

National kvælstofmodel - version 2025

Udvikling af nye kvælstofretentionskort

Metoderapport



AARHUS UNIVERSITET

DCE – National Center for Miljø og Energi

DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug

DE NATIONALE GEOLOGISKE UNDERSØGELSER
FOR DANMARK OG GRØNLAND

KLIMA-, ENERGI- OG FORSYNINGSMINISTERIET



G E U S

National kvælstofmodel - version 2025

Udvikling af nye kvælstofretentionskort

Metoderapport



AARHUS UNIVERSITET

DCE – National Center for Miljø og Energi

DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug

DE NATIONALE GEOLOGISKE UNDERSØGELSER
FOR DANMARK OG GRØNLAND

KLIMA-, ENERGI- OG FORSYNINGSMINISTERIET



G E U S

Datablad

Titel: National kvælstofmodel - version 2025. Udvikling af nye kvælstofretentionskort. Metode rapport

Forfattere: Anker Lajer Højberg¹, Hans Thodsen², Christen Duus Børgesen³ (red.).
Anne Hasselholt Andersen², Lærke Therese Andersen¹, Joachim Audet², Eva O. Bach³, David Terpager Christiansen¹, Ditte Asmussen Christiansen², Joel Tirado Conde¹, Frederik Alexander Falk¹, Rasmus Rumph Frederiksen², Franca Giannini-Kurina³, Jacob Gudbjerg⁴, Birgitte Hansen¹, Christopher Vincent Henri¹, Emil Skole Henriksen², Nichlas Hermansen², Carl Christian Hoffmann², Anne-Sophie Høyer¹, Bo Vangsø Iversen³, Rasmus Jakobsen¹, Margit Styrbæk Jørgensen³, Hyojin Kim¹, Ane Kjeldgaard², Julian Koch¹, Brian Kronvang², Jun Liu¹, Rasmus Bødker Madsen¹, Nicolas L. Martin¹, Martin Molis¹, Mette Hilleke Mortensen¹, Alireza Motevalli³, Emil Muff², Ingelise Møller¹, Maria Ondracek¹, Rasmus Jes Petersen², Lorenzo Pugliese³, Albert Rosenkrantz², Peter Sandersen¹, Raphael J.M. Schneider¹, Torben O. Sonnenborg¹, Simon Stisen¹, Peter Borgen Sørensen², Lærke Thorling¹, Henrik Tornbjerg², Lars Trolborg¹, Lars Uldall-Jessen³, Denitza Voutchkova¹, Jens Aamand¹

Institutioner: ¹De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet

Aarhus Universitet. ²DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi ved Institut for Ecoscience og ³DCA -Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug ved Institut for Agroøkologi, ⁴HydroInform

Udgiver: De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland © Øster Voldgade 10, 1350 København K, Danmark

URL: <https://www.geus.dk/>

Udgivelses-tids-punkt: August 2025

Faglig kommentering:	GEUS	Simon Stisen
	DCE	Hans Estrup Andersen og Jonas Rolighed
	DCA	Peter Sørensen og Bo Vangsø Iversen

Kvalitetssikring:	GEUS	Per Rasmussen
	DCE	Signe Jung-Madsen
	DCA	Lene Hegelund

Bedes citeret: Højberg, A.L., Thodsen, H., Børgesen, C.D. (red.)
Andersen, A.H., Andersen, L.T., Audet, J., Bach, E.O., Christiansen, D.T., Christiansen, D.A., Conde, J.T., Falk, F.A., Frederiksen, R.R., Giannini-Kurina, F., Gudbjerg, J., Hansen, B., Henri, C.V., Henriksen, E.S., Hermansen, N., Hoffmann, C.C., Høyer, A., Iversen, B.V., Jakobsen, R., Jørgensen, M.S., Kim, H., Kjeldgaard, A., Koch, J., Kronvang, B., , Liu, J., Madsen, R.B., Martin, N.L., Molis, M., Mortensen, M.H., Motevalli, A., Muff, E., Møller, I., Ondracek, M., Petersen, R.J., Pugliese, L., Rosenkrantz, A., Sandersen, P., Schneider, R.J.M., Sonnenborg, T.O., Stisen, S., Sørensen, P.B., Thorling, L., Tornbjerg, H., Trolborg, L., Uldall-Jessen, L., Voutchkova, D., Aamand, J.. 2025. National kvælstofmodel - version 2025. Udvikling af nye kvælstofretentionskort. Metoderapport. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. GEUS særudgivelse

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Finansiel støtte Miljøstyrelsen (MST)/Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV)

Ekstern Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø.
kommentering: [Kommentarer findes her](#)

Forside foto: Emil Skole Henriksen

ISBN ISBN 978-87-7871-619-4
(kun online)

Side antal 155

Internet version Rapport er tilgængelig i pdf-format
<https://www.geus.dk/vandressourcer/vandets-kredsloeb/national-kvaelstofmodel>

Faglige bidragsydere

Nitrat udvaskning

Christen Duus Børgesen³
Eva O. Bach³
Franca Giannini-Kurina³
Margit Styrbæk Jørgensen³
Alireza Motevalli³
Lars Uldall-Jessen³

Hydrostratigrafi – modellering og usikkerhedsvurderinger

Anne-Sophie Høyer¹
Lærke Therese Andersen¹
Mette Hilleke Mortensen¹
Peter Sandersen¹
Rasmus Bødker Madsen¹
Frederik Alexander Falk¹
Ingelise Møller¹

Hydrologi – udvikling og kalibrering

Simon Stisen¹
Raphael J.M. Schneider¹
Lars Trolborg¹
Maria Ondracek¹
Jun Liu¹
David Terpager Christiansen¹

Geokemi – studier, analyser, konceptudvikling

Birgitte Hansen¹
Hyojin Kim¹
Denitza Voutchkova¹
Lærke Thorling¹
Rasmus Jacobsen¹
Ingelise Møller¹
Jens Aamand¹
Julian Koch¹
Anker Lajer Højberg¹

Overfladevand – modeludvikling

Hans Thodsen²
Henrik Tornbjerg²
Joachim Audet²
Rasmus Jes Petersen²
Brian Kronvang²
Bo Vangsø Iversen³
Nichlas Hermansen²
Lorenzo Pugliese³
Rasmus Rumph Frederiksen²
Carl Christian Hoffmann²
Peter Borgen Sørensen²
Anne Hasselholt Andersen²

Ditte Asmussen Christiansen²
Emil Skole Henriksen²
Ane Kjeldgaard²
Emil Muff²
Albert Rosenkrantz Conradsen²

Kvælstofmodel – udvikling, modellering, analyser og usikkerhedsvurdering

Anker Lajer Højberg¹
Jacob Gudbjerg⁴
Martin Molis¹
Joel Tirado Conde¹
Christopher Vincent Henri¹
Nicolas L. Martin¹
Hans Thodsen²
Henrik Tornbjerg²
Christen Duus Børgesen³
Franca Giannini-Kurina³
Raphael J.M. Schneider¹
Lars Trolborg¹

-
- | | |
|---|---|
| 1 | De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland |
| 2 | DCE, Aarhus Universitet, ved Institut for Ecoscience |
| 3 | DCA, Aarhus Universitet, ved Institut for Agroøkologi |
| 4 | HydroInform |

Indholdsfortegnelse

Forord	9
Sammenfatning	11
1. Indledning	17
1.1 Baggrund og formål	17
1.2 Rapportens indhold	18
2. Den nationale kvælstofmodel	19
2.1 Nitratudvaskning	21
2.1.1 Vandbalance	22
2.1.2 NLES5-Modelberegninger	23
2.1.3 Arealanvendelse for landbrugsarealet	29
2.1.4 Udvasningsresultater	35
2.2 Transport og omsætning i grundvand	38
2.2.1 Hydrostratigrafiske model	38
2.2.2 Hydrologiske model	39
2.2.3 Geokemiske model	39
2.2.4 Transport via dræn	47
2.2.5 Transport i grundvandszonen	52
2.3 Kvælstofretention i overfladevand	53
2.3.1 Hovedvandløb og tilløb	55
2.3.2 Store søer	56
2.3.3 Små søer	59
2.3.4 Restaurerede vådområder	62
2.3.5 Minivådområder	63
2.3.6 Oversvømmede arealer	66
2.4 Kobling af kvælstofmodel	69
2.4.1 Transport via dræn og grundvand	70
2.4.2 Transport og retention i overfladevand	71
2.4.3 Kvælstofkilder til overfladevand	72
2.4.4 Beregning af retentionskort	77
3. Modelkalibrering og validering	81
3.1 Observationsdata	81
3.1.1 Usikkerhed på målte kvælstoftransporter	82
3.2 Model kalibrering	82
3.2.1 Kalibreringsparametre	83
3.2.2 Kalibreringsmål	85
3.3 Stationsafstemning og biaskorrektion	85
3.3.1 Korrektion af vandføringer	86
3.3.2 Afstemning af kvælstoftransporter	86

3.4	Resultat af kalibrering og biaskorrektion	88
3.4.1	Kalibrerede værdier	88
3.4.2	Beregnete kvælstoftransporter	89
3.4.3	Beregnete stationsafstemninger.....	92
4.	Usikkerheder	96
4.1	Usikkerhedsanalyse.....	97
4.2	Usikkerhedskilder	99
4.2.1	Nitrat udvaskning	101
4.2.2	Hydrostratigrafiske model.....	101
4.2.3	Hydrogeologiske parametre	102
4.2.4	Drænstrømning.....	103
4.2.5	Geokemiske model.....	103
4.2.6	Retention i overfladevand.....	104
4.2.7	Stokastiske beregninger	104
5.	Kvælstoftransport og -retentionskort	106
5.1	Transport og omsætning.....	106
5.1.1	Samlede opgørelser	106
5.1.2	Retention i overfladevand.....	108
5.2	Retentionskort.....	125
5.2.1	Retention i grundvand	126
5.2.2	Retention i overfladevand.....	128
5.2.3	Total retention.....	130
5.3	Usikkerheder på retentionskort.....	133
5.3.1	Usikkerhed inden for regioner	133
5.3.2	Samlet usikkerhed	137
5.3.3	Variation på regionskala.....	138
6.	Særlige forhold	140
6.1	Områder med lille tidslig udvikling i målt kvælstoftransport	140
6.2	Kystnære områder	142
6.3	Mindre øer.....	142
6.4	Umålte oplande.....	143
7.	Vurdering af NKMr2025	144
8.	Referencer	146

Forord

Den nationale kvælstofmodel er udviklet til at beregne størrelse og den geografiske variation i kvælstofretentionen, som danner grundlag for de nationale kvælstofretentionskort. Kortene angiver andelen af kvælstof, der bliver omsat eller tilbageholdt i grundvand eller overfladevand, dvs. vandløb, søer, vådområder etc. og derved ikke når de marine områder.

Den nationale kvælstofmodel er udviklet i et samarbejde mellem GEUS og Aarhus Universitet (DCE og DCA) ved kobling af eksisterende delmodeller fra de tre institutioner. Den første version af modellen blev etableret som grundlag for en mere differentieret regulering af kvælstofanvendelse forud for anden vandplansperiode (2015-2021) (Højberg et al., 2015). I perioden frem til tredje vandplansperiode (2021-2027) blev kvælstofmodellen opdateret på basis af opdaterede delmodeller (Højberg et al., 2021a). I begge modelversioner blev retentionen opgjort på ID15 oplandsskala, hvilket er topografiske oplande med et middel areal på ca. 1500 ha.

Med aftalen om Grøn omstilling af dansk Landbrug af 4. oktober 2021 kom der et politisk ønske om, at den fremtidige regulering af landbrugets udledninger af drivhusgasser og næringsstoffer i højere grad skal baseres på bedriftsnære opgørelser af udledningerne. Denne skala er mindre end de anvendte ID15 oplande, og den nuværende opdatering af kvælstofmodellen er igangsat med fokus på at opnå en finere geografisk opdeling af retentionen, som kan understøtte en ny reguleringsmodel for landbrugets kvælstoftab.

Efterfølgende er der med aftalen om "et Grønt Danmark" af 24. juni 2024 sket et paradigmeskifte på kvælstofområdet, hvor arealomlægning af landbrugsarealer skal være hovedmotoren til at nå målene i EU's vandrammedirektiv. De opdaterede retentionskort giver et forbedret grundlag for udpegning af arealer, hvor der er en hhv. større og mindre beskyttelse i forhold til kvælstoftab til de marine områder. Inden udgangen af 2025, skal der udarbejdes konkrete skitseplaner for, hvorledes den nødvendige kvælstofindsats kan realiseres gennem arealomlægning.

Første version af det opdaterede kort for den totale retention mellem rodzonen og havet blev i april 2025 udstillet gennem IT-værktøjet MARS, som benyttes af de 23 lokale grønne treparter ved udarbejdelse af omlægningsplanerne. Til at understøtte de lokale treparters brug af retentionskortet blev der udarbejdet en rapport med en overordnet beskrivelse af udviklingen af det nye retentionskort (Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025a). Rapporten beskriver de væsentligste nye elementer i kvælstofmodellen, resultater herfra, samt analyse af usikkerheder på retentionen. De endelige retentionskort er gjort tilgængelig via MARS ultimo juni 2025. Den nuværende rapport dokumenterer den samlede udvikling af retentionskortene og danner grundlag for den endelige offentliggørelse af retentionskortene. Sideløbende med rapporten er der udviklet flere selvstændige fagtekniske rapporter samt artikler, der med detaljerede beskrivelser af specifikke emner supplerer dokumentationen af udviklingen af de nationale retentionskort.

Der har i projektperioden været tilknyttet en følgegruppe bestående af det daværende Miljøministerie (nu Ministerie for grøn trepart) samt Miljøstyrelsen og Landbrugsstyrelsen (nu

Styrelsen for grøn arealoplægning og vandmiljø -SGAV), hvor projektets fremdrift er fulgt. Derudover har resultater været fremlagt for interessenter i følgegruppen for en ny kvælstof-reguleringsmodel nedsat af Landbrugsstyrelsen. Udkast til rapporten har været sendt til SGAV, der har haft mulighed for at kommentere skriftligt.

Sammenfatning

Når kvælstof (N) vaskes ud af rodzonen, transporteres det via grundvandet til overfladevandet, dvs. vandløb, søer, vådområder, og videre ud til havet. Under denne transport vil en del af kvælstoffet, primært i form af nitrat, blive omsat til kvælstof på gasform, som emitteres til atmosfæren. Denne omsætning benævnes denitrifikation eller kvælstofretention. Omsætningen sker i iltfattige til iltfrie miljøer, hvilket kan forekomme i grundvandet samt i overfladevandssystemet. Pga. store variationer i det fysiske system, er der store geografiske variationer i hvor meget kvælstof der omsættes.

Da retentionen netop kan forekomme mange steder under hele transportvejen fra rodzone til kyst, er det ikke muligt at kortlægge retentionen ved direkte målinger. Kvælstofretentionen kortlægges derfor med den nationale kvælstofmodel (NKM), der bygger på data fra nationale databaser, herunder observationer fra det nationale overvågningsprogram NOVANA. Modellen beskriver transport og omsætning af kvælstof fra punktkilder og diffuse kilder (udvaskning fra marker, skove og natur) til havet. Modelberegningerne kalibreres mod observerede kvælstoftransporter i vandløbene fra NOVANA. Retentionen er forskellen mellem kvælstofinput (kvælstofkilder) og -output (kvælstoftilførslen til havet). Med kvælstofmodellen er det muligt at opgøre, hvor omsætningen sker under transporten fra rodzonen til havet. Disse resultater anvendes til udvikling af nationale kort over retentionen i grundvand, overfladevand og den totale retention fra rodzone til kyst.

Den nationale kvælstofmodel er udviklet i et samarbejde mellem GEUS og Aarhus Universitet (DCE og DCA) ved kobling af eksisterende delmodeller fra de tre institutioner. Den første version af modellen blev etableret som grundlag for en mere differentieret regulering af kvælstofanvendelse forud for anden vandplansperiode (2015-2021) (Højberg et al., 2015). I perioden frem til tredje vandplansperiode (2021-2027) blev kvælstofmodellen opdateret på basis af opdaterede delmodeller (Højberg et al., 2021a).

Med aftalen om Grøn omstilling af dansk Landbrug af 4. oktober 2021 blev der beskrevet et politisk ønske om, at den fremtidige regulering af landbrugets udledninger af drivhusgasser og næringsstoffer i højere grad skal baseres på bedriftsnære opgørelser af udledningerne. Den nuværende udvikling af kvælstofmodellen blev igangsat til at understøtte udviklingen af en ny reguleringsmodel af landbruget, specielt med fokus på en finere geografisk opdeling af retentionen. Efterfølgende er der i aftalen om et Grønt Danmark af 24. juni 2024 gennemført et paradigmeskifte på kvælstofområdet, hvor arealomlægning af landbrugsarealer er hovedmotoren til at nå målene i EU's vandrammedirektiv. De opdaterede retentionskort giver et forbedret grundlag for udpegning af arealer, hvor der er en hhv. større og mindre beskyttelse i forhold til kvælstoftab til de marine områder.

Opdatering og videreudvikling af kvælstofmodellen er baseret på resultater fra gennemførte forskningsprojekter hvorigennem der er opnået et markant større videns- og datagrundlag end tidligere. Ligeledes anvendes et udvidet nationalt datasæt frem til 2021, hvor tidligere versioner var baseret på data frem til 2010. Endelig er yderligere data og viden opnået gennem dataindsamling foretaget under projektet. Dette har resulteret i videreudvikling af eksisterende samt udvikling af nye delmodeller til beskrivelse af transport og omsætning af

kvælstof. Desuden er kvælstofmodellen udviklet til at beregne retentionen på en finere geografisk opløsning. Den væsentligste kvælstofkilde er det diffuse bidrag fra det åbne land og specielt fra de dyrkede arealer. Udvaskningen af nitrat fra rodzonen under dyrkede arealer beskrives med den empiriske model NLES5 (Børgesen et al., 2020; Børgesen et al., 2022). I projektet er udvaskningsberegningerne opdateret frem til og med 2021 og repræsenterer således udvikling i landbrugspraksis inklusiv en mere korrekt geografisk placering af efterafgrøde for de seneste år via indberetninger. Mængden af udvasket nitrat afhænger både af mængden af nitrat i jorden men også i betydelig grad af vandstrømningen ud af rodzonen, som beregnes med vandbalancemodellen Daisy (Hansen et al., 2012). Som del af opdateringen af kvælstofmodellen er der gennemført en ny vandbalanceberegning med Daisy, der erstatter de tidligere beregninger anvendt frem til 2020. Vandbalanceberegningerne er opdateret på basis af længere tidsserier for afstrømning og vejrdato og har resulteret i en lidt mindre vandstrømning ud af rodzonen. I opdateringen af retentionskortet anvendes data for perioden 2000-2021 mod tidligere 1990-2010. Den anvendte periode (2000-2021) har en generel lavere nitratudvaskning (jf. Grant et al., 2003 sammenholdt med Børgesen et al., 2013), som følge af mindre forbrug af handelsgødning, større krav til udnyttelse af husdyrgødning samt stigende krav til efterafgrøder i sædskifterne.

Til beregning af transport og omsætning i grundvand anvendes den nationale hydrologiske model (DK-model) (Stisen et al., 2019). Til at beskrive strukturerne i grundvandet benyttes den Fælles Offentlige Hydrostratigrafiske Model (FOHM) (Miljøstyrelsen). En hydrostratigrafisk model er en geologiske tolkning med fokus på hvordan grundvand strømmer i de forskellige geologiske jordlag. FOHM er en sammentolkning af de hydrostratigrafiske modeller udviklet i den nationale grundvandskortlægning, og indeholder således den mest opdaterede viden på national skala. Med udgangspunkt i ny viden fra forskningsprojekter samt en omfattende analyse af eksisterende sediment og vandkemidata fra nationale borer og nye undersøgelser, er der udviklet en geokemisk model, som beskriver hvor i grundvandet omsætning af nitrat forekommer.

Mens der potentielt kan forekomme en stor omsætning af nitrat i grundvandet, vil omsætning af nitrat transporteret via dræn generelt være begrænset. Der er således behov for kendskab til om et areal er drænet eller ej. Desuden er det vigtigt at kunne estimere, hvor meget af overskudsnedbøren fra de dræned arealer, der transporteres via drænene. Ca. 50 % af landbrugsarealet er drænet jf. Møller et al. (2018), men der eksisterer ikke en samlet drænkortlægning på national skala, ligesom drænandelen af nettonedbøren kun er målt for et begrænset antal dræned mark. På baggrund af data fra alle tilgængelige drænoplande med observationer (45 stk.) er der i et tidligere forskningsprojekt gennemført detaljerede hydrologiske modelleringer af drænstrømninger, som sammen med statistiske metoder (maskinlæring) er anvendt til udvikling af et nationalt kort over, hvor stor drænandelen er i forhold til nedbørsmængden (Stisen et al., 2022; Schneider et al., 2025). Denne nye metode giver en markant forbedret viden om både drænintensitet og den geografiske variation i drænandelen, hvilket er udnyttet i nærværende projekt til en forbedring af den beregnede drænstrømning.

Der beregnes kvælstofretention for en række kvælstofretentionsmiljøer i overfladevand. Det omfatter vandløb, søer, restaurerede vådområder, hyppigt oversvømmede arealer og mini-vådområder med frit vandspejl. Der er udviklet nye modeller for alle overfladevandsretentionsmiljøer. I tidligere versioner af NKM var der ikke inkluderet modeller for oversvømmede

arealer og minivådområder (Højberg et al. 2021a). De nye overfladevandsretentionsmodeller er generelt baserede på et væsentligt styrket datagrundlag. Der er dels i dette projekt indsamlet nye danske måledata for kvælstofomsætningen i vandløb ligesom overvågningsdata indsamlet i en række andre projekter og igennem NOVANA-overvågningen er udnyttet.

Foruden opdatering og videreudvikling af de enkelte delmodeller, er der sket en væsentlig videreudvikling af den nationale kvælstofmodel. En central udvikling har været muligheden for at beregne retention på en finere geografisk skala. Transport og omsætning i grundvandet beregnes i et fintmasket grid på 100 x 100 m, hvilket giver en 25 gange mere detaljeret geografisk opløsning i forhold til gridstørrelsen på 500 x 500 m, der blev anvendt i de tidligere versioner af kvælstofmodellen. Opløsningen på 100 m svarer til, at der på landsplan anvendes ca. 4,3 mio. grid. Denne detaljering giver mulighed for en markant bedre geografisk opløsning af fx arealanvendelse, dvs. byer, marker, skove etc., grundvandssystemet samt opløsning af topografi og landskabselementer, som har betydning for retentionen. NLES5-beregningerne er ligeledes opgjort i et 100 m grid, der giver mulighed for en finere geografisk beskrivelse af nitratudvaskningen. For overfladevandet er der ligeledes sket en forbedret geografisk opløsning. De specifikke oplande til små søer, minivådområder samt restaurerede vådområder er afgrænset ud fra topografiske forhold og for disse opgøres den samlede transport og retention. Det er herved muligt at tilskrive retentionen i de enkelte overfladevandsmiljøer til deres respektive oplande. Transporten til små vandløb er i mindre grad styret af lokale topografiske forhold, og der kan derfor ikke på samme måde foretages en afgrænsning af de specifikke bidragene arealer. Retentionen i små vandløb er derfor antaget at være ligeligt fordelt inden for et ID15 opland.

Med den nye model er retentionen beregnet for hvert 100 m grid. En del af de indgående data kan imidlertid ikke understøtte en så fin geografisk opdeling, og grid-retentions-værdierne er derfor aggregeret til større arealer. ID15 oplandene blev benyttet som aggregeringsniveau i tidligere versioner af kvælstofmodellen. Ulempen ved at anvende ID15 oplande er, at de ikke tager hensyn til den geografiske variation i retentionen, og aggregeringen sker derfor generelt på tværs af meget forskellige retentionsværdier. Anvendes middelværdien for et ID15 opland efterfølgende for samtlige grid inden for oplandet, kan der således være stor forskel på den anvendte værdi og den beregnede gridværdi for de enkelte grid. Samtidigt understøtter denne type aggregering ikke optimal udpegning af områder med hhv. høj og lav retention. Denne problemstilling vil forekomme ved aggregeringer, hvor der anvendes en prædefineret afgrænsning, såsom topografisk afgrænsning, aggregering over et fast antal grid, eller fx ved anvendelse af bedriftsarealer.

I projektet er der derfor anvendt en anden tilgang kaldet Region Growing. Metoden er baseret på en sammenligning af nabogrid, som grupperes i sammenhængende områder (regioner), hvis deres retentionsværdier er sammenlignelige. I nogle områder er der mange sammenlignelige nabogrid, og der etableres store regioner. Andre steder vil der være stor variation over lille afstand, hvor kun få grid kan grupperes i en region. For at tilgodese, at der er en nedre grænse for hvilken geografisk skala inputdata kan understøtte, samt hvilken skala usikkerheden kan kvantificeres på, anvendes der et minimumsareal for regionerne. Dette minimumsareal er sat til 50 ha baseret på en afvejning af usikkerhederne på den beregnede retentionsprocent og variationen mellem gridværdier inden for regionen. For den totale retention, dvs. den samlede retention mellem mark og kyst, er der afgrænset ca. 34.100

regioner med en middelstørrelse på 124 ha. Med region growing metoden, har det været muligt i langt højere grad at afgrænse områder med sammenlignelige retentionsværdierne, end i de tidligere versioner af retentionskortene. Herved er der opnået en markant mindre variation inden for regionerne sammenlignet med en aggregering til forudbestemte ID15 oplande baseret på topografiske afgrænsninger.

Beregning af kvælstofretentionen beror på et stort datagrundlag, der beskriver de forskellige fysiske og geokemiske forhold, som har betydning for kvælstofretentionen. Disse inputdata vil være behæftet med varierende usikkerheder, relateret til usikkerhederne på de enkelte observationer og/eller deres inter- og ekstrapolation fra punktdata til rumligt udbredte data. Ligeledes er alle modeller en simplificering af de naturlige forhold, og som følge heraf vil modelresultater være behæftet med usikkerheder. Forskellige typer af usikkerheder i de enkelte delmodeller har forskellig betydning for usikkerhederne på de beregnede retentionsværdier. Ved sammenligning af observerede og beregnede kvælstoftransporter kan der opnås en vurdering af den samlede usikkerhed på målestationsskala. På den mindre skala, dvs. for (region growing) regionerne, er det imidlertid ikke muligt at sammenligne med observationer. I projektet er der derfor gennemført en omfattende usikkerhedsanalyse til kvantificering af usikkerhederne på retentionsværdierne inden for de etablerede regioner. I analysen indgår usikkerheder på transport og omsætning i grundvand, hvor den største kvælstofomsætning finder sted, samt retention i store søer, som er den mest betydende af retentionsmiljøerne i overfladevandet. Usikkerhedsanalysen er gennemført ved en statistisk metode benævnt Monte Carlo simulering, hvor det kvantificeres, hvordan usikkerhederne på inputdata og modelparametre påvirker den beregnede retention.

Foruden forholdende inddraget i usikkerhedsanalysen, vil der være andre forhold, der potentielt kan påvirke de beregnede retentionsværdier. Dette inkluderer fx eventuelle fejl i datagrundlaget. I sagens natur er fejl ikke kendte, og kan derfor ikke medtages i en usikkerhedsanalyse, men kan derimod rettes, når de registreres. Et andet eksempel er manglende viden om forhold, som påvirker retentionen. Kvælstofmodellen er opstillet på basis af nationale data, og forekommer der lokale forhold eller praksis, som ikke fremgår af de nationale data, vil disse således ikke være inkluderet. Dette kan fx være pumpestrategier i lokale pumpelag, som kan resultere i temporære oversvømmede arealer med en potentielt øget kvælstofomsætning, eller manglende data på dybden af søer, hvor der derfor er anvendt en gennemsnitsværdi. Sådanne forhold er ikke inkluderet i usikkerhedsvurderingen.

Usikkerhedsanalysen beskriver således den "generelle" usikkerhed og viser, at for ca. 90 % af landet er den beregnede standardfejl på retentionsværdierne for regionerne under 10 procentpoint. Usikkerheden varierer både geografisk og for forskellige størrelser af retentionsværdier. Den største relative usikkerhed forekommer for de lave retentionsværdier, hvor en lille absolut usikkerhed giver stor relativ usikkerhed. Omvendt er den relative usikkerhed mindst ved de høje retentionsværdier. De største absolutte usikkerheder i procentpoint forekommer for retentionsværdier omkring 50 – 60 %. Afhængigt af kvælstofmodellens evne til at beregne kvælstoftransporten ved de enkelte målestationer, vil Monte Carlo beregningerne ikke beskrive den fulde usikkerhed i alle områder. Via kalibreringsresultaterne, er det vurderet, hvordan usikkerhederne på målestationsskala varierer. Usikkerhederne på målestationsskala samt på regionsskala kan ikke umiddelbart kombineres, og det er ikke muligt at kvantificere den samlede usikkerhed individuelt på regionsniveau.

Retentionen varierer fra år til år, pga. forskelle i dyrkningspraksis, varierende vejrforhold og dermed varierende udvaskning og dræntransport, og specielt pga. etablering af nye kvælstofvirkemidler. Til brug for planlægning er der brug for et kort, der reflekterer den nuværende situation herunder eksisterende virkemidler, og som samtidigt ikke er påvirket af fx vejrforhold for et enkelt år. Dette er opnået ved at gennemføre en særlig beregning med kvælstofmodellen ved etablering af retentionskortene. Beregningen er foretaget for perioden 2000 – 2021, men alle kendte kvælstofvirkemidler etableret senest 2022 er inkluderet for hele perioden. Retentionskortene afspejler således retentionen med de virkemidler, der var etableret frem til 2022, hvor betydningen af variationen i vejrforhold og dyrkningspraksis mellem årene (2000-2021) er midlet. Hvis der i stedet var anvendt en modelkørsel, hvor virkemidlerne kun var virksomme fra etableringsåret og frem, ville fx et minivådområde etableret i 2021 kun optræde med 1/22 af sin reelle effekt (2000 – 2021 = periode på 22 år). Ved den skitserede beregning hvor minivådområdet simuleres at være aktivt igennem hele perioden indgår det med sin fulde virkning.

Ved etablering af nye kvælstofvirkemidler vil disse kunne indbygges i modellen, og der kan gennemføres en ny beregning af den resulterende retention, hvor effekten af disse virkemidler medtages.

Det arealvægtede gennemsnit for den totale retention fra rodzonen til kysten er opgjort til 72 %, hvilket er den samme retentionsprocent som beregnet med kvælstofmodellen version 2020. Retentionen i overfladevandet er dog reduceret fra 23 % til 16 % i den nye model, hvilket primært skyldes en mindre retention i både store og små vandløb. Retentionen i vandløb er ændret pga. en ny model for vandløbsretentionen, hvor der anvendes en arealretentions tilgang baseret på nye in-situ målte kvælstofretentionsrater fra danske vandløb, mens der tidligere blev benyttet en procentvis retentionsmetode, som overvurderede fjernelse i de forholdsvis korte vandløbsstrækninger, som indgår i modellen. For grundvandet er retentionen øget fra 65 % til 67 % i den opdaterede model. Ændringen i den samlede retentionsprocenten for grundvand er mindre end for overfladevandet, da mængden (ton kvælstof) omsat i grundvandet er væsentlig større, næsten 10 gange større, end mængden omsat i overfladevandet. Mens ændringerne i den nationale kvælstofretention er begrænset, vil ændringer lokalt flere steder være væsentlig større som konsekvens af de omfattende opdateringer og udviklinger af modellen. Der er foretaget ændringer både mht. nitratudvaskning samt transport og omsætning i grundvand og overfladevand, ligesom der er benyttet en anden tidsperiode for beregningerne. Samlet kan disse ændringer have stor betydning for den beregnede retention på lokal skala.

Med den opdaterede model og gruppering af retentionsværdier i regioner med sammenlignelige værdier, vurderes det, at de nye retentionskort giver et markant bedre grundlag for udnyttelse af de geografiske variationer i retentionen i en fremtidig reguleringsmodel for arealanvendelse og N gødskning, og som grundlag for omlægningsplanerne i den grønne trepart. Sikkerheden på retentionsestimatet samt variationen inden for de etablerede regioner, vil imidlertid variere. Den totale retention fra rodzone til kyst er derfor suppleret med to kort, der viser hhv. usikkerheden på middelværdien for hver region, samt spredningen af retentionsværdier inden for regionerne, som bør inddrages ved enhver anvendelse af kortene på detailniveau.

De opdaterede retentionskort er baseret på de seneste opdaterede metoder til beregning af nitratudvaskningen fra markerne og omsætningen i grundvandet og overfladevandet samt opgørelser af punktkilder. Desuden er beregningerne gennemført frem til og med 2021 og afstemt med målinger af kvælstoftransport i vandløb. De opdaterede retentionskort udnytter således den seneste viden og data. Retentionen er imidlertid resultat af et komplekst samspil mellem en række input og omsætningsprocesser, og modeller vil altid være en simplificering af virkeligheden, og dermed behæftet med usikkerheder, der bør inddrages ved anvendelse af de beregnede kvælstofretentioner. Desuden findes der områder med komplekse forhold, som vi med den nuværende viden og datagrundlag ikke i tilstrækkelig grad er i stand til at beskrive, og områder med særlig begrænset datagrundlag. Det er eksempelvis områder i Himmerland med lange transporttider og begrænset kvælstofretention, samt meget kystnære landarealer og mindre øer. I disse områder kan det desuden være vanskeligt at kvantificere usikkerhederne, som potentielt kan være større, end hvad den gennemførte usikkerhedsanalyse viser.

Det skal bemærkes, at retentionskortet viser den procentuelle omsætning af det der udvaskes. Det samlede kvælstoftab til kysten afhænger af såvel udvaskningen ud af rodzonen og retentionen. I områder med stor udvaskning og stor retention fjernes en stor mængde kvælstof og tabet til kysten vil være begrænset. I område med lille udvaskning vil tabet til kysten ligeledes være lille, selv i områder med lav retention.

1. Indledning

1.1 Baggrund og formål

Kvælstof, der udvaskes fra rodzonen på markerne og andre arealer, transporteres via grundvandet frem til vores overfladevandssystem, dvs. vandløb, søer og vådområder, hvorfra det strømmer videre mod de åbne kyster og fjorde. Under denne transport, fra (bunden af) rodzonen til kyst, vil der ske en omsætning og kvælstoffjernelse i undergrunden eller i overfladevandet, som ofte benævnes kvælstofretention. Kvælstofretentionen er afhængig af de biogeokemiske forhold og vil således variere fra sted til sted.

Som grundlag for en mere differentieret regulering af landbrugets kvælstofanvendelse udviklede GEUS og Aarhus Universitet (DCE og DCA) en national kvælstofmodel, NKMv2015 (Højberg et al., 2015) forud for anden vandplansperiode (2015-2021). Formålet med denne modeludvikling var at etablere en landsdækkende model, der på en differentieret skala kunne beregne kvælstoftransporten fra oplandet, herunder kvælstofretentionen undervejs, samt opgøre retentionen geografisk og opdelt i forhold til retentionen i grundvand, overfladevand og total retention fra rodzone til kyst.

Kvælstofmodellen er et modelkompleks opbygget ved kobling af delmodeller udviklet ved hhv. GEUS samt Aarhus Universitet (DCE og DCA), som undergår en løbende opdatering og udvikling. I perioden frem til tredje vandplansperiode (2021-2027) blev kvælstofmodellen opdateret, NKMv2020, med de videreudviklede delmodeller (Højberg et al., 2021a).

Med aftalen om Grøn omstilling af dansk Landbrug af 4. oktober 2021 blev der beskrevet et politisk ønske om, at den fremtidige regulering af landbrugets udledninger af drivhusgasser og næringsstoffer i højere grad skal baseres på bedriftsnære opgørelser af udledningerne. Den nuværende udvikling af kvælstofmodellen blev igangsat til at understøtte udviklingen af en ny reguleringsmodel af landbruget. Efterfølgende er der i aftalen om et Grønt Danmark af 24. juni 2024 gennemført et paradigmeskifte på kvælstofområdet, hvor arealomlægning af landbrugsarealer er hovedmotoren til at nå målene i EU's vandramme direktiv.

De tidligere nationale retentionskort viser kvælstofretentionen inden for topografiske oplande med et middelareal på ca. 1500 ha (ID15 oplande). Denne skala er grov i forhold til ønsket om en mere bedriftsnær regulering, samt udpegning af konkrete arealer, der kan indgå i en omlægningsplan.

Det overordnede formål for den nuværende opdatering har således været at opnå en mere detaljeret geografisk beskrivelse af retentionsforholdene, så de kan understøtte en ny og mere bedriftsnær reguleringsmodel for landbrugets kvælstofab.

1.2 Rapportens indhold

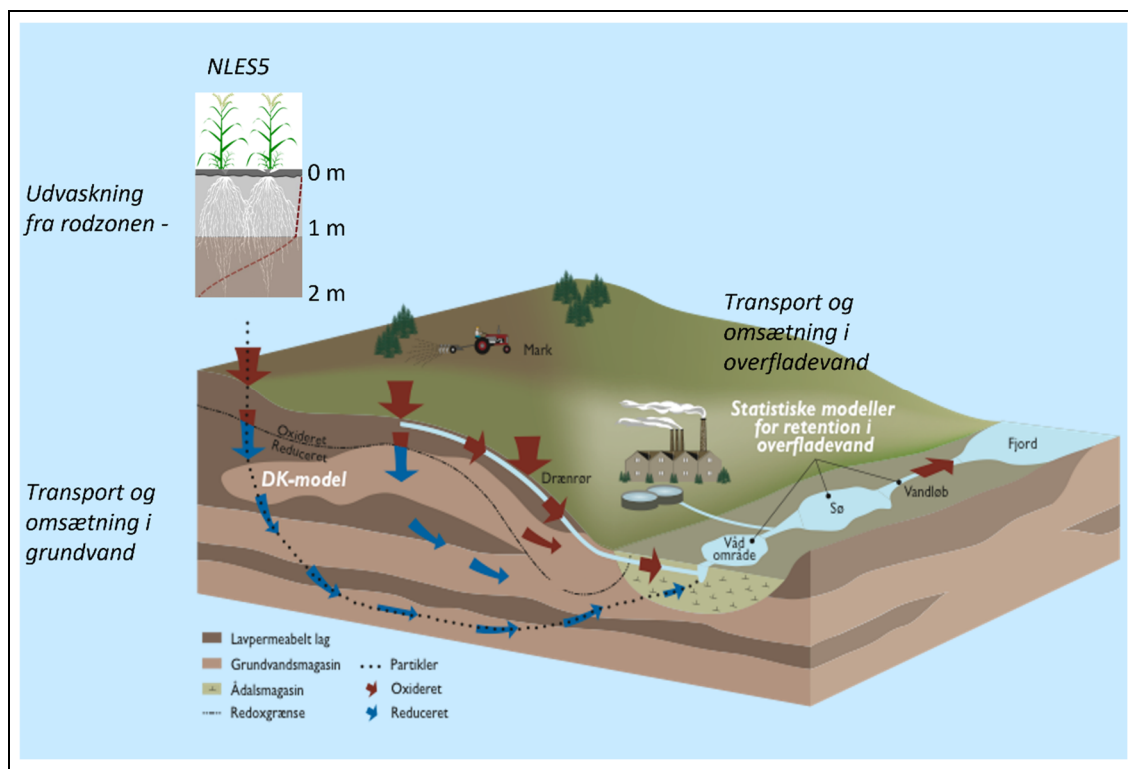
Nærværende rapport dokumenterer den metodiske tilgang for udvikling af den opdaterede kvælstofmodel, NKMv2025, herunder de anvendte delmodeller samt det opdaterede data og vidensgrundlag, der er udnyttet under modeludvikling, -opstilling og beregning. Indledningsvist beskrives de indgående delmodeller for nitratudvaskning samt transport og omsætning af kvælstof i grund- og overfladevand, samt deres kobling til den samlede kvælstofmodel. Desuden beskrives den nye metode, som er anvendt til afgrænsning af arealer med sammenlignelige retentionsværdier, hvilket har gjort det muligt at opgøre retentionen på en mindre skala. Rapportens beskrivelse af de enkelte delmodeller er suppleret med selvstændige rapporter, der i større detalje beskriver udviklingen af disse. Kvælstofmodellens evne til at reproducere den observerede kvælstoftransport ved vandløbsstationer dokumenteres efterfølgende, hvorefter metoden benyttet til vurdering af modellens usikkerheder beskrives. Resultater fra modelberegningerne, dvs. kvælstoftransporter og de nationale retentionskort er præsenteret efterfulgt af et kapitel med diskussion af særlige områder, hvor kvælstofmodellen er udfordret i forhold til at beskrive den observerede transport, og hvor der derfor må forventes en større usikkerhed på resultaterne.

2. Den nationale kvælstofmodel

Den nationale kvælstofmodel (NKM) beskriver kvælstof (N) udvaskningen ud af bunden af rodzonen samt transport og omsætning frem til de marine områder. Modellen er opbygget på basis af tre eksisterende modelsystemer, Figur 1:

1. NLES5, der er en statistisk/empirisk baseret model til beregning af årlig nitratudvaskning fra rodzonen for dyrkede arealer
2. Den nationale hydrologiske model (DK-model), som koblet med de geokemiske forhold i undergrunden, beskriver transport og omsætning af kvælstof i grundvandet
3. Overfladevandsmodeller, der er statistiske modeller til beregning af kvælstofretentionen i hhv. vandløb, søer samt restaurerede vådområder, oversvømmede arealer og minivådområder

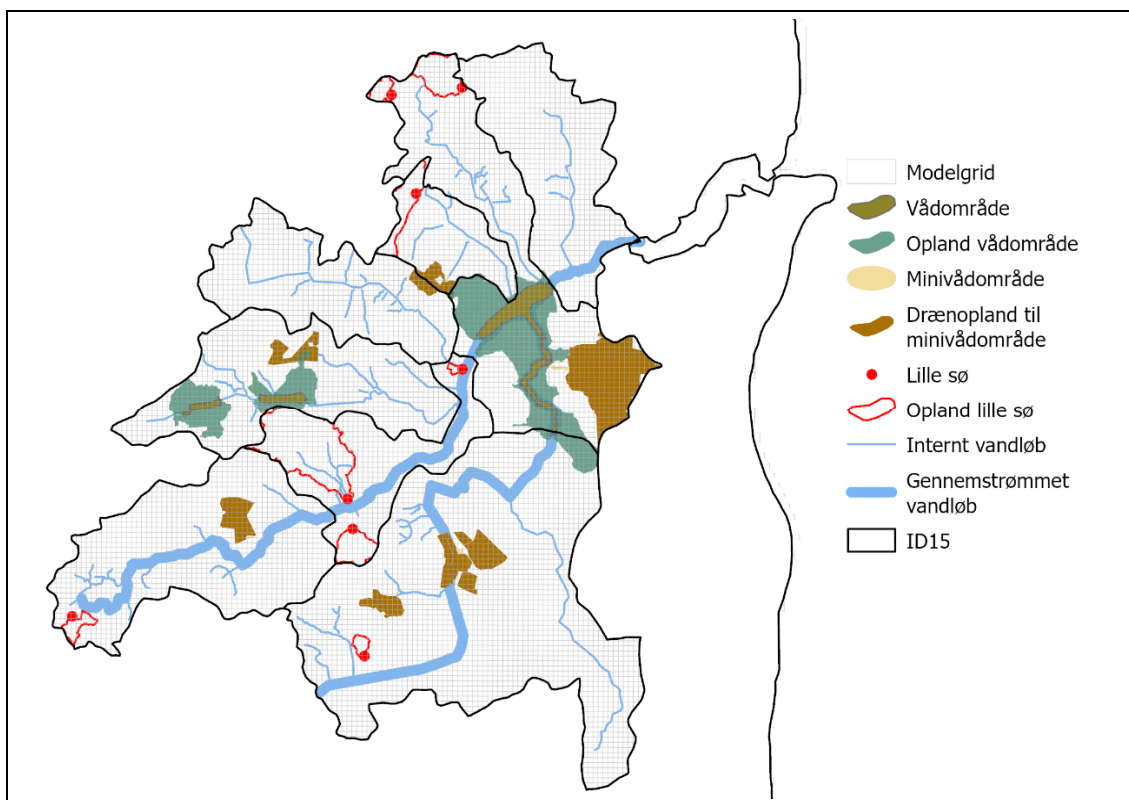
De tre modelsystemer er koblet ved en envejs kobling, dvs. resultater fra én model giver input til den næste model. Med NLES5 beregnes således nitratudvaskningen fra rodzonen fra det dyrkede areal, hvortil der anvendes typetal for udvaskning fra ikke dyrkede arealer. Transporten af nitrat i grundvandszonen beregnes med DK-modellen. Transporten opdeles i en direkte transport til dræn og videre til vandløbene, samt en transport gennem grundvandszonen. Ved den direkte transport til dræn sker en hurtig transport til vandløb, hvor omsætningen af nitrat generelt er begrænset. Transportvejen gennem grundvandszonen og videre frem til overfladevandet beregnes med partikelbanesimuleringer. I grundvandszonen er der varierende iltforhold (redox forhold), og der er udviklet en geokemisk model, der opdeler grundvandszonen i tre forskellige redox miljøer/zoner. I det øverste grundvand er der generelt ilt til stede (oxiderede forhold), og her sker der ingen omsætning af nitrat. Omsætningen af nitrat sker i den anoxiske reducerende zone, hvor mængden af nitrat der omsættes, afhænger af de biogeokemiske forhold og opholdstiden for nitraten i denne zone. Den reducerende zone er kendetegnet ved at være nitratfri. Afhængig af transportveje og de geokemiske forhold vil en varierende andel af den nitrat, der udvaskes fra rodzonen, blive omsat, inden det når frem til overfladevandet. I overfladevandet sker der både en ekstra tilførsel af kvælstof fra punktkilder, atmosfærisk deposition og tilførsel af organiske kvælstofforbindelser samt en retention af kvælstof ved omsætning ved denitrifikation eller igennem sedimentering. Retentionen i overfladevandet beregnes med statistiske modeller for hhv. vandløb, søer samt restaurerede vådområder, hyppigt oversvømmede arealer og minivådområder.



Figur 1 Principskitse af sammenhænge mellem de tre modelsystemer i den nationale kvælstofmodel (NKMv2025)

Koblingen af modellerne sker ved en aggregering af nitratudvaskningen fra NLES5 til et 100 x 100 m grid, der anvendes som input til grundvandet. Kvælstoftransport og omsætning via grundvandet beregnes for hvert grid, og andelen af kvælstof, der ikke omsættes under transport i grundvandet, aggregeres på ID15 skala, dvs. topografiske oplande med et middel areal på ca. 1500 ha se Bilag 1.2 Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b. På ID15 skala adderes herefter de øvrige kilder til overfladevandet. For overfladevandet afgrænses de bi-drage oplande til hvert retentionsmiljø, fx oplandet til et vådområde, hvorefter transporten fra dette opland og den resulterende retention i vådområdet beregnes. Retentionen for overfladevandet er således knyttet til specifikke og lokale oplande, som illustreret i Figur 2. Transporten af kvælstof fra oplandet til kysten beregnes ved at "route" det overskydende kvælstof fra ét ID15 opland til det næste nedstrøms ID15 opland.

Nogle retentionsmiljøer i overfladevandet har en effekt på hele det opstrøms opland. Dette gælder fx store søer, da alt vand og kvælstof fra opstrøms arealer transporteres til søen. Overfladevandsretentionen er derfor opdelt konceptuelt i "Interne" og "Gennemstrømmende" miljøer, hvor de interne har en lokal effekt, mens de gennemstrømmende påvirker det samlede opstrøms areal. Hvilke retentionsmiljøer der har lokal eller opstrøms effekt er beskrevet nærmere i afsnit 2.3.



Figur 2 Afgrænsning af specifikke oplande til for beregning af overfladevandsretentionen i den nationale kvælstofmodel

I de nedenstående afsnit er de enkelte delelementer beskrevet, ligesom der er givet en mere detaljeret beskrivelse af koblingen til den samlede kvælstofmodel samt beregning af retentionskortene.

2.1 Nitratudvaskning

Nitratudvaskningen fra landbrugsarealer i Danmark modelberegnes med den opdaterede empiriske nitrat-N-udvaskningsmodel NLES5 (Børgesen et al., 2020; Børgesen et al., 2022). Modellen indgår som rodzonedelen af NKM (Figur 1). Modelberegningerne med NLES5 anvender en modelberegnet afstrømning fra rodzonen, som en vigtig beskrivende parameter for nitratudvaskningens størrelse.

Størrelsen af nitratudvaskningen fra rodzonen er i betydelig grad bestemt af vandafstrømningen fra rodzonen, da nitratmolekyler er stærkt vandopløselige og derfor følger vandtransporten gennem jorden. Vandafstrømningen ud af rodzonen er meget vanskelig at måle, både på mark og lokal skala, da vandtransporten består af mange transportveje (dræn, vertikal strømning til grundvandet og horisontal transport). Vandbalancemodellen Daisy (Hansen et al. 2012) anvendes til at bestemme afstrømningen fra rodzonen. Daisy er et deterministisk simuleringsmodelsystem der på markniveau beregner tørstofudbytte, vand- og kvælstofbalance. Daisy-modellen inddrager en række parametre såsom afgrøder, jordtyper og vejforhold (temperatur, globalstråling og nedbør) i beregningen af den samlede fordampning og afstrømningen.

I regionale og nationale studier af vandbalancen (Stisen et al., 2020) og nitratudvaskning (Børgesen et al., 2015, Højberg et al., 2021a) anvendes regionale nedbørsdatasæt opstillet på 10 km x 10 km grid skala som er et produkt fra Danmarks Meteorologiske institut (DMI). Nedbørsgriddene dækker hele landet (609 gridceller) og består af daglige interpolerede nedbørsværdier.

Siden den seneste kalibrering af vandbalancen med Daisy vandbalancemodellen til anvendelse med NLES5-modellen (Børgesen et al., 2013), er følgende forudsætninger for beregning af DMI 10 km gridnedbør ændret:

- For 10 km gridnedbør indgår nye typer af nedbørsmålere (Geonor, Pluvio og Rimco) som fra årsskiftet 2010-2011 afløste Helmann måleren
- Samtidigt blev målnetværket kraftigt reduceret, som beskrevet i Andersen 2021.
- Nye interpolationsmetoder for 10 km gridnedbøren er blevet implementeret (Christiansen et al., 2021).

Svendsen & Jung-Madsen (red) (2020) evaluerede de nye metoder i en opgørelse af 10 km-nedbørsgriddet ved at sammenligne målinger af vandtransport og gridnedbøren for oplandene til 20 vandløbsmålestationer for perioden 1990-2010 med perioden 2011-2019. Konklusionen af analysen var, at der forekommer et homogenitetsbrud i sammenhængen mellem gridnedbør og målt afstrømning i vandløbene imellem de to perioder. I den seneste version af kvælstofretentionskortet (Højberg et al., 2021a) blev det konkluderet, at homogenitetsbruddet i nedbørstidsserien var så betydeligt, at den modelberegnete udvaskning baseret på vejrdato for 2011-2018 ikke kunne bruges som grundlag for modelberegnet nitratudvaskning til opdateringen. Kvælstofretentionskortet blev derfor alene opgjort med nitratudvaskningsdata for perioden 1990-2010.

Lige som for nedbøren er der for vandføringsmålinger løbende over de sidste ca. 15 år sket to instrumentskift, der potentielt kan have forårsaget homogenitetsbrud i vandføringstidsserierne (Ovesen et al. 2023). Der er fx fundet en statistisk signifikant forskel imellem vingeinstrumentet som anvendtes tidligere og et af de nye instrumenter, der benyttes til måling af vandføring, se i øvrigt afsnit 3.1.1 og Ovesen et al. (2025). Homogenitetsbruddet kan medføre en bias i de enkelte vandføringstidsserier. En sådan bias vil kunne påvirke de målte vandafstrømninger som DAISY-modellen er kalibreret imod, ligesom der kan være en effekt på de målte kvælstoftransporter, der benyttes til afstemningen af retentionen i målt opland (afsnit 3.3).

Opdatering af datagrundlaget for modelberegningerne af afstrømningsdata fra rodzonen, blev derfor igangsat ved projektstart af opdatering af kvælstofretentionskortet i 2022. Modelparametre for beregning af vandbalancen med Daisy-modellen er seneste opdateret ved en kalibrering af vandbalancen med måledato for perioden 1990-2005 for otte vandoplande (Børgesen et al., 2013). Metoden til kalibrering af modelparametre er gennemgået i Bilag 1.4 Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b.

2.1.1 Vandbalance

Udviklingen af NLES5-modellen er baseret på afstrømninger fra rodzonen modelberegnet med Daisy-modellen (Hansen et al., 2012). I de landsdækkende NLES5-modelberegninger

indgår samme version af Daisy-modellen til vandbalanceberegninger. Modelindgangsdata omfatter vejrdata (nedbør, potentiel fordampning, temperatur og globalstråling), arealanvendelse og jordbundsdata herunder både jordens hydrauliske egenskaber og jordens rodzone-udbredelse (max rodedybde). Der anvendes for ikke-landbrugsarealer tilpassede repræsentative Daisy-afgrøder som beskriver bevoksningens bladareal, højde og rodedybde (for standardbeskrivelser af afgrødens udvikling, biomasse tilvækst, transpiration, rodudvikling mv. se Styczen et al., 2004).

Med de implementerede ændrede metoder (Typer af nedbørsmålere, interpolations metoder og antal målere i nedbørsmålestationsnet) for nedbørsdata, beskrevet ovenfor, er den estimerede underestimering af DMI-gridnedbøren efter 2010 (Svendsen & Jung-Madsen (red), 2020) blevet efterkorrigeret. Efterkorrektionen er relateret til hvordan nedbørsdata korrigeres til jordoverfladen, som bl.a. afhænger af målertypen. Efterkorrektionen er gennemført i projektet for at opnå en bedre sammenhæng mellem modelleret afstrømning fra rodzonen og de målte afstrømninger i vandløb. Ved udskiftning af målertyper i DMIs målestationsnet anvendes samme korrektionsmodel, som for de tidligere anvendte Hellmann målere. Tyske studier (Hannak et al., 2020) viser imidlertid, at Pluvio målere, der er den dominerende måler siden 2011, bør korrigeres med en anden korrektionsmodel. Det tyske studie er benyttet til efterkorrektionen af nedbørsdata fra DMI for perioden efter 2011. I Bilagsrapporten, Bilag 1.4 (Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b) er vist resultaterne af vandbalance -kalibrering og -valideringen samt de kalibrerede modelparametre for barjordsfordampning.

Kalibrering og valideringen af Daisy-modelberegningerne af afstrømningen fra rodzonen er gennemført med vejrdata og afstrømningsdata, der opdeles i to datasæt: Kalibreringsdata for perioden 1990-2010 og et valideringsdatasæt for perioden 2011-2018. Kalibreringsdata baseres på det mest detaljerede målestationsnet (ca. 500 Hellmann nedbørsmålestationer) og en lang kalibreringsperiode (21 år). Valideringsdata vurderes som mindre sikre pga. færre nedbørsmålestationer, korrektion af nedbøren og en kortere måleperiode (8 år). En mere detaljeret beskrivelse findes i Bilag 1.4 (Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b).

2.1.2 NLES5-Modelberegninger

NLES5 er en empirisk baseret model (Børgesen et al., 2020, Børgesen et al., 2022), som beregner den årlige nitrat-N udvaskning fra rodzonen af landbrugsarealer og inddrager effekten af kvælstof (N) tilførsel, afgrøderækkefølge, efterårs- og vinterjorddække samt jordbund og modelberegnet afstrømning baseret på vejrdata. NLES5-modellen er udviklet og kalibreret på baggrund af primært danske data. Den årlige nitratudvaskning beregnes fra april til marts i det efterfølgende år, hvor den største andel af nitratudvaskningen sker i perioden fra oktober til marts, sammenfaldene med, at der er nedbørsoverskud. Modellen tager højde for såvel hovedafgrødens som vintervegetationens indflydelse i udvaskningsåret samt effekten af foregående års afgrøde. Effekten af N-gødskningen baseres både på N-tilførsel i udvaskningsåret samt tilførslen i de to foregående år. N-tilførsel består både af mineralsk N tilført i form af handelsgødning og husdyrgødning (Mineralsk- og organisk N) mineralsk- og organisk N afsat fra græssende dyr og fra den biologiske N-fiksering. Modellen skelner mellem N tilført i henholdsvis forår og efterår i udvaskningsåret (1. april i høståret til 31. marts det følgende år). Langtidsvirkningen af tilført kvælstof beregnes på basis af det samlede

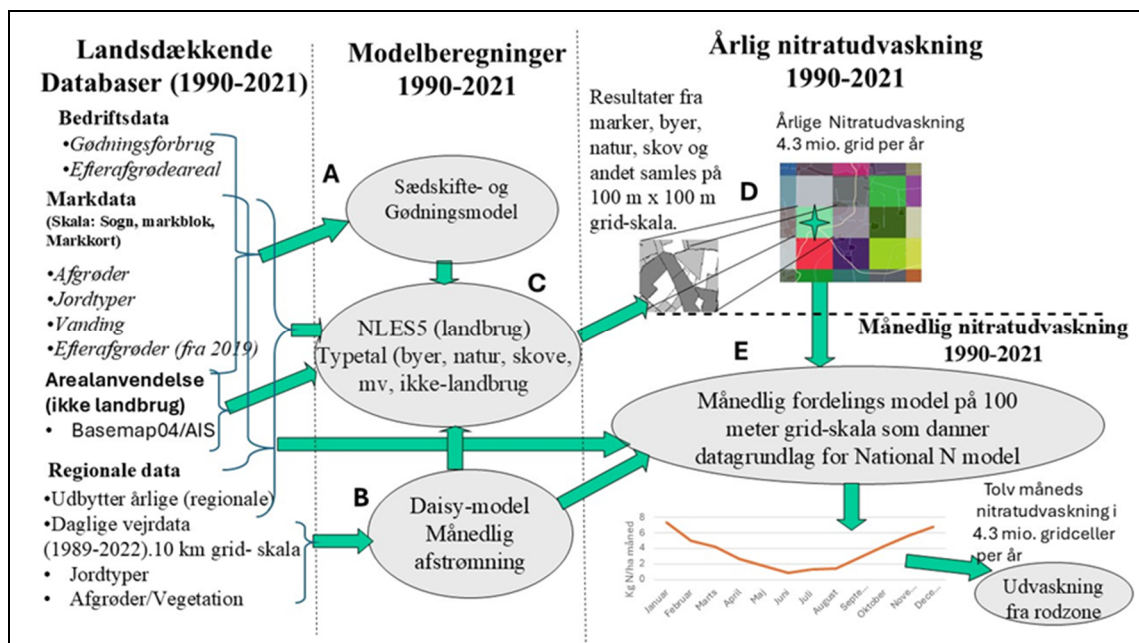
kvælstofindhold målt i det øverste jordlag (0-25 cm) og N-tilførslen i de to forudgående år. NLES5-modellen inkluderer desuden betydningen af lerindholdet i det øverste jordlag (0-25 cm) og afstrømningen fra rodzonen i udvaskningsåret og i året forud for udvaskningsåret.

NLES5-modellen er kalibreret mod 2053 observationer af årlig nitratudvaskning målt i Danmark og Sverige i perioden 1991-2017. Modellen er valideret på 856 uafhængige observationer af nitratudvaskning fra fire forsøgsserier, der viste en gennemsnitlig afvigelse på 1,7 kg N/ha mellem estimerede og målte data, men med stor variation mellem forsøgene. En usikkerhedsanalyse af NLES5-modellen blev gennemført på både mark- og landsskala. Usikkerhedsanalyse i form af "Monte Carlo analyse" er gennemført ved at prædiktere 1000 parameterdatasæt, der efterfølgende bruges som input til beregning af modellens usikkerhed. Den absolutte usikkerhed øges i takt med N-udvaskningsniveauet, og derfor er usikkerheden højere for sandede jorde under våde klimaforhold sammenlignet med lerede jorde under tørre klimaforhold da udvaskningen er størst på sandede jorde. Usikkerheden for hele landet er kvantificeret med en variationskoefficient på ca. 10 % Børgesen et al., 2019.

Modellen kan beregne den gennemsnitlige nitrat-N udvaskning for de vigtigste afgrøder i danske dyrkningssystemer. Sammenlignet med den tidligere NLES4-model (Kristensen et al., 2008) har NLES5 en bedre repræsentation af afgrøderækkefølge og vinterplantedække, og dette har stor betydning, når modellen anvendes til at evaluere effekten af dyrkningssystemer.

Valideringen af NLES5-modellen (Børgesen et al. (2019)) viser, at NLES5-modellen for LOOP områderne har gode prædiktioner for udvaskningen i både starten af perioden (1990'erne) med en stor andel efterårsudbragt husdyrgødning og i midten og slutningen (2000-2017) af kalibreringsperioden med overvejende forårsudbringning af husdyrgødning.

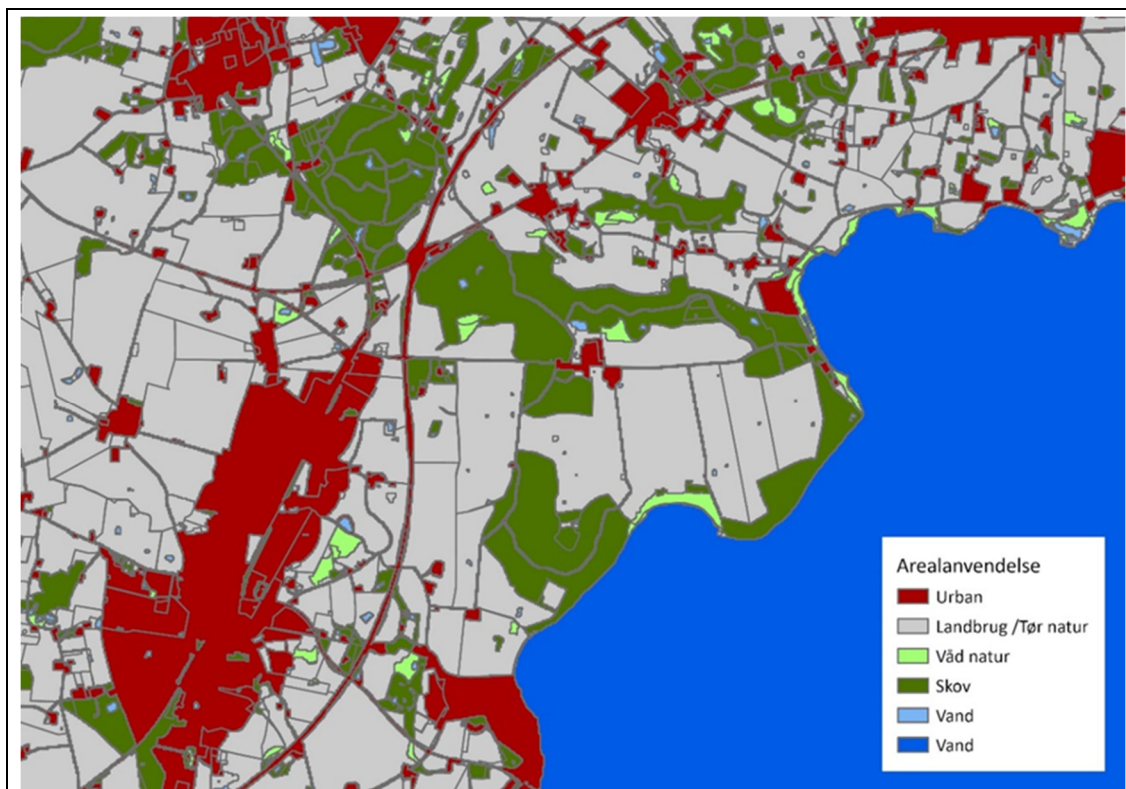
Modelberegninger af kvælstofudvaskningen fra rodzonen er gennemført for hele perioden 1990-2021. I Figur 3 er vist et diagram over den række af trin (A-E), der er anvendt i modelberegningen af nitratudvaskningen fra rodzonen. Det endelige produkt (resultatet af trin E) er den modelberegnete nitratudvaskning fordelt på månedsbasis, der anvendes som input til de videre modelberegninger med den nationale kvælstofmodel (Figur 1).



Figur 3 Principskitse for nitratudvaskningsberegninger anvendt som input i den nationale kvælstofmodel

Modelberegningerne inkluderer anvendelse af forskellige data fra landsdækkende databaser og fra registre og kortmateriale. Der gennemføres forskellige modelberegninger med fire modeltyper: Sædskefte/gødningsmodeller (A), NLES5-modelberegninger (C), Daisy vandbalance for typesædskefter (B) og en månedlig fordelingsmodel af nitratudvaskningen (E)). Desuden sker der aggregering af udvaskningsresultaterne fra mark/markblok og byer/natur arealer (se eksempel vist i Trin D, Figur 3) til resultaterne rumligt aggregeres til 1 ha gridceller (100 x 100 m) (D). Herefter disaggregeres de modellerede årsresultater til månedlige udvaskningsværdier. Til denne del er udviklet en ny model til beregning af gennemsnitlig koncentration af nitrat-N på månedsbasis (Bilag 2 og Bilag 1.7 Højberg, Thodsen & Børgesen (red), (2025b)). Denne kobles med månedlig Daisy beregnet afstrømning fra rodzonen og herved opnås en tidsserie af nitratudvaskningen fra bunden af rodzonen på månedsniveau, der rumligt er opløst i et 100 x 100 m grid, (ca. 4.3 mio. gridceller) som dækker Danmark undtagen de mindste øer Figur 11.

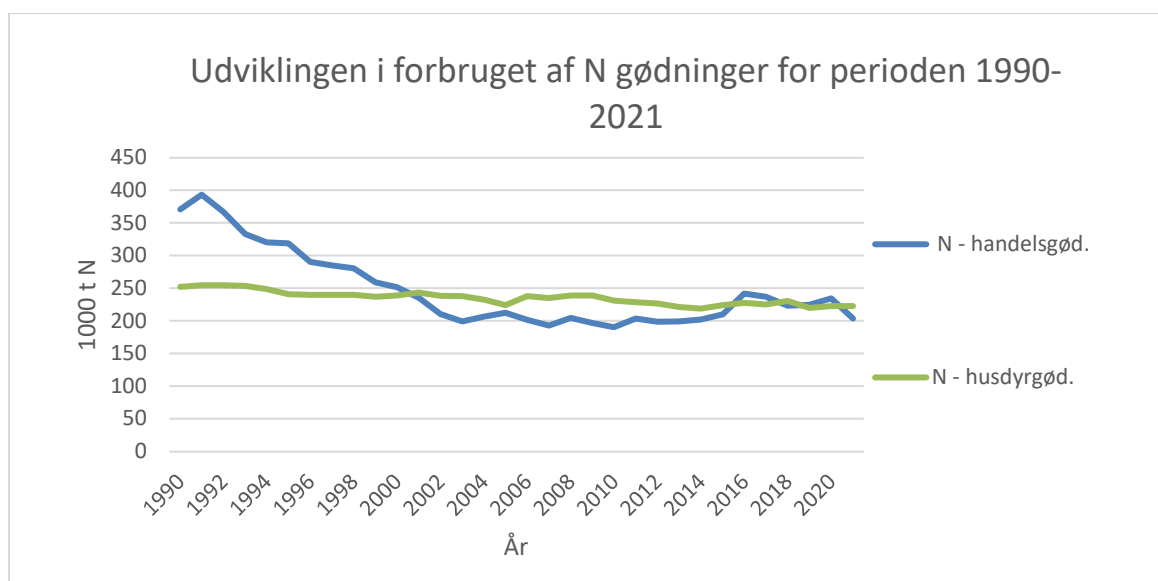
I **trin A** opstilles sædskefter og gødningsplaner som grundlag for udvaskningsberegningerne. Datatilgængeligheden for arealanvendelsen har for perioden 1990 til 1999 været baseret på sognedata indhentet fra Danmarks statistik. Bearbejdning af sognedata til anvendelse som inputdata på bedriftsniveau følger metoden beskrevet i Bilag 1.1 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b. Fra år 2000 og frem til 2010 er landbrugets arealanvendelse opgjort på markblokniveau, der er indhentet fra nationale landbrugsregistre, Bilag 1.2. i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b. For de seneste år (2011-2021) har årlige dyrkede afgrøder været opgjort på markniveau med markkort (Bilag 1.2 og Bilag 1.3 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b).



Figur 4 Eksempel på kortdata anvendt i modelberegningerne fra markblokke og ikke-landbrugsarealer.

Metoden til opstilling af gødningsplaner følger metoden beskrevet i Bilag 1.5 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b. Her findes detaljerede beskrivelser af, hvorledes datakobling mellem forskellige landbrugsdata sker – herunder koblingen mellem mark/markblokke og bedriftsdata. Bedriftsdata omhandler både kvælstofgødningsforbrug opdelt på gødningstyper samt oplysninger om efterafgrøder. Gødningsdata bruges til opstilling af mark gødningsplaner, som er koblet til landmandens enkelte marker. Der anvendes en fordelingsmodel for handels- og husdyrgødning på markniveau, som beskrevet i Bilag 1.5 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b. Der opstilles markgødningsplaner for alle marker i landet, ca. 650.000 marker for hvert år, i perioden 1990 til 2021.

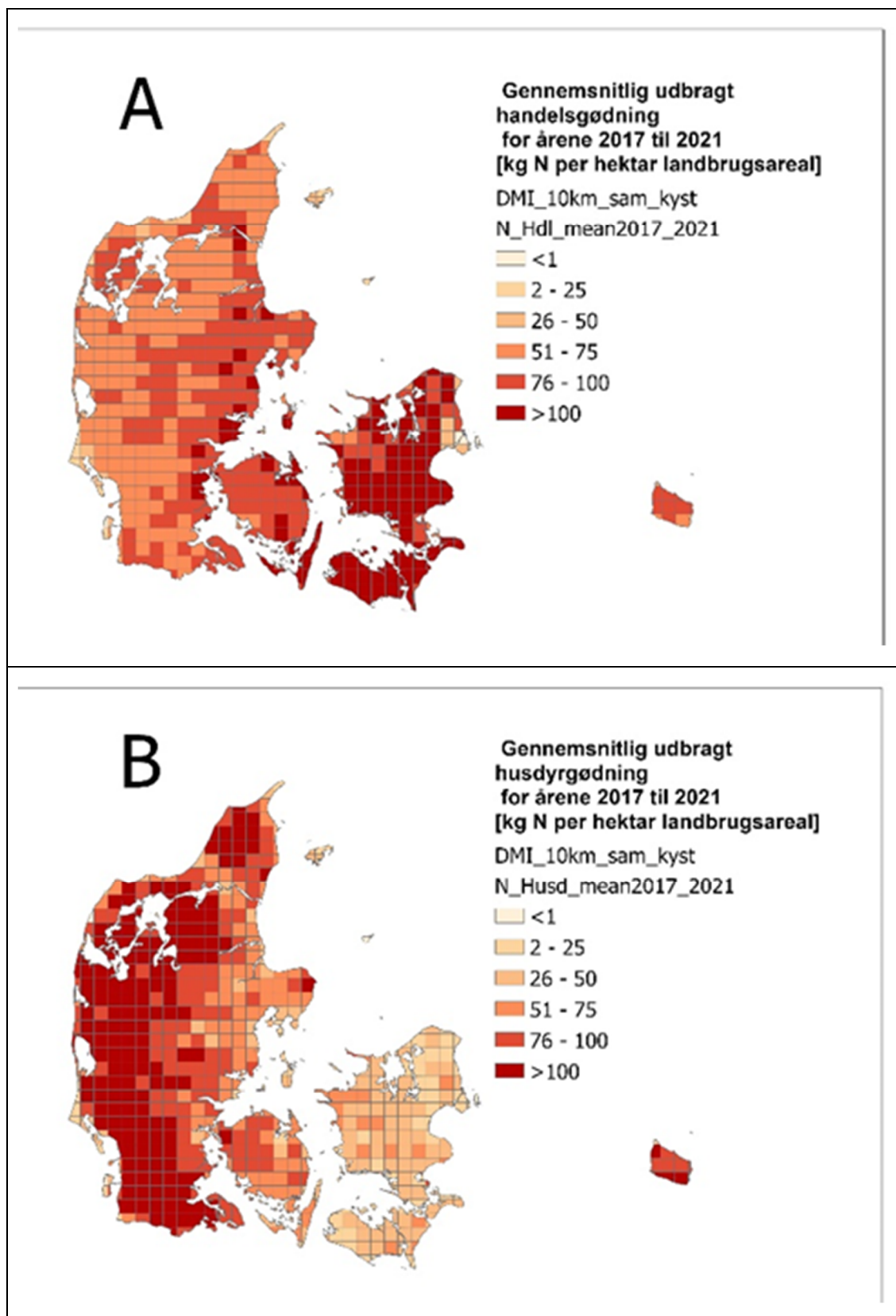
Total tilførsel af N med gødning er udregnet ud fra totale N-tilførsler med gødning til det registrerede landbrugsareal Figur 5. Opgørelser af totalforbruget af N-gødning for perioden frem til 2000 baseres på regionale opgørelser fra Danmarks Statistik (Grant et al., 2003). Fra 2000 baseres gødningsforbruget på N-gødningsindberetningerne til Landbrugsstyrelsen samt bearbejdede husdyrproduktionsdata til beregning af totale husdyrgødningsmængder jf. Børgesen et al., 2013. For perioden fra 2011 til 2021 baseres data alene på indberetninger via årlige gødningsplaner indberettet til Landbrugsstyrelsen Bilag 1.2 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b.



Figur 5 Total tilførsel af kvælstof med gødninger [1000 t N] opgjort for det dyrkede areal i Danmark for perioden 1990-2021. N tilført med handelsgødning (N-handelsgød.), husdyrgødning og andre organiske gødninger (N-husdyrgød.). Opgørelsen baseres på dyrkningsår/høstår for afgrøden. Årlige gødningsdata er baseret på aktuelle forbrug opgjort af Danmarks Statistik.

Figur 5 viser udviklingen i den samlede mængde udbragt N i handelsgødning og husdyrgødning i årene 1990-2021 anvendt for markerne i NLES5-modelberegningerne. Bemærk at mineralsk gødning (handelsgødningsforbruget) falder i perioden frem til 2005 og er herefter på et nogenlunde stabilt niveau frem til 2016. Der er for perioden desuden et fald i det dyrkede areal jf. Figur 7, hvilket betyder, at faldet i forbruget per hektar landbrugsareal er mindre, end hvad landskurverne viser. Nedgangen i handelsgødningsforbruget i 1990-2005 tilskrives implementeret regulering af N-gødningsforbruget ved både større krav til udnyttelse af N i husdyrgødning samt fra 1998 lovpligtige N-gødningsnormer og for perioden fra 1999 til 2015 reducerede N-gødningsnormer i forhold til de økonomisk optimale N-normer (Blicher-Mathiesen et al., 2020).

Efter 2016 sker der en mindre stigning i forbruget af handels N gødning som konsekvens af nye højere kvælstofnormer indført med Fødevare- og Landbrugspakken (Miljø- og Fødevarerministeriet 2015). De øgede kvælstofnormer blev gradvist implementeret i lovgivningen i årene 2016-2017. Efter 2017 sker der et mindre fald i forbruget frem mod 2021, som kan skyldes skærpede udnyttelseskrav til husdyrgødning og ændret arealanvendelse. Desuden sker der en stigning i efterafgrødearealet jf. Figur 8, hvilket betyder en stigning i kravet til at indregne eftervirkningen af nedmuldede efterafgrøder i det følgende års N-kvote.

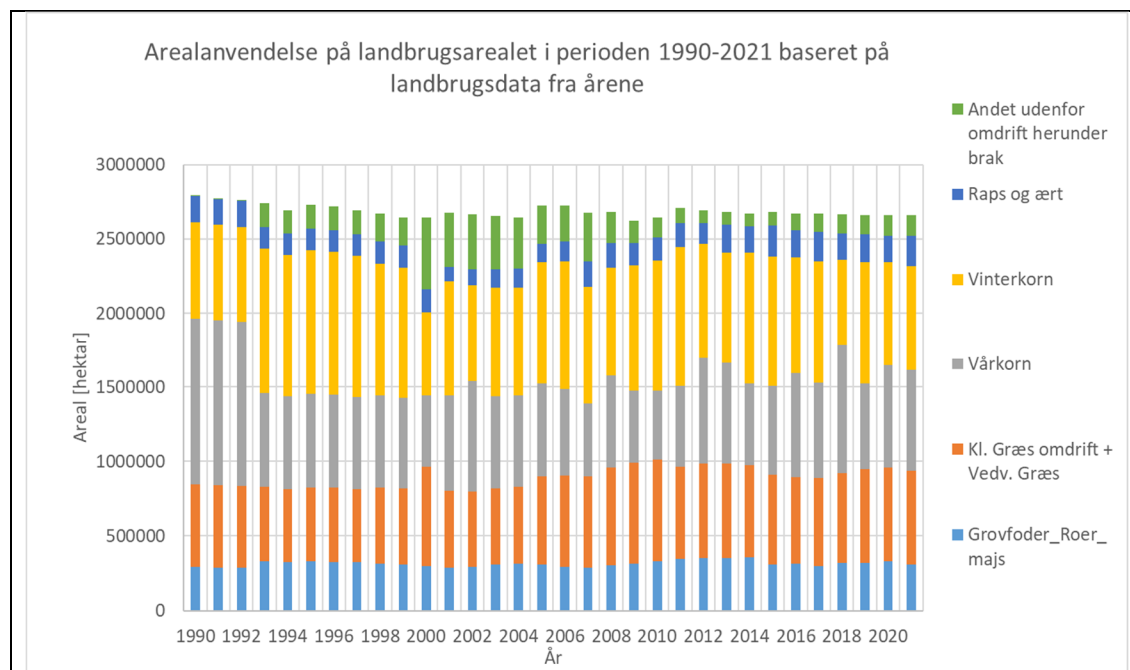


Figur 6 Gennemsnitlig udbragt handelsgødning (A) og husdyrgødning (B) [kg N/ha] for årene 2017-2021 opgjort på landbrugsarealet inden for 10 km DMI grid.

Figur 6 viser en betydelig regional forskel i udbragt handelsgødning og husdyrgødning. Dette er afledt af den regionale forskel i den animalske produktion, og betyder at der bruges mindre

handelsgødning i Jylland sammenlignet med Sjælland og modsat for husdyrgødning. Forskellen i mineralsk N-gødning er også påvirket af afgrødefordelingen og de anvendte N-normer. Normerne opdateres årligt og findes for 2021-2022 i ”Vejledning om gødsknings- og harmoniregler Planperioden 1. august 2021 til 31. juli 2022”, Landbrugsstyrelsen, 2021.

2.1.3 Arealanvendelse for landbrugsarealet

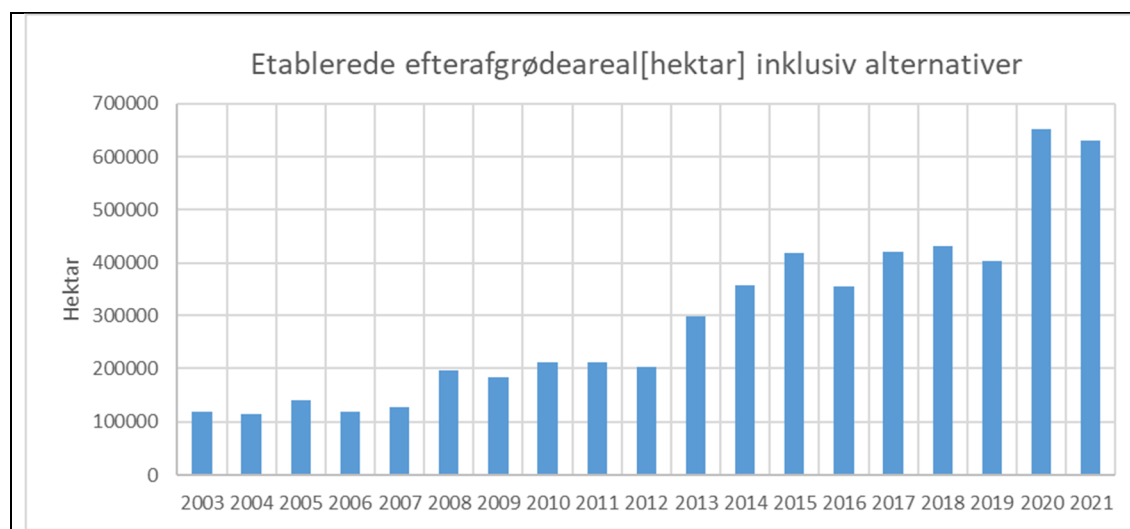


Figur 7 Arealanvendelse på landbrugsarealet [hektar] i Danmark baseret på data fra sognetælling (1990-1999) og på landmandsindberetninger for årene 2000-2021.

Arealanvendelsen på landbrugsarealet i årene 1990-2021 er vist i Figur 7. I starten af 1990'erne var arealanvendelsen karakteriseret ved stor andel af vårkorn (1990-1993). Med data fra sognetællingen i 1997 (ekstrapoleret til årene 1994-1998 ud fra Danmarks statistik landsdata, (Statistikbanken 2015)) forekommer en stigning i vinterkornarealet på bekostning af vårkorn. Vår- og vinter-kornarealet følger i høj grad hinanden ved at i år med lavt vinterkornsareal er arealet med vårkorn stort og visa versa. Arealet med kløvergræs i omdrift og vedvarende græs er steget frem til 2014, men er igen faldende fra 2015. Landbrugsareal uden for omdrift herunder brakarealet er stigende i starten af halvfemserne, ved at EU i 1988/1989 indførte frivillig braklægning, som efter en reform i 1992 blev gjort obligatorisk (Kristensen & Pedersen, 2008). Landbrugerne skulle braklægge en bestemt procentdel for at blive berettiget til direkte arealstøtte (Kristensen & Pedersen, 2008). Udtagningsprocenten blev fastsat fra år til år, men fra 1999/2000 blev den fastsat til 10 % af de anmeldte arealer og derefter til 8 %. I 2007 var der udlagt ca. 165.000 ha med brak (Danmarks Statistik, 2025). Efter 2007 ses et betydeligt fald i brakarealet, da kravet til brak udgik (Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, 2008). Arealet med Raps (både vår- og vinterraps) og ært (herunder andre N-fikserende afgrøder f.eks.: hestebønner og Lupin) er samlet set stabilt i perioden, men dette dækker over ændring mod et større vinterrapsareal og mindre ærteareal.

Efterafgrøder

Efterafgrøder er et markvirkemiddel, der har været et lovpligtigt kvælstofvirkemiddel siden 1999 med VMPII-aftalen fra 1998 (Grant et al., 2003). Efterafgrøder anvendes i dag som det vigtigste markvirkemiddel for at nå reduktioner i kvælstofudvaskningen fra rodzonen og herved også opnå en reduktion i havbelastningen med kvælstof. Med aftalen omkring Fødevare- og Landbrugspakke, (Miljø- og Fødevareministeriet, 2015) blev der indført nye målrettede efterafgrøder ud over de pligtige efterafgrøder, husdyrefterafgrøder, samt MFO (MiljøFokus-Områder) efterafgrøder. De målrettede efterafgrøder er tilskudsberettigede og kan kun etableres i bestemte vandoplande, der årligt udpeges til at have et reduktionsbehov. Således bliver etableringen og effekten af efterafgrøder ulige fordelt mellem de kystvandoplande, der årligt tildeles et reduktionskrav.



Figur 8 Areal med efterafgrøder inklusive alternativerne til efterafgrøder (tidlig såning af vinterkorn, mellem-afgrøder, brak m.fl. (Tabel 1) for perioden 2003-2021. For de første år med efterafgrøder 1999-2002 er datagrundlaget meget usikkert og derfor ikke vist.

Kravene til pligtige efterafgrøder er steget igennem perioden således at der fra 1999 og frem til i dag er sket en stigning fra 6 % af efterafgrødegrundlaget i 1999 til i 2021, at være 10.7 % hvis udbragt husdyrgødning var <80 kg N/ha og 14.7 % hvis der udbringes >80 kg N/ha med husdyrgødning. I dag er kravene opdelt på pligtige efterafgrøder og husdyrefterafgrøder samt målrettede og MFO-efterafgrøder (Landbrugsstyrelsen, 2023). Kravene er således i dag samlet mere end 600.000 hektar til de forskellige typer (ordninger) for efterafgrøder Figur 8.

Detaljerede efterafgrødedata fra 2019.

I perioden efter 2018 indberettes efterafgrødedata til landbrugsstyrelsen via et nyt indberetningssystem, hvor landmændene indberetter, hvorledes de opfylder kravene til efterafgrøder med etablerede efterafgrøder og alternativer til efterafgrøder. I bilag 1.3 Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b er en uddybning af efterafgrøde data og koblingen af data til marker. Systemet kræver, at efterafgrøderne indberettes på markniveau, og at det indberettes under hvilken ordning, der etableres efterafgrøder. Dette muliggør, at effekten af efterafgrøder indregnes mere stedspecifikt i modelberegningerne med NLES5.

Efterafgrøder er fra 2019 registreret inden for fire ordninger (Pligtige/husdyr, Frivillige målrettede, Obligatorisk målrettede og MFO), men den beregnede effekt på nitratudvaskningen

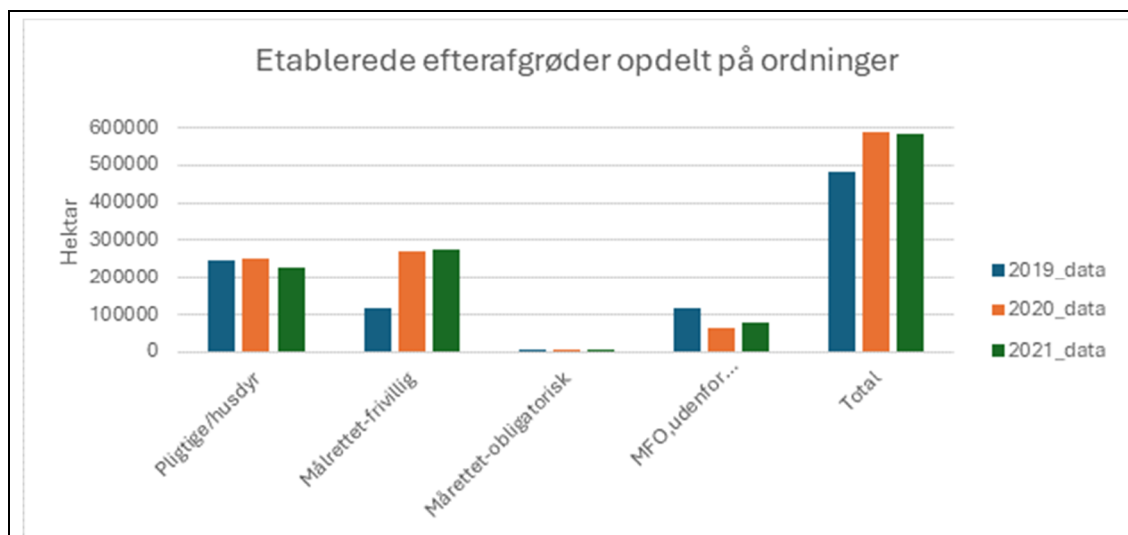
er ens for alle typer. MFO-efterafgrøder indgår i datasættet, hvor MFO-kravet ikke opfyldes af de pligtige- og husdyrefterafgrøder. Efterafgrødekravene kan opfyldes med enten "rigtige efterafgrøder", som her er efterafgrøder, der etableres før tidsfristen og vokser i efteråret /vinterperioden, eller ved brug af alternativer til efterafgrøder (Tabel 1).

Tabel 1 Omregningsfaktorer anvendt for alternativer til efterafgrøder, som anvendt i modelberegningerne. Landbrugsstyrelsen 2024.

Alternativer til etablerede efterafgrøder.	Omregningsfaktor alternativ til efterafgrødeareal
Mellemafgrøder	2:1
Tidlig såning af visse vinterafgrøder	2:1
Braklagte arealer	1:1
Braklagte arealer langs søer og vandløb	1:4
Flerårige energiafgrøder	0.8:1
Efterafgrødeblanding med kvælstoffikserende arter	1:1
Præcisionslandbrug	11:1

Figur 9 viser, hvorledes arealet med etablerede efterafgrøder ændres for de fire ordninger i perioden 2019-2021. For de pligtige efterafgrøder inklusive husdyrefterafgrøder ses et fald i 2021 sammenlignet med 2019 og 2020. Årsagen her kan være ændringer i arealkravet til pligtige efterafgrøder hos nogle landmænd som følge af en mindre animalsk produktion. De målrettede frivillige efterafgrøder er steget fra 2019 til 2020 og 2021 med ændrede krav til de målrettede efterafgrøder og deres beliggenhed. Kravet til målrettede efterafgrøder var på 114.000 hektar i 2019, 380.000 hektar i 2020 og 374.000 hektar i 2021. En del af kravene er opfyldt med alternativer til efterafgrøder (Tabel 1) eller ved reduktion i N-kvoten, som ikke er vist, men indgår i gødningsregnskabet via det totale forbrug af handelsgødning.

Målrettede obligatoriske efterafgrøder udgør en meget lille del af det samlede eftergrødeareal (Figur 9). I figuren er desuden vist de MFO-efterafgrøde arealer, som ikke er blevet opfyldt med pligtige- og husdyrefterafgrøder. For at opnå det samlede arealkrav til efterafgrøder, skal der yderligere lægges efterafgrødeareal, der opfyldes med alternativer, som er vist i Figur 10.

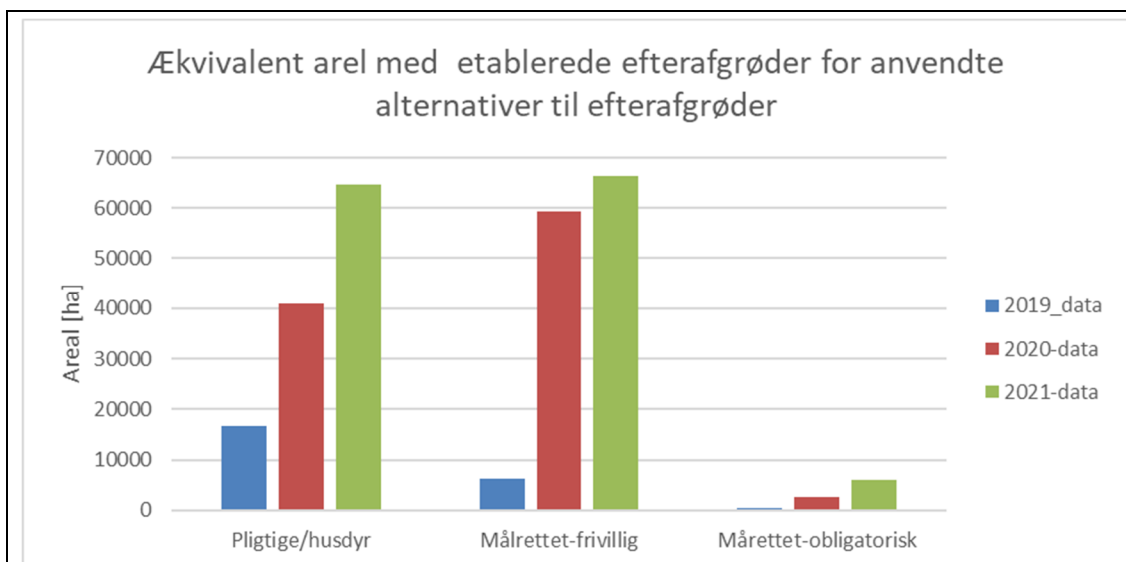


Figur 9 Udvikling i etablerede efterafgrøder opdelt på de fire ordninger (Pligtige/husdyr, Frivillige måltrettede, Obligatorisk måltrettede og MFO-efterafgrøder).

Figur 10 viser, hvorledes arealer med alternativer er blevet anvendt til at opfylde efterafgrødekravene for de tre ordninger (Pligtige /husdyr, måltrettede- frivillige og måltrettede-obligatoriske). Bemærk at MFO-efterafgrøder ikke kan opfyldes med alternativer. Af alternativerne er brugen af tidlig såning af vinterkorn det mest hyppigt anvendte alternativ, og udgør henholdsvis 80 %, 87 % og 61 % af de alternative tiltag i årene 2019, 2020 og 2021.

Reduceret N-kvotering indgår ikke i opgørelsen af alternativerne, men vil opfylde nogle af efterafgrødekravene hos landbrugerne. Denne er ikke vist i Figur 10, da denne klasse ikke er separat opgjort, men indgår i datagrundlaget via de indberettede gødningsplaner. Opgørelsen af N tilført med gødning er korrigeret for både afgrøderne og jordtyperne med N-normen. Desuden korrigeres mark N-normen ud fra forfrugtseffekten af efterafgrøder og andre afgrøder med forfrugtseffekter. Den samlede N-tilførsel til alle marker balanceres i forhold til det totale N forbrug på bedriften opgjort i de indberettede gødningsregnskaber. Effekt af virkemidlet reduceret N som alternativ til efterafgrøder slår igennem på landmandens oplyste forbrug af handelsgødning og herigennem på nitratudvaskningen beregnet med NLES5-modellen.

Der ses en stigning i brugen af alternativer til efterafgrøder fra 2019-2021, som sandsynligvis hænger sammen med stigende krav til etablerede måltrettede efterafgrøder (Figur 10). I perioden sker der også en ændring i de regionale krav til placering af de måltrettede frivillige efterafgrøder vist i (Bilag 1.3, Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b). Ændringerne har betydning for, hvor i landet nitratudvaskningen ændres som følge af, hvor de måltrettede efterafgrøder placeres i landet.



Figur 10 Efterafgrøde areal-ækvivalenter [hektar] etableret med alternativer jf. tabel 2.1. (Reduktion i N norm som alternativ til efterafgrøder er ikke opgjort)

I **trin B** er den månedlige afstrømning, som er en vigtig forklarende variabel for NLES-udvaskningsberegningerne, beregnet med Daisy-modellen (version 4.01) (Abrahamsen og Hansen, 2000). Afstrømningen er beregnet for alle kombinationer af jordtyper og afgrøder, der er repræsenteret i hvert af DMI's 10 km klimagrid i Danmark. Vejrdata er baseret på DMI-målinger i landet interpoleret til 10 km grid skala, hvor der for perioden efter 2010 er sket en korrektion af nedbøren jf. Bilag 1.4 Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b.

I **trin C** er der for hver jordtype på markniveau gennemført udvaskningsberegninger med NLES5-udvaskningsmodellen. Der er anvendt data for de typejorde, der er repræsenteret på marken, som er typiske kombinationer af over- og underjordstyper i georegionen (Bilag 1.2 Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b). Der er i hver af de fem geologiske regioner i Danmark opstillet 11-12 typejorde, som beskrevet i Børgesen et al., (2013). Skalaen for jordtypekortet er ca. 1:25.000 og kan derfor ikke henføres præcist til hverken markkortet eller markblokkortet. Således er effekten af jordtypen ikke præcist repræsenteret i forhold til den aktuelle jordtypefordeling på marksskala, men bedre repræsenteret på større skala. For ikke-landbrugsarealer er udvaskningen beregnet ved anvendelse af typetal for udvaskningen jf. Tabel 2. Der skal bemærkes at værdierne for udvaskningen fra ikke-landbrug er baseret på opgørelserne i Eriksen et al., (2020) og er forbundet med stor variation. Udvasning fra naturarealer, der har været natur i mange år, er lav (0,5-5 kg N/ha). Udvasningen fra nyetableret natur eller skov på tidligere dyrkede jorde er generelt højere, da de har et højere indhold af kvælstof bundet i omsætteligt organisk stof end arealer, der har været natur /skov i mange år. En sammenstilling af data for kvælstofudvasning fra 45 danske bevoksninger med modelleret vandbalance (Gundersen et al., 2009) viste, at skov rejst på tidligere landbrugsjord havde signifikant højere kvælstofudvasning (16 ± 13 kg N/ha; $n=16$) end skov på gammel skovjord (5 ± 9 kg N/ha; $n=29$). De tidligere landbrugsarealer havde som forventet også et signifikant lavere C/N-forhold (15 ± 5) end gammel skovjord (23 ± 7), hvilket fører til større nettomineralisering af organisk kvælstof, hvilket øger risikoen for nitratudvasning. Da det meste af skovarealet i Danmark er gammel skov, anvendes de 5 kg N/ha for hele skovarealet.

Tabel 2 Standardværdier (Typetal) for nitratudvaskningen fra ikke-landbrugsarealer.

¹ For bebyggede arealer bliver vand og kvælstof primært opsamlet og ledt ud til vandløb via regnvandsbetingede udløb eller spildevand og indgår i punktkildebelastningen til vandløb.

³ Baseret på danske målinger beskrevet i Gundersen et al. (2009) og Eriksen et al., (2020).

I **trin E** er de årsspecifikke udvaskningsværdier for 1 ha gridcellerne tidsligt fordelt til månedlige værdier. Månedsfordelingen er gennemført for hver af de ca. 4.3 mio. gridceller i Danmark og for hver måned i perioden april 1990 til marts 2022. I Bilag 1.7 Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b er metoden til fordeling af årsnitratudvaskningen til månedsværdier detaljeret gennemgået. Aggregeringen til 100 meter grids er foretaget med opdaterede dagtgrundlag og mere præcise lokal koblinger til de grundlæggende udvaskninger fra

landbrugsarealerne og andre arealer (Byer, skov, natur m.fl), sammenlignet med Højberg et al., 2021a. Indgangsdata (månedlige nitratudvaskninger) til den nationale kvælstofmodel (NKM) er således blevet opdateret og er nu mere præcis. Til hvert grid er koblet en Daisy-modelberegnet månedlig afstrømning for den dominerende afgrøde/arealanvendelse i gridcellen og den dominerende typejord (Bilag 1.6 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b) for gridcellen. Der modelberegnes en månedsspecifik nitrat-N koncentration med en ny empirisk baseret model (Bilag 2 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b). Modellen er udviklet på data fra NLES5-datasættet fra Institut for Agroøkologi og SEGES. Data omfatter ca. 28.000 observationer, der indgår i en statistisk analyse, som resulterer i en opslagstabel, der bruges til at estimere nitrat-N koncentrationen på månedsbasis. Indgangsdata til modellen er: måned, jordtype, vejrdato (Månedsnedbør og månedsgennemsnitlig lufttemperatur), N-gødsning i foråret, afgrøde (høstet) samt vinterafgrøden i efteråret/vinter. De månedlige estimater af nitrat-N koncentrationer og Daisy-månedsafstrømningen beregnes til månedsstandard nitrat-N-udvaskninger og summeres til en årlig standard nitrat-N udvaskningen for udvaskningsåret (1. april til 31. marts det følgende år). **Trin E:** De årlige grid-udvaskninger (NLES5-udvaskningen og typetal) (Figur 3, Trin D) fordeles til månedsniveau i 100 meter x 100 meter grid ud fra en relativ månedsfordeling af standardnitrat-N udvaskningen beskrevet i Bilag 1.7 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b

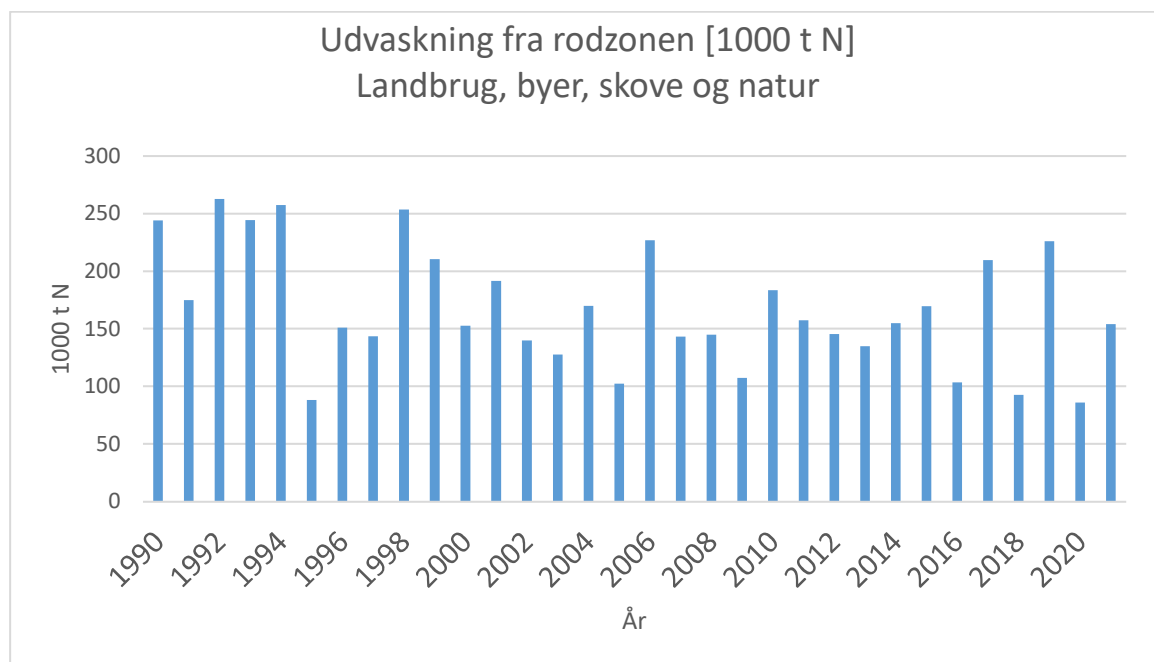
2.1.4 Udvasningsresultater

Den summerede årsudvaskning for hele landet (dvs. både landbrugs- og ikke-landbrugsarealer) og for alle årene 1990-2021 er vist i Figur 12. Resultaterne viser en stor år-til-år variation i udvaskningen fra rodzonen, som overvejende er knyttet til variation i den årlige nedbør og herved også afstrømninger af vand ud af rodzonen. Det skal bemærkes, at disse udvaskningstal ikke kan sammenlignes med de klimanormaliserede N-udvaskninger, der blev beregnet i Grøn Vækst evalueringen (Børgesen et al., 2013) eller i Opdatering af Baseline 2027 (Blicher-Mathiesen et al., 2023). Klimanormaliseringen gennemføres med et fast afgrødevalg og landbrugspraksis kombineret med et antal års klimadata for at opnå et udtryk for nitratudvaskningen under et gennemsnitsklima. Resultaterne i nærværende modelberegninger beregnes med det aktuelle års vejrdato samt arealanvendelsen og N gødsningen der forekommer i landbrugsdatasættet, for at få et udtryk for det aktuelle års nitratudvaskning fra rodzonen.

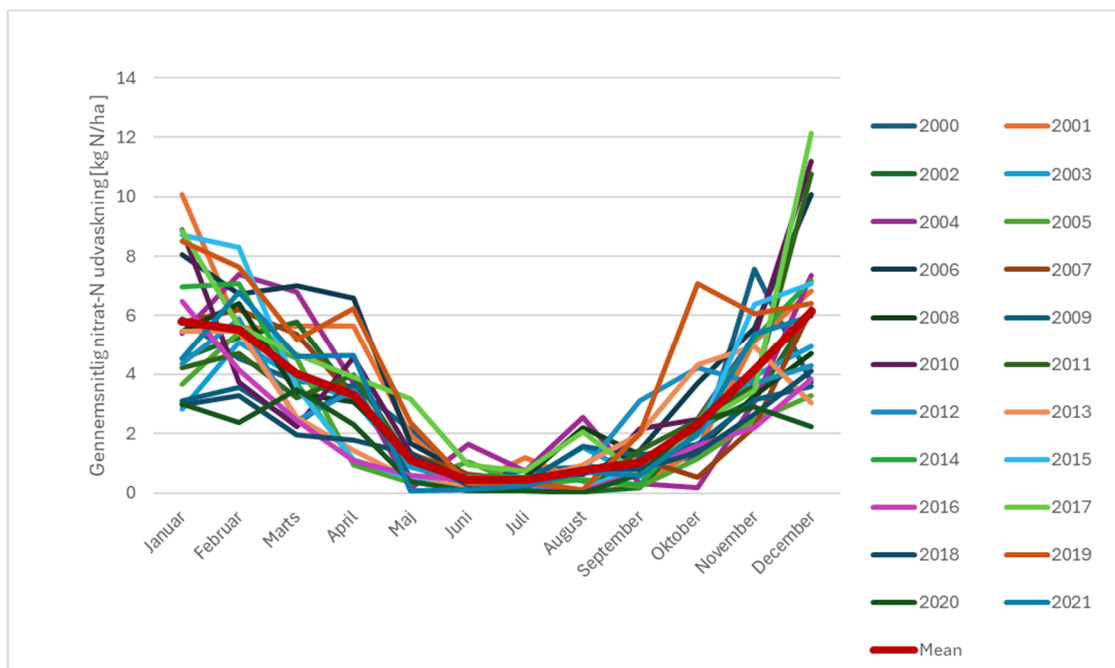
N-retentionsopgørelsen baseres på udvasningsresultater for perioden 2000-2021, hvor den tidligere version fra 2020 (Højberg et al., 2021a) blev baseret på resultater for perioden 1990-2010. Sammenlignes nitratudvaskningen fra landbrugsarealer i de opdaterede NLES5 udvasningsresultater mellem de to perioder i 2000-2021 med 1990-2010 ses en 13 % lavere nitratudvaskning fra landbrugsarealet. Det skyldes det lavere gødningsforbrug (Figur 5) og en ændret landbrugspraksis herunder flere efterafgrøder (Figur 8) i perioden 2000-2021.

Modelberegningerne på månedsniveau (**Trin E**, Figur 3) anvendes som indgangsdata i den nationale kvælstofmodel. I Figur 13 er vist gennemsnits fordelingen af årsudvaskning til månedsværdier for alle årene 2000-2021. År til år variationen i månedsudvaskningen er specielt stor i efterårs- og vinterperioden, hvor den største andel af nitratudvaskningen forekommer og er betydelig mindre fra maj til august hvor afstrømningen fra rodzonen er minimal. Dog forekommer sommerudvaskning i år med våde somre, hvor der er en nedadgående vandafstrømning og herved nitratudvaskning fra rodzonen.

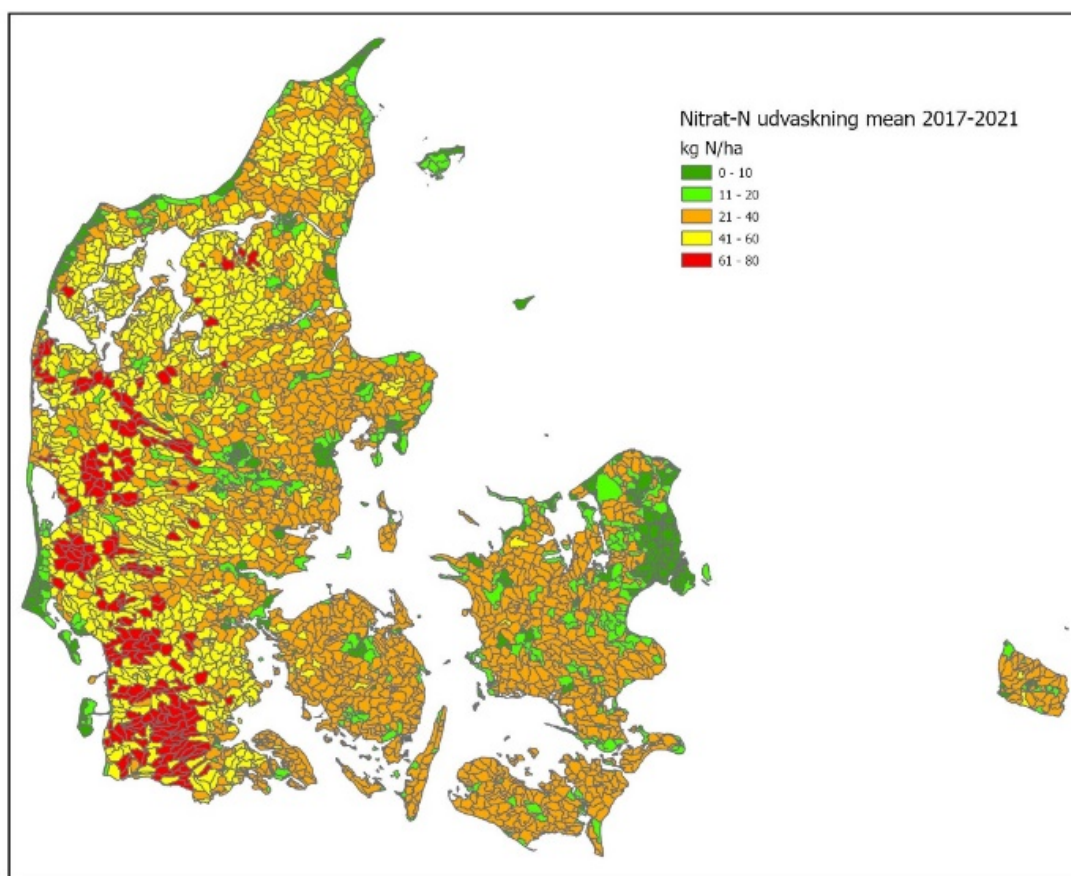
I Figur 14 ses den gennemsnitlige nitratudvaskningen 2017-2021 opgjort geografisk på ID15 niveau Bilag 1.2 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b. År-til-år variationen har, som nævnt ovenfor, stor betydning for udvaskningsniveauet generelt. Men regionale afvigelser i nedbøren giver også store regionale forskelle i N-udvaskningsniveauet. Således kan udvaskningen i perioden 2017-2021 (Figur 14) være forskellig fra en klimanormaliseret udvaskning for de enkelte år.



Figur 12 Total nitrat-N udvaskning fra rodzonen [1000 t N år⁻¹] opgjort for det samlede danske areal inkluderende både landbrugsareal og ikke-landbrug (byer, natur, skov mv) for de agro-hydrologiske år 1990 frem til 2021. Landbrugsarealet er modelberegnet med NLES5-modellen, og for ikke-landbrug er der anvendt typetal. Alle årsudvaskninger er beregnet med de aktuelle års klimadata.



Figur 13 Gennemsnitlig månedsudvaskning opgjort i trin E for udvaskningsårene 2000-2021 (april – marts det følgende år) beregnet ved kombination af afstrømning (Daisy-modellen) og måneds nitrat N koncentrationer beregnet med model af Giannini-Kurina et al., (2025) pba. de årlige udvaskninger beregnet i trin D.



Figur 14 Årlig gennemsnitlig nitratudvaskning fra rodzonen af både landbrugsarealer og ikke-landbrug opgjort på ID15 skala for dyrkningsårene: 2017-2021, beregnet med NLES5-modellen for landbrugsarealet med de fem års aktuelle vejrdato fra perioden 1.4.2017 til 31.3.2022, samt med typetal for ikke-landbrugsarealer.

2.2 Transport og omsætning i grundvand

Den opdaterede kvælstofmodel (NKMv2025) er baseret på den seneste release version af DK-modellen (DK-model2019) (Stisen et al., 2019). Som drivvariable benytter modellen bl.a. vejrdato, og der er anvendt de samme nedbørsdata og korrektioner som beskrevet under afsnit 2.1.1. Forud for anvendelsen af DK-modellen er der gennemført en ny kalibrering af modellen, med fokus på at forbedre beskrivelsen af drænstrømning, baseret på ny viden opnået gennem detaljerede studier for observerede drænoplande. Modellen er kalibreret i 500 x 500 m gridopløsning, men med et parametriseringskoncept (Henriksen et al., 2021) som efterfølgende muliggør modelanvendelse i en finere geografiske opløsning, så der i projektet anvendes modelgrid på 100 x 100 m fremfor de 500 x 500 m, der var anvendt i tidligere versioner af kvælstofmodellen. Den mere detaljerede opløsning, giver mulighed for en markant bedre opløsning af de fysiske forhold af betydning for grundvandsstrømninger og stoftransport. I projektet er der ligeledes sket en omfattende opdateringen af den geokemiske model for grundvandet, der beskriver redoxforholdene og omsætningen i undergrunden, som er styrende for hvor, og hvor hurtigt nitratomsætningen sker.

2.2.1 Hydrostratigrafiske model

Grundvandets strømningsveje er styret af de hydrogeologiske forhold, der er beskrevet dels ved en hydrostratigrafisk model, samt ved de hydrauliske egenskaber af forskellige jordlag. Den hydrostratigrafiske model opdeler undergrunden i hydrostratigrafiske enheder, der er defineret som jordlag med nogenlunde samme evne til at lede eller tilbageholde vand (f.eks. sand eller ler). Der vil være forskel på hvor hurtigt vand og stof transporteres i de beskrevne enheder, fx i forskellige sandenheder, og denne variation beskrives med hydrauliske parameter.

I DK-modellen anvendes den Fælles Offentlige Hydrostratigrafiske Model (FOHM) (Miljøstyrelsen). Modellen er udviklet ved en sammentolkning af de hydrostratigrafiske modeller opbygget i den nationale grundvandskortlægning og indeholder således den mest opdaterede viden om de hydrostratigrafiske forhold på national skala. FOHM kan tilgås via GEUS' hjemmeside.

I regi af nærværende projekt er der lavet lokale opdateringer af FOHM-modellen i udvalgte områder. Arbejdet er beskrevet i Mortensen et al., (2025). De prioriterede områder tilhører 3 forskellige områdekategorier:

1. Opdatering af områder med store mængtigheder af sen- og postglaciale aflejringer. De sen- og postglaciale lag blev modelleret som fire ekstra lag, der blev tilføjet FOHM-stratigrafien. Områderne blev udvalgt baseret på en vægtning af relevant information fra en række geologiske kort. Baseret på områdeprioriteringen blev det besluttet at fokusere på områderne omkring Limfjorden, Vendsyssel, Vestkysten samt Nordfyn. GEUS udførte modellering af områder i Limfjordsområdet, langs Vestkysten og på Nordfyn, mens Miljøstyrelsen parallelt lod områder i Vendsyssel modellere. De største mængtigheder (tykkelser) af de nye lag ses i Vendsyssel. I GEUS' modelleringsområde blev der modelleret størst mængtigheder i den østlige del af Limfjorden og i barrieresystemerne langs Vestkysten.

2. Opdatering af alle lag i FOHM-modellen (inkl. de nye ekstra lag) i udvalgte kortlagte områder fra forskningsprojektet 'MapField' (Hansen et al, 2024). Arbejdet blev udført i kortlægningsområderne Hulebro Bæk og Hagens Møllebæk på Salling samt LOOP 2 området i Himmerland. Opdateringerne medførte en generel forbedring af den hydrostratigrafiske model takket være den væsentlige forbedring i datagrundlaget.
3. Etablering af hydrostratigrafiske modeller for 5 Kattegatøer (Anholt, Læsø, Tunø, Endelave og på Nordsamsø), der ikke tidligere har været inddraget i FOHM-modellen. For Endelave er der lavet ny-modellering af de væsentligste hydrostratigrafiske strukturer, der blev tolket ud fra en omfattende kortlægning af øen med tTEM ("towed" Transient ElectroMagnetic), som er en geofysik kortlægning af undergrunden. De andre ø-modeller er opstillet med udgangspunkt i tidligere hydrostratigrafiske modeller, udarbejdet af Hydrologisk afdeling i GEUS, i forbindelse med etableringen af det Hydrologiske Informations- og Prognosesystem (HIP) i 2021 (Henriksen et al., 2021).

2.2.2 Hydrologiske model

Grundvandets transportveje beregnes med DK-modellen, der er opstillet i DHI's MIKE SHE / MIKE HYDRO modelsystem (Abbott et al., 1986a,b, Havnø et al., 1995). Modelsystemet er et deterministisk fuldt distribueret og fysisk baseret system til simulering af ferskvandskredsløbet, herunder specielt grundvands-overfladevandsinteraktionen. DK-modellen inkluderer moduler til beskrivelse af 2D overfladisk afstrømning (OL), 1D umættede zone (UZ), 3D mættede grundvandszone (SZ) herunder dræn afstrømning, og 1D vandstrømning i vandløbene (MIKE HYDRO).

Som basis for beregningerne af grundvandsstrømninger og -transport anvendes den hydrostratigrafiske model, som beskrevet ovenfor, der er indbygget i DK-modellen, ligesom der anvendes nationale data til beskrivelse af de geografiske variationer mht. fx jordbundsforhold, placering af vandløb, arealanvendelse og lign. For en beskrivelse DK-modellens generelle opbygning henvises til Stisen et al. (2019) og Henriksen et al. (2021).

Transport af nitrat beskrives vha. partikelbanesimuleringer, hvor der er anvendt MIKE SHEs partikelbane modul, som beskriver den advektive transport (masse transport med vandbevægelsen) i grundvand. Til brug for beskrivelsen af nitratomsætningen i grundvandet, indeholder DK-modellen desuden den geokemiske model (afsnit 2.2.3), hvilket gør det muligt at registrere partiklernes transport i de enkelte redoxzoner og derved beregne reduktionen af nitrat under transporten.

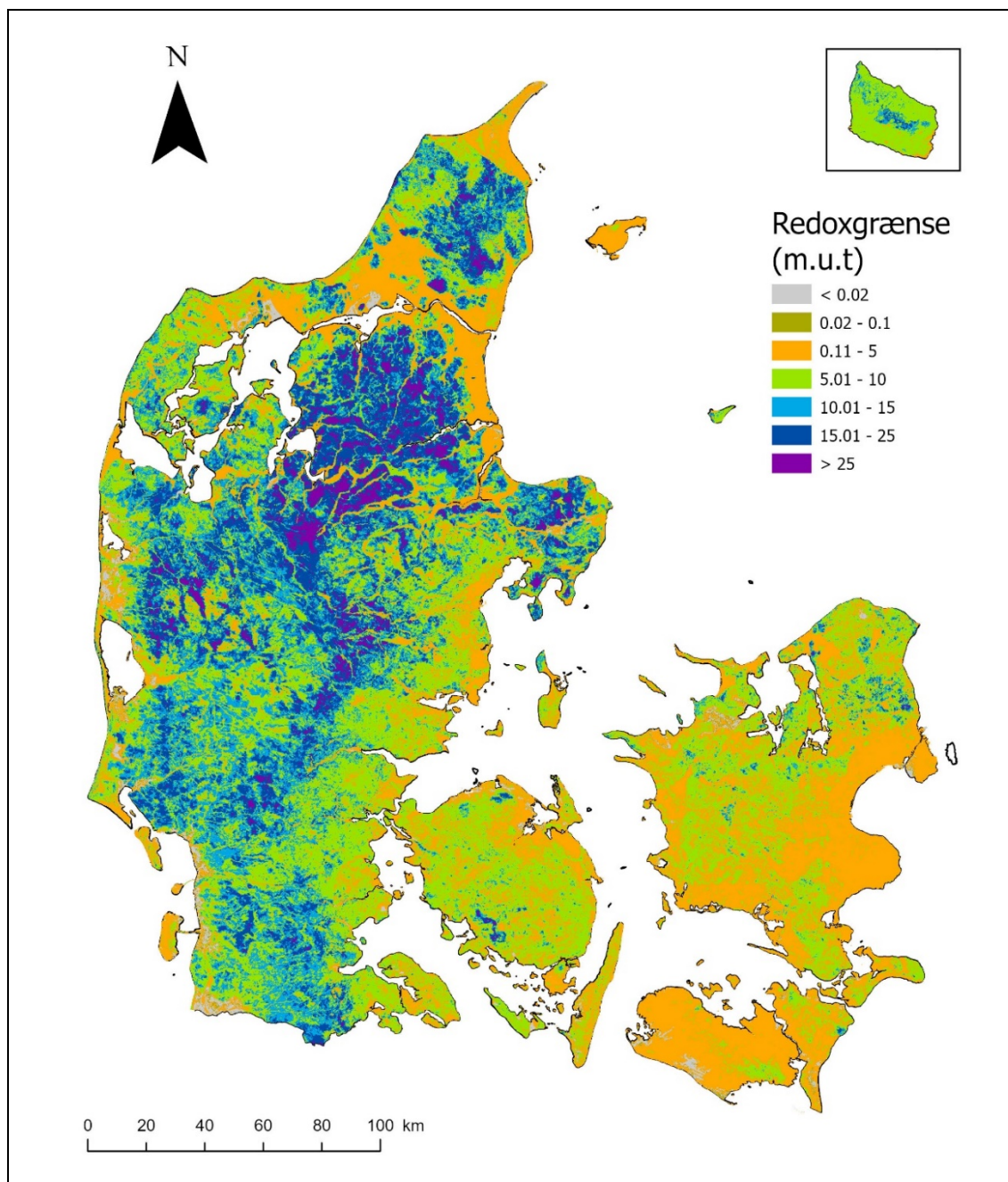
2.2.3 Geokemiske model

Omsætningen af nitrat i grundvandet sker ved denitrifikation som er en biogeokemisk redox-proces, hvor nitraten omdannes til atmosfærisk lattergas (N_2O) eller frit kvælstof (N_2). Det er nødvendigt både at kende grundvandets transportveje, redoxmiljøerne i undergrunden og omsætningsrater for at kunne modellere transporten og omsætningen af nitrat i grundvandet. I dette projekt er der sket en omfattende opdatering af den geokemiske model for grundvandszonen, der beskriver redoxforholdene og omsætningen af nitrat i den reducerende

anoxiske grundvandszone. Der er udviklet et landsdækkende koncept for den geokemiske model bl.a. baseret på forskningsprojektet MapField (Kim et al., 2019, 2021a, 2021b, Hansen et al., 2021, 2024). Det landsdækkende koncept for den geokemiske model opdeler grundvandet i hhv. iltede, reducerende og reducerede zoner. Omsætningen af nitrat sker i den anoxiske reducerende zone, mens der ikke sker en omsætning under iltede forhold og alt nitrat er omsat, før det når den reducerede zone (Voutchkova et al., 2025a; Hansen et al., 2025).

Redoxforholdene i jordlag kan beskrives på baggrund af sedimentfarver, hvor rød-, gul- og brunlige farver indikerer oxiderede forhold, mens grålig og sorte nuancer angiver reducerede forhold (Ernstsen et al., 2001). Farver af sedimentet fra boringer beskrives både i felten og i GEUS boreprøvelaboratorium og lagres i den nationale boringsdatabase Jupiter (Jupiter). Der er gennemført en omfattende analyse ved sammenstilling af sammenhørende farvebeskrivelser af jordlag og vandkemidata fra indtag i boringer, hvor begge datatyper er tilgængelige i de samme niveauer (Kim et al., 2025). Dette er tilfældet for ca. 4000 indtag, hvor sedimenterne i alt er beskrevet med ca. 90 forskellige farvenuancer. Efter etablering af sammenhænge mellem farvenuancer og redoxforhold baseret på vandkemien, er der identificeret ca. 27.000 beskrivelser af sedimentfarver, som indikerer redoxforholdene i jordlagene.

Sedimentfarverne er benyttet som træningsdata for en maskinlæring til generering af et nationalt kort over dybden til redoxgrænsen i en 100 m gridopløsning, Figur 15. Til dette er der anvendt 20 forklarende variable, såsom informationer om jordbundsforhold, geologisk opbygning, nedbør, grundvandsdannelse og topografisk variation (Koch et al., 2024).

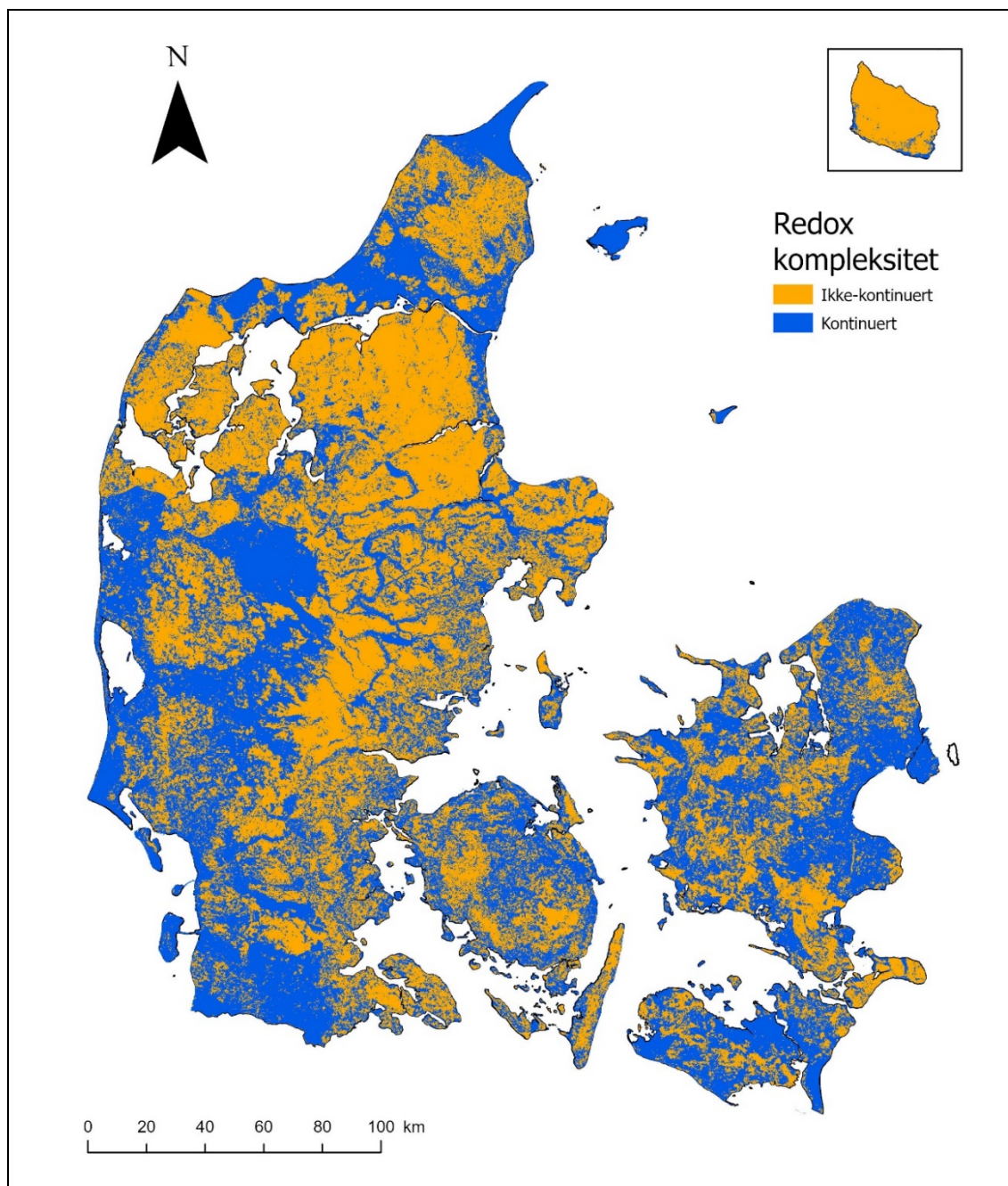


Figur 15 Dybde til redoxgrænsen angivet i meter under terræn (m.u.t.).

Som beskrevet i Kim et al. (2019) & Hansen et al. (2021), kan der optræde forskellige arkitekturer af redoxforholdene i grundvandet. Redoxgrænsen defineres her som overgangen fra anoxisk nitratreducerende til reducerede nitratfrie redoxforhold. Nogle steder vil der være en simpel overgang fra iltede, til reducerende og derefter reducerede forhold, og de reducerede forhold vil bestå fra redoxgrænsen og videre vertikalt ned i de dybere jordlag. Andre steder kan der registreres reducerede nitratfrie forhold, som efterfølges af reducerende eller iltede forhold i større dybde med nitratholdigt grundvand. Dette forekommer i områder med komplekse geologiske og geokemiske kvartære aflejringer med fx skråstillede ler- og sandlag eller sandvinduer i lerenheder, som kan resultere i transport af nitratholdigt vand under

reducerede lerlag. I sådanne områder kan der potentielt forekomme flere redoxgrænser vertikalt.

Med maskinlæringen estimeres dybden til den første redoxgrænse, dvs. redoxgrænsen tættest på terræn. Til identificering af områder med mere komplekse redoxforhold, er redoxgrænsens placering efterfølgende sammenlignet med vandkemidata fra godt 22.000 boringer. På basis heraf, er der udviklet et supplerende kort, der angiver om redoxforholdene forventes at være simple (kontinuerte redoxforhold), som optræder i områder hvor alle vandkemidata udtaget under redoxgrænsen viser reducerede forhold. Eksisterer der derimod vandkemidata, udtaget under redoxgrænsen, som viser oxiderede eller reducerende forhold, er dette et tegn på varierende redoxforhold i dybden og dermed et mere komplekst redoxmiljø i grundvandet (ikke-kontinuerte redoxforhold), Figur 16. Kortet over de kontinuerede hhv. ikke-kontinuerte redoxforhold er udviklet på et 100 m grid, i lighed med kortet over dybden til redoxgrænsen.

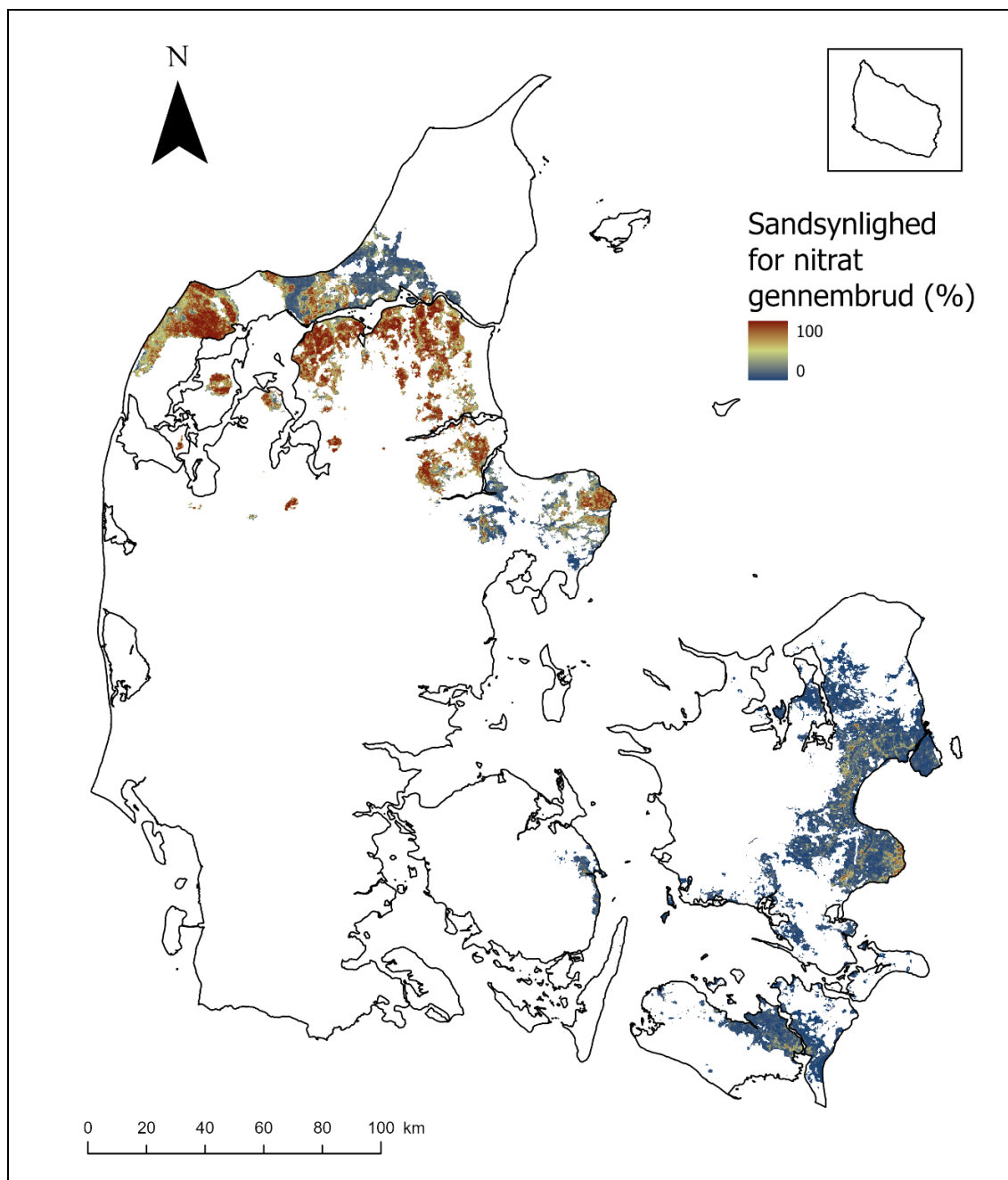


Figur 16 Områder hvor der forventes hhv. simple (kontinuerte, blå) og komplekse (ikke-kontinuerte, gul) redoxforhold.

I områder hvor kalkmagasinerne ligger forholdsvis tæt på terræn som fx i Himmerland, har tidligere versioner af den nationale kvælstofmodel ikke kunne simulere de observerede kvælstoftransporter med tilstrækkelig sikkerhed. En forklaring på dette kan være en ukomplet forståelse af transporten i disse kalkrige områder med lange transporttider af nitratholdigt grundvand. I projektet er der gennemført detaljerede felt- og laboratorieundersøgelser ved Villestrup Å med henblik på at opnå en bedre systemforståelse for kalkmagasiner (Sander- sen, 2023; Thorling et al., 2025). Disse undersøgelser indikerede, at nitrat i nogle områder infiltrerer gennem sandede kvartære lag til de underliggende kalkmagasiner, og at beskyttel- sen fra sammenhængende lerdæklag derfor er begrænset eller fraværende. Ligeledes viser

undersøgelserne, at nitratreducerende zoner både er til stede i de kvartære lag samt i selve kalkmagasinerne.

Analysen fra Villestrup er suppleret med en national analyse af grundvandskemien under forskellige lithologiske forhold i undergrunden (Voutchkova et al., 2025a; Voutchkova et al., 2025b, Bilag 4 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b) samt en analyse af potentialet for denitrifikation i opsprækket kalk ved laboratorieforsøg på prøver fra Stevns (Bilag 5 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b), samt litteratur review (Voutchkova et al., 2025c, Bilag 6 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b). Der er udviklet et koncept til at identificere områder, hvor der er risiko for nitrat i grundvandet i kalkmagasinerne på baggrund af dybden til kalkmagasinet, tykkelse af overliggende lerlag og den øverste redoxgrænse. Grundvandskemiske data fra den nationale grundvandsovervågning og boringskontrollen af vandforsyningsboringer er anvendt til at vurdere sandsynligheden for nitrat i grundvandet i kalkmagasinerne (Voutchkova et al., 2025b (Bilag 4 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b)). Sandsynligheden for nitrat i grundvandet i kalkmagasinerne er kortlagt ved hjælp af maskinlæring i de områder, hvor der er vurderet risiko for nitrat i kalkmagasinerne. I maskinlæringen er anvendt den samme algoritme og de samme 20 forklarende variable som for redoxkompleksitetsmodellen. Vandkemi fra over 4000 indtag i kalken er klassificeret i reducerede eller nitratholdige. Figur 17 viser resultatet i 100 m grid, og afspejler regionale forskelle i sandsynligheden for nitrat i grundvandet i kalkmagasinerne. Mod øst er der således store områder med potentiel risiko for transport af nitrat til kalkmagasinerne, men fund af nitrat i kalkmagasinerne i disse områder er forholdsvis begrænset, hvilket giver en lav sandsynlighed for gennembrud. Modsat forholder det sig for kalkområderne i Jylland, hvor der generelt er en meget stor sandsynlighed for gennembrud, med undtagelse af området ved Jammerbugten, hvor sandsynligheden i større områder er lav.



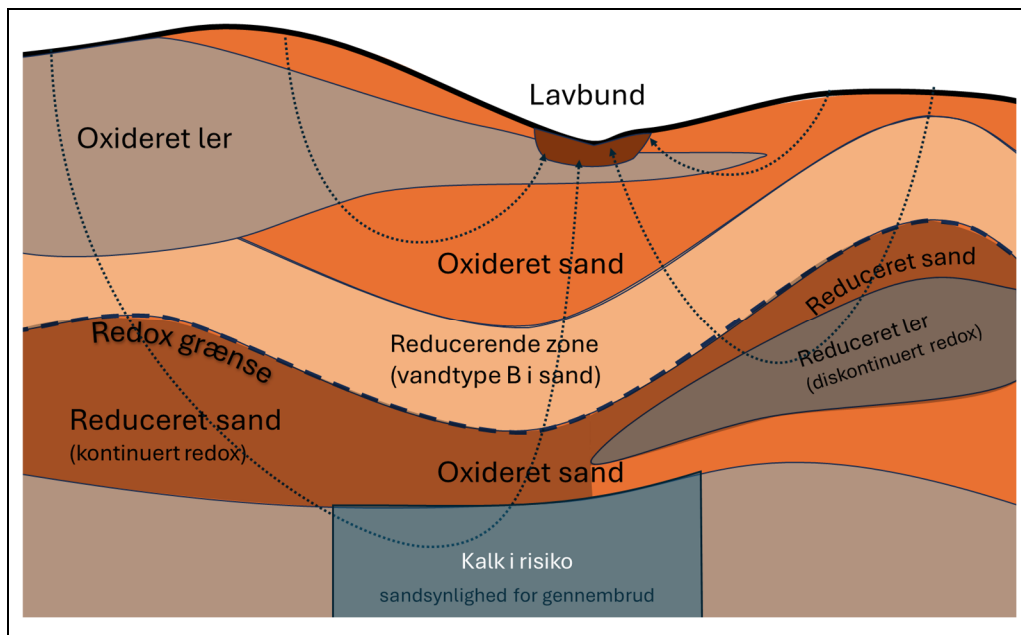
Figur 17 Kort over sandsynligheden for nitrat i grundvandet i kalkmagasinerne.

Nitratomsætningen sker i den anoxiske reducerende zone, som er zonen mellem den iltede og reducerede zone hvor både biogeokemiske forhold og opholdstiden er afgørende for denitrifikation (Hansen et al., 2025). Denne zone kan genkendes på basis af vandkemidata, vandtype B, der er kendetegnet ved tilstedeværelsen af nitrat og lavt indhold eller fravær af ilt. Analyse af vandkemidata (Voutchkova et al., 2025a) viste, at vandtype B primært forekommer i kvartære sandaflejringer eller i kalkmagasiner. Data fra en række undersøgelsesboringer med flere indtag inkl. redoxboringerne i den nationale grundvandsovervågning viser, at tykkelsen af den reducerende zone kan variere betragteligt med observationer mellem 1 og 16 m's tykkelse. Dette indikerer, at denitrifikationen kan variere fra meget hurtig (lille tykkelse af den anoxiske nitratreducerende zone) til langsommere (stor udbredelse af den

anoxiske nitratreducerende zone). I lerede aflejringer er den nitrat-reducerende zone generelt meget lille, og der er en direkte overgang mellem den iltede og reducerede zone. Dette indikerer momentant omsætning af nitrat ved redoxgrænsen.

Ud fra de samlede analyser er der opstillet en ny geokemisk model for grundvandet, som illustreret i Figur 15. med følgende antagelser:

- Redoxgrænsen markerer overgangen til den øverste reducerede zone.
- I områder med diskontinuerte redoxforhold, Figur 16, dvs. områder hvor der kan eksistere flere redoxgrænser i dybden, afgrænses den vertikale udbredelse af den øverste redoxgrænse på baggrund af den hydrostratigrafiske model. Findes redoxgrænsen i ler, vil den reducerede zone strække sig til bunden af samme lerlag. Hvis redoxgrænsen optræder i sandlag, vil den reducerede zone strække sig vertikalt ned til bunden af underliggende lerlag.
- I områder med risiko for nitrat i grundvandet i kalkmagasiner, anvendes sandsynligheden for gennembrud i kalkmagasinet som mål for andelen af nitrat, der ikke bliver omsat under transport til kalken. Er sandsynlighed for nitrat i grundvandet fx 45 %, antages at der er sket en reduktion på 55 % under transporten til kalken for alt nitrat, der når dette punkt. Herefter beregnes den videre transport, hvor der kan ske en yderligere reduktion i øvrige dele af kalken eller i den reducerende zone under transport fra kalken og op til overfladevandssystemet.
- Hvor redoxgrænsen ligger i lerlag er overgangen fra iltede til reducerede forhold momentan, dvs. der er ingen vertikal udbredelse af den reducerende zone. I sandlag har den reducerende zone derimod en vertikal udbredelse, og tykkelsen af denne zone samt omsætningsraten er bestemt under kalibrering af kvælstofmodellen. Når redoxgrænsen er beliggende i lerlag antages omsætningen af nitrat at være momentant.
- I nogle ådale eksisterer der organiske lavbundsjord, hvor der potentielt kan ske en omsætning af nitrat. Den geografiske udbredelse af organogene lavbundsarealer i den geokemiske model er identificeret via data fra Sinks-projektet (Gyldenkerne & Frederiksen (red.), 2015).



Figur 18. Principsskitse for den geokemiske model i grundvandet. Den tykke stiplede linje indikerer redox-grænsen, mens de prikkede linjer indikerer transportveje.

I den internationale litteratur er nitratomsætning i grundvand karakteriseret ved forskellige kinetik beskrivelser, dvs. som enten 0. eller 1. orden nedbrydningskinetik. Mens der i nogle tilfælde kan differentieres mellem disse procesbeskrivelser under kontrollerede småskala laboratorieforsøg, vil det sjældent gøre sig gældende under naturlige storskala forhold, pga. den store naturlige geografiske variation i de biogeokemiske forhold, der er kontrollerende for omsætningen.

I tidligere danske studier, er der bestemt 0. ordens nedbrydningsrater (Kim et al., 2021a). En 0.te ordens kinetik er karakteriseret ved, at omsætningsraten er uafhængig af den aktuelle koncentration, dvs. nitratkoncentrationen ændres med samme rate over tid (mg N/L/år). Ved anvendelse af partikelbanesimulering regnes der ikke på selve nitratkoncentrationen. I beregningerne er den ratebetingede nitratomsætning derfor indbygget ved angivelse af hvor lang tid det tager, før der er sket en fuldstændig fjernelse af nitraten. Tager det fx 3 mdr. for en komplet fjernelse, og transporttiden i den reducerende zone har været 1,5 mdr., vil der ske en halvering af nitraten under transport i den reducerende zone. Denne reaktion kan efterfølgende konverteres tilbage til en 0. nedbrydningsrate, på basis af et estimat af nitratkoncentrationen før omsætningen. Dette er gjort i afsnit 3.4 for sammenligning med litteraturværdier.

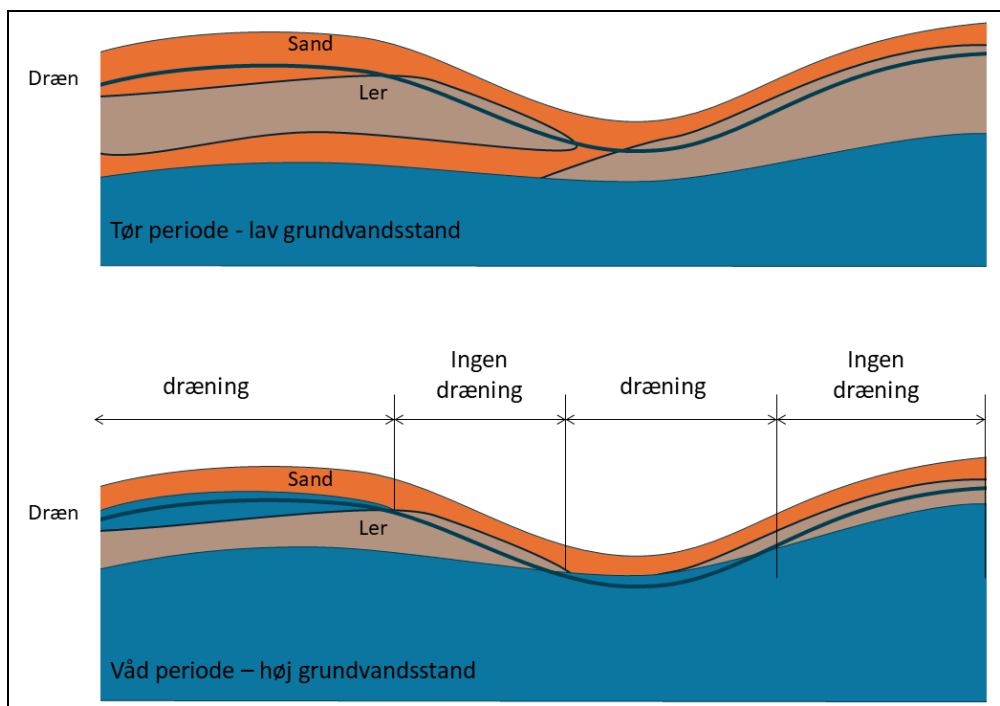
2.2.4 Transport via dræn

En del af nitraten som udvaskes fra rodzonen transporteres direkte til dræn og videre til vandløbene, mens den resterende del transporteres forbi dræne og gennem grundvandszonen før det når overfladevandssystemet. De to transportveje er væsentlig forskellige. Dræntransporten reagerer næsten øjeblikkeligt på de aktuelle vejrforhold, mens grundvandstransporten sker over længere tid, hvor de tidlige variationer i vejrforholdene udjævnes. De to transportveje håndteres derfor separat i kvælstofmodellen.

Den primære omsætning af nitrat i undergrunden sker via transport gennem det dybereliggende grundvand, mens der vil være en begrænset, eller slet ingen, retention af nitrat, der transporteres direkte til vandløb via dræn. Kendskab til dræntransporten er således vigtig for bestemmelsen af retentionskortet. Der eksisterer ikke nationale kort baseret på lokale markdrænkort og viden om drænenes betydning for den samlede vand og nitrattransport på national skala, er mangelfuld. Tidligere studier har estimeret sandsynligheden for, at bestemte arealer er drænet (Møller et al., 2018). Det er imidlertid ikke tilstrækkeligt at have information om, hvorvidt arealerne er drænet eller ej, derimod er der behov for at vide, hvor meget vand og nitrat, der samlet transporteres med dræn og hvordan drænaflstrømningen varierer over tid.

Dræningen er i projektet beregnet med den nationale hydrologiske model, DK-modellen. I modellen er dræn distribueret efter arealanvendelse, som beskrevet i Stisen et al. (2019). For intensivt dyrkede landbrugsarealer er det antaget, at arealerne er drænet i områder, hvor grundvandsstanden står over drænniveauet. I modellen er dette håndteret ved at indbygge dræn under alle intensivt dyrkede landbrugsarealer. Der sker dog alene en dræning i tilfælde, hvor grundvandsstanden når over drænniveauet (under mættede forhold), som illustreret i Figur 19. Det bemærkes, at den mættede grundvandzone ikke nødvendigvis optræder som en sammenhængende volumen. Afhængig af de specifikke jordlag, vil der kunne optræde mættede forhold isoleret tæt på terræn, hængende grundvandsspejl, hvorfra der kan ske en dræning. Grundvandsstanden beregnes dynamisk (på dagsniveau) og DK-modellen beskriver således den tidlige variation i dræning hen over året og fra år til år.

Drænede arealer defineres således ikke forud for beregningerne baseret på drænkort eller lignende. Der kan potentielt ske en dræning fra alle dyrkede landbrugsarealer, men den faktiske dræning er bestemt af grundvandsstanden, som beregnes med DK-modellen. Drændybden er i modellen parametriseret ved en minimumsdybde (omkring 1.0-1.2 m) samt en faktor (typisk 1.0-1.5) som skalerer drændybden for et givent modelgrid efter den topografiske variation indenfor modelgriddet. Dette skyldes, at variationer i grundvandsstand og drændybde inden for et modelgrid ikke kan opløses. For et areal på 100 x 100 m (svarende til et modelgrid) vil der i naturen være delområder, hvor dræn aktiveres tidligere end andre, særligt hvor den topografiske variabilitet er stor. For at kompensere for den manglende opløsning inden for et modelgrid, anvendes en større drændybde ved stor topografisk variation. Både minimumsdrændybden og skaleringsfaktoren bestemmes ved kalibrering indenfor fysisk plausible intervaller. Desuden kalibreres en dræntidskonstant, som repræsenterer, hvor effektivt arealet afdrænes, når drænene er aktiveret (Stisen et al., 2019).



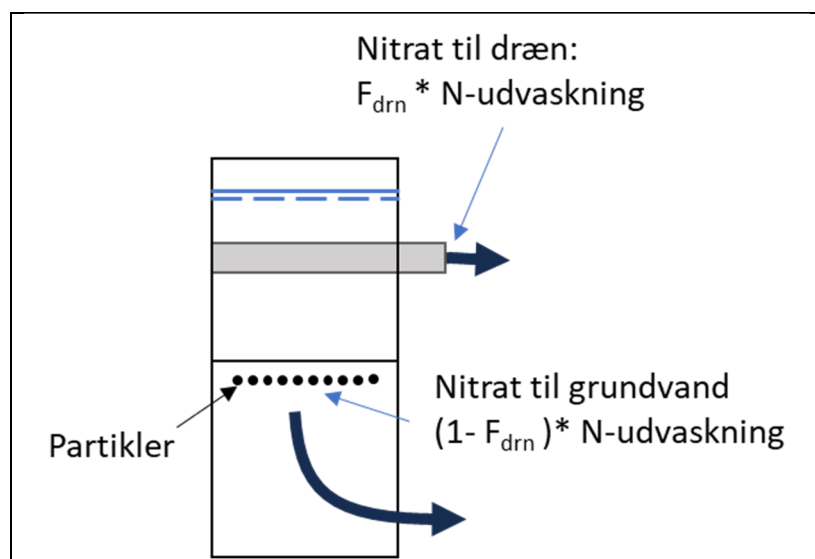
Figur 19 Konceptskitse for dræning i DK-modellen. Dræning sker kun når grundvandsstanden (blå område) står over dræn. Der kan ske dræning fra hængende grundvandsspejl (til højre).

Til vurdering af DK-modellens evne til at prædiktere drænstrømningen og ikke mindst hvordan dræningen varierer geografisk, er der etableret et nationalt kort over drænfraktionen, som i en 100 m grid opløsning viser dræningen som andel af nedbøren. Til udvikling af drænfraktionskortet er alle tilgængelige observationsdata fra drænedede marker indsamlet, hvilket resulterede i data fra 45 dyrkede drænoplande, hvorfra der eksisterer både drænobserveringer samt en god afgrænsning af det drænedede areal. For hvert af drænoplandene er der opstillet en detaljeret hydrologisk model (DK-Model konceptet i 10 m opløsning), som er kalibreret til observationsdata af drænafløbninger. Efterfølgende er modelresultaterne benyttet som træningsdata i en maskinlæring, hvor der er anvendt 12 forklarende variable, der beskriver topografiske forhold, arealanvendelse og geologi. Med maskinlæringsmodellen er drænfraktionen ekstrapoleret til et nationalt kort. De anvendte metoder er beskrevet i Schneider et al. (2022) samt Schneider et al. (2025), hvor udviklingen af det nationale kort er beskrevet i sidstnævnte reference.

Drænafløbning kan forekomme enten ved en direkte transport fra rodzonen via det øvre grundvand til dræn, eller være forårsaget af trykvand, hvor vand fra tilstødende arealer strømmer til drænene, typisk i lavtliggende områder. Transporten fra tilstødende arealer via grundvandet beregnes med partikelbanesimuleringen. Der tages derved højde for, at der kan ske en nitratudvaskning under én mark, som transporteres til dræn under en anden mark, ligesom der tages hensyn til en evt. nitratomsætning undervejs.

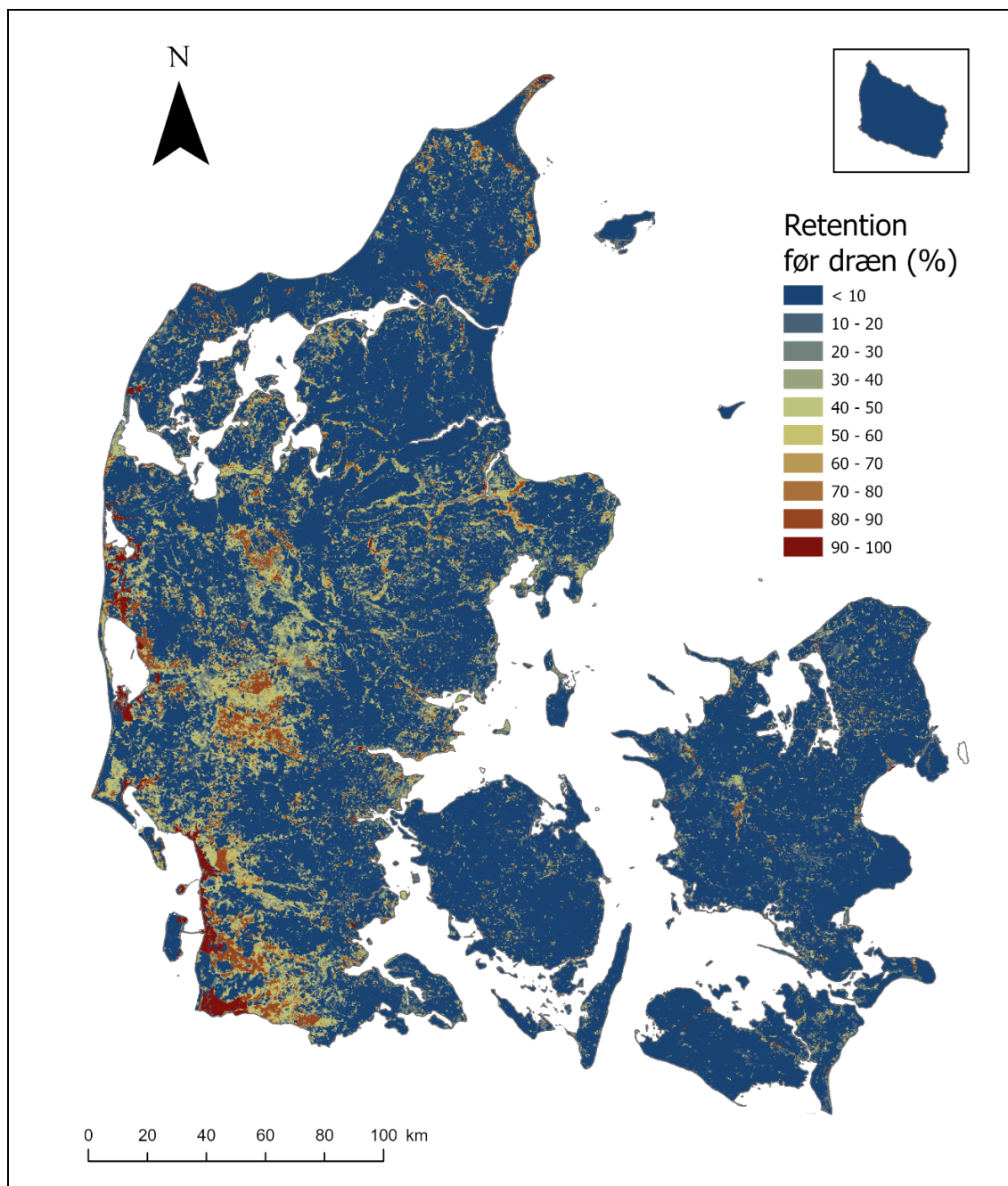
Til beregning af den andel af dræntransporten, der sker direkte fra rodzonen til dræn, er der opstillet en vandbalance for alle modelgrid, hvori der potentielt kan ske en dræning. Baseret på strømning ind og ud af griddet samt opmagasinering, er det beregnet hvor stor en andel af det infiltrerende vand, der transporteres direkte til drænene (F_{dm}). Beregningerne er baseret på dagsværdier for dræning, som summeres op til månedsværdier, som er tidsskridtet anvendt i den nationale kvælstofmodel. I denne beregning tages der hensyn til, at der kan

ske en forsinkelse fra infiltration til afstrømningen via dræn. Det opgøres således om nitrat udvasket i én måned transporteres via drænene i samme måned eller senere i drænsæsonen (op til to måneder senere).



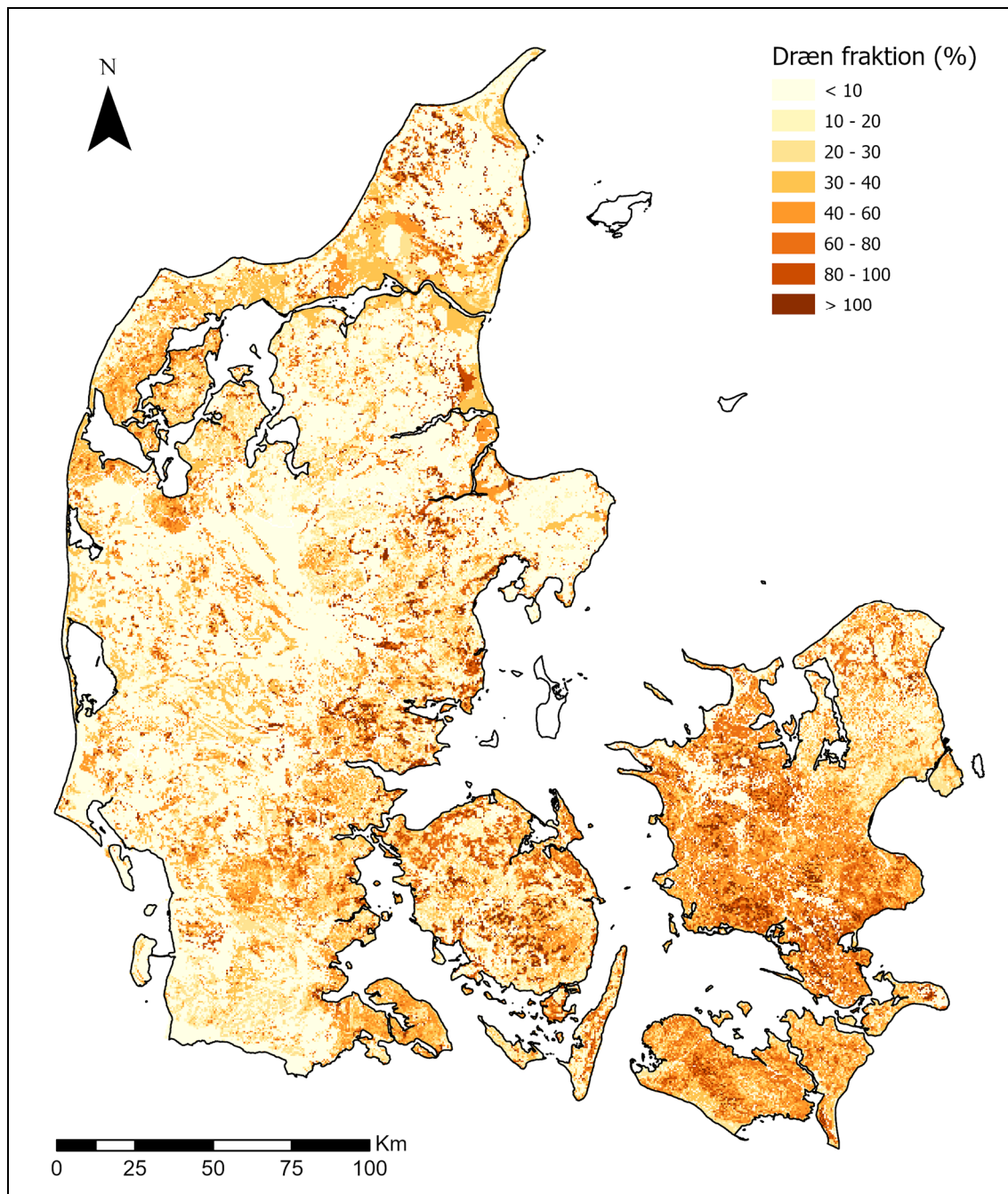
Figur 20 Opdeling af nitratudvaskning til dræn- og grundvandstransport.

Til beregning af transporten i grundvand opdeles nitratudvaskningen først i den andel som transporteres direkte til dræn (F_{drn}) og andelen, der transporteres videre i grundvandet under drænene ($1 - F_{\text{drn}}$), Figur 20. Transporten via dræn ledes til nærmeste vandløb uden forsinkelse (samme måned). For dræntransporten tages hensyn til hvilket redoxmiljø drænene er placeret i. Ligger de i den oxiderede zone sker der ingen retention. I den reducerende zone vil der ske en retention svarende til omsætningsraten i denne zone og under antagelse af, at transporten fra rodzone til dræn og videre til vandløb tager en måned. Er drænene placeret under redoxgrænsen, antages alt nitraten at være omsat, og der vil ikke ske en transport via drænene. Den geografiske fordeling af nitratomsætningen før dræning, angivet som den procentuelle omsætning mellem rodzonen og dræn er vist i Figur 21. Ved 0 % retention vil der ikke ske nogen omsætning før transporten via dræn, mens 100 % retention angiver, at alt nitrat er reduceret inden det når drænene.



Figur 21 Procentuel omsætning af nitrat inden det når dræn

Andelen af nitrat udvasket fra rodzonen som transporteres direkte til dræn (dræn fraktion), vil variere både geografisk og tidsligt, afhængigt af de lokale hydrogeologiske forhold samt aktuelle vejrforhold. Et middel af den beregnede andel af nitratudvaskningen, som transporteres direkte til dræn, efter en potentiel omsætning mellem rodzone og dræn, er vist på Figur 22.



Figur 22 Nationalt kort over andelen af nitrat udvasket fra rodzonen, der transporteres direkte til dræn (dræn fraktion).

2.2.5 Transport i grundvandszonen

I grundvandszonen beregnes transporten vha. en partikelbanesimulering, hvor "partikler" flyttes advektivt med grundvandets bevægelse fra grundvandsspejlet gennem undergrunden til den rammer et dræn, boringer, vandløb eller hav/fjorde og derved forlader grundvandszonen. Beregningen sker ved at tilføre 10 partikler til hver 100 m modelgrid én gang (en initial placering af partikler). I tidligere versioner blev der anvendt 100 partikler per grid, men da grid-opløsningen i den opdaterede model er 25 gange finere (100 vs. 500 m i de tidligere

versioner), opnås en geografisk opløsning af partiklerne, som er 2,5 gange mere detaljeret i den opdaterede model. Partiklerne placeres i toppen af modellens andet beregningslag, hvilket svarer til 2 m under terræn, da det øverste beregningslag i DK-modellen har en konstant tykkelse på 2 m. Det sikres dog, at partiklerne placeres i den vandmættede del af den enkelte celle, og i tilfælde hvor grundvandsstanden står mere end 2 m under terræn, vil partiklerne ligeledes frigives dybere.

I områder med en opadrettet strømning vil nogle af partiklerne transporteres fra lag 2 til lag 1 og videre til dræn. Dette vil medføre et dobbelt drænbidrag. For at undgå dette frasorteres partikler, der transporteres direkte vertikalt op fra lag 2 til lag 1, dvs. uden nogen horisontal strømning. Der vil dog stadig kunne ske en transport via grundvandet, som længere nedstrøms transporteres op i lag 1 og drænes. Disse partikler transporteres videre via dræn til vandløb med information om, hvorvidt de er blevet reduceret undervejs.

Grundvandets strømning er simuleret dynamisk med daglige tidskridt for en 10 års periode, som herefter gentages, så den samlede beregningsperiode er 100 år. Herved sikres, at hovedparten af alle partikler er transporteret til enten dræn, vandløb, borerer eller havet, eller er blevet omsat.

Ved anvendelse af én initial placering af partikler, antages det implicit, at transportveje og -hastigheder er uafhængige af det faktiske tidspunkt for udvaskningen af kvælstof fra rodzonen. Transportvejen i grundvandszonen vil i nogen grad vil være afhængig af de aktuelle vejrforhold på det tidspunkt infiltrationen til grundvandet forekommer. Tidligere analyser under udvikling af den første kvælstofmodel (Højberg et al., 2015) samt studier af transportveje til indvindingsboringer (Sonnenborg, 2015), har dog vist, at den hydrostratigrafiske opbygning af undergrunden er langt den dominerende faktor for grundvandstransportveje, mens de aktuelle klimaforhold har en væsentlig mindre betydning.

2.3 Kvælstofretention i overfladevand

Der beregnes kvælstofretention for en række retentionsmiljøer i overfladevand. Det drejer sig om vandløb, søer, restaurerede vådområder, hyppigt oversvømmede arealer og minivådområder med frit vandspejl. Der er udviklet nye modeller for alle retentionsmiljøer. Der har i tidligere versioner af NKM ikke været inkluderet modeller for oversvømmede arealer og minivådområder (Højberg et al., 2021a). De nye overfladevandsretentionsmodeller er generelt baseret på et væsentligt styrket datagrundlag. Der er i dette projekt indsamlet nye data for at kunne konstruere nye modeller for vandløb og oversvømmede arealer. Desuden, er der indsamlet overvågningsdata i en række andre projekter og igennem NOVANA-overvågningen, der er anvendt til udvikling af de nye kvælstofretentionsmodeller for søer, restaurerede vådområder og minivådområder. I seneste version af kvælstofmodellen (NKMv2020) var der inkluderet en beregning af retentionen i naturlige vådområder. Retentionen i de naturlige vådområder er imidlertid primært relateret til omsætning af kvælstof i det indstrømmende grundvand. Denne omsætning beskrives ved reduktion af partikler i organiske lavbundsjord, der er bygget ind i den geokemiske model. Der foretages derfor i NKMv2025 ikke en beregning af kvælstofretentionen i naturlige vådområder igennem en separat overfladevandsmodel.

Der anvendes to typer af modeller. Én type, hvor der ud fra målinger af denitrifikation (kvælstofretention igennem omdannelse af nitrat til atmosfærisk kvælstof), anvendes en areal-kvælstoffjernelses-rate ($\text{kg N dogn}^{-1} \text{ ha}^{-1}$). Denne modeltype er anvendt for vandløb og oversvømmede arealer. Den anden type modeller beskriver den procentvise månedlige kvælstofretention som en funktion af en vandopholdstid eller hydraulisk belastning og temperatur. Temperaturen kan være udtrykt igennem en månedlig lufttemperatur eller igennem månedskonstanter, der inkluderer en temperatureffekt. Denne type model anvendes for søer, restaurerede vådområder og minivådområder med frit vandspejl. Kvælstofretentionen afhænger af opholdstiden, da der fjernes en større andel af den tilførte mængde kvælstof jo længere tid, vandet opholder sig i fx en sø. Denitrifikationen og derved retentionen foregår hurtigere ved høje end ved lave temperaturer.

Der foretages i NKMv2025, som i tidligere versioner, en landsdækkende beregning af kvælstofretentionen. Der anvendes i næsten alle delmodeller kun landsdækkende datasæt i beregningerne. Fx kort over placering, areal og eksistens af søer, vandløb, vådområder mm. Disse datasæt afspejler ikke i alle tilfælde lokale forhold. Det er således kun viden, der er inkluderet i de nationale datasæt, der indgår i modelberegningerne.

Overfladevandsmodellerne er generelt udviklet på måledata, dvs. målt kvælstoftilførsel og/eller -fjernelser (Thodsen (red.), 2025). I NKMv2025 er tilførslerne af vand og kvælstof til de enkelte delmodeller, som indgår i retentionsberegningen, derimod beregnede, (undtagen for vandløb og oversvømmede arealer). Usikkerheden på modelresultaterne (de modellerede kvælstofretentioner) er større ved anvendelse af modelinput end ved anvendelse af observationer. Der er desuden en ikke kvantificerbar usikkerhed omkring fx de mange input i form af GIS-kort og geografiske informationer, der er anvendt i implementeringen i NKMv2025.

En væsentlig forskel i forhold til de tidligere versioner af kvælstofmodellen er den geografiske repræsentation af overfladevandsretentionen inden for et ID15 oplande. Tidligere blev der anvendt en "lumped" tilgang, hvor det blev antaget, at tilførsel og fjernelse af kvælstof i overfladevandet var homogent fordelt inden for ID15 oplandet. Herved blev der ikke foretaget en geografisk underinddeling af overfladevandsretentionen inden for ID15 oplandet. I NKMv2025 er dette ændret, så der er afgrænset specifikke oplande til små søer, minivådområder samt restaurerede vådområder. I praksis afgrænses de til 100 m grids i modellen, hvis center ligger inden for de afgrænsede oplande. Modellens gridopløsning vil således begrænse, hvor detaljeret de enkelte oplande kan repræsenteres i retentionskortet.

Modellerne for kvælstofretention i overfladevandet er opsummeret i nedenstående afsnit og er dokumenteret i højere detaljegråd i form af en selvstændig rapport, se Thodsen (red), (2025). Her er bl.a. baggrund for beregnede rater, beskrivelse af datasæt, implementeringen af modellerne i NKMv2025 og en mere kvantitativ beskrivelse af usikkerhederne præsenteret i større detalje. Resultaterne i form af beregnede kvælstofretentionsmængder og tidslige udviklinger er givet i afsnit 5.1.2.

2.3.1 Hovedvandløb og tilløb

I dette projekt er der indsamlet nye data til udvikling af nye kvælstofretentionsmodeller for vandløb og oversvømmede arealer. Kvælstofretentionen i vandløb er målt *in-situ* i vandløb af varierende størrelse, ved flere årstider og med varierende indhold af nitrat i vandet. Denitrifikationen blev målt med anvendelse af en Nitrogen Isotope Pairings Technique udviklet af Nielsen (1992). Der er ligeledes foretaget *in-situ* målinger af kvælstofretentionen i tre oversvømmede ådale. De nye modeller for kvælstofretention i vandløb konstrueret ud fra disse data har form af en fjernelsesrate ($\text{kg N dogn}^{-1} \text{ha}^{-1}$). Modellerne er beskrevet i Audet et al., (2025a). Der anvendes én fjernelsesrate for perioden marts til august ($0,57 \pm 0,14 \text{ kg N dogn}^{-1} \text{ha}^{-1}$) og en anden fjernelsesrate ($0,25 \pm 0,11 \text{ kg N dogn}^{-1} \text{ha}^{-1}$) for månederne september til februar. Disse fjernelsesrater ganges på beregnede vandløbsarealer. Hermed beregnes en vandløbskvælstofretention i hvert modeltidsskridt. Teknisk set foretages der både en beregning for tilløb (mindre vandløb) internt i et ID15 opland og en beregning for de større hovedvandløb, som kan modtage vand og kvælstof fra opstrøms beliggende oplande. Den beregnede kvælstofretention for mindre vandløb tildeles hele det ID15 opland, som vandløbene er placeret i. Retentionen beregnet for hovedvandløbene tildeles hele oplandet dvs. det ID15 opland, som vandløbet er placeret i og alle opstrøms beliggende ID15 oplande.

2.3.1.1 Datagrundlag

Vandløbs-GIS-temaet "GeoDK6.0-vandløbsmidte" er anvendt. For at kunne beregne et vandløbsareal skal hvert vandløbsstykke tildeles en bredde. For vandløb med bredde 0-2,5 m i GeoDK6.0 er der anvendt en middelbredde på 1,23 m (Højberg et al., 2015). For vandløb med GeoDK6.0 bredde over 2,5 m er der beregnet en bredde ud fra GIS-temaet GeoDK6.0-vandløbskant. Der er anvendt en lignende metode i Andersen & Heckrath (red.), (2020). Kvælstofretentionen i vandløb er som beskrevet herover beregnet med en arealfjernelsesrate, der ganges på et vandløbsareal. Vandløbsarealet af hovedvandløb og tilløb ses i Tabel 3.

Tabel 3 Vandløbsarealer i hovedvandløb og tilløb for hele landet

	Vandløbsareal (ha)
Hovedvandløb (gennemstrømmede vandløb)	8.985
Tilløb (interne vandløb)	12.315

Der er foretaget en kvalitetssikring af vandløbs-GIS-temaet (GeoDK6.0-vandløbsmidte). Det blev fundet, at der i mange skovarealer er inkluderet en meget høj densitet af vandløb. Det vurderes, lige som i tidligere versioner af NKM, at disse ikke er egentlige vandløb eller små grøfter med en nær-permanent vandstrømning. Da der således ikke foregår en nær kontinuert retention i disse "vandløb" er de fjernet fra kortet. Vandløbstemaet blev ligeledes klippet med kystlinjen for at frasortere linjer i kortet, som ligger uden for kystlinjen. I områder med en høj densitet af tidevandsrender, loer m.v., er disse også søgt fjernet, da vandstrømningen i disse primært består af havvand. Desuden er der identificeret enkelte områder med en meget høj densitet af vandløb i GeoDK6.0 kortet, som på flyfoto ikke kan erkendes som vandløb/grøfter. Disse er også fjernet fra kortet, og der beregnes således ikke kvælstofretention i disse.

2.3.1.2 Usikkerhed

Der er en usikkerhed på anvendelsen af de to fjernelsesrater i et specifikt vandløb på et specifikt tidspunkt, hvor den reelle (men ukendte) fjernelsesrate kan adskille sig fra den anvendte rate. Der er ligeledes en usikkerhed på de beregnede arealer af vandløbene. Denne usikkerhed stammer fra usikkerhed på bestemmelsen af både længden og bredden af vandløbet. Længden af vandløbene stammer fra GeoDK6.0 GIS-lag for vandløbsmidte. Beregningen af bredderne er beskrevet herover. I NKMv2025 beregnes der kun en kvælstofretention, hvis der i modellen beregnes en vandføring i vandløbet (ID15 oplandet) i det pågældende tidsskridt. Usikkerhed på de beregnede vandføringer vil således også resultere i usikkerhed på retentionen beregnet for vandløb.

2.3.2 Store søer

Større søer betegner her søer, som typisk er beliggende på hovedvandløbene og har en vis størrelse. Kategoriseringen af store og små søer er delvist historisk bestemt og der er ikke faste kriterier for klassificeringen.

Der er konstrueret en ny model for retention i større søer. Modellen er beskrevet i Sørensen & Thodsen, (2025). Den nye model er baseret på massebalancer for 26 søer af forskellig størrelse, med forskellig vandopholdstid og med forskellig kvælstoftilførsel. For nogle søer kan der beregnes månedlige massebalancer for perioden 1990-2021, mens der for andre søer kun er data for en kortere periode. Der er i alt anvendt 4872 månedsværdier til at opstille modellen. Til sammenligning var den tidligere anvendte sø-retentionsmodel baseret på massebalancer for perioder på 3 til 4 år fra 16 lavvandede søer, i alt omkring 700 månedsværdier (Windolf et al. 1996). For dybere søer (med opholdstid > 1 år) var der implementeret en model baseret på 5 søer. Datagrundlaget er altså markant forbedret. Den nye model inkluderer alle søer uanset vandopholdstid og dybde for bedre at kunne kalibrere modellen til de processer, der bestemmer størrelsen af retentionen.

Modellens inputvariable er vandopholdstid, søareal, temperatur (udtrykt igennem månedskonstanter) og indløbskoncentration. Den nye model beskriver retentionen, udtrykt som kvælstofindløbskoncentration fratrasket udløbskoncentration, med en R^2 værdi på 0,82 (Figur 25). Der er beregnet retention for 726 store søer i NKMv2025, hvilket er flere end i NKMv2020, hvor der var inkluderet 603 søer.

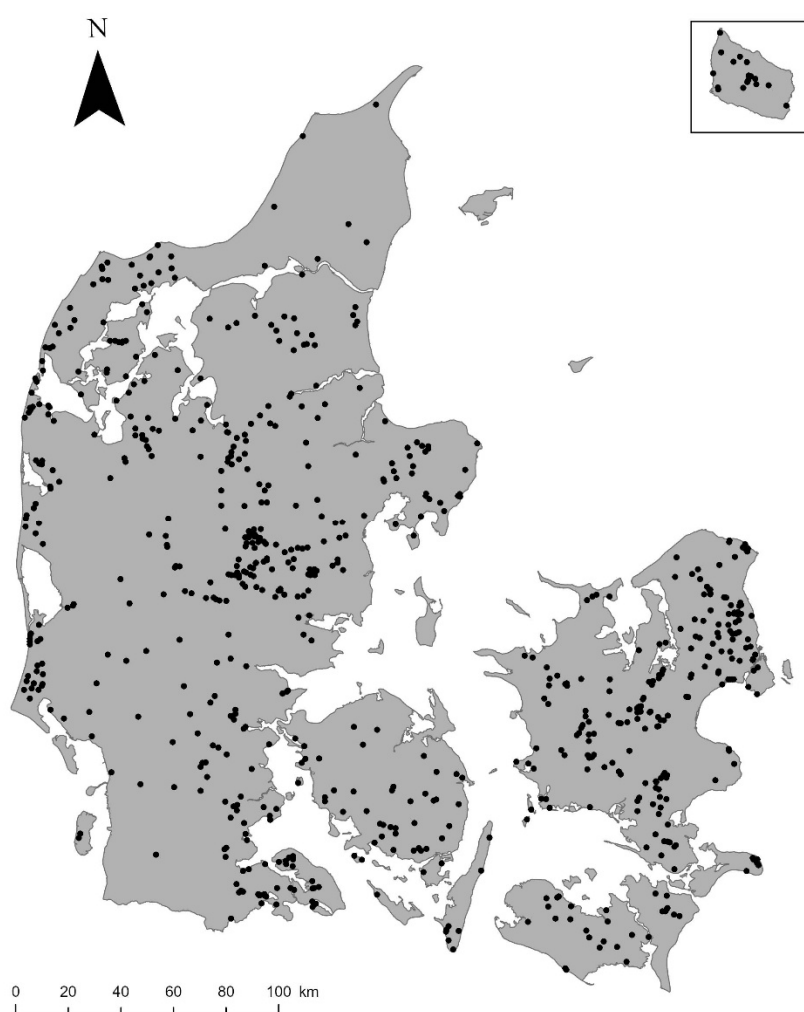
2.3.2.1 Datagrundlag

De 726 store søer varierer i areal, dybde, volumen og opholdstid (Tabel 4). Information om middeldybde stammer primært fra SGAV. For en del søer er sø-middeldybden ukendt. For disse søer anvendes en middeldybde på 2,1 m beregnet for søer med kendt middeldybde. Søerne har et samlet areal på ca. 45,5 km². Der er restaureret (skabt/genskabt) en del søer i perioden siden 1990. Disse søer har et begyndelsesår dvs. at der ikke regnes en kvælstofretention på disse søer før begyndelsesåret. I NKMv2025 er der inkluderet 53 søer, der er etableret siden 1990.

Tabel 4 Overfladeareal, middeldybde, volumen, opholdstid, oplandsareal og kvælstofretentionsprocent for de 726 store søer og oplande der indgår i NKMv2025.

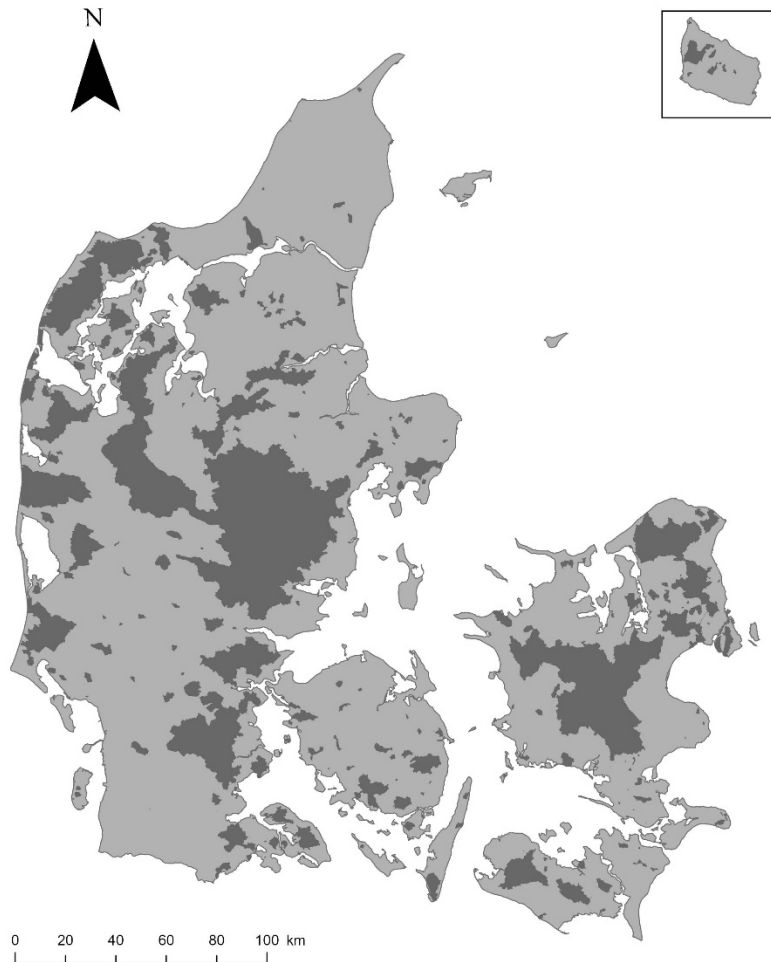
	10% percentil	Median	90% percentil
Overfladeareal [ha]	1,9	11	126
Middeldybde [m]	0,6	1,9	3,7
Volumen [1000 m ³]	21	183	2962
Opholdstid [måneder]	0,2	2,5	60
N-retentions [%]	5	27	64
Oplandsareal [km ²]	0,4	2,8	15,7

Placeringen af de 726 større søer, der er inkluderet i NKMv2025, ses i Figur 23. Det ses, at søerne ikke er placeret jævnt i landet. Tætheden af søer er generelt højest i de mere kuperede dele af landet og langs nogle kyster specielt den jyske vestkyst nord for Blåvandshuk.



Figur 23 Placering af 726 større søer placeret på hovedvandløb. Placeringen er angivet med en sø-centroid.

Oplandene til de større søer udgør ca. 10.725 km² altså omkring 25 % af landets areal (Figur 24). Det ses, at også oplandene til søerne og dermed det areal som kvælstofretention fra søerne fordeles på, er koncentreret i nogle dele af landet.



Figur 24 Oplande til de større søer i NKMv2025 og det areal som kvælstofretentionen fra store søer fordeles ud på. Samlet areal på ca. 10.725 km².

2.3.2.2 Usikkerhed

I NKMv2025 er tilførslerne af vand og kvælstof til søerne beregnet ud fra NKMv2025 model-data, der findes ikke målte inputdata til alle søer i alle tidsskridt og derfor er det nødvendigt at anvende modellerede inputdata. Dette forøger usikkerheden i forhold til de observationer, som modellen er udviklet på. For en del søer er sø-middeldybden som nævnt ukendt. For disse søer anvendes en middeldybde på 2,1 m beregnet for søer med kendt middeldybde. Denne manglende viden forøger usikkerheden på den beregnede retention i søer med ukendt middeldybde. Der er også en ikke ubetydelig usikkerhed på de målte kvælstofmassebalancer modeludviklingen er baseret på. En del af oplandet til søerne vil fx altid være umålt opland (ikke lokaliseret opstrøms en målestation).

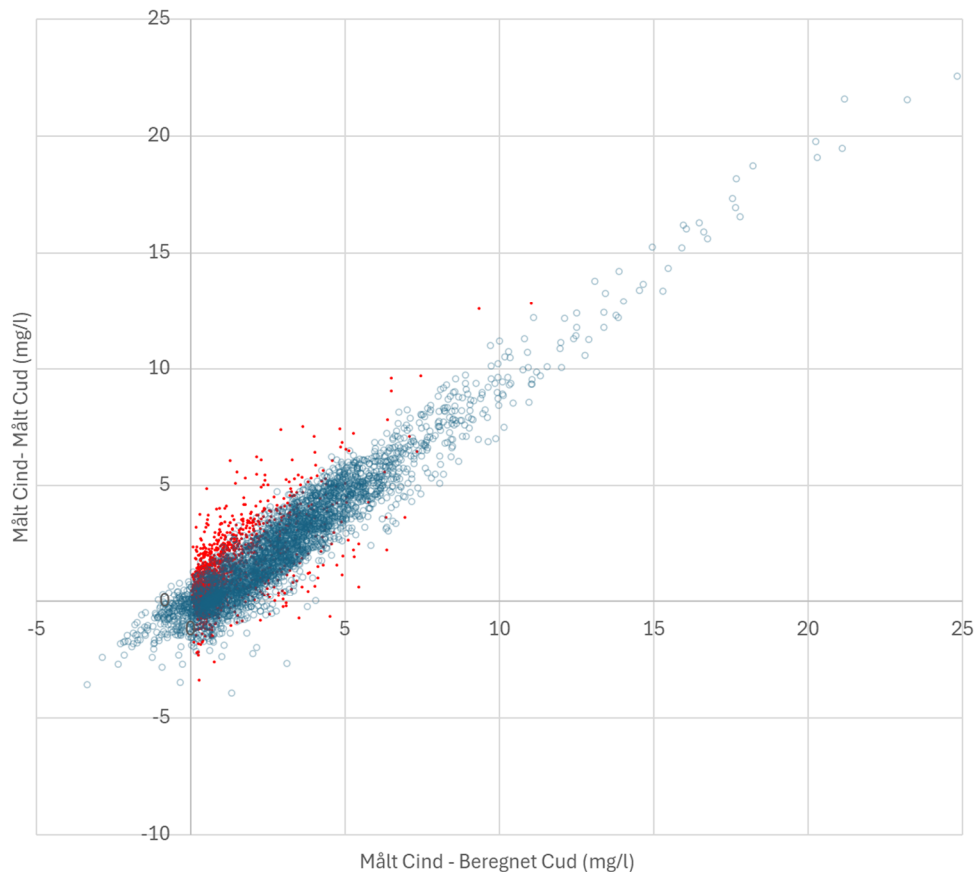
For de enkelte søer er der en række forhold, der ikke kan tages højde for i modelleringen. Fx antages det at søerne er fuldt opblandede, hvilket specielt om sommeren ikke altid er tilfældet. Søernes forskellige indløb og udløb kan være placeret mere eller mindre langt fra hinanden. En sø hvor det primære indløb og udløb er placeret i hver sin ende af søen, vil sandsynligvis have en højere retention, end hvis det primære indløb er placeret tæt på udløbet.

2.3.3 Små søer

Små søer betegner her generelt mindre søer, der ikke ligger på hovedvandløbene. Enkelte af søerne er forholdsvis store, men er ikke placerede på hovedvandløbene, hvorfor de ikke er klassificerede som store søer. Kategoriseringen af store og små søer er delvist historisk bestemt, og der er ikke faste kriterier for klassificeringen.

Der er ligesom for store søer også konstrueret en ny model for mindre søer. Modellen er beskrevet i Thodsen et al. (2025). Modellen er baseret på en delmængde af månedsværdierne fra de store søer, hvor den aktuelle opholdstid er mindre end 2 måneder, i alt 1553 månedsværdier. Det antages, at små søer generelt har en kortere vandopholdstid end de større søer. Modeludtrykket for små søer er simplere end for store søer. Modellens forklarende variable er vandopholdstid, temperatur (udtrykt igennem månedskonstanter) og indløbskoncentrationen. Den nye model beskriver retentionen, udtrykt som indløbskoncentration - udløbskoncentration, med en R^2 værdi på 0,49 (Figur 25).

Den tidligere version af N-retentionsberegningen for små søer var baseret på en areal-rate-fjernelse for sø-overfladearealet ($\text{kg N måned}^{-1} \text{ ha}^{-1}$). Der var ikke bestemt et topografisk opland til søerne, så det var ikke muligt at tilknytte retentionen til et geografisk område. Det var således nødvendigt at udskifte den gamle simple model med en ny tilgang, der muliggjorde tilknytning af retentionen i en specifik lille sø til et specifikt opland. I den nye implementering er der til hver lille sø beregnet et topografisk opland. Der beregnes herved en arealvægtet ID15 tilførsel af både vand og kvælstof til hver sø. Ud fra vandmængden beregnes i hvert tidsskridt en vandopholdstid for hver sø. Den beregnede N-retention tilskrives efterfølgende det topografiske opland.



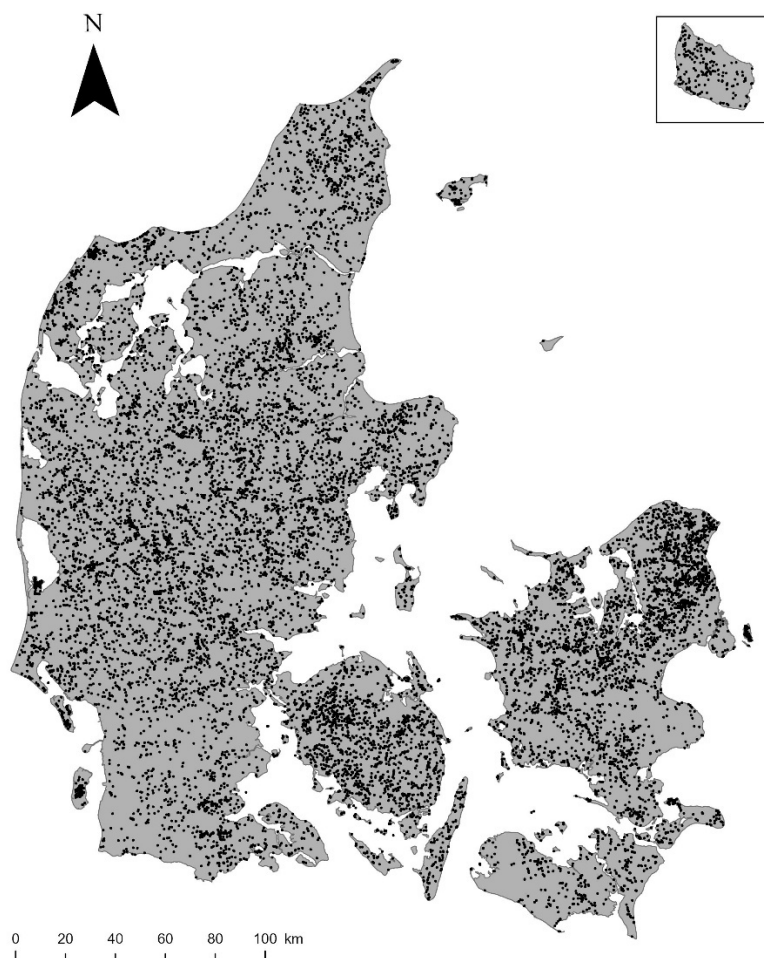
Figur 25 Beregnet og målt retention ($C_{ind} - C_{ud}$) med månedsværdier for de søer, der indgår i udviklingen af retentionsmodellerne. Modellen udviklet for små søer (opholdstid < 2 måneder) har forklaringsgrad $R^2=0.49$. Modellen for de store søer har forklaringsgrad $R^2=0.82$. C_{ind} = kvælstof indløbskoncentration, C_{ud} = kvælstof udløbskoncentration. Rød = søer (vandopholdstid < 2 måneder). Grå = søer (vandopholdstid > 2 måneder).

2.3.3.1 Datagrundlag

Datagrundlaget er beskrevet i detalje i Thodsen et al., (2025).

I kortgrundlaget for de små søer (GeoDK6.0) indgår der >180.000 søer. Søer med et areal <1000 m², søer uden afløb, søer som det ikke har været muligt at knytte til et topografisk opland samt søer, der pga. fejl i datagrundlaget fremstår som placeret i havet, er ekskluderet. Der beregnes retention for ca. 15.000 søer. Proceduren for udvælgelsen er beskrevet i detalje i Thodsen et al., (2025). Analysen af om en sø har et afløb, sker igennem en beregning af afstanden fra søbredden. Søen antages at have et afløb hvis afstanden er mindre end 3 m til nærmeste vandløbslinje eller 1 m til nærmeste vandløbsendepunkt i de anvendte GeoDK6.0 GIS-lag, og analysen afhænger derfor bl.a. af usikkerheden på disse GIS-lag.

I Figur 26 ses placeringen af de små søer. Det ses at der i nogle egne af landet er flere små søer end i mere flade områder.



Figur 26 Placering af ca. 15.000 små søer, der er inkluderet i NKMv2025.

I Tabel 5 ses størrelsesfordelingen af de små søer og oplande til de små søer. De små søer har et samlet areal på ca. 111 km². Det samlede oplandsareal til små søer er ca. 5010 km².

Tabel 5 Fordeling af søarealer og oplandsarealer for ca. 15.000 små søer inkluderet i NKMv2025

	10 % percentil	Median	90 % percentil
Søareal (ha)	0,12	0,26	1,4
Oplandsareal (ha)	0,15	11	74

2.3.3.2 Usikkerheder

Lige som for store søer er input (indløbskoncentrationen af kvælstof og vandmængden) beregnet med NKMv2025, hvilket giver en større usikkerhed end ved at anvende måledata, som sø-modellen er udviklet på. Der findes ikke målte inputdata til alle søer i alle tidsskridt og derfor er det nødvendigt at anvende modellerede inputdata. Da vanddybde for langt de fleste små søer er ukendt, sker beregningen af vandopholdstiden med en standarddybde på 1 m for alle søer. Der er desuden en usikkerhed på afgrænsningen af oplandet til søerne, som har betydning for den samlede vand- og kvælstoftilførsel og herved kvælstofomsætning i søerne. Desuden er der usikkerhed ved analysen af, om søerne har et afløb og dermed

indgår i modellen. Analysen af om en sø har et afløb sker igennem en beregning af afstanden fra søbredden til nærmeste vandløbslinje eller vandløbsendepunkt i de anvendte GeoDK6.0 GIS-lag, og afhænger derfor bl.a. af usikkerheden på placeringen af vandløb og vandløbsendepunkter i disse GIS-lag.

Den nye model er en forbedring, da den producerer en dynamisk simuleret retention for hver sø i hvert tidsskridt, hvor den tidligere model anvendte en meget mere statiske tilgang. Desuden kan retentionen med den nye metode tilskrives det konkrete sø-opland.

2.3.4 Restaurerede vådområder

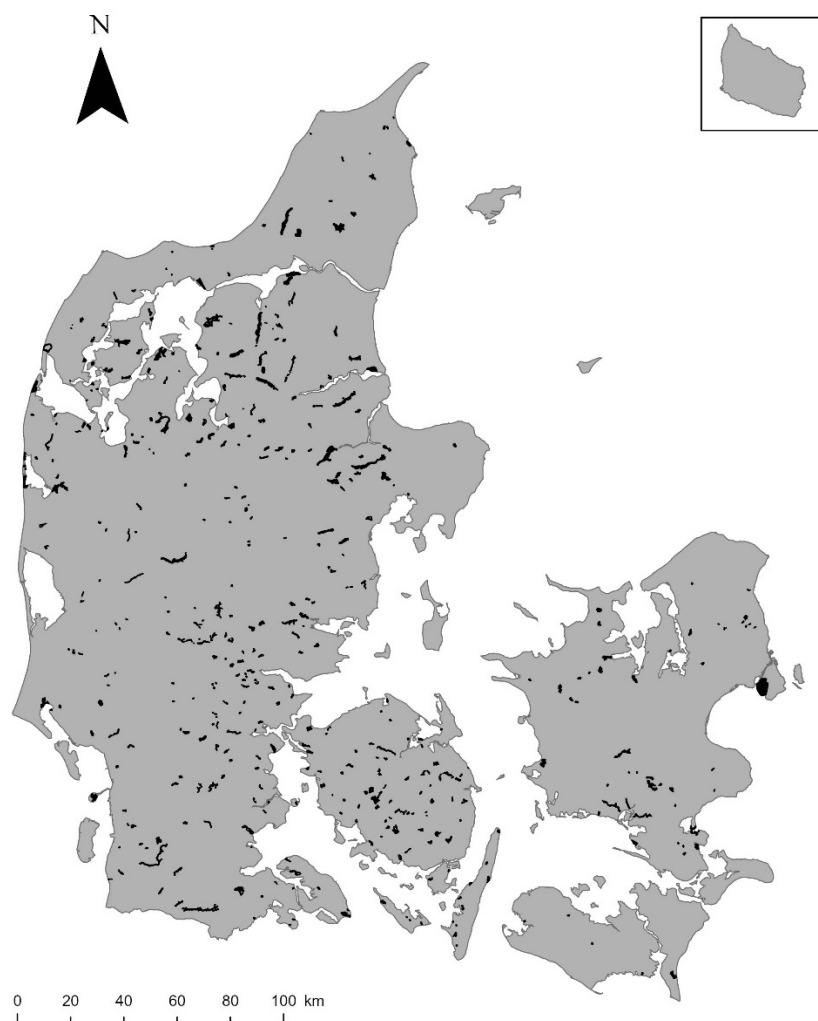
Der er konstrueret en ny model for restaurerede vådområder. Modellen og datagrundlaget er beskrevet i Petersen et al., (2025). Den nye model er baseret på overvågningsdata fra 14 vådområder med i alt 169 målemåneder. Den gamle model var baseret på en flerårig overvågning af ét vådområde. Modellen er konstrueret på et datasæt bestående af månedsmassebalancer fra de overvågede vådområder. Det blev fundet, at der var forskelligheder i N-retentionen imellem Øst- og Vestdanmark, der ikke kunne inkluderes i et enkelt modeludtryk. Derfor er der lavet to modeller, én for hhv. Øst- og Vestdanmark. Samlet set beskrives den procentvise månedlige kvælstoffjernelse for både øst og vest Danmark, med en R^2 værdi på 0,70. N-retentionen i procent beregnes med input af vandafstrømningen fra vådområdet (mm md^{-1}) og den middelmånedlige lufttemperatur samt modelkonstanter.

Til hvert vådområde er der beregnet et direkte opland. Oplandet benyttes til beregning af en arealvægtet ID15 vand- og kvælstoftilførsel til vådområdet. Et vådområde og/eller dets opland kan være placeret i mere end et ID15 opland. I sådanne tilfælde beregnes der forskellige tilførsler til vådområdet fra dele af oplandet placeret i forskellige ID15 oplande. N-retentionen beregnet for et vådområde tilskrives vådområdeoplandet.

2.3.4.1 Datagrundlag

Der er inkluderet 629 vådområder med et samlet areal på 344 km^2 i NKMv2025 på baggrund af data modtaget fra landbrugsstyrelsen. Vådområderne er fordelt på vådområder anlagt i forbindelse med vandområdeplan 2015-2021 (VMPII, 94 km^2) og vandområdeplaner 2021-2027 (VMPIII, 10 km^2), lavbundsprojekter (35 km^2), fosforvådområder (2 km^2), kvælstofvådområder (155 km^2), Natura2000-områder (43 km^2) og øvrige genopretningsprojekter (4 km^2). Til hvert vådområde er der beregnet et direkte opland. Et vådområde og/eller dets opland kan være placeret i mere end et ID15 opland. Modellen for kvælstoffjernelse i restaurerede vådområder estimerer den relative fjernelse af kvælstof, som ledes ind i vådområderne. Som input til modellen anvendes en proxy for den hydrauliske belastning (HLR), hvortil der behøves et estimat af arealet af det direkte opland, som bidrager til hvert enkelt vådområde. Da disse direkte oplande ikke indgår i noget datamateriale for samtlige vådområder i Danmark, er der ifm. nærværende arbejde blevet udarbejdet en delvist automatisk metode til generering af disse oplande i GIS. Det gøres på baggrund af projektarealerne leveret af Landbrugsstyrelsen (nu SGAV), samt GeoDanmark vandløb (GeoDanmark6.0 vandløbsmidte, 2023) og Danmarks højdemodel (DHM2015 terræn, 10 m opløsning).

I Figur 27 ses placeringen af de restaurerede vådområder.



Figur 27 Placering af restaurerede vådområder. De restaurerede vådområder på kortet er tegnet med en kant, så de ser større ud på kortet end de reelt er.

2.3.4.2 Usikkerhed

Usikkerheden på selve modeludtrykket er beskrevet i Petersen et al. (2025). I NKMv2025 er tilførslerne af vand og kvælstof til vådområderne beregnet med NKMv2025, da observationer ikke findes. Dette forøger usikkerheden i forhold til de observationer, som modellen er udviklet på. Der er en usikkerhed på bestemmelsen af vådområdeoplandene og dermed beregningen af den absolutte retention og på tilskrivelsen af retentionen til det korrekte oplandsareal. Restaurerede vådområder indbefatter flere typer af vådområder. Vådområder er generelt indbyrdes mere forskellige end fx søer og minivådområder og derfor er usikkerheden på at beskrive dem med én model større end for fx søer og minivådområder.

2.3.5 Minivådområder

Minivådområder er mindre konstruerede vådområder/søer, der modtager vand og kvælstof fra fortrinsvist systemdrænedde marker. Som udgangspunkt har minivådområdets åbne

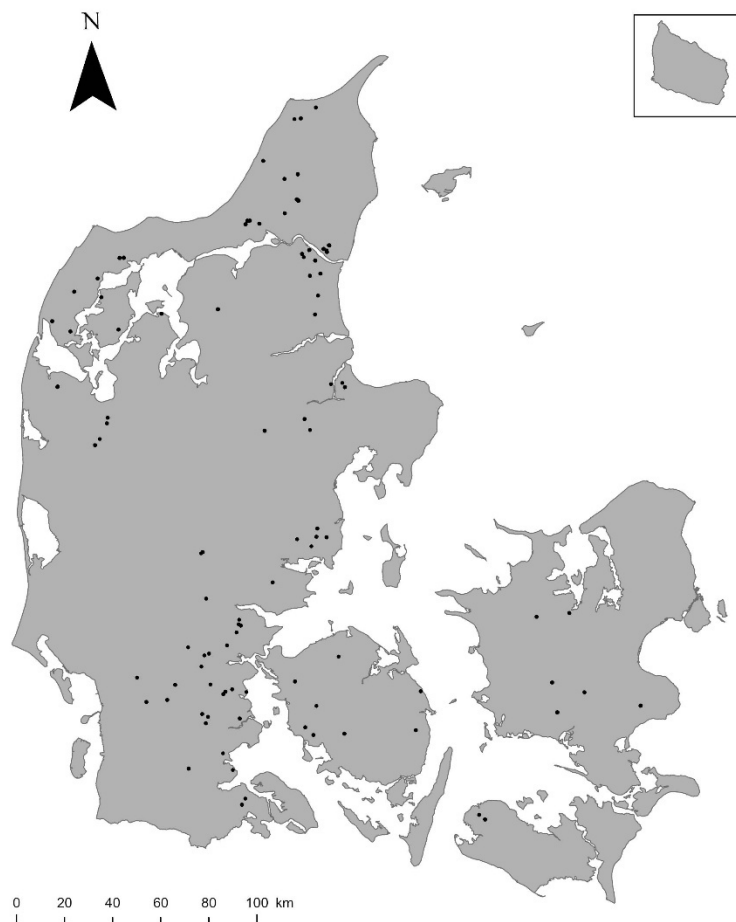
vandspejl et areal på omkring 1 % af det drænede areal. Minivådområder er et godkendt kollektivt drænvirkemiddel.

Der har ikke i tidligere versioner af kvælstofretentionskortet været inkluderet en model for minivådområder. Kvælstofretentionsmodellen for minivådområder er baseret på månedlige værdier og udviklet ud fra overvågningsdata fra 13 forskellige, danske minivådområder. Modellen og baggrundsdata er beskrevet i Audet et al., (2025b). Overvågningen er foregået over perioder på mellem 2 og 7 år i årene 2014 til 2022, hvilket i alt har givet 324 månedsværdier. Modellen beskriver den procentvise månedlige kvælstoffjernelse med en R^2 -værdi på 0,42 i forhold til observationsdata. Inputvariable til modellen er den månedlige hydrauliske opholdstid og den gennemsnitlige, månedlige lufttemperatur.

For hvert minivådområde er det drænede areal, der tilfører vand og kvælstof til minivådområdet kortlagt i forbindelse med ansøgning om etablering af minivådområde. Tilførslen til minivådområdet er den arealvægtede, månedlige ID15-dræntransport beregnet med NKMv2025. Den beregnede retention tildeles efterfølgende det drænede areal.

2.3.5.1 Datagrundlag

Der er inkluderet 102 minivådområder i NKMv2025 (Figur 28). GIS-kort over minivådområderne og de tilhørende drænede arealer er modtaget fra SGAV (tidligere Landbrugsstyrelsen). De 102 minivådområder, der er inkluderet i NKMv2025, er kontrolleret til at være anlagte eller under anlæggelse i sommeren 2022 baseret på flyfotos. Minivådområder etableret senere end sommeren 2022 er ikke inkluderet i denne version af retentionskortet.



Figur 28 Placering af 102 minivådområder med åben vandoverflade. Minivådområderne på kortet er tegnet med en kant, så de ser større ud på kortet end de reelt er.

I Tabel 6 ses størrelsesfordeling af minivådområderne, der er inkluderet i NKMv2025 og de tilhørende drænoplande. Det samlede minivådområde areal er ca. 75 ha mens det samlede areal af de drænede områder er ca. 6940 ha.

Tabel 6 Arealer af minivådområder og tilhørende drænoplande.

	10 % percentil	Median	90 % percentil
Minivådområdeareal [ha]	0,26	0,65	1,5
Areal Drænopland [ha]	24	55	124

2.3.5.2 Usikkerhed

I NKMv2025 er tilførslerne af vand og kvælstof til minivådområderne beregnet ud fra NKMv2025 modeldata, da observationer ikke findes. Dette forøger usikkerheden i forhold til de observationer, som modellen er udviklet på. Modellen er bedre til at simulere kvælstofretentionen for måneder med en middel eller større vandafstrømning (vinterperioden), mens usikkerheden er større ved lave vandafstrømninger (sommerperioden) og dermed resulterende høje vandopholdstider. Usikkerhed på størrelsen af minivådområdernes drænaireal er

lille, da langt de fleste arealer er oplyst igennem minivådområdernes godkendte projektsøgninger.

2.3.6 Oversvømmede arealer

Kvælstofretention fra oversvømmede arealer i ådale langs hovedvandløbene eller i marskområder beregnes i NKMv2025 for hvert ID15 opland. Det vil sige, at kvælstofretentionen tildeles det specifikke ID15 opland og alle de opstrøms beliggende ID15 oplande.

Der har ikke været inkluderet modeller for kvælstofretention på oversvømmede arealer i de tidligere versioner af NKM. De nye Modeller er beskrevet i Thodsen (red), (2025).

Oversvømmelserne af ådale sker konceptuelt, når vandføringen i vandløbet overstiger vandføringsevnen, hvorefter det overskydende vand løber ud over ådalsarealet, og der foregår i det oversvømmede areal en fjernelse af nitrat ved denitrifikation. Der er også inkluderet et modul, der beregner retentionen i oversvømmede marskområder på indersiden af diger langs vadehavet. Her er årsagen til oversvømmelserne, at sluserne lukker og skaber oversvømmelser, når vindstuvning forøger vandstanden i vadehavet i tilstrækkeligt lange perioder. I begge tilfælde er det nødvendigt at kende/modellere 1) en areal-retentions-rate ($\text{kg N dogn}^{-1} \text{ ha}^{-1}$) 2) størrelsen af det oversvømmede areal (ha) og 3) oversvømmelseshyppigheden (døgn måned^{-1}). Der er i dette projekt målt in-situ denitrifikationsrater (kvælstofretention) på tre lokaliteter med samme metode som målingerne foretaget i vandløb. Den gennemsnitlige areal-retentions-rate er målt til $0,18 \pm 0,11 \text{ kg N dogn}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. Denne rate er anvendt både for oversvømmede ådale og for oversvømmede marskområder.

2.3.6.1 Oversvømmelser i ådale

Kvælstofretentionen i oversvømmede ådale langs hovedvandløbene beregnes for tre scenarier: oversvømmelsens udbredelse ved en vandstandsstigning i vandløbet på hhv. 10 cm, 30 cm og 50 cm, svarende til vandførings-døgnmiddel-percentiler for perioden 1990-2021 på 95 %, 97,5 % og 99 % (dvs. hhv. de højeste 5 %, 2,5 % og 1 % af vandføringerne). Idet kvælstofretentionen forventes af falde med afstanden til vandløbet på grund af fjernelse af nitrat i vandet, begrænses analysen til en 100 meter zone på hver side af vandløbet ifølge den gældende vejledning for vådområderrestaurering (Naturstyrelsen, 2014). Beregningen foretages for ådale langs ca. 14.000 km hovedvandløb. Det specifikke antal dage med overskridelse af vandføringsdøgnmiddelpcentilerne er beregnet med DK-modellen (Nationale hydrologiske model) (Stisen et al. 2019). Modelleringsstilgangen og datagrundlaget er angivet i højere detalje i Kronvang et al. (2025).

2.3.6.1.1 Datagrundlag

Til analysen anvendes korttemaerne GeoDK6.0 vandløb, GeoDK6.0 vandløbskanter, GeoDK6.0 søer, GeoDK6.0 områdepolygoner indeholdende byafgrænsninger, samt 1,6 m højdemodellen fra 2007 og oplysninger om kanalisering og nedstiksdybde modtaget som GIS-tema fra Envidan og beskrevet i Envidan (2020). For en mere detaljeret beskrivelse af datagrundlaget se Kronvang et al., (2025). I beregningen indgår hovedvandløb, der forbinder ID15 oplandene, i alt 14.032 km vandløb.

Der er en række klassificeringer og kriterier, der skal være opfyldt for at et ådalsareal i beregningen kan klassificeres som potentielt oversvømmet med kvælstofretention (Kronvang et al., 2025):

- Oversvømmelsen sker inden for en 100 m buffer på hver side af vandløbet
- Sø og vandløbsarealer oversvømmes ikke
- Vandløbet må ikke være kanaliseret eller dybt nedgravet
- Marskområder oversvømmes ikke (se afsnit 2.3.6.2)
- Arealet må ikke være inddæmmet
- Arealet må ikke være et byareal

Det samlede beregnede potentielt oversvømmede ådalsareal langs hovedvandløbene er angivet i Tabel 7.

Tabel 7 Areal af oversvømmede ådale ved 3 oversvømmelsesniveauer

	Areal [ha]
10 cm oversvømmelse	41.853
20 cm oversvømmelse	67.277
50 cm oversvømmelse	88.536

2.3.6.1.2 Usikkerhed

Der er en usikkerhed ved anvendelse af en gennemsnitlig areal-retentions-rate. I en specifik ådal på et specifikt tidspunkt kan den reelle (men ukendte) rate være forskellig fra den anvendte. Der er ligeledes en usikkerhed på beregningen af størrelsen af de oversvømmede arealer, hvori der indgår en række antagelser. Det reelle areal, hvorpå der foregår kvælstofretention, kan således afvige fra det beregnede. Der er ligeledes en usikkerhed på anvendelsen af vandføringsdøgnmiddel-percentilerne til bestemmelse af hvornår og hvor ofte, der er oversvømmet. Percentilerne her nævnt er anvendt for hele landet, men oversvømmelser vil nogle steder reelt ske ved andre percentiler. Tidsmæssigt varierer vandløbets ruhed (bl.a. bestemt af mængden af grøde i vandløbet) over året og er med til at bestemme ved hvilken vandføring, vandløbet går over sine bredder. Dette forhold er ikke inkluderet i beregningerne. Endelig er sedimentationen af organisk N ikke inddraget i retentionsberegningerne ved oversvømmelse af ådale pga. manglende viden.

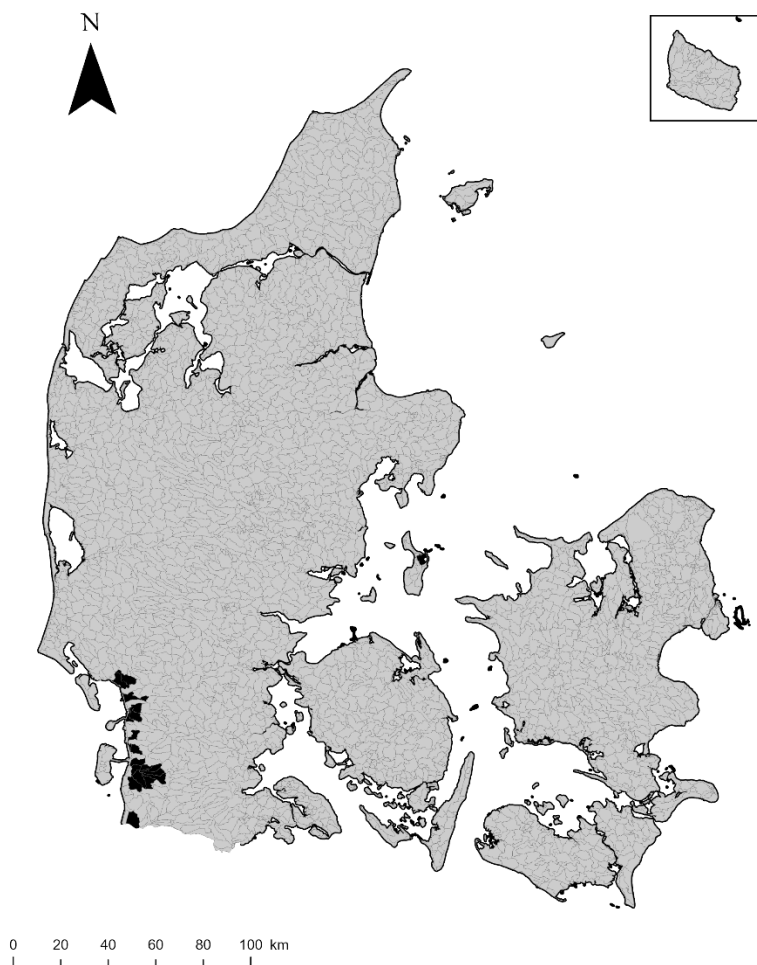
2.3.6.2 Oversvømmelser i marskområder

Marskområderne bag digerne i Vadehavet er store, flade områder, der oversvømmes, når sluserne langs Vadehavet er lukket længe nok til, at åvandet oversvømmer arealerne. Vandstanden måles på indersiden af sluserne. Der kan derfor laves en beregning af, hvor store arealer der oversvømmes ved at sammenholde vandstanden med en højdemodel. Herved kan der foretages en beregning over, hvor store arealer, der oversvømmes ved hvilken vandstand og hyppigheden heraf. Modellen er beskrevet i Frederiksen et al., (2025). Disse arealer er beregnede ud fra daglige vandstande. Den samme areal-retentions-rate som for ådale på $0,18 \pm 0,11 \text{ kg N døgn}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ anvendes. Arealer langs inddigede vandløb oversvømmes ikke, hvilket fx gør at kun en meget lille del af Tøndermarsken kan oversvømmes.

2.3.6.2.1 Datagrundlag

Først identificeres de inddigede dele af marsken i Sydvestjylland ud fra landskabselementkortet (Smed, 1982) og ID15 kortet (Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b). ID15 kortet bruges til at identificere oplandene inden for de inddigede områder og det inddigede marsk-område, der fremgår af landskabselementkortet (Figur 29).

For hvert ID15 opland beregnes der et antal oversvømmede hektar marsk per dag. Til denne beregning skal der bruges information om terrænhøjde, vandstandshøjde og viden om ved hvilken vandstand marsken oversvømmes. Den kumulative fordeling af terrænhøjde for marsken i hvert ID15 opland beregnes ud fra Danmarks Højdemodel aggregeret til 32 m. Den kumulative fordeling af vandstandshøjde for indersiden af hver sluse i området beregnes ud fra vandstandsdata hentet fra vandportalen.dk. Der er seks sluser i området, som afvander marsken: Sneum Å, Kongeå, Ribe Å, Brøns Å, Bredde Å og Vidå. Databehandlingen bestod af: 1) korrektion af vandstand til fælles reference (DVR90), og 2) huludfyldning af tidsserierne ved hjælp af lineær regression. Vandstandshøjden ved hvilken marsken oversvømmes bestemmes ud fra Danmarks Højdemodel, som viser, at ved en vandstandshøjde på 1 m DVR90 vil vandløbene bag de seks sluser gå over deres bredder og oversvømme marsken. Beregningen af kvælstoffjernelse foretages ved at multiplicere det akkumulerede oversvømmede areal (hektar marsk per måned) i de enkelte ID15 oplande med en denitrifikationsrate. Den anvendte denitrifikationsrate var $0,18 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ baseret på en gennemsnitlig denitrifikationsrate målt på 3 oversvømmede arealer langs med vandløb (Audet et al. 2025a).



Figur 29 ID15 oplande med kvælstofretention i marskområder

2.3.6.2.2 Usikkerhed

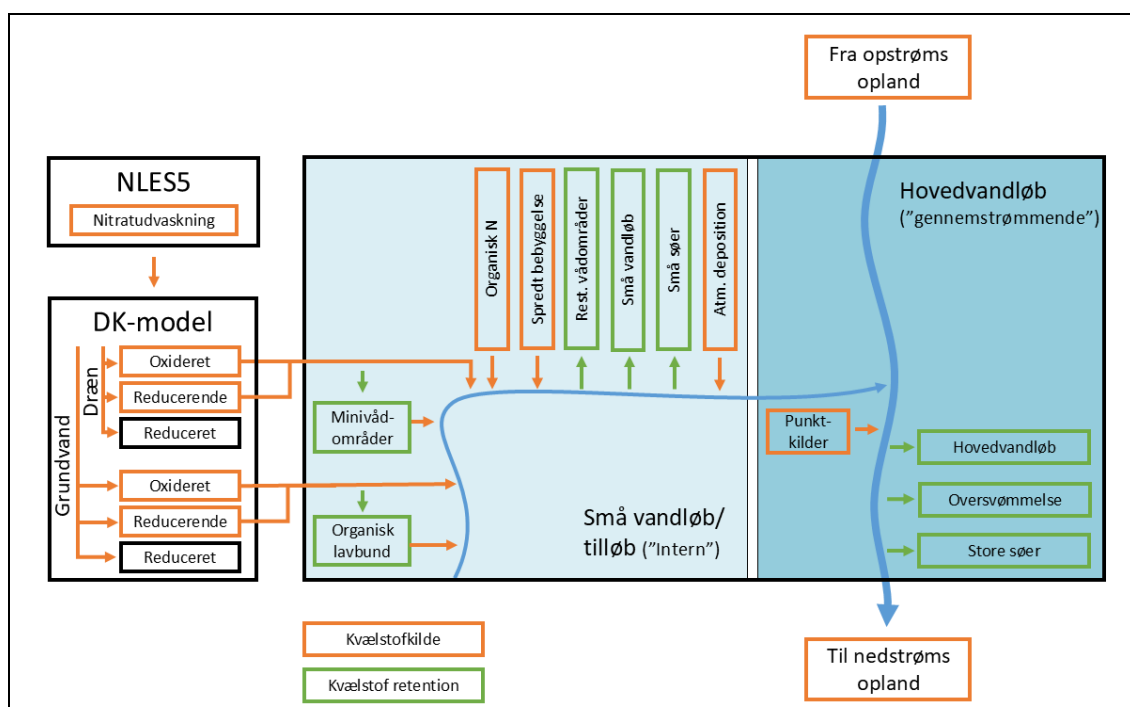
Der er en usikkerhed på anvendelsen af areal-retentions-raten. På et specifikt marskareal på et specifikt tidspunkt kan den reelle (men ukendte) rate være forskellig fra den anvendte. Der er ligeledes en usikkerhed på beregningen af størrelsen af de oversvømmede arealer og timingen og varigheden af oversvømmelsen. Dog anses usikkerheden at være mindre end for beregningen for ådale, da der er tale om målte vandstande, meget flade arealer og meget lille fald på vandløbene i marsken, et fald der reduceres yderligere under oversvømmelses-hændelser. Som for oversvømmelser i ådale er sedimentation af organisk N ikke inddraget i retentionsberegningerne ved oversvømmelse af marskjerne pga. manglende viden.

2.4 Kobling af kvælstofmodel

Nitratudvaskning samt transport og retention i grundvand og overfladevand kobles til den samlede kvælstofmodel. Som ved tidligere versioner af kvælstofmodellen anvendes de såkaldte ID15 oplande ved beregning af transporten frem til kysten. Først beregnes det samlede interne kvælstofbidrag, dvs. transport frem til vandløb via dræn eller grundvand efter nitratretentionen, hvortil der adderes interne kilder, der udgøres af organisk N, spredt bebyggelse og atmosfærisk deposition. Herefter beregnes den "Interne" retention i de lokale

retentionsmiljøer indenfor ID15 oplandet, der udgøres af restaurerede vådområder, små vandløb og små søer. Det resterende kvælstof ledes til hovedvandløbet (Gennemstrømmende), der også modtager vand og kvælstof fra opstrøms ID15 oplande. I hovedvandløbet adderes yderligere punktkilder, hvorefter der sker en omsætning i hovedvandløb, oversvømmede arealer og store søer. Princippet for koblingen af modellerne og opdelingen i interne og gennemstrømmede vandløb (Hovedvandløb) er illustreret i Figur 30.

Der er til dette projekt lavet en ny version af ID15 kortet, ID15v3.1. Kortet indeholder 3447 oplande. I forhold til den version, der blev brugt i NKMv2020, så indeholder det nye kort flere oplande. Kortet matcher placeringen af flere målestationer og udløbet fra flere søer. Enkelte oplandsgrænser er ændret bl.a. for bedre at matche Vandplan-3 oplandene. Der er rettet enkelte uhensigtsmæssigheder og fejl i kortet. Strømningsvejene er enkelte steder opdateret for at reflekterer ændringer fx omkring nedlagte vandkraftværker.



Figur 30. Diagram over opbygningen af den nationale kvælstofmodel.

2.4.1 Transport via dræn og grundvand

Transport af nitrat via dræn og grundvand til overfladevandet, er beregnet ved at koble nitratudvaskningen med DK-model beregningerne. Nitratudvaskningsdata fra NLES5 er aggregeret til kvælstofmodellens 100 m grid, så der er beregnet en tidsserie for udvaskningen for hvert grid, jf. afsnit 2.1.4. Baseret på drænberegningerne med DK-modellen er der for hvert grid etableret en tidsserie, som angiver andelen af nitratudvaskningen, der transporteres til vandløb via dræn. Ligger drænene i reducerende eller reduceret zone, sker der en omsætning af nitrat under transporten til dræn, se afsnit 2.2.4. Er der etableret minivådområder, vil der ske en omsætning af dræntransporten fra de drænedede arealer, som udgør oplandet til minivådområdet. Den samlede transport af nitrat til minivådområder er beregnet ud fra

arealet af det drænede opland samt en arealspecifik drænstrømning fra drænede landbrugsarealer inden for ID15 oplandet. Da usikkerheden på dræning fra individuelle grid kan være væsentlig, er det valgt at anvende en middel arealspecifik dræning fremfor dræning fra de aktuelle jorde.

Partikelbanesimuleringen beskriver transport og omsætning fra rodzonen og frem til overfladevandssystemet. For transporten i grundvand er det antaget, at transportveje og transporttider er konstante over tid. Med kendskab til hvilket grid partiklen blev udvasket fra (start grid), hvor meget partiklen er omsat under transport, samt transporttid fra rodzone til overfladevand, kan det beregnes, hvor meget nitrat hver partikel repræsenterer. Er transporttiden for en partikel fx et år, og der er sket en 60 % retention, vil partiklens bidrag til overfladevandet d. 1. maj 2010 være 40 % af nitratudvaskningen til grundvandet i start griddet d. 1. maj 2009. Ved at summere bidragene for alle partikler inden for et ID15 og addere drænbidraget, kan den samlede diffuse nitrat transport beregnes.

2.4.2 Transport og retention i overfladevand

I overfladevandet sker der en yderligere tilførsel af kvælstof fra fire kilder:

1. Spredt bebyggelse, som er udledningen fra hushold, der ikke er tilsluttet fælleskloakering
2. Punktkilder, der omfatter udledning fra rensningsanlæg, industrier, ferskvandsdambrug samt regnvandsbetingede udløb
3. Atmosfærisk deposition på søoverflader
4. Tilførsel af organisk bundet kvælstof

Kvælstofkilderne tilføres direkte til vandløbssystemet og vil kunne undergå en retention i overfladevandet. De enkelte kilder samt retentioner er beregnet i samme rækkefølge som angivet på Figur 30.

En væsentlig forskel i forhold til de tidligere versioner af kvælstofmodellen er den geografiske repræsentation af overfladevandsretentionen inden for et ID15 oplande. Tidligere blev der anvendt en "lumped" tilgang, hvor det blev antaget, at tilførsel og fjernelse af kvælstof i overfladevandet var homogent fordelt inden for ID15 oplandet. Herved blev retentionen beregnet på baggrund af den samlede tilførte og fjernede kvælstofmængde i oplandet, og der blev ikke foretaget en geografisk underinddeling af overfladevandsretentionen inden for ID15 oplandet. Ved opdateringen i projektet er dette ændret, så der er afgrænset specifikke oplande til små søer, minivådområder samt restaurerede vådområder, Tabel 8. For små vandløb er det ikke muligt at lave en specifik oplandsafgrænsning og retentionen i disse, der derfor antages at være jævnt fordelt inden for ID15 oplandet.

Tilførsel af kvælstof til retentionsmiljøerne i overfladevandet antages stadigt at være ensartet inden for et ID15 opland, som beskrevet for minivådområder. På tilsvarende vis beregnes transporten til små søer og restaurerede vådområder, som en arealproportional andel af den samlede interne transport.

Tabel 8 Oversigt over interne og gennemstrømmede kvælstofretentionsmiljøer.

Kvælstofretentionsmiljø	Intern/gennemstrømmet	Opland
Vandløb – små (tilløb)	Intern	ID15
Vandløb – hovedvandløb	Gennemstrømmet	Alle opstrøms arealer
Søer – små	Intern	Specifikt opland
Søer – store	Gennemstrømmet	Alle opstrøms arealer
Restaurerede vådområder	Intern	Specifikt opland
Oversvømmede ådale	Gennemstrømmet	Alle opstrøms arealer
Oversvømmede marskområder	Gennemstrømmet	Alle opstrøms arealer
Minivådområder	Intern	Specifikt opland

2.4.3 Kvælstofkilder til overfladevand

Som nævnt i afsnit 2.4.2 tilføres der kvælstof til overfladevandssystemet fra en række kilder.

2.4.3.1 Punktkilder

Punktkilder tilføres overfladevandssystemet fra hhv. rensningsanlæg, industri, ferskvandsdambrug, regnbetingede udløb og spredt bebyggelse. Der er anvendt et datasæt med årlige udledninger leveret af fagdatacenter for punktkilder under SGAV (tidl. Miljøstyrelsen) for perioden 1990-2021 (Miljøstyrelsen, 2023). Årsværdierne er fordelt på de enkelte måneder efter metode udviklet af Lassen & Frank-Gopolos (2022), for forskellige typer af udledninger. For fordelingsnøgle se Thodsen et al, (2023). Alle punktkilder tilføres overfladevandet i det ID15 opland, hvor de er placeret. Dog er tilførsler direkte til havet ikke inkluderet, da de ikke har nogen retention. Alle punktkilder placeret på land mindre end 100 m fra kysten anses for at være direkte udledninger.

Udledninger fra spredt bebyggelse tilføres overfladevandssystemet "internt" i hvert ID15 opland (Figur 30). Det betyder at kvælstof herfra kan fjernes i alle overfladevands retentionsmiljøer undtagen minivådområder, der kun tilføres drænvand. Udledninger fra alle andre punktkildetyper tilføres overfladevandet i den gennemstrømmede del, og bidrag fra disse kilder kan således kun fjernes i større vandløb, store søer og oversvømmede områder.

2.4.3.2 Atmosfærisk kvælstofdeposition

Der tilføres kvælstof til landoverfladen både i form af tør- og våddeposition. Kvælstofdepositionen er inkluderet i udvaskningsberegningerne i NLES5-modellen. Til overfladevandet tilføres kvælstofmængden fra den atmosfæriske deposition kun til søoverflader. Datasæt for kvælstofdepositionen er leveret af institut for miljøvidenskab ved Aarhus Universitet (Ellermann et al. 2023).

2.4.3.3 Organisk kvælstof

Kvælstofmodellen (NKMv2025) opgør nitratudvaskningen fra rodzonen til vandløb og grundvand, men i vandløbene måles der også indirekte en mængde organisk kvælstof (OrgN). OrgN består både af en fraktion af opløst organisk kvælstof og af partikulært bundet organisk kvælstof. Denne mængde organisk kvælstof kan ikke henføres direkte til nitratudvaskningen

fra landskabet. Derfor tilføjes der i overfladevandsdelene af NKMv2025 en mængde organisk kvælstof i hvert ID15 opland i hvert tidsskridt.

Den anvendte metode er ændret lidt siden sidste version af kvælstofmodellen NKMv2020 (Højberg et. al., 2021a). Metoden er fortsat baseret direkte på måledata, men med et udvidet antal stationer. På den måde dækkes et større areal direkte af målinger. For måneder, hvor der er målinger for en given station, anvendes målingerne i NKMv2025 for den pågældende måned, mens der i NKMv2020 blev anvendt middelmånedlige værdier igennem hele modeleringsperioden.

2.4.3.3.1 Metode og data

Den organiske kvælstofkoncentration (OrgN) måles ikke direkte i NOVANA-overvågningsprogrammet. OrgN koncentrationen beregnes som:

$$\text{OrgN} = \text{Total N} - (\text{Nitrit-Nitrat-N}) - (\text{Ammoniak-Ammonium-N})$$

Altså koncentrationen af total kvælstof minus koncentrationen af kvælstof i de målte opløste uorganiske kvælstoffraktioner. Der anvendes vandføringsvægtede koncentrationer. Der er en betydelig usikkerhed på laboratorieanalyserne og specielt laboratorieanalysen af total kvælstof (angivet til 15 % i Retsinformation, (2024)) er usikkerheden på den enkelte beregnede OrgN-koncentration også betydelig. Bl.a. derfor er beregningen af OrgN-koncentrationen baseret på vandføringsvægtede koncentrationer. På den måde er ingen (eller meget få) enkelte månedsværdier baseret på en enkelt prøvetagning/måling. Og ingen enkelt-måneder mangler en værdi på grund af en manglende prøvetagning i den pågældende måned. Der kan dog af forskellige årsager fx fejl-analyser eller enkelte manglende analyser af fx Total N, stadig være fejlværdier i datasættet fx negative OrgN-koncentrationer. Derfor er alle måneder med en koncentration under 0,05 mg OrgN/l eller over 3 mg orgN/l udeladt fra datasættet, da disse betragtes som beregnede på et forkert grundlag.

I søer og andre overfladevandsmiljøer med forholdsvis lang opholdstid optages nitrat i organismer og omdannes til organisk kvælstof. Derfor er der i udløb fra søer, pumpekanaler og vådområder ofte høje koncentrationer af organisk kvælstof. Målestationer, der kan anses for at være fx sø afløb, er derfor ikke medtaget i datagrundlaget. Det samme gælder målestationer ved fx pumpestationer, hvor vandet specielt om sommeren kan stå stille i afvandingskanalerne i forholdsvis lange perioder, hvorved der sker en omdannelse af nitrat til OrgN.

Stoftransporter downloadet fra ODA-databasen for perioden 1989-2023 er anvendt til at beregne månedsmiddelkoncentrationer for stationerne. Men kun perioden 1990 til 2021 er inkluderet direkte i NKMv2025. Perioderne uden for 1990 – 2021 er anvendt for at basere månedsmiddelkoncentrationerne på flest mulige målinger, hvilket specielt er en fordel for stationer med en forholdsvis kort måleperiode. Fx er der oprettet en del stationer i 2017, hvor månedsmidlerne kan baseres på 7 års data (2017 - 2023) i stedet for 5 års data (2017 - 2021), hvilket væsentligt forøger robustheden af de beregnede månedsmiddelkoncentrationer.

For perioden 2009 - 2017 er det tidligere konstateret, at der har været anvendt en forkert laboriemetode, der generelt underestimerede total kvælstofkoncentrationen og derved OrgN-koncentrationen. Der er foretaget en genopretning af disse total-kvælstofkoncentrationer, men genopretningen giver ikke på enkeltprøveniveau eller på målestationsniveau

præcist den total-kvælstofkoncentration, der ville være målt med den rigtige metode. Derfor er der en ekstra usikkerhed på de pågældende data (for overblik og referencer se Thodsen et al, 2024).

2.4.3.3.2 Anvendelse af beregnede OrgN-koncentrationer

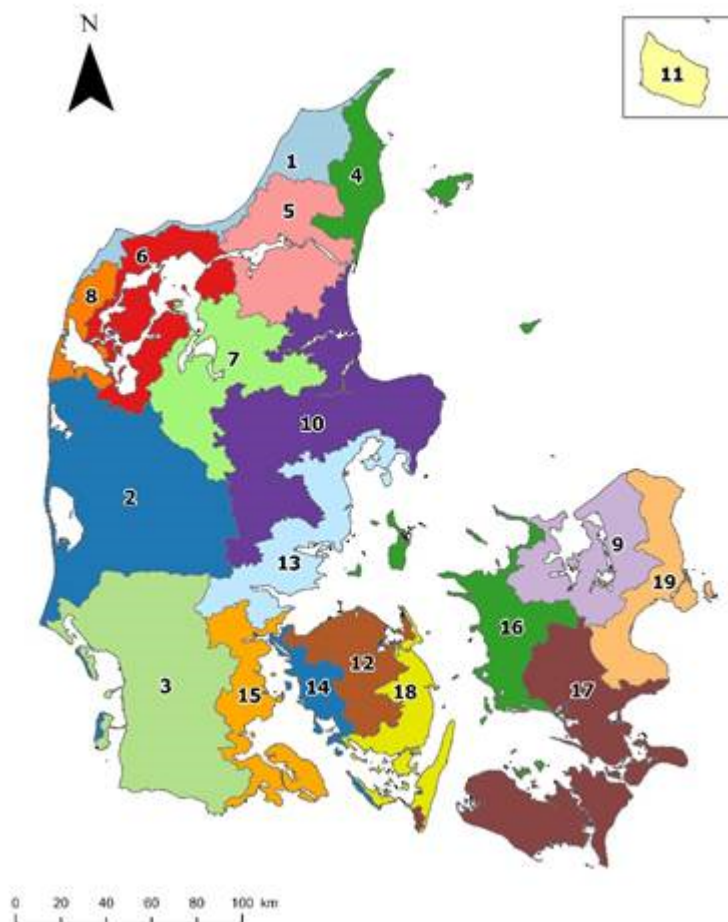
Ud af de i alt 3447 ID15 oplande, ligger 1673 opstrøms en målestation (234 målestationer) der er anvendt til beregning af OrgN-koncentrationer. For ID15 oplande opstrøms målestationer er den faktiske beregnede månedskoncentration af OrgN anvendt for måneder, hvor denne kan beregnes. For øvrige måneder er der anvendt et middel af de månedlige koncentrationer for den pågældende måned fra målestationen, fx middel af koncentrationer fra øvrige januar måneder.

I anvendelsen af middel månedlige OrgN-koncentrationer, i nogle tilfælde beregnet ud fra perioder ned til 4 års længde, ligger en antagelse af, at OrgN-koncentrationen er uden nævneværdig trend i perioden 1990 – 2021. Denne antagelse er testet i Larsen et al. (2021) for perioden 1990-2019 med det resultat, at der ikke er en trend.

Der er anvendt målestationer med en forholdsvis kort måleperiode på ned til 4 år. Det er gjort for at kunne inkludere en del målestationer taget i brug i fortrinsvis 2017, som blev oprettet som følge af Fødevarer- & landbrugspakken vedtaget i 2015. Det vurderes, at det er bedre at beregne en stationsoplandsspecifik månedlig middel OrgN-koncentration for en periode ned til 4 år og anvende denne i NKMv2025 for en forholdsvis lang umålt periode, fremfor at anse oplandet som umålt, hvilket er alternativet.

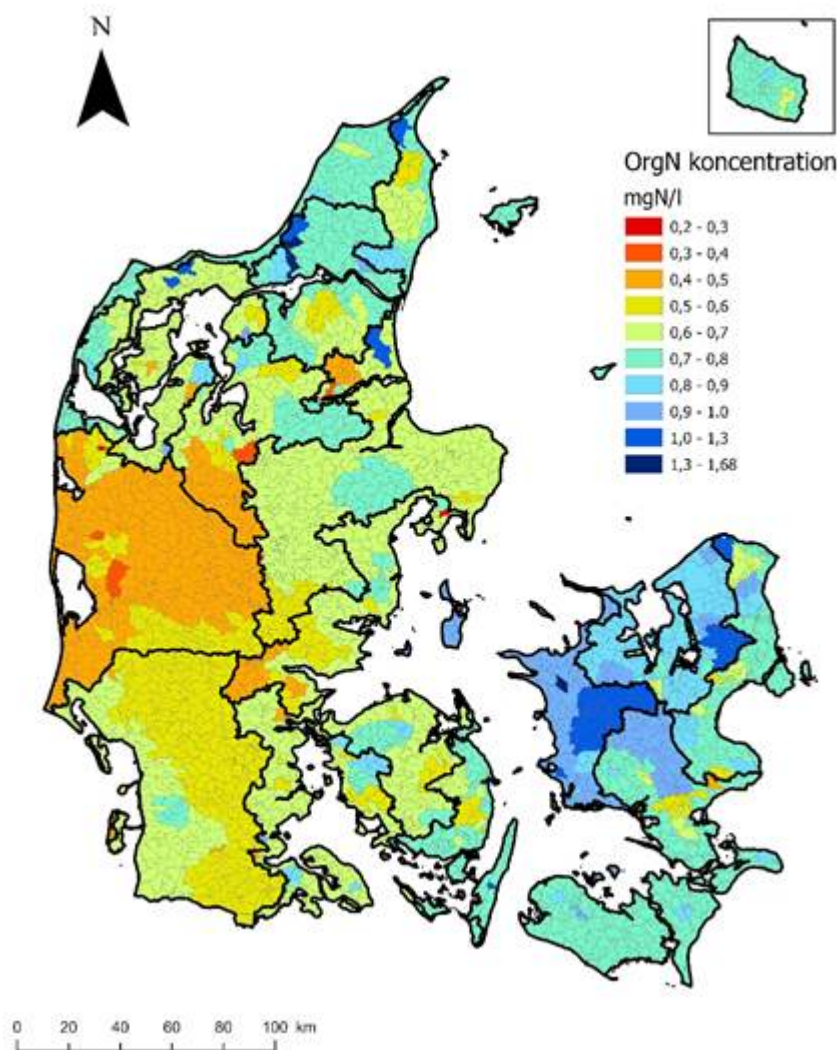
Enkelte steder er der anvendt en mindre målestation placeret inde i et større opland med en anden målestation. Det kan fx være opstrøms for en større sø eller for et naturopland. Dette er gjort for 70 ID15 oplande opstrøms 12 målestationer.

For de 1774 ID15 oplande som ikke er placeret opstrøms for en målestation (umålt opland) anvendes den middelmånedlige OrgN-koncentration for et udvalg af målestationerne inden for den region ID15 oplandet er placeret i. Der er i alt anvendt 19 regioner for umålt OrgN (Figur 31), der tager udgangspunkt i 4. ordens kystoplande. Enkelte målestationer er ikke anvendt i beregningen af OrgN-koncentrationen for de umålte oplande. Det kan fx være pga. at stationen dækker et meget lille areal, har en forholdsvis kort måleperiode i forhold til andre målestationer i regionen, eller fordi OrgN-koncentrationen på målestationen er væsentlig forskellig fra de andre målestationer i regionen.



Figur 31 19 Regioner til fordeling af organisk kvælstofkoncentration i umålt opland.

Middel OrgN-koncentrationen på tværs af alle ID15 og alle tidsskridt, er beregnet til 0,7 mg OrgN/l (Figur 32). I sidste udgave af retentionskortet (NKMv20) blev middelkoncentrationen ligeledes beregnet til 0.7 mg, og ændringen mellem de to versioner er < 0.02 mgN/l. 1 % af ID15 oplandene får en OrgN-koncentration der er >0,25 mg/l højere i gennemsnit end i NKMv20, mens 1 % af ID15 oplandene får tildelt en OrgN koncentration der er >0,24 mg/l lavere end i NKMv20 (Højberg et.al., 2021a). De fleste betydelige ændringer sker opstrøms målestationer, der ikke er med i begge versioner af kvælstofmodellen.



Figur 32 Middelkoncentration (mg OrgN/l) af organisk bundet kvælstof. De sorte linjer angiver grænserne for de regioner der også ses i Figur 31.

2.4.3.3.3 Usikkerhed

Der er ikke lavet en kvantitativ usikkerhedsberegning på månedskoncentrationerne af OrgN. Usikkerheden på den enkelte månedskoncentration for det enkelte ID15 opland kan stamme fra bl.a. følgende forhold, set i forhold til den ukendte sande OrgN-koncentration:

1. Usikkerhed på de laboratorieanalyser der indgår i beregningen af OrgN-koncentrationen
2. Hvorvidt stoftransporterne af hhv. TN, NO_x & NH_x er beregnet på prøver indsamlet på samme tid og på samme vandføringstidsserie.
3. Rumlig distribution af beregnede OrgN-koncentrationer. Når en koncentration anvendes for alle ID15 oplande opstrøms en målestation er det en forsimpning, da den sande koncentration vil variere imellem oplandene
4. For umålt opland anvendes en månedsmiddelkoncentration (samme koncentration i fx alle januar måneder). Heri ligger der en antagelse om, at koncentrationen i umålt og målt opland er ens. Det er ikke nødvendigvis rigtigt. Der antages (som for punkt 3) også, at alle ID15 oplande i en af de 19 anvendte regioner rumligt set har samme

OrgN-koncentration, hvilket de ikke vil have. Der anvendes den samme månedsmiddelkoncentration for fx alle januar måneder, hvilket ikke vil være tilfældet i realiteten.

Generelt forøges usikkerheden med formindsket geografisk skala, dvs. at usikkerheden for et enkelt ID15 opland er større end for et antal ID15 oplande. Det samme gælder tidsmæssigt. Usikkerheden er større på en kort periode (størst på enkeltmånedsniveau) end på en lang periode. På landsplan vil både den geografiske og tidsmæssige usikkerhed være størst i perioder med relativt få målinger og mindre i perioder med mange målinger. Usikkerheden vil desuden være større for umålt opland end for målt opland. Af de fire punkter nævnt herover vurderes det at punkt 4 bidrager med størst usikkerhed.

2.4.4 Beregning af retentionskort

Ved kombinationen af partikelbanesimulering og den geokemiske model for grundvandet, beregnes retentionsprocenten for transport i grundvandssystemet direkte for hvert grid, jf. afsnit 2.2. Med en initial placering af partikler, antages transporten og dermed retentionen i grundvandssystemet at være konstant over tid. Den samlede grundvandsretention er imidlertid ikke konstant, da denne er afhængig af dræntransporten, som varierer for hver måned.

Retentionen er beregnet som et middel for perioden 2000 – 2021. I beregningen er inkluderet alle kendte retentionsmiljøer i overfladevandet, som var etableret frem til 2022. Retentionskortet reflekterer derfor effekten af alle inkluderede kvælstofvirkemidler etableret frem til 2022, hvor år til år variationer er midlet væk.

Ved afgrænsning af specifikke oplande til retentionsmiljøerne i overfladevandet, er det muligt at tilskrive retentionen til de stedsspecifikke oplande, fx sikre, at retentionen i et minivådområde tilskrives de drænedes arealer, som udgør oplandet til minivådområdet. I praksis afgrænses de til 100 m grids i modellen, hvis center ligger inden for de afgrænsede oplande. Modellens gridopløsning vil således begrænse, hvor detaljeret de enkelte oplande kan repræsenteres i retentionskortet, og placeringerne kan være forskubbet ca. 50 m (et halvt model-grid).

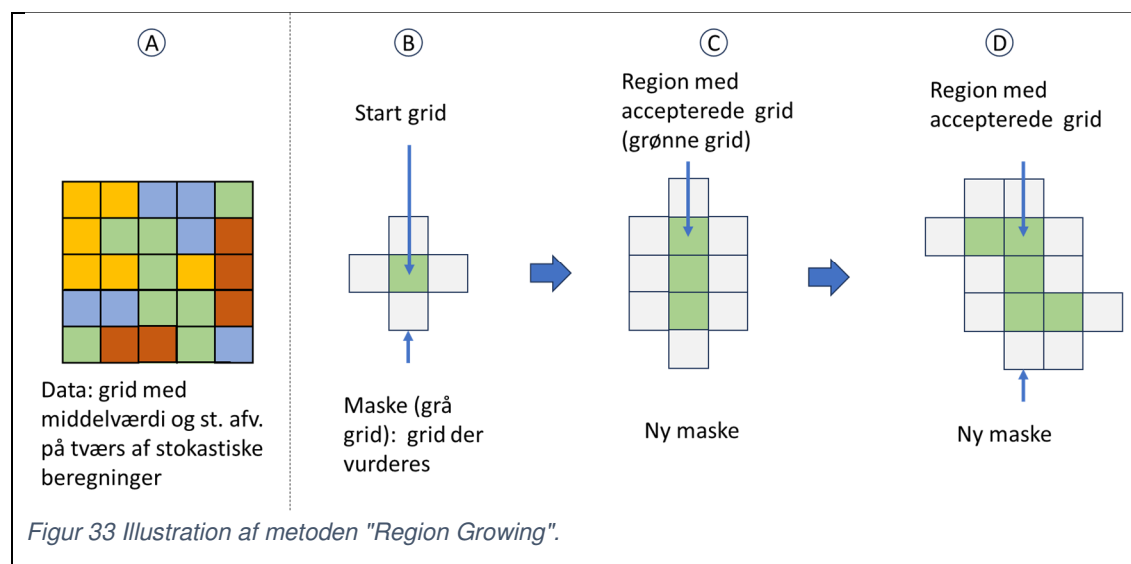
For grundvand og den totale retention fra rodzone til kyst gennemføres beregningerne på gridskala (100 m). Som beskrevet under afsnit 4.1 om usikkerheder, vil nogle af de anvendte data have en geografisk opløsning der er grovere end de 100 m grid, der er anvendt i kvælstofmodellen. Omvendt er der inputdata med en højere opløsning, hvor det er nødvendigt at aggregere værdierne til 100 m griddet, hvorved en del af den geografiske præcision mistes. Betydningen af den geografiske opløsning kan ikke kvantificeres direkte i usikkerhedsanalysen, og usikkerhederne kan derfor ikke bestemmes fuldt ud på gridniveau. Som følge heraf aggregeres modelresultaterne til større arealer, som de bagvedliggende data forventes bedre at kunne understøtte.

Aggregering af modelresultater er hyppigt anvendt. I de tidligere retentionskort blev de topografiske ID15 oplande anvendt, mens andre studier har foretaget en aggregering af et fast antal grid (Hansen et al., 2014). Ulempen ved at benytte en fast afgrænsning er, at denne ikke tager hensyn til de geografiske variationer i retentionen, og der vil derfor potentielt være

en meget stor variation på retentionen inden for disse fast afgrænsede arealer. I projektet er der derfor anvendt en alternativ metode, "Region Growing", hvor nabo-grids med sammenlignelige retentionsværdier er lagt sammen i regioner (sammenhængende arealer). Herefter er retentionen for hvert areal angivet ved middelværdien af retentionen for alle grid inden for regionen. For hver region er der desuden beregnet en usikkerhed på middelværdien, samt spredningen af retentionen for alle grids inden for regionen.

2.4.4.1 Region growing

"Region Growing" metoden anvendes ofte i billedbehandling til at identificere sammenlignelige nabopixler. Metoden er illustreret i Figur 33. Først vælges et startgrid, hvorefter værdierne af nabocellerne analyseres. Er værdierne i nabocellerne tilstrækkelig tæt på startgrid-værdien, grupperes griddene i en region, hvorefter værdien i nye naboceller til regionen analyseres. I projektet defineres nabogrids, som grid der har en side tilfælles med grid i en eksisterende region (Figur 33B).



Til vurdering af hvorvidt griddene er sammenlignelige anvendes retentionsværdien for grid-det, samt usikkerheden på denne værdi, som beregnet under usikkerhedsanalysen, afsnit 4. Usikkerheden på retentionsværdien (standardafvigelsen) inddrages for at undgå en gruppering af godt bestemte grid med mere usikkert bestemte grid.

Afhængig af hvor stor den geografiske variation i retentionen er, vil der kunne dannes regioner af varierende størrelser. I områder med stor heterogenitet vil det kun være muligt at definere små regioner bestående af få grid, ligesom der altid vil være grid, som varierer for meget fra de omkringliggende til at kunne inkluderes i en region. Efter anvendelsen af region growing, vil der derfor være regioner med et areal, som er mindre end det, de anvendte inputdata understøtter. Der er derfor anvendt en iterative tilgang, hvor kriterierne for hvor sammenlignelige grid skal være gradvist slækkes, dvs. grid med større variation kan grupperes. Den samlede procedure anvendt i region growing er:

1. Definer/redefiner kriterier for gruppering af grid i regioner
 - a. Krav til forskelle i middelværdi mellem grid

- b. Krav til usikkerhed for de enkelte grid
2. Vælg et "frit" startgrid og afgræns regioner
3. Når der ikke kan tilføjes flere grid til en region findes nyt "frit" startgrid og der afgrænses ny region
4. Når alle grid tilhører en region, identificeres regioner med et areal mindre end et fastsat minimumsareal. Grids i disse regioner markeres som "frie", og er tilgængelige for en ny region growing med ændrede kriterier, hvor der accepteres en større forskel i middelværdi samt standardafvigelse (pkt. 1).

Under første iteration grupperes således de grid, der har den mindste usikkerhed og som har de mest sammenlignelige retentionsværdier, mens regioner der etableres under de efterfølgende iterationer, vil indeholde grid med større usikkerhed, ligesom variationen i retentionsværdien mellem grid inden for regionerne øges.

Uanset valg af kriterier, vil der efter den færdige region growing altid være regioner med et areal mindre end det anvendte minimumsareal. Disse grid er håndteret forskelligt afhængigt af deres arealstørrelse:

- Grid i sammenhængende områder, som tilsammen udgør et areal lig eller større end minimumsarealet grupperes i en ny selvstændig region. Retentionsværdien i disse regioner bestemmes som middelværdien af samtlige grid inden for regionen.
- De øvrige grid gennemgås enkeltvis og eksisterende nabo-regioner identificeres (dvs. regioner som griddet har en side tilfælles med). Griddet tilføjes derefter den nabo-region, hvis middelværdi ligger tættest på griddets værdi. Efter nye grid er tilføjet en region, genberegnes retentionsværdien for regionen baseret på alle grid i regionen.

De afgrænsede regioner vil være påvirket af de anvendte kriterier i region growing, valg af startgrid og definitionen af minimumsarealet. I projektet er der testet en række kombinationer af disse parametre, som er vurderet i forhold til de resulterende usikkerheder på retentionen i de etablerede regioner. Fra denne analyse kan der udledes nogle overordnede konklusioner.

- Valg af kriterier: Anvendelse af meget strikse kriterier resulterer, som forventeligt, i regioner bestående af grid med lille usikkerhed og med lille indbyrdes variation, da kun meget sammenlignelige grid grupperes. Det betyder dog samtidigt, at der vil være mange grid, som varierer for meget til at kunne grupperes under de strikse kriterier. Disse grid vil derfor indgå i en efterfølgende iteration, hvor kriterierne er mindre strikse, og dermed komme til at tilhøre regioner med større usikkerhed og variation.
- Antal af iterationer: Anvendes mange iterationer med lille gradvis ændring i kriterierne, vil der etableres mange mindre regioner. For hver iteration indebærer dette, at grid som ikke er grupperet, vil blive mere og mere usammenhængende, og derfor er sværere at gruppere i en region. Dette medfører, at mange grid ikke bliver grupperet under region growing, men skal håndteres efterfølgende. Enten vil disse grid grupperes i en selvstændig region, hvor der kan være stor forskel mellem griddene, eller de bliver indbygget i eksisterende regioner, og vil øge variationen inden for disse regioner.

- **Startgrid:** Afgrænsning af en region vil være afhængig af hvilke kriterie, der anvendes ved valg af startgrid. Betydning af to kriterier er undersøgt, start med 1) mest sikre grid (mindste standardafvigelse) og 2) grid med lavest retention. Startkriteriet med mest sikre grid vil principielt kunne give større sikkerhed på middelværdien for regionerne. I praksis er dette dog primært betydende for regioner etableret under den første iteration. Generelt er sikkerheden på retentionsværdien størst i områder med lange transportveje fra rodzone til vandløb, hvor usikkerheden under transporten har mindre betydning for usikkerheden på retentionen. I disse områder er retentionen generelt stor. Benyttes startkriteriet med lavest retention, kan sikkerheden på afgrænsning af regioner med lave retentionsværdier i nogen grad forbedres.
- **Minimumsareal:** Ved anvendelse af et lille minimumsareal kan der opbygges mindre regioner. Det øger muligheden for en høj geografisk opløsning af variationen i retentionsværdierne. Ved små arealer vil usikkerheden på middelværdien for en region imidlertid øges. Omvendt vil større regioner generelt resultere i gruppering af grid med større variation i retentionsværdierne, hvilket øger spredningen af værdier inden for regionen. Generelt vil et lille minimumsareal resultere i, at en større del af grid-dene kan inkluderes i en region igennem region growing og en mindre andel af grid-dene vil efterfølgende skulle inkluderes i eksisterende regioner eller indgå i regioner dannet over meget forskellige grids. Valget af minimumsareal er således en trade-off mellem øget sikkerhed på regionens middelværdi, og spredningen af værdier inden for regionen.

Baseret på ovenstående analyse er region growing gennemført ved anvendelse af tre iterationer, med gradvist mindre strikse kriterier for grupperingen. For hver iteration er der anvendt samme kriterier for forskel mellem gridværdien og gridstandardafvigelsen. Som startkriterie er anvendt grid med lavest retention, og der er anvendt et minimumsareal på 50 ha. Kriterierne for region growing er vist i Tabel 9.

Tabel 9. Oversigt over kriterier anvendt i region growing.

	Iterationer		
	1	2	3
Forskel i retentionsværdier mellem grid og Maksimal std. afv. i retentionsværdi inden for et grid (procentpoint)	10	20	30
Startgrid	Grid med lavest retention		
Minimumsareal	50 ha		

3. Modelkalibrering og validering

Som beskrevet ovenfor i kapitel 2 består kvælstofmodellen af en sammenkobling af en række delmodeller som er udviklet, kalibreret og valideret separat. Det er dog først ved sammenkoblingen i Kvælstofmodellen, at den samlede kvælstoftransport og derved kvælstofomsætning kan beregnes og sammenlignes med målinger på oplandsniveau fra vandløbsstationer. De processer og parametre, som knytter sig direkte til kvælstoftransporten, og ikke entydigt kan kalibreres eller valideres separat, er forbundet med nitratomsætningen i den geokemiske model, og det er disse parametre som vil være i fokus ved kalibrering af den samlede Kvælstofmodel mod målte kvælstoftransporter.

Det er muligt at måle nitratomsætningsrater indirekte enten under naturlige forhold (in-situ) eller under kontrollerede laboratorieforsøg. De rater der kan måles stedspecifikt på lille skala kan dog ikke anvendes direkte i kvælstofmodellen, da de repræsenterer rater med en meget stor naturlig spredning. Der er derfor behov for at kunne estimere den effektive rate, dvs. den omsætningsrate, der bedst beskriver den samlede omsætning under transporten. Dette gennemføres ved modelkalibrering, hvor der foretages en justering af omsætningsraten, samt evt. andre modelparametre, indtil der opnås den bedst mulige overensstemmelse mellem den observerede og modelberegne kvælstoftransport.

For at opnå størst mulig robusthed og for med rimelighed at kunne overføre parameterværdier til umålte oplande kalibreres de effektive parameterværdier på nationalt niveau. Efterfølgende, for at opnå den bedst mulige modelberegning, foretages en individuel stationsafstemning for målte oplande i tilfælde, hvor disse ikke performer optimalt med de nationale parametre.

3.1 Observationsdata

Kvælstofmodellen kalibreres mod målte kvælstoftransporter ved vandløbsstationer, som stammer fra det nationale overvågningsprogram NOVANA. Den observerede kvælstoftransport består af målinger af kvælstofkoncentrationer og vandføring fra målestationer i vandløb, som ganges sammen for at få daglige kvælstoftransporter. I denne rapport anvendes kvælstoftransporter på månedsniveau. I forhold til tidligere versioner af kvælstofmodellen er der inddraget de nye målestationer, som blev etableret som del af Fødevarer og Landbrugspakken i 2015 (Miljø og Fødevarerministeriet, 2015). Disse er generelt i drift fra 2017 og frem. Det er valgt at gennemføre kalibrering og test af modellen på måledata for perioden fra 2000 og frem. Dette valg skyldes dels, at der er et bedre datagrundlag mht. gødskning og arealanvendelse i denne periode end i den tidligere periode, ligesom perioden indeholder de nyeste målestationer. Desuden er det for væsentlige dele af landet konstateret at den beregnede transport generelt, men ikke konsekvent, lå under den observerede for perioden 1990 – 2000. Det vurderes, at dette kan skyldes en underestimering af den beregnede nitratudvaskning fra rodzonen i perioden 1990 til 2000, som følge af et dårligere datagrundlag.

Det samlede observationsdatasæt er delt op i to perioder for hhv. kalibrering (2000 – 2010) og test (2011 – 2021) af kvælstofmodellen. I perioden 2000 – 2010 er der data for i alt 270

stationer, mens der er 344 aktive stationer i den efterfølgende periode 2011 – 2021, samlet set er der data fra 379 stationer gennem hele perioden fra 2000 til 2021. Med det forskellige antal aktive stationer, er der en del stationer, der kun indgår i perioden 2011 – 2021 (Tabel 10).

Tabel 10 Statistik over oplandsareal for anvendte målestationer i tre perioder.

Periode	Antal	Areal km ²			
		10 % fraktil	Median	Middel	90 % fraktil
2000 – 2021	379	6,6	44	117	265
2000 – 2010	270	6,3	48	123	262
2011 – 2021	344	7,1	47	122	272

3.1.1 Usikkerhed på målte kvælstoftransporter

Selv for vandløbsstationer med målinger er der en vis usikkerhed på de estimerede vandafstrømninger og kvælstoftransporter. Usikkerheden knytter sig i væsentlig grad til den måde, hvorpå vandføringen er bestemt, dvs. den metode der er anvendt til opgørelse af vandføringen og hvor egnet målelokaliteten er til opgørelse af vandføringen. Hertil kommer en ekstra usikkerhed knyttet til, hvor ofte der udtages vandprøver til analyse af kvælstofkoncentrationen, jo flere vandprøver der udtages, jo højere sikkerhed er der på transportberegningen. Usikkerheden stiger generelt med faldene oplandsareal for målestationerne, dvs. størst usikkerhed på små oplande. For perioden 2009-2017 har der været anvendt en forkert laboratorieanalysemetode til bestemmelse af total-kvælstof (TN). Det resulterede i en underestimering af TN-koncentrationen i de pågældende prøver. Der er efterfølgende gennemført en "genopretning" af analyseresultaterne (for overblik og referencer se Thodsen et al. 2024). Men det er ikke muligt at genoprette til den (ukendte) værdi, der ville være målt, hvis den rigtige analysemetode havde været anvendt. Derfor har de beregnede kvælstoftransporter fra denne periode en større usikkerhed end stoftransporter fra andre perioder. Der er sket et instrumentskifte ved måling af vandføringen i vandløbene. Måleinstrumentet er skiftet fra vinge-instrumenter til hhv. MF-Pro og Stream-Pro (Ovesen et al. 2023). Stream-Pro er testet til at måle 4,0 % (statistisk signifikant forskel) mere end vingeinstrumentet i større vandløb og anvendes primært i større vandløb (Ovesen et al. 2025). MF-Pro ser ud til at måle en mindre vandføring end vingeinstrumentet (i gennemsnit ca. 5 %) men forskellen er ikke statistisk signifikant på tværs af de udførte sammenligninger. MF-Pro er primært anvendt i mindre vandløb (Ovesen et al. 2023; Ovesen et al. 2025). Der er ikke foretaget en korrektion af vandføringerne for den bias der måtte være introduceret i de opgjorte vandafstrømninger som følge af instrumentskift.

3.2 Model kalibrering

Som grundlag for opdatering af kvælstofretentionskortene, har kvælstofmodellen gennemgået en væsentlig videreudvikling, som beskrevet i kapitel 2. Udviklingen er baseret på hhv. nye målinger foretaget under projektet, samt ved at inddrage viden fra tidligere forskningsprojekter inden for området. Igennem disse projekter er der, på basis af lokale studier, opnået en forbedret konceptuel forståelse af transport og omsætning af kvælstof, og hvilke faktorer,

der har betydning herfor. Under videreudviklingen af den nationale kvælstofmodel er det analyseret, hvorledes den opdaterede viden fra lokale studier kan inddrages på national skala. Som eksempel er der foretaget en betydelig opdatering af den geokemiske model i projektet, afsnit 2.2.3, der giver en mere korrekt beskrivelse af processen for nitratomsætningen i den reducerende zone, fremfor en momentan omsætning ved transport over redoxgrænsen over alt. Der har dog været behov for udvikling af et koncept for, hvordan dette kunne implementeres på national skala. Dette har også været nødvendigt for den opdaterede metode til håndtering af nitratomsætningen i kalkmagasiner, som er baseret på detailstudier og analyse af nationale data. I projektet er der således sideløbende sket en metodisk opdatering af modelstrukturen samt kalibrering af modellen. Modellen er derfor kalibreret manuelt, dvs. ved en manuel justering af modellens parametre. Derefter er alternative konceptualiseringer med efterfølgende kalibrering testes, og effekten af den nye konceptualisering er analyseret i forhold til modellens evne til at beskrive de observerede kvælstoftransporter.

Udvikling og kalibrering af modellen er foretaget for perioden 2000 – 2010, mens der er foretaget en test/validering af modellen for perioden 2011 – 2021. Der er således foretaget en split-sampling test i tid, men da der er etableret nye stationer i forbindelse med Fødevarer og Landbrugspakken (Miljø og Fødevarerministeriet, 2015), der først er aktive fra 2017, bliver testen også delvist en geografisk split-sampling test.

3.2.1 Kalibreringsparametre

Største delen af de indgående delmodeller har allerede undergået en selvstændig kalibrering forud for deres anvendelse i kvælstofmodellen, og indgår derfor ikke yderligere i kalibreringen. Nedenfor er beskrevet hvilke delmodeller/parametre der er kalibreret selvstændigt, samt hvilke der er inddraget i kalibrering af kvælstofmodellen.

Udvaskningen fra rodzonen beregnes med NLES5-modellen, der er udviklet og kalibreret som beskrevet i afsnit 2.1. Kvælstoftransporten ved målestationerne er et samlet resultat af den tilførte kvælstofmængde fra rodzonen og øvrige kilder, og den reduktion der sker undervejs. Den samlede kvælstofkilde og reduktionen er således afhængige. En øget nitratudvaskning fra rodzonen vil således kunne modsvares af en øget reduktion. På grund af denne afhængighed, samt det faktum at NLES5 er kalibreret selvstændigt, er det, ligesom i tidligere versioner af kvælstofmodellen, valgt ikke at medtage nitratudvaskningen som en kalibreringsparameter.

Nitrattransport via dræn og gennem grundvandszonen er baseret på beregnede grundvandsstrømningerne med DK-modellen (Stisen et al., 2019). Forud for DK-modellens anvendelse i kvælstofmodellen, er der foretaget en genkalibrering af modellen, med specifik fokus på forbedring af den geografiske beskrivelse af dræntransporten. Drænstrømning kan udgøre en væsentlig del af den samlede vandføring i vandløb, og observationer af vandløbsafstrømninger vil i disse tilfælde indeholde nogen information om dræningsmængderne. Denne information er dog ikke tilstrækkelig til vurdering af de geografiske variationer i dræning inden for et opland (Schneider et al., 2025). Til brug for projektet er der derfor udviklet et nationalt kort over drænfraktionen, der angiver drænstrømningen som andel af nedbøren. Med dette kort er der opnået en markant forbedring af grundlaget for at vurdere den beregnede

drænstrømning i DK-modellen, og drænfraktionskortet er benyttet til kalibrering af DK-modellen. Anvendelsen af drænfraktionen ved kalibrering af DK-modellen er uddybet i Bilag 3 i Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b), som ligeledes beskriver den samlede genkalibrering af DK-modellen til brug i NKMv2025. Ligesom NLES5-modellen, er DK-modellen kalibreret separat og dens parametre indgår således heller ikke i kalibreringen af Kvælstofmodellen.

Porøsiteten af jordlagene har betydning for transporthastighederne, men er ikke inkluderet i kalibrering af DK-modellen, da denne ikke kan bestemmes på baggrund af kalibrering til potentialer, vandføringer og drænstrømning. Ved udviklingen af den første version af kvælstofmodellen indgik porøsiteten som en kalibreringsfaktor, og de kalibrerede værdier fra denne model er overført og indgår dermed ikke i den nye kalibrering.

Overfladevandsmodellerne har alle undergået en omfattende opdatering eller nyudvikling, og er baseret på et opdateret datagrundlag (Thodsen (red.), 2025). Modellerne er empiriske/statistiske modeller, som udvikles og kalibreres direkte mod observerede data. Alle modellerne er således kalibreret til de tilgængelige data forud for deres implementering i kvælstofmodellen, og indgår ikke yderligere i modelkalibreringen.

Den opdaterede kvælstofmodel inkluderer en ny geokemisk model til beskrivelse af nitratomsætningen i grundvandet, afsnit 2.2.3. Omsætningen af nitrat forekommer i den anoxiske reducerende zone og vil være afhængig af denne zones udbredelse samt omsætningsraten for denne zone.

Overgangen mellem den iltede (indeholdende nitrat) og den reducerede zone (uden nitrat) sker over en meget begrænset vertikal afstand i lerlag. Det antages derfor, at denne overgang er uden udbredelse og der derfor ikke eksisterer en anoxisk reducerende zone i lerlag. En justering af tykkelsen af den anoxiske zone samt omsætningsraten i denne, har således kun effekt, hvor redoxgrænsen er beliggende i sandede magasiner. Effekten vil desuden variere afhængig af de lokale hydrostratigrafiske forhold, idet den anoxiske reducerende zone kun optræder i sandede magasiner, og tykkelsen derfor kan være begrænset opadtil af overliggende lerlag.

Tykkelsen af den anoxiske reducerende zone samt omsætningsraten er delvist korreleret, idet en større tykkelse generelt giver længere transportveje og dermed længere transporttider, hvilket vil resultere i en større omsætning, som vil kunne modvirkes af en lavere omsætningsrate. De to parametre er dog ikke perfekt korreleret. Reduceres tykkelsen af den reducerende zone, vil der være færre partikler, som transporteres i denne zone, og det er kun for disse, at en ændring i omsætningsraten vil have effekt.

Udbredelsen af den anoxiske reducerende zone, samt nitratomsætningsraten i denne kan ikke fastlægges nationalt på basis af observationer. Desuden har disse parametre ikke været bestemt på nationalt niveau tidligere, og begge parametre indgår derfor i kalibrering af kvælstofmodellen. For mægtigheden (tykkelsen) af den anoxiske reducerende zone kalibreres der på dennes maksimale mægtighed, mens den faktiske mægtighed vil være styret af de lokale hydrostratigrafiske forhold, som beskrevet ovenfor.

3.2.2 Kalibreringsmål

Modelkalibreringen er baseret på sammenligning af de observerede og beregnede kvælstoftransporter ved målestationerne. Til dette er kvælstofbalancefejlen (NBAL) anvendt, der er givet ved:

$$NBAL = \frac{Nobs - Nsim}{Nobs} \times 100\%$$

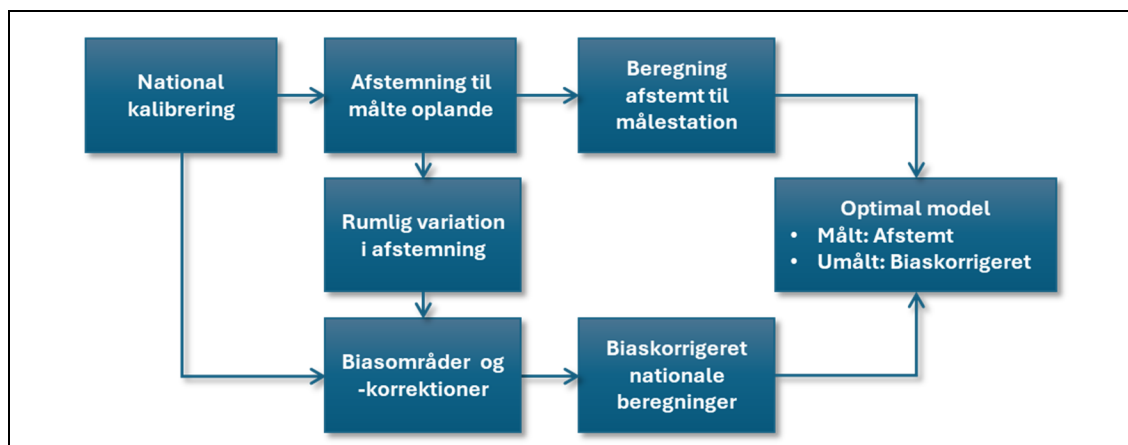
hvor *Nobs* er den observerede transport mens *Nsim* er den beregnede transport ved stationen. NBAL beregnet for perioden 2000 – 2010 er benyttet ved udvikling og kalibrering af modellen, mens perioden 2011 – 2021 er benyttet til den efterfølgende test af modellen.

Kvælstofmodellens evne til at beskrive den månedlige samt år til år variationer indgår ikke som et kvantitativt kalibreringsmål, men har været anvendt i modeludviklingen.

3.3 Stationsafstemning og biaskorrektion

Modelkalibreringen er gennemført på nationalt niveau, dvs. ved anvendelsen af nationale kalibreringsparametre. Denne fremgangsmetode gør det muligt at overføre disse parametre til de umålte oplande og gennemføre en beregning for disse, der er konsistent med beregningerne for de målte oplande. Den nationale kalibrering resulterer i en model, der for landet som helhed giver den bedste beskrivelse af den målte kvælstoftransport. Der vil imidlertid være regionale og lokale variationer i omsætningsforholdene, som ikke fanges af den nationale kalibrering, og der vil derfor være forskel på hvor godt kvælstoftransporten beskrives for de enkelte stationer.

I lighed med tidligere versioner af kvælstofmodellen er der derfor foretaget en afstemning mellem modelberegninger og målinger hvor dette er muligt. Det rumlige mønster for denne korrektion er efterfølgende analyseret for at identificere sammenhængende regioner med sammenlignelige korrektioner, der vil angive en systematisk afvigelse (bias) mellem observationer og modelberegningerne. I de tilfælde, hvor der er tale om en systematisk afvigelse mellem model og data i et område for de målte oplande, må det ligeledes forventes, at denne systematiske afvigelse vil være gældende for de umålte oplande. Biaskorrektionen har til formål at overføre viden om systematiske afvigelse i de målte oplande til de umålte oplande. Den samlede tilgang er illustreret i Figur 34, mens metoden er beskrevet i nedenstående afsnit.



Figur 34 Procedure for afstemning til målte oplande, beregning af biaskorrektion og sammensætning af den optimale model baseret på stationsafstemte beregninger i målte oplande og biaskorrigerede beregninger i umålte oplande.

3.3.1 Korrektion af vandføringer

Vandføringen i vandløbene beregnes med DK-modellen, som er kalibreret mod observerede vandføringer fra 305 vandføringsstationer (Stisen et al., 2019). Mens der indgår stationer med oplandsareal ned til ca. 10 km², er oplandsarealerne til observerede stationer generelt væsentlig større. I kvælstofmodellen anvendes vandføringerne på ID15 skala, hvor der er behov for dels at kende den samlede vandføring ud af ID15 oplandet, samt tilvæksten i vandføring inden for ID15 oplandet. Vandføringen benyttes bl.a. til beregning af kvælstofkoncentrationen, som er grundlæggende for flere af retentionsbeskrivelserne i overfladevandsmodellerne. Variation i vandføring, og dermed kvælstofkoncentrationer, vil således påvirke den beregnede retention i overfladevandsmiljøet.

For at opnå det bedste estimat for vandføringer på ID15 skala, er de beregnede vandføringer kombineret med maskinlæringsalgoritmen Long Short-Term Memory (LSTM). Metoden har vist sig at kunne forbedre den prædikterede vandføring ved observerede stationer i forhold til beregningerne direkte fra DK-modellen (Liu et al., 2024), herunder den tidlige variation i vandføringerne. I projektet er denne kombination af LSTM og DK-modellen anvendt på ID15 skala, dvs. der er foretaget en individuel korrektion for hvert ID15. Udviklingen af LSTM-modellen hviler på observerede vandføringsdata. Da det generelt er store oplande der indeholder observationsstationer, er datagrundlaget for LSTM meget begrænset for små oplande. LSTM-korrektionen for ID15 oplande med lille samlet opland (< 12 km² inklusiv evt. opstrøms ID15 oplande) er visuelt gennemgået, og ved stor afvigelse fra de oprindelige DK-model beregninger er resultater fra DK-modellen anvendt.

3.3.2 Afstemning af kvælstoftransporter

Afstemningen af kvælstoftransporter i målte oplande sikrer, at den samlede kvælstoftransport beregnet med modellen stemmer overens med den målte transport indenfor dennes observationsusikkerhed. Den grundlæggende antagelse ved afstemningen er, at en uoverensstemmelse mellem de beregnede og observerede kvælstoftransporter, skyldes en

afvigelse mellem den sande og den beregnede retention. I dette antages det således implicit, at input (kvælstofkilder) og output (observationer af kvælstoftransport i vandløb) er korrekte. Er dette ikke tilfældet, vil fejlen på input og/eller observationer resultere i en fejlagtig afstemning af retentionen. For at minimere risikoen for en fejlagtig afstemning af retentionen, er samtlige vandløbsmålestationer vurderet, og stationer anvendt i afstemningen er udvalgt på basis af kriterierne i Tabel 11. De opstillede kriterier har resulteret i, at der er frasorteret 116 stationer, mens der er anvendt 379 stationer til afstemningen.

Tabel 11 Kriterier for at medtage stationer i stationskorrektion

Kriterie	Forklaring
Sikkerhed af observation	Kvaliteten af vandkvalitetsdata samt vandføringsdata er vurderet. Stationer med usikre data, eller hvor vandføringen er sammensat af målinger fra flere stationer, som øger usikkerheden, er sorteret fra.
Mindst 4 års data	Retentionen er ikke konstant i tid. For at opnå et robust estimat af retention (beregnet eller observeret), der ikke er meget påvirket af enkelte år med afvigende vejrforhold, er der kun medtaget stationer med tidsserier på minimum 4 år.
Data fra år 2000 til 2021	Ved sammenligning mellem observerede og modelberegneede kvælstoftransporter blev der konstateret en generel, underestimering af de modelberegneede transporters frem til 2000. Dette vurderes at være relateret til en underestimering af nitratudvaskningen for perioden før 2000. Derfor er kun perioden fra 2000 og frem anvendt.
Punktkilde bidrag < 25 %	Hvor punktkildebidragene udgør en stor andel af de samlede kilder, vil en fejl på punktkilderne have stor betydning, og retentionen risikerer at blive afstemt på forkert basis.
Organisk N bidrag < 50 %	Andelen af organisk kvælstof bestemmes som difference mellem målt total N og NO _x + NH _x . Hvor organisk N udgør en stor andel af de samlede kilder, vil en fejl på denne have stor betydning, og retentionen vil blive afstemt på forkert basis.
Vandløbsstationer på samme vandløb men forskellig observationsperiode	Retentionen er ikke konstant i tid. Det mest robuste estimat opnås ved beregning over en lang periode, hvor betydningen af år-til-år variationer samt evt. forsinkelser mellem rodzone og vandløb udviskes. Afstemning til to stationer i kæde på samme vandløb, med store forskelle i observationsperioden, kan derfor resultere i en afstemning til forskellige forhold og en fejlagtig justering af retentionen. I sådanne tilfælde anvendes stationen med den længste observationsperiode.

Afstemningen sker ved en justering af den kvælstofmasse, der fjernes via retentionen, og der sker en ligelig relativ justering for grundvand og overfladevand. Desuden benyttes samme relative justering for alle arealer indenfor et observeret opland, og til afstemning anvendes den samlede transport for hele perioden med observationer ved en station, dvs. der anvendes samme justering for alle tidsskridt. Afstemningen foretages med en minimeringsalgoritme, hvor stopkriteriet er en maksimal afvigelse mellem den observerede og beregnede kvælstoftransport på 10 % beregnet med NBAL-funktionsudtrykket.

På arealerne uden for oplandene til målestationerne (umålte oplande), kan der i sagens natur ikke ske en afstemning. Her foretages derimod en biaskorrektion. Dette er sket ved at analysere den rumlige fordeling af korrektionsværdierne bestemt under afstemningen. For hele landet er der defineret 15 biasområder, som vist på Figur 37. Inden for hvert biasområde beregnes bias-korrektionsværdien som medianen af korrektionsværdierne for de målte oplande.

3.4 Resultat af kalibrering og biaskorrektion

3.4.1 Kalibrerede værdier

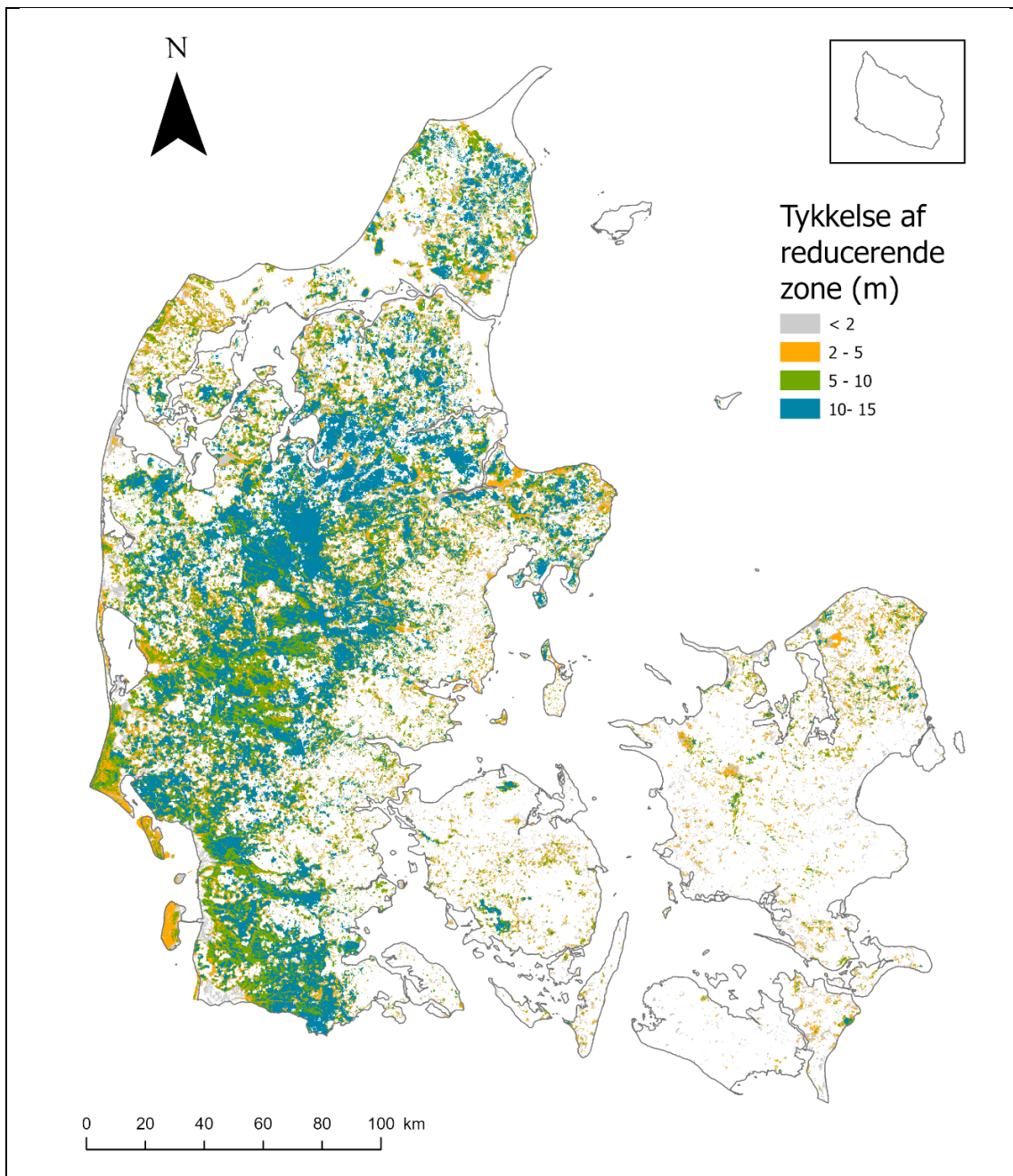
Som beskrevet under afsnit 3.2 er der foretaget en sideløbende udvikling og kalibrering af modellen, ved sammenligning med observerede transporter for perioden 2000 – 2010. Med anvendelse af den færdigudviklede model, er der foretaget en kalibrering af den maksimale tykkelse af den anoxiske reducerende zone, samt omsætningsraten af nitrat i denne zone.

Den faktiske tykkelse af den reducerende zone varierer afhængigt af de lokale hydrostratigrafiske forhold, og effekten af at justere tykkelsen af den reducerende zone, samt den tilhørende omsætningsrate, er således kompleks og varierer meget geografisk. I den samlede nationale kalibrering blev den maksimale tykkelse for den reducerende zone optimeret til 15 m, hvilket er i overensstemmelse med den maksimale observerede tykkelse på 16 m, afsnit 2.2.3. Den geografiske variation af den reducerende zone er vist i Figur 35. I de østlige dele af landet er redoxgrænsen placeret i lerlag, og udbredelsen af den reducerende zone i sand er begrænset. Mod vest, hvor de sandede aflejringer er mere dominerende, optræder den reducerende zone i størstedelen af området. Tykkelsen varierer dog væsentligt. Generelt findes den største tykkelse af den reducerende zone i områder, hvor redoxgrænsen er placeret i størst dybde under terræn (sammenlign med Figur 15).

Nitratomsætningsrate for den nitratreducerende zone blev kalibreret til 0,1 år, hvilket betyder, at nitraten vil være fuldstændigt fjernet i den reducerende zone efter 1,2 mdr. transport i denne zone. Hvis det antages, at den maksimale nitratkoncentration i grundvandet er 50 mg nitrat/L (den tilladte grænseværdi) svarer dette til ca. 11 mg N/L, og den maksimale kalibrerede nedbrydningsrate er således 110 mg N/L/år. Antages grundvandskoncentration kun at være det halve, bliver omsætningsraten ligeledes halveret.

Litteraturstudier viser meget store variationer i observerede nedbrydningsrater, selv over små afstande og under sammenlignelige forhold. For danske forhold fandt Kim et al. (2021a) således en variation i 0. orden nedbrydningsrater på mere end 4 størrelsesordner (0.1 – 2000 mg N/L/år), hvor der ikke blev fundet nogen statistisk signifikant korrelation mellem nedbrydningsraten og lithologien, geologisk enhed eller det redoxmiljø (iltet, reducerende eller reduceret) sedimentprøven var udtaget fra. Den kalibrerede nedbrydningsrate på 110 mg N/L/år ved antagelse om en koncentration på 50 mg nitrat/L, ligger således indenfor de observerede

værdier. Med den store naturlige variation i nedbrydningsrater, er det dog vanskeligt at anvende disse til en vurdering af hvor realistisk den kalibrerede nedbrydningsrate er.



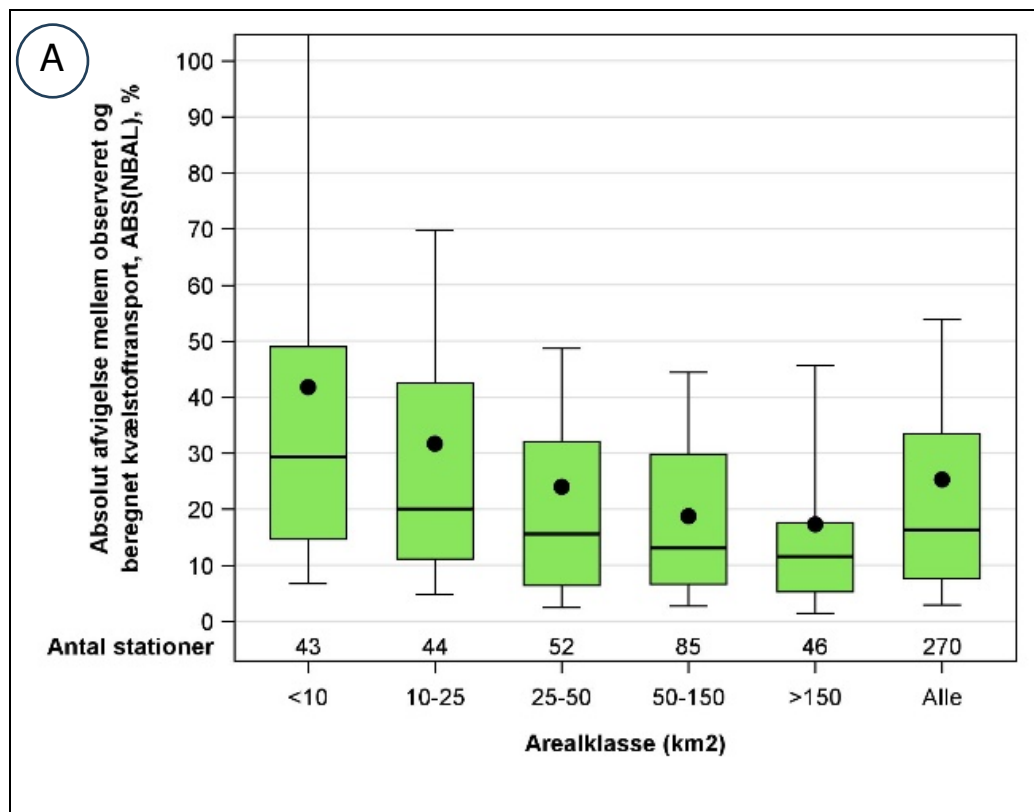
Figur 35 Resulterende tykkelse af den nitratreducerende zone efter kalibrering.

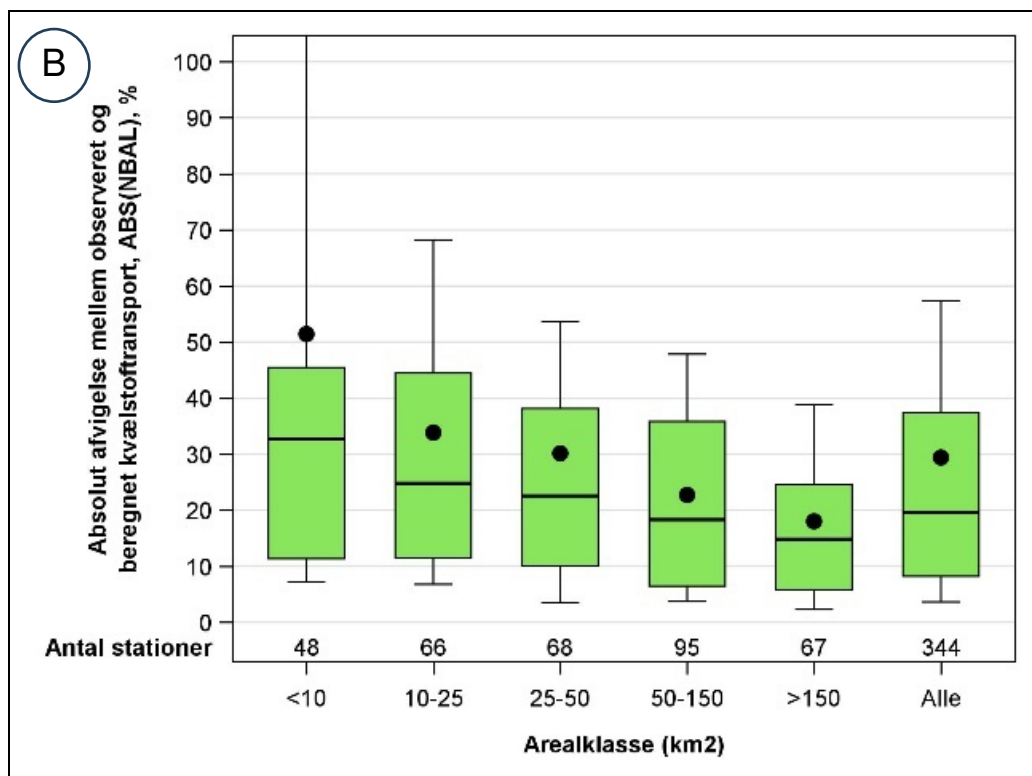
3.4.2 Beregnede kvælstoftransporter

Kvælstofmodellens evne til at reproducere de observerede kvælstoftransporter ved vandløbsmålestationerne udtrykt ved den absolutte værdi for NBAL er vist for arealklasser i Figur 36 og Tabel 12, mens den geografiske fordeling er vist på Figur 37. Som ved de tidligere versioner af kvælstofmodellen ses en faldende NBAL for stigende areal af målestationerne. Dette kan i nogen grad relateres til, at de mindste transport forekommer ved de små

stationer, og selv ved mindre absolutte afvigelser bliver den procentuelle modelafvigelse stor. For alle arealklasser ses, at middelværdien er forskellig fra medianen, hvilket betyder, at middelværdien er påvirket af relativt få meget afvigende stationer, hvilket også ses af de meget store maksimale afvigelser, der forekommer for arealklassen $< 10 \text{ km}^2$.

Resultaterne for perioden 2011 – 2021 viser en lidt dårligere performance end periode 2000 - 2010. Den dårligere performance vurderes i nogen grad at kunne relateres til homogenitetsbruddet i nedbørsmålingerne. Som beskrevet under afsnit 2.1, vil en fejl i det anvendte nedbørsinput direkte påvirke nitratudvaskningsberegningerne og dermed den beregnede kvælstoftransport ved målestationerne.

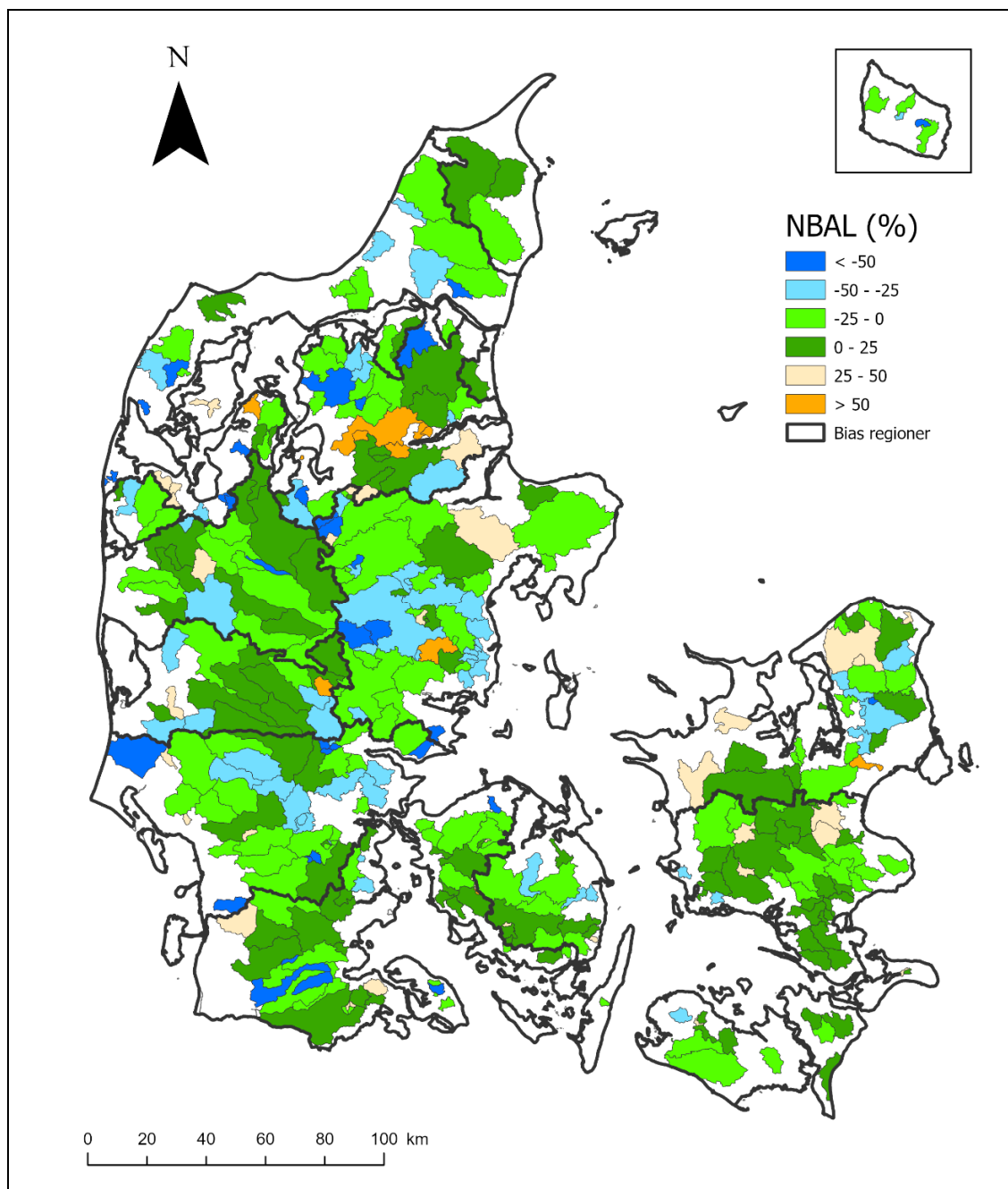




Figur 36 Box plot af NBAL for observerede og beregnede kvælstoftransporter for perioden 2000 – 2010 (A) og 2011 – 2021 (B). Vandrette streger (whiskers) angiver 10 – 90 % percentiler, øvre og nedre værdi for udfyldt søjle viser 25 og 75 % percentiler, mens punkt og vandret strek indenfor søjle er hhv. middel og medianværdi af NBAL for stationer inden for arealklassen.

Tabel 12 Absolut middel af NBAL (%) opgjort per arealklasse for perioderne 2000 – 2010 og 2011 – 2021.

Oplandsareal (km ²)	<10	10-25	25-50	50-150	>150	Alle
Middel ABS(NBAL) og (median ABS(NBAL))						
2000-2010	42 (29)	32 (20)	24 (16)	19 (13)	17 (12)	25 (16)
2011-2021	51 (33)	34 (25)	30 (23)	23 (18)	18 (15)	29 (20)
2000-2021	39 (26)	32 (21)	27 (17)	21 (15)	17 (13)	26 (17)
Standard afvigelse; NBAL						
2000-2011	39	30	30	16	19	28
2011-2021	65	31	38	19	18	36
2000-2021	39	31	35	18	18	29



Figur 37 Geografisk fordeling af NBAL. Ved positive NBAL er de beregnede kvælstoftransporter lavere end de observerede, mens negative værdier angiver det modsatte. Områder uden NBAL-værdier (ikke farvede områder) er umålte oplande. De anvendte biasområder er vist med tykt optrukne sorte streger.

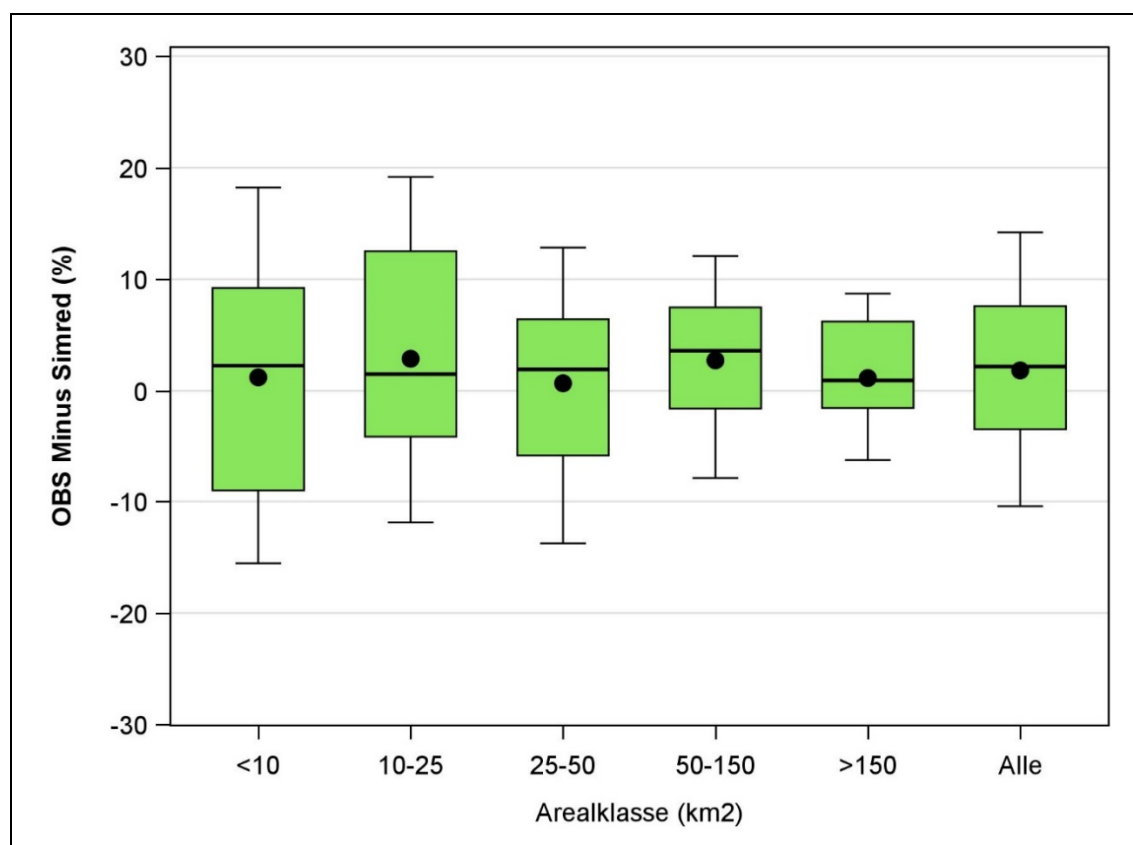
Modellens evne til at beregne transporter til de enkelte målestationer er vist i Bilag 8 (Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b), hvor de enkelte kilder og retentioner til hver station ligeledes er udspecificeret.

3.4.3 Beregnede stationsafstemninger

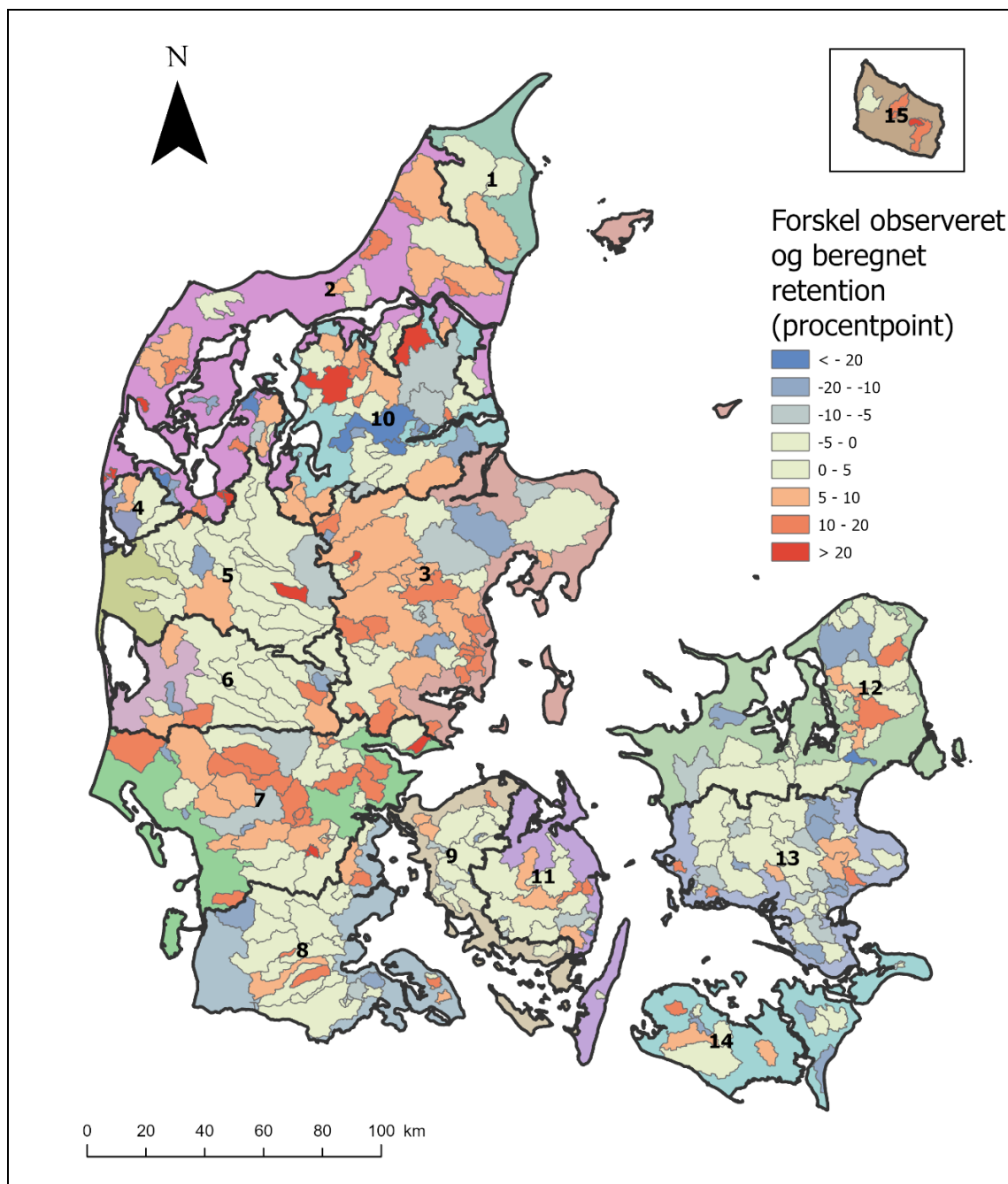
Ved afstemningen til målestationerne er det, som tidligere beskrevet, antaget at forskellen mellem de observerede og beregnede mængder skyldes en afvigelse mellem den sande og

den beregnede retention. Den beregnede massebalancefejl, NBAL, er korreleret til afvigelsen mellem den sande og den beregnede retention. Der er dog ikke en ligefrem korrelation, hvor en større NBAL generelt betyder større forskel mellem den sande og den estimerede retention. Er der eksempelvis et område, hvor den sande retention er 90 % frem til en målestation, vil en udvaskning på 100 kg N fra rodzonen resultere i en transport på 10 kg N ved målestationen. Er den beregnede retention for dette område 80 % vil transporten være 20 kg N. En forskel på 10 procentpoint i retentionsværdien giver således en NBAL $((10 - 20)/10) \cdot 100\%$ på -100 %. Er den sande retention derimod 10 % vil transporten ved målestationen være 90 kg N, mens en beregnet retention på 20 % vil give 80 kg N ved stationen. I dette tilfælde giver forskellen på 10 procentpoint i retentionen derfor en NBAL $((90 - 80)/90) \cdot 100$ på kun 11 %.

Forskellene mellem den observerede og beregnede retention er beregnet for alle de indgående stationer efter ovenstående metode. Den observerede retention er beregnet på basis af de samlede kilder i oplandet (nitratudvaskning samt kilder til overfladevandet) samt den observerede transport ved stationen, opgjort for hele den observerede periode ved stationen i perioden 2000-2021. Resultatet er vist i Figur 38, opgjort på arealklasser for målestationerne, mens den geografiske fordeling er vist på Figur 39. For størstedelen af stationerne er forskellen mellem den observerede og beregnede retention mindre end +/- 10 procentpoint.



Figur 38 Forskel mellem "observeret" (OBS) og beregnet (Simred) retention før stationsafstemning opgjort for arealklasser.



Figur 39 Geografisk fordeling af forskel mellem "observeret" og beregnet retention for stationsafstemning. De anvendte biasområder er vist med baggrundsfarver og tykt optrukken linje og tal der angiver nummerringen af biasområderne.

Standardafvigelsen på den "observerede" og beregnede retention for alle målestationer i landet er 11 procentpoint, hvilket giver et indblik i den generelle usikkerhed på den beregnede retention for den kalibrerede model på målestationsskala. Standardafvigelsen for de enkelte biasområder er desuden angivet i Tabel 13. Heraf ses, at standardafvigelsen for de fleste biasområder ligger under 10 procentpoint. Område 2 og 10 skiller sig dog ud ved at have væsentlig højere standard afvigelser. Område 2 er den største del af Nordjylland nord for Limfjorden, samt en mindre del syd for Limfjorden. For de fleste oplande i den nordlige og nordøstlige del af biasområde 2, som udgør det største areal af biasområde 2, ligger forskellen ligeledes på under 10 procentpoint og adskiller sig således ikke fra de øvrige dele af landet. I den sydvestlige del er der modsat oplande med væsentligt større forskelle, ligesom

der er oplande med forskel i begge retninger, hvilket resulterer i de store standardafvigelser for biasområde 2. Biasområde 10 dækker Himmerland. Ved introduktion af det nye koncept for sårbarhed af kalkmagasiner, er der opnået en forbedring for flere af oplandene i området, men som det fremgår, er der stadig oplande, der afviger væsentligt og i hver sin retning, hvilket resulterer i den høje standardafvigelse. større forskelle, ligesom der er oplande med forskel i begge retninger, hvilket resulterer i de store standardafvigelser for biasområde 2. Biasområde 10 dækker Himmerland. Ved introduktion af det nye koncept for sårbarhed af kalkmagasiner, er der opnået en forbedring for flere af oplandene i området, men som det fremgår er der stadig oplande, der afviger væsentligt og i hver sin retning, hvilket resulterer i den høje standardafvigelse.

Tabel 13 Standardafvigelse i procentpoint af forskellen mellem den "observerede" og beregnede retentionsværdi for målestationer.

Biasområde	Alle	1	2	3	4	5	6	7
standard afvigelse (procentpoint)	11	5	16	9	4	6	8	9
Antal	379	3	36	57	4	22	18	45
Biasområde	8	9	10	11	12	13	14	15
standard afvigelse (procentpoint)	7	9	18	9	8	7	9	6
Antal	32	19	32	20	31	41	14	5

Som skrevet indledningsvist, bygger denne usikkerhedsvurdering på, at kvælstofkilderne samt de observerede værdier antages af være sande (observationerne inden for et 10 % interval). Usikkerheder på kilder og observationer vil forplante sig på usikkerhederne på retentionsværdierne og kan samlet øge eller i nogen tilfælde reducere den estimerede usikkerhed.

4. Usikkerheder

Ordet usikkerhed benyttes i daglig tale ofte som en generel betegnelse for alt det, der afviger fra de faktiske forhold. Når usikkerhederne skal kvantificeres og efterfølgende anvendes, er det imidlertid vigtigt, at der er klarhed over, hvad en usikkerhedsanalyse dækker over.

Fejl og usikkerhed er to relaterede størrelser, der begge kan influere beregningen af retentionen. Med det omfattende datamateriale og beregning af retentionen i talrige reduktionsmiljøer, kan fejl i model eller data ikke udelukkes. Fejl betyder, at der noget, som er forkert, men at dette ikke er opdaget. Da der ikke er kendskab til, hvor en evt. fejl optræder, og hvad det betyder for resultatet, kan fejl ikke inddrages i en usikkerhedsanalyse. I det omfang eventuelle fejl identificeres, kan de derimod rettes i modellen for fremtidige versioner af retentionsskottet.

Manglende viden om forhold som påvirker retentionen kan ligeledes have betydning for sikkerheden på retentionsskottet. Kvælstofmodellen er udviklet på basis af data fra nationale databaser. Lokale forhold eller praksis, der ikke er indberettet til disse databaser, indgår således ikke i datagrundlaget. En anden type af manglende viden er relateret til en dårlig data-dækning. I nogle områder er viden om undergrundens opbygning alene baseret på boringer med stor indbyrdes afstand, som ikke kan informere om variationen på mindre skala, men er vigtige i beskrivelsen af de geologiske strukturer. I sagens natur kan manglende kendskab ikke inddrages i en usikkerhedsvurdering. Manglende viden og eventuelle fejl, vil derimod kunne afhjælpes gennem nye undersøgelser. Det er således muligt at opdatere kvælstofmodellen og inddrage lokal eller ny viden i fremtiden. Det kræver dog, at disse forhold er velbeskrevne og dokumenterede, og at det er viden om, hvordan disse forhold forventes at påvirker retentionen.

Beregning af kvælstofretentionen beror på et stort datagrundlag, der beskriver de forskellige fysiske og geokemiske forhold, som har betydning for kvælstofretentionen. For inputdata er der to forhold, der kan påvirke usikkerhederne, dels sikkerhederne på de faktiske målinger eller observationer, og dernæst deres geografiske og/eller tidslige opløsning. Nogle data kan bestemmes med høj præcision ved en måling, fx grundvandsspejlets placering under terræn, som kan bestemmes med få centimers sikkerhed ved en direkte observation/måling. Andre data vil være mere usikkert bestemt, fx oplandet til små søer, som ikke kan observeres, men må afgrænses på baggrund af topografiske forhold. Samtidigt er det kun få data, der kan siges at være målt overalt. Vha. remote sensing er de topografiske forhold i digitale højdemodeller opløst i en meget fin detalje, og i forhold til en anvendelse i en model med en grid-opløsning på 100 x 100 m, kan topografien i praksis anses som være målt overalt. De øvrige inputdata vil derimod primært bestå af begrænsede observationer, der er inter- og ekstrapoleret for at få en fuld udbredelse i sted og/eller tid. Deres sande geografiske opløsning vil generelt være grovere end de anvendte modelgrids.

For at kunne beskrive transport og omsætning af kvælstof, er der ikke alene behov for data, der beskriver de rumlige strukturer og variationer. Det er ligeledes nødvendigt med kendskab til de hydrogeokemiske forhold, dvs. de geologiske enheders egenskaber mht. at transportere vand og nitrat, samt hvor stor omsætningen er i fx grundvand, søer, vådområder og

lignende. Fælles for denne type viden er, at den generelt kun kan bestemmes på punktskala, og pga. den naturlige variation, vil værdier fra punktmålinger sjældent kunne overføres direkte til større arealer.

Da det ikke er muligt at kortlægge alle forhold til mindste detalje, vil modeller altid være en forsimpning af det fysiske system. Som konsekvens heraf, vil modelresultaterne altid være behæftet med en usikkerhed. Mens indsamling af nye og mere detaljerede data potentielt kan reducere usikkerheden på data, vil det i praksis aldrig være muligt at opnå en fuldstændig geografisk og tidslige dækning, og modelresultater vil derfor altid være behæftet med en usikkerhed (Walker et al., 2003).

I nogle områder er den naturlige variation (heterogenitet) lille, og der kan samtidigt være en god datadækning. For sådanne områder vil der generelt kunne opnås en god forståelse af det fysiske system, og usikkerheden vil være lille. Da der desuden er et stort datamateriale, vil det også være muligt at give en god beskrivelse af usikkerhederne/variabiliteten. Modsat vil der være områder med stor kompleksitet, hvor det på basis af de tilgængelige data ikke er muligt at opnå en sikker forståelse af systemet. Med et begrænset datagrundlag vil det desuden være udfordrende at kunne kvantificere usikkerheden, dvs. vurdere karakter og størrelse af usikkerheden.

4.1 Usikkerhedsanalyse

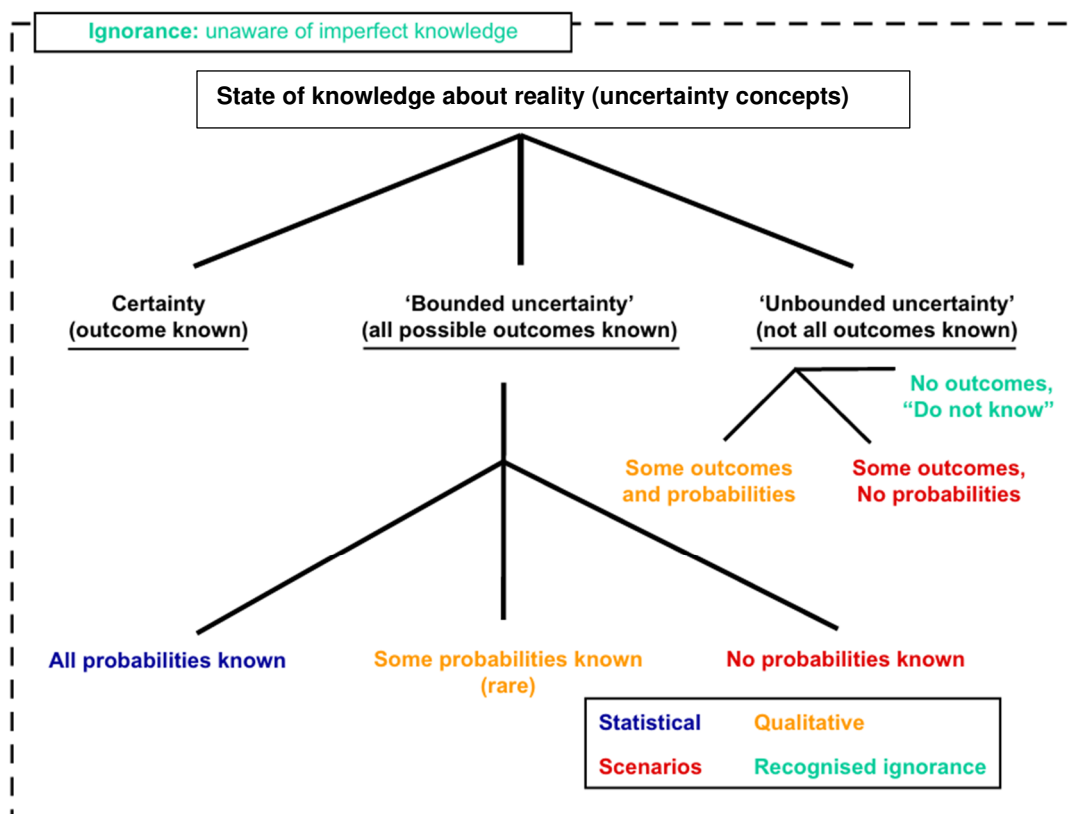
Et mål for usikkerheden kan opnås ved sammenligning mellem de observerede og beregnede kvælstoftransporter. Dette er gennemført i afsnit 3.4 ovenfor ved beregning af NBAL, der er benyttet som mål for kalibrering af kvælstofmodellen. NBAL-værdierne er desuden anvendt til at vurdere usikkerhederne på de beregnede retentionsværdier for den kalibrerede model, der, udtrykt ved en standardafvigelse, blev fundet at ligge på 11 procentpoint. Denne usikkerhed er relateret til den skala, hvorpå der eksisterer observationer, som generelt er meget større (Tabel 10) end den skala hvorpå retentionen ønskes beregnet. Der er derfor behov for at supplere usikkerhedsanalysen med en tilgang, der kan anvendes til at beskrive usikkerheden på mindre skala. Tilgangen til denne supplerende analyse beskrives i nærværende og nedenstående afsnit. Først gives en kort teoretisk begrundelse for valget af analysemetode, hvorefter de usikkerhedskilder, der er medtaget i analysen, er beskrevet, efterfulgt af en kort beskrivelse af selve analysen.

Der kan anvendes forskellige tilgange til en usikkerhedsanalyse, afhængigt af kendskabet til usikkerhederne. I litteraturen er der opstillet forskellige taksonomier for beskrivelsen af usikkerheder, som er opbygget efter lidt forskellige filosofier, men som har til hensigt at ramme-sætte en beskrivelse af hvad vi ved om usikkerhederne og hvordan vi på baggrund heraf kan adressere usikkerhederne.

I Figur 40 er der gengivet en taksonomi for usikkerheder inspireret af Brown et al. (2004). Overordnet er usikkerhederne delt op i to kategorier "afgrænset" (Bounded) og "ikke-afgrænset" (Unbounded) usikkerhed (Refsgaard et al., 2007). Ved afgrænset forstås, at alle udfald er kendte, dvs. vi har kendskab til, hvor meget en værdi kan variere. Modsat er det fulde udfaldsrum ikke kendt i tilfælde af en "ikke-afgrænset" usikkerhed. Foruden kendskab til det

samlede udfaldsrum, vil der være forskellig viden om sandsynligheden for, at en variabel har en given værdi. Som det ene yderpunkt har vi fuldt kendskab til sandsynlighederne, mens vi ved det andet yderpunkt ikke har noget kendskab til, hvor sandsynlig en given værdi er.

Som eksempel kan gives begravede geologiske dale (dale der er blevet begravet ved isfremstød og tilbagetrækninger), som potentielt kan have stor betydning for grundvandstransporten og de geokemiske forhold. Gennem de sidste årtier er der gennemført et stort arbejde med kortlægning af begravede dale i Danmark (Sandersen og Jørgensen, 2017). Det har givet en omfattende viden om forløbet af disse begravede dale, og samtidigt en erkendelse af, at der eksisterer begravede dale rigtigt mange steder. I områder uden kortlægning har vi ikke viden om hvorvidt der eksisterer begravede dale eller ej, og i tilfælde af at de eksisterer, vil vi ikke kende deres geografiske placering og forløb, samt om de er fyldt med ler eller sand. En sådan type usikkerhed er således ikke-afgrænset og sandsynligheden for at den optræder, er heller ikke kendt. Tilsvarende ved vi, at der er usikkerhed ved afgrænsning af oplandene for vådområder og små søer, men vi kan ikke give en komplet beskrivelse af alternative potentielle oplande, eller kvantificere hvor sandsynlige hver af disse oplande er.



Figur 40 Taksonomi for usikkerheder fra Refsgaard et al. (2007).

Når en usikkerhed er ikke-afgrænset, er der et ubegrænset antal potentielle muligheder. Man kan fx forestille sig et utal af udformninger af en begravet dal. At inddrage alle tænkelige udfald af en ikke-afgrænset usikkerhed vil være umuligt, da der altid vil være endnu et muligt udfald. Det vil også være meningsløst, hvis vi ikke samtidigt kan vurdere en sandsynlighed for, at det optræder. Vi kan forestille os en dalstruktur med afgørende betydning for

retentionen, men hvis der ingen sandsynlighed er, for at denne struktur optræder, er det uden værdi at vurdere betydningen heraf.

Er det samlede udfaldsrum kendt, men sandsynlighederne er ukendte eller kun delvist kendte, vil det være muligt at udføre "hvad nu hvis" scenarier. Her kan der opstilles en hypotese. Ved at indbygge denne hypotese i modellen efterfulgt af en beregning, vil det være muligt at vurdere betydningen af denne usikkerhed. Da sandsynligheden ikke er kendt, er det kun muligt at udtale sig om hvordan resultatet vil påvirkes af usikkerheden, men ikke hvor stor sandsynligheden er, for at det forholder sig sådan.

I tilfælde hvor usikkerheden er både afgrænset og det fulde udfaldsrum er kendt kan usikkerhederne karakteriseres statistisk, dvs. med et udfaldsrum og en sandsynlighedsfordeling. Ved anvendelse af modellen er det efterfølgende muligt også at kvantificere betydningen af usikkerheden statistisk, altså beregne en middelværdi samt en forventet usikkerhed på denne. Ved retentionskortlægningen er der netop behov for en beregning af den mest sandsynlige værdi, samt den forventede variation omkring denne værdi, dvs. der er behov for at kunne gennemføre en statistisk usikkerhedsanalyse.

Som beskrevet ovenfor, vil gennemførelsen af en usikkerhedsanalyse være betinget af kendskabet til usikkerhederne og dermed i hvilken udstrækning usikkerhederne kan karakteriseres statistisk. Der vil være forhold i modellen, som er erkendt usikre, men som ikke kan indrages i den samlede usikkerhedsanalyse, dette gælder eksemplet for afgrænsning af oplande til vådområder og små søer, ligesom fx usikkerheden relateret til hvorvidt en lille sø har afløb, og derved er medtaget i beregningerne, eller ej. Der kunne også være eksempler på, at der ikke er præcis information om tidspunkter for ændringer i arealanvendelse fx overgang fra landbrugsdrift til et byareal eller til en sø, så udvaskningen ændres senere end det reelt er forekommet. Endeligt vil der være ukendte forhold, der i sagens natur ikke er inddraget i analysen.

4.2 Usikkerhedskilder

Til beregning af retentionen indgår en række inputdata samt parametre, der hver især vil være behæftet med en usikkerhed. Usikkerheden på de forskellige input vil variere, så usikkerheden for nogle værdier er stor, mens den er lille for andre. Vigtigere er det, at der er forskel på, hvor stor betydning usikkerhederne vil have på den beregnede retention. Startpunktet for en usikkerhedsvurdering er derfor at identificere de usikkerheder, der har den største effekt på resultatet, i dette tilfælde på retentionen. Betydningen af usikkerhedskilderne kan estimeres ved en følsomhedsanalyse med modellen. I denne analyse justeres modellens parametre inden for deres usikkerhedsinterval efterfulgt af en modelberegning, og betydningen af denne justering analyseres på basis af forskellene i modelresultaterne. Ofte vil der allerede være en erfaring mht. hvilke usikkerheder, der har den største betydning, og det vil derfor ikke være nødvendigt at inkludere alle usikre input i en følsomhedsanalyse.

Usikkerhedskilderne medtaget i usikkerhedsanalysen er udvalgt på basis af en kombination af følsomhedsanalyser og tidligere erfaringer. De vurderede kilder samt hvorvidt de er

medtaget efterfølgende i usikkerhedsvurderingen, fremgår af Tabel 14, og er uddybet i nedenstående afsnit.

Tabel 14 Oversigt over vurderede usikkerhedskilder og angivelse af, om de er medtaget i usikkerhedsanalysen.

Usikkerhedskilde	Betydning for retention	Medtaget i usikkerhedsanalyse
Nitratudvaskning fra rodzonen	Har betydning for størrelsen af den beregnede retention, gennem afstemning til måledata, men har ikke for den geografiske fordeling.	Er ikke medtaget, da selvstændige analyser af usikkerheden på NLES5 (Børgesen et al. 2020) viste, at denne er rumligt uafhængig og betydningen vurderes lille for målestationsskala.
Hydrostratigrafiske opbygning af undergrunden	Er direkte betydende for til transportveje i grundvandet.	Er medtaget.
De hydrogeologiske parametre	Betydning for hvordan vand og nitrat transporteres og spredes i grundvand.	Er medtaget.
Dræntransport	Kombinationen af den hydrostratigrafiske opbygning og de hydrogeologiske parameter er styrende for transport i undergrunden, herunder transport til dræn. Usikkerhed på dræntransporten indgår således indirekte via usikkerhedsanalysen på de to første.	Indgår implicit gennem analyse af usikkerhed på hydrostratigrafi og hydrogeologiske parametre, som er de mest bestemmende forhold for dræntransporten.
Geokemisk model	Er styrende for grundvandsretentionen.	Er medtaget implicit via dens strukturelle link til den hydrostratigrafiske struktur (afsnit 2.2.3). Usikkerhed på den konceptuelle geokemiske model indgår ikke.
Overfladevand	Styrende for overfladevandsretentionen. Overfladevandsretentionen er generelt væsentlig mindre end grundvandsretentionen og har derfor mindre betydning for den totale retention som usikkerhederne opgøres for.	Usikkerheder på retention i store søer er medtaget, da halvdelen af overfladevandsretentionen er relateret til de store søer. Da disse ikke er jævnt fordelt i landet kan de have stor lokal til regional betydning.

4.2.1 Nitrat udvaskning

Nitratudvaskningen fra rodzonen bestemt med NLES5 er central i kvælstofmodellen, da den primære kvælstofkilde er nitratudvaskningen fra dyrkede arealer. Retentionen i grundvandet, hvor størstedelen af retentionen forekommer, er ikke påvirket af den aktuelle udvaskning, idet retentionen beregnes på baggrund af partikeltransporten og hvorvidt partiklerne transporteres i de forskellige redoxmiljøer (oxideret, reducerende eller reduceret) og hvor lang opholdstiden er i den reducerende zone. Omsætningen er ikke afhængig af den aktuelle koncentration, og dermed heller ikke størrelsen af nitratudvaskningen. I overfladevandet er der derimod flere af retentionsmiljøerne, der er relateret til koncentrationen og dermed potentielt påvirkes af usikkerhederne på nitratudvaskningen.

Usikkerhederne i NLES5-udvaskningen er tidligere estimeret (Børgesen et al. 2020), hvor det blev fundet at usikkerheden på lille skala (omkring markskala) er ca. 30 % udtrykt ved variationskoefficienten (usikkerheden relativt til beregnede værdi), men at denne usikkerhed reduceres for øget areal. Desuden blev der i (Børgesen et al., 2020) ikke identificeret en bias i usikkerhederne, dvs. en systematisk usikkerhed for bestemte jordtyper/regioner/afgrødepraksis eller lignende. Usikkerheden i NLES5 kan således karakteriseres som tilfældig, dvs. uden en rumlig eller tidslig struktur. Ved denne type af usikkerheder vil deres betydning på den lille skala gradvist udligne hinanden, når værdierne aggregeres over stigende areal (Hansen et al., 2014).

I projektet er der lavet en følsomhedsanalyse til at kvantificere, hvor meget usikkerheden på nitratudvaskningen vil påvirke overfladevandsretentionen. Analysen er gennemført ved at generere 25 udvaskningsdatasæt, hvor værdien for hvert grid varierer svarende til en variationskoefficient på +/- 30 %. Alle datasæt er anvendt i kvælstofmodellen, og forskelle i den resulterende transport for hvert nitrat inputdatasæt er analyseret. Analysen bekræftede, at effekten af den tilfældige usikkerhed på NLES5-udvaskningen aftager hurtigt for stigende oplandsareal. Ved oplande på 5 km² er variationskoefficienten ca. 5 % og falder til ca. 2 % ved et oplandsareal på ca. 10 km².

De små søer og vådområder har ofte oplandsarealer på under 5 km². For netop at reducere usikkerhederne på beregningerne for de små oplande, anvendes der for disse miljøer en arealspecifik belastning for det ID15 opland, hvori søen eller vådområdet er beliggende, se afsnit 2.3. Den mindste skala hvorpå usikkerheden på NLES5-udvaskningen vil påvirke den samlede beregning af retentionen er således ID15 skala, dvs. i middel omkring de 15 km². Da følsomhedsanalysen viste, at usikkerhederne på den beregnede kvælstoftransport, der er relateret til usikkerhederne på NLES5-udvaskningen, aftager hurtigt med en variationskoefficient på ca. 2 % ved 10 km², er usikkerhederne på nitratudvaskningen fra NLES5 ikke inddraget yderligere i den samlede usikkerhedsanalyse.

4.2.2 Hydrostratigrafiske model

Strukturen i undergrunden er afgørende for vand- og stoftransporten i grundvandet, og usikkerheden på den hydrostratigrafiske model er medtaget i usikkerhedsanalysen. I DK-modellen, og dermed også i kvælstofmodellen, benyttes den Fælles Offentlige Hydrostratigrafiske Model (FOHM) (Miljøstyrelsen) til at beskrive afgrænsninger af de forskellige aflejringer i

undergrunden, Modellen har undergået en mindre opdatering forud for anvendelsen i NKMv2025, som beskrevet i Mortensen et al. (2025).

FOHM er opbygget som en lagmodel, hvor bunden af hver hydrostratigrafisk enhed er tolket. Afgrænsningen af disse lag sker på basis af tolkningspunkter, som efterfølgende interpoleres til lagflader. Tolkingspunkter sættes typisk ved observationer af overgange mellem ler og sand registreret i borer eller på baggrund af tolkning af geofysiske data, der kan informere om sammenhænge i undergrunden. Der er forskellige usikkerheder på de forskellige datatyper. En observation i en boring er således generelt mere sikker end tolkning på basis af geofysik, som er en indirekte målemetode. Indenfor de forskellige datatyper vil der ligeledes være forskel på usikkerheden, afhængigt af metodernes opløsningsevne.

Til at beskrive usikkerheden på den hydrostratigrafiske opbygning er der i projektet bygget videre på en metode, der blev udviklet af Madsen et al., (2022). Den grundlæggende tilgang er, at usikkerheden estimeres for hvert tolkningspunkt, hvorefter der laves alternative lagflader indenfor usikkerhederne på tolkningspunkterne. Resultatet er en række plausible alternative hydrostratigrafiske modeller, der alle passer indenfor usikkerheden af observationerne.

Kortlægningsmodellerne, som ligger til grund for FOHM, er opstillet over en lang årrække af mange forskellige aktører. Det var således ikke muligt at bruge de originale tolkningspunkter og de dertilhørende usikkerhedsestimater. Der er derfor udarbejdet en metode til at udtrække punkter fra fladerne (Madsen et al., 2024), hvorefter disse punkter er tilskrevet usikkerheder. Tilskrivningen af usikkerheder er foregået ved hjælp af en ny metode, der sikrer en ensartet national tilgang. Metoden er baseret på afstanden mellem de udtrukne punkter og usikkerheden af de data, der var til stede på modelleringstidspunktet. Viden om alder og beliggenhed af data er indhentet via de nationale databaser for borer (Jupiter) og geofysik (GERDA). For at kunne simulere lagfladerne er der udarbejdet en metode til at inddele i ensartede geologiske domæner, hvilket er publiceret af Falk og Madsen, (2023). Madsen et al., (n.d.) beskriver det overordnede workflow i simulering af laggrænser for at opnå rækken af alternative hydrostratigrafiske modeller, mens arbejdet er gennemgået i detaljer i Madsen et al., (2025).

4.2.3 Hydrogeologiske parametre

De hydrauliske egenskaber af de geologiske enheder beskriver hvordan vand og stof transporteres og spredes i grundvandet. I projektet er usikkerhederne på de hydrauliske ledningsevner, som beskriver hvor let vand og stof kan strømme gennem de forskellige jordlag, medtaget.

Der er foretaget mange felt- og laboratoriestudier til bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne på såvel nationalt som internationalt plan. Ud fra disse studier er der derfor en god viden om typiske værdier for ledningsevnen i forskellige jordarter, samt hvor stor spredning der kan være på disse værdier. Det vil således være muligt at anvende eksisterende litteraturværdier til at estimere en statistisk usikkerhed på den hydrauliske ledningsevne. Data i litteraturen er imidlertid indhentet for meget varierende forhold, hvilket giver et meget

stort spænd i intervallet for, hvor meget ledningsevnen kan variere, en variation der ikke nødvendigvis er dækkende for de danske forhold.

Til at bestemme usikkerhederne på de hydrauliske ledningsevner, er der anvendt en tilgang, der udnytter viden opnået under kalibrering af DK-modellen. Under kalibreringen testes et stort antal kombinationer af værdier for de hydrauliske parametre, og for hver kombination beregnes der en modelperformance, dvs. hvor god overensstemmelsen er mellem den observerede og beregnede grundvandsstand, drænfraktion og vandføringer. Efter endt kalibrering er der således mange modeller, med forskellige parameterkombinationer, der hver især har forskellig performance. Generelt vil der ikke være én af disse modeller, der er meget bedre end de øvrige. Der vil typisk være et trade-off, så nogle modeller fx er bedre til at simulere vandføring, mens andre giver en bedre beskrivelse af grundvandsstanden, se også Bilag 3 (Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b).

Ud af de mange modelberegninger fra kalibreringen er modeller med en acceptabel performance identificeret, og intervallerne for de hydrauliske ledningsevner er registreret. Herved er der opnået en statistisk beskrivelse for de enkelte ledningsevner, dvs. hvilket interval værdierne kan ligge inden for, og hvordan fordelingen inden for dette interval ser ud for plausible parametersæt. Ligeledes er en eventuel korrelation (kovarians) mellem parametrene beregnet.

4.2.4 Drænstrømning

Kombinationen af den hydrostratigrafiske opbygning af undergrunden samt de hydrauliske egenskaber er styrende for grundvandstransporten, herunder andelen af vand og stof, der transporteres via dræn. Dræntransporten vil således ændres, hvis den hydrostratigrafiske model og/eller de hydrauliske egenskaber ændres. I usikkerhedsanalysen belyses netop effekten af den hydrostratigrafiske opbygning og de hydrauliske parametre og dræntransporten indgår derfor ikke selvstændigt i usikkerhedsanalysen.

4.2.5 Geokemiske model

Omsætningen af nitrat i grundvandet er relateret til de forskellige retentionszoner (oxideret, reducerende, og reduceret). Retentionen i grundvand er således afhængig af kombinationen af transportveje (opholdstiden) og redoxforhold samt nitratomsætningsraten. Som beskrevet i afsnit 2.2.3 er der opstillet en konceptuel forståelse af, hvordan de geokemiske forhold i undergrunden er linket til de hydrogeologiske forhold, dvs. opbygningen af sand og ler samt grundvandsstand og grundvandsdannelse. Ved en ændring af de hydrostratigrafiske forhold (afsnit 4.2.2), vil den geokemiske model således samtidigt ændres.

Der vil være usikkerhed på den konceptuelle geokemiske model og koblingen til hydrostratigrafien, hvilket vil resultere i en yderligere usikkerhed. På basis af data og eksisterende viden, har det imidlertid ikke været muligt at opstille alternative konceptuelle modeller, der

kunne medtages i usikkerhedsanalysen. Usikkerheden på den geokemiske model er således alene medtaget via dens link til den hydrostratigrafiske model.

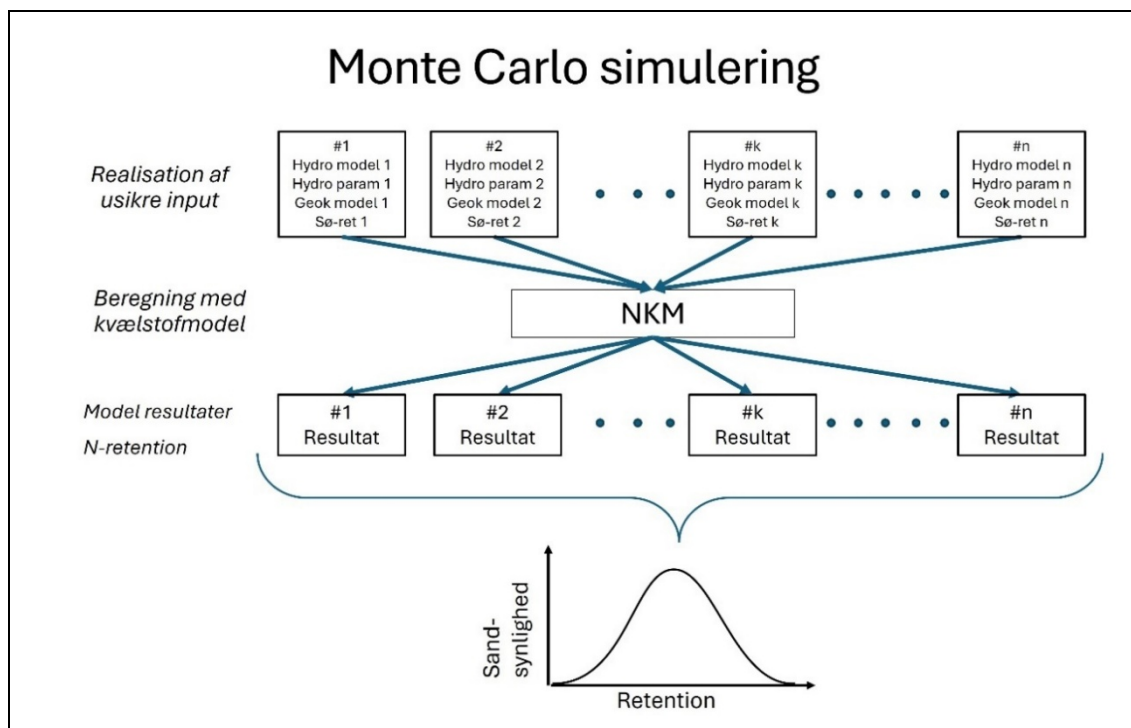
4.2.6 Retention i overfladevand

Der eksisterer flere usikkerhedskilder, som vil påvirke beregningerne af retentionen i overfladevandet, afsnit 2.2.5. Den samlede mængde kvælstof, der omsættes i overfladevandet, er på landsplan næsten 10 gange mindre end mængden, der omsættes i grundvand, afsnit 5.1. Samtidigt sker halvdelen af omsætningen i overfladevandet i store søer. De store søer er ikke jævnt fordelt i landet, og de største regionale forskelle i overfladevandsretentionen er derfor relateret til omsætningen i store søer. Usikkerheden på retentionen i de store søer er, ud fra en ekspertvurdering, antaget at være omkring $\pm 20\%$ og er medtaget i usikkerhedsanalysen.

4.2.7 Stokastiske beregninger

Der er benyttet den stokastiske tilgang "Monte Carlo simulering", til vurdering af hvordan usikkerhederne på inputdata og modelstruktur forplanter sig til usikkerhederne på retentionen. Metoden er en statistisk tilgang, hvor usikkerhederne på usikkerhedskilderne karakteriseres statistisk, dvs. hvor meget og hvordan de varierer (deres udfaldsrum). For hver usikkerhedskilde trækkes derefter en værdi inden for udfaldsrummet, som kombineres med værdier trukket for de øvrige usikkerhedskilder. En sådan kombination benævnes en realisation. Monte Carlo simuleringer kan således betragtes som en udvidet følsomhedsanalyse, hvor alle forhold, der indgår i usikkerhedsvurderingen, varieres samtidigt. I analysen opstilles et stort antal modeller (realisationer), der alle er forskellige, men hvor alle usikkerhedskilder ligger inden for deres udfaldsrum. Der opnås derved et stort antal modelberegninger, som teoretisk set er lige sandsynlige. Det er nu muligt dels at beregne den mest sandsynlige værdi (middelværdien), samt hvad usikkerheden er på denne middelværdi, på basis af variationerne mellem modelresultaterne. Metoden er illustreret i Figur 41.

Første del af analysen er en stokastisk beregning af strømningsvejene beregnet med DK-modellen. Til dette er der opstillet 100 alternative hydrostratigrafiske modeller for hele landet. Ligeledes er der etableret 100 forskellige parametersæt for de hydrauliske ledningsevner, baseret på den statistiske karakterisering af parameterværdierne, afsnit 4.2.3. Herefter er de hydrostratigrafiske modeller og parameterværdierne kombineret tilfældigt. Kombinationen er sket "med tilbagelægning", hvilket betyder, at for hver kombination kan alle hydrostratigrafiske modeller og parametersæt vælges. Én hydrostratigrafisk model kan således godt optræde med forskellige parametersæt, og vice versa, denne metode er tidligere anvendt i bl.a. Trolborg et al. (2021).



Figur 41 Princip for afvikling af en Monte Carlo simulering.

Ved tilfældig kombination af hydrostratigrafi og parameterverdier, vil der forekomme kombinationer, der ikke er realistiske, som vil resultere i ikke realistiske modeller og moderesultater, der i litteraturen benævnes "non-behavioral" modeller (Beven and Binley, 1992). Som ved den oprindelige udvælgelse af parameterverdierne er modelperformance beregnet for alle modellerne og kun modeller, der overholder kriterierne i afsnit 4.2.3, er beholdt. Den stokastiske strømningssimulering blev stoppet, da 100 strømningssmodeller opfyldte performancekravet.

For hver af de 100 strømningssmodeller er der beregnet en unik geokemiske model, baseret på den hydrostratigrafiske opbygning og resultater fra strømningssmodellen. Efterfølgende er der gennemført en partikelbanesimulering for hver model. I kvælstofmodellen er de 100 partikelbanesimuleringer kombineret med den tilfældige usikkerhed på de store søer på +/- 20 % af den reducerede masse. Ved beregning af retentionen er alle 100 stokastiske kvælstofmodeller afstemt til observationer, som beskrevet i afsnit 3.3.

I lighed med den stokastiske beregning af grundvandsstrømningerne, er der nogle af de alternative kvælstofmodeller, som afviger markant fra de øvrige. Dette har ledt til frasortering af 10 modeller. Resultatet af den stokastiske beregning er således 90 beregninger af retentionen for hvert modelgrid. Herefter kan der beregnes statistisk for retentionen over de 90 beregninger for hvert grid såsom middelværdi, usikkerhed på middelværdien, samt spredning mellem de 90 beregninger. Disse værdier er anvendt til etablering af retentionskortene, som beskrevet i næste kapitel.

5. Kvælstoftransport og -retentionskort

5.1 Transport og omsætning

5.1.1 Samlede opgørelser

Kvælstoftransporten på national skala er opgjort i Tabel 15 på basis af perioden 2000 – 2021, som er perioden anvendt til beregning af retentionskortene. I beregningerne er medtaget alle kendte kvælstofvirkemidler, som var etableret i 2022. Det bemærkes, at tallene er beregnet ved aktuelt klima de enkelte år, og derfor ikke umiddelbart lader sig sammenligne med opgørelser beregnet ved normaliseret, gennemsnitligt klima.

For perioden 2000-2021 er den samlede middelårslige udvaskning fra rodzonen beregnet til 153.000 ton N, hvoraf der fjernes 98.000 ton i grundvandet, svarende til en retention på 64 %. De resterende 54.000 ton transporteres til overfladevandet. Her tilføjes yderligere 14.600 ton N pr år fra punktkilder, atmosfæriskdeposition og tilførsel af organisk bundet kvælstof, mens der fjernes godt 10.700 ton N, hvilket giver en retention på 16 %. Omsætningen i overfladevandet er lidt mindre end beregningerne fra 2020, hvilket primært skyldes et skift i modellen for vandløbsretentionen, som i NKMv2025 er baseret på nye målinger i danske vandløb foretaget under projektet, afsnit 2.3.1 (Audet et al, 2025a). Den nye vandløbsretentionsmodel beregner en mindre men sandsynligvis mere realistisk kvælstoffjernelse end modellen benyttet i NKMv2020 (Højberg et al. 2021a). Forskellen mellem de samlede kilder (153.000 + 14.600 ton) og transporten til kystvandene på 58.200 ton, giver en samlet national retention beregnet på basis af transporterne på ca. 65 %.

Tabel 15 Kvælstoftransport og -retentioner (vægtet efter kvælstofmængde) beregnet med kvælstofmodellen for perioden 2000 - 2021

Gennemsnit for 2000 - 2021		1000 ton
Udvaskning		153
Grundvands retention		98
Grundvand til overfladevand		54
Øvrige tilførsel til overfladevand		
Organisk N		10,2
Atmosfære		0,7
Punktkilder (inkl. Spredt bebyggelse)		3,7
Samlet tilførsel til overfladevand		68,6
Retention i overfladevand		
Små søer	0,5	
Store søer	5,1	
Restaurerede vådområder	1,7	
Små vandløb (tilløb)	1,7	
Hoved vandløb	1,3	
Oversvømmede ådale	0,2	
Oversvømmede marskområder	0,01	
Minivådområder	0,1	
Samlet retention i overfladevand		10,7
N-tilførsel med vandløb til kystvand		58,2
Total retention (%)		65
Grundvands retention (%)		64
Overfladevandsretention (%)		16

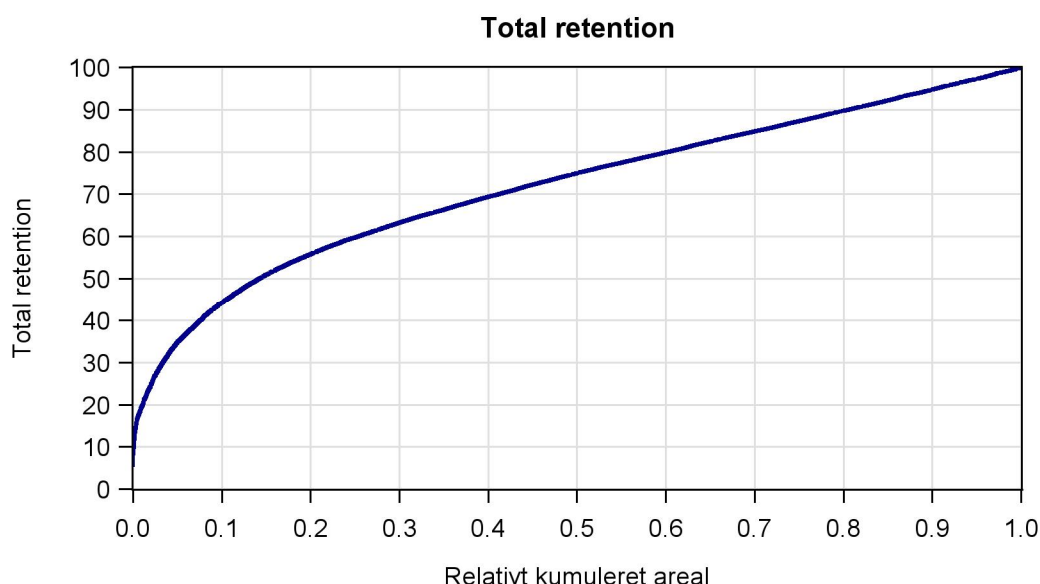
De nationale retentionsprocenter i Tabel 15 er beregnet på basis af kvælstoftransporterne, dvs. de aktuelle kvælstofmasser tilført fra kilder og fjernet via retention. Denne beregning reflekterer altså det aktuelle bidrag af kvælstofkilder, primært nitratudvaskning. Et område med meget stor retention vil således ikke bidrage til det nationale tal for retentionen, hvis der ikke sker en udvaskning fra det pågældende areal. Beregningen er desuden baseret på de samlede tal for kvælstofinput (kvælstofkilder) og den samlede transport til havet, og tager således ikke hensyn til, at kilderne til overfladevandet (14,6 tusind tons, ca. 9 % af de samlede kilder), kun er påvirket af overfladevandsretentionen, som er væsentlig lavere end grundvandsretentionen. Alternativt kan retentionen beregnes som arealvægtede værdier. I denne beregning vægtes alle arealer ens, uden hensyntagen til de aktuelle kilder. De arealvægtede retentionsprocenter for det tidligere (NKMv2020) og det opdaterede (NKMv2025) retentionskort er opgjort i Tabel 16. Den arealvægtede total retention er højere end retentionen beregnet på basis af transporterne. En årsag hertil er, at der er en stor andel af natur- og by arealer i oplande til store søer, hvor den totale retention er høj, men hvor udvaskningen samtidigt er lille. Den arealvægtede total retention er den samme for NKMv2020 og NKMv2025, mens der er sket en mindre ændring i fordelingen mellem overfladevands- og grundvandsretentionen. Overfladevandsretentionen er mindre i NKMv2025, hvilket, som nævnt ovenfor, primært skyldes udviklingen af den nye model for retention i vandløb, baseret på målinger foretaget i projektet. Da totalretentionen er omtrent den samme, vil en mindre

overfladevandsretention resultere i en større grundvandsretention. Retentionsprocenten for grundvand ændres mindre, da den omsatte mængde i grundvandet (ton kvælstof) er væsentlig større end i overfladevandet, næsten 10 gange større (10.7 versus 98 tusind tons N årligt Tabel 15)

Tabel 16 Arealvægtede retentionsprocenter beregnet med NKMv2020 og den opdaterede kvælstofmodel, NKMv2025.

	Grundvand	Overfladevand	Total
NKMv2020	65	23	72
NKMv2025	67	16	72

Den relative arealfordeling af den totale retention mellem rodzone og kyst er vist på Figur 42, som er opgjort på basis af middelværdierne af regionerne samt deres arealer. Heraf fremgår det, at arealandelen af meget lave retentionsværdier er begrænset, og det er kun for ca. 15 % af det samlede areal, at retentionen er lavere end 50 %.



Figur 42 Relativ arealfordeling af den totale retention mellem rodzone og kyst, opgjort for regioner.

5.1.2 Retention i overfladevand

I dette afsnit præsenteres kvælstofretentionen for de forskellige overfladevandsretentionsmiljøer. Resultaterne er præsenteret på to måder. For retentionsmiljøer, hvor der sker en tidlig udvikling, som fx minivådområder hvor antallet af etablerede anlæg stiger igennem perioden, er vist den tidlige udvikling i den samlede retention på landsplan. Desuden vises den geografiske fordeling af retentionen. Ved denne afbildning er beregningen foretaget, som om alle retentionsmiljøer er aktive i hele perioden. I beregningen hvor alle retentionsmiljøer er aktive i hele perioden fås en middel retention hen over de forskellige vejrforhold og dermed en "nær vejrklimanormaliseret" retentionsberegning. Resultaterne er vist for perioden 2000-2021. Resultaterne er vist på ID15 kort.

For perioden 2000 – 2021 er middel årsretentionen i de forskellige overfladevandsretentionsmiljøer angivet inklusiv en angivelse af $2 \times$ standardafvigelsen på årsvariationen. Standardafvigelsen angiver således ikke usikkerheden på modelresultatet men årsvariationen på de modellerede retentioner.

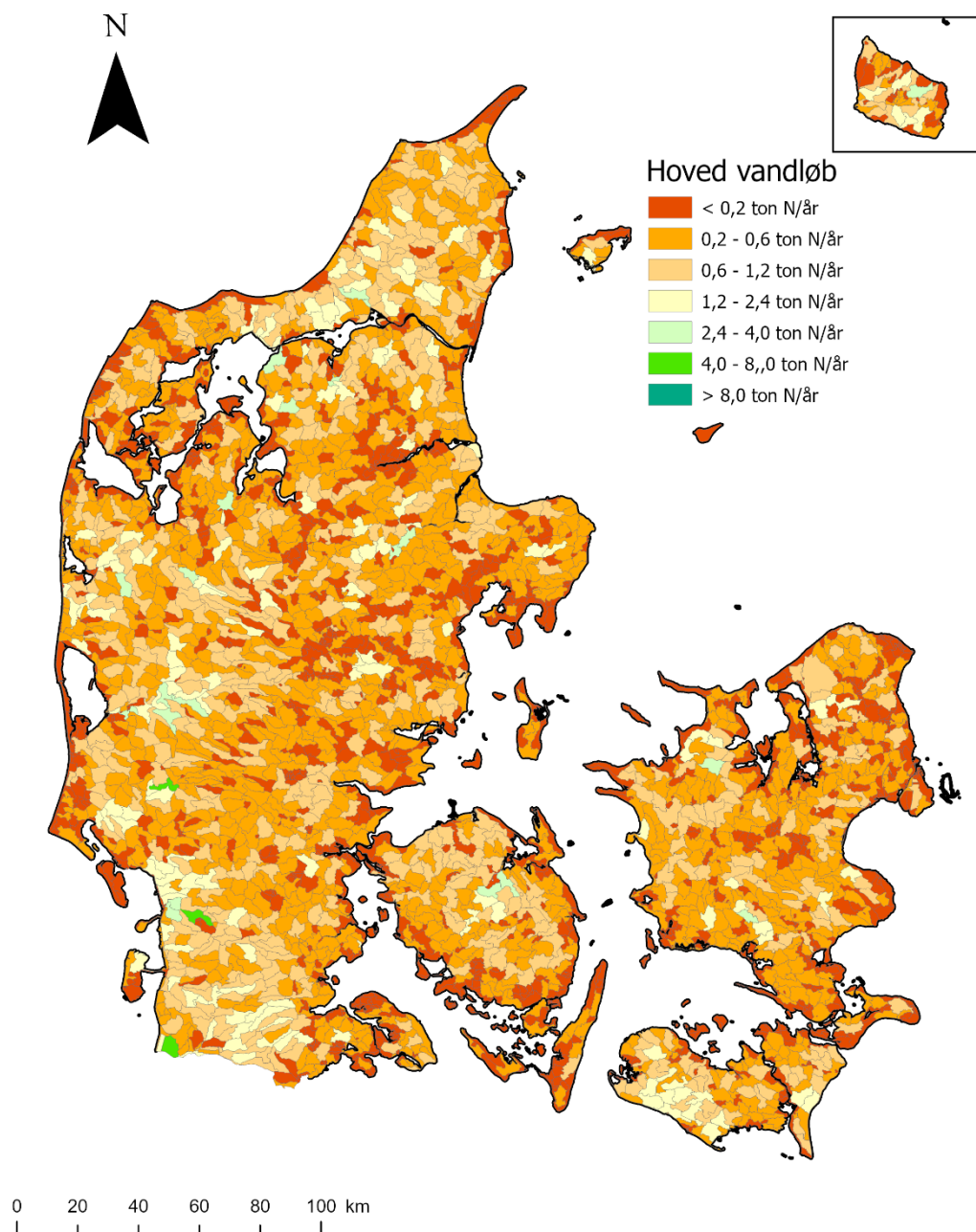
Den tidlige udvikling/variation er vist for kvælstofretentionen i store søer, små søer, restaurerede vådområder, oversvømmede arealer og minivådområder for perioden 1990-2021. Her er vist resultater fra modelkørsler, hvor minivådområder, restaurerede vådområder og nye søer medtages i modelleringen fra det år, hvor de er realiserede. Enkelte minivådområder, restaurerede vådområder og nye søer har et etableringstidspunkt, der ligger efter 2021. Disse er ikke med i beregningen over den tidlige udvikling, men er inkluderet i beregningen af den geografiske variation. For vandløb beregnes retentionen med en fast rate, der ganges på et vandløbsareal. Hverken raten eller vandløbsarealet varierer igennem den beregnede periode, og resultatet varierer derfor næsten ikke igennem perioden. Kun i få tilfælde hvor enten vandafstrømningen i en måned er modelleret til at være = 0 i et givent ID15 opland, eller kvælstofkoncentrationen er modelleret til at være så lav, at den anvendte retentionsrate vil fjerne for høj en andel af kvælstoffet, vil den opgjorte retention for vandløb variere igennem tid.

I beregningen af den geografiske fordeling af retentionen og den samlede retention i de enkelte retentionsmiljøer er perioden 2000-2021 anvendt, sammen med en modelkørsel hvor alle retentionsmiljøer er aktive i hele perioden.

5.1.2.1 Store vandløb – hovedvandløb

For perioden 2000 – 2021 er den årlige kvælstofretention i hovedvandløbene opgjort til ca. 1.340 ± 18 ton N/år.

I Figur 43 ses den årlige kvælstofretention i hovedvandløbene for hvert ID15 opland. Variationen imellem ID15 oplandene skyldes primært, at ID15 oplandene ikke er lige store, og der vil i de fleste tilfælde være flere vandløb, og et større vandløbsareal i et stort ID15 opland end i et lille. Desuden er der tilfælde, hvor opstrøms-beliggende ID15 oplande, specielt i den østlige del af landet, ikke har modelleret en afstrømning i tørre sommermåneder og der derfor ikke beregnes en retention for disse måneder.



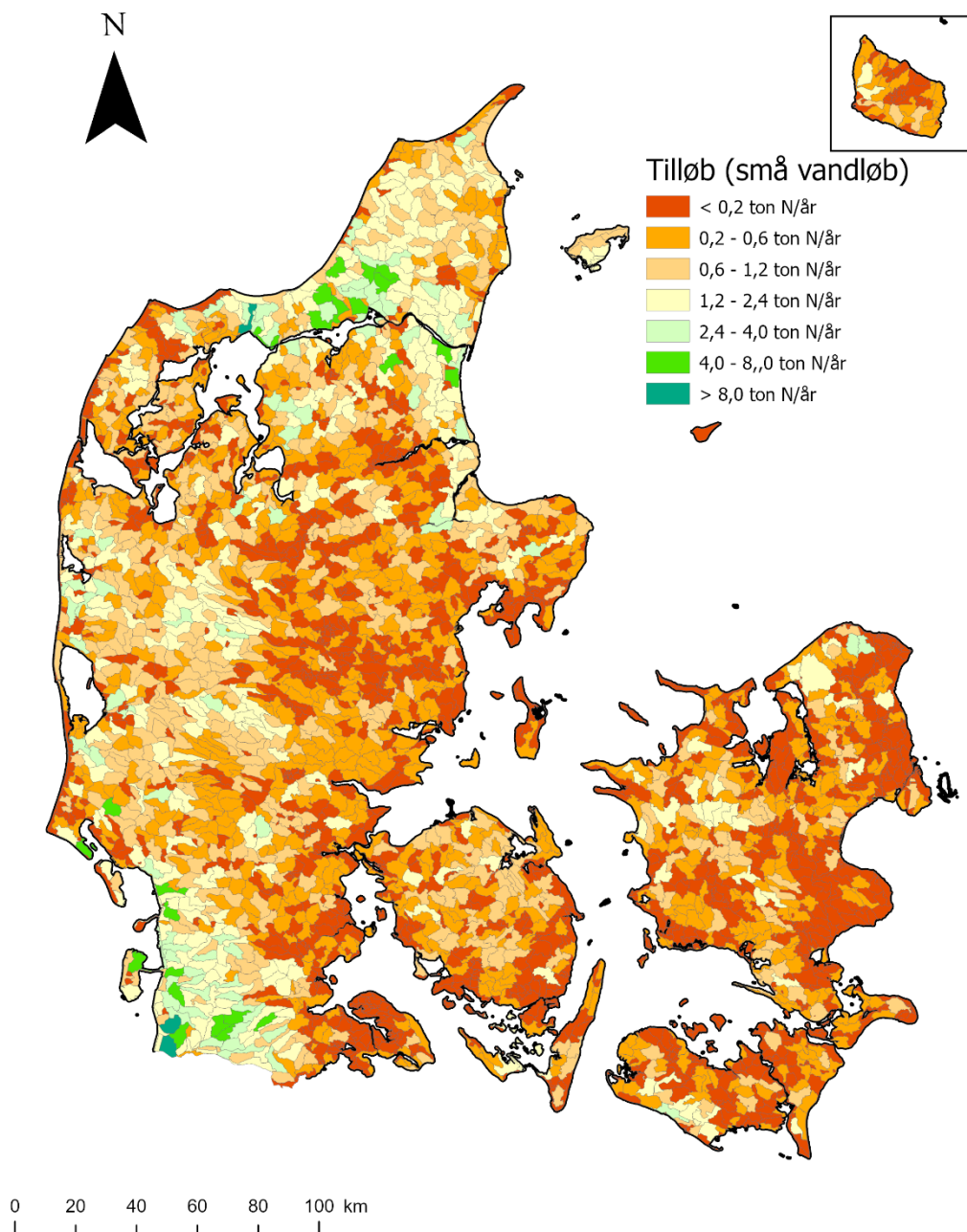
Figur 43 Gennemsnitlig årlig kvælstofretention i hovedvandløb i hvert ID15 opland. Periode 2000-2021.

5.1.2.2 Mindre Vandløb - Tilløb

For perioden 2000 – 2021 er den årlige kvælstofretention i mindre vandløb (tilløb) opgjort til ca. 1.660 ± 44 tonN/år.

I Figur 44 ses den årlige kvælstofretention i mindre vandløb (tilløb) for hvert ID15 opland. Retentionen i de mindre vandløb ses at variere en del geografisk. Det skyldes dels at der i nogle dele af landet er flere grøfter end i andre dele. Det kan også skyldes, at der specielt i den østlige del af landet ikke er afstrømning i de mindre vandløb i tørre sommermåneder. I

sådanne tilfælde beregnes der ikke en kvælstofretention. Desuden er ID15 oplandene ikke lige store, og der vil i de fleste tilfælde være flere vandløb i et stort ID15 opland end i et lille.



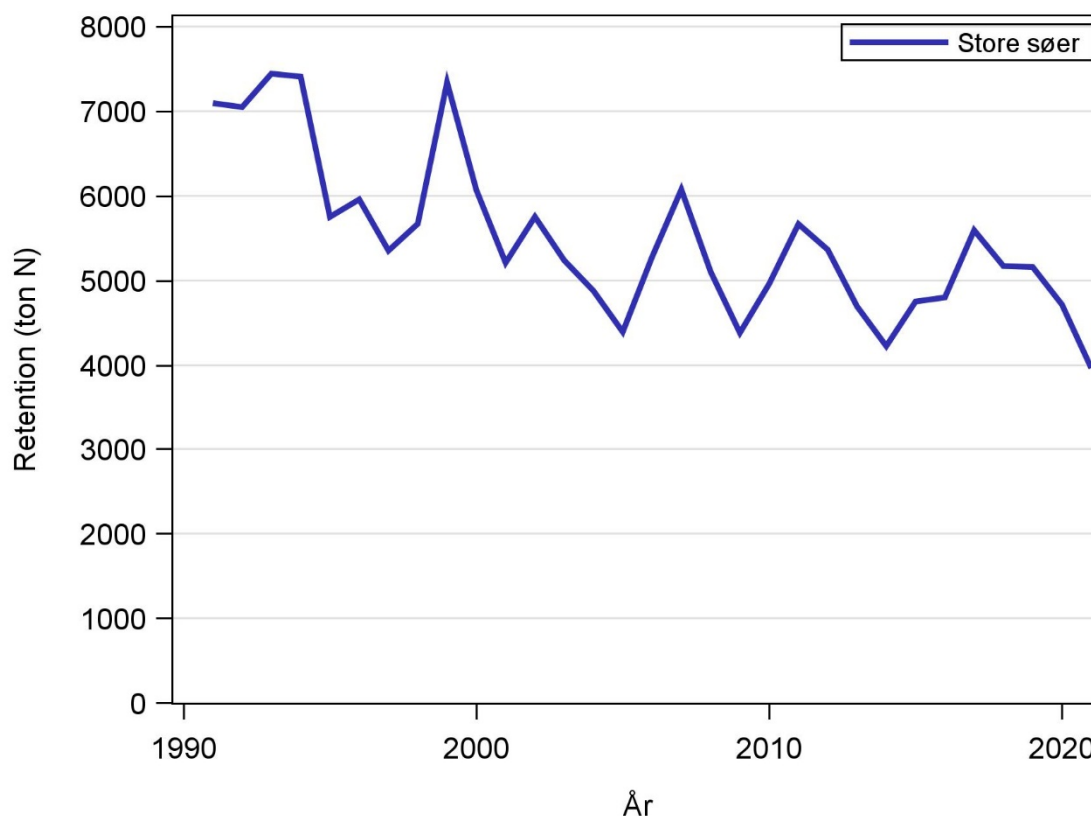
Figur 44 Gennemsnitlig årlig kvælstofretention i tilløb (små vandløb) i hver ID15 opland. Periode 2000-2021.

5.1.2.3 Store søer

For perioden 2000 – 2021 er den gennemsnitlige årlige kvælstofretention i større søer opgjort til ca. 5140 ± 1320 tonN/år.

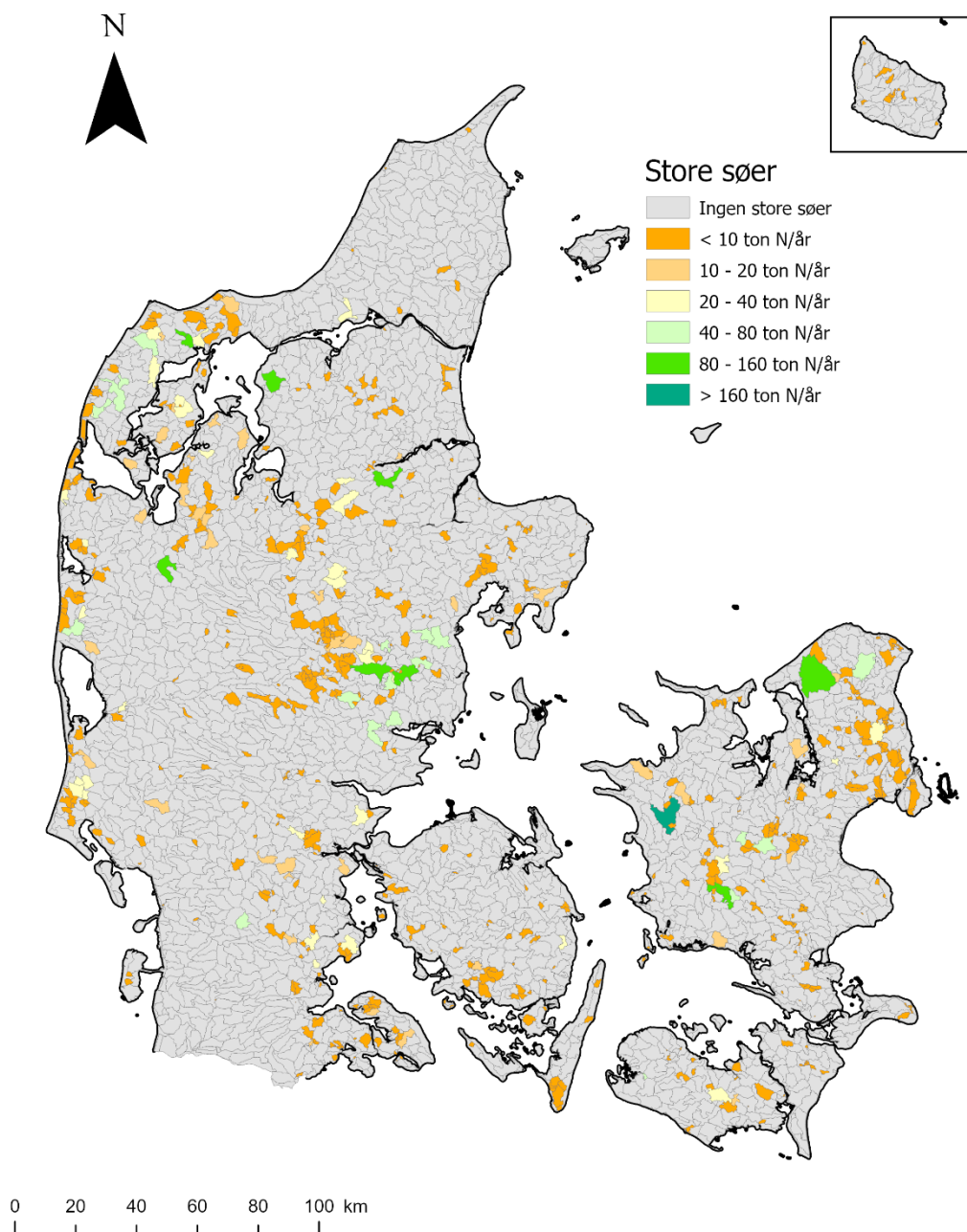
I Figur 45 ses udviklingen i den årlige samlede kvælstofretention i alle større søer inkluderet i NKMv2025. Retentionen ses at være faldende igennem perioden 1990 – 2021, fra et niveau

på omkring 7000 tonN/år til omkring 4500 tonN/år. Faldet skyldes, at kvælstoftilførslen til søerne er faldet igennem modelperioden. Faldet sker på trods af, at der er restaureret en del søer igennem perioden. Disse søer er kun aktive fra restaureringsåret og frem. År til år variationen skyldes dels at kvælstoftilførslen til søerne varierer en del imellem årene, men også at vandafstrømningen varierer og dermed varierer kvælstofretentionsprocenten, da denne er afhængig af vandopholdstiden i søerne.



Figur 45 Modelleret årlig kvælstofretention i større søer i perioden 1990-2021.

I Figur 46 ses den gennemsnitlige årlige kvælstofretention i større søer for hvert ID15 opland. Det ses, at der forekommer forholdsvis store fjernelser i enkelte ID15 oplande. Det skal i den forbindelse huskes, at de store søer i mange tilfælde modtager vand og kvælstof fra flere opstrøms beliggende ID15 oplande, og at der derfor kan tilføres forholdsvis store mængder vand og kvælstof til de større søer. Som det ses, er de større søer ikke lokaliseret jævnt ud over landet.

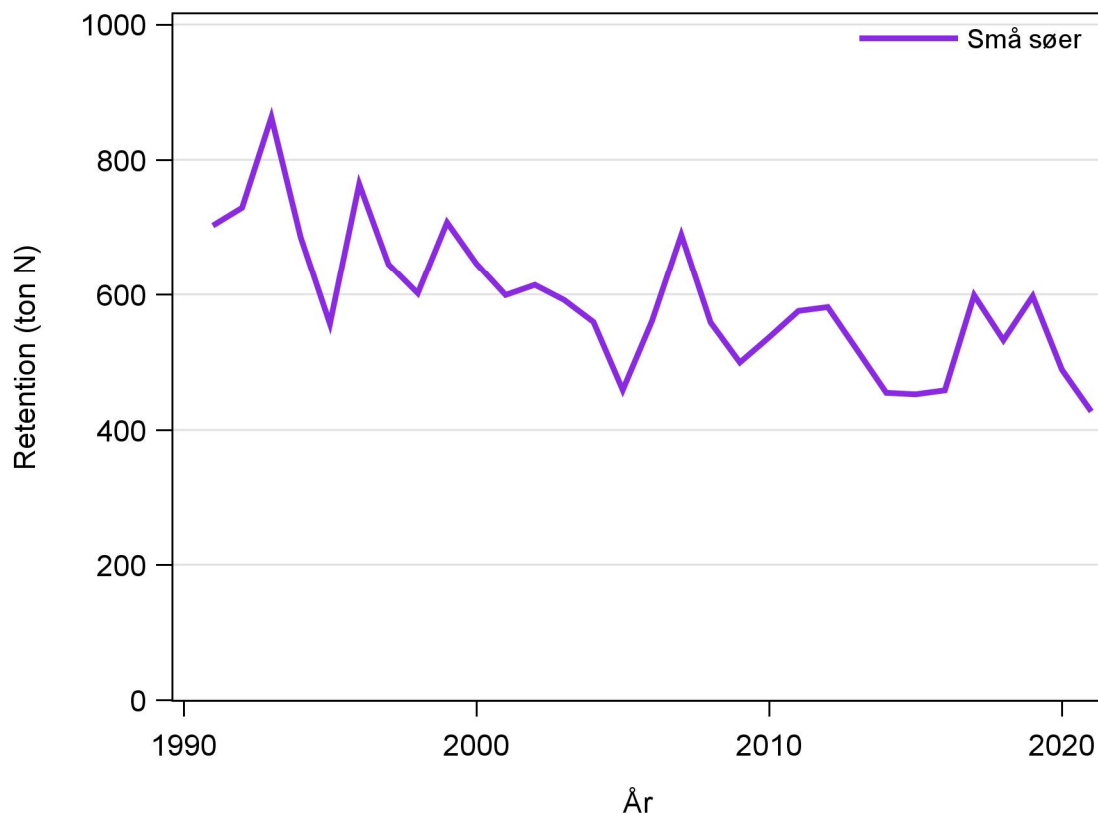


Figur 46 Gennemsnitlig årlig kvælstofretention i store søer i hvert ID15 opland. Periode 2000-2021.

5.1.2.4 Små søer

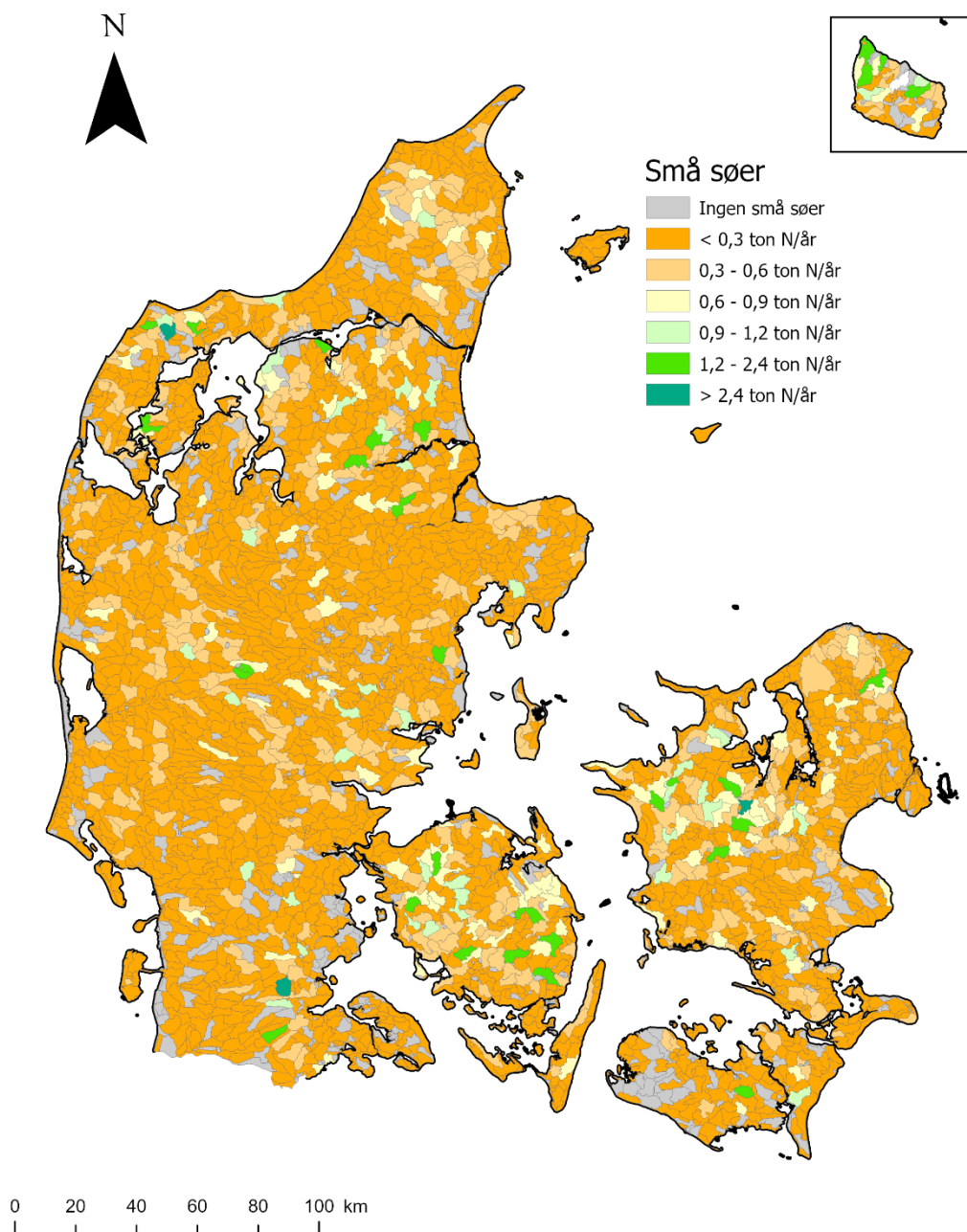
For perioden 2000 – 2021 er den årlige kvælstofretention i små søer opgjort til ca. 530 ± 130 ton N/år.

I Figur 47 ses den tidlige udvikling i den beregnede kvælstofretention i små søer for perioden 1990 - 2021. Der ses et fald i retentionen igennem perioden. Faldet skyldes at kvælstoftilførslen til søerne falder igennem perioden primært pga. lavere udvaskning fra dyrkede arealer.



Figur 47 Modelleret årlig kvælstofretention i små søer i perioden 1990-2021.

I Figur 48 ses den gennemsnitlige årlige kvælstofretention i små søer for hvert ID15 opland. I enkelte ID15 oplande findes der ikke små søer. Antallet af små søer, deres areal og oplandenes samlede areal varierer meget imellem ID15 oplandene. Det samme gør tilførslen af kvælstof til de små søer. Retentionen i ID15 oplandene varierer dermed også en del imellem ID15 oplandene.

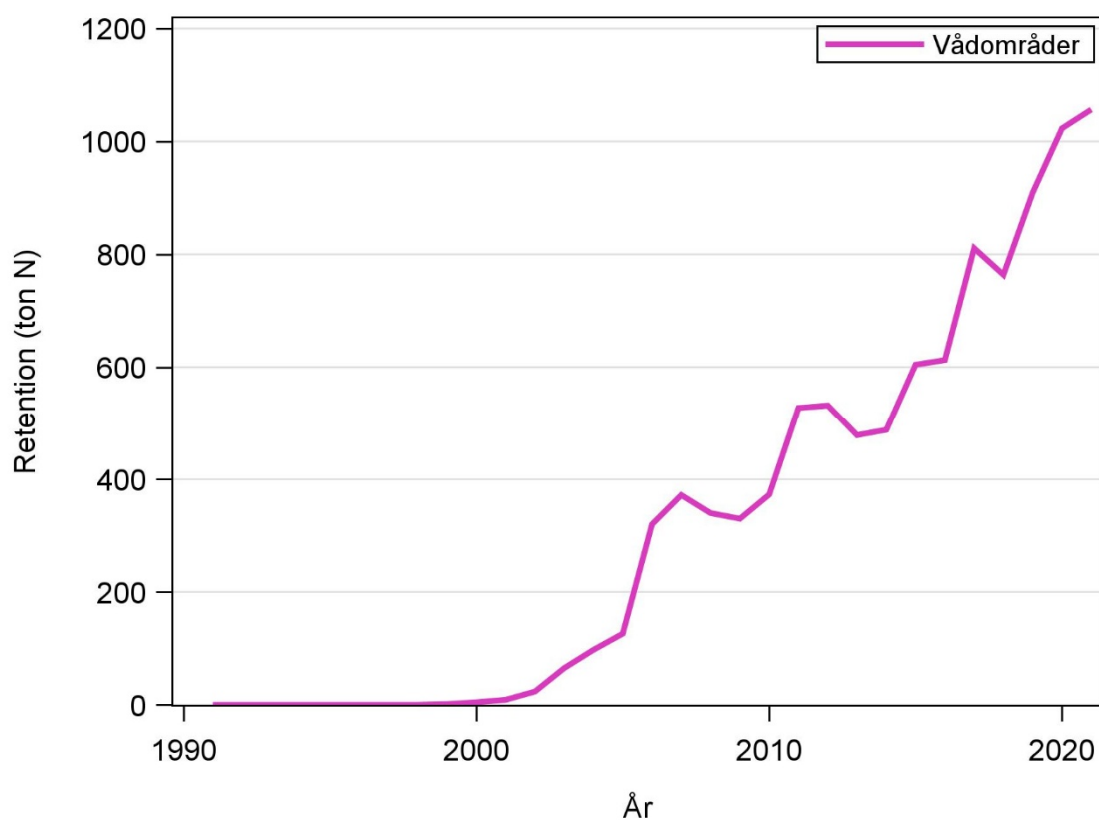


Figur 48 Gennemsnitlig årlig kvælstofretention i små søer i hvert ID15 opland. Periode 2000-2021.

5.1.2.5 Restaurerede vådområder

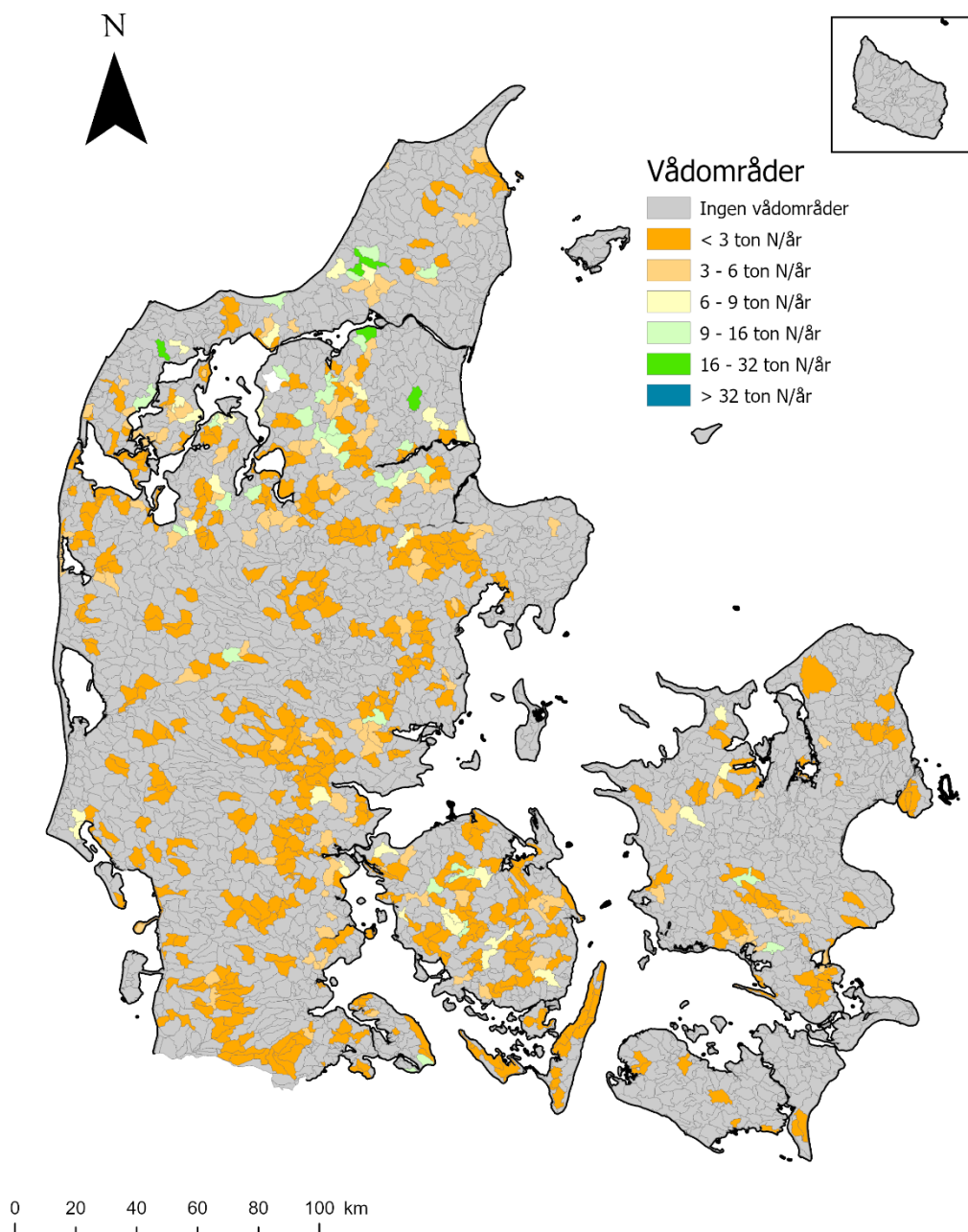
For perioden 2000 – 2021 er den årlige kvælstofretention i restaurerede vådområder opgjort til ca. 1.680 ± 392 ton N/år. Beregnet med alle vådområder aktive i hele perioden.

I Figur 49 ses den modellerede årlige kvælstofretention i restaurerede vådområder. Retentionen ses at være stigende igennem perioden. Det skyldes at alle restaurerede vådområder, der er inkluderet i modellen, er restaurerede i perioden siden 1990 og langt de fleste efter 2000.



Figur 49 Årlig Kvælstofretention i restaurerede vådområder.

I Figur 50 ses den gennemsnitlige årlige kvælstofretention i restaurerede vådområder for hvert ID15 opland. Det ses, at der i mange ID15 ikke er et restaureret vådområde. Arealet af vådområdet og tilførslen af vand og kvælstof hertil varierer meget imellem ID15 oplandene og dermed varierer den beregnede retention tilsvarende.



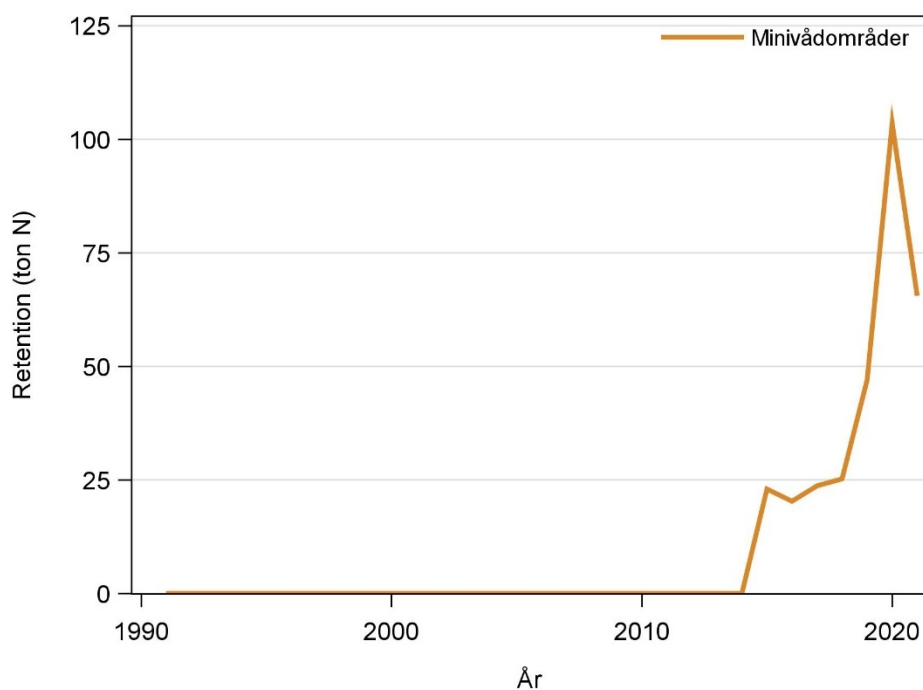
Figur 50 Gennemsnitlig årlig kvælstofretention i restaurerede vådområder i hvert ID15 opland. Periode 2000-2021.

5.1.2.6 Minivådområder

For perioden 2000 – 2021 er den årlige kvælstofretention i minivådområder opgjort til ca. 93 ± 42 ton N/år. Beregnet med alle minivådområder aktive i hele perioden.

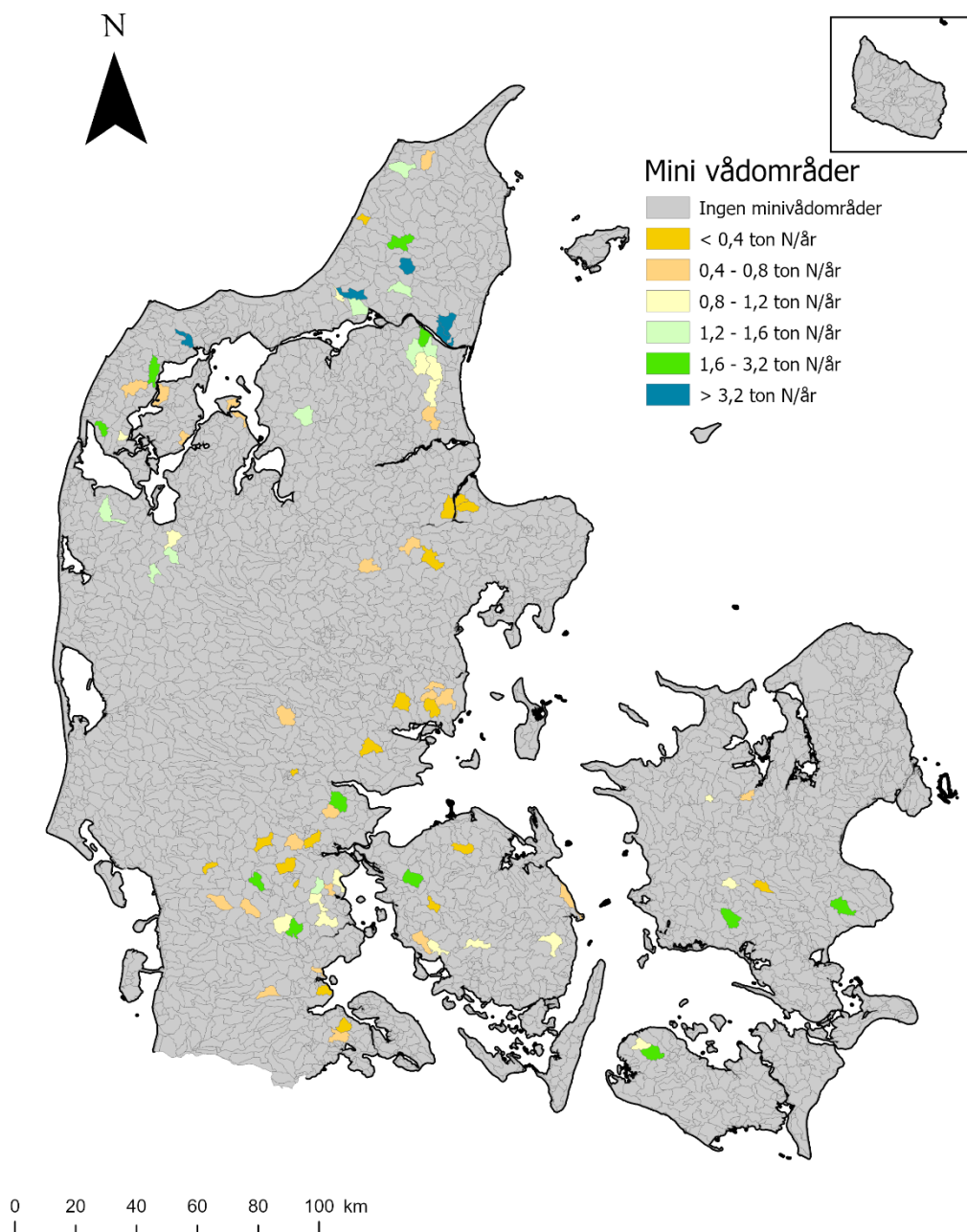
I Figur 51 ses den tidlige udvikling i den beregnede kvælstofretention i minivådområder for perioden 1990 - 2021. Det ses at minivådområderne først optræder i NKMv2025 i sidste del af modelperioden. Minivådområderne aktiveres i denne beregning i NKMv2025, når de realiseres. Variationen imellem årene påvirkes også af tilførslen af kvælstof fra drænvand, som

kan variere en del imellem årene. Det ses fx ved at retentionen er mindre i 2021 end i 2020 selvom der sandsynligvis er flere aktive minivådområder i 2021.



Figur 51 Årlig Kvælstofretention i minivådområder.

I Figur 52 ses den gennemsnitlige årlige kvælstofretention i minivådområder for hvert ID15 opland. I de fleste ID15 oplande er der ikke et minivådområde inkluderet i NKMv2025. I enkelte ID15 oplande i Nordjylland er der mere end et minivådområde. Minivådområderne har ikke samme oplandsareal, hvilket forklarer en del af forskellen i retentionen imellem oplandene.

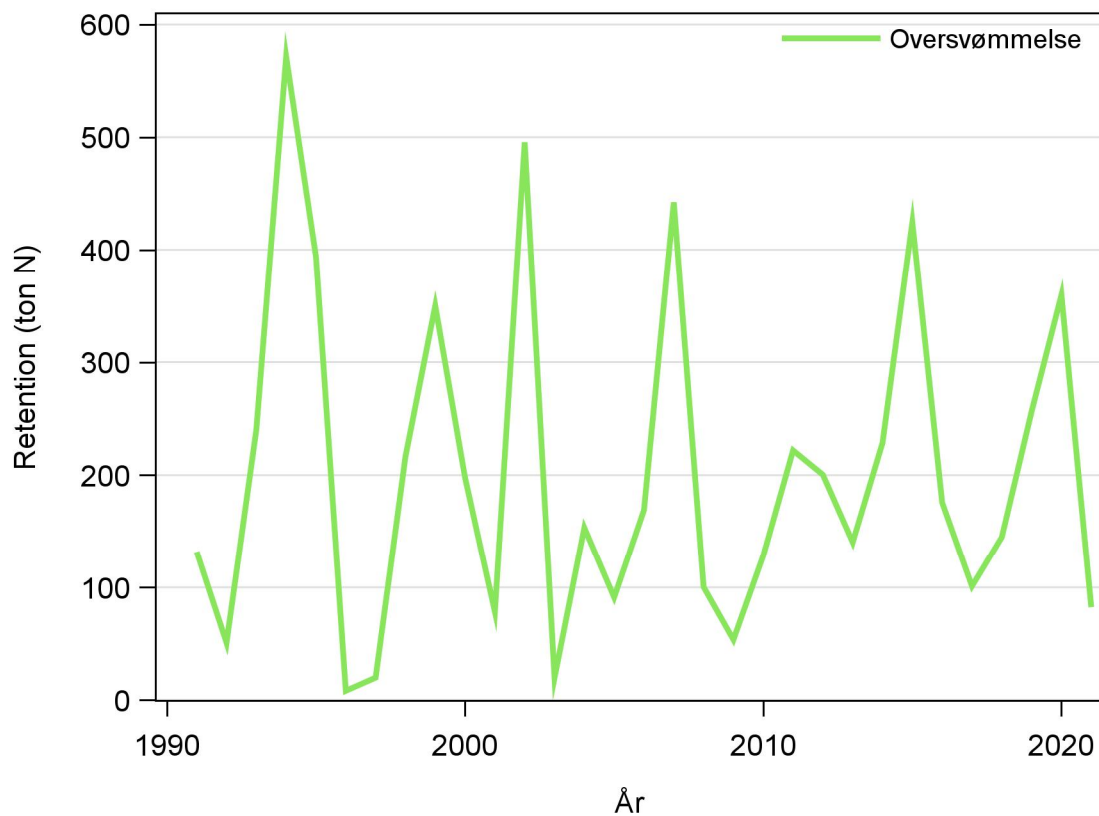


Figur 52 Gennemsnitlig årlig kvælstofretention i minivådområder i hvert ID15 opland. Periode 2000-2021.

5.1.2.7 Oversvømmede ådale

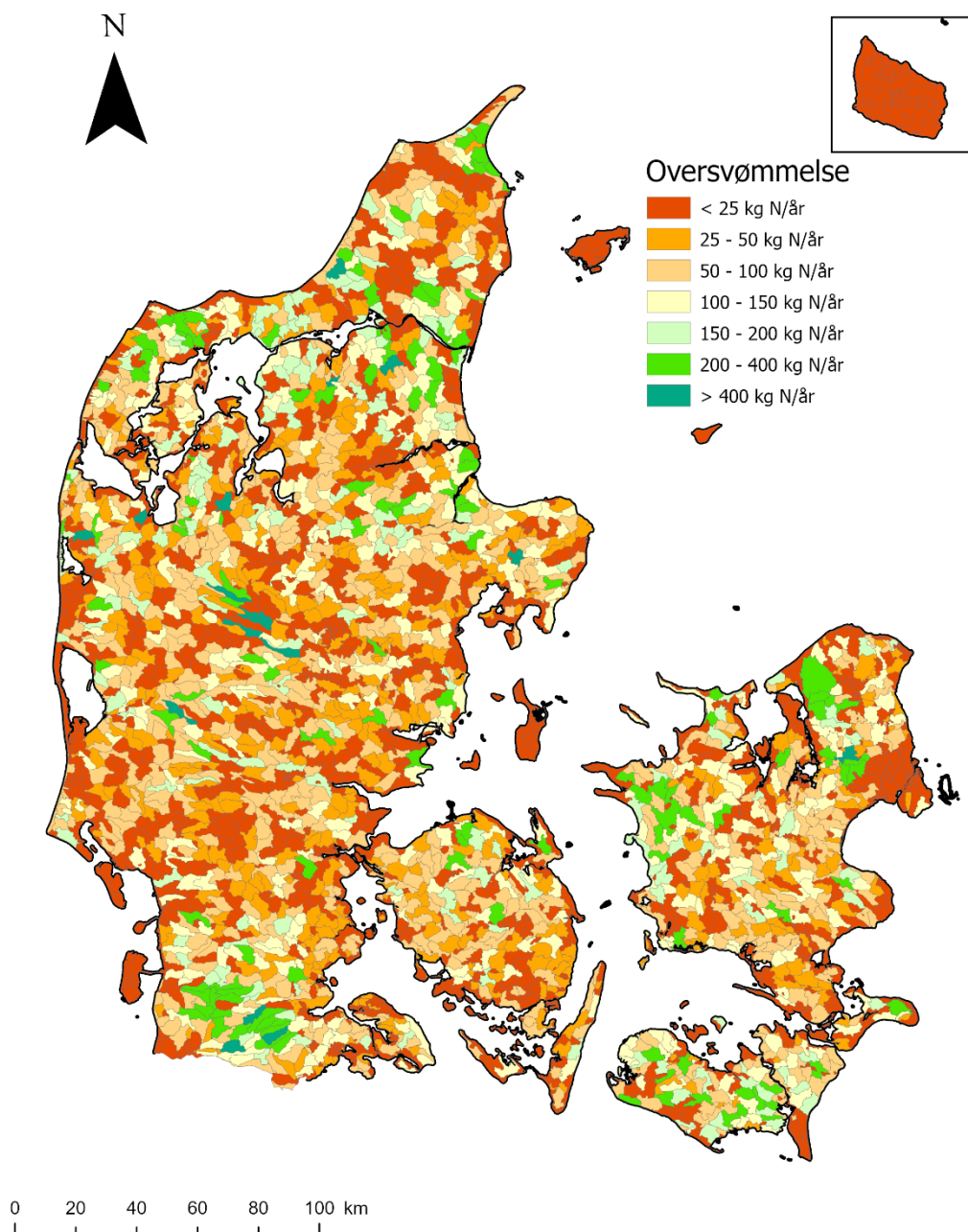
For perioden 2000 – 2021 er den årlige kvælstofretention i oversvømmede ådale opgjort til ca. 190 ± 260 ton N/år.

I Figur 53 ses den tidlige udvikling i den beregnede kvælstofretention i oversvømmede ådale for perioden 1990 - 2021. Der ses en stor år til år variation i kvælstofretentionen i oversvømmede arealer. Det skyldes, at antallet af dage med vandføringer over 95 % percentilen svinger meget imellem årene.



Figur 53 Årlig Kvælstofretention i oversvømmede ådale.

I Figur 54 ses den gennemsnitlige årlige kvælstofretention i oversvømmede ådale for hvert ID15 opland. Variationen imellem ID15 oplandene skyldes primært forskellen i det potentielt oversvømmede areal i hvert ID15 opland.

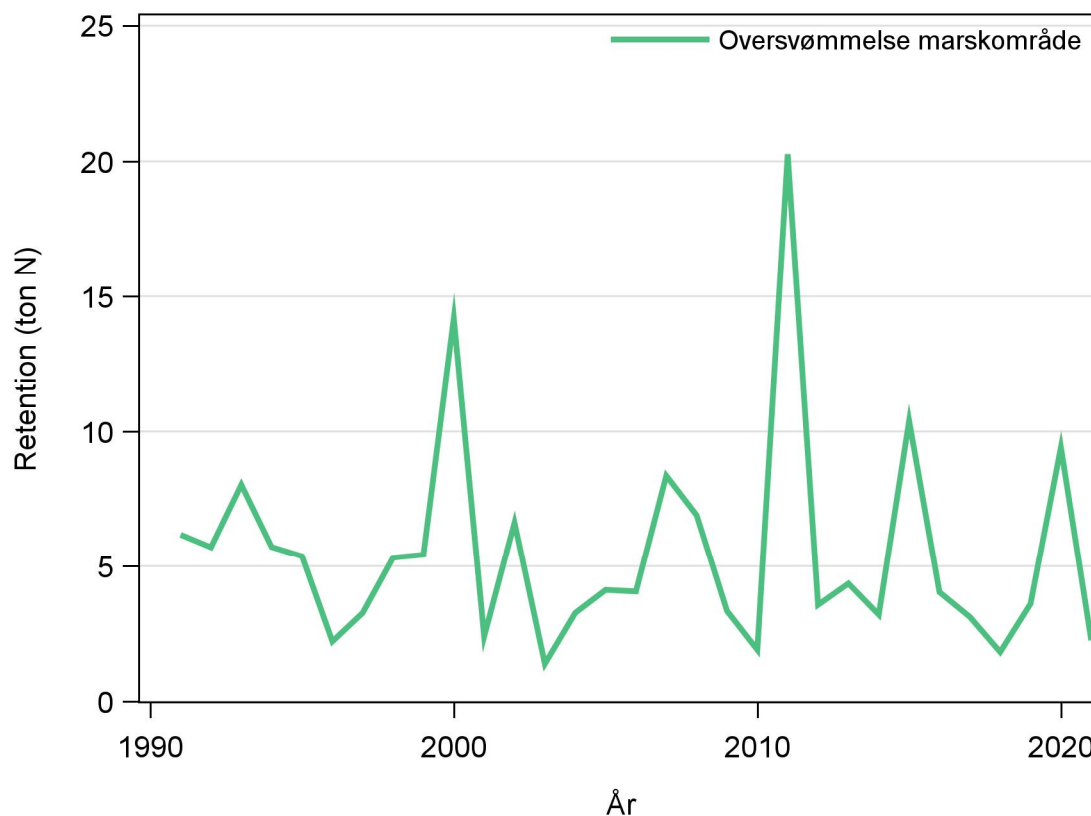


Figur 54 Gennemsnitlig årlig kvælstofretention i oversvømmede ådale og oversvømmede marskarealer i hver ID15 opland. Periode 2000-2021.

5.1.2.8 Oversvømmede marskområder

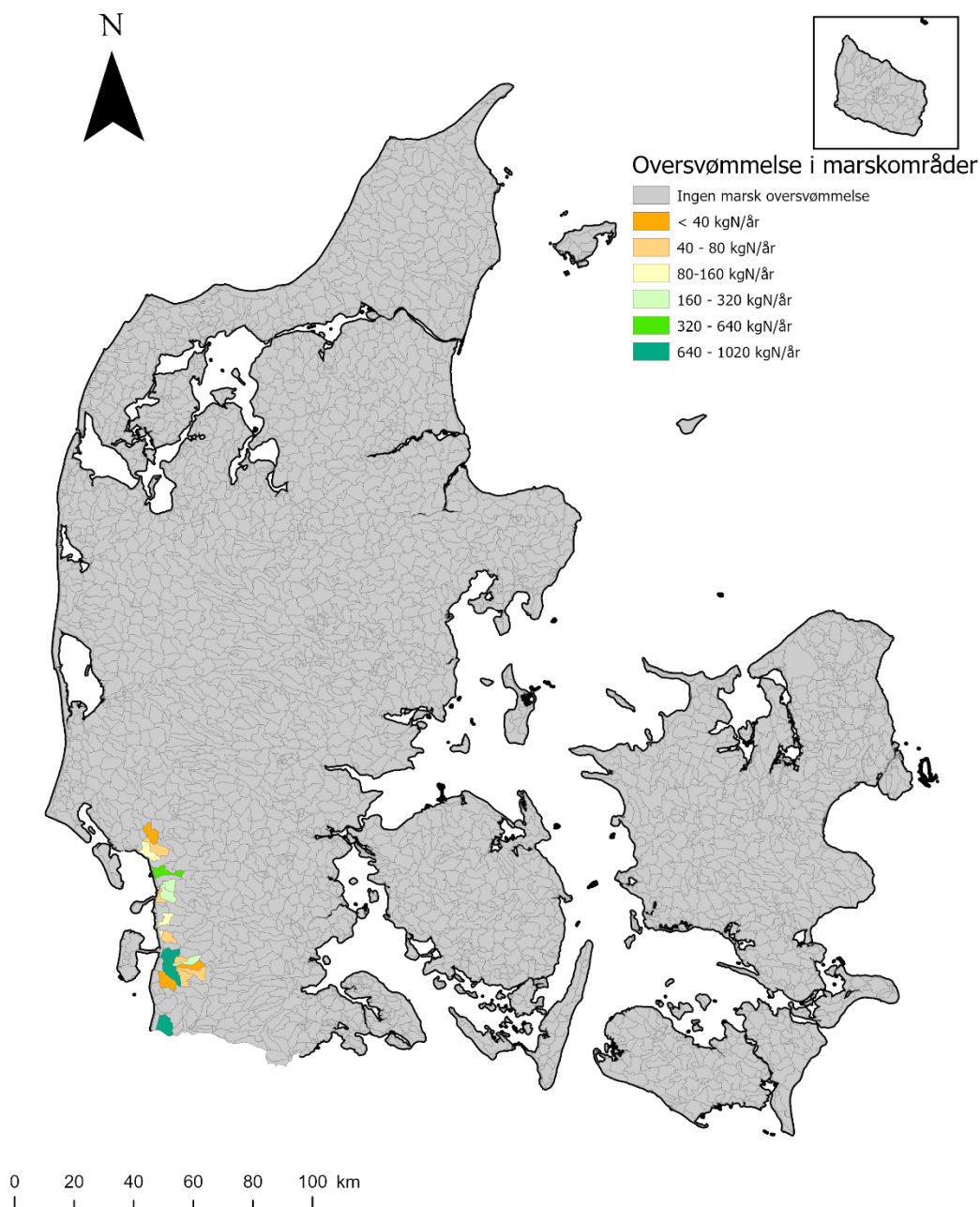
For perioden 2000 – 2021 er den årlige kvælstofretention i oversvømmede marskarealer opgjort til ca. 6 ± 9 tons N/år. Retentionen i marskområder ses at være noget mindre end for de øvrige overfladevandsmiljøer. Retentionen i marsken sker kun på kvælstoftransporten for ca. 5 % af landet. Tages dette i betragtning er kvælstofretentionen i marskområderne af nogenlunde samme betydning som oversvømmelsen af ådale er i gennemsnit for resten af landet (Tabel 15).

I Figur 55 ses den tidlige udvikling i den beregnede kvælstofretention for oversvømmede marskarealer for perioden 1990 - 2021. Der ses en stor år til år variation for kvælstofretentionen i marskarealer. Det skyldes, at antallet af dage med væsentligt forhøjet vandstand i vadehavet, og deraf følgende oversvømmelser som følge af lukkede sluser, svinger meget fra år til år.



Figur 55 Årlig Kvælstofretention i oversvømmede marskarealer.

I Figur 56 ses den gennemsnitlige årlige kvælstofretention i oversvømmede marskarealer for hvert ID15 opland.



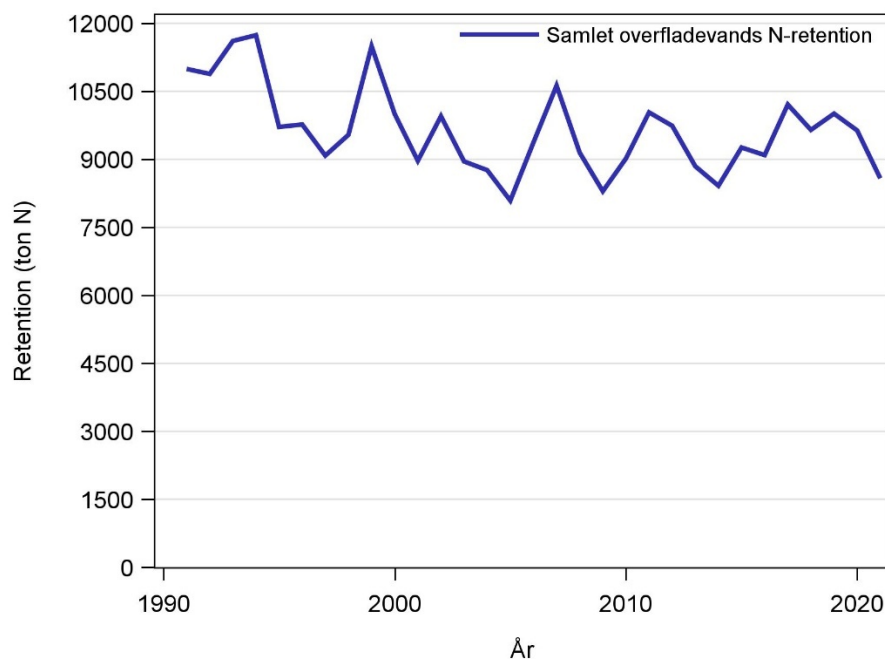
Figur 56 Gennemsnitlig årlig kvælstofretention i oversvømmede marskarealer i hvert ID15 opland. Periode 2000-2021.

5.1.2.9 Samlet kvælstofretention i overfladevand

For perioden 2000 – 2021 er den årlige kvælstofretention i overfladevand (hvor alle søer, restaurerede vådområder og minivådområder er aktive i hele perioden) opgjort til ca. 10.700 $\pm$ 1.960 ton N/år.

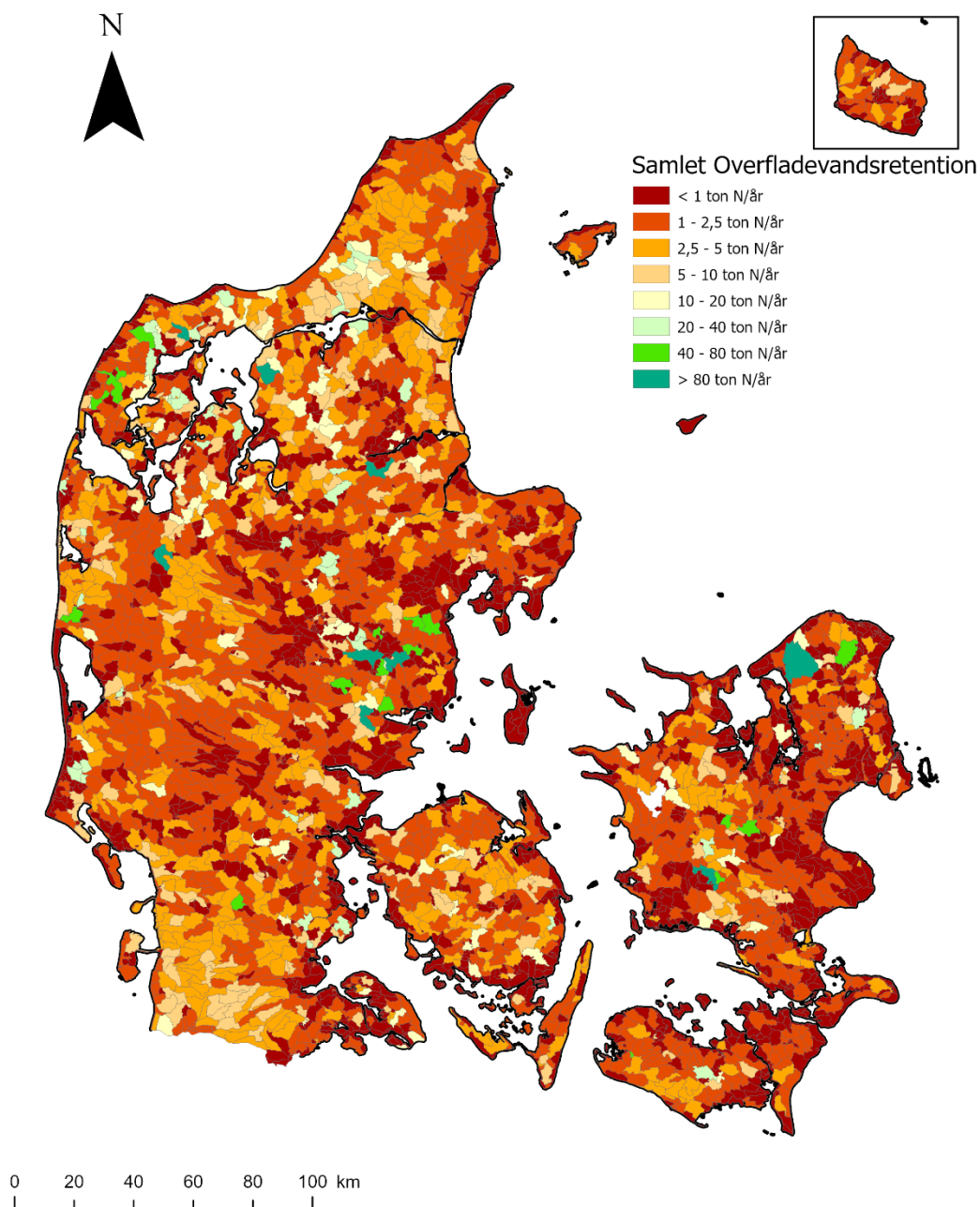
I Figur 57 ses den tidlige udvikling i den beregnede kvælstofretention i overfladevand for perioden 1990 – 2021, hvor nye retentionsmiljø medtages på etableringstidspunktet. Det ses at den samlede absolutte kvælstofretention er beregnet til at falde lidt igennem perioden

siden 1990. Det på trods af at der er etableret nye søer, restaurerede vådområder og mini-vådområder igennem perioden, som alle forøget retentionen. Faldet skyldes, at tilførslen af kvælstof til primært store søer, som er det klart største retentionsmiljø, er faldet igennem perioden, og at den absolutte retention derved også er faldet.



Figur 57 Beregnede årlige samlede kvælstofretention.

I Figur 58 ses den gennemsnitlige årlige kvælstofretention i overfladevand (hvor alle søer, restaurerede vådområder og minivådområder er aktive i hele perioden) for hvert ID15 opland. De højeste værdier skyldes, at retentionen for store søer er vist for den ID15, hvor søen er placeret, mens søer med store absolutte retentioner vil modtage kvælstof og vand fra et stort opstrøms beliggende opland.



Figur 58 Gennemsnitlig årlig kvælstofretention i overfladevand i hvert ID15 opland. Periode 2000-2021.

5.2 Retentionskort

Grundvandsretentionen og den totale retention mellem rodzone og det marine område beregnes på gridniveau og aggregeres derefter vha. metoden region growing, afsnit 2.4.4.1. Til vurdering af hvorvidt griddene er sammenlignelige under aggregeringen anvendes middeltretentionen og usikkerheden for de enkelte grid, beregnet over de 90 stokastiske beregninger. Kriterier for region growing er vist i Tabel 9.

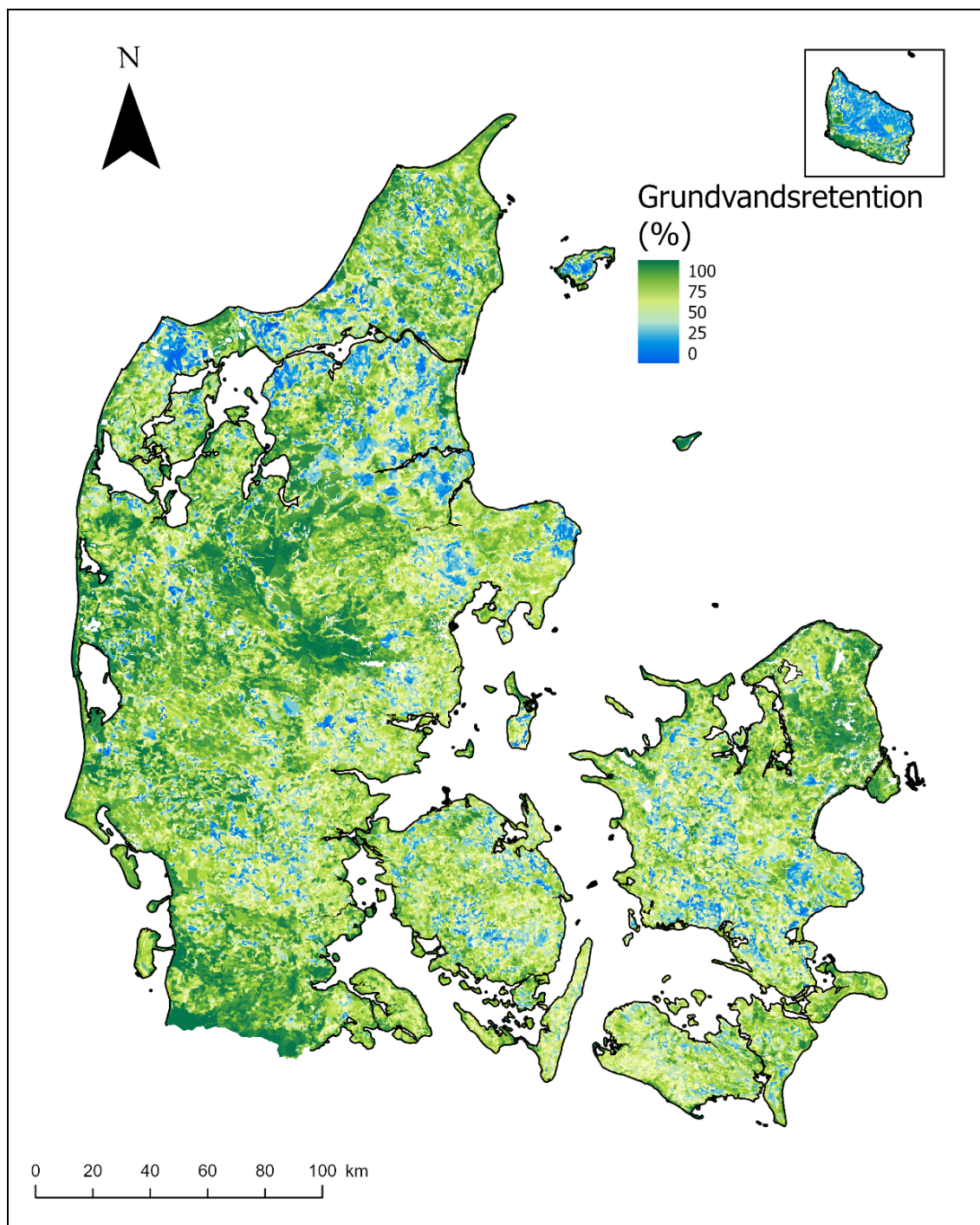
Region growing er gennemført individuelt for total- og grundvandsretentionen og resulterer i forskellige regioner mht. geografisk udformning og antal. For den totale retention er der etableret ca. 35.300 regioner. En del regioner er dog beliggende på små øer eller holme, hvor der samlet er mindre end 50 ha. Der er ca. 34.100 regioner med et areal på 50 ha eller større. For grundvandsretentionen er der afgrænset 35.700 regioner med en størrelse på mere end 50 ha.

Retentionskortene viser den procentuelle omsætning af kvælstof, dvs. hvor mange procent af det udvaskede kvælstof, der bliver tilbageholdt eller omsat til atmosfærisk kvælstof på gasform og forsvinder fra vandfasen og jordbunden og således ikke når ud til havet. Retentionsprocenterne er opgjort i forhold til omsætningen i grundvandet (mellem rodzonen og overfladevandet), i overfladevandet og under den samlede transport fra rodzonen til kysten. Det skal bemærkes, at retentionskortet viser den procentuelle omsætning af det der udvaskes, så fra områder med lille udvaskning vil tabet til kysten ligeledes være lille, selv i områder med lav retention.

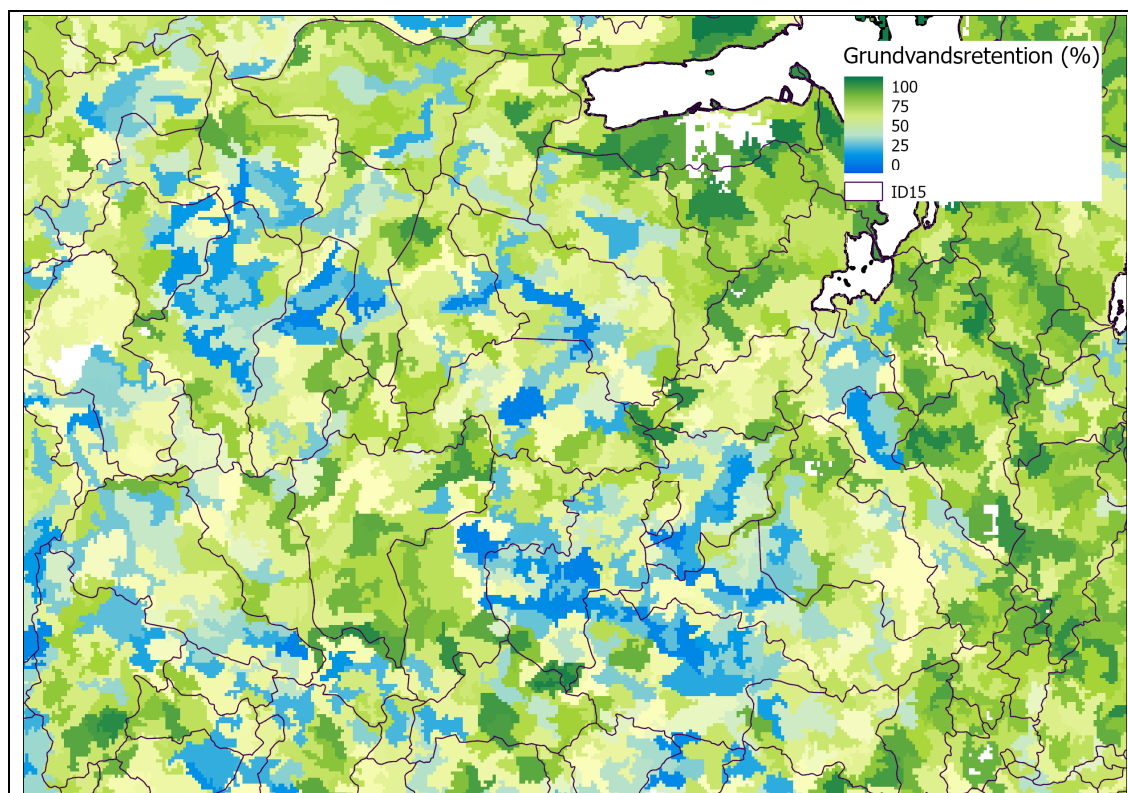
Kvælstofretentionen vil variere fra år til år dels pga. af de aktuelle klimatiske forhold, men også fordi der i perioden er etableret nye søer, vådområder og minivådområder. For at udligne klimatiske variationer, er reduktionsprocenterne beregnet som middel for perioden 2000-2021. I beregningerne er alle kvælstofvirkemidler etableret og aktive i 2022 medtaget, så retentionskortene afspejler effekten af disse virkemidler.

5.2.1 Retention i grundvand

Retentionskortet for grundvand viser den beregnede retention af kvælstof fra det udvaskes fra rodzonen, og til det når frem til overfladevandssystemet. Retentionsprocenten angiver, hvor mange procent af det kvælstof, der udvaskes, som bliver omsat, inden det når frem til overfladevandssystemet. Der tages ikke hensyn til, hvor i undergrunden reduktionen finder sted. Grundvandsretentionen er grupperet i regioner med en minimumsstørrelse på 50 ha, vha. metoden region growing, afsnit 2.4.4.1. Kortet for hele landet er vist på Figur 59, mens der i Figur 60 vises et udsnit, hvor ID15 oplandene desuden er vist for sammenligning.



Figur 59 Procentuel omsætning af kvælstof i grundvand aggregeret til regioner ved region growing



Figur 60 Udsnit af grundvandsretention sammen med afgrænsning af ID15 oplande.

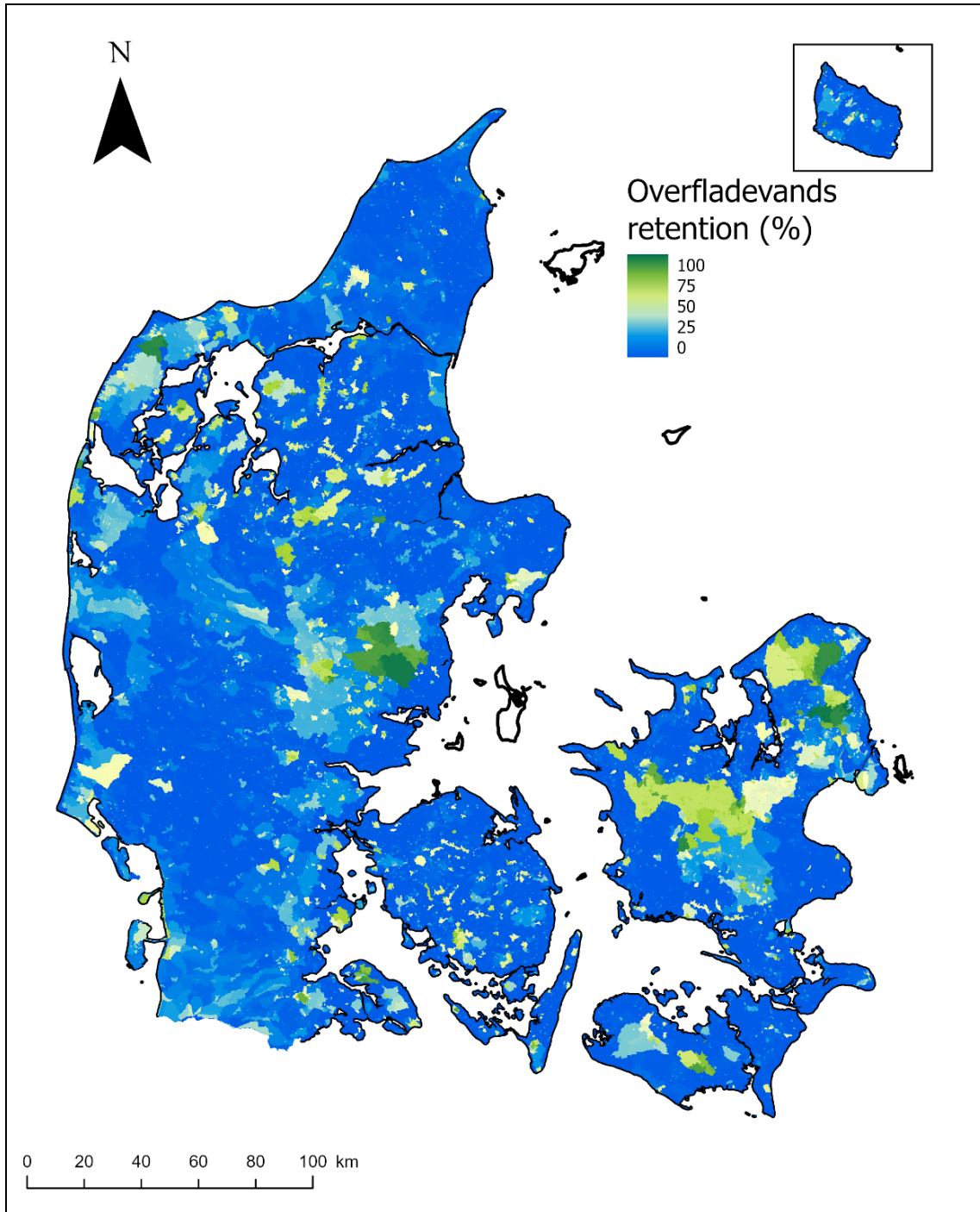
5.2.2 Retention i overfladevand

Retentionskortet for overfladevand, viser den samlede retention af kvælstof, der tilføres overfladevandssystemet og til det når frem til kysten. Tilførsel til overfladevandet sker både via den diffuse tilstrømning fra dræn og grundvand, samt fra kilder ledt direkte til vandløbene. Retentionsprocenten angiver, hvor stor en andel af det kvælstof der tilføres overfladevandssystemet i et område, som ikke når frem til kysten. Overfladevandsretentionen opgøres for oplande til de enkelte overfladevandsretentionsmiljøer, hvorefter hvert 100 m grid inden for oplandet tildeles denne overfladevandsretention. Vand og kvælstof fra et givent område kan passere igennem flere retentionsmiljøer undervejs til kysten.

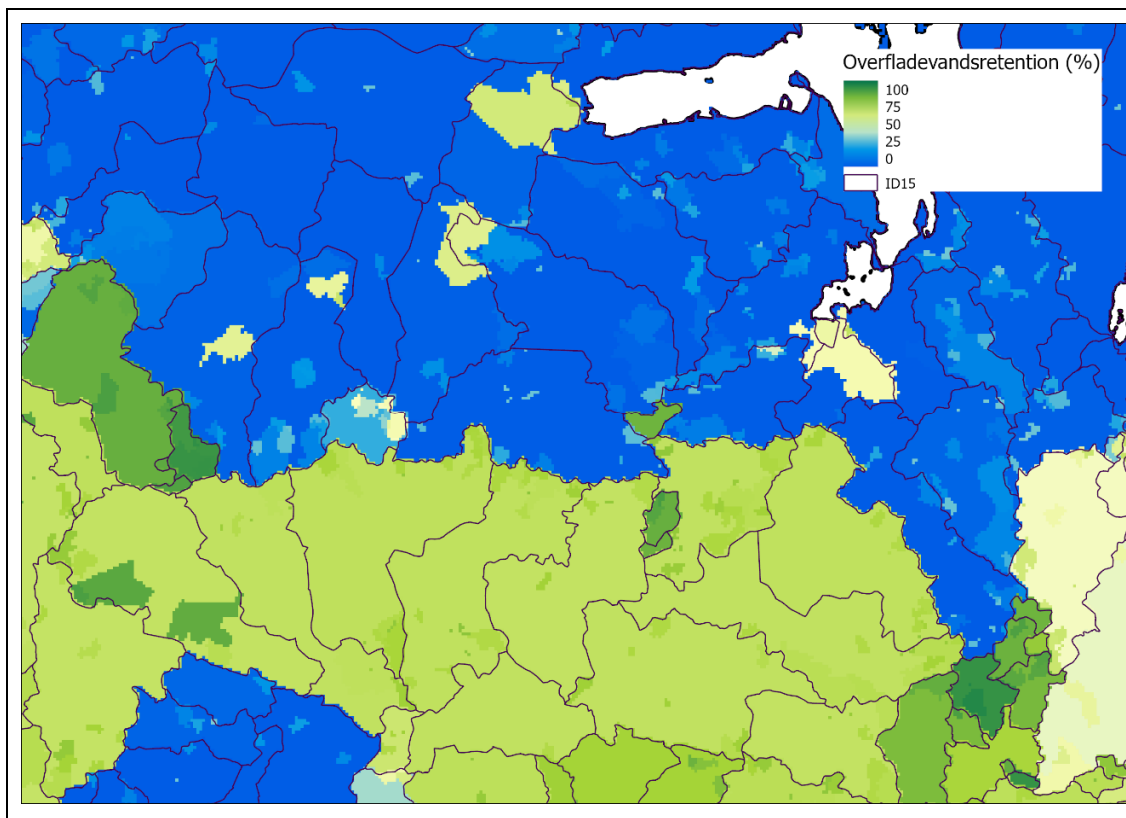
I overfladevandsretentionskortet indgår alle oplande til de enkelte retentionsmiljøerne. Generelt vil den samlede overfladevandsretention være sammensat af retention i flere retentionsmiljøer, fx små vandløb og små søer, og det kan være svært visuelt at adskille disse oplande direkte. Overfladevandsretention indgår sammen med grundvandsretention i den totale retention, men vil ikke altid kunne genfindes i regionerne for den totale retention, fx fordi oplande er mindre end de 50 ha, eller fordi overfladevandsretentionen er væsentlig mindre end retentionen i grundvand. Dog er det sikret, at oplande til minivådområder og restaurerede vådområder er afgrænset individuelt, også selvom arealet udgør mindre end 50 ha, (Figur 64).

Kortet for overfladevandsretentionen er vist på Figur 61 for hele landet, mens Figur 62 viser et udsnit, hvor ID15 oplandene desuden er vist for sammenligning. Som det fremgår, er der

nogle generelle forskelle i retentionen over større områder, hvilket skyldes retentionsmiljøer, der har effekt på alle opstrøms arealer. Her er det specielt de store søer, der kan erkendes. I nogle ID15 oplande er overfladevandsretentionen den samme for hele oplandet, hvilket forekommer, hvis der kun sker en omsætning i vandløbene inden for ID15 oplandet. Generelt vil der dog være en varierende overfladevandsretention, der er sammensat af omsætningen i søer, samt vådområder og minivådområder.



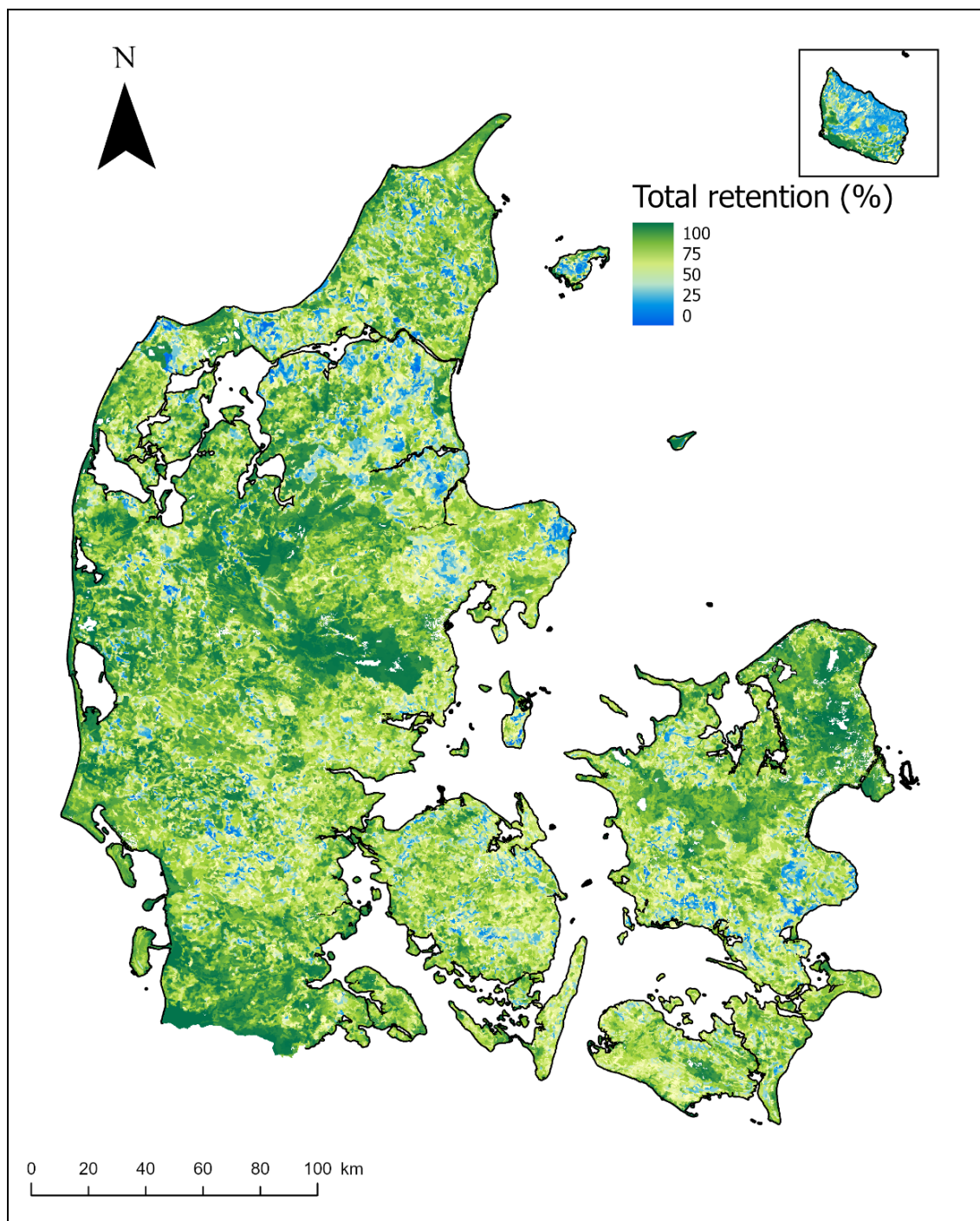
Figur 61 Procentuel omsætning af kvælstof i overfladevand imellem lokation i opland og kysten



Figur 62 Udsnit af overfladevandsretention sammen med afgrænsning af ID15 oplande

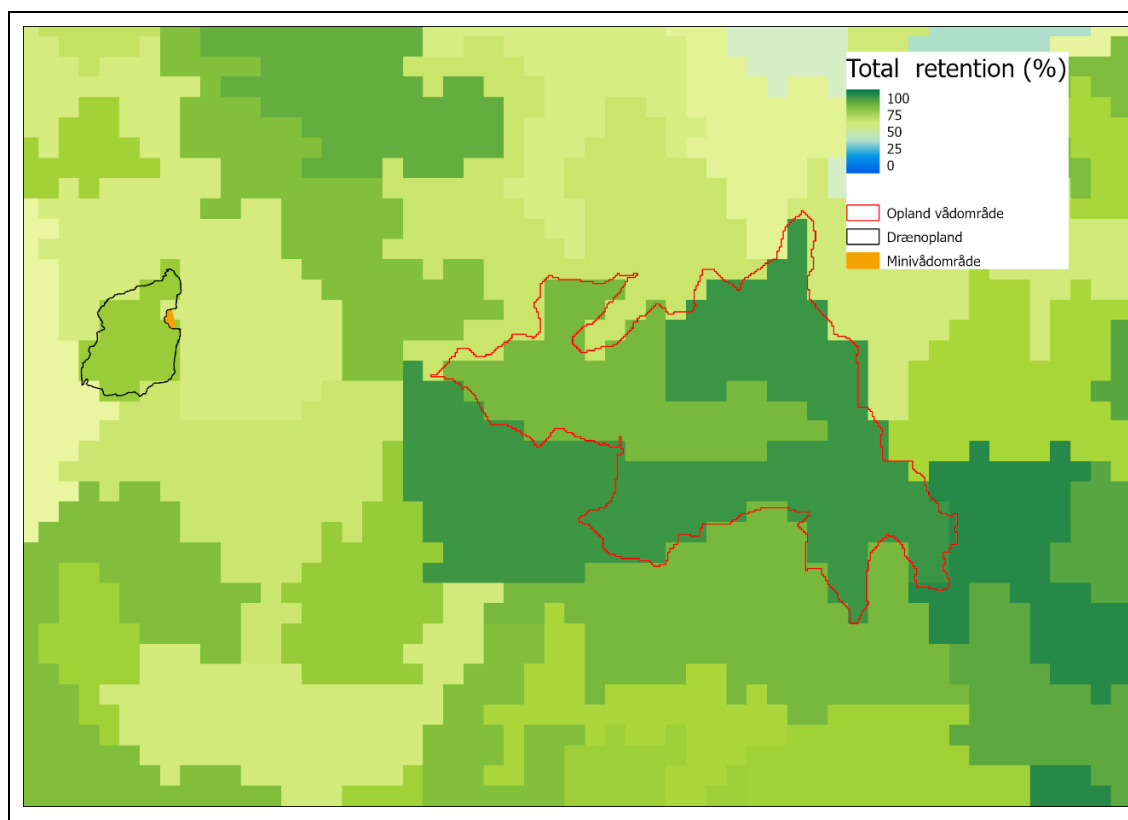
5.2.3 Total retention

Kortet for den totale retention, viser retentionen af kvælstof fra det udvaskes fra rodzonen, og til det når frem til kysten. Retentionsprocenten angiver, hvor stor en andel af det kvælstof, der udvaskes i en region, som ikke når frem til kysten. Den totale retention er sammensat af retentionen i grundvand og i overfladevand og er grupperet i regioner med en minimumsstørrelse på 50 ha. Til grupperingen er metoden region growing anvendt, afsnit 2.4.4.1, og kortet er vist på Figur 63.



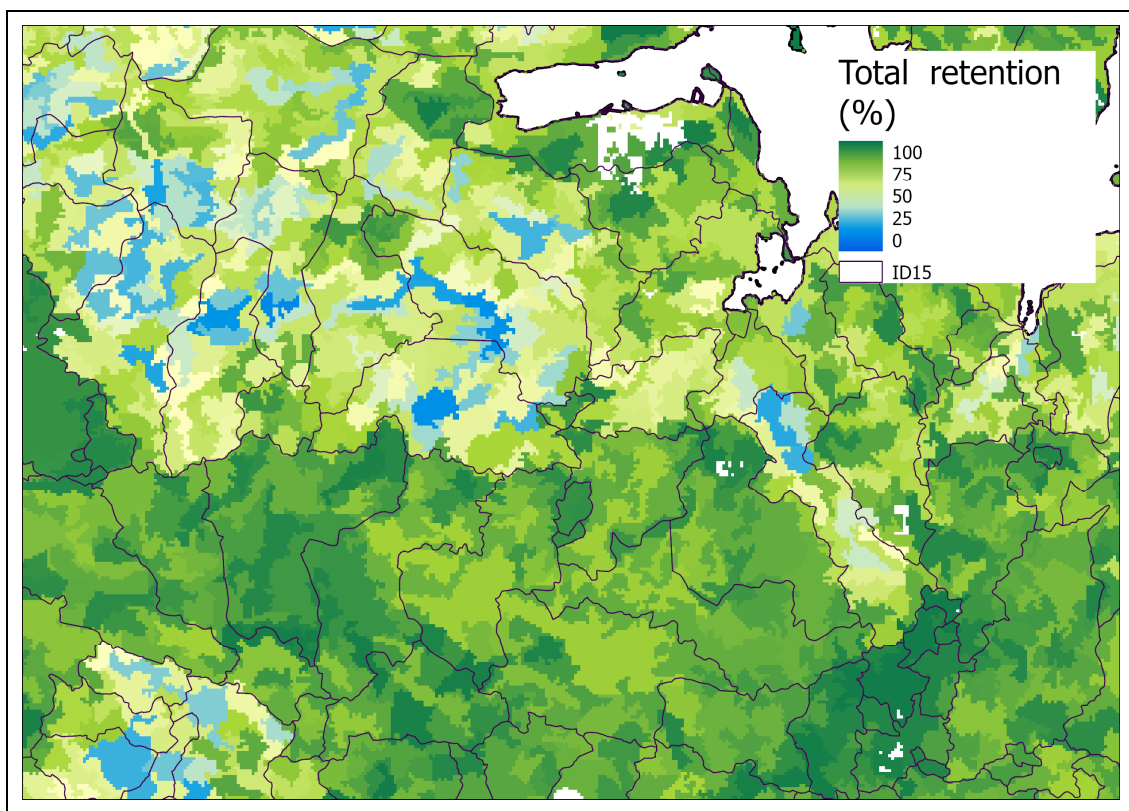
Figur 63 Procentuel omsætning af kvælstof under transport fra rodzone til kyst (total retention).

Der er nogle enkelte undtagelser i forhold til minimumsarealet på 50 ha. Der optræder nogle landarealer (små øer og holme) som er mindre end 50 ha, for disse vil regionerne ligeledes være mindre end 50 ha. Virkemidlerne minivådområder og restaurerede vådområder er håndteret, så de og de tilhørende oplande udgør selvstændige regioner. For minivådområder vil drænoplandet til minivådområdet udgøre én region også ved et areal på mindre end 50 ha. Oplandene til vådområder er ofte større end 50 ha, og indenfor oplandet er der foretaget en selvstændig region growing, alene baseret på gridværdier inden for oplandet. Afgrænsning af vådområder og minivådområder for den totale retention er illustreret i Figur 64.



Figur 64 Eksempel op afgrænsning af total retention i område med vådområde og minivådområde.

Figur 65 viser et udsnit for den totale retention overlagt afgrænsningen af ID15 oplande. Som det fremgår af figuren, viser den nye metode til afgrænsning af sammenlignelige grid, at der generelt er en stor variation i retentionen inden for de enkelte ID15 oplande. Dette skyldes, at forskelle i den naturlige retention drives af variationerne i de naturlige forhold. Ved anvendelse af den nye metode er det i langt højere grad muligt at udpege arealer med hhv. høj og lav retention.



Figur 65 Udsnit af den totale retention sammen med afgrænsning af ID15 oplande.

5.3 Usikkerheder på retentionskort

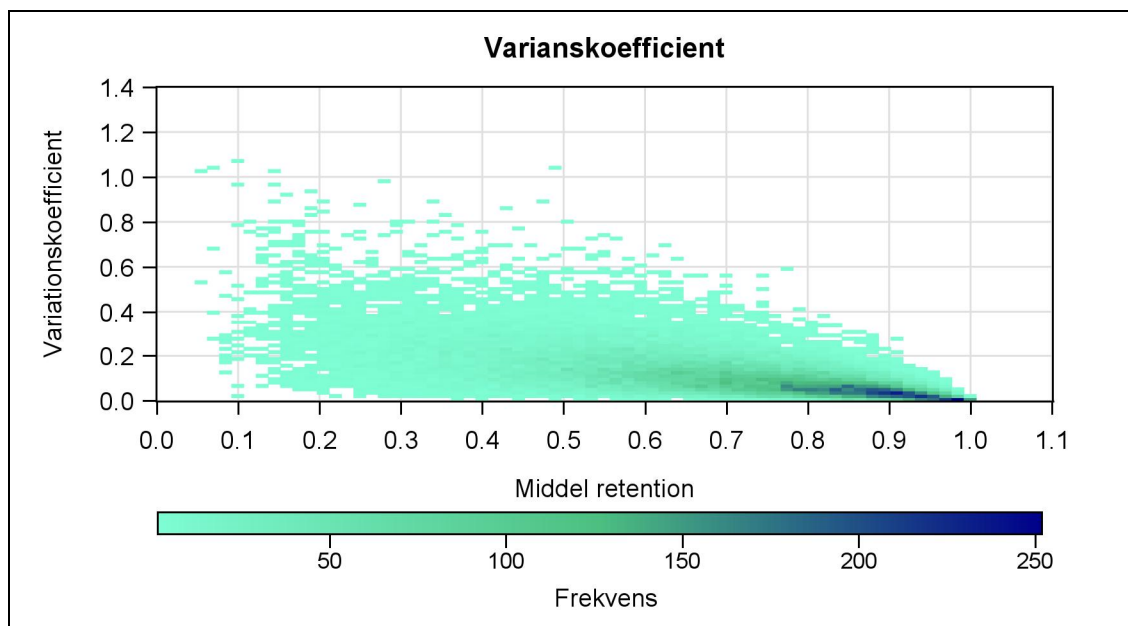
Usikkerheden på retentionskortene udgøres af de to tidligere beskrevne delelementer: 1) modellens evne til at beskrive den observerede kvælstoftransport ved målestationer og 2) usikkerheden på mindre skala (regioner). Mens usikkerheden på målestationsskala kan estimeres på basis af observeret og beregnet kvælstoftransport ved målestationer, som er beskrevet i afsnit 3.4, er dette ikke muligt til kvantificering af usikkerheden for de enkelte regioner, som retentionen er opgjort på. Til vurdering af usikkerhederne på denne skala anvendes resultaterne fra Monte Carlo beregningerne, der beskriver usikkerhederne på gridniveau, som resultat af de inputusikkerheder, der er anvendt i analysen og beskrevet i afsnit 4.2. Ved region growing metoden aggregeres griddene til de sammenhængende regioner og usikkerhederne på regionsskala beregnes derefter.

5.3.1 Usikkerhed inden for regioner

Med Monte Carlo beregningerne er usikkerheden estimeret for den totale retention (fra rodzone til kyst) ved beregning af standardfejlen på middelværdien for hver af de afgrænsede regioner. Standardfejlen er anvendt som mål for usikkerheden, da denne generelt anvendes ved en statistisk kvantificering af usikkerhed, og korresponderer til standardafvigelsen. Det bemærkes, at for de tidligere retentionskort blev der angivet en usikkerhed på ± 2 gange standardafvigelsen, som med en antagelse af en normalfordeling af usikkerheden, vil udtrykke et 95 % konfidensinterval. Ved anvendelse af de små regioner, kan det generelt ikke

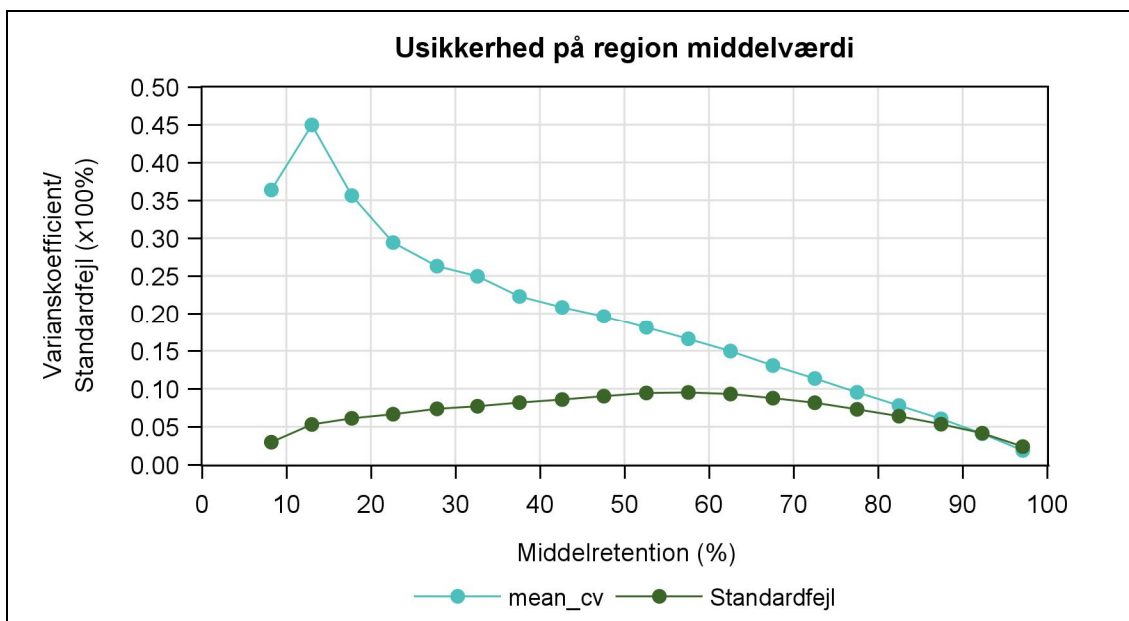
forventes, at usikkerheden følger en normal fordeling, og det er derfor valgt at anvende standardfejlen.

Usikkerheden kan også udtrykkes ved variationskoefficienten (CV), der er standardfejlen divideret med middelværdien. Variationskoefficienten viser altså usikkerheden relativt til middelværdien og gør det muligt at sammenligne usikkerhederne uafhængigt af de faktiske retentionsværdier. Figur 66 viser variationskoefficienten som funktion af middelretentionen for alle regioner på 50 ha eller derover. Som det fremgår, optræder de største variationskoefficienter for de laveste retentionsværdier, hvor der også ses den største spredning.



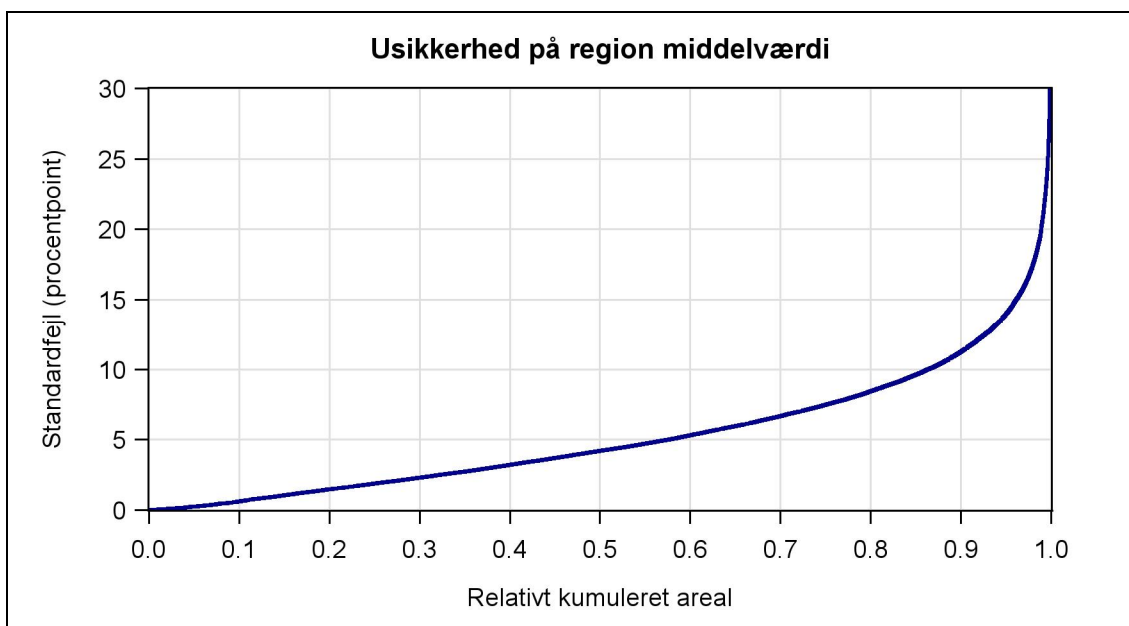
Figur 66 Variationskoefficient vs. middel retentionen for samtlige regioner

For at identificere nogle generelle tendenser er alle regioner opdelt på basis af deres middelretention i klasser fra 5 til 100 % retention i intervaller på 5 %. For hver klasse er middel af retentionsværdien, variationskoefficienten og standardfejlen opgjort. Resultatet er vist i Figur 67, hvoraf en aftagende variationskoefficient for stigende retentionsværdier tydeligt fremgår. Figur 67 viser desuden standardfejlen vs. middelretentionen, som viser et andet forløb. For de mindste retentioner er standardfejlen lav trods den største variationskoefficient. For de største retentionsværdier, er standardfejlen ligeledes lav og med meget lille variationskoefficient. Der er altså en stor relativ usikkerhed på de små retentionsværdier, men netop fordi det er lave retentionsværdier, bliver den absolutte usikkerhed i procentpoint begrænset. Den største absolutte usikkerhed optræder for retentionsværdier omkring 50 – 60 %.



Figur 67 Variationskoefficient (mean_cv) og standardfejl vs. middel retention for regioner. Retentionsværdierne er opdelt i 5 % intervaller fra 5 til 100 %, og variationskoefficienten/standardfejlene angiver middelværdien for hvert interval.

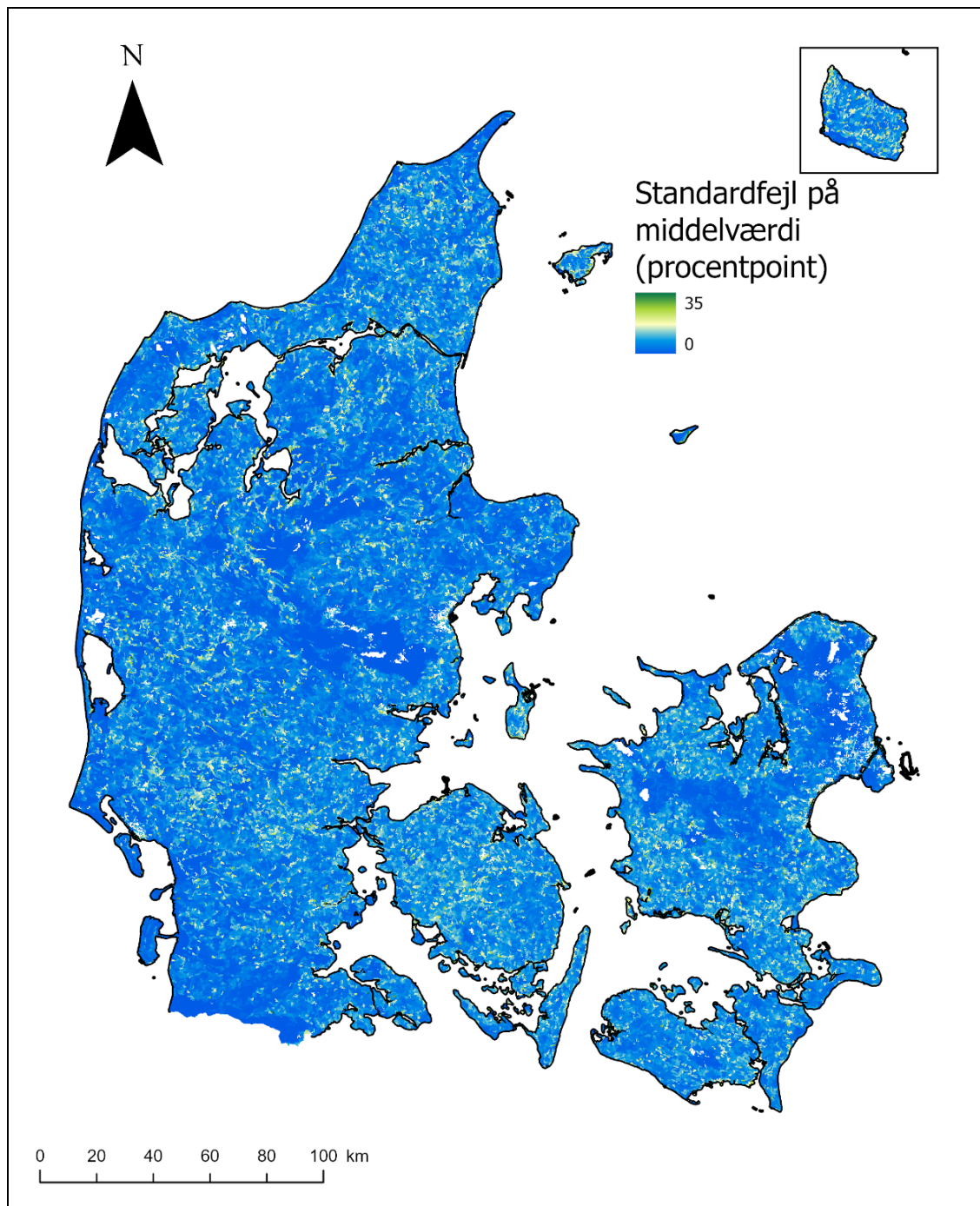
I Figur 68 er standardfejlen afbildet som funktion af det relative kumulerede areal. Dette viser, at for 90 % af landet er standardfejlen under 11 %.



Figur 68 Standardfejl vs. relativt kumuleret areal for alle regioner

Usikkerhederne er bestemt for den totale retention mellem rodzonen og havet. Der er ikke tilsvarende beregnet en separat usikkerhed på retentionen i grundvand og for overfladevandet. Ved sammenligning af beregnede- og observerede transporter, er det muligt at vurdere størrelsen af fejlen på den beregnede retention, afsnit 3.4. Opdelingen i grundvands- og overfladevandsretentionen er en underinddeling af den totale retention, hvor det ikke på samme måde er muligt at vurdere denne opdeling baseret på uafhængige data. Det vurderes dog, at usikkerheden på denne opdeling vil være større end usikkerheden på den totale retention.

Den geografiske fordeling af standardfejlen på middelværdierne for hver region etableret med region growing er vist på Figur 69. De mindste usikkerheder på middelfejlen forekommer i oplande med stor retention, enten pga. store søer eller hvor der sker en stor omsætning i grundvandet. De største usikkerheder ses generelt at være relateret til ådale eller områder med stor andel af drænede marker.



Figur 69 Standardfejl i procentpoint inden for de enkelte regioner etableret ved region growing.

5.3.2 Samlet usikkerhed

Kvælstofmodellens evne til at beregne kvælstoftransporterne ved målestationerne, afsnit 3.4, er baseret på middel af modelberegningerne for de 90 realisationer i Monte Carlo beregningerne. Ved et middel uden bias ($NBAL = 0$), udspænder Monte Carlo beregningerne det samlede usikkerhedsrum for modellen. For nogle stationer er NBAL tæt på 0, men for hovedparten afviger den, og i afsnit 3.4 blev usikkerheden på retentionsværdien på målestations-skala opgjort til 11 procentpoint udtrykt ved standardafvigelsen for alle stationer, med en variation for de enkelte biasområder. Denne usikkerhed er beregnet på basis af den kalibrerede model. For de målte oplande er der efterfølgende foretaget en stationsafstemning, så forskellen mellem observerede og beregnede kvælstoftransporter maksimalt udgør $\pm 10\%$ af den observerede værdi. Usikkerheden på den beregnede transport og dermed den totale retention for målte oplande, vil således være begrænset, og væsentligt under procentpointene beregnet for de enkelte biasområder,

I umålte oplande kan der ikke ske en afstemning til observationer. Her benyttes i stedet en biaskorrektion, der korrigerer for en eventuel generel bias for større områder, se Figur 39 for afgrænsning af biasområder. Mens biaskorrektionen kan justere det generelle niveau, kan forskelle fra delopland til delopland ikke tilgodeses, som det er muligt for de målte oplande. Usikkerhederne for umålte oplande, forventes således at være større end for de målte oplande. Standardafvigelsen af forskellen mellem den "observerede" og beregnede retention for de enkelte biasområder er listet i Tabel 13. Med antagelse af, at forskellen mellem den sande og den beregnede retention er sammenlignelig for de målte og umålte oplande, giver værdierne i Tabel 13 en indikation af usikkerhederne for de umålte oplande i forhold til de beregnede kvælstofretentioner, og specielt hvordan disse usikkerheder varierer geografisk.

Analysen med sammenligning af observerede og beregnede kvælstoftransporter, afsnit 3.4, samt resultaterne fra Monte Carlo simuleringerne bidrager til den samlede usikkerhed på retentionsværdierne. Bidragene kan dog ikke blot adderes. Usikkerheden bestemt ved Monte Carlo simuleringen vil indeholde en del af usikkerheden, bestemt på baggrund af afvigelser mellem observeret og beregnet kvælstoftransport (og hele denne usikkerhed i tilfælde hvor NBAL er 0). Det er ikke muligt at kvantificere den samlede usikkerhed direkte. Dog kan analysen på basis af NBAL indikere den relative variation i, hvor meget usikkerheden bestemt med Monte Carlo simuleringen forventes at underestimere den samlede usikkerhed. Analysen viser fx, at usikkerhederne bestemt med Monte Carlo beregningerne underestimerer den samlede usikkerhed for den sydvestlige del af biasområde 2 samt hele område 10 mere end for den øvrige del af landet. NBAL samt beregnede og "observerede" retentioner for de enkelte stationer er vist i Bilag 8 (Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b).

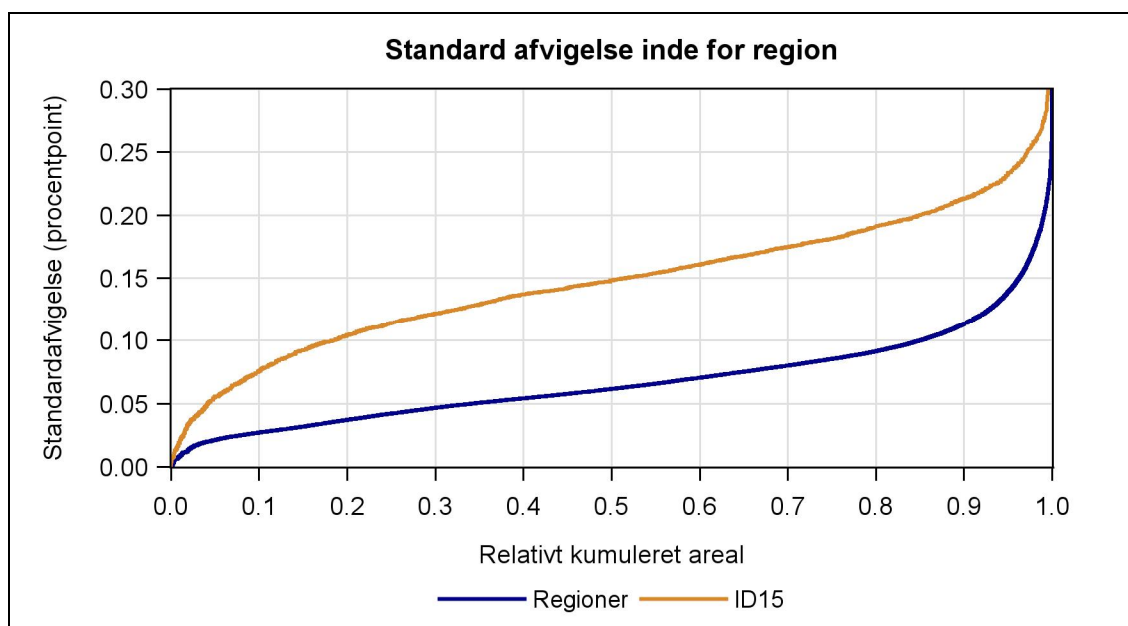
Det skal pointeres igen, at den gennemførte usikkerhedsanalyse ved Monte Carlo beregningerne, er gennemført for de forhold, der: 1) er vurderet at have størst betydning for usikkerheden på de beregnede retentionsværdier, og 2) for forhold, hvor der er kendskab til usikkerhederne, så disse kan karakteriseres statistisk. Der vil være andre forhold, som vil have betydning for den beregnede retention, men som ikke kan kvantificeres, og derfor ikke er medtaget i analysen. Udover de tidligere nævnte eventuelle fejl og manglende viden, vil der også være usikkerheder på fx hvorvidt små søer har et afløb, samt afgrænsningen af fx oplande til små søer og vådområder samt identifikation af drænedes arealer, afsnit 2.3.

Ligeledes er kvælstofmodellen baseret på forståelsen af hvilke processer, der er styrende for transport og omsætning af kvælstof i det fysiske system. Denne forståelse er baseret på vores nuværende viden. Nye erkendelser på basis af fremtidige studier vil kunne revidere denne forståelse.

Med den anvendte metode estimeres således den "generelle" usikkerhed på retentionskortet som konsekvens af den usikkerhed, det er muligt at kvantificere på inputdataene. Da det ikke er muligt at kvantificere alle usikkerhedskilder, vil den beregnede usikkerhed generelt være underestimeret. I nogle områder optræder der komplekse geologiske forhold, som det på baggrund af det eksisterende videns- og datagrundlag ikke er muligt at opnå den fulde forståelse af. For disse områder kan usikkerheden på den beregnede kvælstofretention være større, uden at dette kan kvantificeres direkte. Nogle af disse forhold er nærmere beskrevet i kapitel 6.

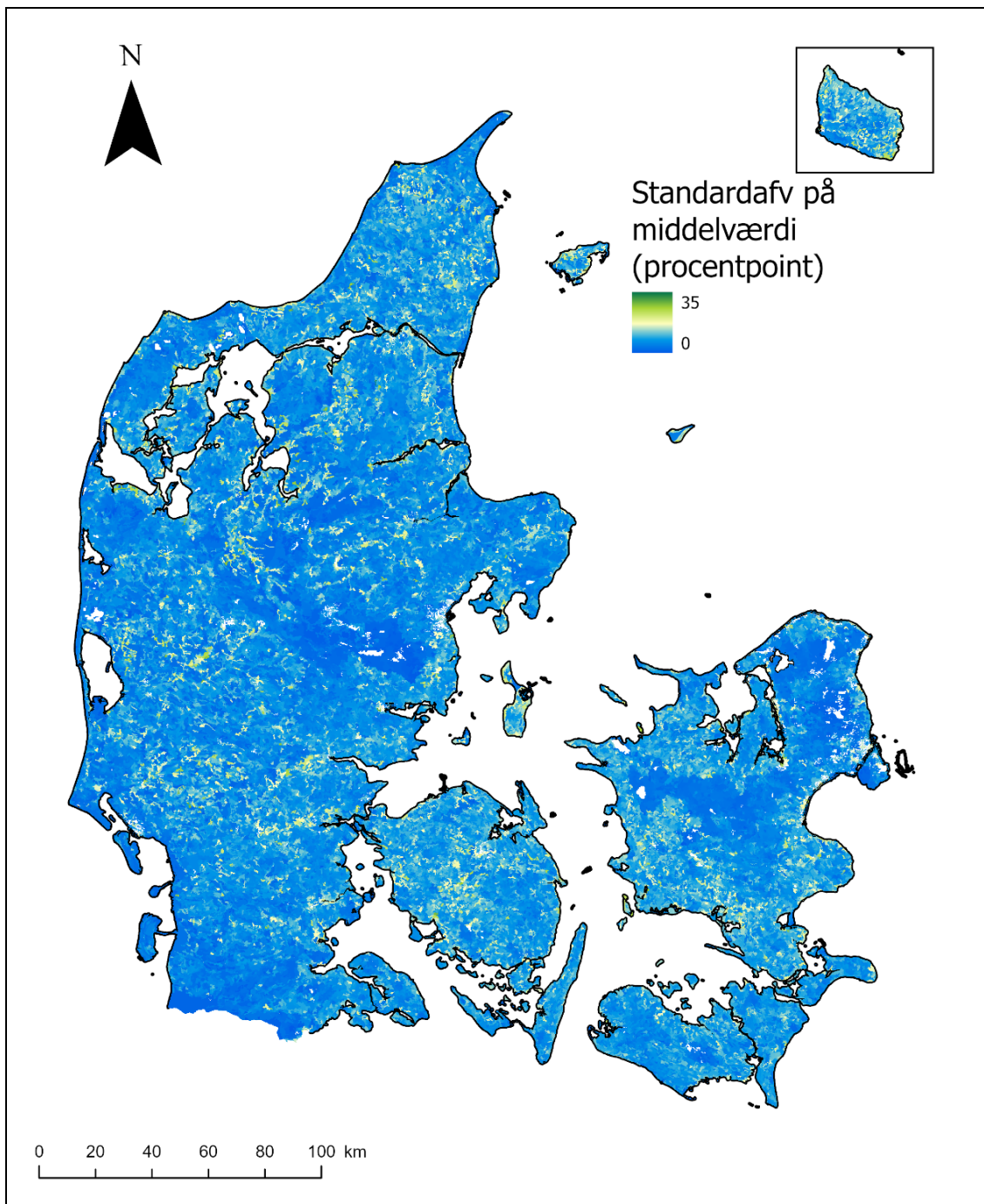
5.3.3 Variation på regionskala

Udover usikkerheden på middelværdien for regionerne, vil variationen af retentionsværdierne inden for de enkelte regioner have betydning for sikkerheden ved anvendelsen af retentionskortet. Er der stor variation inden for regionen, vil der være grid med retentionsværdier, som kan være væsentligt forskellige fra middelværdien. På basis af retentionsværdierne for de enkelte grid i en region, er standardafvigelsen i retentionen derfor beregnet for hver region. Resultatet for regioner lig eller større end 50 ha er vist på Figur 70 hvor det ses, at for 90 % af landet er standardafvigelsen af griddene inden for regionerne ligeledes under ca. 11 %. Til sammenligning viser Figur 70 desuden standardafvigelserne, hvis ID15 oplandene anvendes ved aggregering af den totale retention. Det fremgår tydeligt, at det med region growing er lykkedes at afgrænse områder, der i langt højere grad er i stand til at tilgodese de naturlige variationer i retentionen.



Figur 70 Standardafvigelse af retentionsværdier inden for regioner og indenfor ID15 oplande

Den geografiske fordeling af spredningen i totalretentionen inden for de afgrænsede regioner er vist på Figur 71. Som for usikkerheden på middelværdierne, findes de mindste spredninger i områder med stor grundvands og/eller overfladevandsretention, fx i oplande med store søer, mens de største standardafvigelser/spredninger generelt optræder i ådale eller områder med væsentlig dræning.



Figur 71 Standardafvigelse af retentionsværdier inden for de enkelte regioner etableret ved region growing

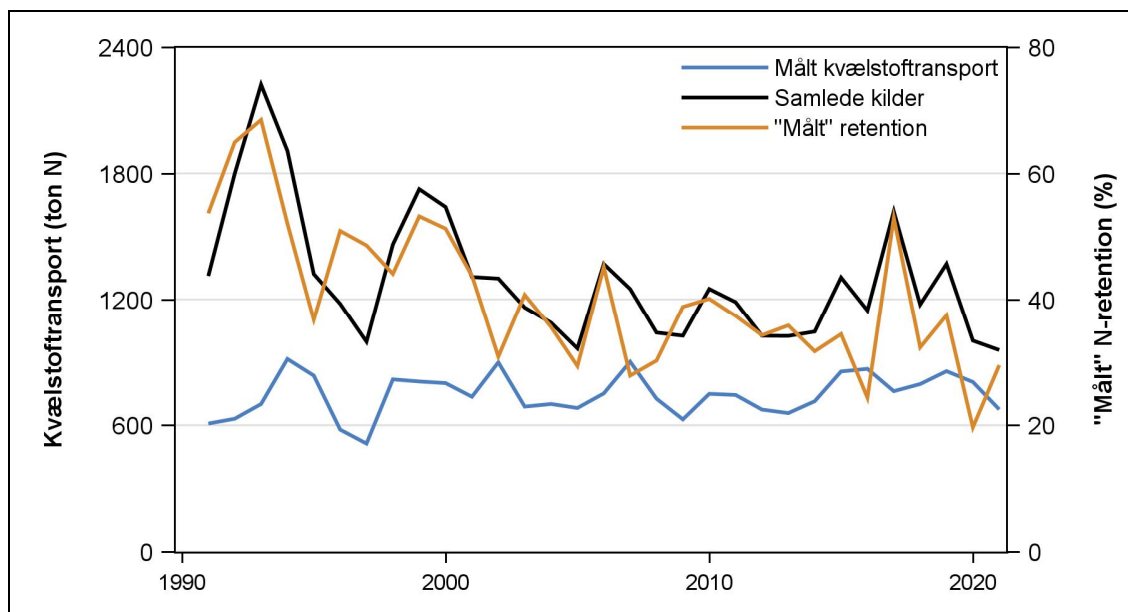
6. Særlige forhold

6.1 Områder med lille tidslig udvikling i målt kvælstoftransport

Siden de første indsatsplaner overfor kvælstof omkring midten af 1980'erne, har der været et generelt fald i det samlede kvælstoftab. For hovedparten af de danske vandløb, er dette fald synligt i de observerede kvælstofkoncentrationer og -transporter i vandløb. Det er dog velkendt, at der for en række vandløbsoplande, primært i Himmerland, kun er en svag tidslig udvikling i målte kvælstofkoncentrationer og kvælstoftransporter i vandløbene. Den tidslige udvikling afviger således fra den typiske udvikling i andre danske vandløb med tydelige fald i kvælstofkoncentrationerne (Højberg et al., 2021a).

I Figur 72 ses et eksempel fra oplandet til Lindenberg å (stations# 14000016) i Himmerland, hvor det samlede kvælstoftab (primært udvaskningen fra dyrkede arealer) er reduceret i perioden 1990-2021, mens kvælstoftransporten i vandløbet ikke er reduceret i samme grad. Den manglende respons i vandløbs-N-transporten på faldet i kvælstofudvaskningen vurderes at være relateret til lange transporttider igennem grundvandssystemet uden en væsentlig omsætning af nitrat undervejs. En stor andel af det kvælstof, der måles i vandløbet, kan således være udvasket for årtier siden. Transporttider i grundvandet kan ikke måles direkte. Det er muligt at måle grundvandets alder ved datering, men denne alder vil afspejle en blanding af grundvand, der er transporteret via forskellige veje og med forskellige transporttider. Der er således ikke data, som direkte kan anvendes til at vurdere en hydrologisk models evne til at beskrive transportvejene og alderen på vandet. Kvælstoftransporter beregnet med de tidligere versioner af kvælstofmodellen, for oplande i Himmerland viser ved sammenligning med målte transport, at kvælstofmodellen er udfordret mht. at beskrive forsinkelserne i Himmerland.

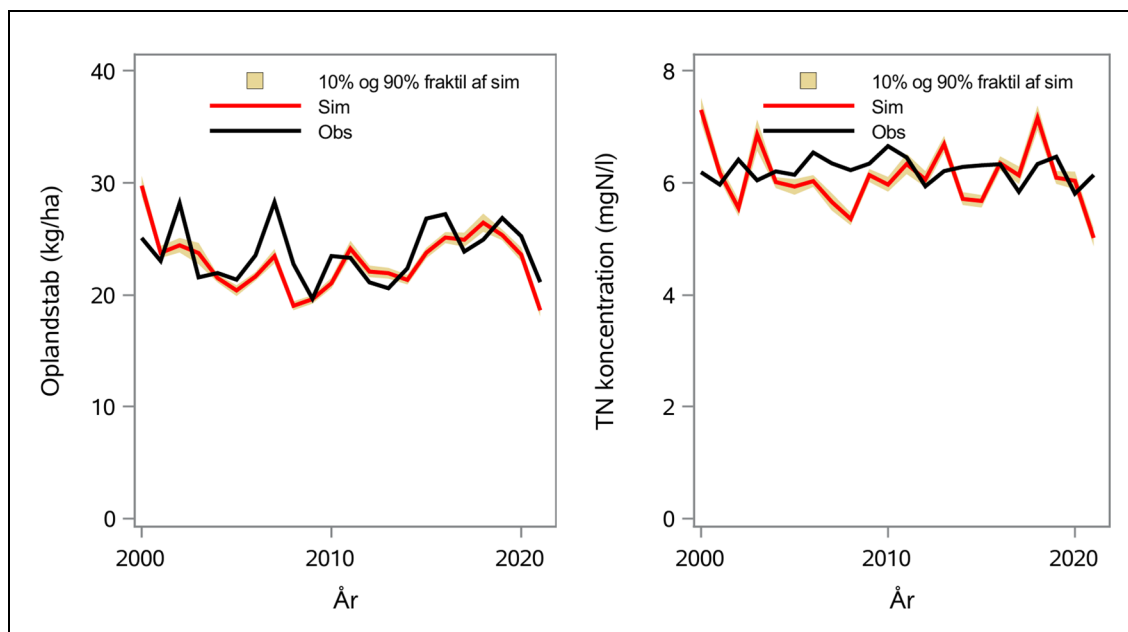
Retentionen beregnes ud fra de samlede kvælstofkilder og vandløbstransporten (retention = $[1 - \text{samlede kilder/vandløbstransport}] \cdot 100 \%$). I denne beregning er det vigtigt, at kvælstofkilderne og de målte kvælstoftransporter reflekterer samme periode. Er der stor forsinkelse imellem kilder/udvaskning og vandløbstransport, vil den observerede transport for et givent år ikke være relateret til udvaskningen fra rodzonen i samme år. Er der samtidigt en udvikling (reduktion) i nitratudvaskningen og andre kvælstofkilder hen over årene, vil den "målte" retention beregnet på basis af kvælstofkilder og vandløbstransporter fra samme år, resultere i en tidslige trend i retentionen. Dette er illustreret i Figur 72, hvor den "Målte" retention er beregnet på basis af data for kvælstofkilder og observeret transport i vandløb fra de enkelte år. Den "Målte" retention ses at være aftagende igennem perioden. Der er således pga. tidsforsinkelsen en stor usikkerhed og sandsynligvis en bias ved beregning af den procentvise kvælstofretention som i Figur 72 .



Figur 72 De samlede kvælstofkilder og kvælstoftransporten i vandløb i kg N/år (venstre Y-akse) og den resulterende "målte" kvælstofretention i procent for oplandet til Lindenberg Å ved Møllebro (St# 14000016).

I den nuværende version af kvælstofmodellen, er der udviklet et nyt koncept i forhold til sårbarheden i kalkområder, der i højere grad tilgodeser en lang transportvej uden væsentlig omsætning af nitrat end i tidligere versioner af modellen. På stationsplottene i Bilag 8 (Højberg, Thodsen & Børgesen (red), 2025b) ses generelt en begrænset udvikling i de beregnede kvælstoftransporter og -koncentrationer, som illustreret for stationen i Lindenberg Å på Figur 73. Dette er dog delvist forårsaget af, at udviklingen i nitratudvaskningen fra rodzonen i den benyttede periode (2000 – 2021), ligeledes har været begrænset set i forhold til udviklingen i perioden fra 1990-2000.

Kvælstoftransporten ses af Figur 72, at være næsten konstant over tre dekader, hvilket tyder på meget lange transporttider fra rodzonen til vandløbene. For at kunne beskrive denne udvikling, er det derfor nødvendigt med et troværdigt estimat af den historiske nitratudvaskning. I projektet er nitratudvaskningen beregnet fra 1990, hvilket vurderes ikke at være tilstrækkeligt langt tilbage i tid til at kunne beskrive den rigtige tidslige udvikling i kvælstoftransporten i områder med meget lange transporttider. Til retentionskortet beregnes retentionen på basis af hele perioden 2000-2021, hvilket i nogen grad vil reducere betydningen af forsinkelsen mellem rodzonen og vandløbene. Med en næsten konstant transport over tre dekader, vurderes det dog ikke, at anvendelse af gennemsnitsværdier over den anvendte periode kan eliminere betydningen af forsinkelsen helt. Usikkerhederne på retentionen for oplandene med lange transporttider vurderes derfor at være højere end den generelle usikkerhed og ikke til fulde kvantificeret gennem usikkerhedsanalysen (se også Tabel 13, specielt biasområde 10).



Figur 73 Observeret og beregnet udvikling af kvælstoftransporter og -koncentrationer i Lindenberg å ved Møllebro (St# 14000016).

6.2 Kystnære områder

I de helt kystnære områder vil der ofte forekomme en diffus transport til havet enten direkte via grundvandet, til strandarealer eller til meget små vandløb. En række små kystvandløb er ikke inkluderet i DK-modellen, og den beregnede transport vil ske direkte via grundvandet til havbunden. I modelkomplekset antages det, at havbunden er reduceret, og at kvælstoffet derfor fjernes helt ved en direkte grundvandsudstrømning. I nogle tilfælde vil kvælstoftransporten til havet fra disse arealer ske via små kystvandløb, hvor der ikke er sket en fuldstændig omsætning. For disse arealer vil den beregnede kvælstofretention være overestimeret, ligesom der kan være områder, hvor havbundssedimentet ikke er reduceret og retentionen derfor også vil være overestimeret.

6.3 Mindre øer

I tidligere versioner af NKMv2020 har øerne Læsø, Anholt, Samsø, Tunø og Endelave ikke været inkluderet i beregningerne, men fik tildelt en kvælstofretention på baggrund af øvrige områder. I NKMv2025 er disse øer inkluderet i modelsystemet. Der er dog, ligesom for en række andre øer og smalle landfaste områder, ikke måledata i form af vandløbstransporter til rådighed til at kunne vurdere nøjagtigheden af modelleringen. Desuden er datagrundlaget mht. de geologiske og geokemiske data for de mindste af disse øer meget begrænset. Ved beregning af de hydrologiske forhold med DK-modellen er det kun på Samsø, at der er medtaget en vandløbsbeskrivelse. Mindre vandløb på de øvrige øer er beskrevet vha. dræn, som afvander de lavtliggende områder, hvor der i naturen eksisterer små vandløb. Samlet vurderes usikkerheden på de mindre øer derfor at være større end for den øvrige del af landet.

6.4 Umålte oplande

Omkring 60 % af landets areal, primært de indre dele, er placeret opstrøms for en vandløbsmålestation. Fra denne målte del af landet kan det beregnes, hvor godt NKMv2025 simulerer den målte kvælstoftransport og der kan foretages en afstemning/korrektion af de beregnede værdier til måldata, afsnit 3.3. For de resterende ca. 40 % mere kystnære dele af landet kan der ikke foretages en korrektion, da der ikke er viden om, hvor unøjagtig modellen er. For de umålte oplande foretages der en biaskorrektion inden for afgrænsede områder (bias-områder), afsnit 3.3, som er afgrænset på basis af sammenlignelige korrektioner under afstemningen til målte kvælstoftransporter i vandløb for de målte oplande.

Antagelsen er, at en eventuel bias i de beregnede kvælstoftransporter er sammenlignelig i den målte og umålte del af et givent område. Den sande bias er dog ukendt for umålte oplande, og det kan ikke garanteres, eller kontrolleres, at den udførte biaskorrektion i umålte oplande vil føre til en bestemmelse af kvælstofretentionen med samme præcision som for målte oplande. Der vil forventeligt derfor være områder, hvor retentionen beregnet med NKMv2025 er enten over- eller undervurderet, og hvor biaskorrektionen ikke retter op på dette forhold lige så nøjagtigt som for målte oplande. Det er dog vurderet, at biaskorrektionen af umålte oplande overordnet set forbedrer retentionskortene, men at usikkerheden på kvælstofretentionsprocenten er større for de umålte områder end for målte oplande.

7. Vurdering af NKMv2025

Der er sket en omfattende videreudvikling af kvælstofmodellen, herunder de individuelle delmodeller, der tilsammen udgør kvælstofmodellen. Baseret på viden fra tidligere forskningsprojekter, er der således udviklet en ny geokemisk model for undergrunden, der giver en mere detaljeret og geokemisk korrekt beskrivelse af omsætningen af kvælstof i grundvandet. Ligeledes er der sket en nyudvikling af samtlige modeller, der beskriver omsætningen i retentionsmiljøerne i overfladevandet. Desuden beror udviklingen på et væsentligt opdateret datagrundlag, hvor de tidligere versioner af kvælstofmodellen var baseret på data fra 1990 – 2010, anvendes den nyere tidsserie 2000 – 2021 i den opdaterede model. Den nye tidsperiode er karakteriseret ved både at have bedre kvalitet, såsom bedre viden om landbrugspraksis og gødskning, ligesom der inddrages observationer fra nye vandløbsmålestationer etableret i forbindelse med Fødevarer- og Landbrugspakken i 2015. Udviklingen af flere af delmodellerne beror desuden på data fra hele perioden fra 1990 – 2021 inklusivt data indsamlet under nærværende projekt, og er således udviklet på et markant større datagrundlag i forhold til de tidligere versioner.

Under udviklingen har der været fokus på at kunne beregne kvælstofretentionen på en mindre skala end de tidligere anvendte ID15 oplande. Den rumlige opløsning af kvælstofmodellen er således væsentligt mere detaljeret. Hvor der tidligere blev anvendt et 500 m grid til beregning af grundvandsretentionen anvendes nu et 100 m grid, der opløser landet i ca. 4.3 mio. grid. Dette giver bl.a. en meget bedre opløsning af de terrænnære forhold, der har stor betydning for transport i den øvre grundvandszone, herunder dræntransporten. Tilsvarende blev den samlede retention indenfor ID15 oplandene tidligere beregnet ved "lumped" tilgang, hvor det blev antaget, at retentionen var ligeligt fordelt over ID15 oplandsarealet. I den opdaterede version, er der foretaget en afgrænsning af det bidragende opland for alle retentionsmiljøer i overfladevandet, hvorved belastningen til retentionsmiljøet kan opgøres mere korrekt, ligesom retentionen kan tilskrives de specifikke bidragende oplande. Eneste undtagelse herfor er retentionen til små vandløb, hvor der ikke kan afgrænses oplande til de enkelte vandløbsstrækninger, og retentionen i små vandløb er derfor stadig antaget ligeligt fordelt inden for et ID15 opland.

Foruden den geografiske detaljering af modelberegningerne, er der udviklet en ny metode til etablering af kvælstofretentionskortene på en finere geografisk skala. Metoden tager udgangspunkt i algoritmen Region Growing, hvor grid grupperes i sammenhængende områder (regioner) ud fra hvor sammenlignelige deres retentionsværdier er. For hver region beregnes middelretentionen baseret på alle grid inden for regionen, hvilket er resultatet i de endelige retentionskort. I tidligere versioner af retentionskortene blev middelretentionen opgjort på ID15 skala, der er topografiske afgrænsninger og ikke tager hensyn til den geografiske variation i retentionsværdierne. Ved anvendelse af Region Growing metoden, er variationen i retentionsværdierne inden for regionerne væsentlig mindre end variationen var inden for ID15 oplandene. En mindre variation inden for regionen betyder, at der i middel vil være mindre forskel mellem den faktiske gridværdi og middelværdien for regionen. Herved er "rigtigheden" af at anvende middelværdien blevet markant større ved anvendelse af den nye metode.

Den nuværende opdatering vurderes at have resulteret i en markant forbedring af kvælstofmodellen, herunder dens beskrivelse af transport og omsætning på en mindre geografisk skala. Som tidligere er modellen vurderet på basis af en sammenligning mellem observerede og beregnede transporter, samt behovet for at "afstemme" modellen for at sikre, at de observerede og beregnede kvælstoftransporter stemmer overens. Denne analyse viser, at der er sket en forbedring i beregningen af transporter for de mindste stationer, mens modellens performance for øvrige stationer er sammenlignelig med tidligere.

En væsentlig udfordring ved at gå ned i skala er, at der ikke findes observationer på den skala resultaterne ønskes anvendt på. I projektet er der derfor gennemført en omfattende usikkerhedsanalyse ved en Monte Carlo simulering, som er en statistisk baseret usikkerhedsanalyse. Med analysen er det kvantificeret hvorledes usikkerheden på de vigtigste input data og parametre påvirker den beregnede retentionsværdi på gridskala, hvilket er anvendt til bestemmelse af den samlede usikkerhed opgjort for de enkelte regioner. Forudsætningen for analysen er, at usikkerheden på de forhold (data og parametre) der ønskes inddrages skal kunne kvantificeres statistisk. Evt. usikkerheder relateret til modelkonceptet indgår således ikke direkte i analysen, kun gennem deres parameterverdier. Analysen viser derfor den "generelle" usikkerhed, baseret på den aktuelle modelopbygning samt kendskabet til usikkerhedskilderne og deres karakter. Da det i praksis ikke er muligt at kvantificere alle usikkerhedskilder, vil den beregnede usikkerhed generelt være underestimeret. Pga. stationsafstemningen, der kun kan foretages for målte oplande, vil der desuden være forskel mellem målte og umålte oplande, med en forventet større usikkerheder for de umålte oplande.

Statistisk vil usikkerheden på bestemmelse af middelværdien for en region falde ved stigende areal. Samtidigt vil variationen mellem grid retentionsværdien inden for regionen imidlertid stige, og "rigtigheden" af at anvende middelværdien vil falde. En sammenligning mellem usikkerhed på middelværdien og variationen mellem grid viser, at "rigtigheden" er markant forbedret ved den nye tilgang i forhold til anvendelse af ID15 oplande. Dette gælder selv i tilfælde, hvor den beregnede usikkerhed er væsentligt underestimeret. Det vurderes derfor, at de opdaterede retentionskort giver et væsentligt forbedret grundlag for udpegningsaf arealer med hhv. lav og høj retention.

Ved anvendelse af retentionskortene på detailniveau er det dog vigtigt at tage højde for den estimerede usikkerhed, ligesom der skal tages højde for variationen ("rigtigheden") inden for regioner. Da regionerne er opbygget iterativt (gentagne afvikling af region growing med trinvis løsere krav til sammenlignelighed), vil der være lille variation inden for nogle regioner, mens andre regioner, vil have væsentlig højere variation.

Foruden den kvantificerede usikkerhed, kan resultaterne være påvirket af andre forhold. Foruden evt. fejl, omfatter dette manglende information. Modellen er udviklet på basis af offentlige tilgængelige nationale data. Der kan derfor eksistere lokale data, praksis eller viden, som kan influere retentionen, men som ikke er kendt og derfor ikke medtaget i modeludviklingen. Eksisterer der lokalkendskab bør denne viden holdes op mod modelberegningerne, og årsager til evt. afvigelser vurderes, herunder hvilke data og informationer der er nødvendige, for at opnå tilstrækkelig dokumentation for de lokale forhold.

8. Referencer

Abbott, M.B., Bathurst, J.C. Cunge, J.A., O'Connell, P.E. and Rasmussen J. (1986a) An introduction to the European Hydrological System – System Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and Philosophy of a Physically-Based, Distributed Modelling System. J. Hydrol. 87, 45-59.

Abbott, M.B., Bathurst, J.C. Cunge, J.A., O'Connell, P.E. and Rasmussen J. (1986a) An introduction to the European Hydrological System – System Hydrologique Europeen, "SHE", 2: Structure of a Physically-Based, Distributed Modelling System. J. Hydrol. 87, 61-77.

Abrahamsen, P. and Hansen S. (2000). Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. Environmental Modelling and Software. 15, 313-330.

Andersen R.C. (red.). (2021). Undersøgelser af DMI's nedbørsdata til anvendelse for hydrologiske formål. Afrapportering til miljøministeriet. Danmarks Meteorologiske Institut. https://www.dmi.dk/fileadmin/Rapporter/2021/Undersoegelser_af_DMI_s_nedboers-data_til_anvendelse_for_hydrologiske_formaal.pdf

Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrk-2042 ningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt 2043 Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397 2044 <http://dce2.au.dk/pub/SR397.pdf>

Allerup, P., Madsen, H. & Vejen, F. 1998. Standardværdier (1961-90) af nedbørskorrektio-
ner. Teknisk rapport 98-10, Danmarks Meteorologiske Institut.

Audet J, Andersen A.H, Christiansen D.A, Kjeldgaard A, Thodsen H, Kronvang B. 2025a. Kvælstofretention i vandløb, grøfter og temporært oversvømmede ripariske arealer. I: Thodsen, H. (redaktør) 2025. Kvælstofretention i overfladevand - Modeller for overfladevandsretention i Den National Kvælstofmodel v2025. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 81 s. - Videnskabelig rapport nr. 665 <http://dce2.au.dk/pub/SR665.pdf>

Audet J, Larsen S.E, Pugliese L, Iversen B.V, Thodsen H. 2025b. Kvælstofretention i konstruerede minivådområder med åben vandoverflade. I: Thodsen, H. (redaktør) 2025. Kvælstofretention i overfladevand - Modeller for overfladevandsretention i Den National Kvælstofmodel v2025. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 81 s. - Videnskabelig rapport nr. 665 <http://dce2.au.dk/pub/SR665.pdf>

Beven, K., Binley, A. 1992 The future of distributed models – model calibration and uncertainty prediction, Hydrological Processes, 6, 10.1002/hyp.3360060305

Blicher-Mathiesen, G., Sørensen, P. & Jung-Madsen, S. (red.). 2023. Opdatering af baseline 2027. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 159 s. -Teknisk rapport nr. 295 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Tekniske_rapporter_250-299/TR295.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>

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.

Børgesen, C. D., Nordemann. P.J., 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 <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/index.asp?action=show&id=1313>

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/index.asp?action=show&id=1313>

Børgesen, C. D., Jensen P.N, Blicher-Mathiesen G, 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

Børgesen, C. D., Pullens, J. W., Zhao, J., Blicher-Mathiesen, G., Sørensen, P. & Olesen, J. E., Mar 2022, NLES5 – An empirical model for estimating nitrate leaching from the root zone of agricultural land In: European Journal of Agronomy. 134, 126465

Christiansen, B. Vejen F., Schmith T., Scharling M., Sarup K. 2021. The sensitivity of gridded precipitation to the number of stations. Scientific Report 21-34 Danish Meteorological Institute. Ministry for Climate and Energy

Danmarks statistik 2025. Statistikbanken <https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1680>

Ellermann, T., Bossi, R., Sørensen, M.O.B., Christensen, J., Lansø, A. S., Geels, C., & Poulsen, M. B., 2023: Atmosfærisk deposition 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 78s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 525. <http://dce2.au.dk/pub/SR525.pdf>

Envidan, 2020. Screeningsmetode til Vandløb - Værktøj til inddeling af vandløb i forhold til deres grad af fysisk modificering. Udarbejdet af Laugesen og Rahbek, Envidan A/S til Landbrug og Fødevarer. Rapport, 21 s.

Ernstsen, V., Henriksen, H.J. and von Platen, F. (2001). Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen. Miljøstyrelsen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 24.

Falk, F.A., Madsen, R.B., 2023. Machine learning-based estimation and clustering of statistics within stratigraphic models as exemplified in Denmark. *GEUS Bulletin* 53, 1–7. <https://doi.org/10.34194/geusb.v53.8353>

Frederiksen R.R, Kronvang B, Thodsen H. 2025. Kvælstoffjernelse på oversvømmede arealer i de inddigede dele af marsken i Sydvestjylland. I: Thodsen, H. (redaktør) 2025. Kvælstofretention i overfladevand - Modeller for overfladevandsretention i Den National Kvælstofmodel v2025. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 81 s. - Videnskabelig rapport nr. 665 <http://dce2.au.dk/pub/SR665.pdf>

Grant, R. & Waagepetersen, J. 2003. Vandmiljøplan II – slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser. https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_Ovrige/rapporter/VMPII/VMPII_Slutevaluering.pdf

Giannini-Kurina F, Schneider R.J. M, Højberg A.L, Børgesen C.D. 2025. Seasonal variability of nitrate concentrations below the root zone: A monthly predictive modelling approach. Submitted to *Journal of environmental quality*. April 2025.

Gyldenkerne, S. & Frederiksen P. (Red). (2015). The Danish SINKs project. Final report on the Danish monitoring project for Land Use, Land Use Change and Forestry under the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 111 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 155 <http://dce2.au.dk/pub/SR155.pdf>

Hannak, L., Brinckmann, S., 2020. Parallelmessungen an deutschen Klimareferenzstationen - Schlussfolgerungen im Hinblick auf Homogenität und Messunsicherheiten, Berichte des Deutschen Wetterdienstes. Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main.

Hansen, A.L., Gundersen, D., He, X., Refsgaard, J.C. 2014 Uncertainty assessment of spatially distributed nitrate reduction potential in groundwater using multiple geological realizations. *Journal of Hydrology*, 519. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.07.013>

Hansen, B., Aamand, J., Jakobsen, R., Kim, H., Thorling, L., and Voutchkova, D., 2025. Groundwater denitrification in Denmark – evolution, extent and reaction rates. *Environmental Research Letters*. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/adeb9e>

Hansen, B., Aamand, J., Blicher-Mathiesen, G., Christiansen, A.V., Claes, N., Dalgaard, T., Frederiksen, R.R., Jacobsen, B.H., Jakobsen, R., Kallesøe, A., Kim, H., Kock, J., Møller, I., Madsen, R.B., Schaper, S., Sandersen, P.B.E., Voutchkova, D.D., & Wiborg, I., 2024. Assessing groundwater denitrification spatially is the key to targeted agricultural nitrogen regulation. *Sci. Rep.* 1–13 (2024) <https://doi.org/10.1038/s41598-024-55984-9>

Hansen, B., Voutchkova, D. D., Sandersen, P. B. E., Kallesøe, A., Thorling, L., Møller, I., Madsen, R. B., Jakobsen, R., Aamand, J., Maurya, P., & Kim, H., 2021. Assessment of complex subsurface redox structures for sustainable development of agriculture and the environment. *Environmental Research Letters*, 16(2), Article 025007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abda6d>

Havnø, K., Madsen, M.N., Dørge, J. (1995) MIKE 1 – a generalized river modelling package. In: Singh, V.P., (Ed), Computer Models of Watershed Hydrology, Water Resources Publications, pp. 733-782.

Henriksen, H. J., Kragh, S. J., Gotfredsen, J., Ondracek, M., van Til, M., Jakobsen, A., Schneider, R. J. M., Koch, J., Trolborg, L., Rasmussen, P., Pasten-Zapata, E., & Stisen, S. (2021). Udvikling af landsdækkende modelberegninger af terrænnære hydrologiske forhold i 100m grid ved anvendelse af DK-modellen: Dokumentationsrapport vedr. modelleverancer til Hydrologisk Informations- og Prognosesystem. Udarbejdet som en del af Den Fællesoffentlige Digitaliseringsstrategi 2016-2020. Initiativet Fælles Data om Terræn, Klima og Vand. GEUS. <https://doi.org/10.22008/gpub/38113>

Højberg, A.L., Thodsen, H., Børgesen, C.D. (red.)

Andersen, A.H., Andersen, L.T., Audet, J., Bach, E.O., Christiansen, D.T., Christiansen, D.A., Conde, J.T., Falk, F.A., Frederiksen, R.R., Giannini-Kurina, F., Gudbjerg, J., Hansen, B., Henri, C.V., Henriksen, E.S., Hermansen, N., Hoffmann, C.C., Høyer, A., Iversen, B.V., Jakobsen, R., Jørgensen, M.S., Kim, H., Kjeldgaard, A., Koch, J., Kronvang, B., Larsen, S.E., Liu, J., Madsen, R.B., Martin, N.L., Molis, M., Mortensen, M.H., Motevalli, A., Muff, E., Møller, I., Ondracek, M., Petersen, R.J., Pugliese, L., Rosenkrantz, A., Sandersen, P., Schneider, R.J.M., Sonnenborg, T.O., Stisen, S., Sørensen, P.B., Thorling, L., Tornbjerg, H., Trolborg, L., Uldall-Jessen, L., Voutchkova, D., Aamand, J.. 2025a. Beskrivelse af kvælstofretentionskort version 2025 til anvendelse i lokale grønne treparter via MARS. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. GEUS særudgivelse

Højberg, A.L., Thodsen, H., Børgesen, C.D. (red.)

Andersen, A.H., Andersen, L.T., Audet, J., Bach, E.O., Christiansen, D.T., Christiansen, D.A., Conde, J.T., Falk, F.A., Frederiksen, R.R., Giannini-Kurina, F., Gudbjerg, J., Hansen, B., Henri, C.V., Henriksen, E.S., Hermansen, N., Hoffmann, C.C., Høyer, A., Iversen, B.V., Jakobsen, R., Jørgensen, M.S., Kim, H., Kjeldgaard, A., Koch, J., Kronvang, B., Larsen, S.E., Liu, J., Madsen, R.B., Martin, N.L., Molis, M., Mortensen, M.H., Motevalli, A., Muff, E., Møller, I., Ondracek, M., Petersen, R.J., Pugliese, L., Rosenkrantz, A., Sandersen, P., Schneider, R.J.M., Sonnenborg, T.O., Stisen, S., Sørensen, P.B., Thorling, L., Tornbjerg, H., Trolborg, L., Uldall-Jessen, L., Voutchkova, D., Aamand, J.. 2025b. National kvælstofmodel - version 2025. Udvikling af nye kvælstofretentionskort. Bilagsrapport. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. GEUS særudgivelse

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

104. https://www.geus.dk/Media/637576521860083405/NKM2020_Rapport_18maj2021_web.pdf

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

Højberg A.L., Windolf J., Børgesen C.D., Trolborg L., Tornbjerg H., Blicher-Mathiesen G., Kronvang B., Thodsen H. & Ernstsén V. (2015) National kvælstofmodel, Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metode rapport - Revideret udgave september 2015. GEUS, 111 s.

Høyer, A.-S., Madsen, R.B., Møller, I., Falk, F., Andersen, L.T., Mortensen, M.H., Sandersen, P., 2025. Lokale forbedringer af FOHM modellen samt kvantificering og geostatistisk simulering af usikkerhederne på den nationale FOHM model.

Jupiter. National boringsdatabase (Jupiter) <https://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter>

Kim, H., Møller, I., Thorling, and Hansen, B., 2025. Sediment color as a predictor of the subsurface redox conditions at large scale. *Applied Geochemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2025.106493>

Kim, H., Høyer, A.-S., Jakobsen, R., Thorling, L., Aamand, J., Maurya, P.K., Christiansen, A.V., Hansen, B., 2019. 3D characterization of the subsurface redox architecture in complex geological settings. *Science of the Total Environment*, 693, 133583. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133583>

Kim, H., Jakobsen, R., Aamand, J., Claes, N., Erlandsen, M., & Hansen, B., 2021a. Upscaling of denitrification rates from point to catchment scales for modelling of nitrate transport and retention. *Environmental Science and Technology*, 55(23), 15821-15830. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04593>

Kim, H., Sandersen, P. B. E., Jakobsen, R., Kallesøe, A. J., Claes, N., Blicher-Mathiesen, G., Foged, N., Aamand, J., & Hansen, B., 2021b. A 3D hydrogeochemistry model of nitrate transport and fate in a glacial sediment catchment: A first step toward a numerical model. *Science of the Total Environment*, 776, Article 146041. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146041>

Koch J, Kim H, Tirado-Conde J, et al., 2024. Modeling groundwater redox conditions at national scale through integration of sediment color and water chemistry in a machine learning framework. *Science of The Total Environment* 947:174533. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174533>

Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R. (2003) Genberegning af modellen N-LES. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning.

Kristensen, I.T., Pedersen, B.F., 2008. Braklagte og udyrkede arealer 2007 og 2008. DJF rapport, Markbrug nr. 19, 22 sider. <https://pure.au.dk/portal/files/1509620/intrma19.pdf>

Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., 2008. Reestimation and further development in the model N-LES to N-LES4. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. DJF rapport 139

Kronvang B, Thodsen H, Tornbjerg H, Kjeldgaard A. 2025. Kvælstofretention på oversvømmede arealer langs vandløb. I: Thodsen, H. (redaktør) 2025. Kvælstofretention i overfladevand - Modeller for overfladevandsretention i Den National Kvælstofmodel v2025. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 81 s. - Videnskabelig rapport nr. 665 <http://dce2.au.dk/pub/SR665.pdf>

Lassen, J. & Frank-Gopolos, T. 2022: Undersøgelse af månedsvariation for stofudledning fra renseanlæg (samt ferskvandsdambrug og industri). Notat fra miljøstyrelsen. 27 sider.

Landbrugsstyrelsen 2024. Vejledning om regler for pligtige efterafgrøder og husdyrefterafgrøder og dyrkningsrelaterede tiltag Planperioden 1. august 2024 til 31. juli 2025. https://lbst.dk/Media/638633701879028514/Rev_Vejledning%20efterafgr%C3%B8der%20og%20dyrkningsrelaterede%20tiltag%20for%202024_2025_sep2024.pdf

Landbrugsstyrelsen 2023 Vejledning om gødsknings- og harmoniregler Planperioden 1. august 2024 til 31. juli 2025. https://lbst.dk/Media/638612176728198485/RETTET%20-%20Vejledning_om_goedskning_og_harmoniregler_2024_2025.pdf
Landbrugsstyrelsen 2021 Vejledning om tilskud til målrettet kvælstofregulering 2021 https://lbst.dk/Media/638530096982188305/Vejledning_om_goedskning_og_harmoniregler_2021_2022.pdf

Landbrugs- og Fiskeristyrelsen 2008. Vejledning om gødsknings og harmoniregler. Planperioden 1. august 2008 til 31. juli 2009. https://lbst.dk/Media/638530126976027220/Vejledning_om_goedsknings_og_harmoniregler_2008_09.pdf

Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Thodsen, H., Kronvang, B. & Blicher-Mathiesen, G. 2021. Analyse af organisk kvælstof koncentrationer i vandløb i to perioder med henblik på at udvikle en korrektionsformel for perioden 2009-2014. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 115 s. – Fagligt notat nr. 2021|29 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_29.pdf

Levin, G. 2022. Basemap04. Documentation of the data and method for elaboration of a land use and land cover map for Denmark. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 77 pp. Technical Report No. 252. <http://dce2.au.dk/pub/TR252.pdf>

Madsen, H.B., Nørr, A.H. & Holst, K.A. (1992). Atlas over Danmark. Den danske Jordklassificering. Serie I, Bind 3. Det Kgl. Geografisk Selskab.

Madsen, R. B., Møller, I., Falk, F., & Høyer, A.-S. (2025). Kvantificering og geostatistisk simulering af usikkerhederne på den nationale hydrostratigrafiske model. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2025/18 <https://doi.org/10.22008/gpub/34775>

Madsen, R.B., Falk, F., Møller, I., Troldborg, L., Høyer, A.-S., n.d. Probabilistic modelling and uncertainty simulations of national-scale hydrostratigraphic models - an example from Denmark. Mathematical Geosciences.

Madsen, R.B., Falk, F.A., Møller, I., Høyer, A.S., 2024. Introducing INPOX: a method for informed point extraction from geological 2D surfaces exemplified on the Danish national hydrostratigraphic model. GEUS Bulletin 57, 1–8. <https://doi.org/10.34194/geusb.v57.8364>

Madsen, R.B., Høyer, A.-S., Andersen, L.T., Møller, I., Hansen, T.M., 2022. Geology-driven modeling: A new probabilistic approach for incorporating uncertain geological interpretations in 3D geological modeling. Engineering Geology 309. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2022.106833>

Makkink, G. F. 1957. 'Testing the Penman formula by means of lysimeters', J. Inst. Wat. Engrs, 11, 277±288.

Miljø og Fødevareministeriet 2015. Aftale om Fødevare- og landbrugspakke. http://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/FVM.dk/Dokumenter/Landbrug/Indsatser/F_oedevare-og_landbrugspakke/Aftale_om_foedevare-og_landbrugspakken.pdf

Miljøstyrelsen 2023. Punktkilder 2021. Miljøstyrelsen. 91 s.

Miljøministeriet (2002). Areal Informations Systemet, https://www2.dmu.dk/1_viden/2_mil-joe-tilstand/3_samfund/ais/index.htm

Miljøstyrelsen, FOHM- Fælles offentlig hydrologiske model. <https://mst.dk/erhverv/rent-mil-joe-og-sikker-forsyning/drikkevand-og-grundvand/grundvandskortlaegning/fohm-faelles-offentlig-hydrologisk-model>

Mortensen, M. H., Andersen, L. T., Møller, I., Sandersen, P. B. E., & Høyer, A.-S. (2025). Lokale opdateringer af FOHM-modellens hydrostratigrafi til Kvælstofretentionskortet version 2025. GEUS. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2025/19 <https://doi.org/10.22008/gpub/34776>

Møller AB, Børgesen CD, Bach EO, Iversen BV, Moeslund B 2018. Kortlægning af drænedes arealer i Danmark. Aarhus University, DCA - Danish Centre for Food and Agriculture. 129 p. - DCA report No. 135.

Naturstyrelsen 2014. Naturstyrelsens vejledning til kvælstofberegninger, version 2014. <https://mst.dk/erhverv/tilskud-miljoeviden-og-data/tilskudsordninger/tilskud-til-vand-og-kli-maprojekter/kvaelstof-og-fosforvaadomraader> (hentet fra nettet den 22. maj 2024).

Nielsen, L. P. (1992). "Denitrification in sediment determined from nitrogen 2146 isotope pairing " FEMS Microbiology Ecology 86: 357-362.

ODA-databasen, 2023. <https://odaforalle.au.dk/>

Ovesen N.B, Poulsen J, T, Hydrometriske stationer, databehandling og beregninger, QH-station. (2016) Teknisk anvisning. DCE https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Ferskvand/TA_B05_hydst_databerQH.pdf

Ovesen, N.B., Kronvang, B., Larsen, S.E. & Andersen, P.M. 2023. Betydning af skift i instrument-typer til vandføringsmåling ved hydrometristationer i NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 63 s.- Teknisk rapport nr. 258 <http://dce2.au.dk/pub/TR258.pdf>

Ovesen, N.B., Larsen, S.E. & Andersen, P.M. 2025. Test af nye metoder og udstyr til måling af vandføring i vandløb under NOVANA-overvågningsprogrammet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. - Teknisk rapport nr. 343

Petersen RJ, Hermansen N, Kjeldgaard A, Audet J, Hoffmann CC, Molis M, Højberg AL, Larsen SE, Thodsen H, 2025. Kvælstofretention i restaurerede vådområder. I: Thodsen, H. (redaktør) 2025. Kvælstofretention i overfladevand - Modeller for overfladevandsretention i Den National Kvælstofmodel v2025. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 81 s. - Videnskabelig rapport nr. 665.

Refsgaard, J. C., J. P. van der Sluijs, A. L. Højberg, and P. A. Vanrolleghem (2007), Uncertainty in the environmental modelling process - A framework and guidance, Environmental Modelling & Software, 22(11), 1543-1556. <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.02.004>

Refsgaard, J. C., Stisen, S., Højberg, A. L., Olsen, M., Henriksen, H. J., Børgesen, C. D., Vejen, F., Kern-Hansen, C., & Blicher-Mathiesen, G. (2011). Vandbalance i Danmark. Vejledning i opgørelse af vandbalance ud fra hydrologiske data for perioden 1990-2010. GEUS. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport Bind 2011 Nr. 77 <https://doi.org/10.22008/gpub/28804>

Retsinformation 2024. Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger. <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2024/811>

Sandersen, P.B.E. 2023. N-retention tTEM mapping: Preliminary geological interpretations in the Villestrup-area. Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Rapport 2023/44

Sandersen, P.B.E., Jørgensen, F. 2017 Buried tunnel valleys in Denmark and their impact on the geological architecture of the subsurface. Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin, 38

Schneider R, Stisen S, AL Højberg (2022) Hunting for Information in Streamflow Signatures to Improve Modelled Drainage, *Water* 2022, 14 (1), 110 <https://doi.org/10.3390/w14010110>

Schneider R, Noorduyn S, Bjerre E, Højberg AL, Stisen, S (2025) Mapping the spatial transferability of knowledge-guided machine learning: Application to the prediction of drain flow fraction. *Sci. Total Environ*, 961 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178314>

Smed. P., 1982. Landskabskort over Danmark. Blad 3, Sønderjylland, Fyn. Geografforlaget. Brenderup.

Sonnenborg TO, Seifert D, Refsgaard JC (2015) Climate model uncertainty versus conceptual geological uncertainty in hydrological modeling, *HESS* 19 (9). <https://doi.org/10.5194/hess-19-3891-2015>

Statistikbanken 2015. Danmarks statistik.

Stisen S, Schneider RJM, Mahmood H, Højberg AL (2022) Forbedret drænsimulering til kortlægning af kvælstofretention. *Vand & Jord*, 29(5)

Stisen S., Ondracek M., Trolborg L., Schneider R.M.J, van Til M.J., (2019). National Vandressource Model Modelopstilling og kalibrering af DK-model 2019. Danmarks og Grønlands geologiske undersøgelser. GEUS rapport 2019/31. s 125. https://vandmodel.dk/media/8096/geusrapport2019_31_dkmodel2019_web-1.pdf

Styczen, M., Hansen, S, Jensen, L. S., Svendsen, H., Abrahamsen, P., Børgesen, C. D., Thirup, C. & Østergaard, H. S. (2004): Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. Version 1.2, april 2006. DHI Institut for Vand og Miljø. 62 pp.

Svendsen, L.M. & Jung-Madsen, S. (red.) 2020. Homogenitetsbrud og potentielle fejl i nedbørsdata. Eksempler på konsekvenser for myndighedsbetjeningen. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 28 s. – Fagligt notat nr. 2020|51 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_51.pdf

Sørensen P.B. & Thodsen H. 2025. Kvælstofretention i store søer. I: Thodsen, H. (redaktør) 2025. Kvælstofretention i overfladevand - Modeller for overfladevandsretention i Den National Kvælstofmodel v2025. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 81 s. - Videnskabelig rapport nr. 665 <http://dce2.au.dk/pub/SR665.pdf>

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Kjær, C., Larsen, S.E., Ovesen, N.B. & BlicherMathiesen, G. 2023. Vandløb 2021. -Kemisk vandkvalitet, stoftransport og miljøfarlige forurenende stoffer. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 90 s. - Videnskabelig rapport nr. 527 <http://dce2.au.dk/pub/SR527.pdf>

Thodsen, H., Kjær, C., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Larsen, S.E. & Blicher-Mathiesen, G. 2024. Vandløb 2022. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 80 s. - Videnskabelig rapport nr. 590

Thodsen H, Sørensen P.B, Tornbjerg H, Kjeldgaard A. 2025. Kvælstofretention i små søer. I: Thodsen, H. (redaktør) 2025. Kvælstofretention i overfladevand - Modeller for overfladevandsretention i Den National Kvælstofmodel v2025. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 81 s. - Videnskabelig rapport nr. 665 <http://dce2.au.dk/pub/SR665.pdf>

Thodsen, H. (redaktør) 2025. Kvælstofretention i overfladevand - Modeller for overfladevandsretention i Den National Kvælstofmodel v2025. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 81 s. - Videnskabelig rapport nr. 665. <http://dce2.au.dk/pub/SR665.pdf>

Thorling, L., Kim, H., Jakobsen, R., Voutchkova, D., Aamand, J., & Hansen, B. (2025). Geochemical data collection in Villestrup Nret24, 2021-2025. GEUS. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport Vol. 2025 No. 21 <https://doi.org/10.22008/gpub/34778>

Troldborg, L., Ondracek, M., Koch, J., Kidmose, J., Refsgaard, J.C. 2021 Quantifying stratigraphic uncertainty in groundwater modelling for infrastructure design. <https://doi.org/10.1007/s10040-021-02303-5>

Vejen F., Vedel H., Scharling M., 2021 Korrektion af observeret nedbør i Danmark Scientific Report 21-39 Danish Meteorological Institute. Ministry for Climate and Energy

Voutchkova DD, Kim H, Jakobsen R, Thorling L, Koch J, Højberg AL, Hansen B (2025a) Nitrate-containing groundwater in Denmark. Exploratory data analysis at the national scale. GEUS rapport 2025/8, Copenhagen, <https://doi.org/10.22008/gpub/34765>

Voutchkova, D., Hansen, B, and Koch, J., 2025b. Technical note: method for assessing the likelihood of oxic and anoxic conditions in carbonate aquifers in Denmark.

Voutchkova, D., Hansen, B, Thorling, L., Kim, H., Aamand, J., Jakobsen, R. (2025c) Denitrification in carbonate aquifers: short literature review. In review in GEUS Bulletin.

Walker, W.E., Harremoës, P., Rotmans, J., Van der Sluijs, J.P., Van Asselt, M.B.A., Janssen, P., Kreyer von Krauss, M.P., 2003. Defining uncertainty a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. Integrated Assessment 4 (1), 5e17.

Windolf, J., Jeppesen, E., Jensen, J.P. *et al.* Modelling of seasonal variation in nitrogen retention and in-lake concentration: A four-year mass balance study in 16 shallow Danish lakes. *Biogeochemistry* **33**, 25–44 (1996). <https://doi.org/10.1007/BF00000968>

ISBN 978-87-7871-619-4



9 788778 716194