



# BASELINE 2027 FOR UDVALGTE ELEMENTER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 184

2020



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

# BASELINE 2027 FOR UDVALGTE ELEMENTER

---

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 184

2020

Gitte Blicher-Mathiesen<sup>1</sup> (redaktør)

Peter Sørensen<sup>2</sup> (redaktør)

<sup>1</sup> Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

<sup>2</sup> Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



# Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 184
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Baseline 2027 for udvalgte elementer
Redaktører:	Gitte Blicher-Mathiesen <sup>1</sup> & Peter Sørensen <sup>2</sup>
Forfattere:	Gitte Blicher-Mathiesen <sup>1</sup> , Peter Sørensen <sup>2</sup> , Troels Kristensen <sup>2</sup> , Hans Estrup Andersen <sup>1</sup> , Ramus Jes Petersen <sup>1</sup> , Joachim Audet <sup>1</sup> , Henrik Tornbjerg <sup>1</sup> , Jesper H. Christensen <sup>3</sup> , Thomas Ellerman <sup>3</sup> , Ole-Kenneth Nielsen <sup>3</sup> , Johannes L. Jensen <sup>2</sup> , Ingrid K. Thomsen <sup>2</sup> , Jørgen E. Olesen <sup>2</sup> , Birger Faurholt Pedersen <sup>2</sup> , Goswin Heckrath <sup>2</sup> , Per Gundersen <sup>4</sup>
Institutioner:	Aarhus Universitet, <sup>1</sup> Institut for Bioscience, <sup>2</sup> Institut for Agroøkologi, <sup>3</sup> Institut for Miljøvidenskab & <sup>4</sup> Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, KU
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	2020
Redaktion afsluttet:	2020
Faglig kommentering:	se under hvert kapitel
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Ekstern kommentering:	Miljø- og Fødevarerministeriet. Kommentarerne findes her: <a href="http://dce2.au.dk/pub/komm/TR184_komm.pdf">http://dce2.au.dk/pub/komm/TR184_komm.pdf</a>
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Blicher-Mathiesen, G. & Sørensen, P. (red). 2020. Baseline 2027 for udvalgte elementer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 120 s. - Teknisk rapport nr. 184 <a href="http://dce2.au.dk/pub/TR184.pdf">http://dce2.au.dk/pub/TR184.pdf</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport udgør en vurdering af ændring i nitratudvaskning fra rodzonen og i fosforudledning til ferskvand for udvalgte baselineelementer i perioden 2019-2027. Vurderingen viser et forventet fald i nitratudvaskningen for baseline elementerne atmosfærisk deposition, nedgang i det dyrkede areal, skovrejsning og øget økologi hvorimod der er betydelig usikkerhed om effekten af de øgede udbytter og ændring i den økonomisk optimale norm frem mod 2027. I forhold til fosforudledningen forventes der et fald i udledningen for de to baselineelementer nedgang i det dyrkede areal og forventet øget skovrejsning. Rapporten giver desuden en vurdering af potentialet for kvælstof og fosforfjernelse ved at vådlægge dyrkede lavbundsarealer på jord med højt indhold af organisk stof samt mulig kvælstofeffekt af skovrejsning med et klimaformål
Emneord:	Baseline, kvælstof, kvælstofudvaskning, udvikling i landbrug, virkemidler, tidsforsinkelse
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Kathe Møgelvang
ISBN:	978-87-7156-529-4
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal:	120
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/TR184.pdf">http://dce2.au.dk/pub/TR184.pdf</a>

# Indhold

<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>8</b>
<b>Summary</b>	<b>12</b>
<b>1 Indledning</b>	<b>16</b>
<b>2 Udvikling og fremskrivning af landbrugs udvikling, metoder, forudsætninger og usikkerhed for analysen</b>	<b>18</b>
2.1 Udviklingen i landbrugets gødningsforbrug og norm for kvælstofgødning 2011-2018	18
2.2 Fremskrivning af udvikling i husdyrhold og afgrødefordeling 2019-2027	21
2.3 Tidshorizont og tidsforsinkelse for hvornår ændringer kan måles i vandløb	26
2.4 Metode, forbehold, usikkerheder og virkemidlers skyggeeffekt	30
<b>3 Virkemidler, prognose for udvikling og effekt 2027</b>	<b>33</b>
3.1 Effekt af nedgangen i det dyrkede areal	33
3.2 Skovrejsning	39
3.3 Økologisk jordbrug	42
3.4 Effekter af bioforgasning og genanvendt organisk affald	45
3.5 Fosforlofter	50
3.6 Husdyrefterafgrøder fra husdyrregulering	52
3.7 Fremskrivning af atmosfærisk deposition af kvælstof til 2027	54
Estimering af betydningen af reduceret deposition af kvælstof for nitratudvaskningen	63
3.8 Efterafgrøder	64
3.9 Slæt i stedet for afgræsning på konventionelle kvægbrug	65
3.10 Udvikling i udbytter og i den økonomisk optimale kvælstofnorm	67
Samlet effekt på kvælstofnorm	71
Kvælstofudbytter, kvælstofbalance og nitratudvaskning	72
3.11 Reference for nitratudvaskning i 2017	75
3.12 Samlet effekt af opdatering af baseline i 2027 fordelt på hovedvandområder	78
<b>4 Klima</b>	<b>81</b>
4.1 Udtagning af lavbundsarealer fra landbrugsproduktion	81
4.2 Klimaets påvirkning af kvælstofudledning	95
4.3 Skovrejsning med et klimaformål	100
<b>5 Konklusion</b>	<b>102</b>
<b>6 Referencer</b>	<b>105</b>

<b>Bilag 1a: Opgavebeskrivelse fra Miljøstyrelsen</b>	<b>114</b>
<b>Bilag 1b: Tillæg til opgavebeskrivelsen fra Miljøstyrelsen</b>	<b>119</b>

## Forord

Miljøstyrelsen (MST) har primo 2019 bestilt en baselinedokumentation til 2027, hvor effekter af udvalgte elementer på udvikling i nitratudvaskning fra rodzonen og udledning af fosfor til ferskvand opgøres og hvor referenceåret udgør 2018. Det betyder, at de enkelte elementer i baseline er vurderet for perioden 2019-2027. Med baseline menes i denne sammenhæng effekten af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i erhvervet og i klimaet, som kan få indflydelse på næringsstofftab fra de dyrkede arealer i 2027. Bestillingen fremgår af bilag 1 og 2.

Effekten af de udvalgte baselineelementer, som Aarhus Universitet vurderer, skal sammen med effekten af øvrige elementer og virkemidler samt sammen med målbelastning, som Miljø- og Fødevareministeriet vurderer, danne et samlet grundlag for, hvor meget nitratudvaskning og fosforudledningen forventes at ændre sig frem til 2027. Disse tal er vigtige, når der skal fastlægges et indsatsbehov og program, der skal sikre den reduktion i udledning af næringsstoffer, som er nødvendig for at opfylde vandrammedirektivets målsætning om god økologisk tilstand.

I baseline udarbejdes en fremskrivning for ændring i næringsstofudledningerne i 2027, og dermed er baseline 2027 et vigtigt afsæt i forhold til Miljø- og Fødevareministeriets vurdering af, om der skal implementeres flere virkemidler i specifikke vandoplande, der afvander til sårbare kystvande, eller om målsætning for næringsstofudledningen forventes opfyldt med allerede vedtagne initiativer. Viser den samlede baselinedokumentation, at målet for reduktion i næringsstofudledningen forventes at blive nået i 2027, skal der ikke implementeres yderligere virkemidler. Og omvendt, hvis udledningen af næringsstoffer er for høj, skal der implementeres yderligere virkemidler for at reducere udledning af nitrat og fosfor. Derfor er det også vigtigt at se på den geografiske fordeling af virkemidlernes effekt. Virkemidlernes effekt på nitratudvaskning og fosforudledning er derfor beregnet for 23 hovedvandoplande.

I forbindelse med udarbejdelse af de nye vandområdeplaner er der justeret i afgrænsningen af de 23 hovedvandoplande for de seks oplande: 1.10 Vadehavet, 2.3 Øresund, 2.5 Smålandsfarvet, 2.6 Østersøen og 4.1 Vidå-Kruså (se figur F.1). I nærværende baselinerapport er effekterne generelt fordelt ud fra samme oplandsafgrænsning som i vandområdeplaner 2015-2021, men for at illustrere betydningen af den justerede afgrænsning for de seks oplande til næste vandområdeplan, er der suppleret med beregning af referenceudvaskning og effekt af nedgang i det dyrkede areal med de justerede oplandsafgrænsninger (se desuden afsnit 3.1 og 3.11).

I februar 2020 udgav Aarhus Universitet en opdatering af baseline 2021 <https://dce2.au.dk/pub/TR162.pdf>. Heri blev den generelle udvikling i landbrugsproduktionen og udvalgte virkemidlers effekt på nitratudvaskning vurderet for perioden 2012-2021.

I nærværende baseline 2027 indgår en fremskrivning af landbrugsproduktionen og afledt effekt på husdyrhold og afgrødefordeling i perioden fra 2018 til 2027. Som en central del af baseline indgår fremskrivningen på nitratudvaskning for

følgende virkemidler: nedgang i det dyrkede areal, skovrejsning, økologisk jordbrug, bioforgasning og genanvendt organisk affald, deposition af kvælstof, udvikling i udbytter og afgrøders kvælstofnorm for gødningstildeling. For alle de nævnte elementer og virkemidler er der udarbejdet en fremskrivning for effekt på nitratudvaskning i 2027, beregnet som den ændring i nitratudvaskning fra rodzonen, der forventes at ske inden for en 5-10 års tidshorisont.

**Figur F.1.** Geografisk afgrænsning af de 23 hovedvandoplande. De farvede oplande viser den geografiske afgrænsning i vandområdeplaner 2015-2021. Den grå linje i oplandene 1.10, 2.5 og 2.4 viser ændringen i den geografiske afgrænsning i vandområdeplaner 2021-2027.



Det betyder, at AU ikke har inkluderet følgende specifikke virkemidler: MFO, udtagning af lavbund, vådområder, P-vådområder og minivådområder, som blev vedtaget med vandområdeplaner 2015-2021. Vurdering af målrettede efterafgrøder, og en mulig fortsættelse af disse, indgår heller ikke i nærværende baseline 2027. Det betyder, at nærværende rapport ikke giver en samlet fremskrivning for alle relevante virkemidler, men alene for de førnævnte udvalgte elementer.

For nedgang i dyrket areal, skovrejsning og fosforlofter er der udarbejdet en fremskrivning for effekt på fosforudledning. Det vurderes, at de øvrige baselineelementer kun i begrænset omfang vil påvirke fosforudledning, fordi fosfor generelt bindes i jorden, og der derfor ikke, som for kvælstof og nitrat, er en entydig robust sammenhæng mellem tilført næringsstof og udvasket fosfor.



Desuden indgår en beskrivelse af klimaets udvikling og mulige afledte effekter på nitratudledning, og der er hertil desuden udarbejdet en beskrivelse af potentialet for kvælstoffjernelse ved udtagning af kulstofrige lavbundslande gennem hævet vandstand m.v. på disse arealer.

Fremskrivningen af effekt af virkemidler kan være behæftet med betydelig usikkerhed, særligt hvor effekten afhænger af internationale økonomiske konjunkturer, og om andre lande opfylder vedtagne konventioner. Derfor anbefaler Aarhus Universitet, at der gennemføres en midtvejsevaluering, i takt med at der sker ændringer i landbrugets udvikling og regulering, som kan påvirke de beregnede estimater for nitratudvaskning og fosforudledning. Der kan desuden forekomme en skyggeeffekt af ét virkemiddel på effekten af et andet virkemiddel. Denne skyggeeffekt er kun overordnet beskrevet i denne rapport i afsnit 2.4.

Den fulde effekt af virkemidlerne på rodzoneudvaskning vil ske med en vis tidsforsinkelse. Derfor vil effekten af baseline ikke have den fulde estimerede effekt inden for baselineperioden frem til 2027 og ej heller med ligelig fordeling over årene. Den fulde effekt af virkemidlerne på udledning af næringsstofferne vil først opnås efter nogle år på den anden side af 2027.

I løbet af projektperioden har der været afholdt statusmøder med deltagelse af Miljø- og Fødevarerministeriet, hvor data og forudsætninger anvendt i nærværende rapport om baseline 2027 blev drøftet. Desuden har der i forbindelse med projektet været afholdt møder i en nedsat følgegruppe for interessenter med deltagelse fra SEGES, Danmarks Naturfredningsforening, Landbrug og Fødevarer, Bæredygtigt Landbrug, Orbicon, Danske Vandløb og Limfjordsrådet, hvor datagrundlag og foreløbige resultater er blevet præsenteret.

Miljø- og Fødevarerministeriet har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten.

## Sammenfatning

Miljøstyrelsen (MST) har primo 2019 bestilt en baselinedokumentation til 2027, hvor effekter af udvalgte elementer på udvikling i nitratudvaskning fra rodzonen og udledning af fosfor til ferskvand opgøres og hvor referenceåret udgør 2018. Det betyder, at de enkelte elementer i baseline er vurderet for perioden 2019-2027. Med baseline menes i denne sammenhæng effekten af allerede vedtagne initiativer samt øvrig udvikling i erhvervet og i klimaet, som kan få indflydelse på næringsstofftab fra de dyrkede arealer i 2027. Bestillingen fremgår af bilag 1a og 1b.

Effekten af de udvalgte baselineelementer, som Aarhus Universitet her vurderer, skal sammen med målbelastning og effekten af øvrige virkemidler, som Miljø og Fødevareministeriet vil vurdere, danne et samlet grundlag for, hvor meget nitratudvaskning og fosforudledningen forventes at ændre sig frem til 2027. Disse tal er vigtige, når der skal fastlægges et indsatsbehov og program, der skal sikre reduktion i udledning af næringsstoffer, som er nødvendig for at opfylde vandrammedirektivets målsætning om god økologisk tilstand. Miljøstyrelsen har desuden bedt om en vurdering af kvælstofeffekter ved anvendelse af virkemidlerne skovrejsning og udtagning af lavbundsarealer med klimaformål.

I nærværende baselinerapport er effekterne generelt fordelt ud fra samme oplandsafgrænsning som i vandområdeplaner 2015-2021, som også blev anvendt i Baseline 2021. I forbindelse med udarbejdelse af de nye vandområdeplaner er der justeret i afgrænsningen af de 23 hovedvandoplande for følgende seks oplande: 1.10 Vadehavet, 2.3 Øresund, 2.5 Smålandsfarvet, 2.6 Østersøen og 4.1 Vidå-Kruså (se figur F.1). For at illustrere betydningen af de justerede afgrænsninger for de seks oplande er der suppleret med beregning af referenceudvaskning og effekt af nedgang i det dyrkede areal med de justerede oplandsafgrænsninger (se desuden afsnit 3.1 og 3.11).

I nærværende rapport er effekterne beregnet for tre scenarier for fremskrivning af husdyrholdet og afledte effekter på afgrødefordeling og produktion af husdyrgødning. Ved den gennemsnitlige udvikling i den animalske produktionen øges kvælstof i husdyrgødning med 8 mio. kg N, mens det for de to øvrige scenarier vil være henholdsvis et fald på 20 mio. kg N og en stigning på 35 mio. kg N til i alt 258 mio. kg N. Mængder i disse beregninger er N ab dyr, hvorfor der skal fratrækkes tab i stald og lagre for at få ændringen i N tildelt markerne. Generelt angives et tab fra kvæg og svin på 21,7 mio. kg N, svarende til 10 % af N ab dyr. Det forudsættes, at antallet af husdyrefterafgrøder også fremover fastsættes, så disse kompenserer en øget udvaskning ved anvendelse af mere ikke udnyttet husdyrgødning og at der derfor ikke vil komme øget nitratudvaskning grundet et øget forbrug af husdyrgødning.

Der er gennemført en vurdering af baselineelementerne: Nedgang i det dyrkede areal, skovrejsning, øget økologiske produktion, anvendelse af bioforgasning og af genanvendt affald, nedgang i atmosfærisk deposition, slæt frem for afgræsning, udvikling i udbytter og i de økonomisk optimale kvælstofnormer. Scenarier for den animalske produktion er indarbejdet i fremskrivning af slæt frem for afgræsning og i udvikling i udbytter og den økonomiske optimale gødningsnorm. Der er vurderet to scenarier for skovrejsning henholdsvis en stigning på 17.100 ha, hvor skovrejsningen har samme stigning som

hidtil samt en stigning på 28.800 ha, som er et scenarie for en politisk målsætning om, at skovrejsningen fordobles frem til 2070-2090. De to scenarier for skovrejsning har betydning for beregningen af nedgang i det dyrkede areal, hvorfor der også er beregnet to scenarier for dette virkemiddel.

Vurdering af effekt på nitratudvaskning for de enkelte baselineelementer er sammenfattet i tabel 1. Forventede ændringer i nitratudvaskningen er, hvor det er muligt, angivet som et usikkerhedsinterval, hvor minimum indikerer "den mindst mulige reduktion af udvaskningen", og maksimum indikerer "den højst mulige reduktion af udvaskningen". Udvikling i udbytter er opgjort sammen med udviklingen i de økonomisk optimale kvælstofnormer, idet der er en kobling mellem øgede udbytter og øgede normer. Det vurderes endvidere som i seneste baseline for 2021, at udvaskningen bedst estimeres på grundlag af forskellen mellem udviklingen i kvælstofnormer og kvælstofudbytter. Fremskrivning af effekten af øget bioforgasning, øget anvendelse af organisk affald og af mere slæt frem for afgræsning ligger under bagatelgrænsen på 100 ton N og er derfor ikke medtaget i oversigten for effekt på nitratudvaskning i tabel 1. For disse elementer er ændring i nitratudvaskning fra rodzonen ej heller fordelt på de 23 hovedvandoplande.

Nærværende vurdering af baselineelementer (tabel 1) viser et forventet fald i nitratudvaskningen frem mod 2027 som følge af nedgang i den atmosfæriske deposition af kvælstof, som afhænger af, hvorvidt prognoserne for udviklingen i emissionerne af kvælstof holder stik, og af at EU-landene overholder de med NEC-direktivet vedtagne emissionslofter for 2027/2030. Derudover forventes det især, at udvikling i det økologiske areal og nedgangen i det dyrkede areal og skovrejsning bidrager til en mindre udvaskning frem mod 2027.

**Tabel 1.** Fremskrivning af effekten på landsplan af udvalgte baselineelementer på nitratudvaskningen i 2027. Positive værdier angiver et fald i nitratudvaskningen og negative værdier en stigning i nitratudvaskningen. For elementerne "skovrejsning" og "økologi" er der angivet flere scenarier, hvor valg af scenarier afhænger af den politiske beslutning, der træffes om f.eks. mere økologi eller tilskud til skovrejsning. Hvad "kvælstofdeposition" angår, repræsenterer scenarierne en usikkerhed i forhold til, om de enkelte lande kan overholde de fastsatte lofter for udledning.

Kvælstof	Arealændring	Prognose for udvaskningseffekt	
	2017/18-2027	i rodzonen i 2027	
	( ha)	(ton N)	
Virkemiddel mm.		min.	maks.
Nedgang i dyrket areal (skovrejsning Scenarie 1)	91.900	4.460	4.680
Nedgang i dyrket areal (skovrejsning Scenarie 2)	80.200	3.900	4.090
Skovrejsning Scenarie 1	17.100	890	890
Skovrejsning Scenarie 2	28.800	1.500	1.500
Økologi høj vækst (politisk målsætning)	208.000	2.080	3.540
Økologi middel vækst	153.000	1.520	2.590
Økologi lav vækst	46.000	460	780
Kvælstofdeposition Scenarie 1	hele arealet	1.720	2.050
Kvælstofdeposition Scenarie 2	hele arealet	2.730	3.260
Udvikling i udbytter og økonomisk optimal norm (standard)	landbrugsarealet	-120	1.380
Udvikling i udbytter og økonomisk optimal norm (lav)	landbrugsarealet	1.160	3.180
Udvikling i udbytter og økonomisk optimal norm (høj)	landbrugsarealet	-1.940	-300

Der er betydelig usikkerhed omkring effekter af udvikling i kvælstofnormer og kvælstofudbytter på nitratudvaskningen, især i forhold til udvikling i afgrødesammensætningen. I modsætning til de førnævnte baselineelementer forventes en øget nitratudvaskning grundet øget afstrømning betinget af klimaændringer.

I forhold til fosforudledningen forventes der et fald i udledningen for begge baselineelementer nedgang i det dyrkede areal og forventet øget skovrejsning (tabel 2.). Også her afhænger størrelsen af den politiske målsætning, der lægges til grund for beregningen.

**Tabel 2.** Fremskrivning af effekten på landsplan af baselineelementerne "nedgang i dyrket areal" og "skovrejsning" på fosforudledningen i 2027. For baselineelementet "nedgang i dyrket areal" er der angivet to scenarier, idet effekten afhænger af, hvor stort arealet med skovrejsning forventes at blive i 2027. Positive værdier angiver et fald i fosforudledningen.

Fosfor	Arealændring 2018 -2027 (ha)	Prognose for udledning til ferskvand i 2027 (kg P)	
Baselineelement			
Nedgang i dyrket areal (skovrejsning Scenarie 1)	91.900	24.900	24.900
Nedgang i dyrket areal (skovrejsning Scenarie 2)	80.200	21.700	21.700
Skovrejsning Scenarie 1	17.100	800	800
Skovrejsning Scenarie 2	28.800	1.300	1.300

En væsentlig del af den forventede baselineeffekt vil ikke have fuld virkning i 2027, idet den forventede effekt på nitratudvaskningen er vurderet som effekten, der fremkommer inden for en tidshorisont på 5-10 år. Hertil skal yderligere lægges, at der optræder en vis tidsforsinkelse fra, at virkemidler implementeres, til de reelt har en effekt på udvaskning fra rodzone og udledning til kystvande, samt at den aktuelle udledning desuden er påvirket af år-til-år-variation i vejrforhold.

Baselineeffekten er udarbejdet som en fremskrivning for udviklingen, og der er derfor knyttet en vis usikkerhed til, om den aktuelle udvikling afviger fra denne forudsatte udvikling. Derfor anbefaler AU, at der løbende følges op på, om udviklingen sker som forventet. I nærværende vurdering indgår ikke effekt af, at udnyttelseskravene for husdyrgødning er blevet skærpet fra planperioden 2020/2021, idét vedtagelse af dette element indtraf efter afgrænsning af nærværende bestilling.

Det er vigtigt at se på, om der kommer nye tiltag, der vil reducere nitratudvaskning og fosforudledning, bl.a. nye tiltag til at opfylde Danmarks målsætning om mindre CO<sub>2</sub>-udledning. I denne baseline 2027 indgår en overordnet beskrivelse af potentialet for kvælstoffjernelse ved at vådlægge og udtage kulstofrige lavbundsjord fra landbrugsproduktion, som forventes at udgøre væsentlige tiltag i forhold til at opfylde målsætningen om reduktion af landbrugs klimabelastning. Desuden beskrives, at der i dag er begrænset viden om udvaskning ved klimatilpasset skovrejsning på landbrugsjord, og effekt af dette baselineelement kan ikke opgøres mere specifikt end den vurderede udvaskningseffekt fra almindelig skovrejsning på landbrugsjord.

I denne baseline er det desuden vist, at øget afstrømning samt store år-til-år variationer i bl.a. nedbør og temperatur kan modvirke og skygge for effekten af virkemidler og baselineelementer, og at forsinkelser i kvælstofomsætning

og i vandets transportveje fra mark til kystvande kan have en betydning. Regionale opgørelser af den afstrømningsvægtede total N- og nitratkoncentration i det afstrømmende vand til kystvande for målte oplande viser, at netop år-til-år variationen er stor i de to regioner Fyn og Sjælland, og at ændringer i disse koncentrationer derfor bør ses over en årrække for til at kunne evaluere virkemidlers effekt på kvælstofudledning til kystvande.



## Summary

In the beginning of 2019, the Danish Environmental Protection Agency (EPA) requested a baseline projection for 2027, predicting the effects of selected elements on the development of nitrate leaching from the root zone and the load of phosphorus to streams and lakes in Denmark. In this context, the term “baseline” covers the effect of measures already adopted (instruments etc.) and other developments in agriculture that may affect the loss of nitrogen (N) and phosphorous (P) from cultivated areas. (See appendices 1a and 1b for details).

The effect of the selected baseline elements as assessed by Aarhus University will together with the effect of other measures assessed by the Danish Ministry of Environment and Food form an overall basis for the expected change in nitrate leaching and phosphorus load from agriculture up to 2027. These estimates are important when assessing the need for action and a programme to ensure a reduction in nutrient loads, which is necessary in order to comply with the EU Water Framework Directive’s objective of good ecological status. The Danish Environmental Protection Agency has also requested an assessment of the effects on nitrogen loss using the measures “afforestation” and “stop of cultivation of agricultural areas located on soil having high organic matter“ for a climate mitigation purpose.

In this baseline report, the effects are generally allocated based on the same catchment delineation as in vandområdeplaner 2015-2021, which was also used in baseline 2021. In connection with the preparation of the new water area plans, the delineation of the 23 main water catchments was adjusted for the following six catchment areas: 1.10 The Vadehavet, 2.3 Øresund, 2.5 Smålandshavet, 2.6 Baltic Sea and 4.1 Vidå-Kruså (see figure F.1). In order to illustrate the importance of the adjusted delineation for the six catchment areas, estimations of the reference leaching and the effect of the reduction of the cultivated area were made relative to the adjusted catchment delineation (see also sections 3.1 and 3.11).

In this report, a prognosis for three alternative scenarios for the projection of agricultural production and the derived effect on crop distribution and the production of animal manure has been used as basis. With the scenario “average development of animal production”, nitrogen in animal manure will increase by 8 million kg N, while for the two other scenarios there will be a decrease of 20 million kg N and an increase of 35 million kg N to a total of 258 million kg N in excreted manure. These numbers describe excretion of N from animals, and therefore loss in stables and storage must be deducted in order to obtain the change for fields. Albrektsen et al. (2017) estimates a loss in stables and storage from cattle and pigs corresponding to 10% of N excreted from livestock. In the calculation it is assumed that the number of catch crops, presently used for counteracting increased nitrate leaching losses by use of animal manure, are adjusted to the future change in production of animal manure N.

The following baseline elements have been assessed: decrease in the cultivated area, afforestation, increased organic production, use of anaerobic digestion (biogas) and recycled wastes, decline in atmospheric deposition, harvesting of grass silage rather than grazing, development in crop yields and economically optimal nitrogen norms. The different scenarios for forecasted animal production have been incorporated into the projection of cutting of

grass silage rather than grazing and in the development of yields and the economically optimal fertiliser norm. Two scenarios are assessed for afforestation, one with an expected increase in afforestation of 17,100 ha, which is equivalent to the growth rate in afforestation since 2000 until 2017 and a second scenario with an increase of 28.800 ha, which is the political target for increase in forests.

The two scenarios for afforestation affects the element decrease in cultivated area, thus this element is also calculated with two scenarios.

The assessment of the effect on nitrate leaching for the individual baseline elements is summarised in table 1. Expected changes in nitrate leaching are, where possible, indicated as an interval on the basis of an uncertainty assessment, where minimum indicates “the least possible reduction of leaching” and maximum indicates “the highest possible reduction of leaching”.

**Table 1.** Projection of the national impact of selected baseline elements on nitrate leaching in 2027. Positive values indicate a decrease in nitrate leaching and negative values an increase in nitrate leaching. For the elements “afforestation” and “organic farming”, several scenarios are shown, where the selection of scenarios depends on the political decisions made about, for example, more financial support to organic farming or afforestation. As far as “nitrogen deposition” is concerned, the scenarios represent uncertainty as to whether the individual neighbour countries can comply with the established discharge limits.

Nitrogen	Area change	Prognosis of the effect of leaching	
	2017/18-2027	in the root zone in 2027	
	(ha)	(ton N)	
Measure etc.		min.	max.
Decrease in cultivated area (afforestation Scenario 1)	91,900	4,460	4,680
Decrease in cultivated area (afforestation Scenario 2)	80,200	3,900	4,090
Afforestation Scenario 1	17,100	890	890
Afforestation Scenario 2	28,800	1,500	1,500
Organic farming high growth (political objective)	208,000	2,080	3,540
Organic farming mean growth	153,000	1,520	2,590
Organic farming - low growth	46,000	460	780
Nitrogen deposition Scenario 1	Whole area	1,720	2,050
Nitrogen deposition Scenario 2	Whole area	2,730	3,260
Development in crop yields and economic optimal norm (standard)	Cultivated area	-120	1,380
Development in crop yields and economically optimal norm (low)	Cultivated area	1,160	3,180
Development in crop yields and economically optimal norm (high)	Cultivated area	-1,940	-300

The development of crop yields is calculated together with the development of the economically optimal nitrogen norms as there is a link between increased yields and increased norms. It is also assumed that the leaching is best estimated on the basis of the difference between the development of nitrogen norms and nitrogen yields (change in surface field nitrogen balance).

This assessment of baseline elements (table 1) shows an expected decrease in nitrate leaching up to 2027 as a result of a reduction in the atmospheric deposition of nitrogen, which depends on the prognosis for the development of nitrogen emissions and on the EU countries’ complying with the emission ceilings adopted by the NEC directive for 2027/2030. In addition, it is expected, in particular, that development in the organic farming area and the

decline in the cultivated area and afforestation will contribute to lower nitrate leaching towards 2027. There is considerable uncertainty about the effects of the development of nitrogen norms and nitrogen yields on nitrate leaching, especially in relation to the development of the crop composition. However, increased nitrate leaching is expected due to increased climate-related nitrogen load. Expected decrease in nitrate leaching for further use of biogas and of waste product as well as increase in cut of silage instead of grazing was evaluated to be below 100 t N and is therefore below an unsecure minimum target. The numbers for those baseline elements are not included in table 1 and the effect is neither distributed to the 23 main catchments.

A significant part of the expected baseline effect will not have full impact in 2027 as the expected impact on nitrate leaching is assessed as the effect appearing within a time frame of 5-10 years. It should also be added that there will be a certain time delay from the implementation of the measure until an actual effect can be observed on the leaching from the root zone and the load to coastal waters, and the actual leaching is also affected by year-to-year variations in weather conditions, cf. section 2.6 on time frame and time delay.

**Table 2.** Projection of the effect of the baseline elements "decrease in cultivated area" and "afforestation" on the phosphorus load in 2027. For the baseline element "decrease in cultivated area", two scenarios are given as the effect depends on how large the area of afforestation is expected to be in 2027. Positive values indicate a reduction of the phosphorus load.

Phosphorus Measure	Area change	Projection for load	
	2018-2027 (ha)	into freshwater 2027 (kg P)	
Decrease in cultivated area (afforestation Scenario 1)	91,900	24,900	24,900
Decrease in cultivated area (afforestation Scenario 2)	80,200	21,700	21,700
Afforestation Scenario 1	17,100	800	800
Afforestation Scenario 2	28,800	1,300	1,300

In relation to phosphorus, a decline of the load is expected for both of the baseline elements "cultivated area" and "afforestation" (table 2). Also here, the extent of the decrease depends on the political objective forming the basis for the calculation.

The baseline effect has been assessed as a future projection, and there is therefore a certain degree of uncertainty as to whether the actual development will deviate from the projected development. Therefore, AU recommends follow-up assessments to be made of whether the development follows the expectations. It is also important to look at whether new measures will be introduced to reduce the nitrate leaching and phosphorus load, including new measures to meet Denmark's objective of lower CO<sub>2</sub> emissions. In this baseline 2027, an overall description is included of the potential for nitrogen and phosphorus removal by wetting and removing carbon-rich lowland areas from agricultural production, two expectedly significant measures for achieving the objective of reducing the agricultural climate impact.

In this baseline, it has also been shown that increased runoff and large year-to-year variations in e.g. precipitation and temperature can counteract and overshadow the effect of measures and baseline elements and that delays in nitrogen turnover and in the water's transport routes from field to coastal waters may have an impact as well. Regional calculations of flow-weighted total N and nitrate concentrations in the discharged water to coastal waters for catchments with gauging stations show that the year-to-year variation is large in the two regions of Funen and Zealand and that changes in the flow-weighted concentrations therefore should be seen over a number of years to evaluate the effect of measures on the nitrogen load into coastal waters.

# 1 Indledning

Denne baseline 2027-rapport udgør AU's vurdering af udvalgte virkemidlers effekt på nitratudvaskning fra rodzonen og på fosforudledning til ferskvand til og med 2027 i forhold til deres effekt i 2018. Med baseline menes i denne sammenhæng effekten af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i erhvervet og i klimaet, som kan få indflydelse på ændringer i næringsstofftab fra de dyrkede arealer i perioden 2018 til 2027. Bestillingen frem går af Bilag 1.

I denne baseline fremskrives udviklingen frem til 2027 for landbrugsproduktionen og baselineelementerne; nedgang i dyrket areal, skovrejsning, udvikling i økologisk dyrkning, udvikling i deposition af kvælstof samt udvikling i udbytter og kvælstofnormer. Det betyder, at året 2018 udgør et referenceår både for landbrugsproduktionen, det dyrkede areal og forbruget af gødning, mens den gennemsnitlige nitratudvaskning foreløbigt er opgjort for 2017. Den gennemsnitlige nitratudvaskning anvendes som reference til at beregne effekt af elementernes nedgang i det dyrkede areal og skovrejsning, idet baggrundudvaskning for skov rejst på landbrugsjord og andre naturarealer trækkes fra den gennemsnitlige udvaskning knyttet til det dyrkede areal. Det betyder, at baseline udgør ændringer i de udvalgte baselineelementer i de ni år fra 2019 til 2027. AU's vurdering af baselineelementers effekt på nitratudvaskning udgør den effekt, som forventes inden for 5-10 år, efter at virkemidlet er implementeret på dyrkningsfladen. Det betyder, at en væsentlig del af den af AU vurderede effekt først vil kunne måles på kvælstofudledning til havet senere end slutåret for baseline i 2027.

Det vil altid være vanskeligt at forudse, hvordan landbrugsproduktionen udvikler sig. Den danske landbrugsproduktion vil påvirkes af udsving i verdensmarkedets priser på korn og animalske produkter, der bl.a. er betinget af husdyrsygdomme og dårlige vækstbetingelser for væsentlige salgs- eller foderafgrøder. Netop disse udsving kan være vanskelige at forudse. I nærværende baseline er der udarbejdet tre scenarier for, hvordan landbrugsproduktionen i forhold til antal husdyr og den afsmittende påvirkning på afgrødefordelingen ser ud i 2027. Udgangspunktet er, at størrelsen for det dyrkede landbrugsareal fastholdes for 2018, og den procentvise ændring i afgrødefordelingen er herefter vurderet. Denne fremgangsmetode er anvendt for ikke at beregne effekt af nedgang i det dyrkede areal flere gange.

Scenarier for udvikling i husdyr og afgrødefordeling er indarbejdet i, hvordan slæt frem for afgræsning ser ud i 2027 og i udvikling af udbytter og kvælstofnormer for gødningstildeling. Sammenspillet mellem ændringer i økologisk produktion og ændringer i gødningsanvendelse, foderimport og afgrødesammensætning er kompliceret, og effekten af dette samspil er ikke indregnet. Det vil derfor være vanskeligt fuldstændigt at adskille kombinationer af udvikling i afgrøder, økologi, udbytter og kvælstofnormer.

Ud over en vurdering af udvalgte virkemidler har Miljøstyrelsen også ønsket en vurdering af effekt på kvælstofudledning af ændringer i klima og i forhold til en øget udtagning af kulstofrige lavbundsarealer knyttet til en eventuel klimaindsats. I nærværende rapport er potentialet for kvælstoffjernelse og den muligt afledte effekt på fosfor og drivhusgasemission for dette virkemiddel vurderet i forhold til, at lavbundsarealer vådlægges.



I nærværende baseline 2027 gives indledende en oversigt over udviklingen i landbrugets forbrug af gødning og udviklingen i det dyrkede areal og afgrødefordelingen for perioden 2011-2018. Herefter diskuteres tidshorisont ift. til den forsinkelse, der må forventes at være fra et virkemiddel implementeres, til effekten kan måles i hhv. rodzone og vandløb, hvorefter forbehold og usikkerheder ved baselineberegningen gennemgås.

Efter disse indledende afsnit følger beskrivelsen af de enkelte virkemidler, hvor effekten i 2027 fordeles på 23 hovedvandoplande. Sidst i dette afsnit findes en samlet tabel over baselineeffekten fordelt på hovedvandoplande (afsnit 3.12), et kapitel om betydning af vejr og klima og påvirkning af kvælstofudledning i målte oplande (kap. 4.) samt en samlet konklusion (kap. 5). Rapporten indeholder desuden opgavebeskrivelsen fra Miljøstyrelsen (bilag 1).

Der sker løbende en udvikling i nye initiativer, f.eks. mindre kvælstofnormer til humusjorde, øget krav til udnyttelse af husdyrgødning, en række mulige præciseringer i forhold til husdyrgødning og mindre ammoniakfordampning. Derfor anbefaler AU, at der følges op på, om udviklingen sker som forventet. Det er desuden vigtigt at se på, om der kommer nye tiltag til at opfylde Danmarks målsætning om mindre CO<sub>2</sub>-udledning.

## 2 Udvikling og fremskrivning af landbrugs udvikling, metoder, forudsætninger og usikkerhed for analysen

### 2.1 Udviklingen i landbrugets gødningsforbrug og norm for kvælstofgødning 2011-2018

*Gitte Blicher-Mathiesen*

*Fagfællebedømt af Peter Sørensen*

#### Det dyrkede areal

Det dyrkede areal er opgjort med udgangspunkt i landbrugets indberetning til Landbrugsstyrelsen i forbindelse med ansøgning om EU-landbrugsstøtte (enkelt- eller grundbetalingsordningen). Afgrøderne er i videst muligt omfang grupperet efter samme liste, som Danmarks Statistik anvender. For at kunne vurdere på udviklingen i det dyrkede areal er data vist for hvert af årene 2011-2018 i tabel 2.1.1. Året 2011 er medtaget, da afgrødefordelingen for dette år indgik i afsnit om teknisk justering og udvikling i gødningsforbrug i "Opdatering af baseline 2021" (Blicher-Mathiesen et al., 2020).

Det indberettede areal i landbrugsmæssig drift er faldet fra 2.693.000 ha i 2011 til 2.602.000 ha i 2018 (tabel 2.1.1), en nedgang på ca. 91.000 ha. Nedgangen indeholder udtagning til byer, veje, natur, skovrejsning m.m. Faldet varierer over årene, hvilket kan skyldes, at der er en reel forskel i udtagning til motorveje fra år til år. En udvikling i udtagning af landbrugsjord bør derfor ses som en trend over en længere årrække, som det er gjort i afsnit om "Effekt af nedgang i dyrket areal" (kap. 3.1). Her udgør den gennemsnitlige nedgang i det dyrkede areal 12.200 ha pr. år for perioden 2008-2018.

**Tabel 2.1.1.** Det dyrkede areal fordelt på afgrødegrupper for perioden 2011-2018 samt forskel mellem de to år (1.000 ha). Data er fra landmændenes indberetning til hektarstøtte/grundbetaling.

(1.000 ha)	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Forskel 2011-2018
Vårkorn	554	723	682	552	576	680	625	841	287
Vinterkorn	941	771	746	884	868	783	816	575	-366
Korn i alt	1.495	1.495	1.428	1.436	1.444	1.463	1.441	1416	79
Bælgsæd til modenhed	8	7	7	8	12	16	21	32	24
Frø til udsæd	66	75	84	81	72	72	84	102	36
Industrifrø i alt	151	130	177	166	193	164	179	144	-7
Rodfrugter i alt	82	81	77	78	68	79	84	86	5
Majs	176	186	183	190	181	176	167	180	4
Helsæd og foderroer	61	59	65	67	61	65	52	59	-3
Lucerne	7	6	5	4	3	2	2	2	-5
Græs og kløvergræs i omdrift	333	330	320	312	253	274	276	264	-69
Varig græs	207	212	198	195	248	212	204	214	7
Brak	0	0	0	0	23	28	29	32	32
Øvrige afgrøder	107	98	159	154	106	84	72	72	-35
I alt	2.693	2.679	2.702	2.691	2.663	2.634	2.610	2.602	-91

### **Salgsafgrøder**

Arealet med korn har været nogenlunde konstant i perioden 2011-2018, dog med en lille nedgang på 79.000 ha (figur 2.1.1 og tabel 2.1.1). Derimod har der været en betydelig variation mellem vårkorn og vinterkorn. Yderpunkterne er et ekstremt lille areal med vinterkorn på 575.000 ha i 2018 og det største areal på 941.000 ha i 2011, en forskel på 366.000 ha. Netop arealforholdet mellem vårkorn og vinterkorn har stor betydning for gødningsforbruget, idet den økonomisk optimale norm er ca. 37 kg N/ha større for vinterkorn end for vårkorn. Hvor stort arealet med vintersæd udgør de enkelte år, påvirkes af de dyrkningstekniske forhold som f.eks. sen høst, og om det er for vådt at køre på markerne til, at landmændene kan så vinterkorn om efteråret. I år med dyrkningstekniske vanskeligheder vil et større areal tilsås med vårsæd.

Arealet med kartofler har været nogenlunde konstant over årene 2011-2018, mens arealet med frøgræs og bælgssæd er øget med henholdsvis 36.000 og 24.000 ha. Arealet med vinterraps var størst i 2015 med 193.000 ha, men udgjorde i 2018 næsten det samme areal som i 2011.

### **Græs og grøntfoder**

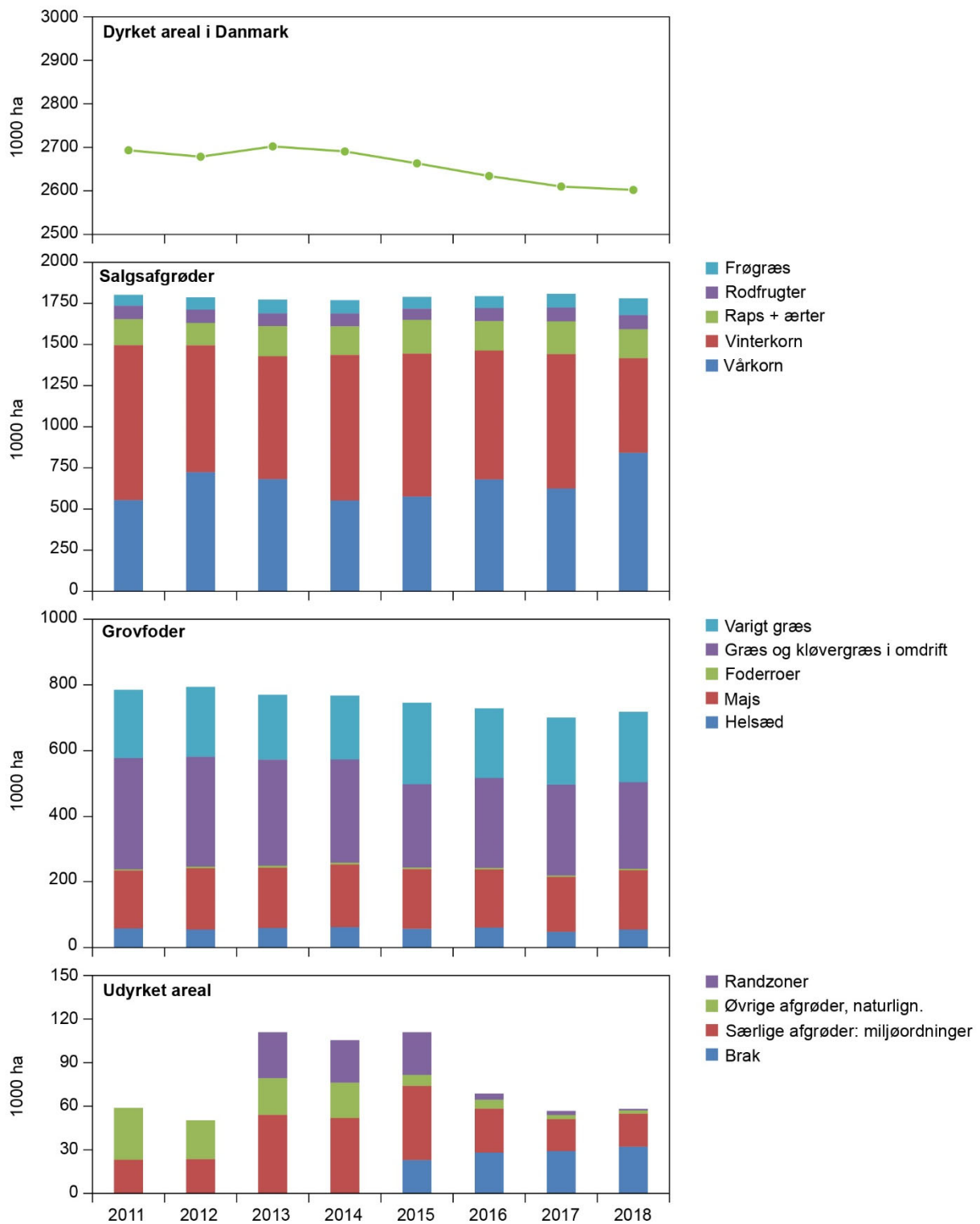
Arealet med grovfoder er blevet noget mindre i perioden. Arealet med majs og helsæd har været nogenlunde konstant, mens arealet med græs i omdrift er blevet 69.000 ha mindre. Det er sandsynligt, at en del af brakarealet, der kom til i 2015, tidligere har været græs i omdrift.

### **Forbrug af kvælstofgødning og kvælstofnorm**

Den samlede mængde kvælstof i handelsgødning, husdyrgødning og anden organisk gødning udgjorde i 2011 433.000 ton N, mens det i 2018 udgjorde 454.000 ton N (tabel 2.1.2). Det samlede forbrug af kvælstof i gødning er således øget med 21.000 ton N i denne syv-års periode.

Kvælstofmængden i husdyrgødningen var omtrent den samme i 2011 og 2018, men var knap 12.000 tons N mindre i 2014 end i disse to år. Det ses af tabel 2.1.2, at forbruget af kvælstof med handelsgødninger steg efter 2015 som følge af Fødevarer- og landbrugspakken (FLP)'s aftale om at udfase de underoptimale gødningsnormer. Herved øgedes forbruget af kvælstof i handelsgødning fra 210.000 tons N i 2015 til 242.000, 237.000 og 224.000 ton N i henholdsvis 2016, 2017 og 2018. I 2016 blev det tilladt at anvende 2/3 af forskellen mellem den reducerede og den økonomisk optimale gødningsnorm. Og fra og med 2017 blev det tilladt at anvende den fulde økonomisk optimale gødningsnorm.

Landets samlede kvælstofnorm afhænger af de enkelte afgrøders normer samt af afgrødernes fordeling på jordtyper, og om afgrøderne er vandet. Selve fastsættelse af afgrødernes gødningsnormer følger en fastlagt procedure, der er beskrevet i "Procedure for indstilling af kvælstof- og udbyttensnorm" (Drejebog, 2018).



**Figur 2.1.1.** Udvikling i det dyrkede areal (øverst) og opdelt på salgsafgrøder, grovfoder og udyrkede arealer for perioden 2011-2018. Data er fra indberetning til hektarstøtte/grundbetaling.

**Tabel 2.1.2.** Forbrug af kvælstofgødning og kvælstof i gødningsnorm for det dyrkede areal i perioden 2011-2018 (1.000 ton N). Forbrug af gødning er fra landmændenes indberetning af gødningsregnskaber. Kvælstofnormen er beregnet ud fra de enkelte års gødningsvejledning og afgrøder indberettet til hektarstøtte/grundbetaling.

(1.000 ton N)	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
<b>Forbrug af kvælstofgødning</b>	----- <b>(1.000 ton N)</b> -----							
Handelsgødning GR	203,9	198,2	199,1	203,4	210,0	241,9	237,1	223,5
Husdyrgødning GR	223,3	220,4	215,4	211,9	216,4	219,3	217,7	223,5
Anden organisk gødning GR	6,0	6,8	7,0	6,8	7,2	7,8	8,0	7,1
Total forbrug af kvælstofgødning	433,2	425,4	421,5	422,1	433,6	469	462,8	454,1
Udnyttet husdyr og anden org. gødning GR	152,3	150,4	147,1	146,0	148,9	150,1	148,9	152,5
Ikke udnyttet husdyr- og org. gødning	75,8	75,7	74,1	73,0	74,8	77,3	76,8	78,3
Teoretisk beregnet kvælstofnorm uden udlæg og forfrugt <sup>1</sup>								
Aktuel grundnorm, reduceret i 2012-2016	390,5	379,6	374,1	374,6	369,2	425,9	447,2	433,5
Økonomisk optimal norm	464,0	446,0	433,5	444,8	450,2	456,7	447,2	433,5
Reduktionspct. <sup>2</sup>	15,9	14,9	13,7	15,8	18,0	6,8	0	0
Kvælstofprognosen	7	9	4	0	10	11	-7	9

1 Kvælstofnormen udgør den aktuelle norm for hver afgrøde, også for det økologiske areal, og er ganget på afgrødefordeling, jordtyper og arealer med og uden vanding. Der er ikke korrigeret for N-prognose og eftervirkning af efterafgrøder. Beregningen er gennemført af AU BioScience.

2. Reduktionsprocenten er forskellen mellem den økonomisk optimale norm og den reducerede grundnorm til hver afgrøde.

## 2.2 Fremskrivning af udvikling i husdyrhold og afgrødefordeling 2019-2027

*Troels Kristensen*

*Fagfællebedømt af Ib Sillebak Kristensen*

Udviklingen i husdyrholdet påvirker bl.a. produktionen af husdyrgødning og arealet med foderafgrøder. Den antalsmæssige udvikling i husdyrholdet fra 2018 til 2027 er baseret på markedsanalyser af Jensen (2019). Udviklingen i produktivitet er baseret på oplysninger i de danske gødningsnormer omkring produktivitet, foderforbrug og den beregnede udskillelse af N ab dyr (Anonym, 2020). Udviklingen i perioden 2012 til 2018 er brugt som grundlag for en vurdering af niveauet i 2027. Der er en mindre afvigelse mellem effektivitetstal i 2018 fra de danske normer og de tal, som fremgår af Jensen (2019). Det er valgt at bruge de danske normer, dels fordi de danner grundlag for reguleringen af gødningsanvendelse i praksis, dels fordi tallene for 2012 til 2018 dermed er sammenlignelige som grundlag for fremskrivningen til 2027.

Nøgletal for effektivitet, foderforbrug og gødningsudskillelse for svineproduktionen er vist i tabel 2.2.1 og for kvægproduktionen i tabel 2.2.2 i henholdsvis 2012, 2018 og 2027. Foderforbruget i FE til søerne er faldet markant fra 2012 til 2018 trods det stigende antal fravænnede grise. Vægten på de fravænnede grise er dog også faldet i perioden fra 7,3 til 6,7 kg (Anonym, 2020), hvorfor der kun er en stigning på 10 kg i fravænnede kg i alt. Det er antaget, at fravænningsvægten fastholdes, hvorfor det årlige fald i foderforbruget er antaget halveret frem til 2027. For de øvrige grise er det antaget, at der vil være en fortsat reduktion i foderforbruget pr. kg tilvækst, mens der er regnet med samme koncentration af protein og fosfor i foderrationen i 2027 som 2018 til alle grise.



**Tabel 2.2.1.** Produktivitet – svineholdet

	2012	2018	2027
<b>Sohold, pr. årssø</b>			
Smågrise, stk.	28,1	32,2	38,4
FE	1540	1484	1442
Foderprotein, Kg	205	197	192
Gødning, kg N ab dyr	26,0	24,0	22,1
Gødning, kg P ab dyr	5,4	5,0	4,8
<b>Smågrise, pr. produceret</b>			
FE pr. kg tilv.	1,98	1,89	1,84
FE	49	46	45
Foderprotein, Kg	8	8	7
Gødning, kg N ab dyr	0,51	0,47	0,44
Gødning, kg P ab dyr	0,14	0,12	0,12
<b>Slagtesvin, pr. produceret</b>			
Afgangsvægt, kg	107	113	113
FE pr. kg tilv.	2,87	2,82	2,75
FE	215	231	226
Foderprotein, Kg	32	34	33
Gødning, kg N ab dyr	2,83	3,05	2,91
Gødning, kg P ab dyr	0,59	0,66	0,64

**Tabel 2.2.2.** Produktivitet – kvægholdet

	2012	2018	2027
<b>Malkekøer, pr årssø</b>			
Ydelse, kg mælk	8916	10100	11875
FE	6824	7403	8271
Foderprotein, kg	1179	1309	1462
Gødning, kg N ab dyr	138	153	168
Gødning, kg P ab dyr	20	22	25
<b>Opdræt, pr. årssø</b>			
FE	1852	1852	1852
Foderprotein, kg	322	322	322
Gødning, kg N ab dyr	45	45	45
Gødning, kg P ab dyr	6	6	6
<b>Slagtekølve, pr. produceret</b>			
FE	1899	1909	1909
Foderprotein, kg	289	291	291
Gødning, kg N ab dyr	36	36	36
Gødning, kg P ab dyr	5	5	5
<b>Ammekøer, pr. årssø</b>			
FE	2207	2207	2207
Foderprotein, kg N	456	456	456
Gødning, kg N ab dyr	64	64	64
Gødning, kg P ab dyr	6	6	6

Foderforbruget i FE til malkekøerne er reguleret svarende til energibehovet til den øgede produktion af mælk ved en effektivitet på 85 %. Det øgede optag af foderprotein følger udviklingen i energi, da der er regnet med samme protein- og fosforkoncentration i foderet. For de øvrige kategorier af kvæg er der antaget et uændret behov i 2027 i forhold til 2018, hvilket er baseret på, at der har været samme behov i 2012 som i 2018, undtagen for slagtekalve.

Der er regnet på tre scenarier i forhold til antallet af dyr, se tabel 2.2.3. Standard 2027 er husdyrhold i antal malkekøer og søer i Jensen (2019), mens lav og høj er det beregnede antal ved et 90 % konfidensinterval. Der er således en sandsynlighed på mindre end 10 % for, at den faktiske værdi vil ligge lavere end det antal, der er anvendt i scenariet "lav", eller højere end det antal, der er anvendt i scenariet "høj" (Jensen, 2019).

**Tabel 2.2.3.** Produktionsomfang i svine- og kvægholdet og samlet i 2018 og tre scenarier for omfanget i 2027

Scenarie	standard			
	2018	2027	lav 2027	høj 2027
Årssøer, 1000 stk.	1.026	889	842	934
FE, mio.	7.022	6.698	6.343	7.037
Foderprotein, mio. kg	1.042	997	944	1.048
Prod. smågrise, 1000 stk.	32.319	32.982	31.238	34.651
Eksport, stk.	14.544	14972	14.180	15.730
Prod. sl svin, 1000 stk.	17.365	17477	16.553	18.361
Gødning, mio. kg N ab dyr	93	85	81	89
Gødning, mio. kg P ab dyr	20	19	18	20
Malkekøer, 1000 stk.	578	611	510	706
Ammekøer, 1000 stk.	87	87	70	104
Mælk, mio. kg	5.604	6.965	5.814	8.048
Tilvækst, mio. kg	284	296	251	338
FE, mio.	6.082	6.929	5.794	8.002
Foderprotein, mio. kg	1.067	1.216	1.017	1.404
Gødning, mio. kg N ab dyr	130	146	122	170
Gødning, mio. kg P ab dyr	18	21	17	24
DK – kvæg og svin				
FE, mio.	13.104	13.627	12.137	15.038
Foderprotein, mio. kg	2.109	2.213	1.961	2.451
Gødning, mio. kg N ab dyr	223	231	202	259
Gødning, mio. kg P ab dyr	39	40	36	45

Den samlede produktion af N i husdyrgødning fra kvæg- og svineholdet er beregnet til 223 mio. kg N i 2018, hvilket er lidt højere end i den sidste opdatering af baseline (Blicher-Mathiesen et al., 2020), hvilket skyldes, at der er lidt forskel i antal køer og søer i den opgørelse sammenlignet med Jensen (2019). Ud over N fra svin og kvæg er der et bidrag fra de øvrige husdyr (fjerkræ, mink, heste mv.), som i Albrechtsen et al. (2017) angives til 36 mio. kg N ab dyr i 2015. Antages denne mængde uændret i perioden frem til 2027, vil forskellen mellem 2018 og de tre scenarier udtrykke den variation, der under tre antagelser omkring udviklingen i husdyrholdet vil være i mængden af N ab dyr. Ved det gennemsnitlige scenarie øges N i husdyrgødning med 8 mio. kg N, mens det for de to øvrige scenarier vil være henholdsvis et fald på 20 mio. kg N og en stigning på 35 mio. kg N til i alt 258 mio. kg N. Mængder i disse

beregninger er N ab dyr, hvorfor der skal fratrækkes et tab i stald og lagre for at få ændringen tildelt markerne. Albrektsen et al. (2017) angiver et tab fra kvæg og svin på 21,7 mio. kg N, svarende til 10 % af N ab dyr. Det forudsættes, at antallet af husdyrefterafgrøder fastsættes, så disse kompenserer en øget udvaskning ved anvendelse af mere ikke udnyttet husdyrgødning og at der derfor ikke vil komme øget nitratudvaskning selvom mængden af husdyrgødning stiger.

Udviklingen i P-indholdet i husdyrgødningen følger samme trend som for N, med en lille stigning ved standard 2027 i forhold til 2018, mens der er en reduktion på 3 mio. kg P ved lavt antal husdyr og en stigning til 45 mio. kg P eller 6 mio. kg P mere i 2027 ved højt antal husdyr i forhold til 2018 (tabel 2.2.3).

### Sædskiftemæssige ændringer

I standardscenariet sker der en øgning i foderbehovet (FE) på 523 mio. FE, fordelt på en reduktion i behovet i svineholdet på 324 mio. FE til en øgning med 847 mio. FE i kvægholdet, svarende til 15 % mere end i 2018.

Det øgede behov til kvæget vil i betydeligt omfang skulle dækkes af grovfoder, som i en typisk foderration udgør 60 % af FE (Kristensen et al., 2015), svarende til et merbehov på 508 mio. FE grovfoder. Ved uændret udbytte pr. ha og sammensætning af foderrationen vil der derfor ske en udvidelse af grovfoderarealet med 15 % i 2028, hvilket er væsentligt højere end de 4 % beregnet af Jensen (2019).

Den resterende del af det øgede foderbehov til kvægholdet vil være fordelt primært på importeret protein-foder og dansk korn. Ved en fordeling 50/50 betyder det et merbehov på 169 mio. FE korn til kvægholdet. Modsat vil der være et lavere behov i svineholdet. Antages 60 % af foderbehovet at være danske afgrøder, primært korn, vil der være et lavere behov på 194 mio. FE, således at det samlede forbrug af korn til foder kun reduceres marginalt.

Ud fra de samme antagelser vil der ved scenariet med lavt antal husdyr være et fald i grovfoderbehovet på 173 mio. FE og i behovet for korn på 465 mio. FE. Ved scenariet med højt antal husdyr vil der være et samlet merbehov på 1934 mio. FE, fordelt med 1151 mio. FE grovfoder og 393 mio. FE korn, samt en øget import på 390 mio. FE.

Græs og majs inkl. helsæd udgør iflg. Jensen (2019) henholdsvis 273.000 ha og 236.000 ha af sædskiftearealet i 2018 (Jensen, 2019). Hertil kommer et areal med vedvarende græs på 232.000 ha, der har en mindre reduktion frem til 2027, og som i indeværende beregninger antages af have den samlede foderproduktion uændret.

**Tabel 2.2.4.** Ændringer i areal til foder i 2027 i forhold til 2018 ved tre scenarier for udvikling i husdyrholdet, 1000 ha.

Afgørde	standard	lav	høj
	2027	2027	2027
Ændringer – foderbehov (1.000 ha)			
Græs	+28	-38	+33
Majs	+28	-38	+33
Vårbyg	-2	-10	+64
Vinter hvede	-2	-10	+64
I alt	52	-96	+194

Ved et udbytte på 9.000 FE pr. ha i grovfoder fordelt 50/50 på græs og majs og 6.000 FE pr ha korn fordelt med 50/50 på vårbyg og vinterhvede er de arealmæssige ændringer som følge af ændret foderbehov estimeret i tabel 2.2.4.

### Andre proteinkilder

Gylling & Hermansen (2018) har opgjort forbruget af foderprotein til henholdsvis kvæg, svin og fjerkræ til 2176 mio. kg i 2015, heraf 963 mio. kg fra importeret foder fordelt med 30 % til kvæg og 70 % til svin og fjerkræ (tabel 2.2.5). En fremskrivning til 2030 viste, i overensstemmelse med ovenstående beregninger, et højere forbrug af foderprotein og en lidt højere andel til kvæg. Ændringer i forbruget af importeret foderprotein må desuden antages at blive påvirket af omfanget af økologisk produktion samt af udviklingen i markedsføring af produkter baseret på non-GMO foder. I begge situationer må det forventes, at andelen af importeret foder falder, og at dyrkningen af danske proteinafgrøder øges.

**Tabel 2.2.5** Beregning af forbruget af foderprotein, opdelt i danskproduceret korn, grovfoder og andet, samt importeret foderprotein i den danske animalske produktion fordelt på husdyrarter i henholdsvis 2015 og fremskrevet til 2030, mio. kg protein. Kilde Gylling og Hermansen (2018).

	DK korn		DK grovfoder		DK andre afgrøder		Importeret foder		I alt foderprotein	
	2015	2030	2015	2030	2015	2030	2015	2030	2015	2030
Kvæg	125	138	556	631	63	69	288	325	1.032	1.163
Svin	388	356	0	0	44	38	618	569	1.050	963
Fjerkræ	31	30	0	0	6	6	57	52	94	88
DK	544	524	556	631	113	113	963	946	2.176	2.214

Hestebønner og græsprotein er alternativer til importeret protein. Gylling og Hermansen (2018) angiver et potentiale på henholdsvis 230 og 630 mio. kg "sojaprotein" ved dyrkning af henholdsvis hestebønner og græs til bioraffinering i Danmark, men at der er betydelige udfordringer omkring den teknologiske udvikling, forædling og økonomisk konkurrenceevne.

Jørgensen et al. (2020) har beregnet, at der med det nuværende udbytte i græsdyrkning kræves knapt 1 mio. ha græs for at producere proteinkoncentrat til erstatning af hele importen af foderprotein. Hvis udbyttet øges, og effektiviteten af proteinekstraktion i bioraffineringsanlægget øges, kan arealkravet reduceres til lige godt 500.000 ha. Det skal også bemærkes, at arealerne til produktion af proteinkoncentrat også vil kunne levere græsfiberensilage i et omfang, der vil kunne erstatte den nuværende grovfoderproduktion af græs og muligvis også en del af majsensilagen. Med den nuværende udvikling af teknologien vurderes omfanget af græsprotein i 2027 til at være beskedent.

Hestebønne har et udbytte på ca. 5 t pr. ha, med et protein indhold på 25-28 %, svarende til et udbytte af foderprotein på 1.150 kg pr. ha. I 2018 blev der dyrket 26.577 ha med hestebønner. Hestebønner er således en velkendt afgrøde, hvorfor arealet relativt hurtigt kan øges, såfremt det fodringsmæssigt er fordelagtigt. Antages det, at 10 % af den nuværende import af foderprotein kan erstattes af hestebønner, vil det kræve et yderligere areal på 87.000 ha, som typisk vil fortrænge dyrkningen af korn. Hestebønner skal dyrkes i et sædskifte med mindst fire frie år, hvorfor udbredelse kan afhænge af indpasningen i et sædskifte.

## 2.3 Tidshorizont og tidsforsinkelse for hvornår ændringer kan måles i vandløb

*Gitte Blicher-Mathiesen og Peter Sørensen*

*Fagfællebedømt af Jørgen E. Olesen*

### Indledning

Baselineopgørelsen giver en prognose for effekten af allerede vedtagne virkemidler på ændring i nitratudvaskning fra rodzonen og for nogle virkemidler på fosforudledning til vandløb.

De fleste virkemidler virker ikke 100 %, dagen efter at de er implementeret. Ændringer i landbrugspraksis og gødningsforbrug påvirker afgrødevæksten, og efter høst vil den optagne kvælstof i den underjordiske biomasse, bl.a. efter ompløjning, blive omsat over tid og vil i de efterfølgende år give anledning til kvælstofudvaskning i perioder med afstrømning. Udvasning af dette kvælstof vil især ske, hvis der ikke vokser efterafgrøder, fodergræs, vinterraps eller vinterkorn, som vil kunne optage noget af den omsatte kvælstof i det tidlige efterår.

I dette afsnit beskrives den forventede tidshorizont for effekten af virkemidler:

- i. Fra virkemidler vedtages til det er implementeret
- ii. Den forventede tidshorizont, fra der sker en ændring i nitratudvaskningen på dyrkningsfladen, og den forventede tid inden den angivne effekt slår igennem på kvælstofudvaskning fra rodzonen.
- iii. Den naturgivne tidsforsinkelse i transporten af kvælstof fra bunden af rodzonen til vandløbet.

Alle tidsaspekter giver en naturlig forklaring på, at den samlede effekt i baseline ikke kan forventes at ske i slutåret 2027, hverken hvad angår udvaskning fra rodzonen eller udledning af kvælstof til kystvande. I baseline beskrives de virkemidler, der forventes at blive implementeret i baselineårene 2019-2027, men selve effekten på kvælstofudvaskning og udledning til kystvande vil have en tidshorizont, der rækker længere end slutåret 2027. Tidseffekten vil endvidere variere mellem vandoplande som følge af variationer i den naturgivne tidsforsinkelse (ovenstående punkt iii).

### Tidshorizont fra virkemidler politisk er besluttet til de er implementeret

Virkemidler ligger ikke på dyrkningsfladen eller i et vandløbsopland dagen efter, de er politisk vedtaget. Ofte går der to til tre år, fra der politisk er vedtaget ændringer i jordbrugets gødningsanvendelse, til at landmændene reelt har fulgt bekendtgørelsen til årets aktuelle gødningsforsyning til afgrøderne. Responsen på udvaskning vil da ofte være i afstrømningsåret efter at afgrøderne er høstet i sensommeren eller efteråret.

Effekten af andre virkemidler, som f.eks. reetablering af vådområder, kan tage endnu længere tid, idet dette virkemiddel ofte er afhængig af enighed blandt flere lodsejere om, at deres jord kan overgå til et vådområde eller lignende.

### Tidshorizont for angivet effekt af virkemidler på dyrkningsfladen

Omsætning af organisk stof i jorden er en proces, der tager tid. Organisk bundet kvælstof, der tilføres jorden, f.eks. med husdyrgødning, frigives gradvist over en



længere årrække. Det har naturligvis betydning for, hvornår der kan ske nitratudvaskning fra den tilførte organiske gødning. Sørensen et al. (2017) har udviklet en simpel empirisk baseret model, der beskriver nettomineraliseringen fra organisk bundet N i svine- og kvæggylle i de første år efter tilførslen (tabel 2.3.1).

Efter de første fem år er mineraliseringen langsom og på niveau med øvrigt organisk bundet N i jorden. I tabel 2.3.1 er antaget en årlig mineraliseringsrate fra det resterende N i jorden på 2 % pr. år i år 5 til 10. Det betyder, at der efter 10 år samlet er frigivet ca. 56 % N fra kvæggylle og ca. 75 % fra svinegylle.

En række andre virkemidler har også betydning for omfanget af inputtet af organisk stof til jorden og dermed for ændringer i puljen af organisk kvælstof i jorden. Det gælder bl.a. dyrkning af græs, efterafgrøder og energiafgrøder. Tidshorisonten for effekten heraf varierer med kvaliteten af det organiske stof, der indgår, og dermed hvor hurtigt mineraliseringen foregår. F.eks. kan der for nogle typer af efterafgrøder være en mineralisering på omkring 50 % inden for det første år, mens mineraliseringen er langsommere for andre typer af efterafgrøder (Thomsen et al., 2016). Andre organiske input har en N-mineralisering, der mere ligner den for organisk N i husdyrgødning.

**Tabel 2.3.1.** Kumuleret netto-mineralisering af organisk bundet kvælstof i svine- og kvæggylle i de første fem år efter tilførslen ifølge model beskrevet af Sørensen et al. (2017) – samt forventet mineralisering efter 10 år.

År	1	2	3	4	5	10
Mineralisering af organisk N i kvæggylle %	17	34	42	47	51	56
Mineralisering af organisk N i svinegylle %	26	53	63	68	72	75

Kulstof og organisk bundet kvælstof fra husdyrgødning og ændringer i organisk input, der stabiliseres i jorden, bidrager til jordens samlede pulje af organisk stof, der er vigtig for at opretholde en frugtbar jord med gode dyrkningsegenskaber. Det er ikke muligt at kvantificere denne effekt, men det må forventes, at en frugtbar jord bidrager til dybere rodvækst, der også kan bidrage til en reduktion af kvælstofudvaskningen. Der tages ikke hensyn til denne effekt ved beregning af kvælstofudvaskningen, da der ikke findes noget godt grundlag for at estimere denne.

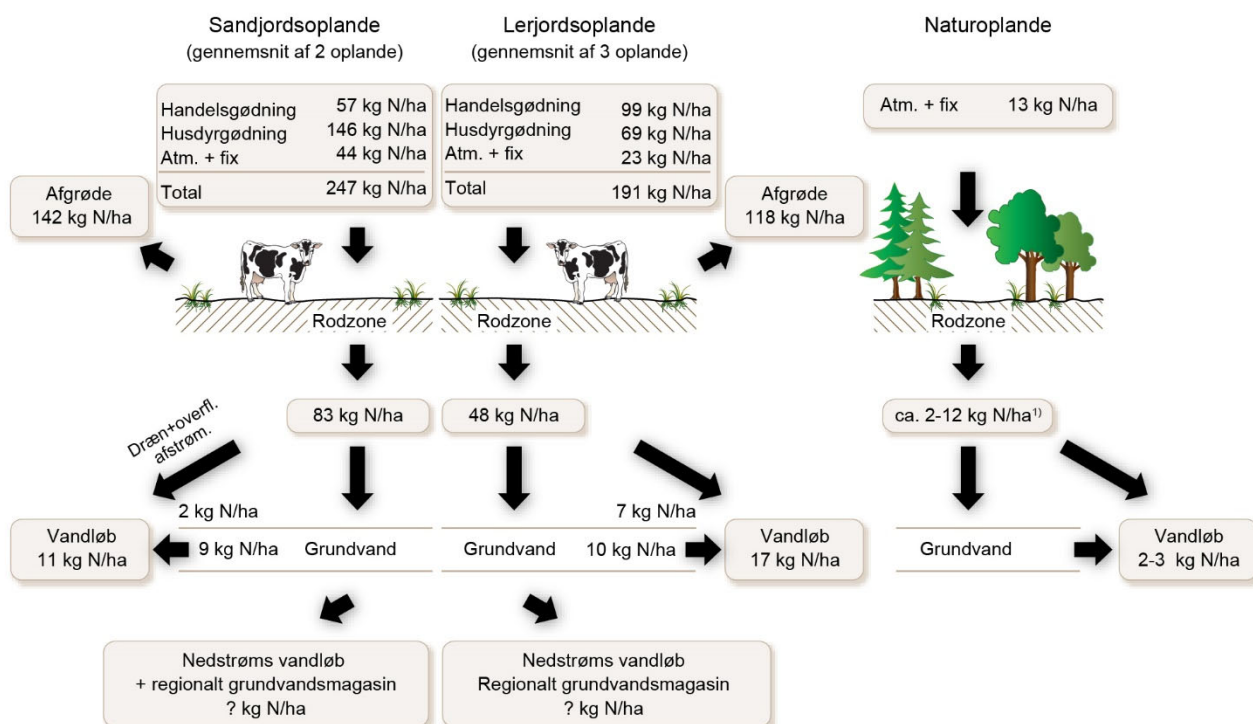
#### Tidsforsinkelse i kvælstoftransport fra bunden af rodzone til vandløb

Data fra landovervågningen viser, at drænedede oplande naturligt har en hurtig transportvej fra mark til vandløb (Blicher-Mathiesen et al., 2019). Her bidrager den overfladenære transportvej bl.a. via dræn forholdsvis meget til vandløbstransporten af kvælstof (figur 2.3.1). Modsat tager transporten til ikke-drænedede oplande, som ofte også er domineret af sandjord, længere tid, idet den overfladenære transportvej er forholdsvis mindre.

I lerjordsdominerede oplande afstrømmer en betydelig andel af det nedsivende vand til vandløb via overfladenær afstrømning. Afstrømningen via dræn sker hurtigt, og i løbet af et par år vil en betydelig del af det vand, der forlader rodzonen, være nået ud til vandløbet. En effekt af reduceret kvælstofudvaskning fra rodzonen vil derfor inden for få år kunne måles i lerjordsområder.

I sandjordsdominerede oplande sker afstrømningen til vandløb for en stor dels vedkommende gennem grundvand. Der vil typisk gå 12-15 år, inden ca. halvdelen af det vand, der forlader rodzonen, når ud til vandløbet, men da en stor del af det ældste grundvand allerede er reduceret for kvælstof, vil det kvælstof, der strømmer til vandløb, have en kortere transporttid end den transporttid, der kan opgøres for alt grundvand.

### Det årlige kvælstofkredsløb (2013/14 – 2017/18)

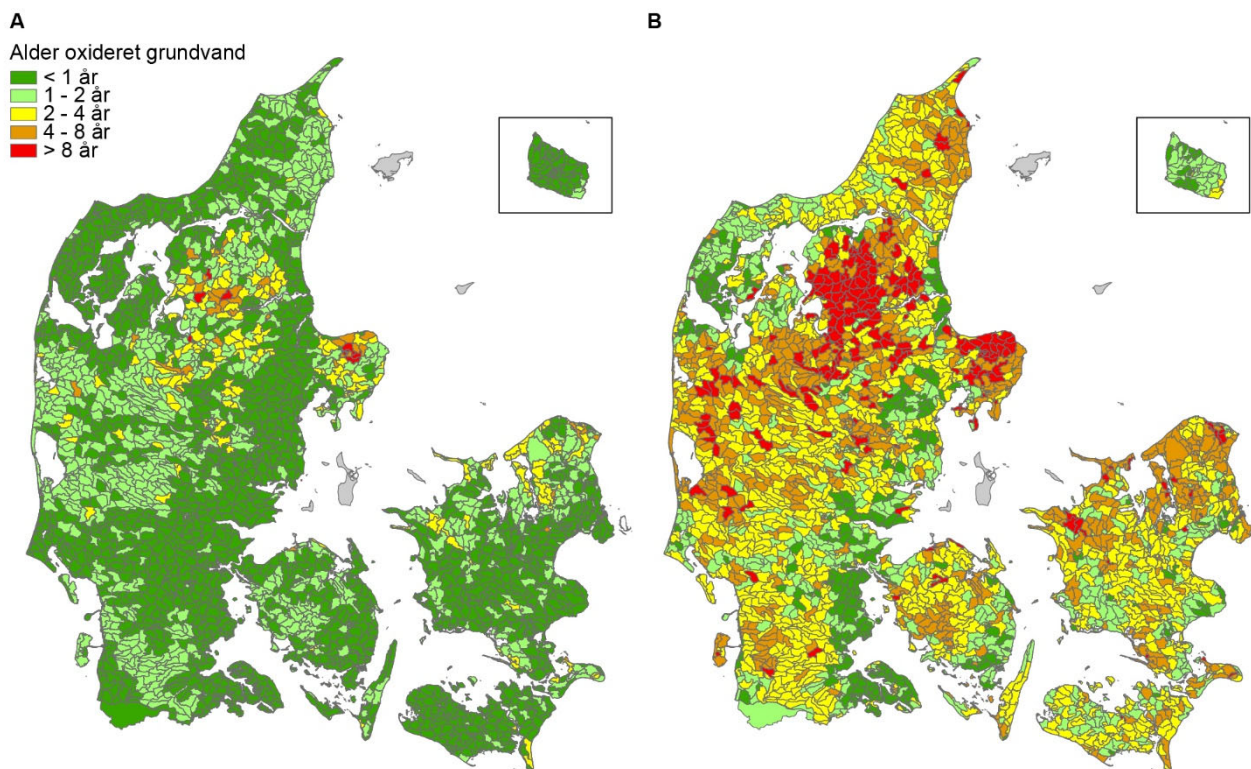


**Figur 2.3.1** Skemativering af kvælstofkredsløbet i henholdsvis dyrkede lerjords- og sandjordsoplande samt for naturoplande for årene 2013/14-2017/18. Kvælstofbalancen er fra interviewundersøgelsen 2013-2017, mens udvaskningen er NLES4-modelberegnet for alle marker i oplandene, hvor der i beregningen er kompenseret for, at klimaet varierer fra år til år. Vandløbstransport for oplandene er korrigeret for spildevandsudledning, dvs. transporten repræsenterer den diffuse udledning fra dyrkede arealer inkl. spredt bebyggelse og baggrundsbidrag (Blicher-Mathiesen et al., 2019).

For nogle oplande tager det meget længere tid for vand og kvælstof at strømme fra rodzonen til vandløb. Eksempler herpå er oplandet til Mariager Fjord, hvor vandet i vandløbet formentlig i gennemsnit er 20-30 år gammelt (Wiggers et al., 2002).

Den nationale kvælstofmodel er blevet anvendt til at beregne alder for det iltede vand i vandløb og dermed for det vand, der bærer kvælstof frem til overfladevandet og senere til kystvande (Højbjerg et al., 2015). I nogle oplande tager det mere end otte år for vandet nå fra rodzonen til vandløbsoplande, men denne relative lange transportvej findes især i Himmerland og på Djursland (figur 2.3.2). Oplande med en hurtig transport fra mark til vandløb på et til to år udgør bl.a. kystnære oplande med afstrømning til østvendte fjorde i Jylland og området nord for Limfjorden i det vestlige hjørne omkring Thisted.

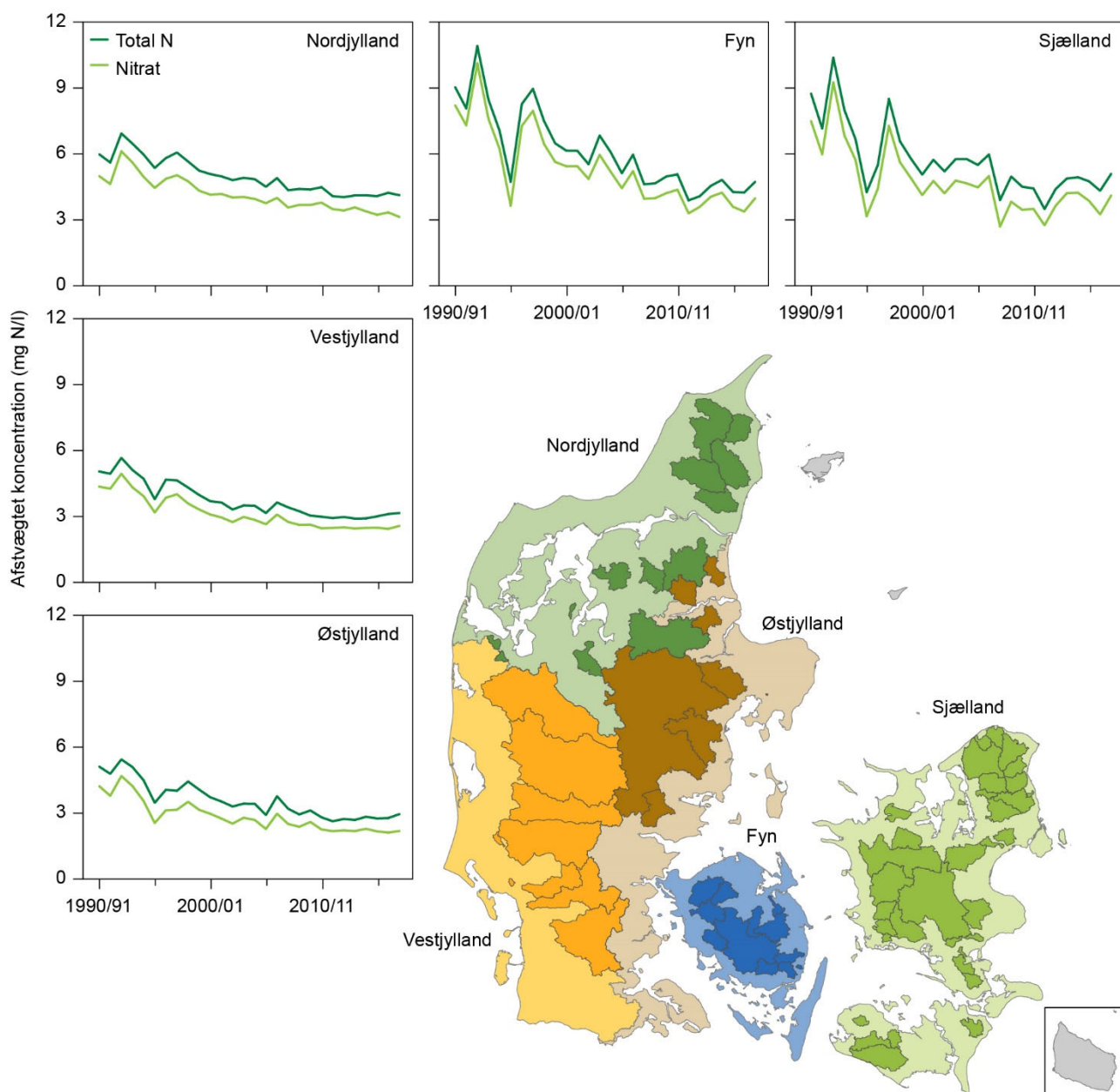
Den lange transportvej fra rodzone til kystvande betyder, at den fulde respons i kvælstofudledning til kystvande ikke vil kunne registreres i det samme afstrømningsår, hvori der kan registreres en ændring i nitratudvaskningen fra rodzonen. Her er simpelthen nogle naturgivne forhold, der betyder, at der sker en vis forsinkelse. Dog kommer 75 pct. af det iltede grundvand inden for 1-4 år, mens transportvejen for de næste 20 pct. tager længere tid. Det skal dog tages det forbehold, at beregningerne er modelberegnet og netop de lange tidsforsinkelser har været svære at kalibrere i modellen (Pers. medd. A.L. Højbjerg).



**Figur 2.3.2.** Alder af det iltede grundvand, når 75 % (kort t.v.) og 95 % (kort t.h.) af det iltede grundvand er strømmet til vandløb for de 15 oplande (topografiske oplande (polygoner) med en størrelse på ca. 1500 ha) (baseret på data fra kvælstofmodellen i Højberg et al. 2015 og Blicher-Mathiesen et al. 2020).

Regionale forskelle i tidsserier for udledning af total kvælstof og nitrat er vist for fem regioner i Danmark i figur 2.3.3. Af figuren fremgår det, at der er stor forskel i år-til-år variationen i de viste afstrømningsvægtede koncentrationer opgjort for 77 havbelastningsstationer mellem de fem regioner. De største år-til-år variationer forekommer i de to regioner Fyn og Sjælland, hvor drænafrømningen vil påvirke de målte koncentrationer. For Nordjylland, som har den største tidsforsinkelse i kvælstoftransporten mellem rodzone og vandløb (se figur 2.3.2), ses et kontinuerligt fald i nitratkoncentrationen i hele perioden 1990/91-2017/18, mens faldet for de øvrige regioner aftager efter 2005/06. For de sidste 10 år ses der desuden et større fald i den afstrømningsvægtede koncentration af nitrat end i total kvælstof, hvilket formentlig skyldes, at total kvælstof ikke er målt med den samme metode i hele perioden, primært i perioden 2009-2014 (Thodsen et al., 2019).

Regionale opgørelser af den afstrømningsvægtede total kvælstof- og nitratkoncentration i det afstrømmende vand til kystvande for målte oplande viser, at netop år-til-år variationen er stor i de to regioner Fyn og Sjælland, og at ændringer i disse koncentrationer derfor bør ses over en årrække, når man skal evaluere virkemidlers effekt på kvælstofudledningen til kystvande. Dette gælder særligt, når også klimaparametre, som nedbør og temperatur, kan give anledning til store år-til-år variationer.



**Figur 2.3.3.** Afstrømningsvægtet koncentration af total kvælstof og nitrat opgjort for 77 målte havstationer med en fuldstændig tidsserie for begge koncentrationer vist for fem regioner i Danmark (t.v. og øverst). Data er opgjort for det hydrologiske år 1. juni til 31. maj for perioden 1990/91-2017/18. Oplande med data for de opgjorte målestationer er vist med mørke farver på kortet.

## 2.4 Metode, forbehold, usikkerheder og virkemidlers skyggeeffekt

Baseline udgør en fremskrivning af udviklingen i landbrugets produktionsforhold, virkemidler og mulige effekter af internationalt vedtagne konventioner, altså en fremskrivning eller prognose for de udvalgte virkemidler, der tænkes implementeret frem til og med 2027. Den fulde effekt af virkemidlerne på rodzoneudvaskningen vil ske med en vis tidsforsinkelse, og det giver sig selv, at effekten af baseline ikke vil have den estimerede effekt på kvælstofudledningen til kystvandet inden for baselineperioden og heller ikke vil have en ligelig fordeling over årene. Prognosen for virkemidler kan være behæftet med betydelig usikkerhed, særligt hvor effekten er afhængig af internationale økonomiske konjunkturer og andre landes opfyldelse af konventioner.

## Metode

For hvert virkemiddel består effektvurderingen dels af en vurdering af virkemidlets udbredelse og dels af selve vurderingen af ændringen i udvaskningen. Udbredelsen af virkemidlet kan være baseret på arealer, f.eks. nedgang i det dyrkede areal, andelen økologi, areal med konventionelt græs eller areal med energiafgrøder. For perioden 2013-2018 er disse baseret på landmændenes indberetninger til enkelt- eller grundbetalingen, og hvor disse arealer danner grundlaget for den af AU-udarbejdede prognose for perioden 2019-2021. For biogas og husdyrgodkendelse er grundlaget forbruget af husdyrgødning og andelen af denne, der bioforgasses. Trend i udbytter og i gødningsnormen er baseret på en analyse af eksisterende data fra 1990 og frem eller alene for baselineperioden.

Effektvurderingen af ændring i udvaskningen er baseret på det eksisterende videngrundlag. Dette omfatter gennemførte målinger fra forsøg, der primært er foretaget under danske forhold. De anvendte forsøgsdata vil ofte være ret begrænsede i antal og i regional eller tidsmæssig dækning. De vil derfor ikke i alle henseender være fuldstændig repræsentativt dækkende i forhold til en opskalering til hele landet eller en nedskalering til de 23 hovedvandoplande. De anvendte forsøgsdata vil dog være det bedst mulige eksisterende faglige grundlag for den fremkomne effektvurdering.

For enkelte af virkemidlerne anvendes modelberegninger. Det gælder for ændringer i deposition, for effekten af bioforgasning og organisk affald og effekten af øget forbrug af handelsgødning ved udfasning af de underoptimale gødningsnormer. Det har ikke været muligt at anvende den opdaterede empiriske udvaskningsmodel NLES5, og der er derfor anvendt samme NLES4-model som i opdatering af baseline 2021. Den nye NLES5-model er usikkerhedsvurderet og valideret på uafhængige måledata, og marginaludvaskningen er specielt kalibreret på forsøgsdata fra forsøg med tilførsel af stigende N-mængde (Børgesen et al., 2020). Den gennemsnitlige marginaludvaskning på landsplan ved N-tilførsel omkring normen i NLES4-modellen er estimeret til 18 % med en femårig tidshorisont, mens NLES5 estimerer en gennemsnitlig marginaludvaskning på 17 % med en treårig tidshorisont. Usikkerheden på marginaludvaskningen i NLES5, angivet som standardafvigelsen, er estimeret til 2,6 % point (Børgesen et al., 2020). Det betyder, at forskellen i estimater på marginaludvaskningen med de to modeller ligger inden for usikkerheden på modellen. I forhold til den treårige marginaludvaskning, der beregnes med NLES5, har Sørensen et al. (2019) vurderet, at der sker en yderligere marginaludvaskning på i alt 1-2 % point i år 4-10 efter en tilførsel af mineralisk N.

I effektvurderingen af de enkelte virkemidler er der taget hensyn til, at effekten vurderes at være indtruffet inden for en afgrænset tidshorisont på 5-10 år. Det betyder, at en del af effekten for de implementerede virkemidler eller ændringer i dyrkningsforhold må forventes først at påvirke udvaskningen og dermed kvælstofudledningen til kystvande efter 2027.

Det har ikke været muligt at gennemføre aktuelle usikkerhedsberegninger for effektvurderingen af de enkelte virkemidler, da datagrundlaget hertil har været begrænset af antallet af forsøg, der kunne indgå i den type af beregninger. Der er derimod angivet et interval for udvaskningseffekten, hvor dette har været muligt.

Den regionale fordeling af virkemidlernes effekt på de 23 hovedvandoplande er baseret på vandoplandenes aktuelle arealer, en fordeling af arealer eller det opgjorte forbrug af gødning baseret på landmændenes indberetning til enten enkelt- eller grundbetalingen eller fra gødningsregnskaberne. For perioden 2019-2027 har AU opgjort en prognose for disse arealer.

#### **2.4.2 Vurdering af virkemidlers skyggeeffekt**

Som nævnt i indledningen er det vanskeligt at adskille effekterne af virkemidler fra effekter af den generelle udvikling i landbruget, f.eks. kan effekten af mere husdyrgødning ved øget husdyrhold påvirke andelen af økologi og bi- oforgasning. Økologi indgår i denne rapport om Baseline 2027 som et baseline element og effekten af de forskellige scenarier for økologi er ikke indregnet i effekten for andre baseline elementer. Andelen af økologi kan f.eks. påvirke fordelingen af græsarealer mellem afgræsning og slæt, men da effekten af dette virkemiddel. Udviklingen i husdyrholdet, afgrødefordeling og gødningsanvendelse er baseret på landstal herfor. De tal er en blanding af konventionelt og økologi i det forhold de var i referenceåret 2018. Ændringer i økologi er ikke indregnet i tallene for protein import og ej heller i mulig indflydelse på ændringer i udbytter og gødningsnormer.



## 3 Virkemidler, prognose for udvikling og effekt 2027

### 3.1 Effekt af nedgangen i det dyrkede areal

*Gitte Blicher-Mathiesen & Hans Estrup Andersen*

*Fagfællebedømt af Gitte Rubæk*

Størrelsen af det dyrkede areal er ikke konstant, men bliver gradvist mindre. Det skyldes, at landbrugsarealer inddrages til skovrejsning, byudvikling og infrastruktur som f.eks. motorveje. Landbrugsareal er her defineret som det areal, der får landbrugsstøtte, men hvor arealer, hvorpå der dyrkes juletræer, også indgår.

Prognosen for nedgang i det dyrkede areal er estimeret af IFRO til i alt 109.000 ha for perioden 2019-2027 (Jensen, 2019). For denne ni-års periode bliver den gennemsnitlige årlige nedgang 12.111 ha, hvilket er næsten det samme niveau som den årlige nedgang på 12.221 ha for perioden 2008-2018, som blev anvendt i opdatering af baseline 2021 (Blicher-Mathiesen et al., 2020). Det dyrkede areal var i 2018 i alt 2.619.000 ha. Prognosen for nedgangen i dyrket areal fordeles på de 23 hovedvandoplande i forhold til det dyrkede areal i oplandene i 2018. En del af nedgangen i dyrket areal forventes at skyldes skovrejsning. Effekten af skovrejsning er estimeret selvstændigt. Arealet, der fragår til skovrejsning, fratrækkes derfor i den samlede nedgang i det dyrkede areal. Der regnes på to scenarier for udvikling i arealet med skovrejsning 2019-2027. Det første scenarie antager en fortsættelse af den hidtidige stigning i areal med skovrejsning opgjort til 1.900 ha årligt (Johannsen et al., 2019), det andet scenarie antager en årlig stigning i skovarealet på 3.200 ha, som er den vedtagne politiske målsætning om, at skovarealet skal udgøre 20-25 % af Danmarks areal i 2070-2090. Arealet med skovrejsning fordeles på de 23 hovedvandoplande i forhold til skovarealet i 2018.

#### **Effekt på nitratudvaskning**

Reduktionen i nitratudvaskningen ved udtagning af landbrugsarealer, som er korrigeret for det areal, der overgår til skovrejsning, opgøres som den gennemsnitlige nitratudvaskning fra landbrugsarealer fratrukket baggrundsudvaskningen på 12 kg N/ha jf. kvælstofvirkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020). Nitratudvaskningen for hele landets landbrugsareal udgør knap 61 kg N/ha og for omdriftsarealet 66 kg N/ha. Disse udvaskningstal er også anvendt i kvælstofvirkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020).

I nærværende rapport gennemføres de samme to beregninger for baggrundsudvaskning ved udtagning som i opdatering af baseline 2021 (Blicher-Mathiesen et al., 2020). Beregning A, hvor baggrundsudvaskningen udgør 12 kg N/ha, uanset hvor i landet landbrugsarealet ligger, og beregning B, hvor baggrundsudvaskningen varierer, og hvor datagrundlaget udgøres af den målte nitratudvaskning fra arealer, der tidligere har været landbrug.

Generelt er der meget få målinger af udvaskningen efter permanent udtagning. Alligevel viser målingerne, at det er ret afgørende for udvaskningens størrelse, om arealet tidligere er dyrket intensivt med tilførsel af husdyrgødning, eller om

der kun er anvendt handelsgødning, og om arealet ligger i et område med høj eller lav nedbørsmængde (Eriksen et al., 2020). Der er derfor i nærværende beregning foretaget en skalering af baggrundsudvaskningen i forhold til udvaskningens størrelse i forhold til landbrugsarealet. Det er antaget, at for hovedvandoplande med den gennemsnitligt laveste årlige udvaskning fra landbruget vil baggrundudvaskningen ved permanent udtagning være lavest, og tilsvarende vil baggrundudvaskningen for hovedvandoplande med den højeste årlige udvaskning være på det høje niveau. Herved fås to punkter med lav og høj baggrundudvaskning, hhv. 1,5 og 18 kg N/ha/år, hvor baggrundsudvaskningen er opgjort som middel af udvaskningen ved permanent udtagning med en 4-14 års tidshorizont (jf. de røde tal i tabel 3.1.1). Relationen mellem de to punkter anvendes til at beregne baggrundudvaskningen for de øvrige hovedvandoplande. Beregningen er forholdsvis simpel, men giver formentlig et mere korrekt regionalt niveau for baggrundsudvaskningen og dermed en bedre forventet effekt af permanent udtagning af landbrugsarealer. Men det er meget usikkert, hvor præcise disse antagelser og beregninger reelt er.

Det anbefales derfor, at der fremadrettet gennemføres mere systematiske målinger af baggrundsudvaskningens størrelse fra arealer, der udtages af landbrugsproduktion – dvs. målinger, som kan bidrage til at kvalificere ovennævnte antagelser og beregninger.

For hele landet forventes der som før nævnt et knapt 92.000 ha mindre landbrugsareal i perioden 2019-2027 – eksklusiv arealet, der fragår til skovrejsning i scenarie 1 med en skovrejsning på 1.900 ha årligt. Nedgangen vil give en mindre udvaskning på mellem 4.460 og 4.680 ton N. Ved en større skovrejsning på 3.300 ha årligt forventes landbrugsarealet at blive 80.200 ha mindre. Nedgangen vil give en mindre udvaskning på mellem 3.900 og 4.090 ton N. Den mindre udvaskning for hele landet ved begge scenarier for nedgang i landbrugsarealet er uafhængig af, om de 23 hovedvandoplande er afgrænset i forhold til Vandområdeplaner 2015-2021 eller vandområdeplaner 2021-2027 (tabel 3.1.1).

Beregninger for nedgang i det dyrkede areal og effekten på udvaskning for 23 hovedvandoplande fremgår af tabel 3.1.2, hvor afgrænsning af de 23 oplande er for vandområdeplaner 2015-2021, og i tabel 3.1.3 vises tilsvarende effekter, hvor de 23 hovedvandoplande er afgrænset i forhold til vandområdeplaner 2021-2027. Der er ændringer i arealer og effekter i forhold til afgrænsningerne i vandområdeplaner 2015-2021 og vandområdeplaner 2021-2027 for de seks oplande: 1.10 Vadehavet, 2.3 Øresund, 2.4 Køge Bugt, 2.5 Smålandsfarvet, 2.6 Østersøen og 4.1 Vidå-Kruså.

**Tabel 3.1.1.** Prognose for nedgang i dyrket areal uden skovrejsning og effekt på nitratudvaskning for baselineperioden 2019-2027 beregnet ved to forskellige scenarier for skovrejsning og udvaskning fra udtaget areal.

	Nedgang i dyrket areal		Udvaskning for udtaget landbrugsareal			
	Sce.1 skov 17.100 ha	Sce.2 skov 28.800 ha	Sce.1 A Ens værdi 12 kg N/ha	Sce.1 B Variabel 2,7-19,7 kg N/ha	Sce.2 A Ens værdi 12 kg N/ha	Sce.2 B Variabel 2,7-19,7 kg N/ha
Vandområdeplaner 2015-2021-oplande	91.900	80.200	4.460	4.680	3.900	4.090
Vandområdeplaner 2021-2027-oplande	91.900	80.200	4.460	4.680	3.900	4.090



**Tabel 3.1.2.** Nedgang i det dyrkede areal og effekt på udvaskning for 2019-2027 og fordelt på 23 hovedvandoplande med geografisk afgrænsning til vandområdeplaner 2015-2021. Reduktion i udvaskning beregnet på basis af henholdsvis fast baggrundsudvaskning (A) og variabel baggrundsudvaskning for hvert opland (B) ved to scenarier for skovrejsning; scenarie 1: årlig skovrejsning 1.900 ha (i alt 17.100 ha), scenarie 2: årlig skovrejsning 3.200 ha (i alt 28.800 ha). Positiv tal for udvaskning angiver en mindre udvaskning fra rodzonen.

												Fremskrivning 2019-2027					
		Dyrket	Nedgang i dyrket areal og iff. skov		Landbrug	Bag. udvask.		Effekt af udtagning		Sce.1	Sce.1		Sce.2	Sce.2			
		2018	Dyrket	Skov	Udvaskning	A	B	A	B	Udtaget	Udvaskning		Udtaget	Udvaskning			
		(1.000 ha)	(ha)	(Sce. 1)	(Sce. 2)	(kg N/ha/år)	(kg N/ha/år)			Areal	(tons N)		Areal	(ton N)			
				(ha)	(ha)					(ha)	A	B	(ha)	A	B		
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	135	5.684	973	1.638	65	12	8	53	57	4.711	249	267	4.046	214	229	
1.10	Vadehavet	285	11.979	1.579	2.660	78	12	18	66	60	10.400	688	622	9.319	616	557	
1.11	Lillebælt/Jylland	143	6.030	964	1.624	62	12	14	50	49	5.066	255	246	4.406	222	214	
1.12	Lillebælt/Fyn	64	2.683	325	547	55	12	8	43	47	2.358	103	112	2.136	93	101	
1.13	Odense Fjord	71	2.973	415	699	50	12	6	38	45	2.558	98	115	2.274	87	102	
1.14	Storebælt	35	1.478	183	309	45	12	3	33	42	1.295	43	54	1.169	38	49	
1.15	Det Sydfynske Øhav	51	2.129	269	453	45	12	5	33	40	1.860	62	75	1.676	56	68	
1.2	Limfjorden	493	20.712	2.458	4.140	66	12	11	54	55	18.254	993	1.012	16.572	901	919	
1.3	Mariager Fjord	35	1.486	344	580	65	12	7	53	58	1.142	61	66	906	48	53	
1.4	Nissum Fjord	97	4.071	711	1.198	83	12	18	71	64	3.360	237	215	2.873	203	184	
1.5	Randers Fjord	184	7.731	1.773	2.986	58	12	8	46	50	5.958	277	300	4.745	221	239	
1.6	Djursland	54	2.249	696	1.172	51	12	4	39	47	1.553	60	73	1.077	42	51	
1.7	Aarhus Bugt	41	1.729	241	407	49	12	5	37	44	1.488	55	65	1.322	48	58	
1.8	Ringkøbing Fjord	207	8.701	1.653	2.784	84	12	9	72	75	7.048	510	532	5.917	428	447	
1.9	Horsens Fjord	52	2.185	253	427	56	12	2	44	54	1.932	85	105	1.758	78	96	
2.1	Kalundborg	56	2.344	360	607	37	12	4	25	34	1.984	50	67	1.737	44	58	
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	104	4.377	704	1.186	42	12	2	30	40	3.673	111	147	3.191	96	128	
2.3	Øresund	20	836	492	828	38	12	3	26	35	344	9	12	8	0	0	
2.4	Køge Bugt	46	1.940	378	637	34	12	4	22	30	1.562	34	47	1.303	28	39	
2.5	Smålandsfarvandet	229	9.612	1.257	2.118	36	12	2	24	34	8.355	202	283	7.494	181	253	
2.6	Østersøen	77	3.255	403	678	33	12	6	21	27	2.852	60	76	2.577	54	68	
3.1	Bornholm	34	1.421	362	609	39	12	17	27	21	1.059	28	23	812	22	17	
4.1	Vidå-Kruså	81	3.392	305	514	73	12	19	61	55	3.087	190	169	2.878	177	157	
Total DK		2592	109.000	17.100	28.800						91.900	4.460	4.680	80.200	3.900	4.090	

**Tabel 3.1.3.** Nedgang i det dyrkede areal og effekt på udvaskning for 2019-2027 og fordelt på 23 hovedvandoplande med geografisk afgrænsning til vandområdeplaner 2021-2027. De seks oplande med ændret geografisk afgrænsning, 1.10 Vadehavet, 4.1 Vidå-Kruså, 2.3 Øresund, 2.4 Køge Bugt, 2.5 Smålandsfarvandet og 2.6 Østersøen er vist med fed skrift. Reduktion i udvaskning er beregnet på basis af henholdsvis fast baggrundsudvaskning (A) og variabel baggrundsudvaskning for hvert opland (B) ved to scenarier for skovrejsning; scenarie 1: årlig skovrejsning 1900 ha (i alt 17.100 ha), scenarie 2: årlig skovrejsning 3.200 ha (i alt 28.800 ha). Positiv tal for udvaskning angiver en mindre udvaskning fra rodzonen.

												Fremskrivning 2019-2027						
		Dyrket	Nedgang i dyrket og ift. skov			Landbrug	Bag. ud-		Effekt af		Sce.1		Sce.1		Sce.2		Sce.2	
		2018	Dyrket	Skov	Skov	Udvaskning	A	B	A	B	Udtaget	Udvaskning		Udtaget	Udvaskning			
		(1.000 ha)	(ha)	(ha)	(ha)	(kg N/ha/år)	(kg N/ha/år)				(ha)	(ton N)		(ha)	(ton N)			
1.1	Nordlige Katt. Skagerrak	135	5.681	973	1.638	65	12	8	53	57	4.708	249	267	4.043	214	229		
<b>1.10</b>	<b>Vadehavet</b>	247	10.382	1.579	2.660	78	12	18	66	60	8.803	581	525	7.722	510	461		
1.11	Lillebælt/Jylland	143	6.030	964	1.624	62	12	14	50	49	5.066	256	247	4.406	222	215		
1.12	Lillebælt/Fyn	64	2.683	325	547	55	12	8	43	46	2.358	101	110	2.136	91	99		
1.13	Odense Fjord	71	2.973	415	699	50	12	6	38	45	2.558	98	115	2.274	87	102		
1.14	Storebælt	35	1.476	183	309	45	12	3	33	42	1.293	42	54	1.167	38	49		
1.15	Det Sydfynske Øhav	51	2.128	269	453	46	12	5	34	41	1.859	64	77	1.675	57	69		
1.2	Limfjorden	493	20.711	2.458	4.140	66	12	11	54	55	18.253	992	1.012	16.571	901	919		
1.3	Mariager Fjord	35	1.484	344	580	65	12	7	53	58	1.140	60	66	904	48	53		
1.4	Nissum Fjord	97	4.071	711	1.198	83	12	18	71	65	3.360	239	217	2.873	204	185		
1.5	Randers Fjord	184	7.729	1.773	2.986	58	12	8	46	50	5.956	277	300	4.743	220	239		
1.6	Djursland	54	2.250	696	1.172	51	12	4	39	47	1.554	60	73	1.078	42	51		
1.7	Aarhus Bugt	41	1.728	241	407	49	12	5	37	44	1.487	55	65	1.321	49	58		
1.8	Ringkøbing Fjord	207	8.701	1.653	2.784	84	12	9	72	75	7.048	510	532	5.917	428	447		
1.9	Horsens Fjord	52	2.183	253	427	56	12	2	44	54	1.930	85	105	1.756	77	95		
2.1	Kalundborg	56	2.342	360	607	37	12	4	25	34	1.982	50	66	1.735	44	58		
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	104	4.378	704	1.186	42	12	2	30	40	3.674	111	147	3.192	96	128		
<b>2.3</b>	<b>Øresund</b>	21	877	492	828	<b>37</b>	12	3	25	34	385	10	13	49	1	2		
<b>2.4</b>	<b>Køge Bugt</b>	46	1.939	378	637	34	12	4	22	30	1.561	34	47	1.302	29	39		
<b>2.5</b>	<b>Smålandsfarvandet</b>	217	9.097	1.257	2.118	36	12	2	24	34	7.840	189	265	6.979	168	236		
<b>2.6</b>	<b>Østersøen</b>	91	3.827	403	678	33	12	6	21	27	3.424	74	93	3.149	68	85		
3.1	Bornholm	34	1.423	362	609	39	12	17	27	21	1.061	28	23	814	22	17		
<b>4.1</b>	<b>Vidå-Kruså</b>	118	4.954	305	514	<b>75</b>	12	19	63	57	4.649	294	263	4.440	281	251		
Total DK		2594	109.046	17.100	28.800						91.900	4.460	4.680	80.200	3.900	4.090		

### **Effekt på fosforudledning**

Det samlede fosfortab fra et opland kan opdeles i forskellige bidrag. Landbrugsbidraget er det fosfortab, som antages direkte at skyldes dyrkning og dyrkningsrelaterede aktiviteter i landskabet. Landbrugsbidraget antages at blive reduceret i samme omfang, som det dyrkede areal reduceres. Landbrugsbidraget er sammensat af en række enkeltbidrag: tab ved erosion, tab ved udvaskning gennem jordmatricen, tab via makroporer til dræn og tab fra dyrket, organisk lavbund. Disse bidrag er kortlagt af Andersen & Heckrath (2020). Hertil kommer en række mindre bidrag, som kun er skønnet på landsniveau: tab via vinderosion, overfladisk afstrømning og grundvand fra dyrkede arealer. De rumligt distribuerede bidrag er summeret pr. hovedvandopland og opjusteret relativt med de bidrag, som det kun har været muligt at skønne på landsniveau. Det samlede bidrag er derefter omregnet til et arealvægtet landbrugsbidrag ved at dividere med størrelsen af det dyrkede areal pr. hovedvandopland. Effekten er slutteligt fundet ved at gange nedgang i dyrket areal efter fradrag af areal til skovrejsning med det arealvægtede landbrugsbidrag. Opgørelsen af landbrugsbidraget er behæftet med en betydelig usikkerhed. Således beregner Andersen & Heckrath (2020) det samlede, danske landbrugsbidrag til 683 tons P/år med et 95 %-konfidensinterval på 293-888 tons P/år. Ved regionale opgørelser må der forventes større usikkerhed.

### **Fordeling af effekt på 23 hovedvandoplande**

Fordelingen af effekt på fosforudledning af reduktion i det dyrkede areal på de 23 hovedvandoplande fremgår af tabel 3.1.3 med de to skovrejsningsscenarier indregnet.

**Tabel 3.1.3.** Prognose for kumuleret effekt på fosforudledning af nedgang i det dyrkede areal frem til 2027 i forhold til 2018 under inddragelse af to scenarier for skovrejsning, scenarie 1: årlig skovrejsning 1900 ha (i alt 17.100 ha), scenarie 2: årlig skovrejsning 3200 ha (i alt 28.800 ha). Positiv tal for effekt angiver en mindre udledning til ferskvand.

Hovedvandopland	Dyrket areal 2018	Landbrugs- bidrag	Nedgang dyrket areal	Effekt efter fradrag af skov, sce.1	Effekt efter fradrag af skov, sce.2
	1000 ha	kg P/ha/år	ha	Kg P	Kg P
1.1 Nordlige Kattegat, Skagerrak	135,1	0.37	5.684	1.733	1.488
1.10 Vadehavet	284,8	0.25	11.979	2.626	2.353
1.11 Lillebælt/Jylland	143,4	0.32	6.030	1.639	1.426
1.12 Lillebælt/Fyn	63,8	0.23	2.683	546	494
1.13 Odense Fjord	70,7	0.24	2.973	620	551
1.14 Storebælt	35,1	0.24	1.478	313	283
1.15 Det Sydfynske Øhav	50,6	0.26	2.129	490	442
1.2 Limfjorden	492,5	0.29	20.712	5.342	4.850
1.3 Mariager Fjord	35,3	0.16	1.486	180	143
1.4 Nissum Fjord	96,8	0.22	4.071	744	636
1.5 Randers Fjord	183,8	0.34	7.731	1.997	1.591
1.6 Djursland	53,5	0.32	2.249	496	344
1.7 Aarhus Bugt	41,1	0.22	1.729	334	297
1.8 Ringkøbing Fjord	206,9	0.24	8.701	1.668	1.401
1.9 Horsens Fjord	51,9	0.28	2.185	547	498
2.1 Kalundborg	55,7	0.36	2.344	710	622
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	104,1	0.25	4.377	924	803
2.3 Øresund	19,9	0.27	836	91	2
2.4 Køge Bugt	46,1	0.21	1.940	325	272
2.5 Smålandsfarvandet	228,5	0.23	9.612	1.905	1.709
2.6 Østersøen	77,4	0.21	3.255	604	546
3.1 Bornholm	33,8	0.06	1.421	60	46
4.1 Vidå-Kruså	80,6	0.32	3.392	996	929
<b>Total DK</b>	<b>2591,6</b>		<b>109.000</b>	<b>24.900</b>	<b>21.700</b>

## 3.2 Skovrejsning

*Gitte Blicher-Mathiesen, Hans Estrup Andersen & Goswin Heckrath*

*Fagfællebedømt af Gitte Rubæk*

Der regnes på to scenarier for udvikling i arealet med skovrejsning 2019-2027. Det første scenarie antager en fortsættelse af den hidtidige stigning i arealet med skovrejsning opgjort til 1.900 ha årligt (Johansen et al., 2019), det andet scenarie beregnes med en årlig stigning i skovarealet på 3.200 ha, som er den vedtagne målsætning om, at skovarealet skal udgøre 20-25 % af Danmarks areal i 2070-2090. Arealet med skovrejsning fordeles på de 23 hovedvandoplande i forhold til skovarealet i 2018.

Fordelingen af effekten på de 23 hovedvandoplande er foretaget svarende til andelen af skov i de enkelte vandoplande i 2018. Arealet af skov er opgjort på basis af skovlaget i det fælles offentlige datagrundlag GeoDanmark, version 2018.

### Effekt på kvælstofudvaskning

Kvælstofudvaskningen fra gammel skov er generelt væsentligt mindre end fra landbrugsjord. Landbrugsjord indeholder typisk meget organisk bundet kvælstof, der efter skovtilplantning kan omsættes og udvaskes. Derfor udvaskes der mere kvælstof fra skov rejst på landbrugsjord end fra gammel skov. Udvasning fra skov rejst på landbrugsjord vurderes med det nuværende datagrundlag at ligge på 8 kg N/ha som gennemsnit for en omdrift og inden for et interval på 5-15 kg N/ha (Eriksen et al., 2020; Gundersen et al., 2020). Baggrunden for det viste interval er, at udvaskningen bl.a. afhænger af jordtype, herunder jordens organiske kvælstofindhold og C/N-forhold, hvilke træarter skoven er plantet med samt jordens dræningsforhold. På baggrund af datagrundlaget kan årsagerne til det viste interval ikke udredes specifikt.

Pløjning før tilplantning og renholdelse de første to-tre sæsoner frigiver mineralisk kvælstof, og derfor kan kvælstofudvaskningen de første år være på niveau med den fra landbrugsmæssig drift. Så snart træer og især græs og urter kommer i god vækst, falder kvælstofudvaskningen imidlertid. Vegetationens kvælstofbehov er afgørende i denne fase. Træerne vokser især i de kvælstofrige dele som bark, grene og kviste, indtil kronetaget bliver lukket (efter 20-25 år). Herefter falder kvælstofbehovet, når træerne mest vokser i vedmassen, som indeholder meget lidt kvælstof. På grund af kvælstoftilførslen fra luftforurening forventes der at forekomme et kvælstofoverskud, der udvaskes. Den vurderede baggrundudvaskning er derfor en gennemsnitlig udvaskning for en hel omdriftsperiode for skov rejst på landbrugsjord med forholdsvis høj udvaskning. Denne udvaskning ligger på niveau med den gennemsnitlige udvaskning for landbrugsjord i de første fem år. En noget mindre udvaskning på 2 kg N/ha forventes, når grene og løvmassen vokser i årene 5-19, og herefter stiger udvaskningen lidt til 8 kg N/ha.

Hvis arealet for skovrejsning stiger med 17.100 ha og 28.800 ha for hele landet i perioden 2019-2027, er prognosen for reduktionen i nitratudvaskningen henholdsvis 890 og 1.500 ton N (tabel 3.2.1).

**Tabel 3.2.1.** Prognose for effekt på nitratudvaskning af skovrejsning for perioden 2019-2027 ved fremskrivning af scenarie 1: årlig skovrejsning 1.900 ha (i alt 17.100 ha), scenarie.2: årlig skovrejsning 3.200 ha (i alt 28.800 ha). Positive tal for effekt af skovrejsning angiver en mindre udvaskning fra rodzonen.

		Skovrejsning		Landbrug	Skov	Effekt af skovrejsning	
		(Sce. 1)	(Sce. 2)	Udvaskning	Udvaskning	Sce1.	Sce2.
		(ha)	(ha)	(kg N/ha/år)	(kg N/ha/år)	17.100 ha	28.800 ha
						( ton N)	( ton N)
1.1	Nordlige Kat. Skagerrak	973	1.638	65	8	55	93
1.10	Vadehavet	1.579	2.660	78	8	111	187
1.11	Lillebælt/Jylland	964	1.624	62	8	52	88
1.12	Lillebælt/Fyn	325	547	55	8	15	26
1.13	Odense Fjord	415	699	50	8	18	30
1.14	Storebælt	183	309	45	8	7	11
1.15	Det Sydfynske Øhav	269	453	45	8	10	17
1.2	Limfjorden	2.458	4.140	66	8	143	242
1.3	Mariager Fjord	344	580	65	8	20	33
1.4	Nissum Fjord	711	1.198	83	8	53	89
1.5	Randers Fjord	1.773	2.986	58	8	90	151
1.6	Djursland	696	1.172	51	8	30	50
1.7	Aarhus Bugt	241	407	49	8	10	17
1.8	Ringkøbing Fjord	1.653	2.784	84	8	126	213
1.9	Horsens Fjord	253	427	56	8	12	21
2.1	Kalundborg	360	607	37	8	11	18
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	704	1.186	42	8	24	41
2.3	Øresund	492	828	38	8	15	25
2.4	Køge Bugt	378	637	34	8	10	16
2.5	Smålandsfarvandet	1.257	2.118	36	8	35	60
2.6	Østersøen	403	678	33	8	10	17
3.1	Bornholm	362	609	39	8	11	19
4.1	Vidå-Kruså	305	514	73	8	20	34
	Total DK	17.100	28.800			890	1.500

I vandområdeplaner 20215-2021 indgår skovrejsning med en forventet effekt på 150 t N og et areal på 5.000 ha. Denne forventede effekt i vandområdeplaner 20215-2021 kan ikke udskilles af den vurderede ovenfor fremskrevne effekt for perioden 2019-2027.

### Effekt på fosforudledning

Skovrejsning kan modvirke fosfortab ved erosion og kan også reducere risikoen for tab af fosfor via makroporer og eksisterende dræn, idet mobiliteten af opløst og partikelbundet fosfor i jorden reduceres, når jorden ikke længere dyrkes og gødes. Med andre ord kan virkemidlet have effekt i risikoområder for erosion og i risikoområder for makroporestrømning til dræn. Hvis skovrejsning foretages på erosionstruede arealer, kan man forvente, at fosfortabet ved erosion reduceres 100 %. Effekten på tab via makroporer er skønnet til en reduktion i størrelsesordenen 25–50 %, hvis skovrejsning sker på et areal med risiko for fosfortab ad denne tabsvej (Rubæk et al., 2020).

Da den præcise placering af skovrejsningen ikke er kendt, kan det ikke afgøres, i hvilket omfang skovrejsningen foretages på risikoområder for fosfortab. Det vil sige, at den reelle effekt kan variere fra ingen effekt (skovrejsning foregår uden for risikoområder) til en høj effekt (skovrejsning foretages på risikoområder). I nærværende arbejde har vi derfor anvendt en teoretisk, gennemsnitlig effekt, som er beregnet på baggrund af de estimater for tab via erosion og makroporer til dræn, som indgår i den nationale kortlægning af fosfortab (Andersen & Heckrath, 2020). Ved beregningen fordeles de tab, der i kortlægningen observeres i risikoområder, jævnt ud over hele arealet.

Dette gøres ved for hvert hovedopland at summere tabene for oplandet og relatere disse til oplandets samlede, dyrkede areal. Herved fås et gennemsnitligt tab for hver tabsvej og for hvert hovedopland (kg P/ha/år). Effekten af den opnåede erosionsbeskyttelse ved skovrejsning fås herefter ved at multiplicere med den relative effekt (100 %), som er angivet i Rubæk et al. (2020), med det gennemsnitlige fosfortab ved erosion for oplandet og med det areal, hvor der forventes plantet skov. Tilsvarende fås effekten af den opnåede beskyttelse mod fosfortab via makroporer og dræn ved at multiplicere den relative effekt på 25-50 % (Rubæk et al., 2020) med det estimerede, gennemsnitlige fosfortab for denne tabsvej og det areal, hvor der forventes rejst skov. Slutteligt adderes tabsreduktionerne (kg P) for de to tabsveje. Eksempelvis er det samlede, årlige fosfortab for hovedvandopland 1.1 Nordlige Kattgat for hhv. erosion og via makroporer opgjort til 7163 kg P og 4910 kg P baseret på kortlægningerne i Andersen & Heckrath (2020). Det dyrkede areal i oplandet er 135.100 ha, hvorfor de gennemsnitlige fosfortab fra det dyrkede areal ved erosion og via makroporer er 0,053 kg P/ha/år og 0,036 kg P/ha/år. Reduktionen i fosfortab ved erosion som følge af 973 ha ny skov (108 ha pr. år, sce. 1) frem til 2027 er:  $100\% \times 9 \text{ år} \times 108 \text{ ha} \times 0,053 \text{ kg P/ha/år} = 52 \text{ kg P}$ . Tilsvarende er reduktionen i fosfortab via makroporer som følge af 973 ha ny skov:  $25\text{-}50\% \times 9 \text{ år} \times 108 \text{ ha} \times 0,036 \text{ kg P/ha/år} = 13 \text{ kg P}$ . Dette giver i alt en reduktion i fosfortab for hovedvandopland 1.1 som følge af skovrejsning (sce. 1) på 65 kg P.

Kortlægningen af fosfortab ved erosion er baseret på en modelberegning af sedimenttransport til overfladevand (Andersen & Heckrath, 2020). Sedimenttransporten anses for at være relativt godt bestemt, men derimod er der stor usikkerhed knyttet til fosforindholdet i det eroderede sediment. Fosfortab via makroporer er baseret på kortlægninger af hhv. potentielt aktive makroporer og afstrømning via dræn opdelt på makropore- og matricestrømning (Andersen & Heckrath, 2020). Fosforkoncentrationen i makroporestrømningen er estimeret som mediankoncentrationen målt i en række dræn. Estimater over fosfortab via makroporestrømning er dermed også behæftet med stor usikkerhed.

Prognosen baseret på den hidtidige stigning i arealet med skovrejsning er et samlet areal med skovrejsning på 17.100 ha for perioden 2019-2017. Effekten heraf vil være en reduktion i fosforudledningen på 800 kg P (tabel 3.2.2).

**Tabel 3.2.2.** Kumuleret effekt på fosforudledning af skovrejsning frem til 2027 i forhold til 2018 ved fremskrivning af to scenarier, scenarie 1: årlig skovrejsning 1.900 ha (i alt 17.100 ha), scenarie 2: årlig skovrejsning 3.200 ha (i alt 28.800 ha). Positiv tal for effekt angiver en mindre udledning til ferskvand.

Hovedvandopland	Skovareal,	Andel af skov-	Skovrejsning	Skovrejsning	Effekt sce. 1	Effekt sce. 2	
	2018	areal	sce. 1	sce. 2			
	ha	%	ha	ha	kg P	kg P	
Nordlige Kattegat,							
1.1	Skagerrak	37.107	5,7	973	1.638	65	109
1.10	Vadehavet	60.237	9,2	1.579	2.660	42	71
1.11	Lillebælt/Jylland	36.782	5,6	964	1.624	96	161
1.12	Lillebælt/Fyn	12.394	1,9	325	547	18	31
1.13	Odense Fjord	15.838	2,4	415	699	22	37
1.14	Storebælt	6.988	1,1	183	309	10	17
1.15	Det Sydfynske Øhav	10.249	1,6	269	453	17	29
1.2	Limfjorden	93.768	14,4	2.458	4.140	83	139
1.3	Mariager Fjord	13.124	2,0	344	580	8	13
1.4	Nissum Fjord	27.136	4,2	711	1.198	20	34
1.5	Randers Fjord	67.620	10,4	1.773	2.986	116	196
1.6	Djursland	26.542	4,1	696	1.172	21	35
1.7	Aarhus Bugt	9.210	1,4	241	407	16	27
1.8	Ringkøbing Fjord	63.057	9,7	1.653	2.784	33	56
1.9	Horsens Fjord	9.664	1,5	253	427	19	33
2.1	Kalundborg	13.740	2,1	360	607	15	26
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	26.852	4,1	704	1.186	33	55
2.3	Øresund	18.755	2,9	492	828	30	50
2.4	Køge Bugt	14.417	2,2	378	637	19	32
2.5	Smålandsfarvandet	47.960	7,4	1.257	2.118	60	101
2.6	Østersøen	15.361	2,4	403	678	19	32
3.1	Bornholm	13.791	2,1	362	609	13	21
4.1	Vidå-Kruså	11.644	1,8	305	514	7	13
Total DK		652.236	100	17.100	28.800	Ca. 800	Ca. 1.300

### 3.3 Økologisk jordbrug

*Troels Kristensen*

*Fagfællebedømt af Ib Sillebak Kristensen*

Den seneste opgørelse fra Landbrugsstyrelsen (2020) viser, at der i 2018 var 279.000 ha økologisk produktionsareal i Danmark og med en forsat stigning til 301.000 ha i 2019. Der har, som det fremgår af figur 1, været en markant stigning i det økologiske areal i perioden 2015 til 2019, svarende til en årlig øgning på godt 30.000 ha. Det årlige økologiske produktionsareal er baseret på indberetninger til Fællesskemaet. Det økologiske produktionsareal udgøres af omlagte arealer, arealer under omlægning og arealer tilknyttet en drift med økologisk autorisation, som ikke er omlagt. Den sidste kategori udgjorde i 2018 8.642 ha eller 0,3 % af det samlede produktionsareal.



### Udvikling i økologisk areal – scenarier.

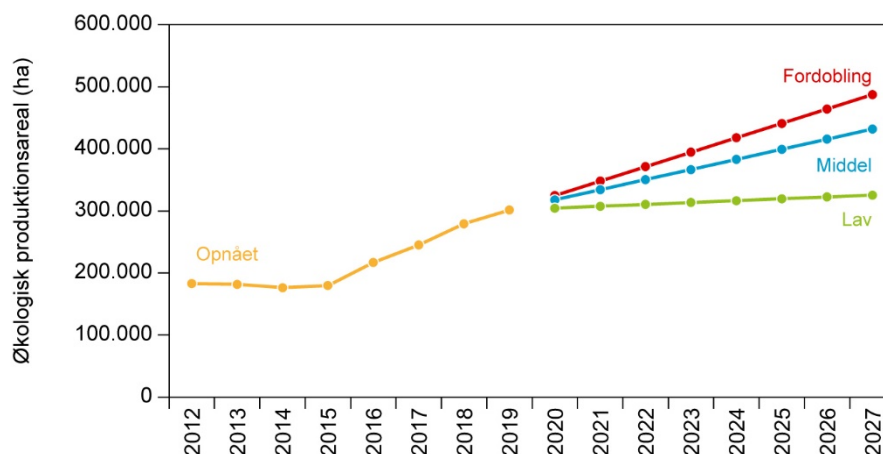
Der er opstillet tre scenarier – med basis i 2018.

**Høj:** Et scenarie med høj vækst, baseret på de politiske udmeldinger om en fordobling af det økologiske areal i 2030 med udgangspunkt i 2018. Det betyder en årlig stigning på 23.250 ha fra 2020 til 2030, når der tages højde for, at arealet i 2019 var steget til 301.000 ha. I dette scenarie bliver det økologiske areal i 2027 på 487.000 ha, svarende til 19 % af det samlede landbrugsareal.

**Middel:** Et scenarie med middel vækst, hvor væksten er baseret på udviklingen i økologisk areal i perioden fra 2012 til 2018. I denne periode var der en årlig vækst på 16.900 ha, hvilket giver et areal i 2027 på 432.000 ha, svarende til 17 % af landbrugsarealet.

**Lav:** Et scenarie med lav vækst på 4.900 ha årligt, svarende til væksten i perioden fra 2005 til 2015, hvilket giver 325.000 ha i 2027, svarende til 12 % af landbrugsarealet.

**Figur 3.3.1.** Udviklingen i det økologiske produktionsareal i Danmark fra 2012 til 2019 (Landbrugsstyrelsen, 2020) samt tre scenarier for fremskrivning af arealet til 2027.



Med udgangspunkt i det økologiske areal i 2018 på 279.000 ha giver det en ændring på henholdsvis 46.000, 153.000 og 208.000 ha i scenarierne lav, middel og høj i perioden frem til 2027.

### Effekt på udvaskning

Som i den oprindelige baseline og den foregående revurdering anvendes en effekt af økologiske produktion i forhold til konventionel på 10 til 17 kg N/ha i reduceret udvaskning (Børgesen et al., 2013). Olesen et al. (2020) fandt en reduktion i udvaskningen på 16 kg N / ha ved sammenligning mellem typiske konventionelle og økologiske sædskifter baseret på beregninger med NLES5 og arealet med de typiske sædskifter i Danmark i 2017. Korrigeret for forskelle i omfanget af afgræsning i de to produktionsformer blev den modelestimerede effekt af økologi reduceret til 11 – 12 kg N / ha i reduceret udvaskning.

Den opdaterede effekt er således inden for den variation, som tidligere er fundet (Børgesen et al., 2013), hvorfor effekten af økologi i tidligere baseline er fast holdt i indeværende baseline. Ved en effekt på 10 til 17 kg N / ha vil en omlægning til økologi betyde en reduktion i 2027 i forhold til 2018 på mellem 460 og 3.536 ton N på landsplan ved henholdsvis den mindste areal ændring i kombination med den laveste reduktion i udvaskningen og den største arealændring i kombination med den højeste reduktion i udvaskningen.

**Tabel 3.3.1.** Effekt af arealændring ved tre scenarier for udvikling fra 2018 til 2027 i det økologisk produktionsareal på udvaskning fra rodzonen fordelt på vandoplande ud fra økologisk produktionsareal i 2012 og to estimater for effekt i kg N pr ha og estimeret samlet effekt i ton N. Positive tal for effekt af økologi angiver en mindre udvaskning fra rodzonen.

Vandopland	Andel øko-areal	Effekt i rodzonen, tons N		
		Scenarie Høj 10-17 kg pr. ha	Scenarie Middel 10-17 kg pr. ha	Scenarie Lav 10-17 kg pr. ha
1,1 Nordlige Kattegat, Skagerrak	0,03	73 - 123	53 - 91	16 - 27
1,2 Limfjorden	0,18	379 - 645	279 - 474	84 - 143
1,3 Mariager Fjord	0,02	46 - 78	34 - 58	10 - 17
1,4 Nissum Fjord	0,06	131 - 223	96 - 164	29 - 49
1,5 Randers Fjord	0,06	122 - 207	90 - 152	27 - 46
1,6 Djursland	0,02	36 - 61	26 - 45	8 - 14
1,7 Århus Bugt	0,02	31 - 53	23 - 39	7 - 12
1,8 Ringkøbing Fjord	0,14	292 - 497	215 - 366	65 - 110
1,9 Horsens Fjord	0,01	21 - 37	16 - 27	5 - 8
1,10 Vadehavet	0,16	339 - 576	249 - 423	75 - 127
1,11 Lillebælt/Jylland	0,05	94 - 159	69 - 117	21 - 35
1,12 Lillebælt/Fyn	0,01	23 - 40	17 - 29	5 - 9
1,13 Odense Fjord	0,01	28 - 48	21 - 35	6 - 11
1,14 Storebælt	0,00	10 - 17	7 - 12	2 - 4
1,15 Det Sydfynske Øhav	0,01	16 - 28	12 - 20	4 - 6
2,1 Kalundborg	0,02	42 - 71	31 - 52	9 - 16
2,2 Isefjord og Roskilde Fjord	0,05	95 - 162	70 - 119	21 - 36
2,3 Øresund	0,01	24 - 41	18 - 30	5 - 9
2,4 Køge Bugt	0,01	15 - 26	11 - 19	3 - 6
2,5 Smålandsfarvandet	0,02	48 - 81	35 - 59	11 - 18
2,6 Østersøen	0,02	31 - 53	23 - 39	7 - 12
3,1 Bornholm	0,01	14 - 24	10 - 18	3 - 5
4,1 Vidå-Kruså	0,08	160 - 271	117 - 199	35 - 60
Hele landet	1,00	2.080 - 3.536	1.523 - 2.590	458 - 779

Reduktionen i udvaskning fra rodzonen for de fire kombinationer fordelt på hovedvandoplande ud fra det økologisk produktionsareal i 2012 fremgår af tabel 3.3.1. Estimerne for ændringer i udledningen pr ha ved overgang fra konventionel drift til økologisk er baseret på fordelingen af økologisk drift på driftsgrene som var gældende i perioden op til 2013. Både i 2012 og i 2018 (Landbrugsstyrelsen, 2020) udgjorde mælkeproduktion, defineret som bedrifter med over 40 malkekøer, den største andel af det samlede økologiske produktionsareal svarende til 38 % i begge år. Trods samme fordeling af den økologiske produktion på driftsgrene kan der dog være forskelle på effekten pga. ændringer i såvel den konventionelle produktion der omlægges og den økologiske produktion i 2012 sammenlignet med 2018 og 2027. Problemstillingen er nærmere diskuteret i notat til Landbrugsstyrelsen af Olesen et al. (2019) og analyseret af Olesen et al (2020). Her konkluderes det, at det areal vægtede estimat for reduktionen i udvaskning ”i ringe grad er påvirket af, om der sammenlignes mellem typiske konventionelle og økologiske bedrifter, eller om der tages udgangspunkt i faktisk omlagte bedrifter”. Som den eneste driftsform adskiller svineproduktion sig fra det generelle estimat ved, at økologi ikke reducerer udvaskningen, men til gengæld er arealet med økologiske svineproduktion beskedent.

### Konklusion

Der er udregnet scenarier baseret på en stigning i det økologiske areal fra 279.000 ha i 2018 til mellem 325.000 og 487.000 ha i 2027. Ved scenariet med den højeste vækst i det økologiske areal er der en reduktion i udvaskningen fra rodzonen i 2027 i forhold til 2018 på mellem 2.080 og 3.540 ton N på landsplan afhængigt af estimatet for reduktion pr. ha. Tilsvarende er der ved middel vækst i det økologiske areal en reduktion på mellem 1.500 og 2.600 ton N og på mellem 460 og 780 ton N ved lav vækst i det økologiske areal.

## 3.4 Effekter af bioforgasning og genanvendt organisk affald

*Peter Sørensen og Birger Faurholt Pedersen*

*Fagfællebedømt af Jørgen Eriksen*

Effekten af bioforgasning er, som tidligere i Blicher-Mathiesen et al. (2020), estimeret på basis af effektberegninger fra Sørensen & Børgesen (2015). Ved bioforgasning sker der en omsætning af organisk bundet N i gødningen til mineralsk N, og da der generelt er en større udvaskning af kvælstof fra organisk bundet N, der løbende mineraliseres, end fra mineralsk N tilført om foråret, kan der i de efterfølgende år forventes en lavere udvaskning fra den afgassede gødning i forhold til ubehandlet gødning (Jensen et al., 2016). Der er indregnet en tiårig effekt heraf i det følgende.

Ved revurderingen af Baseline i 2015 (Jensen et al., 2016) blev der ikke taget højde for, at mængden af N i input og output fra biogasanlæg, der angives i gødningsregnskaber, er forskellig. Det skyldes, at anlæg kan anvende normtal for kvælstofindhold i input, mens mængden af N i den afgassede gødning kan estimeres ud fra aktuelle kemiske analyser (min. 12 stk. pr. år) og mængden af afgasset gødning (tons), der afsættes. Normalt antages tab af N med gassen at være uden betydning, men et lille tab af ammoniak fra den lagrede gødning må forventes. Her er hentet de nyeste data fra Landbrugsstyrelsen med N-input og N-output registreret på de enkelte biogasanlæg (tabel 3.4.1). I gødningsåret 2017-2018 var der et samlet input på 38.762 tons N svarende til 17,3 % af den samlede mængde N i husdyrgødning. Ved samlet opgørelse af alle anlæg var output 14 % lavere end input med meget stor variation mellem anlæggene. I 2017-2018 skete der imidlertid en udvidelse af kapaciteten på nogle anlæg, der kan betyde, at lagre har været under opbygning. Udtræk af data udelukkende fra anlæg med næsten ens N-input i 2016-2017 og 2017-2018 viste en differens svarende til 9,9 % af tilført N. Denne differens er større end differencen på 4,3 %, der blev antaget i Opdatering af Baseline 2021 (Blicher-Mathiesen et al., 2020), hvor der kun var adgang til data frem til 2017. I det følgende er antaget, at der i gennemsnit vil være 9,9 % mindre kvælstof, der forlader anlæg, end der kommer ind. Årsagen til denne store forskel kan bl.a. være, at normindholdet i gødning ikke er i overensstemmelse med det faktiske indhold, men det kan heller ikke udelukkes, at nogle bedrifter afgiver en mindre andel af produceret husdyrgødning til biogasanlægget end angivet i gødningsregnskabet. Der kan endvidere være usikkerhed om indholdet af kvælstof i øvrige input så som i organisk affald og i energiafgrøder. Afvigelser fra det faktiske kvælstofindhold i tilført biomasse er uden betydning for biogasanlægget.

**Tabel 3.4.1.** Samlet mængde kvælstof registreret som tilført og fraført på biogasanlæg i gødningsåret 2017-18 og den registrerede udnyttelsesprocent (udtræk af data fra Landbrugsstyrelsen) samt beregnet effekt af den øgede tilførsel af handelsgødning som følge af den regnskabsmæssige forskel mellem kvælstoftilførsel og -fraførsel (ved beregning af gødningsregnskab) ved en gennemsnitlig marginaludvaskning på 18 % (gns. for sand- og lerjord).

Gødningsperiode 2017-18	Alle biogasanlæg	Anlæg uden stor ændring i N-input (2017-2018)
Tilført N, tons N/år	38762	31046
Fraført N, tons N/år	33349	27980
Differens tilført - fraført, tons N/år	5413	3065
Differens tilført - fraført, % af tilført N	14,0	9,9
Vægtet udnyttelsesprocent	63	63
Marginaludvaskning (handelsgødning, %)	18	18
Øget N-udvaskning fra øget handelsgødning, tons N/år	614	348
Øget N-udvaskning kg N/kg N tilført	0,0158	0,0112
Andel af al organisk gødning til biogas, %	17,3	13,9

Det er mængden af afsat gødning fra biogasanlæg, der anvendes som grundlag ved tildeling af gødningskvoter til den enkelte bedrift. Det betyder, at der gennemsnitligt kan anvendes mere handelsgødning, når gødningen har passeret biogasanlægget, idet lovgivningens krav til udnyttelsesprocenten er den samme før og efter afgang (udnyttelsesprocenten beregnes ud fra et vægtet gennemsnit af udnyttelsesprocenten i de gødninger og biomasser, som biogasanlægget modtager). Den øgede kvote medfører øget udvaskning og er beregnet med antagelse af en marginaludvaskning på 12 % på lerjord og 24 % på sandjord, gennemsnitligt 18 % (Sørensen og Børgesen, 2015). h

Efter behandling i biogasanlæg har gødningen et højere potentiale for gødningsvirkning. Ved revurderingen af baseline (Jensen et al. 2016) blev det antaget, at landmænd ville tage højde for den højere gødningsvirkning og tilføre mindre handelsgødning, hvis der blev indført N-kvoter på det økonomisk optimale niveau, som det skete med implementeringen af landbrugspakken fra 2017. Denne antagelse blev lavet med forventning om, at landmænd vil gøde til det økonomisk optimale niveau. Der blev imidlertid ikke taget højde for, at gødsning under kvoten kan ombyttes til et mindre areal med efterafgrøder. Dette fungerer i praksis ved, at jordbrugere automatisk får en kvotereduktion, hvis de registrerer mindre efterafgrøder end krævet. Samkøring af data for kvotereduktion på bedrifter med afgasset gødning og arealer, der modtager ubehandlet husdyrgødning, har vist, at hyppigheden af kvotereduktion er ca. 10 gange større på bedrifter med afgasset gødning. Kvotereduktionen justeres automatisk ud fra det registrerede areal med efterafgrøder på den enkelte bedrift. Det tyder på, at en del landmænd vælger at konvertere uudnyttede kvoter til reduktion i efterafgrøder. Dermed neutraliseres effekten på N-udvaskning af reduceret N-tilførsel ved afgang, idet et mindre forbrug af N, og dermed reduceret udvaskning, modsvares af øget udvaskning på markniveau ved mindre brug af efterafgrøder på bedrifter med bioforgasning. Det er ikke muligt at udtrække det samlede omfang heraf, idet vi kun kan isolere bedrifter, der udelukkende modtager afgasset gødning. Omfanget af ombytning af kvotereduktion til mindre efterafgrøder er derfor usikkert, men på basis af materialet skønnes det at være udbredt. Derfor vurderes det her og i sidste baselinerapport (Blicher-Mathiesen et al., 2020), men i modsætning til tidligere (Jensen et al., 2016), at bioforgasning kun i ubetydeligt omfang medfører en uudnyttet N-kvotep (reduktion i gødning) uden samtidig reduktion i efterafgrøder, og der indregnes derfor ikke en effekt af reduceret handelsgødning i det følgende.

Dette kan også forventes at være en driftsøkonomisk optimal strategi, idet der dermed kan spares penge på etablering af efterafgrøder og evt. ændringer i sædskifte i forbindelse med efterafgrøder. Effekten af ombytning af kvotereduktion til mindre efterafgrøder var ikke medregnet i Blicher-Mathiesen et al. (2020). Det skal bemærkes, at den generelle skærpelse af udnyttelseskrav for husdyrgødning implementeret 1. august 2020 generelt medfører mindre luft til at konvertere uforbrugt kvote til reduktion af efterafgrøder.

Anvendelse af energiafgrøder på biogasanlæg, som f.eks. majsensilage, medfører samlet set et større input af kvælstof med gødning, idet der kun er et udnyttelseskrav på 40 % tilknyttet kvælstof i energiafgrøden. Det betyder også samlet set en lavere reduktion i nitratudvaskning ved bioforgasning (Sørensen og Børgesen, 2015). På basis af udtræk fra gødningsregnskaber fra 2017-18 fra alle biogasanlæg er det beregnet, at det gennemsnitlige input af kvælstof i energiafgrøder udgør 2,3% af det samlede N-input. På basis af modelberegninger i Sørensen og Børgesen (2015) kan beregnes en ekstra udvaskning på 0,11 kg N/kg N-input i energiafgrøde som en ti-års effekt på lerjord og tilsvarende en ekstra udvaskning på 0,22 kg N/kg N-input på sandjord. Effekten heraf er indregnet i tabel 3.4.2. Effekten af øget tilførsel af organisk affald, der ikke tidligere er tilført landbrugsjord, er analog hermed.

Som det fremgår af ovenstående, kan effekten af biogas på N-udvaskning opdeles i fire separate effekter:

- i) Reduktion i organisk N, der medfører lavere udvaskning på længere sigt.
- ii) Nedskrivning af mængden af N i afgasset gødning (administrativt), der giver mulighed for at bruge mere handelsgødning og dermed øget N-udvaskning.
- iii) Anvendelse af energiafgrøder, der medfører øget N-input og dermed øget N-udvaskning.
- iv) Højere tilgængelighed af N i afgasset gødning end udnyttelseskravene foreskriver, hvilket potentielt kan medføre mindre brug af handelsgødning og dermed mindre udvaskning. Med de nuværende regler forventes denne effekt imidlertid at blive neutraliseret af reduceret etablering af efterafgrøder (øget udvaskning).

**Tabel 3.4.2.** Effekter af bioforgasning på reduktion i N-udvaskning (ti-års perspektiv) beregnet af Sørensen og Børgesen (2015) samt effekt af tilførsel af energiafgrøder og effekt af forskel i tilført og fraført kvælstof. Alle effekter er angivet som kg N/100 kg N i husdyrgødning. Estimer er vist for sandjord med høj nedbør og lerjord med lav nedbør samt vægtet gennemsnit (20 % på lerjord og 80 % på sandjord). Positive tal angiver en reduktion i N-udvaskning.

Komponent	Lerjord	Sandjord	Vægtet gns. ler- og sandjord
Effekt af bioforgasning *	1,2	2,2	2,0
Effekt af energiafgrøder til biogas	-0,26	-0,49	-0,4
Effekt af forskel i tilført og fraført N på anlæg	-0,75	-1,50	-1,3
Samlet effekt	0,19	0,21	0,2

\* 75 % kvæggylle og 25 % dybstrøelse (Sørensen & Børgesen, 2015).

Der er som nævnt sket en kraftig udbygning af biogasanlæg i de senere år, men det er politisk besluttet, at den økonomiske støtte til biogas reduceres for anlæg, hvor byggeri ikke er opstartet ved udgangen af 2019. Det forventes i praksis at betyde, at der ikke opstartes nye byggeprojekter med biogas efter 2019. På baggrund af de registrerede input af N til biogasanlæg i 2017-18 (tabel 3.4.1) er det skønnet, at 17,5 % af den producerede husdyrgødning blev afgasset ved starten af 2018.

I "Klimaaf tale for energi og industri mv. af 22. juni 2020" er det aftalt, at der afsættes 200 mio. kr./år til biogas fra 2024 og i årene derefter (aftalen er ikke gennemført endnu). På den baggrund er her opstillet to scenarier for den fremtidige udvikling i biogas frem til 2027.

Scenarie 1) baseret på nuværende love: Det forventes, at andelen af organisk gødning der behandles i biogasanlæg, stiger fra 17,5 % i 2018 til 19 % i 2021, og derefter er konstant frem til 2027, svarende til en stigning i behandlet N-input på i alt 3.300 tons N.

Scenarie 2): Som scenarie 1, men med en årlig stigning i biogasbehandling fra 2024 til 2027 med en stigningstakst på 4.800 tons N/år (svarende til den årlige stigning i perioden 2014-18). I alt stiger mængden af behandlet - input med 22.500 tons N.

Ved beregning af udvaskning fra bioforgasset og ubehandlet husdyrgødning er der anvendt en udvaskningsfaktor for mineraliseret kvælstof, der er sat i forhold til udvaskningen fra kvælstof i handelsgødning tilført om foråret, der beregnes med NLES4-modellen. Sørensen og Børgesen (2015) antog, at udvaskningen fra mineraliseret N er dobbelt så høj (= faktor 2) i forhold til mineralisk N tilført om foråret, idet frigivelsen af det organisk bundne N også sker i perioder uden afgrøder på marken. Udvasningsfaktoren på 2 er nærmere diskuteret i "Opdatering af Baseline 2021" (Blicher-Mathiesen et al., 2020). Udvasningsfaktoren for mineraliseret N vil være afhængig af efterårsbevoksningen og kan dermed også ændre sig i fremtiden. Den gennemsnitlige effekt af bioforgasning på reduktion i N-udvaskning over en 10-årig horisont er estimeret til 0,2 kg N pr. 100 kg N i behandlet husdyrgødning (tabel 3.4.2). Effekten skyldes det reducerede indhold af organisk N i gødningen, men denne effekt modvirkes stort set af forskellen i N-tilførsel og N-raførsel fra biogasanlæg og effekten af energiafgrøder.

Den samlede reduktion i N-udvaskning er her beregnet til at ligge i intervallet -54 (øget udvaskning) til +66 (mindre udvaskning) tons N fra rodzonen i scenarie 1 og fra -180 til +270 tons N i scenarie 2. Effekten af biogas ligger således under bagatelgrænsen på 100 ton. Usikkerheden på estimatet er betydeligt større end den estimerede middeleffekt. Det skyldes, at der både er faktorer med usikkerhed, der trækker op, og andre, der trækker ned, og den samlede effekt derfor fremkommer som en differens.

### **Effekt af organisk affald**

Øget anvendelse af organisk affald i biogasanlæg, f.eks. i stedet for forbrænding, medfører også en forventet øget N-udvaskning (Sørensen og Børgesen, 2015; Jensen et al., 2016). Den øgede udvaskning skyldes bl.a., at der samlet set tilføres mere kvælstof til landbrugsarealet, idet udnyttelseskravet til N i affaldet kun er 40 % i forhold til den handelsgødning, den erstatter. Denne

effekt må tilskrives ønsket om øget recirkulering og er ikke en effekt af biofergasning i sig selv (Jensen et al., 2016). I nogle tilfælde vil den øgede mængde af recirkuleret affald blive komposteret og ikke anvendt til biogas. Effekten er derfor ikke medregnet her i effekten for biogas.

Ved anvendelse af samme forudsætninger som Sørensen og Børgesen (2015) kan øget anvendelse af affald forventes at medføre en stigning i N-udvaskning svarende til ca. 11 % af N i affaldet på lerjord og 22 % på sandjord (tabel 3.4.3.). Det vurderes, at tilførsel af ekstra affald til biogasanlæg vil have tilnærmelsesvis den samme effekt som beregnet for ekstra tilførsel af majsensilage, og at ca. 60 % af kvælstof i affald omdannes til ammonium i biogasanlæg (Tampio et al., 2016).

**Tabel 3.4.3.** Beregning af øget N-udvaskning (ti-års perspektiv) ved øget anvendelse af organisk affald i biogasanlæg ved et udnyttelseskrav på 40 % for affald (Blicher-Mathiesen et al., 2020).

	Lerjord	Sandjord	Gns. ler og sand
Tilført N med affald (kg N/ha)	38,6	38,6	
Øget N udvaskning (kg N/ha)*	4,4	8,3	
Udnyttelseskrav affald (%)	40	40	
Netto øget N-udvaskning (kg N/kg N i affald)	0,114	0,215	0,165

\* Effekter for majs til kvæggylle (Sørensen og Børgesen, 2015).

Det vides ikke, hvordan afgasset organisk affald fordeles, men her antages en ligelig fordeling på sandjord og lerjord, idet størstedelen af affaldet produceres i de tættest befolkede områder i den østlige del af Danmark.

Miljøstyrelsens affaldsfremskrivningsmodel, FRIDA, opdeler affaldet i husholdningsaffald, affald fra serviceerhverv og affald fra erhverv, der ikke er serviceerhverv (tabel 3.4.4). Ifølge beregninger i denne model kombineret med et skøn for kvælstofindhold i affaldet sker der en stigning i mængden på 145 tons N i genanvendeligt affald i perioden 2018 til 2027. Det antages her, at den øgede mængde af genanvendeligt affald vil blive tilført til biogasanlæg. Fremskrivningen i FRIDA bygger på historiske trends koblet sammen med data fra den makroøkonomiske model ADAM, der anvendes af Finansministeriet. Stigningen fra 2018 til 2027 på 145 tons N kan give en stigning i udvaskningen på 24 tons N med en skønnet usikkerhed på +/- 12 tons N fra rodzonen. Det er ikke muligt at opdele denne effekt på oplande, da det er meget usikkert, hvor gødningen vil blive udbragt.

**Tabel 3.4.4.** Fremskrevne mængder af genanvendeligt organisk affald ifølge Miljøstyrelsens affaldsmodel FRIDA (Marie Louise Nygaard, Miljøstyrelsen, personlig meddelelse) og beregnet indhold af kvælstof i genanvendeligt affald.

Affald	%TS*	% N i TS*	1.000 tons	1.000 tons	Tons N	Tons N
			2018	2027	2018	2027
Organisk affald (husholdninger)	40	1.9	40	43	304	327
Organisk affald (serviceerhverv)	40	1.9	72	86	547	654
Organisk affald (erhverv, bortset fra service)	40	0.15	138	164	83	98
I alt					934	1079

\*Tørstof i affald og % N i affald baseret på Oelofse et al. (2013) og Poulsen et al. (2019).

## Konklusion

Effekten af ændret bioforgasning i perioden 2018 til 2027 er estimeret til at være ubetydelig. Den beregnede effekt af bioforgasning er betydeligt lavere end i tidligere baselineberegninger. Det skyldes, at det med adgang til gødningsregnskaber fra 2017-18 er blevet klart, at den registrerede fraførsel af kvælstof fra biogasanlæg er ca. 10 % lavere end tilførslen. Dette giver mulighed for en højere kvælstofkvote og tilsvarende større risiko for nitratudvaskning, således at den samlede effekt af biogas gennemsnitligt er tæt på 0.

Øget genanvendelse af 145 tons N i organisk affald fra 2018 til 2027 forventes at øge N-udvaskningen med 24 tons N +/- 12 tons N over en 10-årig horisont.

## 3.5 Fosforlofter

*Hans Estrup Andersen & Goswin Heckrath*

*Fagfællebedømt af Gitte Rubæk*

Fra 1. august 2017 blev der i Danmark indført lofter for, hvor meget fosfor der må tilføres på landbrugsbedrifter med mineralske og organiske gødninger (tabel 3.5.1). Disse lofter blev indført i forbindelse med fjernelsen af de skærpede harmonikrav (1,4 DE/ha svarende til 140 kg N/ha), der før 1. august 2017 udgjorde en indirekte begrænsning af tildelingen med fosfor fra organisk gødning. Fosforlofterne erstatter også de tidligere krav til fosforoverskuddet i forbindelse med miljøgodkendelsen af husdyrbrug. Formålet med reguleringen af fosfor er at sikre, at der ikke sker en u hensigtsmæssig ophobning af fosfor i landbrugsjorden, der på længere sigt kan medføre øget risiko for tab af fosfor til vandmiljøet.

**Tabel 3.5.1.** Oversigt over maksimal fosfortildeling på harmoniarealet fordelt på gødningstyper (efter Landbrugsstyrelsen, 2019). For søoplande omfattet af vandområdeplanerne gælder et skærpet fosforloft. Søoplandene udgør cirka en fjerdedel af det samlede landbrugsareal.

Gødningstype	Fosforloft 2019/2020		Fosforloft 2020/2021 og 2012/2022	
	(kg P/ha)		(kg P/ha)	
	Generelt	Skærpet	Generelt	Skærpet
Fjerkræ og pelsdyr	35	30	35	30
Slagtesvin	39	30	35	30
Søer og smågrise	35	30	35	30
Kvæg	30	30	30	30
Kvæg omfattet af kvægundtagelsen (230 kg N/ha)	35	35	35	35
Anden organisk gødning	30	30	30	30
Vegetabilsk biomasse og bioaske	30	30	30	30
Kunstgødning	30	30	30	30

Sørensen et al. (2019b) har opstillet fosforbalancer for en række bedriftstyper ved maksimal tilførsel i forhold til et generelt og skærpet fosforloft. For kvægbrug er det kvælstofreguleringen, der sætter den øvre grænse for fosfortilførslen, mens det for de øvrige brugstyper er fosforlofterne (tabel 3.5.2 til 3.5.4). Som eksemplerne viser, er der for alle bedriftstyper mulighed for relativt store fosforoverskud inden for den grænse, fosforlofterne udstikker.



**Tabel 3.5.2.** Årlig fosforbalance på kvægbrug ved maksimal tilførsel af kvælstof med husdyrgødning (Sørensen et al., 2019b).

	170 kg N/ha	230 kg N/ha
Tilførsel med husdyrgødning, kg P/ha	26,0	35,2
Fraførsel med afgrøder, kg P/ha <sup>1</sup>	18,0-25,9	21,8-25,8
Balance, kg P/ha	0,1-8,0	9,4-13,4

<sup>1</sup>Intervaller mellem laveste og højeste fraførsel afhængig af jordtype og adgang til vanding.

**Tabel 3.5.3.** Årlig fosforbalance på svinebedrift ved maksimal tilførsel af fosfor i forhold til generelt og skærpet fosforloft, slagtesvin (Sørensen et al., 2019b).

	Generelt	Skærpet
Tilførsel med husdyrgødning, kg P/ha	35	30
Fraførsel med afgrøder, kg P/ha <sup>1</sup>	14,7-26,9	14,7-26,9
Balance, kg P/ha	8,1-20,3	3,1-15,4

<sup>1</sup>Intervaller mellem laveste og højeste bortførsel afhængigt af jordtype og adgang til vanding.

**Tabel 3.5.4.** Årlig fosforbalance på fjerkræbedrift ved maksimal tilførsel af fosfor i forhold til generelt og skærpet fosforloft (Sørensen et al., 2019b).

	Generelt	Skærpet
Tilførsel med husdyrgødning, kg P/ha	35	30
Fraførsel med afgrøder, kg P/ha <sup>1</sup>	14,7-26,9	14,7-26,9
Balance, kg P/ha	8,1-20,3	3,1-15,4

<sup>1</sup>Intervaller mellem laveste og højeste fraførsel afhængig af jordtype og adgang til vanding.

Forud for indførelsen af fosforlofterne beregnede Andersen & Rolighed (2016) landsdækkende fosforbalancer dels for situationen før fosforlofterne, dels for situationen i 2020 med både generelle og skærpede fosforlofter. Beregningerne tog udgangspunkt i landsdækkende data fra 2013 fra registret for gødningsregnskab og det generelle landbrugsregister. Konklusionen på arbejdet var, at de allerstørste overskudstilførsler med fosfor elimineres med indførelse af fosforlofterne. Der vil dog stadig efter indførelse af fosforlofterne kunne være overskudstilførsel og dermed fosforakkumulering i jorden på ca. 60 % af harmoniarealet mod før ca. 64 %, ligesom arealet, der har en overskudstilførsel på mindst 10 kg P/ha, kun falder fra 22,5 % af harmoniarealet til 19,8 %.

Ophobning af fosfor i jorden betyder, at jordens kapacitet for binding af fosfor falder, og risikoen for udvaskning af fosfor til vandmiljøet stiger. En forhøjet koncentration af fosfor i det øverste lag af landbrugsjorden øger også de fosfortab, der kan ske i forbindelse med vand- og vinderosion. Da der stadig efter indførelse af fosforlofterne forekommer fosforakkumulering på størstedelen af harmoniarealet, kan fosforlofterne ikke i sig selv forventes at føre til et reduceret fosfortab til vandmiljøet. Imidlertid vil stigningstakten i fosforakkumulering være væsentligt nedsat på en række arealer, der tidligere modtog meget store fosfortildelinger. Dette betyder ikke, at fosfortabsrisikoen på disse arealer nedsættes, blot at det tager længere tid at opbruge jordens bindingskapacitet for fosfor.

### 3.6 Husdyrefterafgrøder fra husdyrregulering

*Gitte Blicher-Mathiesen*

*Fagfællebedømt af Hans Estrup Andersen*

I august 2017 blev der indført en ny regulering af husdyr. Den nye reguleringsmodel beror på udlægningen af husdyrefterafgrøder, som udlægges som kompensation for, at flere husdyr og dermed mere husdyrgødning giver øget udvaskning i forhold til, hvis afgrøder kun blev tildelt handelsgødning.

Siden 2007 har der været stillet særlige krav om flere efterafgrøder eller andre virkemidler på arealer, der grundet flere husdyr vil få tilført mere husdyrgødning jf. bekendtgørelse nr. 648 af 18. juni 2007 om tilladelse og godkendelse m.v. af husdyrbrug. I administrationen af øgede husdyr blev reguleringen af miljøgodkendelser frem til 2017 vurderet i forhold til, om arealer lå i oplande til Natura2000-områder og oplande til kvælstofsårbare kystvande, og derfor afhang reguleringen af, hvilket kystvandområde husdyrbruget var placeret i.

I den nye husdyrregulering fra 2017 er Danmarks areal opdelt i 135 oplande, og heraf klassificeres 85 oplande som nitratfølsomme habitatnaturtyper i Natura 2000-områder. Endvidere er der i Danmark 90 kystvandomplande, og ud af disse har 74 et indsatsbehov i forhold til kvælstof udbragt via organisk gødning (Miljøstyrelsen, 2017). I de oplande, hvor den uudnyttede andel af husdyrgødningen stiger, vil der være krav om, at der etableres husdyrefterafgrøder.

Der er altså forskel på, hvad kravet til husdyrefterafgrøderne er; det varierer mellem de forskellige oplande, som de skal udlægges i, og afhænger af, om den uudnyttede del af husdyrgødningen stiger, samt om bedriftens arealer ligger i et kystvandområde, hvor der er et kvælstofindsatsbehov. Mængden af det uudnyttede kvælstof i husdyrgødningen består både af det organisk bundne kvælstof og af ammoniaktabet ved udbringning af husdyrgødningen.

Referenceåret for mængden af organisk gødning er for husdyrgødning 2007 og tager således udgangspunkt i data fra gødningsregnskaberne for planåret 2006/2007. For anden organisk gødning er referenceåret 2015, som tager udgangspunkt i data fra gødningsregnskaberne for planåret 2014/2015. Anden organisk gødning omfatter spildevandsslam, komposteret husholdningsaffald m.v. jf. indberetningerne til gødningsregnskaberne.

Husdyrefterafgrøderne følger reglerne for lovpligtige efterafgrøder. De kan inden for samme areal i dag overlappe med efterafgrøder til at opfylde krav vedr. MiljøFokusOmråder, men de kan ikke overlappe med lovpligtige eller målrettede efterafgrøder. Ligesom de lovpligtige efterafgrøder kan husdyrefterafgrøderne erstattes af alternative virkemidler.

Husdyrefterafgrøderne blev trinvist indfaset fra planperioden 2017/2018 og vil være fuldt indfaset fra planperioden 2021/2022. Den trinvis indfasning fremgår af tabel 3.6.1. I planåret 2017/2018 blev der etableret godt 19.000 ha husdyrefterafgrøder i oplande, der afvander til nitratfølsomme Natura 2000-områder eller i kystvandsoplunde med kvælstofindsatsbehov. Det er målet, at der ved fuld indfasning af husdyrefterafgrøderne i planperioden 2021/2022 etableres ca. 34.000 ha med husdyrefterafgrøder i de pågældende oplande.

**Tabel 3.6.1.** Oversigt over indfasning af husdyrefterafgrøder i planperioderne 2017/2018-2021/2022 (Madsen, I., Fuldmægtig, Miljø- og Fødevarerministeriets Departement, pers. korrespondance, 2019).

Planperiode	2017/2018	2018/2019	2019/2020	2020/2021	2021/2022
Samlet niveau af efterafgrøder (ha)	19.250	24.250	27.500	30.750	34.000

Der er indført et maksimalt loft over husdyrefterafgrødekravet i det enkelte opland på 34 %.

I den tekniske beregning af husdyrefterafgrøder findes først antal efterafgrøder, der skal fordeles til oplande, der afvander til nitratfølsomme habitatnaturtyper i Natura 2000-områder grundet øget forbrug af uudnyttet husdyrgødning og anden organisk gødning. Når disse er beregnet, vil de resterende efterafgrøder fordeles til kystvandoplande med et kvælstofindsatsbehov. For indfasning af husdyrefterafgrøder i 2020/2021 fordeles 16.330 ha husdyrefterafgrøder i oplande til Natura 2000-habitater og 14.420 ha i kystvandoplande med kvælstofindsatsbehov beregnet af Landbrugsstyrelsen (I. Madsen, 2019 pers. kom.).

### Mulig effekt af husdyrefterafgrøder i 2027

I forhold til en vurdering af husdyrefterafgrøders effekt på udvaskning i 2027 vil det indgå, at antallet af husdyrefterafgrøder stiger fra 19.250 ha i 2017/18 til 34.000 ha i 2021/22, en stigning på 14.750 ha. Med samme beregningsforudsætninger med en reduktion i udvaskning på gennemsnitlig 33 kg N/ha, som i den tekniske beskrivelse af beregningsgrundlaget for husdyrefterafgrøder (Miljøstyrelsen, 2017), vil det øgede antal husdyrefterafgrøder på 14.750 ha give en mindre udvaskning på ca. 487 ton N.

Imidlertid er der forslag om at øge krav til udnyttelse af husdyrgødning jf. høring af bekendtgørelse om jordbrugets anvendelse af gødning i planperioden 2020/2021 (<https://hoeringsportalen.dk/Hearing/Details/64051>). Heri foreslås det, at krav til udnyttelsen af svinegylle øges fra 75 til 80 %, for kvæggylle fra 70 til 75 %, for fjerkrægylle sættes krav til udnyttelse af husdyrgødning til 80 %, for dybstrøelse fra kvæg og svin øges kravet fra 45 til 50 %, og for dybstrøelse fra fjerkræ og anden husdyrgødning fra fjerkræ sættes kravet til 60 %, mens fiberfraktion efter forarbejdet gødning, dybstrøelse og husdyrgødning, der ikke er omfattet af disse fornævnte kategorier, får et krav på 55 %.

Miljø- og Fødevarerministeriet har estimeret, at de øgede krav til udnyttelse af husdyrgødning vil medføre en reduktion i forbruget af handelsgødning på ca. 11.000 ton N (Pers. Komm. Miljø- og Fødevarerministeriets departementet, 2020). En øget udnyttelse af husdyrgødning vil give en mindre mængde af uudnyttet husdyrgødning, og det vil igen medføre, at fordelingen af husdyrefterafgrøderne mellem oplande til Natura 2000-habitater og kystvandoplande med kvælstofindsatsbehov bliver anderledes end hidtil. Hvis antallet af husdyrefterafgrøder bibeholdes ift. ovenfor nævnte indfasning i tabel 3.6.1 vil fordeling af husdyrefterafgrøder ændre sig, så der vil komme relativ flere efterafgrøder i kystoplande med behov for en kvælstofindsats.

I fremskrivning af husdyrholdet i afsnit 2.2 anslås det, at antallet af køer og svin, og dermed husdyrgødning af dyr for disse to dyregrupper, vil stige fra 223.000 ton N i 2018 til mellem 202.000-259.000 ton N, med et middel på 231.000 ton N i 2027, en stigning på ca. 8.000 ton N. Korrigeret for ammoniaktab fra stald og lager på ca. 10 % giver det en stigning på ca. 7.200 ton N som husdyrgødning

ab lager. Husdyrefterafgrøder vil derfor skulle etableres for at modvirke en øget udvaskning fra den uudnyttede husdyrgødning.

Det er ikke muligt inden for rammen af denne rapport at fremskrive en prognose for fordeling og effekt af husdyrefterafgrøderne, som både indeholder effekten af, at husdyrefterafgrøderne formentlig omfordeles grundet de øgede krav til udnyttelse af husdyrgødning, samt at mængden af uudnyttet husdyrgødning vil stige grundet flere svin og køer i 2027.

### **3.7 Fremskrivning af atmosfærisk deposition af kvælstof til 2027**

*Thomas Ellermann, Jesper H. Christensen & Ole-Kenneth Nielsen*

*Fagfællebedømt af Ole Hertel*

I det følgende præsenteres resultaterne af en fremskrivning af den atmosfæriske deposition af kvælstof til de 23 danske hovedvandoplande. Fremskrivningerne er foretaget frem til henholdsvis 2021 og 2027. Beregningerne er en opfølgning på de i 2019 gennemførte scenarieberegninger i forbindelse med opdatering af baseline 2021 (Blicher-Matthiesen et al., 2020). Der er sket en række ændringer i fremskrivningerne set i forhold til den seneste fremskrivning med henblik på at basere disse på det bedst mulige grundlag og de bedste og nyeste tilgængelige data. Disse ændringer og resultaterne af beregningerne fremgår af de følgende afsnit.

#### **Metode og anvendte emissioner**

Modelberegninger af deposition til hovedvandoplandene foretages med luftforureningsmodellen DEHM (Dansk Eulersk Hemisfærisk Model). I DEHM beregnes emission, luftbåren transport, kemisk omsætning og DEposition af luftforurening i et tredimensionelt net af gitterceller. Beregningerne i de præsenterede fremskrivninger er foretaget med den seneste version af DEHM, som er opdateret på en lang række punkter set i forhold til den version, som blev anvendt i forbindelse med Delprogram for luft under NOVANA ved rapporteringen for 2017 (Ellermann et al., 2019a). Der henvises til Ellermann et al. (2019b) for en kortfattet og let tilgængelig beskrivelse af opdateringen af modellen.

Beregningerne af deposition foretages med en geografisk opløsning på 6 km x 6 km i det horisontale plan, som dækker hele Danmark. Vertikalt dækker modellen de nederste 15 km af atmosfæren i form af 29 lag gitterceller, hvor det nederste lag er relativt tyndt (12 m), mens lagene herefter stiger i tykkelsen op til de øverste lag, som er relativt tykke (2000 m). Denne fordeling skyldes ønsket om en god beskrivelse af forhold tæt ved jordoverfladen.

Alle modelberegningerne er udført med meteorologiske data fra den meteorologiske model WRF (Weather Research and Forecasting model). For samtlige beregningsår (2017/2018, 2021 og 2027) er der anvendt samme meteorologiske data, således at den beregnede udviklingstendens alene afspejler udviklingen i emissioner og ikke er en følge af naturlige variationer i meteorologi fra år til år. Endvidere er der for hvert beregningsår gennemført modelberegninger baseret på meteorologiske data for årene 2017, 2018 og 2019. Resultaterne for de tre meteorologiske år er herefter midlet for derigennem at reducere effekten af de naturlige variationer i de meteorologiske forhold.

Modelberegningerne er baseret på bedst tilgængelige danske og internationale emissionsopgørelser og omfatter alle væsentlige kemiske komponenter af betydning for beregning af depositionen af kvælstof. For Danmark anvendes detaljerede emissionsopgørelser med høj geografisk opløsning (1 km x 1 km) udarbejdet af DCE (Nielsen et al., 2020; Plejdrup et al., 2018). For de øvrige lande anvendes emissionsopgørelser, som er samlet og distribueret af det europæiske samarbejdsprogram EMEP (EMEP, 2020). Modelberegninger for referenceåret (2017/2018) er udført på basis af de enkelte landes nationale opgørelser over de faktiske emissioner i de pågældende år. For Danmark anvendes emissioner for 2018 (Nielsen et al., 2020), mens emissionsopgørelserne for de øvrige europæiske lande er fra 2017. Disse data repræsenterer de mest opdaterede tilgængelige emissionsopgørelser. For yderligere information om emissionsopgørelserne henvises til Ellermann et al. (2019b).

Der er lavet beregninger for to scenarier for udviklingen frem til 2021 og 2027 baseret på følgende:

1. Ændringer i emissionerne svarende til landenes prognoser for 2021 og 2027 (tabel 3.7.1).
2. Ændringer i emissionerne svarende til, at landene overholder emissionslofterne angivet i forbindelse med NEC-direktivet (EU, 2016) og Gøteborgprotokollen (UNECE, 2013), som forpligter landene til at reducere emissionerne i 2020 og 2030 (kun for NEC-direktivet) med en fastlagt procentsats set i forhold til emissionerne i 2005. For de lande, som forventes at opnå en "overimplementering" af kravene, anvendes dog landenes egne prognoser.

I det følgende angives udviklingen i kvælstofdepositionen på basis af spændet mellem disse to scenarier. I forbindelse med den tidligere opdatering af baseline 2021 var det kun scenarie 2, der blev anvendt (Blicher-Matthiesen et al., 2020).

Fremskrivningen af emissionerne til 2021 og 2027 er beregnet ved interpolation mellem fremskrivningerne af danske og europæiske emissioner til 2020 og 2030. Dette er foretaget dels ud fra landenes prognoser, dels ud fra landenes fremtidige forpligtelser i relation til NEC-direktivet og Gøteborgprotokollen.

I forbindelse med det europæiske samarbejde om emissionsopgørelser har DCE indsamlet informationer om EU-medlemslandenes egne basisfremskrivninger af emissionerne for årene 2020 og 2030. I det foreliggende projekts fremskrivning til årene 2021 og 2027 anvendes de mest opdaterede tilgængelige prognoser, som blev indrapporteret til EU i 2019. I den tidligere fremskrivning til 2021 blev der anvendt prognoser, som var indrapporteret til EU i 2017.

**Tabel 3.7.1.** Oversigt over de anvendte emissioner i Scenarie 1 for en række af de lande, som bidrager mest til depositionen af kvælstof i Danmark, samt de samlede emissioner for de 28 EU-medlemslande. Emissionerne er angivet i 1.000 ton. NO<sub>x</sub> er angivet som kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>).

	Danmark*		Tyskland		Storbritannien		Holland		EU-28	
	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>
2017/2018	77	106	673	1.174	283	881	132	248	3.887	10.527
2021	73	97	606	979	291	736	117	182	3.692	6.668
2027	72	85	573	805	288	624	108	143	3.705	5.692

\*Tal for 2018.

Emissionslofterne i NEC-direktivet er angivet i form af relative reduktioner i emissionerne beregnet på baggrund af landenes officielt indmeldte emissioner for 2005. De absolutte emissionslofter beregnes derfor ud fra de relative reduktioner og emissionerne i 2005. De absolutte emissionslofter for 2020 og 2030 er samtidig blevet justeret i forbindelse med den nye fremskrivning. De i tabel 3.7.3 angivne absolutte emissionslofter er baseret på de senest tilgængelige data for emissionerne i 2005 (EMEP, 2020). Bemærk, at emissioner fra landbrug (3B og 3D) er undtaget fra NEC-direktivets (EU, 2016) regulering af emissioner af kvælstofoxider (NO<sub>x</sub>). De i tabel 3.7.3 angivne absolutte emissionslofter er imidlertid korrigeret, således at landbrugsemissionerne (3B og 3D) er inkluderet, og det har den fordel, at værdierne dermed er sammenlignelige med værdierne angivet for Scenarie 1 og 2.

**Tabel 3.7.2.** Oversigt over de anvendte emissioner i Scenarie 2 for en række af de lande, som bidrager mest til depositionen af kvælstof i Danmark, samt de samlede emissioner for de 28 EU-medlemslande. Emissionerne er angivet i 1.000 ton. NO<sub>x</sub> er angivet som kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>).

	Danmark*		Tyskland		Storbritannien		Holland		EU-28	
	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>
2017/2018	77	106	673	1.174	283	881	132	248	3.887	10.527
2021	69	97	573	616	256	736	117	182	3.518	6.270
2027	69	85	484	486	242	591	108	143	3.337	5.172

\*Tal for 2018.

**Tabel 3.7.3.** Oversigt over de absolutte emissionslofter for en række af de lande, som bidrager mest til depositionen af kvælstof i Danmark, samt de samlede emissioner for de 28 EU-medlemslande. NEC-direktivet angiver relative krav til reduktionen af emissionerne baseret på emissionen i 2005. De absolutte emissionslofter er baseret på de seneste tilgængelige data for emissionerne i medlemslandene i 2005 (EMEP, 2020). Værdierne inkluderer emissionerne af NO<sub>x</sub> fra landbrug (3B og 3D). Emissionerne er angivet i 1.000 ton. NO<sub>x</sub> er angivet som kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>).

	Danmark		Tyskland		Storbritannien		Holland		EU-28	
	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	NO <sub>x</sub>
NEC 2020	69	110	588	638	258	823	133	240	3.631	6.457
NEC 2030	69	86	439	421	236	504	121	167	3.207	4.616

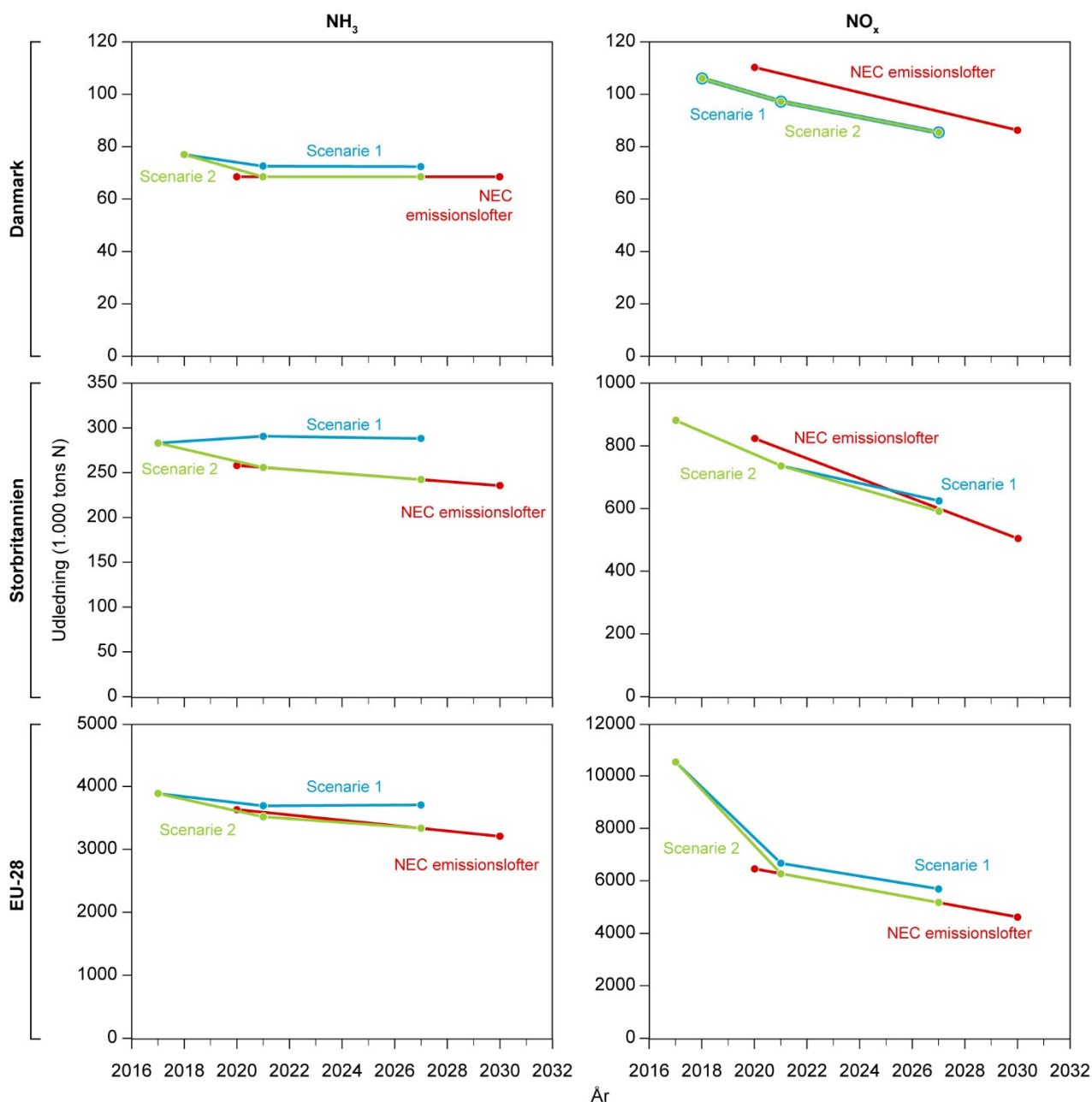
Tabel 3.7.1 viser en oversigt over de anvendte emissioner i Scenarie 1 fra de lande, som er vigtigst for depositionen af kvælstof i Danmark. Tabellen viser ligeledes de samlede emissioner for de 28 EU-medlemslande (Storbritannien er her medregnet, selv om de netop er trådt ud af EU). Tabel 3.7.2 viser en oversigt over de anvendte emissioner i Scenarie 2, og til sammenligning viser tabel 3.7.3 de konkrete emissionslofter for 2020 og 2030.

I figur 3.7.1 illustreres udviklingen i emissionerne for de to scenarier for Danmark, Storbritannien og de samlede EU-medlemslande. De to lande illustrerer nogle vigtige forskelle mellem situationerne for de forskellige lande. For emissionerne af NO<sub>x</sub> fra Danmark ses det, at Danmarks prognoser peger på en forventet overholdelse af NEC-emissionslofterne, så derfor er der ikke forskel på Scenarie 1 og 2. For emissionerne af ammoniak (NH<sub>3</sub>) forventes til gengæld overskridelse af emissionslofterne, og dermed er der en forskel mellem de to scenarier.

For emissionen af NO<sub>x</sub> fra Storbritannien ses det, at prognoserne peger på overholdelse af emissionsloftet for 2021, men ikke af det tilsvarende emissionsloft for 2027. Bemærk i øvrigt, at for NH<sub>3</sub> viser Storbritanniens fremskrivninger en stigning frem mod 2021 og 2027.

For EU-medlemslandene ses det, at landene samlet set næsten kommer til at overholde emissionslofterne for NO<sub>x</sub>, og at der forventes et stort fald i perioden frem mod 2021 og 2027. Til sammenligning ses kun et lille fald i emissionerne af NH<sub>3</sub>, hvor prognoserne tilmed peger på en let stigning fra 2021 til 2027, og det fremgår, at medlemslandene på nuværende tidspunkt samlet set ikke forventes at komme til at overholde NEC-emissionslofterne.

For de øvrige europæiske lande (ni lande, som ikke grænser op til Danmark) er emissionerne taget fra "Policy Scenarios for the Revision of the Thematic Strategy on Air Pollution, TSAP Report #10" (se <https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/TSAP-Report-10.pdf> (tabellerne 4.6 og 4.7)).



**Figur 3.7.1.** Illustration af Scenarie 1 og 2 samt NEC-emissionslofter for emissionerne af NO<sub>x</sub> og NH<sub>3</sub> fra Danmark, Storbritannien og de samlede EU-medlemslande. Bemærk, at for emissionerne af NO<sub>x</sub> fra Danmark er Scenarie 1 og 2 identiske, hvilket er årsag til, at man ikke kan se den blå linje.

Skibsemissioner for de forskellige scenarier er for 2015 i alle de foretagne scenarieberegninger og er ligeledes identiske med de data, der blev anvendt i forbindelse med NOVANA 2018.

### Udviklingstendens fra 2017/2018 til 2021 og 2027

I forbindelse med scenarieberegningerne er der foretaget modelberegninger for tre år af depositionen af kvælstof med emissioner for 2017/2018, 2021 og 2027 ved brug af meteorologiske data for 2017, 2018 og 2019. Resultaterne for de tre meteorologiske år er herefter midlet for på den måde at udglatte effekterne af de naturlige variationer fra år til år.

Den samlede deposition af kvælstof til danske landområder i referenceåret (2017/2018) er på ca. 58.000 tons kvælstof (tabel 3.7.4). Dette er omkring 6 % højere end beregnet i forbindelse med opdateringen af baseline 2021 (Blicher-Matthiesen et al., 2020). Årsagen til denne forskel er følgende:

- De meteorologiske beregningsår er opdateret fra 2016-2018 til 2017-2019.
- De danske emissioner er opdateret fra 2017 til 2018 og genberegnet i overensstemmelse med internationale anbefalinger. Lignende justeringer er foretaget for de øvrige landes emissioner.
- Der er foretaget en nødvendig forbedring af de anvendte meteorologiske data på baggrund af ændringer foretaget af dataleverandøren.
- Der er blevet rettet en mindre fejl i forbindelse med beregning af luftbåren havsalt.

Den samlede effekt er således en ændring i depositionen på omkring 6 %. Denne ændring ligger imidlertid inden for usikkerheden på beregningerne.

Tabel 3.7.4 og figur 3.7.2 præsenterer resultaterne for beregningerne for Scenarie 1 og 2 og for henholdsvis 2021 og 2027. For Scenarie 1 ses et fald til 52.000 tons kvælstof frem til 2027, hvilket er et fald på 6.000 tons kvælstof (svarende til ca. 10 %). For Scenarie 2 ses et fald på 9.000 tons kvælstof (svarende til ca. 15 %), hvilket harmonerer med, at de største emissionsreduktioner ses for dette scenarie.

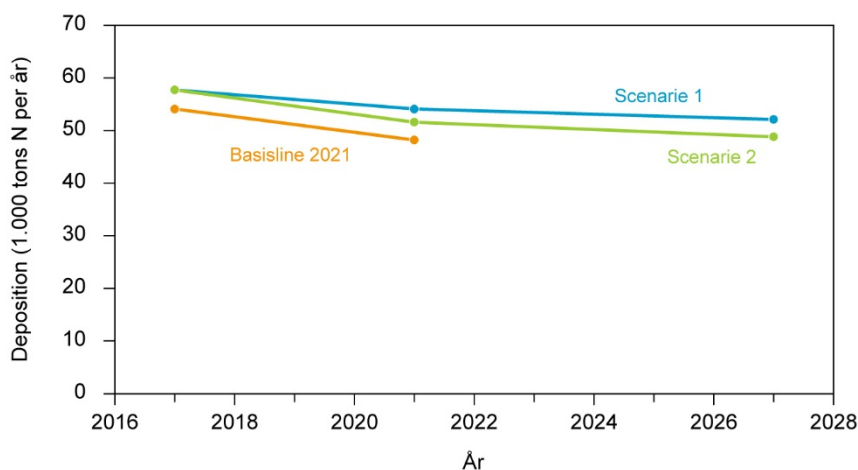
I tillæg til resultaterne for Scenarie 1 og 2 viser figur 3.7.2 ligeledes resultaterne for opdateringen af baseline 2021, som er baseret på Scenarie 2. Der ses et parallelt forløb frem til 2021, hvor der i den nye og gamle fremskrivning er et fald på omkring 6.000 tons kvælstof, hvor de nye beregninger dog ligger på et niveau, der er omkring 6 % højere.

**Tabel 3.7.4.** Den samlede deposition af kvælstof (1000 tons N) til danske landområder i 2017/2018 og for Scenarie 1 og 2 for henholdsvis 2021 og 2027. Endvidere angives den procentvise ændring frem mod 2021 og 2027 set i forhold til 2017/2018. Tallene angiver gennemsnit for de meteorologiske forhold for 2017, 2018 og 2019

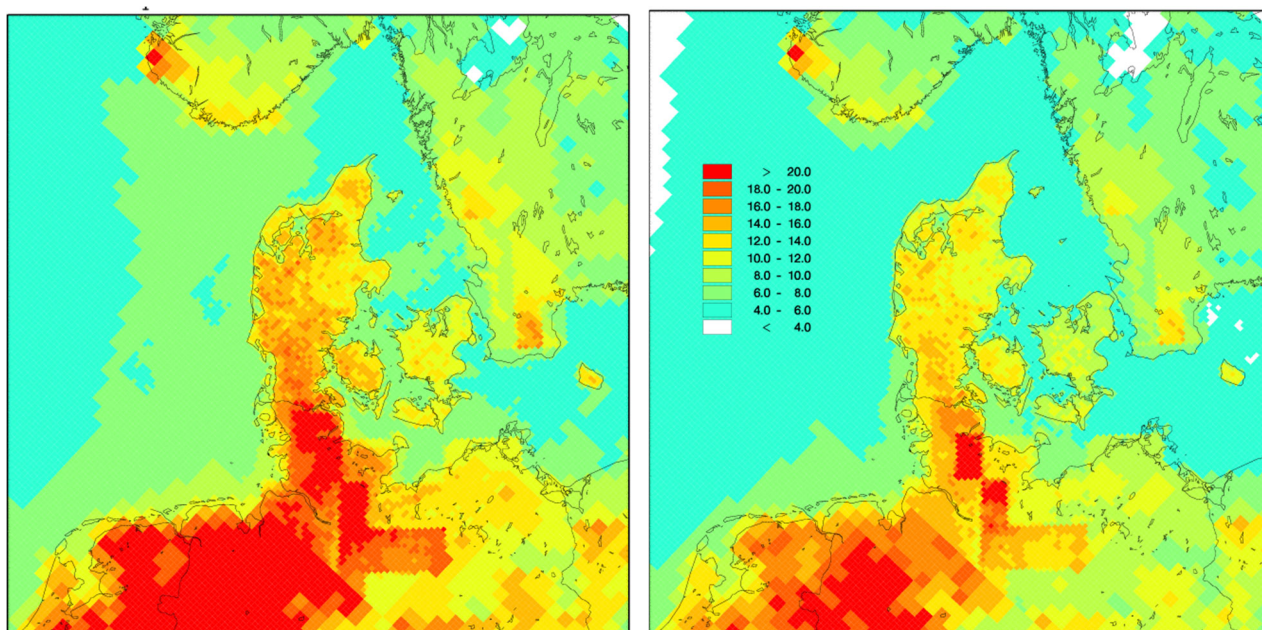
	Scenarie 1		Scenarie 2	
	1000 tons N/år	%	1000 tons N/år	%
2017/2018	58		58	
2021	54	6	52	11
2027	52	10	49	15



Figur 3.7.3 viser den geografiske fordeling af depositionen af kvælstof til danske landområder dels for 2017/2018, dels for Scenarie 2 for 2027. I store træk ses samme fordeling af depositionen med den højeste deposition i den vestlige og sydlige del af Jylland og den laveste deposition på Sjælland, hvor der navnlig er lav deposition i Hovedstadsområdet. De to figurer viser den største forskel mellem referenceåret og scenarieberegningerne. De øvrige scenarier (2021 Scenarie 1 og 2 samt 2027 Scenarie 1) ligger mellem disse to yderpunkter.



**Figur 3.7.2.** Udviklingstendens for den samlede deposition af kvælstof til danske landområder for Scenarie 1 og Scenarie 2. Referenceåret (2017/2018) er angivet ud for 2017, da emissionerne hovedsageligt er for dette år. Endvidere angives de tilsvarende tal beregnet i forbindelse med projektet med beregninger af baseline 2021, hvor et scenarie tilsvarende Scenarie 2 blev anvendt (Blicher-Matthisen et al., 2020). Ved sammenligningen mellem de nye og gamle beregninger skal det tages med i betragtning, at beregningerne er foretaget med lidt forskelligt grundlag.



**Figur 3.7.3.** Gennemsnitlig årlig deposition af kvælstof til danske landområder angivet som deposition af kvælstof pr. arealenhed (kg N/ha) for 2017/2018 (venstre) og for 2027 Scenarie 2 (højre). Tallene angiver gennemsnit for beregninger med de meteorologiske forhold for 2017, 2018 og 2019. Den geografiske opdeling over Danmark svarer til en gitterstørrelse på 6 km x 6 km.

Tabellerne 3.7.5 og 3.7.6 angiver depositionen fordelt efter den samme geografiske opdeling af hovedvandoplandene, som er anvendt i forbindelse med opdateringen af baseline 2021 (Blicher-Matthiesen et al., 2020). Der er en mindre geografisk gradient i faldet i depositionerne for de forskellige scenarier. De største ændringer beregnes for de sydlige hovedvandoplande i Jylland (op til 18 % for Scenarie 2 i 2027), og de mindste ændringer ses i nord (ned til 14 %). Årsagen til denne ændring er formentlig, at de danske emissioner udgør den største andel af depositionen i nord, samtidig med at faldet i de danske emissioner forventes at være mindre end for landene syd for Danmark (figur 3.7.1). Forskellen er dog lille.

**Tabel 3.7.5** Gennemsnitlig årlig deposition af kvælstof til hovedvandoplandene angivet som deposition af kvælstof pr. arealenhed (kg N/ha). Beregningerne for 2017/2018 er baseret på faktiske emissioner, mens 2021 og 2027 er fremskrivninger baseret på Scenarie 1 og 2. Depositionerne er gennemsnit beregnet for de meteorologiske forhold i perioden fra 2017 til 2019.

Hovedvandopland	2017/2018 kg N/ha	2021		2027	
		Scenarie 1 kg N/ha	Scenarie 2 kg N/ha	Scenarie 1 kg N/ha	Scenarie 2 kg N/ha
1,1 Nordlige Kattegat, Skagerak	12,2	11,6	11,0	11,2	10,5
1,2 Limfjorden	13,6	12,6	12,0	12,2	11,5
1,3 Mariager Fjord	13,7	12,6	12,1	12,2	11,5
1,4 Nissum Fjord	14,7	13,9	13,3	13,4	12,7
1,5 Randers Fjord	13,3	12,5	11,9	12,0	11,3
1,6 Djursland	11,5	10,7	10,2	10,3	9,7
1,7 Aarhus Bugt	11,4	10,7	10,3	10,3	9,7
1,8 Ringkøbing Fjord	14,7	13,9	13,2	13,4	12,6
1,9 Horsens Fjord	13,5	12,8	12,2	12,4	11,6
1,10 Vadehavet	15,8	14,8	14,1	14,3	13,4
1,11 Lillebælt/Jylland	14,8	14,1	13,4	13,5	12,6
1,12 Lillebælt/Fyn	13,9	13,1	12,5	12,6	11,8
1,13 Odense Fjord	13,4	12,6	12,0	12,1	11,3
1,14 Storebælt	12,2	11,4	10,9	11,0	10,2
1,15 Det Sydfynske Øhav	12,7	12,0	11,5	11,5	10,7
2,1 Kalundborg	10,7	10,0	9,5	9,6	8,9
2,2 Isefjord og Roskilde Fjord	10,5	9,9	9,5	9,5	8,9
2,3 Øresund	10,3	9,7	9,3	9,2	8,6
2,4 Køge Bugt	11,0	10,2	9,8	9,7	9,1
2,5 Smålandsfarvandet	11,5	10,8	10,3	10,3	9,6
2,6 Østersøen	10,9	10,3	9,8	9,8	9,1
3,1 Bornholm	12,0	11,2	10,7	10,8	10,1
4,1 Vidå-Kruså	17,5	16,2	15,4	15,6	14,3
Internationalt Vidå-Kruså	17,3	16,0	15,2	15,1	13,5
Samlet for Danmark	13,4	12,6	12,0	12,1	11,3

**Tabel 3.7.6.** Gennemsnitlig årlig deposition af kvælstof til hovedvandoplandene angivet som samlet deposition til hovedoplandet (1000 ton N). Beregningerne for 2017/2018 er baseret på faktiske emissioner, mens 2021 og 2027 er fremskrivninger baseret på Scenarie 1 og 2. Depositionerne er gennemsnit beregnet for de meteorologiske forhold i perioden fra 2017 til 2019.

Hovedvandopland	2017/2018 1000 ton N	2021		2027	
		Scenarie 1 1000 ton N	Scenarie 2 1000 ton N	Scenarie 1 1000 ton N	Scenarie 2 1000 ton N
1,1 Nordlige Kattegat, Skagerak	3,3	3,1	2,9	3,0	2,8
1,2 Limfjorden	10,3	9,6	9,1	9,3	8,7
1,3 Mariager Fjord	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7
1,4 Nissum Fjord	2,4	2,3	2,2	2,2	2,1
1,5 Randers Fjord	4,3	4,1	3,9	3,9	3,7
1,6 Djursland	1,2	1,1	1,0	1,0	1,0
1,7 Aarhus Bugt	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8
1,8 Ringkøbing Fjord	5,2	4,8	4,6	4,7	4,4
1,9 Horsens Fjord	1,1	1,0	1,0	1,0	0,9
1,10 Vadehavet	7,0	6,6	6,3	6,3	5,9
1,11 Lillebælt/Jylland	3,5	3,3	3,2	3,2	3,0
1,12 Lillebælt/Fyn	1,4	1,3	1,2	1,3	1,2
1,13 Odense Fjord	1,6	1,5	1,4	1,4	1,4
1,14 Storebælt	0,7	0,6	0,6	0,6	0,5
1,15 Det Sydfynske Øhav	1,0	0,9	0,9	0,9	0,8
2,1 Kalundborg	1,0	1,0	0,9	0,9	0,9
2,2 Isefjord og Roskilde Fjord	2,0	1,9	1,8	1,8	1,7
2,3 Øresund	0,8	0,8	0,8	0,7	0,7
2,4 Køge Bugt	1,1	1,0	1,0	1,0	0,9
2,5 Smålandsfarvandet	3,9	3,7	3,5	3,5	3,3
2,6 Østersøen	1,2	1,1	1,1	1,1	1,0
3,1 Bornholm	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6
4,1 Vidå-Kruså	1,9	1,8	1,7	1,7	1,6
Internationalt Vidå-Kruså	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3
Samlet for Danmark	57,7	54,1	51,6	52,1	48,8

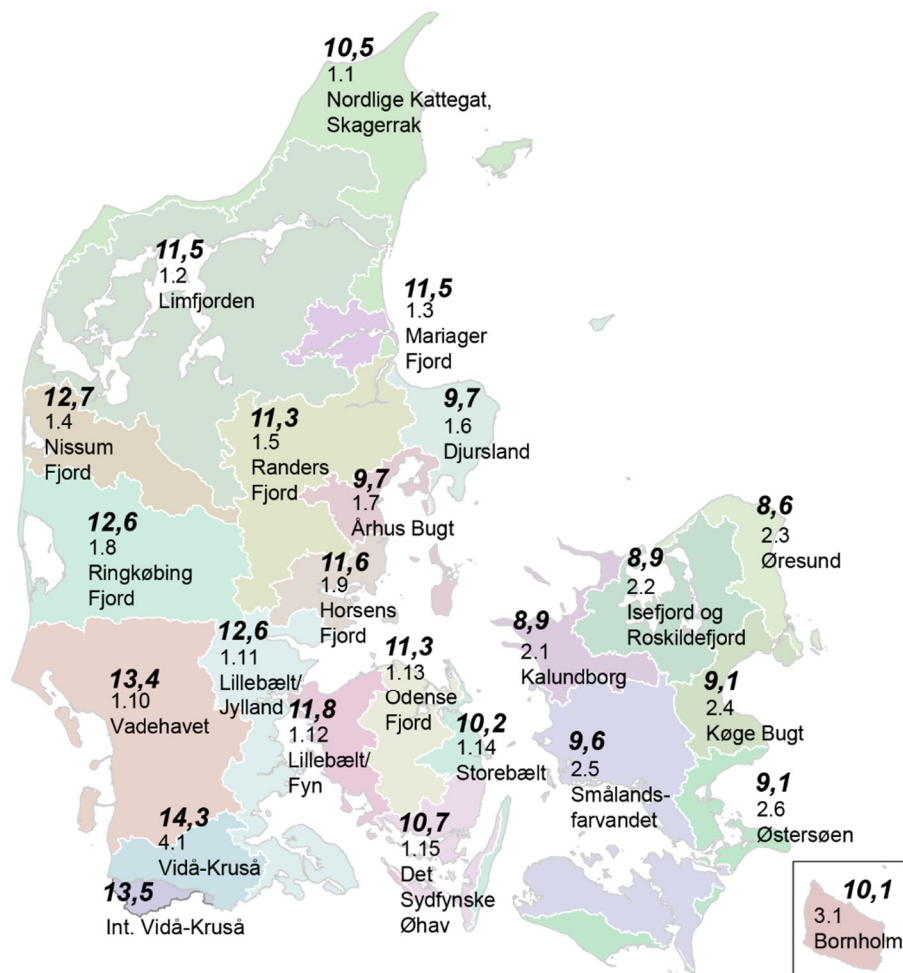
Figur 3.7.4 viser den geografiske fordeling af depositionen af kvælstof til hovedvandoplandene. Størst deposition ses i det sydlige Jylland med en aftagende gradient op mod det nordlige Jylland. Den mindste deposition pr. arealenhed ses på Sjælland, mens depositionen pr. arealenhed på Bornholm er en anelse større.

### Konklusion og diskussion af usikkerheder

Fremskrivningerne til 2027 viser, at den samlede deposition til danske landområder vil ligge på omkring 49.000-52.000 tons kvælstof, hvor det angivne spænd er baseret på forskellen mellem Scenarie 1 og Scenarie 2. Det forventede fald i depositionen beregnes til omkring 6.000-9.000 tons kvælstof, hvilket svarer til et fald på 10-15% set i forhold til referenceåret 2017/2018. Det største fald ses for hovedvandoplandene i det sydlige Jylland og det mindste fald i nord. De geografiske forskelle i faldet er dog små.

Fremskrivninger af emissionerne til 2021 og 2027 for de to scenarier er den faktor, som giver den største usikkerhed. Det er også derfor, at der er anvendt to scenarier i de præsenterede fremskrivninger. De to scenarier kan anvendes til at vurdere, hvor stor betydning det har, om EU's medlemslande kommer til at overholde de direktivbundne reduktionskrav.

**Figur 3.7.4.** Den forventede geografiske fordeling af kvælstofdepositionen til Vandområdeplaner 2015-2021 hovedvandoplande i 2027 for Scenarie 2. De sorte tal viser hovedvandoplandenes nummer og herunder navn, og de sorte tal i kursiv angiver kvælstofdeposition pr. arealenhed (kg N/ha).



Sort kursivt tal: Forventet kvælstofdeposition i 2027 for 23 hovedvandoplande

Usikkerheden på selve fremskrivningerne af emissionerne kan illustreres ved at sammenligne medlemslandenes fremskrivninger fra EU-indrapporteringen i 2017 med den tilsvarende indrapportering i 2019. Eksempelvis er de tyske indberetninger af den forventede emission af NO<sub>x</sub> i 2021 øget med 15 % mellem indberetningen i 2017 og indberetningen i 2019 (Nielsen, 2019). De tyske fremskrivninger følger internationale standarder på området, så eksemplet skal alene tjene til at illustrere, hvor hurtigt viden på området samt udvikling i samfundsmæssige forhold kan ændre sig.

Alt i alt vurderes det, at usikkerhederne på fremskrivningerne af emissioner er store, hvilket igen betyder, at usikkerheden på beregningen af den forventede deposition i 2027 er stor og formentligt større end det angivne spænd i depositioner. Hvor stor er vanskeligt at vurdere, men umiddelbart vurderes det, at usikkerheden på fremskrivningen vil være mindst lige så stor eller større end den ændring, som forventes fra 2017/2018 til 2027. Endvidere skal det bemærkes, at det er en meget stor opgave at vurdere usikkerhederne på fremskrivningerne, og at det ikke ligger inden for dette projekts rammer at foretage en sådan vurdering.

## Estimering af betydningen af reduceret deposition af kvælstof for nitratudvaskningen

Jørgen E. Olesen

Fagfællebedømt af Ingrid K. Thomsen

Kvælstof afsættes på hele landarealet, og effekten af den afsatte kvælstofmængde må forventes at afhænge af både arealtype og tidspunkt på året for afsætningen. Blicher-Mathiesen et al. (2020) vægtede udvaskningen i forhold til fordelingen af arealanvendelsen i 2016. Dette er i tabel 3.7.7 opdateret til arealanvendelsen i høståret 2018. Denne opdeling af arealanvendelsen reflekterer forskelle i udvaskning af kvælstofdepositionen. På grund af et meget vådt efterår i 2017 var andelen af vintersæede afgrøder meget lav i 2018. Arealet med vinter- og vårsæd er derfor fastholdt med samme relative andel på landbrugsarealet som i 2016.

Her skelnes mellem udvaskningen i vækstperioden (marts til juli) og den resterende periode (august til februar). Opgørelse af depositionens gennemsnitlige fordeling over året med udgangspunkt i de modellerede data af N-depositionen (Blicher-Mathiasen et al., 2020) viser, at 54,8 % af kvælstofdepositionen afsættes i perioden marts til juli, mens de resterende 45,2 % afsættes i perioden august til februar.

For hver type arealanvendelse er der i tabel 3.7.7 angivet en udvaskningsfaktor for deponeret kvælstof for henholdsvis perioden marts til juli (vækstsæsonen) og august til februar. Udvasningsfaktorer angiver, hvor stor en del af kvælstoffet, der udvaskes fra rodzonen. Der er fastholdt de samme udvasningsfaktorer for de enkelte arealanvendelsestyper, som beskrevet i Blicher-Mathiesen et al. (2020). Samlet fås en areal- og tidsvægtet udvasningsfaktor på 34 %. Der er dog knyttet en usikkerhed til dette estimat, og der benyttes i det følgende et usikkerhedsinterval for udvasningsfaktoren på 31-37 %.

**Tabel 3.7.7** Fordeling af arealanvendelse i 2018, dog med fordeling mellem vintersæede afgrøder og areal med barjord/spildkorn som for 2016, og tilhørende udvasningsfaktorer for de to perioder marts-juli og august-februar.

Arealanvendelse	Areal andel	Udvasningsfaktor (%)	
	(%)	Marts-juli	August-februar
Byer og kunstige overflader	8,2	30	50
Veje og jernbaner	5,7	50	90
Skov og natur	22,3	15	30
Søer og vandløb	2,7	100	100
Landbrug, bar jord/spildkorn	13,2	20	60
Landbrug, efterafgrøder	11,5	20	40
Landbrug, græs	14,9	20	30
Landbrug, vinterraps	3,8	20	30
Landbrug, vintersæd	17,6	20	50

Reduktionen i depositionen er beregnet under to scenarier: 1) Landenes egne fremskrivninger for ammoniakemissioner, 2) Overholdelse af NEC-direktivet, men med anvendelse af landenes egne fremskrivninger for ammoniakemissioner, hvis disse ligger under NEC-direktivet. Den samlede reduktion i depositionen er beregnet til 5.597 og 8.898 ton N/år over perioden 2018 til 2027 for henholdsvis scenarie 1 og 2 (tabel 3.7.6). For scenarie 1 giver dette en

reduktion i udvaskningen på mellem 1.720 og 2.050 ton N/år og for scenarie 2 en reduktion på mellem 2.730 og 3.260 ton N/år (tabel 3.7.8). Usikkerheden for hvert scenarie afspejler usikkerheden i udvaskningsfaktoren. Denne usikkerhed medtager dog ikke usikkerheder i vejrforhold, der også påvirker depositionen.

**Tabel 3.7.8.** Fordeling af effekt på reduceret nitratudvaskning fra reduceret deposition på oplandene i 2027 i forhold til 2018. Positive tal for effekt af mindre deposition angiver en mindre udvaskning fra rodzonen.

Opland	Reduceret udvaskning (ton N/år)			
	Scenarie 1		Scenarie 2	
	Min.	Maks.	Min.	Maks.
1.1 Nordlige Kattegat	87	104	140	168
1.2 Limfjorden	321	383	487	581
1.3 Mariager Fjord	26	31	38	46
1.4 Nissum Fjord	65	78	104	125
1.5 Randers Fjord	126	150	198	237
1.6 Djursland	39	47	58	69
1.7 Århus Bugt	26	31	41	49
1.8 Ringkøbing Fjord	146	174	232	277
1.9 Horsens Fjord	26	31	45	54
1.10 Vadehavet	214	255	339	404
1.11 Lillebælt – Jylland	93	111	162	193
1.12 Lillebælt – Fyn	39	47	66	78
1.13 Odense Fjord	46	55	76	91
1.14 Storebælt	20	24	33	39
1.15 Sydfynske Øhav	28	34	49	58
2.1 Kalundborg Fjord	33	40	52	62
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	62	74	98	117
2.3 Øresund	29	34	43	51
2.4 Køge Bugt	39	47	58	69
2.5 Smålandsfarvand	125	149	202	241
2.6 Østersøen	38	46	62	75
3.1 Bornholm	23	27	35	42
4.1 Kruså og Vidå	67	80	110	132
Hele landet	1.718	2.050	2.728	3.256

### Konklusion

Den reviderede nationale udvaskningsfaktor for ændring i nitratudvaskning i forhold til ændring i deposition ligger på niveau med udvaskningsfaktoren i Blicher-Mathiesen et al. (2020). Der er opstillet to scenarier for reduktion i depositionen, og der er desuden anslået usikkerhed på udvaskningsfaktoren. Samlet giver dette et usikkerhedsinterval på mellem 1.720 og 3.260 ton N/år i reduktion i nitratudvaskning fra rodzonen i 2027.

### 3.8 Efterafgrøder

Effekten af de målrettede efterafgrøder skal ikke inddrages i denne opdatering af baseline 2027 jf. projektbeskrivelsen i bilag 1.



### 3.9 Slæt i stedet for afgræsning på konventionelle kvægbrug

*Troels Kristensen*

*Fagfællebedømt af Ib Sillebak Kristensen*

I konventionel kvægproduktion har der været en udvikling mod, at en stigende andel af græsarealet udnyttes til slæt i stedet for afgræsning. Denne udvikling vil reducere udvaskningen fra rodzonen, primært fordi afsætningen af urin og gødning under afgræsning giver en stor markvariation i N-koncentrationen, som trods en kun lidt højere N-balance på markniveau sammenlignet med slæt, bidrager til en højere udvaskning (Kristensen et al., 2011).

Ændringer i andelen af græs, som afgræsses, er udelukkende beregnet for de konventionelle malkekvægsbedrifter, idet ændringer af udnyttelsen i græsmarken ved overgang til økologiske drift er indregnet i estimatet for ændringer i udvaskningen ved omlægning til økologi.

#### Ændringer i omfang af afgræsning

Der er lavet beregninger for fire scenarier i 2027 med varierende antal malkekøer baseret på de tre scenarier for udvikling i husdyrholdet i afsnit 2.2 i denne rapport og to niveauer for øget areal med økologi svarende til henholdsvis den lave og middel stigningstakt frem til 2027 (se afsnit 3.3 i denne rapport). I dette afsnit er andel økologi på 12 % af landbrugsarealet ved lav vækst og 17 % ved middel vækst (se afsnit 3.3) anvendt i forhold til den samlede mælkeproduktion i Danmark. Scenariet med høj vækst i økologiarealet, der ikke er medtaget her, ville kun øge det økologiske areal med yderlig 2 %-point.

De produktionsmæssige forudsætninger er fastholdt i perioden fra 2018 til og med 2027 og er baseret på udredningen i den sidste baselinerapport (Blicher-Mathiesen et al., 2020). De væsentligste af disse forudsætninger er, at der antages en årlig optagelse af græs på 750 FE for konventionelle køer på græs og på 650 FE for konventionelt opdræt på græs samt et årligt udbytte på 6000 FE pr. ha fra græsmarken. Herudover er det antaget, at andelen af køer og opdræt, der kommer på græs i 2027, er den samme som i 2018. Der kunne argumenteres for, at en fortsat struktur- og produktivitetsudvikling i kvægsektoren ville føre til en reduktion i andelen af dyr på græs, men der er også tiltag fra branchen, som indirekte og direkte tilskynder at have dyrene på græs såsom udelukkende brug af non-GMO foder og introduktion af hjerteordningen, som er et dyrevelfærdsmærke, der tilskynder til afgræsning (<https://www.arla.dk/artikler/dyrevelfardsmarket-pa-malk>). Derfor er det valgt udelukkende at se på effekten af den udvikling, der er beskrevet i forhold til antallet af husdyr og andelen af økologi (se afsnit 2.2 og 3.3).

I tabel 3.9.1 er effekten af variation i andelen af økologi og det forventede antal køer i 2027 beregnet. Ved standard antal køer, svarende til antal som gennemsnit af fremskrivningerne, viser beregningerne, at ved en lille stigning i andelen af økologi, svarende til at økologi udgør 12 % af den samlede produktion i 2027, så vil stigningen i det totale antal malkekøer bevirke, at der kommer flere konventionelle køer og opdræt på græs. Det medfører, at det konventionelle afgræsningsareal stiger med 1.779 ha, mens det falder med 326 ha, så fremt der regnes med en middel vækst af det økologiske areal, svarende til at økologi udgør 17 % af den samlede produktion i 2027.

Udfaldsrummet kan dog blive større, såfremt man også inddrager de to scenarier for en udvikling i antal husdyr, henholdsvis lavt antal, som svarer til 516.000 malkekøer, eller højt antal, som svarer til 706.000. Kombineret med en middel andel af økologi vil det afgræssede areal med konventionelle dyr blive henholdsvis reduceret med 5.753 ha eller øget med 5.145 ha i 2027 i forhold til 2018.

**Tabel 3.9.1.** Beregninger af areal, der afgræsses af konventionelle dyr i 2027 i forhold til 2018 afhængigt af udviklingen i antal malkekøer og den økologiske andel heraf.

År	2018	2027			
		Standard lav	Standard Middel	Lav middel	Høj middel
<b>Scenarie, husdyr, antal</b>					
<b>Økologi, vækst</b>					
Antal malkekøer, 1000 stk.	578	611	611	516	706
Andel økologi, % af mælk	11	12	17	17	17
Andel konventionelle køer på græs, %	14	14	14	14	14
Optag af græs konv. køer ude, FE pr. årsko	750	750	750	750	750
Andel konventionelle ungdyr på græs, %	50	50	50	50	50
Optag af græs konv. opdræt ude, FE pr. årscyklus	650	650	650	650	650
Afgræsning, konventionel, ha	35.277	37.056	34.951	29.524	40.422
Effekt i forhold til 2018, ha		1.779	-326	-5.753	5.145

Baseret på disse forudsætninger er det samlede areal med afgræsset græs på de konventionelle malkekvægsbrug beregnet til 35.277 ha i 2018 og mellem 29.524 og 40.422 i 2027 alt afhængigt af udviklingen i antal køer og andelen af økologi. Ved samme antal malkekøer vil en stigning i økologi fra 12 til 17 % af den samlede mælkeproduktion reducere afgræsningen på konventionelle brug med 326 ha pga. af færre konventionelle dyr. Ved samme andel økologi, 17 %, så er der en forskel på 10.898 ha i omfanget af afgræsning med konventionelle dyr mellem scenariet med mange dyr (høj) og få dyr (lav).

**Tabel 3.9.2.** Effekt af ændringer i areal med afgræsning på konventionelle kvægbrug ved henholdsvis en lav og høj udvikling i antal husdyr i 2027 i forhold til 2018, kombineret med middel vækst i økologi og variation i kvælstofeffekt pr. ha, på de estimerede ændringer i udvaskning i 2027 i forhold til 2018 fordelt på sandjord, lerjord og i alt. Positive tal indikerer en reduktion af kvælstofudvaskningen og negative tal en merudvaskning.

	lav husdyr – middel økologi			høj husdyr – middel økologi		
	Sandjord	Lerjord	I alt	Sandjord	Lerjord	I alt
Ændringer i areal med afgræsning (ha)	4.890	863	<b>5.753</b>	4.373	772	<b>5.145</b>
Reduktion i udvaskning fra rodzonen ved slæt i forhold til afgræsning (kg N/ha)	10 - 60	0 - 25		10 - 60	0 - 25	
Ændring i udvaskning fra rodzonen (tons N)	49 - 293	0 - 22	<b>49 - 315</b>	-44 - -262	0 - -19	<b>-44 - -281</b>

### Effekten på udvaskning

Ved beregning af kvælstofeffekt på konventionelle kvægbrug er der anvendt samme effekt som i tidligere baselineberegninger baseret på Jensen et al. (2016) og samme fordeling mellem jordtyper, svarende til 85 % af græsarealet på sandjord (JB1-4) og 15 % på lerjord (>JB4). Effekten på udvaskning fra rodzonen er i Kristensen et al. (2011) beregnet til mellem 10-60 kg N/ha i sandjord og 0-25 kg N/ha i lerjord.

I tabel 3.9.2 vises effekten ved de to scenarier med henholdsvis lavt og højt antal køer, kombineret med en middel andel økologi, som illustration af det



udfaldsrum, der er blandt de fire scenarier. Ved lavt antal husdyr er der, afhængigt af estimatet for udvaskningsreduktion pr. ha, en estimeret reduktion i udvaskning på mellem 49 og 315 ton N, mens der ved et højt antal køer er en øget udvaskning på mellem 44 og 281 ton N i 2027 sammenlignet med 2018.

### Konklusion

Arealet, der afgræsses med konventionelle malkekøer og opdræt, vil ud fra fire scenarier for udvikling i antal malkekøer og andelen af økologi og en variation i reduktionen i udvaskningen pr. ha have en effekt på udvaskningen fra rodzonen, der viser et spænd fra en merudvaskning på 281 ton N til en reduktion på 315 ton N. Denne variation, med et gennemsnit omkring uændret udvaskning fra konventionelle afgræsningsarealer, i udvaskning i 2027 i forhold til 2018 bevirker, at virkemidlet ”slæt i stedet for afgræsning” ikke er indregnet i baseline 2027.

## 3.10 Udvikling i udbytter og i den økonomisk optimale kvælstofnorm

### Kvælstofnorm

*Johannes L. Jensen & Ingrid K. Thomsen*  
*Fagfællebedømt af Jørgen Eriksen*

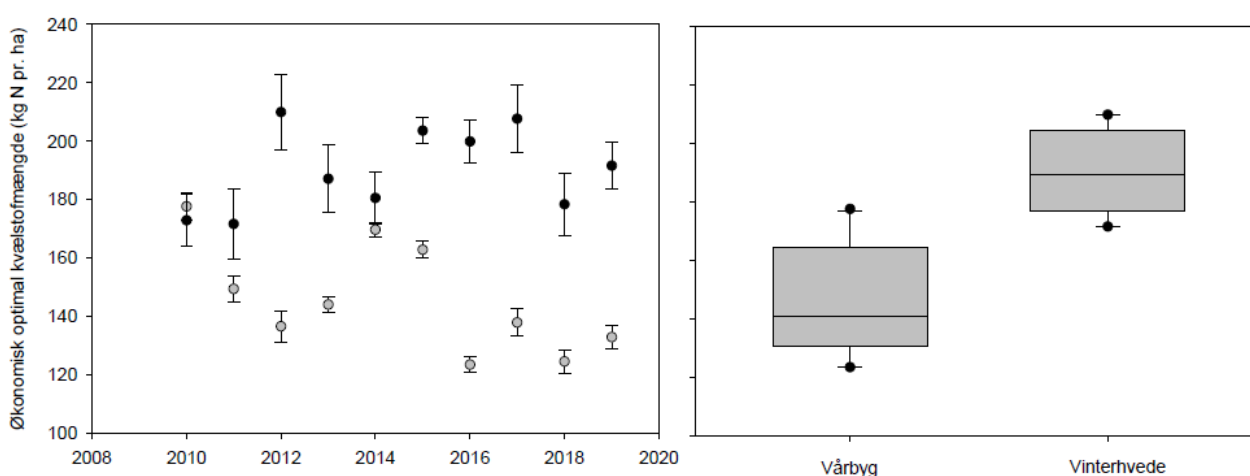
Analysen af udviklingen i den økonomisk optimale kvælstofmængde med indregning af værdien af protein (ØKOP) tager afsæt i det eksisterende normsystem, som er beskrevet i detaljer i Drejebogen (Anonym, 2018). Tabel 3.10.1 viser de data, der ligger til grund for udregningen af ØKOP for hvert af høstårene fra 2018 til 2029.

I normsystemet anvendes som udgangspunkt forsøgsdata fra de seneste 10 år, dvs. at ØKOP fastsættes som et glidende gennemsnit af de seneste 10 års forsøg. I efteråret 2019 blev det besluttet, at kvælstofnormerne fremover skal være treårige i stedet for etårige. Derfor vides det på nuværende tidspunkt, at forsøg fra årene 2016-2025 vil indgå i udregningen af ØKOP for planperioden 2026/27-2028/29 (tabel 3.10.1). Således er forsøgsresultaterne fra fire af årene (2016-2019) kendte, mens de resterende seks år (2020-2025) ikke kendes. ØKOP for de resterende seks år er estimeret ved at udregne minimum, 1. kvartil, median, 3. kvartil eller maksimumværdien for perioden 2010-2019 (se figur 3.10.1 for eksempel med vårbyg og vinterhvede).

Anvendelsen af medianværdien for de resterende seks år vurderes at give det bedste bud på, hvad ØKOP bliver i 2027, mens brugen af minimum- og maksimumværdierne angiver det udfaldsrum, som ØKOP kan forventes at falde indenfor. Til udregning af ØKOP for vinterhvede, vårbyg, vinterbyg, majs, vinterraps, vinterrug og kartofler er der benyttet priser anvendt ved Normudvalgets indstilling af kvælstofnormer for 2020/21-2022/23. Værdien af protein pr. pct. enhed pr. hkg er fastsat til 3,15 kr., som ved nærværende indstilling. Til udregning af ØKOP for 2007-2016 er benyttet de prisrelationer, som blev anvendt til indstillingen 2017/18. Resultatet af analysen på de afgrøder, hvor der er gennemført forsøg med stigende N under Landforsøgene, ses i tabel 3.10.2.

**Tabel 3.10.1.** Sammenhæng mellem høstår, planperiode for normindstilling, forsøgsgrundlag til udregning af den økonomisk optimale kvælstofmængde (ØKOP) samt udbytter fra Danmarks Statistik, som anvendes til udbyttekorrektion.

Høstår	Planperiode	Forsøgsgrundlag fra Landsforsøgene	Danmarks Statistiks udbytter
2018	2017/18	2007-2016	(gns. 2011-2015)-(gns. 2010-2014)
2019	2018/19	2008-2017	(gns. 2012-2016)-(gns. 2011-2015)
2020	2019/20	2009-2018	(gns. 2013-2017)-(gns. 2012-2016)
2021			
2022	2020/21-2022/23	2010-2019	(gns. 2014-2018)-(gns. 2013-2017)
2023			
2024			
2025	2023/24-2025/26	2013-2022	(gns. 2017-2021)-(gns. 2016-2020)
2026			
2027			
2028	2026/27-2028/29	2016-2025	(gns. 2020-2024)-(gns. 2019-2023)
2029			



**Figur 3.10.1.** Til venstre ses den økonomisk optimale kvælstofmængde for vårbyg (grå symboler) og vinterhvede (sorte symboler) i perioden 2010-2019. SEM er angivet. Til højre vises boxplot for de økonomisk optimale kvælstofmængder angivet for vårbyg og vinterhvede.

Der er ikke forsøgsgrundlag til at angive værdier for kløvergræs og rent græs. Basisnormerne for disse afgrøder har været uændret siden 2015, hvorfor der forventes uændret ØKOP også indtil 2027 (Anonym, 2018). Tilsvarende har basisnormen været uændret siden 2014 i frøgræs og siden 2009 i sukkerroer, hvorfor det også forventes, at ØKOP for disse afgrøder vil være uændret. For vårhvede og tritcale er ØKOP baseret på ældre forsøg – kun hvis der igangsættes nye forsøg, forventes ØKOP at ændre sig.

Ved at sammenligne ØKOP for hhv. 2007-2016 (gældende for høstår 2018) og 2010-2019 (gældende for høstår 2021) kan det udledes af tabel 3.10.2, at en stor del af ændringen i ØKOP fra 2018 til 2027 kan tilskrives perioden fra 2018 til 2021. Således blev ØKOP for vinterhvede eksempelvis reduceret med 8 kg N pr. ha fra 2018 til 2021, mens den stiger med 1 kg N pr. ha fra 2021 til 2027 ved anvendelse af medianværdien (tabel 3.10.2). Faldet i ØKOP fra 2018 til 2021 skyldes dels et fald i proteinværdien, dels at ØKOP udregnet for forsøgene i 2007, 2008 og 2009 generelt var højere end i 2017, 2018 og 2019.

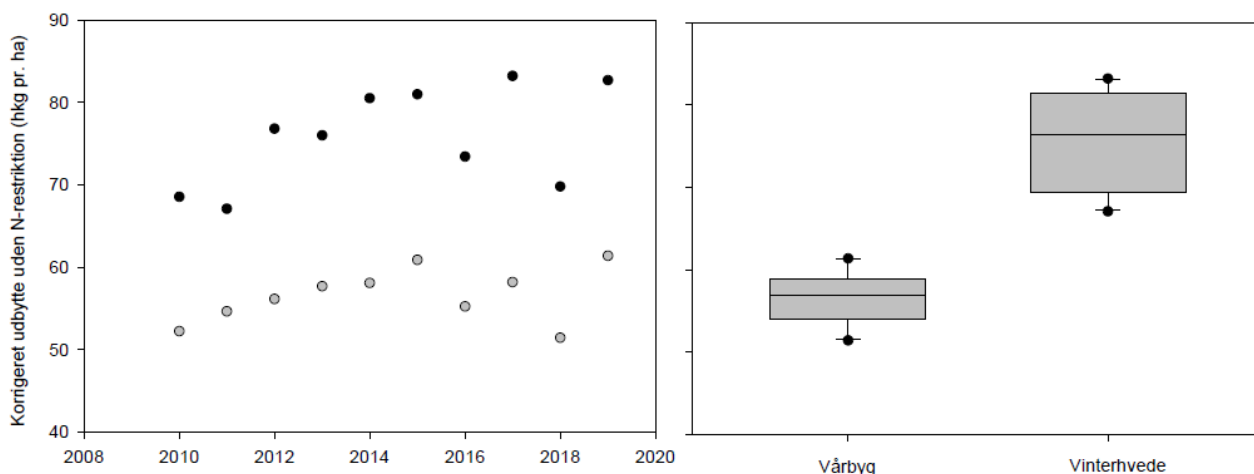
**Tabel 3.10.2.** Estimerede økonomisk optimale kvælstofmængder (ØKOP, kg N pr. ha) for afgrøder i 2027 baseret på enten minimum, 1. kvartil, median, 3. kvartil eller maksimumværdien for perioden 2010-2019. Den viste gennemsnitlige ØKOP for perioderne 2007-2016 og 2010-2019 ligger til grund for Normudvalgets indstilling for planperioderne 2017/18 og 2020/21-2022/23. Desuden er forskellen mellem ØKOP for afgrøder i 2027 baseret på medianværdien og ØKOP for perioden 2007-2016 angivet i sidste kolonne. Afgrøderne er listet efter udbredelse (gennemsnit 2010-2019, Danmarks Statistik).

Afgrøde	Estimeret ØKOP 2027					Gns. 2007-2016	Gns. 2010-2019	Udvikling fra 2018 til 2027
	Min.	1. kvartil	Median	3. kvartil	Maks.			
Vinterhvede	181	185	191	199	204	198	190	-6,1
Vårbyg	126	132	137	148	159	146	146	-9,9
Kløvergræs, omdrift	-	-	-	-	-	327	327	0
Majshelsæd	104	118	128	134	160	110	121	17,3
Vinterraps	151	160	197	205	244	203	194	-5,9
Vinterbyg	134	152	171	174	181	181	169	-10,3
Vinterrug*	134	150	156	160	166	166	155	-10,6
Frøgræs	-	-	-	-	-	183	183	0
Rent græs, omdrift	-	-	-	-	-	407	407	0
Havre**	97	99	102	110	113	104	107	-2,8
Kartofler	179	191	204	214	216	197	201	6,9
Sukkerroer	-	-	-	-	-	120	120	0
Vårhvede	-	-	-	-	-	170	167	-3,0
Triticale	-	-	-	-	-	165	156	-8,3

\* Kun udført forsøg fra 2013-2019.

\*\* Forsøg fra 2000 og frem indgår, da forsøgsgrundlaget ellers er sparsomt.

Ud over udviklingen i værdien for ØKOP bestemt i Landsforsøgene påvirkes ØKOP i normsystemet også af, hvordan Danmarks Statistiks høstudbytter udvikler sig (Anonym, 2018). Det er primært ændringen i det glidende gennemsnit af høstudbytterne i en fem-års periode, der benyttes til at korrigere ØKOP. På grund af de treårige normer vil forskellen mellem høstudbytter fra årene 2017-2021 og 2016-2020 være bestemmende for, hvad korrektionen skal være for planperioden 2023/24-2025/26 (tabel 3.10.1). Ligeledes vil forskellen mellem høstudbytter for årene 2020-2024 og 2019-2023 være bestemmende for, hvad korrektionen skal være for planperioden 2026/27-2028/29 (tabel 3.10.1), dvs. hvor høståret 2027 indgår. Således er høstudbytterne fra fire af årene (2016-2019) kendte, mens de resterende fem år (2020-2024) ikke kendes. Udbytter fra Danmarks Statistik korrigeret for den tidligere normreduktion ud fra Drejebogen (Anonym, 2018) for de resterende fem år er estimeret ved enten at udregne minimum-, 1. kvartil-, median-, 3. kvartil- eller maksimumværdien for perioden 2010-2019 (se figur 3.10.2 for eksempel med vårbyg og vinterhvede).



**Figur 3.10.2.** Til venstre ses det korrigerede udbytte uden kvælstofrestriktion (Anonym, 2018) for vårbyg (grå symboler) og vinterhvede (sorte symboler) i perioden 2010-2019. Til højre vises box-plot for det korrigerede udbytte uden kvælstofrestriktion angivet for vårbyg og vinterhvede.

Ændringen i det forventede udbyttepotentiale er udregnet for de ovennævnte perioder som beskrevet i Drejebogen (Anonym, 2018). Den samlede effekt af ændringer i det forventede udbyttepotentiale for planperioderne 2017/18, 2018/19, 2019/20 og 2020/21-2022/23 samt for de to kommende normindstillinger, og dermed til 2027, er angivet i tabel 3.10.3.

**Tabel 3.10.3.** Den samlede korrektion (kg N pr. ha) grundet udbytteudvikling for afgrøderne fra 2018 til 2027 baseret på enten minimum-, 1. kvartil-, median-, 3. kvartil- eller maksimumværdien for perioden 2010-2019.

Afgrøde	Min.	1. kvartil	Median	3. kvartil	Maks.
	kg N pr. ha				
Vinterhvede	3,2	5,3	8,8	11,5	12,9
Vårbyg	-0,6	1,4	2,7	3,4	5,4
Kløvergræs, omdrift*	0,8	2,5	3,9	4,9	5,9
Majshelsæd*	1,8	5,1	8,1	10,0	12,1
Vinterraps	0,9	1,3	3,5	4,9	5,4
Vinterbyg	1,1	2,7	5,0	6,8	8,0
Vinterrug	2,1	3,8	6,0	7,0	8,3
Frøgræs**	-	-	-	-	-
Rent græs, omdrift*	1,9	5,6	8,9	11,0	13,3
Havre	0,2	1,9	2,2	3,5	4,2
Kartofler*	1,2	3,5	5,6	6,9	8,3
Sukkerroer*	0,6	1,8	2,8	3,5	4,2
Vårhvede***	-0,5	1,2	2,2	2,8	4,2
Triticale	1,9	3,8	5,0	6,0	6,7

\* Beregnes ud fra den procentvise ændring af vårbyg og vinterhvede.

\*\* Justering foretages ikke for frøgræs.

\*\*\* Beregnes ud fra den procentvise ændring af vårbyg.

Det skal understreges, at der er store usikkerheder knyttet til fremskrivningen af udbytteudviklingen, da udbytterne i de seneste år har været påvirket af flere typer vejrestremer.

I tabel 3.10.4 ses den samlede effekt af udviklingen i værdien for ØKOP bestemt i Landsforsøgene (tabel 3.10.2) og udbytteudviklingen (tabel 3.10.3) i kvælstoftilførslen for afgrøderne fra 2018 til 2027 baseret på medianværdien

for perioden 2010-2019. Der skal dog bemærkes, at udfaldsrummet for udviklingen i kvælstoftilførslen er stort, hvilket er angivet i tabel 3.10.2 og 3.10.3. Der er dermed knyttet betydelig usikkerhed til disse værdier.

**Tabel 3.10.4.** Den samlede korrektion (kg N pr. ha) grundet dels udvikling i de estimerede økonomisk optimale kvælstofmængder (ØKOP), dels udbytteudvikling for afgrøderne fra 2018 til 2027 baseret på medianværdien for perioden 2010-2019.

Afgrøde	ØKOP	Udbytteudvikling	Samlet korrektion
Vinterhvede	-6,1	8,8	2,7
Vårbyg	-9,9	2,7	-7,2
Kløvergræs, omdrift*	0	3,9	3,9
Majshelsæd*	17,3	8,1	25,4
Vinterraps	-5,9	3,5	-2,4
Vinterbyg	-10,3	5,0	-5,3
Vinterrug	-10,6	6,0	-4,6
Frøgræs**	0	0	0
Rent græs, omdrift*	0	8,9	8,9
Havre	-2,8	2,2	-0,6
Kartofler*	6,9	5,6	12,5
Sukkerroer*	0	2,8	2,8
Vårhvede***	-3,0	2,2	-0,8
Triticale	-8,3	5,0	-3,3

## Samlet effekt på kvælstofnorm

*Troels Kristensen*

*Fagfællebedømt af Peter Sørensen*

Den kombinerede effekt af ændringer i normen til de enkelte afgrøder og ændringer i behovet for foderafgrøder (afsnit 2.2) er beregnet for tre scenarier for udviklingen i husdyrholdet; et standardscenarie for udvikling i husdyrholdet, og et lavt og højt estimat for husdyrhold.

Tabel 3.10.5 viser afgrødefordelingen i 2018 opgjort som den gennemsnitlige afgrødesammensætning for perioden fra 2012 til 2018 (Danmarks Statistik) opdelt i de samme kategorier af afgrøder som i tabel 3.10.2, suppleret med brak og vedvarende græs og afstemt til det samlede areal fra Baseline 2019-rapporten på 2.602.000 ha (Blicher-Mathiesen et al., 2020) med et areal af "Andre afgrøder". Herefter er afgrødefordelingen i 2027 beregnet for de tre scenarier med udgangspunkt i de marginale ændringer, der er estimeret i afsnit 2.2 for grovfoder, græs og majs. Kategorien græs er antaget at være med 25 % rent græs og 75 % kløvergræs. Ud fra Jensen (2019) er der regnet med et fald i arealet med vedvarende græs, mens arealet for de andre afgrøder, undtagen korn, er antaget uændret i 2027 i forhold til 2018. For at afstemme til samme total areal som i 2018 er arealet med korn justeret med samme faktor på tværs af arter, således at forholdet i arealet med de enkelte kornarter er det samme i 2018 og i 2027 for de tre scenarier. Ændringer i kornarealet forårsaget af forskelle i husdyrholdet er således ikke direkte medtaget, idet det i alle tre scenarier forventes, at Danmark vil være selvforsynende med korn.

Kvælstofnormen til de enkelte afgrøder i 2018 stammer fra tabel 3.10.2 (gns. 2007-2016), mens kvælstofnormen for 2027 er beregnet ved at lægge den samlede korrektion fra tabel 3.10.4 til normerne fra 2018. Herefter er kvælstofnormerne fra 2018 og 2027 koblet med afgrødefordelingen til beregning af den samlede norm for Danmark i henholdsvis 2018 og ved de tre scenarier for udvikling i antal husdyr i 2027. Som det ses, er der ved standard en beregnet stigning i normen på 9.746 ton N, mens der ved lavt husdyrhold er en stigning på 4.119 ton N og en stigning på 15.434 ton N ved højt husdyrhold. Ved uændret afgrødefordeling (som i 2018) fås en stigning i kvælstofnormen på 2.316 ton N.

**Tabel 3.10.5.** Afgrødefordeling i 2018 (gennemsnit af perioden 2012 til 2018) og ved tre scenarier for udvikling i husdyrholdet i 2027 og tilhørende kvælstof (N)-norm. De tre scenarier refererer til standard, lav og høj udvikling i husdyrbestand.

Afgørde	N-norm, (kg N pr. ha)		Areal (1.000 ha)				N-norm i alt (ton N)			
	2018	2027	stand	lav	høj	stand	lav	høj		
Scenarie	2018	2027	2018	2027	2027	2027	2018	2027	2027	2027
Vinterhvede	198	201	536	523	551	495	106.128	104.914	110616	99.365
Vårbyg	146	139	574	560	590	530	83.804	77.701	81923	73.590
Kløvergræs	327	331	208	229	200	258	68.016	75.776	66180	85.372
Majshelsæd	110	135	177	205	167	241	19.470	27.757	22612	32.631
Vinterraps	203	201	175	175	175	175	35.525	35.105	35105	35.105
Vinterbyg	181	176	110	107	113	102	19.910	18.849	19873	17.852
Vinterrug	166	161	100	98	103	92	16.600	15.741	16596	14.908
Frøgræs	183	183	78	78	78	78	14.274	14.274	14274	14.274
Rent græs	407	416	69	75	67	83	28.083	31.193	27865	34.520
Havre	104	103	60	59	62	55	6.240	6.051	6379	5.730
Kartofler	197	210	44	44	44	44	8.668	9.218	9218	9.218
Sukkerroer	120	123	34	34	34	34	4.080	4.175	4175	4.175
Vårhvede	170	169	20	20	21	18	3.400	3.300	3480	3.126
Triticale	165	162	15	15	15	14	2.475	2.366	2494	2.240
Andet			113	113	113	113	0	0	0	0
Brak			42	42	42	42	0	0	0	0
Vedv. græs			247	227	227	227	0	0	0	0
			2602	2602	2602	2602	416.673	426.419	420.792	432.107
Forskel til 2018								9.746	4.119	15.434

## Kvælstofudbytter, kvælstofbalance og nitratudvaskning

*Jørgen E. Olesen*

*Fagfællebedømt af Peter Sørensen*

Udviklingen i forskellen mellem tilførte kvælstofmængder i gødning og fraført kvælstof i høstede udbytter giver anledning til ændringer i den samlede kvælstofbalance, som også vil påvirke nitratudvaskningen. Her opgøres denne effekt ved separat at se på 1) udviklingen i kvælstofnormen skaleret op med den forventede udvikling i afgrødefordelingen, og 2) udviklingen i kvælstof i udbytter fraført marken. Dette giver en forventet ændring i kvælstofbalancen (eller kvælstofoverskuddet), der er udgangspunkt for estimering af effekt på nitratudvaskning.

Blicher-Mathiesen et al. (2020) benyttede data for udbytter fra Danmarks Statistik til at belyse udviklingen i udbytter i praksis. Det er nødvendigt med

sådanne data for en længere årrække for at estimere udviklingen, og der blev i den pågældende rapport benyttet data for perioden 1990 til 2017. Denne analyse er bibeholdt her, da de efterfølgende år er påvirket af både ændringer i gødningsnormer og den ekstreme tørke i 2018. Med udgangspunkt i Blicher-Mathiesen et al. (2020) benyttes derfor en stigning i høstede kvælstofudbytter på mellem 0,4 til 0,6 kg N/ha/år. Denne udvikling var baseret på udbytter fra Danmark Statistik kombineret med udvikling i afgrødernes proteinindhold. Fremskrivning af denne udvikling giver over perioden fra 2018 til 2027 en stigning i det samlede årlige kvælstofudbytte på 9.367 til 14.051 ton N. Dette er i princippet under forudsætning af uændret afgrødefordeling. Her er denne udvikling dog benyttet for alle scenarier i tabel 3.10.5.

Med udgangspunkt i scenarierne for udvikling i normer for kvælstoftilførsel og scenarierne udvikling i kvælstofudbytter fås en variation i ændring i N-overskud (input minus output) for perioden 2018 til 2027 på -9.932 til 6.067 ton N/år (tabel 3.10.6). Dette varierer dog mellem de forskellige scenarier for husdyrholdet i 2027 (se afsnit 2.2).

**Tabel 3.10.6.** Ændring i kvælstofoverskud (ton N/år) for de tre forskellige scenarier for husdyrhold i 2027 ved en lav og høj trend i kvælstofudbytter.

Scenarie for husdyrhold	Ændret balance i 2027 (ton N)	
	Lav (Øget høst 0,4 kg N/ha/år)	Høj (Øget høst 0,6 kg N/ha/år)
Standard	379	-4.305
Lav	-5.248	-9.932
Høj	6.067	1.383

Marginaludvaskningen fra ændring i kvælstofoverskuddet som følge af ændrede udbytter og ændringer i N-gødskning vil i stort omfang være knyttet til omsætningen af organisk bundet kvælstof, og denne ændring vil være knyttet til ændringer i jordens organiske kvælstofpulje. Blicher-Mathiesen et al. (2020) vurderede effekten på nitratudvaskning af ændringer i overskuddet til at være på 22 til 32 %. Eriksen et al. (2020) vurderede tilsvarende effekten af mineraliseret organisk N til at give en udvaskningseffekt på 18 % over en 10-årig periode. De Notaris et al. (2018) fandt på grundlag af langvarige forsøg med dyrkningssystemer en udvaskningseffekt på 19 til 25 %, med den største effekt i dyrkningssystemer uden anvendelse af efterafgrøder. Dette vurderes at være i overensstemmelse med estimerne fra Blicher-Mathiasen et al. (2020), og udvaskningseffekten af ændret kvælstofoverskud er således her vurderet til 22 til 32 %. Variationen i udvaskningseffekt er vist i tabel 3.10.7. En reduktion i kvælstofbalancen medfører også en reduktion i nitratudvaskningen.

**Tabel 3.10.7.** Ændring i nitratudvaskning (ton N/år) for de tre forskellige scenarier for husdyrhold i 2027 ved en lav og høj trend i kvælstofudbytter og 22-32 % udvaskningseffekt af overskud. Positive tal angiver en mindre og negative tal en øget udvaskning fra rodzonen.

Scenarie for husdyrhold	Ændret udvaskning i 2027 (ton N)	
	Lav (Øget høst 0,4 kg N/ha/år)	Høj (Øget høst 0,6 kg N/ha/år)
Standard	83 - 121	-1.378 - -947
Lav	-1.679 - -1155	-3.178 - -2.185
Høj	1.335 - 1941	304 - 443

For hvert scenarie for husdyrhold er der med udgangspunkt i variationsbredden i kvælstofoverskuddet fra tabel 3.10.6 og variationen i udvaskningseffekten på 22 til 32 % beregnet maksimal variation i nitratudvaskningen for perioden 2018 til 2027 (tabel 3.10.8). På tværs af scenarier giver dette en maksimal variation i reduktionen i nitratudvaskningen på -1.941 (øget udvaskning) til 3.178 (reduktion i udvaskning) ton N/år over perioden. Dette usikkerhedsinterval afspejler således usikkerheder i udvikling i afgrødefordeling, udbytteudvikling og udvaskningseffekten. For standardscenariet med hensyn til husdyr ligger reduktionen i nitratudvaskningen på -120 til 1.380 ton N/år over perioden. Der har ikke været inddraget samspil mellem disse faktorer.

## Konklusion

*Jørgen E. Olesen*

*Fagfællebedømt af Peter Sørensen*

Kvælstofudvaskningen vil være afhængig af udviklingen i optimal gødningsmængde og kvælstofudbytter. Disse effekter er her estimeret med udgangspunkt i udviklingen over de seneste år samt den forventede udvikling i husdyrbestanden frem til 2027. Der beregnes en ændring i N-overskuddet i perioden fra 2018 til 2027 på -9.932 til 6.067 ton N/år. Med usikkerheder på udvaskningsfaktoren for N-overskuddet fås en variation i reduktionen i nitratudvaskningen på -1.940 til 3.180 ton N/år over perioden fra 2018 til 2027.

**Tabel 3.10.8.** Estimeret rodzoneeffekt (reduktion i N-udvaskning, ton N/år) af ændringer i kvælstofbalancen ved tre scenarier for udvikling i husdyrholdet i 2027 og tilhørende N-norm (standard, lav og høj udvikling i husdyrbestand) samt variation i udvikling af kvælstofudbytter og udvaskningsfaktor (min. og maks). Positive tal er ensbetydende med en reduktion i nitratudvaskning fra rodzonen.

Opland	Arealandel	Scenarie for husdyrhold					
		Standard		Lav		Høj	
		Min.	Maks.	Min.	Maks.	Min.	Maks.
1.1 Nordlige Kattegat	0,05	-6	69	58	159	-97	-15
1.2 Limfjorden	0,11	-13	152	127	350	-214	-33
1.3 Mariager Fjord	0,06	-7	83	69	191	-116	-18
1.4 Nissum Fjord	0,02	-2	28	23	64	-39	-6
1.5 Randers Fjord	0,03	-4	41	35	95	-58	-9
1.6 Djursland	0,01	-1	14	12	32	-19	-3
1.7 Århus Bugt	0,02	-2	28	23	64	-39	-6
1.8 Ringkøbing Fjord	0,19	-23	262	219	604	-369	-58
1.9 Horsens Fjord	0,01	-1	14	12	32	-19	-3
1.10 Vadehavet	0,04	-5	55	46	127	-78	-12
1.11 Lillebælt – Jylland	0,07	-8	96	81	222	-136	-21
1.12 Lillebælt – Fyn	0,02	-2	28	23	64	-39	-6
1.13 Odense Fjord	0,02	-2	28	23	64	-39	-6
1.14 Storebælt	0,08	-10	110	92	254	-155	-24
1.15 Sydfynske Øhav	0,02	-2	28	23	64	-39	-6
2.1 Kalundborg Fjord	0,02	-2	28	23	64	-39	-6
2.2 Isefjord og Roskilde Fjord	0,04	-5	55	46	127	-78	-12
2.3 Øresund	0,01	-1	14	12	32	-19	-3
2.4 Køge Bugt	0,02	-2	28	23	64	-39	-6
2.5 Smålandsfarvand	0,09	-11	124	104	286	-175	-27
2.6 Østersøen	0,03	-4	41	35	95	-58	-9
3.1 Bornholm	0,01	-1	14	12	32	-19	-3
4.1 Kruså og Vidå	0,03	-4	41	35	95	-58	-9
Hele landet	1,00	-121	1.378	1.155	3.178	-1.941	-304



### 3.11 Reference for nitratudvaskning i 2017

*Gitte Blicher-Mathiesen*

*Fagfællebedømt af Hans Estrup Andersen*

For at beregne, hvor meget nitratudvaskningen falder ved at tage landbrugsjord ud af produktion og ved skovrejsning, er det nødvendigt at kende den gennemsnitlige udvaskning fra landbrugsjorden.

I nærværende rapport for baseline 2027 anvendes referenceudvaskning for landbrugsjord for året 2017.

Nitratudvaskningen er beregnet med modellen NLES4, der er en statistisk model for N-udvaskningen fra rodzonen (Kristensen et al., 2008). Modellen er baseret på målte data for nitratudvaskning fra marker, hvor målingerne overvejende omfatter jordvandet nitratkoncentration målt i sugeceller, der er placeret i den nedre grænse af rodzonen på typisk omkring 1 m's dybde). De målte nitratkoncentrationer ganges med perkolationen, altså vandafstrømning fra rodzonen, for at opgøre den samlede årlige nitratudvaskning.

NLES4-modellen beregner en årlig nitratudvaskning ud fra en række inputvariable, der omfatter tilførsel af handelsgødning og husdyrgødning, N-fiksering, perkolation, jordtype og jordens indhold af organisk stof og ler. Desuden indgår en beskrivelse af sædskiftet i forhold til forfrugt og afgrødedække om sommeren, efteråret og vinteren. Afstrømningen er modelberegnet med Daisy-modellen, som beskrevet i Børgesen et al. (2013).

Modelberegninger af nitratudvaskningen fra rodzonen er gennemført for landbrugsdata for 2017. Hertil anvendes data fra de landsdækkende landbrugsregistre, herunder det Generelle LandbrugsRegister (GLR), som omfatter landmændenes indberetninger af bl.a. afgrøder i forbindelse med ansøgning om hektarstøtte, samt indberetning af gødningsregnskaber til Landbrugsstyrelsen (LBST).

Indberetning af gødningsforbrug i gødningsregnskaberne omfatter det samlede forbrug på bedriftsniveau. For at fordele gødningen til hver bedrifts marker anvendes en fordelingsalgoritme for de enkelte afgrødegrupper, som er beskrevet i Børgesen et al. (2009).

Der er her beregnet nitratudvaskning for alle landets marker med data for afgrøder og forbrug af gødning i 2017 kombineret med en tidsserie over klimadata for perioden 1990-2010. Herefter er der beregnet en gennemsnitlig nitratudvaskning, som således repræsenterer udvaskningen for dyrkningsdata for 2017 ved et gennemsnitsklima, hvorved effekten af vejret det enkelte år er udjævnet. Nitratudvaskningen for hele landets landbrugsareal udgør knap 61 kg N/ha og for omdriftsarealet 66 kg N/ha. Disse udvaskningstal er også anvendt i kvælstofvirkemiddelkataloget (Eriksen et al., 2020).

Den geografiske afgrænsning af de 23 hovedvandoplande er vist i figur 3.11.1.

De farvede oplande viser den geografiske afgrænsning af de 23 hovedvandoplande i Vandområdeplaner 2015-2021. Denne geografiske afgrænsning er ændret Vandområdeplaner 2021-2027 og vises med grå linje for opland 1.10,

2.5 og 2.4 i figur 3.11.1. Der er ændringer i afgrænsningen af oplandenes arealer mellem Vandområdeplaner 2015-2021 og Vandområdeplaner 2021-2027 for de følgende seks oplande: 1.10 Vadehavet, 2.3 Øresund, 2.4 Køge Bugt, 2.5 Smålandsfarvet, 2.6 Østersøen og 4.1 Vidå-Kruså.

Nitratudvaskningen er efterfølgende opgjort både for de 23 hovedvandoplande afgrænset til Vandområdeplaner 2015-2021, som vist i tabel 3.11.1, samt for de 23 hovedvandoplande afgrænset til Vandområdeplaner 2021-2027, som vist i tabel 3.11.2. Med hensyn til den gennemsnitlig udvaskning er denne ens for de fire oplande 1.10 (Vadehavet), 2.4 (Køge Bugt), 2.5 (Smålandsfarvet) og 2.6 (Østersøen), mens den er 1 kg N/ha lavere i oplandet til 2.3 (Øresund) og 2 kg N/ha højere i oplandet til 4.1 (Vidå-Kruså) i afgrænsningen til Vandområdeplaner 2021-2027 end til Vandområdeplaner 2015-2021 (tabel 3.11.1 og 3.11.2).

**Figur 3.11.1.** Geografisk afgrænsning af de 23 hovedvandoplande. De farvede oplande viser den geografiske afgrænsning i Vandområdeplaner 2015-2021. Den grå linje i oplandene 1.10, 2.5 og 2.4 viser ændringen i den geografiske afgrænsning mellem Vandplan 2 og 3.



**Tabel 3.11.1.** Dyrket areal, tildelt handelsgødning, udbragt husdyrgødning, udbinding, fiksering og klimanormaliseret nitratudvaskning beregnet med NLES4 for 2017 og fordelt på 23 hovedvandoplande afgrænset til Vandområdeplaner 2015-2021.

	Dyrket areal (1.000 ha)	Handelsg.	Husdyrg. (kg N/ha/år)	Udb.	Fiks.	Udvask.	
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	133	74	88	10	17	65
1.10	Vadehavet	282	146	108	15	22	78
1.11	Lillebælt/Jylland	144	105	77	6	11	62
1.12	Lillebælt/Fyn	63	47	76	3	9	55
1.13	Odense Fjord	70	54	66	3	9	50
1.14	Storebælt	35	29	57	2	11	45
1.15	Det Sydfynske Øhav	52	43	57	3	10	45
1.2	Limfjorden	488	279	93	12	19	66
1.3	Mariager Fjord	36	21	72	14	22	65
1.4	Nissum Fjord	97	52	100	13	20	83
1.5	Randers Fjord	182	123	73	7	14	58
1.6	Djursland	53	38	61	6	13	51
1.7	Aarhus Bugt	42	34	42	5	12	49
1.8	Ringkøbing Fjord	208	117	101	12	19	84
1.9	Horsens Fjord	53	43	72	4	9	56
2.1	Kalundborg	54	42	39	4	10	37
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	104	89	26	5	9	42
2.3	Øresund	20	14	20	7	11	38
2.4	Køge Bugt	46	43	17	3	11	34
2.5	Smålandsfarvandet	227	217	29	2	8	36
2.6	Østersøen	80	78	27	2	9	33
3.1	Bornholm	34	23	87	4	17	39
4.1	Vidå-Kruså	81	45	100	16	21	73

**Tabel 3.11.2.** Dyrket areal, tildelt handelsgødning, udbragt husdyrgødning, udbinding, fiksering og klimanormaliseret nitratudvaskning beregnet med NLES4 for 2017 og fordelt på 23 hovedvandoplande afgrænset til Vandområdeplaner 2021-2027.

	Dyrket areal (1.000 ha)	Handelsg.	Husdyrg. (kg N/ha/år)	Udb.	Fiks.	Udvask.	
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	133	20	88	10	17	65
1.10	Vadehavet	246	34	108	15	21	78
1.11	Lillebælt/Jylland	149	30	77	6	11	62
1.12	Lillebælt/Fyn	65	13	75	3	9	55
1.13	Odense Fjord	70	15	66	3	9	50
1.14	Storebælt	35	8	57	2	11	45
1.15	Det Sydfynske Øhav	49	11	59	3	10	46
1.2	Limfjorden	488	76	93	12	19	66
1.3	Mariager Fjord	36	6	72	14	22	65
1.4	Nissum Fjord	97	14	100	13	20	82
1.5	Randers Fjord	181	33	73	7	14	58
1.6	Djursland	53	10	61	6	13	51
1.7	Aarhus Bugt	42	9	42	5	12	49
1.8	Ringkøbing Fjord	205	31	100	12	19	84
1.9	Horsens Fjord	52	11	72	4	9	56
2.1	Kalundborg	54	11	39	4	10	37
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	104	24	26	5	9	42
2.3	Øresund	21	4	20	8	11	37
2.4	Køge Bugt	45	12	17	2	11	34
2.5	Smålandsfarvandet	215	56	29	2	8	36
2.6	Østersøen	91	24	28	2	8	33
3.1	Bornholm	34	6	87	4	17	39
4.1	Vidå-Kruså	117	18	102	16	21	75

### 3.12 Samlet effekt af opdatering af baseline i 2027 fordelt på hovedvandområder

En samlet oversigt over baselineeffekter beskrevet i de foregående kapitler og neddelt på de 23 vandoplande er vist for effekten på nitratudvaskning fra rodzonen i tabel 3.12.1. Eftersom effekten på nitratudvaskning af baselineelementerne af "bioforgasning og organisk affald" samt "slæt frem for afgræsning" begge er under 100 ton N og dermed under en fastsat bagatelgrænse, indgår disse ikke i fremskrivningen af baselineelementer til 2027. Da fordelingen af husdyrefterafgrøder er påvirket af øgede krav til udnyttelse af husdyrgødning, er disse ej heller fremskrevet til 2027. Effekt af ændret klima indgår heller ikke i tabel 3.12.1.

Tabel 3.12.2 viser en oversigt over baselineelementerne "nedgang i dyrket areal" og "skovrejsning" på fosforudledningen fordelt på 23 hovedvandoplande. En samlet oversigt over baselineeffekten på landsplan kan ses i kapitel 5, tabel 5.1 og tabel 5.2.

**Table 3.12.1.** Fremskrivning af effekten af udvalgte baselineelementer på nitratudvaskningen i 2027 fordelt på 23 Vandområdeplaner 2015-2021 hovedvandoplande. For effekten af baselineelementerne "biogas" og "organisk affald" samt "slæt frem for afgræsning" er effekten under 100 ton N, og den er derfor ikke delt op på hovedvandoplande. Positive værdier angiver et fald i nitratudvaskningen og negative værdier en stigning i nitratudvaskningen. For elementerne "nedgang i dyrket areal", "skovrejsning" og "økologi" er der angivet flere scenarier, hvor valget af scenarie afhænger af den politiske beslutning, der træffes om f.eks. mere økologi og tilskud til skovrejsning. Hvad elementet "kvælstofdeposition" angår, repræsenterer scenarierne en usikkerhed ift., om de enkelte EU-lande kan overholde de fastsatte lofter for udledning.

nr	Opland	Nedgang i dyrket areal				Skovrejsning		Økologi						Kvælstofdeposition				Trend i udbytter og kvælstofnorm					
		skovrejsning 1		skovrejsning 2		1	2	høj		middel		lav		Scenarie 1		Scenarie 2		standard		middel		høj	
		min.	maks.	min.	maks.			min.	maks.	min.	maks.	min.	maks.	min.	maks.	min.	maks.	min.	maks.	min.	maks.	min.	maks.
1,1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	249	267	214	229	55	93	73	123	53	91	16	27	87	104	140	168	-6	69	58	159	-97	-15
1,2	Limfjorden	688	622	616	557	111	187	379	645	279	474	84	143	321	383	487	581	-13	152	127	350	-214	-33
1,3	Mariager Fjord	255	246	222	214	52	88	46	78	34	58	10	17	26	31	38	46	-7	83	69	191	-116	-18
1,4	Nissum Fjord	103	112	93	101	15	26	131	223	96	164	29	49	65	78	104	125	-2	28	23	64	-39	-6
1,5	Randers Fjord	98	115	87	102	18	30	122	207	90	152	27	46	126	150	198	237	-4	41	35	95	-58	-9
1,6	Djursland	43	54	38	49	7	11	36	61	26	45	8	14	39	47	58	69	-1	14	12	32	-19	-3
1,7	Århus Bugt	62	75	56	68	10	17	31	53	23	39	7	12	26	31	41	49	-2	28	23	64	-39	-6
1,8	Ringkøbing Fjord	993	1.012	901	919	143	242	292	497	215	366	65	110	146	174	232	277	-23	262	219	604	-369	-58
1,9	Horsens Fjord	61	66	48	53	20	33	21	37	16	27	5	8	26	31	45	54	-1	14	12	32	-19	-3
1,10	Vadehavet	237	215	203	184	53	89	339	576	249	423	75	127	214	255	339	404	-5	55	46	127	-78	-12
1,1	Lillebælt/Jylland	277	300	221	239	90	151	94	159	69	117	21	35	93	111	162	193	-8	96	81	222	-136	-21
1,1	Lillebælt/Fyn	60	73	42	51	30	50	23	40	17	29	5	9	39	47	66	78	-2	28	23	64	-39	-6
1,1	Odense Fjord	55	65	48	58	10	17	28	48	21	35	6	11	46	55	76	91	-2	28	23	64	-39	-6
1,1	Storebælt	510	532	428	447	126	213	10	17	7	12	2	4	20	24	33	39	-10	110	92	254	-155	-24
1,2	Det Sydfynske Øhav	85	105	78	96	12	21	16	28	12	20	4	6	28	34	49	58	-2	28	23	64	-39	-6
2,1	Kalundborg	50	67	44	58	11	18	42	71	31	52	9	16	33	40	52	62	-2	28	23	64	-39	-6
2,2	Isefjord og Roskilde Fjord	111	147	96	128	24	41	95	162	70	119	21	36	62	74	98	117	-5	55	46	127	-78	-12
2,3	Øresund	9	12	0	0	15	25	24	41	18	30	5	9	29	34	43	51	-1	14	12	32	-19	-3
2,4	Køge Bugt	34	47	28	39	10	16	15	26	11	19	3	6	39	47	58	69	-2	28	23	64	-39	-6
2,5	Smålandsfarvandet	202	283	181	253	35	60	48	81	35	59	11	18	125	149	202	241	-11	124	104	286	-175	-27
2,6	Østersøen	60	76	54	68	10	17	31	53	23	39	7	12	38	46	62	75	-4	41	35	95	-58	-9
3,1	Bornholm	28	23	22	17	11	19	14	24	10	18	3	5	23	27	35	42	-1	14	12	32	-19	-3
4,1	Vidå-Kruså	190	169	177	157	20	34	160	271	117	199	35	60	67	80	110	132	-4	41	35	95	-58	-9
	Hele landet	4.460	4.680	3.900	4.090	887	1.495	2.080	3.536	1.523	2.590	458	779	1.718	2.050	2.728	3.256	-121	1.378	1.155	3.178	-1.941	-304

**Tabel 3.12.2.** Fremskrivning af effekterne af baselineelementerne "nedgang i dyrket areal" og "skovrejsning" på udledningen af fosfor i 2027. For baselineelementet "nedgang i dyrket areal" er der angivet to scenarier, idet effekten afhænger af, hvor stort arealet med skovrejsning vil være i 2027. Positive værdier angiver en mindre fosforudledning.

Nr	Opland	Nedgang i dyrket areal		Skovrejsning	
		Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 1	Scenarie 2
		Kg P	Kg P	kg P	Kg P
1,1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	1.733	1488	65	109
1,2	Limfjorden	2.626	2353	42	71
1,3	Mariager Fjord	1.639	1426	96	161
1,4	Nissum Fjord	546	494	18	31
1,5	Randers Fjord	620	551	22	37
1,6	Djursland	313	283	10	17
1,7	Århus Bugt	490	442	17	29
1,8	Ringkøbing Fjord	5.342	4850	83	139
1,9	Horsens Fjord	180	143	8	13
1,10	Vadehavet	744	636	20	34
1,11	Lillebælt/Jylland	1.997	1591	116	196
1,12	Lillebælt/Fyn	496	344	21	35
1,13	Odense Fjord	334	297	16	27
1,14	Storebælt	1.668	1401	33	56
1,15	Det Sydfynske Øhav	547	498	19	33
2,1	Kalundborg	710	622	15	26
2,2	Isefjord og Roskilde Fjord	924	803	33	55
2,3	Øresund	91	2	30	50
2,4	Køge Bugt	325	272	19	32
2,5	Smålandsfarvandet	1.905	1709	60	101
2,6	Østersøen	604	546	19	32
3,1	Bornholm	60	46	13	21
4,1	Vidå-Kruså	996	929	7	13
	Hele landet	24.894	21.725	783	1.319

## 4 Klima

### 4.1 Udtagning af lavbundsarealer fra landbrugsproduktion

*Rasmus Jes Petersen, Joachim Audet, Ane Kjeldgaard, Hans Estrup Andersen & Gitte Blicher-Mathiesen*

*Fagfællebedømt af Carl Christian Hoffmann & Poul Erik Lærke*

#### Indledning

Udtagning af kulstofrige jorde fra landbrugsproduktion har stor opmærksomhed, fordi dette virkemiddel vil kunne reducere emissionen af CO<sub>2</sub> og samtidig fjerne kvælstof fra dræn eller grundvand inden udledning til ferskvand. Derfor har MFVM i denne baseline 2027 bedt AU om en vurdering af dette virkemiddel i forhold til effekten på kvælstof- og fosforudledningen. Iltten i grundvand, som transporteres igennem kulstofrig jord, forbruges hurtigt, og samtidig er diffusionen af ilt ned i den vandmættede jord meget langsom. De iltfrie områder og det organiske stof som energikilde faciliterer denitrifikation, en bakteriel omsætning af nitrat til fri kvælstofgas. Nationale emissionsopgørelser viser, at dyrkede organiske lavbundslande (jorde med mere end 6 % organisk kulstof) i Danmark udleder 5,6 mio. ton CO<sub>2</sub>-ækvivalenter om året, svarende til 11 % af Danmarks samlede emission af drivhusgasser (Gyldenkerne & Greve, 2020). Emissionen af CO<sub>2</sub> fra drænede organiske jorde skyldes, at det organiske kulstof (i form af tørv) iltes og mineraliseres, hvorved tørvetykkelsen og kulstofindholdet bliver mindre. Udtagning af lavbundsarealer fra landbrugsdriften med henblik på at reducere klimabelastningen forudsætter vådlægning af arealerne.

I dette afsnit præsenteres vandets forskellige strømningsveje gennem lavbundsarealer og perspektivet ved at udtage lavbundsland som virkemiddel til fjernelse af kvælstof og fosfor, inden vandet strømmer til vandløb.

Langsom vandtransport kan i områder med stor omsætning af organisk stof også medføre uønsket emission af metan, som er en stærk drivhusgas. Der kan tilstræbes en god balance mellem CO<sub>2</sub>- og metanemission bl.a. ved at regulere, hvordan lavbundsarealer vådlægges.

#### Lavbundsområder: definition, kulstofindhold, typer og datatilgængelighed

Lavbundslande har typisk et højt kulstofindhold. Det totale landbrugsareal på kulstofrige (>6 % organisk kulstof) lavbundsområder i Danmark udgør ca. 171.700 ha (tabel 4.1.1, figur 4.1.1). Det antages, at alle dyrkede lavbundsarealer er drænede og/eller pumpeede, mens dette ikke nødvendigvis gælder for arealer, som kun anvendes til afgræsning. Det nuværende omfang af pumpeede arealer er usikkert. Det totale pumpeede areal, på både mineraljorde og organiske jorde, blev i en rapport fra 1987 (Madsen & Horst, 1987) estimeret til at udgøre 103.167 ha.

Det største areal af dyrkede kulstofrige jorde findes i hovedvandoplandet Limfjorden med ca. 47.500 ha (ca. 28 % af det totale dyrkede lavbundsareal i Danmark) (tabel 4.1.2).

Landbrugsjorde med højt kulstofindhold er fordelt på landskabstyperne pumpede arealer, hævet havbund og drænedede ådale. Et ophør med dræning, gensnoning af åerne og tilbagevenden til en mere naturlig hydrologi vil til en vis grad kunne tilbageføre arealerne til deres oprindelige økosystemer, herunder moser, lavvandede søer og naturlige ådale.

Analyserne, som danner grundlag for tabel 4.1.1 og figur 4.1.1, er baseret på følgende data:

GIS kort Kulstof\_3\_6\_12 (Greve et al., 2019). Jordens kulstofindhold er opgjort i fire klasser: 0-3 %, 3-6 %, 6-12 % og 12-60%. I denne analyse defineres organogen jord som jord med kulstofindhold  $\geq 6$  %.

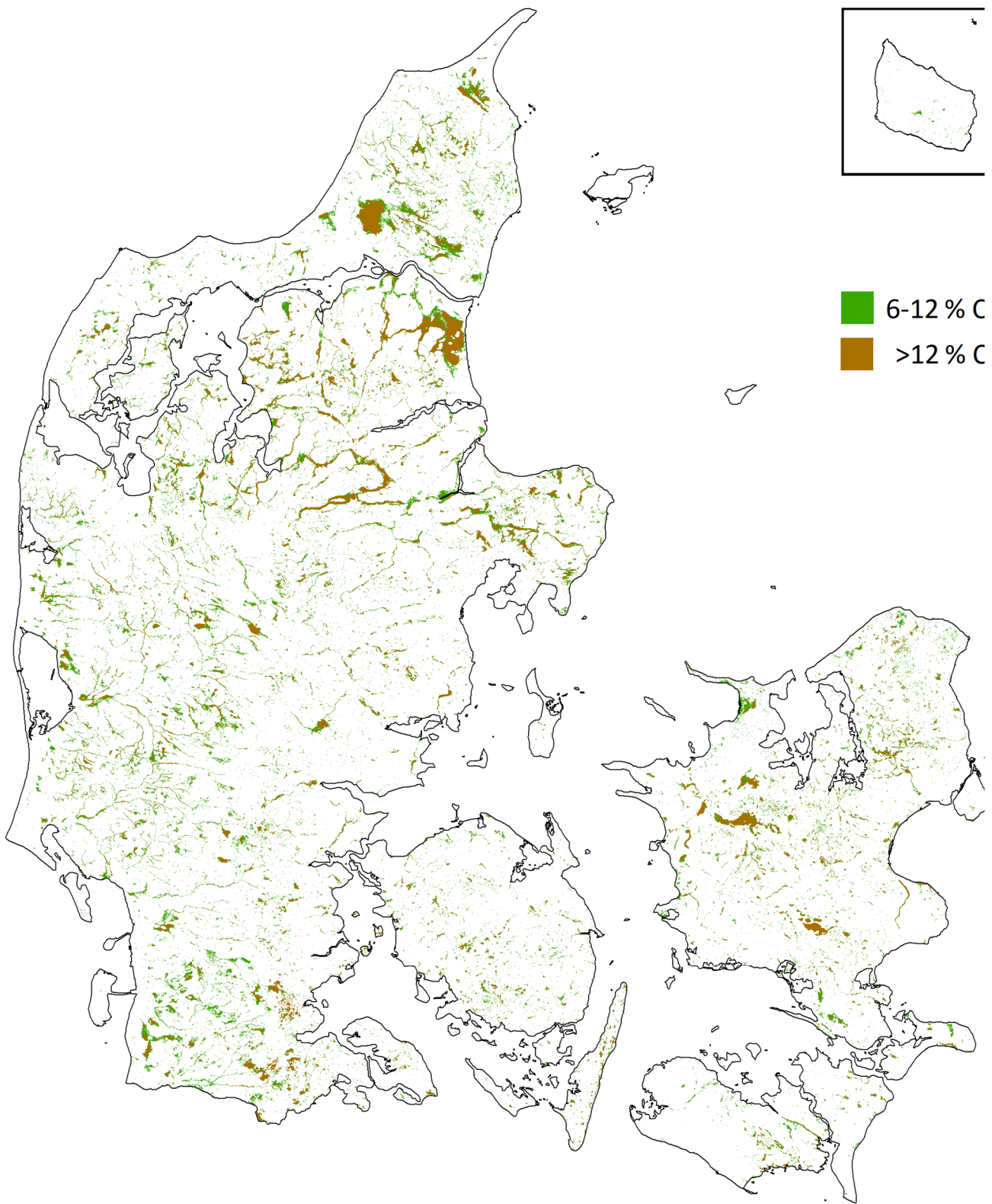
Kort over pumpede arealer er fra Madsen & Horst (1987) og kan ses som bilag 5 i <https://naturstyrelsen.dk/publikationer/2014/jan/marginaljorder-og-miljoerinteresser/>

Arealet af de pumpede områder er i Madsen og Horst (1987) desuden opgjort pr. amt.

Information om landbrug er fra IMK-markkort2018 Version\_20200608 fra <https://kortdata.fvm.dk/download/>

Afgrødeinformationen fra dette kortlag er i nærværende rapport grupperet i to overordnede klasser, hhv. intensiv og ekstensiv drift.





Figur 4.1.1. Kulstofindhold i lavbundsjarde i Danmark.

**Tabel 4.1.1.** Oversigt over dyrket areal opdelt på intensivt i omdrift og ekstensivt uden for omdrift for afgrødedata indberettet til hektarstøttet i 2018 og opgjort for jorde med mere 6 % organisk kulstof. Data er desuden opgjort for 23 hovedvandoplande.

Opland		Dyrket areal for jorde med mere end 6 % organisk kulstof		
		(ha)		
		Dyrket areal	Intensivt	Ekstensivt
1.1	Nordlige Kattegat, Skagerrak	15.286	9.672	5.614
1.10	Vadehavet	21.347	13.866	7.481
1.11	Lillebælt/Jylland	4.463	1.650	2.813
1.12	Lillebælt/Fyn	1.628	551	1.077
1.13	Odense Fjord	2.138	780	1.358
1.14	Storebælt	1.057	424	633
1.15	Det Sydfynske Øhav	1.354	646	708
1.2	Limfjorden	47.491	25.038	22.453
1.3	Mariager Fjord	1.823	623	1.200
1.4	Nisum Fjord	6.751	3.713	3.038
1.5	Randers Fjord	12.924	5.632	7.293
1.6	Djursland	5.918	3.079	2.840
1.7	Aarhus Bugt	788	254	534
1.8	Ringkøbing Fjord	16.035	10.730	5.305
1.9	Horsens Fjord	1.305	411	893
2.1	Kalundborg	5.630	2.752	2.878
2.2	Isefjord og Roskilde Fjord	5.301	2.321	2.980
2.3	Øresund	1.159	437	722
2.4	Køge Bugt	1.037	360	678
2.5	Smålandsfarvandet	6.662	3.285	3.378
2.6	Østersøen	2.155	954	1.201
3.1	Bornholm	248	176	72
4.1	Vidaa-Krusaa	9.176	6.231	2.945
Sum		171.676	93.583	78.093

Der findes kun få målinger af kvælstof- (N) og fosfor- (P) udledning fra landbrugsarealer på lavbundslande (tabel 4.1.2). De få eksisterende målinger viser en stor variation i både N- og P-udledning, som afhænger af både dræningens type, alder, dybde og tæthed samt af gødningsmængder, sædskifte og tørvejordenes nedbrydningsgrad. Et antal af de undersøgte lokaliteter var forholdsvis nydræned, da monitoringen begyndte, hvilket kan have resulteret i særligt høje udledningskoncentrationer. Det bemærkes, at P-udledningen ikke blot varierer stærkt fra lokalitet til lokalitet, men at den for flere lokaliteter er særdeles høj. Denne før-udledning bør derfor indgå i risikoberegningen for øget P-udledning som følge af hævet vandstand ved genopretning.

**Table 4.1.2.** Målt N-udvaskning fra humusholdige lavbundsjord med og uden dræning. Areal angivet i ha i tabellen referer til selve lavbundsarealet og ikke til oplandsarealet. Nedsivningen er estimeret eller beregnet vha. EVACROP. Opdatering af tabel 2 fra Blicher-Mathiesen (2012).

Lokalitet	Areal	Landskabstype	Jordtype	År siden dræning	Antal måleår	Nedbør	Drænafstømning	N-tilførsel	N-nedsivning fra rodzone	N-udledning, dræn	P-udledning, dræn	P-udledning via dræn
	ha					mm/år		kg N/ha/år				kg P/ha/år
<b>Gødet og drænet i omdrift</b>												
Aborg Minde <sup>1</sup> (Puge Mølle Å)	116	Pumpet inddæmet ådal/brakvandsområde	Blandet organisk og mineraljord	>100	1	703*	940	-	-	579		8,9
Skovsbjerggård <sup>2</sup> (Lindenberg Å)	9	Pumpet inddæmet ådal	78-89 % humus	2	2	626	327	100	76	24		1,1
Volsted <sup>2</sup> (Lindenberg Å)	6	Pumpet inddæmet ådal	85-91 % humus	3	2	626	853	110-285	47	78		5,7
Gøderup <sup>2</sup> (Langvad Å)	2.7	Pumpet inddæmet ådal	0-29 % humus	3	1	-	915	100	289 <sup>o</sup>	230		1,2
Højer <sup>3</sup>	-	Drænet marsk	Saltvandsklæg, 0.6-2 % humus	>100	14	-	240	50-225	Lav	>28 <sup>o</sup>		-
Hedebybro <sup>3</sup> (Skjern Å)	-	Drænet ådal	0,45-57 % humus	2	13	-	324	30-120	Lav	>126 <sup>o</sup>		-
<b>Gødet og drænet, vedvarende græs</b>												
Gjern <sup>4,5</sup>	-		Tørv	?	1-3	459			-	10,6		0,61
Gjern <sup>4,5</sup>	-		Tørv	?	1-3	459			-	1,3		0,39
<b>Ikke-drænet, vedvarende græs eller mose</b>												
Kærhuset <sup>2</sup> (Lindenberg Å)	2	Ådal	70-86 % humus	-	2	626	-	75	28	-		1,9
Gøderup Mose <sup>2</sup>	3.9	Ådal	44 % humus	-	1		-		8	-		-
<b>Deloplande</b>												
Fussingø, vest <sup>5,6</sup>	109	Skov 50 ha, eng 59 ha		-	3					6		0,67
Fussingø, øst <sup>5,6</sup>	287	Lavbund 122 ha, skov 95 ha, landbrug 70 ha		-	3					15		1,3-3 <sup>#</sup>

\*30 års normværdi

<sup>o</sup>Sum af NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N og NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (organisk N ikke inkluderet).

<sup>#</sup>Udledningen er opgjort til 0.92 kg P/ha/år for hele oplandet, mens den for lavbundsarealerne alene er vurderet til 1.3-3 kg P/ha/år.

<sup>1</sup>Hoffmann & Zak (2019), <sup>2</sup>Hansen et al. (1990), <sup>3</sup>Pedersen (1985), <sup>4</sup>Hoffmann & Grant (2004), <sup>5</sup>Kronvang et al. (2005), <sup>6</sup>Hoffmann & Ovesen (2003).

### Udtagning af lavbundsareal: vådlægning og restaurering

Den samlede effekt på næringsstofbalancen ved udtagning af lavbundsjord og genopretning af en mere naturlig hydrologi vil være en kombination af fem delelementer:

- 1) Den direkte effekt af ophør med gødskning og evt. ophør af høst (fjernelse af næringsstoffer bundet i biomasse).
- 2) Mindsket næringsstoftransport fra dræn og grøfter som følge af sløjfning af disse.
- 3) Ændring af stofomsætningsprocesser i lavbundsområderne som følge af ændrede iltmætningsforhold (hævet vandstand, jf. pkt. 4.1.2).
- 4) Fjernelse eller tilbageholdelse af næringsstoffer fra det bagvedliggende (direkte) opland, som under et mere naturligt hydrologisk regime vil gennemstrømme lavbundsarealerne.
- 5) Fjernelse eller tilbageholdelse af næringsstoffer fra vandløbsoplandet (indirekte opland) under periodevise oversvømmelser, hvormed suspenderet stof i vandløbsvandet kan sedimentere, og opløst stof kan omsættes i lavbundsarealerne.

Betydningen af de enkelte delelementer vil være forskellig fra areal til areal afhængigt af den hidtidige arealanvendelse, jordtype, strømningsveje, vandstand, vandstandsdynamik, topografi og karakteristika af de arealer, som afvander til lavbundsarealerne.

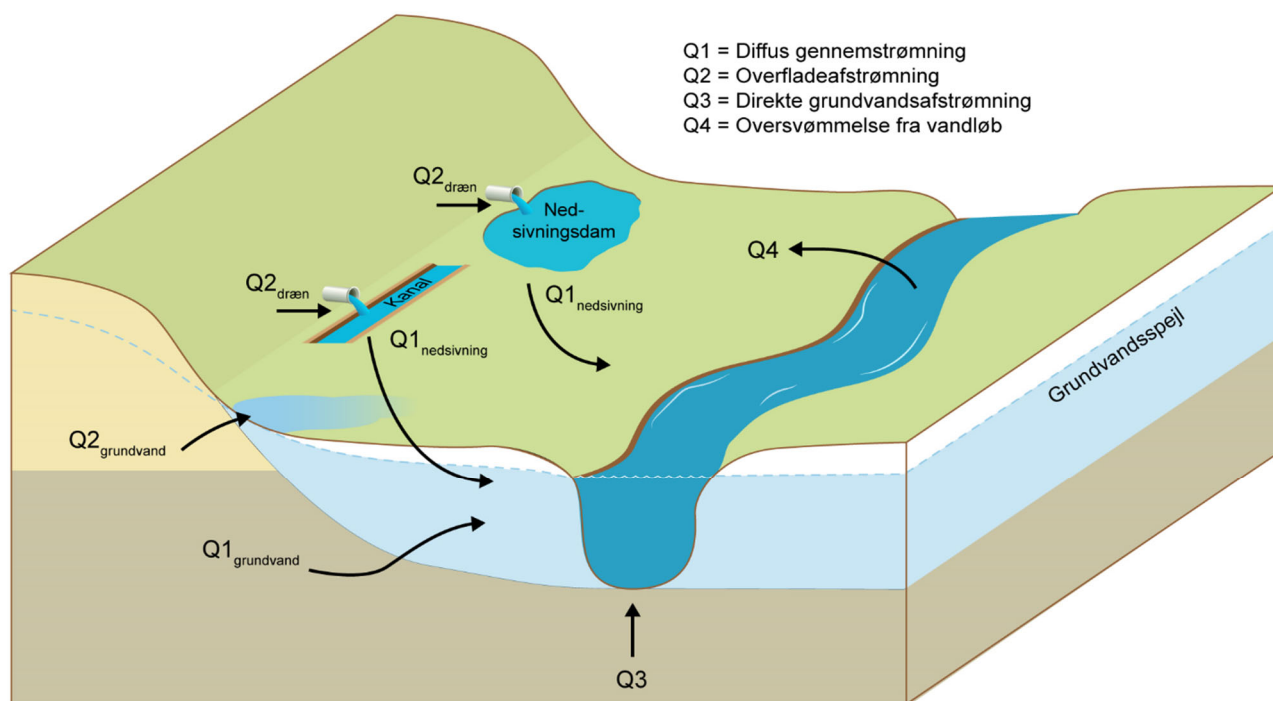
### Genopretning af naturlig hydrologi

Formålene med udtagning af lavbundsarealer fra landbrugsproduktion er at reducere næringsstofudledningen til vandmiljøet, at reducere emissionen af klimagasser og at genoprette naturområder. Dette kræver en genopretning af den naturlige hydrologi i arealerne, hvilket inkluderer ophør af pumpning, fjernelse af diger, tilkastning af grøfter og sløjfning af dræn i selve lavbundsarealet samt en tilbageføring af vandløbet til de naturlige dimensioner. En genopretning kræver ydermere, at det bagvedliggende opland genforbindes hydraulisk med lavbundsarealerne. Det bagvedliggende opland vil i mange tilfælde afvande direkte til et vandløb, ved at vandet ledes forbi lavbundsarealerne via grøfter eller dræn. Disse grøfter og dræn skal ved en genopretning afbrydes ved skellet mellem mark og lavbundsareal, hvorved vandet kan trænge igennem lavbundsarealet – enten direkte på overfladen eller via fordelingskanaler, fordelingsdræn eller nedslivningsdamme afhængigt af jordtype og hydraulisk belastning. Dræning af kulstofholdige jorde vil i mange tilfælde have medført en sammensynkning af jorden, en øget volumenvægt og en mindsket hydraulisk ledningsevne (Liu & Lennartz, 2019). Disse ændringer er ikke reversible, og der vil derfor ikke kunne opnås en fuld genopretning af den naturlige hydrologi og en naturlig vandledningsevne i de organiske sedimentter.

Naturlige lavbundsborde i ådalene har en kompleks hydrologi, som kan klassificeres ud fra de dominerende strømningsveje (figur 4.1.1): diffus gennemstrømning (Q1), overfladeafstrømning (Q2), direkte grundvandsafstrømning gennem vandløbsbunden (Q3) og oversvømmelse af lavbundsarealet ved høj

vandløbsstand (Q4). Fordelingen mellem disse strømningsveje har stor betydning for lavbundsarealernes påvirkning af vandkvaliteten og vil variere fra område til område og være dynamisk i forhold til nedbørsmængder og -intensiteter.

Q1: Den diffuse gennemstrømning er afhængig af størrelsen af det direkte opland samt lavbunds sedimenternes tykkelse og hydrauliske ledningsevne. Denne strømningsevne vil således være forholdsvis stor i lavbundsområder med tykke, sandede sedimentlag med et stort direkte opland, mens den vil være lille i lerede oplandsarealer. Lavbundsarealerne vil i mange områder være domineret af tørv, som kan udvise en meget stor variation i hydraulisk ledningsevne. Tørv kan visse steder være underlejret af gytje, som ofte har en meget lav hydraulisk ledningsevne. Størrelsen af diffus gennemstrømning, Q1, vil i disse områder i høj grad afhænge af tørvens type (højpose/lavpose) og nedbrydningsgrad (Liu & Lennartz, 2019). Denne diffuse afstrømning sikrer den størst mulige kontakt mellem lavbunds sedimenterne og de næringsstoffer, som der evt. måtte være i det gennemstrømmende vand.



**Figur 4.1.2.** Overordnede strømningsveje i en ådal med genoprettet hydrologi. Nedbør samt tilstrømmende grundvand og drænvand kan infiltrere lavbunds sedimenterne og gennemstrømme disse som diffus grundvandsstrømning (Q1) eller løbe til vandløbet som overfladeafstrømning (Q2) gennem lavbundsarealet. Konstruktion af fordelingskanaler eller -søer kan sikre, at indkommende drænvand kan strømme via Q1 i stedet for Q2. Hvis der er kontakt imellem et dybere grundvandsmagasin og vandløbet, kan grundvand strømme direkte til vandløbet (Q3) uden kontakt med lavbunds sedimentet. Ved høj vandstand kan vandløbet oversvømme lavbundsarealet (Q4). Modificeret efter Dahl et al. (2007).

Q2: Overfladeafstrømning kan genereres, hvis tilstrømningen af grundvand fra det direkte opland overstiger afvandingskapaciteten af lavbunds sedimenterne. Overskydende grundvand vil dermed strømme til overfladen via diffuse siveflader eller veldefinerede kildevæld. Q2 kan ligeledes opstå som følge af afskæring af dræn fra omkringliggende marker i skræntfoden til lavbundsarealet. Hvis dette vand ikke er i stand til at infiltrere ned i lavbunds sedimenterne, vil det løbe til vandløbet direkte på overfladen. Afstrømnings-

densiteten (dvs. størrelsen af afstrømningen divideret med arealet af eksempelvis sivefladen for grundvandsopsivning) vil være meget varierende afhængigt af, om kilden til  $Q_2$  eksempelvis er diffus grundvandsopsivning, som dækker et stort areal, eller om  $Q_2$  stammer fra et veldefineret kildevæld eller fra drænvand, hvor store vandmængder udledes i et enkelt punkt. Alt afhængigt af denne afstrømningsdensitet samt lavbundsarealernes topografi kan overfladeafstrømningen foregå som en diffus overfladeafstrømning ( $Q_{2\text{diffus}}$ ), hvor vandet strømmer i et tyndt lag over et stort areal i lavbunden eller via mere eller mindre veldefinerede afstrømningskanaler ( $Q_{2\text{direkte}}$ ). Kontaktarealet med lavbundssedimentet samt transporttiden vil typisk være meget lavere for  $Q_{2\text{direkte}}$  end for  $Q_{2\text{diffus}}$ .

Q3: Direkte tilstrømning af grundvand til vandløbet gennem vandløbsbunden kan forekomme, hvor et grundvandsmagasin er i direkte kontakt med vandløbet (f.eks. i kildeområder – vandløbenes udspring). Omsætning af næringsstoffer vil langs denne strømningsvej være begrænset til processer, som foregår i selve grundvandsmagasinet samt processer i vandløbsbunden.

Q4: Oversvømmelse af lavbundsarealer ved høj vandløbsstand er generelt af mindre betydning i små opstrøms vandløb med stor hældning, mens den vil være mere udbredt langs større vandløb med lav hældning nedstrøms (Brinson, 1993).

Eksemplet i figur 4.1.2 viser strømningsveje i ådale med en genoprettet hydrologi. De aktuelle strømningsveje vil variere fra område til område, hvor f.eks. genoprettede lavvandede søer oftest vil modtage vand fra opstrøms vandløb ( $Q_4$ ) eller fra omkringliggende dræn ( $Q_2$ ). Højmoser bør i princippet kun modtage nedbør, og  $Q_4$  vil selvsagt heller ikke være relevant i lavmoser uden for ådalene.

### **Ændring i udledning af kvælstof, fosfor og kulstof som følge af vådlægning**

#### **Mindre mineralisering**

Nedbrydning af organisk materiale kan foregå ca. 50 gange hurtigere under aerobe forhold end under anaerobe forhold (Clymo, 1983). Et sænket vandspejl som følge af dræning øger ilttilgangen til jorden, hvorved mineralisering af organisk materiale øges. Denne mineralisering frigiver både kulstof (C), kvælstof (N) og fosfor (P), som er bundet i det organiske materiale (Holden et al., 2004). Dræning favoriserer mineralisering af C over N, hvorved jordens C:N-forhold falder med øget mineralisering (Wells & Williams, 1996). Forøgelsen af N-mineralisering efter dræning i forhold til før dræning er i udenlandske studier opgjort til en faktor 0.5-10 (Grootjans et al., 1985; Humphrey & Pluth, 1996). Ved en genopretning af lavbundsarealernes naturlige hydrologi vil vandstanden hæves og give en mindre hastighed af mineralisering. På sigt vil en netto-mineralisering kunne vendes til en netto-ophobning af organisk materiale i vandmættede lavbundsområder. Tidshorisonten for dette omslag er dog forbundet med stor usikkerhed og kan endnu ikke kvantificeres.

## Tilbageholdelse og frigivelse af redoxfølsomt fosfor

Tilbageholdelse og frigivelse af fosfor i vådlagte lavbundsjord er i høj grad koblet til områdets tidligere dyrkningshistorik og den pågældende jords biogeokemiske karakteristika. Hvis en lavbundsjord har været dyrket og har modtaget et overskud af fosfor fra gødning, vil vådlægning af lavbundsjord ofte føre til frigivelse af opløst fosfat. Det skyldes, at jordens evne til at fastholde opløst fosfat – dvs. jordens adsorptionskapacitet – forringes. Vådlægningen medfører iltfrie forhold i jorden, som fører til reduktion af jernholdige forbindelser (jern med iltningstrinnet 3, ferri-forbindelser). Når ferri-jern reduceres til ferro-jern, bliver det lettere opløseligt, og fosfat frigives til jordvæsken og kan ende med at blive udvasket. Fosfat kan også bindes til aluminium, som ikke ændrer iltningstrin under reducerede forhold, og aluminiumforbindelser forbliver stabile under iltfrie forhold. Ligeledes udfældes fosfat med calcium ved  $\text{pH} > 7$ . Det er uklart, hvor længe fosfatfrigivelse ved vådlægning kan vare, men genetablerede søer og vådområder har frigivet fosfat flere år efter vådlægning (Audet et al., 2020). Der er dog mulighed for at mindske fosfatfrigivelsen (se afsnit Minimering af uønskede sideeffekter).

## Potentiale for næringsstoffjernelse

Genskabelse af den naturlige hydrologi har en stor effekt på kvælstofbalancen og fremmer N-fjernelse primært via denitrifikation, som er en mikrobiel proces, der omdanner nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) opløst i vand til dinitrogen ( $\text{N}_2$ ). Processen kræver tilgængeligt organisk C og iltfrie betingelser. I pyritholdige jorde kan denitrifikationen desuden foregå med oxidation af pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) i stedet for organisk C. Andre processer som dissimilatorisk nitrat-reduktion til ammonium (DNRA) samt anaerob oxidation af ammonium (anammox) kan også bidrage til N-omsætningen i lavbundsjordene, men vil sandsynligvis være af mindre kvantitativ betydning (Petersen et al., submitted). Ydermere kan denitrifikation være koblet til oxidation af ferro-jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ), potentielt med en stor risiko for øget lattergasproduktion (Petersen et al., submitted).

En oversigt over målte N- og P-fjernelsesrater i genoprettede lavbundsområder ses i tabel 4.1.3, 4.1.4 og 4.1.5.

Forudsat tilstedeværelsen af pyrit, ferro-jern eller biologisk tilgængeligt C vil næringsstoffjernelsen i lavbundsområder i høj grad være styret af vandets strømningsveje, mængder og opholdstider. Generelt vil en større N-belastning medføre en større absolut N-fjernelse og en mindre relativ N-fjernelse. Næringsstoffer, som transporteres som diffus grundvandsstrømning (Q1, figur 4.1.2), vil have en stor berøringsflade med lavbundssedimenterne og en lang opholdstid, hvormed der langs denne strømningsvej er optimale betingelser for N-omsætning. For at denne N-fjernelse kan have en kvantitativ betydning forudsættes det, at N-transporten finder sted langs denne strømningsvej.

Vand, som strømmer overfladisk gennem lavbundsarealet (Q2+Q4, figur 4.1.2), vil ofte have en kortere opholdstid og en mindre kontaktflade med lavbundssedimenterne end vand, som strømmer langs Q1. Både opholdstiden og kontaktfladen vil dog i høj grad være styret af, om overfladeafstrømningen er fordelt over et stort areal, eller om den foregår i mere eller mindre kanaliserede forløb. Da overfladeafstrømningen ikke nødvendigvis fysisk gennemstrømmer lavbundssedimenterne (infiltration efterfulgt af eksfiltration), vil især N-omsætningen langs denne transportvej være styret af diffusiv udveksling mellem overfladevandet og lavbundssedimenterne. Vand, som stammer

fra dræn og grøfter (Q2, figur 4.1.2), vil kunne udgøre en stor hydraulisk belastning på lavbundsområdet. Det er derfor vigtigt at fordele denne belastning med fordelerkanaler eller sjapvandssøer/damme (figur 4.1.2) for at optimere den diffusive udveksling og mindske risikoen for erosion. Ved en genopretning, hvor drænvand strømmer igennem vandløbsnære arealer, regnes der med, at der kan tilbageholdes 0.062 kg P/ha/år (Hoffmann et al., 2018).

Omsætning af næringsstoffer, som strømmer direkte igennem vandløbsbunden fra et underliggende grundvandsmagasin (Q3, figur 4.1.2), vil være begrænset til processer, som foregår i selve grundvandsmagasinet, samt processer i grænsefladen mellem grundvandsmagasinet og vandløbsbunden.

Det ses af tabel 4.1.1, at de relative N-fjernelser er størst, hvor grundvandsgennemstrømning (Q1) er dominerende, mens den relative N-fjernelse er mindst i områder domineret af oversvømmelse fra vandløbet. Da N-belastningen til gengæld ofte er lavest i områder, hvor Q1 dominerer, og størst, hvor Q4 dominerer, forholder det sig omvendt med den absolutte N-fjernelse. Kvantitativt fjernes der altså mest N i områder domineret af Q4 efterfulgt af Q2 og Q1.

Der ses generelt en frigivelse af P i områder, hvor Q2 og Q1 dominerer (tabel 4.1.4). Netto-retentionen af P er derimod tæt på 0 i genoprettede mosearealer gennemstrømmet af åvand og overvejende positiv for områder domineret af oversvømmelse fra vandløbet. Denne positive retention kan i høj grad tilskrives sedimentation af partikulært P på de oversvømmede arealer (tabel 4.1.5).



**Tabel 4.1.3.** Kvælstoffjernelse i lavbundsområder udtaget af produktion og med genoprettet hydrologi. Tabel modificeret efter Hoffmann et al. (2020a).

Lokalitet	N-fjernelse (kg N/ha/år)	Ændret arealanvendelse (kg N/ha/år)	N-fjernelse + ændret arealanvendelse (kg N/ha/år)	Retention af belastning (%)	Aktive strømnings- veje
<b>Overrisling med dræn og/eller grøftevand</b>					
Egeskov <sup>1</sup> (Fyn, 2 års målinger)	28-121	50	125	43-75	Q2
Stor Å <sup>1</sup> (Fyn, 2 års målinger)	157-229	50	243	26-32	Q2
Ulleruplund <sup>2</sup> (Syddjylland)	133	37	170	67	Q2
Lindkær <sup>2</sup> (Fyn)	191	35	226	64	Q2
Geddebækken <sup>2</sup> (Fyn)	24-90	35	125	39	Q2
Syv Bæk <sup>3</sup> (Sjælland)	300	-	300	72	Q1+Q2
Fensholt <sup>4</sup> (Østjylland)	12-289	-	12-289	1-56	Q2+Q1
Middel ± standardafvigelse	137 ± 99			46 ± 22	
<b>Genoprettet moseareal</b>					
Snarepose <sup>2,5</sup> (Langeland)	191-256	50	241-306	31-39	Q4
Grøngrøft <sup>5</sup> (Syddjylland)	98	50	148	40	Q4
Sandskær <sup>5</sup> (Syddjylland)	176	50	226	42	Q4
Middel ± standardafvigelse	180 ± 65			38 ± 5	
<b>Ådale med oversvømmelse</b>					
Odderbæk <sup>6</sup> (Midtjylland, 2 års målinger)	59-82	30	89-112	53-56	Q1+(Q2)
Hjarup Bæk <sup>7</sup> (Østjylland)	170	30	200	10	Q4+Q2
Nagbøl Å <sup>7</sup> (Østjylland)	163	24	187	9	Q4+Q2
Karlsmosen <sup>2</sup> (Fyn)	337	35	372	50	Q4+Q2
Lyngbygårds Å <sup>8,5</sup> (Østjylland)	195-308	25	220	8-12	Q4+Q2+Q1
Gammelby bæk <sup>2</sup> (Syddjylland)	83	22	105	23	Q2
Egebjerg Enge <sup>2</sup> (Østjylland)	56	-	56	71	Q4+Q2
Middel ± standardafvigelse	161 ± 104			32 ± 25	
<b>Gennemstrømning af grundvand</b>					
Brede Å <sup>8</sup> (Sønderjylland)	92 - 108	25	117 - 133	71 - 96	Q1
Gudenåens kilder <sup>9</sup> (Midtjylland)	8	5	13	57	Q1
Middel ± standardafvigelse	69 ± 54			75 ± 20	
<b>Genetablerede søer</b>					
Årslev Eng Sø <sup>5</sup> (Østjylland)	252-261	50	302-311	15-20	Q4
Vilsted Sø <sup>2,5</sup> (Nordjylland)	69	50	119	23	Q4
Hals sø <sup>2</sup> (Østjylland)	40	25	65	54	Q1
Nakkebølle <sup>2</sup> (Fyn)	125	50	175	43	?
Skibet <sup>2</sup> (Østjylland)	125	50	175	49	Q4
Slivsø <sup>2</sup> (Syddjylland)	244	40	284	36	Q4
Wedellsborg <sup>2</sup> (Fyn)	117	50	176	78	?
Ødis Sø <sup>2</sup> (Syddjylland)	184	50	234	62	Q4+Q2
Gødstrup Enghave <sup>2</sup> (Sjælland)	100	50	150	53	Q4
Middel ± standardafvigelse	152 ± 79			43 ± 20	

<sup>1</sup>Hoffmann et al. (2012), <sup>2</sup>Hoffmann et al. (2006), <sup>3</sup>Ambus & Hoffmann (1990), <sup>4</sup>Petersen et al. (2020), <sup>5</sup>Audet et al. (2020), <sup>6</sup>Hoffmann et al. (2020a), <sup>7</sup>Jeppesen et al. (2011), <sup>8</sup>Hoffmann et al. (2011), <sup>9</sup>Hoffmann et al. (2014).

<sup>0</sup>Lavbundsarealet i Fensholt er ikke restaureret, men dræn fra oplandet er afskåret og overrisler lavbundsarealet.

**Tabel 4.1.4.** Fosforretention i lavbundsområder udtaget af landbrugsproduktion og med genoprettet hydrologi. Negative tal er udtryk for en nettofrigivelse af fosfor. Tabellen er modificeret efter Hoffmann et al. (2020a).

Lokalitet	P-retention (kg P/ha/år)	Retention (%)	Aktive strømningsveje
Overrisling med dræn og/eller grøftevand			
Egeskov <sup>1</sup> (Fyn, 2 års målinger)	-0,15 - 0,08	-25 - 6	Q2
Stor Å <sup>1</sup> (Fyn, 2 års målinger)	-0,90 - -0,33	-127 - -22	Q2
Ulleruplund <sup>2</sup> (Syddjylland)	-0,43	-88	Q2
Lindkær <sup>2</sup> (Fyn)	-0,5	-11	Q2
Geddebækken <sup>2</sup> (Fyn)	-0,5 - 0,5	-8 - 21	Q2
Syv Bæk <sup>3</sup> (Sjælland)	0,07	1	Q1+Q2
Fensholt <sup>4</sup> (Østjylland)	-3,7	-193	Q2+Q1
Middel ± standardafvigelse	-0,6 ± 1,2	-45 ± 69	
Genoprettet moseareal			
Snarepose <sup>2,5</sup> (Langeland)	-0,6 - 2,6	-10 - 18	Q4
Grøngrøft <sup>5</sup> (Syddjylland)	0	0	Q4
Sandskær <sup>5</sup> (Syddjylland)	-0,6	-5	Q4
Middel ± standardafvigelse	0,4 ± 1,5	0,8 ± 12	
Ådale med oversvømmelse			
Hjarup Bæk <sup>6</sup> (Jylland)	12	42	Q4+Q2
Nagbøl Å <sup>6</sup> (Jylland)	0,9	11	Q4+Q2
Karlsmosen <sup>2</sup> (Fyn)	8,1 - 9	53 - 60	Q4+Q2
Lyngbygårds Å <sup>7,5</sup> (Østjylland)	-1,6 - 6,4	-4 - 13	Q4+Q2+Q1
Gammelby bæk <sup>2</sup> (Syddjylland)	-0,4 - 20	-7 - 75	Q2
Egebjerg Enge <sup>2</sup> (Østjylland)	0,13	6	Q4+Q2
Middel ± standardafvigelse	6,1 ± 7,1	28 ± 32	
Genetablerede søer			
Årslev Engsø <sup>5</sup> (Østjylland)	-1,43-10,3	-5-18	Q4
Vilsted Sø <sup>2,5</sup> (Nordjylland)	-5--1,4	-265--29	Q4
Hals sø <sup>2</sup> (Østjylland)	-0,2	-0,2	Q1
Nakkebølle <sup>2</sup> (Fyn)	2,7	35	Q4?
Skibet <sup>2</sup> (Østjylland)	3	43	Q4
Slivsø <sup>2</sup> (Syddjylland)	2,9	23	Q4
Wedellsborg <sup>2</sup> (Fyn)	16,1	91,4	Q4?
Ødis Sø <sup>2</sup> (Syddjylland)	-2,3	-66	Q4+Q2
Gødstrup Enghave <sup>2</sup> (Sjælland)	0,9	26	Q4
Middel ± standardafvigelse	2,3 ± 6,1	-12 ± 93	

<sup>1</sup>Hoffmann et al. (2012), <sup>2</sup>Hoffmann et al. (2006), <sup>3</sup>Ambus & Hoffmann (1990), <sup>4</sup>Petersen et al. (2018), <sup>5</sup>Audet et al. (2020), <sup>6</sup>Jeppesen et al. (2011), <sup>7</sup>Hoffmann et al. (2011).

<sup>ø</sup>Lavbundsarealet i Fensholt er ikke restaureret, men dræn fra oplandet er afskåret og overrisler lavbundsarealet.

**Tabel 4.1.5.** Igennem en årrække er der blevet målt sedimentation af partikulært fosfor ved Brynemade langs den gønsnoede del af Odense å (Hoffmann et al., 2020b).

Periode	Total fosfor (kg P ha <sup>-1</sup> )
2003-2004	78,3
2004-2005	75,3
2005-2006	20,1
2006-2007	101,6
2007-2008	36,6
2009-2010	55,5
2011-2012	123,8
2012-2013	61,8
2013-2014	64,8
2015-2016	214,3

## Klimaeffekt

### Klimagasser

Drænede organiske jorde er hotspots for drivhusgasemission (Maljanen et al., 2010; Tiemeyer et al., 2016 og 2020). Den samlede danske udledning fra drænede organiske jorde svarer til 11 % af Danmarks samlede drivhusgasudledning (Gyldenkerne og Greve, 2020). Vådlægning er en effektiv og velkendt metode til at mindske CO<sub>2</sub>-emissioner fra drænet lavbundsjarde (Wilson et al., 2016). Et vandspejl tæt på jordoverfladen kan sænke emissionen af CO<sub>2</sub> og potentielt også emissionen af lattergas (N<sub>2</sub>O). Dog kan et vandspejl tæt på jordoverfladen eller ved oversvømmelse samtidig fremme emissionen af metan (CH<sub>4</sub>), særligt på næringsrige jorde med letomsætteligt organisk stof (Zak et al., 2015). Et vandspejl tæt på jordoverfladen vil fremme både tørvedannelse og CO<sub>2</sub>-binding, såfremt en ny tørvedannende vegetation er etableret efter vådlægning. Et fluktuerende vandspejl, som er typisk for vådlagte områder, er ydermere associeret med øget N<sub>2</sub>O-udledning (Kandel et al., 2019, Tiemeyer et al., 2016). Mens vådlægning af lavbundsjarde vil begrænse CO<sub>2</sub>-emissionen, kan der være en risiko for øget metanemission. Der er kun få danske undersøgelser af metanemission efter genetablering af den naturlige hydrologi i en ådal (Audet et al., 2013; Herbst et al., 2013; Kandel et al., 2019). Kun den ene af disse dokumenterer udledningen både før og efter vådlægning (Audet et al., 2013). Dette studie fandt, at emissionen af metan var markant højere efter vådlægning, men at denne stigning blev kompenseret af lavere CO<sub>2</sub>- og N<sub>2</sub>O-emissioner. Dog sluttede undersøgelsen året efter vådlægningen, hvor den videre udvikling af metanemission er ukendt. Kandel et al. (2019) viste betydelige metanemissioner 12 år efter vådlægning af det undersøgte område. Ved genetablering af søer kan en kombination af eutrofiering og et varmere klima desuden forårsage store metanemissioner (Davidson et al., 2018). En metode til at bestemme drivhusgasemissioner fra danske lavbundsjarde er blevet udviklet for nylig (Gyldenkerne og Greve, 2020) og er baseret på mere end 250 årlige drivhusgasbalancer målt i Tyskland (Tiemeyer et al., 2020) og standardemissionsfaktorer fra IPCC (IPCC, 2014).

### Klimatilpasning

Det forventes, at vådlægning af store arealer med lavbundsjord yderligere vil få betydning for hydrologien på oplandsskala. En succesfuld restaurering af den naturlige hydrologi vil bidrage til at afbøde effekten af ekstreme hydrologiske hændelser i vandløb ved at forsinke vandafstrømning under kraftig

nedbør, og en restaurering vil desuden øge tilbageholdelsen af vand i landskabet under tørke (Bullock & Acreman, 2003; Holden et al., 2004).

### **Minimering af uønskede sideeffekter (fosfortab og emission af klimagasser)**

Generelt peger forskningen på, at en minimering af fosforfrigivelse og metanemission forudsætter, at indholdet af næringsstoffer i jorden mindskes før vådlægning eller i de første år efter vådlægning. Til mindskning af næringsstofpuljen i jorden findes flere muligheder:

**Afhøstning af vegetation:** Vegetation, der vokser på vådlagte lavbundslande, kan bidrage til at udtømme fosforpuljen i jorden, idet fosfor inkorporeres i plantevæv. Afhøstning af vegetation én til to gange om året forhindrer nedbrydning af plantemateriale og den medfølgende tilbageførsel af fosfor til miljøet (f.eks. Zak et al. 2014, Andersen et al., 2020).

**Fjernelse af topjord:** Målet med dette tiltag er at bortgrave den næringsrige, degraderede topjord, som potentielt vil kunne frigive store mængder fosfor efter vådlægning. Dette vil samtidig reducere CH<sub>4</sub>-dannelsen markant (f.eks. Zak et al., 2018; Huth et al., 2020; Andersen et al., 2020).

**Langsom vådlægning:** Langsom, progressiv vådlægning over flere år kan muligvis mindske det store fosfortab, som ofte forekommer efter vådlægning.

**Forbedret økologisk tilstand i søer:** Davidson et al. (2018) viser, at eutrofierede søer med algevækst har meget højere metanemission end søer med akvatiske planter og klart vand. Dette studie påpeger derfor, at en god økologisk tilstand (klart vand med akvatiske planter) kan minimere metanemissioner (Davidson et al., 2018).

**Fosforfiltre:** Afstrømning fra veldefinerede udløb på de vådlagte arealer kan ledes igennem et fosforfilter for at mindske fosfortabet. Dette kræver udtagning af et mindre areal til konstruktion af et sedimentationsbassin efterfulgt af et reaktivt fosforfilter (Penn et al., 2017; Pugliese et al., 2020).

### **Konklusion**

Effekten af udtagning af lavbundsarealer fra landbrugsproduktion på kvælstofudvaskning, fosforudledning og potentiel emission af klimagasser er svær at kvantificere, men eksisterende studier viser, at vådlægning af lavbundsarealer har potentiale til at reducere kvælstofudvaskningen. Der er dog stor variabilitet i både de undersøgte systemer og af undersøgelsesresultaterne. Samtidig kræver en kvantificering af potentialet for kvælstoffjernelse en kortlægning af de direkte og indirekte oplande til de enkelte lavbundsarealer, da oplandsarealerne bestemmer N-belastningen af lavbundsområderne og dermed også den potentielle N-fjernelse.

Effekten på fosfortab er særdeles svær at estimere, da forskningen viser meget variable resultater: Nogle projekter viser frigivelse af fosfor, mens andre viser tilbageholdelse af fosfor. Der mangler undersøgelser af fosforudledning før genetablering for at kunne evaluere den fulde effekt af vådlægning på næringsstofudvaskning. Effekten på klimagasemission er ikke velundersøgt i Danmark, og selvom vådlægning er en effektiv metode til at reducere CO<sub>2</sub>-emission, kommer denne reduktion med en risiko for højere CH<sub>4</sub>-emissioner.

Der er mulighed for at reducere dette med passende virkemidler, men forskningen heri er mangelfuld, især i en dansk kontekst.

## 4.2 Klimaets påvirkning af kvælstofudledning

*Jørgen E. Olesen & Gitte Blicher-Mathiesen*

*Fagfællebedømt af Mathias Neumann Andersen*

De klimatiske forhold påvirker kvælstofudvaskningen fra landbrugs- og naturarealer både direkte og indirekte. Udvaskningen kan opgøres som produktet af den gennemsnitlige kvælstofkoncentration og mængden af afstrømmende vand. Begge dele påvirkes af klima og dermed af klimaændringer.

Resultater fra både modelbaserede analyser (Doltra et al., 2014) og analyser af langvarige forsøg med kvælstofudvaskning (Jabloun et al., 2015) viser øget kvælstofudvaskning under de forventede klimaændringer. En del af dette skyldes, at øget temperatur i efterårs- og vinterperioden øger omsætningen og nedbrydningen af organisk stof i jorden. Dermed bliver mere kvælstof mineraliseret og tilgængelig for udvaskning. Dette kan kun modvirkes gennem dyrkning af afgrøder og efterafgrøder i efterårs- og vinterperioden. Der bliver derfor med klimaændringer behov for stigende fokus på sammensætning af sædskiftet med henblik på at minimere næringsstoffabet. En anden årsag til øget kvælstofudvaskning er stigende nedbørmængder, som øger afstrømmingen og dermed kvælstofudvaskningen.

### Udvikling i temperatur og nedbør

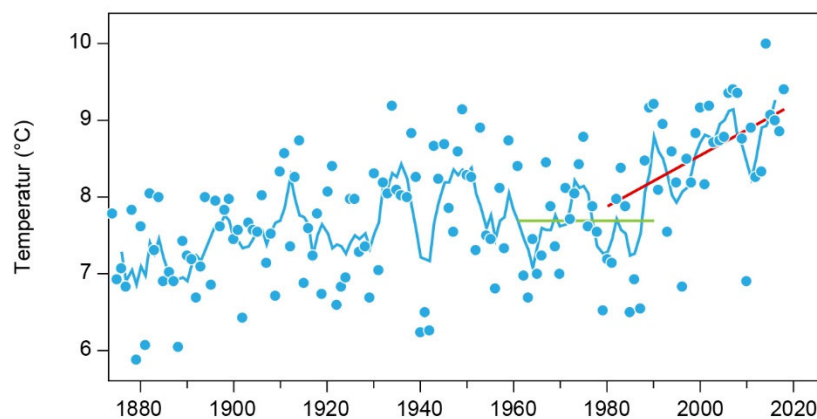
Over de seneste 50 år er den globale middeltemperatur steget med 0,8 °C, og temperaturstigningerne i Danmark har på det seneste endda været endnu større, svarende til ca. 1,5 °C (figur 4.2.1). I Danmark har det forlænget vækstsæsonen med mere end en måned. Samtidigt har nedbørmønstrene ændret sig. For Danmarks vedkommende er nedbørmængden steget med ca. 100 mm over de seneste 50 år. Ændringen er næsten udelukkende sket i vinterhalvåret (figur 4.2.2). Begge disse effekter må alt andet lige forventes at have øget kvælstofudvaskningen, og det må også forventes at øge kvælstofudvaskningen fremover.

Klimaet påvirker også kvælstofudvaskningen indirekte gennem effekter på afgrødernes vækst og kvælstofoptag samt gennem effekter på effektiviteten af virkemidler. Flere typer klimaekstremer (f.eks. tørke og ekstrem nedbør) vil gennem påvirkning på afgrøders vækst og virkemidlers effektivitet kunne øge kvælstofudvaskningen. Effekten af udviklingen af afgrødernes kvælstofudbytte er behandlet i afsnit 3.10. Kvælstofoptaget bliver især negativt påvirket gennem tørke, som f.eks. i 2018, og dette vil kunne øge den kvælstofmængde, der er til rådighed for udvaskning, hvis det ikke modvirkes af effektive efterafgrøder. God etablering og vækst af efterafgrøder er afgørende for deres evne til at reducere kvælstofudledningen (De Notaris et al., 2018), og dette kræver, at afgrøden høstes så tidligt, at efterafgrøden kan få en tilstrækkelig lang vækstperiode inden vinteren. Høsttidspunktet for kornafgrøder viser en betydelig geografisk variation i høsttid (12-18 dage) på tværs af landet (Pullens et al., 2019). Den tidligste høsttid forekommer i den sydøstlige del af landet (Øerne) og den seneste høsttid i den nordvestlige del (Nordjylland og

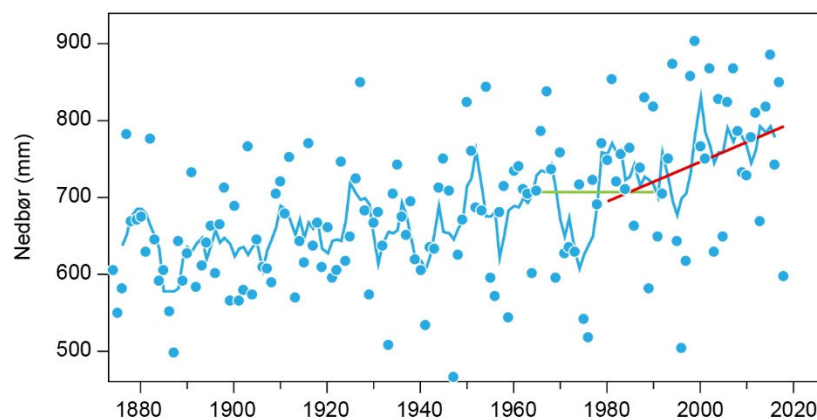
Thy). Kølige vækstsæsoner og våde høstforhold giver sen høst, og det medfører særligt vanskelige forhold for etablering af efterafgrøder i de dele af landet, hvor klimaforholdene i forvejen giver sen høst.

De igangværende klimaændringer må således forventes at føre til øget kvælstofudvaskning, både gennem direkte effekter på kvælstofudvaskningen fra landbrugsafgrøder og gennem indirekte effekter af klimaekstremer på afgrøders vækst og effekt af virkemidler. Der er dog knyttet betydelige usikkerheder til disse effekter, og disse må forventes også at variere mellem dyrkningssystemer afhængigt af afgrøder og virkemidler til reduktion af udvaskningen. Olesen et al. (2020) benyttede en modelbaseret tilgang til at beregne effekten af klimaændringer for nitratudvaskningen for Norsminde-oplandet i Østjylland og fandt en øget nitratudvaskning med klimaændringer frem til 2050, men med en betydelig usikkerhed afhængigt af, hvilken klimamodel der blev brugt. Stigningen i nitratudvaskningen blev beregnet til at være 20 til 60 %, og der er således store usikkerheder på estimerne, men mange forskellige studier indikerer entydigt, at de forventede klimaændringer vil øge risikoen for øget nitratudledning (Doltra et al., 2014; Bartosova et al., 2019). En del af den stigende udledning vil kunne kompenseres ved en bedre effekt af virkemidler, som f.eks. efterafgrøder, men modelbaserede analyser har vist, at disse ikke fuldt ud kompenserer for den øgede nitratudvaskning (Doltra et al., 2014).

**Figur 4.2.1.** Årlig middeltemperatur i Danmark i perioden 1874-2018. Den optrukne linje viser 5-års glidende gennemsnit. Den grønne linje viser gennemsnit for normalperioden 1961-1990, og den røde linje viser stigningen siden 1981 (0,3 °C pr. årti).

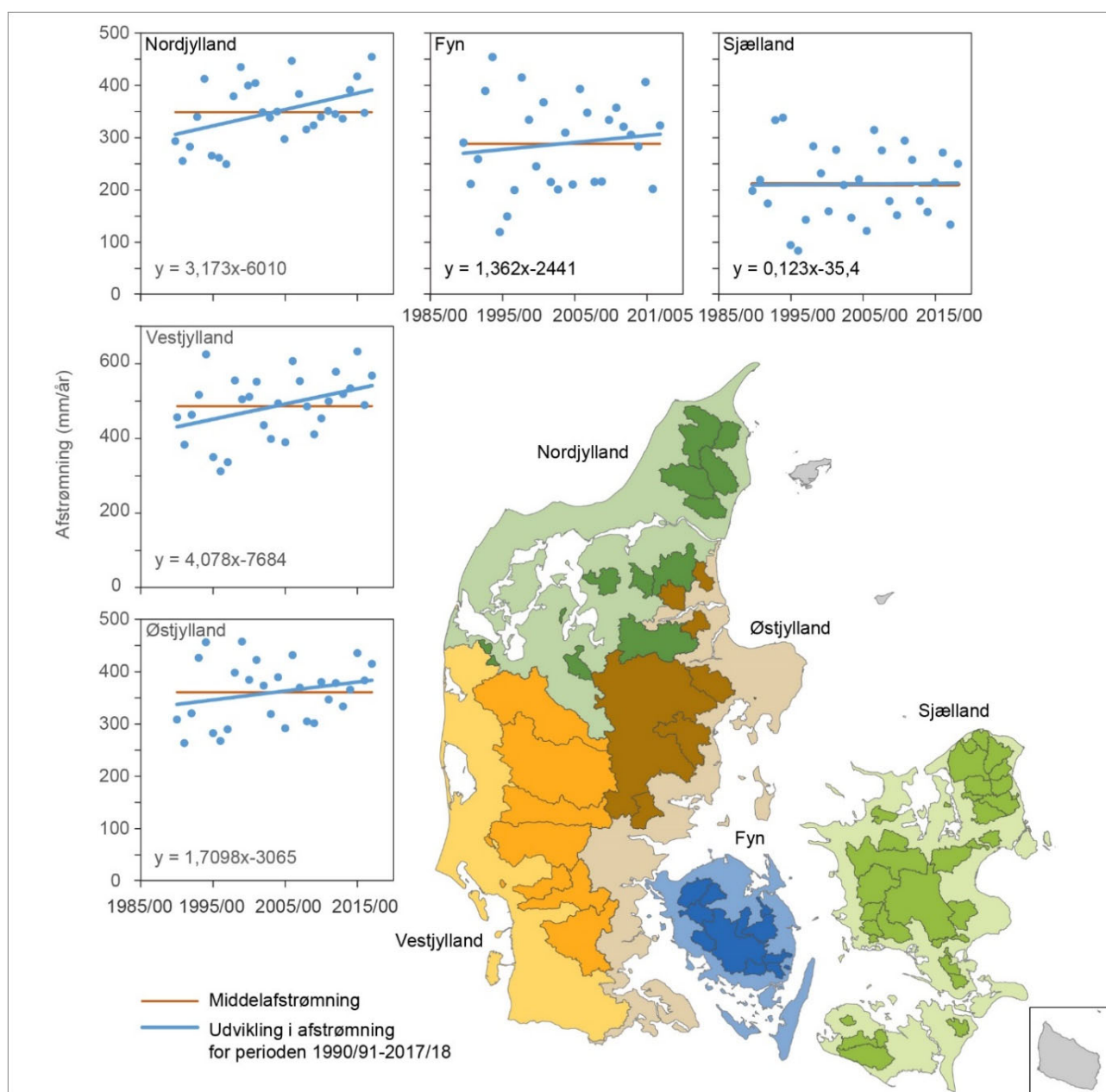


**Figur 4.2.2.** Årlig nedbør i Danmark i perioden 1874-2018. Den optrukne linje viser 5-års glidende gennemsnit. Den grønne linje viser gennemsnit for normalperioden 1961-1990, og den røde linje viser stigningen siden 1981 (25 mm pr. årti). Der tages forbehold for at DMI's opgjorte nedbør kan være inhomogen i perioden før og efter 2011.



### Udvikling i afstrømning og nitratudledning i målte oplande

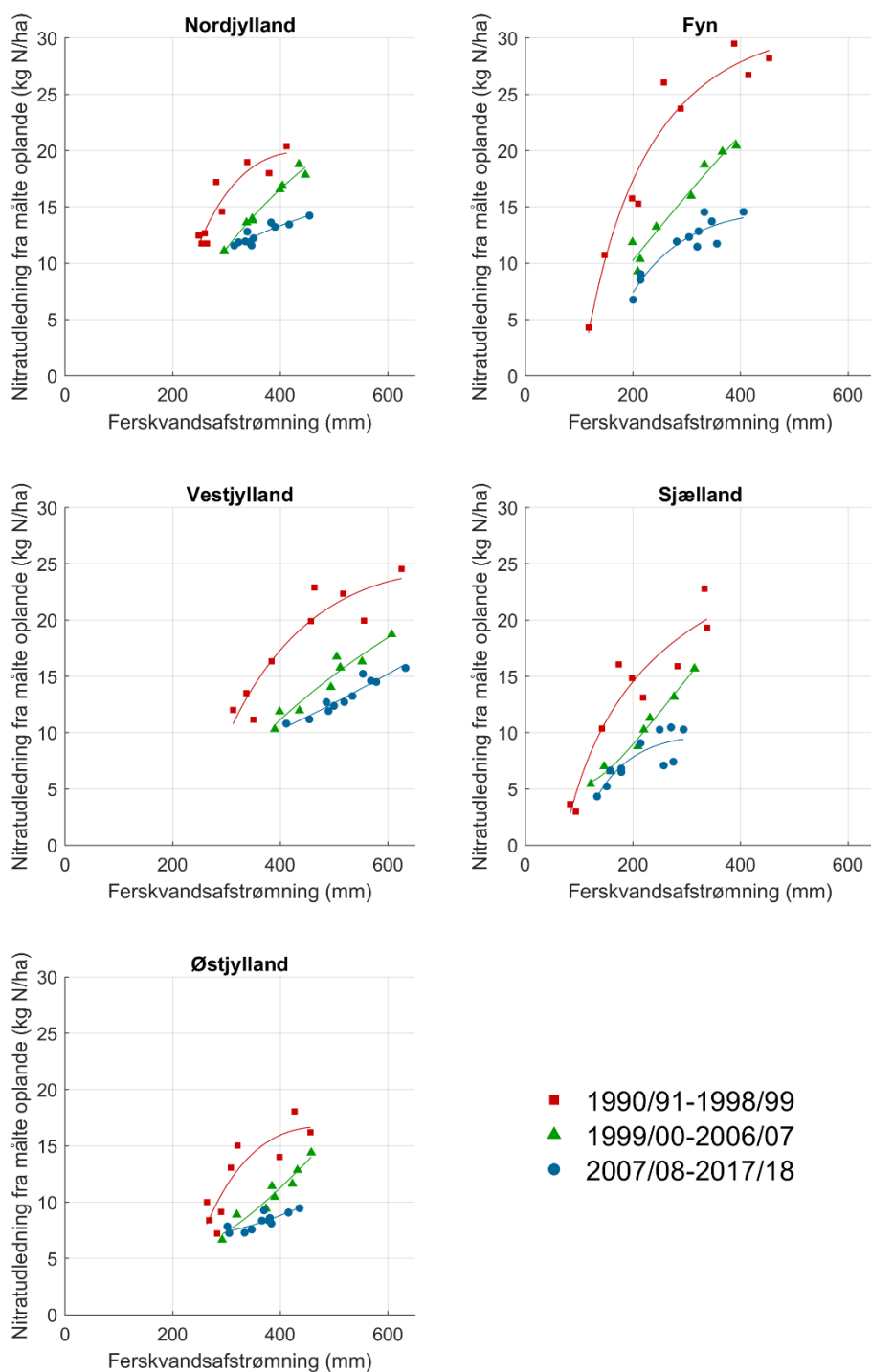
På 77 målestationer er der målt vandafstrømning og udledning af nitrat i perioden 1990-2018 og lavet opgørelser for det hydrologiske år 1. juni til 31. maj. Udviklingen i afstrømning er opgjort både ved lineær regression og med Mann-Kendall test (Hirsh & Slack, 1984) og er vist for fem regioner (figur 4.2.3). Størst stigning i den årlige afstrømning ses for de målte oplande i Vestjylland og Nordjylland med en årlig stigning på henholdsvis 4,1-4,6 og 3,2-3,5 mm. Udvikling i afstrømning for perioden 1990/91-2017/18 er signifikant på 0,05 pct. niveau (tabel 4.2.1). I de målte oplande i Østjylland og Fyn stiger den årlige målte afstrømning mindre med henholdsvis 1,7-1,9 og 1,4 mm, mens der kun findes en meget lille årlig stigning på 0,12-0,02 mm for oplandene på Sjælland. Udvikling i afstrømning for de sidst tre nævnte regioner er ikke signifikant.



**Figur 4.2.3.** Udvikling i afstrømning opgjort for 77 målte havstationer med en fuldstændig tidsserie for perioden 1990-2018. Data er opgjort for dette hydrologiske år, 1. juni til 31. maj, for perioden 1990/91-2017/18. Oplande med data for de opgjorte målestationer er vist med mørke farver på kortet. I de fem regionale figurer viser den blå linje trenden i udviklingen i afstrømningen opgjort ved lineær regression, og den orange linje viser middelfafstrømningen for perioden.

Udledning af kvælstof er især påvirket af afstrømning samt af de mange virkemidler, der er implementeret for at reducere kvælstoftabet fra landbrugsjorden. Det betyder, at det ofte kan være vanskeligt at adskille effekten af virkemidler ift. de store årlige klimatiske ændringer i afgrøders vækst og høst samt nedbør. Opgøres relationen mellem afstrømning og nitratudledning i kg N/ha, ses det, at denne relation gradvist ændrer sig i takt med implementeringen af virkemidler i de forskellige vandplanperioder (figur 4.2.4 og tabel 4.2.1).

**Figur 4.2.4.** Relation mellem afstrømning og nitratudledning til havet (kg N/ha) for 77 målte havstationer for det hydrologiske år, 1. juni til 31. maj, for perioden 1990/91-2017/18 og opdelt i tre perioder 1990/91-1998/99, 1999/00-2006/07 samt 2007/08-2017/18. Oplande med data for de opgjorte målestationer er vist med mørke farver på kortet i figur 4.2.3.





**Tabel 4.2.1** Statistisk beregning af udvikling i afstrømning for målte vandløbsoplande i fem regioner. Afstrømningen er målt og opgjort for det hydrologiske år, 1. juni-31. maj, for perioden 1990/91-2017/18. Placering og antal oplande fremgår af kortet vist i figur 4.2.3. Beregningen er gennemført med to statistiske test, lineær regression og Mann-Kendall test.

Region	Lineær regression				Mann-Kendall test			
	Årlig stigning i afstrømning (mm pr. år)		p-værdi		Årlig stigning i afstrømning (mm pr. år)		p-værdi	
	middel	95 % konfidensgrænse			middel	95 % konfidensgrænse		
Nordjylland	3,17	0,574	5,77	0,018	3,51	0,233	6,00	0,038
Vestjylland	4,08	0,207	7,95	0,040	4,62	-0,0452	8,63	0,050
Østjylland	1,71	-1,07	4,49	0,22	1,86	-1,41	4,9	0,28
Fyn	1,36	-2,86	5,58	0,51	1,36	-3,26	6,44	0,51
Sjælland	0,123	-3,36	3,6	0,94	0,022	-4,01	4,21	1

**Tabel 4.2.2** Logaritmisk sammenhæng mellem q=årlig afstrømning (mm) og nitratudledning (kg N/ha) for målte vandløbsoplande opgjort for tre perioder – 1990/91-1998/99, 1999/00-2006/07 samt 2007/08-2017/18 – og fem regioner. Oplande med data for de opgjorte målestationer er vist med mørke farver på kortet i figur 4.2.3.

Region	periode	ligning	r <sup>2</sup>
Fyn	1990/91-1998/99	-89.046 + 20.194*ln(q)	0,942
Fyn	1999/00-2006/07	-84.000 + 18.021*ln(q)	0,948
Fyn	2007/08-2017/18	-50.456 + 11.267*ln(q)	0,860
Limfjord	1990/91-1998/99	-93.262 + 19.553*ln(q)	0,887
Limfjord	1999/00-2006/07	-114.010 + 22.384*ln(q)	0,981
Limfjord	2007/08-2017/18	-64.350 + 13.523*ln(q)	0,898
Sjælland	1990/91-1998/99	-58.221 + 14.105*ln(q)	0,913
Sjælland	1999/00-2006/07	-54.036 + 12.427*ln(q)	0,947
Sjælland	2007/08-2017/18	-34.284 + 8.232*ln(q)	0,808
Vestjylland	1990/91-1998/99	-117.166 + 22.807*ln(q)	0,879
Vestjylland	1999/00-2006/07	-116.968 + 21.750*ln(q)	0,944
Vestjylland	2007/08-2017/18	-84.250 + 16.035*ln(q)	0,841
Østjylland	1990/91-1998/99	-94.066 + 18.884*ln(q)	0,828
Østjylland	1999/00-2006/07	-104.340 + 19.864*ln(q)	0,932
Østjylland	2007/08-2017/18	-43.273 + 9.110*ln(q)	0,735

Relationen mellem ferskvandsafstrømning og nitratudledning for perioden 2007/08-2017/18 må forventes at være gældende under baselinebetingelser frem til 2027. Disse relationer er benyttet til at beregne stigningen i nitratudledningen til havet under forudsætning af, at afstrømningen udvikler sig over de kommende år som i de foregående 30 år (tabel 4.2.3). For Nordjylland og Vestjylland giver dette en stigning i nitratudledningen på over 7 %, hvor stigningen ligger på ca. 4 % i Østjylland og Fyn, mens der ikke er nogen mærkbar ændring på Sjælland.

**Tabel 4.2.3.** Årlig nitratudledning til havet (kg N/ha) ved middelfastrømning og øget nitratudledning efter 9 år estimeret med en beregnet stigning i afstrømning, forskel i nitratudledning ved middelfastrømning og efter 9 år med øget afstrømning samt den procentvise stigning efter 9 år opgjort for målte oplande i fem regioner.

Region	Afstrømning (mm pr. hydrologisk år)			Nitratudledning (kg N/ha)		Ændring	
	Middel	Årlig ændring	9 års ændring	Ved middelfastr.	Middelfastr. plus 9 år	Forskel Middelfastr. og efter 9 år	(%)
Nordjylland	348	3,17	28,6	14,8	15,8	1,07	7,2
Vestjylland	486	4,08	36,7	15,0	16,1	1,17	7,8
Østjylland	361	1,71	15,4	10,4	10,7	0,38	3,7
Fyn	287	1,36	12,3	13,3	13,8	0,47	3,5
Sjælland	211	1,12	1,1	9,8	9,8	0,04	0,4

### Konklusion

Klimaændringer forventes at medføre højere temperaturer og øget vinternedbør. Over de seneste 30 år er afstrømningen steget betydeligt i Jylland og på Fyn, mens der ikke har været mærkbare ændringer på Sjælland. Den stigende afstrømning vil føre til øget udledning af nitrat til havet, og ved anvendelse af relationerne mellem afstrømning og nitratudledning for de seneste 10 år fås en stigning i nitratudledning på op til knap 8 % afhængigt af region. Da disse estimater er baseret alene på data fra de målte oplande, er det ikke muligt direkte at opskalere til et nationalt estimat for effekten på kvælstofudledningen. Disse estimater indeholder desuden kun den forventede effekt på større vandafstrømning, mens eventuelle effekter på mineralisering som følge af højere temperatur eller indirekte effekter på afgrødevalg og dyrkningspraksis ikke kan adskilles i den viste effekt.

### 4.3 Skovrejsning med et klimaformål

*Per Gundersen*

*Fagfællebedømt af Lars Vesterdal, IGN, KU*

Den almindelige skovrejsning på tidligere landbrugsjord har ofte rekreative eller grundvandsbeskyttende formål. Derfor planter man fortrinsvis løvtræarter og efterlader nogle åbne områder uden beplantning. Driften er ofte ikke intensiv.

Skovrejsning på landbrugsjord med et klimaformål (klmaskove) må derimod antages hovedsageligt at blive tilplantet med hurtigt voksende nåletræarter (eller alternativt med hybrid poppel), der skal drives mere intensivt for at opnå så stor CO<sub>2</sub>-binding som muligt.

Data for nitratudvaskning efter skovrejsning på tidligere landbrugsjord i Gundersen et al. (2020a) er hovedsageligt fra løvskove, men der indgår også enkelte nåleskove med forskellig jordbund og forstlig drift. Ud fra dette nuværende datagrundlag blev der foreslået et normtal på 8 kg N/ha/år (5-15 kg N/ha/år) som et langsigtet gennemsnit for N-udvaskning fra nye skove på tidligere landbrugsjord (Gundersen et al. 2020b).

Hurtigt voksende træarter og intensiv forstlig drift med udtag af flere træprodukter (bioenergi og tømmer) vil betyde en større eksport af kvælstof fra arealerne i disse produkter, end vi ser ved almindelig skovrejsning. Dette bør alt andet lige medføre mindre N-udvaskning fra 'klimaskove'. Men nåletræer filtrerer luften mere effektivt for kvælstofgasser og -partikler (højere tørdeposition) end løvtræer (Gundersen, 2008). Dette kan, afhængigt af omfanget af lokale og regionale N-emissioner, opveje eller overstige det øgede N-udtag. Balancen mellem øget N-tilførsel via tørdeposition og øget N-udtag med hugst vil være afgørende for niveauet af N-udvaskning fra 'klimaskove'. Der eksisterer ikke tilstrækkelige data til at kunne forudsige denne balance. Derudover vil jordtype, dræningstilstand, lokale kvælstofkilder og den konkrete udformning af skoven (træart, tæthed, drift mv.) have betydning.

I Danmark er der ikke målinger af nitratudvaskning på skov rejst med et klimaformål eller tilstrækkelig viden om nitratudvaskning fra andre nåleskove på gammel landbrugsjord. Derfor kan der ikke for nuværende gives et andet normtal for udvaskningseffekt af skov rejst med et klimaformål end for almindelig skovrejsning på landbrugsjord.

## 5 Konklusion

I dette kapitel sammenfattes resultaterne af de vurderede baselineelementer. Vurdering af effekt på nitratudvaskning for de enkelte virkemidler er sammenfattet i tabel 5.1. Forventede ændringer i nitratudvaskningen er, hvor det er muligt, angivet som et interval på basis af en usikkerhedsvurdering, hvor minimum indikerer ”den mindst mulige reduktion af udvaskningen”, og maksimum indikerer ”den højst mulige reduktion af udvaskningen”.

I nærværende rapport er effekterne beregnet for tre scenarier med fremskrivning af husdyrholdet og afledte effekter på afgrødefordeling og produktion af husdyrgødning. Ved den gennemsnitlige udvikling i den animalske produktionen øges kvælstof i husdyrgødning med 8 mio. kg N, mens det for de to øvrige scenarier vil være henholdsvis et fald på 20 mio. kg N og en stigning på 35 mio. kg N til i alt 258 mio. kg N. Mængder i disse beregninger er N ab dyr, hvorfor der skal fratrækkes i stald og lagre for at få ændringen i N tildelt markerne. Albrektsen et al. (2017) angiver et tab fra kvæg og svin på 21,7 mio. kg N, svarende til 10 % af N ab dyr. Det forudsættes, at antallet af husdyrefterafgrøder fastsættes, så disse kompenserer en øget udvaskning ved anvendelse af mere ikke udnyttet husdyrgødning og at der derfor ikke vil komme øget udvaskning selvom mængden af husdyrgødning stiger.

Udvikling i udbytter er opgjort sammen med udviklingen i de økonomisk optimale kvælstofnormer, idet der er en kobling mellem øgede udbytter og øgede normer. Det vurderes endvidere, at udvaskningen bedst estimeres på grundlag af forskellen mellem udviklingen i kvælstofnormer og kvælstofudbytter.

Der er gennemført en vurdering af baselineelementerne: Nedgang i det dyrkede areal, skovrejsning, øget økologiske produktion, anvendelse af bioforgasning og af genanvendt affald, nedgang i atmosfærisk deposition, slæt frem for afgræsning, udvikling i udbytter og i de økonomisk optimale kvælstofnormer.

De viste vurderinger af baselineelementer viser et forventet fald i nitratudvaskningen frem mod 2027 for elementerne nedgang i den atmosfæriske deposition af kvælstof, som afhænger af, hvorvidt prognoserne for udviklingen i emissionerne af kvælstof holder stik, og af at EU-landene overholder de med NEC-direktivet vedtagne emissionslofter for 2027/2030. Derudover forventes det især, at udvikling i det økologiske areal og nedgangen i det dyrkede areal og skovrejsning bidrager til en mindre udvaskning frem mod 2027.

Scenarier for den animalske produktion er indarbejdet i fremskrivning af slæt frem for afgræsning og i udvikling i udbytter og den økonomiske optimale gødningsnorm. Der er vurderet to scenarier for skovrejsning henholdsvis hvor skovrejsningen har samme stigning som hidtil samt et scenarie, hvor skovrejsningen fordobles i 2030. De to scenarier for skovrejsning har betydning for beregningen nedgang i det dyrkede areal, hvorfor der også er beregnet to scenarier for dette virkemiddel.

Der er betydelig usikkerhed omkring effekter af udvikling i kvælstofnormer og kvælstofudbytter på nitratudvaskningen, især i forhold til udvikling i afgrødesammensætningen. Derimod forventes en øget nitratudvaskning grundet øget klimabetinget afstrømning (tabel 5.1).

I forhold til fosforudledningen forventes der et fald i udledningen for begge baselineelementerne nedgang i det dyrkede areal og øget skovrejsning (tabel 5.2.). Også her afhænger størrelsen af den politiske målsætning, der lægges til grund for beregningen.

En væsentlig del af den forventede baselineeffekt vil ikke have fuld virkning i 2027, idet den forventede effekt på nitratudvaskningen er vurderet som effekten, der fremkommer inden for en tidshorisont på 5-10 år. Hertil skal yderligere lægges, at der optræder en vis tidsforsinkelse fra, at virkemidler implementeres, til de reelt har en effekt på udvaskning fra rodzone og udledning til kystvande, samt at den aktuelle udledning desuden er påvirket af år-til-år-variation i vejrforhold, jf. afsnit 2.6 om tidshorisont og tidsforsinkelser.

Baselineeffekten er udarbejdet som en fremskrivning for udviklingen, og der er derfor knyttet en vis usikkerhed til, om den aktuelle udvikling afviger fra denne forudsatte udvikling. Derfor anbefaler AU, at der løbende følges op på, om udviklingen sker som forventet. Det er desuden vigtigt at se på, om der kommer nye tiltag, der vil reducere nitratudvaskning og fosforudledning, bl.a. nye tiltag til at opfylde Danmarks målsætning om mindre CO<sub>2</sub>-udledning. I denne baseline 2027 indgår en overordnet beskrivelse af potentialet for kvælstoffjernelse ved at vådlægge og udtage kulstofrige lavbundsjord fra landbrugsproduktion, som forventes at udgøre væsentlige tiltag i forhold til at opfylde målsætningen om reduktion af landbrugets klimabelastning.

Desuden findes, at der i dag er begrænset viden om udvaskning ved klimatilpasset skovrejsning på landbrugsjord, og effekt af dette baselineelement kan ikke opgøres mere specifikt end den vurderede udvaskningseffekt af almindelig skovrejsning på landbrugsjord.

**Tabel 5.1.** Fremskrivning af effekten på landsplan af udvalgte baselineelementer på nitratudvaskningen i 2027. Positive værdier angiver et fald i nitratudvaskningen og negative værdier en stigning i nitratudvaskningen. For elementerne "skovrejsning" og "økologi" er der angivet flere scenarier, hvor valg af scenarier afhænger af den politiske beslutning, der træffes om f.eks. mere økologi eller tilskud til skovrejsning. Hvad "kvælstofdeposition" angår, repræsenterer scenarierne en usikkerhed i forhold til, om de enkelte lande kan overholde de fastsatte lofter for udledning.

Kvælstof	Arealændring 2017/18-2027	Udvaskningseffekt i rodzonen i 2027	
	( ha)	min.	maks.
Virkemiddel mm.		min.	maks.
Nedgang i dyrket areal (skovrejsning Scenarie 1)	91.900	4.460	4.680
Nedgang i dyrket areal (skovrejsning Scenarie 2)	80.200	3.900	4.090
Skovrejsning Scenarie 1	17.100	890	890
Skovrejsning Scenarie 2	28.800	1.500	1.500
Økologi høj vækst (politisk målsætning)	208.000	2.080	3.540
Økologi middel vækst	153.000	1.520	2.590
Økologi lav vækst	46.000	460	780
Kvælstofdeposition Scenarie 1	hele arealet	1.720	2.050
Kvælstofdeposition Scenarie 2	hele arealet	2.730	3.260
Udvikling i udbytter og økonomisk optimal norm (standard husdyr)	landbrugsarealet	-120	1.380
Udvikling i udbytter og økonomisk optimal norm (lav husdyr)	landbrugsarealet	1.160	3.180
Udvikling i udbytter og økonomisk optimal norm (høj husdyr)	landbrugsarealet	-1.940	-300

I denne baseline er det vist, at øget afstrømning samt store år- til- år variationer i bl.a. nedbør og temperatur kan modvirke og skygge for effekten af virkemidler og baselineelementer, og at forsinkelser i kvælstofomsætning og i vandets transportveje fra mark til kystvande kan have en betydning. Regionale opgørelser af den afstrømningsvægtede total N- og nitrat-koncentration i det afstrømmende vand til kystvande for målte oplande viser, at netop år-til-år variationen er stor i de to regioner Fyn og Sjælland, og at ændringer i disse koncentrationer derfor bør ses over en årrække i forhold til at kunne evaluere virkemidlers effekt på kvælstofudledning til kystvande.

**Tabel 5.2.** Fremskrivning af effekten på landsplan af baselineelementerne "nedgang i dyrket areal" og "skovrejsning" på fosforudledningen i 2027. For baselineelementet "nedgang i dyrket areal" er der angivet to scenarier, idet effekten afhænger af, hvor stort arealet med skovrejsning forventes at blive i 2027. Positive værdier angiver et fald i fosforudledningen.

Fosfor	Arealændring	Udledning til	
	2018 -2027 (ha)	ferskvand i 2027 (kg P)	
Baselineelement			
Nedgang i dyrket areal (skovrejsning Scenarie 1)	91.900	24.900	24.900
Nedgang i dyrket areal (skovrejsning Scenarie 2)	80.200	21.700	21.700
Skovrejsning Scenarie 1	17.100	800	800
Skovrejsning Scenarie 2	28.800	1.300	1.300

## 6 Referencer

Albrektsen, R., Mikkelsen, M.H. & Gyldenkærne, S. (2017). Danish emission inventories for agriculture. Inventories 1985-2015. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 190 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 250.

<http://dce2.au.dk/pub/SR250.pdf>

Ambus, P. & Hoffmann, C.C. (1990). Kvælstofomsætning og stofbalance i ånære områder. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C13. Miljøministeriet.

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

Andersen, H.E. & Rolighed, J. (2016). Ændret husdyrregulering: Effekter af loft for tilførsel af fosfor med husdyrgødning. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s., 5. september 2016.

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

Anonym (2018). Procedurer for indstilling af kvælstof- og udbyttенormer ("Drejbogen"). Rapport fra Normudvalget. Aarhus Universitet, SEGES og København Universitet.

[https://dca.au.dk/fileadmin/user\\_upload/NH/Myndighed/Drejbog\\_Gældende\\_fra\\_november\\_2018.pdf](https://dca.au.dk/fileadmin/user_upload/NH/Myndighed/Drejbog_Gældende_fra_november_2018.pdf)

Anonym (2020). Normtal for husdyrgødning <https://anis.au.dk/forskning/sektioner/husdyrernaering-og-fysiologi/normtal/>

Audet, J., Elsgaard, L., Kjaergaard, C., Larsen, S. E. & Hoffmann, C.C. (2013). Greenhouse gas emissions from a Danish riparian wetland before & after restoration. *Ecological Engineering*, 57, 170-182.

Audet, J., Zak, D., Bidstrup, J. & Hoffmann, C.C. (2020). Nitrogen & phosphorus retention in Danish restored wetlands. *Ambio*, 49, 324-336. doi:10.1007/s13280-019-01181-2

Bartosova, A., Capell, R., Olesen, J.E., Jabloun, M., Refsgaard, J.C., Donnelly, C., Hyytiäinen, K., Pihlainen, S., Zandersen, M. & Arheimer, B. (2019). Future socioeconomic conditions may have larger impact on nutrient loads to the Baltic Sea than climate change. *Ambio* 48, 1325-1336.

Blicher-Mathiesen, G. (2012). Notat om status for N-udledning fra lavbundsarealer, 16 p., Feb. 22, 2012. Notat fra DCE - Nationalt center for Miljø- og Energi.

Blicher-Mathiesen, G., Windolf, J., Larsen, S.E., Rolighed, J., Carstensen, M.V., Højbjerg, A.L., Tornbjerg, H. & Kronvang, B. (2020). The effect of nitrogen

mitigation measures evaluated by monitoring of nitrogen concentrations and loadings in Danish mini-catchments – 1990-2015. *Water Science and Technology. Water Supply*, 20, 2, 586-593.

Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. (2019). Landovervågningsoplande 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 222 s. - Videnskabelig rapport nr. 305 <http://dce2.au.dk/pub/SR305.pdf>

Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E. & Jung-Madsen, S. (red.) (2020). Opdatering af baseline 2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Teknisk rapport nr. 162 <http://dce2.au.dk/pub/TR162.pdf>

Brinson, M.M. (1993). Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands*, 13, 65-74. doi:10.1007/bf03160866

Bullock, A. & Acreman, M. (2003). The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 7, 358-389.

Børgesen, C.D., Kristensen, I.T., Grant, R. (2009). Landbrugsregisterdata anvendt i regionale og landsdækkende beregninger af N og P tab. I: Midtvejs-evaluering af Vandmiljøplan III – hoved og baggrundsnotater. (eds. Børgesen, C.D., Waagepetersen, J., Iversen, T.M., Grant, R., Jacobsen, B. & Elmholt, S.) Det Jordbrugs-videnskabelige Fakultet og Danmarks Miljøundersøgelser. DJF rapport Markbrug 142. 233 s.

Børgesen, C.D., Sørensen P., Blicher-Mathiesen G., Kristensen M.K., Pullens, J.W.M., Zhao J., Olesen J.E. 2020. NLES5 - An empirical model for predicting nitrate leaching from the root zone of agricultural land in Denmark. Aarhus University, DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. 116 p. - DCA report No. 163. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport163.pdf>

Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. og Schelde, K. (editors) (2013). Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA rapport nr. 31, 153 s. Aarhus Universitet.

Clymo, R.S. (1983). Peat. I: Gore, A.J.P. (red.) *Ecosystems of the world 4A. Mires: swamps, bog, fen and moor*. Amsterdam: Elsevier, 159-224.

Dahl, M., Nilsson, B., Langhoff, J.H. & Refsgaard, J.C. (2007). Review of classification systems & new multi-scale typology of groundwater-surface water interaction. *Journal of Hydrology*, 344, 1-16. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.06.027

Davidson, T.A., Audet, J., Jeppesen, E., Landkildehus, F., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M. & Syväranta, J. (2018). Synergy between nutrients & warming enhances methane ebullition from experimental lakes. *Nature Climate Change*, 8(2), 156-160.

De Notaris, C., Rasmussen, J., Sørensen, P., Olesen, J.E. (2018). Nitrogen leaching: a crop rotation perspective on the effect of N surplus, field management and use of catch crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 255, 1-11.



Doltra, J., Lægdsmand, M. & Olesen, J.E. (2014). Impacts of projected climate change on productivity and nitrogen leaching of crop rotations in arable and pig farming systems in Denmark. *Journal of Agricultural Science*, 152, 75-92.

Drejebog (2018). Procedurer for indstilling af kvælstof og udbyttenermer. DCA – Nationalt center for fødevarer og jordbrug, Aarhus Universitet. [http://dca.au.dk/fileadmin/user\\_upload/NH/Myndighed/Drejebog\\_Gældende\\_fra\\_november\\_2018.pdf](http://dca.au.dk/fileadmin/user_upload/NH/Myndighed/Drejebog_Gældende_fra_november_2018.pdf)

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L., Geels, C., Nielsen, I. E., & Poulsen, M. B., (2019). Atmosfærisk deposition 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 84s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 304. <http://dce2.au.dk/pub/SR304.pdf>

Ellermann, T., Brandt, J., Frohn Rasmussen, L.M., Geels, C., Christensen, J.H., Ketzel, M., Jensen, S.S., Nordstrøm, C., Nøjgaard, J.K., Nygaard, J., Monies, C. & Nielsen, I. E. (2019b). Luftkvalitet og helbredseffekter i Danmark, status 2018. Notat fra Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. august 2019: 28 s.

EMEP (2019). EMEP emissionsdatabase.

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 <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>

EU (2016). Europaparlamentets og Rådets direktiv (EU) 2016/2284 af 14. december 2016 om nedbringelse af nationale emissioner af visse luftforurenende stoffer, om ændring af direktiv 2003/35/EF og om ophævelse af direktiv 2001/81/EF. *Den Europæiske Unions Tidende* 17.12.2016 L 344/1

Greve, M. H., Greve, Balslev, M. Pedersen, B.F. (2019). Kortlægning af jordens kulstofindhold i Danmark. Redegørelse for metode og usikkerheder. Notat fra DCA oktober 2019.

Grootjans, A.P., Schipper, P.C. & Van der Windt, H.J. (1985). Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows. *Acta Ecologica/Ecologica Plantarum*, 6, 403-417.

Gundersen, P., de la Riva Valdés, P. & Christiansen, J.R. (2020a). N-udvaskning efter skovrejsning på to lokaliteter på Sjælland. Københavns Universitet. IGN Rapport. (in press).

Gundersen, P., Blicher-Mathiesen, G., Strandberg, B., Bruus, M., Rubæk, G. H., Hutchings, N. J. & Jacobsen, B. H. (2020b). Skovrejsning. I: Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B. & Jacobsen, B. H. (red.), Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug (DCA rapport; Nr. 174) s. 152-164.

Gundersen, P. (2008). Nitratudvaskning fra skovarealer – model til risikovurdering. *Skov & Landskab, Arbejdsrapporter nr. 46*, Skov & Landskab, 43 pp.

- Gundersen, P. (2018). Nitratudvaskning i nye skove på gammel landbrugs jord. Københavns Universitet. IGN Rapport. 33 s.
- Gyldenkerne, S. & Greve, M.H. 2020. Bestemmelse af drivhusgasemissionen fra lavbundslande. Version 3.0. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Videnskabelig rapport nr. 384.  
<http://dce2.au.dk/pub/SR384.pdf>
- Gyilling, M & Hermansen, J. E (red). (2018). Kvantificering af forventede fremtidige proteinmarkeder og kortlægning af potentialer i forskellige nye proteinkilder. IFRO Udredning 2018/08.
- Hansen, B., Hansen, A.C., Hoffmann, C.C. & Nielsen, H. (1990). Vand- og stofbalance på lavbundsland. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen no. C14. 74 s.
- Herbst, M., Friborg, T., Schelde, K., Jensen, R., Ringgaard, R., Vasquez, V., Thomsen, A. G., and Soegaard, H. (2013), Climate and site management as driving factors for the atmospheric greenhouse gas exchange of a restored wetland. *Biogeosciences*, 10, 39-52. <http://www.doi.org/10.5194/bg-10-39-2013>
- Hirsch, R.M.S. & Slack, J.R (1984). A non-parametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resources Research*, 20, 727-732.
- Hoffmann, C.C., Audet, J., Baatrup-Pedersen, A., Strandberg, B., Bruus, M., & Kusk, P. (2020a) Vådområder. I: Eriksen, J., Thomsen, I. K., Hoffmann, C. C., Hasler, B., Jacobsen, B. H. (red.) (2020). Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174  
<https://dcapub.au.dk/djpdf/DCArapport174.pdf>
- Hoffmann, C.C. & Baatrup-Pedersen, A. (2007). Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. *Ecological Engineering*, 30, 157-166.
- Hoffmann, C.C., Andersen, H.E., Kronvang, B. & Kjaergaard, C. (2018). Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder. Notat fra DCE 15. oktober 2018.
- Hoffmann, C.C., Baatrup-Pedersen, A., Amsinck, S.L. & Clausen, P. (2006). Overvågning af Vandmiljøplan II - Vådområder 2005. Miljøministeriet.
- Hoffmann, C.C., Baatrup-Pedersen, A., Rasmussen, J., Hasler, B., Martinsen, L. & Møller, F. (2014). Vådområder. 196-209. I: Eriksen, P. N. Jensen & B. H. Jacobsen, red. Virkemidler til realisering af 2. Generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA rapport nr. 052. Aarhus Universitet, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.
- Hoffmann, C.C. & Grant, R. (2004). Ophør af omdrift på lavbundsarealer. I: U. Jørgensen (red.) Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport Markbrug no. 103, Danmarks Jordbrugsforskning, Tjele. S. 180-187.
- Hoffmann, C.C., Heiberg, L., Audet, J., Schönfeldt, B., Fuglsang, A., Kronvang, B., Ovesen, N. B., Kjaergaard, C., Hansen, H. C. B. & Jensen, H. S. (2012). Low phosphorus release but high nitrogen removal in two restored riparian wetlands inundated with agricultural drainage water. *Ecological Engineering*, 46, 75-87. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.04.039

Hoffmann, C.C., Kronvang, B. & Audet, J. (2011). Evaluation of nutrient retention in four restored Danish riparian wetlands. *Hydrobiologia*, 674, 5-24. doi:10.1007/s10750-011-0734-0.

Hoffmann, C.C. & Zak, D. 2019. Undersøgelser ved Aborg Minde Nor i Assens Kommune på Vestfyn. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 18 s. - Videnskabelig rapport nr. 326  
<http://dce2.au.dk/pub/SR326.pdf>

Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N., Martinsen, L., Hasler, B (2020b). Fosfor-vådområder (P-ådale). I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (red.). Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379.  
<http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>

Holden, J., Chapman, P.J. & Labadz, J.C. (2004). Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 28, 95-123. doi:10.1191/0309133304pp403ra

Humphrey, W.D. & Pluth, D.J. (1996). Net Nitrogen Mineralization in Natural and Drained Fen Peatlands in Alberta, Canada. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 932-940. doi:10.2136/sssaj1996.03615995006000030036x

Huth, V., Günther, A., Bartel, A., Hofer, B., Jacobs, O., Jantz, N., Meister, M., Rosinski, E., Urich, T., Weil, M., Zak, D. & Jurasinski, G. (2020). Topsoil removal reduced in-situ methane emissions in a temperate rewetted bog grassland by a hundredfold. *Science of the Total Environment*, 721, 137763.

Højberg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H. & Ernstsen, V. (2015). National Kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metode rapport. Revideret udgang 2015. GEUS. 111 s. <https://www.geus.dk/media/13243/national-kvaelstofmodel-oplandsmodel-til-belastning-og-virkemidler-sep2015.pdf>.

IPCC 2014, s88

Jabloun, M., Schelde, K., Tao, F. & Olesen, J.E. (2015). Effect of changes in temperature and precipitation in Denmark on nitrate leaching in cereal cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 62, 55-64.

Jensen, J.D., (2019). Fremskrivning af dansk landbrug frem mod 2030 – december 2018, 14 s., IFRO Udredning, Nr. 2019/02

Jensen, P.N. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Børgesen, C.D., Olesen, J.E., Thomsen, I.K., Kristensen, T., Sørensen, P. & Vinther, F.V. (2016). Revurdering af baseline. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 67. 59 s.

Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J. E., Audet, J., Søndergaard, M., Hoffmann, C.C., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Larsen, S. E., Beklioglu, M., Meerhoff, M., Özen, A. & Özkan, K. (2011). Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications

- for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia*, 663, 1-21. doi:10.1007/s10750-010-0547-6
- Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Bentsen, N.S. & Vesterdal, L. (2019). Danish National Forest Accounting Plan 2021-2030 – resubmission 2019. IGN report, December 2019. Department of Geosciences and Resource Management, University of Copenhagen, Frederiksberg. 112 p. ill.
- Jørgensen, U., Kristensen, T., Jensen, S.K. & Ambye-Jensen, M. (2020). Bidrag til MOF spg. 8 i forbindelse med beslutningsforslag 15. 4 s. Nr. 2020-0094295, maj 20, 2020.
- Kandel T.P., Laerke P.E., Hoffmann C.C., & Elsgaard, L. (2019). Complete annual CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O balance of a temperate riparian wetland 12 years after rewetting. *Ecological Engineering* 127:527-535  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.019>
- Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R. & Blicher-Mathiesen, G. (2008). Re-estimation and further development in the model N-LES, N-LES3 to N-LES4. Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, 2008. 25 s. (DJF Plant Science; 139).
- Kristensen, T. (2015). Beregning af grovfoderudbytte på kvægbrug ud fra regnskabsdata. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 27 s.
- Kristensen, T., Vinther, F.P., Søgaard, K. & Eriksen, J. (2011). Notat vedrørende skrift fra afgræsning til slæt. Aarhus Universitet.
- Kronvang, B., Rubæk, G.H., Djurhuus, J., Heckrath, G., Hofmann, C.C & Grant, R., Monitoring og estimering af fosfortab fra danske landbrugsarealer. I: Poulsen, H. D. & Rubæk, G. H. (red) (2005). Fosfor i dansk landbrug - Om-sætning, tab og virkemidler mod tab. Danmarks JordbrugsForskning, Fou-lum.  
[https://pure.au.dk/portal/files/309245/DJF\\_rapport\\_husdyr\\_nr.\\_68.pdf](https://pure.au.dk/portal/files/309245/DJF_rapport_husdyr_nr._68.pdf)
- Landbrugsstyrelsen (2019). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2019 til 31. juli 2020.
- Landbrugsstyrelsen (2020.) Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter 2019. Autorisation & produktion. Miljø- og Fødevareministeriet, København, Marts 2020. ISBN 978-87-7120-143-7. 55 p.  
[https://lbst.dk/fileadmin/user\\_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaa-ende/Oekologi/Statistik/Statistik\\_over\\_oekologiske\\_jordbrugsbedrifter\\_2019.pdf](https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaa-ende/Oekologi/Statistik/Statistik_over_oekologiske_jordbrugsbedrifter_2019.pdf)
- Liu, H. & Lennartz, B. (2019), Hydraulic properties of peat soils along a bulk density gradient—A meta study. *Hydrological Processes*, 33, 101-114. doi:10.1002/hyp.13314
- Madsen, H. & Holst, K. (1987). Potentielle marginaljorde, appendix 4. Miljøministeriets projektundersøgelser 1986, Teknikerrapport nr. 1, Landbrugsmi-nisteriets Arealdatakontor.

Maljanen, M., Sigurdsson, B.D., Guðmundsson, J., Óskarsson, H., Huttunen, J.T. & Martikainen, P.J. (2010). Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries - present knowledge and gaps. *Biogeosciences*, 7, 2711-2738. doi:10.5194/bg-7-2711-2010

Miljøstyrelsen (2017). Teknisk beskrivelse af beregningsgrundlag for husdyr-efterafgrøder i ny husdyrregulering. Miljø- og Fødevareministeriet. 10 s. <https://mst.dk/media/143671/notat-om-beregning-af-husdyrefterafgroede-krav.pdf>

Nielsen, O-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K.H., Bruun, H.G. & Thomsen, M. 2020. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 559 pp. Scientific Report No. 369 <http://dce2.au.dk/pub/SR369.pdf>

Oelofse, M., Jensen, L.S. & Magid, J. (2013). The implications of phasing out conventional nutrient supply in organic agriculture: Denmark as a case. *Organic Agriculture*, 3, 41-55.

Olesen, J.E., Børgesen, C.D., Hashemi, F., Jabloun, M., Bar-Michalczyk, D., Zurek, A.J., Bartosova, A., Bosshard, T., Hansen, A.L. & Refsgaard, J.C. (2019). Nitrate leaching losses from two Baltic Sea catchments under scenarios of changes in land use, land management and climate. *Ambio*, 48, 1252-1263.

Olesen, J.E., Kristensen, T., Kristensen, I.S., Børgesen, C.D., Eriksen, J., Pedersen, B.F., Kongsted, A.G. 2020. Opdatering af kvælstofudvaskning fra økologiske bedrifter. Notat DCA Nr. 2019-760-001009, 36 s.

Olesen, J.E., Kristensen, T., Kristensen, I.S., Pedersen, B.F., Hansen, E.M., Thomsen, I.K. & Sørensen, P. 2019. Afklaring af om der er grundlag for en ny faglig opdatering af kvælstofudvaskningen fra økologiske bedrifter. [https://pure.au.dk/portal/da/persons/joergen-e-olesen\(d3bcf85c-a32d-4169-8f78-b2bf7fe78102\)/publications/afklaring-af-om-der-er-grundlag-for-en-ny-faglig-opdatering-af-kvaelstofudvaskning-fra-oekologiske-bedrifter\(5e7e9c20-1fd6-42bc-bcfb-eac68be3b43b\).html](https://pure.au.dk/portal/da/persons/joergen-e-olesen(d3bcf85c-a32d-4169-8f78-b2bf7fe78102)/publications/afklaring-af-om-der-er-grundlag-for-en-ny-faglig-opdatering-af-kvaelstofudvaskning-fra-oekologiske-bedrifter(5e7e9c20-1fd6-42bc-bcfb-eac68be3b43b).html)

Pedersen, E.F. (1985). Drænvandsundersøgelser på marsk- og dyb tørvejord 1971-84. *Tidsskrift Planteavl* 89: 319-329. [http://web.agrsci.dk/pub/planteavl\\_89\\_319.pdf](http://web.agrsci.dk/pub/planteavl_89_319.pdf)

Penn, C., Chagas, I., Klimeski, A. & Lyngsie, G. (2017). A review of phosphorus removal structures: How to assess and compare their performance. *Water*, 9, 583.

Petersen, R. J., Prinds, C., Iversen, B. V. & Kjærgaard, C. (2018). Fosfortab fra våde lavbundslande. *Vand & Jord*, 25, 131-134.

Petersen, R. J., Prinds, C., Jessen, S., Iversen, B. V. & Kjærgaard, C. (2020). Riparian lowlands in clay till landscapes Part II: Nitrogen reduction and release along variable flow paths. *Water Resources Research*, 56, e2019WR025810. doi:10.1029/2019WR025810

Petersen, R.J., Prinds, C., Kjaergaard, C., Thamdrup, B., Iversen, B. V. & Elsgaard, L. (submitted). Nitrate reduction pathways and interactions with iron in the drainage water infiltration zone of a riparian wetland soil. Indsendt til Biogeochemistry.

Plejdstrup, M.S., Nielsen, O.-K., Gyldenkærne, S. & Bruun, H.G. (2018). Spatial high-resolution distribution of emissions to air – SPREAD 2.0. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 186 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 131 <http://dce2.au.dk/pub/TR131.pdf>

Poulsen, H.D., Møller, H.B., Klinglmair, M. & Thomsen, M. (2019). Husdyrs fosforudnyttelse og fosfors værdikæde fra husdyrgødning, bioaffald og spildevand. DCE rapport nr. 325. 83 s.

Pugliese, L., De Biase, M., Chidichimo, F., Heckrath, G., Iversen, B.V., Kjaergaard, C. & Straface, S. (2020). Modelling phosphorus removal efficiency of a reactive filter treating agricultural tile drainage water. Submitted to Ecological Engineering.

Pullens, J.W.M., Olesen, J.E., Sørensen, C.A.G. (2019). Model til udarbejdelse af en prognose for høstdatoer. Aarhus Universitet, DCA Notat.

Rubæk, G.H., Gundersen, P., Strandberg, B., Bruus, M., Hutchings, N. & Jacobsen, B.H. Skovrejsning. I: Andersen, H.E., Rubæk, G.H., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. (red.). (2020). Virkemidler til reduktion af fosforbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 284 s. - Videnskabelig rapport nr. 379 <http://dce2.au.dk/pub/SR379.pdf>

Sørensen, P. & Birkmose, T. (2002). Kvælstofudvaskning efter gødsning med afgasset gylle. Danmarks JordbrugsForskning. Grøn Viden, Markbrug nr. 266.

Sørensen, P. & Børgesen, C.D. (2015). Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. DCA rapport nr. 65. 46 s.

Sørensen, P., Christensen, B.T. & Børgesen, C.D. (2019a). Langtidseffekter på nitratudvaskning af mineralsk kvælstof i tilført gødning (10-års perspektiv). Notat til Landbrugsstyrelsen fra DCA, Aarhus Universitet. 29. November 2019. 9 s.

Sørensen, P., Poulsen, H.D., Rubæk, G.H., Vinther, F.P., Pedersen, B.F. & Kristensen, I.S. (2019b). Udredning om anvendelse af gødning i dansk landbrug i relation til indførslen af fosforlofter. DCA rapport nr. 160, 61 s., august 2019.

Sørensen, P., Thomsen, I.K. & Schröder, J.J. (2017). Empirical model for mineralisation of manure nitrogen in soil. Soil Research, 55, 500-505.

Tampio, E., Tapio, S. & Rintala, J. (2016). Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. Journal of Environmental Management, 169, 293-302.

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rasmussen, J.J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Kjeldgaard, A. & Windolf, J. (2019). Vandløb 2018. NOVANA. Undertitel. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 2 s. - Videnskabelig rapport nr. 353. <http://dce2.au.dk/pub/SR353.pdf>



Thomsen, I.K., Elsgaard, L., Olesen, J.E. & Christensen, B.T. (2016). Nitrogen release from differently aged *Raphanus sativus* L. nitrate catch crops during mineralization at autumn temperatures. *Soil Use and Management*, 32, 183-191.

Tiemeyer, B., Borraz, E.A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Leiber-Sauheidl, K., Peichl-Brak, M., Roßkopf, N., Sommer, M. & Zeitz, J. (2016). High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils *Global Change Biology*, 22, 4134-4149. doi:10.1111/gcb.13303

Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E. A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A., Leiber-Sauheidl, K., Peichl-Brak, M., and Drösler, M. (2020), A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, 109, 105838. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838>

UNECE (2013). 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, as amended on 4 May 2012, ECE/EB.AIR/114, 6 May 2013. [http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2013/air/eb/ECE.EB.AIR.114\\_ENG.pdf](http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2013/air/eb/ECE.EB.AIR.114_ENG.pdf)

Wells, E.D. & Williams, B.L. (1996). Effects of drainage, tilling and PK-fertilization on bulk density, total N, P, K, Ca and Fe and net N-mineralization in two peatland forestry sites in Newfoundland, Canada. *Forest Ecology and Management*, 84, 97-108. doi:10.1016/0378-1127(96)03741-3

Wiggers, L., Bidstrup, J., Kronvang, B., Jørgensen, J.O. & Müller-Wohlfeil, D. (2002). Mariager Fjord – Tilførsel af næringsstoffer fra land. Rapport fra Århus Amt. 92 s.

Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C.D., Murdiyarso, D., Page, S. E., .. & Tuittila, E.S. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat*, 17.

Zak, D., Goldhammer, T., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Gurke, R., Wagner, C., Reuter, H., Augustin, J., Klimkowska, A. & McInnes, R. (2018). Top soil removal reduces water pollution from phosphorus and dissolved organic matter and lowers methane emissions from rewetted peatlands. *Journal of Applied Ecology*, 55, 311-320.

Zak, D., Gelbrecht, J., Zerbe, S., Shatwell, T., Barth, M., Cabezas, A. & Steffenhagen, P. (2014). How helophytes influence the phosphorus cycle in degraded inundated peat soils – Implications for fen restoration. *Ecological Engineering*, 66, 82-90.

Zak, D., Reuter, H., Augustin, J., Shatwell, T., Barth, M., Gelbrecht, J. & McInnes, R.J. (2015). Changes of the CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> production potential of rewetted fens in the perspective of temporal vegetation shifts. *Biogeosciences*, 12, 2455–2468.

## Bilag 1a: Opgavebeskrivelse fra Miljøstyrelsen





Østjylland  
Ref. PEKJE  
J.nr.  
Den 3. januar 2019

## Opgavebeskrivelse: Opdatering af baseline 2021 og beskrivelse af Baseline 2027 til vandområdeplan III.

---

### Problemstilling

MFVM ønsker foretaget 1) en opdatering af baseline 2021, som beskrevet af Aarhus Universitets i rapport, "Revurdering af baseline" nr. 67, 2015, og efterfølgende 2) udarbejdet et baselineestimat for landbrugets næringsstoffab til brug for 3. generation vandområdeplaner.

Dette skal bl.a. ses i lyset af at der ikke med de seneste udledningstal ser ud til at have været den forventede baselineeffekt.

Da delopgave 1 kan danne grundlag for en del af besvarelsen af delopgave 2 beskrives begge delopgaver i denne bestilling, men med forskellige tidsfrister.

Nedenfor er de to delopgaver beskrevet.

### Delopgave 1 – opdatering af baseline 2021

#### **Baggrund og opgaveafgrænsning**

Aarhus Universitets har i rapporten "Revurdering af baseline" nr. 67, 2015, opgjort den forventede effekt af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i landbrugserhvervet, som kan få indflydelse på næringsstoffabet til vandmiljøet. For opgørelse af visse elementer i baseline henvises til rapporten "Fastlæggelse af baseline", Aarhus Universitet, nr. 43, 2014. Der er i revurdering af baseline 2021 også taget hensyn til ophævelse af normreduktion m.m. Rapporten kan ses her: <https://dce2.au.dk/pub/TR67.pdf>

Rapporten er udarbejdet i 2015 med udgangspunkt i en fremskrivning for perioden fra 2012 til 2021. Det fremgår i rapporten at der kan være behov for en revurdering af de opgjorte effekter:

"En fremskrivning på 6-7 år af udviklinger m.m. kan for visse elementer være behæftet med en væsentlig usikkerhed – en usikkerhed der hidrører bl.a. fra kommende politiske initiativer (både danske og internationale) eller markedsændringer. Det betyder, at der kan være behov for en revurdering af effekterne i perioden frem til 2021, såfremt de forudsætninger, der er lagt til grund for denne revurderede baseline 2021, ændres væsentligt" (side 8), og

"Men da beregningerne har sandsynliggjort, at udviklingen i den animalske produktion kan have en afgørende indflydelse på baseline, anbefales det, at der senere i perioden frem mod 2021 laves en revurdering af fremskrivningen samt en kvantificering af effekten på udvaskningen" (side 19).

Med udgangspunkt i disse anbefalinger fra Aarhus Universitet ønsker MFVM foretaget en opdatering af baseline 2021.

Der bør ved opdatering lægges vægt på revurdering i fh.t. udledningen af kvælstof, jf. rapporten "Revurdering af baseline" nr. 67, 2015. Vurdering af udledningen af fosfor indgår i delopgave 2.

Der bør inddrages de samme elementer som fremgår af rapporten fra 2015, og der tages stilling til den forventede effekt i lyset af de tidshorisonter, som er anvendt for de forskellige elementer. I forhold til vurderingen af effekten af depositionen skal også inddrages de målte værdier fra NOVANA overvågningen.

I baselinerapporten angives, at ved en forøgelse af N-normen vil hovedparten af den øgede N-tilførsel resultere i øgede kvælstofudbytter, som forventes at udgøre omkring 60 % af tilført N. Det øgede N-udbytte vil i stort omfang substituere N i importeret proteinfoder. De resterende 40 % vil, under forudsætning af, at der ikke over en årrække sker væsentlige ændringer i jordens kvælstofindhold, fordele sig nogenlunde ligeligt mellem Nudvaskning og gasformige tab (især denitrifikation). Der ønskes en evaluering af disse antagelser i lyset af de seneste kvælstofbalancer.

For kvælstofnormen beregnes dog i nærværende opgave kun konsekvens af årlig tilpasset økonomisk optimal kvælstofnorm. I rapporten fra 2015 er regnet med konsekvens af to forskellige reguleringssystemer, henholdsvis: (A) årlig tilpasset økonomisk optimal kvælstofnorm og (B) fastlåst kvælstofnorm fra høståret 2017.

I forbindelse med vurdering af betydningen af ændret norm bør vurderes om forudsætningerne for anvendelse af gødningsmængder beskrevet i rapporten fra 2015 fortsat er gældende. Specifikt ønskes en vurdering af, om antagelsen om kvælstofnormernes vækst på 1 kg N pr. ha pr. år er korrekt. Hvis ikke, bedes opgjort hvad den reelle ændring har været samt dennes betydning for det samlede kvælstofforbrug.

Derudover ønskes vurderet om der kan være elementer der ikke har indgået i baseline, det kunne fx være ændringer i afgrødesammensætning, ændret mængde af genanvendt affald, samt ændret anvendelse af efterafgrøder, der giver grundlag til ændringer i baseline. Endvidere ønskes en vurdering af evt andre elementer, som kan give grundlag for en ændret baseline. Hvis sådanne kan identificeres ønskes disse kvantificeret.

Aarhus Universitet bedes evaluere hvad baselineeffekten samlet set vurderes at have været for den 6 årige periode 2013-2018, og hvad effekten fra 2019-2021 forventes at være. I den forbindelse ønskes vurderet om der kan være tale om en forsinkelse af at baselineeffekten slår igennem, idet der for mange baselineelementer regnes med en langtidseffekt.

Endelig ønskes der for hvert element en opgørelse af usikkerheden hermed, fx som et spænd på estimatet.

MFVM udarbejder primo 2019 en midtvejsevaluering af VP2 til EU Kommissionen, hvor status for implementering af virkemidler frem til 3. kvartal 2018 beskrives. Denne midtvejsevaluering kan stilles til rådighed for projektet.

### **Leverancer, delopgave 1.**

Som den første leverance udarbejdes et projektoplæg med bl.a. tidsplan, organisering m.v.

Som produkt af projektet forventes udarbejdet en rapport med beskrivelse af effekterne af hvert af elementer i baseline fremskrivningen, herunder en kvantificering af den forventede effekt i 2021 med den foreliggende viden. Effekten neddeles geografisk på hvert af de 23 hovedvandomplande, der anvendes i vandområdeplanlægningen.

### **Tidsplan, delopgave 1.**

Projektoplæg bedes udarbejdet så et udkast, der kan drøftes med MFVM senest d. 1. marts 2019. Opgaven skal gennemføres, så projektet er afsluttet senest d. 1. september 2019.

## **Delopgave 2 – udarbejdelse af baseline for 2027**

Baseline 2027 skal som udgangspunkt estimeres for kvælstof (N) og fosfor (P), men med kvalitative beskrivelser af evt. synergieffekter i forhold til natur og klima.

Estimatet skal udarbejdes for perioden 2019 til og med 2027.

### **Baggrund og opgaveafgrænsning, delopgave 2**

Med baseline menes i denne sammenhæng effekten af allerede vedtagne initiativer (virkemidler m.m.) samt øvrig udvikling i erhvervet, som kan få indflydelse på næringsstoffabet. Et væsentligt element i baseline vil være de virkemidler m.m., der er indlejret i 2. generation vandområdeplaner, og hvor effekten først kan forventes efter den periode, der ligger til grund for en ny statusbelastning.

Der skal opstilles baselineestimerer for N og P udledningen ultimo 2027. Statusbelastningen i vandområdeplanerne forventes således udarbejdet med udgangspunkt i data til og med 2018, hvorfor der er behov for en beskrivelse baseline for perioden 2019-2027.

I Vandområdeplan 2015-2021 er beskrevet en række virkemidler med effekt på udledningen af N og P fra landbrugsarealer m.v., herunder bl.a. udtagning af lavbundsarealer, minivådområder, skovrejsning, etablering af vådområder, miljøfokus arealer (MFO), målrettet regulering.

Særligt for fosfor er i vandområdeplanerne anført virkemidlet P-ådale.

Desuden er anført en række tiltag i fh.t. punktkilder, f.eks. opkøb af dambrug, forbedret spildevandsrensning.

Opgaven forventes at sætte fokus på virkemidler, der reducerer udledning af N og P fra landbrugsarealer m.v., mens reduktion i udledning fra punktkilder opgøres af MST i en parallel proces.

Foruden virkemidler til reduktion af udledningen af næringsalte bør effekten af den generelle udvikling i landbrugserhvervet på udviklingen af udledningen af N og P beskrives. Der kan i den forbindelse indgå f.eks.:

- den generelle udvikling i landbrugsarealet,
- udvikling i gødningsforbrug og gødningstyper (herunder brug af forskellige typer af hhv husdyrgødning/anden organisk gødning/handelsgødning) efterafgrøder,
- effekten af omlægning til økologisk drift,
- effekt af bioforgasning af husdyrgødning,
- effekt af andre teknologiske løsninger til behandling af husdyrgødning,
- Sædskiftemæssige ændringer f.eks. udvikling i energiafgrøder, kartofler, græs og majs eller andre afgrøder med afvigende udvaskning.
- Effekten af udviklingen i høstudbytterMVJ-ordninger eller andre tilskudsordninger til miljøvenlig drift under Landdistrikstprogrammet,
- Anden ekstensivering
- den generelle udvikling i husdyrholdet på bedriftsgrene og driftsformer (fx udegående husdyrhold), forbedret foderudnyttelse og den heraf følgende anvendelse af husdyrgødning,
- forventede ændring i kvælstofdepositionen, og
- Effekten af øget genanvendelse af affald.

Om muligt skal der også inddrages landbrugsfremskrivningen frem til 2030<sup>1</sup>, herunder forventning til ændringer i afgrødesammensætning, husdyrhold og betydningen heraf for udvaskningen af kvælstof. Udover effekten af det enkelte element skal foretages en samlede effektvurdering af alle elementerne i kombination, hvor der bedst muligt tages højde for vekselvirkningerne.

---

<sup>1</sup> [https://static-curis.ku.dk/portal/files/186714395/IFRO\\_Udredning\\_2017\\_28.pdf](https://static-curis.ku.dk/portal/files/186714395/IFRO_Udredning_2017_28.pdf)

En række forhold medvirker til at forsinke effekten af tiltag på marken, i forhold til hvornår ændringen i udledningen kan måles i havet. I det omfang en forsinkelse vurderes at være af afgørende betydning for udledningen af N eller P beskrives en sådan forsinkelse og effekten af forsinkelsen estimeres. Der skal anvendes samme beregningsprincipper i forhold til tidshorisonter for alle elementer, og denne skal være relevant i forhold til målsætningen i 2027. Dette kunne f.eks. være tidshorizonten anvendt i N-LES. Beregningerne kan evt. suppleres med konsekvensberegninger med kortere tidshorizont til anvendelse ved vurderinger af effekten år til år, eller længere tidshorizont i forhold til de langsigtede konsekvenser.

Desuden ønskes der for hvert element en opgørelse af usikkerheden hermed, fx som et spænd på estimatet.

### **Leverancer**

Som den første leverance udarbejdes et projektoplæg med bl.a. en oversigt over, hvilke elementer, der forventes at kunne indgå i en kvantificering af baseline 2027 for hhv. N og P., tidsplan, organisering m.v.

Som produkt af projektet forventes udarbejdet en rapport med beskrivelse af effekterne af hvert af elementer i baseline fremskrivningen, herunder en kvantificering af effekten i 2027. Effekten neddeles geografisk på hvert af de 90 kystvandoplande, der anvendes i vandområdeplanlægningen.

### **Tidsplan**

Projektoplæg bedes udarbejdet så et udkast kan drøftes med MFVM senest d. 1. maj 2019. Opgaven skal gennemføres, så projektet er afsluttet i første kvartal 2020 med henblik på anvendelse i forslag til vandområdeplan 2021-2027, der forventes at skulle offentliggøres i december 2020. Af hensyn til MFVM forberedelse af forslag til vandområdeplan skal opgaven derfor afsluttes senest ved udgangen af første kvartal 2020.

## **Bilag 1b: Tillæg til opgavebeskrivelsen fra Miljøstyrelsen**



## Tillæg til opgavebeskrivelse til brug for beskrivelse af Baseline 2027 til vandområdeplan III

### Problemstilling

Som opfølgning på ministeriets opgavebeskrivelse af 3. januar 2019 følger her MFVM ønsker til justering af AU's projektbeskrivelse af 13. januar 2020, idet der i denne projektbeskrivelse indgår en række elementer, som afhænger af planlagte beslutninger i den kommende tid. Her skal især nævnes regeringens klimaindsats, der kan omfatte udtagning af lavbundsjord og udviklingen for det økologiske areal, hvor der i regeringens forståelsespapir er en målsætning om en fordobling af det økologiske areal i 2030. Dette skal videre ses i lyset af at AU skal færdiggøre baselinerefskrivningen inden juli 2020, dvs., der ikke er mulighed for at afvente udfaldet af de politiske forhandlinger.

De elementer MFVM i så fald vil håndtere, vil indgå i kvælstofberegningerne bag vandområdeplanerne, når der er truffet beslutninger om de enkelte elementer, hvor MFVM vil kunne angive effekterne med anvendelse af effektal fra det opdaterede kvælstofvirkemiddelkatalog.

### Justeret opgaveafgrænsning

Med henvisning til bilag 1 forventer MFVM at håndtere følgende elementer: 2.1 (MFO), 2.4 (Vådområder), 2.5 (Minivådområder), 2.10 (Anden ekstensivering), 2.11 (MVJ ordninger), 2.12 (Andre tilskudsordninger til miljøvenlig drift under Landdistriktsprogrammet), 2.14 (Effekt af andre teknologiske løsninger til behandling af husdyrgødning) og 2.16 (Pligtige og målrettede efterafgrøder). Disse elementer skal således tages ud af projektbeskrivelsen vedrørende baseline 2027.

Elementerne: 2.2 (Skovrejsning), 2.3 (Udtagning af lavbundsarealer), 2.8 (Økologisk areal) og 2.13 (Bioforgasning og genanvendt affald) skal fortsat indgå, men her er der behov for illustrative scenariebeskrivelser hvor flere fremtidige scenarier for udvikling tages i betragtning og vurderes. I disse scenarier kan indgå forventninger til den fremtidige udvikling, effekter af virkemidler eller baselineelementer og det forventede potentiale for de enkelte elementer på de 23 hovedvandoplande. I den sammenhæng er der videre behov for en vurdering af i hvilket omfang en klimaindsats med anvendelse af virkemidlerne skovrejsning og udtagning af lavbundsarealer har betydning for den kvælstofeffekt der vil fremgå af det opdaterede kvælstofvirkemiddelkatalog.

Det bemærkes videre, at det særligt for den atmosfæriske deposition er nødvendigt at estimere en forventet effekt da opgørelsen forudsætter, at der udføres atmosfære modelberegninger.

I lighed med opgavebeskrivelsen fra 3. januar 2019 ønskes både et landstal og en opgørelse på de 23 hovedvandoplande for samtlige elementer i baseline vurderingen.

### Tidsplan og leverance

Tentativt - Interessentmøde den 3. marts 2020

Endelig leverance maj 2020

### Økonomi

Den ændrede opgaveafgrænsning bedes ligeledes inddrages i det samlede tilbud.

NOTAT



Miljø- og  
Fødevareministeriet  
Departementet

Vand og Hav  
J.nr. 2019-5731  
Ref. MK  
Den 5. februar 2020

### **Oversigt over elementer der skal indgå i Aarhus Universitets baseline 2027 og elementer, der beregnes af MFVM**

---

./.

Aarhus Universitet (AU) har fremsendt en projektbeskrivelse af 13. januar 2020 for en baseline 2027 fremskrivning.

Der er dog en række elementer heri, som der endnu ikke er truffet politisk beslutning om, og som afhænger af planlagte beslutninger i den kommende tid. Det omfatter særligt regeringens klimaindsats, der kan omfatte udtagning af lavbundslande og udviklingen for det økologiske areal, hvor der i forståelsespapiret er en målsætning om en fordobling af det økologiske areal i 2030. Dette skal ses i lyset af at AU skal færdiggøre baselinefremskrivningen inden juli 2020.

I det følgende skema er der ud fra AUs angivelse af elementerne i en baseline angivet om de skal indgå i AUs baseline *eller* håndteres senere af MFVM/Styrelser. For elementer med (X) er der endnu ikke truffet politiske beslutning, men AU bedes om at udarbejde illustrative scenarier for mulige udvikling.

De elementer MFVM vil håndtere, vil indgå i kvælstofberegningerne bag vandområdeplanerne, når der er truffet beslutninger om de enkelte elementer. MFVM vil kunne angive effekterne, når der er truffet beslutning om den konkrete udmøntning af de enkelte elementer og med anvendelse af effektstal fra det opdaterede virkemiddelkatalog.

Særligt for den atmosfæriske deposition er det dog nødvendigt at træffe en beslutning nu, da det forudsætter, at der udføres atmosfære modelberegninger.

Der opgøres både et landstal og en opgørelse på de 24 hovedvandoplande.

Element	Indgår i AU baseline	Håndteres efterfølgende af MFVM
1.1 Fremskrivning af den generelle udvikling i landbruget	x	
1.2 Tidsforsinkelse	x	
2.1 MFO el. lignende		x
2.2 Skovrejsning	(X)	x
2.3 Udtagning af lavbundsjord	(X)	x
2.4 Vådområder		x
2.5 Minivådområder		x
2.6 Nedgang i det dyrkede areal	x	
2.7 Energiafgrøder	x	
2.8 Økologisk areal	(X)	x
2.9 Fosforlofter	x	
2.10 Anden ekstensivering		x
2.11 MVJ ordninger		x
2.12 Andre tilskud til miljøvenlig drift under LDP		x
2.13 Biogas og genanvendt affald	(X)	x
2.14 Effekt af andre teknologiske løsninger til behandling af husdyrgødning (forsuring, nitrifikationshæmmere)		x
2.15 Miljøgodkendelser af husdyrproduktion	x	
2.16 Pligtige og målrettede efterafgrøder og alternativer		x
2.17 Slæt	x	
2.18 Udvikling i udbytter og den økonomisk optimale gødningsnorm	x	
2.19 Reference for udvaskning af nitrat i 2018	x	
2.20 Kvælstofdeposition	x <sup>1)</sup>	

- 1) Udføres som et spænd, hvor den lave værdi er en simpel fremskrivning af de seneste års reduktion af emissioner for DK og andre relevante lande og den høje værdi forudsætter, at alle lande opfylder krav i NRC og Göteborg aftaler i 2030.
- 2) For elementer med (X) er der ikke truffet politiske beslutninger herom der vil påvirke resultatet væsentligt. For disse elementer udarbejdes der illustrative scenarier for mulige udvikling.



[Tom side]



## BASELINE 2027 FOR UDVALGTE ELEMENTER

Denne rapport udgør en vurdering af ændring i nitratudvaskning fra rodzonen og i fosforudledning til ferskvand i 2027 for udvalgte baselineelementer. Vurderingen viser et forventet fald i nitratudvaskningen for baselineelementerne atmosfærisk deposition, nedgang i det dyrkede areal, skovrejsning og øgede udbytter og ændring i den økonomisk optimale norm frem mod 2027. I forhold til fosforudledningen forventes der et fald i udledningen for de to baselineelementer nedgang i det dyrkede areal og forventet øget skovrejsning. Rapporten giver desuden en vurdering af potentialet for kvælstof og fosforfjernelse ved at vådlægge dyrkede lavbundsarealer på jord med højt indhold af organisk stof samt mulig kvælstofeffekt af skovrejsning med et klimaformål.