



ØKONOMISKE KONSEKVENSBEREKNINGER FOR VANDRAMMEDIREKTIVET I 2027

Sammenligning af resultater fra de økonomiske modeller
SMART og TargetEconN

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 503

2022



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

ØKONOMISKE KONSEKVENSBeregninger for Vandrammedirektivet i 2027

Sammenligning af resultater fra de økonomiske modeller
SMART og TargetEconN

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 503

2022

Berit Hasler¹

Brian H. Jacobsen²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

² Københavns Universitet, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 503
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Økonomiske konsekvensberegninger for vandrammedirektivet i 2027
Undertitel:	Sammenligning af resultater fra de økonomiske modeller SMART og TargetEconN
Forfattere:	Berit Hasler ¹ , Brian H. Jacobsen ²
Institutioner:	1) Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet 2) Institut for Fødevarer og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	September 2022
Redaktion afsluttet:	September 2022
Faglig kommentering:	Katarina Elofsson
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Ann-Katrine Holme Christoffersen
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR503_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøministeriet (Ydelsesaftalen for forskningsbaseret myndighedsbetjening vedrørende Ressource og samfundsøkonomi.)
Bedes citeret:	Hasler, B. & Jacobsen, B.H. 2022. Økonomiske konsekvensberegninger for vandrammedirektivet i 2027. Sammenligning af resultater fra de økonomiske modeller SMART og TargetEconN. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 55 s. - Videnskabelig rapport nr. 503. http://dce2.au.dk/pub/SR503.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten sammenligner og sammenfatter modelanalyser der er udført med de to modeller SMART og TargetEconN, som begge er anvendt til at beregne omkostningseffektiv opnåelse af det samlede indsatsbehov i Vandområdeplan 2021-2027. Vandområdeplanerne bidrager til Vandrammedirektivets mål om god økologisk tilstand i 2027. Ved at udføre beregningerne med de to forskellige økonomiske modeller, belyses hvad forskelle i modelgrundlag, potentialer og data betyder for de beregnede omkostninger, effekter og omkostningseffektivitet. Hensigten med sammenligningen er at opnå et konsolideret grundlag for at vurdere omkostningerne. De endelige, faktiske omkostninger vil afhænge af hvordan indsatserne implementeres og hvilke instrumenter der anvendes.
Emneord:	Vandområdeplaner, kvælstof, omkostningseffektivitet, sammenligning af modelresultater, SMART, TargetEconN
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen
Foto forside:	Ann-Katrine Holme Christoffersen (<i>Sydspidsen, Sejerø</i>)
ISBN:	978-87-7156-700-7
ISSN (electronic):	2245-0203
Sideantal:	55
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR503.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
Summary	10
1 Introduktion og baggrund	13
1.1 Baggrund	13
1.2 Metoder og beregningsgrundlag	13
1.3 Scenarier	15
1.4 Rapportens opbygning	16
2 Modelgrundlaget – SMART og TargetEconN	17
2.1 SMART	17
2.2 TargetEconN-modellen	18
2.3 Begrænsninger ved modelleringen	18
2.4 Sammenligning af modeller og modelforudsætninger	19
3 Resultater beregnet med de to modeller for to hovedscenarier	28
3.1 Præcisering af de beregnede scenarier med de to modeller	28
3.2 SMART	29
3.3 Resultater TargetEconN	34
4 Sammenligning af resultaterne fra de to modeller og diskussion af årsager	42
4.1 Sammenligning af resultater, samlede omkostninger	42
4.2 Sammenligning af anvendelsen af virkemidler	42
4.3 Velfærdsøkonomiske omkostninger	46
5 Sideeffekter	48
5.1 Fosfor - sideeffekter	48
5.2 Klima - sideeffekter	49
6 Konklusioner og diskussion	50
6.1 Sammenfattende konklusioner	50
6.2 Diskussion	51
Referencer	53

Forord

Denne rapport er udført under Samfundsøkonomikontrakten, ved konsortiet Københavns Universitet / IFRO og Aarhus Universitet / DCE, som er en del af ydelsesaftalen for forskningsbaseret myndighedsbetjening om Ressource og Samfundsøkonomi. Ydelsesaftalen er indgået mellem Miljøministeriet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Københavns Universitet / IFRO.

Rapporten sammenholder og diskuterer modelresultater for scenarier for omkostningseffektiv opnåelse af Vandrammedirektivets indsatskrav for 2027, beregnet med modellerne SMART og TargetEconN.

Modellen SMART er udviklet og anvendt af Institut for Fødevarer og Ressourceøkonomi ved Københavns Universitet (Jacobsen, 2022) mens TargetEconN er udviklet af Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet (Hasler m.fl. 2022). Modellerne er så vidt muligt sat op med det samme datagrundlag. Hansen m.fl. (2019) beskriver modelgrundlagene, som siden er opdaterede og beskrevet i de to rapporter for hhv. SMART (Jacobsen, 2022) og TargetEconN (Hasler m.fl. 2022).

Formålet med denne rapport er at præsentere, sammenligne og analysere resultaterne fra de to modeller. Betydningen af forskelle i modellering og / eller datagrundlag vurderes med henblik på at opnå et konsolideret grundlag for beregninger af erhvervsøkonomiske og velfærdsøkonomiske konsekvenser ved at opnå de seneste indsatskrav for Vandplan 3 for alle 108 oplande i Danmark¹.

Miljøministeriet (Miljøstyrelsen, 2021) har opgivet indsatsbehovet til 13.075 tons N. Der er i henhold til bestillingen, udført to scenarieberegninger omfattende 1) Scenarie 1: en omkostningseffektiv løsning på indsatskravet og 2) Scenarie 2. en løsning, hvor der på nationalt niveau er sat en 25/75 procentfordeling mellem kollektive og målrettede virkemidler. Scenariedefinitionen er formuleret af Miljøministeriet. Den variation og heterogenitet, der er imellem modellerne, bidrager til at belyse konsekvenserne af at anvende forskellige aggregeringsniveauer og antagelser i modellerne, samt den usikkerhed og de konsekvenser, der er ved at anvende henholdsvis et højt eller et lavt detaljeringsniveau.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe med repræsentanter fra SEGES og Danmarks Naturfredningsforening. De opnåede resultater og forudsætninger er præsenteret for følgegruppen, og er blevet diskuteret. Ansvar for resultater og forudsætninger er alene forfatterens.

Projektet har også været fulgt af en ministeriel projektgruppe med repræsentanter fra Miljøstyrelsen (Henriette Hossy og Thomas Rützou), fra Miljøministeriets departement (Henrik Leth Jørgensen og Jens Helt Vestergaard) samt Michael Clausen (LBST, FVM). Denne gruppe har diskuteret scenarier og resultater, og været behjælpelige med at fremskaffe bagvedliggende datalag i forbindelse med opdateringen af modellen, bl.a. vedrørende kystvandop-

¹ Der er 109 oplande angivet i Miljøministeriet (2021), men et af oplandene (nr. 205 Hessel ø) omfatter kun 1 ha og intet indsatsbehov, hvorfor det er udeladt.

lande, opdaterede indsatskrav, retention, ID15-oplande, lavbundskortlægning, potentialekort for vådområder og minivådområder, samt data for spildevand og overløb.

Sammenfatning

Rapporten sammenligner og sammenfatter modelanalyser der er udført med de to modeller SMART (Jacobsen, 2022) og TargetEconN (Hasler m.fl. 2022), som begge er anvendt til at beregne omkostningseffektiv opnåelse af det samlede indsatsbehov i Vandområdeplan 2021-2027, som bidrager til Vandrammedirektivets mål om god økologisk tilstand i 2027². Den samlede beskrivelse og sammenligning i rapporten bygger på detaljerede beskrivelser og analyser præsenteret i to tidligere publicerede rapporter (Jacobsen, 2022 og Hasler m.fl. 2022).

Ved at udføre beregningerne med de to forskellige økonomiske modeller, belyses hvad forskelle i modelgrundlag, potentialer og data betyder for de beregnede omkostninger, effekter og omkostningseffektivitet. Hensigten med sammenligningen er at opnå et konsolideret grundlag for at vurdere omkostningerne. De endelige, faktiske omkostninger vil afhænge af hvordan indsatserne implementeres og hvilke instrumenter der anvendes.

Modelanalyserne er udført på oplandsniveau for i alt 108 oplande, og præsenteres både på oplandsniveau og for hele landet. Der er et indsatsbehov i 78 af de 108 kystvandoplande, svarende til 79 % af landbrugsarealet. Datagrundlaget for modellerne (omkostninger, effekter og potentialer for hvor virkemidlerne kan iværksættes) er opdateret i perioden 2019 til 2021, og det er tilstræbt at det er så ens som muligt i de to modeller.

Der er regnet på to scenarier med begge modeller:

- 1) en omkostningseffektiv opfyldelse af det samlede indsatsbehov på ca. 13.075 t N og
- 2) en på forhånd fastlagt fordeling imellem grupper af virkemidler - hvor ca. 25 % af indsatsbehovet opfyldes med kollektive virkemidler (vådområder, minivådområder, lavbundsprojekter og skovrejsning) – og ca. 75 % opfyldes af indsatsbehovet gennem målrettet regulering (efterafgrøder, reduceret gødskning, tidlig såning, udtagning mv).

I rapporten præsenteres resultaterne på nationalt niveau, samt ved kort der viser resultaterne fordelt på oplande.

Tabel S.1. sammenfatter nogle af de væsentlige resultater af modelleringen med SMART og TargetEconN.

² De analyser der beskrives her, er gennemført inden Vandområdeplanerne blev sendt i høring og udgivet. Det er derfor ikke de helt samme indsatskrav, der indgår i nærværende analyser som i Vandområdeplanerne.

Tabel S1 Sammenfattende beskrivelse af udvalgte resultater for de to modeller og to scenarier. Tabellen viser de samlede omkostninger per år ved at opnå indsatskravene i de to modeller, omkostningseffektiviteten i kroner per kg N samt de mest anvendte virkemidler. Omkostningerne er opgjort i erhvervs- og samfundsøkonomiske priser.

	Scenarie 1 ¹⁾		Scenarie 2 ¹⁾	
	SMART	TargetEconN	SMART	TargetEconN
Samlede omkostninger, mio. kr.				
Erhvervsøkonomisk	938	532 (MR 881) ²⁾	941	545
Velfærdsøkonomisk	1200	679	1205	698
Omkostningseffektivitet (kr./kg N)				
Erhvervsøkonomisk	78	41	81	42
Velfærdsøkonomisk	100	52	104	54
Hvor meget opfyldes af indsatskrav, tons N?	12.070	13.014	11.666	13.000
Indsatskravet er 13.075 tons N.				
De mest anvendte virkemidler ud fra areal	Normreduktion, efterafgrøder, udtag af landbrugsjord og skovrejsning	Skovrejsning, udtagning af højbund, energiafgrøder og vådområder	Normreduktion, efterafgrøder, udtag af højbund og skovrejsning	Udtag af højbund, energiafgrøder, minivådområder og normreduktion.
De mest anvendte virkemidler ud fra effekt (tons N)	Efterafgrøder, vådområder, skovrejsning og normreduktion	Skovrejsning, vådområder, udtagning af højbund og energiafgrøder.	Efterafgrøder, vådområder, normreduktion og udtagning	Udtagning højbund, vådområder, energiafgrøder og randzoner

Note: Der opnås ikke målopfyldelse i alle oplande. MR står for målrettet regulering og angiver et scenarie hvor der kræves et areal med efterafgrøder svarende til MR-krav i 2022.

Det er ikke muligt at nå den fulde reduktion på 13.075 tons N i nogen af scenarierne. TargetEconN-løsningerne er tættere på målopfyldelsen 13.075 tons N end SMART-løsningerne.

De mest anvendte virkemidler omfatter landbrugsvirkemidler, men i analysen indgår fx også øget rensning af spildevand. Grundet relative høje omkostninger, optræder rensningstiltag stort set kun i løsningen for kystvandsoplande, hvor muligheden for andre virkemidler er udtømte. Det vurderes, at der er behov for bedre data for at forbedre analysen af rensningsanlæg og regnvandsbetingede overløb, både når det gælder omkostninger og effekter, herunder også eventuelle sæsonmæssige aspekter af effekterne.

Den angivne omkostningseffektivitet i oversigtstabellen er et nationalt estimat for gennemsnit for indsatsen, mens de marginale omkostninger pr. kg N er beregnet for hvert opland. De marginale omkostninger viser hvad omkostningen er for reduktion af det sidste kilo N, og er betinget af indsatskravene i de 108 oplande. Den beregnede marginalomkostning er mellem 0 og 4900 kr./kg N for begge modeller. Marginalomkostningerne for oplandene kan ses af kort 4.6. i kapitel 3 i denne rapport, samt i Hasler m.fl. (2022) og Jacobsen (2022).

De samlede omkostninger er beregnet til at ligge mellem 532 og 941 millioner kroner per år, beregnet som erhvervsøkonomiske omkostninger, hvor de laveste omkostninger er beregnet med TargetEconN og de højeste med SMART. Omkostningerne er således næsten dobbelt så høje i SMART sammenlignet med TargetEconN, for begge scenarier. Den primære forklaring på denne forskel mellem de to modeller er især geografisk skala. I TargetEconN modelleres den omkostningseffektive fordeling af virkemiddelanvendelsen på markniveau inden for oplandene, mens SMART-modellen ikke anvender en geografisk placering af virkemidler inden for oplandet. I TargetEconN vælges derfor marker til implementeringen hvor dækningsbidragene er lave, mens

der anvendes mere gennemsnitlige omkostninger i SMART. Denne forskel er medvirkende til at der i SMART-modellen anvendes efterafgrøder og normreduktion på en større del af arealet indenfor oplandene, mens der i TargetEconN i højere grad bruges skovrejsning og udtagning på en mindre del af arealet. I et følsomhedsscenario i TargetEconN er der indlagt et krav om efterafgrøder svarende til målrettet regulering (MR)-kravet i 2022, og dermed øges omkostningerne i TargetEconN til 881 mio. kr. årligt i erhvervsøkonomiske priser.

De erhvervsøkonomiske omkostninger er beregnet til, i gennemsnit for alle oplande, at være 78-81 kr. per kg N i SMART og 41-42 kr. per kg N i TargetEconN for de to hovedscenarier, mens de velfærdsøkonomiske omkostninger per kg N er beregnet til 52-54 kr. per kg N for TargetEconN og 100-104 kr. per kg N for SMART.

Summary

The report compares and summarizes model analyses carried out with the two models SMART (Jacobsen, 2022) and TargetEconN (Hasler et al., 2022), both of which are used to calculate cost-effective achievements of the total effort required in the Danish River Basin Plans 2021-2027, which contributes to the Water Framework Directive's goals on good ecological status in 2027. The overall description and comparison in the report is based on detailed descriptions and analyses in two reports on each of the two models (Jacobsen, 2022 and Hasler et al., 2022).

The two models are set up using as equal data and assumptions as possible. By performing the calculations with the two different economic models, it is revealed and explained what differences in the modelling, the potentials for measures and other data mean for the calculated costs, effects and cost effectiveness. The purpose of the comparison is to obtain a consolidated basis for assessing the costs. The final, actual costs will depend on how the efforts are implemented and which policy instruments are used.

The model analyses were carried out at catchment level, for a total of 108 catchment areas, and are presented both at catchment level and for the whole country. There is a need for action in 78 of the 108 coastal catchments, corresponding to 79 percent of the agricultural area. The data used for the models (costs, effects and potential for where the measures can be implemented) is updated in the period 2019 to 2021.

Two scenarios have been calculated with both models:

1. a cost-effective fulfillment of the total effort requirement of approx. 13,075 t N and
2. a predetermined distribution between groups of means of action - approx. 25 per cent of the need for action is met with collective measures (wetlands, mini-wetlands, low-lying projects and afforestation) - and approx. 75 per cent of the effort required through targeted regulation (subsequent crops, reduced fertilization, early sowing, removal, etc.).

The report presents the results at national level, with maps showing the results distributed by catchment area. More detailed results are found in the individual reporting of each of the models.

Table S.1 summarizes some of the key results of modeling with SMART and TargetEconN.

Table S1 Summary description of selected results for the two models and two scenarios.

	Scenario 1 ¹⁾		Scenario 2 ¹⁾	
	SMART	TargetEconN	SMART	TargetEconN
Total costs, million DKK, per year				
Financial costs	938	532 (MR 881) ²⁾	941	545
Welfare economic costs	1,200	679	1,205	698
Cost-effectiveness , national level (DKK/kg N)				
Financial	78	41	81	42
Welfare economic	100	52	104	54
Total achieved reduction of nitrogen i tons. The target in total is 13.075 tons N.	12,070	13,014	11,666	13,000
The most used measures in the models, in terms of area (hectares)	Fertiliser reduction, catch crops. Permanent set aside mineral soils, forestation	Forestation, permanent set aside mineral soils, energy crops. wetlands	Fertiliser reduction, catch crops. Permanent set aside mineral soils, forestation	Permanent set aside mineral soils, energy crops. con- structed wetlands, Fertiliser reduction
The most used measures in terms of effect (tons N)	Catch crops, wetlands, forestation, fertiliser reduction	Forestation, wetlands, perma- nent set aside mineral soils, energy crops	Catch crops. Wetlands Ferti- liser reduction, permanent set aside mineral soils	Permanent set aside mineral soils, wetlands, energy crops, buffer zones

Note: 1) Target fulfillment is not achieved in all catchment areas. 2) MR stands for targeted regulation and indicates a scenario where an area with follow-on crops corresponding to MR requirements is required in 2022.

It is not possible to achieve the full reduction of 13,075 tonnes of N in any of the scenarios, but the TargetEconN solutions are closer to fulfillment than the SMART solutions.

In the overview of the most used measures, only agricultural measures are mentioned, but the analysis also includes increased treatment of waste water. Due to relatively high costs, clean-up measures appear largely only in the solutions for coastal water catchments where the possibility of other means of action has been exhausted. It is assessed that there is a need for better data to improve the analysis of treatment plants and also rainwater overflows, both when it comes to costs and effects, including any seasonal aspects of the effects.

The cost-effectiveness presented in the summary table is a national estimate of average for the effort. The calculated marginal costs are between DKK 0 and 4900 per kilo N, and it is specific for each of the 108 catchments that have specific input requirements for N.

The total costs are calculated to be between DKK 532 and 941 million per year, calculated as financial economic costs, with the lowest cost calculated with TargetEconN and the highest with SMART. The costs are thus almost twice as high in SMART compared to TargetEconN, for both scenarios. The primary explanation for the difference between the two models is mainly the difference in spatial differentiation. In TargetEconN, the use of measures is modelled at field level within the catchment areas, while the SMART model does not differentiate the spatial location of measures within the catchment area. In TargetEconN, therefore, the measures are localized where the lost

gross margins by implementing a measure are low, while more average costs are used in SMART. This difference contributes to the fact that, in the SMART model, catch crops and fertilizer reduction are used on a larger part of the area within the catchment areas, while in TargetEconN, afforestation and permanent set aside on mineral soils are used to a greater extent on a smaller part of the area. In a sensitivity scenario in TargetEconN, a requirement for catch crops corresponding to the targeted regulation (MR) requirement in 2022 has been inserted, and by that, the costs in TargetEconN are increased to DKK 881 million DKK annually, in financial economic prices.

The budget economic costs are calculated to be DKK 78-81 per kg N in SMART and DKK 41-42 per kg N in TargetEconN for the two main scenarios, while the welfare economic costs per kg N are calculated to be, on average, for all catchments DKK 52-54 per kg N for TargetEconN and DKK 100-104 per kg N for SMART.

1 Introduktion og baggrund

1.1 Baggrund

I henhold til vandrammedirektivet (VRD) skal der opnås god tilstand i overfladevand og grundvand, senest i 2027. Arbejdet inden for projekterne ”Økonomiske konsekvensberegninger ved fuld implementering af vandrammedirektivet i 2027” og ”Scenarier for økonomiske konsekvensberegninger ved fuld implementering af vandrammedirektivet i 2027” adresserer den omkostningseffektive implementering af de indsatser, der skal til i tredje planperiode for at nå målsætningerne, dvs. de fastsatte indsatskrav for kvælstof (N). Ved at udføre beregningerne med to forskellige økonomiske modeller, SMART og TargetEconN, illustreres hvad forskelle i modelgrundlag, potentialer og data betyder for de beregnede omkostninger.

Sammenligningen af resultater og modelforudsætninger i de to modeller bidrager til en vurdering af omkostningerne ved at opfylde kvælstofindsatsbehovet for kystvande for den tredje planperiode for vandrammedirektivet i Danmark. Sammenligningen belyser hvordan omkostningerne påvirkes af modelforudsætningerne og bidrager derigennem til et konsolideret grundlag for at vurdere hvordan indsatsprogrammerne kan gennemføres omkostningseffektivt. De endelige, faktiske omkostninger vil afhænge af hvordan indsatserne implementeres og hvilke instrumenter der anvendes. Endelig kan tilpasninger som følge af genbesøget af vandområdeplanerne i 2023 / 2024 også påvirke omkostningerne.

Resultaterne fra de to modeller præsenteres ift. omkostninger, effekter og virkemiddelanvendelse. For omkostningerne opgøres totalomkostningerne, gennemsnitsomkostningerne per kg N samt marginalomkostningerne. Det der her kaldes gennemsnitlige omkostninger, er den gennemsnitlige omkostning for at opnå den yderligere reduktion på 13.075 tons N. Det er således omkostningen ved en ændring, men disse ændringer er ikke de samme for alle oplande, og omkostningseffektiviteten er derfor ikke sammenlignelig. Marginalomkostningen, opgjort som omkostningen ved det sidste kg N reduceret for at opnå indsatskravet, der sikre målopfyldelse i hvert enkelt opland, er det korrekte sammenligningsgrundlag for omkostningseffektiviteten. Denne beregnes for hvert kystvandopland. For de nationale, samlede opgørelser er det den før omtalte gennemsnitlige omkostningseffektivitet som beskrives. Den primære forskel mellem de to modeller er især geografisk skala. I TargetEconN modelleres virkemiddelanvendelsen inden for oplandene, mens SMART modellen ikke anvender en geografisk placering af virkemidler. I tidsrummet 2018-2022, er de to økonomiske modeller TargetEconN (AU/DCE), og SMART (IFRO) videreudviklet og opdateret til at kunne regne på de erhvervsmæssige omkostninger ved opnåelse af det udskudte indsatsbehov for kvælstofreduktion fra VP2 frem mod 2027.

1.2 Metoder og beregningsgrundlag

1.2.1 Modellerne SMART og TargetEconN

Model- og datagrundlag, samt detaljerede beskrivelser og analyser af resultaterne findes i to separate rapporter der dokumenterer henholdsvis arbejdet

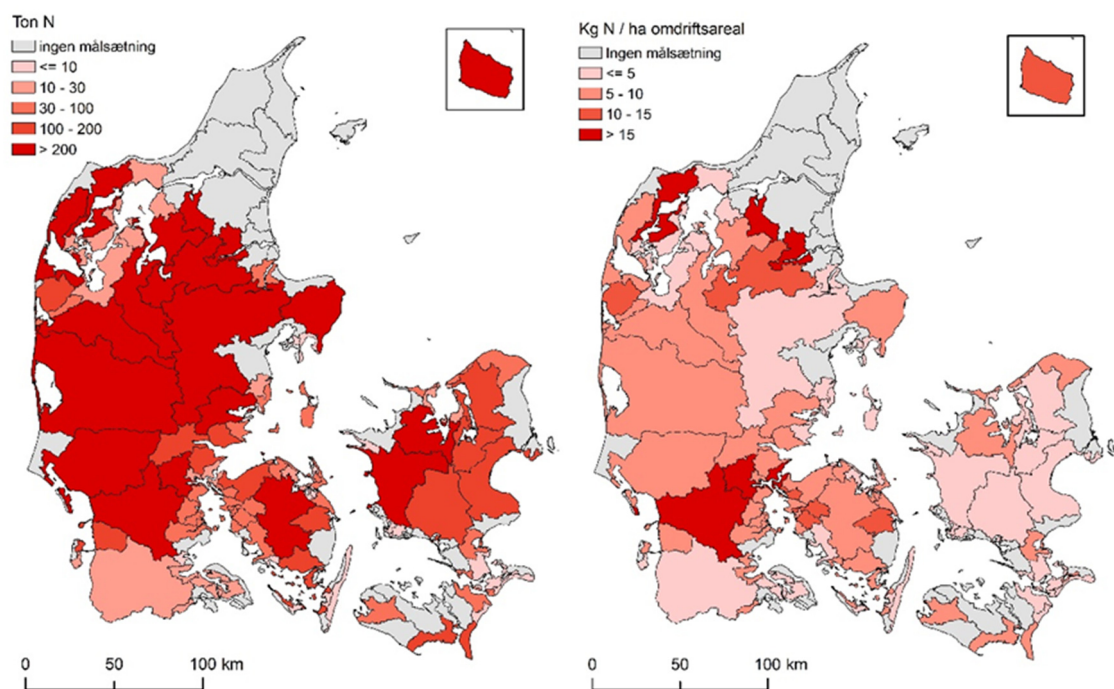
med TargetEconN (Hasler m.fl., 2022) og SMART (Jacobsen, 2022). Nærværende rapport sammenfatter beskrivelser, analyser og resultater fra anvendelsen af de to modeller som er præsenteret i Hasler m.fl. (2022) og Jacobsen (2022), og der præsenteres ingen nye eller selvstændige analyser i nærværende rapport. Der forekommer derfor overlappende indhold og tekstlighed mellem nærværende rapport og de to rapporter.

Model- og datagrundlaget for modellerne er opdaterede i forhold til databeskrivelserne og modeldokumentationen i Hansen m.fl. (2019). Landbrugsvirkemidlerne er blevet indarbejdet i tidligere versioner af modellerne (TargetEconN: Konrad m.fl., 2014, 2022; Hasler m.fl., 2015; 2019; Filippelli m.fl., 2020; Filippelli 2022. SMART: Jakobsen 2017, Jacobsen, 2016; Jacobsen, 2014).

Det er nyt, at forbedret spildevandsrensning er blevet indarbejdet som virkemiddel, mens regnvandsbetingede overløb kun delvist er indarbejdet pga. usikkerhed på data.

1.2.2 Beregningsgrundlag

Beregningerne med både SMART og TargetEconN er nu gennemført for 108 kystoplande med tilhørende indsatskrav i Vandområdeplanerne 2021-27 (tredje planperiode) (Miljøstyrelsen, 2021). De anvendte indsatskrav er illustreret i kortene i figur 1.1.³ Der er et indsatsbehov i 78 af de 108 kystvandoplande, svarende til 79 % af landbrugsarealet.



Figur 1.1a Indsatskrav fordelt på oplande, tons N.
(Kilde Hasler m. fl. 2022).

1.1.b Indsatskrav fordelt på oplande, kg N/ha.

Det ses af kortene i figur 1.1.a og 1.1.b, at indsatsbehovet omfatter meget af det centrale Jylland, store dele af Fyn og samt Øerne, men ikke Nordjylland.

³ Der er 109 oplande angivet i Miljøministeriet (2021), men et af oplandene (nr. 205 Hesselø) omfatter kun 1 ha og intet indsatsbehov, hvorfor det er udeladt. Det samlede antal vandoplande omtales derfor som 108.

De højeste krav pr. ha forefindes i udvalgte områder ved Limfjorden (Halkær og Thisted Bredning) og Mariager Fjord. Der er også høje indsatskrav i Syddanmark, samt i områder syd og sydvest for Kolding (Knudedyb og Kolding Fjord). Der er i forhold til vandområdeplanerne fra 2016 forskel i indsatsbehov og geografisk placering af dette (se Jacobsen, 2022). Sammen med ændringer i datagrundlaget i øvrigt (omkostninger, effekter, retention og potentialer) medfører forskel i indsatskrav og oplandsafgrænsninger, at der er forskel i omkostningerne for de enkelte oplande sammenlignet med tidligere analyser.

De analyser der beskrives her, er gennemført inden Vandområdeplanerne blev sendt i høring og udgivet. Det er derfor ikke de helt samme indsatskrav, der indgår i nærværende analyser som i Vandområdeplanerne. I nærværende rapport vil der kun være overordnede refleksioner omkring valg af virkemidler og arealomfang i forhold til høringsversionen af Vandområdeplanerne. Resultaterne fra det gennemførte arbejde er således ikke en del af baggrundsmaterialet for høringsversionen af Vandområdeplanerne fra december 2021 (Miljøstyrelsen, 2021).

1.3 Scenarier

I henhold til bestillingen fra Miljøstyrelsen, er der med begge modeller regnet på to scenarier. Det første scenarie er et scenarie, der beregner de erhvervs-mæssige omkostninger ved en omkostningseffektiv opfyldelse af det samlede indsatsbehov på ca. 13.075 t N for vandområdeplan 2021-2027. På baggrund af disse beregninger præsenteres ændringer i både gennemsnits- og marginalomkostninger for opfyldelse af indsatskravene for de 108 kystvandoplande. Indsatskravet på 13.075 tons N inkluderer de allerede iværksatte tiltag om målrettet regulering omfattende ca. 3.500 tons N (Jacobsen, 2022; Hasler m.fl., 2022).

I tillæg til en vurdering af den mest omkostningseffektive gennemførelse af indsatser, søges de ca. 13.075 tons N opnået ved en på forhånd fastlagt fordeling imellem grupper af virkemidler. Miljøstyrelsen har bedt om denne fordeling, fordi den er af interesse af administrative hensyn, og den fastlagte fordeling går ud på at ca. 25 % af indsatsbehovet opfyldes med kollektive virkemidler (vådområder, minivådområder, lavbundsprojekter og skovrejsning) – og ca. 75 % af indsatsbehovet gennem målrettet regulering (efterafgrøder, reduceret gødsning, tidlig såning mv.).

Scenarieresultaterne for SMART og TargetEconN præsenteres i form af effektberegninger per virkemiddel samt samlede N-reduktioner, potentialer, omkostninger og omkostningseffektivitet for opnåelsen af VP3 indsatsbehovet. Resultaterne beskrives her på nationalt niveau. For mere detaljerede resultater og analyser henvises til hhv. Jacobsen, 2022 (SMART) og Hasler m.fl. 2022 (TargetEconN). Beregningerne er foretaget med udgangspunkt i målsætningen om at opnå indsatsbehovet for kvælstof, mens effekterne for fosfor og klima er beregnet som sideeffekter til kvælstofindsatsen.

Omkostningerne er opgjort som erhvervsøkonomiske omkostninger, og ikke velfærdsøkonomiske. Disse omkostninger er omregnet til velfærdsøkonomiske omkostninger ved anvendelse af nettoafgiftsfaktoren (NAF), (Finansministeriet, 2019). Der er tale om kortfristede og ikke dynamiske effekter. For yderligere detaljer henvises til afsnit 4.3.

1.4 Rapportens opbygning

Modelgrundlag og data præsenteres kort i kapitel 2, fulgt af en præsentation af grundscenarier og resultater i kapitel 3. Sideeffekter præsenteres for fosfor og klima, og de erhvervsøkonomiske omkostninger omregnes til velfærdsøkonomiske. Resultaterne fra modellerne sammenlignes. I kapitel 4 diskuteres resultaterne og forskelle mellem modellerne forklares og diskuteres på baggrund af forskelle i modelgrundlaget, samt på baggrund af udførte følsomhedsanalyser med begge modeller.

2 Modelgrundlaget – SMART og TargetEconN

Både SMART og TargetEconN beregner den omkostningseffektive dosering af virkemidler og beregner den sammensætning og placering, som gør det muligt at opfylde indsatskravet for oplandet til de lavest mulige omkostninger.

Modellerne kan begge anvendes til at beregne effekten af at målrette virkemidlerne, men også til mere generel implementering af virkemidler. For begge modeller består omkostningerne for etableringen af virkemidler af den tabte indtjening fra arealerne samt etablerings- og evt. pleje- og vedligeholdelseskostninger. Beregningen af disse omkostninger er ligeledes baseret på virkemiddelkatalogerne for kvælstof og fosfor (Andersen m.fl., 2020; Eriksen m.fl., 2020). De tabte indtægter fra arealerne opgøres som dækningsbidrag II, det vil sige overskuddet, efter at variable og kapacitetskostninger er aflønnet. For virkemidler, der strækker sig over flere år (vådområder, udtagning m.m.), opgøres omkostningerne som en annuitet baseret på den forventede varighed, der indgår i virkemiddelrapporten (20 år og en rente på 4 %) (Eriksen m.fl., 2020). Generelt forventes flere af disse virkemidler i praksis at have en længere tidshorisont end 20 år, selvom omkostningen fordeles på en given årrække.

2.1 SMART

SMART-modellen er en optimeringsmodel, der vælger virkemidler efter kvælstofomkostningseffektivitet for et givet opland. Der sker således en minimering af de samlede omkostninger ved at nå det opstillede reduktionskrav for et givet opland (Jacobsen, 2022; Jacobsen, 2016 og Jacobsen, 2014).

Omkostningen ved virkemidlerne er, som anført, baseret på den nye opgørelse af omkostningerne angivet i virkemiddelkataloget fra 2020 (Eriksen m.fl., 2020). Omkostninger og effekter af virkemidler er opdelt på jordtype, og hvert opland er således angivet som enten sandjord eller lerjord, selvom det ofte er en kombination af de to. Oplande med mere end 60 % sandjord er angivet som sandjordsoplande.

I grundscenariet for SMART, er potentialerne for virkemidlerne begrænset, fordi der er risiko for, at de samme arealer anvendes af flere virkemidler (for eksempel lavere normer og udtagning), idet modellen ikke selv forhindrer, at to virkemidler anvendes på samme areal. Dertil kommer, at der vil være forskel på de teoretiske arealmæssige potentialer og sandsynligt omfang af arealer, som den enkelte landmand ønsker skal indgå i en given ordning, hvilket kan bero på en række lokale forhold.

Sideeffekten af de valgte kvælstofvirkemidler på fosfor og klimagasser er opgjort i kg fosfor og i CO₂-ækvivalenter (CO₂-ækv.) for de relevante virkemidler. Reduktion af fosfor og klimagasser påvirker ikke valg af løsning i analysen, men det er muligt at se, hvilken konsekvens en given løsning har på fosfortabet og CO₂-emissionen.

2.2 TargetEconN-modellen

TargetEconN-modellen beregner den omkostningseffektive opfyldelse af indsatskravene på kvælstof fastsat for vandoplandene som et omkostningsminimeringsproblem. Optimeringen sker på oplandsniveau, mens data om omkostninger, potentialer og effekter er modelleret på markniveau. Modellen foreskriver, hvor virkemidlerne geografisk bør placeres for at opnå den mest omkostningseffektive løsning. På den enkelte mark kan der således kun vælges et virkemiddel. Derfor kan modellens resultater anvendes til meget målrettede analyser, da modellen beregner omfang og placering af virkemidlerne på markniveau.

Modellen kan anvendes til at beregne de totale omkostninger ved opfyldelse af indsatskrav, samt de gennemsnitlige og de marginale omkostninger ved optimal implementering af forskellige virkemidler. Modellen er programmeret og afvikles med det matematiske optimeringsprogram GAMS (General Algebraic Mathematical System), med optimering af geografisk placering af virkemidler ud fra viden om udvaskning fra eksisterende afgrødefordeling og jordtype (sand/lerjord), virkemiddeleffekter og potentiale, N-retention og omkostninger. Modellen er også sat op til at beregne fosforvirkemidler og krav (Hasler m.fl., in prep.). Den samlede model, TargetEconN_P, kan anvendes for kvælstof og fosfor hver for sig eller samlet.

Som for SMART, er datagrundlag og beregninger i det opdaterede virkemiddelkatalog for N (Eriksen m.fl. 2020) anvendt for så vidt angår indarbejdelse af omkostningerne og effekterne for virkemidlerne. I TargetEconN anvendes ikke de gennemsnitlige dækningsbidragstab (som i SMART) til beregningen af indkomsttabet ved virkemidlerne, men dækningsbidragstab beregnet for de specifikke afgrødekombinationer på markniveau i perioden 2014-2018⁴. Beregningen er baseret på det samme datagrundlag for dækningsbidrag som i virkemiddelkatalogerne. Derfor reflekterer omkostningsberegningen i TargetEconN forskelle på markniveau, og der er derfor en større forskel på indtjeningstabet per ha. i TargetEconN sammenlignet med SMART.

Potentialerne for virkemidler er begrænset som følge af biofysiske og hydrologiske faktorer, fx hvor der kan anlægges minivådområder og vådområder og hvor der kan udtages lavbund og lægges randzoner. Potentialerne for virkemidler er også begrænset af eksisterende lovgivning og regulering, fx kan eksisterende andele af arealet der er udlagt med obligatoriske efterafgrøder ikke bruges flere gange til efterafgrøder og andre virkemidler. Det eksisterende obligatoriske efterafgrødeareal er således taget ud af potentialet⁵. Under hensyn til disse potentialebegrænsninger foretages beregningerne med TargetEconN med maksimalt potentiale for alle virkemidler.

2.3 Begrænsninger ved modelleringen

Både SMART og TargetEconN er såkaldte ”social planner-modeller”, der identificerer hvilke virkemidler der skal placeres hvor, for at opnå den omkostningseffektive løsning, uden hensyntagen til hvilke instrumenter der skal

⁴ Se detaljeret beskrivelse af tilgang i kapitel 2 i nærværende rapport.

⁵ Det er ikke de specifikke marker som tages ud af potentialet, men andelen af markerne der kan udlægges med efterafgrøder eller andre virkemidler. Dette skyldes, at markerne med efterafgrøder jo ikke ligger fast mellem årene.

til for at skabe incitament hos landmændene til at udføre de nødvendige tiltag.

Begge modeller omfatter omkostninger på arealerne, og medtager ikke husdyrproduktionen direkte i modellerne. Husdyrgødningsanvendelse er med, og der er indregnet omkostninger ved spredning af husdyrgødningen. Der vil i praksis være stigende omkostninger til spredningen, når andelen af det dyrkede areal udtages, og der vil være omkostninger, som ikke er afspejlet i denne analyse. Dette gør, at omkostninger vil kunne være undervurderet ved store indsatskrav i et opland, idet det også kan have en indvirkning på for eksempel husdyrproduktionen, som ikke indregnes direkte, mens overslag over meromkostningen i form af længere transport af husdyrgødning er indarbejdet.

I opgørelsen af omkostningerne for de to hovedscenarier og følsomhedsanalyser er der ikke taget højde for de krydseffekter af virkemidlerne, som kan modelleres, også kaldet additivitet. I TargetEconN er det omkostningseffektive grundscenarie dog suppleret med et scenarie hvor additivitet er indregnet for placering af virkemidler i oplande til minivådområder. Dvs. at i TargetEconN indgår additive effekter, som betyder, at etablering af efterafgrøder i oplandet til minivådområderne får en mere begrænset effekt end i oplande hvor der ikke er minivådområder. Forudsætningerne beskrevet af Ørum (2020) er fulgt. Problemstillingen er, at opgjorte effekter af fladevirkemidler ikke fuldt ud kan summeres indbyrdes eller med effekten af drænvirkemidler (vådområder og minivådområder), som placeres i samme opland nedstrøms det pågældende landbrugsareal. Den lavere effekt skyldes, at når der er anlagt fladevirkemidler opstrøms, så til ledes der mindre kvælstof til minivådområdet. For at anskueliggøre effekten af disse krydseffekter mellem minivådområde-oplande og enkelte fladevirkemidler, er der derfor beregnet et scenarie for omkostningseffektiv placering, hvor krydseffekterne er omfattet.

2.4 Sammenligning af modeller og modelforudsætninger

I tabel 2.1 er de væsentligste karakteristika ved modellerne SMART og TargetEconN beskrevet og sammenlignet.

Tabel 2.1 Modelkarakteristika for de to modeller SMART og TargetEconN.

	TargetEconN	SMART
Optimeringsenhed., skala	Opland, begge modeller	
Beregningsenhed	Mark	Opland
Omkostninger ved virkemidler	Ændring af dækningsbidrag (DBII), samt etablering og drift, begge modeller	
Additivitet	Et virkemiddel per mark	Flere per opland
- Specifikt om omkostninger	Ændring i DB Beregnes på baggrund af gennemsnitligt sædskifte for afgrøder på marken i en 5 årig periode	Gennemsnitlig DB tab (Virkemiddelkatalog)
Udvaskning	Beregnes som difference til udvaskningen for eksisterende afgrødekombination	Virkemiddelkatalog (Eriksen m. fl. 2015)
Retention	Retentionskort på ID15 niveau (Højbjerg et al 2020). Begge modeller, men i SMART er retention gennemsnitlig per opland, mens den i TargetEconN er specifik per ID15 opland, ført ned til markniveau. Hver mark er derfor karakteriseret med retentionsandel.	
Jordtyper	Mark- Sand og ler på markniveau	Oplandsgennemsnit sand /ler
Potentialer	Tekstur2014 for lavbund, Minivådområdekort for vådområder og minivådområder	

Det fremgår af sammenstillingen i tabel 2.1, at optimeringsenheden er opland (de 108 oplande) for begge modeller, mens beregningsenheden, dvs. den skala hvor data er opgjort, er markniveau for TargetEconN, mens den er opland for SMART. Det betyder, at omkostninger og effekter er differentierede på markniveau for TargetEconN.

I TargetEconN er der kun tilladt at implementere et virkemiddel per mark, da additive effekter af virkemidler ikke er kendt for de fleste virkemidler, mens denne restriktion ikke gælder for SMART. Der er i SMART-modellen ikke en geografisk placering af virkemidler i de enkelte oplande, og potentialet er reduceret for at sikre, at der ikke sker implementering af to virkemidler på samme areal.

Omkostningerne består i begge modeller af tab af indtægt (dækningsbidrag II) som følge af implementering af virkemidler, samt af etablerings- og driftsomkostninger. I TargetEconN, er DB beregnet som et gennemsnit for årene 2013-2018, og for de afgrøder der er dyrket på marken i perioden 2014-2018, mens det for SMART er et gennemsnitlig dækningsbidragstab som beregnet i Virkemiddelkataloget (Eriksen m.fl., 2020); gennemsnittet er beregnet for den samme periode som TargetEconN (2013-2018). Tilsvarende beregnes udvaskningseffekten i TargetEconN for den enkelte mark, som udvaskningen fra den 5-årige afgrødekombination på marken fratrasket effekten fra virkemidlet. I SMART anvendes de gennemsnitlige udvaskningseffekter fra virkemiddelkataloget (Eriksen m.fl., 2020). Begge modeller anvender retentionskortet for ID15 fra 2021 (Højbjerg m.fl., 2020). I TargetEconN er hver mark karakteriseret ved jordtypen sand eller ler, mens der i SMART anvendes et gennemsnit af sand og ler for oplandet. Potentialekort for vådområder, lavbund og minivådområder er de samme for de to modeller.

De angivne efterafgrøder er, ud over de 255.000 ha, obligatoriske efterafgrøder; som beskrevet er dette areal taget ud af virkemidelpotentialet.

Forskelle der skyldes forskellene i beregningsenhed, er beskrevet mere detaljeret for hvert enkelt virkemiddel i tabel 2.2 og 2.3.

Tabellerne 2.2 og 2.3 beskriver effekter og omkostninger for de virkemidler der indgår i SMART og TargetEconN, og af de to tabeller fremgår ligheder og forskelle mellem de to modeller.

Tabel 2.2 Oversigt over effekter på kvælstofudvaskningen i TargetEconN og SMART.

Virkemiddel	Effekt Kg N/ha TargetEconN ¹⁾				Effekt Kg N/ha, SMART			
	Ler		Sand		Ler		Sand	
Dyreenheder (DE)/ha	<0,8	=>0,8	<0,8	=>0,8	<0,8	=>0,8	<0,8	=>0,8
Efterafgrøder	12	24	32	45	12	24	32	45
Efterafgrøder med sædskitte	12	24	32	45	24	32	24	32
Energiafgrøder	34	34	51	51	34	51	34	51
Vådområder	190	190	120	120	190	190	120	120
Mellemafgrøder	14	14	14	14	14	14	14	14
Brak*	UB*-27	UB*-27	UB*-27	UB*-27	49	49	49	49
Skovrejsning*	UB*-8	UB*-8	UB*-8	UB*-8	53	53	53	53
Tidlig såning	17	17	17	17	17	17	17	17
Randzoner (smal, 10 m)*	UB* - 12	UB* - 12	UB* - 12	UB* - 12	49	49	49	49
Randzoner (bred, 20 m)*	UB* - 12	UB* - 12	UB* - 12	UB* - 12	49	49	49	49
Udtagning, lavbund	40	40	40	40	40	40	40	40
Udtagning, højbund *	UB* - 12	UB* - 12	UB* - 12	UB* - 12				
Norm reduktion 10 % (N tildelt i handelsgødning)	0.1*0.18*N	0.1*0.18*N	0.1*0.18*N	0.1*0.18*N	3,6	3,6	3,6	3,6
Normreduktion, yderligere 10 %					3,6	3,6	3,6	3,6
Norm reduktion 20 % (N tildelt i handelsgødning)	0.2*0.18*N	0.2*0.18*N	0.2*0.18*N	0.2*0.18*N				
Minivådområder (per ha opland)					4,7	4,7	4,7	4,7
Minivådområde (beregnet per ha opland. 3 størrelser: for oplandet til minivådområdet, som er 100 x minivådområdet, 20, 50 og 100 ha).				20ha:9,945 50ha:2,36 100ha:4,72				

Kilde: Hasler m.fl., 2022; Jacobsen, 2022.

1) For virkemidler med en * beregnes udvaskningen som ændring ift. udvaskning fra udgangssituationen (UB).

Effekterne af virkemidlerne, er beregnet i kg N/ha som effekt på udvaskningen, men for udtagning af lavbund er effekten beregnet til kyst, dvs. inklusive retention.

I TargetEconN er effekten for enkelte virkemidler sammensat af en referenceværdi for udvaskningen fra de afgrøder der dyrkes på markerne i udgangssituationen, samt effekten af virkemidlerne. Udvasningsniveauet i udgangssituationen er benævnt UB i tabellen. Denne tilgang er anvendt for virkemidlerne permanent udtagning på højbund, brak, skovrejsning og randzoner. For disse virkemidler er den beregnede udvaskning efter implementering af virkemidlet fratrasket effekten af virkemidlet, således at differentierede værdier for udvaskningseffekten indgår for virkemidlerne, alt efter hvor de implementeres (dvs. specifik effekt for hver mark). Omkostning (se efterfølgende forklaring) og effekt afhænger således af den specifikke lokalitet (mark). Udvasningen i udgangssituationen er beregnet for de afgrøder der dyrkes på marken, med udvasningsmodellen NLES4 for året 2018. Datagrundlaget til beregningen af udvaskningseffekten er fra 2018 og derfor ikke længere begrænset af den tidligere normreduktion, da den beregnede udvaskning er foretaget med den gødningstildeling, der er indmeldt til gødningsregisteret. Udvasningen er beregnet for en afgrøderotation på marken der følger metoden beskrevet i Børgesen m.fl. (2009). Data er leveret fra Ecoscience (Hans Estrup Andersen, personlig kommunikation). For nogle af virkemidlerne er det ikke muligt at beregne disse markspecifikke effekter og der er anvendt den samme effekt uanset placering. Disse virkemidler omfatter efterafgrøder,

efterafrøder med sædskifte, energiafgrøder, mellemafrøder, tidlig såning, normreduktion for gødningsanvendelsen, vådområder, udtagning lavbund og minivådområder. For disse virkemidler er effekterne taget fra Virkemiddelkataloget for kvælstof (Eriksen m.fl., 2020).

For de virkemidler hvor det har været muligt, er differentieringen anvendt, da det ligesom for omkostningsberegningen giver et grundlag for at målrette virkemidlerne til de marker og områder, hvor de har størst effekt. Denne differentiering af omkostninger og effekter udgør en forskel mellem TargetEconN og SMART, og er medforklarende til de forskelle der ses i resultater mellem modellerne.

I SMART og TargetEconN er normreduktion modelleret noget forskelligt. I TargetEconN er der lagt to virkemidler ind som kan vælges uafhængigt af hinanden (men naturligvis ikke på samme mark) for hhv. 10 % reduktion og 20 % reduktion. For SMART er der en reduktion af 10 % og derefter yderligere 10 %, og der er derfor ikke beregnet en samlet 20 % reduktion i et trin.

Der ses af tabel 2.2, at der også er en forskel på indarbejdelsen af minivådområder i de to modeller. I TargetEconN er der for minivådområder lagt en mulighed ind for at vælge mellem tre størrelser af minivådområder hvor effekter og omkostninger er taget fra Virkemiddelkataloget (Eriksen m.fl., 2020). De tre størrelser er 0,2 ha, 0,5 ha og 1 ha. Virkemidlet er implementeret for det opland der dræner til minivådområdet som er 100 gange minivådområdets størrelse, og der er derfor anvendt en effekt for hele oplandet, som også er beskrevet i Virkemiddelkataloget. For 1 hektar minivådområderne, er der fx regnet med et opland på 100 hektar og en effekt på 4,72 Kg per ha for de 100 hektar. For SMART er der indlagt en effekt for minivådområder på 1 hektar, på 4,7 kg N/ha minivådområde, og hele effekten er tillagt selve minivådområdet. Effekten per hektar er således den samme for de to modeller, men forskellen mellem dem er, at der kan vælges flere størrelser i TargetEconN, og at det i TargetEconN er krævet, at der er et opland til minivådområdet. Som nævnt, er der endvidere indlagt en mulighed i TargetEconN for at begrænse effekten af andre virkemidler, der implementeres i disse oplande. Denne begrænsede effekt, den såkaldte additivitetseffekt, er beregnet på baggrund af Ørum (2020). Additivitetseffekten er dog ikke medregnet i de resultater, der er gengivet her i rapporten til sammenligning med SMART, og der henvises til Hasler m.fl. (2022) for yderligere detaljer.

Tabel 2.3 Oversigt over omkostninger for virkemidler beregnet med hhv. TargetEconN og SMART.

Virkemiddel, omkostning per ha	TargetEconN ¹ , kr./ha	SMART, kr./ha
Efterafgrøder	288-396 ²	355-368 ²
Efterafgrøder med sædskitte	1.980-3.168 ²	1.158-1.904
Energiafgrøder	DB- 1696	1915-3650
Vådområder	DB+3486	4679-6513
Mellemafgrøder	325	325
Brak	DB+250	1193-3027
Skovrejsning	DB-37	1156-2990
Tidlig såning	200	200
Randzoner (smal, 10 m)	DB	1193-2990
Randzoner (bred, 20 m)	DB	Indgår ikke
Udtagning, lavbund	DB + 1016	2536-7536
Udtagning, højbund	DB	1193-3027
Norm reduktion 10 % (N handelsgødning)	44,5	45
Norm reduktion yderligere 10 %	Indgår ikke	134
Norm reduktion 20 % (N handelsgødning) ⁵	178	
Minivådområde, beregnet per ha for opland ³		986
Minivådområde beregnet per ha, for hele oplandet ⁴		
20 ha	1163	
50 ha	672	
100 ha	504	

Kilde: Hasler m.fl., 2022; Jacobsen, 2022.

Note:

1) Omkostningerne består i TargetEconN af dækningsbidragstab (DB) som er beregnet for marken (5 årigt gennemsnit) og en hektaromkostning. Hektaromkostningen kan være positiv (udgift) eller negativ (indtægt). For nogle virkemidler er omkostningen udelukkende et DB tab (fx randzoner og udtagning på højbund) eller udelukkende en hektaromkostning (fx efterafgrøder, tidlig såning, normreduktion). For SMART omfatter omkostningen også DB tab og etablerings- og driftsomkostninger, men disse omkostninger er gennemsnitlige, som i Virkemiddelkataloget (Eriksen m.fl. 2020).

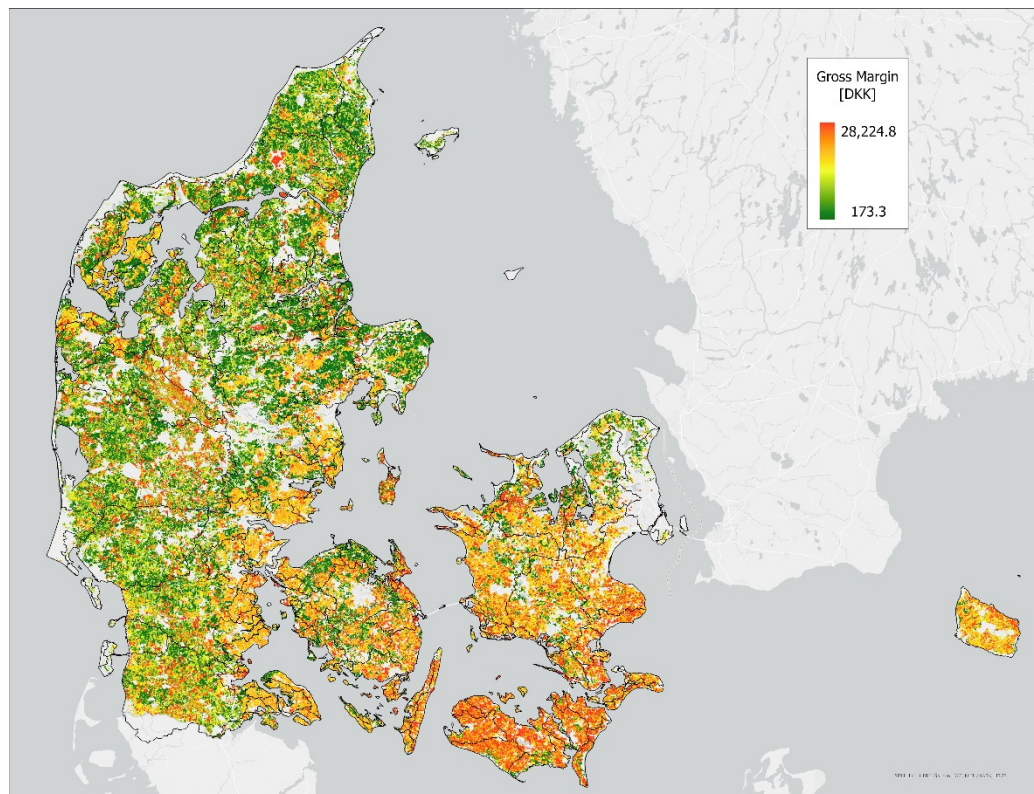
2) Interval beregnet for udvaskning for sand, ler, husdyrgødning over og under 0,8 DE/ha, samt lav, medium og høje etableringsomkostninger fra Virkemiddelkataloget (Eriksen m. fl., 2020).

3) Minivådområdeomkostningerne er for både SMART og TargetEconN beregnet for hele oplandet. Oplandet er 100 x minivådområdet.

4) I TargetEconN er der lagt ind tre forskellige størrelser af minivådområder, hhv. 0,2, 0,5 og 1 ha for minivådområdet, med et opland, der er 100 gange selve minivådområdet.

5) Omkostninger ved 20% normreduktion er således den samme for SMART og TargetEconN $45 + 134 = 178$ kr. pr. ha.

Som nævnt i fodnoten til tabel 2.3, så består omkostningerne i TargetEconN af et markspecifikt dækningsbidrag, som er beregnet som et 5-årigt gennemsnit (2014-2018) for de afgrøder som dyrkes. Der er opgjort et dækningsbidrag for henholdsvis ler og sand. For hver mark er der endvidere også modelleret andel af de forskellige afgrøder, der er dyrket på marken i perioden 2014 til 2018, fx andelen af raps, vinterhvede, vårbyg, ærter mv. Dækningsbidragene på marken varierer mellem ca. 170 kr. (våraps på sandjord) til ca. 28.000 kr. (læggekartofler på lerjord). Det er derfor et meget stort spænd i det indtjeningstab, der er modelleret for markerne, og som indgår i beregningen af omkostningerne for virkemidlerne. I kortet i figur 2.1, er den geografiske fordeling af dækningsbidragene illustreret. De grønne områder viser marker med de laveste dækningsbidrag, mens de orange og røde viser marker med de højeste.



Figur 2.1 Dækningsbidrag på markniveau i TargetEconN.

For minivådområderne er der beregnet omkostninger i virkemiddelkataloget (Eriksen m.fl., 2020) og effekter og omkostninger fra kataloget er anvendt i begge modeller. Forskellen mellem modellernes forudsætninger skyldes, at der er i TargetEconN er lagt alle tre størrelser af minivådområder ind som virkemidler, mens det i SMART er antaget, at minivådområderne er mellem 0,2 og 0,5 ha, og der er anvendt et gennemsnit af disse to størrelser.

Det ses af tabel 2.3, at omkostningerne for efterafgrøder med sædskifteændringer er noget forskellige. Begge modeller tager udgangspunkt i data fra virkemiddelkataloget (Eriksen m.fl., 2020), men i TargetEconN er der differentieret mellem sandjord og lerjord og indkomsttab på sandjord ved efterafgrøder. De beregnede indkomsttab for jordtyperne er taget fra virkemiddelkataloget (Eriksen m.fl., 2020). SMART-analysen tager udgangspunkt i de beregnede nettoomkostninger pr. kg N i virkemiddelkataloget med anvendelse af gennemsnitsværdier for jordtyper (Eriksen m.fl., 2020). For en række andre virkemidler, fx brak, skovrejsning, randzoner, udtagning, vådområder og energiafgrøder, er angivet markspecifikke tab af indtægt (DB) i TargetEconN; mens omkostningerne er gennemsnitlige i SMART.

I tabel 2.4 er de anvendte potentialer for virkemidlerne sammenlignet for de to modeller, dvs. hvor meget areal der er til rådighed for implementering af virkemidlerne. Som anført, reduceres potentialer for udvalgte virkemidler i SMART for at sikre at der ikke sker fx udtagning og skovrejsning på de samme arealer. Der er for brak anvendt et potentiale på 10 % af det samlede areal, mens der for de kollektive virkemidler anvendes en grænse på 25 % af det maksimale potentiale. Uden disse begrænsninger ville omkostningerne ved målopfyldelse være lave, men måske også umulige at gennemføre i praksis. Den faktiske implementering af fx minivådområder viser, at der lokalt kan være flere begrænsninger (mulighed for afskæring af dræn og fosfor påvirkning m.m.), samt markstørrelser som gør, at det faktiske potentiale vil være

mindre end det teoretiske potentiale. Dertil kommer så landmænds ønske om at deltage i frivillige ordninger, hvor det må antages at det afholder nogen fra at deltage, men det vil afhænge meget af hvilken implementering der anvendes.

Tabel 2.4 Potentialer for virkemidler, hektar.

Virkemiddel	TargetEconN Potentiale,	SMART Potentiale,
	VP3 (ha)	VP3 (ha)
Efterafgrøder	420.167	628.536
Efterafgrøder, sædskifte	957.885	752.108
Energiafgrøder ³⁾	1.081.840	79.911
Mellemafgrøder	239.494	242.342
Tidlig såning	179.809	140.008
Norm 10 %	2.258.902	2.401.779
Norm, yderligere 10 %		2.401.779
Norm 20 %	2.258.902	
Skovrejsning	2.255.639	2.258.902
- efter begrænsning i SMART		411.731
Udtag lavbund	86.747 ¹	167.529
- Efter begrænsning i SMART		39.485
Udtag højbund/Brak	2.168.962	2.661.639
- efter begrænsning i SMART		266.144
Randzone 10 m	62.399	27.611
Randzone 20 m	112.825	
Vådområder	80.077	160.147
- efter begrænsning i SMART		34.459
Minivådområder	1.179.199	1.165.612
- efter begrænsning i SMART		253.372

1) Potentialet for udtagning på lavbund er ca. 170000 hektar, men det er kun muligt at udtage arealer, der er i omdrift i TargetEconN. Det medfører at potentialearealet for udtagning af lavbundsjord halveres, da det er ca. halvdelen af lavbundsjordene, som ikke er i omdrift.

2) I SMART-modellen reduceres potentiale for brak til 10 % svarende til 266.144 ha og for skov til 411.731 ha. Potentialer for den kollektive indsats reduceres til 25 % svarende til ca. 34.500 ha for vådområder, 253.000 ha for minivådområder (opland) og ca. 39.500 ha for lavbund. Valg af 100 % potentiale for disse to begrænsninger ændre omkostning fra 78 til 59 kr., pr. kg N og øger målopfyldelsen fra 92 % til 100 %. Den samlede omkostning falder til 763 mio. kr.

3) Areal med energiafgrøder er i SMART begrænset til 3 % af landbrugsarealet, mens det i TargetEconN er tilladt på omdriftsarealer med mindre end 0,8 DE/ha, se tekst.

Det fremgår af tabel 2.4, at potentialerne for virkemidlerne er forskellige mellem de to modeller, på trods af at de samme potentialekort for fx vådområder og lavbund er anvendt.

Forskel i potentialet for efterafgrøder: I TargetEconN er der foretaget en beregning af omkostningseffektiv placering af de obligatoriske efterafgrøder (255.000 ha) svarende til opgørelsen af efterafgrødearealet på de 108 oplande i Blicher-Mathiesen & Kjeldgaard (2022), og disse er efterfølgende trukket fra potentialet, hvorved potentialet begrænses. Potentialet for efterafgrøder efter vårkorn er begrænset af vårkornarealet som var ca. 888.000 ha i 2018. I TargetEconN er der dog anvendt gennemsnittet af vårkornarealet i den 5-årige periode 2014 til 2018 som potentiale. I SMART er opgørelsen af efterafgrødearealet baseret på analyser foretaget af Thomsen og Ørum (2016) og analyser i forarbejdet til målrettet regulering (Ørum m.fl., 2021).

Forskelle i skovrejsning: Både SMART og TargetEconN har som udgangspunkt potentiale for skovrejsning på alle arealer inden for omdrift, fraregnet de arealer hvor der i henhold til kommunale udpegninger ikke er tilladt at rejse skov. Skovrejsningen kan også begrænses til de arealer som kommunerne har udpeget som egnede/ønskede til skovrejsning af forskellige hensyn, og det begrænser potentialet ned til samlet ca. 412.000 hektar. Dette begrænsede potentiale er anvendt i SMART.

Forskellen for vådområder og udtagning af lavbund skyldes, at der i TargetEconN ikke implementeres virkemidler på arealer, der er udenfor omdrift, fx på permanente græsarealer, allerede skovdækkede arealer eller arealer, der er dyrket med væksthushavt mv. Således er potentialet for udtagning på lavbund og vådområder ca. halvdelen i TargetEconN sammenlignet med udgangspunktet i SMART, men højere end det faktisk anvendte areal i SMART. Begrænsninger grundet anden anvendelse vil dog betyde, at det faktiske modelpotentiale af et virkemiddel er yderligere begrænset af anvendelsen af andre virkemidler på en given mark. I SMART modelleres dette ved at begrænse potentialet til 10 og 25 %. Det er dog usikkert om den anvendte grænse i SMART på henholdsvis 10 % og 25 % lige præcis sikrer at der ikke sker overlap, hvorfor dette kan indgå i vurderingen af resultater set i forhold til bl.a. hidtidig opnået niveau af implementering af de på gældende virkemidler. De angivne begrænsninger vil gøre det sværere og dyrere at nå de opsatte reduktionsmål.

26

Forskellene mellem modellerne i potentialer for de enkelte virkemidler påvirker resultaterne og er derfor medforklarende for de forskelle der er mellem modellernes resultater.

Ud over landbrugsvirkemidler, indgår også virkemidler i forhold til spildevand og regnbetinget overløb (RBO). En nærmere beskrivelse af virkemidler koblet til spildevand og regnbetingede overløb, fremgår af Jacobsen (2022) og Hasler m.fl. (2022).

Spildvandstiltag er i TargetEconN modelleret ved at indsatsen er geografisk placeret, hvilket ikke er tilfældet i SMART. For renseanlæggene er der tre virkemidler for P og fire virkemidler for N:

1. M til MBN (N, P) (261 mulige tiltag)
2. MBN til MBNDK (N, P) (417 mulige tiltag)
3. MBNDK til MBNDKF (N, P) (637 mulige tiltag)
4. MBNDKF til MBNDKFe (N) (693 mulige tiltag)

hvor M=mekanisk rensning, B=biologisk rensning, N=nitrifikation, D=denitrifikation, K=kemisk fældning, F= efterpolering i filter, e=efterdenitrifikation.

De konkrete forslag til hvor opgraderinger kan gennemføres, samt effekt og omkostninger vedr. etablering er baseret på data fra Miljøstyrelsen. I analysen indgår alene mereffekten og merinvesteringen fra et trin til det næste. Det er muligt at gennemføre udvidelser af spildevandsrensningen på 693 lokaliteter. Som det fremgår, vil sidste trin været nyt for alle de inkluderede spildevandsanlæg. Der kan godt på en lokalitet være beregninger omfattende flere udbygningstrin. Omkostningerne ved udbygningen er typisk over 500 kr. pr. kg N, når reduktion af fosfortab ikke værdisættes (Jacobsen, 2022).

Hvad angår regnbetingede overløb, så er data vedr. omkostninger ikke særlig præcise, hvorfor dette virkemiddel ikke indgår i TargetEconN. I SMART-modellen indgår regnbetingede overløb, men fordi der er usikkerhed omkring omkostningerne er der anvendt samme standardomkostning for alle oplande på 4.987 kr. pr. kg N. Det er således et meget dyrt virkemiddel set i forhold til de landbrugsvirkemiddel der tidligere er beskrevet.

3 Resultater beregnet med de to modeller for to hovedscenarier

3.1 Præcisering af de beregnede scenarier med de to modeller

Scenarieberegningerne omfatter en omkostningseffektiv opfyldelse af det samlede indsatsbehov på 13.075 tons N for vandområdeplan 2021-2027. Indsatsen inkluderer en videreført indsats på ca. 3.500 tons N fra VP2. Indsatsen i VP3 omfatter alle virkemidler (målrettet regulering, kollektive virkemidler og spildevand). Landbrugsvirkemidlerne er beskrevet i kapitel 2.

Der er et indsatsbehov i 78 af de 108 kystvandoplande, svarende til 79 % af landbrugsarealet, som beskrevet i afsnit 1.2.2 og kortet i figur 1.1. Der er altså ikke noget indsatsbehov i 30 af de 108 kystvandoplande, men alle 108 kystvandsoplande indgår i analysen.

Der er udført beregninger af to grundscenarier for VP3:

- Scenarie 1: den mest omkostningseffektive gennemførelse af indsatskravene til de 108 oplande.
- Scenarie 2: omkostningerne ved en på forhånd fastlagt fordeling imellem såkaldt ”kollektive” og ”målrettede” virkemidler, som Miljøministeriet har fastsat: 75 % målrettede og 25 % kollektive.

Som en del af scenarie 1, er modellerne kørt for de 108 oplande og de indsatskrav, der er fastsat for disse. De totale omkostninger og effekter, omkostninger og effekter per hektar samt omkostningseffektivitet per opland og totalt for hele landet er beregnet.

Scenarie 2 er interessant af administrative hensyn og omfatter gennemførelse af 25 % af indsatsbehovet med kollektive virkemidler (vådområder, minivådområder, lavbundsprojekter og skovrejsning) og 75 % af indsatsbehovet gennem målrettet regulering. Disse analyser er gennemført ved at sætte indsatskravet til den angivne procent og køre modellen med de ønskede virkemidler i analysen (kollektive og målrettede for sig). Fordelingen er fastsat nationalt. Indeholdt i de 75 % målrettet indsats er efterafgrøder, randzoner, nedsat gødsning, mellemafgrøder, tidlig såning, permanent udtagning på højbund⁶ og spildevandsindsats. For den målrettede regulering inkluderer indsatsen en videreført indsats på ca. 3.500 tons N fra VP2.

I tillæg til disse to scenarier er der udført følsomhedsscenarier med begge modeller, som er beskrevet i de to rapporter om modellerne (Jacobsen 2022; Hasler m.fl., 2022). Disse resultater kommenteres og inddrages i diskussionen i kapitel 4.

⁶ Der er indlagt tre virkemidler for udtagning: Brak er etårig udtagning, mens permanent udtagning kan ske på hhv. højbunds- og lavbundsarealer, hvor der er regnet med forskellig N-effekt samt sideeffekter for P og klima. Lavbundsarealerne er udpeget (jf. tabel 2.4) mens højbund udgør de øvrige jorde. Klassificeringen er anvendt i Eriksen m.fl. (2020), og bygger på den danske jordklassificering.

Modelleringen af scenarierne for VP3 tager højde for:

- *Allerede implementerede obligatoriske efterafgrøder.* Disse efterafgrødearealer er implementeret i modellen således, at de billigste efterafgrødearealer er anvendt og dermed udtaget af potentialet. Efterafgrødearealet er opgjort for 2018 (Blicher-Mathiesen og Keldgaard, 2021), og svarer til 255.000 hektar, fordelt omkostningseffektivt i TargetEconN på oplande i henhold til fordelingen i 2018.
- *Implementerede ”kollektive” virkemidler (skovrejsning, vådområder, minivådområder og udtagning af lavbundsarealer):* Det antages, at 62 % af det forventede indsatsbehov fra kollektive virkemidler er implementeret ved udgangen af 2021, og dette areal er fratrasket potentialet, idet placeringen er foretaget omkostningseffektivt.

3.2 SMART

3.2.1 SMART Grundscenarie 1

I Scenarie 1 er der i SMART-modellen en reduktion af det potentielle areal for udtagning og kollektive virkemidler for at undgå overlap af arealer, således at det samme areal ikke anvendes to gange. Udtagning er således reduceret til 10 % af potentialet i SMART. Skovrejsning er reduceret til det areal, hvor der er arealer som kommunerne har udpeget som egnede til skovrejsning, i alt cirka 400.000 ha. De kollektive virkemidler omfattende vådområder og minivådområder, er reduceret til 25 % af potentialet. Der vil være nogen variation i den reduktion af potentialet der vil være nødvendig, for at undgå overlap i de enkelte oplande. Det vurderes, at der med de anlagte niveauer er sikkerhed for, at der ikke sker overlap i større omfang.

Omkostningen for at nå 13.075 tons N er med SMART-modellen opgjort til samlet 938 mio. kr. årligt, hvilket svarer til 78 kr. pr. kg N. i gennemsnit (se tabel 3.1). Udtagningen udgør 229.000 ha, svarende til 9 % af det samlede landbrugsareal. Omfanget af vådområder er 22.000 ha og effekten er ca. 22 % af den samlede indsats. Skovrejsning udgør ikke mindre end 124.353 ha og dette niveau svarer til cirka 20.000 ha årligt over seks år og er noget højere end de cirka 3.000 ha pr. år der tidligere er opnået. Den relativt dyre skovrejsning vælges af modellen, fordi en lang række andre virkemidler er opbrugt i en del kystvandoplande, og fordi det er lidt billigere end almindelig udtagning. Udtagning af almindelige landbrugsarealer udgør 56.000 ha, mens udtagning af lavbund udgør 11.400 ha. Udtagningen er størst flere steder i Jylland, steder på Midtfyn og på Lolland-Falster.

Omfanget af normreduktion på 10 % omfatter 45 % af landbrugsarealet, og yderligere normreduktion (+10 %) øges til at dække 17 % af arealet (se også figur 13). Det erindres, at der kun er et indsatsbehov i 78 af de 108 kystvandoplande svarende til 79 % af landbrugsarealet. Randzoner og energiafgrøder vælges i meget begrænset omfang. Såfremt det antages, at der ikke er nogen retention for randzoner, øger dette effekten pr. ha og reducerer omkostningen pr. kg N. Uden retention ved randzoner, ville der indgå 28.000 ha randzoner i den billigste løsning, og de samlede omkostninger ville være reduceret med 18 mio. kr. i forhold til den valgte løsning. Dermed ville randzoner ikke længere være blandt de dyreste virkemidler, som angivet i figur 3.1. I TargetEconN-modellen indgår overfladeretentionen og ikke grundvandsretention ved randzoner.

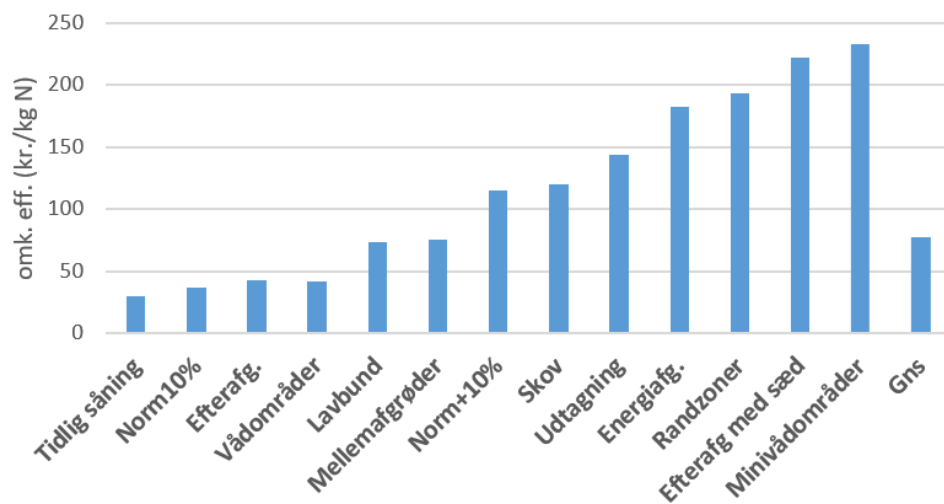
Omfang af vådområder er højt, svarende til over en fordobling af areal med vådområder frem mod 2027. Et niveau på over 4.000 ha vådområder pr. år i er således meget højere end det niveau på ca. 1.200 ha pr. år, som er realiseret i VP2 fra 2015 til 2021.

Tabel 3.1 Scenarie 1 SMART: Mål er 13.075 tons N, og reduceret potentiale (som beskrevet i tekst).

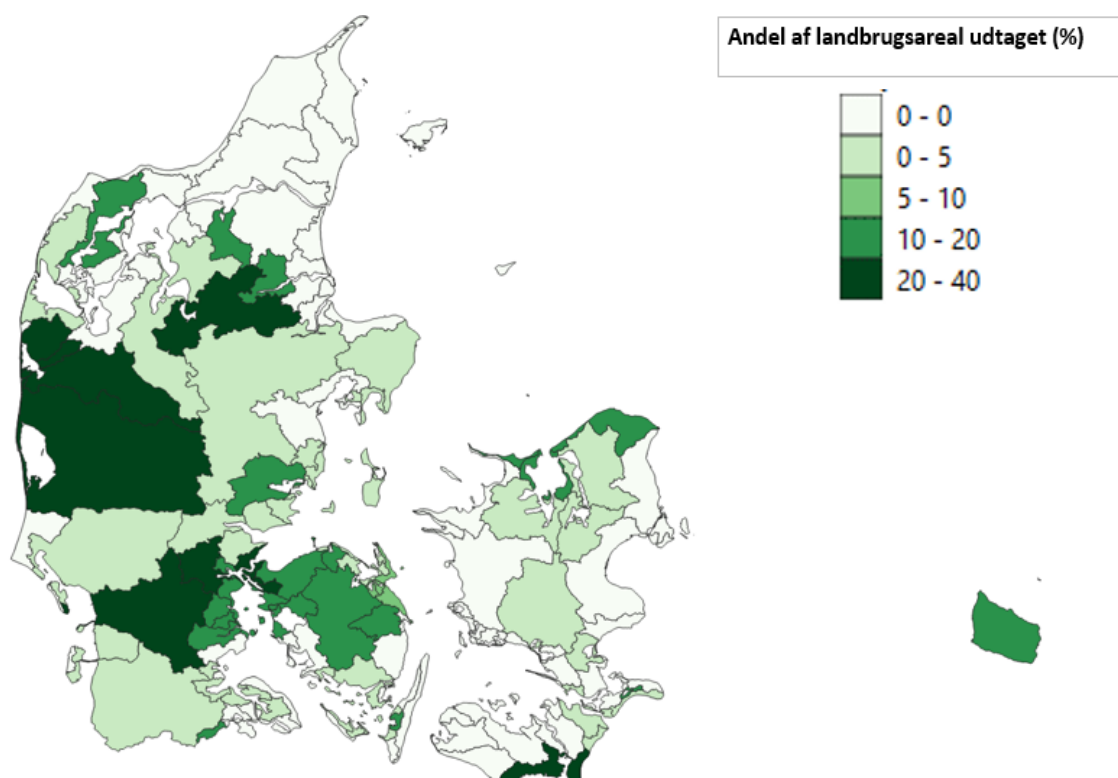
	Areal	Effekt	Effekt	Omk.	Omk.	Gns. Omk.
	ha	kg N/ha	tons N	1.000 kr.	kr./ha	kr./kg N
Efterafgrøder u. sædskifteændr.	345.472	8,3	2.874	124.213	360	43
Efterafgrøder m. sædskifteændr.	77.758	6,5	502	111.456	1.433	222
Energiafgrøder	6.011	11,4	69	12.500	2.080	182
Mellemafgrøder	82.441	4,3	356	26.793	325	75
Tidlig såning af vintersæd	85.502	6,6	568	17.100	200	30
Norm10 %	1.180.091	1,2	1.421	53.104	45	37
Norm+10 %	442.162	1,2	514	59.029	134	115
Randzoner	2.350	7,1	17	3.230	1.375	194
Udtagning	70.040	12,0	840	120.964	1.727	144
Skov	124.353	13,3	1.658	198.259	1.594	120
Lavbund	10.267	40,0	411	30.368	2.958	74
Vådområder	21.579	125,2	2.702	113.041	5.239	42
Minivådområder	21.907	4,2	93	21.600	986	233
Renseanlæg			40,7	24.015		590
RBO			4,5	22.435		4987
Sum/Gns.			12.070	938.107	352	78
Mål			13.075			

Noter: Der er en række oplande, som ikke når målet. Udtagning omfatter 229.000 ha (9 %). Målet opnås med 59 % målrettet regulering og 40 % kollektive virkemidler, mens 0,4 % er dækket af rensningsanlæg og RBO.

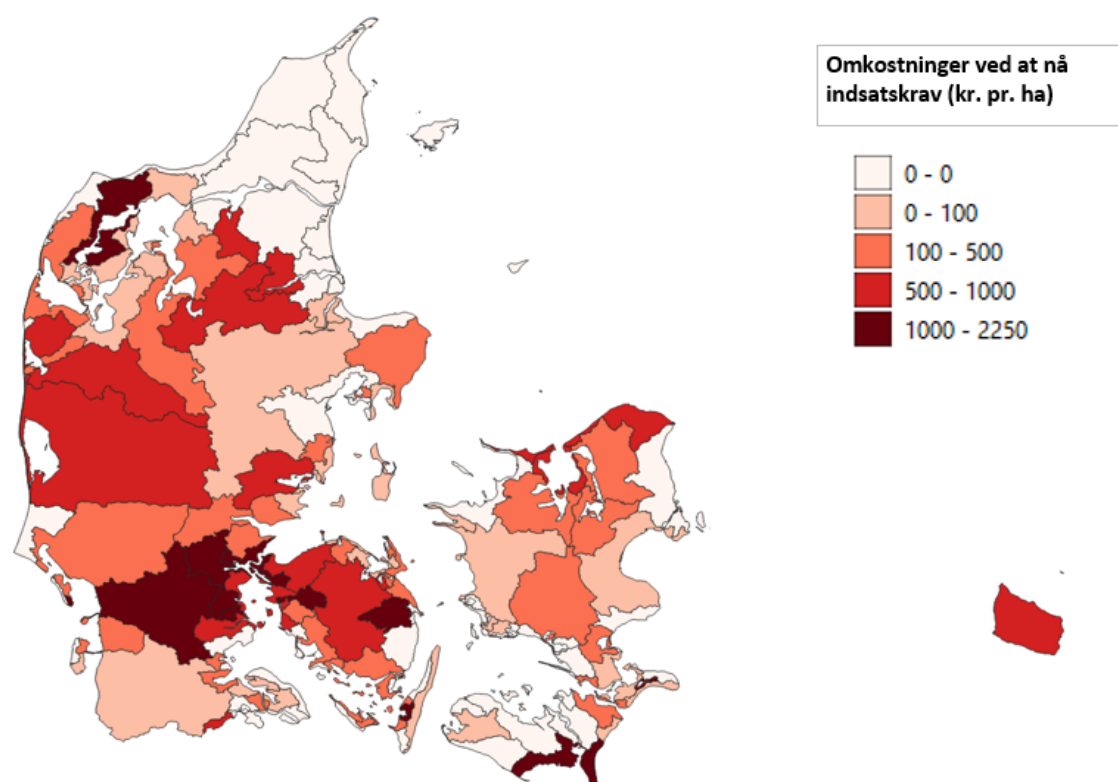
Som det fremgår af figur 3.2, så er udtagning her billigere end minivådområder og efterafgrøde med sædskifteændringer. Som det fremgår af figur 3.3, er der stor variation i omkostningerne pr. ha. For 13 kystvandoplande, er omkostningerne over 1.000 kr. pr. ha, mens 30 oplande har en omkostning på 0 kr. pr. ha. De vigtigste virkemidler er efterafgrøder, vådområder og udtagning, ligesom også normreduktion er vigtig. De lavere omkostninger skal ses i lyset af, at målet ikke opnås, idet målopfyldelsen er 92 %. Omfanget af efterafgrøder med sædskifteændringer er 83.000 ha. Omkostningerne pr. kg N er angivet i figur 3.4, og der er en del oplande med omkostninger over 200 kr. pr. kg N. Som forventet, er de højeste omkostninger pr. kg N også i de områder, hvor der er de højeste omkostninger pr. ha.



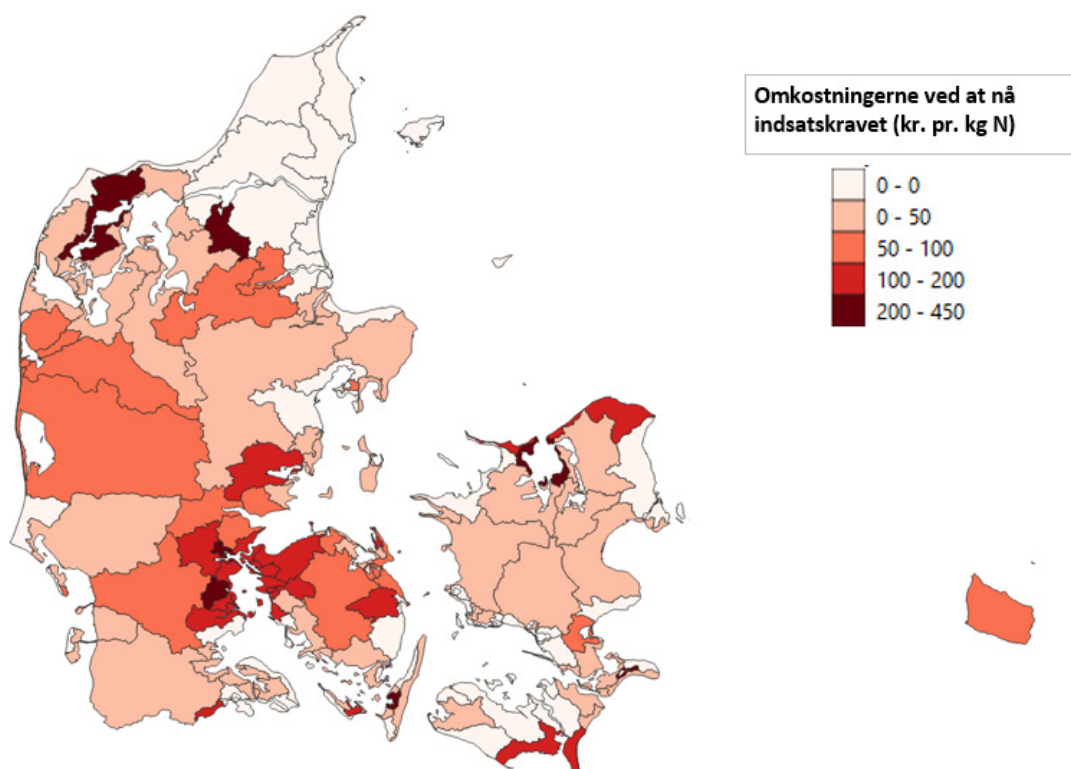
Figur 3.1 Omkostninger per kg N ved scenarie 1 (kr. pr. kg N). SMART.



Figur 3.2 Omfang af udtagning SMART (procent af landbrugsareal udtaget).



Figur 3.3 Omkostninger pr. ha ved scenario 1 for de 108 kystoplande SMART.



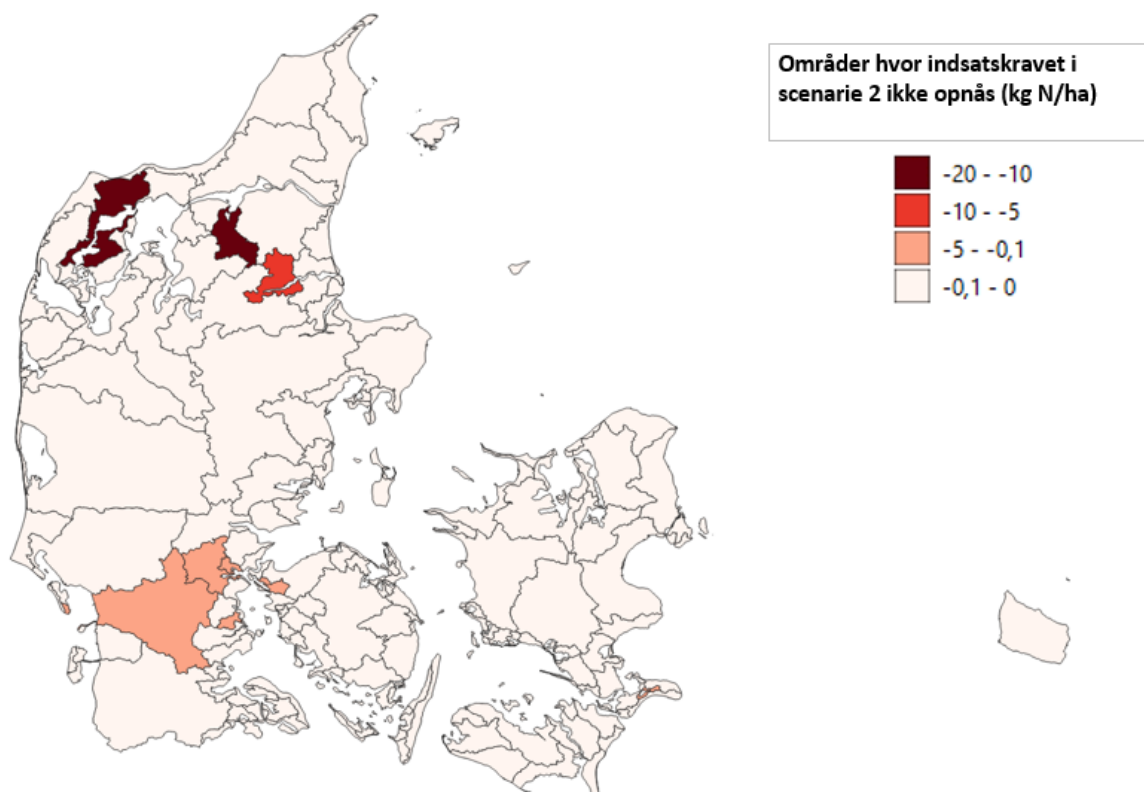
Figur 3.4 Omkostningen ved scenario 1 for de 108 kystoplande opgjort som kr. pr. kg N. SMART.

Som anført i tabel 3.2, opnås indsatskravet for en række kystvandoplande ikke, og den samlede afstand til reduktionsmålet udgør 1.010 tons N. De oplande, der mangler mest i tons N, findes i Knudedyb, Mariager Fjord, Thisted Bredning og Halkær Bredning (se figur 3.5). Som anført, ville det ved fuld potentiale for bl.a. brak og skovrejsning være muligt at opnå målopfyldelse for alle oplande, men også en risiko for at de samme arealer bruges til flere virkemidler.

Tabel 3.2 Oplande der ikke når målsætningen i VP3 ved begrænset potentiale af virkemidler (scenario 1).

Nr.	Opland	Indsats	Krav	Manko	Målopfyldelse procent	Husdyr- intensitet DE/ha	Yderligere udtagning (procent af samlet landbrugsareal)
		tons N	tons N	tons N			
49	Stege Nor	6	9	3,4	63	0,05	12
80	Gamborg Fjord	46	49	3,2	94	0,78	25
120	Knudedyb	1.594	1.750	155,3	91	1,86	33
124	Kolding Fjord, indre	206	251	45,1	82	0,50	22
125	Kolding Fjord, ydre	10	14	4,0	72	0,43	13
159	Mariager Fjord, indre	158	239	81,0	66	0,57	17
236	Thisted Bredning	155	551	396,7	28	0,57	15
238	Halkær Bredning	82	398	315,8	21	0,87	17
		2.257	3.261	1.004			

Note: Grænsen er sat til, at afvigelsen skal være over 5 % af indsatskravet.



Figur 3.5 Områder der ikke når det angivne indsatskrav for VP3 i scenarie 1, SMART.

Det indgår i analyser af implementeringen af målrettet regulering i 2018-2020, at der er områder, der har haft svært ved at nå kravene, fx Sønderjylland og dele af Fyn (Jacobsen, 2022).

Indsatsen i scenarie 1 omfatter en samlet spildevandsindsats på 41 tons med en indsats i Thisted Bredning på 18 tons N, i Knudedyb på 17 tons N og Kolding indre på 5 tons N. Hvad angår regnbetingede overløb, indgår der en indsats på i alt 4,5 tons N bestående af 2,6 tons N i Knudedyb og 1,8 tons N årligt i Thisted Bredning. Det er ikke muligt med spildevandstiltag i alle kystvandoplande, der ikke når reduktionsmålet.

Der er 19 kystvandoplande, der ved reduceret harmoniareal i beregningerne, ville få en husdyrintensitet over 1,0 DE pr. ha. Det vurderes, at den højere husdyrintensitet vil øge omkostningerne ved udtagning i forhold til det angivne. I værste tilfælde betyder dette, at der skal findes nye gylleaftaler omfattende cirka 370.000 ha, som ved en meromkostning for disse områder på for eksempel 250-725 kr. pr. ha, kunne koste op til yderligere 225 mio. kr. årligt (Eriksen m.fl., 2020). Såfremt der er behov at reducere husdyrproduktionen, vil dette øge omkostningerne yderligere.

En yderligere reduktion af potentialet for kollektive virkemidler til 10 % af det samlede potentiale, vil betyde en udtagning på 234.700 ha, men der opnås kun 11.730 tons N (90 % af indsatskravet) ved denne begrænsning af potentialet, og omkostningen vil stige til over 1 mia. kr. (90 kr. pr. kg N). Der vil være ni oplande, der ikke når i mål, og afstanden til reduktionsmålet vil nu være cirka 1.300 tons N.

3.2.2 SMART Scenarie 2: Indsatskrav fordelt på målrettede og kollektive virkemidler

Ved et krav om fordeling af virkemidlerne så 75 % af kravet dækkes af målrettet regulering, og 25 % opnås ved kollektive virkemidler, bliver resultatet som beskrevet i tabel 3.3. Løsningen bliver dyrere og omkostningerne stiger til 942 mio. kr. eller 81 kr. pr. kg N. I scenarie 1 udgør den målrettede indsats 60 % og den øges nu til 75 %. De valgte arealer er ikke så forskellige fra scenarie 1, men der vælges nu mere efterafgrøder med sædskifteændringer, normreduktion (+10 %), tidlig såning, energiafgrøder og udtagning. Omvendt indgår der mindre areal med specielt skovrejsning, idet arealet der indgår falder fra 124.000 ha til 39.000 ha. Der opnås kun en reduktion på 11.666 tons, hvilket er cirka 89 % af målet.

Tabel 3.3 Scenarie 2: Opdelte analyse fordelt med 75 % målrettet regulering og 25 % kollektive virkemidler.

	Areal Ha	Effekt kg N/ha	Effekt tons N	Omk. 1.000 kr.	Gns. Omk. kr./ha	Omk. eff. kr./kg N
Efterafgrøder u. ændringer	370.115	8,1	2.991	133.161	360	45
Efterafgrøder m. ændringer	142.436	7,0	995	189.235	1.329	190
Energiafgrøder	14.344	10,3	147	28.764	2.005	196
Mellemafgrøder	94.595	3,9	373	30.743	325	82
Tidlig såning af vintersæd	103.970	6,2	642	20.794	200	32
Norm10 %	1.599.028	1,1	1.700	71.956	45	42
Norm+10 %	690.564	1,0	670	92.190	134	138
Randzoner	5.300	6,3	34	6.893	1.301	205
Udtagning	87.469	12,2	1.069	152.768	1.747	143
Sum/Gns.			8.620	726.505		84
Mål			9.806			
Kollektive virk.						
Skovrejsning	39.108	17,6	687	90.196	2.306	131
Lavbund	5.450	40,0	218	19.699	3.614	90
Vådområder	17.034	121,1	2.063	87.531	5.139	42
Minivådområder	18.195	4,2	77	17.941	986	233
Sum/Gns.			3.045	215.367		71
Spildevandsrensning						
RBO						
Total sum/Gns.			11.666 (89 %)	941.871		81
Total mål			13.075			

Note: Udtagning indgår kun som virkemiddel i målrettet regulering. Samlet omfang af udtagning er 154.000 ha.

3.3 Resultater TargetEconN

3.3.1 Grundscenarie 1: Omkostningseffektivt scenarie og resultater

Indsatskravet på 13.075 tons N nationalt, skal i dette scenariet opnås omkostningseffektivt. Der er i dette scenarie anvendt fuldt potentiale for skovrejsning, dvs. at skovrejsningen ikke er begrænset af kommunernes udpegninger af områder, der er ønskede og ikke ønskede til skovrejsning.

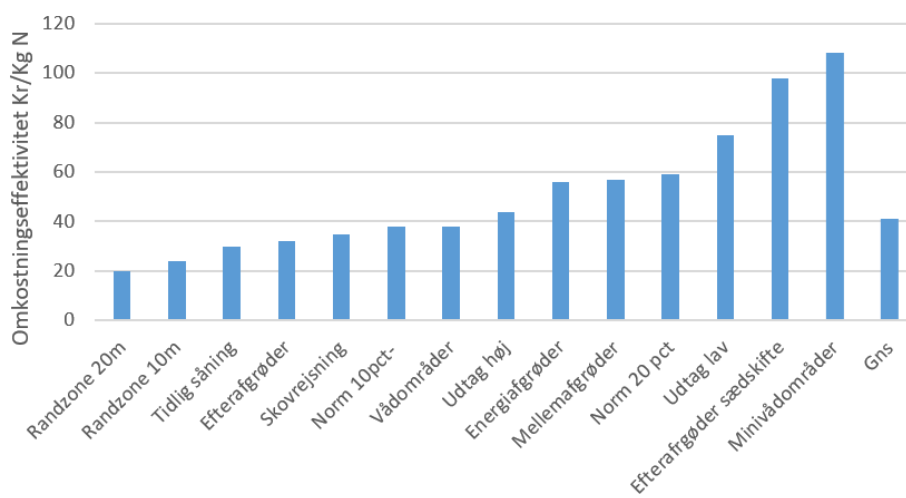
Det ses af tabel 3.4, at den totale omkostning i denne omkostningseffektive løsning udgør 530 millioner kroner årligt til en målopfyldelse på 13.014 tons N, dvs. 99 % af det samlede indsatskrav på 13.075 tons.

Det er ét kystvandopland, hvor indsatskravet ikke nås i dette scenarie; Halkær bredning syd for Limfjorden. I oplandet mangler der at blive reduceret med

60 tons kvælstof for at opfylde indsatskravet (manglen udgør 15 %). De fleste virkemidler indgår i løsningen i dette opland, også øget spildevandsrensning.

Tabel 3.4 Nationale resultater for hovedscenarie 1, det omkostningseffektive scenarie, indsatskrav 13.075 tons N.

Virkemiddel	Areal	Effekt inkl. retention (ved kyst)	Effekt	Omkostning i alt	Gns. Omkostning	Omk.effekt
	Ha	Kg N/ha	1000 kg	1000 kr.	Kr./ha	Kr./kg N
Efterafgrøder	39.703	11*	426	13.430	338	32
Efterafgrøder, sædskifte	230	22	5	456	1983	98
Energiafgrøder	68.144	15	1.042	58.724	862	56
Mellemafgrøder	1.367	6	8	444	325	57
Tidlig såning	30.655	7	205	6.131	200	30
Norm 10 pct	61.464	1	72	2.735	44	38
Norm 20 %	6.106	3	18	1.087	178	59
Skovrejsning	174.776	27	4.698	165.478	947	35
Udtag lavbund	1.380	40	55	4149	3007	75
Udtag højbund	108.748	23	2.523	111.725	1027	44
Randzone 10m	7	61	0	10	1429	24
Randzone 20m	12.684	68	865	17.634	1390	20
Vådområder	17.835	150	2.684	10.1017	5664	38
Minivådområder	85.810	4,7	405	43.638	509	108
Rensning af spildevand			8	4.180		523
Total/Gns.			13.014	530.837		41



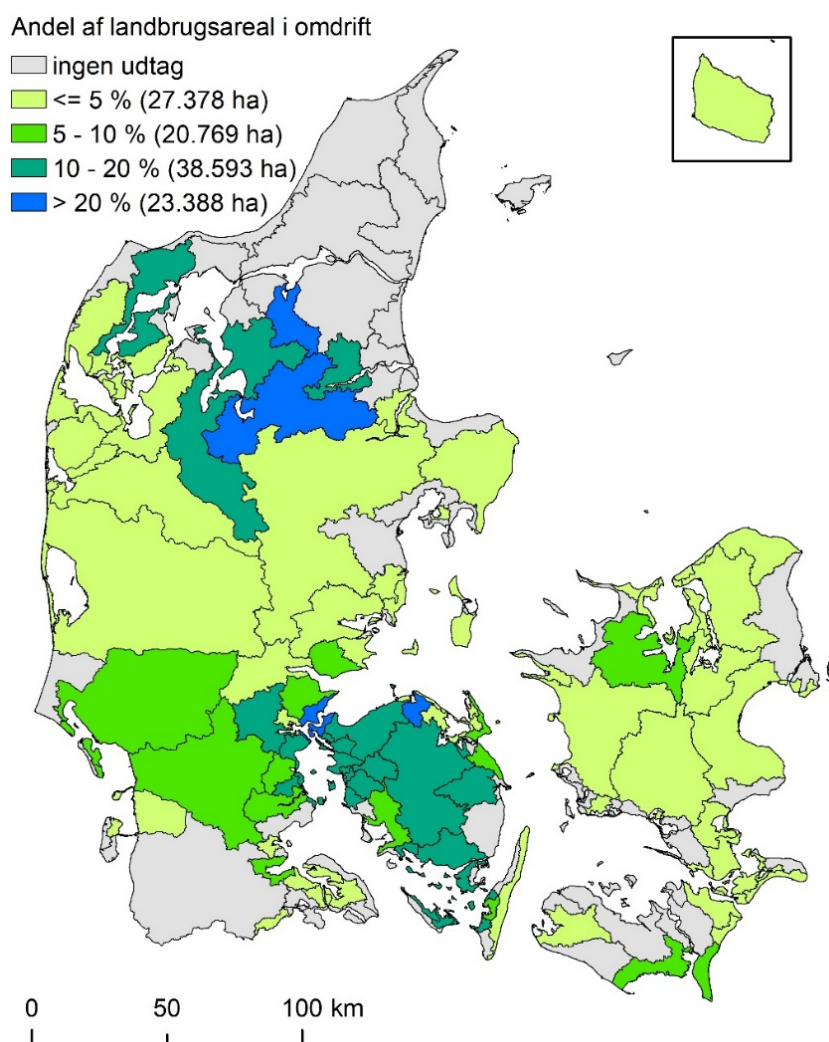
Figur 3.6 Omkostninger per kg N, scenarie 1, TargetEconN.

Af tabel 3.4 og figur 3.6 ses, at udtagning af højbund generelt har en højere omkostning per kg N end mange andre virkemidler, fx efterafgrøder uden sædskifteændringer, randzoner, skovrejsning mv.; men virkemidlet er attraktivt, da der er en række marker, hvor omkostningerne per kg N for udtagning af højbund er meget lave pga. et lavt dækningsbidrag per ha. Der henvises til Hasler m.fl. (2022) for en mere detaljeret beskrivelse og diskussion af variationen i omkostningerne per kg N for de forskellige virkemidler og oplande. I den rapport er den store variation i dækningsbidrag per ha for hele landet illustreret (figur 2.1). Derudover er udtagning på højbund ikke begrænset til specifikke afgrøder eller områder, men det er fx efterafgrøder (uden sædskifteændringer) da dette virkemiddel er begrænset til de marker, hvor der dyrkes vårafgrøder. Dette er medforklarende til at udtagning på højbund vælges

foran efterafgrøder på mange arealer, selv om den gennemsnitlige omkostninger per kg N er højere for udtagning end efterafgrøder.

Udtagning af højbundsjord udgør således hele 44 % af det samlede areal, hvor der implementeres virkemidler, mens effekten udgør 19 %. Normreduktion implementeres kun på 10 % af arealet, mens energiafgrøder optager 12 % af arealet. Samlet set er energiafgrøder, skovrejsning, udtagning på højbund og vådområder de virkemidler, der giver den største effekt. Den samlede udtagning udgør omkring 370.000 ha (ca. 14 % af landbrugsarealet). I scenariet implementeres 34 % af den samlede N reduktion ved målrettede virkemidler, 65 % ved kollektive virkemidler og 0,5 % ved øget rensning af spildevand.

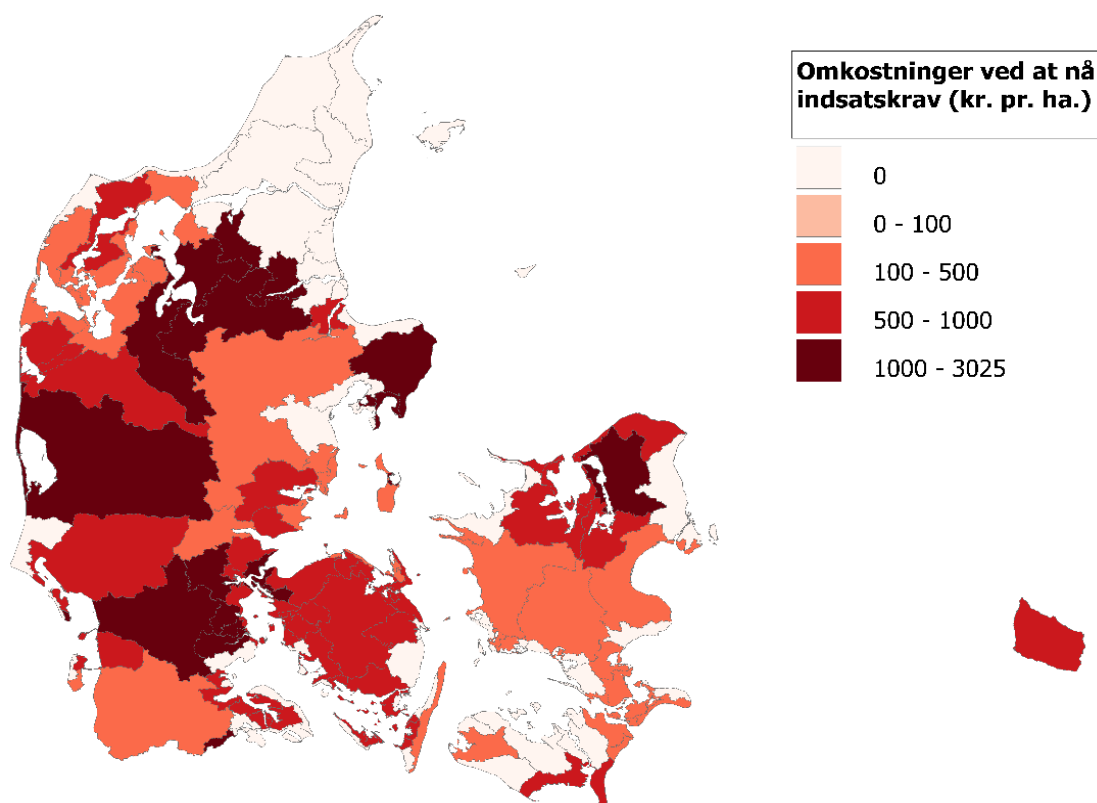
Kortet i figur 3.7 viser den andel, som udtagning udgør i de kystvandoplande der har indsatskrav. Dette belyser, hvor stor en andel af landbrugsarealet inden for omdrift, der udtages i den omkostningseffektive løsning og hvordan denne andel varierer mellem oplandene. Således ses det, at der er en stor andel udtaget areal i oplandet syd for Limfjorden og på Fyn (over 10 % af landbrugsarealet inden for omdrift), samt i de sydvestlige dele af Jylland.



Figur 3.7 Kort over udtagning af lav- og højbund som andel af landbrugsarealet i omdrift, Scenarie 1, TargetEconN.

Da der er en meget stor andel af skovrejsning i løsningen til dette scenarie, er det i TargetEconN-beregningerne også, ligesom i SMART-beregningerne vist i afsnit 3.2, valgt at begrænse potentialet for skovrejsning ved at fratrække de

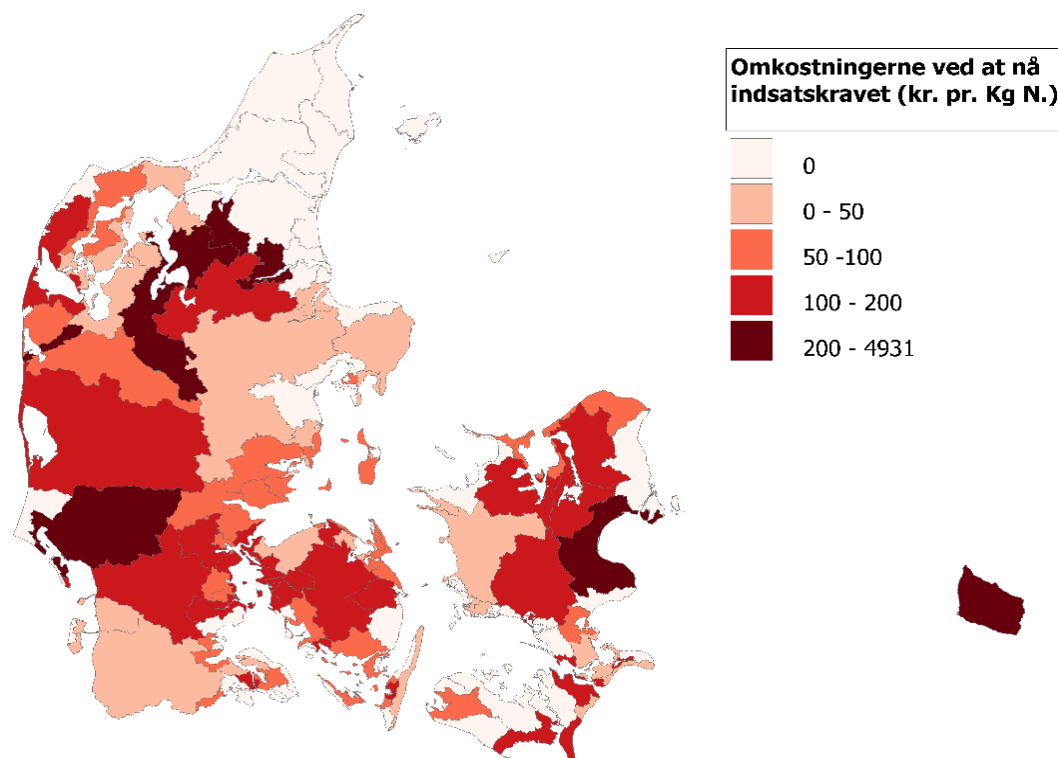
områder, som kommunerne har udpeget som uønsket til skovrejsning. Herefter reduceres det samlede potentiale for skovrejsning i VP3, og skovrejsningen reduceres med ca. 44.500 hektar (fra 174.776 hektar til 130.250 hektar). Begrænsningen af potentialet for skovrejsning forøger den samlede omkostning fra ca. 530 til 542 millioner årligt, men giver nogenlunde samme målopfylde (opfyldelse af indsatskrav). Fordelingen mellem virkemidler ændres fra skovrejsning som det mest dominerende virkemiddel, til udtagning på højbund, men der er stadig en del skovrejsning. Dernæst følger vådområder og energiafgrøder. At energiafgrøderne vælges, skyldes at der er regnet med en indtægt for disse for lerjord, jf. Eriksen m.fl., 2020 samt tabel 2.1, men en nettoudgift på sandjorde, i henhold til Eriksen m.fl., 2020. Skovrejsningens relative fordelagtighed i forhold til ren udtagning skyldes ligeledes, at der er en lille indtægt efter skovrejsning, iht. Eriksen m.fl., 2020. Selv om efterafgrøder i gennemsnit er mere omkostningseffektive end skovrejsning og udtag af højbund, så er variationen i omkostningseffektivitet for virkemidlerne for alle oplande mindre for efterafgrøder end for skovrejsning og udtag af højbund (Hasler m.fl., 2022), jf. diskussion tidligere i afsnittet.



Figur 3.8. Omkostningerne per hektar i de oplande der har indsatskrav, scenarie 1, TargetEconN (kr./ha).

Det ses af kortet, at omkostningerne per ha især er høje i oplande syd for Limfjorden, hvor der er meget udtagning, men også i Vestjylland samt sydøstlige dele af Jylland.

Fordelingen i forhold til omkostningseffektivitet for oplandene er opgjort som marginalomkostningerne på kortet i figur 3.9, dvs. omkostningen ved det sidste kg N reduceret, for at kunne sammenligne mellem oplande, der har forskellige indsatskrav for N.



Figur 3.9 Omkostningseffektivitet for oplande (marginalomkostninger), Scenarie 1, TargetEconN.

Kortet i figur 3.9 illustrerer, at reduktionsomkostningerne varierer meget mellem oplande, dvs. der er forskelle i hvor omkostningseffektivt indsatskravene kan opfyldes, og at der - til en vis grad - er overlap mellem oplande der har høje reduktionsomkostninger per ha (figur 3.8) og per kg N (figur 3.9). Således er der høje omkostninger både per kg N og ha i oplandene nord og syd for Limfjorden. Der er også oplande til Limfjorden som har lave omkostninger per kg N reduceret., og det samme gælder Østjylland og Vestsjælland, hvor omkostningerne er lave per kg N reduceret. Dette kan delvist forklares med lave indsatskrav.

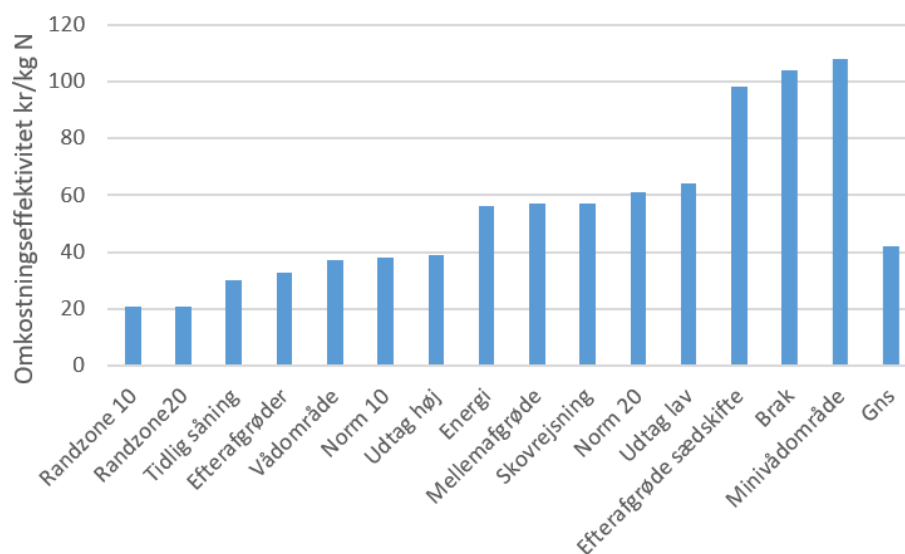
3.3.2 TargetEconN Scenarie 2- indsatskrav opfyldt med 75 % målrettede og 35 % kollektive

Dette scenarie beregner omkostningerne ved en på forhånd fastlagt fordeling imellem såkaldt "kollektive" og "målrettede" virkemidler, som Miljøministeriet har fastsat. Tabel 3.3 og figur 3.10 viser resultaterne fra scenariet, hvor der er 75 % målrettede og 25 % kollektive virkemidler implementeret på nationalt niveau.

Målrettede virkemidler omfatter: Efterafgrøder, efterafgrøder med sædskifteændringer, energiafgrøder, mellemafgrøder, tidlig såning, normreduktioner, brak, udtagning af højbund, samt rensningsanlæg. Kollektive virkemidler omfatter skovrejsning, minivådområder, vådområder og udtagning af lavbund.

Tabel 3.5 Nationale resultater for hovedscenarie 2, 75 % målrettet / 25 % kollektivt scenarie ved indsatskrav på 13.075 tons N.

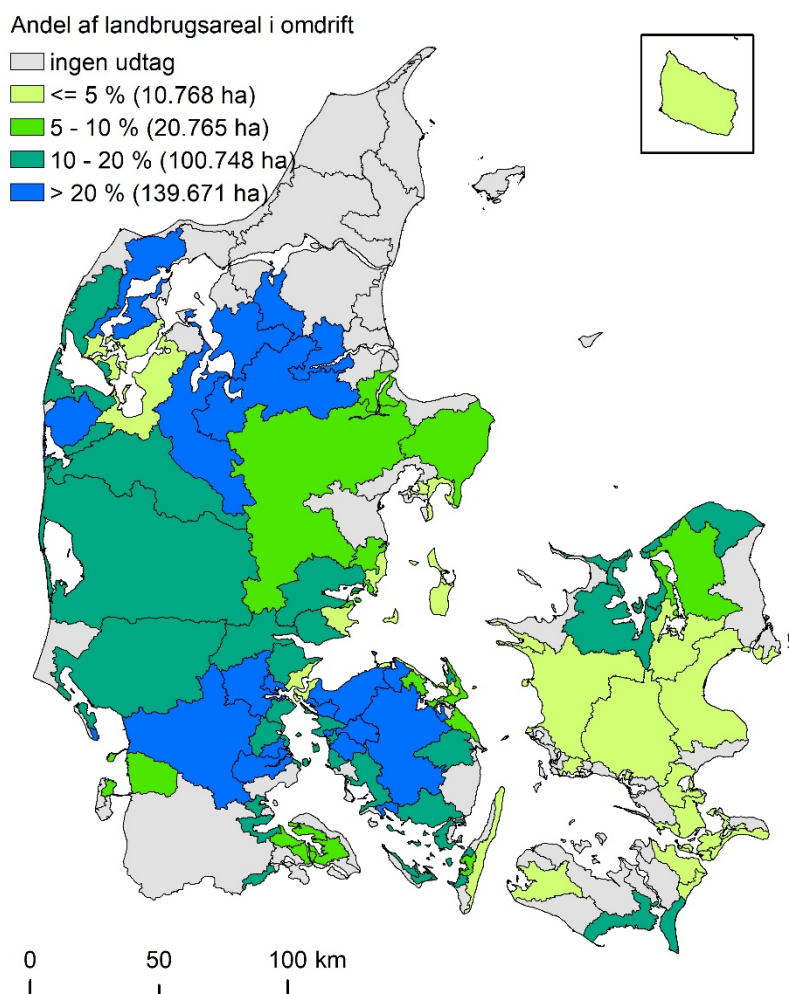
Virkemiddel	Areal	Effekt	Effekt	Omk.	Omk.	Omkostnings-eff.
	Ha	Kg N/ha	1000 kg	1000 kr.	Kr./ha	Kr./kg N
Efterafgrøder	46.692	11	481	15.890	340	33
Efterafgrøder, sædskifte	290	20	6	574	1979	98
Energiafgrøder	77.280	15	1.183	66.077	855	56
Mellemafgrøder	1.474	6	8	479	325	57
Tidlig såning	32.740	7	215	6.548	200	30
Norm 10 % reduktion	63.602	1	74	2.830	44	38
Norm 20 % reduktion	7.514	3	22	1.338	178	61
Brak	2	24	0	5	2500	104
Skovrejsning	23.315	20	460	26.242	1126	57
Udtagning lavbund	1.963	40	79	4.996	2545	64
Udtagning højbund	269.989	25	6.800	268.225	993	39
Randzone 10 m	11	65	1	15	1364	21
Randzone 20 m	13.906	67	930	19.913	1432	21
Vådområder	15.534	153	2.373	88.584	5703	37
Minivådområder	71.800	4.7	339	36.513	509	108
Rensning af spildevand			31	7.300		236
Total			13.000	545.528		42



Figur 3.10 Omkostningseffektivitet af virkemidler Scenarie 2, TargetEconN.

Samlet set for alle oplande, er der dominans af udtagning på højbund som virkemiddel. Dette virkemiddel indgår som målrettet og udgør 49 % af omkostningen og 52 % af effekten, mens energiafgrøder og efterafgrøder udgør mindre både for omkostning og effekt. Dette resultat skyldes, som i scenarie 1, at der kan findes marker med meget lave dækningsbidragstab, som derfor udtages og udkonkurrerer virkemidler der gennemsnitligt har lavere omkostninger per kg N, fx efterafgrøder og lavere N norm. Dette er således igen et eksempel på at den målrettede løsning, når omkostningerne tages med i målretningen, er en anden end de løsninger der beregnes med gennemsnitlige effekter og omkostninger (som i SMART-modellen). Den samlede udtagning i scenarie 2 udgør omkring 320.000 ha (ca. 12 % af landbrugsarealet).

Af kortet i figur 3.11 ses det, at det også i dette scenarie er oplande syd om Limfjorden, oplande på Fyn samt Sønderjylland, der er mest udsat for udtagning. Disse oplande har en udtagningsandel i forhold til landbrugsarealer inden for omdrift, som er over 20 % af arealet. Vestjylland har også en forholdsvis stor andel udtagning.

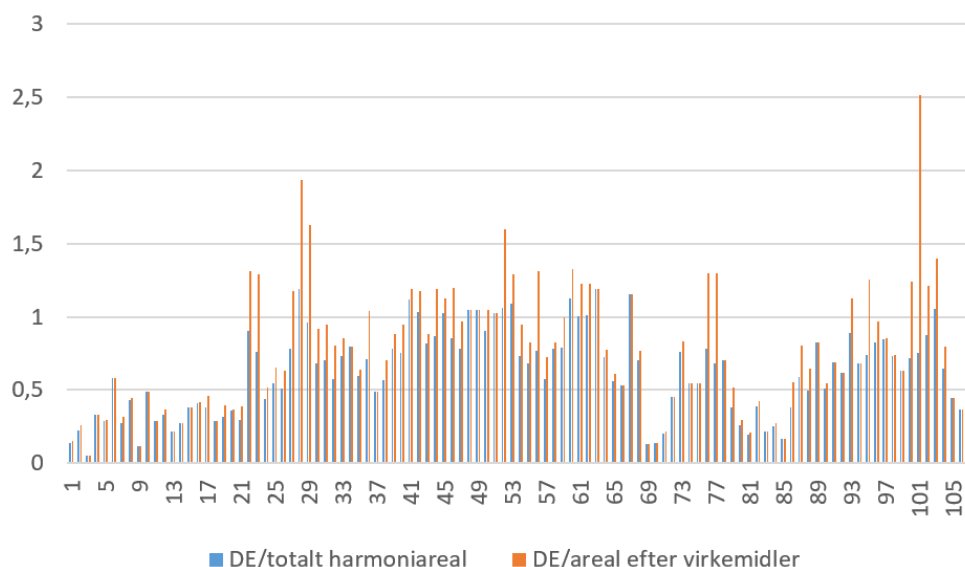


Figur 3.11 Udtagning af højbund og lavbundsjord som andel af landbrugsarealet i omdrift i hovedscenarie 2, 75/25 % scenarie.

I scenarie 2 er der, som i scenarie 1, kun et opland som ikke når i mål og det er Halkær bredning, som er opland til Limfjorden. Der er en manko på 74 tons ud af et indsatskrav på 398 tons per år, dvs. en manko på ca. 19 %.

Samlet vurderet, er der ikke meget stor forskel på de to scenarier. Udtag på højbund indgår som målrettet virkemiddel. 75/25 % scenariet ændrer ikke så meget ved valgene af virkemidler sammenlignet med det omkostningseffektive scenarie. Det skyldes bl.a. muligheden for at vælge udtagning af højbund som målrettet virkemiddel.

Samlet er således begge scenarier i TargetEconN karakteriseret med en stor andel af udtagning og skovrejsning, hvilket begrænser mulighederne for udbringning af husdyrgødning i de områder, hvor der omlægges meget jord. Opgørelse på oplandsniveau af dyreenheder per ha areal, hvor der kan udbringes husdyrgødning viser, at der kan opstå udbringningsproblemer i nogle oplande, jf. figur 3.12. I figuren er der taget udgangspunkt i Scenarie 1.



Figur 3.12 Dyreenheder per ha før og efter implementering af virkemidler i scenarie 1 fordelt på oplande.

Grafen i figur 3.12 indikerer, at der er oplande, som totalt set overskrider harmonikravene, (oplande hvor den orange søjle er højere end den blå). Men da dette er en beregning på relativt store oplande, kan der også opstå mere lokale problemer inden for oplande der gennemsnitligt overholder harmonikravene. Forøgelse af transportafstanden og transportomkostningerne, der ligger ud over de omkostninger, der er lagt ind i TargetEconN for marker, hvor der i forvejen er mere end 0,8 DE/ha i husdyrgødning (Hasler m.fl., 2022), kan medføre øgede omkostninger i forbindelse med redistribuering af husdyrgødningen. Opgørelsen viser, at der er oplande hvor omkostningerne kan føre til højere reduktionsomkostninger end der er beregnet her. De oplande der har de største udfordringer med harmoniarealer, er mange af de samme oplande, hvor udtagningen overstiger 20 % angivet i figur 3.11. Som beskrevet for SMART-beregningerne, vil reviderede og nye gylleaftaler samt evt. yderligere regulering af husdyrproduktionen kunne medføre øgede omkostninger ud over de her beregnede.

De to scenarier implementeret i TargetEconN er meget billigere end de tilsvarende scenarier implementeret i SMART. Det skyldes bl.a. at udtagning og skovrejsning udføres til mindre omkostninger i TargetEconN, da modellen finder arealer med de laveste omkostninger og differentierer helt ned til markniveau. Med de rette instrumenter, vil det også være den måde landmænd kan tilpasse sig på - ved at vælge virkemidler på de marker, hvor omkostningerne er mindst.

I de beregnede scenarier har modellen frit kunne vælge mellem de virkemidler, der var mest omkostningseffektive. Hvis modellen tilpasses så der indregnes et eftergrødeareal, der svarer til det der fremgår af Måltrettet Regulering for 2022 (MR2022), så stiger TargetEconN-omkostningen til ca. 810 millioner kr. Den gennemsnitlige reduktionsomkostning stiger til 53 kr. fra 41/42 kr./kg N. Det ses, at hvis der kræves dette efterafgrødeareal i løsningen, så bliver de samlede omkostninger mere sammenlignelige med SMART-resultaterne end for de øvrige scenarier.

4 Sammenligning af resultaterne fra de to modeller og diskussion af årsager

4.1 Sammenligning af resultater, samlede omkostninger

Scenarie 1, det omkostningseffektive grundscenarie for opfyldelse af 13.075 tons N, koster 938 millioner kroner årligt i SMART beregningerne. Scenarie 2, hvor der er sat krav om at indsatsen opfyldes med 75 % målrettede virkemidler og 25 % kollektive, koster 941 millioner kroner årligt. Beregningerne med TargetEconN giver meget lavere omkostninger for begge scenarier, henholdsvis 532 og 545 millioner kroner årligt. For begge modeller er disse beregninger opgjort i erhvervsøkonomiske omkostninger. I et følsomhedsscenario er der med TargetEconN også beregnet omkostningerne, når der kræves et efterafgrødeareal svarende til at hele indsatsen for målrettet regulering (Målrettet regulering MR 2022) bliver udlagt som efterafgrøder, og hermed forøges den samlede omkostning til 881 millioner kroner. Omkostningen er dermed tættere på den samlede omkostning beregnet med SMART. Vi har her begrænset scenariet til at den samlede indsats i MR 2022 udlægges som efterafgrøder og ikke alternativt til efterafgrøder.

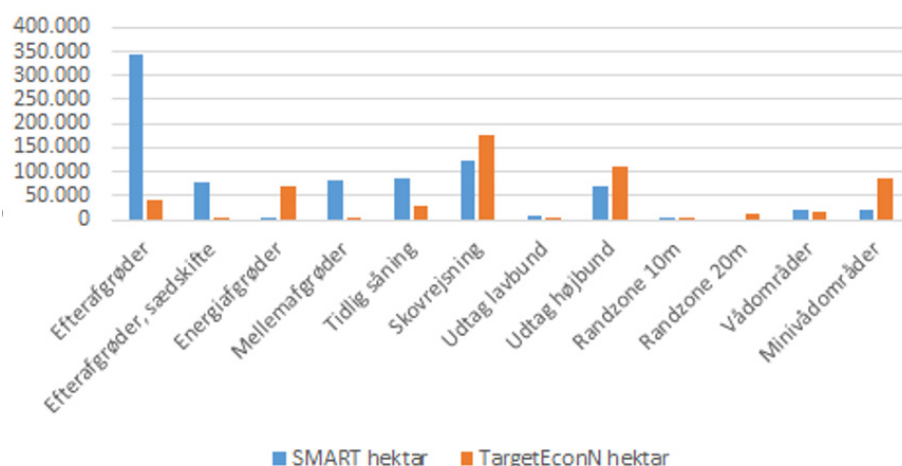
Forklaringen på de forskelle der ses i de samlede omkostninger mellem de to modeller er, at TargetEconN vælger placering af virkemidlerne, der hvor de økonomiske tab er mindst og effekten højest, og foretager disse valg ud fra data på markniveau, jf. kapitel 2, hvoraf det fremgår, at i TargetEconN er både omkostninger, udvaskningseffekter, retention og potentialer for virkemidlerne specificeret på markniveau. SMART er sat op for oplande og der er ingen forskelle i omkostninger og effekt inden for oplandet. Den meget målrettede indsats som kan udledes af TargetEconN, kan derfor bidrage til at indsatskravene kan gennemføres til betragteligt lavere omkostninger end ved gennemsnitsantagelser. Forskelle i den rumlige specificering og optimering er en vigtig årsagsforklaring til de observerede forskelle, ikke kun for omkostningerne men også for hvilke virkemidler der vælges.

4.2 Sammenligning af anvendelsen af virkemidler

De efterfølgende figurer illustrerer forskelle i sammensætningen af virkemidler mellem modellerne. I figur 4.1 og 4.2, er fordelingen af virkemidler opgjort i hektar – dvs. hvor mange hektar er anvendt til de forskellige virkemidler i hver modelløsning. I figur 4.3 sammenlignes virkemiddelanvendelsen i de to modeller i tons, og i figur 4.4 sammenlignes de samlede omkostninger for hvert virkemiddel. Hver figur vises TargetEconN i rød og SMART i blå.

I TargetEconN er det virkemidlerne skovrejsning (29 %), udtagning på højbund (18 %) og energiafgrøder (10 %), der beslaglægger de største dele af virkemiddelarealet. I SMART er den største andel af arealet anvendt til 20 % normreduktion (48 % af arealet), fulgt af 10 % normreduktion (18 % af arealet) og efterafgrøder (14 %). Udtag af landbrugsjord og skovrejsning udgør også en betragtelig andel. TargetEconN vælger virkemidler med en høj effekt og arealer med den laveste omkostning, mens SMART i højere grad vælger billigere virkemidler med lavere effekt pr. ha. I SMART dominerer normreduktion meget med over 1 million hektar, og dette virkemiddel er ikke medtaget i figuren.

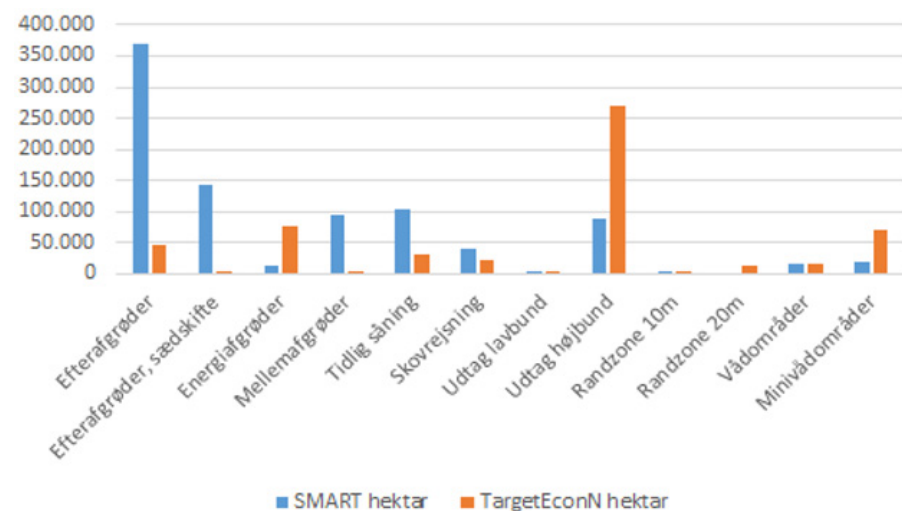
I figur 4.1 er arealet af de anvendte virkemidler vist for de to modelleres resultater for scenarie 1.



Figur 4.1 Sammenligning af arealfordelingen af virkemidler (hektar) i scenarie 1, TargetEconN (rød) og SMART (blå).

I Scenarie 2, der fastsætter en fordeling mellem målrettede og kollektive virkemidler på 75 / 25 %, udgør 43 % af virkemiddelarealet udtagning af højbund i TargetEconN, fulgt af energiafgrøder og minivådområder (oplandet til minivådområderne) hver på 12 %. I SMART er det også i dette scenarie mest normreduktion. Således er der 10 % normreduktion på 50 % af arealet, og yderligere 10 % normreduktion på 22 % af arealet.

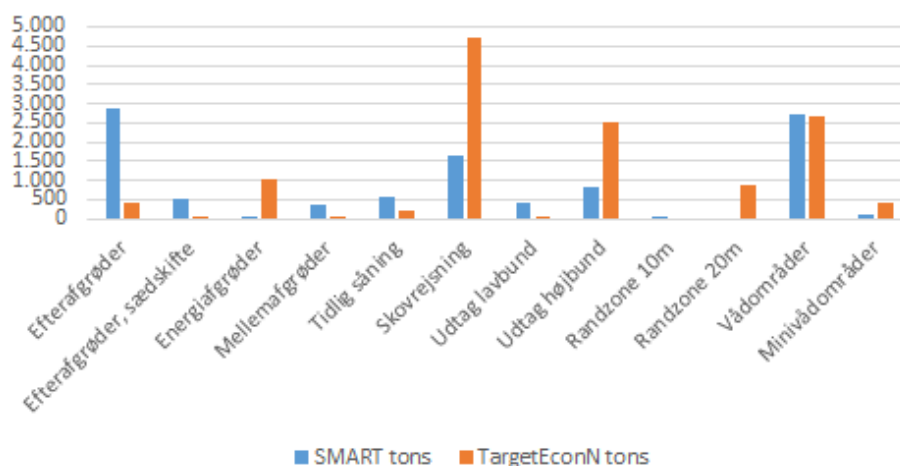
Figur 4 viser virkemiddelfordelingen i modellerne i hektar for scenarie 2, og det ses at virkemiddelkombinationen er ændret i forhold til scenarie 1, især for TargetEconN.



Figur 4.2 Sammenligning af arealfordelingen af virkemidler (hektar) i scenarie 2, TargetEconN og SMART.

I figur 4.3. ses det, at det i TargetEconN er de samme virkemidler, der fører til de største andele af kvælstofreduktionen (i tons N), som i figur 4.1, nemlig udtagning af højbund og skovrejsning – for scenarie 1. I SMART er dette billede anderledes, idet det for scenarie 1 er hhv. efterafgrøder (uden sædskifteændringer) og vådområder, der står for de største andele af kvælstofreduktionen (hhv. 24 og 22 %).

Tons, scenarie 1



Figur 4.3 Sammenligning af virkemidlernes N reduktion i Scenarie 1 for TargetEconN og SMART.

I figur 4.4, er omkostningsfordelingen mellem virkemidler sammenlignet for de to modeller for scenarie 1. For TargetEconN, er det også for omkostningerne udtagning af højbund og skovrejsning, der udgør de største dele af omkostningerne (hhv. 21 og 31 %), fulgt af vådområder med 19 %. I SMART-løsningen for scenarie 1, udgør skovrejsning også den største omkostning (21 %), ligesom for TargetEconN, fulgt af udtagning (13 %), efterafgrøder med sædskifteændring (12 %), efterafgrøder uden sædskifteændring (13 %) og vådområder (12 %). Fordelingen af omkostningerne er fordelt mere ligeligt på flere virkemidler i SMART end TargetEconN, men de største andele af omkostningerne er fordelt på de samme virkemidler.

1000 kroner, scenarie 1



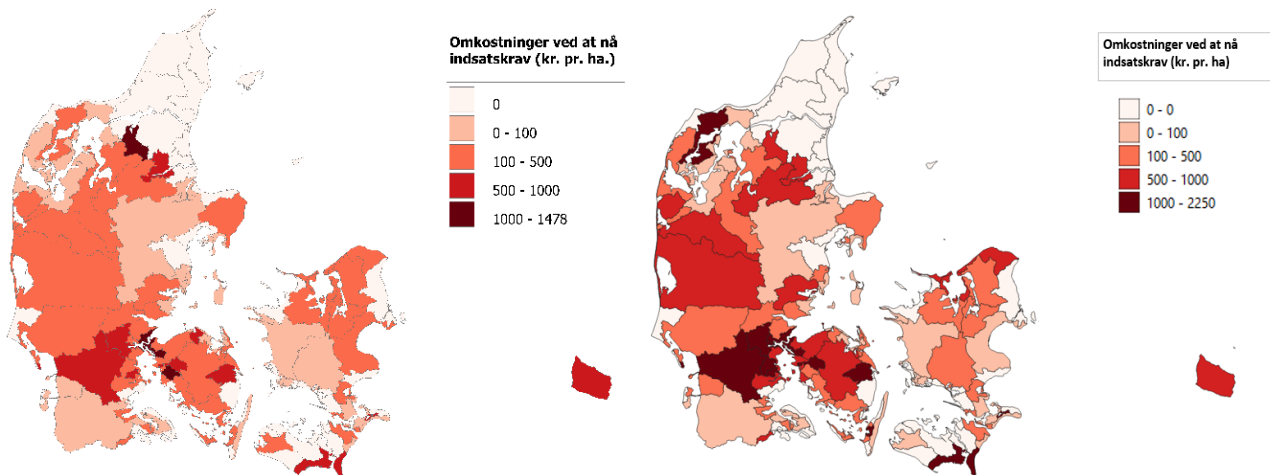
Figur 4.4 Sammenligning af fordelingen af virkemidler i Scenarie 1, TargetEconN og SMART, for omkostninger.

Af gennemgangen af reduktionsomkostningerne (kroner per kg N) i kapitel 3 kan det ses, at TargetEconN finder arealer til virkemiddelimplementeringen, som har lavere reduktionsomkostninger end SMART. I SMART-løsningen er tidlig såning, normreduktion (10 %), efterafgrøder uden sædskifte, vådområder og udtagning på lavbund samt mellemafgrøder de mest omkostningseffektive. I TargetEconN har også tidlig såning og efterafgrøder lave reduktionsomkostninger, men hertil kommer randzoner, energiafgrøder og udtagning på højbund, samt skovrejsning. I begge modeller er minivådområder og

efterafgrøder med sædskifte de virkemidler, der generelt har de højeste reduktionsomkostninger.

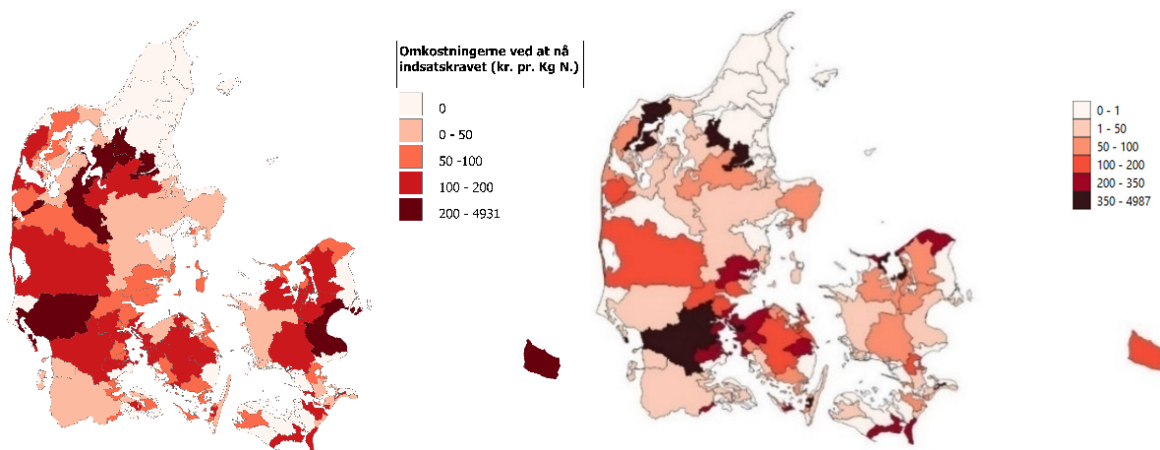
For begge modeller viser resultaterne, at udtagning vælges og udgør den største andel af landbrugsarealet i oplandene syd for Limfjorden samt i Vestjylland. I begge modeller er udtagning det virkemiddel, der har de laveste reduktionsomkostninger (kr./kg N) i disse oplande. Der er indarbejdet de omkostninger, der vil være ved ekstra køreafstand for spredning af husdyrgødningen under forudsætning af, at gødningen kan spredes i områder længere væk. I TargetEconN er der også foretaget en analyse af, hvilke oplande der nærmer sig eller overstiger harmonikrav for husdyrproduktionen (dyreenheder per hektar). Analysen viser, at der er en række oplande, hvor dyretrykket ændres så meget, at det nærmer sig harmonikravene. Det er således en usikkerhed forbundet med de økonomiske konsekvenser for husdyrproduktionen.

I kortene i figur 4.5 sammenlignes omkostningerne ved at nå indsatskravene for TargetEconN og SMART i scenarie 1. Omkostningerne er opgjort for hektar landbrugsareal i hvert opland (gennemsnitlige omk.).



Figur 4.5 Kroner per hektar landbrugsareal i oplandet TargetEconN (tv) og SMART (th).

Forskellene mellem kortene i figur 4.5 er mest dominerende for oplande, hvor der er relativt høje indsatskrav og hvor modellerne har forskellig målopfyldeelse for indsatskravene. Således er der sammenfald mellem meget udtagning og højere omkostninger i TargetEconN; mens den udbredte udtagning er begrænset mere i SMART. De oplande hvor der er væsentlige forskelle mellem modellerne kan gøres til genstand for yderligere analyse, og det kan resultaterne fra de to modeller anvendes til.



Figur 4.6 Marginalomkostninger ved at nå indsatskravet (Kroner per kg N) TargetEconN (tv) og SMART(th).

Kortene i figur 4.6. viser for begge modeller marginalomkostningerne for hvert opland. Ligesom for kortene i figur 4.5, er der forskelle men også ligheder mellem de to modellers resultater i niveauet for omkostningerne for oplandene. Oplande med de højeste marginalomkostninger er bl.a. der hvor der implementeres yderligere rensning af spildevand.

4.3 Velfærdsøkonomiske omkostninger

For begge modeller, er de beregnede omkostninger, som er præsenteret i de foregående kapitler, opgjort i erhvervsøkonomiske omkostninger og udgør således en beregning af omkostningerne for erhvervet, hvis der ikke finder kompensationer sted.

Disse omkostninger skal regnes om til velfærdsøkonomiske omkostninger, som er de omkostninger, der anvendes i en samfundsøkonomisk analyse og i sammenligningen af gevinster og omkostninger. Finansministeriet anbefaler således at ”opregne alle omkostninger og gevinster, som ikke allerede er angivet i markedspriser, til markedspriser. Det skal bl.a. ses i sammenhæng med, at markedspriserne er sammenlignelige med borgernes betalingsvilje for et givent gode. Denne betalingsvilje kan oftest fortolkes som udtrykt ved den disponible indkomst, som borgerne er villige til at give afkald på for at få projektet realiseret” (Finansministeriet, 2019, side 3).

De omkostninger, der indgår i en budgetøkonomisk opgørelse, er opgjort i faktorpriser, som er de priser, virksomhederne omsætter til uden moms og punktafgifter mv. Det er disse priser, der er anvendt i analyserne med TargetEconN og SMART, og resultaterne viser således omkostningerne for landmænd. For at korrigere faktorpriserne til de markedspriser, der indgår i en velfærdsøkonomisk opgørelse, omregnes faktorpriserne med anvendelse af en nettoafgiftsfaktor (NAF). Den anvendte nettoafgiftsfaktor er nu 28 % (Finansministeriet, 2019). Tilskud indgår ikke i omkostningsberegningerne.

De velfærdsøkonomiske omkostninger per kg N og per ha er gengivet i tabel 3.6. for scenarie 1 for begge modeller, og i tabel 3.7. for scenarie 2, også for begge modeller.

Tabel 3.6 Velfærdsøkonomiske gns. omkostninger for SMART og TargetEconN, scenarie 1.

	TargetEconN		SMART	
	Kr./ha velf.	Kr./kg N velf.	Kr./ha velf.	Kr./kg N velf.
Efterafgrøder	433	41	461	55
Efterafgrøder, sædskifte	2538	125	1834	284
Energiafgrøder	1103	72	2662	233
Mellemafgrøder	416	73	416	96
Tidlig såning	256	38	256	38
Norm 10	56	49	58	47
Norm 20	228	76	172	147
Skovrejsning	1212	45	2040	154
Udtag lavbund	3849	96	3786	95
Udtag højbund	1315	56	2211	184
Randzone 10m	1829	31	1760	248
Randzone 20m	1779	26	0	0
Vådområder	7250	49	6706	54
Minivådområder	652	138	1262	298
Rensning af spildevand	0	677	0	0
Total kr./år		679.471		1.200.777
Kr./Kg N total		52		99

Tabel 3.7 Velfærdsøkonomiske gns. omkostninger for SMART og TargetEconN, scenarie 2.

	TargetEconN		SMART	
	Kr/ha velf.	Kr/kg N velf.	Kr/ha velf.	Kr/kg N velf.
Efterafgrøder	435	42	461	58
Efterafgrøder, sædskifte	2533	125	1701	243
Energiafgrøder	1094	72	2566	251
Mellemafgrøder	416	73	416	105
Tidlig såning	256	38	256	41
Norm 10	56	49	58	54
Norm 20	228	78	172	177
Brak	3200	133		
Skovrejsning	1441	73	2952	168
Udtag lavbund	3258	82	4626	115
Udtag højbund	1271	50	2236	183
Randzone 10m	1746	27	1665	262
Randzone 20m	1833	27		
Vådområder	7300	47	6578	54
Minivådområder	652	138	1262	298
Rensning af spildevand	0	302		
Total				
Total kr./år		698.276		1.205.595
Kr./kg N total		54		103

5 Sideeffekter

Virkemidlerne til at reducere kvælstof-tabene har også effekter på fosfor og drivhusgasser (CO₂-ækv.). Størrelsesordenen af disse effekter har også betydning. For drivhusgasserne, har den totale reduktion betydning, fordi klima-effekterne er globale. Fosforeffekterne er lokale, men i nærværende beregning kendes indsatskrav til fosfor ikke for kysterne, og de opgøres derfor som totale effekter.

5.1 Fosfor - sideeffekter

Der er for fosfor indregnet sideeffekter i de to modeller, og i begge modeller er beregningerne baseret på kortlægningen af risici for fosfortab i Andersen og Heckrath (2020). I SMART er der beregnet middeleffekter for virkemidlernes effekter på fosfor, på basis af analyse af forudsætningerne i Andersen m.fl. (2020) (fosforvirkemiddelkataloget) og fosforrisikokortlægningen i Andersen og Heckrath (2020).

I TargetEcon N, er fosforeffekterne indarbejdet på baggrund af de samme kilder, men med henblik på en geografisk specifik beregning af risici for fosfortab på markniveau. Tabene omfatter tabsvejene vanderosion, matrixudvaskning, makroporeudvaskning og brinkerrosion. Risici for tab via disse poster er beregnet i fosfortabskortene, som er indarbejdet i modellens datalag. Derefter er der for virkemidlerne specificeret hvor meget de reducerer fosfortabene på markniveau. For nogle virkemidler, er der effekter for alle tre tabsveje, mens der for andre kun er effekt på en tabsvej. Er der effekter for alle tabsveje, så kan de adderes. Disse tab er beregnet til vandkant – vandløbene, og i beregningen af sideeffekterne for fosfor antages det, at denne effekt er den samme til kyst, dvs. ingen retention. Der er dog indregnet en såkaldt retentionseffekt mellem søer, forstået på den måde, at et virkemiddel der etableres opstrøms en sø også har en effekt i nedstrøms søer. Effekterne af at søerne ligger i kæde og påvirker hinanden er lagt ind i modellen som en reduktionen i effekten i de nedstrøms søer. Disse reduktionsandele er beregnet af Miljøstyrelsen for de søer, der ligger i kæde.

De sideeffekter af N-virkemidlerne der er beregnet for fosfor til kyst for SMART og TargetEconN; er gengivet i tabel 5.1 - for både scenarie 1 og 2.

Den gennemsnitlige effektberegning i SMART, der ikke tager hensyn til, at effekterne er mere lokale, er større end beregningen med TargetEconN.

Tabel 5.1 Sideeffekter for fosfor, SMART og TargetEconN. Scenarie 1 og 2.

Scenarier, SMART og TargetEconN		Fosfor, tons P
SMART	Scenarie 1	123
	Scenarie 2 (25/75)	94
TargetEconN	Scenarie 1	97
	Scenarie 2 (25/75)	86

Som det fremgår af tabel 5.1, er der beregnet en noget højere effekt af scenarie 1 end scenarie 2 med TargetEconN, på grund af de forskellige virkemidler og placeringen af dem. Resultatet for SMART er kun beregnet for scenarie 1, og dette er noget højere end for TargetEconN, da der er anvendt gennemsnitsværdier, som overvurderer effekten.

Tabel 5.2 Fosforsideeffekter i TargetEconN opgjort for kyst samt for søer med indsatskrav.

Scenarier, TargetEconN		Fosfor, tons P kystoplande	Fosforsideeffekt for søer med indsatskrav, tons P
TargetEconN	Scenarie 1	97	26
	Scenarie 2	86	22
	(25/75)		

5.2 Klima - sideeffekter

Sideeffekterne for klima er opgjort i tons CO₂-ækv., og effektberegningerne er taget fra virkemiddelkataloget (Eriksen m.fl., 2020). For udtagning af lavbund, er det regnet på en effekt på 15 tons per ha (Landbrugsstyrelsen, 2020), mens vådområder er antaget at have en CO₂-ækv. effekt på 7,7 tons per ha i henhold til Miljøministeriet.

Tabel 5.23 Sideeffekter for fosfor, SMART og TargetEconN. Scenarie 1 og 2.

Scenarier, SMART og TargetEconN		Tons CO ₂ -ækv. sideeffekter
SMART	Scenarie 1	2.840.831
	Scenarie 2 (25/75)	1.800.125
TargetEconN	Scenarie 1	2.921.689
	Scenarie 2 (25/75)	1.240.179

For scenarie 1, er effekterne sammenlignelige mellem SMART og TargetEconN pga. en stor andel skovrejsning i begge modeller. I scenarie 2 er effekten reduceret i begge modelresultater, dog mest i TargetEconN. Der er i dette scenarie krævet en større andel målrettede virkemidler, hvor der i TargetEconN er udtagning af højbund, der favoriseres. Hermed mere end halveres effekten på CO₂-ækv. til 1,2 mio. tons CO₂-ækv. fra næsten 3,0 mio. tons CO₂-ækv.

For begge modeller og begge scenarier er der en betydelig klima-sideeffekt, set i forhold til ambitionen i aftalen om grøn omstilling af landbrugserhvervet, hvor målet er en reduktion på 7,4 mio. tons CO₂ frem mod 2030 (Finansministeriet, 2021).

6 Konklusioner og diskussion

6.1 Sammenfattende konklusioner

Tabel 6.1 giver et overblik over udvalgte resultater for de totale omkostninger samt de tre mest dominerende virkemidler for de to modeller.

Tabel 6.1 Sammenfattende beskrivelse af udvalgte resultater for de to modeller og to scenarier.

	SMART ¹⁾	TargetEconN	SMART ¹⁾	TargetEconN
Samlede omkostninger, mio. kr.				
Erhvervsøkonomisk	938	532 (MR 881) ²⁾	941	545
Velfærdsøkonomisk	1200	679	1205	698
Omkostningseffektivitet (kr./kg N)				
Erhvervsøkonomisk	78	41	81	42
Velfærdsøkonomisk	100	52	104	54
Hvor meget opfyldes af indsatskrav, tons N? Indsatskravet er 13.075 tons N.	12.070	11.666	13.014	13.000
De mest anvendte virkemidler ud fra areal	Normreduktion, efterafgrøder, udtag af landbrugsjord og skovrejsning	Skovrejsning, udtagning af højbund, energiafgrøder og vådområder	Normreduktion, efterafgrøder, udtag af højbund og skovrejsning	Udtag af højbund, energiafgrøder, minivådområder.
De mest anvendte virkemidler ud fra effekt (tons N)	Efterafgrøder, Vådområder, skovrejsning og normreduktion	Skovrejsning, vådområder, udtagning af højbund og energiafgrøder.	Efterafgrøder, vådområder, normreduktion og udtagning	Udtagning af højbund, vådområder, energiafgrøder og randzoner

Noter: 1) Der opnås ikke målopfyldelse i alle oplande. 2) MR står for målrettet regulering, og angiver et scenarie hvor der kræves et areal med efterafgrøder svarende til MR krav i 2022.

Scenarie 1, det omkostningseffektive grundscenarie for opfyldelse af 13.075 tons N, koster som beskrevet 938 millioner kroner årligt i SMART-beregningerne og 532 millioner kroner i TargetEconN, i erhvervsøkonomiske priser. Den vigtigste forskel mellem modellerne er at TargetEconN minimerer omkostningerne ved at vælge virkemidler for specifikke marker, og vælger i stor udstrækning marker med lave dækningsbidrag. I TargetEconN udgør udtagning og skovrejsning derfor en høj andel af løsningerne, mens SMART i højere grad vælger normreduktion og efterafgrøder. For TargetEconN, er det også beregnet at omkostningen stiger til over 800 millioner kroner per år, hvis der kræves efterafgrøder i et større omfang svarende til Målrettet regulering 2022, dvs. efterafgrøder er i en del oplande beregnet til at have højere omkostninger end udtagning af jord. Dette skyldes lave dækningsbidrag for mange af markerne og det favoriserer udtagning med en højere N-effekt på disse arealer. Scenarie 2, hvor der er sat krav om at indsatsen opfyldes med 75 % målrettede virkemidler⁷ og 25 % såkaldt kollektive virkemidler⁸, koster 941 millioner kroner årligt i SMART og 545 millioner kroner i TargetEconN. I velfærdsøkonomiske priser er omkostningerne beregnet til 679 og 1200 millioner kroner årligt for scenarie 1, for henholdsvis TargetEconN og SMART. For begge modeller gælder, at scenarie 1 har lavere omkostninger end scenarie 2. Andelene af målrettede virkemidler i scenarie 1 udgør henholdsvis 59 % og 34 % i de to modeller. I dette scenarie er der ikke lagt krav ind i TargetEconN om en bestemt andel med målrettede virkemidler, og modellen favoriserer de mest omkostningseffektive virkemidler som er udtagning, skovrejsning, energiafgrøder og vådområder.

⁷ Målrettede virkemidler omfatter efterafgrøder, reduceret gødskning, tidlig såning, udtagning af højbund / brak, randzoner (brak langs vandløb), energiafgrøder.

⁸ De kollektive virkemidler omfatter vådområder, minivådområder, lavbundsprojekter og skovrejsning.

De budgetøkonomiske omkostninger er beregnet til at være 78-81 kr. pr.kg N i SMART og 41-42 kr. pr. kg N i TargetEconN for de to scenarier, mens de velfærdsøkonomiske omkostninger per kg N er beregnet til i gennemsnit for alle oplande 52-54 kr. per kg N for TargetEconN og 100-104 kr. per kg N for SMART.

Der er forskel i omkostningsniveau i de to modeller, fordi TargetEconN-modellen vælger tiltag specifikt på markniveau, og derfor inddrager forskelle mellem marker ift. effekt på kvælstoftab til kyst og omkostninger, mens SMART-modellen beregner i forhold til gennemsnit på oplandsniveau. Der kan således i TargetEconN-modellen vælges billige arealer, som giver en lav omkostning per hektar og per kg N, mens SMART i højere grad arbejder med gennemsnitlige omkostninger.

Da TargetEconN-modellen arbejder med geografisk placering, sker der en rangordning af virkemidler i forhold til den enkelte mark, mens SMART-modellen ser hele kystvandoplandet som en enhed. TargetEconN tillader kun et virkemiddel pr. mark, mens der i SMART arbejdes med et begrænset potentiale for det enkelte virkemiddel, for at undgå overlap i virkemiddelplacering. I TargetEconN indgår additive effekter, som betyder at etablering af efterafgrøder i oplandet til minivådområderne får en mere begrænset effekt, end i oplande hvor der ikke er minivådområder.

I analyserne indgår øget rensning af spildevand og reduktion af regnbetingede overløb. Grundet relative høje omkostninger, indgår disse tiltag stort set kun i kystvandsoplande, hvor muligheden for andre virkemidler er udtømte. Den indsats der er gjort i fx København, indgår i baseline for analysen. Det vurderes at der er behov for bedre data (økonomi og effekt) for at forbedre denne del af analysen, også i forhold til eventuelle sæsonmæssige aspekter af effekterne.

6.2 Diskussion

Sammenlignet med tidligere resultater for omkostninger og omkostnings-effektivitet, der er beregnet med tidligere versioner af SMART-modellen (Jacobsen, 2016,) så er omkostningerne noget lavere i de resultater, der er præsenteret her og som er mere detaljeret beskrevet i Jacobsen (2022) og i Hasler m.fl. (2022). Det skyldes flere forhold, men en meget væsentlig forklaring er at dækningsbidragene, beregnet som gennemsnit over flere år, er lavere for den periode, der nu er anvendt for begge modeller (2013-2018), end den tidligere anvendte (2011-2015).

Det gælder for begge modeller, at der indgår omfattende udtagning i løsningerne, hvilket kræver en stor indsats at få implementeret. En række yderligere virkemidler indebærer også, at landbrugsdriften på arealerne ophører. Det gælder skovrejsning, udtagning af lavbund og udtagning af højbund, samt etablering af vådområder.

I forslag til EU's landbrugspolitik frem mod 2027, indgår også krav om yderligere udtagning af landbrugsarealer, hvor der potentielt kan ske udtagning på op til 180.000 ha (Miljøstyrelsen, 2021). Omfanget af udtagning i de gennemførte modelanalyser i nærværende rapport er større, hvis indsatskravet skal nås. I analyserne udgør udtagning mellem 9 % og 14 % af landbrugsarealet. Udtagning i det omfang der ses i de beregnede resultater, vil i nogle kystoplande betyde, at omkostninger koblet til afsætning af husdyrgødning

vil øges, og det kan påvirke det fremtidige omfang af husdyr i nogle oplande. Det kan betyde, at omkostningerne bliver højere end angivet i analyserne. Analyser for SMART indikerer, at med højere transportomkostninger vil de samlede omkostninger nærme sig 1,2 mia. kr. årligt i budgetøkonomiske omkostninger, hvilket øger den gennemsnitlige omkostning til ca. 100 kr. per kg N.

I modellerne indgår også en opgørelse af sideeffekter i form af fosfor og CO₂. Effekterne er opgjort til mellem 86 og 123 tons fosfor og 1,2 til 2,9 mio. tons CO₂-ækv. for de to scenarier og de to modeller. De 123 tons fosfor er et optimistisk estimat, der ikke tager højde for lokalitetsspecifikke faktorer af betydning for fosfortabsberegningen for de forskellige tabsveje og tabsrisici, samt retention.

For at nå det anførte kvælstofreduktionsmål, indgår et omfang af virkemidler (fx vådområder og skovrejsning), som er noget højere end det niveau for implementering, der er set over de seneste år. Der skal således nye incitamenter i spil for at sikre så høj en implementering. Implementering af fx minivådområder i VP2 viser, at mange faktorer kan gøre, at implementeringen tager længere tid end forudsat, og det er derfor vigtigt at supplere de beregninger der er foretaget her, ved en "social planner" tilgang med analyser af implementeringsincitamenter og reguleringsinstrumenter.

Med de høje krav til implementering af virkemidler, er der en risiko for, at reduktionsmålet ikke nås i 2027. Analyserne her søger at pege på de mulige kystvandsoplande, hvor reduktionsmål måske ikke opnås. Det synes relevant med en mere detaljeret vurdering af konkrete effekter, inklusive evt. ny viden om mulige additive effekter mellem virkemidler af betydning for effekter og omkostninger. Mere viden om konsekvenserne i forhold til husdyr er vigtigt, især i de oplande hvor der er en risiko for at indsatsbehovet ikke opnås.

Referencer

Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (redaktører) 2020: Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379. Tilgængelig via: <https://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>

Andersen, H.E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 338 s. - Videnskabelig rapport nr. 397. Tilgængelig via: <http://dce2.au.dk/pub/SR397.pdf>

Blicher-Mathiesen, G. & Kjeldgaard, A. 2021: Potentiale for efterafgrøder i 2018 fordelt på Vandplan III oplande. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 11 s. – Teknisk notat nr. 2021 | 76. Tilgængelig via: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_76.pdf

Børgesen, C.D., Kristensen, I.T. & Grant, R., 2009: Landbrugsregisterdata anvendt i regionale og landsdækkende beregninger af N og P tab. I: Børgesen, C.D.; Waagepetersen, J; Iversen, T.M.; Grant, R.; Jacobsen, B.H.; & Elmholt, S. (red). Midtvejsevaluering af vandmiljøplan III: Hoved- og baggrundsnotater. bind 142, Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, DJF Rapport Markbrug, nr. 142, s. 77-96. Tilgængelig via: <http://www.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1072>

Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. 2020: Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174. Tilgængelig via: <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>

Filippelli, R, Termansen, M, Hasler, B, Timmermann, K & Petersen, J.K., 2020: Cost-effectiveness of mussel farming as a water quality improvement measure: Agricultural, environmental and market drivers. Water Resources and Economics, 32, 100168. Tilgængelig via: <https://doi.org/10.1016/j.wre.2020.100168>

Filippelli, R., 2022: Integrated Environmental-Economic Modelling for Policy Support: Non-point source pollution from agriculture in Denmark. PhD thesis. Aarhus University.

Finansministeriet, 2021: Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug. Aftale fra 4. oktober 2021. Tilgængelig via: <https://fm.dk/media/25215/aftale-om-groen-omstilling-af-dansk-landbrug.pdf>

Finansministeriet, 2019: Dokumentationsnotat om opgørelse af nettoafgiftsfaktoren. Tilgængelig via: <https://fm.dk/media/10196/dokumentationsnotat-om-opgoerelse-af-nettoafgiftsfaktoren.pdf>

Graversgaard, M., Dalgaard, T., Hoffmann, C.C., Jacobsen, B.H., Powell, N., Strand, J., Feuerbach, P. & Tonderski, K., 2020: Wetlands, agriculture and policies– a growing connection: Wetland implementation in Sweden and Denmark. Land Use Policy, 101 (2021). Tilgængelig via: doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105206

Hans Estrup Andersen, (Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet) personlig kommunikation, august 2020).

Hansen, L.B., Konrad, M., Hasler, B., Jacobsen, B.H. & Ørum J.E., 2019: Vandplanlægning: Økonomisk analysegrundlag for vandområdeplaner. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 71 s. - Teknisk rapport nr. 155. Tilgængelig via: <http://dce2.au.dk/pub/TR155.pdf>

Hasler, B., Filippelli, R., Levin, G., Andersen, H.E., Hecrath, G. & Martinsen, L. (in prep). Økonomiske analyser til brug for Vandområdeplanerne 2021-2027 – fosfor. Dokumentation for indarbejdelse af fosfor i TargetEconN. Aarhus Universitet, DCE. Teknisk rapport.

Hasler, B., Filippelli, R., Levin, G. & Nainggolan, D., 2022: Økonomiske konsekvensberegninger for vandrammedirektivet i 2027. Scenarier for fuld implementering af VP3 indsatskrav for kystvandoplande 2021-27. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø- og Energi, 76 s. - Videnskabelig rapport nr. 502. Tilgængelig via: <http://dce2.au.dk/pub/SR502.pdf>

Hasler, B., Hansen, L.B., Andersen, H.E. & Konrad, M., 2015: Modellering af omkostningseffektive reduktioner af kvælstoftilførslerne til Limfjorden: Dokumentation af model og resultater. Aarhus University, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Hasler, B., Hansen, L.B., Andersen, H.E. & Termansen, M., 2019: Cost-effective abatement of non-point source nitrogen emissions: The effects of uncertainty in retention. Journal of Environmental Management, bind 246, s. 909-919. Tilgængelig via: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.140>

Højberg, A.L., Thodsen, H., Børgesen, C.D., Tornbjerg, H., Nordstrøm, B.O., Trolborg, L., Hoffmann, C.C., Kjeldgaard, A., Holm, H., Audet, J., Ellermann, T., Christensen, J.H., Bach, E.O. & Pedersen, B.F. 2021: National kvælstofmodel – version 2020, Metode rapport. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. GEUS Specialrapport.

Jacobsen, B.H., 2022: Økonomiske konsekvensberegninger af scenarier for vandområdeplaner 2021-2027 med brug af SMART-modellen, 73 s., IFRO Udredning Nr. 2022/03.

Jacobsen, B.H., 2017: Beregning af kvælstofskyggepris med udgangspunkt i Fødevarer- og Landbrugspakken, 27 s., apr. 24, 2017. IFRO Udredning Nr. 2017/08.

Jacobsen, B.H., 2016: Analyse af omkostningerne ved scenarier for en reduktion af N-tabet i relation til Fødevarer- og Landbrugspakke 2015, 34 s., apr. 09, 2016. IFRO Udredning Nr. 2016/09.

Jacobsen, B.H., 2014: Analyse af omkostningerne ved scenarier for en yderligere reduktion af N-tabet fra landbruget i relation til Vandplan 2.0, 33 s., dec. 01, 2014. IFRO Udredning Nr. 2014/21.

Konrad, M.T., Andersen, H.E., Thodsen, H., Termansen, M. & Hasler, B., 2014: Cost-efficient reductions in nutrient loads; identifying optimal spatially specific policy measures. *Water Resources and Economics* 7, pp. 39-54.

Konrad, M., Hansen, L.B., Levin, G., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Martinsen, L. & Hasler, B., 2022: Targeted regulation of nitrogen loads: A national, cross-sectoral analysis. *Ecological Economics*, bind 193, 107278. Tilgængelig via: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107278>

Miljøministeriet, 2021. Forslag til vandområdeplanerne 2021-2027. Miljøministeriet. December 2021. Tilgængelig via: <https://mim.dk/media/226716/vandomraadeplanerne-2021-2027.pdf>

Miljøstyrelsen, 2021: Kystvandoplande med indsatskrav, modtaget fra Miljøstyrelsen i august 2021.

Ørum, J.E. & Thomsen, I.K., 2016: Vurdering af model og økonomiske beregninger af bedriftscases for målrettet regulering (MR). Frederiksberg: Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavnsuniversitet (IFRO Udredning 2016/27). Tilgængelig via: https://curis.ku.dk/ws/files/178539589/IFRO_Udredning_2016_27.pdf

Ørum, J.E., 2020: Kombineret effekt af dræn- og fladevirkemidler - en generel ligning til beregning af effekten af kombinerede kvælstofvirkemidler. Bilag 4. I: Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B., Jacobsen, B.H. 2020. Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljø-et. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174. Tilgængelig via: <https://dcapub.au.dk/difpdf/DCArapport174.pdf>

Ørum, J.E., Jacobsen, B.H., & Thomsen, I.K., 2021: Beregning af støttesats for målrettet regulering III: Arbejdsnotat om indsats fordelt på efterafgrødegrundareal eller landbrugsareal, 13 s., IFRO Udredning Nr. 2020/29.

ØKONOMISKE KONSEKVENSBeregninger for Vandrammedirektivet i 2027

Sammenligning af resultater fra de økonomiske modeller
SMART og TargetEconN

Rapporten sammenligner og sammenfatter modelanalyser der er udført med de to modeller SMART og TargetEconN, som begge er anvendt til at beregne omkostningseffektiv opnåelse af det samlede indsatsbehov i Vandområdeplan 2021-2027. Vandområdeplanerne bidrager til Vandrammedirektivets mål om god økologisk tilstand i 2027. Ved at udføre beregningerne med de to forskellige økonomiske modeller, belyses hvad forskelle i modelgrundlag, potentialer og data betyder for de beregnede omkostninger, effekter og omkostningseffektivitet. Hensigten med sammenligningen er at opnå et konsolideret grundlag for at vurdere omkostningerne. De endelige, faktiske omkostninger vil afhænge af hvordan indsatserne implementeres og hvilke instrumenter der anvendes.