

Beskrivelse af kvælstofretentionskort version 2025 til anvendelse i lokale grønne treparter via MARS



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

Beskrivelse af kvælstofretentionskort version 2025 til anvendelse i lokale grønne treparter via MARS



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: Beskrivelse af kvælstofretentionskort version 2025 til anvendelse i lokale grønne treparter via MARS

Forfattere: Anker Lajer Højberg¹, Hans Thodsen², Christen Duus Børgesen³ (red.).
Anne Hasselholt Andersen², Lærke Therese Andersen¹, Joachim Audet², Eva O. Bach³,
Ingelise Møller Balling¹, Anne-Sophie Høyer Christensen¹, David Terpager Christiansen¹,
Ditte Asmussen Christiansen², Joel Tirado Conde¹, Frederik Alexander Falk¹, Rasmus
Rump Frederiksen², Franca Giannini-Kurina³, Jacob Gudbjerg⁴, Birgitte Hansen¹, Chri-
stopher Vincent Henri¹, Emil Skole Henriksen², Nichlas Hermansen², Carl Christian Hoff-
mann², Bo Vangsø Iversen³, Rasmus Jacobsen¹, Margit Styrbæk Jørgensen³, Hyojin
Kim¹, Ane Kjeldgaard², Julian Koch¹, Brian Kronvang², Søren Erik Larsen², Jun Liu¹, Ras-
mus Bødker Madsen¹, Nicolas L. Martin¹, Martin Molis¹, Mette Hilleke Mortensen¹, Alireza
Motevalli³, Emil Muff², Maria Ondracek¹, Rasmus Jes Petersen², Lorenzo Pugliese³, Al-
bert Rosenkrantz², Peter Sandersen¹, Raphael J.M. Schneider¹, Torben O. Sonnenborg¹,
Simon Stisen¹, Peter Borgen Sørensen², Lærke Thorling¹, Henrik Tornbjerg², Lars Trol-
d-borg¹, 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:** April 2025

Faglig kommen- tering:	GEUS	Simon Stisen
	DCE	Hans Estrup Andersen
	DCA	Peter Sørensen og Bo Vangsø Iversen

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

Bedes citeret: Anker Lajer Højberg, Hans Thodsen, Christen Duus Børgesen (red.)
Anne Hasselholt Andersen, Lærke Therese Andersen, Joachim Audet, Eva O. Bach, In-
gelise Møller Balling, Anne-Sophie Høyer Christensen, David Terpager Christiansen,
Ditte Asmussen Christiansen, Joel Tirado Conde, Frederik Alexander Falk, Rasmus
Rump Frederiksen, Franca Giannini-Kurina, Jacob Gudbjerg, Birgitte Hansen, Christo-
pher Vincent Henri, Emil Skole Henriksen, Nichlas Hermansen, Carl Christian Hoffmann,
Bo Vangsø Iversen, Rasmus Jacobsen, Margit Styrbæk Jørgensen, Hyojin Kim, Ane
Kjeldgaard, Julian Koch, Brian Kronvang, Søren Erik Larsen, Jun Liu, Rasmus Bødker
Madsen, Nicolas L. Martin, Martin Molis, Mette Hilleke Mortensen, Alireza Motevalli, Emil
Muff, Maria Ondracek, Rasmus Jes Petersen, Lorenzo Pugliese, Albert Rosenkrantz, Pe-
ter Sandersen, Raphael J.M. Schneider, Torben O. Sonnenborg, Simon Stisen, Peter
Borgen Sørensen, Lærke Thorling, Henrik Tornbjerg, Lars Trolborg, Lars Uldall-Jessen,
Denitza Voutchkova, Jens Aamand. 2025. Beskrivelse af kvælstofretentionskort version
2025 til anvendelse i lokale grønne treparter via MARS. De Nationale Geologiske Under-
søgelser for Danmark og Grønland. GEUS særudgivelse

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

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

Forside foto: Emil Skole Henriksen

ISBN ISBN 978-87-7871-618-7
(kun online)

Side antal 102

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 Høyer Christensen¹
Lærke Therese Andersen¹
Mette Hilleke Mortensen¹
Peter Sandersen¹
Rasmus Bødker Madsen¹
Frederik Alexander Falk¹
Ingelise Møller Balling¹

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
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
Søren Erik Larsen²
Rasmus Rump 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 | Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience |
| 3 | Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi |
| 4 | HydroInform |

Indholdsfortegnelse

Forord	9
Sammenfatning	11
1. Indledning	16
1.1 Baggrund og formål	16
1.2 Rapportens indhold	17
2. Den nationale kvælstofmodel	18
2.1 Nitratudvaskning	19
2.1.1 Vandbalance	20
2.1.2 NLES5-Modelberegninger	21
2.1.3 Arealanvendelse for landbrugsarealet	25
2.1.4 Udvaskningsresultater	31
2.2 Grundvand	33
2.2.1 Transport og omsætning i grundvand	34
2.2.2 Geokemiske model	35
2.2.3 Transport via dræn	39
2.3 Kvælstofretention i overfladevand	43
2.3.1 Vandløb	44
2.3.2 Søer	44
2.3.3 Restaurerede vådområder	47
2.3.4 Minivådområder	47
2.3.5 Oversvømmelser	48
2.4 Kobling af kvælstofmodel	49
2.4.1 Transport via dræn og grundvand	50
2.4.2 Transport og retention i overfladevand	51
2.4.3 Kvælstofkilder til overfladevand	52
2.4.4 Transport gennem vandløbssystemet	53
2.4.5 Beregning af retentionskort	54
3. Modelkalibrering og validering	59
3.1 Stationsafstemning og biaskorrektion	59
4. Usikkerheder	62
4.1 Usikkerhedsanalyse	63
4.2 Usikkerhedskilder	65
4.2.1 Nitrat udvaskning	65
4.2.2 Hydrostratigrafiske model	66
4.2.3 Hydrogeologiske parametre	67
4.2.4 Geokemiske model	68
4.2.5 Retention i overfladevand	68

4.2.6	Stokastiske beregninger	68
5.	Kvælstoftransport og -retentionskort	71
5.1	Nationale resultater.....	71
5.2	Retentionskort.....	73
5.2.1	Retention i grundvand	74
5.2.2	Retention i overfladevand.....	75
5.2.3	Total retention.....	76
5.3	Usikkerheder på retentionskort.....	76
6.	Særlige forhold	82
6.1	Områder med lille tidslig udvikling i målt kvælstoftransport	82
6.2	Kystnære områder	83
6.3	Mindre øer.....	84
6.4	Umålte oplande.....	84
7.	Referencer	85
	Bilag A Vandbalance kalibrering	92

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 overfladevandet, 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 arealoplægning af landbrugsarealer skal være hovedmotoren til at nå målene i EU's vandramme direktiv. De opdaterede retentionskort vil give 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 arealoplægning.

Offentliggørelse af retentionskort og dokumentationsrapport forventes medio juli 2025. Pga. omlægningsplanernes aktualitet er der imidlertid et ønske om, at de opdaterede retentionskort hurtigst muligt indbygges i værktøjet MARS, som benyttes af de 23 lokale grønne trepartier. For at imødegå dette, stilles de færdigudviklede retentionskort til rådighed for udstilling i MARS. Til understøttelse af de lokale treparters brug af retentionskortet er nærværende rapport udarbejdet, der giver en overordnet beskrivelse af udviklingen af det nye retentionskort. I rapporten beskrives de væsentligste nye elementer i kvælstofmodellen, resultater herfra, samt analyse af usikkerheder på retentionen, mens der henvises til tidligere rapport (Højberg et al., 2021a) for beskrivelse af øvrige elementer. Rapporten følges op af en endelig og mere detaljeret dokumentationsrapport. Frem mod offentliggørelsen af den endelige dokumentationsrapport sker der en detaljeret fagteknisk dokumentation, som offentliggøres sideløbende i selvstændige rapporter.

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 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 diffunderer op til atmosfæren. Denne omsætning benævnes ofte denitrifikation eller kvælstofretention. Omsætningen sker i iltfattige til iltfrie miljøer, hvilket kan forekomme i grundvandet samt i sedimenter i overfladevandssystemet. Pga. store variationer i det fysiske system, er der også store geografiske variationer i hvor meget kvælstof der forsvinder.

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). Modellen beskriver transport og omsætning af kvælstof fra punktkilder og arealer (både marker, skove og natur) til havet. Modelberegningerne kalibreres mod observerede kvælstoftransporter i vandløbene fra det nationale overvågningsprogram NOVANA. Retentionen er forskellen mellem input (kvælstofkilder) og output (observerede transport). Med kvælstofmodellen er det muligt at opgøre, hvor omsætningen sker under transporten. 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 vandramme direktiv. De opdaterede retentionskort vil give 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 tidligere forskningsprojekter og herigennem 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 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 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. Den mindre afstrømning medfører en mindre nitratudvaskning end i den tidligere version af kvælstofmodellen. I opdateringen af retentionskortet anvendes data for perioden 2000-2021 mod tidligere 1990-2010. Den anvendte periode (2000-2021) har en generel lavere nitratudvaskning 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 der kun forekomme en begrænset eller slet ingen omsætning af nitrat transporteret via dræn. 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 drænede arealer, der transporteres via dræne. Ca. 50% af landbrugsarealet er drænet jf. Møller et al. (2018), men der eksisterer ikke en samlet drænkortlægning på national skala, ligesom dræandelen af nettonedbøren kun er målt for et begrænset antal drænmarker. 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 dræandelen er i forhold til nedbørsmængden (Stisen et al., 2022; Schneider et al., 2025). Denne nye metode giver en markant forbedret viden om både dræintensitet og den geografiske variation i dræandelen, 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

minivådområder 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 kvælstofsætningen 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. NLES-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, mini-vådområder 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-retentionsværdierne 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 i nogle tilfælde 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 anvendt en tilgang, hvor aggregeringen sker, så grid med sammenlignelige retentionsværdier grupperes i sammenhængende områder der også kaldes regioner. Metoden kaldes region growing, og er baseret på en sammenligning af nabogrid, som lægges sammen til 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 tilgode, at der er en nedre grænse for hvilken geografisk skala inputdata kan understøtte, samt

hvilken skala usikkerheden kan kvantificeres på i praksis, 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. Med region growing metoden, har det været muligt i langt højere grad at afgrænse områder med sammenlignelige retentionsværdierne. Herved er der opnået en markant mindre variation inden for regionerne sammenholdt med en forudbestemt aggregering til ID15 oplandene 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. I projektet er der gennemført en omfattende usikkerhedsanalyse til kvantificering heraf. I usikkerhedsanalysen indgår usikkerheder på transport og omsætning i grundvand, hvor den største kvælstofomsætning finder sted, samt 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.

I usikkerhedsanalysen er inkluderet data og parameterverdier, som er identificeret til at være usikre, og hvor det er muligt at give et estimat på størrelsen af usikkerhederne. Der vil 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 omsætning, eller manglende data på dybden af søer, hvor der derfor er anvendt en gennemsnitsværdi. Sådanne forhold er ikke inkluderet i en usikkerhedsvurdering.

Usikkerhedsanalysen 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 %.

Retentionen varierer fra år til år, pga. varierende vejrforhold, forskelle i dyrkningspraksis og specielt pga. etablering af nye kvælstofvirkemidler. Der er derfor gennemført en særlig beregning med modellen til etablering af retentionskortene. Beregningen er foretaget for perioden 2000 – 2021, men effekten af 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.

Den totale retention fra rodzonen til kysten opgjort som et arealvægtet gennemsnit er 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 areal-retentions 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 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.

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.

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.

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 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 sammenspil 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 i konsekvensanalyser. 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, eller 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.

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 er udarbejdet til at understøtter de grønne treparters brug af det opdaterede retentionskort via værktøjet MARS. Rapporten giver en overordnet beskrivelse af udviklingen af det nye retentionskort, med fokus på det opdaterede data- og vidensgrundlag, som er benyttet i udviklingen samt væsentligste nye elementer i kvælstofmodellen og resultater herfra, herunder den anvendte tilgang for en finere geografiske skala for opgørelsen af retentionen samt analyse af usikkerhederne herpå. For beskrivelse af øvrige forhold og hvor der anvendes samme metodik som ved udvikling af retentionskortene version 2020, henvises der til tidligere rapport (Højberg et al., 2021a).

Retentionskort og den endelig og mere detaljerede dokumentationsrapport offentliggøres i sommeren 2025.

2. Den nationale kvælstofmodel

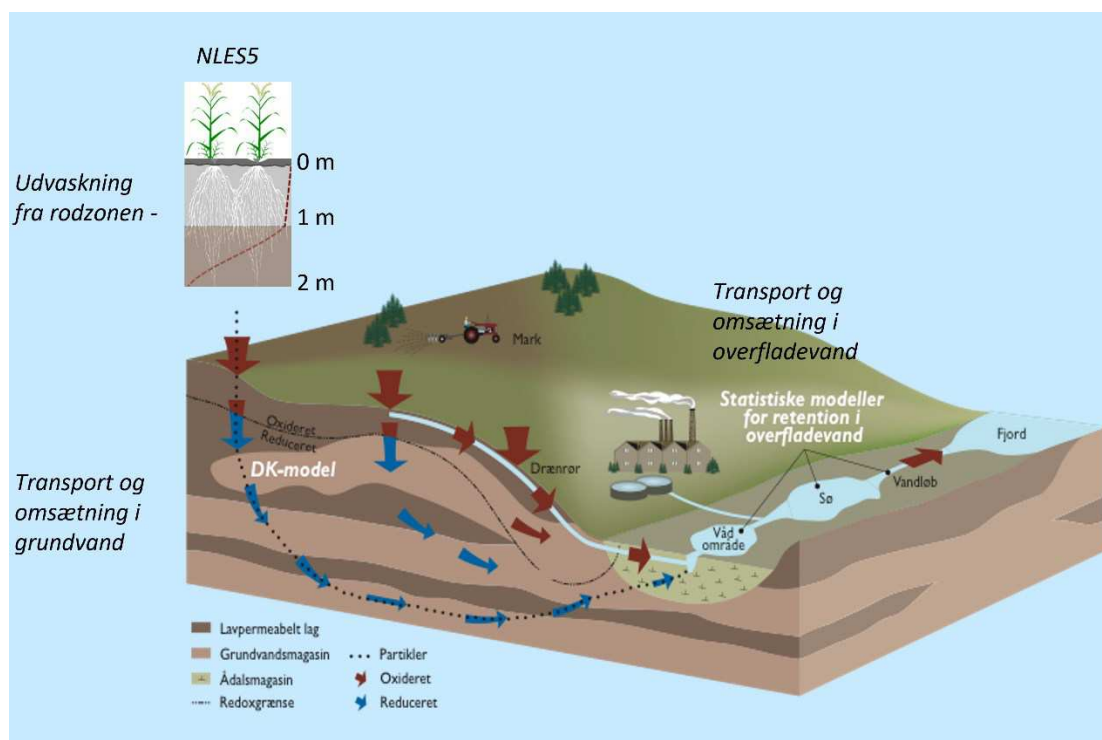
Den nationale kvælstofmodel (NKM) beskriver kvælstof (N) transporten fra udvaskningen fra bunden af rodzonen samt transport og omsætning frem til de marine områder. Modellen er opbygget på basis af tre eksisterende modelsystemer:

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 reetablerede vådområder og mini-vådområder

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 forbi dræne og gennem grundvandszonen. Ved den direkte transport til dræn sker en hurtig transport til vandløb med lille eller slet ingen omsætning af nitrat. 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 reducerende zone, hvor mængden af nitrat der omsættes, afhænger af opholdstiden for nitraten i denne zone. Den reducerede zone er kendetegnet ved, at ilt og nitrat er omsat. Denne zone er altså 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 kvælstof-forbindelser samt en retention af kvælstof ved sedimentering eller omsætning ved denitrifikation. Retentionen i overfladevandet beregnes med statistiske modeller for hhv. vandløb, søer samt reetablerede vådområder, hyppigt oversvømmede arealer og mini-vådområder.

Beregning af nitratudvaskning samt -transport og -omsætning via grundvandet beregnes i et 100 x 100 m grid, og for hvert grid beregnes den samlede grundvandsretention. I overfladevandet er oplande til små søer, vådområder og mini-vådområder afgrænset, og for disse oplande beregnes den samlede kvælstoftilførsel og -omsætning. Det er herved muligt at tilskrive retentionen i de enkelte overfladevandsmiljøer til deres respektive oplande. Tilførsel af kvælstof til de små vandløb er lokal, dvs. inden for det topografiske ID15 opland, og det er ikke muligt at underopdele oplandene til disse yderligere. Retentionen i små vandløb er derfor antaget at være ligeligt fordelt inden for et ID15 opland.

Sammenhængene mellem delmodellerne er vist i Figur 1, og beskrevet i nedenstående afsnit tillige med koblingen til den samlede model.



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

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 ofte 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. Modellen inddrager en række parametre såsom afgrøder, jordtyper og vejrforhold (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.

I perioden siden seneste kalibrering af vandbalancen med Daisy vandbalancemodellen (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) og med færre nedbørsmålestationer, 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-nedbørsgridnet 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 i 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 vejrdata 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 et homogenitetsbrud i vandføringstidsserierne (Ovesen et al. 2023). Homogenitetsbruddet kan medføre en bias i de enkelte vandføringstidsserier. En sådan bias vil derfor 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 målet oplande (afsnit 3.1).

Opdatering af datagrundlaget for modelberegningerne af afstrømningsdata fra rodzonen, blev derfor igangsat ved projektstart af opdatering af Nretentionskortet i 2022. Modelparametre for beregning af vandbalancen med Daisy-modellen er seneste opdateret ved en kalibrering af vandbalancen med måledata for perioden 1990-2005 for otte vandoplande (Børgesen et al., 2013).

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 rodzoneudbredelse (max roddybde). Der anvendes for ikke-landbrugsarealer tilpassede repræsentative Daisy-afgrøder (Standard beskrivelser af afgrødens udvikling, biomasse tilvækst, transpiration, rodudvikling mv. Styczen et al., 2004) som herved beskriver bevoksningens bladareal, højde og roddybde.

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 dels afhænger af målertypen. Efterkorrektionen er gennemført i projektet for at opnå en bedre sammenhæng mellem modelleret afstrømning fra rodzonen også de målte afstrømninger i vandløb. Ved udskiftning af målertyper i DMIs målestationsnet anvendes samme korrektionsmodel, som for de tidligere Hellmann målinger. 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.

Kalibrering og valideringen af modelberegningerne af afstrømningen fra rodzonen er gennemført med vejrdato 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).

I Bilag A Vandbalance kalibrering, er både datagrundlag for kalibreringen og resultaterne samt de anvendte modelparametre for barjordsfordampning gennemgået.

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 vejrdato. 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, sammenfaldende 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-gødsningen 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.

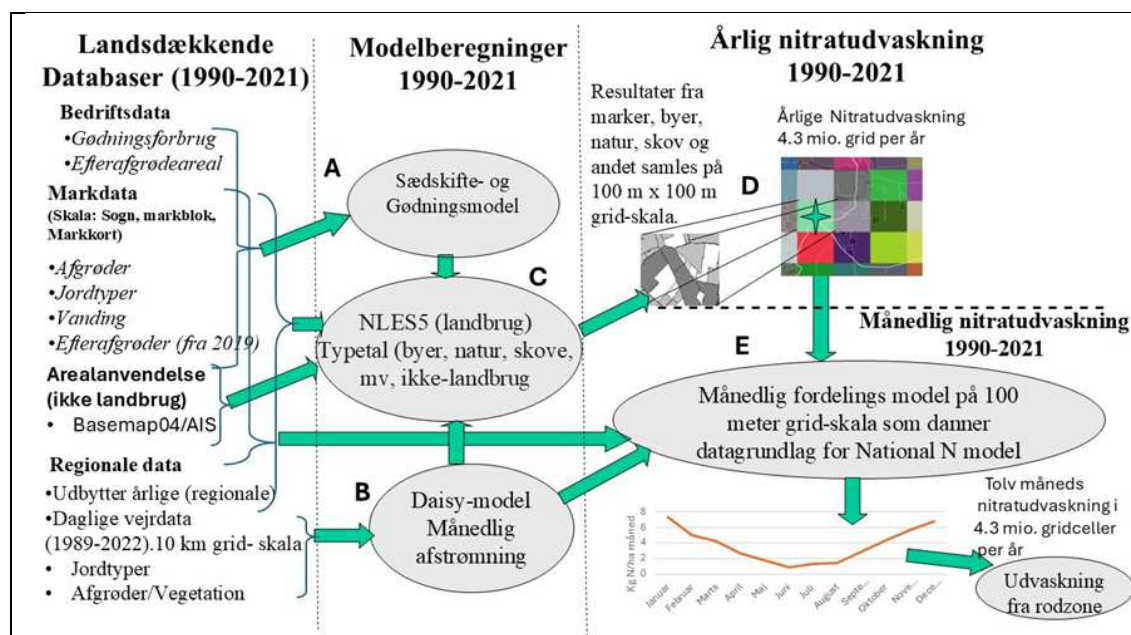
NLES5-modellen er kalibreret mod 2053 observationer af årlig nitratudvaskning målt i Danmark og Sverige i perioden 1991-2017. Modellen er valideret på 856 uafhængige observationer af nitratudvaskning fra fire forsøgsserier, der viste en gennemsnitlig afvigelse på 1,7 kg N/ha mellem estimerede og målte data, men med stor variation mellem forsøgene. En usikkerhedsanalyse af NLES5-modellen blev gennemført på både mark- og landsskala. En såkaldt "Monte Carlo analyse" er gennemført ved at prædiktere 1000 parameterdatasæt, der efterfølgende bruges som input til beregning af modellens usikkerhed. Usikkerheden øgedes

i takt med N-udvaskningsniveauet, og derfor er usikkerheden højere for sandede jorde under våde klimaforhold sammenlignet med lerede jorde under tørre klimaforhold. Usikkerheden for hele landet er kvantificeret med en variationskoefficient på ca. 10% Børgesen et al., 2020.

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. (2020)) 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 2 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 modelberegninger af N-retentionen med den nationale kvælstofmodel, angivet som "National N Model" i Figur 1.

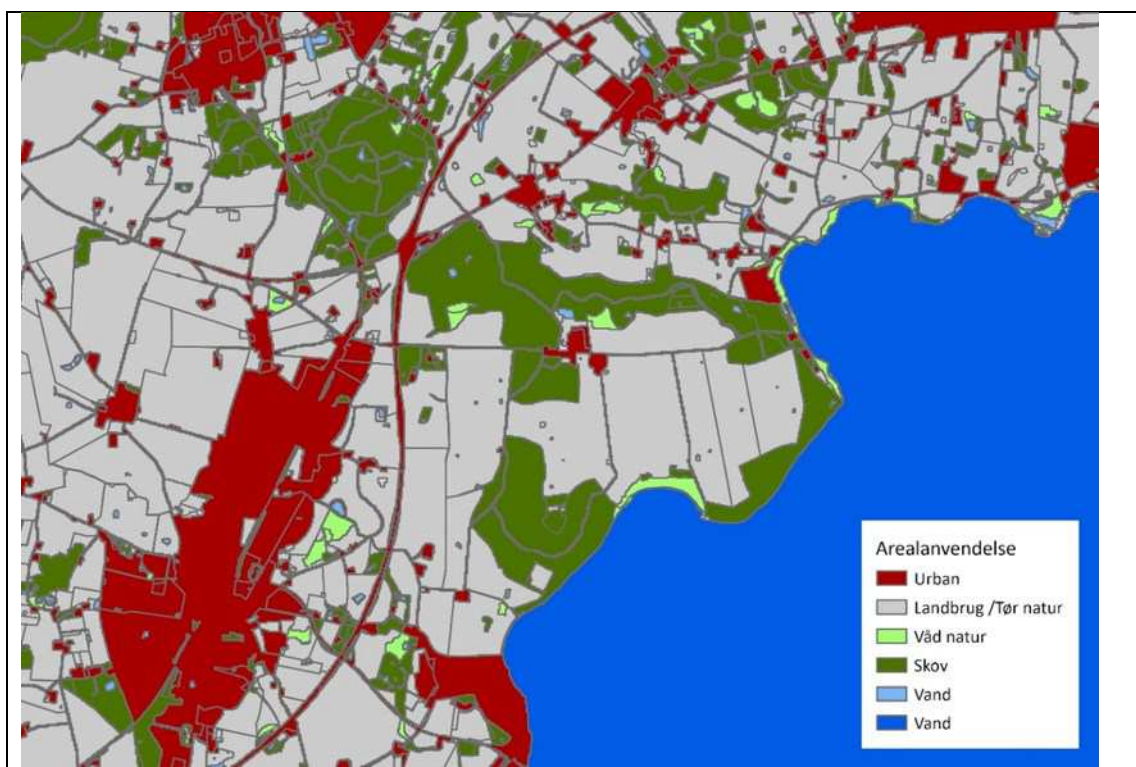


Figur 2 Principskitse for nitratudvaskningsberegninger anvendt som input i den nationale kvælstofmodel

Modelberegningerne inkluderer anvendelse af forskellige data fra landsdækkende databaser og fra registre og kortmateriale. Der gennemføres forskellige modelberegninger med fire modeltyper: Sædskifte/gødningsmodeller (A), NLES5-modelberegninger (C), Daisy vandbalance for typesædskifter (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 Figur 2) til resultaterne rumligt aggregeres til 1 ha gridceller (100 x

100 m) (D). Herefter dis-aggregeres de modellerede årsresultater til månedlige udvaskningsværdier. Til denne del er udviklet en ny model til beregning af gennemsnitlig koncentration af nitrat-N på månedsbasis (Giannini-Kurina et al., 2025). 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 grid celler), der dækker Danmark undtagen de mindste øer.

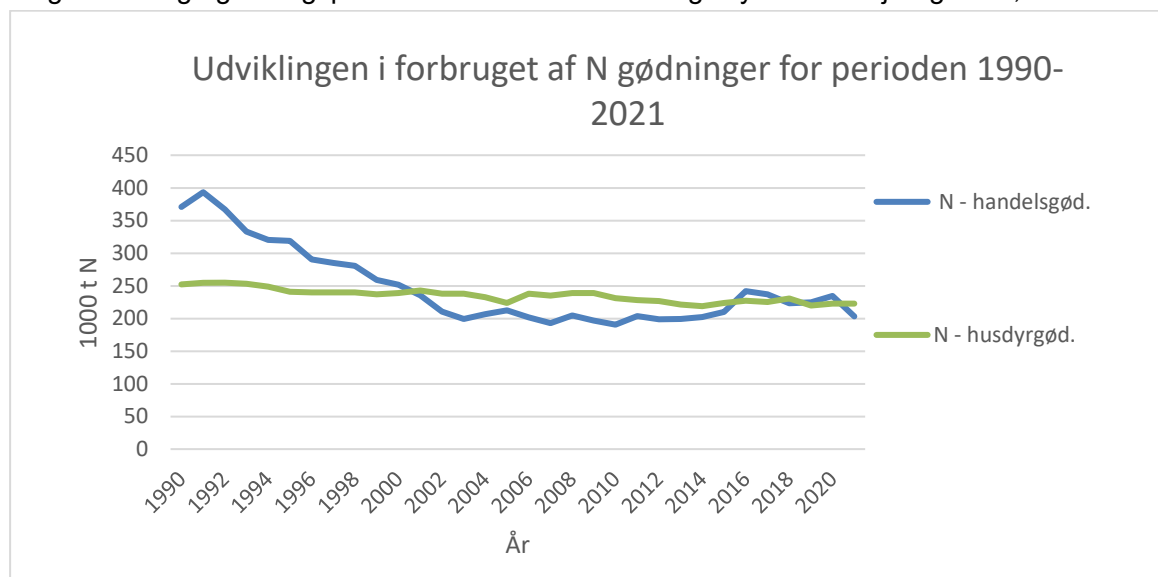
I **trin A** opstilles sædskifter og gødningsplaner som grundlag for udvaskningsberegningerne. Datatilgængeligheden for arealanvendelsen har for perioden 1990 til 1999 været baseret på sognedata indhentet fra Danmarks statistik. Bearbejdning af sognedata til anvendelse som inputdata på bedriftsniveau følger metoden beskrevet i Bilag 2.1.1.1 i Højberg et al., 2021b. Fra år 2000 og frem til 2010 er landbrugets arealanvendelse opgjort på markblokniveau, der er indhentet fra nationale landbrugsregistre, Bilag. 2.1.1.4. i Højberg et al., 2021b. For de seneste år (2011-2021) har årlige dyrkede afgrøder været opgjort på markniveau med markkort (bilag 2.1.1.4 i Højberg et al., 2021b).



Figur 3 Eksempel på kortdata anvendt i modelberegningerne fra markblokke og ikke-landbrugsarealer.

Metoden til opstilling af gødningsplaner følger metoden beskrevet i Højberg et al. 2021a og Højberg et al., 2021b). 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 Højberg et al., 2021b. Der opstilles markgødningsplaner for alle marker i landet, ca. 650.000 marker for hvert år, i perioden 1990 til 2021.

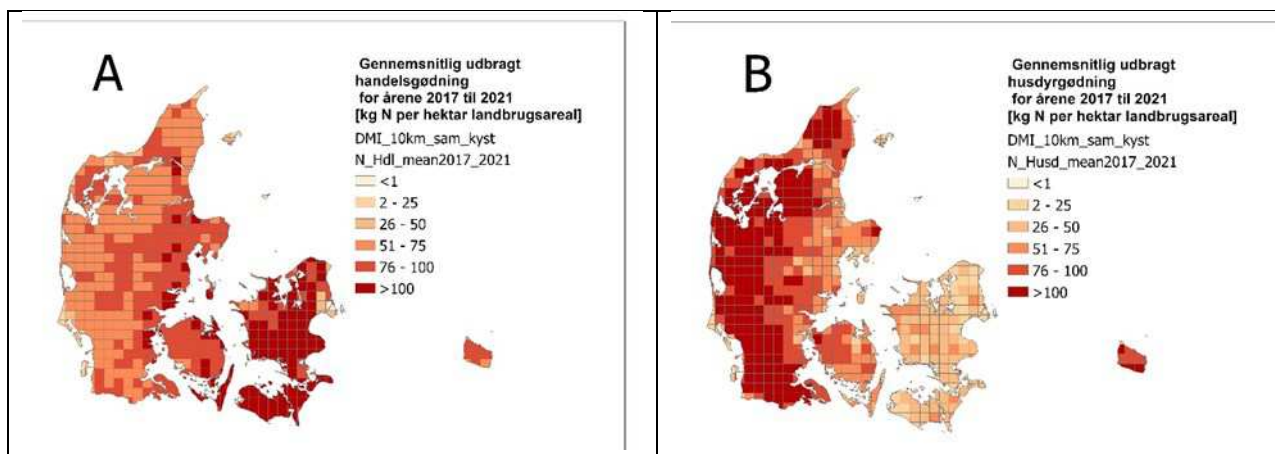
Total tilførsel af N med gødning er udregnet ud fra totale N-tilførsler med gødning til det registrerede landbrugsareal Figur 4. Opgørelser af totalforbruget af N-gødning for perioden frem til 2000 baseres på regionale opgørelser fra Danmarks Statistik (Grant et al., 2003). Efter 1999 baseres gødningsforbruget 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. Højberg et al., 2021b.



Figur 4 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 4 viser udviklingen i den samlede mængde udbragt N i handelsgødning og husdyrgødning i årene 1990-2021 anvendt for markerne i NLES5-modelberegningerne. Bemærk at mineralisk 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 6, 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.

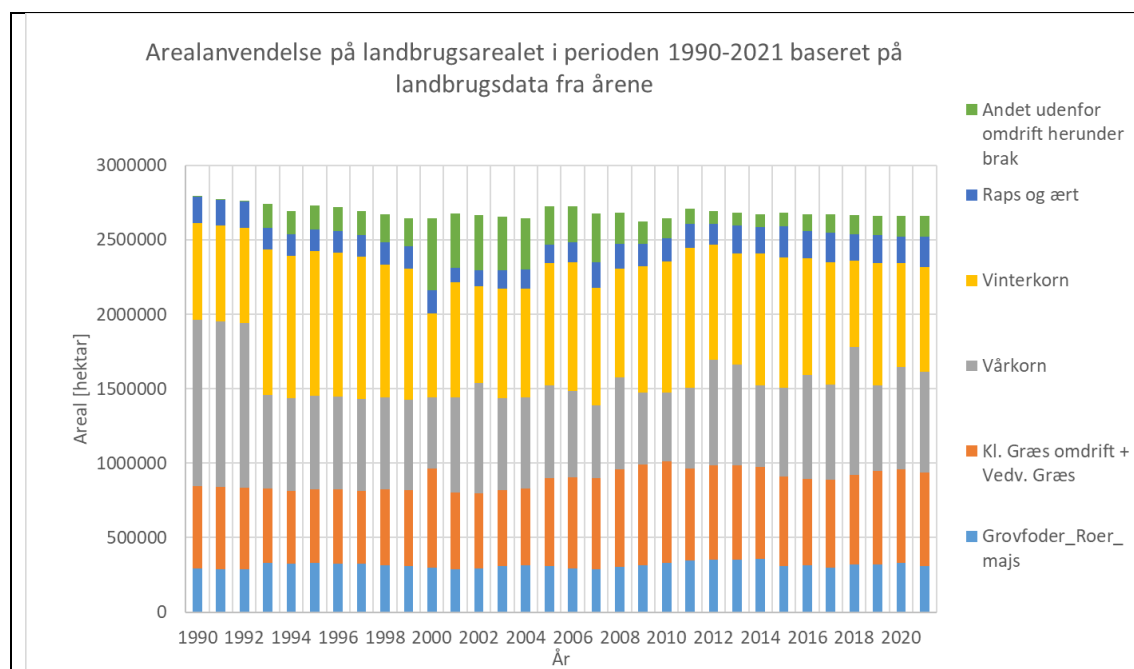
Efter 2016 sker der en mindre stigning i forbruget af handels N gødning som konsekvens af nye højere kvælstofnormer indført med Fødevare- og Landbrugspakken (Miljø- og Fødevarerministeriet 2015). De øgede kvælstofnormer blev gradvist implementeret i lovgivningen i årene 2016-2017. Efter 2017 sker der 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 7, hvilket betyder en stigning i kravet til at indregne eftervirkningen af nedmuldede efterafgrøder i det følgende års N-kvote.



Figur 5 Gennemsnitlig udbragt handelsgødning (A) og husdyrgødning (B) [kg N/ha] for årene 2017-2021 opgjort på landbrugsarealet inden for 10km DMI grid.

Figur 5 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



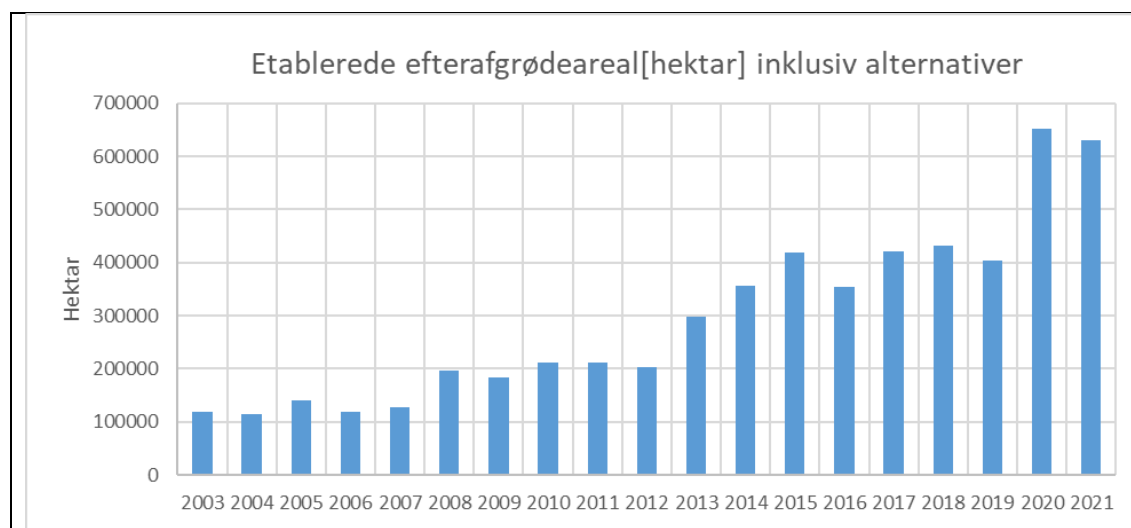
Figur 6 Arealanvendelse på landbrugsarealet [hektar] i Danmark baseret på data fra sognetælling (1990-1999) og på landmandsindberetninger for årene 2000-2021.

Arealanvendelsen på landbrugsarealet i årene 1990-2021 er vist i Figur 6. I starten af 1990'erne var arealanvendelsen karakteriseret ved stor andel af vårkorn (1990-1993). Med data fra sognetællingen i 1997 (ekstrapoleret til årene 1994-1997 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 bydeligt 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 Fødevarer- og Landbrugspakke, (Miljø- og Fødevarerministeriet, 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 7 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 hvor kravene er opdelt på pligtige efterafgrøder og husdyrefterafgrøder

samt målrettede og MFO-efterafgrøder jf. Landbrugsstyrelsen 2023. Kravene er således i dag samlet mere end 600.000 hektar til de forskellige typer (ordninger) for efterafgrøder Figur 7.

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. 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.

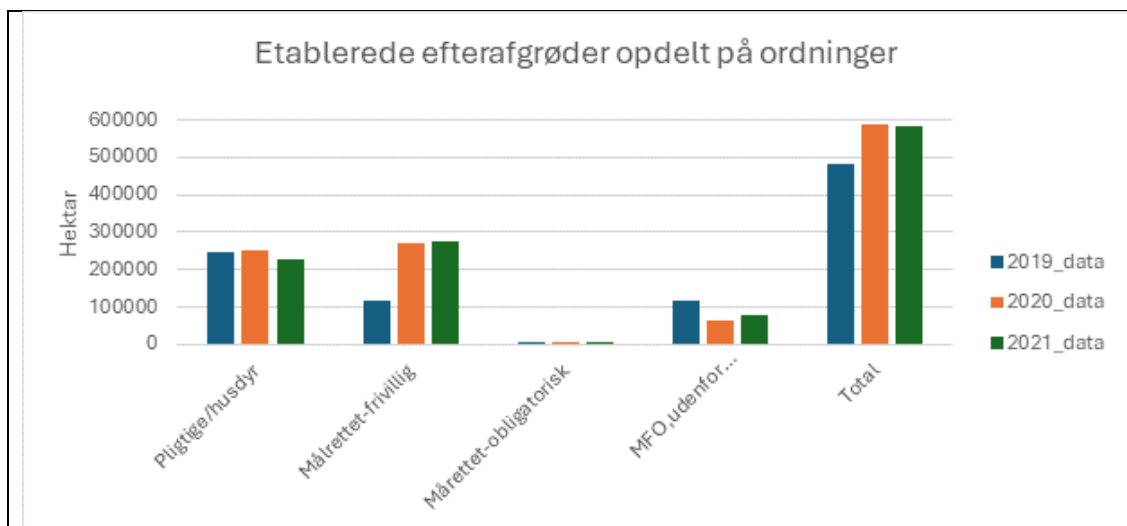
Efterafgrøder er fra 2019 registreret inden for fire ordninger (Pligtige/husdyr, Frivillige målrettede, Obligatorisk målrettede og MFO), men den beregnede effekt på nitratudvaskningen er ens for alle typer. MFO-efterafgrøder indgår i datasættet, hvor MFO-kravet ikke opfyldes af de pligtige- og husdyrefterafgrøder. 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
<i>Mellemafgrøder</i>	2:1
<i>Tidlig såning af visse vinterafgrøder</i>	2:1
<i>Braklagte arealer</i>	1:1
<i>Braklagte arealer langs søer og vandløb</i>	1:4
<i>Flerårige energiafgrøder</i>	0.8:1
<i>Efterafgrødeblanding med kvælstoffikserende arter</i>	1:1
<i>Præcisionslandbrug</i>	11:1

Figur 8 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 8). 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 9.

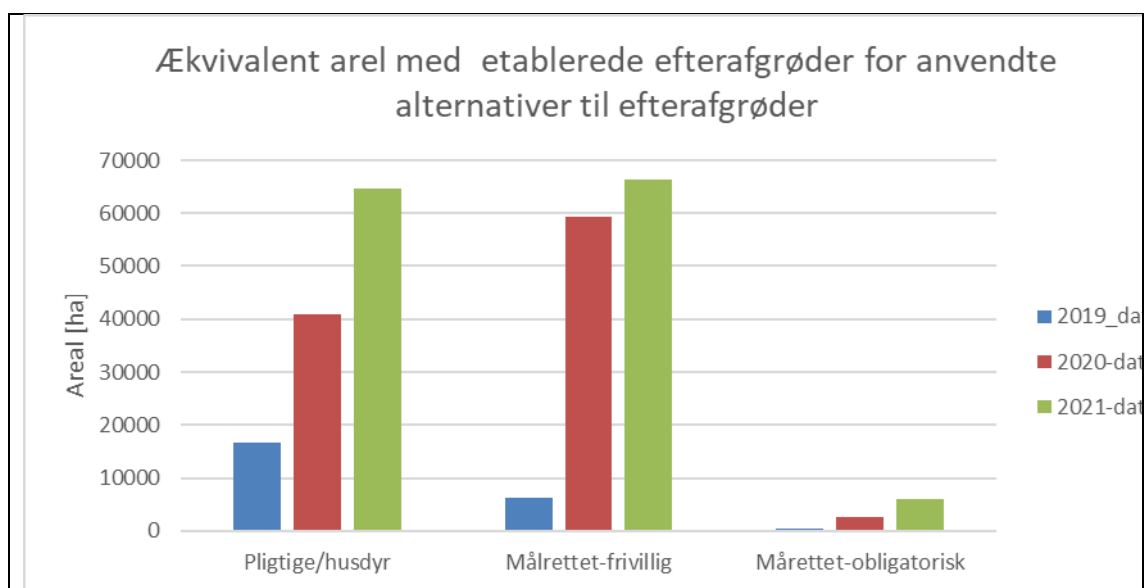


Figur 8 Udvikling i etablerede efterafgrøder opdelt på de fire ordninger (Pligtige/husdyr, Frivillige måltrettede, Obligatorisk måltrettede og MFO-efterafgrøder).

Figur 9 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-kvote indgår ikke i opgørelsen af alternativerne, men vil opfylde nogle af efterafgrødekravene hos landbrugerne. Denne er ikke vist i Figur 9, 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 9). I perioden sker der også en ændring i de regionale krav til placering af de måltrettede frivillige efterafgrøder. Ændringerne har betydning for, hvor i landet nitratudvaskningen ændres som følge af, hvor de måltrettede efterafgrøder placeres i landet.



Figur 9 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 A.

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 (jf. Figur 40, Bilag A). 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 markskala, men bedre repræsenteret på større skala. For ikke-landbrugsarealer er udvaskningen beregnet ved anvendelse af typetal for udvaskningen jf. Tabel 2. Metoden til beregning med NLES5-modellen er nærmere beskrevet i Højberg et al., (2021a). Metoden til databehandling og skabelse af indgangsdata til udvaskningsberegningerne er beskrevet i detaljer i bilag i Højberg et al., (2021b).

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

Beskrivelse	Udvaskning standard værdier (Kg N/ha/år)
Bebyggelse, befæstede areal veje.	0 ¹
Tør natur	2 ²
Våd natur	2 ²
Skov	5 ³
Vand (søer, åer, fjorde)	0
Hav	0

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

²Våd og tør natur er sat til 2 kg N/ha baseret på danske målinger (Eriksen et al., 2014).

³ Baseret på danske målinger beskrevet i Gundersen et al. (2009)

I **trin D** aggregeres alle resultaterne for både landbrugsarealer og andre arealer til et gennemsnitligt årsresultat for 100 m gridceller svarende til 1 ha. Resultaterne fra landbrugsarealer på markblokniveau og ikke-landbrugsareal () er aggregeret i forhold til arealandelen inden for den enkelte 100 meter x 100 meter gridceller (Svarende til 1 hektar). Figur 10.



Figur 10 Eksempel fra Kalø vig med opdeling på 100 meter x 100 meter gridceller og på de oprindelige 500 x 500 meter gridceller anvendt i Højberg et al., 2021a

I **trin E** er de årlige gennemsnitlige udvaskningsværdier for 1 ha griddene 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 1990-2022. Aggregeringen til 100 meter grids er foretaget med opdaterede datagrundlag og mere præcise koblinger til de grundlæggende udvaskninger fra landbrugsarealerne og andre arealer (Byer, skov, natur m.fl). Indgangsdata (månedlige nitratudvaskninger) til den nationale kvælstofmodel 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 (Figur 40) i gridcellen. Der modelberegnes en månedsspecifik nitrat-N koncentration med en ny empirisk baseret model (Giannini-Kurina et al., 2025). 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-gødskning 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 standardnitrat-N-udvaskningen for udvaskningsåret

(1. april til 31. marts det følgende år). De årlige grid-udvaskninger (NLES5-udvaskningen og typetal) (**Trin D** Figur 2) fordeles til månedsniveau i 100 meter x 100 meter grid ud fra en relativ månedsfordeling af standardnitratudvaskningen.

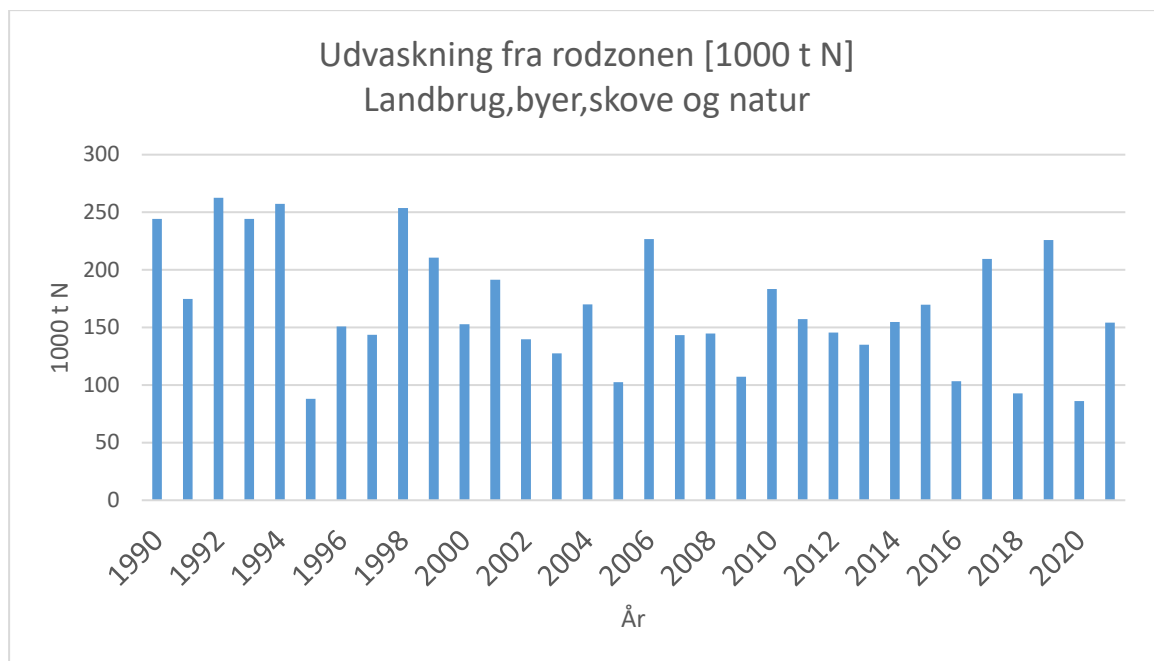
2.1.4 Udvasningsresultater

Den summerede udvaskning for hele landet (dvs. både landbrugs- og ikke-landbrugsarealer) og alle årene 1990-2021 er vist i Figur 11. Resultaterne viser en stor år-til-år variation i udvaskningen fra rodzonen, som er overvejende 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 antal års klimadata for at opnå et udtryk for nitratudvaskningen under et gennemsnitsklima. Resultaterne i nærværende modelberegninger beregnes med det års aktuelt klimadatasæt som arealanvendelsen og N gødskningen forekom for at få et udtryk for årets nitratudvaskning fra rodzonen.

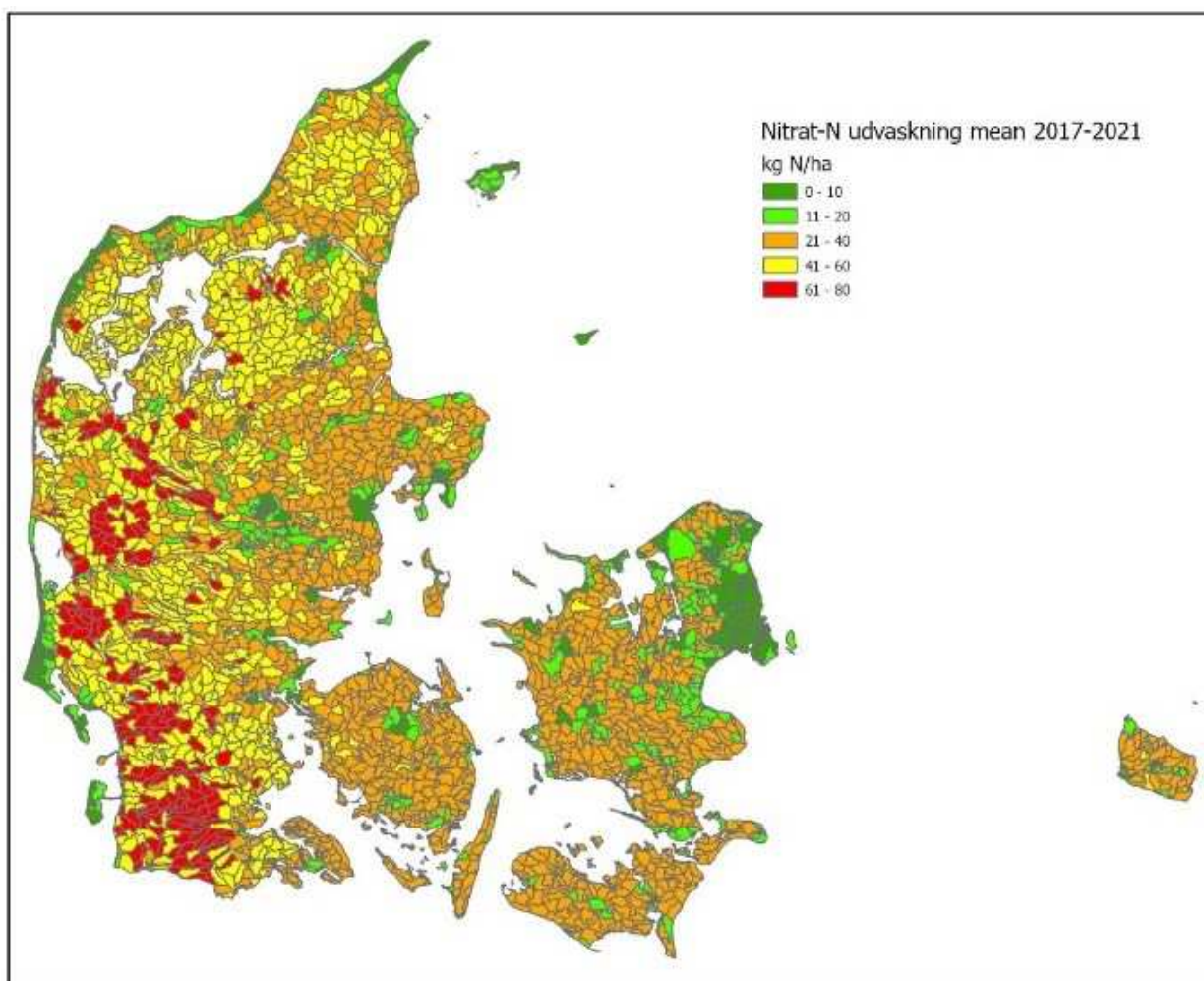
N-retentionsopgørelsen baseres på udvasningsresultater for perioden 2000-2021, hvor den tidligere version fra 2020 (Højberg et al., 2021a) blev baseret på resultater for perioden 1990-2010.

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 4) og en ændret landbrugspraksis herunder flere efterafgrøder (Figur 7) i perioden 2000-2021.

Modelberegningerne på månedsniveau (**Trin E**, Figur 2) anvendes som indgangsdata i den nationale kvælstofmodel (NKM) og er baseret på aktuelle klimadata og arealanvendelse/N gødskningsdata. I Figur 12 ses et eksempel på gennemsnits nitratudvaskningen 2017-2021 opgjort på ID15 niveau. År-til-år variationen har, som nævnt, stor betydning for udvasningsniveauet generelt. Regionale afvigelser i nedbøren sammenlignet med klimanormaler for hele landet, kan give store regionale forskelle i N-udvaskningen. Således kan udvaskningen i perioden 2017-2021 (Figur 12) være forskellig fra en klimanormaliseret udvaskning for de enkelte år.



Figur 11 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 12 Årlig gennemsnitlig nitratudvaskning fra rodzonen af både landbrugsarealer og ikke-landbrug opgjort på ID15 skala for dyrkningsårene: 2017-2021, beregnet med NLES5 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 Grundvand

Grundvandets transportveje beregnes med DK-modellen, der er opstillet i DHI's MIKE SHE / MIKE HYDRO modelsystem. 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).

Den opdaterede kvælstofmodel 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 nedbørsdato 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 drænoplane. Modellen er kalibreret i 500 x 500 m grid-opløsning, 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 detaljeret 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 opdatering 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 Transport og omsætning i grundvand

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 tolkede enheder, fx i forskellige sandenheder, og denne variation beskrives med hydrauliske parametre.

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. Til brug for projektet er der sket en opdatering af FOHM i forhold til de post- og senglaciale aflejringer (Høyer et al., 2025).

Bestemmelse af de hydrologiske parametre er sket gennem kalibrering af DK-modellen. Traditionelt sker kalibreringen mod observationer af trykniveauet i grundvandet (grundvandspotentiallet) og vandløbsafstrømningsdata. De hydrauliske egenskaber af undergrunden har stor betydning for drænstrømningen, og i projektet er der foretaget en ny kalibrering af DK-modellen, hvor kalibreringsgrundlaget er udvidet med et nationalt estimat af drænandelen, som beskrevet yderligere i afsnit 2.2.3.

Noget nitrat vil blive transporteret direkte til dræn og videre til vandløbene, mens den resterende del transporteres forbi dræne og gennem grundvandszonen før det når overfladevandssystemet. De to transportveje håndteres separat. I grundvandszonen beregnes transporten vha. en partikelbanesimulering, hvor "partikler" flyttes advektivt med grundvandets bevægelse fra grundvandsspejlet gennem undergrunden til en rand i form af dræn, borer, vandløb eller hav/fjorde. 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 gridopløsningen i den opdaterede model er 25 gange finere (100 m vs 500 m i de tidligere versioner), opnås en geografisk opløsning af partikler, som er 25 gange mere detaljeret i den opdaterede model. Det antages således, at transportveje og transporthastigheder er uafhængige af det faktiske tidspunkt for udvaskningen af kvælstof fra rodzonen. 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, boring eller anden

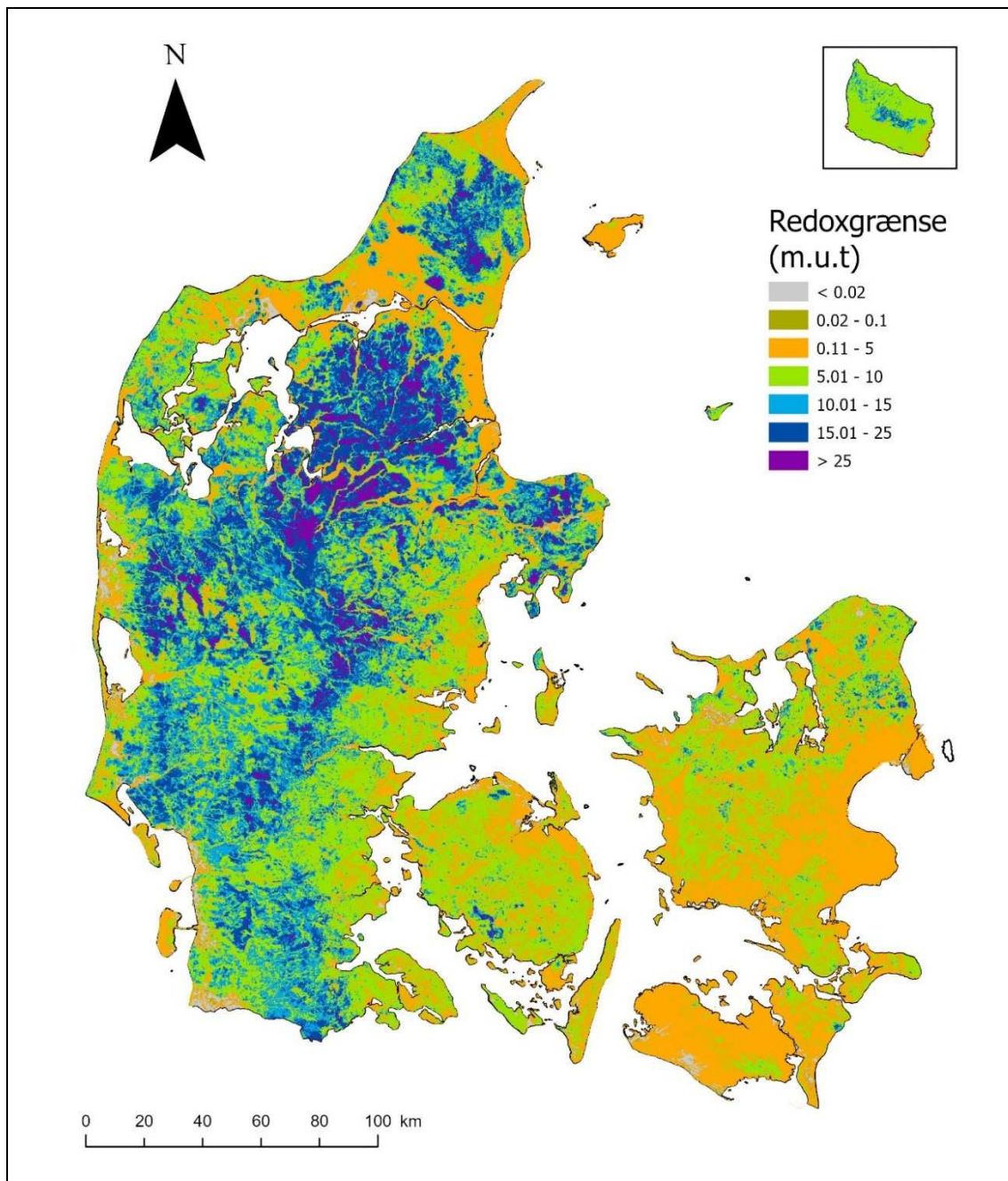
randbetingelse, eller er blevet omsat. For en yderligere beskrivelse af partikelbanesimuleringen samt koblingen af partikeltransporten og nitrat udvaskning fra rodzonen henvises til Højberg et al. (2021a).

2.2.2 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 reducerende zone, mens der ikke sker en omsætning under iltede forhold og alt nitrat er omsat, før det når den reducerede zone.

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 borerer beskrives både i felten og i GEUS boreprøvelaboratorium og lagres i den nationale boringsdatabase Jupiter. Der er gennemført en omfattende analyse ved sammenstilling af sammenhørende farvebeskrivelser af jordlag og vandkemidata fra indtag i borerer, hvor begge datatyper er tilgængelige i de samme niveauer (Kim et al., in review). Dette er tilfældet for ca. 4000 indtag, hvor sedimentterne i alt er beskrevet med ca. 90 forskellige farvenuancer. Efter etablering af sammenhænge mellem farvenuancer og redoxforhold baseret på vandkemien, er der identificeret godt ca. 27.000 beskrivelser af sedimentfarver, som indikerer redoxforholdene i jordlagene.

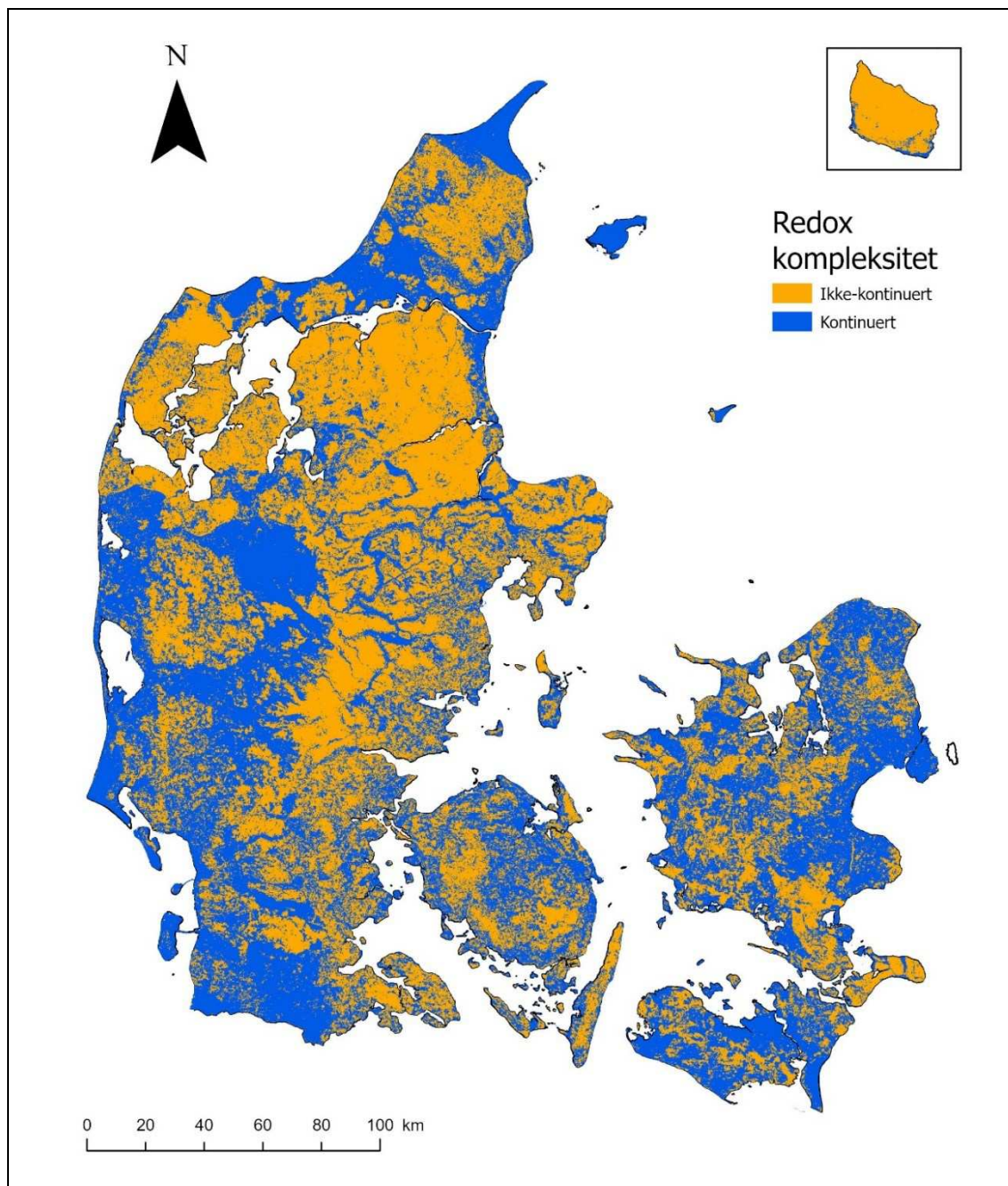
Sedimentfarverne er benyttet som træningsdata for en maskinlæring til generering af et nationalt kort over dybden til redoxgrænsen, Figur 13. Til dette er der anvendt 20 forklarende variable, såsom informationer om jordbundsforhold, geologisk opbygning, nedbør, grundvandsdannelse og topografisk variation (Koch et al., 2024).



Figur 13 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 nitrat-reducerende 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 skråtstillede 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), eller om der kan forventes varierende redoxforhold (ikke-kontinuerte redoxforhold), Figur 14.



Figur 14 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). 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 og tykkelse af over- liggende lerlag. Grundvandskemiske data fra den nationale grundvandsovervågning og bo- ringskontrollen af vandforsyningsboringer er anvendt til at vurdere sandsynligheden for nitrat i grundvandet i kalkmagasinerne (Voutchkova et al., 2025b).

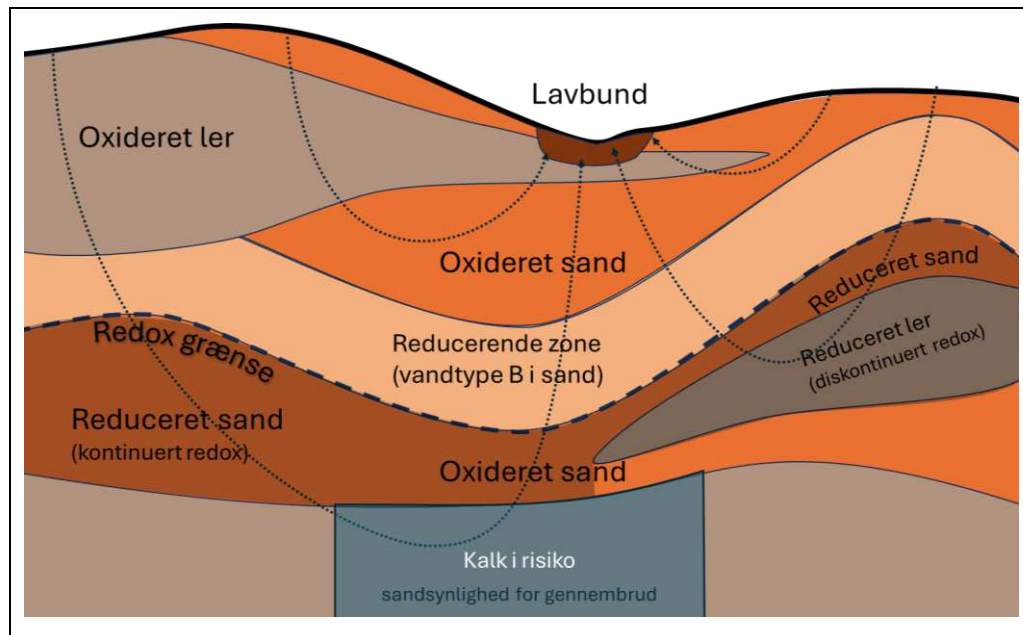
Nitratomsætningen sker i den reducerende zone, som er zonen mellem den iltede og redu- cerede zone. Denne zone kan genkendes på basis af vandkemidata (vandtype B). Analyse af vandkemidata (Voutchkova et al., 2025a) viste, at vandtype B primært forekommer i kvar- tære sandaflejringer eller i kalkmagasiner. 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. 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 omsæt- ning af nitrat ved redoxgrænsen.

Ud fra de samlede analyser er der opstillet en ny geokemisk model for grundvandet, som illustreret i Figur 13. med følgende antagelser:

- Redoxgrænsen markerer overgangen til den øverste reducerede zone.
- I områder med en diskontinuerte redoxforhold, antages den reducerede zone at strække sig til bunden af lerlag. 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.
- For partikler der transporteres til kalken i områder med risiko for nitrat i grundvandet i kalkmagasiner, anvendes sandsynligheden 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 alle partikler, der når dette punkt. Herefter beregnes den videre transport af partik- lerne, 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.
- Den reducerende zone har kun en vertikal udbredelse i områder, hvor redoxgrænsen er beliggende i sandlag. 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 (Gyldenkærne & Frederiksen (red.), 2015).

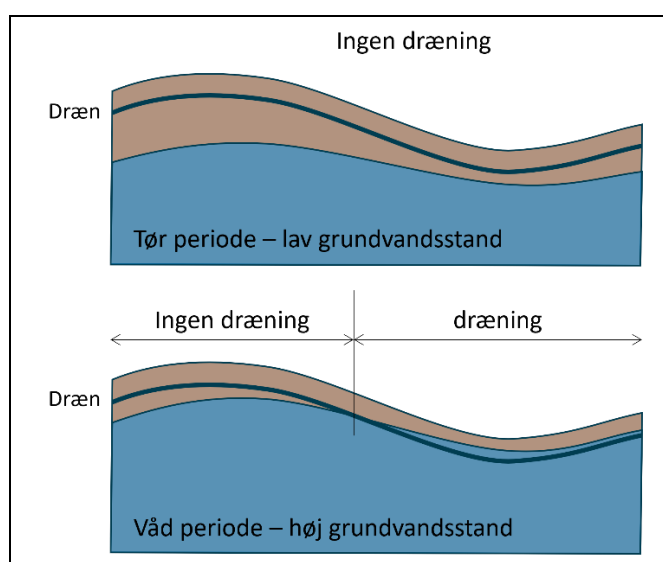


Figur 15. Principskitse for den geokemiske model i grundvandet. Den tykke stiplede linje indikerer redox-grænsen, mens de prikkede linjer indikerer transportveje.

2.2.3 Transport via dræn

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 nitratttransport 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 dræningen 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 dyrkede landbrugsarealer. Der sker dog alene en dræning i tilfælde, hvor grundvandsstanden når over drænniveauet, som illustreret i Figur 16. Grundvandsstanden beregnes dynamisk (på dagsniveau) og DK-modellen beskriver således den tidslige 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 intensivt 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.



Figur 16 Konceptskitse for dræning i DK-modellen.

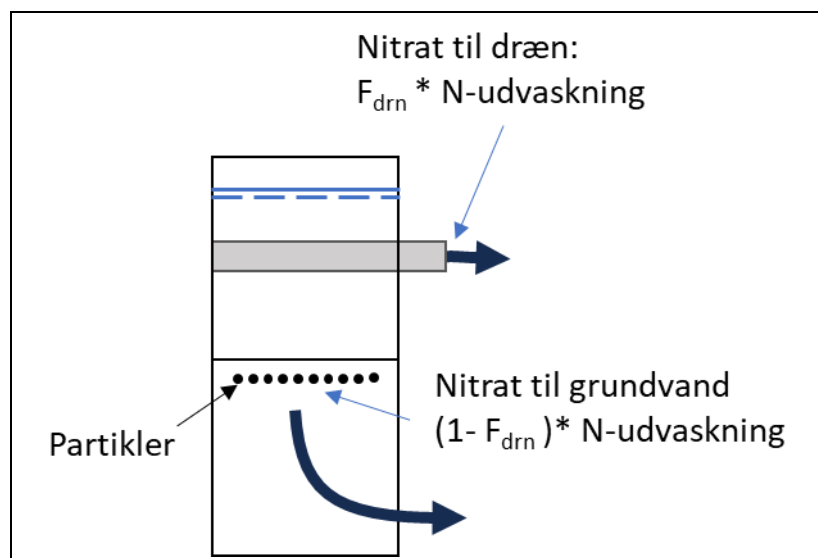
Til vurdering af DK-modellens evne til at prædiktere drænstrømningen og ikke mindst hvordan dræningen varierer geografisk, er der etableret et nationalt kort over drænfraktionen, som i en 100 m grid opløsning viser dræningen som andel af nedbøren. Til udvikling af drænfraktionskortet er alle tilgængelige observationsdata fra drænede marker indsamlet, hvilket resulterede i data fra 45 dyrkede drænoplande, hvorfra der eksisterer både drænobserveringer samt en god afgrænsning af det drænede areal. For hvert af drænoplandene er der opstillet en detaljeret hydrologisk model (DK-Model konceptet i 10 m opløsning), som er kalibreret til observationsdata for drænafløbstrømninger. 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.

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). Med udviklingen af drænkortet er der derfor opnået en markant forbedring af grundlaget for at vurdere den beregnede drænstrømning i DK-modellen, og drænfraktionskortet er benyttet til kalibrering af DK-modellen. Modelperformance for genkalibreringen af DK-Modellen til anvendelse i den opdaterede kvælstofmodel vil blive beskrevet i den endelige dokumentationsrapport.

Drænastrømning 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 beregnes med partikelbanesimuleringen. Der tages derved højde for, at der kan ske en udvaskning 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_{drn}). 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 en til to måneder senere.

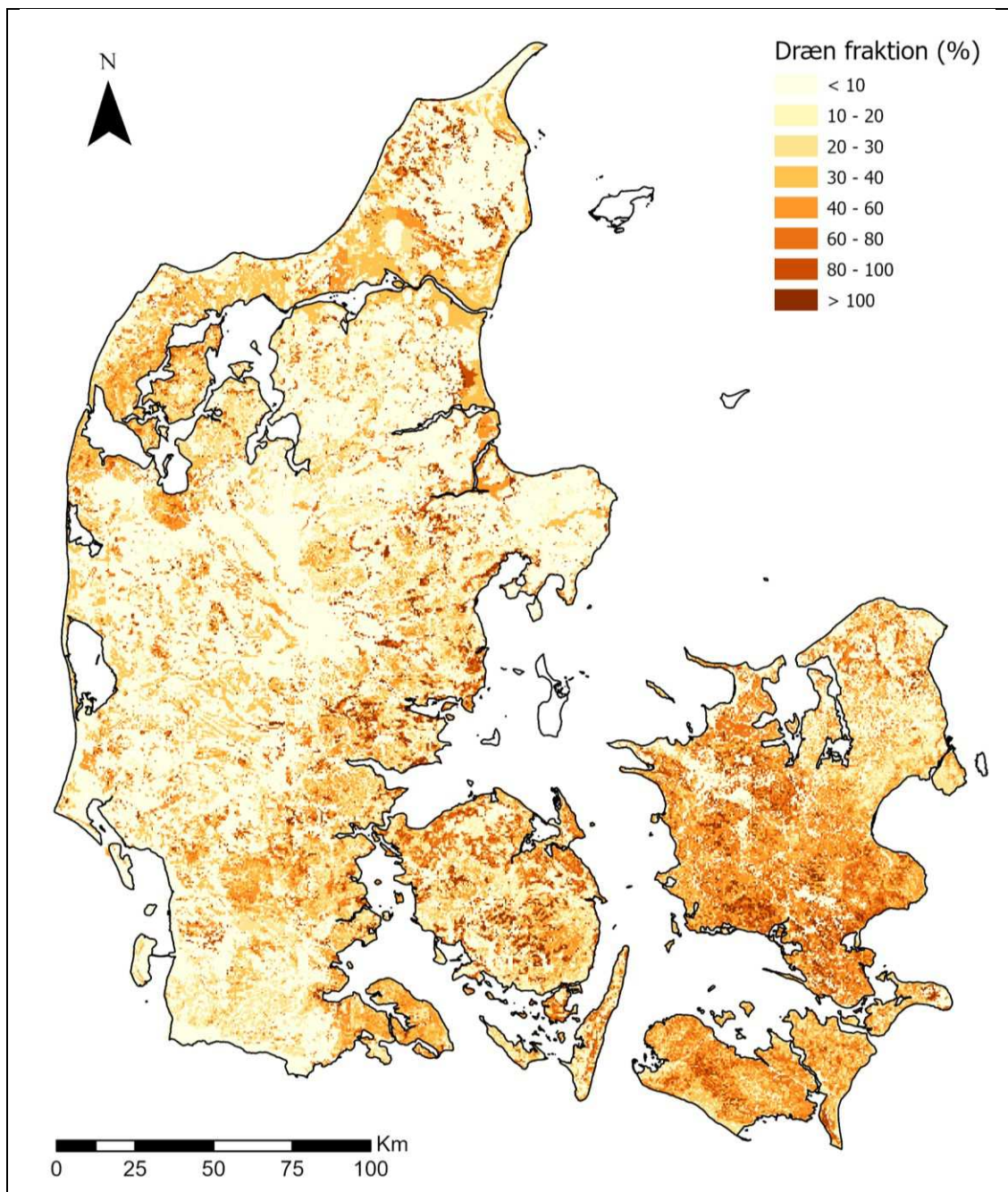


Figur 17 Opdeling af nitratudvaskning til dræn- og grundvandstransport.

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 17. Transport i grundvand beskrives med partiklerne, mens transporten fra dræn ledes til nærmeste vandløb uden forsinkelse. 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.

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 vejforhold. Et middel af den beregnede andel af nitratudvaskningen, som transporteres direkte til dræn, er vist på Figur 18.



Figur 18 Nationalt kort over andelen af nitrat udvasket fra rodzonen, der transporteres direkte til dræn (dræn fraktion).

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 dels i dette projekt indsamlet nye data for at kunne konstruere nye modeller for vandløb og oversvømmede arealer, og dels 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.

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 arealkvælstoffjernelses-rate ($\text{kg N døgn}^{-1} \text{ ha}^{-1}$). 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. 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.

Modellerne for kvælstofretention i overfladevandet er opsummeret i nedenstående afsnit og vil senere blive dokumenteret i højere detaljegrad, dels i form af en selvstændig rapport og dels i den endelige dokumentation af NKMv2025 og kvælstofretentionskortene. Her vil bl.a. baggrund for beregnede rater, beskrivelse af datasæt, implementeringen af modellerne i NKMv2025 og en mere kvantitativ beskrivelse af usikkerhederne blive præsenteret i større detalje.

2.3.1 Vandløb

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. Der er ligeledes foretaget in-situ målinger af nitrat i tre oversvømmede ådale. De nye modeller for kvælstofretention i vandløb konstrueret ud fra disse data har form af en fjernelsesrate ($\text{kg N dogn}^{-1} \text{ ha}^{-1}$). 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 mindre vandløb (tilløb) 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.

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. Bredderne er beregnet ud fra en standard bredde på 1.23 m for den smalleste vandløbstype i GeoDK6.0 GIS-lag for vandløbsmidte, for bredere vandløb er bredden beregnet ud fra GeoDK6.0 GIS-lag for vandløbskanter. I NKMv2025 vil der kun ske en kvælstofretention, hvis der i modellen beregnes en vandføring i vandløbet. Usikkerhed på de beregnede vandføringer vil også resultere i usikkerhed på retentionen beregnet for vandløb.

2.3.2 Søer

For søer beregnes kvælstofretention separat for større søer beliggende på hovedvandløbene og mindre søer beliggende på mindre vandløb.

2.3.2.1 Store søer

Der er konstrueret en ny model for større søer. 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 årlige 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 konstruere modellen. Til sammenligning var den tidligere sø-retentionsmodel baseret på massebalancer for perioder på 3 til 4 år fra 16 lavvandede søer, 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.

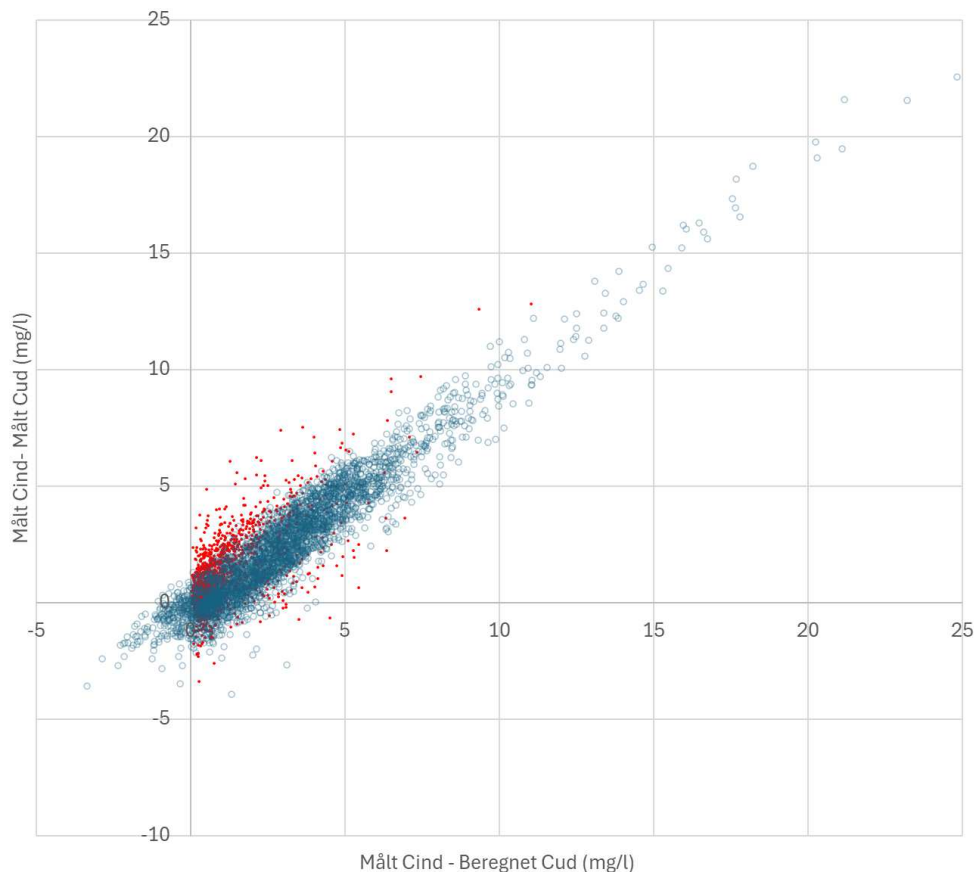
Modellens inputvariable er vandopholdstid, søareal, temperatur (udtrykt igennem månedskonstanter) og indløbskoncentration. Den nye model beskriver retentionen, udtrykt som kvælstofindløbskoncentration fratrasket -udløbskoncentration, med en R^2 værdi på 0,82 (Figur 19). Der er beregnet retention for 726 store søer i NKMv2025, hvilket er flere end i NKMv2020 hvor der var inkluderet 603 søer.

I NKMv2025 er tilførslerne af vand og kvælstof til søerne beregnet ud fra NKMv2025 model-data, da observationer ikke findes. Dette forøger usikkerheden i forhold til de observationer, som modellen er udviklet på. For en del søer er sø-middeldybden 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.

2.3.2.2 Små søer

Der er ligesom for store søer også konstrueret en ny model for mindre søer. Modellen er baseret på en delmængde af månedsværdierne fra de store søer, hvor den aktuelle opholdstid er mindre end 2 måneder, inkluderende 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 19).

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 også dette topografiske opland.



Figur 19 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).

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 tilknytte et vandopland for samt søer, der pga. fejl i datagrundlaget fremstår som placeret i havet, er ekskluderet. Der beregnes retention for ca. 15.000 søer.

Lige som for store søer er input (indløbskoncentrationen af kvælstof og vandmængden) til modellen genereret igennem NKMv2025, hvilket giver en større usikkerhed end ved at anvende måledata som 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 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.

2.3.3 Restaurerede vådområder

Der er konstrueret en ny model for restaurerede vådområder. 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.

Der er inkluderet 629 vådområder med et samlet areal på 344 km^2 i NKMv2025 på baggrund af data modtaget fra landbrugsstyrelsen. Til hvert vådområde er der beregnet et 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.

I NKMv2025 er tilførslerne af vand og kvælstof til vådområderne beregnet ud fra NKMv2025 modeldata, 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 på tilskrivelsen af retentionen til det korrekte oplandsareal.

2.3.4 Minivådområder

Minivådområder er mindre konstruerede vådområder/søer, der modtager vand og kvælstof fra fortrinsvist systemdrænede marker. Som udgangspunkt har minivådområdets åbne vand-spejl 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. 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. Input variable til modellen er den gennemsnitlige, månedlige hydrauliske opholdstid og den gennemsnitlige, månedlige lufttemperatur.

Der er inkluderet 102 minivådområder i NKMv2025. For hvert minivådområde er det drænede areal, der tilfører vand og kvælstof til minivådområdet kortlagt. Tilførslen til minivådområdet er den arealvægtede, månedlige ID15-dræntransport beregnet med NKMv2025. Den beregnede retention tildeles efterfølgende det drænede areal. 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 (efterår- og vinterperioden), mens usikkerheden er større ved lave vandafstrømninger (sommerperioden) og dermed resulterende høje vandopholdstider. Usikkerhed på størrelsen af minivådområdenes drænareal er lille, da langt de fleste arealer er oplyst igennem minivådområdenes godkendte projektansøgninger. 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.

2.3.5 Oversvømmelser

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.

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 digerne 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.

2.3.5.1 Oversvømmelser i ådale

Kvælstofretentionen i oversvømmede ådale 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 vådområderestaurering (Naturstyrelsen, 2014). Beregningen foretages for ådale langs ca. 14.000 km gennemstrømmede vandløb (se afsnit 2.3.1). Det samlede, anvendte ådalsareal i hele landet for beregningerne er ved 10 cm oversvømmelse på 41.853 ha, ved en 30 cm oversvømmelse på 67.277 ha og ved en 50 cm oversvømmelse på 88.536 ha. Specifikke antal dage med overskridelse af vandføringsdøgnmiddelpentilerne er beregnet med DK-modellen (Nationale hydrologiske model) (Stisen et al. 2019).

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 kvælstof-retention, 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.

2.3.5.2 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. Disse arealer er beregnede ud fra daglige vandstande. Den samme areal-retentions-rate som for ådale på $0,18 \pm 0,11 \text{ kg N dogn}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ anvendes. Arealer langs inddigede vandløb oversvømmes ikke.

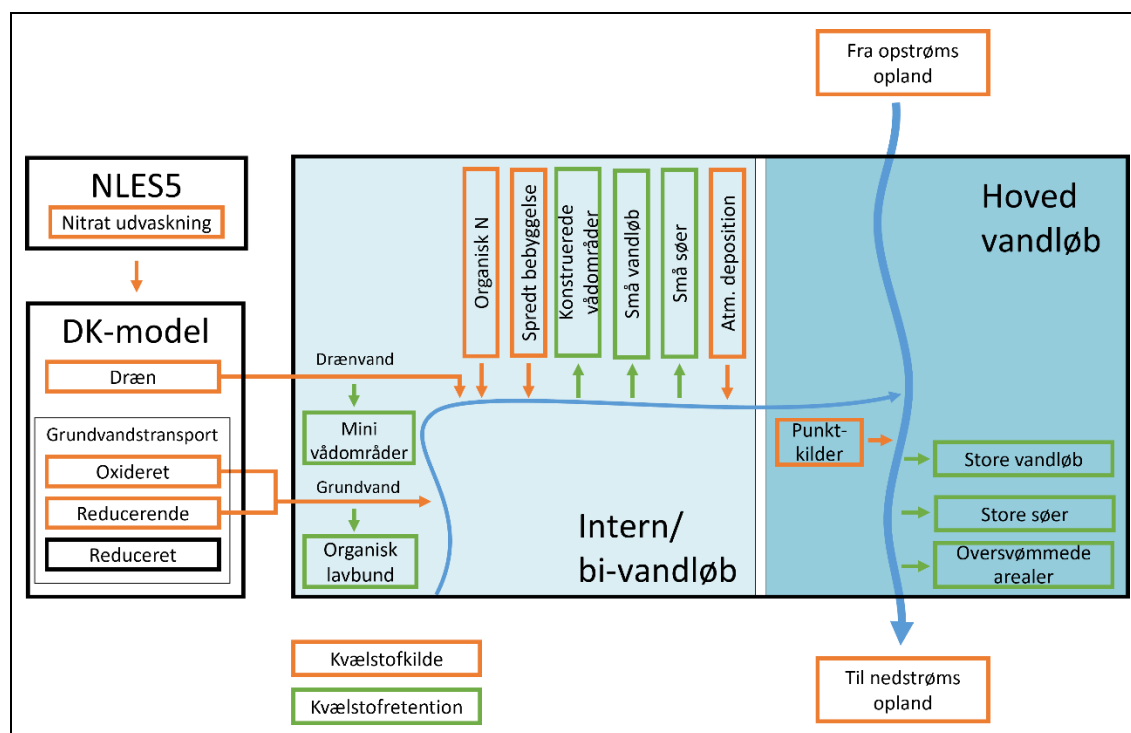
Der er en usikkerhed på anvendelsen af areal-retentions-raten. På et specifikt marskareal på et specifikt tidspunkt kan den reelle (men ukendte) rate være forskellig fra den anvendte. Der er ligeledes en usikkerhed på beregningen af størrelsen af de oversvømmede arealer og timingen og varigheden af oversvømmelsen. 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 oversvømmelseshændelser. Som for oversvømmelser i ådale er sedimentation af organisk N ikke inddraget i retentionsberegningerne ved oversvømmelse af marskjerde 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 beregnes transporten frem til kysten på basis af de såkaldte ID15 oplande, som er topografiske oplande med et middel areal på ca. 1500 ha. Kvælstofkilderne til de enkelte retentionsmiljøer er enten lokale (Interne) eller fra hele det opstrøms beliggende opland (Gennemstrømmede). Kvælstof fra Interne kilder fjernes først i interne retentionsmiljøer og beregnes inden for det enkelte ID15 opland. Retentionsmiljøer placeret på større vandløb, der modtager vand og kvælstof fra opstrøms beliggende ID15 oplande modtager både den resterende interne kvælstofmængde efter retention i interne retentionsmiljøer og kvælstof fra opstrøms ID15 oplande.

Princippet for koblingen af modellerne og opdelingen i interne og gennemstrømmede vandløb (Hovedvandløb) er illustreret i Figur 20.

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 20. 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 NLES 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 i dræn, se afsnit 2.2.3. Er der etableret mini-vådområder, vil der ske en omsætning af dræntransporten fra de drænedede arealer, som udgør oplandet til mini-vådområdet. Den samlede transport af nitrat til mini-vådområder er beregnet ud fra arealet af det drænedede opland samt en arealspecifik drænstrømning fra drænedede landbrugsarealer på ler 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 derfor 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 kvælstofkilder fra:

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 20.

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 er 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, mini-vådområder samt restaurerede vådområder, Tabel 3. 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 stadig at være ensartet inden for et ID15 opland, som beskrevet for mini-vådområder. På tilsvarende vis beregnes transporten til små søer og restaurerede vådområder, som en arealproportional andel af den samlede interne transport.

Tabel 3 Oversigt over interne og gennemstrømmede kvælstofretentionsmiljøer.

Kvælstofretentionsmiljø	Intern/gennemstrømmet	Opland
Vandløb – små	Intern	ID15
Vandløb – store	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 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). 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 mindre end 100 m fra kysten anses for at være direkte udledninger.

Udledninger fra spredt bebyggelse tilføres overfladevandssystemet "internt" i hvert ID15 opland. Det betyder at kvælstof herfra kan fjernes i alle overfladevands retentionsmiljøer undtagen minivådområder (kun tilført drænvand). Udledninger fra alle andre punktkildetyper tilføres overfladevandet i den gennemstrømmede del, og der kan således kun fjernes kvælstof 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. Derfor tilføres kvælstofmængden fra den atmosfæriske deposition 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 jorden til vandløb og grundvand, men i vandløbene måles der også en mængde organisk kvælstof (OrgN). 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.

Der er beregnet en koncentration af organisk kvælstof for alle ID15 oplande i alle tidsskridt af NKMv2025. Beregningen er baseret på måledata.

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

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

Hvor orgN er beregnet som forskellen mellem de målte værdier af total kvælstof og de opløste uorganiske kvælstoffraktioner. OrgN består både af en fraktion af opløst organisk kvælstof og af partikulært bundet organisk kvælstof. OrgN-koncentrationen for en given måned er baseret på de beregnede stoftransporter af total-kvælstof, nitrit-nitrat-N og ammoniak-ammonium-N samt vandafstrømningen. På den måde er ingen (eller meget få) enkelt måneder baseret på en enkelt prøvetagning. Stoftransporter downloadet fra ODA-databasen for perioden 1989-2023 er anvendt til at beregne månedsmiddelkoncentrationer for stationerne. Men kun data fra perioden 1990 til 2021 er inkluderet direkte i NKMv2025 som månedskoncentrationer. Perioderne uden for 1989 – 2023 er anvendt for at basere månedsmiddelkoncentrationerne på flest mulige målinger, hvilket specielt er en fordel for stationer med en forholdsvis kort måleperiode fx de forholdsvis mange stationer der kun er målt i perioden fra 2017 og frem.

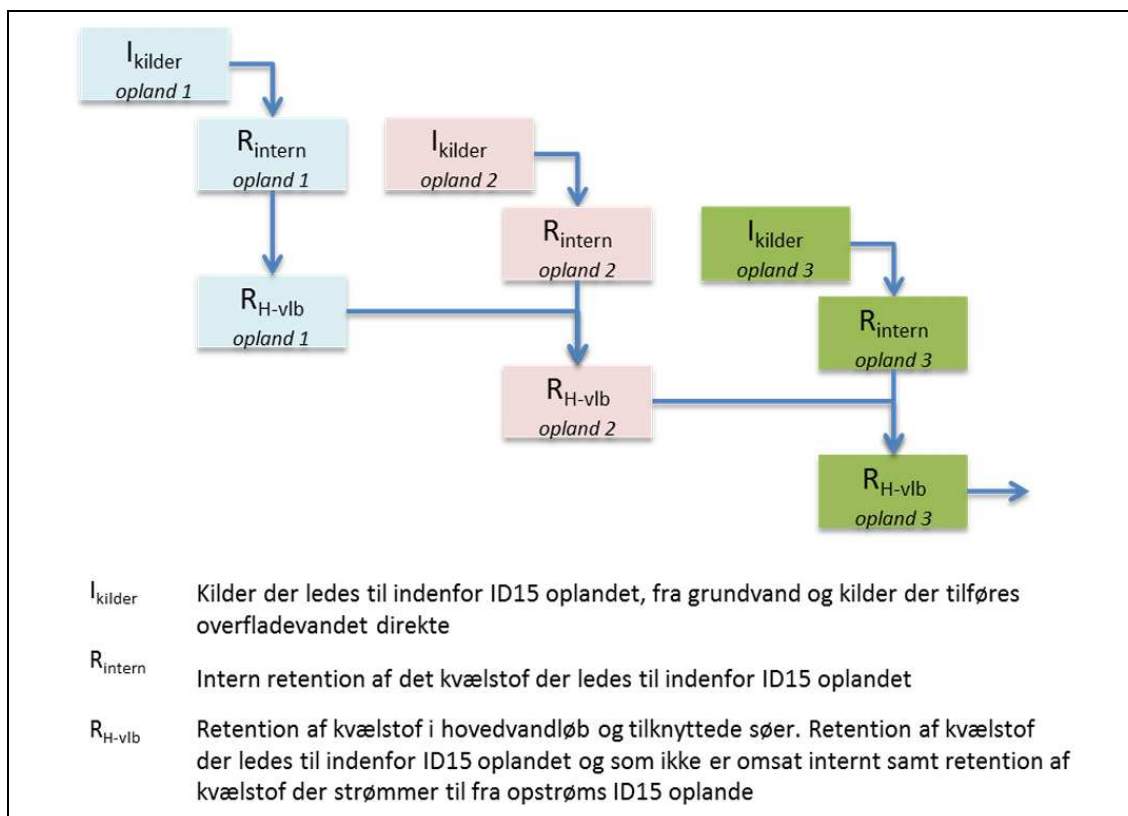
Ud af de i alt 3447 ID15 oplande, ligger 1673 opstrøms en målestation. For ID15 oplande opstrøms målestationer er den beregnede månedskoncentration af OrgN anvendt for måneder, hvor den kan beregnes. For øvrige måneder er den middelmånedlige koncentration fra målestationen anvendt. Der er anvendt 234 stationer, med mindst 4 års data. Data er distribueret til 1673 ID15 oplande placeret opstrøms målestationerne. 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.

I sidste udgave af retentionskortet (NKMv2020) blev middelkoncentrationen ligeledes beregnet til 0.7 mg, og ændringen mellem de to versioner er < 0.02 mg/l. 1% af ID15 oplandene får en OrgN-koncentration der er >0,25 mg/l højere i gennemsnit end i NKMv2020, mens 1% af ID15 oplandene får tildelt en OrgN koncentration der er >0,24 mg/l lavere end i NKMv2020 (Højberg et.al. 2021a). De fleste betydelige ændringer sker opstrøms målestationer, der ikke er med i begge versioner af kvælstofmodellen.

2.4.4 Transport gennem vandløbssystemet

Kvælstoffet transporteres (ledes/routes) igennem vandløbssystemet som illustreret i Figur 21. For hvert ID15 opland beregnes den samlede tilførte mængde kvælstof via grundvand,

dræn og øvrige kilder, hvorfra den samlede interne retention af kvælstof i overfladevandet trækkes fra. I hovedvandløbet, adderes bidrag fra opstrøms oplande, hvorefter der sker en omsætning i hovedvandløbet. Endelig sker der en omsætning i søer og oversvømmede arealer tilknyttet hovedvandløbet. Søer og oversvømmede arealer er placeret umiddelbart før udstrømning fra et ID15 opland, og påvirker derved retentionen af alt kvælstof, der ledes til opstrøms fra i vandløbssystemet. Det betyder, at den samlede retention i hovedvandløbet alt andet lige vil være størst for oplande, der ligger opstrøms og gennemløber en lang vandløbsstrækning samt eventuelle større søer og oversvømmede arealer.



Figur 21. Princip for routing af kvælstof gennem vandløbssystemet.

2.4.5 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 2.2.1. 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.

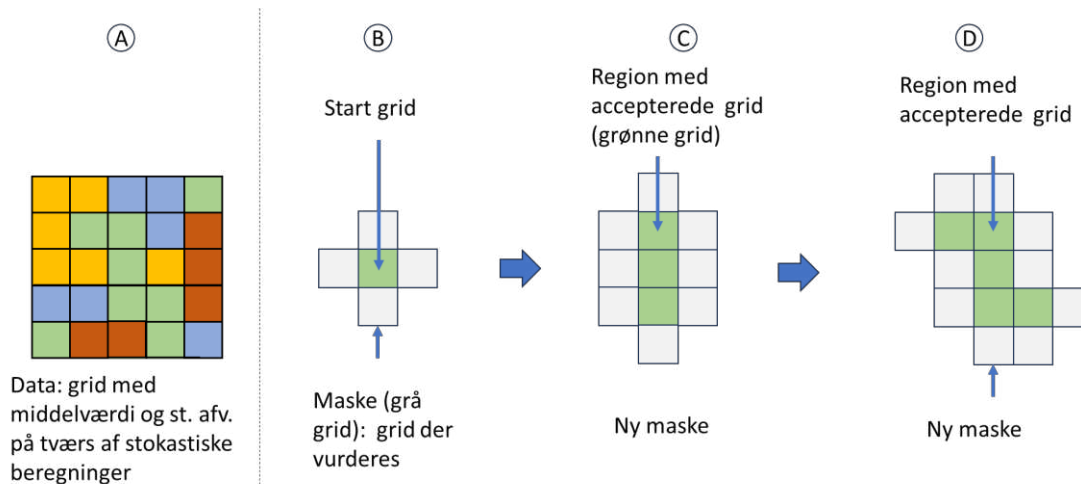
Ved afgrænsning af specifikke oplande til retentionsmiljøerne i overfladevandet, er det muligt at tilskrive retentionen til de stedsspecifikke oplande, fx sikre, at retentionen i et minivådområde tilskrives de drænede arealer, som udgør oplandet til mini-vådområdet. I praksis afgrænses de til 100 m grids 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 modelgrid).

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 gridet, 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, 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.

2.4.5.1 Region growing

"Region Growing" metoden anvendes ofte i billedbehandling til at identificere sammenlignelige nabopixler. Metoden er illustreret i Figur 22. Først vælges et startgrid, hvorefter værdierne af nabocellerne analyseres. Er værdierne i nabocellerne tilstrækkelig tæt på startgridværdien, 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 22B).



Figur 22 Illustration af metoden "Region Growing".

Til vurdering af hvorvidt griddene er sammenlignelige anvendes retentionsværdien for grid-det, samt usikkerheden på denne middelværdi, som beregnet under usikkerhedsanalysen, afsnit 4. For at undgå en gruppering af godt bestemte grid med mere usikkert bestemte grid, benyttes der i region growing også et kriterie til standardafvigelsen (usikkerheden) på retentionen for de enkelte 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 standard afvigelse 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 er mest sammenlignelige, mens regioner der etableres under de efterfølgende iterationer, vil indeholde mere usikre grid, ligesom variationen 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 nabo-regionen, hvis middelværdi ligger tættest på griddets værdi. Efter nye grid er tilføjet en region, genberegnes værdien 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, der 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

griddene kan inkluderes i en region igennem region growing og en mindre andel af griddene 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 gridstandardafvigelse. Som startkriterie er anvendt grid med lavest retention, og der er anvendt et minimumsareal på 50 ha. Kriterierne for region growing er listet i Tabel 4.

Tabel 4. 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

Kvælstofmodellen beskriver årsagssammenhænge, f.eks. at der sker en omsætning af nitrat under anaerobe forhold. Hvor hurtig denne omsætning er, kan imidlertid ikke måles direkte i naturen. Det er derfor nødvendigt at bestemme disse parametre (modelparametre) indirekte ved kalibrering. I denne proces justeres udvalgte modelparametre, til der opnås den bedst mulige overensstemmelse mellem den observerede og modelberegne kvælstoftransport. Den observerede kvælstoftransport består af målinger af kvælstofkoncentrationer og vandføring fra målestationer i vandløb, som ganges sammen for at få kvælstoftransporten på månedsniveau. Kalibreringen er foretaget manuelt, dvs. der er gennemført en beregning med efterfølgende sammenligning med de målte kvælstoftransporter. Herefter foretages en justering af modelparametrene, og der gennemføres en ny beregning og sammenligning. Denne proces fortsættes, til der opnås en tilfredsstillende overensstemmelse mellem de observerede og beregnede værdier, eller indtil det ikke er muligt at forbedre beregningsresultaterne yderligere.

Der er anvendt samme overordnede metodik for modelkalibrering og -validering som ved udvikling af kvælstofmodel version 2020 (Højberg et al., 2021a). I den nuværende opdatering er beregningsperioden udvidet frem til 2021, og kalibreringen og validering er denne gang gennemført ved en split-sampling i tid, hvor perioden 2000-2010 er anvendt til kalibrering af modellen mens perioden 2011-2021 er benyttet til test/validering.

Beskrivelse af kalibrering- og valideringsproceduren vil blive inkluderet i den endelige dokumentation. For en overordnet beskrivelse henvises til (Højberg et al., 2021a, kapitel 4).

3.1 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, hvorfor der for de enkelte målestationer vil være en forskel mellem observationerne og beregningerne gennemført med den nationalt kalibrerede model.

I lighed med tidligere versioner af kvælstofmodellen er der foretaget en afstemning mellem modelberegninger og målinger. Afstemningen sikrer, at den samlede kvælstoftransport beregnet med modellen stemmer overens med den målte transport indenfor observationsusikkerheden. 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

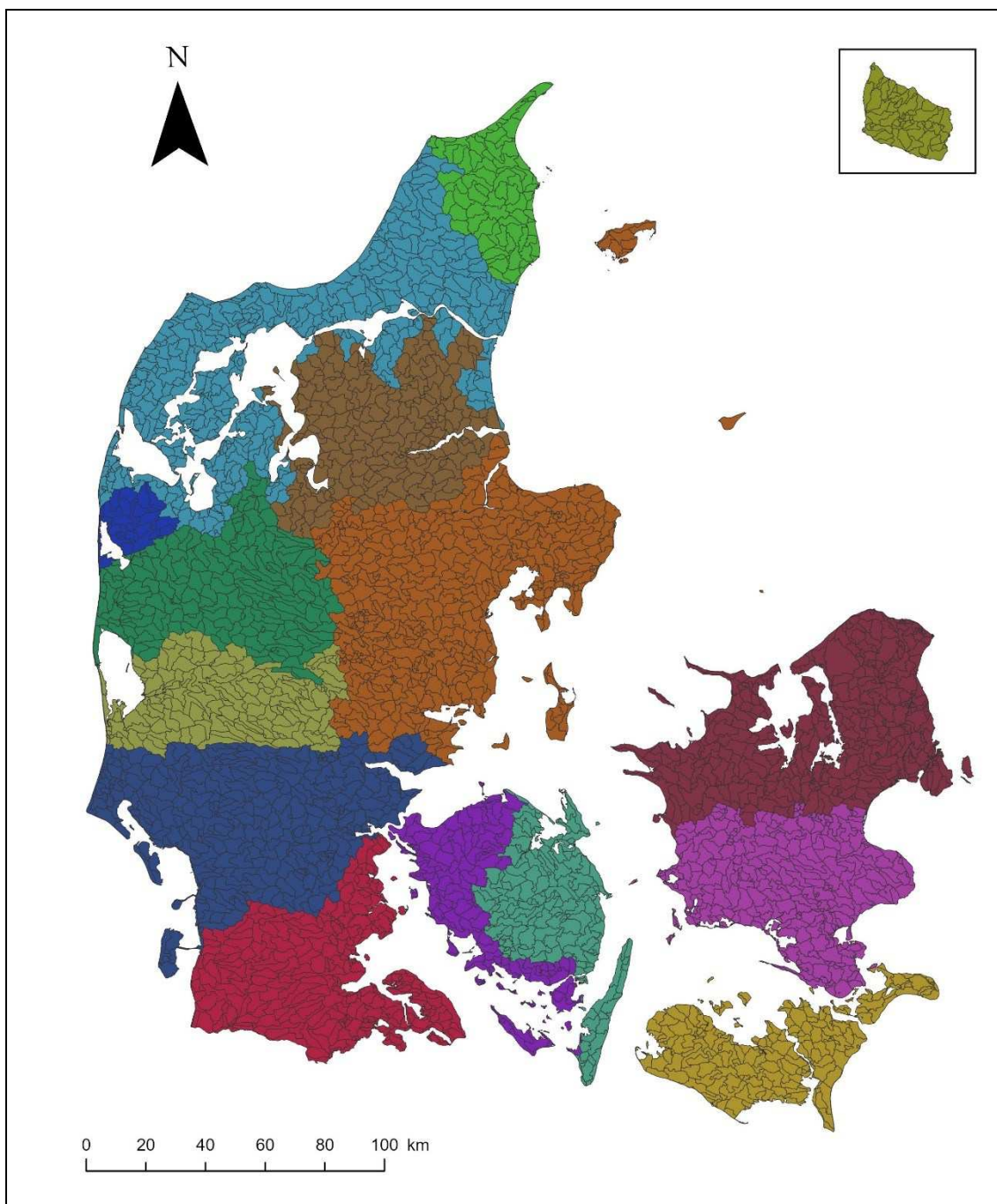
vandløbsmålestationer vurderet, og stationer anvendt i afstemningen er udvalgt på basis af kriterierne i Tabel 5. De opstillede kriterier har resulteret i, at der er frasortet 80 stationer, mens der er anvendt 414 stationer til afstemningen.

Tabel 5 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 beregnede kvælstoftransporter blev der konstateret en generel, underestimering af transporterne frem til 2000. Dette vurderes at være relateret til en underestimering af nitratudvaskningen for perioden før 2000. Der er derfor kun medtaget data fra 2000 og frem.
Punktkilde bidrag < 25 %	Hvor punktkildebidragene udgør en stor andel af de samlede kilder, vil en fejl på disse kilder 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.

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 inden for 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.

På arealerne uden for oplandene til målestationerne, 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 23. Inden for hver biasområde beregnes bias-korrektionsværdien som medianen af korrektionsværdien for de målte oplande.



Figur 23 Biasregioner anvendt til beregning og udbredelse af bias-korrektionsværdier. Bias-korrektionsværdier beregnes på basis af målte oplande og anvendes på umålte oplande.

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 er, 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 retentionskortet.

Manglende viden om forhold som påvirker retentionen kan ligeledes have betydning for sikkerheden på retentionskortet. 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 usikkerhed ved en direkte observation. Andre data vil være mere usikkert bestemt, fx overgangen mellem ler og sand i undergrunden bestemt ved geofysik, som er en indirekte målemetode. 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 gridopløsning på 100 x 100 m, kan topografien i praksis anses som være målt overalt. De øvrige datainput 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 data til mindste detalje, vil modeller udviklet på disse data 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. 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 beskrive den sande usikkerhed.

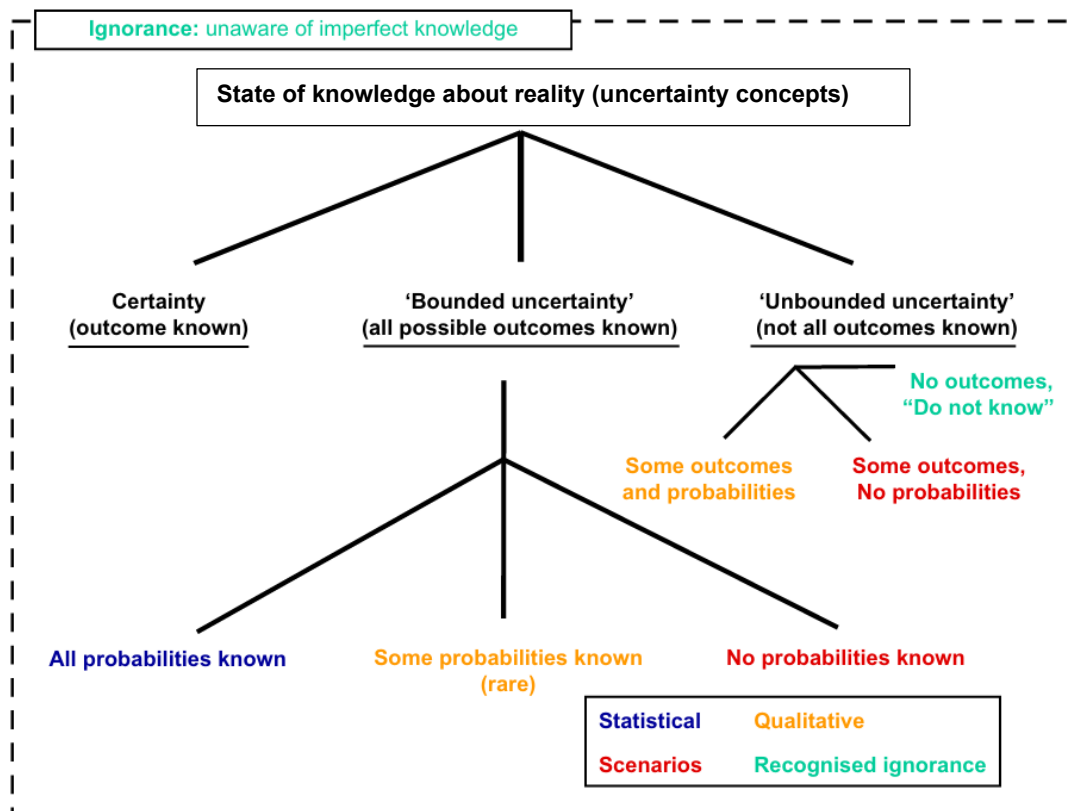
I forhold til en anvendelse af modelresultaterne fra kvælstofmodellen, er det vigtigt at kunne kvantificere, hvor stor betydning usikkerheden på data og modelstruktur har på de endelige resultater, dvs. hvor stor usikkerheden vil være på de beregnede retentionsværdier. I projektet er der gennemført en omfattende usikkerhedsanalyse med henblik på at kunne beskrive usikkerhederne inden for hver af de afgrænsede arealer (regioner) i kvælstofretentionskortet. I afsnittene herunder gives først 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.

4.1 Usikkerhedsanalyse

Formålet for usikkerhedsanalysen er at kvantificere, hvordan usikkerheden på de anvendte data samt modelstrukturen forplanter sig til en usikkerhed på den beregnede retention. Der kan anvendes forskellige tilgange for denne analyse, 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 rammesætte en beskrivelse af hvad vi ved om usikkerhederne og hvordan vi på baggrund heraf kan adressere usikkerhederne.

I Figur 24 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) usikkerheder (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). 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 rigtige 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.



Figur 24 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. Der vil være ukendte forhold, der i sagens natur ikke er inddraget. Desuden er der behov for at kunne beskrive usikkerhedskilder statistisk for efterfølgende at kunne beskrive usikkerheden på retentionen statistisk.

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 er:

- Nitratudvaskning fra rodzonen
- Den hydrostratigrafiske opbygning af undergrunden
- De hydrogeologiske parametre
- De geokemiske forhold
- Omsætning i store søer

4.2.1 Nitrat udvaskning

Kvælstofudvaskningen 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 længe 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 2.4.4 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 NLES5-udvaskningen aftager hurtigt med 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, se afsnit 2.2.

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.

De nationale kortlægningsmodeller, 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. I dette projekt er der 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 Høyer et al., (2025).

4.2.3 Hydrogeologiske parametre

De hydrauliske egenskaber af de geologiske enheder er styrende for hvordan vand og stof transporteres og spredes i grundvandet og usikkerheden på parametrene, der beskriver disse egenskaber, er medtaget i usikkerhedsanalysen. 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.

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 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 og redoxforhold. Som beskrevet i afsnit 2.2.2 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. Usikkerheden på den geokemiske model er således medtaget via dens link til den hydrostratigrafiske model.

4.2.5 Retention i overfladevand

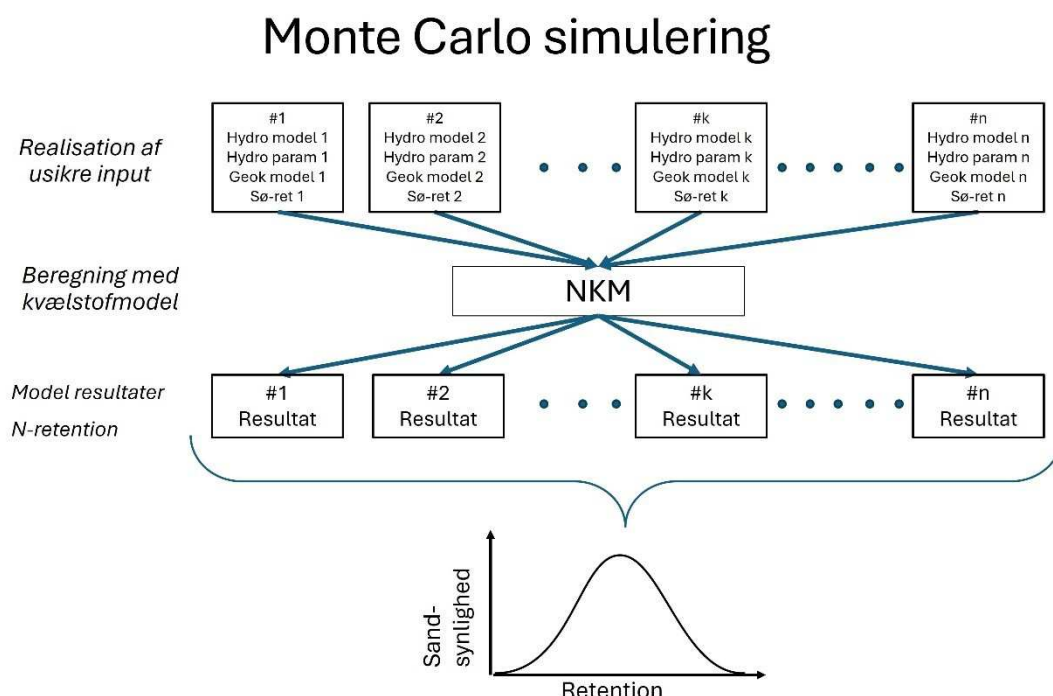
Der eksisterer flere usikkerhedskilder, som vil påvirke beregningerne af retentionen i overfladevandet, afsnit 2.3. Den samlede mængde kvælstof, der omsættes i overfladevandet, er på landsplan næsten 10 gange mindre end mængden, der omsættes i grundvand, afsnit 5.1. Samtidigt sker halvdelen af omsætningen 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 +/- 20 % og er medtaget i usikkerhedsanalysen.

4.2.6 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 indenfor deres udfaldsrum. Der opnås derved et stort antal modelberegninger, som teoretisk set er lige plausible. 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 25.

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 parameterverdierne, afsnit 4.2.3. Herefter er de hydrostratigrafiske modeller og parameterverdierne 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 25 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 modelresultater, 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 strømningsmodellering blev stoppet, da 100 strømningsmodeller opfyldte performancekravet.

For hver af de 100 strømningsmodeller er der beregnet en unik geokemiske model, baseret på den hydrostratigrafiske opbygning og resultater fra strømningsmodellen. 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 3.1.

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 Nationale resultater

Kvælstoftransporten på national skala er opgjort i Tabel 6 på basis af perioden 2000 – 2021, som 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 middellårlige udvaskning fra rodzonen beregnet til 152.000 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 ca. 15 ton N pr år, mens der fjernes godt 10.000 ton N, hvilket giver en retention på 15 %. 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. 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 (152.000 + 15.000 ton) og transporten til kystvandene på 58.500 ton, giver en samlet national retention beregnet på basis af transporterne på ca. 65 %.

Tabel 6 Kvælstoftransport beregnet med kvælstofmodellen for perioden 2000 - 2021

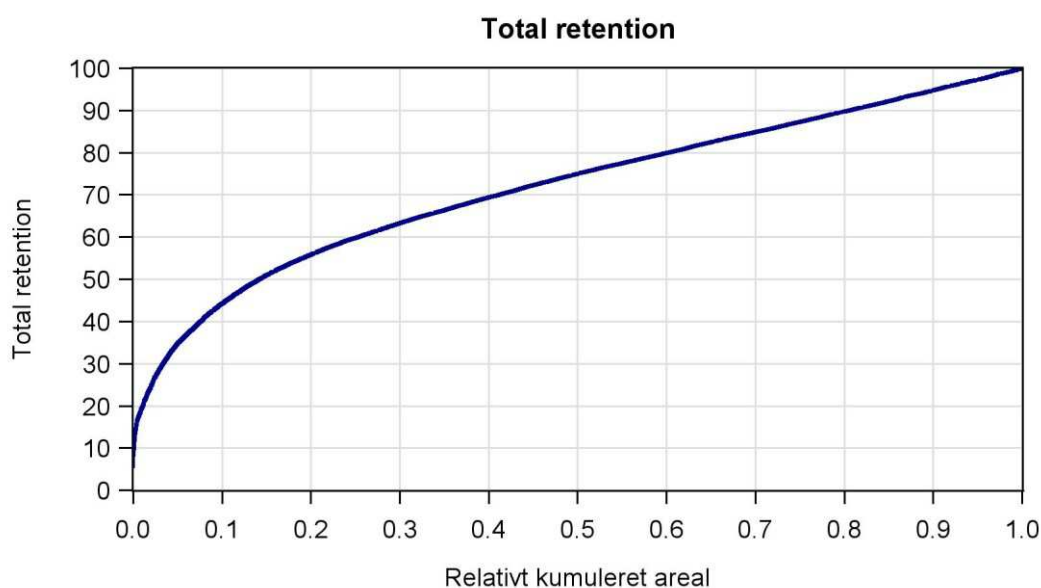
Gennemsnit for 2000 - 2021	1000 ton
Udvaskning	152
Grundvands retention	98
Grundvand til overfladevand	54
Øvrige tilførsel til overfladevand	
Organisk N	10,2
Atmosfære	0,7
Punktkilder (inkl. Spredt bebyggelse)	3,7
Samlet tilførsel til overfladevand	68,6
Retention i overfladevand	
Små søer	0,4
Store søer	5,1
Restaurerede vådområder	1,4
Små vandløb	1,6
Store vandløb	1,3
Oversvømmede ådale	0,2
Oversvømmede marskområder	0,01
Minivådområder	0,1
Samlet retention i overfladevand	10,1
N-tilførsel med vandløb til kystvand	58,5
Total retention (%)	65
Grundvands retention (%)	64
Overfladevandsretention (%)	15

De nationale retentionsprocenter i Tabel 6 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. Alternativt kan retentionen beregnes som arealvægtede værdier. I denne beregning vægtes alle arealer ens, uden hensyntagen til den aktuelle udvaskning. De arealvægtede retentionsprocenter for det tidligere (NKMv2020) og det opdaterede (NKMv2025) retentionskort er opgjort i Tabel 7. Den arealvægtede total retention er den samme for de to modeller, mens der er sket en mindre ændring i fordelingen mellem overfladevands- og grundvandsretentionen. Overfladevandsretentionen er mindre i NKMv2025, hvilket, som nævnt ovenfor, skyldes udviklingen af den nye model for retention i vandløb, baseret på målinger foretaget i projektet. Da totalretentionen er 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, næste 10 gange større.

Tabel 7 Arealvægtede retentionsprocenter beregnet med version 2020 og den opdaterede kvælstofmodel, version 2025.

	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 26, 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 26 Relativ arealfordeling af den totale retention mellem rodzone og kyst

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 2.4.5.1. 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 4.

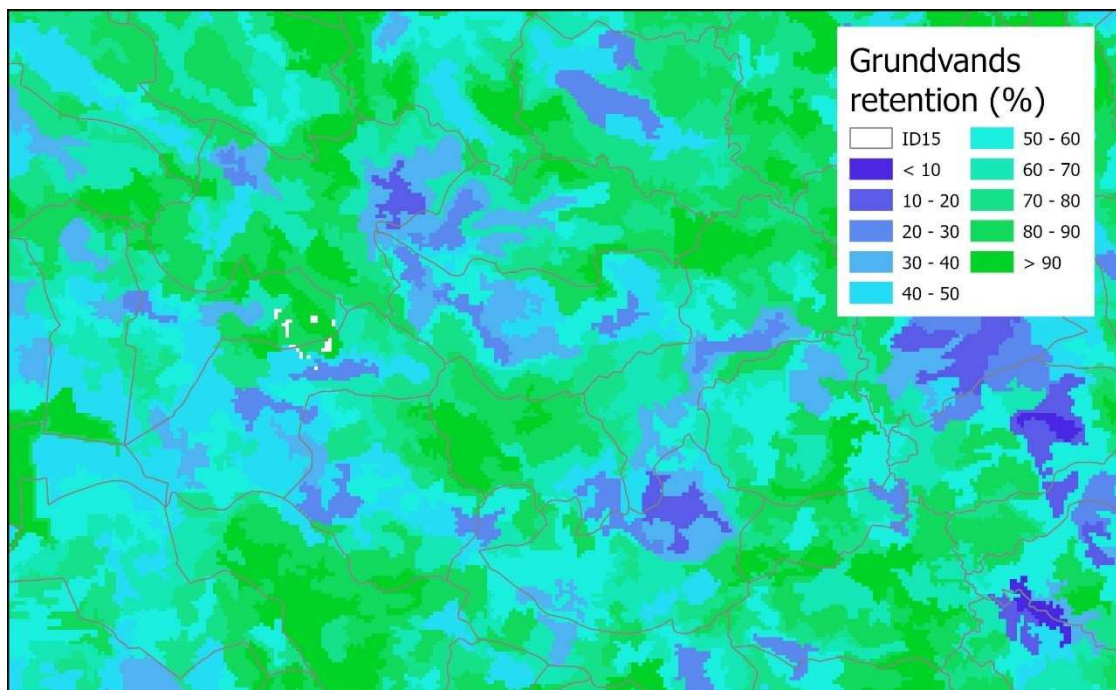
Region growing er gennemført individuelt for total og grundvandsretentionen og resulterer i forskellige regioner mht. geografisk udformning og antal. For den totale retention er der etableret ca. 34.600 regioner. Nogle regioner er dog beliggende på små øer eller holme, hvor der samlet er mindre end 50 ha. Der er ca. 34.000 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 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 mini-vådområder. For at udligne klimatiske variationer, er reduktionsprocenter 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 2.4.5.1. Et udsnit af kortet er vist på Figur 27, hvor afgrænsningen af ID15 oplande også er optegnet for sammenligning.



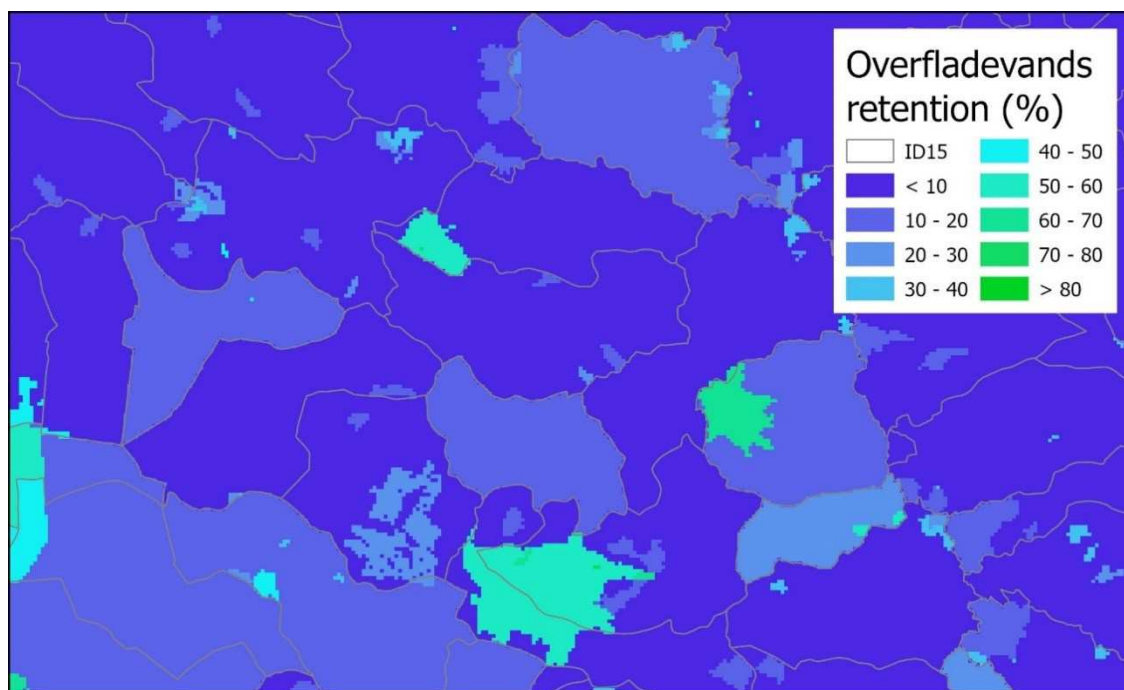
Figur 27 Procentuel omsætning af kvælstof i grundvand aggregeret til regioner ved region growing

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, der ikke når frem til kysten. Overfladevandsretentionen opgøres for oplande til de enkelte overfladevandsretentionsmiljøer og er ikke aggregeret ved region groning som grundvandsretentionen og totalretentionen. 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.

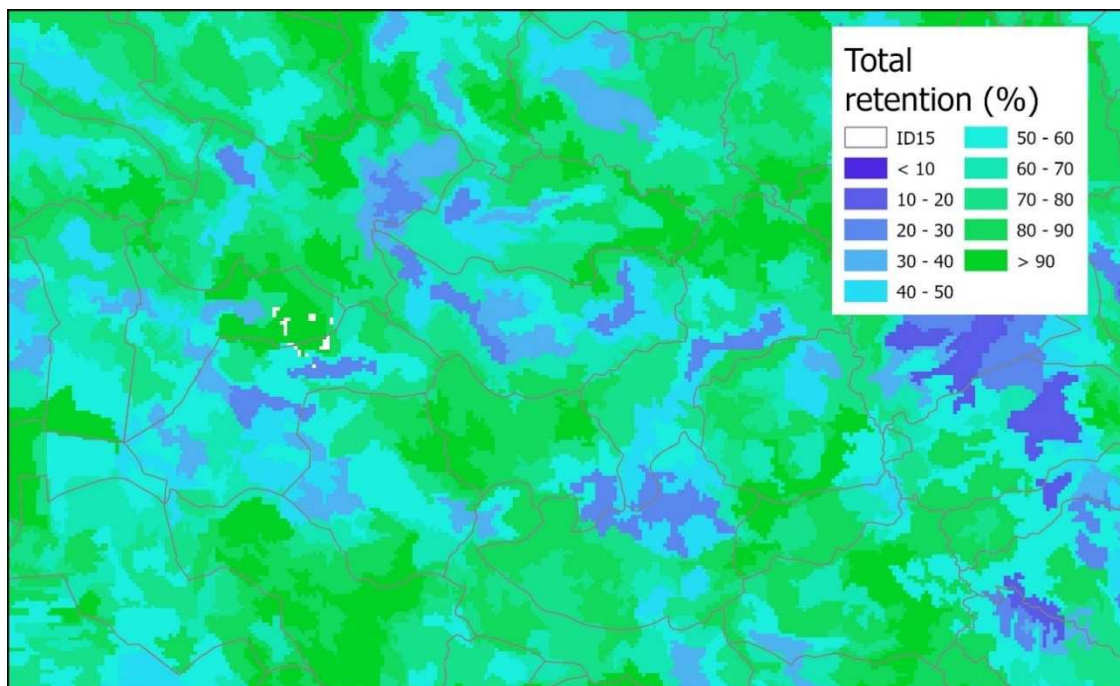
Et udsnit af kortet for overfladevandsretentionen er vist på Figur 28. Heraf fremgår det, at i nogle ID15 oplande er retentionen den samme for hele oplandet, hvilket forekommer, hvis der kun sker en omsætning i vandløbene inden for ID15 oplandet. Generelt vil der dog være en varierende overfladevandsretention, der er sammensat af omsætningen i søer, samt vådområder og mini-vådområder.



Figur 28 Procentuel omsætning af kvælstof i overfladevand imellem lokation i opland og kysten

5.2.3 Total retention

Retentionskortet 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 2.4.5.1. Der optræder nogle landarealer (små øer og holme) som er mindre end 50 ha, for disse vil regionerne ligeledes være mindre end 50 ha. Figur 29 viser et udsnit af kortet for den totale retention, sammen med afgrænsningen af ID15 oplandene.



Figur 29 Procentuel omsætning af kvælstof under transport fra rodzone til kyst (total retention)

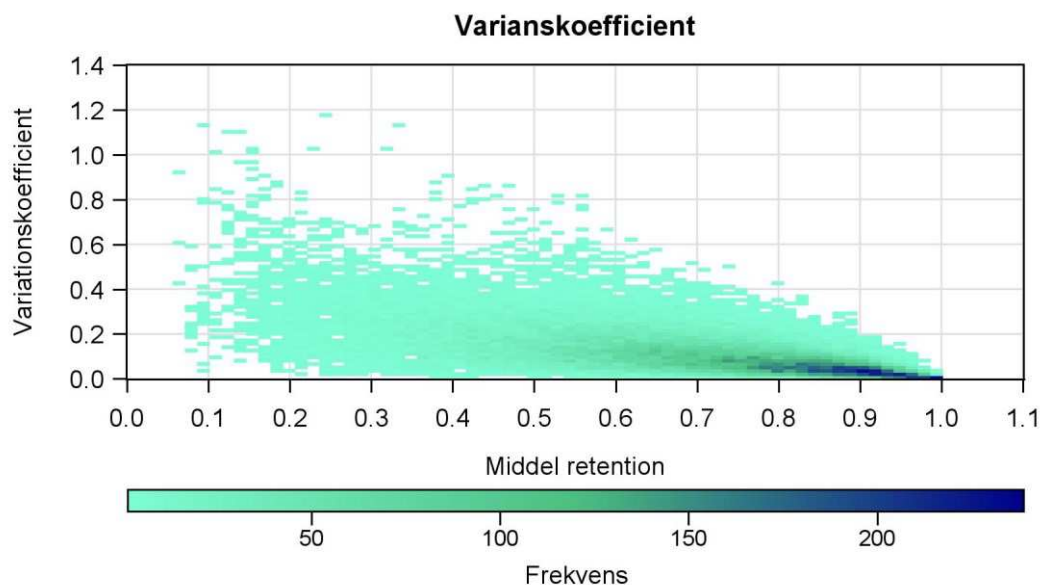
5.3 Usikkerheder på retentionskort

Under udvikling af de tidligere retentionskort, var det ikke muligt at gennemføre stokastiske beregninger inden for projektets tidsperiode og budget. Det var derfor ikke muligt at gennemføre en usikkerhedsanalyse til vurdering af, hvordan usikkerhederne på inputdata og modelstrukturer forplanter sig til usikkerheder på retentionsværdierne. I stedet blev der anvendt en pragmatisk metode til vurdering af usikkerhederne, baseret på resultater fra en model afstemt til observationer og en biaskorrigeret model, hvor der i sidstnævnte blev anvendt én biaskorrektion for alle stationer. Både stationsafstemningen samt beregningen af biaskorrectionerne blev gennemført efter samme principper, som beskrevet i afsnit 3.1. Efterfølgende blev usikkerhederne udtrykt på basis af forskelle i retentionsværdierne beregnet ved de to metoder inden for 13 forskellige biasregioner. For en nærmere beskrivelse henvises til (Højberg et al., 2021a).

På basis af de stokastiske beregninger er det muligt at kvantificere usikkerhederne statistisk for hver region direkte. Usikkerhederne vil omfatte lidt forskelligt for målte og umålte oplande. For de målte oplande er der sket en stationsafstemning, så forskellen mellem observerede og beregnede kvælstoftransporter maksimalt udgør +/- 10 % af den observerede værdi. Usikkerheden på den beregnede transport og dermed den totale retention for målte oplande, vil således være begrænset, og usikkerhedsanalysen vil vise usikkerheden i den geografiske fordeling i retentionen.

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 Figur 23. Mens biaskorrekturen kan justere det generelle niveau, kan forskelle fra delopland til delopland ikke tilgodeses, som det er muligt for de observerede oplande. Usikkerhederne for umålte oplande, vil således være et resultat af både usikkerhederne på niveauet af den beregnede retention samt den geografiske fordeling af retentionen.

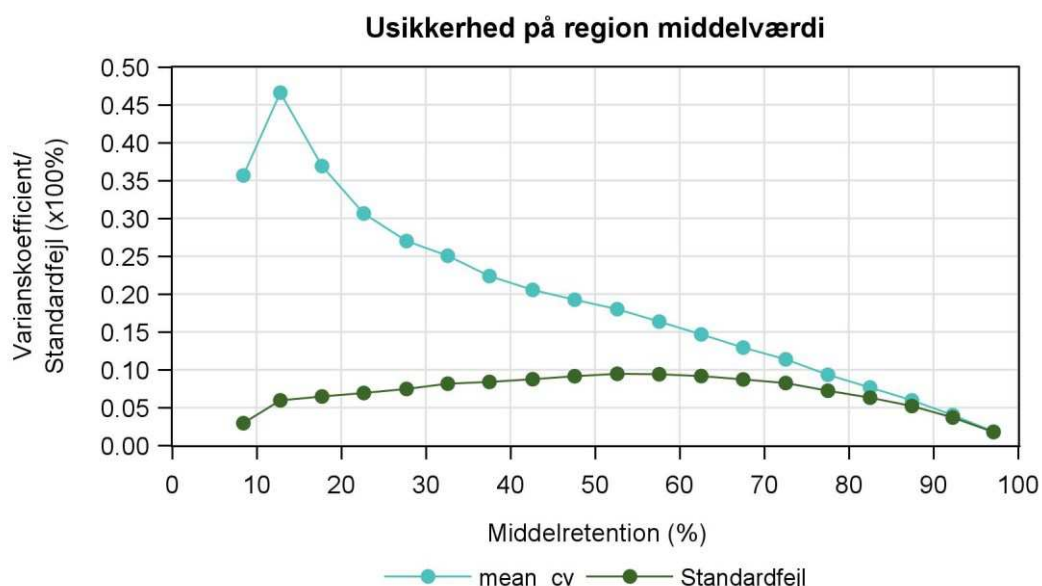
Usikkerheden er estimeret for den totale retention (fra rodzone til kyst) ved beregning af standardfejlen på middelværdien for hver af de afgrænsede regioner. på kortet over den samlede kvælstofretention. Usikkerheden kan udtrykkes ved variationskoefficienten (CV), der er standardfejlen divideret med middelværdien. Variationskoefficienten viser altså usikkerheden relativt til middelværdien og gør det muligt at sammenligne usikkerhederne uafhængigt af de faktiske retentionsværdier. Figur 30 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 30 Variationskoefficient vs. middel retentionen for samtlige regioner

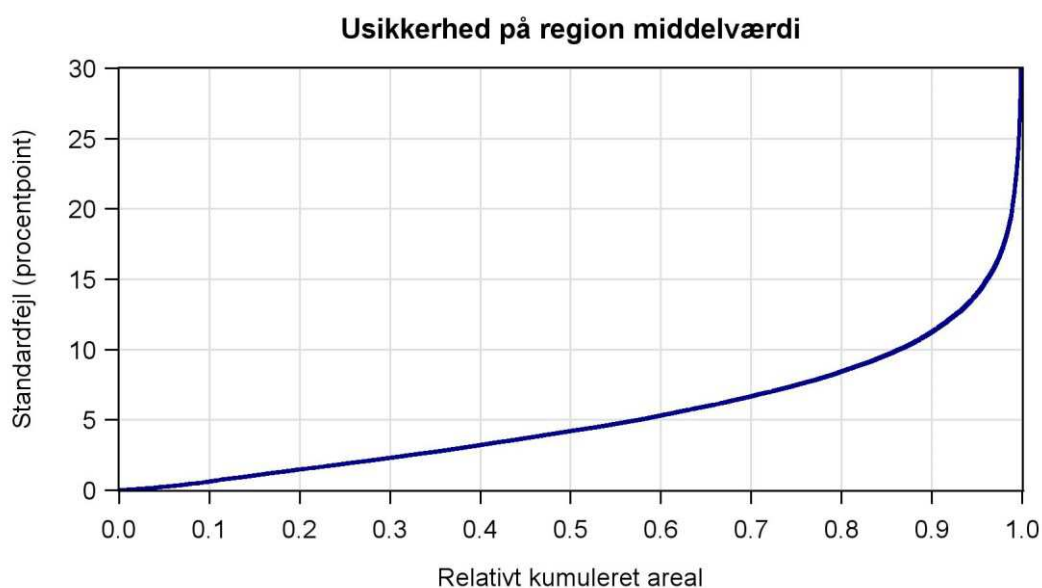
For at identificere nogle generelle tendenser er alle regioner opdelt på basis af deres middelretention i klasser fra 10 til 100 % retention i intervaller på 5 %. For hver klasse er middel af retentionsværdien, variationskoefficienten og standardfejlen opgjort. Resultatet er vist på Figur 31, hvoraf en aftagende variationskoefficient for stigende retentionsværdier tydeligt fremgår. Figur 31 viser desuden standardfejlen vs. middelretentionen, som viser et andet

forløb. For de mindste retentioner er standardfejlen lav trods den største variationskoefficient. For de største retentionstværdier, er standardfejlen ligeledes lav og med meget lille variationskoefficient. Der er altså en stor relativ usikkerhed på de små retentionstværdier, men netop fordi det er lave retentionstværdier, bliver den absolutte usikkerhed i procentpoint begrænset. Den største absolutte usikkerhed optræder for retentionstværdier omkring 50 – 60 %.



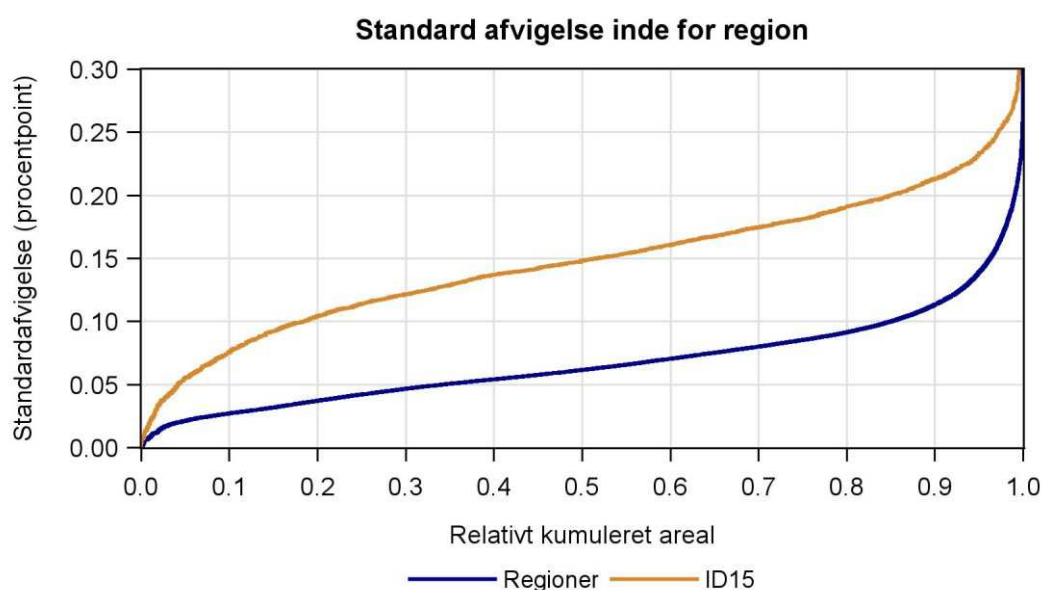
Figur 31 Variationskoefficient og standardfejl vs. middel retention for regioner. Retentionsværdierne er opdelt i 5 % intervaller fra 10 til 100 %, og variationskoefficienten/standardfejlene angiver middelværdien for hvert interval.

På Figur 32 er standardfejlen afbildet som funktion af det relative kumulerede areal. Dette viser, at for 90 % af landet er standardfejlen under 11 %.



Figur 32 Standardfejl vs. relativt kumuleret areal for alle regioner

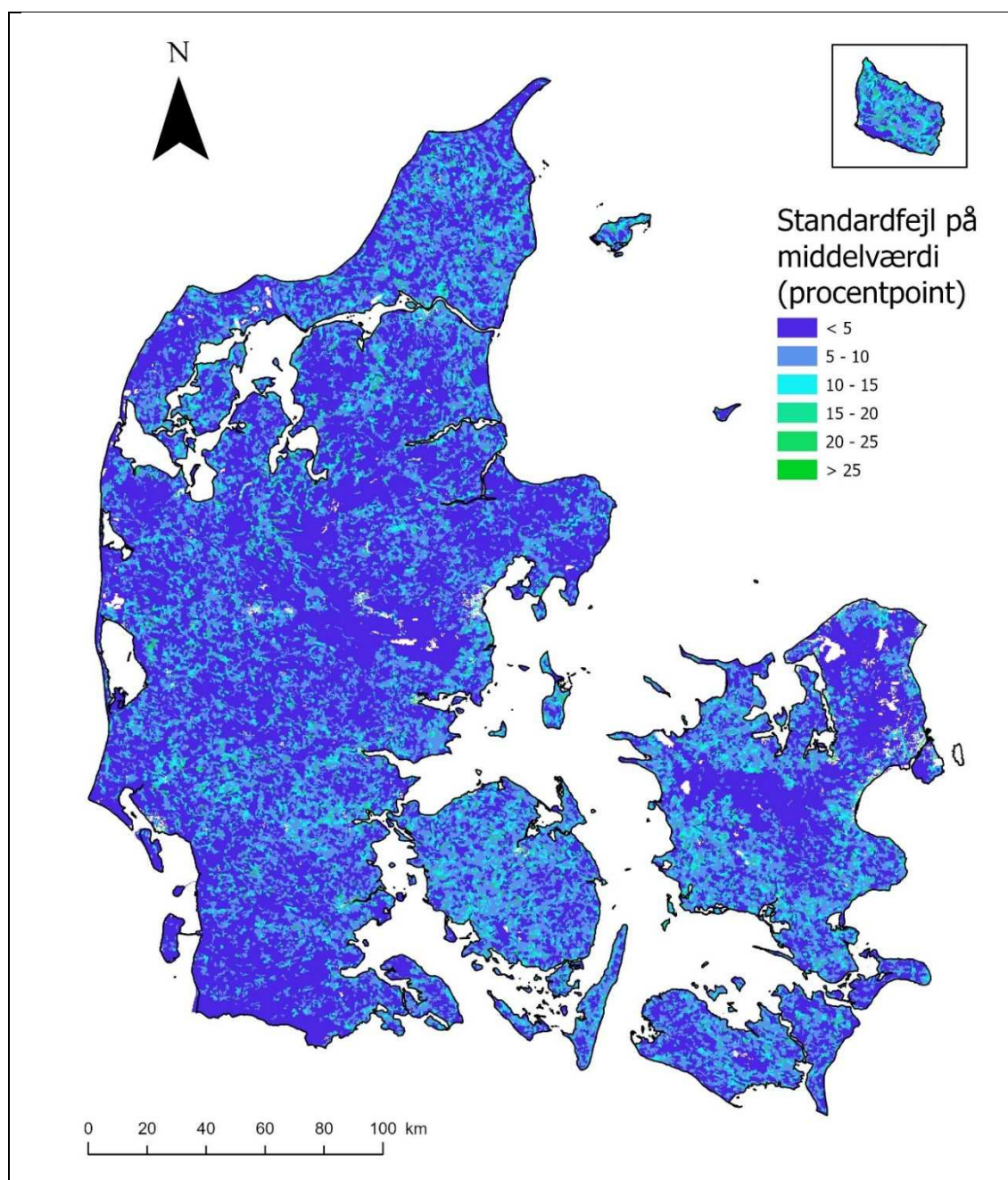
Udover usikkerheden på middelværdien for regionerne, vil variationen af retentionsværdierne inden for de enkelte regioner have betydning for sikkerheden ved anvendelsen af retentionskortet. Er der stor variation inden for regionen, vil der være stor variation i retentionsværdier, som kan være væsentligt 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 33, hvor det ses, at for 90 % af landet er standardafvigelsen af griddene inden for regionerne ligeledes under ca. 11 %. Til sammenligning viser Figur 33 desuden standardafvigelserne, hvis ID15 oplandene anvendes ved aggregering. 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.



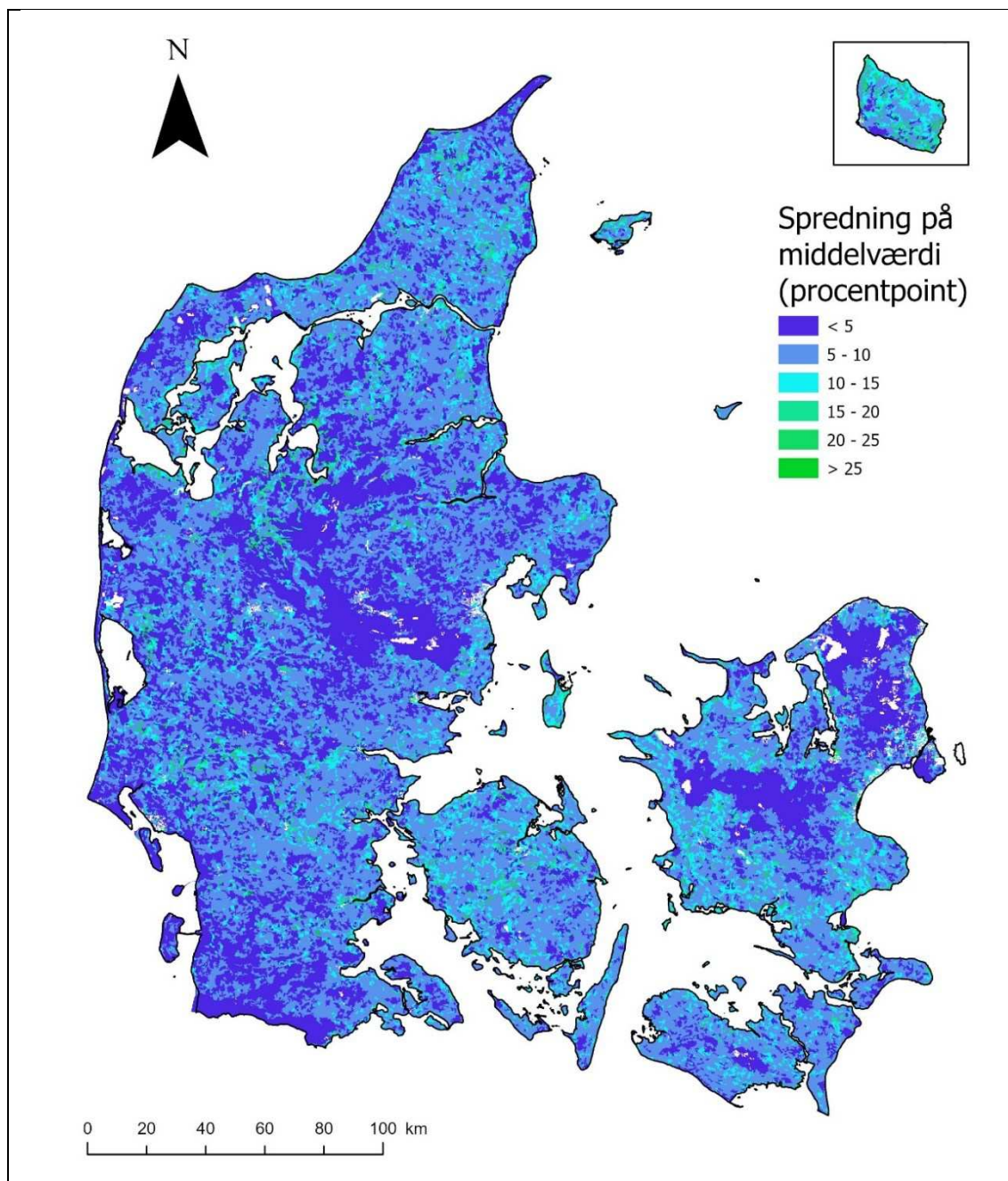
Figur 33 Standardafvigelse af retentionsværdier inden for regioner og indenfor ID15 oplande

Usikkerhederne er bestemt for den totale retention mellem rodzonen og havet. Der er ikke tilsvarende beregnet en usikkerhed på retentionen i grundvand og for overfladevandet. Den totale retention er forskellen mellem input (kvælstofkilder) og output (observationer) og ved sammenligning af beregnede og observerede transporter er der således mulighed for at vurdere størrelsen af retentionen. Opdelingen i grundvands- og overfladevandsretentionen er en underinddeling af den totale retention, hvor det ikke 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 hvert område etableret med region growing er vist på Figur 34, mens standardafvigelsen (spredningen) på retentionsværdierne inden for hvert område er vist på Figur 35. De mindste usikkerheder på middelfejlen samt spredning i retentionsværdier forekommer i oplande med stor retention, enten pga. store søer eller hvor der sker en stor omsætning grundvandet. De største usikkerheder ses generelt at være relateret til ådale eller områder med væsentlig dræning.



Figur 34 Standardfejl i procentpoint inden for de enkelte områder etableret ved region growing



Figur 35 Standardafvigelse af retentionsværdier inden for de enkelte områder etableret ved region growing

6. Særlige forhold

I nogle områder optræder der komplekse 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.

6.1 Områder med lille tidslig udvikling i målt kvælstoftransport

Siden de første indsatsplaner overfor kvælstof omkring midt-1980'erne, har der været et generelt fald i de samlede kvælstoftab. For hovedparten af de danske vandløb, er dette fald synligt i de observerede kvælstofkoncentrationer. 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).

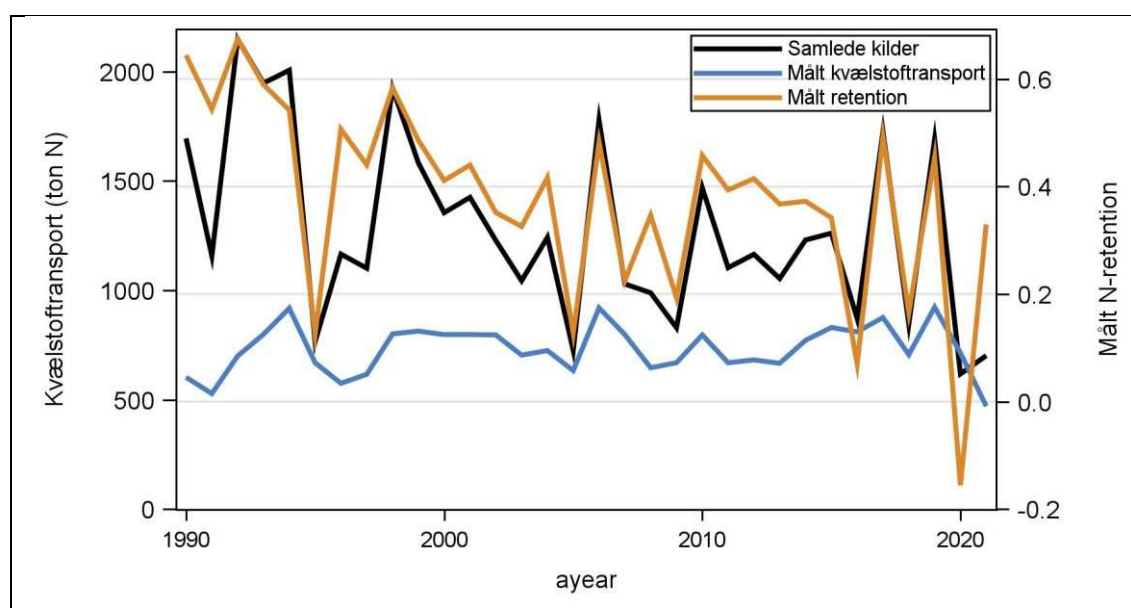
I Figur 36 ses et eksempel fra oplandet til Lindenberg å (stations# 14000016) i Himmerland, hvor det samlede kvælstoftab (primært udvaskningen fra dyrkede arealer) er reduceret i perioden 1990-2021, mens kvælstoftransporten i vandløbet ikke er reduceret i samme grad. Den manglende respons i vandløbs-N-transporten 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 estimere grundvandets alder ved datering, men denne alder vil afspejle af en blanding af grundvand, der er transporteret forskellige veje og med forskellige transporttider. Ved opstilling af en hydrologisk model er der således ikke direkte data, som kan anvendes til at vurdere modellens evne til at beskrive transportvejene. På basis af de beregnede kvælstoftransporter i Himmerland med de tidligere versioner af kvælstofmodellen er det dog registeret, at kvælstofmodellen er udfordret mht. at beskrive forsinkelserne i Himmerland. I den nuværende opdatering 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.

Af Figur 36 ses kvælstoftransporten 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 ligeledes 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.

Da retentionen beregnes som forskellen (i procent) på de samlede kilder og vandløbstransporten, er det vigtigt, at kvælstofkilderne og de målte kvælstoftransporter reflekterer samme periode. Beregnes retentionen på basis af kilder og vandløbstransporter fra samme år, vil det resultere i en trend i den beregnede retention hen over årene, hvis ikke kilder og

vandløbstransporter reflekterer samme periode (dvs., hvis der er en stor forsinkelse imellem kilder/udvaskning og vandløbstransport). Dette er illustreret i Figur 36, hvor den "målte retention" er beregnet på basis af data fra de enkelte år. Den målte retention ses at være aftagende igennem perioden. I det agro-hydrologiske år 2020 er retentionen endog beregnet til at være negativ (vandløbstransport > samlede kilder).

Der er således pga. tidsforsinkelsen en stor usikkerhed på den beregnede procentvise kvælstofretention for perioden 2000-2021. 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 anvendelsen af perioden kan eliminere betydningen af forsinkelsen, og usikkerhederne på retentionen for disse oplande vurderes at være højere end den generelle usikkerhed og ikke til fulde kvantificeret gennem usikkerhedsanalysen.



Figur 36 De samlede kvælstofkilder og kvælstoftransporten i vandløb i kg N/år (venstre Y-akse) og den resulterende beregnede kvælstofretention i andel (højre Y-akse, 0,2 = 20 %) for oplandet til Lindensborg å ved Møllebro (St# 14000016). Opgørelsen er lavet på agro-hydrologiske år (1. april til 31. marts).

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 fra den 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.

6.3 Mindre øer

I tidligere versioner af NKMv2020 har øerne Læsø, Anholt, Samsø, Tunø og Endelave ikke være 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 måledata, afsnit 3.1. 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 (biasområder), afsnit 3.1, 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 kan 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. Referencer

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

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

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>

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>

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., Gunderman, 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., 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>

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., 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.

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.

Kim, H., Møller, I., Thorling, and Hansen, B., 2025. Sediment color as a predictor of the subsurface redox conditions at large scale. In review in *Applied Geochemistry*.

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 modeling 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

Lassen, J. & Frank-Gopolos, T. 2022: Undersøgelse af månedsvariation for stofudledning fra rensesanlæg (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%20efter-afgr%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

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., 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_miljoe-tilstand/3_samfund/ais/index.htm

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

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).

ODA-databasen 2023.

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 hydrometrystationer i NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 63 s.- Teknisk rapport nr. 258 <http://dce2.au.dk/pub/TR258.pdf>

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>

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>

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

Thorling et al., 2025. Geochemical data collection in Villestrup chalk catchment, GEUS rapport (in prep)

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.

Walker, W.E., Harremoes, 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>

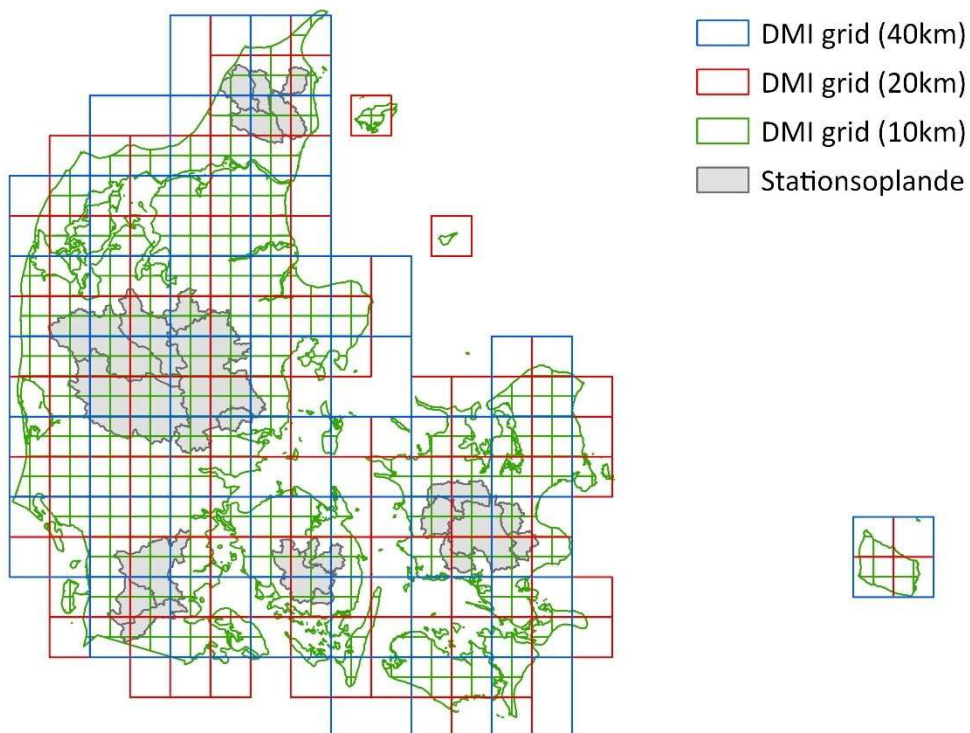
Bilag A Vandbalance kalibrering

Kalibrering og validering af den Daisy-modelbereg-nede vandbalance for perioden 1990-2018.

Datagrundlag

Vandafstrømning fra fem store vandoplande.

Målte afstrømninger i vandløb er udtrukket fra ODA-databasen (ODA 2023) og er sammensat for fem store vandoplande Figur 37 (Thodsen. 2023). Som det fremgår af Figur 37 dækker de store oplande over flere stationsoplande og mange ID15 oplande. Begrundelsen for de store vandoplande og placering inde i landet er flere. Dels at minimere fejlkilden omkring oplandsafgrænsningen. Dels vil samling af flere store stationsoplande til ét afstrømningstal minimerer fejl som følge af vandudveksling mellem stationsoplandene. Placeringen centralt inde i landet betyder også, at der ikke forventes direkte diffus transport ud til havet. Diffus transport af vand er umulig at måle og kan således være en fejlkilde. Oplandene er fordelt i landet for at kunne dække regionale forskelle i klimatiske forhold, specielt forskelle i nedbøren og jordtyperne (Figur 38 og Figur 40).



Figur 37 Fem udvalgte vandoplande (Nordjylland, Midtjylland, Sønderjylland, Fyn og Sjælland) sammensat ud fra 37 stationsoplande. Derudover de forskellige typer DMI grids 40 km, 20 km og 10 km grids, der er repræsenteret i stationsoplandene.

Tabel 8. Gennemsnitlig opgjort via indberetninger af vandindvinding [mm per år] og målt vandafstrømning [mm per år] for perioden 1990 -2010 (kalibreringsdata) og perioden 2011-2018 (valideringsdata) efter principperne i Ovesen et al., 2016.

VANDOP- LANDE	INDVINDING 1990 -2010 (KALIBRE- RING)	VANDAFSTRØM- NING I VANDLØB 1990 -2010 (KALIBRERING)	INDVINDING 2011-2018 (VALIDERING)	VANDAFSTRØM- NING I VANDLØB 2011-2018 (VALIDERING)
N. JYLLAND	9	357	8	381
M.JYLLAND	15	438	19	460
S.JYLLAND	14	436	17	477
FYN	15	283	12	321
SJÆLLAND	18	236	15	228
GENNEMSNIT	14	350	14	373

I Tabel 8 er opgjort de gennemsnitlige afstrømninger målt i hovedvandløb, der samlet afstrømmer ud af de fem store vandoplande i de to perioder. Målemetoden for vandafstrømning i vandløb følger Ovesen et al., 2016. Nederst i tabellen er der beregnet et simpelt gennemsnit af vandafstrømningen i de fem store vandoplande for de to perioder.

I de forskellige vandoplande er der ud fra JUPITER-databasen også opgjort en gennemsnitlig vandindvinding (oppumpning) af grundvand. Indvindingen sker både til vanding af afgrøder og til drikkevand/industri. Indvindingen af grundvand medfører på langt sigt mindre afstrømning og derfor er afstrømningen i modelberegningerne ved sammenligningen med målingerne korrigeret for denne del. I fire af oplandene er afstrømningen større i valideringsperioden 2011-2018 end i kalibreringsperioden 1990-2010. Kun for oplandet på Sjælland var afstrømningen lidt lavere i valideringsperioden.

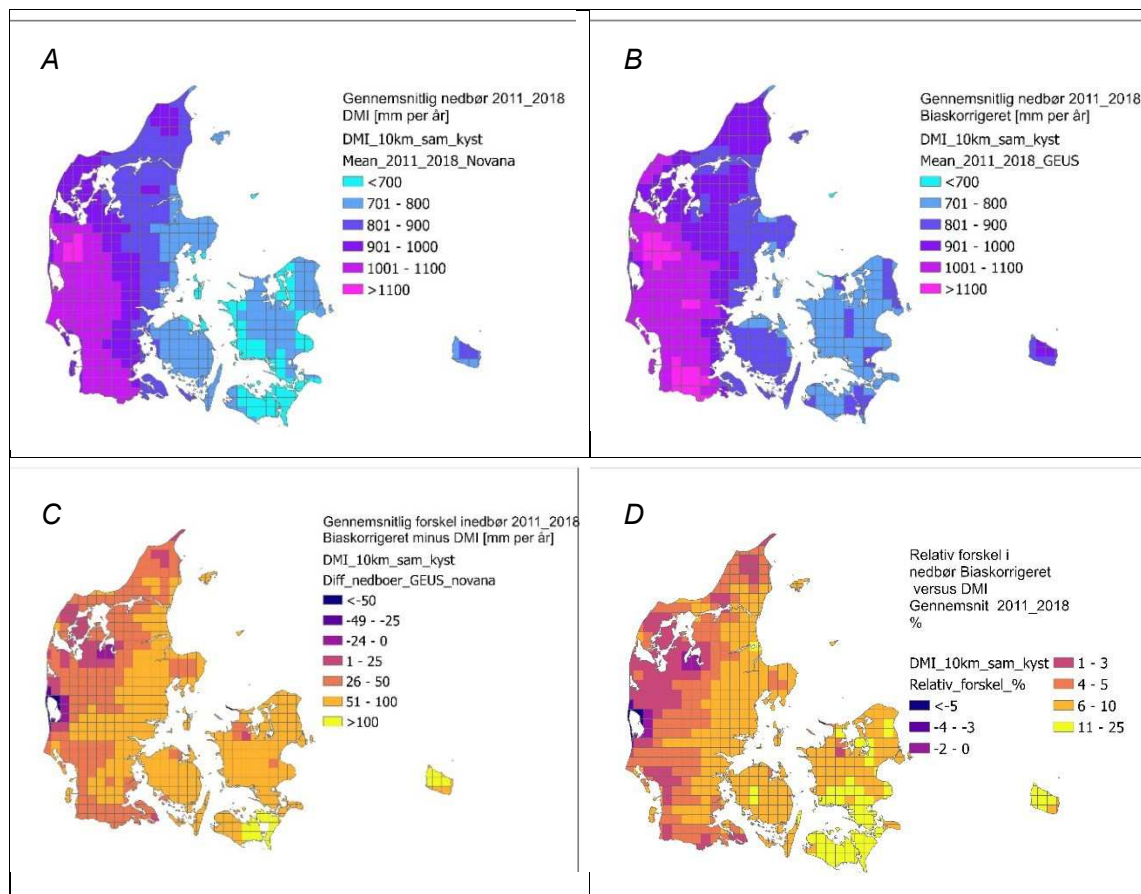
Vejrdata

Vejrdata der indgår i Daisy vandbalance modelberegningerne omfatter nedbør, temperatur, globalstråling. DMI-nedbøren er opgøres på 10 km gridniveau, lufttemperaturen på 20 km gridniveau og globalstrålingen på 40 km gridniveau (Figur 37).

Nedbørsdata (DMI 10 km gridnedbør) er beregnet ud fra metoden beskrevet i Vejen et al. (2021). DMI-nedbøren leveret for hele perioden 1990-2022 er korrigeret til jordoverfladen. For både kalibreringsperioden (1990 til 2010) og valideringsperioden (2011 til 2018) er nedbør desuden korrigeret for tab relateret til vind og fordampning som beskrevet i Vejen et al. 2021. For valideringsperioden og fremover er der tilføjet en yderligere korrektionsfaktor (Efterkorrektion) af nedbøren for at tage højde for homogenitetsbruddet omkring årsskiftet 2010/11 beskrevet ovenfor omkring DMI 10 km-gridnedbør (Svendsen & Jung-Madsen (red), 2020).

Den ekstra korrektionsfaktor er tilføjet ud fra hypotesen, at hoveddelen af den manglende nedbør efter homogenitetsbruddet skyldes en ændring i nedbørsmålertyper, interpolations metoder og antal målere i nedbørsmålestationsnet. Disse korrektionsfaktorer er afhængige af nedbørsintensiteten, og er afledt af en rapport fra DWD (Deutschen Wetterdienst) (Hannak et al., 2020.), som sammenligner målt nedbør med den tidligere anvendte Hellmann nedbørsmåler (anvendt op til 2010) og PLUVIO-nedbørsmåler, der er målestationsniveau samt de relaterede beskrivende lokalitetskarakteristika (metadata), blev korrektionen siden 2011 gennemført på gridværdier. Ideelt set burde de gennemføres på målestationsdata.

Figur 38A viser den af DMI leverede gennemsnitlige årlige nedbør for perioden 2011-2018 (DMI 10 km gridniveau (Korrigeret til jordoverfladen af DMI)). Figur 38B viser den ekstra korrigerede nedbør, der bruges i beregningerne af vandbalancen. I Figur 38C viser den gennemsnitlige absolutte nedbørskorrektion [mm per år] mellem den originaler DMI 10km grid nedbør og den ekstra-korrigerede 10 km gridnedbør (differensen mellem Figur 38A og B). Figur 38D viser den relative forskel mellem den ekstrakorrigerede og den originale DMI 10 km gridnedbør.



Figur 38 Gennemsnitlige nedbørsdata for perioden 2011-I 2018 på 10 km grid skala. DMI nedbør [mm per år] (A). Ekstrakorrigeret nedbør [mm per år] (B). Absolut forskel i nedbør DMI versus ekstrakorrigeret nedbør [mm per år] (C). Relativ forskel i nedbør [%] (D).

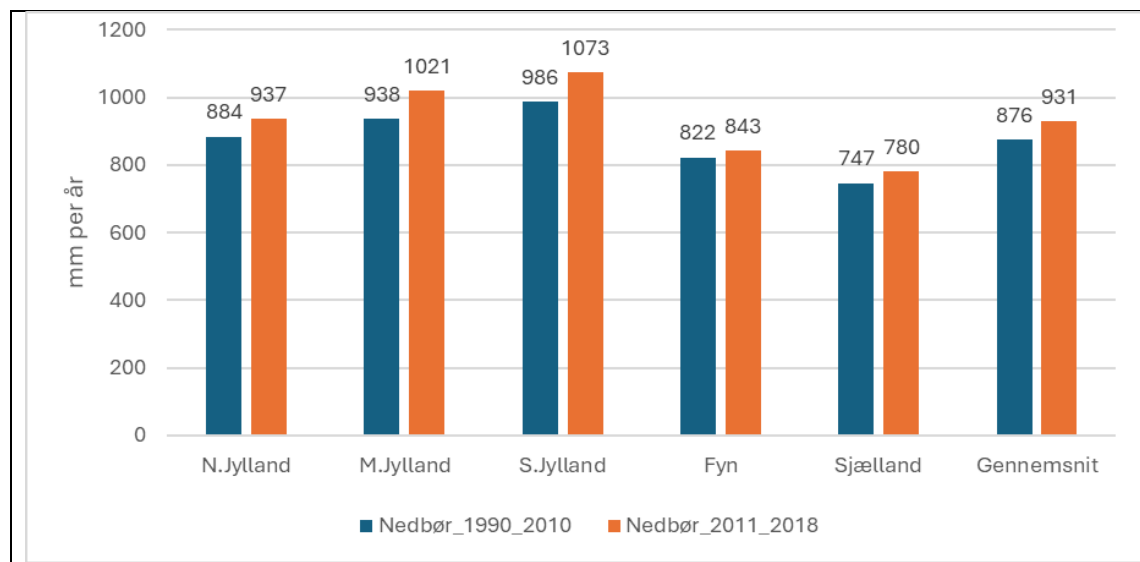
Den absolutte korrektion (Figur 38C) er størst i den østlig del af Jylland og øerne. Nedbøren stiger i denne region med mere end 50 mm per år og på Lolland - Falster og Bornholm med mere end 100 mm pr år.

Korrektionen har den største relative effekt (Figur 38D.) på Sydsjælland, Lolland, Falster, Møn og Bornholm, hvor den årlige nedbør samtidig er lavest. Negative korrektion ses omkring Ringkøbing Fjord og Hjarbæk Fjord, hvor den årlige nedbør er større end den korrigerede nedbør. I det øvrige land ses en positiv korrektion. Gennemsnitlig er nedbøren 899 mm per år for den korrigerede og 845 mm per år for den originale leverede DMI-nedbør. Gennemsnittet af de 609 DMI 10 km-grids for perioden 2011-2018 giver en positiv årlig korrektion på i gennemsnit 54 mm. Korrektionen svarer til ca. 6 %. Efterkorrektionen på de 6 % giver et bedre og regionalt mere korrekt nedbørsdatasæt.

Størrelsen af vandoplandene betyder, at der indgår vejrdato fra flere nedbørs grid (varierende mellem 25 for Fyn og op til 120 i Midtjylland Figur 38a). Samlet har de fem store vandoplande bidrag fra 272 af landets 609 grid nedbør, hvilket betyder, at hele landet betragtes som godt repræsenteret i analysen af vandbalancen.

Nedbøren opgjort for de fem vandoplande er beregnet som en arealvægtet gennemsnitsnedbør for kalibreringsperioden (1990-2010) og for valideringsperioden (2011-2018). Arealvægtningen for vandoplandene beregnes ved at summere nedbøren for oplandsarealet, der ligger i de forskellige 10 km DMI grid-celler i vandoplandet. Herefter udregnes et arealvægtet gennemsnitsresultat for vandoplandet. Samme princip bruges i opgørelsen af fordampningen og afstrømningen fra rodzonen i de modelberegnete resultater.

For alle fem vandoplande (Figur 39 og Figur 40) ses en større nedbør i valideringsperioden (2011 til 2018) sammenholdt med kalibreringsperioden (1990-2010). Forskellen er størst for oplandet i Sønderjylland (S. Jylland) med i gennemsnit 87 mm per år og mindst for oplandet på Fyn med 21 mm per år. Gennemsnittet af de fem vandoplande viser en forskel mellem de to perioder på 55 mm per år. I forhold til afstrømningen følger nedbøren samme trend som den målte afstrømning i vandoplandene for de to perioder (Tabel 8).



Figur 39 Gennemsnitlig årlig nedbør for de fem vandoplande, der indgår i kalibreringen (1990-2010) og valideringen (2011-2018) af vandbalancemodelleregningerne med Daisy -modellen.

Arealanvendelse og jordtyper

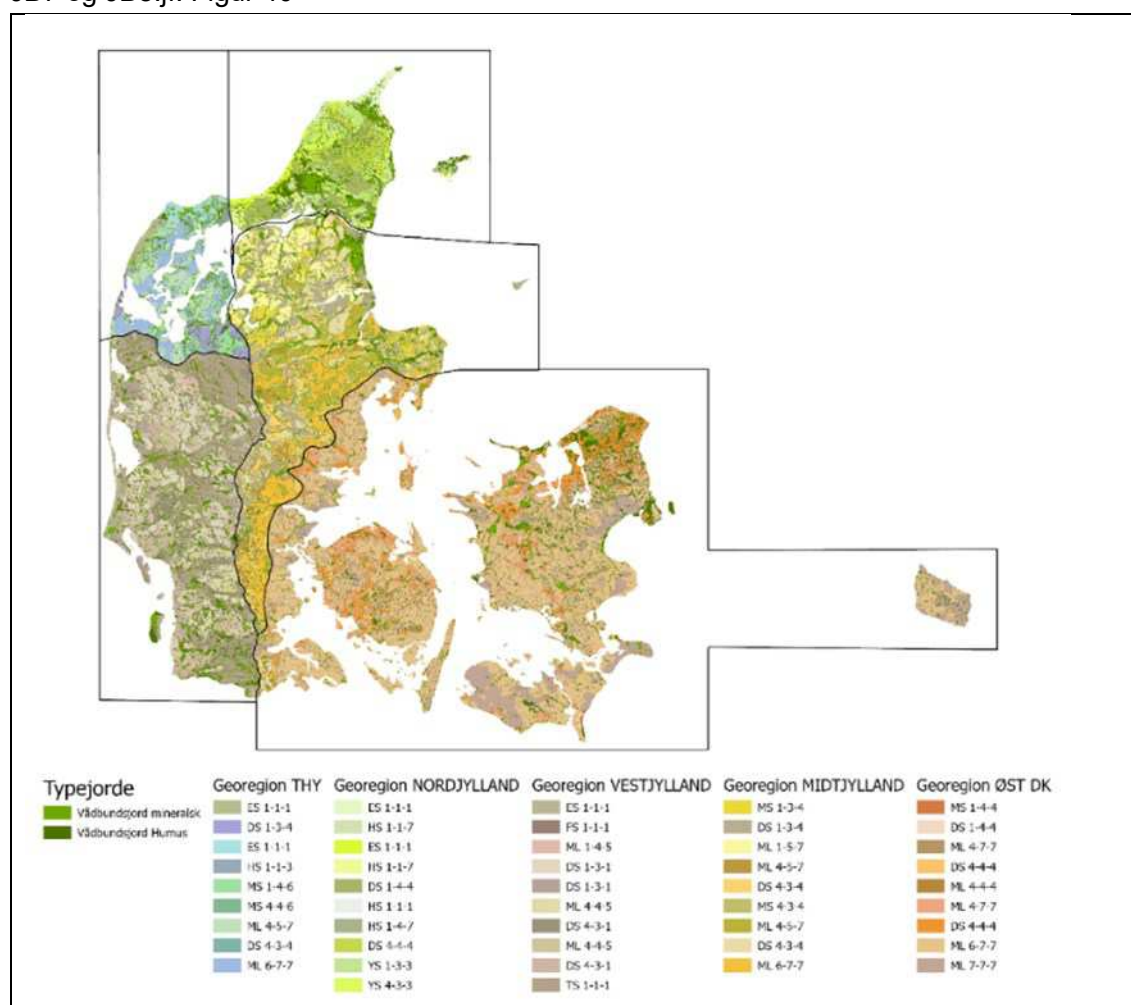
Der tages i modelleregningerne af vandbalancen højde for jordtyper og arealanvendelsen, da afgrødedække og jordtyper har betydning for både fordampningen og afstrømning. Data for arealanvendelser stammer fra forskellige landsdækkende databaser (jf. Højberg et al 2021B). For landbrugsarealet er arealanvendelsen for perioden 1990 til 1999 baseret på tilgængelige data fra Danmarksstatistik på sogneniveau. For perioden 2000 til 2010 anvendes tilgængelige data for afgrøder på markblokniveau. For perioden fra 2011 til 2018 anvendes tilgængelige landbrugsdata fra markkort.

Arealanvendelsen for ikke-landbrugsarealer er baseret på to forskellige datakilder. For perioden 1990-1999 anvendes AIS-data (Miljøministeriet, 2002) og for perioden 2000-2018 er opgørelsen baseret på Basemap04 data (Levin, 2022).

Der tages i modelberegningerne udgangspunkt i datagrundlaget for typejorder opstillet af Børgesen et al. (2013). Typejordene er en simplificering af kombinationer af det øverst jordlag (Pløjelaget), B horisonten (30-70 cm) og C horisonten (under 70 cm) og er sammensat til typejorde/jordprofiler fra 0 til 3 meters dybde Figur 40. Typejordene anvendes som vigtige indgangsdata i vandbalancemodelberegningerne med Daisymodellen (Hansen et al., 2012), da de definerer rodzonens udbredelse og de hydrauliske egenskaber af jorden.

De fem store vandoplande har typejorde fra forskellige georegioner Figur 40. Midtjylland har arealer inden for tre georegioner (Vestjylland, Midtjylland og Østdanmark). Sønderjylland har arealer inden for to georegioner (Vestjylland og Midtjylland). Nordjylland, Fyn og Sjælland har hver arealer dækkende kun en georegion, hvor Nordjylland dækkes af georegion Nordjylland og Fyn og Sjælland kun dækkes af georegion Østdanmark.

Der er i de fem store vandoplande Figur 37 overordnet forskelle i sammensætningen af jordtyperne, hvor de jyske vandoplande er domineret af sandjorde (JB1, JB2, JB3 og JB4 (Madsen et al., 1992.)), hvor Sjælland og Fyn generelt er mere lerede jordtyper (JB4, JB5, JB6, JB7 og JB8.jf. Figur 40



Figur 40 Typejorde for landet opdelt i fem georegioner (Thy, Nordjylland, Vestjylland, Midtjylland og Østdanmark; Børgesen et al., 2013). Typejordenes navne refererer til geologisk jordart og efterfølgende JB- klassifikationsnummer for henholdsvis Ap-, B- og C -horisonterne. Jordarterne er: ES = flyvesand, DS = diluvialsand, MS=morænesand, ML = moræneler, FS=Ferskvandssand, HS=Litorinasand. En nærmere beskrivelse af jordtyperne findes i Børgesen et al. (2013).

Kalibrering af vandbalance

Ændringerne i nedbøren er initialt blevet testet ved at gennemføre modelberegninger med vandbalanceparametre kalibreret i Børgesen et al., 2013. De tidligere modelparametre svarer til anvendelse af $K_c=0.6$ i modelberegningerne vist i Figur 41 og Figur 42. Denne test viste, at en kalibrering er nødvendig, da vandbalanceresultaterne (afstrømningen) regionalt viste betydelige afvigelser mellem målinger og modelresultaterne.

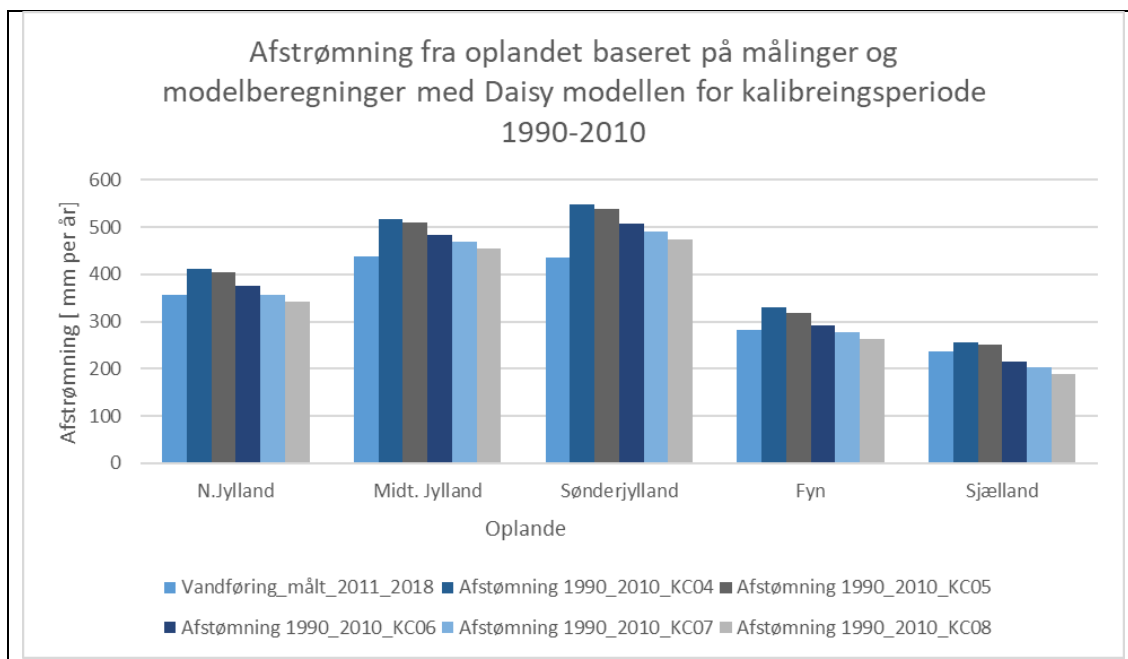
Kalibrering af Daisy-modelberegningerne af vandbalancen gennemføres efter samme principper som i Børgesen et al., 2013. Princippet baseres på korrektion af den potentielle fordampning ved korrektion af barjordsfordampningen. Barjordsfordampningen forekommer specielt i efteråret, vinteren og det tidlige forår, hvor afgrødedækket er lavt, og hvor afstrømningen fra rodzonen primært forekommer. Der er i kalibreringen af vandbalancen gennemført landsdækkende Daisy-modelberegninger af afstrømningen og fordampningen med forskellige værdier af K_c for barjordsfordampningen (0,4, 0,5, 0,6, 0,7 og 0,8). K_c -værdien angiver forholdet mellem den aktuelle referancefordampning (beregnet med Makkink-ligningen (Makkink, 1957)) og hvad den potentielle fordampning (Den maksimale fordampning) kan være. Fordampningen (transpirationen) fra afgrøder følger standarder beskrevet i Styczen et al. (2004) og i Refsgaard et al. (2011). K_c for barjordsfordampningen bruges i optimeringen som kalibreringsparameter, for at opnå en samlet fordampning og afstrømning for kombinationer af arealanvendelser (ikke landbrugsafgrøder) og afgrøder på marker kombineret med jordtyper og vejrdato i vandoplandet.

Den samlede nedbør fratrukket den samlede fordampning og vandindvinding giver på lang sigt den målte afstrømning, da vandindvindingen reducerer netto grundvandsdannelsen over tid. Der antages, at forskellen i jordens vandindhold og grundvandet ved start og slut på de to modelberegnete perioder ingen betydning har for den samlede målte afstrømning. Denne ekstra grundvandsdannelse i modelberegningerne ville, hvis der ikke blev oppumpet vand, ende i vandløbet, da det øvre grundvandsspejl vil stige og strømme til vandløb, og herved øge den målte afstrømning.

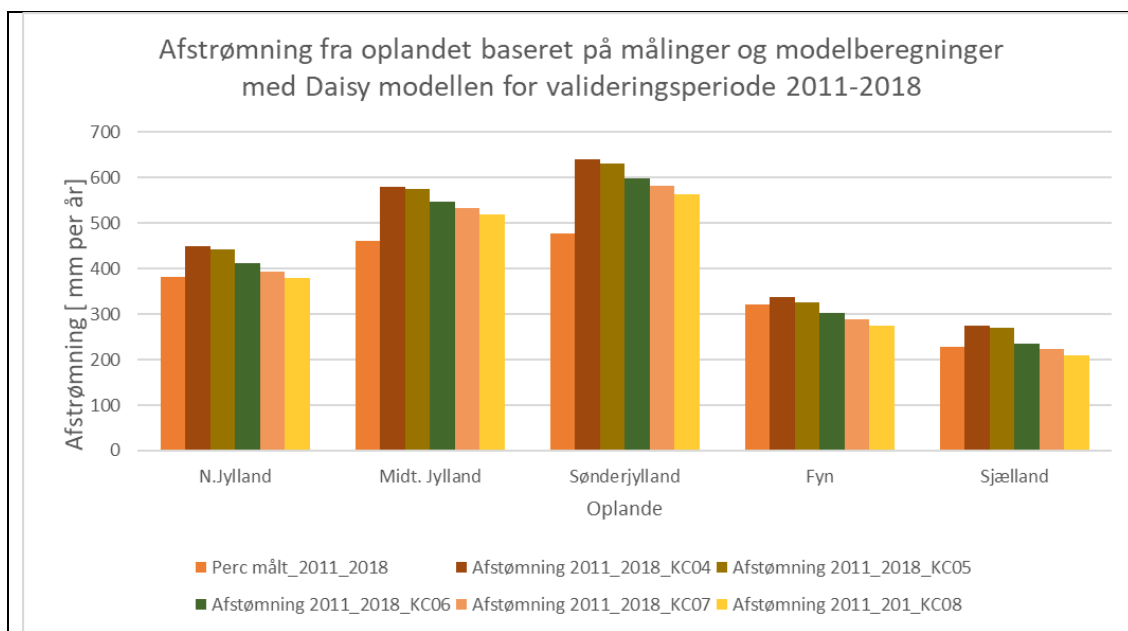
Målt vandafstrømning i vandløb og modelberegnet afstrømning fra rodzonen.

Figur 41 og Figur 42 viser de beregnede gennemsnitlige vandafstrømninger målt i vandløb og modelberegnet [mm år^{-1}] afstrømning ud af rodzonen ved brug af forskellige K_c værdier for barjordsfordampningen for henholdsvis kalibreringsperioden og valideringsperioden. Modelberegnet afstrømningen med de fem K_c -værdier for barjordsfordampningen angives i figurerne med _KC04, _KC05, KC06, KC07 og KC08. Resultaterne i Figur 43 og Figur 44 er korrigeret for vandindvinding i oplandet Tabel 6. Således bliver at de modelberegnete afstrømningsresultater direkte sammenlignelig med vandafstrømningerne i vandløb.

Resultaterne vises for de forskellige anvendte K_c -værdier for barjordsfordampningen; jo højere K_c -værdien er, jo højere er fordampningen. Der ses en klar effekt af K_c på den gennemsnitlige afstrømning ved at afstrømningen falder med øget K_c -værdi. Øges barjordsfordampningen (K_c -værdien) med 0.1 reduceres afstrømningen med mellem 15 og 19 mm per år i kalibreringsperioden. Ved at barjordsfordampningen indgår i beregningerne for fem store vandoplande med forskellige vejrdato (specielt regionale forskelle i nedbør) samt afgrøder og jordtyper, så vil den samlede fordampning og herved på længere sigt afstrømningen påvirkes forskelligt af K_c -værdien for barjordsfordampningen.



Figur 41 Gennemsnitlig vand afstrømning i vandløb og fra rodzonen modelberegnet for kalibreringsperioden (1990-2010) ved anvendelse af forskellige Kc-værdier for barjordsfordampningen. Kc værdierne (0.4, 0.5, til 0.8) angiver den maksimale barjordsfordampning af referencefordampningen. Resultaterne er opgjort for de fem store vandoplande.

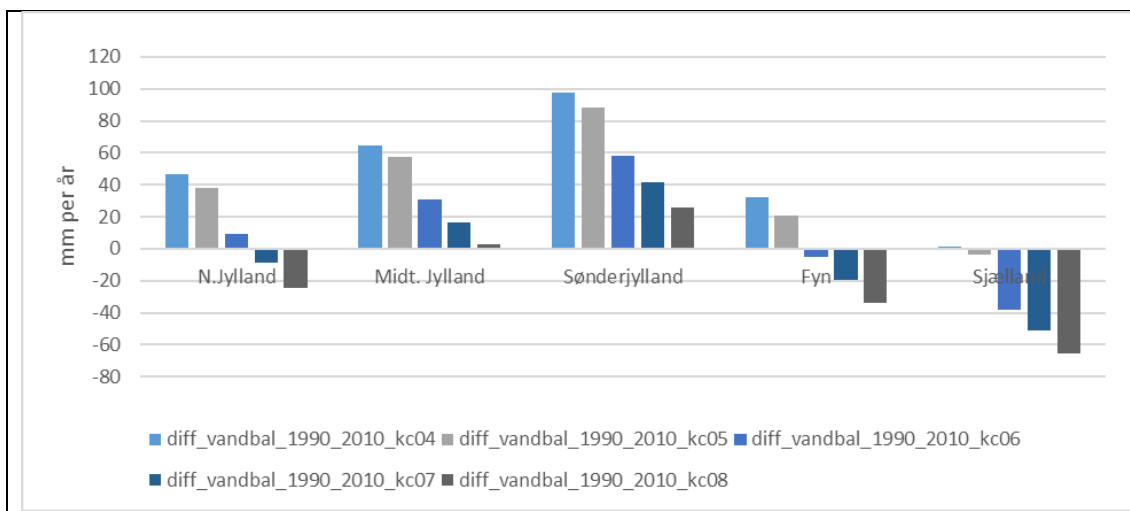


Figur 42 Gennemsnitlig vandafstrømning i vandløb og fra rodzonen modelberegnet for valideringsperioden (2011-2018) ved anvendelse af forskellige Kc-værdier for barjordsfordampningen. Kc værdierne (0.4, 0.5, til 0.8) angiver den maksimale barjordsfordampning af referencefordampningen. Resultaterne er opgjort for de fem store vandoplande.

Figur 43 viser forskellen på den målte vandafstrømning korrigeret for oppumpningen af grundvand (Tabel 6) og de modelberegnete afstrømninger i rodzonen for kalibreringsperioden. I Figur 44 vises tilsvarende forskellen for valideringsperioden.

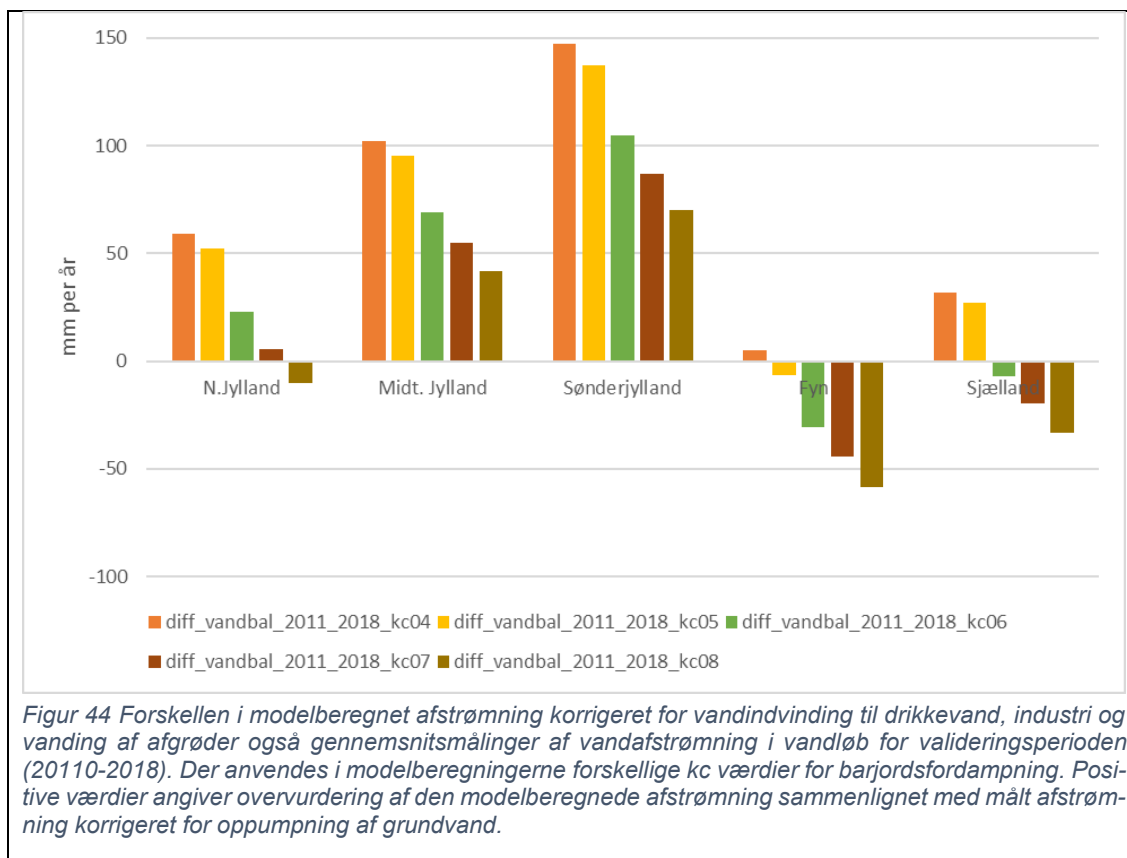
For kalibreringsperioden (1990-2010) ses tydelige regionale forskelle i, hvorledes de forskellige afstrømninger med forskellige Kc-værdier i de fem vandoplande stemmer overens med vandafstrømnings målingerne. For vandoplandene: Midtjylland og Sønderjylland ses, at Kc-

værdien på 0,8 giver den bedste beskrivelse af afstrømningen (mindste absolutte afvigelse), dog er der stadig en positiv forskel, dvs. højere modelberegnet afstrømning end vandafstrømnings målingerne i vandløb. For Nordjylland er der for Kc-værdien på 0,8 en mindre undervurdering af afstrømningen målt og korrigeret for vandindvinding. For vandoplandene Fyn og Sjælland giver en Kc-værdi på henholdsvis 0,6 og 0,4 den bedste beskrivelse af afstrømningen.



Figur 43 Forskellen i modelberegnet afstrømning korrigeret for vandindvinding til drikkevand, industri og vanding af afgrøder også gennemsnitsmålinger af vandafstrømning i vandløb for kalibreringsperiode (1990-2010) ved antagelser om forskellige Kc værdier for barjordsfordampning. Positive værdier angiver overvurdering af den modelberegnete afstrømning sammenlignet med målt afstrømning korrigeret for oppumpning af grundvand.

For valideringsperioden (2011-2018;Figur 44) ses samme overordnede mønster i afstrømningen som for kalibreringsperioden. Der ses for Midtjylland og Sønderjylland for alle Kc-værdier en højere modelberegnet afstrømning end vandløbsmålingerne. For Nordjylland ses en mindre undervurdering af den modelberegnete afstrømning ved brug af en Kc-værdi på 0.8. For Fyn ses der en lavere modelberegnet afstrømning på omkring 30 mm per år ved brug af en Kc-værdi på 0.6. For Sjælland ses en højere modelberegnet afstrømning på omkring 30 mm per år ved en Kc-værdi på 0,4.



Anbefalinger for vandbalance modelberegninger

På baggrund af analyse for kalibreringsperioden anvendes en regional differentiering af barjordsfordampningen, ved anvendelse af forskellige værdier for Kc for de forskellige vandoplande. For de tre jyske vandoplande (Nordjylland, Midtjylland og Sønderjylland) ses den bedste samlede beskrivelse ved anvendelse af en Kc-værdi på 0,8. På baggrund af dette anvendes denne Kc-værdi i de nationale modelberegninger for georegionerne 1, 2, 3 og 4 – dvs. størstedelen af Jylland jf Figur 40.

Sjælland og Fyn ligger inden for georegion 5, men for Fyn opnås den bedste beskrivelse af afstrømningen med Kc værdien 0,6, mens den bedste beskrivelse på Sjælland er med Kc værdien 0.4. Kc-værdien for barjordsfordampningen i Østjylland, Fyn, Langeland sættes lig med 0.6. Kc-værdien for barjordsfordampning sættes lig med 0,4 for Sjælland. Denne Kc-værdi antages at dække hele Sjælland inklusive Sydhavsøerne (Lolland, Falster og Møn) samt Bornholm (DMI 10 km nedbørsgrid øst for Storebælt).

Tabel 9 Anbefalede Kc-værdier i relation til georegion, for barjordsfordampning der indgår i modelberegningerne med Daisy modellen.

	<i>Georegion 1,2,3,4. Jylland.</i>	<i>Georegion 5, Vest for Storebælt</i>	<i>Georegion 5, Øst for Storebælt</i>
<i>Kc barjord</i>	0.8	0.6	0.4

Der skal nævnes, at værdierne i Tabel 9 er baseret på en lang kalibreringsperiode (21 års opgørelser af nedbør og afstrømningen korrigeret for vandindvinding) med Daisy modelberegninger i de fem vandoplande. Disse oplande inkluderer mere end en tredjedel af alle landsdækkende gridnedbørsdata. Anvendelsen af den lange kalibreringsperiode giver en mere sikker opgørelse sammenlignet med valideringsperiodens kun otte år.

Når der forekommer fremtidige ændringer i vandbalancemodulet i Daisy eller der bruges ændrede korrektioner af nedbøren, bør det undersøges om ændringerne skal føre til en nykalibrering af den modelberegnete afstrømningen med Daisy-modellen.