Modellering af økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer: Følsomhedsanalyser for MAES-DK modellen

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 18. december 2018

Mette Termansen[2], Maria Konrad[1], Gregor Levin[1], Toke Emil Panduro[2], Bo Jellesmark Thorsen[2], Berit Hasler[1], Niels Strange[2]

[1] Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab, [2] Københavns Universitet, Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi

Rekvirent:
Miljø- og Fødevareministeriet
Antal sider: 30

Faglig kommentering:
Line Block Hansen (Kapitel 1, 2, 4)
Rasmus Ejrnæs (Kapitel 1, 3, 4)

Kvalitetssikring, centret:
Jesper R. Fredshavn

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
http://dce.au.dk

Indhold

Forord **3**

Abstract **4**

Sammendrag af notatet **5**

1. Baggrund for notatet **7**
1.1 MAES-DK Modellen 7
1.2 Limfjorden som case område 9
1.3 Formål med notatet 10

2. Forbedring af vandkvalitet **11**
2.1 Indledning 11
2.2 Data og metode 11
2.3 Resultater 13
2.4 Delkonklusion 16

3. Beskyttelse af sjældne arter **17**
3.1 Indledning 17
3.2 Data og metode 17
3.3 Resultater 20
3.4 Delkonklusioner 22

4. Konklusioner og perspektiver for kortlægning og værdisætning af økosystemtjenester i Danmark **24**

5. Referencer **27**

Bilag A Følsomhedsanalyse mht. værdisætning **29**

Forord

Dette notat er en opfølgning på udvikling af MAES-DK modellen, som blev rapporteret i Termansen et al. (2017). Notatet er ligeledes udarbejdet i et samarbejde mellem Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi (IFRO) ved Københavns Universitet og Institut for Miljøvidenskab ved Aarhus Universitet. Arbejdet er støttet af Miljø- og Fødevare Ministeriet med henblik på Danmarks bidrag til det Europæiske initiativ omkring kortlægning og værdisætning af økosystem tjenester, som er en del af EU's biodiversitetsstrategi.

Abstract

This memorandum analyses two modelling components potentially important for future mapping and ecosystem service valuation work in Denmark. The basis for the analysis is the MAES-DK model developed to address the EU biodiversity strategy target two. The first component is the spatial resolution of water quality improvement services in the model. The second component is the choice of biodiversity hotspots indicator and the implications for spatial allocation of conservation priorities. The analyses indicate that the MAES-DK model is robust with respect to changes in the spatial resolution of the water quality component, and the biodiversity hotspot indicator gives relatively consistent conservation priorities using different data sources. However, the memorandum also outlines potential areas for improvement of the model in the future.

Sammendrag af notatet

Dette notat foretager en følsomhedsanalyse af MAES-DK modellen med henblik på to faktorer, der kan have betydning for resultaterne af kortlægning og værdisætning af økosystem-tjenester i Danmark. Notatet analyserer dels betydningen af forskellig rumlig opløsning af arealdata for scenarier om opnåelse af forbedret vandkvalitet. Derudover sammenlignes udpegningerne af biodiversitetshotspots baseret på forskellige datagrund-lag. Notatet forholder sig ikke til praktisk implementering af tiltag for at sikre produktionen af økosystem-tjenester og bevarelse af biodiversitet.

Scenarierne baseret på MAES-DK modellens vanddel har illustreret, at modellering og kortlægning af økosystemtjenester kræver integrering af geografiske datalag, nationale databaser og forskningsresultater. De geografiske data, som økosystemmodellerne er baseret på, kan aggregeres på forskellig vis, og kortlægningen kan afhænge af, hvordan de geografiske data defineres, samt hvor aggregerede data man anvender. Notatet analyserer, hvad den rumlige præcision af datagrundlaget betyder for resultaterne af udpegningernes beliggenhed og for de afledte synergier og konflikter ved arealudtag. Scenarierne er baseret på datagrundlag med tre forskellige geografiske opløsninger. De tre geografiske niveauer er markniveau, mark-blokniveau og ID15-vandområdeniveau. Analysen viser, at der er et effektivitetstab ved at basere arealudtag på data med en lavere geografisk opløsning. Det betyder, at der ved anvendelse af et mere aggregeret datagrundlag skal tages mere areal ud for at opnå samme vandkvalitets-forbedring. Denne forskel ses i vores analyse både fra markniveau til markblokniveau og fra markblokniveau til ID15-niveau. Det ses dog også, at den lavere effektivitet kan betyde, at sidegevinsterne i form af reduceret klimagasudledning i disse scenarier bliver større. Sidegevinsterne er dog stort set uændrede mellem analyserne baseret på markniveau og markblokniveau. Hvorimod sideeffekterne for ID15-baserede analyser viser væsentlig højere klimaeffekter. Denne konklusion er ikke nødvendigvis en generel konklusion, og den kan ikke uden flere analyser ekstrapoleres til andre geografiske områder og økosystemtjenester. Det skal også understreges at analyserne ikke tager højde for implementeringsaspekter, men udelukkende analyserer samspillet mellem effekterne på økosystem-tjenesterne.

MAES-DK modellens komponent for biodiversitetshotspot er baseret på artsscoredata, og effekten af arealscenarier evalueres ud fra en indikator baseret på, hvor stort et areal udpegningen udgør af de sjældne arters sted-fund, den såkaldte dækningsgrad. Analysen i dette notat sammenligner disse udpegninger med udpegninger baseret på bioscoren, der er baseret på en række arts- og landskabsbaserede tilstandsindikatorer. Analysen viser, at der ved små udtag kan være forskelle i prioriteringerne, men at der generelt er stor overensstemmelse mellem resultaterne. Ikke uventet fås en højere dækningsgrad ved brug af artsscoredatasættet til udpegning. Dette betyder dog ikke, at artscoren er et bedre grundlag for prioriteringer af bio-diversitetsbeskyttelse end biodiversitetsscoren. Den er blot tættere knyttet til arternes kendte udbredelse, og analyserne kan derfor bruges til at teste opgørelsesmetodens konsistens.

Dette notat peger på, at den væsentligste begrænsning ved MAES-DK modellen er, at den kun eksisterer for et enkelt opland. Dermed opfylder modellen ikke EU's biodiversitetsstrategi, som har en målsætning om, at medlemslandene skal lave en nationalt dækkende kortlægning og værdi-sætning. Det kan

ikke forventes, at konklusionerne baseret på Limfjordens opland er generelle for alle oplande i Danmark. Konflikter og synergier mellem tjenesterne må forventes at afhænge af de varierende krav til at forbedre vandkvaliteten i fjordene, samt af fordelingen af andre areal-behov, fx til landbrugsproduktion, friluftsliv, drikkevandsbeskyttelse og byudvikling. Det er derfor relevant at kunne analysere disse konkurrerende faktorer på tværs af Danmark. Derfor vil en national kortlægning og værdi-sætning give et bedre redskab end den nuværende oplandsspecifikke version af modellen.

Notatet konkluderer, at MAES-DK modellen med fordel kan modificeres, så der i højere grad tages højde for, at afgrødefordelingen på det enkelte areal ændres fra år til år. Tages der ikke højde for dette, betyder det, at effekten af udtag overestimeres. Dette peger på at udvikle datalag, der i højere grad inddrager effekten af sædskiftet på de forskellige bedrifter. Derudover er MAES-DK modellen begrænset til at inkludere arealtiltag baseret på udtag. Videreudvikling af modellen vil med fordel kunne inkludere andre former for arealtiltag.

Desuden håndterer MAES-DK modellens vanddel udelukkende forbedret økologisk tilstand af fjordene, og den inddrager dermed ikke effekten i forhold til beskyttelse af grundvand. Fremover vil det være særdeles relevant at kunne foretage mere helhedsorienterede analyser af arealtiltag i relation til både overfladevand og grundvand.

Dette notats nærmere analyse af MAES-DK biodiversitetshotspotscenarie giver som det tidligere arbejde et billede af det eksisterende datagrundlag til prioritering af arealer til biodiversitetsbeskyttelse. Analyserne illustrerer også, at datagrundlaget ikke giver mulighed for at modellere effekten på artsbevarelsen af arealtiltaget, det vil sige om det er sandsynligt at arten vil brede sig, og om populationen vil vokse. Den økonomiske prioritering af udtagsarealer mangler derfor en betydelig andel af det naturvidenskabelige grundlag. Det er ikke sandsynligt, at denne type vidensgrundlag vil kunne indbygges i MAES-DK inden for en overskuelig periode, og brug af bio-diversitetsindikatorer vil fortsat være det mest brugbare grundlag for analyse af synergier og trade-offs mellem økosystemtjenester og biodiversitets-beskyttelse.

1. Baggrund for notatet

Som en del af opfyldelsen af EU's Biodiversitetsstrategi delmål 2, der bl.a. angår kortlægning og vurdering af økosystemtjenester (Mapping and Assessment of Ecosystem Services (MAES)), har Miljø- og Fødevareministeriet (MFVM) i samarbejde med Aarhus Universitet og Københavns Universitet initieret en række forskningsprojekter for at opbygge kompetencer og erfaring på området. I 2014 blev der udarbejdet en oversigt over de data og modeller, der findes i Danmark for 16 økosystem-tjenester (Termansen et al. 2015). Arbejdet gav en oversigt over, hvor langt man er kommet i Danmark, og hvilke udfordringer der er for at opnå delmål 2. Dette arbejde blev fulgt op af et modeludviklingsprojekt med henblik på at udvikle en model, der kan integrere biofysiske modeller for tjenesterne med den økonomiske værdisætning, der er nødvendig for at opnå biodiversitetsstrategiens delmål (Termansen et al. 2017). Denne model kaldes i resten af nærværende notat for MAES-DK modellen. Ud over modeludviklingen analyserede Termansen et al. (2017) ligeledes en række arealanvendelsesscenarier med fokus på synergier og konflikter i de valg, der foretages i arealanvendelsen for at fremme forskellige økosystem-tjenester. Termansen et al. (2017) konkluderede blandt andet, at modelleringen af de økonomiske værdier med MAES-DK modellen er baseret på de bedst mulige nationalt tilgængelige datakilder, og at "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".

Dette notat anvender MAES-DK modellen for nærmere at analysere nogle af disse faktorer og resultaternes følsomhed for variation i udvalgte model-forudsætninger, der har særligt relevans for den videre udvikling af MAES-DK arbejdet. Projektet forventes at bidrage til MFVM's dokumentation og videre arbejde med vurdering og værdisætning af økosystemtjenester i Danmark, så der i 2020 er opnået resultater vedr. delmål 2 aktion 5, som en del af Danmarks samlede indsats i forhold til EU's Biodiversitetsstrategi.

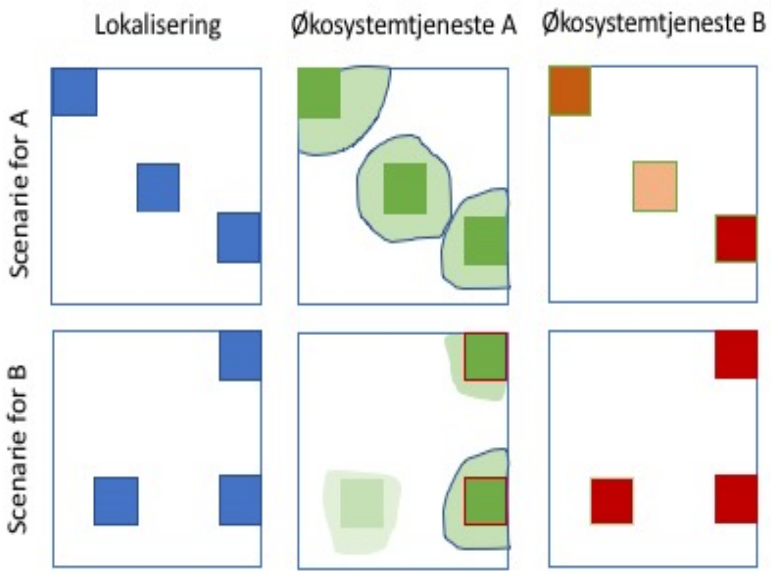
Dette notat er struktureret således, at der først gives en oversigt over MAES-DK modellen, Limfjordens opland som case studie og de scenarier, der er udviklet i det tidligere arbejde (Termansen et al. 2017). Dernæst beskrives modelforudsætningerne, der arbejdes videre med i nærværende notat.

1.1 MAES-DK Modellen

MAES-DK modellen er en rumligt specifik arealanvendelsesmodel, der integrerer eksisterende modeller til at kortlægge produktionen af økosystemtjenester i biofysiske enheder, samt så vidt muligt i økonomiske enheder. Den nuværende version af MAES-DK modellen indeholder seks tjenester og tre biodiversitetsindikatorer. De seks tjenester er følgende: Fødevareproduktion, træproduktion, regulering af vandkvalitet i form af reduceret kvælstofudledning til fjorden, klimaregulering i form af kulstof-binding, jagtværdi, og rekreation. Biodiversitetsbeskyttelse analyseres med en indikator baseret på det nye nationale biodiversitetskort (Ejrnæs et al. 2014). Desuden analyseres to andre indikatorer for naturkvalitet, nemlig habitatstruktur og habitatsam-

menhæng, der også inddrager viden fra biodiversitetskortet. Økosystemtjenesterne bestemmes primært ud fra areal-anvendelsen, som er baseret på Basemap (Levin et al. 2012). Basemap er baseret på en række forskellige arealdata, såsom markkort og landbrugsregistre, topografiske kort samt administrative kortlægninger og overvågningen af naturarealer. I projektet danner Basemap den geografiske reference for MAES-DK. Den økonomiske værdisætning anvender en scenarietilgang, hvor et scenarie repræsenterer en tænkt ændring i arealanvendelsen. Scenariets økonomiske værdi er værdien af ændringen i økosystem-tjenesterne som følge af ændringen i arealanvendelsen.

I hvert scenarie tages der udgangspunkt i, at arealudtaget har til formål at forøge produktionen eller værdien af én eller flere af de udvalgte økosystemtjenester eller bevarelsen af biodiversitet. Hvert scenarie i MAES-DK modellen er dermed en geografisk målrettet indsats i forhold til produktionen af én enkelt tjeneste. Princippet i MAES-DK modellen er illustreret i figur 1 for to scenarier rettet mod to økosystemtjenester, henholdsvis A og B. Figuren viser et stilistisk landskab, hvor de individuelle kvadrater er områder, der kan udtages fra produktion af fødevarer eller træ. Den første kolonne viser de arealer, der bliver udtaget i de to scenarier (de blåt markerede områder) for at optimere de to økosystem-tjenester A og B. Den anden kolonne kortlægger den øgede produktionen af økosystemtjenesten A (hvor de mørkegrønne arealer øger produktionen af økosystemtjenesten A mere end de lyse). På samme vis illustreres den øgede produktion af økosystemtjenesten B i den tredje kolonne (hvor de mørkerøde områder har en større øget produktion end de lysere). Ændringerne i økosystemtjenesterne kan ligeledes være negative. I synergi/trade-off tabellen (figur 1) opgøres den samlede økonomiske værdi for scenariet, hvilket gør det muligt at analysere i hvor høj grad, der er synergier og konflikter, som har betydning for valg af lokaliteten af udtaget.



Synergier/ Trade-off

Scenarier	ES_A	ES_B	TOTAL
A	↑	↑	€
B	↑	↑	€

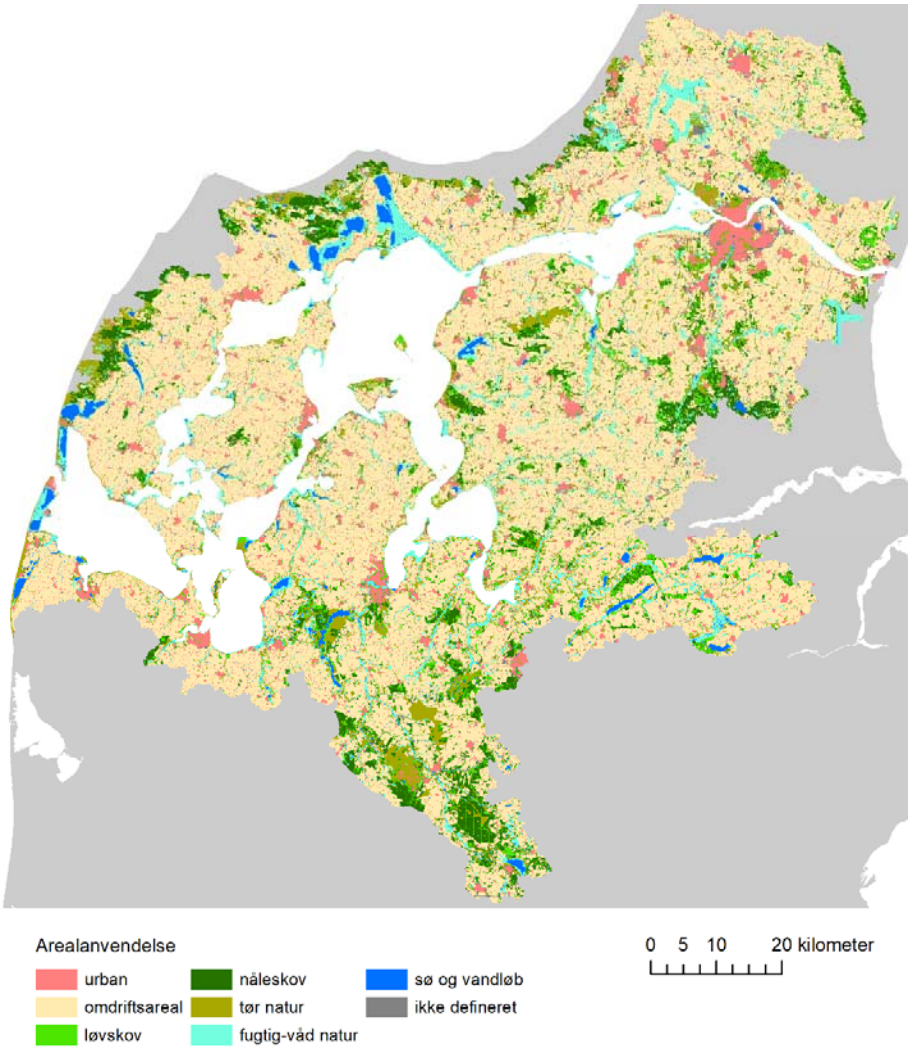
Figur 1. Illustration af sammenhængen mellem rumligt scenarie, tjenester og værdi i MAES-DK modellen. De blå firkanter illustrerer lokaliseringen af udtagningsarealer. De grønne markeringer illustrerer, hvor økosystemtjeneste A bliver genereret, og intensiteten af den grønne farve indikerer bidraget til økosystemtjeneste A. De røde markeringer illustrerer tilsvarende for økosystemtjeneste B.

Figur 1 illustrerer, at der er forskelle på økosystemtjenesternes rumlige effekt. Økosystemtjenesten A har en effekt i landskabet og ikke kun en lokal effekt. Økosystemtjenesten B har derimod udelukkende en lokal effekt. Figuren illustrerer kun MAES-DK modellen for to scenarier og to tjenester. I MAES-DK arbejdet blev seks scenarier (scenarier for udtag af landbrugsareal i omdrift og produktivt skovareal) analyseret, og effekterne blev beregnet for ni tjenester og indikatorer (Termansen et al. 2017).

I dette notat arbejdes der kun med udtag af produktionsarealer (skovarealer eller landbrugsjord i omdrift), mens der i Termansen et al. (2017) ligeledes blev inkluderet skovrejsning i analyserne. Det nærværende notat analyserer, som Termansen et al. (2017), ikke plejetiltag.

1.2 Limfjorden som case område

Som i Termansen et al. (2017) anvendes Limfjordens opland som undersøgelsesområde. Området er geografisk afgrænset til de områder, som indgår i Limfjordens afvandingsopland (figur 2).



Figur 2. Undersøgelsesområdet som udgøres af Limfjordens afvandingsopland (Kilde: Termansen et al. (2017), baseret på Basemap (Levin et al. 2012).

Landbrugets 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 svarende til 61,9% af oplandets samlede landareal. Det produktive skovareal i omdrift udgør 78.359 ha svarende til 10,3% af oplandets samlede areal.

1.3 Formål med notatet

MAES-DK projekterne har illustreret, at økosystemtjenesterne og biodiversitetsindikatorerne i analyserne har meget forskellige fordelinger i landskabet. De geografiske data, som modellerne er baseret på, kan aggregeres på forskellig vis, og resultaterne kan afhænge af, hvordan de geografiske betingede indikatorer defineres, samt af hvor aggregerede data man anvender. For de videre analyser er det derfor nødvendigt at tage stilling til, hvordan man håndterer de geografiske data, herunder specielt om det har en betydning, hvilken aggregering af data man anvender, og hvilke indikatorer der bruges til at evaluere forskellige tiltag.

Dette notat analyserer, hvad den rumlige præcision af datagrundlaget betyder for resultaterne omkring udpegningers beliggenhed og de resulterende synergier og konflikter ved arealudtag. Dette vil gøre det muligt i senere projekter og anvendelser af MAES-DK modellen at tage en beslutning på et oplyst grundlag om, hvilken geografisk aggregering der er mest brugbar i forskellige sammenhænge, og hvilke usikkerhedsfaktorer man skal være opmærksom på.

Notatet fokuserer på datagrundlaget for økosystemtjenesten *forbedret vandkvalitet* og en indikatorer for *beskyttelse af biodiversitet.* Økosystem-tjenesten forbedret vandkvalitet modelleres ift. reduktionen af N-udledningen til fjorden med henblik på at opnå god økologisk tilstand. For modelleringen af denne tjeneste har bl.a. de rumlige data om areal-anvendelse, jordtyper og retention betydning, og disse faktorer bliver derfor nærmere undersøgt. Beskyttelse af biodiversitet beskrives som udtag af hotspotarealer, og valg af data for arternes fordeling og dækningsgrad af beskyttelsesområderne er specielt relevant at analysere nærmere. Analysen af synergierne og konflikterne vedrørende *forbedret vandkvalitet* er begrænset til klimaeffekter og betydningen for fødevarekvaliteten. Analysen af synergierne og konflikterne vedrørende *forbedret biodiversitet er* begrænset til betydningen for træproduktionen.

Notatet er struktureret i fire kapitler. Det første er baggrund, og kapitel 2 omhandler forbedret vandkvalitet, og hvad den geografiske aggregering af de underliggende data betyder for konklusionerne med hensyn til lokalisering af udtag, samt de resulterende synergier og konflikter ved arealudtag. Kapitel 3 omhandler biodiversitetsbevarelse og resultaternes sensitivitet i forhold til valg af datagrundlag. Kapitlet indeholder ligeledes en analyse af metoden til at opgøre effekten af udpegningerne ved hjælp af den såkaldte geografiske dækningsgrad. Det afsluttende kapitel 4 opsummerer resultaterne og drager overordnede konklusioner fra analyserne.

2. Forbedring af vandkvalitet

2.1 Indledning

I dette kapitel gennemgås betydningen af den rumlige resolution for lokalisering og effekt af arealudtag i MAES-DK modellen. Udledningen af kvælstof til fjorden er afhængig af en række faktorer, herunder produktionen af afgrøder, udvaskning fra rodzonen og retentionen i oplandet. Som beskrevet i Termansen et al. (2017) er der usikkerhed forbundet med alle disse tre forudsætninger. I de udførte følsomheds-analyser fokuseres på usikkerheden vedr. den rumlige modellering af retention og afgrøde-produktion, ved at der sammenlignes løsninger for opsætning af MAES-DK modellen for henholdsvis markblokke, marker og ID15-deloplande.

På grund af den begrænsede tid til projektet er det valgt at afgrænse analysen af usikkerhed vedr. modelleringen af vandkvalitet til analyse af samspillet mellem vandkvalitet og udvalgte tjenester: regulering af vandkvalitet i form af reduktion af kvælstofudledningen til fjorden fra oplandet, fødevareproduktion og klimaregulering i form af reduktion af klimagas-emissioner.

2.2 Data og metode

Analysen er baseret på samme model og datagrundlag som Termansen et al. (2017), men gennemføres for to yderligere rumlige opløsninger. I Termansen et al. (2017) er den geografiske enhed, der udtages i scenarierne, mark-blokkene. I dette notat foretages samme analyse med en lavere geografisk resolution. Her anvendes ID15-områderne som den geografiske analyse-enhed. Desuden foretages analysen med en højere geografisk resolution, hvor markerne anvendes som den geografiske enhed. I den disaggregerede analyse (høj resolution) udtages de enkelte marker (arealanvendelser) i scenarierne, men der anvendes det samme data-grundlag med hensyn til jordtyper og retention som i Termansen et al. (2017), da der ikke eksisterer markspecifikke data. Analyserne foretages for forskellige niveauer for udtag (1%, 3% og 5% som i Termansen et al. 2017).

Udtag af landbrugsjord prioriteres efter værdien af reduktion af kvælstofudledningen. Denne værdi udregnes ved en kombination af udvaskningen af kvælstof fra marken, tilbageholdelsen eller frigørelsen af kvælstof undervejs fra mark til fjord, og værdien af reduktion af kvælstof-udledning i det vandområde, der udledes til. Derudover afhænger værdien af prissætningen af kvælstofreduktionen, hvor der anvendes en skyggepris-tilgang. Dette er nærmere forklaret nedenfor.

Udvaskningen af kvælstof fra marken er modelberegnet med NLES4 (Kristensen et al. 2008), og den afhænger af nuværende arealdække og jordtype. Udvaskningen er beregnet som et gennemsnit baseret på registerdata for perioden 2005-2011 for 46 repræsentative afgrøder og for sand-, ler- og organiske jorder. Kombineret med den geografiske information fra Basemap fås effektestimater for udtag for marker, markblokke og ID15-områder afhængig af landbrugsproduktionens afgrødesammensætning. En del af det udvaskede kvælstof omsættes i jord, grund- eller overfladevand undervejs fra mark til fjord, dette kaldes retention. Retentionen varierer med hydro-geografiske

baggrundsvariable som vandveje og afstand til fjorden. Derfor kan påvirkningen af fjorden være meget forskellig alt efter placeringen af udtag. Retentionen er estimeret som en gennemsnitlig retention for ID15-områderne (Højbjerg et al. 2015). Retentionsdata er kun tilgængelige på ID15-niveau, og i analysen antages det, at retentionen er konstant indenfor ID15-oplandene. Det er ikke muligt at kvantificere usikkerheden i dette notat. En oversigt over de anvendte data kan ses i tabel 1.

Tabel 1. 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)
Markkort	Markkort 2011. Vektorkort over marker i 2011	Miljø- og fødevareministeriet (2011)
Jordtype	Klassifikation af jordart i de øverste 30 cm	Kabindra et al. (2012)
Kulstofindhold	Kortlægning af kulstofholdige jord	Kabindra et al. (2012), Gyldenkærne 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 NLES4 for 46 afgrøder beregnet for sand og lerjord, høj- og lavbund	Hans Estrup Andersen, Bioscience AU, leveret til MAES-DK
Dækningsbidrag	Gennemsnit af dækningsbidrag over årene 2011-2013 for repræsentative afgrøder knyttes til afgrødefordelingen på markblokniveau.	Seges, Statistikbanken, Dansk Skovforening. Dansk Fjernvarme.

Som nævnt ovenfor anvendes en skyggepristilgang til værdisætningen af reduktionen. Skyggeprisen er den øgede omkostning, der er forbundet med at opnå målsætningen, hvis reduktionskravet blev øget med 1 kg N udvasket til fjorden. Limfjorden er inddelt i tre vandområder, der har forskellige indsatsbehov for at opnå et godt vandmiljø (Miljø- og Fødevareministeriet 2016). Vandområderne er 1) Nissum, Thisted, Løgstør og Nibe bredninger samt Langerak, 2) Bjørnholms bugt, Riisgårde og Lovns bredninger samt Skive fjord og 3) Hjarbæk fjord. Da reduktions-indsatsbehovet er forskellig i de tre vandområder, og idet mulighederne for reduktion af kvælstofudledningen ligeledes er forskellige, er skyggeprisen meget forskellig for de tre vandområder. Skyggepriserne for at opnå reduktionsmålet for de tre vandområder er beregnet ved brug af modellen TargetEcon (modellen er beskrevet i Hasler et al. 2015). Værdierne er estimeret til 1) 80,42 kr./kg. for oplandet til Nissum, 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.

Tabet i landbrugsproduktion som følge af udtag beregnes som et gennemsnit af dækningsbidragene for årene 2011-2013 (statistikken er fra SEGES). Dækningsbidraget afhænger af arealdække og jordtype, og der antages et gennemsnit for husdyrhold. Når dette kombineres med den geografiske information fra Basemap, fås estimater for reduktion af landbrugsproduktion for udtag for

marker, markblokke og ID15-områder. Reduktionen af landbrugsproduktion ved udtag angives i procentvis nedgang.

Klimaeffekten fremkommer ved ændring i netto-emissionen af drivhusgasser fra landbrugsjorden. Den helt afgørende faktor for denne ændring er jordtypen, idet indholdet af organisk kulstof i jorden i høj grad bestemmer den nuværende emission af drivhusgasser, samt potentialet for kulstofbinding. Derfor er landbrugsjorden klassificeret i lavt (0-6%); mellem (6-12%); og højt (>12%) organisk kulstof. Ud over ændringerne i CO_2 medfører udtag også reduceret N_20 emission; begge drivhusgasser opgøres i CO_2 ækvivalenter. Den reducerede N_20 emission skyldes, at der ikke længere gødes på de udtagne arealer. Idet retentionen har betydning for omsætningen til N_20, er data for retention også brugt til beregning af klimaeffekten. Den samlede klimaeffekt for udtag af en mark, markblok eller ID15-område opgøres som forskellen mellem den nuværende emission af drivhusgasser og udledningen af drivhusgasser efter udtag. Metoden for opgørelsen af klimaeffekter er beskrevet i IPCC (2006) og Nielsen et al. (2014).

Da ID15-områderne kan være ret store, er de ikke så fleksible som beslutningsenhed i modellen. Det kan derfor være svært at ramme et specifikt arealudtag i hektar. For at have et rimeligt sammenligningsgrundlag for de tre analyser, der er baseret på data af forskellig detaljeringsgrad, er det vigtigt at have det samme antal hektarer. Arealet er derfor bestemt ud fra analysen baseret på ID15-områderne, og i analyserne med højere resolution (markblok og mark) er der efterfølgende anvendt samme omfang af arealudtag (se tabel 2). Ved at tage udgangspunkt i det samme omfang af arealudtag sikres sammenligneligheden af de gennem-førte analyser.

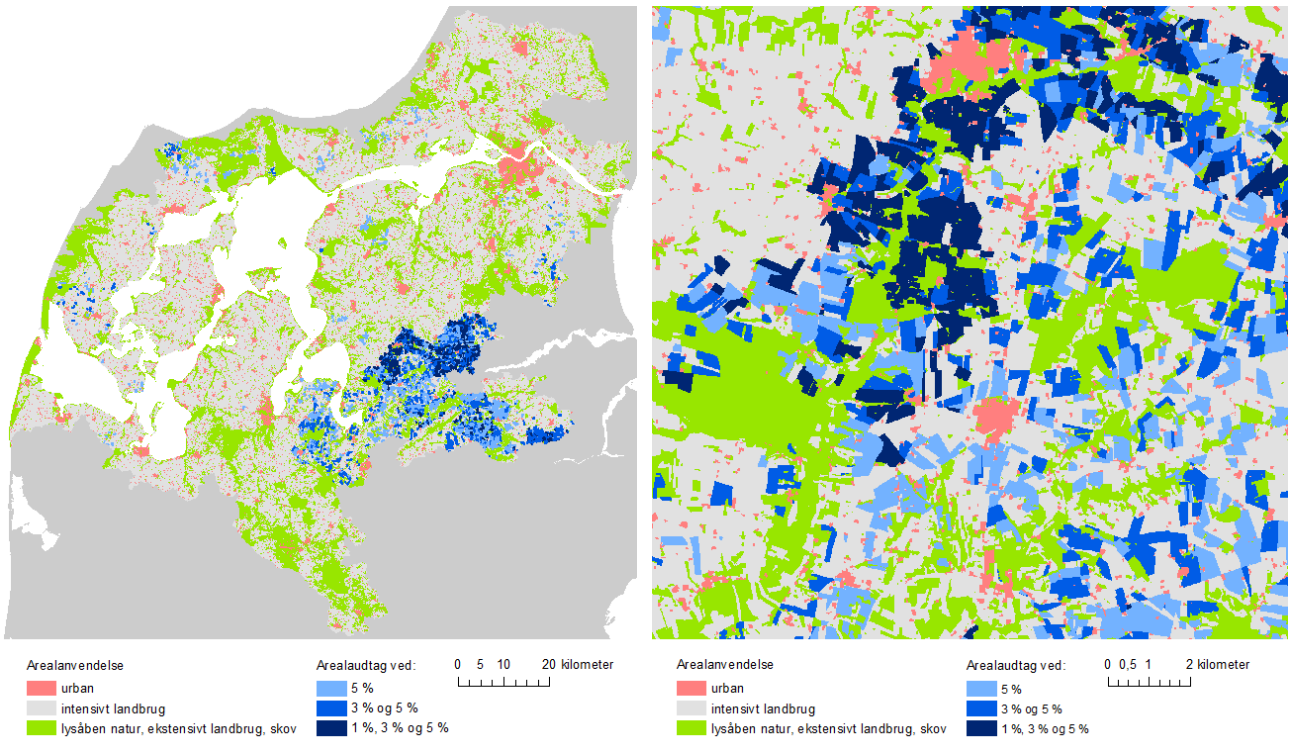
Tabel 2. De tre forskellige niveauer af arealudtag der analyseres inden for hvert scenarie.

	1% af omdriftsarealet	**3% af omdriftsarealet**	**5% af omdriftsarealet**
Arealudtagsmål for scenarier	6.055 ha	17.141 ha	29.252 ha

Sammenligning med scenarierne i Termansen et al. (2017) viser, at hektaromfanget for denne prioritering bliver højere end i den oprindelige analyse, hvor de var henholdsvis 5.484 ha, 16.451 ha og 27.418 ha. Derfor kan resultaterne i dette notat ikke sammenlignes direkte med resultaterne fra den tidligere analyse.

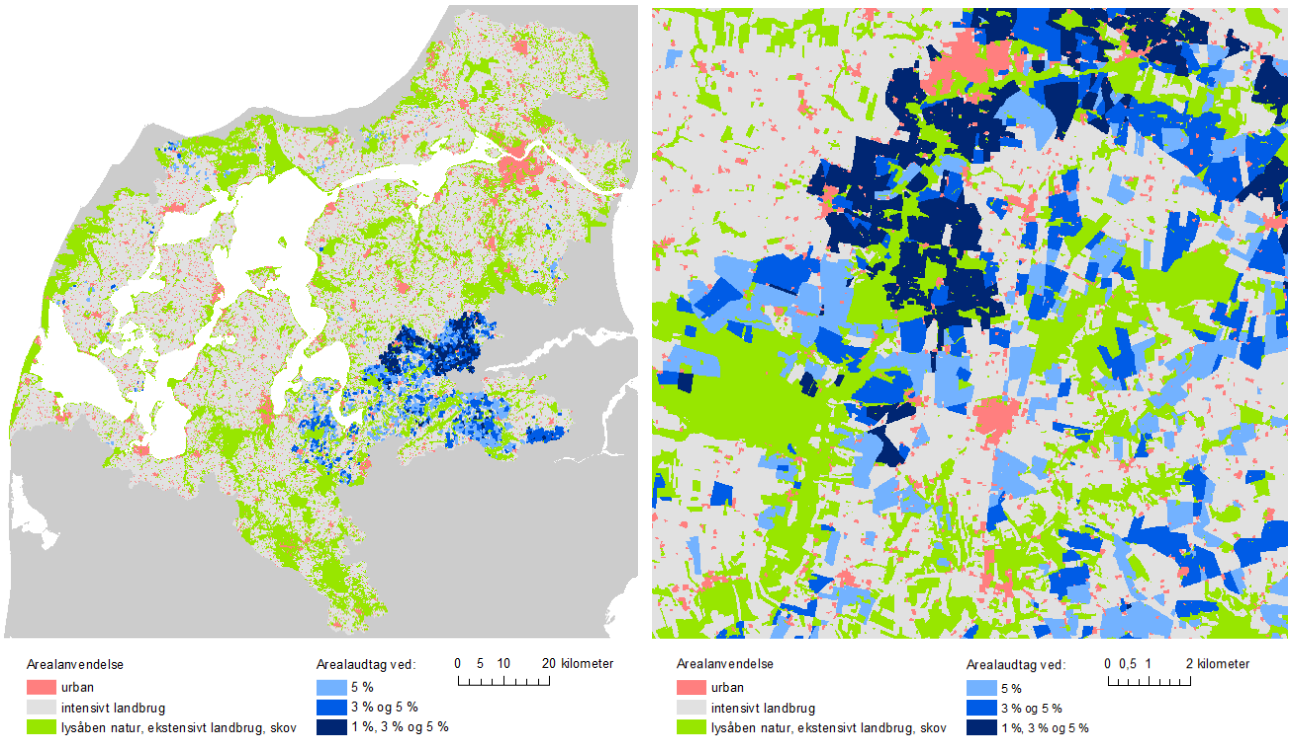
2.3 Resultater

Den geografiske fordeling af udtaget viser, at arealudtagene qua værdisætningen i de tre vandområder koncentreres i oplandet til Hjarbæk Fjord, hvor værdien af reduktion af kvælstofudledningen er størst. Dette gælder for alle tre datagrundlag (figur 3a-5a). Dog fremstår datagrundlaget baseret på henholdsvis marker og markblokke mere fragmenteret end datagrundlaget baseret på ID15 (figur 3b-5b); dette skyldes den mere disaggregerede geografiske opløsning.



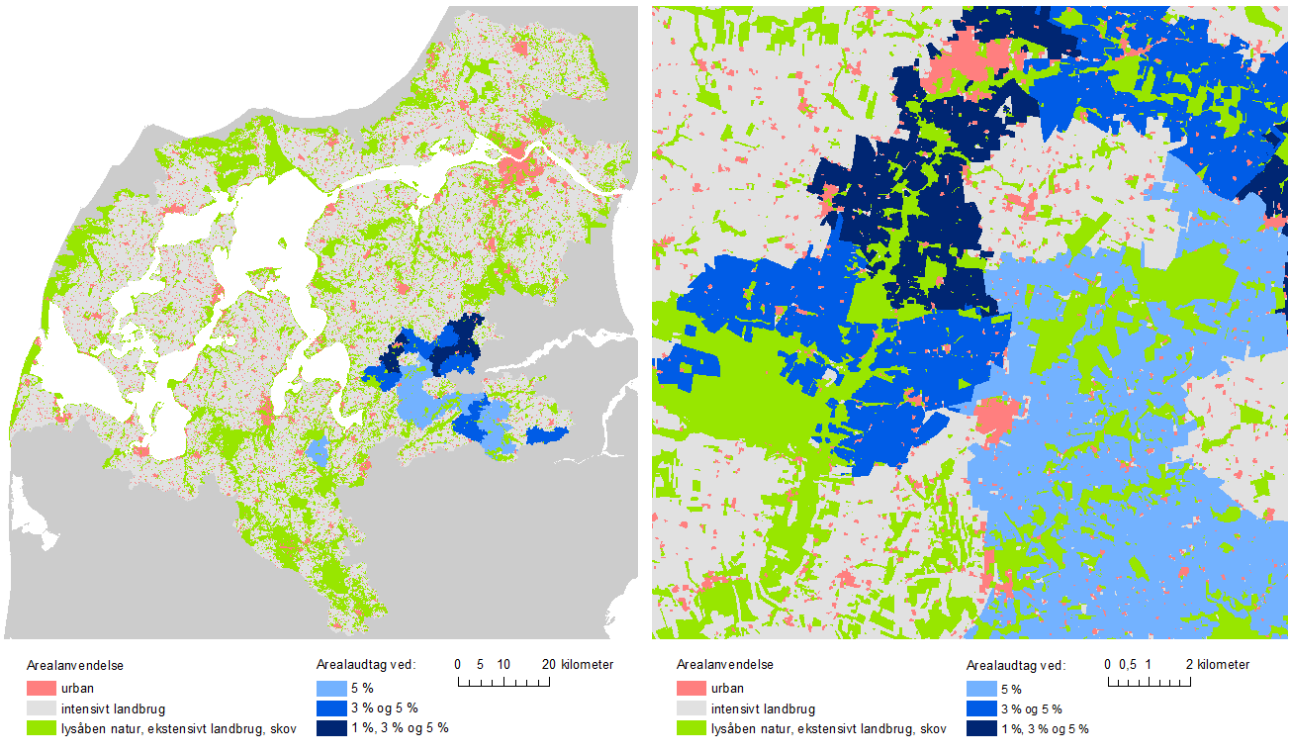
a) **b)**

Figur 3. Lokalisering af udtag baseret på markniveau a) hele oplandet, b) udsnit af oplandet.



a) **b)**

Figur 4. Lokalisering af udtag baseret på markblok-niveau a) hele oplandet, b) udsnit af oplandet.



a) **b)**

Figur 5. Lokalisering af udtag baseret på ID15-niveau a) hele oplandet, b) udsnit af oplandet.

Resultaterne viser, at der estimeres et effektivitetstab ved at anvende større beslutningsenheder (tabel 3). Dette er forventeligt, idet brugen af større beslutningsenheder efterligner en situation med et datagrundlag med lavere detaljeringsgrad. Konkret ses effektivitetstabet ved, at der opnås en lavere gevinst for vandmiljøet målt ved en mindre reduktion af kvælstofbelastning. Hvor målretningen af 1% udtag baseret på det mest detaljerede datagrundlag giver en gevinst for Limfjorden på 99,3 mio. kr., er den tilsvarende gevinst for målretningen baseret på det geografisk mest aggregerede datagrundlag kun på 79,9 mio. kr.

Ændringen i landbrugsproduktionen øges med udtagsarealet. Den estimerede nedgang i fødevareproduktion per arealenhed varierer imidlertid ikke betydeligt over de forskellige geografiske resolutioner.

Samlet ses det, at sidegevinsten i form af nedsat CO_2 emission øges væsentligt, når analysen baseres på større geografiske enheder. Det viser, at en meget specifik målrettet indsats giver en effektivitetsgevinst i forhold til vandkvaliteten, men samtidig er der en tendens til, at synergieffekterne i forhold til klimaregulering mindskes. Dette ses ved sammenligning af de geografisk specifikke scenarier (mark- og markblokniveau) og ID15-niveau. Denne konklusion kan dog være afhængig af, hvilke økosystemtjenester der planlægges for, hvilke synergieffekter der analyseres, og case området.

Lokaliseringen for alle tre scenarier er i høj grad bestemt af det relativt høje indsatsbehov i Hjarbæk fjord. I bilag A gentages analysen med en lokalisering baseret på mængden af kvælstofreduktionen til Limfjorden i stedet for den økonomiske værdi. Analysen viser, at konklusionerne omkring den rumlige resolution ikke afhænger af værdisætningen af kvæl-stofreduktionen.

Tabel 3. Effekterne af regulering af vandkvalitet ved arealudtag på landbrugsjord ved forskellige beslutningsenheder (Markniveau, Markblokniveau, ID15-niveau) og forskellige andele for udtag (1, 3, 5%).

1% scenarie	Ændring i værdien af fødevare-produktionen	Ændring i kvælstof-belastning til Limfjorden (ton kvælstof)	Ændring i kvælstof-belastning til Limfjorden (mio. kr.)	Ændring i kulstofbinding (1000 ton)	Udtaget areal (ha)
Mark	-0,9%	408,5	99,3	18,05	6057,3
Markblok	-0,9%	377,3	91,6	18,05	6047,3
ID15	-1,0%	328,6	79,9	19,79	6055,1

3% scenarie	Ændring i værdien af fødevare-produktionen	Ændring i kvælstof-belastning til Limfjorden (ton kvælstof)	Ændring i kvælstof-belastning til Limfjorden (mio. kr.)	Ændring i kulstofbinding (1000 ton)	Udtaget areal (ha)
Mark	-2,6%	855,3	196,0	51,21	17145,9
Markblok	-2,7%	785,2	185,9	50,69	17139,1
ID15	-3,0%	702,9	170,8	55,55	17141,5

5% scenarie	Ændring i værdien af fødevare-produktionen	Ændring i kvælstof-belastning til Limfjorden (ton kvælstof)	Ændring i kvælstof-belastning til Limfjorden (mio. kr.)	Ændring i kulstofbinding (1000 ton)	Udtaget areal (ha)
Mark	-4,3%	1225,3	263,3	83,32	28007,1
Markblok	-4,4%	1122,9	252,6	83,34	28004,9
ID15	-4,9%	958,5	232,9	94,52	28002,9

2.4 Delkonklusion

Vi sammenlignede tre scenarier for udtag baseret på datagrundlag med forskellig geografisk opløsning. Analysen viser, at der er et effektivitetstab ved at basere arealudtag på data med en lavere geografisk opløsning. Det betyder, at der ved anvendelse af et mere aggregeret datagrundlag skal tages mere areal ud for at opnå samme vandkvalitetsforbedring. Denne forskel ses i vores analyse både fra markniveau til markblokniveau og fra markblokniveau til ID15-niveau. Det ses dog også, at den lavere effektivitet kan betyde, at sidegevinsterne i form af reduceret klimagasudledning i disse scenarier bliver større. Denne systematiske påvirkning skyldes, at begge økosystemtjenester afhænger stærkt af jordtype, men på forskellig vis. Klimaeffekterne afhænger væsentligst af, om der udtages organogene jorde, hvorimod reduktionen i kvælstofbelastningen afhænger mest af, om det er sand- eller lerjord, samt af afgrødefordelingen. I den konkrete analyse er klimaeffekterne mere rumligt homogene end kvælstofeffekterne. Resultaterne er således kontekstafhængig, og de kan ikke uden flere analyser ekstrapoleres til andre geografiske områder og økosystemtjenester. For eksempel ændres landbrugsproduktionen med arealudtaget i takt med større udtag (1%, 3% og 5%), og der synes at være en tendens til, at nedgangen i landbrugsproduktionen er større ved udtag af større sammen-hængende arealer.

Idet den geografiske fordeling af arealudtaget i høj grad er bestemt af indsatsbehovet i de enkelte oplande, lavede vi til sammenligning en analyse, hvor indsatsbehovet ikke blev opdelt mellem de tre deloplande. Konklusionerne angående effekten af geografisk opløsning af datagrundlaget afhænger ikke af fordelingen af indsatsbehov mellem de enkelte deloplande. Resultaterne af analysen kan findes i bilag A.

3. Beskyttelse af sjældne arter

3.1 Indledning

I dette kapitel analyseres betydningen af valg af datagrundlaget for lokalisering af biodiversitetshotspots og opgørelse af effekten af udpegningerne. For at belyse betydningen af hvilket biodiversitetskortgrundlag, der anvendes ved målretning af udtag til forbedring af biodiversiteten, sammenlignes to datagrundlag: artsscore- og bioscorekortet. I Termansen et al. (2017) blev artsscoren anvendt, og ændringen i dækningsgraden blev anvendt til at måle i hvor høj grad, et arealudtag ville matche den rumlige udbredelse af sjældne arter. Artsscoren repræsenterer de kvalitetssikrede kendte observationer af rødlistede arter, og scoren er vægtet efter arternes sjældenhed og observationens stedsikkerhed (Ejrnæs et al. 2014). I dette notat analyseres forskellige måder at opgøre dækningsgraden. Løsningerne baseret på artsscore og bioscore sammenlignes derudover med hensyn til effekten på træproduktionen.

3.2 Data og metode

Lokaliseringen på baggrund af artsscoren følger samme metode, som den der blev anvendt i Termansen et al. (2017). Artsscoren afspejler forekomsten af rødlistede arter vægtet med arternes rødlistekategori, sikkerhed i stedfæstelsen af levestedet, og det samlede danske udbredelsesareal for arterne. Desuden vægtede vi områderne med høj artsscore indenfor og tæt på de nationalt prioriterede 10x10 km kvadrater i det nationale 50%-scenarie, der er beskrevet i Ejrnæs et al. (2014). Dette nationale netværk er ligeledes baseret på rødlistedata. I denne følsomhedsanalyse vil vi som et alternativ til artsscoren anvende den såkaldte bioscore, som består af artsscoren, samt data for en række arts- eller landskabsbaserede tilstands-indikatorer (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. Analyserne foretages for forskellige niveauer for arealudtaget, nemlig 1%, 3% og 5% som i Termansen et al. (2017). En oversigt over de anvendte data ses i tabel 4.

Tabel 4. 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)
Træproduktion	Produktivitet for nål og løv i bioregionerne	Nord-Larsen et al. (2009)
Værdi af træproduktionen	Annualiserede dækningsbidrag, rentefod 3%	Dansk Skovforening (2003)
Artsscore	Biodiversitetskortet	Ejrnæs et al. (2014)
Bioscore	Biodiversitetskortet	Ejrnæs et al. (2014)

I Termansen et al. (2017) valgte vi at måle effekten af arealudtag ved beregning af dækningsgraden. Dækningsgraden specificerer den andel, som det udtagne areal udgør af artens samlede stedfundne udbredelsesområde i oplandet. Dækningsgraden beregnes som den gennemsnitlige andel af arternes leveområder,

der dækkes af de arealer, der udtages i et givet scenarie. I dette kapitel analyseres det nærmere, hvilken betydning metoden til beregning af dækningsgraden har for konklusionerne om rangordning af arealudtagsscenarier.

Lokalisering af arealudtag baseret på artsscoren

Artsscoren varierer fra 0-9, og den er vægtet således, at arealer med de mest truede arter, de mest sikre stedfundsangivelser og den mindste samlede udbredelser har den højeste score.

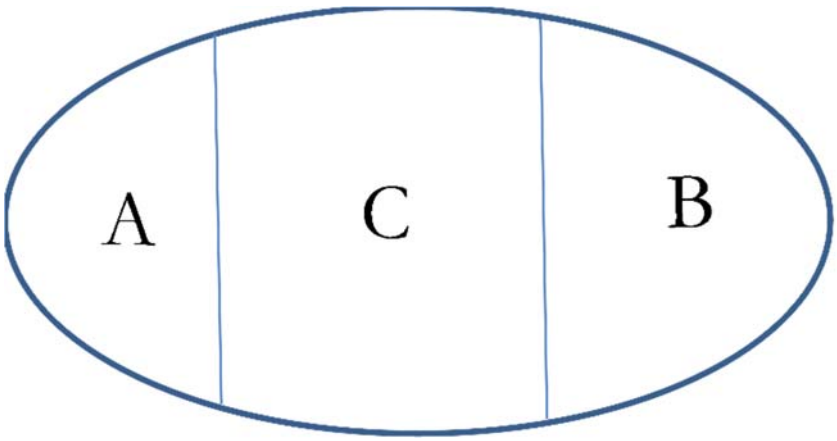
I forbindelse med lokalisering af udtagningsarealer anvendes en prioriteringsmetode, der prioriterer en udpegning af de vigtigste rang-ordnede områder i de nationale kvadrater baseret på Ejrnæs et al. (2014), samt de højest rangordnede arealer uden for de nationale kvadrater. De højest rangordnede arealer, der har en artsscore på 7, 8 eller 9 prioriteres først, uanset den geografiske lokalitet. Hernæst prioriteres udtag af områder, der ligger i de nationale kvadrater, og som støder op til de nationale kvadrater, men har en artsscore lavere end 7. Det antages, at betydningen af de lavere rangordnede arealer uden for de nationale kvadrater falder med afstanden til de nationalt prioriterede områder. Dermed 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 den falder til nul i en afstand af 24 km. Artsscoren halveres således, hvis området befinder sig 12 km væk fra det nærmeste nationale kvadrat. Den biologiske begrundelse for dette er, at naturfortætning øger områdernes robusthed og arternes overlevelsesmuligheder. Samtidig ønskes naturfortætningen primært indenfor og tæt på de nationale kvadrater. Denne rumlige vægtning afspejler, at scenariet tager udgangspunkt i 'brandmandens lov', og derfor starter med at sikre de højst rangerede områder først (artsscore > 6). Dette er den samme metode, som blev anvendt i Termansen et al. (2017).

Lokalisering af arealudtag baseret på bioscoren

Her identificeres arealudtaget ud fra bioscoren, der er baseret på en række arts- og landskabsbaserede tilstandsindikatorer. Der er udvalgt 13 indikatorer, som hver tildeles 1 point i kortet (proxypoint). Det maksimale antal point for tilstandsindikatorerne (i det anvendte datasæt) er 11, og det maksimale antal point for artsscoren er 9. Derfor kan bioscoren variere i intervallet 0-20. Udtagsarealerne prioriterer de arealer med den højeste bioscore.

Dækningsgraden

Dækningsgraden for hvert arealudtagsscenarie opgøres som den gennemsnitlige andel af arternes leveområder, der dækkes af arealudtaget. Dækningsgraden beregnes individuelt for alle arter, og den gennemsnitlige dækningsgrad rapporteres som effekt af udtaget. Da en vis 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 (se figur 7). Det giver et kvalitativt mål for, hvor stor en effekt hotspotscenariet bidrager med.



Figur 7. Illustration af beregning af dækningsgraden for en art i dennes levestedområde. Arealet A er det nuværende beskyttede areal i levestedsområdet. Arealet B er det nye areal der er udtaget til naturbeskyttelse, og C er den del af levestedsområdet, der endnu ikke er beskyttet og ikke er foreslået udtaget til beskyttelse. Dækningsgradsberegningen er i notatet beregnet som: $\frac{B}{A+B+C} \cdot 100$.

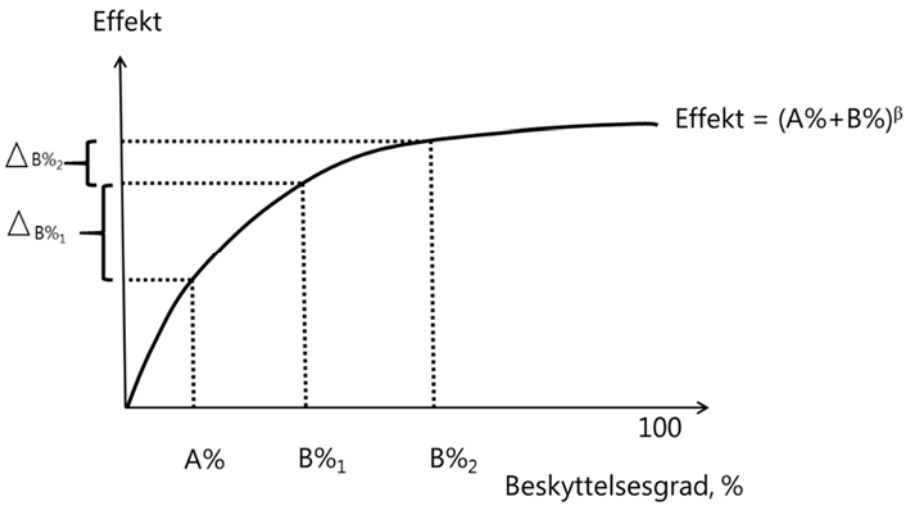
Som beskrevet i Termansen et al. (2017) er evalueringen af bio-diversitetseffekten fokuseret på beskyttelse af den nuværende kortlagte biodiversitet (her opgjort som rødlistede arter). Herudover understreges det, at vi alene evaluerer dækningsgradseffekter ved udtagning af arealer, der er i omdrift. 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.

Analysen sammenligner den gennemsnitlige dækningsgrad for de to scenarier baseret på henholdsvis artsscoren og bioscoren. Herudover analyseres samspillet nærmere ved at beregne graden af rumlige overlap mellem udtagningsarealerne baseret på henholdsvis artsscoren og bioscoren. Konsekvenser for øvrige tjenester beregnes kun for træproduktion grundet den begrænsede tid til projektet. Vi ved derudover fra Termansen et al. (2017), at træproduktionen er den eneste af de analyserede økosystem-tjenester, der påvirkes væsentligt indenfor rammerne af MAES modellen.

Marginaleffektsanalyse

Vi har tidligere drøftet (Termansen et al. 2017), at en mulighed er at lave et alternativ, der tager højde for, at den marginale effekt ved at udpege mere beskyttet areal er større, hvis andelen af det beskyttede levestedsområde i forvejen er lille, end hvis en relativ stor andel af levestedsområdet er beskyttet i forvejen. I figur 8 illustreres en simpel metode, hvor vi evaluerer dækningsgraden ud fra en marginaleffektbetragtning. Effekten er stigende med stigende beskyttelsesgrad, men stigningen er aftagende. Den marginale effekt af at øge dækningsgraden (%) antages således at være faldende med arealandelen, der dækkes ud af det samlede levestedsområde. Ændringen i effekt, $\Delta B\%_2$, er således lavere end $\Delta B\%_1$, selvom ændringen i beskyttelses-grad er den samme. Det skal understreges, at eksemplet er hypotetisk og ikke kan underbygges med data. Eksemplet her tjener derfor alene det formål at præsentere en alternativ form for dækningsgrads-beregning.

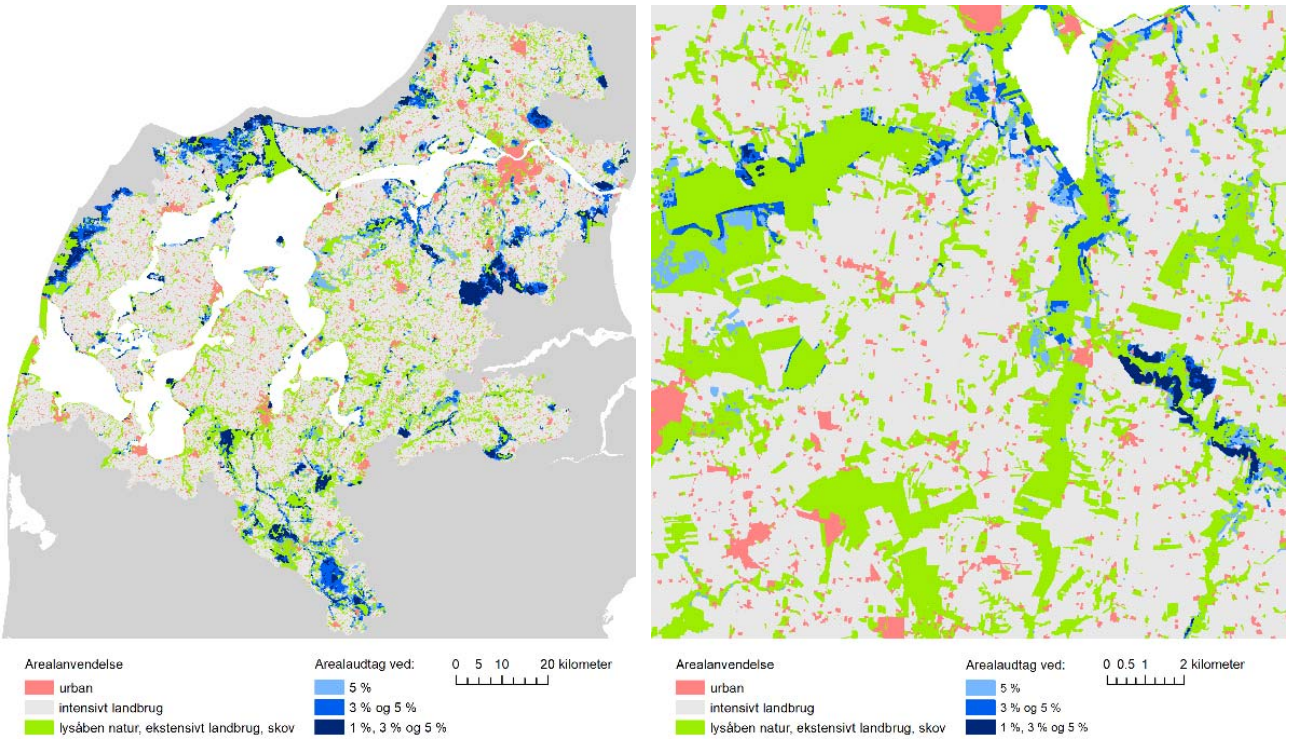
Figur 8. Illustration af en evaluering af dækningsgraden ud fra en marginaleffektsbetragtning.



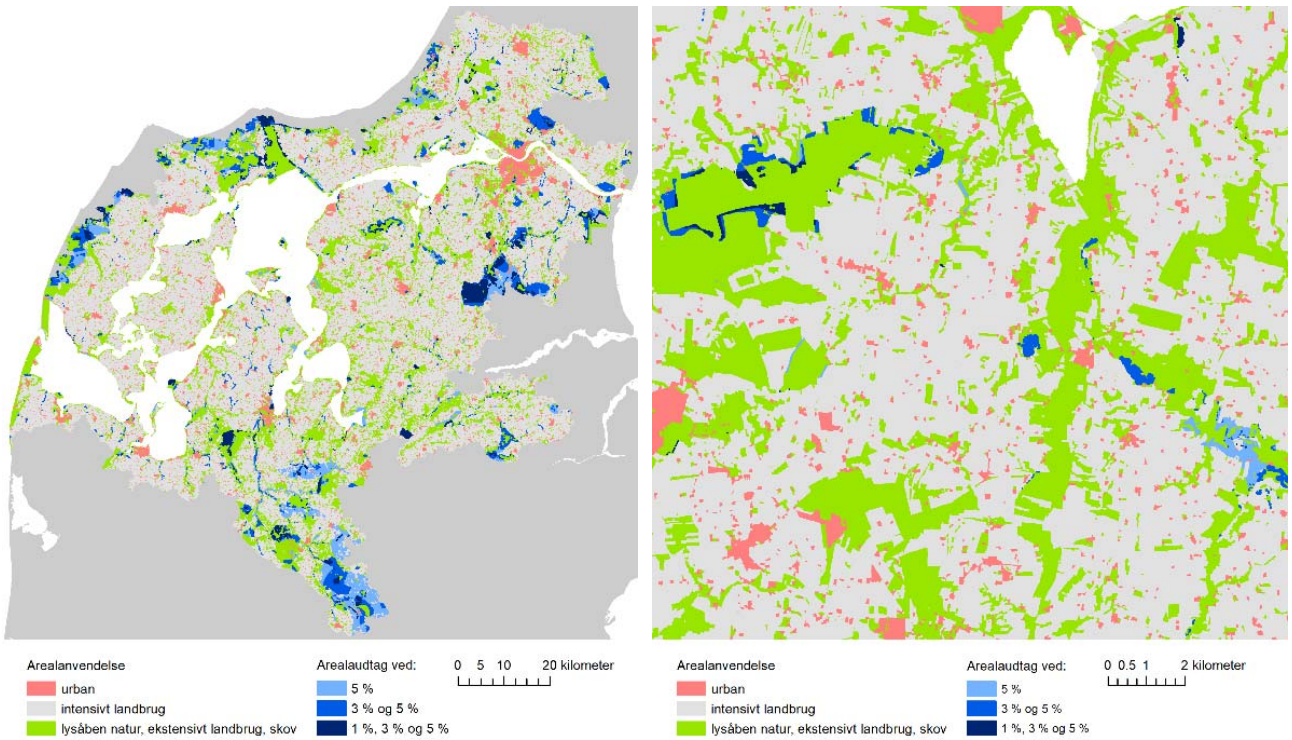
3.3 Resultater

Lokaliseringens afhængighed af biodiversitet datagrundlaget

Figur 9 og 10 illustrerer udpegningsarealet ved udtag af 1%, 3% og 5% af omdriftsarealet ved brug af henholdsvis artsscoren (figur 9) og bioscoren (figur 10). Det ses, at der er nogle forskelle, men også at der er et betydeligt rumligt overlap. Der er et rumligt overlap mellem de udpegede arealer på næsten 50% ved udtag af 1% af omdriftsarealet (tabel 5). Overlappet stiger jo mere areal, der udtages, og er således næsten 75% ved udtag af 5% af omdriftsarealet.



Figur 9. Arealudpegning der sigter mod at øge biodiversitetsbevarelse ved udtag af 1%, 3% og 5% af omdriftsarealet. Udpegning ved brug af artsscoren.



Figur 10. Arealudpegning der sigter mod at øge biodiversitetsbevarelse ved udtag af 1%, 3% og 5% af omdriftsarealet. Udpegning ved brug af bioscoren.

Tabel 5. Rumligt overlap mellem udpegede arealer ved brug af henholdsvis artsscoren og bioscoren.

Scenarie	Overlap (%)
Hotspot 1%	48,9
Hotspot 3%	66,1
Hotspot 5%	74,3

Dækningsgraden

Effekterne på ændringen i dækningsgrad ved brug af både artsscoren og bioscoren ses at være stigende med arealudtaget, men effekten per ha udtag aftager med arealudtagets størrelse (tabel 6). Dette afspejler først og fremmest, at vi starter med at udpege de arealer, der har de højeste artscorer henholdsvis bioscorer og herefter arealer med lavere artscorer henholdsvis bioscorer. Derfor er stigningen i dækningsgrad proportionalt større fra 0 til 1%, end fra 1 til 3%. Det betyder også, at der blandt de forskellige arealer i omdrift kun er en beskeden delmængde, der har høje marginale bidrag til biodiversitetsbeskyttelsen. Det ses også, at artsscoren har en bedre dækningsgrad end bioscoren. Det skyldes sandsynligvis et større rumligt overlap mellem artsscore og levestedsområder end mellem bioscoren og levestedsområder. Ud over artsdata indeholder bioscoren også proxydata, der ikke nødvendigvis overlapper med levestedsområderne. Resultaterne peger også på, at prioritering ved hjælp af bioscoren udpeger mindre økonomiske værdifulde produktionsarealer, da tabet i træproduktionen er lavere (tabel 6). Hvis man betragter dækningsgraden som et passende effekt-mål, så synes udpegning efter artsscoren at være mere omkostningseffektiv

Tabel 6. Effekterne af biodiversitetshotspot-scenariet: Biodiversitethotspots-beskyttelse ved udtag af produktionsskov til urørt skov og landbrug til natur. Resultaterne vises for hotspotudpegning ved brug af henholdsvis artsscore og bioscore.

		Monetære enheder (mio.kr)	Ikke-monetære enheder
Biodiversitet	**Data grundlag**	**Ændring i træproduktion**	**Ændring i dækningsgrad**
	Artsscore	-8,4	31,2
Hotspot 1%	Bioscore	-7,9	24,7
	Artsscore	-24,8	44,3
Hotspot 3%	Bioscore	-23,8	33,8
	Artsscore	-40,7	46,8
Hotspot 5%	Bioscore	-38,9	38,2

Resultater af marginaleffektsanalysen

I beregningerne beregnes effekten for hver rødlisteart som $(A\%+B\%)^{\beta}$, hvor A% er dækningsgraden af den eksisterende beskyttelse opgjort i procent og B% er dækningsgraden for det udtagne omdriftsareal. Koefficienten β (<1) angiver, i hvilket omfang effekten aftager med stigende dækningsgrad. Dette afspejler, at marginaleffekten er faldende ved stigende dækningsgrad. For at illustrere dette antager vi at $\beta = 0{,}5$, hvorved effekten er 10 ved en dækningsgrad på 100 procent. Resultaterne viser som ventet, at artsscoren har en større forventet effekt end ved brug af bioscoren, da artsscoren er mere målrettet arternes forventede levestedsområder (jf. resultaterne ovenfor i tabel 6). Den marginale effekt af et udtag ud over den eksisterende beskyttelse er også stigende med stigende udtagningsareal, men faldende pr udtagningsprocent. Igen har artsscoren en anelse højere effekt af det ekstra udtag end bioscoren (tabel 7). Som tidligere nævnt forefindes der ikke empiri, der kan anvendes til at dokumentere den anvendte model for effekt-vurderingen. Den tjener mest af alt som en illustration af, hvordan en sådan beregning vil kunne se ud, samt om modeller af denne form ville ændre de kvalitative forskelle mellem scenarier og udpegningskriterier. Den største forskel i mellem effektberegningen i dette notat og Termansen et al. (2017) er, at den simulerede effekt ved udtag af omdriftsarealer i førstnævnte beregning ikke stiger lineært med udtagningsarealet.

Tabel 7. Simulerede totaleffekter og marginaleffekter ved udtag af produktionsskov til urørt skov og landbrug til natur. Resultaterne vises for hotspotudpegning ved brug af henholdsvis artsscore og bioscore.

Biodiversitet	**Data grundlag**	**Effekt $(A\%+B\%)^{0.5}$**	**Marginale effekt af udtaget (B%)**
	Artsscore	8,5	2,09
Hotspot 1%	Bioscore	8,1	1,70
	Artsscore	9,2	2,83
Hotspot 3%	Bioscore	8,7	2,25
	Artsscore	9,4	2,96
Hotspot 5%	Bioscore	8,9	2,49

3.4 Delkonklusioner

Analysen i dette kapitel har vist, at udpegninger på baggrund af artscoren og bioscoren har store geografiske overlap. Det kan skyldes, at bioscoren også indeholder artscore data. Analysen viser dog også, at der specielt ved små udtag kan være forskelle i prioriteringerne. Der opnås en højere dækningsgrad, og beregnet effekt, ved brug af artsscoredatasættet til udpegning. Det

kan skyldes, at bioscoren, der er baseret på kendte artsfund og proxyindikatorer, sammenlignes med artsscoren, der alene er baseret på kendte artsfund. Derfor er det ikke uventet, at prioritering baseret alene på artscoren vil give en større ændring i dækningsgraden ved brug af den skitserede metode.

4. Konklusioner og perspektiver for kortlægning og værdisætning af økosystemtjenester i Danmark

MAES-DK modellen er en rumligt specifik arealanvendelsesmodel, der integrerer eksisterende modeller til at kortlægge produktionen af økosystemtjenester i biofysiske enheder, samt så vidt muligt i økonomiske enheder. Den nuværende version af MAES-DK modellen indeholder seks tjenester og tre biodiversitetsindikatorer. De seks tjenester er følgende: Fødevareproduktion, træproduktion, regulering af vandkvalitet i form af reduceret kvælstofudledning til fjorden, klimaregulering i form af kulstofbinding, jagtlig værdi og rekreation. Biodiversitetsbeskyttelse kan siges at være en økosystemtjeneste, og den analyseres i dette notat med en indikator baseret på det nye nationale biodiversitetskort. Desuden analyseres to andre indikatorer for naturkvalitet, nemlig habitatstrukturer og habitatsammenhæng, der også inddrager viden fra biodiversitetskortet. MAES-DK modellen er i den nuværende version opstillet for Limfjordens opland.

Dette notat bruger MAES-DK modellen til at analysere to faktorer, der kan have betydning for resultaterne af kortlægning og værdisætning af økosystemtjenester i Danmark. Notatet analyserer dels betydningen af forskellig rumlig opløsning af scenariemodellering i forhold til opnåelse af god økologisk tilstand af Limfjorden. Derudover sammenlignes udpegningen af biodiversitetshotspots baseret på forskellige datagrundlag.

I analysen af MAES-DK modellens vanddel er det specielt den rumlige opløsning, der ønskes nærmere belyst, da datagrundlaget for analysen har meget forskelligt rumlig specificitet. Afgrødefordelingen er kendt på markniveau, klimaeffekterne er opgjort på markblokniveau, mens kvælstof-retentionen er opgjort på ID15-oplandsniveau. Retentionsdata er kun tilgængelige på ID15-niveau, og i analysen antages det, at retentionen er konstant indenfor ID15-oplandene. Vi har derfor sammenlignet tre scenarier for udtag baseret på datagrundlag med forskellig geografisk resolution; markniveau, markblokniveau og ID15-oplandsniveau. Analysen viser, at de geografiske udpegninger i oplandet er relativt ens, specielt er der ikke stor forskel mellem scenariet på markniveau og markblokniveau. Analysen viser dog også, at der er et effektivitetstab ved at basere arealudtaget på data med en lavere geografisk opløsning. Det betyder, at der ved anvendelse af et mere aggregeret datagrundlag skal udtages mere areal for at opnå samme vandkvalitetsforbedring. Denne forskel ses i vores analyse både fra markniveau til markblokniveau og fra markblokniveau til ID15-niveau. Det ses dog også, at den lavere resolution kan betyde, at sidegevinsterne i form af forøget kulstofbinding i det mest aggregerede scenarie bliver større. Denne systematiske påvirkning skyldes, at begge økosystemtjenester afhænger stærkt af jordtype, men på forskellig vis, og at klimaeffekterne er mere rumligt homogene end kvælstofeffekterne. Denne konklusion bygger på de specifikke biofysiske og økonomiske forhold i oplandet, og den kan ikke uden flere analyser ekstrapoleres til andre geografiske områder og økosystemtjenester.

Resultaterne viser, at den geografiske fordeling af udpegninger i analysen på markniveau og markblokniveau er relativt ens, og dette resultat synes ikke at være påvirket af fordelingen af indsatsbehovet mellem deloplandene. Den ens

fordeling på markniveau og markblokniveau skyldes, at det primært er afgrødefordelingen, jordtypen og retention, der er bestemmende for den geografiske fordeling af udtaget. Datagrundlaget for jordbundstype og retention er det samme for analyserne på markniveau og på markblokniveau. MAES-DK modellen bruger en statisk afgrødefordeling baseret på 2011 data. Dette betyder, at der ikke tages højde for at afgrødefordelingen på det enkelte areal ændres fra år til år som en del af sædskiftet på den enkelte bedrift. Dette har den konsekvens, at effekten af udtag overestimeres i meget geografisk specifikke analyser med den nuværende model, da man må forvente, at afgrøderne med høj udvaskning vil blive flyttet til andre arealer indenfor den samme bedrift. Dette peger på, at det vil være hensigtsmæssigt at udvikle datalag, der tager højde for sædskiftet på de forskellige bedrifter. Derudover peger det på relevansen af at udvikle arealscenarier, der ikke udelukkende er baseret på udtag, men også andre former for arealtiltag som påvirker afgrødefordelingen.

En anden begrænsning ved den nuværende vanddel i MAES-DK modellen er, at den udelukkende håndterer forbedret økologisk tilstand af fjordene og ikke beskyttelse af grundvandsressourcen. Fremover vil det være særdeles relevant at kunne foretage mere helhedsorienterede analyser af arealtiltag i relation til både overfladevand og grundvand.

I Termansen et al. (2017) anvendtes artsscoren som datagrundlag til prioritering af arealer i et hotspotscenarie. I dette notat sammenlignes løsninger baseret på artsscore og bioscore. Analysen viser, at udpegninger på baggrund af artscoren og bioscoren er geografisk sammenlignelige. Dækningsgraden er højere ved brug af artsscoredatasættet til udpegning. Dette er ikke så overraskende, da artscoren er baseret på levestedsområderne. Analysen viser, at der ikke opnås de samme resultater ved brug af bioscoren. Det betyder dog ikke, at artsscoren er bedre end bioscoren til at vise potentialet for biodiversitetsbeskyttelse. Der er fordele og ulemper ved at anvende artsscoren og bioscoren i arealprioriteringer. Disse er nærmere diskuteret i Ejrnæs et al. (2014). I det anvendte bioscore kort er intensivt dyrkede omdriftsarealer ikke tillagt nogen større værdi. I det samme øjeblik disse arealer udtages, vil de tildeles point i forhold det landskab, de er knyttet til. Man kan således opnå proxypoint for eksempelvis kystnærhed, skråning, naturtæthed og rødlistearters leveområder i samme øjeblik marken ekstensiveres. Det vil kræve en genberegning af bioscore kortet. Det er udover formålet med dette projekt, men kan overvejes i fremtidige projekter. MAES-DK modellen anvender en statisk model tilgang, da lokalisering af arealudtaget udelukkende baseres på den eksisterende stedfastsatte artsfordeling af rødlistede arter. Det har ikke været muligt at inddrage overvejelser omkring eksisterende naturarealers og nye arealers 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. Derfor kan ovenstående analyse ikke anvendes til at evaluere potentielle biodiversitets-effekter ved udtag af arealer i omdrift. Det biologiske datagrundlag er ikke til stede for nuværende, til at udarbejde en sådan vurdering. Dækningsgraden repræsenterer derfor alene en systematisk tilgang til at skønne, hvilke arealer der formentlig vil bidrage med de største effekter i Limfjordens opland. Det er en naturvidenskabelig udfordring, der vil være spændende at få belyst i fremtidige projekter. Udvikling af sådanne dynamiske modeller vil være en forskningsopgave, der ville kræve betydelige ressourcer. Det vurderes derfor, at økonomiske analyser af synergier og konflikter mellem arealforvaltning med

henblik på produktion af specifikke økosystemtjenester og biodiversitetsbeskyttelse også fremover bedst baseres på indikatorer, så som dækningsgraden. Prioriteringen af arealer i omdrift foretages, som beskrevet tidligere (se også Termansen et al. 2017), 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 at de kræver naturpleje for at opretholde deres naturkvalitet. Derfor kunne fremtidige analyser også indarbejde eksisterende §3-arealer i en hotspot-udpegning med henblik på at prioritere den fremtidige naturplejeindsats. Det er dog en særskilt problemstilling, som ikke vurderes at have betydning for de økosystemtjenester, dette notat evaluerer på. Overordnet set er aktiv naturpleje ikke et formål i sig selv, men i stedet er formålet med eksisterende og udtagne omdriftsarealer at sikre de naturlige dynamikker, som skaber levestederne for de truede arter.

Samlet set viser dette notat, at resultaterne i Termansen et al. (2017) er robuste overfor modificeringer af den geografiske opløsning af vandkvalitetsanalyserne og for det anvendte datagrundlag for biodiversitetshotspotscenariet. MAES-DK modellen er dog stadig kun specificeret for Limfjordens opland. Fremadrettet er der et behov for at kunne foretage nationale analyser. Dette skyldes, at EU's biodiversitets-strategi har som målsætning, at medlemslandene skal lave en nationalt dækkende kortlægning og værdi-sætning. Derudover kan det ikke forventes, at konklusionerne baseret på Limfjordens opland kan generaliseres til at gælde for alle oplande i Danmark. Konflikter og synergier mellem tjenester må forventes at afhænge af en lang række faktorer, herunder specielt af forskelle i værdien af at forbedre vandkvaliteten i fjordene, samt fordelingen af andre arealbehov fx til landbrugsproduktion, friluftsliv og byudvikling. Det er derfor relevant at kunne analysere disse konkurrerende faktorer på tværs af Danmark.

5. Referencer

Dansk Skovforening (2003). Skovøkonomisk Tabelværk

Ejrnæs, R; Petersen, AH; Bladt, J; Bruun, HH; Moeslund, JE; 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).

Gyldenkærne, S; Greve, MH (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

Højberg, AL: Windolf, J; Børgesen, CD; Troldborg, L.; Tornbjerg, H; Blicher-Mathiesen, G; Kronvang, B; Thodsen, H; Ernstsen, 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.

Levin, G; Jepsen, MR; Blemmer, MK (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

Miljø- og Fødevareministeriet (2011a). Markblokkort 2011.

Miljø- og Fødevareministeriet (2011b). Markkort 2011. Digitale markkort 2011. Miljø- og fødevareministeriet, København.

Nord-Larsen, T; Meilby, H; Lomholt, A; Skovsgaard, JP (2009). Opstilling af lokalt tilpassede produktionsoversigter med VIDAR. Skoven, Vol. 41, Nr. 6-7, 2009, s. 293-295.

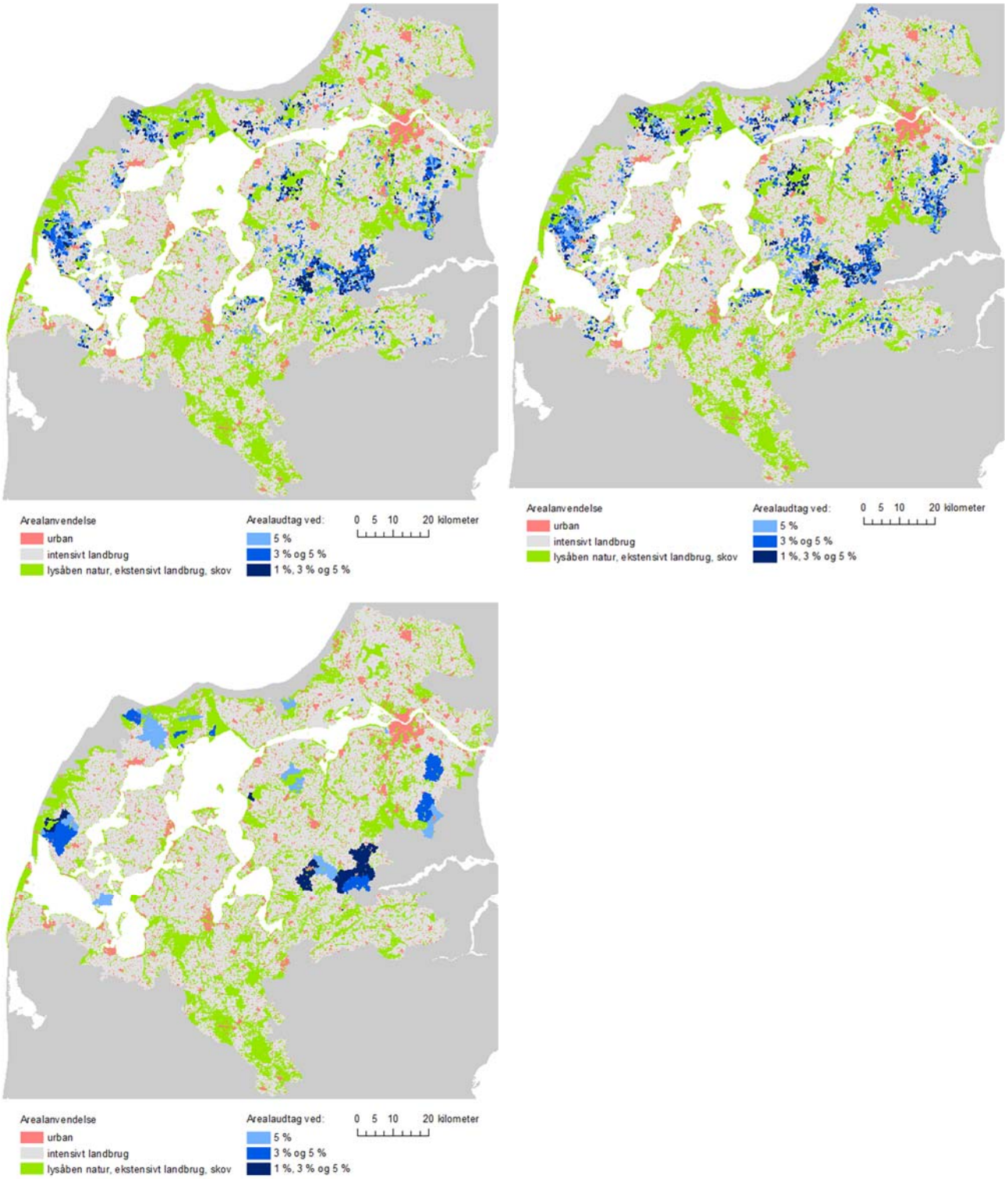
Schumacher, J; Nord-Larsen, T (2014). Wall-to-wall tree type classification using airborne lidar data and CIR images. International Journal of Remote Sensing. Vol. 35, No. 9, 2014, p. 3057-3073.

Termansen, M; Levin, G; Hasler, B; Jacobsen, J; Lundhede, T; Thorsen, BJ (2015). Status for kortlægning af økosystemer, økosystemtjenester og deres værdier i Danmark Status for mapping of ecosystems, ecosystem services and their values in Denmark. Scientific report from DCE ---- National Center for Environment and Energy No. 147.

Termansen, M; Konrad, M; Levin, G; Hasler, B; Thorsen, BJ; Aslam, U; Andersen, HE; Bojesen, M; Lundhede, TH; Panduro, TE; Strange, N (2017). Udvikling og afprøvning af metode til modellering af økosystemtjenester og biodiversitetsindikatorer med henblik på kortlægning af synergier og konflikter ved arealtiltag. Scientific report from DCE ---- National Center for Environment and Energy. No. 226

Bilag A Følsomhedsanalyse mht. værdisætning

I dette bilag analyses betydningen af værdisætning på konklusionerne omkring aggregeringsniveau af data. Dette er relevant, fordi forskellen i indsatsbehov, og dermed værdien af kvælstofreduktion til fjorden, har en afgørende betydning for lokaliseringen af indsatsen.



Figur A1. Lokalisering af udtag markniveau (øverst til venstre), markblok-niveau (øverst til højre), ID15 (nederst) baseret på ton N/ha.

Det ses tydeligt af figur 3-5, at en stor del af indsatsen lokaliseres i dræningsområdet til Hjarbæk Fjord. Dette kan have betydning for effekten af aggregeringsniveauerne. Når værdisætningen betyder, at de fleste udtag vil blive placeret i Hjarbæk Fjords opland på trods af forskelle i markernes bidrag til kvælstofudledning i fjorden, vil forskellen i aggregeringsniveau have mindre betydning (figur 3a-5a). I figur A1 vises lokaliseringen af udtag, hvor der ikke tages højde for forskellene i værdi af reduktionen mellem deloplandene.

Overordnet set er tendenserne i de tre lokaliseringer ens, da udtaget koncentreres i de samme områder (figur A1). I udtagningen baseret på ID15 er der dog mange områder, der ikke påvirkes, hvilket betyder at der er en stor rumlig forskel mellem analysen baseret på ID15-oplandene (figur A1, nederst) og de to andre (figur A1, øverst).

Resultaterne viser dermed, at lokaliseringen baseret på henholdsvis marker og markblokke som beslutningsenheder er mere spredt ud over hele Limfjordens opland.