast opgøres som et gennemsnit for en given afgrødesammensætning og jordtype. Dermed tages der ikke højde for, at der vil være variation i udbytterne inden for oplandet. Det vurderes at den systematiske variationen i udbytter i oplandet væsentligst kan repræsenteres ud fra variation i jordtyper og afgrødesammensætning, og at andre kilder til variation ikke vil være væsentlige for analysen. Værdisætningen er baseret på markedspriser for afgrøderne. Priserne vil variere over tid. Derfor vælges et gennemsnit over tre år for at reducere betydningen af prisudsving.

Træproduktionen opgøres på basis af boniteternes overordnede geografiske variation, såkaldte bioregioner, inden for området og de to modeltræarter

rødgran og bøg, der repræsenterer forskellige produktionsforhold. Det vurderes, at bioregionerne beskriver den væsentligste geografiske variation i oplandet, men der kan være lokal variation i vækstforholdene inden for bioregionerne, der ikke opfanges i disse data. Det antages dermed, at træproduktionen ikke afhænger af jordtype fordelingen og at produktiviteten af rødgran og bøg er repræsentativt for træartsfordelingen i scenarierne, der inkluderer skovrejsning. Værdisætningen er baseret på råtræpriser og omkostninger fra 2003 og brug af en diskonteringsrate på 3 % p.a. Priser og omkostninger er fremskrevet til d.d., og er dermed behæftet med nogen usikkerhed, da omkostninger og priser ændrer sig løbende. Denne usikkerhed understreges af at omdriftslængden for de fleste nåletræarter er 60-80 år, og 110-160 år for løvtræarterne. Priserne på råtræ varierer betydeligt i løbet af en omdrift. Derfor er de relative forskelle i mellem scenarierne mere relevante end de absolute værdier. Resultaterne er også følsomme over for brug af diskonteringsrate. Ved brug af lavere diskonteringsrate forventes jordrenten at stige og omvendt ved brug af højere diskonteringsrate end den anvendte på 3 % p.a.

Regulering af vandkvalitet, gennem reduceret kvælstofudledning til fjorden, er bestemt af produktionen af afgrøder på markblokken, retentionen i oplandet og udvaskningen af kvælstof fra rodzonen, og der er i forskellig grad og på forskellig vis usikkerhed forbundet med alle disse tre forudsætninger. *Afgrødeproduktionen* er som nævnt beskrevet for markblokke, og er af betydning for vandkvalitet da afgrødefordelingen har betydning for gødningstildelingen og den modellerede udvaskning fra rodzonen. Gødningsbehov og -tildeling varierer meget mellem afgrøder, og derfor har den nuværende afgrødesammensætning en betydning for prioriteringen af hvilke arealer der udtages. Konkret betyder dette, at udtag af arealer med fx majs eller vårbyg er mere effektivt i forhold til at forbedre vandkvalitet, end udtagning af andre afgrøder. Dette medfører at resultaterne har en stor afhængighed af den specifikke afgrødefordeling i referenceåret. Det forhold, at udvaskningen fra afgrøderne er modelleret med udgangspunkt i en sammensat afgrødefordeling per markblok gør, at vi antager, at afgrødesammensætningen inden for en markblok er relativt konstant over tid, og derfor at afgrødefordelingen inden for en markblok tilnærmelsesvis repræsenterer et sædskifte. Denne måde at modellere effekterne på gør resultaterne mere robuste i forhold til modellering af enkelt-afgrøder på mark-niveau, og reducerer således usikkerheden.

Reduktionen af kvælstofbelastningen består af reduktionen i udvaskningen fra rodzonen samt retentionen (primært fjernelse via denitrifikation) af kvælstof i oplandet, fra rodzonen til kvælstoffet når fjorden. *Udvaskningen fra rodzonen* er beregnet med NLES. Larsen & Kristensen (2007) har undersøgt usikkerheden ved en kryds-validering af NLES3 (Nitrate Leaching ESTimator), hvori modellens parametre re-estimeres ved at anvende en delmængde af observationsdataene. Denne validering viste, at parameterestimererne i NLES3 var forholdsvis stabile. Der er ikke foretaget en tilsvarende usikkerhedsanalyse af NLES4.

Retention er en samlede betegnelse for den andel af det udvaskede kvælstof, der ikke når fjorden, fordi det tilbageholdes og omsættes i jord, grund- og overfladevand. De retentionsestimater, der er indarbejdet i modellen, er udarbejdet i forbindelse med den nationale kvælstofmodel (Højberg et al. 2015). Højberg et al. (2015) beregner retention for 483 deloplande til Limfjorden (ID15), og disse retentionsdata er i modellen anvendt til at karakterisere retentionen for markblokkene inden for hvert delopland. Det er en usikkerhed

ved at retentionen er modelleret for ID15-oplande, og ikke specifikt for de enkelte markblokke i Limfjordsoplandet, men det er ikke muligt at kvantificere usikkerheden. Det er ikke muligt at lave denne modellering mere specifikt for markblokke da der ikke findes retentionsdata på mere disaggregeret niveau end ID15. De tilgængelige retentionsdata for ID15-oplandene er derfor det bedste grundlag til at karakterisere forskelle i retention. Det antages dermed i analyserne at retentionen er konstant inden for hvert ID15-opland. Reelt vil der dog være en variation inden for ID15-oplandene. For eksempel må det forventes at retentionen vil variere med dræningsforhold, og at dyrkede jorde har en lavere retention end udyrkede (J.E. Olesen, personlig kommunikation). Dermed forventes det, at de udførte modelanalyser, hvor der udtages landbrugsjord, underestimerer effekten af scenarierne på vandkvaliteten fordi der antages en for høj retention. Endvidere forventes sandjorde, at have lavere retention end lerjorde alt andet lige og lerjorde vil i højere grad være dræned (J.E. Olesen, personlig kommunikation). Disse to effekter kan også påvirke effekten af de scenarier, hvor der systematisk udtages sand eller lerjorde. Det er vigtigt at være opmærksom på disse faktorer i fortolkningen af resultaterne, men det er ikke muligt at give et mere nøjagtigt estimat på betydningen for resultaterne ud fra eksisterende data.

Med en bedre retentionskortlægning ville forskelle mellem markblokke kunne kvantificeres mere nøjagtigt og dermed give et mere nøjagtigt estimat for effekt af lokalisering af udtagning. Usikkerheden på den samlede kvælstoftilførsel til fjorden kan vurderes på baggrund af den evaluering Højbjerg et al. (2015) har udført for NLES3/NLES4-beregningerne (begge versioner er brugt) og retentionsforudsætningerne. På baggrund heraf vurderes det at usikkerheden på estimatet for den marine kvælstofbelastning i scenarierne i gennemsnit ligger omkring 21 %.

Det er dog ikke kun retentionen, der påvirker værdien af vandkvalitets regulerings tjenesten (Konrad et al. 2014). Det gør også variationen i afgrødefordelingen og jordtyper, der veksler inden for ID15-oplandene, samt forskelle i indsatsbehovet for at opnå vandkvalitetsmålsætningerne.

Værdisætningen af vandkvalitetsforbedringer er udført med skyggeprismetoden. Denne metode baserer sig på at opgøre alternativomkostningen ved at opnå indsatsbehovet med den omkostningseffektive sammensætning og lokalisering af virkemidler. Denne metode til fastsættelse af værdien er derfor omkostningsbaseret og opgør ikke konsumentoverskuddet, som ellers er det gængse velfærdsøkonomiske mål for værdien for samfundet. Anvendelsen af skyggepriser indebærer derfor en undervurdering af værdien af vandkvalitetsændringer for samfundet, og skyggeprisen er kun et mål for den samfundsmæssige værdi *hvis* det kan antages at vandkvalitetsmålsætningerne reflekterer den samfundsmæssigt optimale reduktion. Skyggeprisen er valgt, da der endnu ikke foreligger værdisætningsresultater, der i tilstrækkelig grad kan kobles til marginale ændringer i indsatsen for at opnå god vandkvalitet. De beregnede skyggepriser anses for at være et godt grundlag, der reflekterer forskelle i værdi mellem oplande og farvande som konsekvens af de forskelle der er i indsatsbehov for at opnå god vandkvalitet. De beregnede skyggepriser reflekterer også forskelle mellem oplande (i produktionsværdi, udvaskningseffekt og retention), og de må siges at være baseret på den bedst tilgængelige viden om heterogeniteten i værdien af vandkvalitetsforbedringer.

Regulering af klima er bestemt ud fra potentialet for at binde og ophobe kulstof i jord og biomasse og undgå yderligere omsætning af eksisterende kulstoflagre i specielt organiske jorde. Datagrundlaget er derfor bestemt af kortlægningen af de organiske jorde, hvor der anvendes den nyeste viden på området (Lavbundskortet TØRV2010, Gyldenkerne og Greve, 2015) og opdelingen af bioregioner til estimering af potentialet for ophobning i træbiomassen). Effekten af tiltag afhænger både af potentialet for opbygning i jord og biomasse og på reduktion af lattergas emissioner ved ophør af landbrugsdrift. Da lattergasemissionerne estimeres fra kvælstoftilførsel er lattergas emissionerne bestemt af afgrødesammensætningen. Effektberegningerne baseres på internationalt accepterede principper, som er gennemsnitsbetragtninger og den geografiske variation i estimererne er dermed udelukkende bestemt af jordbundskortlægningen, bioregionerne og afgrødefordelingen. Det vurderes, at disse faktorer er de væsentligste for den geografiske variation i klimareguleringspotentialet. Klimascenariet bliver dermed et resultat af den geografiske variation i disse tre faktorer. Lokalisering af de organiske jorde og bioregionerne vil være relativt konstante over tid, hvorimod afgrødesammensætningen vil variere med fx strukturudviklingen i landbruget og teknologiudviklingen. Anvendelse af gennemsnitlige afgrødesammensætninger over en længere periode ville derfor give et mere robust estimat for den geografiske variation i potentialet for klimaregulering. Kulstofindholdet i jord og potentialet for binding af kulstof i biomassen er dog de væsentligste komponenter i klimareguleringspotentialet og den valgte metode giver derfor et godt billede af den geografiske variation af tjenesten klimaregulering. Værdisætningen af reguleringen af klima er udført med anvendelse af kvoteprisen samt en tilnærmet værdi for de alternative omkostninger ved reduktion af klimagasemissioner i den ikke kvotebelagte sektor. Disse estimerer reflekterer ikke den velfærdsøkonomiske værdi af klimaregulering, men det giver ikke mening at foretage samfundsøkonomisk estimering af denne værdi i et lokalt case studie, da klimaregulering er et globalt offentligt gode. Forskellen mellem den fremskrevne kvotepris, og den tilnærmede marginalomkostning, er meget stor således at der fås et meget stort, og dermed usikkert, spænd i værdien af klimaregulering. Det er et væsentligt potentiale i at forbedre grundlaget for værdisætningen af klimareguleringen i en dansk politik sammenhæng typisk gennem en forbedret estimering af skyggepriser uden for den kvotebelagte sektor eller alternativt anvendelse af Social Cost of Carbon-estimer, som er et velfærdsøkonomisk estimat af de marginale omkostninger ved at udlede klimagasser omregnet til CO₂-ækvivalenter.

Usikkerheden på effekten af de forskellige scenarier på rekreationstjenesten er væsentligst prædiktionen af antallet af besøgende i nye naturområder, som er baseret på en spørgeskema undersøgelse af den danske befolknings brug af eksisterende naturområder. Det vil være usikkert om nye områder vil kunne substituere eksisterende områder og hvor lang tid, det vil tage før nye områder vil have rekreativsværdi. I forbindelse med etablering af Vestskovene har det vist sig, at området ganske hurtigt blev et attraktivt rekreativsområde, men der kan være usikkerhed om dette er et generelt resultat (Zandersen et al. 2007). Desuden er der usikkerhed om nye naturområder vil forøge antallet af besøg, eller om de blot vil ændre fordelingen af besøg til områderne i et opland. I scenariet for rekreation er der ikke foretaget en optimeret udpegning. Det er således sandsynligt, at andre arealer udtaget til rekreativformål kan forbedre muligheden for rekreation for flere mennesker end det er tilfældet for de tre scenarier, der er analyseret i rapporten. Det vil være usandsynligt, at den meget præcise geografiske lokalisering (specifikke mark-

blokke) har en væsentlig betydning for effekten på rekreationstjenesten. Scenariet skal derfor ses som en illustration af udtag af landbrugsjord, på de steder hvor det forventes at have en stor effekt på rekreationstjenesten (det vil sige tæt på tætbefolkede områder, hvor der er få andre rekreative muligheder). Værdisætningen af øget rekreation er baseret på rejseomkostningsmetoden og modellering af den forventede effekt på rekreationsadfærd som følge af ændret areal anvendelse. Det vurderes at være den bedste metode til geografisk kortlægning af netop denne tjeneste. Begrænsningerne ved metoden er, at rekreation i forbindelse med ophold i sommerhuse eller andre ferieboliger ikke medregnes, ligesom rekreation på meget små arealer ikke indgår i data og model.

Påvirkningerne af jagt som økosystemtjeneste på et givet areal afhænger i dette studie væsentligst af arealfordelingen mellem skov, åben natur og landbrug i området omkring det areal man kigger på, og i mindre grad den rumlige variation i vildtudbytterne. Jagttjenesten vil derfor ikke variere væsentlig mellem områder, der ligger tæt geografisk set. Den geografiske præcision af data vil derfor ikke ændre jagttjenesten i væsentlig grad. Usikkerheden ved opgørelse af værdien af denne tjeneste skal væsentligst findes i, at data stammer fra en spørgeskemaundersøgelse omkring jagtleje med et udsnit af danske jægere. Det er ikke muligt at verificere præcisionen af de indsamlede data, men datasættet dækker en betydelig andel af arealet i oplandet.

Artsscoren afspejler, som beskrevet i rapporten, forekomsten af rødlistearter vægtet med arternes rødlistekategori, sikkerhed i stedfæstelsen af levestedet og det samlede danske udbredelsesareal for arterne. Vi ønskede at vægte områder med højt biodiversitetspotentiale inden for og tæt på de nationalt prioriterede 10x10 km kvadrater i det nationale 50%-scenarie. Dette nationale netværk er ligeledes baseret på rødlistedata. Vi valgte derfor at anvende artsscoren som indikator for områdernes biodiversitetspotentiale. Alternativt kunne man have valgt at anvende den såkaldte bioscore, som består af artsscoren samt data for en række arts- eller landskabsbaserede tilstandsindikatorer (såkaldte proxydata). I Ejrnæs et al. (2015, p. 68) fandt man at nogle områder med høj bioscore ikke var i det nationale netværk. Men man konkluderede at udpegningerne i det nationale 50%-scenarie rummer en meget stor del af de arealer, som opnår en høj bioscore.

I biodiversitet-hotspot-scenariet er der usikkerhed forbundet med de underliggende artsdata. Selvom usikkerheden på arternes udbredelse er mindsket i forbindelse med opdatering og kvalitetssikring af data, må det forventes, at der kan forekomme en uens intensitet i dataindsamlingen på tværs af oplandet. Desuden er det usikkert, i hvor høj grad artsscoren alene vil give et godt billede af, hvor vigtigt et areal er for bevarelse af biodiversiteten. Data grundlaget i Ejrnæs et al. (2015) udgør aktuelt de bedste data, der eksisterer til at foretage kortlægning af biodiversitet i forbindelse med MAES-initiativet. Det gælder i særdeleshed de anvendte data fra nationale atlasundersøgelser. Mange af levestedsområdevurderingerne er dog underlagt en skønsmæssig usikkerhed. Trods dette forventes det, at den geografiske fordeling af de udtagne områder i biodiversitetsscenerierne giver et retvisende billede af den rumlige fordeling af de arealer, der er vigtige for bevarelse af biodiversitet. Der eksisterer økonomiske værdisætningsestimater for bevarelse af biodiversitet, men det er ikke muligt at knytte disse til specifikke arealændringsscenerier. I stedet har vi på baggrund af det nationale biodiversitetskort evalueret, hvor stor en andel af de rødlistede arters udbredelsesområder (i oplandet),

der overlapper med udtag af omdriftsarealer til ny natur. Vi tager ikke stilling til virkningen på arternes overlevelseschance (fx persistens).

Hotspot -prioriteringen af arealer i omdrift foretages, som beskrevet tidligere, uden hensyntagen til eksisterende beskyttelse. Fremtidige analyser kunne forsøge at indarbejde dette forhold. Nærværende analyse er baseret på udtag af arealer i omdrift. Selvom § 3-arealer er beskyttet jf. Naturbeskyttelsesloven, er der en risiko for at de er relativt dårligt beskyttede, eller kræver naturpleje for at opretholde deres naturkvalitet. Derfor kunne fremtidige analyser også indarbejde eksisterende § 3-arealer i en hotspot-udpegning m.h.p. at prioritere den fremtidige naturplejeindsats. Det er dog en særskilt problemstilling som ikke vurderes at have betydning for de økosystemtjenester denne rapport evaluerer på.

Indikatoren for habitatsammenhæng er bestemt ud fra arealanvendelses-data, som er et meget præcist datagrundlag samt på artsscorekortet. Vi har valgt ikke at anvende bioscorekortet fordi kortet medtager proxyindikatorer, som er baseret på strukturelle kriterier såsom ekstern drift og kortlagt natur, som allerede indgår i de anvendte arealdata. Desuden er de strukturelle proxyindikatorer, som er medtaget i bioscorekortet baseret på antagelser for effekter på artsindhold. Vi har i denne sammenhæng vurderet at artsscorekortet er et mere pålideligt, omend ikke fuldt dækkende datagrundlag. Relevansen af indikatoren for habitatsammenhæng for artsindhold er dog tvivlsom, idet de truede arters habitater typisk kræver langt større præcision i definitionen end de meget generelle arealanvendelsesdata, der er til rådighed. Dette betyder, at det reelt er usikkert hvilke arter som oplever at deres habitat er blevet mere sammenhængende som følge af udtagningerne i scenariet – både på kort og lang sigt. Der er desuden stor usikkerhed forbundet med, hvor stor effekt habitatsammenhæng har på den enkelte arts spredningsmuligheder, og dermed på biodiversiteten. I litteraturen findes forskellige teorier om betydningen af habitat sammenhæng, se fx Didham (2010). I dette projekt er det ikke muligt at bidrage til denne debat, da indekset blot anvendes for at illustrere hvordan areal-udtaget med det formål at forøge habitatsammenhængen kan se ud, og hvordan samspillet er mellem dette scenarie og andre scenarier. Da effekten af habitatsammenhæng for biodiversitet ikke beskrives nærmere i denne sammenhæng er det heller ikke muligt at værdisætte effekten økonomisk.

Habitatstruktur er, som indekset, udelukkende bestemt ud fra arealanvendelsen og er dermed ikke behæftet med betydelig usikkerhed. Som tilfældet er for habitatsammenhæng vil det dog være usikkert hvor væsentlig habitatstruktur er for naturkvaliteten. Analyserne af de nationale data for forekomst af rødlistearter i forbindelse med biodiversitetskortet har dog vist at naturnæthed på landskabsskala er blandt de mest signifikante positive faktorer for forekomsten af rødlistede arter – særligt for kortlivede og mobile dyrearter (se tabel 4 i Bladt et al. 2016). I dette projekt er det ikke muligt at bidrage med ny viden på dette område. Som for habitatsammenhæng er det ikke muligt på nærværende grundlag at værdisætte effekten økonomisk.

10 Diskussion og konklusion

Denne rapport har præsenteret et analyseredskab, der er udviklet med henblik på at anskueliggøre samspillet mellem ændringerne i en række økosystemtjenester når landbrugs- eller skovarealer i omdrift tages ud af drift. Dette samspil kan være betydende for om det er muligt at opnå synergieffekter på disse arealer. Hvis det er muligt at identificere områder, der kan give stor effekt på tværs af vigtige økosystemtjenester, vil det være muligt at udvikle et redskab til at understøtte en flersidig arealplanlægning. Rapporten har anvendt Limfjordens opland som et eksempel. For Limfjordens opland er der udvalgt et sæt centrale økosystemtjenester og genereret et sæt af stiliserede scenarier til at belyse samspillet mellem de valgte økosystemtjenesterne.

Rapporten analyserer seks scenarier for arealudtag, hvor målsætningen er at forøge udbuddet mest muligt for hver økosystemtjeneste, herunder biodiversitets- eller habitatsindikatorer, inden for den arealgrænse, der er gældende (1 %, 3 % eller 5 % af produktionsarealerne i oplandet). De seks scenarier er: 1) et vandscenarie, som prioriterer placeringen af arealudtag af landbrugsjord til åben natur alene med henblik på at forøge tilbageholdelsen af kvælstof til Limfjorden; 2) et klimascenarie, der prioriterer placeringen af arealudtag af landbrugsjord til skovrejsning alene for at optimerer kulstofbinding; 3) et rekreationsscenario, som prioriterer placeringen af arealudtag af landbrugsarealer til nye rekreative arealer (åben natur og skovrejsning ligeligt) alene med henblik på at forøge antallet af besøgende i de udtagne arealer; 4) et biodiversitetsscenario, som prioriterer placeringen af arealudtaget fra produktionsskov til urørt skov og landbrug til åben natur alene med henblik på at beskytte arealer med høj artsscore, 5) et habitatsammenhængsscenario, der prioriterer placeringen af arealudtag af landbrugsarealer til åben natur alene med henblik på at knytte eksisterende naturarealer og skove med høj artsscore bedre sammen. Scenarie 6) er et scenarie hvor placeringen af arealudtag af landbrugsarealer til åben natur prioriteres alene med henblik på at forbedre den eksisterende habitatstruktur i form af fx arrondering. Til slut udvikles et ekstra scenarie (scenarie 7), der er et kombineret scenarie, der sigter mod flere tjenester. Scenarie 7 prioriterer regulering af vandkvalitet og klimaregulering under hensyntagen til evt. tab i økosystemtjenesterne fødevarer produktion og træproduktion. Betydningen af vægtningen mellem tjenesterne illustreres ved at analysere betydningen af forskellige antagelser omkring den relative økonomiske værdi af klimatjenesten i forhold til de øvrige tjenester.

Hvis scenarierne analyseres samlet kan resultaterne bruges til at kvantificere *samspillet* mellem de forskellige økosystemtjenester under de forskellige scenarier. Dette kan bruges til at kortlægge *synergier* og *trade-offs* i arealtiltag.

For vandscenariet viser analysen, at den valgte metode til prioritering medfører, at lokaliseringen af tiltag i stort omfang bestemmes af vandkvaliteten i de vandområder, der drænes til. En af fjordene i oplandet, Hjarbæk Fjord, har et relativt højt indsatskrav, og oplandet til denne fjord prioriteres højt i løsningerne. Desuden er det meget tydeligt, at lav-retentions-områderne prioriteres i løsningen. På mere lokalt niveau bestemmes forskellene i udpegningen af jordtyper og afgrødesammensætning. Analysen viser desuden, at når man prioriterer alene efter tilbageholdelse af kvælstof, og kun anvender udtag af landbrugsjord til åben natur, så får man beskedne positive samspil med de øvrige økosystemtjenester. De relativt største positive samspil ses i forhold til

jagtkvaliteter, rekreation og habitatsammenhænge. Effekterne i forhold til de resterende økosystemtjenester er meget beskedne. I særdeleshed er der en beskedne dækning af arealer med betydende artsscore, fordi udtagningen overvejende sker på intensivt drevne landbrugsarealer.

Analysen af klimascenariet viser, at arealer til skovrejsning primært udpeges på baggrund af potentialet for kulstofbinding i træer og jord. Lokalisering af skovrejsning på meget kulstofholdige jorder er meget effektivt i forhold til klimaregulering. De mest kulstofholdige jorde bliver dermed prioriteret før andre jorde uanset deres produktivitet. I dette scenarie opnår man en betydende træproduktion og et meget stærkt positivt samspil med den jagtlige kvalitet. Det er også et betydeligt positivt samspil med forbedret vandkvalitet. I modsætning hertil ses kun et meget beskedent positivt samspil med arealer med høj artsscore og dermed biodiversitetsbeskyttelsen, igen på grund af udtag af intensive landbrugsjorder.

For rekreationsscenariet viser analysen, at der er en relativ lille effekt på antallet af besøg til oplandets naturområder. Det skyldes til dels, at en stor del af effekten af nye naturområder er, at besøgene flyttes fra eksisterende områder til de nye områder. Dermed er nettoeffekten på antal besøgende lille, selvom det forventes at de nye områder vil tiltrække mange besøgende. Den økonomiske modellering viser, at mange får kortere til skov- og naturområder. Dette betyder at de nye områder repræsenterer potentielt betydelige rekreative værdier. Scenariet viser, at en prioritering af udtag af landbrugsarealer til rekreation mest har positivt samspil med træproduktion og jagtindikatoren, mens der er et beskedent positivt samspil med vandkvalitet og indikatoren for habitatsammenhæng. Der er igen en ganske beskedne effekt på biodiversitetsscoren.

Analysen af biodiversitet-hotspot-scenariet viser, at det primært er produktionsskov, der udtages, og at en stor del af produktionsarealerne med høj biodiversitetsværdi kan beskyttes ved udtag af et relativt lille areal. Scenarier, der udtager et større areal, vil således have beskedne yderligere biodiversitetsværdier. Dette er imidlertid ikke overaskende, da arealer med høj biodiversitetsværdi er ganske sjældne i de intensivt drevne produktionsarealer, der udgør den helt dominerende del af landskabet i Limfjordens opland. Da dette scenarie primært udtager produktionsskov, er den primære effekt et tab af træproduktion. Der er ganske beskedne effekter på samtlige andre tjenester. Det skal dog påpeges, at der ikke er taget stilling til effekten af ændringen af arealanvendelse i forhold til fx den rekreative eller jagtlige værdi, ligesom der kan være visse langsigtede effekter på kulstoflagringen, som ikke er inddraget i analysen. Disse værdier vurderes dog at være beskedne. Det skal igen understreges, at vi i denne rapport her ikke modellerer de konkrete dynamiske udviklinger i biodiversitet som de kan forventes at udfolde sig efter tiltagene er implementeret.

I habitatsammenhængsscenariet er fokus på at skabe forbindelser mellem alle naturområder i oplandet. Scenariet er meget forskelligt fra habitatstrukturscenariet, hvilket illustrerer at disse scenarier har et meget forskelligt geografisk udtryk. Analyserne viser dog, at begge habitatscenarier til trods for begrænset geografisk overlap af de udtagne arealer, har påfaldende ens effekt på de analyserede tjenester. De andre scenarier har en effekt på habitatsammenhængen, bortset fra biodiversitetsscenariet, der kun har en begrænset effekt. Det skyldes, at en stor del af udpegningerne i biodiversitetsscenariet er udpegninger

på eksisterende skov, og derfor ikke har indflydelse på sammenhængen mellem habitater, som her skabes ved arealudtag på landbrugsjord i omdrift. De scenarier, som medfører udtagning af flere og større aggregerede arealer, og som samtidig er knyttet til naturlige forhold, såsom jordbund og topografi (vand, klima, og biodiversitet) ses at have en større effekt på habitatstrukturen end de scenarier som ikke er specifikt knyttet til naturlige forhold (rekreation) eller som fremstår som mange små ny naturarealer (habitatsammenhæng).

Analysen af samspillet mellem tjenesterne viser således overordnet, at der som udgangspunkt er overraskende beskedne positive samspil mellem økosystemtjenesterne, *når arealudtag fokuseres entydigt på én økosystemtjeneste*. Der er dermed en begrænset mængde sidegevinster. Dette tyder på, at det er nødvendigt, at planlægge ændringer i arealanvendelsen specifikt i forhold til de økosystemtjenester, der ønskes prioriteret. Hvis man udpeger betydeligt større arealer, til ét eller nogle få formål, så følger det også, at man vil opnå (stadig hurtigere) voksende positive sideeffekter på nogle af de andre økosystemtjenester. Analysen af scenariet, der vægter flere tjenester (fødevarer og træproduktion, vandkvalitet og klimaregulering), illustrerer at det er muligt at opnå større samspil ved at fokusere på flere tjenester. Analysen af betydningen af vægtningen mellem tjenesterne (bestemt ud fra relative værdier på tjenesterne), illustrerer dog også at samspillet mellem tjenesterne er meget afhængigt af vægtningen mellem tjenesterne.

Set fra et andet perspektiv viser resultaterne af de gennemførte analyser, at det – særligt i forbindelse med begrænsede arealudtag - er meget effektivt at målrette indsatsen for at opnå de højeste niveauer af de enkelte økosystemtjenester, der er i fokus. Scenarier, der optimerer en given økosystemtjeneste har således væsentlig højere effekt på denne økosystemtjeneste end de øvrige scenarier har. Det gælder specielt økosystemtjenester, der *kun* kan leveres på et højt niveau på ganske få og specifikke typer arealer. I nærværende analyser gør dette sig særligt gældende for udtag af arealer til biodiversitetsbeskyttelse og udtag af arealer til klimaformål. Ønsker man at opnå betydende fremskridt på disse økosystemtjenester med arealudtag, er man nød til at fokusere arealudtagene, der hvor potentialet for disse økosystemtjenester (kulstofbinding eller biodiversitetsbeskyttelse) er størst og affinde sig med beskedne positive sideeffekter på de fleste andre økosystemtjenester.

Ovenstående observationer betyder dog også, at *hvis* man ønsker, at arealændringer skal tilgodese flere tjenester, så er det nødvendigt at inkludere dem alle i prioriteringen samt tage stilling til deres indbyrdes vægte. Man kan således ikke forvente, at en lang række tjenester leveres som sideeffekter på et højt niveau, hvis der udelukkende målrettes efter en enkelt eller to tjenester. Analysen af scenariet, der vægter flere tjenester, viser således at det er muligt at opnå mere synergi mellem de vægtede tjenester. Mere specifikt viser analysen også, at hvis klimareguleringen tillægges en relativt tung vægt, så skabes der et positivt samspil med rekreation og jagtværdier, idet målretning i forhold til klimaregulering betyder, at der udtages relativt sammenhængende arealer og foretages betydelig skovrejsning.

Den valgte metode integrerer rumlige relationer, men den er statisk i tidsmæssig forstand. Dette betyder, at der ikke tages hensyn til, at produktionen af økosystemtjenester ofte vil udvikle sig over tid som følge af de tiltag, der modelleres. Fx tages der ikke højde for at etablering af nye rekreative arealer ikke vil være attraktive områder i de første år efter etablering, ligesom kulstoflagrene i de nye skove først skal opbygges, og endelig vil effekterne af udtag af

skov til biodiversitet også udvikle sig betydeligt med tiden og vil ikke være umiddelbart synlige når og kort efter tiltaget med udtag gennemføres. Potentialet for de forskellige økosystemtjenester, der analyseres i rapporten, må derfor forventes at kunne opnås inden for meget forskellige tidsrammer. På sigt vil det derfor være relevant at udvikle dynamiske modeller, der kan modellere hvordan de forskellige økosystemtjenester udvikles over tid som følge af både indgreb og den rumlige kontekst.

I den sammenhæng er det også relevant at forholde sig til de usikkerheder og den naturlige variation, der vil være i sammenhængen mellem et konkret tiltag og den effekt, der faktisk opnås på økosystemtjenesterne. I rapporten gennemgår vi en kort en række kilder til usikkerhed, der knytter sig til måleusikkerheder og manglende viden om konkrete funktionelle relationer. Disse vil i sig selv gøre, at den prædikterede effekt af fx arealudtag til reduktion af kvælstofbelastning eller kulstoflagring afviger fra det der vil opnås i praksis. Dertil kommer en naturlig variation i sammenhængen mellem tiltag og effekter, fordi denne altid vil påvirkes af andre sammenfaldende udviklinger og aspekter ved den konkrete kontekst. Disse usikkerheder betyder også, at de bedste steder at foretage arealudtag med henblik på bestemt økosystemtjenester i nogle tilfælde kan ændre sig, hvis ny viden kommer frem.

Mere overordnet har projektet vist, at det er muligt at kombinere eksisterende rumlige datalag og modeller og derved gennemføre samlede analyser af effekterne af arealudtag på tværs af mange økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer. Desuden har projektet vist, at det er muligt at kombinere den biofysiske modellering af økosystemtjenesterne med rumligt specifikke data og værdisætning. Inkludering af både økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer giver et redskab til at analysere arealforvaltning i en fælles ramme. Modelredskabet giver dermed mulighed for at analysere konsekvenserne af arealforvaltning i situationer, hvor forskellige produktions-, miljø- og biodiversitetshensyn skal analyseres ud fra konsistente data- og modelforudsætninger.

Referencer

Andersen, H.E., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.N., Vinther, F., Sørensen, P., Hansen, P., Møller, E., Thomsen, I.K., Jørgensen, U. & Jacobsen, B. 2012: Virkemidler til N-reduktion – potentialer og effekter, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Adhikari, K., Bou Kheir, R., Greve, M.B., Bøcher, P.K., Malone, B.P., Minasny, B., McBratney, A.B. & Greve, M.H. 2013: High-Resolution 3-D Mapping of Soil Texture in Denmark. Soil Science Society of America. Journal, Vol. 77, Nr. 3, 2013, s. 860-876.

Bjørner, T.B. & Termansen, M. 2015: Brugsværdien af natur- områder i Danmark. Accepteret til publicering i Nationaløkonomisk Tidsskrift.

Bjørner, T.B., Jensen, C.U. & Termansen, M. 2014: The rekreative værdi af naturområder i Danmark, Arbejdspapir DØRS i relation til Kapitel IV: Rekreative værdier i den miljøøkonomiske rapport, 2014.

Bladt, J., Strange, N., Abildtrup, J., Svenning, J.-C. & Skov, F. 2009: Conservation efficiency of geopolitical coordination in the EU. Journal for Nature Conservation 17:72–86.

Bladt, J., Brunbjerg, A.K., Moeslund, J.E., Petersen, A.H. & Ejrnæs, R. 2016: Opdatering af lokal bioscore for biodiversitetskortet for Danmark 2015. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 74. Tilgængelig via <http://dce2.au.dk/pub/TR74.pdf>

Didham, R.K. 2010: Ecological Consequences of Habitat Fragmentation. eLS.

Ejrnæs, R., Petersen, A.H., Bladt, J., Bruun, H.H., Moeslund, J.E., Wiberg-Larsen, P. & Rahbek, C. 2014: Biodiversitetskort for Danmark: Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 2014. 96 s. (Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi; Nr. 112).

Fredman, P., Svensson, B., Lindberg, K. & Holmstedt, A. 2010: Ekonomiska värden i svenskt friluftsliv – en enkätundersökning [The economic value of Swedish outdoor recreation – a questionnaire survey]. Forskningsprogrammet Friluftsliv i förändring[[nl]]The Research Programme Outdoor Recreation under Change. (in Swedish), Report no. 14, Sweden, 2010, 54 pp.

Geodatastyrelsen, 2014: Danmarks topografiske kortdatabase (FOT), 2015.

Gyldenkerne, S. & Greve, M.H. 2015: For bestemmelse af drivhusgasudledning ved udtagning/ekstensivering af landbrugsjorder på kulstofrige lavbundsjorder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 47 s. - Teknisk rapport fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 56. <http://dce2.au.dk/pub/TR56.pdf>

Hasler, B., Andersen, H.E. & Konrad, M. 2015: Modellerings af omkostnings-effektive reduktioner af kvælstoftilførslerne til Limfjorden: Dokumentation af model og resultater. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Højberg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D., Trolborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H. & Ernsten, V. 2015: National kvælstofmodel Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Kortleverancer. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland Klima-, Energi- og Bygningsministeriet; Aarhus Universitet DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.

IPCC, 2006: IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

Jacobsen, L.B., Jensen, F.S., Bakhtiari, F. & Thorsen, B.J. 2014: Friluftslivets nationaløkonomiske fodaftryk. Frederiksberg: Institut for Fødevarer- og Resourcekonomi, Københavns Universitet. (IFRO Rapport; Nr. 229).

Konrad, M., Gyldenkerne, S., Andersen, H.E., Termansen, M. 2017: Synergies and trade-offs in water quality and climate change mitigation policies, Land Economics, under udgivelse..

Levin, G., Jepsen, M.R. & Blemmer, M.K. 2012: Basemap: Technical documentation of a model for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, (Technical Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy, No. 11), 47 pp. <http://www2.dmu.dk/pub/tr11.pdf>

Lundhede, T. H., Jacobsen, J. B., Thorsen, B. J. 2015: A hedonic analysis of the complex hunting experience. Journal of Forest Economics. 21, 2015, pp. 51-66.

Miljø- og Fødevareministeriet, 2011: Markblokkort 2011.

Naturstyrelsen, 2014: Udkast til Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn. Tilgængelig via: <http://naturstyrelsen.dk/media/131390/vandomraadeplan-jylland-og-fyn.pdf>

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Mikkelsen, M.H., Albrechtsen, R., Thomsen, M., Hjelgaard, K., Hoffmann, L., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Møller, I.S., Caspersen, O.H., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L. and Hansen, M.G. 2014b. Aarhus University, DCE–Danish Centre for Environment and Energy, 1214 pages. Scientific Report from DCE–Danish Centre for Environment and Energy No. 101.

Nord-Larsen, T., Meilby, H., Lomholt, A. & Skovsgaard, J.P., 2009: Opstilling af lokalt tilpassede produktionsoversigter med VIDAR. Skoven, Vol. 41, Nr. 6-7, 2009, s. 293-295.

Petersen, A.H., Strange, N., Anthon, S., Bjørner, T.B. & Rahbek, C. 2012: Conservation of the biodiversity in Denmark. An analysis of effort and costs.

Working Paper 2012:2. Danish Economic Councils, Copenhagen, Denmark.
Available from <http://www.dors.dk/sw1656.asp>

Schou, E. and K. Suadicani, 2015: Carbon Sequestration in Harvested Wood Products (HWP). Udkast til rapport. Institut for Geovidenskab og Naturressourcer, Københavns Universitet, 30 pp.

Schumacher, J., Nord-Larsen, T. 2014: Wall-to-wall tree type classification using airborne lidar data and CIR images. International Journal of Remote Sensing. Vol. 35, No. 9, 2014, p. 3057-3073.

Termansen, M., Levin, G., Hasler, B., Jacobsen, J., Lundhede, T. & Thorsen, B.J. 2015: Status for kortlægning af økosystemer, økosystemtjenester og deres værdier i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 102 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 147. <http://dce2.au.dk/pub/SR147.pdf>

SEGES, 2015: (Videnscenter for landbrug). Budgetkalkuler. Tilgængelig via: <https://Farmtalonline.dlbr.dk>

UKNEA, 2011: The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, Cambridge.

UK National Ecosystem Assessment Follow-on, 2014: The UK National Ecosystem Assessment Follow-on: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, LWEC, UK.

Zandersen, M.; Termansen, M.; Jensen, F. S. 2007: Evaluating approaches to predict recreation values of new forest sites. Journal of Forest Economics, Vol. 13 (2-3):103-128

Bilag 1: En kort beskrivelse af indikatorerne og hvordan de beregnes

Dette bilag giver en forkortet fremstilling af hvordan den enkelte indikator måles og opgøres. En lidt mere detaljeret fremstilling kan ses i kapitlet "Kvantificering af økosystemtjenesterne".

Ændring i fødevareproduktion:

Denne indikator angiver ændringen i værdien af fødevareproduktion. Denne opgøres som forskellen mellem fødevareproduktionens nuværende værdi (aggregerede dækningsbidrag for oplandet) og værdien efter det enkelte scenarios udtag af landbrugsjord. Som mål for ændringen beregnes den procentvise nedgang i fødevareproduktion i forhold til den nuværende produktion.

Ændring i træproduktion:

Denne indikator angiver ændringen i den fysiske træproduktion. Denne opgøres ved udtag af produktionsskov til urørt skov som den tabte træproduktion i m³/år. Ved skovrejsning opgøres den vunde træproduktion på tilsvarende vis.

Ændring i kvælstofudledningen til Limfjorden:

Denne indikator angiver arealudtagets indvirkning på den ændrede årlige kvælstofudledning til Limfjorden (ton).

Ændring i kulstof-binding:

Denne indikator angiver ændringen i kulstofbinding i biomassen fra skov (inkl. træprodukter) samt i landbrugsjorden. Derudover indregnes ændringer i netto-emissionen af drivhusgasser (CO₂, N₂O og CH₄, målt i CO₂-ækvivalenter) fra landbrugsjorden, når der udtages landbrugsjord.

Ændring i antal rekreations besøg:

Denne indikator angiver den samlede ændring i antal besøg til skov- og naturområder i oplandet i forhold til de nuværende antal besøg.

Ændring i jagtindikator:

Denne indikator angiver ændringen i oplandets jagtudlejningsværdi.

Dækningsgrad:

Der beregnes for hver art hvor stor en andel af artens udbredelse der udgøres af de udtagne arealer i hvert scenario. Den gennemsnitlige andel for alle arter benævnes scenariets dækningsgrad.

Ændring i habitatsammenhæng:

Denne indikator måler graden af sammenhæng mellem habitater som følger som forholdet mellem et habitats arealstørrelse og den samlede artsscore på arealet. For hvert scenario beregnes gennemsnittet for forholdet mellem områdernes areal og samlet artscore. Værdien skaleres fra 0 til 100, hvor 0 er udgangspunktet (den aktuelle arealanvendelse) og 100 er den optimale situation, hvor alle arealer, som kan forbindes, forbindes med hinanden.

Ændring i habitatstruktur:

Beregnes som kerneområders areal som andel af det samlede habitatareal. Kerneområder er defineret som det areal af habitater eller naturområder, som

ligger mere end 50 meter fra en kant eller grænse til forstyrrende arealer, altså urbane arealer, større veje eller landbrug i omdrift.

UDVIKLING OG AFPRØVNING AF METODE TIL MODELLERING AF ØKOSYSTEMTJENESTER OG BIODIVERSITETSINDIKATORER

– med henblik på kortlægning af synergier og konflikter ved arealtiltag

Rapporten præsenterer et analyseredskab, der er udviklet med henblik på at kunne anskueliggøre samspillet mellem ændringer i en række økosystemtjenester når landbrugs- eller skovarealer tages ud af drift. Samspillet mellem økosystemtjenester kan have betydning for om det er muligt at opnå synergieffekter. Rapporten har anvendt Limfjordens opland som undersøgelsesområde. Analysen i rapporten omfatter følgende udvalgte økosystemtjenester: Fødevarerproduktion, træproduktion, regulering af vandkvalitet i form af tilbageholdelse af kvælstof til Limfjorden, klimaregulering i form af kulstofbinding, jagt og rekreation. Desuden analyseres det også, hvilken påvirkning, der er af indikatorer for økosystemtjenesten biodiversitets-beskyttelse (med fokus på sjældne arter) og to forskellige indikatorer for habitaternes rumlige relationer i oplandet. Resultaterne illustrerer at de automatiske synergieffekter er begrænsede, men at det er muligt at øge synergierne mellem tjenesterne ved flersidig arealforvaltning.