

# National kvælstofmodel

Oplandsmodel til belastning og virkemidler

Metode rapport

Anker Lajer Højberg, Jørgen Windolf, Christen Duus Børgesen,  
Lars Troldborg, Henrik Tornbjerg, Gitte Blicher-Mathiesen,  
Brian Kronvang, Hans Thodsen og Vibeke Ernstsen

**De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland**  
Klima-, Energi- og Bygningsministeriet

**Aarhus Universitet**  
DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi  
DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug

ISBN 978-87-7871-397-1

Tilgængelig via:

De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland

Øster Voldgade 10, 1350 København K

Tlf.: 38 14 20 00. Fax: 38 14 20 50

E-mail: [geus@geus.dk](mailto:geus@geus.dk)

Web: [www.geus.dk](http://www.geus.dk)

© De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, 2015

# Indholdsfortegnelse

<b>Indholdsfortegnelse</b>	<b>3</b>
<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>1. Indledning</b>	<b>9</b>
1.1 Baggrund og formål.....	9
1.2 Rapportens indhold.....	10
<b>2. Udvikling af national kvælstofmodel</b>	<b>11</b>
2.1 Udvasning.....	12
2.1.1 NLES model.....	13
2.1.2 Vurdering af nationale udvasningsberegninger.....	19
2.2 Grundvand.....	23
2.3 Overfladevand.....	25
2.3.1 Kvælstof retention i vandløb.....	25
2.3.2 Retention i 'små søer'.....	27
2.3.3 Retention i 'store søer'.....	28
2.3.4 Retention i vådområder.....	30
2.3.5 Udledning til vandløb af organisk N.....	31
2.4 Kobling af national model.....	32
2.4.1 Transport og omsætning i grundvand.....	33
2.4.2 Transport og retention i overfladevand.....	35
2.4.3 Transport gennem vandløbssystemet.....	36
2.4.4 Beregning af retentionskort.....	37
<b>3. Datagrundlag</b>	<b>40</b>
3.1 ID15 grundlaget.....	41
3.2 Klimadata.....	41
3.3 Udvasning.....	41
3.4 Grundvand.....	43
3.4.1 Nationalt kort over dybden til redoxgrænsen.....	44
3.5 Overfladevand.....	46
3.5.1 Vandløb.....	47
3.5.2 Søer.....	49
3.5.3 Vådområder.....	50
3.6 Punktkilder.....	51
3.7 Atmosfærisk deposition.....	52
3.8 Indlæsning af data i model.....	53
<b>4. Modelkalibrering og validering</b>	<b>54</b>
4.1 Observationsdata.....	54

4.1.1	Vandløbsmålestationer.....	54
4.1.2	Usikkerhed på målte kvælstoftransporter .....	56
4.1.3	Fordeling af målestationer på kalibrerings- og valideringsoplande .....	57
4.2	Kalibreringsstrategi .....	58
4.2.1	Kalibreringsparametre .....	58
4.3	Korrektion og biaskorrekationer .....	62
4.3.1	Korrektion til målte oplande.....	63
4.3.2	Biaskorrekationer .....	66
4.4	Resultat af kalibrering og biaskorrekation.....	68
<b>5.</b>	<b>Usikkerheder</b>	<b>73</b>
5.1	Usikkerhed på reduktionsprocenter .....	73
5.2	Usikkerhed på belastningsberegninger .....	78
5.3	Specielle områder .....	82
5.3.1	Oplande med mange søer i kæde .....	83
5.3.2	Områder med lille eller ingen tidslig udvikling.....	84
5.3.3	Områder med lille tidslig udvikling .....	85
5.4	Umålte oplande .....	86
<b>6.</b>	<b>Resultater</b>	<b>91</b>
6.1	Kvælstoftransporter.....	91
<b>7.</b>	<b>Vurdering af modellen</b>	<b>97</b>
<b>8.</b>	<b>Perspektivering</b>	<b>99</b>
<b>9.</b>	<b>Referencer</b>	<b>102</b>

## Forord

Som del af projektet "Oplandsmodel til belastning og virkemidler" er der udviklet en national kvælstofmodel. Modellen beregner kvælstoftransport, reduktion og retention fra rodzone til kystvande og frembringer et nationalt N retentionskort for hele landet opdelt i oplande på 15 km<sup>2</sup>. Projektet er igangsat af Naturstyrelsen, NaturErhvervstyrelsen og Miljøstyrelsen med en projektperiode fra medio 2013 til primo 2015. Projektet er et delprojekt under modelstrategien "Implementering af modeller til brug for vandforvaltningen", som har til formål at implementere modelværktøjer til brug for vandforvaltningen, herunder vandplanlægningen og vandmiljøovervågningen.

Udvikling af den nationale kvælstof model er foretaget af faglige medarbejder ved De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS) og Aarhus Universitet (DCE og DCA). Den faglige gruppe bestod af:

GEUS:

Anker Lajer Højberg, Lars Trolborg, Manuel Molind Escriud og Vibeke Ernstsen

DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus universitet:

Jørgen Windolf, Henrik Tornbjerg, Gitte Blicher-Mathiesen, Brian Kronvang og Hans Thodsen, Ane Kjeldgaard, Jane Bang Poulsen, Joachim Audet, Daniel Graeber

DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet

Christen Duus Børgesen og Inge Toft Kristensen

I projektet har der været nedsat en projektgruppe, der foruden den faglige gruppe var repræsenteret ved:

Naturstyrelsen

NaturErhvervstyrelsen

Miljøstyrelsen

SEGES

Landbrug og Fødevarer

Danmarks Naturfredningsforening

# Sammenfatning

GEUS og Aarhus Universitet (DCE og DCA) har udviklet en national kvælstofmodel under projektet, "Oplandsmodel til belastning og virkemidler" igangsat af Naturstyrelsen, NaturErhvervstyrelsen og Miljøstyrelsen. Modellen beskriver den samlede kvælstoftransport og -omsætning fra dyrkningsfladen til kysten ved kobling af delmodeller udviklet specifikt for hhv. rodzone, grundvand og overfaldevand ved de tre institutioner. Med den udviklede model er der således for første gang etableret et nationalt modelværktøj til en samlet beskrivelse af kvælstoftransport og -omsætning fra dyrkningsfladen til kysten, baseret på delmodeller udviklet for de enkelte medier.

Udvaskningen fra rodzonen på dyrkede arealer beregnes vha. af den statistiske model NLES, mens der anvendes typetal for de udyrkede arealer. Transport og omsætning i grundvandszonen beskrives ved kombination af grundvandstrømninger, simuleret med den nationale vandressourcemodel (DK-model), og placering af redoxgrænsen i undergrunden. Retentionen i overfladevand beskrives ved statistiske modeller for hhv. vandløb, søer og etablerede vådområder. De enkelte delmodeller er koblet sammen på deloplandsniveau ved afgræsning af topografiske oplande med en middelstørrelse på 15 km<sup>2</sup> (ID15 oplande). Indenfor hvert ID15 opland beregnes tilførsel og omsætning/retention af kvælstof, samt transporten mellem de enkelte oplande, hvorved den samlede transport til kysten kan beregnes.

Modellen er udviklet og testet på basis af måledata fra vandløbsstationer, hvor der er anvendt data fra det nationale overvågningsprogram (NOVANA), suppleret med ekstra data indsamlet af de tidligere amter ved en række yderligere målestationer. I alt er der anvendt data fra 344 målestationer til brug for modeludviklingen. Måledataene er opdelt i to datasæt, hvor den ene del er benyttet til kalibrering af modellen, dvs. bestemmelse af værdier for modelparametrene, mens den anden del er anvendt til en test af modellen (validering). Der er benyttet en national tilgang ved kalibrering af modellen, hvor den rumlige variation i transport og retention er bestemt af de naturgivne variationer, eksempelvis tætheden af vandløbsnetværket og de geologiske samt geokemiske forhold i undergrunden. Denne tilgang har gjort det muligt, at anvende modellen til at overføre viden fra målte til umålte oplande og herved estimere transporten og omsætningen af kvælstof i de umålte oplande, ligesom det er muligt at underindele de målte oplande til estimering af retentionen på mindre skala.

Modellen er udviklet til beregning af kvælstofbelastning, men kan samtidigt anvendes til beregning af retentionen i hhv. grundvand, overfladevand og den samlede retention fra rodzonen til kysten samt den rumlige variation heri. Denne beregning kan gennemføres på basis af den beregnede kvælstoftransport over en længere periode, hvorved effekten af klimatiske år til år variationer udlignes, og der opnås et estimat for en "gennemsnitlig" retention. Ved anvendelse af modellen opnås der således overensstemmelse mellem den beregnede kvælstofbelastning og kvælstofretentionen i de forskellige medier.

Teknisk er modellen udviklet til at beregne månedlige transporter af kvælstof, men indenfor projektperioden har det af tidsmæssige årsager været nødvendigt at basere udvikling, kalibrering og test af modellen på årlige kvælstoftransporter.

For perioden 1990-2010 er der ved kombineret brug af måledata og modelberegning estimeret en samlet gennemsnitlig belastning til kysten på 68.000-72.000 ton N/år. Dette er lidt mindre end det tidligere estimat af belastning (75.000 ton/år) opgjort for samme periode i forbindelse med det nationale overvågningsprogram, (Wiberg-Larsen m.fl., 2012)

På basis af sammenligning mellem de modelberegnete og observerede transporter, er der estimeret en usikkerhed på retentionskortet for den samlede retention fra rodzonen til kysten, samt belastningsberegningerne. Usikkerheden på retentionsprocenterne er estimeret ud fra en antagelse om, at forskelle i observerede og beregnede kvælstoftransporter skyldes, at den modelberegnete retentionsprocent afviger fra den sande retentionsprocent. For hver målestation er der følgelig foretaget en stationsspecifik korrektion af retentionsprocenten for oplandet, der sikrer overensstemmelse mellem den samlede observerede og beregnede kvælstoftransport for hele den periode, hvori der eksisterer data fra stationen. Størrelsen af den stationsspecifikke korrektion er efterfølgende anvendt til biaskorrektion for de umålte oplande, samt estimering af usikkerheden på retentionsprocenterne.

Til gennemførelse af analysen er landet inddelt i 10 regioner. Usikkerheden på den samlede retention fra rodzonen til kysten er indenfor disse regioner estimeret til at ligge mellem 7 og 28 procent point, med et landsgennemsnit på 21 procent point.

Ved opgørelse af kvælstofbelastning kan måledata anvendes direkte for de perioder, hvor der eksisterer data, mens der kan være behov for anvendelse af modellen til "huludfyldning" eller forlængelse af datatidsserien. Usikkerheden på kvælstoftransporter er derfor opgjort for såvel målte som umålte oplande. Med anvendelse af den stationskorrigerede retention, er usikkerheden på den beregnede kvælstoftransport fra målte oplande over en længere periode lille og estimeret til 1 % som middel på landsplan for perioden 1990 – 2010. For de enkelte år vil usikkerheden dog variere og er estimeret til at være op til 30 % på landsplan for enkeltår.

For de umålte oplande kan estimater af kvælstoftransporter og retentionsprocenterne alene baseres på modelberegninger, idet der ikke eksisterer målinger for disse oplande. Den grundlæggende antagelse for anvendelse af modellen for de umålte oplande samt estimering af usikkerheden er, at de målte og umålte oplande er sammenlignelige mht. til de fysiske forhold og biogeokemiske processer for kvælstofomsætning. Naturlovene for de biogeokemiske processer er de samme for de to oplandstyper, men der kan være forskel i de fysiske forhold. Der er gennemført en sammenligning af de fysiske forhold, der indgår i beskrivelsen af kvælstoftransporten og omsætningen i de målte og umålte områder. Analysen er gennemført ved sammenligning af forholdene indenfor 10 afgrænsede regioner dækkende hele landet og det blev fundet, at variationen mellem de to oplandstyper, generelt ikke er større end variationen mellem de målte oplande på landsplan. Dette indikerer, at variationen i de fysiske forhold i tilstrækkelig grad er inddraget i modeludvikling og kalibreringen, så dette alene ikke skulle medføre en systematisk fejlbeskrivelse af de umålte oplande.

De umålte oplande udgøres primært af mindre selvstændige kystoplande. For disse er det ikke usikkerheden på vandløbsniveau, der er relevant, men derimod usikkerheden for den samlede estimerede belastning fra de umålte oplande. Usikkerheden på belastningen fra de umålte oplande er ligeledes opgjort på de 10 regioner. Som middel for perioden 1990-2010 er usikkerheden estimeret til 6 % som landsgennemsnit. Modellen er dog ikke alle steder i stand til at fange år til år dynamikken, specielt for år med afvigende og lave observerede udvaskninger og den maksimale årlig afvigelse ligger på 22 % på landsplan, men variere for de 10 regioner.

Med den anvendte tilgang til usikkerhedsvurderingen afspejler de estimerede usikkerheder på både transporter og retentionskort den generelle usikkerhed på beregningerne indenfor forskellige landsdele. Usikkerhedsestimaterne er således gældende for oplande, hvor modellen er i stand til at beskrive den observerede udvikling i oplandstabet. Der eksisterer imidlertid enkelte områder med særlige udfordringer. For nogle vandløbsoplande viser måledata ingen eller kun meget begrænset udvikling i kvælstofkoncentrationer og kvælstoftransporter i perioden 1990-2010. En analyse af modellens resultater viser, at dette nærved konstante niveau ikke kan genskabes af modellen, der generelt beregner et fald i kvælstoftransporten gennem perioden. Estimatet for den generelle usikkerhed vil derfor ikke være gældende for disse oplande. Tilsvarende er der oplande med mange søer i kæde, hvor kvælstofomsætningen i den enkelte sø kan variere, afhængig af om søen ligger helt opstrøms eller nedstrøm andre søer, der har betydning for andelen af let omsætteligt nitrat-N i forhold til sværere omsætteligt organisk N. Dette er ikke medtaget i den anvendte delmodel for søer. Det skal bemærkes, at de største sø-systemer ligger i målte oplande, hvortil der sker en stationsspecifik korrektion af den samlede retention. En varierende omsætning for søer i kæder, vil således ikke have betydning for estimatet af den samlede retention, men det kan resultere i en forkert fordeling af retentionen opgjort for hhv. grundvand og overfladevand.

Transport og omsætning af kvælstof har været undersøgt og modelleret i adskillige studier og der eksisterer således viden om de betydende processer, der også er basis for de delmodeller, som den nationale kvælstofmodel er opbygget af. I udviklingen af den nationale kvælstofmodel er der således taget udgangspunkt i de bedst tilgængelige modeller, som opfyldte specifikke krav mht., at de kunne opstilles på og udnytte det eksisterende datagrundlag og indenfor projektperioden kunne anvendes til nationale beregninger uden omfattende videreudvikling. Ved anvendelse af modellen er der identificeret nogle forhold, som det af tidsmæssige årsager ikke har været muligt at løse indenfor nærværende projekt, men hvor der er potentiale for en videreudvikling.

Den nationale kvælstofmodel giver en enestående mulighed for at kombinere vores viden om kvælstoftransport og omsætning, som indbygget i de enkelte delmodeller, koble modellen til nationale data og konfrontere beregningsresultaterne med målinger. Herved kan vi opnå en vigtig indsigt i tilstrækkeligheden af vores viden mht. forståelsen af kvælstoftransport og retention på den skala vi har måledata til rådighed. Modellen kan desuden anvendes til scenarieberegninger til belysning af hvilken effekt forskellige ændringer på regionalt niveau, f.eks. placering af N-virkemidler og differentieret N gødskning m.v., har på den samlede N udledning til kystvandene regionalt eller for hele landet.



# 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 vil der ske en omsætning og fjernelse i rodzonen, undergrunden eller i overfladevandet, som ofte benævnes kvælstofretention. Kvælstofretentionen er afhængig af de biogeokemiske forhold og vil således variere fra sted til sted.

Med anbefalingerne fra Natur- og Landbrugskommissionen er der kommet øget fokus på en differentieret regulering af landbrugets gødningsanvendelse, der i højere grad end den nuværende regulering forventes at tage hensyn til recipienternes sårbarhed for kvælstof samt den stedlige variation i retentionen.

For at forbedre det faglige grundlag for vandforvaltningen har Naturstyrelsen igangsat et modelstrategiprojekt "Implementering af modeller til brug for vandforvaltningen", der har til formål at implementere modelværktøjer til brug for vandforvaltningen, herunder vandplanlægningen og vandmiljøovervågningen. Under det samlede modelstrategiprojekt er delprojektet "Oplandsmodel – belastningsberegninger og virkemidler" igangsat af Miljøstyrelsen, Naturstyrelsen og NaturErhvervstyrelsen, hvori der er udviklet en national kvælstofmodel. De specifikke formål for denne modeludvikling har været at etablere en landsdækkende model, der på en differentieret skala kan anvendes til:

- Belastnings- og scenarieberegninger for kvælstoftransport og -omsætning
- Udvikling af nye retentionskort opgjort for grundvand, overfladevand og samlet retention fra rodzonen til kysten.

Kvælstofmodellen er udviklet i et samarbejde mellem GEUS og Aarhus Universitet (DCE, DCA), og etableret ved kobling af eksisterende og nyudviklede delmodeller, der beskriver transport og omsætning af kvælstof i hhv. rodzonen, grundvandet og overfladevandet. Der er taget udgangspunkt i de bedst tilgængelige modeller, der ved projektets start forelå i en version, som indenfor projektperioden kunne anvendes til nationale beregninger uden omfattende videreudvikling. Der er i valget af delmodeller således taget hensyn til:

- At delmodellerne har kunnet opstilles på basis af og udnytte det eksisterende datagrundlag
- At delmodellerne indenfor projektperioden har kunnet opstilles og kalibreres nationalt
- At afviklingstiden for den samlede model har været tilstrækkelig kort, så der kunne gennemføres adskillige modelkørsler til vurdering af usikkerhederne.

Koblingen af de enkelte delmodeller er foretaget, så disse med begrænset indsats kan udskiftes ved fremtidig opdatering af de eksisterende modeller eller udvikling af nye.

Modeludviklingen samt den efterfølgende kalibrering og test af modellen er baseret på målinger af vandføringer og kvælstofkoncentrationer ved vandløbsmålestationer, der tilsammen giver den samlede kvælstoftransport i vandløbene. I projektet er der anvendt data fra

det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur (NOVANA), suppleret med data indsamlet af de tidligere amter for at opnå en bedre rumlig dækning.

Modellen er teknisk udviklet til at kunne beregne månedlige kvælstofbelastninger for perioden 1990 – 2010, men er alene opstillet og testet for beregning af årlige værdier. Foruden beregning af belastninger kan modellen anvendes til beregning af retentionen for hhv. grundvand, overfladevand og den samlede retention fra rodzonen til kysten.

## **1.2 Rapportens indhold**

Nærværende rapport dokumenterer den metodiske tilgang til udvikling af kvælstofmodellen, herunder de anvendte delmodeller samt datagrundlaget for modeludvikling, -opstilling og -beregning. Endvidere dokumenteres og kvantificeres modellens evne til at reproducere årlige observerede kvælstoftransporter ved målestationer i vandløbssystemet. Endelig beskrives og præsenteres tilgang samt resultater af vurdering af modellens usikkerhed i forhold til belastningsberegninger og ved anvendelse af modellen til beregning af retentionskort.

Modellen er efterfølgende anvendt til beregning af retentionskort for grundvand, overfladevand og samlet retention fra rodzonen til kyst. Resultaterne heraf er dokumenteret selvstændigt i (Højberg et al., 2015b).

## 2. Udvikling af national kvælstofmodel

I projektet er der udviklet en national kvælstofmodel, der beskriver kvælstof (N) udvaskningen fra rodzonen samt transport og omsætning frem til de marine områder. Modellen er opbygget på basis af tre eksisterende modelsystemer:

1. NLES, der er en statistisk/empirisk baseret model til beregning af årlig N-udvaskningen for rodzonen for dyrkede arealer
2. DK-model, der er den nationale vandressource model, som beskriver vandstrømningerne i grundvandszonen
3. Overfladevandsmodeller, der er statistiske modeller til beregning af kvælstofretentionen i hhv. vandløb, søer og etablerede vådområder.

De tre modelsystemer er koblet ved en en-vejs kobling, dvs. resultater fra én model giver input til den næste model. Med NLES beregnes således den samlede udvaskning fra rodzonen, hvortil der adderes typetal for udvaskning fra ikke dyrkede arealer. I grundvandszonen er der generelt ilt tilstede i de øvre dele (oxiderende forhold), mens ilten forsvinder i de dybereliggende dele (reducerende forhold). Kvælstof omsættes under reducerende forhold og i modellen er det antaget, at denne omsætning sker momentant og resulterer i en fuldstændig omsætning (fjernelse). Grænsen mellem de oxiderende og reducerende forhold benævnes redoxgrænsen. Transporten af kvælstof i grundvandszonen beregnes med DK-modellen vha. partikelbanesimulering. Denne metode giver mulighed for at beskrive vandets, og dermed kvælstoffets, transportvej gennem undergrunden fra rodzonen til overfladevandet og registrere, om kvælstoffet når under redoxgrænsen under transport og derved fjernes. I overfladevandet sker der både en ekstra tilførsel af kvælstof fra punktkilder, atmosfærisk deposition og tilførsel af organiske kvælstofforbindelser, samt en retention af kvælstof ved sedimentering eller omsætning ved denitrifikation. Retentionen i overfladevandet beregnes med statistiske modeller for hhv. vandløb, søer og etablerede vådområder.

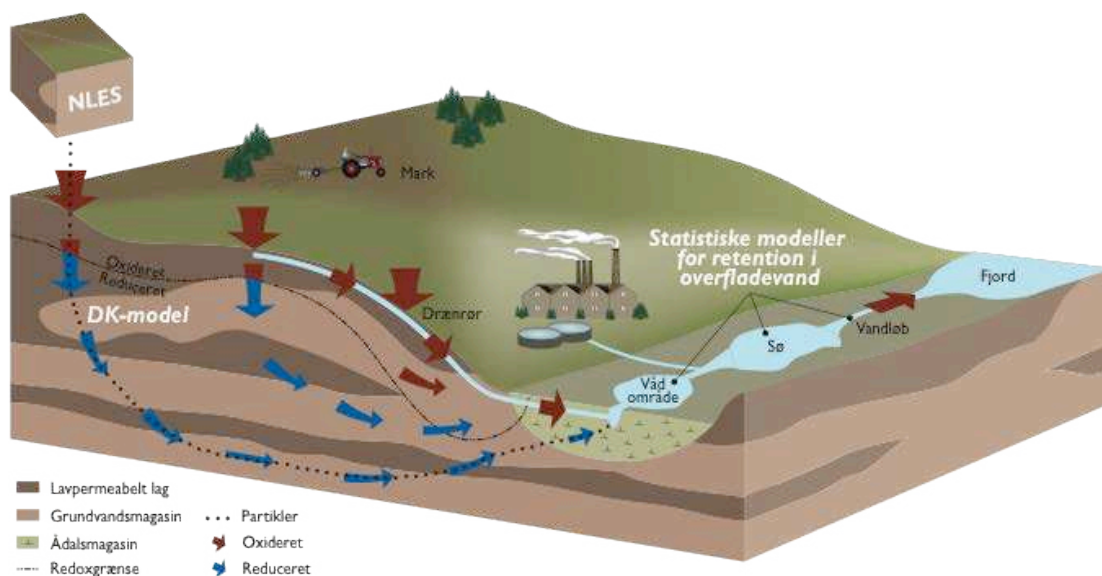
De tre modelsystemer beskriver de dominerende transportveje og omsætningen af kvælstof. Modellen er imidlertid udviklet på landsplan, hvilket giver nogle skalarelaterede udfordringer, mht. repræsentation af lokale forhold, der kan have betydning for omsætningen. Et eksempel herpå er overgangszonen mellem grundvand og overfladevand, der er indbygget ved en empirisk beskrivelse i modellen benævnt "terrænnære processer".

Koblingen af de enkelte delmodeller sker på deloplandsniveau, der således udgør beregningsenhederne i den samlede kvælstofmodel. Skal viden om den naturlige variation i kvælstofretentionen indgå som del af en fremtidig kvælstofregulering, vil det ud fra en omkostningseffektiv betragtning være ønskeligt, at kunne differentiere denne variation på så lille skala som muligt. Tidligere studier, som eksempelvis NiCA (Hansen et al., 2014), har imidlertid vist, at retentionen kan variere betragteligt selv over små afstande, og en estimering heraf vil kræve et datagrundlag, der væsentligt overgår det datagrundlag, der foreligger nationalt. Selv med et væsentligt udbygget datasæt vil estimatet på retentionen på lille skala være forbundet med stor usikkerhed. I den udviklede kvælstofmodel er det derfor valgt at anvende et deloplandsniveau på ca. 1500 ha (ID15 oplande) som beregningsenheder (polygoner). Dette er også den mindste skala, hvorfra vi har nøjagtige observationer af kvælstoftransporten i vandløb fra dyrkede oplande. Ved at vælge denne skala er det således

muligt at konfrontere modelberegningerne med de faktiske målinger, og på basis heraf estimere modellens usikkerhed.

Den overordnede tilgang har været at udvikle den samlede kvælstofmodel på basis af de målte vandløbsoplande. For disse oplande er det sikret overensstemmelse mellem den samlede observerede og beregnede kvælstoftransport for den periode, hvori der eksisterer målinger. Den rumlige variation i kvælstoftransport og -retention indenfor et målt opland er afhængig af de faktiske fysiske og biogeokemiske forhold og til estimering af denne variation anvendes de enkelte delmodeller, kombineret med data for den rumlige fordeling af de naturgivne forhold. Da modellen er udviklet ensartet for hele landet, kan den viden, der er opnået på basis af de målte oplande, efterfølgende overføres til de umålte oplande.

Sammenhænge mellem delmodellerne er vist i Figur 1, mens de er beskrevet i nedenstående afsnit tillige med koblingen til en samlet model.



**Figur 1.** Illustration af sammenhæng mellem de tre modelsystemer, der indgår i den samlede nationale kvælstofmodel.

## 2.1 Udvaskning

N-udvaskningen beregnes med modellen NLES, der er en statistisk model for N-udvaskningen fra rodzonen. Modellen er baseret på målt nitratudvaskning fra marker, hvor målinger overvejende er baseret på jordvandets nitratkoncentrationer målt i sugeceller, der er placeret i nedre grænse af rodzonen (typisk omkring 1 m dybde). De målte nitratkoncentrationer ganges med perkolationen for at opgøre den samlede nitratudvaskning. Den beregnede N-udvaskning repræsenterer således nitratudvaskningen fra den umættede rodzone. Modellen beregner en årlig N-udvaskning ud fra en række inputvariable, der omfatter tilførsel af handelsgødning og husdyrgødning, N-fiksering, perkolation, jordtype og jordens indhold af organisk stof og ler. Desuden indgår en beskrivelse af sædskiftet i forhold til forfrugt og afgrødedække om sommeren, efteråret og vinteren.

Jordvandets kvælstofindhold består overvejende af nitrat-N. Organisk bundet N (beregnet som forskellen mellem total N og uorganisk N) kan dog i visse tilfælde udgøre en betydelig andel. For jordvandsstationerne i Landovervågningsoplandene (LOOP) er det fundet, at organisk N i udgør 2-7 % af total N med den højeste andel på de to sandjordsopland, der har høj husdyrintensitet. Indholdet af ammonium N er lavt ved alle jordvandsstationerne i Landovervågningen, overvejende mellem 0,01 og 0,1 mg N/l (Blicher-Mathiesen et al., 2013). Stor andel af organisk N og ammonium er målt på lavbundsjord (Pedersen, 1985). I drænvandsundersøgelsen er det fundet, at nitrat-N udgør 88 % af total N på højbund og 63 % på lavbund, der ikke er i ådalen (Piil og Knudsen, 2014). Antallet af udvaskningsmålinger på lavbund er meget få (Blicher-Mathiesen, 2011), Derfor kan det ikke forventes, at NLES modellen kan prædikere de særlig udvaskningsforhold, der forekommer på lavbund.

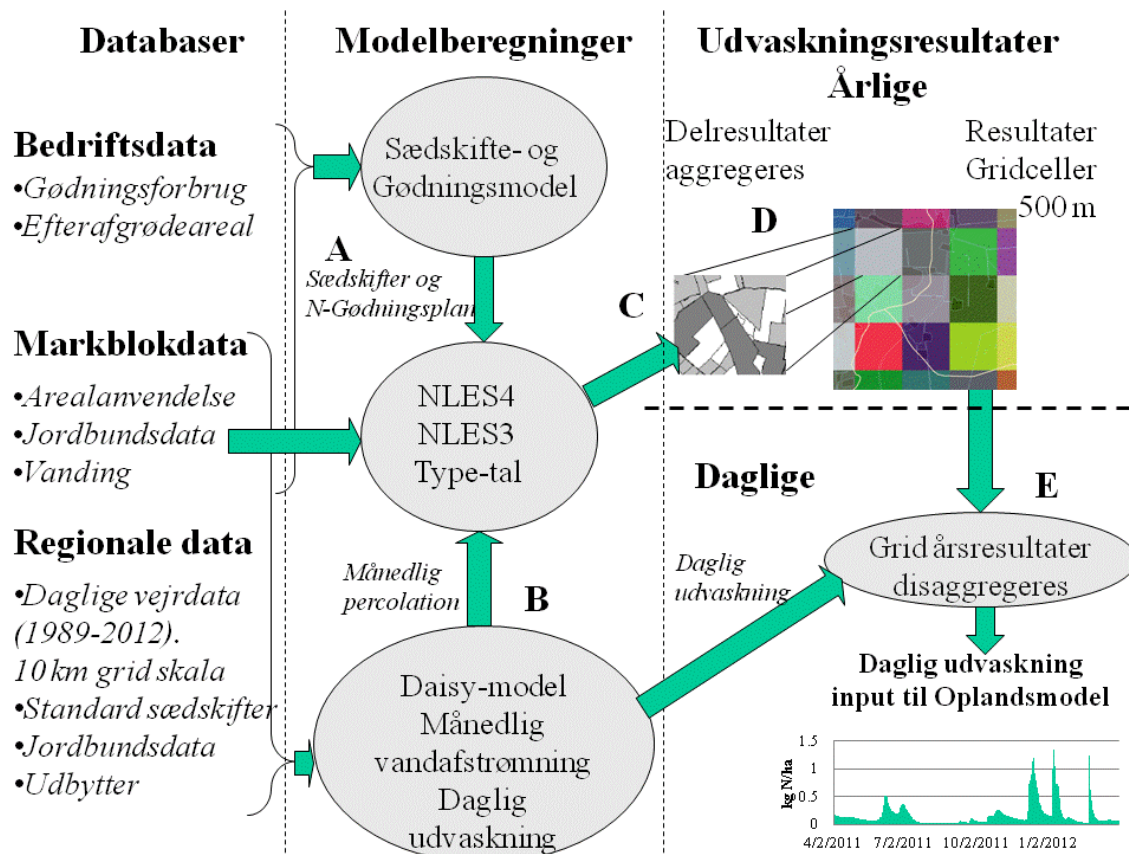
### 2.1.1 NLES model

NLES-modellen er kalibreret til at beregne kvælstofudvaskning ud fra de data modellen er udviklet på grundlag af, og er derfor velegnet til at estimere udvaskningen for den landbrugspraksis, der er gengivet i disse data. Hvis der sker ændringer i landbrugspraksis, der ikke er beskrevet i data anvendt til modeludvikling, vil modellen ikke være i stand til at gengive disse elementer. Udvasningsfunktionen er derfor blevet re-estimeret på basis af opdaterede data, typisk i forbindelse med evalueringer af vandmiljøplaner. I projektet anvendes to versioner, NLES3 (Kristensen et al., 2003), der anvendes for perioden 1990 - 2000 og NLES4 (Kristensen et al., 2008), der anvendes for perioden 2001 - 2011.

NLES4-modellen er baseret på 1467 observationer af udvaskningen for forskellige afgrøder, jordtyper, klimaforhold og N-gødskningsniveauer. NLES3-modellen er en tidligere version af NLES modellen, hvor der indgår 1299 observationer, og hvor modelstrukturen er lidt forskellig fra NLES4.

Modellen anvender inputdata for N-gødskning, sædskifte og jordtypefordeling samt en modelberegnet vandbalance (månedlig afstrømning fra rodzonen også kaldet perkolation). Vandbalance beregningerne er baseret på klimadata (nedbør, temperatur og globalstråling) målt i perioden 1989-2012. Afstrømningen er modelberegnet med Daisy-modellen, som beskrevet i Børgesen et al. (2013). Afstrømningen i Daisy er kalibreret mod total afstrømninger målt i vandløb ved justering af fordampningsparametre fra bar jord og afgrøder. Herefter er der beregnet en sammenhæng mellem den modelberegnete afstrømning af vand fra rodzonen og en aktuel målt afstrømning korrigeret for vandindvinding i otte oplande. Resultaterne af kalibreringen af fordampning/afstrømning for de otte oplande er vist i Bilag BN4-1 i Børgesen et al. (2013). De anvendte jordbundsdata, der indgår i vandbalance-modelberegningerne og NLES beregningerne, er også beskrevet i samme publikation.

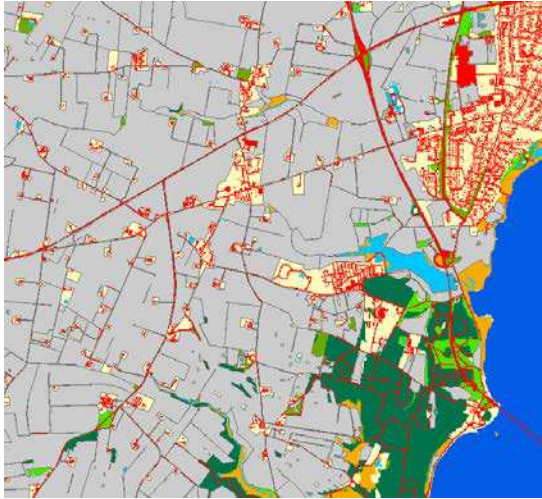
Modelberegninger af kvælstofudvaskningen fra rodzonen er gennemført for hele perioden 1990-2011. I Figur 2 er vist et diagram over den række af trin (A-E), der er anvendt i modelberegningen af udvaskningen fra rodzonen. Det endelige produkt (resultatet af trin E) er den modelberegnete udvaskning med NLES, der anvendes som input til oplandsmodellen, angivet som "NLES" i Figur 1.



**Figur 2.** Principskitse for udvaskningsberegninger anvendt som input i oplandsmodelkomplekset.

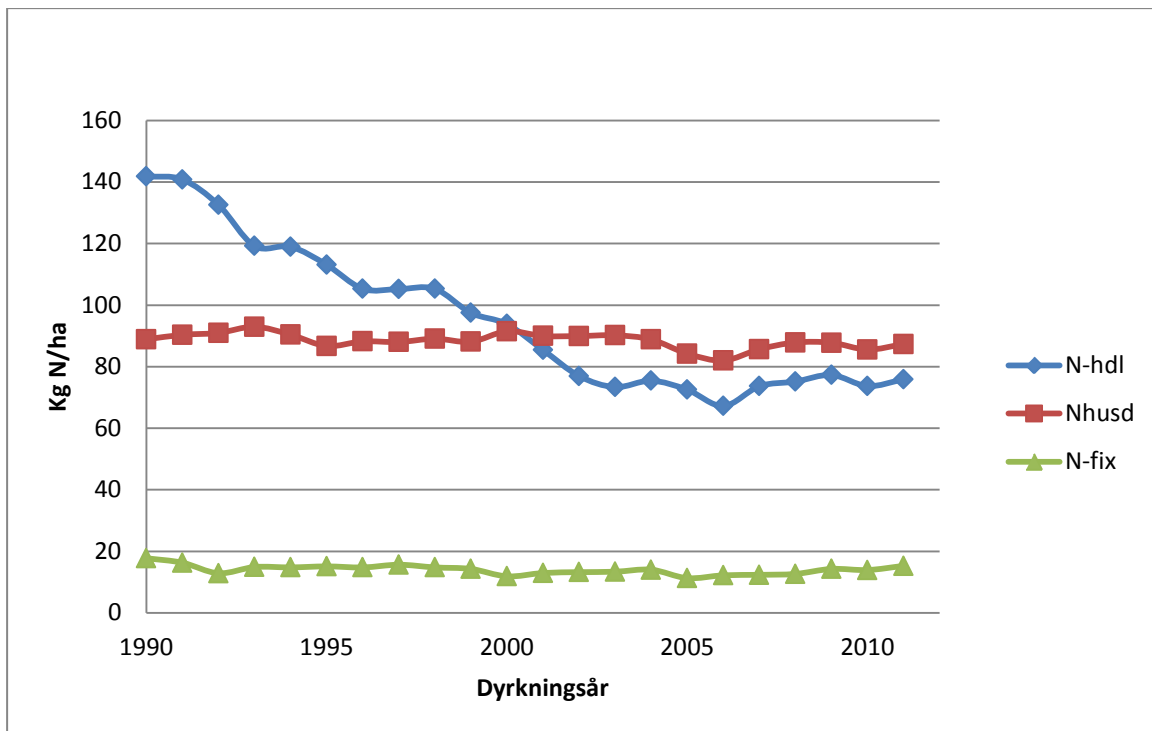
NLES beregningerne dækker over anvendelse af data, **Databaser**, fra registre og kortmateriale, **Modelberegninger** (tre modeltyper: Sædskifte/gødningsmodeller, NLES3/NLES4 modelberegninger samt Daisy vandbalance og kvælstofudvaskning for typesædskifter) og behandling af **udvaskningsresultater**. Behandlingen af udvaskningsresultaterne er foretaget således, at resultaterne aggregeres rumligt til 25 ha gridceller (500 x 500 m) og derefter disaggregeres i tid fra de modellerede årsresultater til daglige værdier. Herved opnås en tidsserie af udvaskningen fra bunden af rodzonen på dagsniveau, der rumligt er opløst i et 500 x 500 m grid, som er identisk med gridcellerne anvendt i DK-modellen (ca 196.000 gridpunkter i alt, der dækker Danmark undtagen mindre øer, Figur 18).

I **trin A** opstilles sædskifter og gødningsplaner som grundlag for udvaskningsberegningerne. Data tilgængeligheden for arealanvendelsen har for perioden 1990 til 2000 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. Fra år 2000 og frem til 2008 har data været på markblokniveau, der er indhentet fra nationale landbrugsregistre, Figur 3. For de seneste år (2008-2011) har data været på markniveau og markblokniveau.

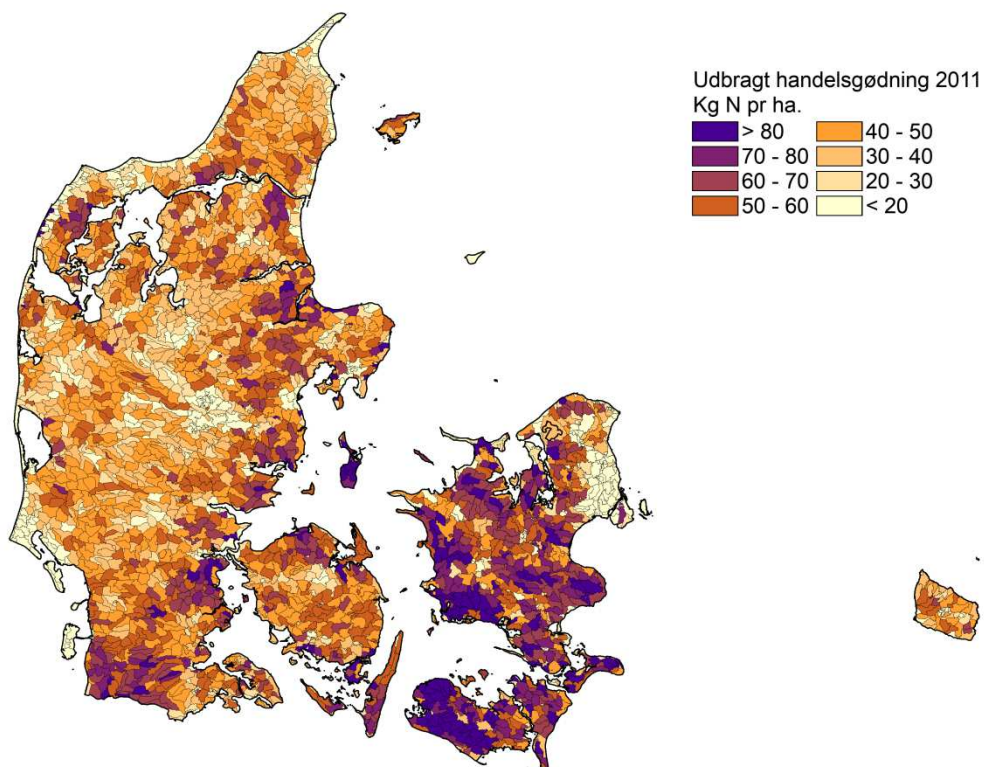


**Figur 3.** Eksempel på kortdata anvendt i modelberegningerne fra markblokke (grå, afgrænset med mørkegrå linjer), byer (gule), natur (lysegrøn), skove (mørkegrøn), veje/bebyggelse (mørkerød), ferskvand (lyseblå) og havet (mørkeblå).

De bearbejdede sognedata indgår i opstillingen af sædskifter og gødningsplaner på bedriftsniveau. For årene 1990 til 2000 følges metoden beskrevet i Børgesen og Grant (2003). Modelberegningerne for 2001 til 2011 er baseret på data fra de landsdækkende landbrugsregistre, herunder fra det Generelle LandbrugsRegister (GLR) og gødningsregnskaber fra Naturerhvervsstyrelsen (NAER). Sædskifter og gødningsplaner for 2001-2011 er opstillet ud fra metoden beskrevet i Børgesen et al. (2009). Gennemsnitlig [kg N/ha] af tilført N med gødning og ved N fiksering for hele perioden er vist i Figur 4. De årlige totale N tilførsler med gødning til det dyrkede areal er baseret på opgørelser fra Danmarks statistik, fra gødningsindberetningerne til Naturerhvervsstyrelsen, bearbejdede husdyrproduktionsdata til beregning af totale husdyrgødningsmængder (Børgesen et al., 2013). Alle anvendte N gødskningsdata er samlet i Landovervågningsrapporten (Bilag 1, Blicher-Mathiesen et al., 2013). N-fiksering (N-fix, Figur 4) er modelberegnet ud fra årlige arealanvendelser og udbytter efter principperne givet i Børgesen et al. (2009).

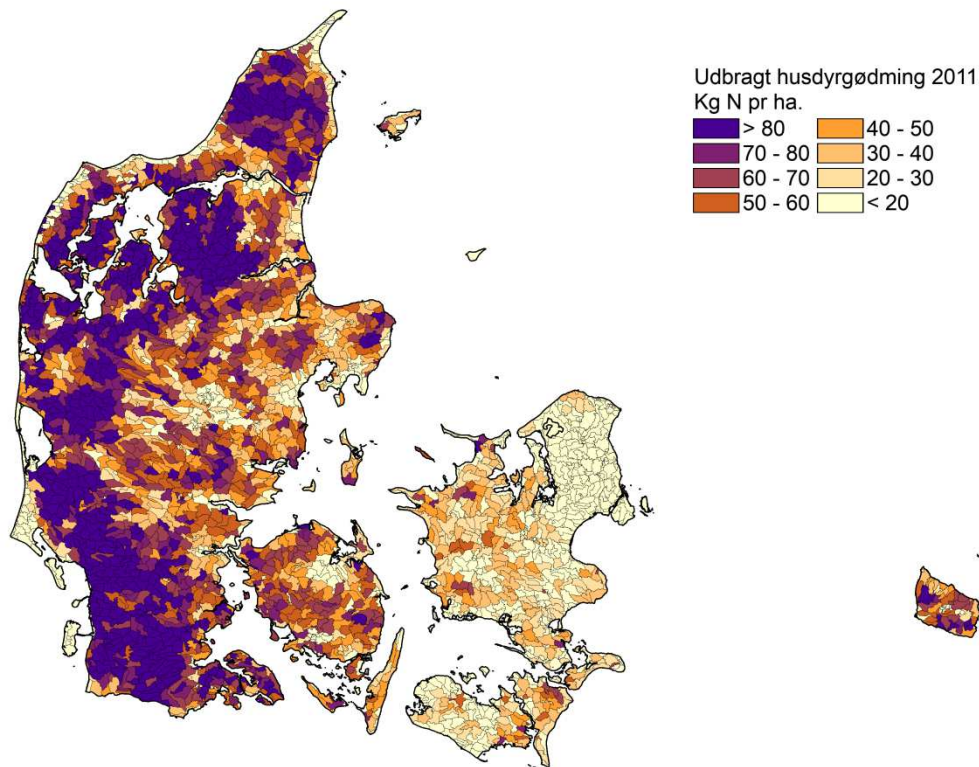


**Figur 4.** Gennemsnitlig tilførsel af kvælstof [Kg N/ha] opgjort for det dyrkede areal i Danmark for perioden 1990-2011. N tilført med handelsgødning (N-hdl), Husdyrgødning (Nhusd) og ved fiksering (N-fix). Opgørelsen baseres på dyrkningsårene /Høståret for afgrøden.



**Figur 5.** Udbragt handelsgødningsforbrug i 2011 opgjort på ID15 skala. [kg N/ha]





**Figur 6.** Udbragt husdyrgødning N i 2011 opgjort på ID15 skala. [kg N/ha]

Fordeling af husdyrgødning og handelsgødning mellem afgrøder og marker for bedrifterne er i modelberegningerne baseret på gennemsnitsbetragtninger for data fra Landovervågningsoplandene (LOOP). Et eksempel på den resulterende fordeling af husdyr- og handelsgødning for 2011 er vist i Figur 5 og Figur 6.

I perioden fra 2000 til 2011 er der indført regler for anvendelse af efterafgrøder, hvilket har betydet, at efterafgrødearealet i 2011 var på ca. 211.000 ha. Efterafgrøder har stor betydning for kvælstofudvaskningen. Markerne, hvor efterafgrøder udlægges, er ikke registreret på markniveau, men registreres sammen med gødningsregnskabet på bedriftsniveau. Det er antaget, at efterafgrøder er udlagt på marker, hvor der dyrkes korn og hvor der er en vårafgrøder i det efterfølgende år. Det samlede efterafgrødeareal på bedriftsniveau er afstemt med det efterafgrødeareal der er angivet i indberetningerne med bedriftenes årlige gødningsplaner til NaturErhvervstyrelsen.

I **trin B** er den månedlige afstrømning, som er en vigtig indgangsparameter for NLES udvaskningsberegningerne, beregnet med Daisy modellen (ver 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 for perioden.

I **trin C** er der for hver jordtype på markniveau gennemført udvaskningsberegninger med både NLES3 og NLES4. Der er anvendt data for typejorde i Danmark, som er typiske kombinationer af over og underjordstyper. Der er i hver af 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 anvendes på hverken markkortet eller markblokkortet, hvilket gør, at effekten af jordtypen ikke kan henføres til markskalaen. For ikke-landbrugsarealer er udvaskningen beregnet ved anvendelse af typetal for udvaskningen jf. Tabel 1.

**Tabel 1.** Standard værdier (Typetal) for udvaskningen fra ikke- landbrugsarealer.

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

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

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

<sup>3</sup> 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 500 m gridceller svarende til 25 ha. Resultaterne på markblokniveau og ikke landbrugsarealer er aggregeret i forhold til arealandelen indenfor det enkelte grid.

I **trin E** er de årlige gennemsnitlige udvaskningsværdier for 25 ha griddene tidligt fordelt til daglige værdier af udvaskning ved brug af Daisy modelberegninger af udvaskningen for en række typesædskifter og jordtyper. For hvert år anvendes aktuelle klimadata i modelberegningerne af perkolationen og udvaskningen. I DK-modellen anvendes kun én jordtype i hver gridcelle. Disse jordtyper (en dominerende jordtype per grid) indgår også i Daisy modellen i den tidlige disaggregering af den årlige udvaskningen til dagsværdier for udvaskningen. I tilknytning til typesædskifterne er der anvendt forskellig udbringningspraksis for specielt husdyrgødning for perioden før og efter 2000. Disaggregeringen er gennemført for hvert af de ca. 196.000 grid punkter i Danmark. Til hvert punkt er koblet daglige udvaskningsdata for en kombination af typesædskifte/anden arealanvendelse, (eksempelvis kvægsædskifte, planteavlssædskifte, permanent græs, skov, natur), én dominerende jordtype for de 25 ha (Typejord) og et klima datasæt (baseret på gridpunktets geografiske placering). Beregningen af den daglige udvaskning gennemføres ved, at Daisy års-udvaskningen (summen af dagsudvaskningerne) sættes i forhold til den gennemsnitlige udvaskning for gridcellen (Trin D). Dette forhold anvendes som kalibreringsfaktor på de daglige Daisy udvaskningsresultater, hvorved summen af de korrigerede daglige Daisy udvaskningen (Trin E) bliver den samme som den aggregerede udvaskning beregnet med NLES for gridcellen (trin D).

## 2.1.2 Vurdering af nationale udvaskningsberegninger

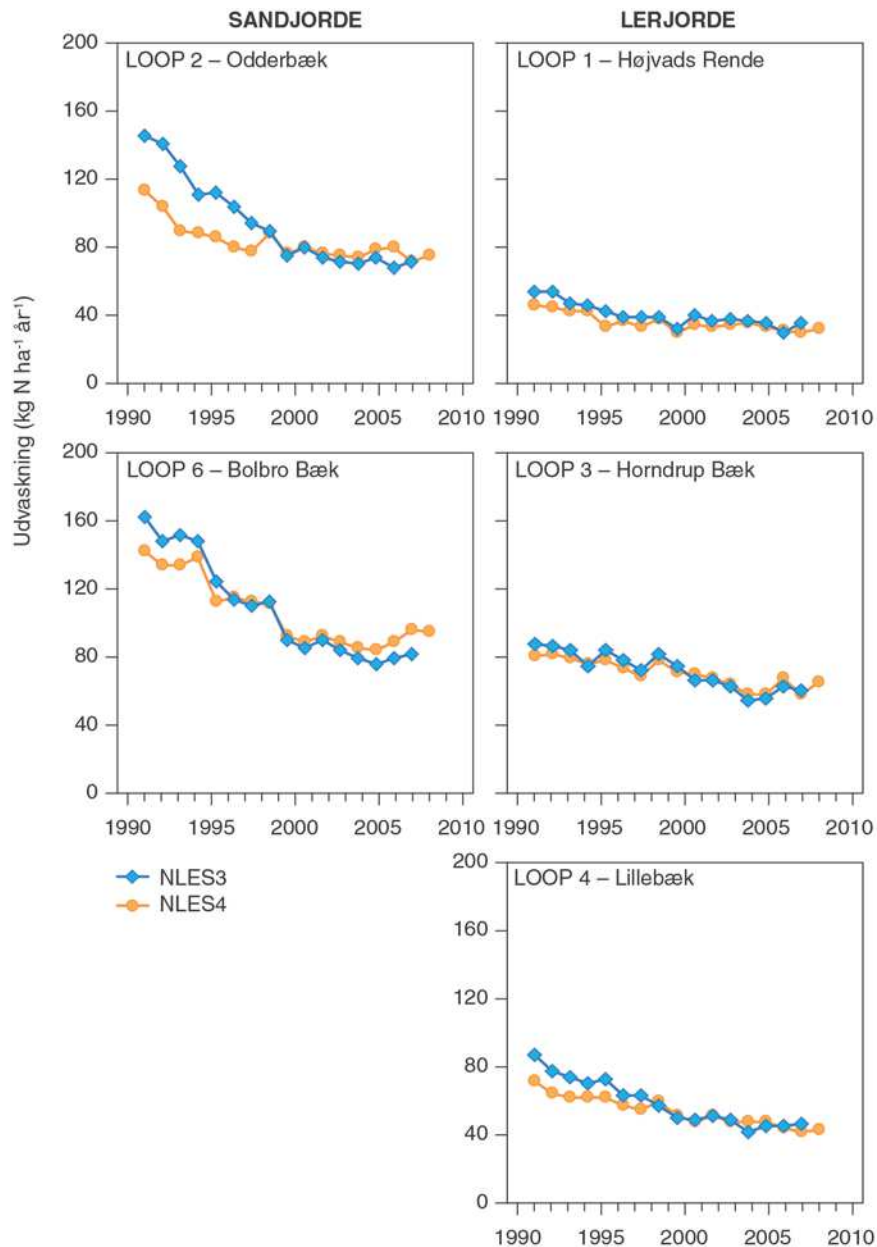
I dette afsnit gennemføres en vurdering af de landsdækkende udvaskningsberegninger ud fra data og beregninger fra Landovervågningen. I de landsdækkende beregninger findes data for forbrug af gødning og øvrig landbrugspraksis på en grovere skala end de data, der indhentes for den enkelte mark i Landovervågningen. I sammenligningen er anvendt den samme version af NLES, som i den landsdækkende udvaskningsberegning, dvs. NLES3 er anvendt i perioden frem til 2000 og NLES4 fra 2001 og frem.

Det har ikke været muligt at validere NLES på uafhængige udvaskningsmålinger, men der er gennemført en kryds-validering af NLES3, hvori modellens parametre re-estimeres ved at anvende en delmængde af observationsdataene (Larsen & Kristensen, 2007). Valideringen viste, at parameterestimererne i NLES3 var forholdsvis stabile. Usikkerheden på en enkelt observation blev beregnet til 20-40 %, men faldt til 10-30 %, når mange marker eller flere år indgår i beregningen. Der er ikke gennemført en tilsvarende validering af NLES4 modellen. Det er dog fundet, at NLES4 beregner en forholdsvis lav udvaskningsrespons på en ændring i gødningstilførsel. Modellen beregner derfor formentlig ikke et realistisk udvaskningsniveau i perioden før 1999, hvor der var et større element af overgødskning i landbruget (Grant et al., 2009; Kristensen et al., 2008).

Skiftet i gødningsudnyttelsen og de to modellers respons herpå er illustreret ved en sammenligning af beregnet nitratudvaskning opgjort med henholdsvis NLES3 og NLES4 for landovervågningsoplandene (LOOP), for årene 1991-2007, og vist i Figur 7 (Grant et al., 2009). Før 1998 er der en større forskel i udvaskning for flere af LOOP oplandene imellem de to modelversioner, hvor NLES4 beregner en generelt lavere udvaskning end NLES3, men for perioden 1999 og frem beregner de to modeller et mere ensartet udvaskningsniveau. Den gennemsnitlige udvaskning for hver af de 5 LOOP oplande er beregnet med de to modeller og er vist i Tabel 2

**Tabel 2.** Gennemsnitlig udvaskning for perioden 1999-2006 for landovervågningsoplande (LOOP) oplande som beregnet med NLES3 og NLES4.

Landovervågningsopland	NLES3 Kg N/ha	NLES4 Kg N/ha
Loop1	35.4	32.7
Loop4	47.4	47.3
Loop3	63.0	64.4
Loop2	72.8	76.5
Loop6	83.9	89.0



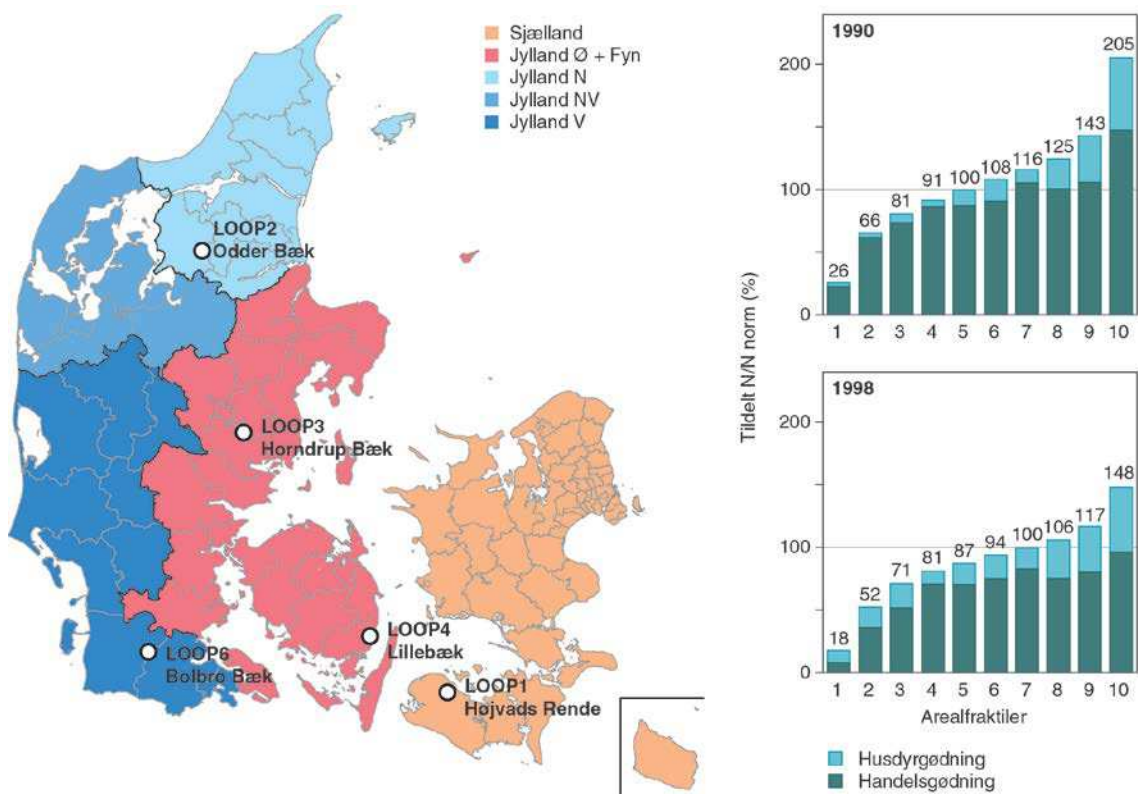
**Figur 7.** Sammenligning af modelleret kvælstofudvaskning (kg N/ha/år) med NLES3 og NLES4 fra fem landovervågningsoplande, 1991-2007. Den modellerede udvaskning er foretaget ved 'normal' klima (perkolation) for perioden.

I projektet er der foretaget en sammenligning af, hvor godt udvaskningen for de landsdækkende data rammer udvaskningen beregnet for fem landovervågningsoplande. Et landovervågningsopland svarer i størrelse til et ID15 opland. Beregningen er ikke en egentlig validering af de landsdækkende beregninger men alene en sammenligning af, hvad det betyder at anvende detaljerede data for landbrugspraksis frem for at anvende distribuerede landbrugsdata opgjort på mere grov skala.

Landovervågningen gennemføres for 6 små landbrugsdominerede oplande. Oplandene er valgt så de repræsenterer landets variation i klima, jordtyper og landbrugspraksis. For landovervågningsoplandene gennemføres hvert år et interview af landmænd om forbrug af handels- og husdyrgødning på deres marker. Desuden oplyser landmændene hvilke afgrø-

der og efterafgrøder, der vokser på hver mark og om sammensætning af bedriftens husdyrhold. Landmændene oplyser desuden hvilken jordtype, der dækker den enkelte mark. Disse data anvendes som inputdata til beregning af N udvaskning med NLES, beregningen er beskrevet i Blicher-Mathiesen et al. (2013).

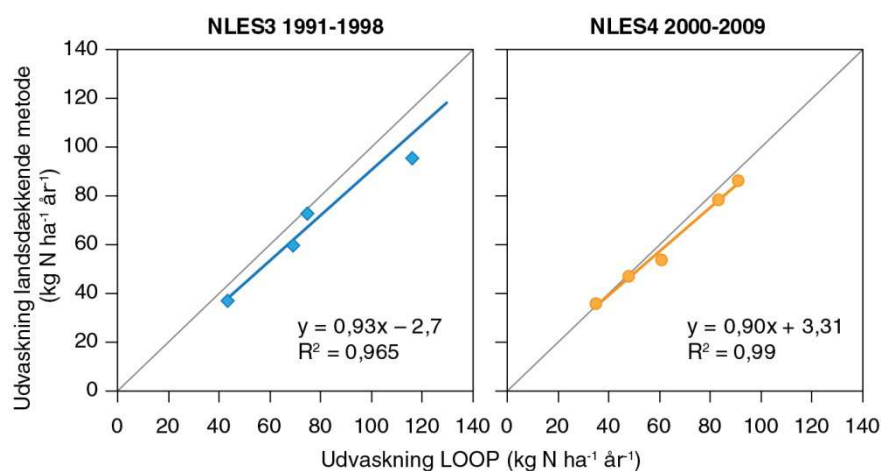
Fremgangsmetoden for de landsdækkende beregninger er beskrevet i forrige afsnit, hvor gødning fordeles gennemsnitlig til afgrøder ud fra gennemsnitlige N tildelingsfraktiler for LOOP oplandene. Tildelingsfraktilerne er baseret på en beregning af tildelt effektivt N i gødning i forhold til anbefalet gødningsnorm til hver afgrøde. Tildelingsforholdet er sorteret efter stigende forhold mellem tildelt effektivt N og anbefalet norm og herefter summeret i 10 arealfraktiler, Figur 8.



**Figur 8.** Placering af oplande der deltager i Landovervågningen (t.v.). Arealfraktiler for tildelt effektivt N-gødning ift. anbefalet gødningsnorm for landovervågningsoplandene i 1990 og 1998. Tildelt effektiv husdyrgødning (mørkegrøn) og tildelt handelsgødning (blå) (t.h.), hver arealfraktile svarer til 10 % af arealet (Grant et al., 2000).

Sammenligningen viser, at N-udvaskningen beregnet med den landsdækkende metode for landbrugspraksis er meget ens med den udvaskning, der beregnes med detaljerede landbrugsdata i landovervågningen.

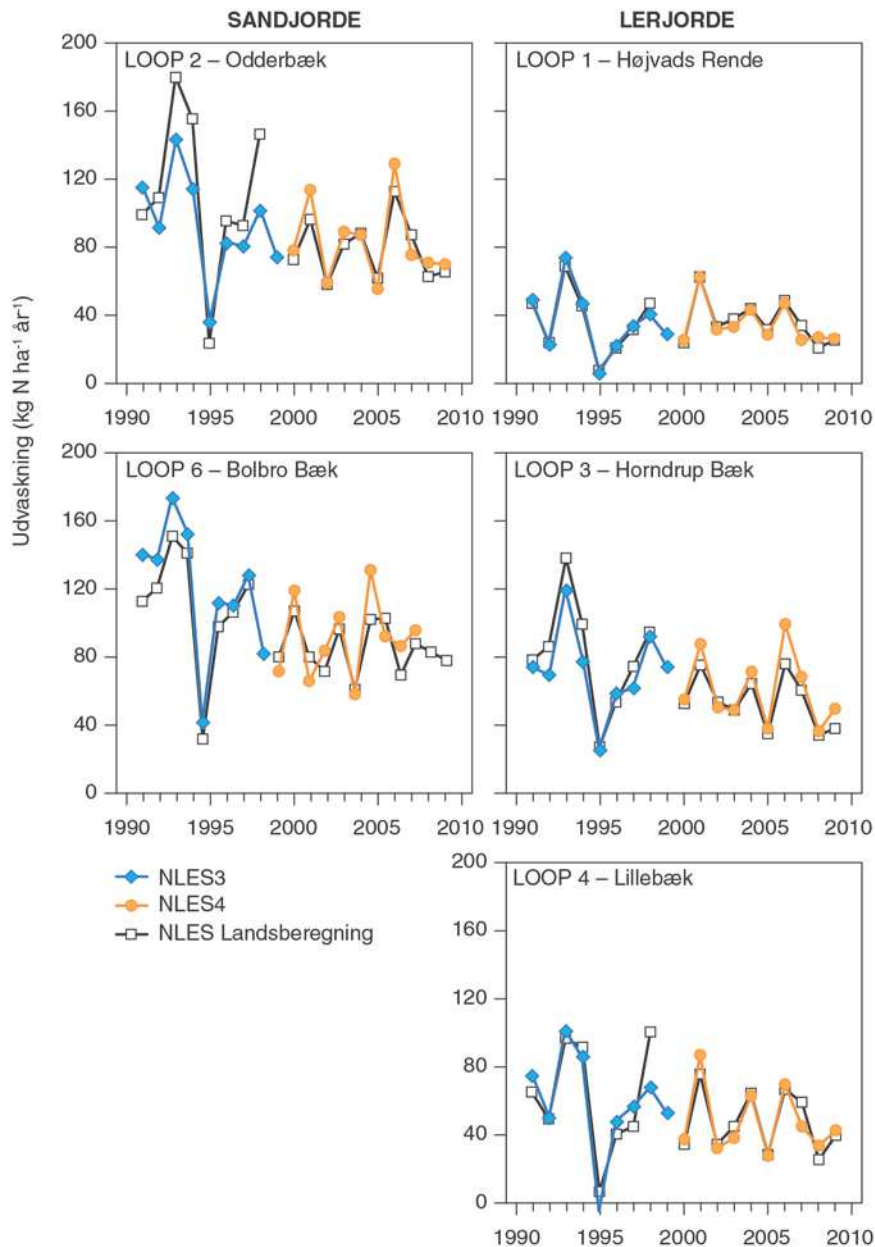
For begge perioder ser det ud til, at de landsdækkende beregninger som gennemsnit giver en lidt mindre udvaskning end beregnet med detaljerede data i landovervågningen, idet hældning for sammenligningen udgør 0,9 i begge perioder, Figur 9.



**Figur 9.** Relation mellem NLES udvaskning beregnet med detaljerede landbrugsdata fra fem LOOP oplande og NLES udvaskning beregnet ud fra landbrugsdata på sogne/amter/regioner (1991-1998) og registerdata (2000-2009). NLES modellerne anvender her aktuelt klima (perkolation) for hvert år, men er summeret som et gennem snit for de viste perioder.

Vises data for de enkelte år er der lidt større forskel i mellem oplandene. Figur 10. I lerjordsoplandene er udvaskningsniveauet meget ens for to af oplandene, mens udvaskningen er lidt mindre i den landsdækkende metode end med LOOP data for Højvads Rende, LOOP 1. For det ene sandjordsopland er der god overensstemmelse af udvaskningsniveauet, mens udvaskningen er noget mindre med den landsdækkende metode end med LOOP data for Bolbro Bæk, LOOP 6, i den tidlige periode 1991-1998.

Størst afvigelse findes i perioden 1990-1998 for de to sandjordsopland, henholdsvis LOOP 2 i Himmerland og LOOP 6 i Sønderjylland. Hvorvidt underestimeringen er generel er svært at afgøre med en test på kun fem landovervågningsoplande. Usikkerhedsniveauet ligger indenfor det forventelige med de to detaljeringsniveauer for landbrugsdata.



**Figur 10.** Sammenligning af NLES beregnet udvaskning med detaljerede data for gødningsforbrug af afgrødedække i LOOP og landsdækkende beregning for hver Landovervågningsopland og for hvert år i perioden 1991-2009. Beregningen er gennemført med aktuell perkolation for de enkelte hydrologiske år.

## 2.2 Grundvand

Grundvandets transportveje og hastigheder simuleres med MIKE SHE's partikelbane modul, hvor "partikler" flyttes advektivt med grundvandets bevægelse fra grundvandspejlet gennem DK-modellen til randen i form af boringer, vandløbsbunde eller hav/fjorde. Grundvandets strømningsveje i modellen er bestemt ud fra parametriseringen af den geologiske model, en parametrisering som er kalibreret mod observationer af trykniveauet i grundvandet (grundvandspotentiallet) udtrukket fra boringsdatabasen Jupiter og vandløbsafstrømningsdata fra overfladevandsdatabasen ODA. Grundvandets strømningshastighed er af-

hængig af porøsiteten for de enkelte enheder i den geologiske model, dvs. den del af jordvolumen hvori strømningen kan foregå. Porøsiteter ikke kan bestemmes på baggrund af trykniveauer og afstrømningsdata, og porøsiteten har derfor været inkluderet som en del af kalibreringen af det samlede model kompleks.

Partikelbanesimuleringen foretages ved at 100 partikler pr. beregningscelle tilføres initialt til modellens øverste beregningslag med uniform fordeling af partikler indenfor den vandmættede del af den enkelte celle. Partiklerne tilføres én gang under beregningen og 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 tidsskridt for en 20 års periode, som herefter gentages, således at den samlede transporttid er ca. 50 år. Herved sikres at så godt som alle partikler initialt tilført modellen er enten samlet op i et dræn, vandløbsbund, boring eller anden randbetingungelse eller er endt under redoxgrænsen.

Omsætningen af kvælstof i grundvandet antages at ske ved overgangen mellem oxiderede og reducerede forhold. Grænsen for denne overgang i grundvandszonen er tolket i syv forskellige dybdeintervaller fordelt i et 500 m grid dækkende hele landet. Den absolutte placering af redoxgrænsen indenfor de enkelte dybde intervaller er fastlagt under modelkalibreringen. Ud fra simuleringer af transportveje, transporthastigheder og placering af redoxgrænsen, kan der for hver celle beregnes en transporttidsfordeling fra rodzonen til dræn og vandløb/søer for ikke reducerede partikler (partikler som ikke strømmer under redoxgrænsen). Tilsvarende kan den celle specifikke potentielle reduktion beregnes, som er den andel af partikler, der tilføres en celle og som når under redoxgrænsen, set i forhold til det samlede tilførte antal partikler. For hver partikel er der desuden gemt start og slut placering, information om hvorvidt partiklen har været under redoxgrænsen eller ej, samt transporttid fra start til slut.

Den celle specifikke reduktion og transporttidsfordeling er sensitiv i forhold til hvor mange og hvor tit partiklerne tilføres modelsystemet samt længden af tidsskridt, hvormed strømningsbilledet ændrer sig under partikelbanesimuleringerne. Test af længere tidsskridt end 24 timer har vist sig at kunne påvirke såvel transporttidsfordelingen som reduktionen på ID15 skala. Tidsskridtet har kun mindre betydning ved overgang fra døgn til uge tidsskridt, men med større betydning ved skift fra uge til måneds- og årsniveau. Den initiale placering af partikler har primært betydning for beregningen af transporttidsfordelingen, des flere partikler der tilføres pr. tidsskridt og pr. celle des mere stabil bliver løsningen. I projektet er det valgt at placere 100 partikler pr. celle initialt, hvilket svarer til den praktisk mulige øvre grænse for et håndterbart antal partikler i modellen. Dette giver en meget stabil løsning ift. det rumlige, men en mindre stabil løsning ift. det tidslige moment. Ved at placere alle 100 partikler initialt fås således en tilnærmet "sand" løsning under antagelse af at transportveje og transporthastigheder er uafhængige af det faktiske tidspunkt for udvaskningen af kvælstof fra rodzonen.

Test med modellen for placering af initialt ift. placering fordelt over flere tidsskridt i den anvendte 21 årige periode viser, at modellen er noget følsom overfor hvilket år der anvendes som start for partikelbanesimuleringen. Derimod er placeringen af partikler ikke så følsom overfor den valgte måned, mens uge/dag ikke synes at have yderligere indvirkning på



hverken reduktionsberegninger eller transporttidsfordeling. I modelkørslerne er det valgt at anvende 1991 som start år, da nettonedbøren i 1991 ligger meget tæt på middelværdien for simuleringsperioden 1991-2010. I år med væsentlige afvigelser fra middelværdien som 1996 (lav nettonedbør) eller 1994 (høj nettonedbør) afviger modellens resultater potentielt i forhold til en model, hvor der anvendes årsgennemsnitlig partikelinitialisering, primært ift. timingen og sekundært massen af kvælstof, der udvaskes til overfladevandssystemet.

Samlet set vurderes det, at den initiale placering af 100 partikler giver en robust gennemsnitsvurdering af transporttidsfordelingen i det omfang, at nettonedbøren ikke afviger væsentligt fra det år hvor modellens partikler initialiseres.

## 2.3 Overfladevand

### 2.3.1 Kvælstof retention i vandløb

Der er ingen brugbare modeller udledt på danske målinger omkring kvælstof retentionen i danske vandløb. Efter en gennemgang af den internationale litteratur er det valgt at anvende en relativ simpel model (Seitzinger et al., 2002):

$$R = S1 \left( \frac{D}{T} \right)^{S2} \quad \text{Ligning 1}$$

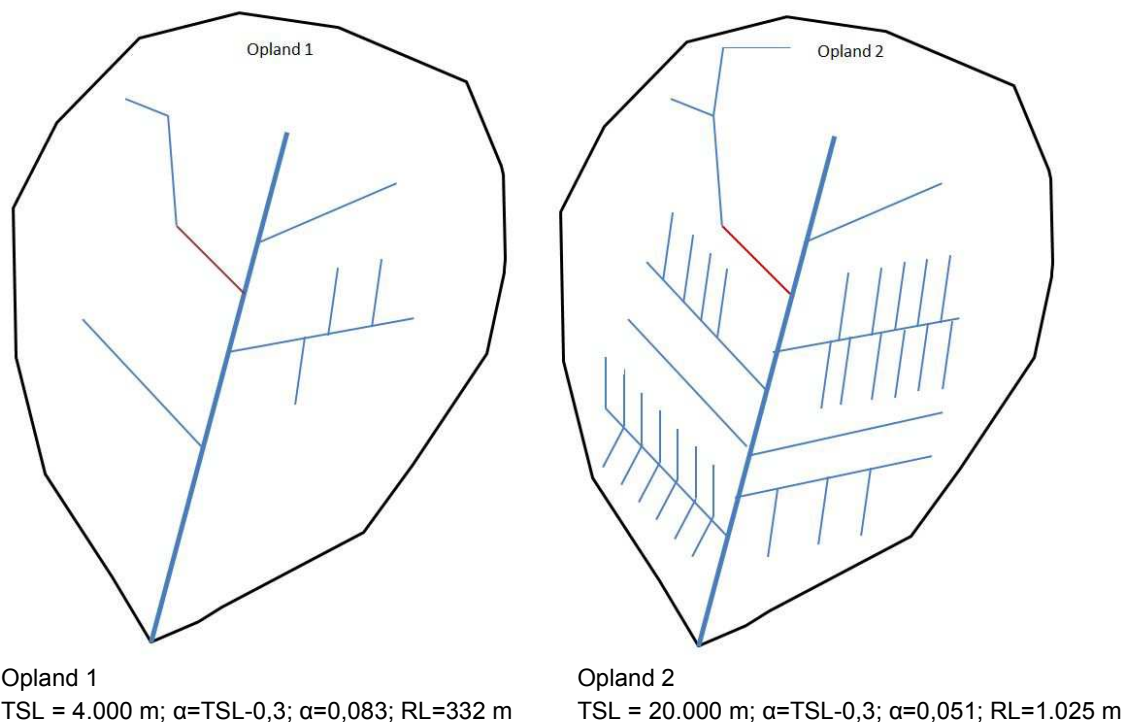
hvor R er den månedlige relative (%) fjernelse af total kvælstof i et vandløb i forhold til det kvælstof, der er tilledt vandløbet. D er vandløbs-dybden i meter. T er 'Time of Travel' med enheden år, idet T er defineret som den gennemsnitlige vandløbslængde (RL), som en partikel strømmer gennem fra den kommer ud i vandløbet indtil den forlader ID15-oplandet, divideret med strømhastigheden v (m/år). Altså:  $T = RL \text{ (meter)} / \text{strømhastighed (m/år)}$ .

Den gennemsnitlige vandløbslængde, der gennemstrømmes i et givet opland (RL), er defineret som  $RL = \alpha * TSL$ , hvor TSL er den totale vandløbslængde, og  $\alpha$  (travel length ratio) er bestemt af udtrykket

$$\alpha = TSL^{-\beta}, \quad \text{Ligning 2}$$

hvor  $\beta$  er en kalibreringsparameter.

Den gennemsnitlige vandløbslængde, som en vanddråbe gennemsnitlig vil gennemstrømme indenfor et ID15 opland, afhænger vandløbsnetværkets topologi. En fordobling af den samlede vandløbslængde vil ikke nødvendigvis betyde en fordobling af den gennemsnitlige vandløbslængde. Dette er illustreret i Figur 11, som viser et eksempel på to ID15 oplande med forskellig samlet vandløbslængde. Den beregnede gennemstrømningslængde (RL, 'Reach length') søger at tage højde for ovenstående forhold. Således beregnes en RL på 332 meter i opland 1 ud fra en samlet total vandløbslængde (TSL) på 4000 meter. For opland 2 - med en samlet vandløbslængde på 20.000 - meter beregnes en gennemstrømningslængde på 1.025 meter.



**Figur 11.** Skitse der viser to ID15 oplande med forskellige totale længder af interne vandløb.

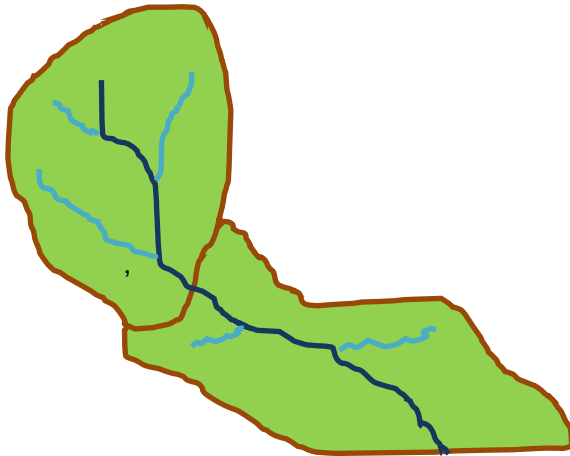
### Vandløbstyper

Vandløbene er i modellen opdelt i to principielt forskellige typer: Dels 'interne vandløb', som er den del af vandløbsnetværket i et givet delopland (ID15), der alene afvander til et hovedvandløb i det selvsamme ID15. Hovedvandløbsnetværket er derfor den anden type af vandløb. Hovedvandløbet forbinder de enkelte ID15 på vandets (og kvælstoffets) vej mod kystvandene. Vandløbstyperne er illustreret i Figur 12.

Vandløbene, der udgør 'interne vandløb', er fordelt på 3 størrelsesklasser (efter tilgængelig information om bredde, se data afsnit 3.5).

For vandløbstypen 0-2,5 m, er der lavet en opdeling, baseret på tæthed ( $> 1,7$  km vandløb pr. km<sup>2</sup>, der er landsgennemsnittet) og overfladegeologi ( $> 50$  % sand i ID15 opland). Opdelingen er foretaget, fordi der, dels via arbejdet med modellen og dels fra andre forskningsresultater, er indikationer på, at nedbrydningen i små grøftede kanaler underestimeres ved anvendelse af de samme parameterværdier, som er gældende for vandløbene generelt. Denne type vandløb er som oftest kanalagtige, vandfyldte og med længere vandopholdstid, hvilket kan betinge en forøget N-retention.

De parameterværdier, der er anvendt i ligning 1 for kategorier af interne vandløb samt de anvendte værdier for hovedvandløb er anført i Tabel 3.



**Figur 12.** Skitse, der repræsenterer hovedvandløb, der binder vandafstrømningen mellem 2 deloplande (ID15) sammen (mørkeblå) og småvandløb (interne vandløb (IV) der alene udleder vand inden for et delopland (lyseblåt).

**Tabel 3.** Parameterværdier for 'interne vandløb' (IV og IVx) og hovedvandløb. IVx er små vandløb i sandede oplande med vandløbstæthed  $>1,7 \text{ km/km}^2$  opland

Vandløbs- type	Bredde (m)	Dybde (m)		Hastighed ( $\text{m s}^{-1}$ )		$\beta$	$\alpha$	S1	S2
		Vinter	Sommer	Vinter	Sommer				
IV 0-2,5 m	1,23	0,21	0,17	0,22	0,18	-0,3		74,61	-0,33
IV x 0-2,5 m	1,23	0,21	0,17	0,01	0,01	-0,3		74,61	-0,33
IV 2,5-12 m	5,5	0,54	0,44	0,37	0,3	-0,27		74,61	-0,33
IV 12+ m	16,6	1,2	1,1	0,48	0,35	-0,1		74,61	-0,33
Hovedvandløb	16,6	1,2	1,1	0,48	0,35		0,3	74,61	-0,42

For yderligere dokumentation se Bilag 2.3.1.

### 2.3.2 Retention i 'små søer'

For en række mindre søer, der vurderes at have vand- og kvælstofafstrømning til nedstrøms vandområder, er der beregnet en månedlig kvælstofretention. Der foreligger ingen målinger af hverken kvælstoftilførsel eller kvælstofretention i disse søer, og derfor er retentionen estimeret ud fra en række antagelser, der er mere detaljeret beskrevet i Bilag 2.3.2. Princippet er at tildele en gennemsnitlig arealspecifik kvælstofretention til søerne fordelt på 6 kategorier, Tabel 4. Denne årlige rate er justeret hvert år med en indekseret N retention, udledt fra massebalancer for de målte søer i det nationale overvågningsprogram NOVANA (1990-2010). Den månedlige retention er herefter beregnet ud fra den relative fordeling af ferskvandsafstrømningen hvert år, Bilag 2.3.2.

**Tabel 4.** Antaget gennemsnitlig kvælstofretention pr. ha søareal i små søer med afløb fordelt på 6 typer af kategorier (sandede og lerede oplande med forskellig dyrkningsgrad)

Søkategori	N-retention i små søer (kg N/ha søareal år)
Søer i områder med lerjord	
Dyrket areal > 60 %	400
Dyrket areal 30-60 %	170
Dyrket areal < 30 %	80
Søer i områder med sandjord	
Dyrket areal > 60 %	300
Dyrket areal 30-60 %	125
Dyrket areal < 30 %	60

### 2.3.3 Retention i 'store søer'

Omkring 1000 specifikke søer er blevet målsat i Vandplanerne. Disse søer er – i relation til kvælstofmodellen – defineret som 'store søer', om end også en del ganske små søer er inkluderet. I samarbejde med medarbejdere fra Naturstyrelsen m.fl. blev det vurderet, at 612 af disse søer havde et egentligt afløb. Alene disse søer indgår i en specifik modellering af N-retention i kvælstofmodellen.

Kun for en meget lille del af disse søer foreligger der brugbare vand- og kvælstofbalancer baseret på målinger i tilløb og afløb. For hurtigt gennemstrømmede søer med en vandopholdstid på mindre end et år er der tidligere, på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram, udledt en empirisk model til estimering af månedlig kvælstofretention og kvælstofkoncentration i søerne (Windolf et al., 1996).

Denne model er valgt for de typisk lavvandede søer med en vandopholdstid ( $T_{w\_år}$ ) mindre end 1 år. For søer med længere vandopholdstid er udledt en anden empirisk månedsmodel på baggrund af data fra 5 søer fra det nationale overvågningsprogram. Principielt er modeltilgangen for de to kategorier af søer ens og den er kort beskrevet nedenstående.

Generel model for total kvælstofretention og –søkoncentration:

$$N_{sø(t+1)} = (1 - FN_{ret}) * (N_{sø(t)} + N_{tilført(t)}) / (Søvolumen + Q_{tilførsel(t)}) \quad \text{Ligning 3}$$

hvor

$N_{sø(t+1)}$  er koncentrationen af N i søen starten af måned (t+1)

$FN_{ret}$  er den relative månedlige N retention i måned t

$N_{sø(t)}$  er mængden af N i søen ved starten af måned t

$N_{tilført(t)}$  er tilførslen af N til søen i måned (t)

$Q_{tilførsel(t+1)}$  er vandtilførslen i måned (t+1)

Beregningerne gennemføres iterativt for hver måned. Ud fra modellerede koncentrationer af N ved månedsslut beregnes startmængden af N i søen den følgende måned ved multiplikation af søvolumen (antages konstant) og den modellerede søkoncentration.

Ud fra tilvejebragte informationer om søarealer, sødybder og modelleret vandgennemstrømning bestemmes den gennemsnitlige vandopholdstid i alle de store søer, og søerne deles i de to kategorier.

Efter initialisering af hver sø's startkoncentration af N (for 1990) modelberegnes herefter månedlige retentioner og søkoncentrationer for hver kategori.

**Søer med vandopholdstid  $T_{w\_år} < 1$  år:** (efter Windolf et al., 1996):

$$FN_{ret} = \text{Alfa} * \text{Theta}^{(T-20)}, \quad \text{Ligning 4}$$

Hvor

$$\text{Alfa} = 0,455 (+/- 0,074 \text{ C.L.})$$

$$\text{Theta} = 1,087 (+/- 0,014 \text{ C.L.})$$

T er månedlig vandtemperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ) i søen udledt efter empirisk relation fra overvågningsprogrammets søer, der kobler lufttemperatur ( $T_{luft}$ ) og vandtemperatur i sø (T):

$$T = 1,517 + 0,3034 * (T_{luft}) + 0,1909 * (T_{luft\_M-1}) + 0,6347 * (T_{luft}) * \text{Sin}(\text{PI} * \text{måned}(1-12) / 13,0)$$

Hvor ( $T_{luft\_M-1}$ ) er lufttemperaturen den foregående måned.

**Søer med vandopholdstid  $T_{w\_år} > 1$  år:**

$$FN_{ret} = 0,01 * (K * M_{05} - T_{luft}) \quad \text{Ligning 5}$$

Hvor

$$K = 6,117$$

$T_{luft}$  er lufttemperaturen

$M_{05}$  er månedsspecifikke værdier (Januar... December):

(1,2,3,4,5,6,6,5,4,3,2,1)

De anvendte modeller for kvælstofretentionen er således simple empiriske modeller, og der er en række forhold, hvis betydning ikke kan simuleres med de valgte modeller. I modellerne er der ikke skelnet mellem formen af det kvælstof, der tilføres søerne, og som indgår i retentionsberegningen. Modellerne er primært udledt på 1. ordens søer, hvor størstedelen af det tilladte kvælstof udgøres af let omsætteligt nitrat-kvælstof. For søer, hvor tilførslen i større grad udgøres af mindre let omsætteligt organisk kvælstof, vil de anvendte delmodeller sandsynligvis overestimere kvælstofretentionen. Sådanne søer er f.eks. de mange søer i Gudenåoplandet, hvor der i oplandet er mange søer, der afleder en væsentlig del af kvælstof som organisk kvælstof.

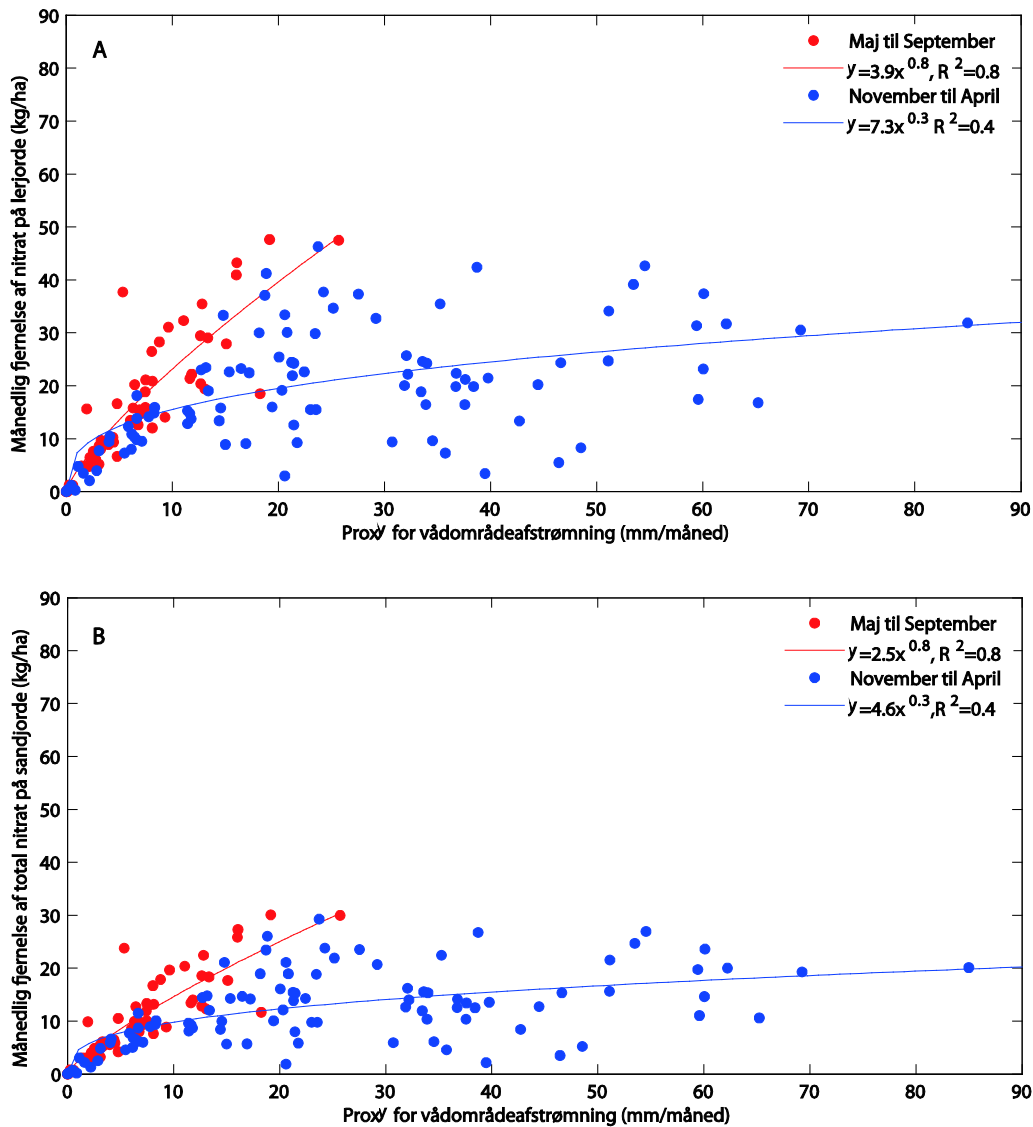
Ligeledes tager modellerne heller ikke højde for de variationer i kvælstofretentionen, der kan være i forbindelse med ændringer i de økologiske forhold i søerne. Det er f.eks. veldokumenteret at lavvandede søer, hvor der etableres en udbredt undervandsvegetation mm., typisk har en forøget omsætning af det tilladte kvælstof.

Endelig er den anvendte model for søer med lang opholdstid udviklet på kun 5 søer, og det er vanskeligt at etablere sikre generelle modeller for retentionen for sådanne søer.

### 2.3.4 Retention i vådområder

Det var et mål i projektet at udvikle en simpel empirisk model for kvælstoffjernelse i reetablerede vådområder. Fastlæggelsen af den empiriske model er sket dels på baggrund af data for kvælstoffjernelse i et reetableret vådområde i Storå på Fyn og dels på baggrund af fjernelsesrater observeret i en række reetablerede vådområder i Danmark, (beskrevet i Hoffmann et al., 2006). Der er udviklet modeller for sandede og lerede områder, hvor omsætningen er årstidsafhængig og varierer med afstrømningen i vådområdet, Figur 13. Ved en given vådområdeafstrømning beregner modellerne således en større kvælstoffjernelse i sommerhalvåret end i vinterhalvåret (temperatureffekt). Modelkomplekset omfatter også udvikling af relation mellem oplandsafstrømning og vådområdeafstrømning, således at vådområde afstrømning kan estimeres ud fra det pågældende oplands generelle vandafstrømning. Modellerne er alene udviklet på baggrund af data for vådområde Storå på Fyn og generelle erfaringstal, dvs. sæsonopdelingen (maj-september og november-april) er baseret på analyser fra Storå. Udvikling af en model for såvel lerede og sandede områder er ligeledes baseret på Storå data, hvor de observerede fjernelsesraterne er korrigeret, så der opnås gennemsnitlige fjernelsesrate på hhv. 190 kg N/ha, svarende til erfaringstal for lerede arealer, og 120 kg N/ha, der er erfaringstal for sandede områder. Der er ikke sket en generel validering (eller evt. forbedring) på baggrund af målte data fra øvrige reetablerede vådområder. Dog er delmodellen testet på et enkelt etableret vådområde ved Lyngbygård Å, Bilag 2.3.4. Delmodellen for årlig N-retention har her en forklaringsgrad ( $r^2$ ) på 0.6.

De udviklede empiriske modeller er nærmere beskrevet og dokumenteret i Bilag 2.3.4.



**Figur 13.** Modeller, der beskriver N-retention af N i kg/ha som funktion af vådområdeafstrømningen for lerede jorde (A) og sandede jorde (B). Data stammer fra Storå på Fyn, men er korrigeret i forhold til erfaringstal for gennemsnitlig N fjernelse i vådområder placeret i hhv. lerede og sandede områder.

### 2.3.5 Udledning til vandløb af organisk N

Den samlede tilførsel af kvælstof fra diffuse kilder til vandløb udgøres overvejende af opløst uorganisk N (især i form af nitrat-N). En vis del tilføres dog også som organisk bundet opløst eller partikulært kvælstof (total organisk N: TON). Organisk kvælstof tilføres fra diffuse terrestriske kilder ved erosion af jordpartikler (jorderosion og brinkerosion), tilførsel af jordpartikler og opløste organiske humusforbindelser med drænvand og grundvand og som nedfald af friskt og dødt plantemateriale, f.eks. i form af blade fra træer. Herudover dannes der organisk kvælstof i ferskvand ved optag af uorganisk kvælstof under alger og planters vækst.

Der har ikke foreligget brugbare nationale modeller til estimering af denne udledning af TON. Derfor blev der i nærværende projekt udviklet en empirisk model herfor udledt på baggrund af målte data fra 56 små vandløb (1990-2010; oplandsareal < 30 km<sup>2</sup>). De benyttede måledata omfatter ikke direkte målinger af organisk N, men TON er estimeret ud fra vandføringsvægtede månedlige og årlige koncentrationer af Total N, NH<sub>4</sub>-N og (NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub>-N). Altså TON = Total N – (NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>3</sub>-N + NO<sub>2</sub>-N). Det er vurderet, at kun de årlige værdier af TON beregnet ved denne 'differens-metode' har en acceptabel præcision.

I modellen, der er nærmere dokumenteret i Bilag 2.3.5, indgår andel af grovsandet jord (J1) i de øverste 20 cm af jorden, oplandets hældningsgrad (SLOPE) samt den årlige nedbørsmængde (Nedb). Den udledte statistiske model for vandføringsvægtet koncentration af organisk N (TON) har en forklaringsgrad på  $r^2 = 0,20$ :

$$\text{TON (mg/l)} = \exp(0,00023 \cdot \text{Nedb} - 0,445 - 0,0088 \cdot \text{J1} - 0,0228 \cdot \text{SLOPE}) \cdot \exp(0,213/2).$$

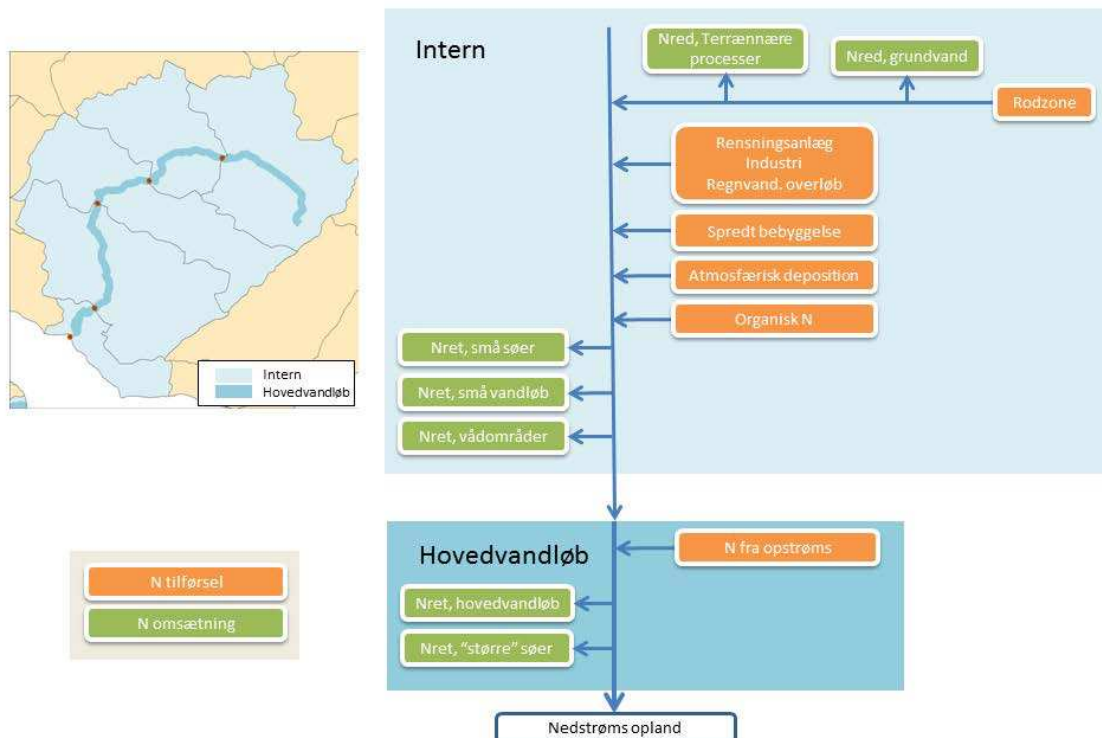
De fundne koncentrationer varierer mellem 0,08-2,54 mg TON/l med et gennemsnit på 0,74 mg TON/l. Modellen kan i enkelte tilfælde beregne høje koncentrationer med den anførte ligning. Ud fra fordeling af de målte værdier er det valgt i modellen at indlægge en øvre grænse på 2 mg TON/l.

Der henvises til Bilag 2.3.5 for en uddybende dokumentation af delmodellen. Her kan også findes vurderinger af modellens usikkerhed.

## 2.4 Kobling af national model

Delmodellerne beskrevet i de ovenstående afsnit kobles til en samlet oplandsmodel, hvor koblingen sker på deloplandsniveau. Til dette formål er der etableret et polygontema, der afgrænser topografiske oplande til delvandsløbsstrækninger, som nærmere beskrevet i afsnit 3.1. Deloplandene har en middel størrelse på omkring 1500 ha (benævnes ID15 oplande) og udgør beregningsenhederne i modellen. Indenfor hvert ID15 opland beregnes den samlede kvælstof tilførsel og fjernelse i hhv. grundvandszonen og overfladevandssystemet, samt en transport ned igennem overfladevandssystemet til kysten. Figur 14 viser flow diagrammet for beregningerne indenfor et ID15, der er yderligere beskrevet i nedenstående afsnit.





**Figur 14.** Diagram der illustrerer beregning af tilførsel og reduktion af kvælstof indenfor et ID15 opland

### 2.4.1 Transport og omsætning i grundvand

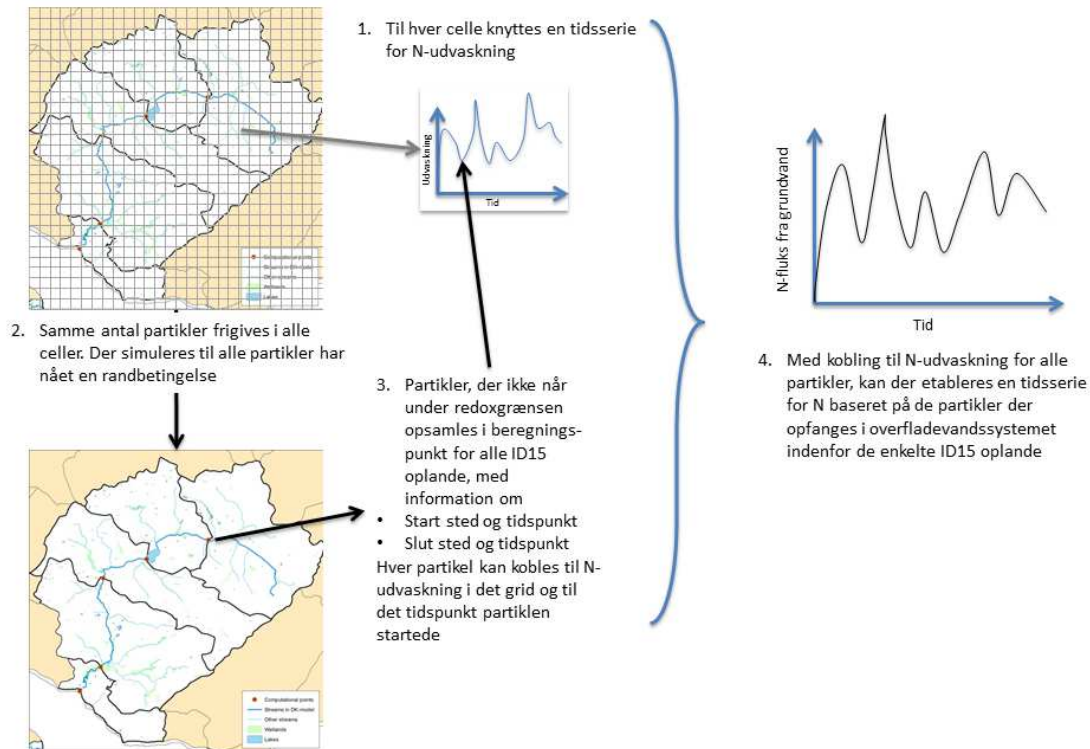
Transporten fra rodzonen til overfladevandssystemet beregnes ved at kombinere udvaskningsberegningerne med partikelbanesimuleringen foretaget med DK-modellen, Figur 15. Udvasningen er aggregeret til DK-modellens grid, som beskrevet i afsnit 2.1, så der er etableret en tidsserie for N-udvaskningen ud af rodzonen for alle gridceller. Denne udvaskning konverteres til partikler ved en ligelig fordeling af den udvaskede masse mellem de partikler, der initialt er placeret i gridet, dvs. 100 partikler.

For hvert ID15 opland opgøres alle partikler, der når frem til vandløbstrækningen indenfor oplandet, og som ikke er reduceret undervejs, dvs. partikler der ikke har været under re-doxgrænsen. Hver partikel bærer informationer om startplaceringen og det er derved muligt, at bestemme hvilket gridcelle partiklen stammer fra. Da partiklerne endvidere har informationer om deres transporttid, dvs. hvor længe partiklen har været undervejs fra udvaskningen fra rodzonen, kan hver partikel kobles til den korrekte placering og tid og derved tilknyttes den korrekte N-masse, der udvaskes af rodzonen, som er 1/100 del af den samlede N-udvaskning for det pågældende tidspunkt i det pågældende grid.

Ved den anvendte metode til beregning af partikelbanerne er det antaget, at partiklernes transportveje og -tider er uafhængig af det faktiske tidspunkt for udvaskningen, (se afsnit 2.2). Betydningen heraf er, at en partikel, der infiltrerer fra et givent grid, altid vil ende op det samme sted, f.eks. til et vandløb indenfor det samme ID15 opland, og den vil altid være den samme tid om at nå dertil. Herved kan fluksen fra grundvandet estimeres til et vilkårligt tidspunkt, ved for samtlige partikler, der ender op i vandløbet, at regne baglæns mht. hvor

den startede og til hvilket tidspunkt og derved hvilken kvælstofmasse der er tilknyttet partiklen. Dette gennemføres for alle tidsskridt i perioden, og der etableres således en samlet tidsserie for fluksen af kvælstof, der ledes til ID15 oplandet via grundvandet.

Med den anvendte metode tages der hensyn til, at partiklerne kan strømme på tværs af ID15 oplandsgrænserne, dvs. kvælstof der udvaskes inden indenfor ét ID15 opland kan strømme til et vandløb i et andet ID15 opland.



**Figur 15.** Diagram for kombination af beregnet udvaskning fra rodzonen og partikelbanesimulering til etablering af tidsserie for N-fluksen stammende fra rodzonen, der når frem til et ID15 opland.

På grund af transporttiden mellem rodzonen til overfladevandssystemet, vil der være en forsinkelse fra kvælstoffet udvaskes til det når frem til overfladevandet. Denne forsinkelse vil generelt være fra uger til få år, men kan enkelte steder være væsentlig længere. Kvælstof der kommer frem til overfladevandet i starten af 1990'erne kan således være udvasket i løbet af 80'erne. Da udvaskningen af kvælstof fra rodzonen først er beregnet fra 1990, er der således behov for et estimat af udvaskningen, der ligger før den beregnede periode. Udvasningen på landsplan er af Børgesen og Heidmann (2002) fundet at være større i den sidste del af 1980'erne i forhold til begyndelsen af 1990'erne, og det er derfor valgt at anvende en skaleringsfaktor for estimat af udvaskningen før 1990. Dette er gennemført ved, at partikler, der er infiltreret før 1990, får tildelt en masse svarende til middel af den beregnede udvaskning for perioden 1990-1994 plus 10 %.

I modellen er de dominerende kvælstoftransporter og omsætningsveje beskrevet ved hhv. beregningerne for grundvand og overfladevand. På lokal skala vil der imidlertid eksistere forhold, der kan være betydende for kvælstof retentionen, men som ikke er direkte beskrevet i modellen. Dette skyldes enten: 1) manglende vidensniveau mht. beskrivelse af hvordan de lokale forhold påvirker omsætningen, 2) manglende data, eller 3) manglende mulighed for at opløse de lokale forhold i modellen pga. den anvendte skala. I modellen er der derfor indbygget en empirisk beskrivelse, der samlet beskriver denne omsætning af kvælstof ved "terrænnære" processer. Metodisk sker denne omsætningen i interfacet mellem grundvandet og overfladevandet, hvor der anvendes en procentuel omsætning af kvælstof, der strømmer til ID15 oplande via grundvandet. Der tilknyttes en unik retentionsprocent for denne omsætning til alle de ID15 oplande, hvor de fysiske forhold indenfor oplandet betinger at retentionsprocessen forventes at foregå, (se kapitel 4).

## 2.4.2 Transport og retention i overfladevand

Det kvælstof, der udvaskes fra rodzonen og som ikke omsættes i grundvandet eller ved de terrænnære processer ledes til overfladevandssystemet. Herefter sker der en yderligere tilførsel af kvælstof fra:

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

Som beskrevet i afsnit 2.3.1 opdeles retention i overfladevandssystemet i to komponenter, 1) intern omsætning og 2) omsætning i hovedvandløb, Figur 14. Forskellen på de to typer omsætning er, at den interne omsætning kun sker for den del af kvælstoffet, der udledes til det enkelte ID15 opland, via grundvandet eller de kilder, som udleder til overfladevandssystemet, mens omsætningen i hovedvandløbet både reagerer på det, der ledes til det aktuelle ID15 opland, samt det, der strømmer til det pågældende ID15 fra andre opstrøms oplande.

Med modellens skala er det ikke muligt at opløse alle overfladevandskomponenterne rumligt. I forhold til beregningen af vandstrømningen er større vandløb repræsenteret direkte i DK-modellen, mens afstrømningen i små vandløb og grøfter er repræsenteret ved en drænstrømning, der afvander til det nærmeste større vandløb. Ved den seneste opdatering af DK-modellen (Højberg et al., 2015a), er vandløbsnetværket udbygget på en måde, der sikrer, at modellen indeholder mindst ét vandløb i alle indlands ID15 oplande. Da det således ikke er samtlige overfladevandskomponenter, der beskrives eksplicit i modellen, er det ikke muligt at opgøre tilførsel og fjernelse for hver enkelt overfladevandskomponent indenfor ID15 oplandet. Det har derfor været nødvendigt, at benytte en "lumped" tilgang. I denne antages tilførsel og fjernelse af kvælstof i overfladevandet at være homogent fordelt indenfor ID15 oplandet. Herved kan retentionen beregnes på baggrund af den samlede tilførte og fjernede mængde kvælstof indenfor oplandet.

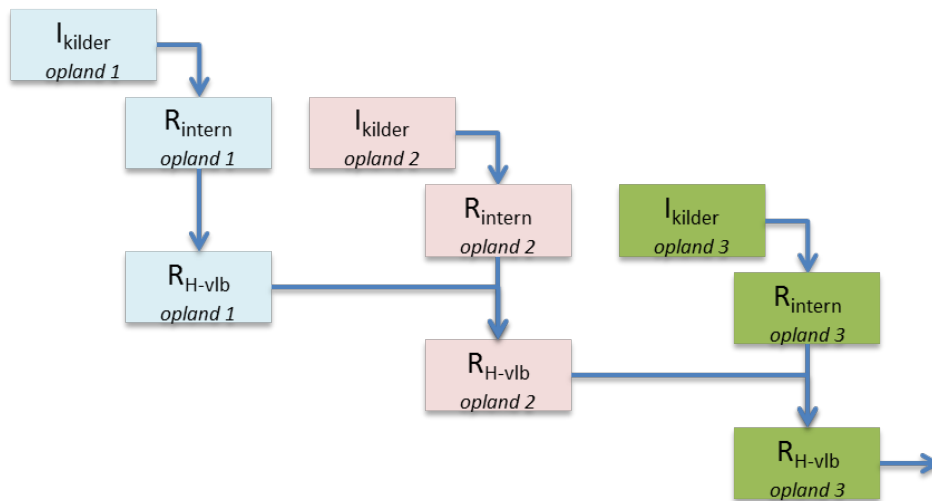
Omsætningen i de enkelte overfladevandskomponenter er beregnet med modellerne beskrevet i afsnit 2.3, mens den samlede interne omsætning er bestemt af densiteten af det faktiske overfladevandssystem, dvs. det samlede areal af vandløbsbund for forskellige størrelsesklasser, arealet af små søer og arealet af etablerede vådområder. Densiteten opgøres for hvert ID15 opland, og den samlede retention i overfladevandssystemet afspejler således den naturlige variation heri, hvor omsætningen eksempelvis vil være større i ID15 med mange vandløb i forhold til ID15 oplande med få vandløb.

For hvert ID15 opland beregnes således den samlede tilførte mængde kvælstof via grundvandet samt en reduktion ved de terrænnære processer. Derefter trækkes den samlede interne retention af kvælstof i overfladevandet fra. I Hovedvandløbet, defineret som vandløbsstrækningen der leder vandet gennem det enkelte ID15 opland, adderes bidrag fra opstrøms oplande, hvorefter der sker en omsætning. Endelige sker der en omsætning i søer tilknyttet hovedvandløbet. Disse søer er beliggende umiddelbart før udstrømning fra et ID15 opland, hvorved alt vand og kvælstof, der forlader ID15 oplandet via overfladevandssystemet, vil løbe igennem disse søer.

### **2.4.3 Transport gennem vandløbssystemet**

Kvælstoffet transporteres (ledes/routes) igennem vandløbssystemet som illustreret i Figur 16. Heraf fremgår det, at retentionen i hovedvandløb samt de tilknyttede søer vil resultere i en reduktion af alt det kvælstof, der ledes til opstrøms i systemet. 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, mens der vil ske en mindre omsætning i hovedvandløbet for nedstrøms ID15 oplande.

I modellen for sø-retentionen, afsnit 2.3, tages der hensyn til en eventuel opholdstid og opmagasinering af kvælstof i søerne. For de øvrige overfladevandskomponenter antages der ikke at ske en opmagasinering mellem tidsskridtene anvendt i modellen (månedsbasis).



- $I_{kilder}$  Kilder der ledes til indenfor ID15 oplandet, fra grundvand og kilder der tilføres overfladevandet direkte
- $R_{intern}$  Intern retention af det kvælstof der ledes til indenfor ID15 oplandet
- $R_{H-vlb}$  Retention af kvælstof i hovedvandløb og tilknyttede søer. Retention af kvælstof der ledes til indenfor ID15 oplandet og som ikke er omsat internt samt retention af kvælstof der strømmer til fra opstrøms ID15 oplande

**Figur 16.** Eksempel på routing af kvælstof gennem vandløbssystemet

#### 2.4.4 Beregning af retentionskort

Retentionen under kvælstoftransporten beregnes på basis af de udviklede modeller, der beregner retentionen som funktion af de fysiske forhold. Baseret på data om fordelingen af disse fysiske forhold i ID15 oplandene opnås der en beregning af den samlede retention af kvælstof, som således vil variere for de enkelte ID15 oplande.

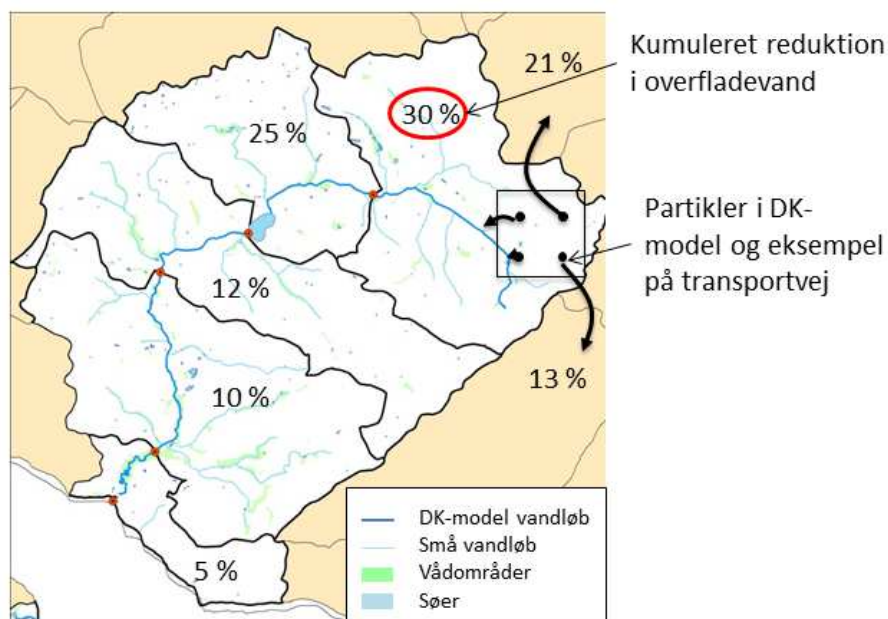
Ved anvendelse af den nationale kvælstofmodel er det imidlertid muligt for hvert ID15 opland, at opsummere den samlede kvælstofmængde, der bliver tilført samt fjernet ved retention. På basis heraf, kan retentionen beregnes ud fra omsætningen i grundvand, de terrænnære processer og i overfladevand, og dermed den samlede retention fra rodzonen til kysten. På basis af disse beregninger kan der etableres et landsdækkende retentionskort på ID15 skala, som et direkte output fra den udviklede belastningsmodel. I modellen er det muligt at angive, hvilken periode retentionskortene skal beregnes for.

Retentionskortet for grundvandet er sammensat af to led: 1) reduktion under transporten fra rodzonen til vandløbskanten og 2) reduktionen ved de terrænnære processer. Kortet viser således den samlede reduktion fra udvaskningen fra rodzonen, før det strømmet ud i overfladevandet. Reduktionen i undergrunden beregnes på baggrund af partikelbanesimuleringen, som beskrevet i afsnit 2.2 og angiver, hvor mange procent af det kvælstof, der udvaskes fra et ID15 opland, som bliver reduceret (omsat). Der tages ikke hensyn til, hvor i undergrunden reduktionen finder sted, dvs. om det sker under transport til overfladevandet indenfor det samme ID15 opland, eller om reduktionen sker under transport til overfladevandssystemet indenfor et andet ID15 opland.

Retentionskortet for grundvandet viser således, hvor man med en indsats på dyrkningsfladen generelt kan opnå stor effekt i overfladevand (ID15 oplande med lille reduktion i grundvandet) og hvor effekten vil være mindre i overfladevand (ID15 oplande med stor reduktion i grundvandet). Kortet angiver ikke direkte, på hvilket overfladevandssystem indsatsen vil have en effekt, idet kvælstof vil kunne strømme til overfladevandssystemet i et nabo ID15 opland. En indsats indenfor ét opland kan således have effekt i et andet ID15 opland. Hovedparten af det kvælstof, der når frem til overfladevandssystemet, vil imidlertid være infiltreret indenfor det samme opland. Dette skyldes, at det ikke reducerede kvælstof overvejende transporteres i de øvre jordlag, hvor der er oxiderende forhold, og her vil de topografiske forhold have stor betydning for grundvandstrømningen. Da ID15 oplandene er afgrænset ved topografiske oplande, vil den overvejende del af det øvre grundvand derfor strømme til overfladevandssystemet indenfor samme opland. En opgørelse af start og slut placeringen for partiklerne viser, at partikler der krydser ID15 oplandsgrænserne, men ikke når under redoxgrænsen, udgør under 5 % af det samlede antal partikler.

For overfladevandet viser retentionskortet den samlede kumulerede reduktion i overfladevandet, dvs. hvor stor en procentdel af det kvælstof, som kommer til overfladevandet indenfor et ID15 opland, der bliver omsat eller tilbageholdt, inden det transporteres til kystvandet. Denne beregning medtager således den samlede retention ned gennem hovedvandløbet til det nedstrøms kystvand, som beskrevet for hovedvandløbet.

Ved beregning af den samlede retention fra rodzonen til kysten skal omsætningen i grundvandet kombineres med retentionen i overfladevandet. Her er det ikke muligt at kombinere retention i de to medier direkte, da kvælstof kan krydse oplandsgrænserne, som beskrevet ovenfor. Dette håndteres ved at tilknytte en reduktionsprocent til alle partikler. Partikler der reduceres under transport til overfladevandssystemet tildeles værdien 100 (100 % reduktion). For de øvrige partikler identificeres indenfor hvilket ID15 opland, den enkelte partikel strømmer til overfladevandssystemet, og partiklen tilknyttes den kumulerede overfladevandsretention beregnet for dette opland, Figur 17. For hvert grid i DK-modellen kan der følgelig beregnes en samlet reduktionsprocent ved anvendelse af en gennemsnitlig reduktionsprocent tilknyttet de enkelte partikler.

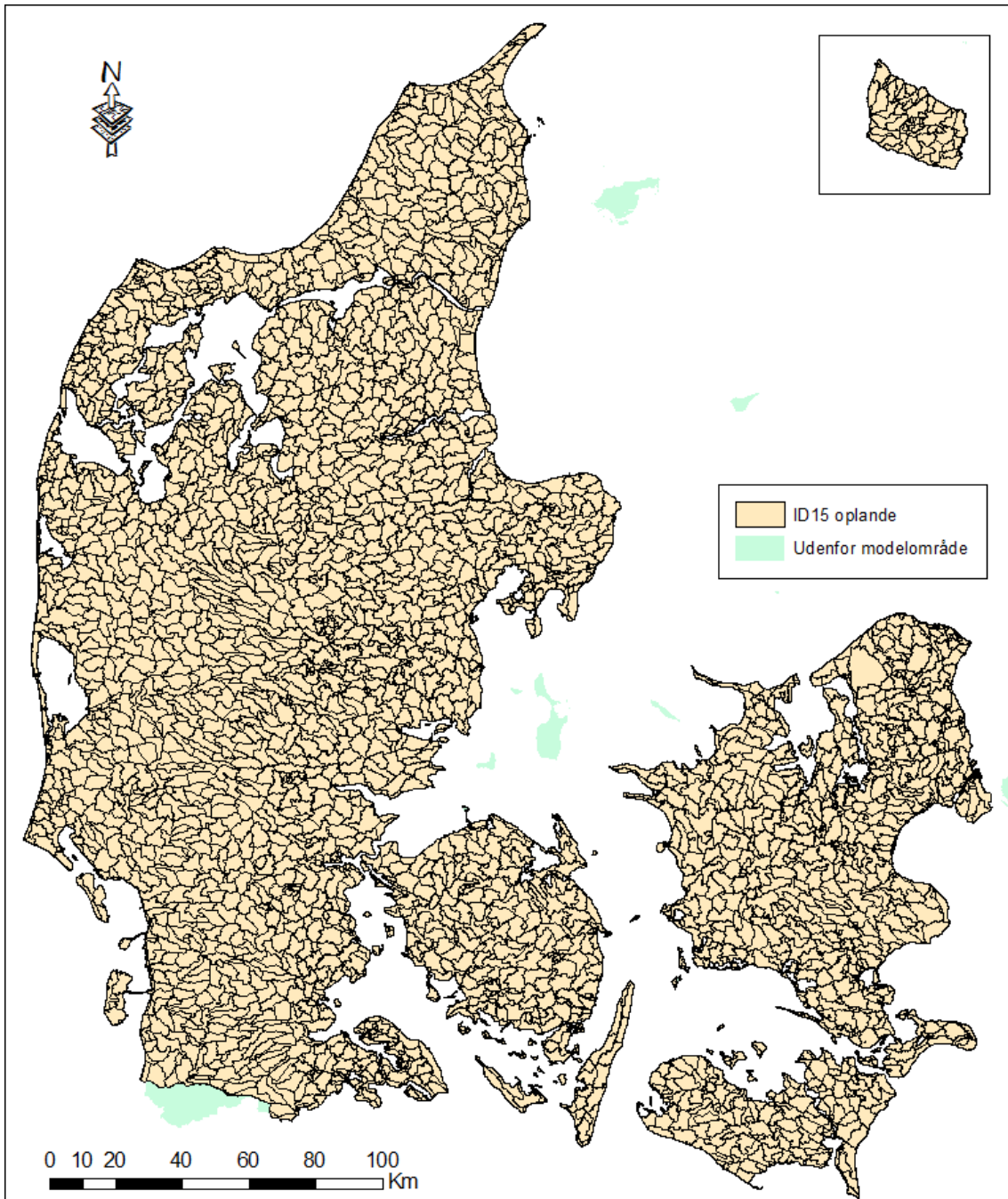


**Figur 17.** Illustration af samlet overfladevandsretention samt håndtering af partikler, der krydser ID15 oplandsgrænser

Kortet over den samlede retention viser således, hvor stor retentionen er fra rodzonen til kysten, opgjort på ID15 oplandsniveau. Som det er tilfældet for retentionskortet for grundvandet, kan kortet anvendes til at identificere oplande, hvor brug af N virkemidler til reduktion af nitratudvaskningen generelt vil have en stor eller lille effekt. Da kvælstoffet kan transporteres på tværs af oplandsgrænserne, vil det ligeledes kunne transporteres på tværs af vand- eller kystoplande. Kortet viser derfor ikke direkte, hvilken effekt en indsats indenfor for et givent ID15 opland vil have på et specifikt kystopland. Som beskrevet ovenfor er det dog under 5 % af de oxiderede partikler, der beregnes at krydse ID15 oplandsgrænserne og dette tal vil forventeligt være væsentligt mindre på større skalaer som kystoplandsniveau.

### 3. Datagrundlag

Arealmæssigt dækker modellen hele landet, med undtagelse af enkelte øer, der ikke er dækket af den nationale vandressourcemodel, Figur 18. Den samlede kvælstofmodel er opstillet for perioden 1990 – 2010 og kan afvikles med månedslige tidskridt.



Figur 18. Modelområde opdelt i ID15 oplande



### 3.1 ID15 grundlaget

Grundlaget for modelberegningerne udgøres af 3135 små oplande (ID15), Figur 18, der har en gennemsnitsstørrelse på 13,8 km<sup>2</sup>, Tabel 5.

**Tabel 5.** Fordeling af ID15 areal i km<sup>2</sup>

Antal	Fordeling af ID15-areal, km <sup>2</sup>			
	10% fraktil	Middel	Median	90% fraktil
3135	1,32	13,81	14,16	26,04

Oplandene er afgrænset topografisk og tager udgangspunkt i den oplandsinddeling, der gennem en årrække er tilvejebragt af Fagdatacenter for Ferskvand via det nationale overvågningsprogram og processen med at implementere Vandrammedirektivet (oplande fra den såkaldte 'guldfil'). Afgrænsningerne af ID15 oplandene er således sket i et samarbejde med Naturstyrelsen. I forbindelse med modelprojektet er det sikret, at alle større søers afløb kobles med en ID15-afgrænsning. Det samme gælder vandløbsstationer, hvorfra der er anvendt måledata af vand- og kvælstofafstrømning. Det er ikke alle ID15 oplande, der er 'sande' hydrologiske oplande. Det skyldes, at det ved neddelingen i ID15 oplande blev valgt at tage udgangspunkt i eksisterende GIS-temaer, hvor inddelingen til dels var bestemt af målestationsplaceringer i vandløb.

### 3.2 Klimadata

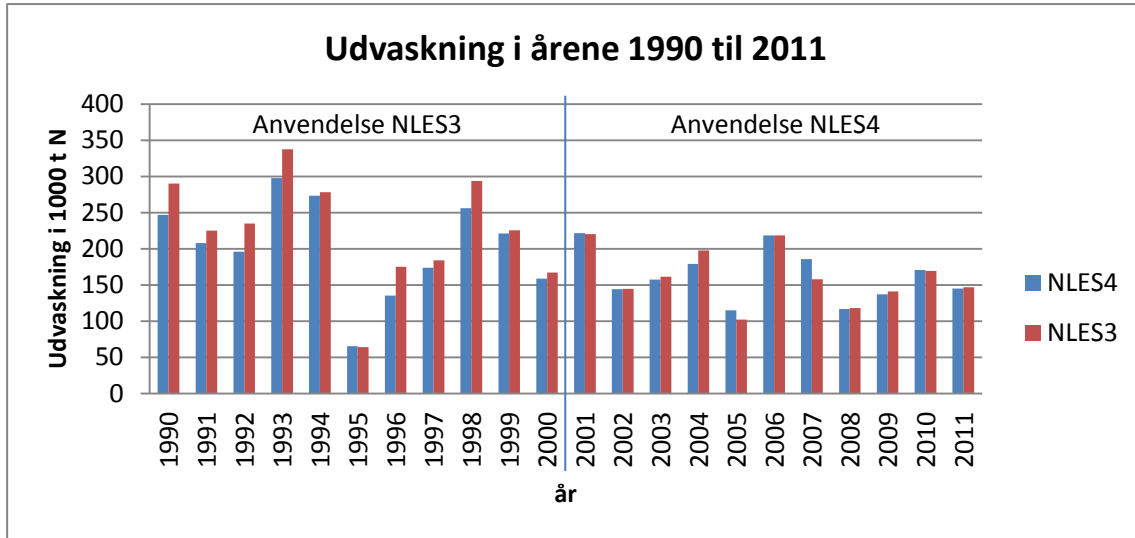
Klimadata anvendes som drivvariable i DK-modellen til beregning af grundvandsstrømning og vandføringer, samt ved beregning af udvaskningen med NLES og disaggregering af de årlige udvaskningsdata til daglige værdier med Daisy. For nedbøren anvendes DMI's 10 x 10 km klimagrid, der er dynamisk korrigeret jf. anbefalinger i (Refsgaard et al., 2011), mens data for temperatur og potentiel fordampning foreligger i et 20 x 20 km klimagrid, ligeledes fra DMI.

### 3.3 Udvasning

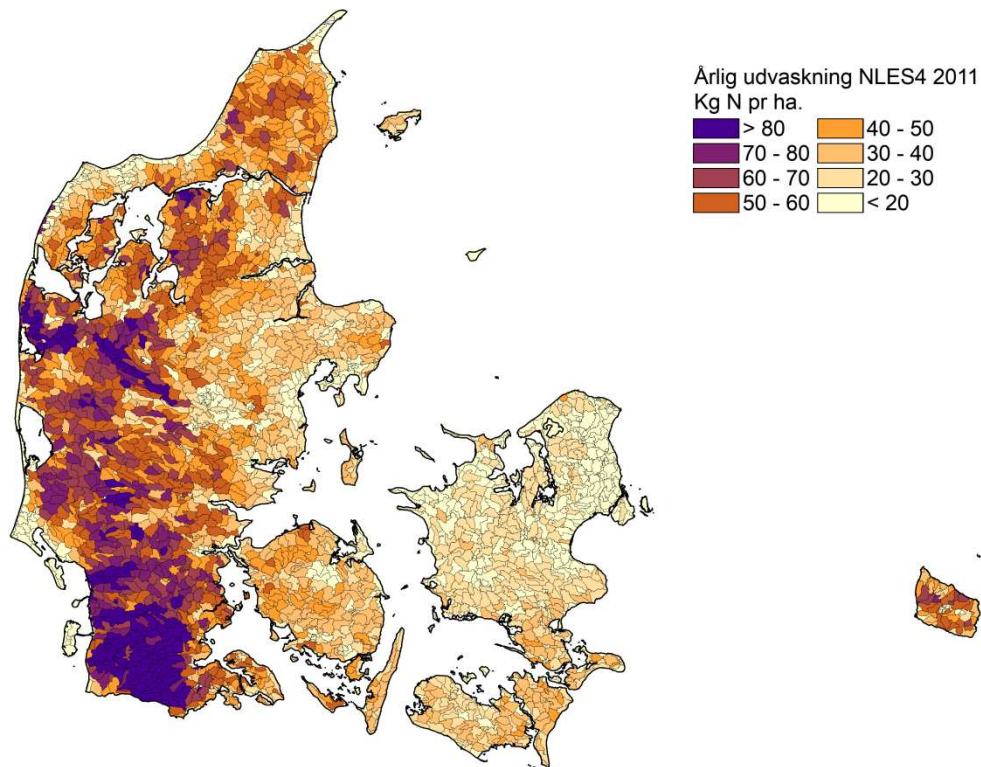
Der er anvendt to versioner af NLES modellen for perioden. NLES3 er anvendt for perioden 1990-2000 og NLES4 er anvendt i perioden 2001-2011. Resultaterne viser, at NLES3 har en højere N udvaskning før 2000 end NLES4. I perioden efter 2000 følger de to modeller stort set det samme gennemsnitlige udvaskningsniveau. Sammenligninger af målt udvaskning i LOOP oplandene med modelberegnete (Kristensen et al., 2008) har vist at NLES3 modellen giver en bedre beskrivelse af observationerne for perioden før 2000 end NLES4. Derfor er der anvendt NLES3 for perioden 1990-2000.

Den summerede udvaskning for hele landet og alle årene (agrohydrologiske år 1. april i høståret til 31 marts i det følgende år) beregnet med både NLES3 og NLES4 er vist i Figur 19. Figur 20 viser et eksempel på udvaskningen fra 2011 opgjort på ID15 niveau.

Der 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 Baseline 2021 (Jensen et al., 2014). Beregningerne anvendt i oplandsmodellen er baseret på aktuelle klimadata, som har stor betydning for udvaskningsniveauet og således også på år til år variationen i udvaskningen.



**Figur 19.** Udvasning opgjort for alle de agrohydrologiske år 1990 frem til 2011 modelberegnet med NLES3 og NLES4 modellerne. (agrohydrologiske år går fra 1. april i høståret til 31 marts i det følgende år). NLES3 resultater er anvendt for årene 1990-2000. NLES4 resultaterne er anvendt for perioden 2001-2011. Alle årsudvasninger er beregnet ved aktuelt klima.



**Figur 20.** Årlig udvaskning beregnet med NLES4 og typetal for ikke landbrug opgjort på ID15 skala for dyrkningsåret 2011 og beregnet med klimadata fra perioden 1.4.2011 til 31.3.2012.

### 3.4 Grundvand

Grundvandets strømning beregnes i DK-modellen. DK-modellen er opstillet i DHI's MIKE SHE / MIKE 11 modelsystem. Modelsystemet er et deterministisk fuldt distribueret og fysisk baseret system til simulering af ferskvandskredsløbet, herunder specielt grundvand/overfladevand interaktionen. DK-modellen inkluderer moduler til beskrivelse af 2D overfladisk afstrømning (OL), 1D umættede zone (UZ), 3D mættede grundvandszone (SZ) herunder drænastrømning, og 1D vandstrømning i vandløbene (MIKE 11). DK-modellen er i 2013 opdateret og kalibreret mod grundvandspotentialer og vandføringer i delprojekt "DK-model: udbygning af vandløbsnetværk samt recalibrering" (Højberg et al., 2015a).

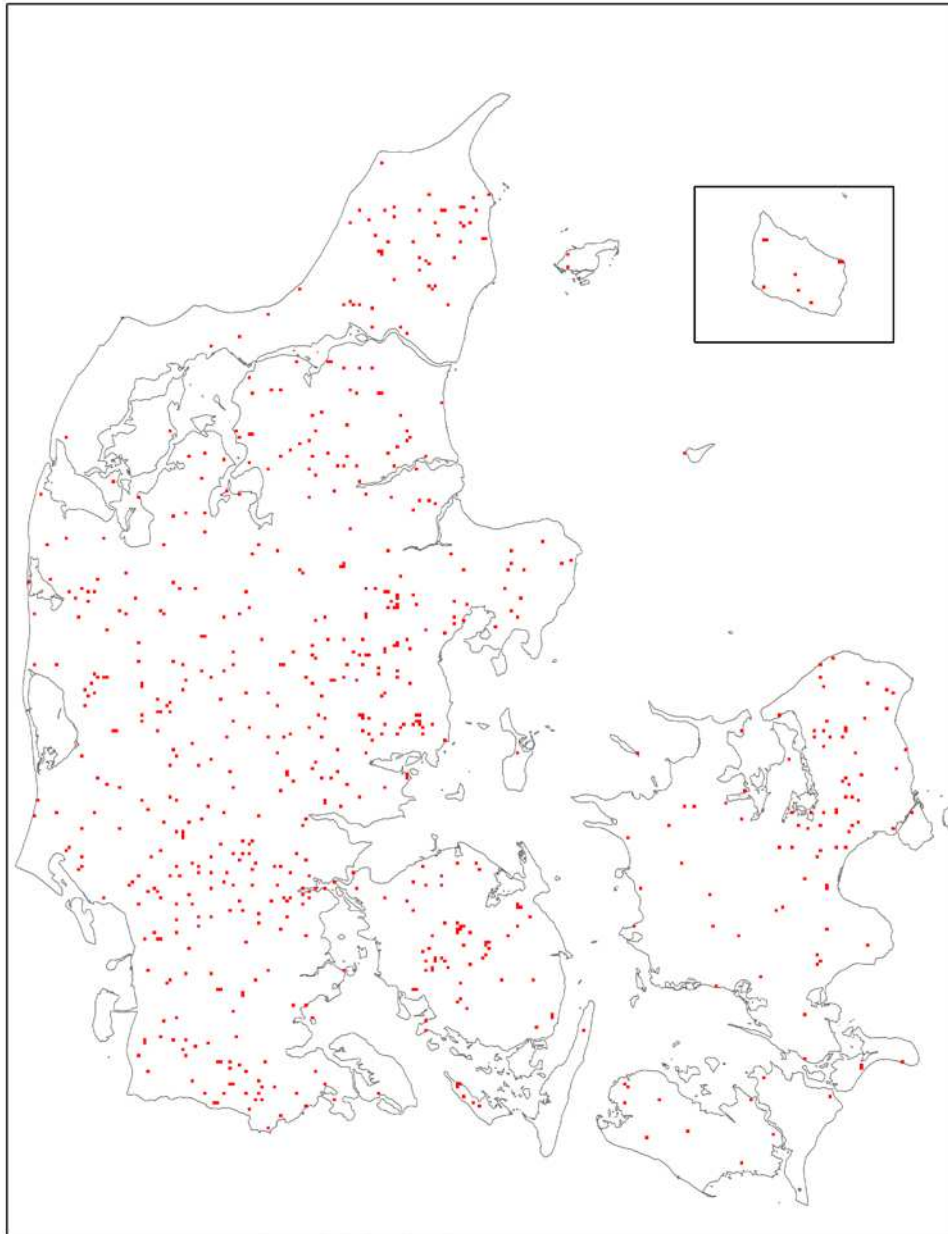
Opdateringen af DK-modellen har primært bestået i at udvide modellens vandløbsnetværk, så det sikres, at alle ID15 polygoner har mindst en vandløbsstrækning, og sekundært i at indarbejde geologiske modeller opstillet i forbindelse med den statslige grundvandskortlægning. DK-modellen er afviklet i et 500 m grid og 9-15 hydrostratigrafiske lag med undtagelse af Bornholm, hvor modellen er afviklet i 250 m grid. Modellen simulerer ferskvandets kredsløb i perioden 1990-2010, hvor der for hvert døgn, på grid niveau, er gemt data for trykniveauer og grundvandsstrømninger til brug for transport beregningerne. Ved kalibrering af modellen er der medtaget en række parametre til beskrivelse af de hydro(geo)logiske forhold, som hydrauliske ledningsevner af de geologiske enheder, vandløbslækagekoefficient, dræntidskonstant og rodzonedybde. For nærmere beskrivelse af opsætning og kalibrering af DK-modellen henvises til Højberg et al. (2015a).

### 3.4.1 Nationalt kort over dybden til redoxgrænsen

I beregningerne er der anvendt et nationalt kort over dybden til redoxgrænsen. Dette kort er en opdateret version af det nationale redoxkort fra 2006, der beskriver dybden for den øverste redoxgrænse i unge kvartære sedimenter. Datagrundlaget for redoxkortet fra 2006 er detaljeret beskrevet i Ernstsen et al. (2006) og Ernstsen et al. (2008). Grundlæggende for kortet er opdelingen i oxiderede og reducerede sedimenter baseret på sedimenternes farver og overgangen mellem disse farver er defineret som redoxgrænsen (Ernstsen et al., 2001). Redoxkortet fra 2006 er baseret på 11.999 borer, som er klassificeret til en endelig skala på 1 x 1 km grid. For grid indeholdende mere end en boring med farveoplysning, er der beregnet en middelværdi for det pågældende grid. Grid der ikke indeholder oplysninger fra en boring er efter en ekspertvurdering tilkendt en dybdeværdi baseret på oplysninger om områdets geologiske opbygning, landskabstypen, karakteristiske dybder for redoxgrænsen i de omkringliggende borer, GEUS jordartskort, topografiske forhold og prækvartæroverfladens topografiske forhold. I forbindelse med ekspertvurderingen er der ligeledes taget hensyn til mindre forekomster af jordarter, der skønnes at have en redoxgrænse, som afviger fra den dominerende jordart. Eksempelvis blev der fortaget en vægtet tildeling af grid med 0,1-1 meter til redoxgrænsen baseret på GEUS jordartskort.

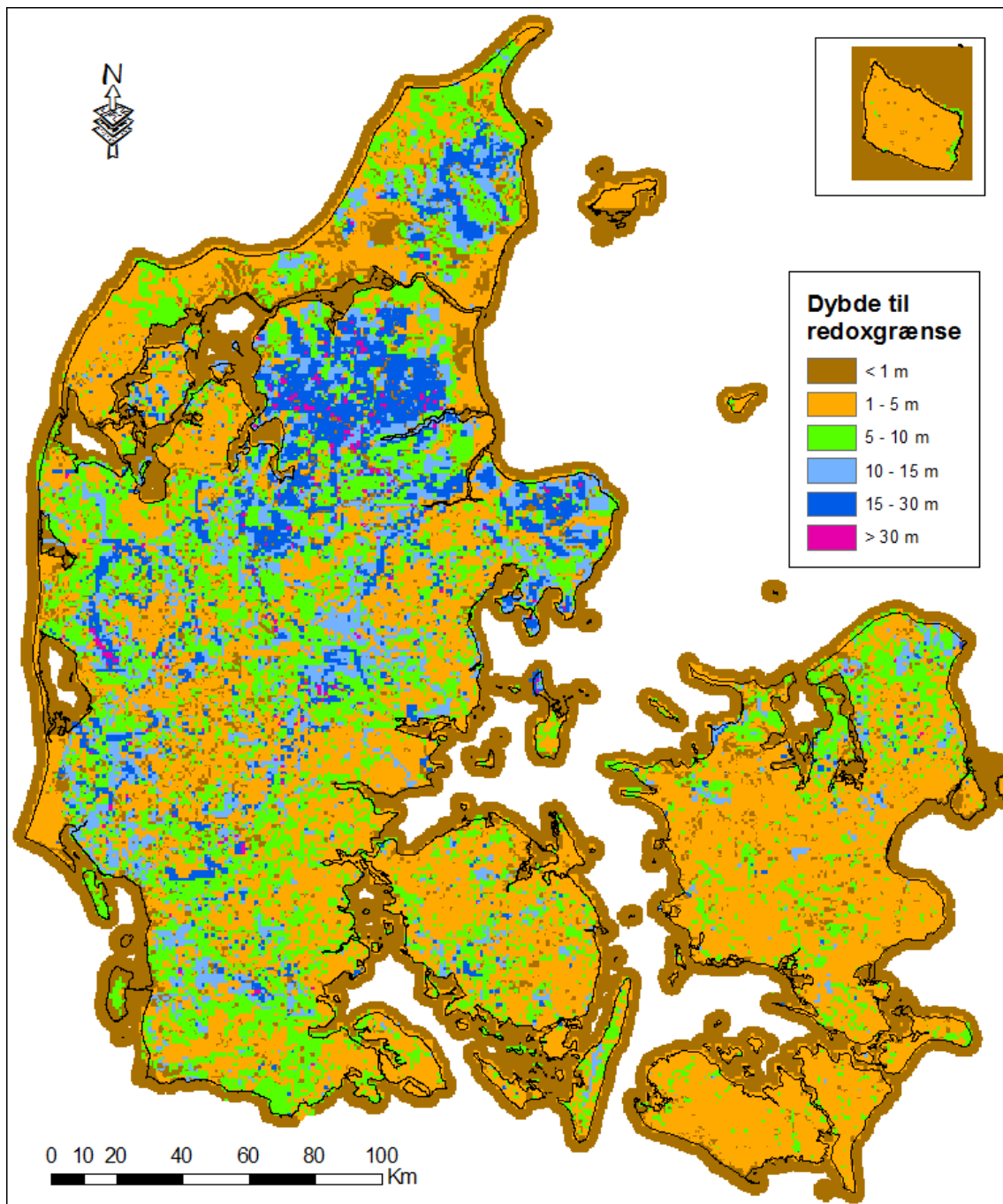
I forbindelse med opdatering af redoxkortet til version 2014 er der foretaget følgende ændringer:

- 1) Placeringen af grid i redoxkort 2006 er justeret til en geografisk udbredelse svarende til de nuværende grid i DK-modellen. Grid med boringsoplysninger har bevaret værdien og de ekspertvurderede grid har fået tildelt dybde kategori efter den, der var dominerende for gridet. Endvidere er de oprindeligt 1x1 km grid opdelt i 4 delgrids for at tilpasse dem til DK-modellens opløsning på 500 x 500 m.
- 2) De ekspertvurderede dybder til redoxgrænsen er justeret for de grid, hvor der nu foreligger farveoplysninger fra borer. Hvis der findes oplysninger fra flere borer indenfor samme grid beregnes dybde kategorien som en middelværdi. Der er inddraget 1086 nye borer, Figur 21, hvorefter redoxkort 2014 er baseret på 13.085 borer.
- 3) Dybden for redoxgrænsen i de nye borer er sammenholdt med de ekspertvurderede dybder i redoxkort 2006. I alt 42 % af de nye borer har en redoxgrænse, der er i overensstemmelse med den ekspertvurderede kategori fra 2006, men der findes store forskelle indenfor de forskellige dybde kategorier. For de borer, hvor der er uoverensstemmelse mellem ekspertvurderingen fra 2006 og de nye boringsoplysninger, ses redoxgrænsen typisk at ligge tættere på overfladen end vurderet på redoxkort 2006.



**Figur 21.** Placering af nye redoxboringer anvendt til opdatering af redoxkortet

Placeringen af redoxgrænsen er på redoxkortet klassificeret inden for 7 kategorier: 0,1-1 m, 1-5 m, 5-10 m, 10-15 m, 15-30 m, 30-50 m, og 50-100 m, Figur 22.



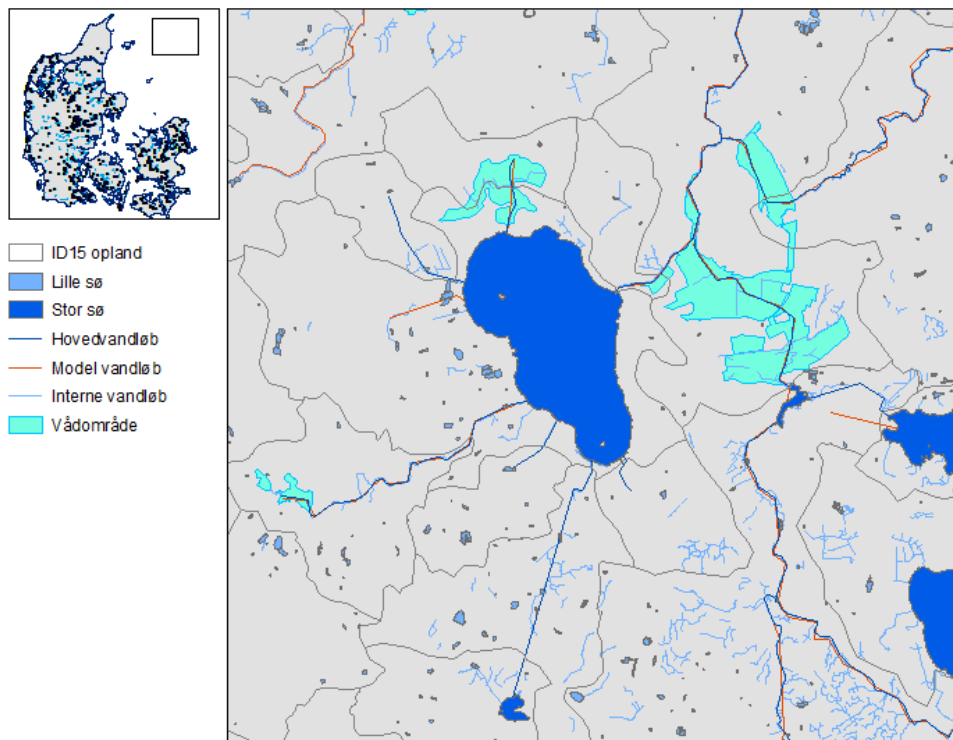
**Figur 22.** Det nationale kort over dybden til redoxgrænsen.

For en yderligere beskrivelse af opdateringen af redoxkortet henvises til Ernstsén og von Platen (2014), hvor der også er givet en kvalitativ vurdering af usikkerheden på tolkningen af redoxgrænsen.

### 3.5 Overfladevand

I kvælstofmodellen er der indlagt et datagrundlag, der omfatter de overfladevande, hvori der modelleres en kvælstoffjernelse. Det drejer sig om store og små vandløb, store og små søer, samt restaurerede vådområder. Ligeledes indgår der et netværk af modelvandløb

(MIKE11), der fører vand og kvælstof fra opstrøms oplande mod nedstrøms kystvand, **Figur 23**.



**Figur 23.** Kortudsnit omkring Arreskov Sø på Fyn med de vandløb, søer og vådområder, som i dette område indgår i oplandsmodellen.

### 3.5.1 Vandløb

For vandløb er der trukket på Fagdatacenter for Ferskvands eksisterende vandløbstema fra oplandsdatabasen. Dette har været nødvendigt idet FOT-vandløbstema ikke indeholder et sammenhængende og retningsbestemt forløb af vandløb. Alle vandløb i hovedvandløbsnetværket er repræsenteret ved MIKE11 vandløb i DK-modellen (modelvandløb), hvori vandføringerne simuleres specifikt.

#### *FOT vandløb*

Datagrundlaget for interne vandløb er FOT-vandløbstemaet fra efteråret 2013. Vandløbsdimensionerne (bredde) i dette tema er ufuldstændige, og der mangler en konsekvent angivelse af breddekategori. Der er derfor foretaget enkelte tilpasninger af de informationer, der indgår i FOT og gennemsnitsbredden af de enkelte vandløbskategorier er fundet ud fra en fordeling fra stationer fra det nationale overvågningsprogram, hvor vandløbsbredde og vandløbskategori har været kendt, Tabel 6.

**Tabel 6.** Breddekategori for FOT vandløb

FOT vandløbs-kategori		Modelkategori valgt
Lower, meter	Upper, meter	Gns. Bredde, m
0	2,5	1,23
2,5	12	5,15
12	'999'	16,61
0	'999' med Navn	5,15
0	'999' uden Navn	1,23

For hvert ID15 er vandløbslængden og bundarealet for hver breddekategori beregnet og fordelt på interne vandløb og hovedvandløb.

#### *MIKE11 vandløb (modelvandløb)*

Der er indlagt godt 16.000 km vandløb i DK-modellen, hvoraf godt 6.000 km vandløb er indarbejdet i delprojektet ”DK-model: udbygning af vandløbsnetværk samt recalibrering” (Højberg et al., 2015a). Udbygningen af vandløbsnetværket er sket for at sikre, at tilstrømningen af vand indenfor så mange ID15 oplande som muligt kunne simuleres i DK-modellen. Nedstrøms hvert ID15 opland er der indlagt et MIKE11 udtrækspunkt, hvor der er gemt data for modelsimulerede afstrømninger til brug for kvælstoftransport og retentionsberegningerne. For 359 mindre kystoplande og et enkelt mindre sø opland, svarende til et samlet areal på ca. 350 km<sup>2</sup>, er der ikke indarbejdet en MIKE11 opsætning. Afstrømningen fra disse oplande til havet håndteres i DK-modellen via dræn afstrømningen, mens afstrømningerne anvendt til brug for kvælstoftransporten i overfladevandet er beregnet ud fra den arealspecifikke afstrømning (Q/A relationer) fra nærmeste lignende kystopland.

De fortsat mange småvandløb, mindre grøfter og åbne dræn som eksisterer i FOT, men ikke er indarbejdet i DK-modellen, tilstræbes simuleret via DK-modellens drænsystem. Drænsystemet i DK-modellen er indarbejdet ensartet og simpelt, dels som følge af, at der ikke eksisterer landsdækkende detaljerede informationer om dræningsdybde og tæthed, og dels som følge af modellens skala på 500x500 m, der giver en naturlig begrænsning for detaljegraden. Dræning i DK-modellen aktiveres når grundvandsstanden stiger til et niveau, som ligger højere end 0,5 meter under terræn. Dræningseffektiviteten indgår som en del af kalibreringen af modellen.

#### *Nøgleinformationer om de indgående vandløb*

En overordnet karakteristik og omfang af de vandløb, der indgår i kvælstofmodellen er gengivet i Tabel 7. I alt indgår således 77.000 km FOT vandløb med et samlet bundareal på 393 km<sup>2</sup>. Af disse beregnes vandføringen eksplicit med DK-modellen for de 16.000 km, hvilket dækker alle hovedvandløb samt en mindre del af de interne vandløb. Samlet udgør modelvandløbene således kun en mindre del af den samlede vandløbslængde.

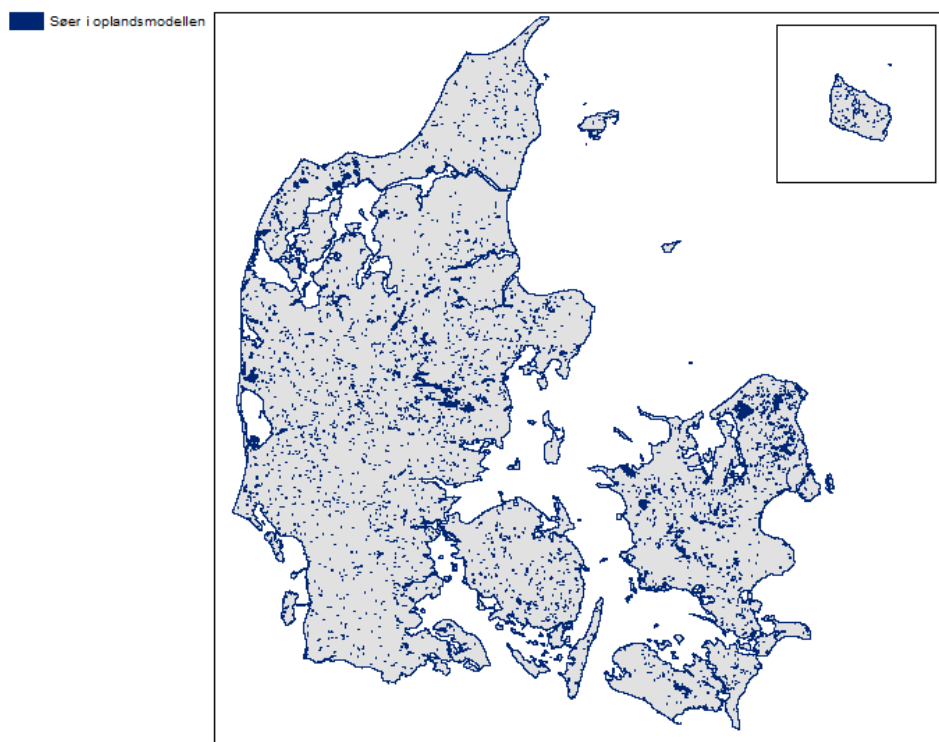


**Tabel 7.** Fordeling af vandløb i typer og breddekategori, samt samlet længde af FOT vandløb

Vandløbstype	Gennemsnitsbredde (m)	Samlet længde (km)	Bundareal (ha)
Interne vandløb			
Bredde 0 – 2.5 m	1,23	45.480	5.590
Bredde 2.5 – 12 m	5,15	16.600	8.550
Bredde over 12 m	16,61	2.660	4.420
Hovedvandløb	16,61	12.480	20.730
FOT vandløb i alt		77.000	39.300

### 3.5.2 Søer

Datagrundlaget for de søer som er med i oplandsmodellen og klassificeringen af dem er: FOT-søer. Hertil er der adderet søer, der vides at være (re)etableret i perioden samt enkelte nor o.l., der hidtil af Naturstyrelsen har været betragtet som søer. Søerne er herefter inddelt i søer med specifik målsætning efter vandplanerne og søer uden en sådan målsætning. Den del af de målsatte søer, der er vurderet at have et afløb er identificeret og benævnes i det efterfølgende som 'Store søer'. I perioden 1990-2010 er der reetableret 20 store søer og en enkelt sø er nedlagt.



**Figur 24.** Søer der indgår i kvælstofmodellen.

Øvrige søer er opdelt i søer med og uden afløb. Hver sø er tildelt oplysning om, der er afløb eller ej, fastlagt ud fra om søens 3 m bufferzone gennemskæres af et FOT-vandløb. Hvis søen – efter denne definition - har et afløb er den inkluderet i modellens beregninger af N-retention i små søer. For hver af disse søer er der i GIS genereret en bufferzone på 5-10 gange søens areal. Bufferzonen er brugt til at finde oplysning om jordtype og dyrkningsgrad

i søen opland for herved at inddele de små søer i de 6 kategorier, der indgår i delmodellen for N-retention i små søer.

I alt 612 store søer og 27.517 små søer indgår i beregningerne af N retention i søer, Figur 24. Det samlede areal af disse søer er godt 500 km<sup>2</sup>, heraf er det samlede søareal for de store søer på 420 km<sup>2</sup>, Tabel 8. Halvdelen af de store søer er større end 12 ha og halvdelen har en dybde over 1,3 m, Tabel 9.

Til klassificering af søerne, som beskrevet ovenfor, er FOT-vandløb og FOT-land downloadet fra kortforsyningen efterår 2013, samt suppleret med simplificeret jordtypekort i 20 cm dybde, 1:500.000 og markblokkortet for 2005.

**Tabel 8. Fordeling af søer i store og små søer.**

Sø type	Afløb	Antal	Samlet søareal, ha
Store søer	Ja	612	42.125
Små søer	Ja	27.517	8.536
Små søer	Nej	142.999	18.479
(ingen N retention beregnes)			

**Tabel 9. Størrelsesfordeling samt sødybde for de 612 store søer med afløb.**

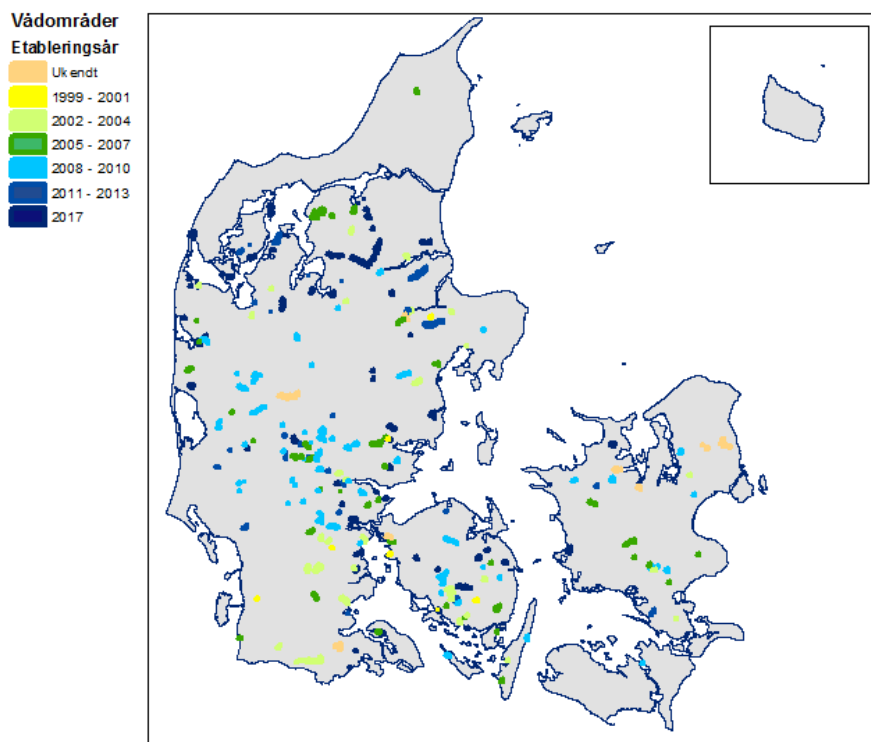
	10 % fraktil	median	90 % fraktil
Dybde, m	0,5	1,3	4
Areal, ha	2	12	148

### 3.5.3 Vådområder

Informationer om (re)etablerede vådområder i perioden siden 1998 er tilvejebragt med hjælp fra Naturstyrelsen, der har kvalitetssikret og formidlet en række GIS temaer til DCE. Temaerne er downloadet fra NaturErhvervsstyrelsens hjemmeside <https://kortdata.fvm.dk>.

Temaet omfatter bl.a. etableringsår samt udstrækning af vådområdet, men omfatter derimod ikke en række større søer, der er etableret i perioden, (f.eks. Årslev Engsø, Vilsted sø m.fl.). Disse søers N-retention indgår i kvælstofmodellens søspecifikke N-retentions modelleringer.

De reetablerede vådområder, der er inkluderet i modellen, er vist på Figur 25 og summeret i Tabel 10.



**Figur 25** Beliggenhed af de reetablerede vådområder, der er med i oplandsmodellen og perioder for reetableringen

**Tabel 10.** Oversigt over antal og samlet areal af reetablerede vådområder inkluderet i modellen samt etableringsår

Etablerings år	Antal	Areal ha
1998 – 2001	7	275
2002 – 2004	33	2533
2005 – 2007	40	3354
2008 – 2010	57	3295
Total i modelperioden	137	9457

Der er 9 vådområder med et samlet areal på 1940 ha, hvor der ikke er angivet etableringsår. Derudover er der planlagt etablering af 29 vådområder i perioden 2011-2013 med et samlet areal på 2551 ha. Der er planlagt etablering af 62 vådområder i 2017.

### 3.6 Punktkilder

Data for udledninger af spildevand fra punktkilder tager udgangspunkt i de data, som Fagdatacentret for punktkilder (tidligere Miljøstyrelsen, nu under Naturstyrelsen) gennem årene har leveret (Naturstyrelsen, 2013).

For rensningsanlæg, særskilte industrielle udledere og ferskvandsdambrug er udledningerne knyttet til det aktuelle punkt for udledningen. Udledningen fra spredt bebyggelse er knyttet til punkter i form af enkelte ejendomme indhentet fra BBR. Regnvandsbetingede udledninger er knyttet til punkter i form af de udledningpunkter, som NST brugte i vandplanerne.

Disse er ikke nødvendigvis de rigtige udledningpunkter, men kan i dele af landet repræsentere grupper af udledningpunkter.

For hvert udledningpunkt foreligger der data for de årligt udledte mængder kvælstof og vand for perioden 1990-2012. Der har dog oprindeligt været mangler ved de tilgængelige spildevandsdata. Således mangler data for begyndelsen af 1990'erne for regnvandsbetingede udledninger. For perioden omkring gennemførelsen af kommunalreformen (2005-2007) mangler for nogle typer punktkilder enten data, eller også er de af relativt dårlig kvalitet eller har ikke kunnet frembringes på enkeltudleder niveau.

For at opnå en konsistent tidsserie for spildevandsudledningerne er der foretaget "huludfyldning" af de manglende data. I de tilfælde, hvor der mangler oplysninger fra begyndelsen af 1990'erne, er det antaget, at udledningerne har været af samme størrelse som den tidligst kendte udledning, og tidsserien er således forlænget bagud i tid. Hvis der modsat ikke forefindes tal på udledningen fra et givet anlæg fra et år X og fremefter, antages det at anlægget er nedlagt. Manglende værdier midt i tidsserien er udfyldt ved interpolation.

Udledningerne fra spredt bebyggelse og regnvandsbetingede udledninger er bearbejdet for at opnå en bedre geografisk fordeling, som kan bruges i det samlede modelkoncept. For spredt bebyggelse er det sket ved at udnytte den geografiske fordeling fra 2010 på enkelt-ejendomme kombineret med viden fra tidligere år om den samlede udledning. Der er for hvert 1. ordens kystafsnit beregnet et indeks for hvert år, som er brugt til at estimere udledningen fra hver enkelt ejendom gennem hele perioden. Dermed kan udledningerne aggrereres på et vilkårligt geografisk niveau gennem alle årene. For regnvandsbetingede udledninger er der tilsvarende benyttet den geografisk kendte fordeling for 2010 på udledningpunkterne anvendt i NST's vandplaner, kombineret med viden om den samlede aktuelle årsudledning gennem hele perioden.

Ved ovenstående beregninger er der således genereret fulde tidsserier for alle udledningpunkter.

Visse anlæg udleder direkte til havet. Det drejer især om større renseanlæg, særskilte industrielle udledere og saltvandsbaserede fiskeopdræt. De eksisterende angivelser i den hydrologiske reference af, hvorvidt et anlæg udleder direkte til havet, er desværre fejlbehæftede. Derfor er det aftalt mellem fagdatacentrene for punktkilder og ferskvand, at definere direkte udledninger således, at koordinaterne for udledningpunktet enten ligger ude i havet eller på land højst 100 meter fra kystlinjen.

Til modelbrug er data blevet bearbejdet, således at de kan kobles på de relevante ID15 oplande.

### **3.7 Atmosfærisk deposition**

Grundlaget for de anvendte data om N deposition på ferskvand er model data (50\*50 km GRID fra EMEP, ([http://www.emep.int/mscw/index\\_mscw.html](http://www.emep.int/mscw/index_mscw.html))). Der er (primo 2014) anvendt enkelt års model kørsler for alle år, hvor sådanne er tilgængelige 2004-2011. For

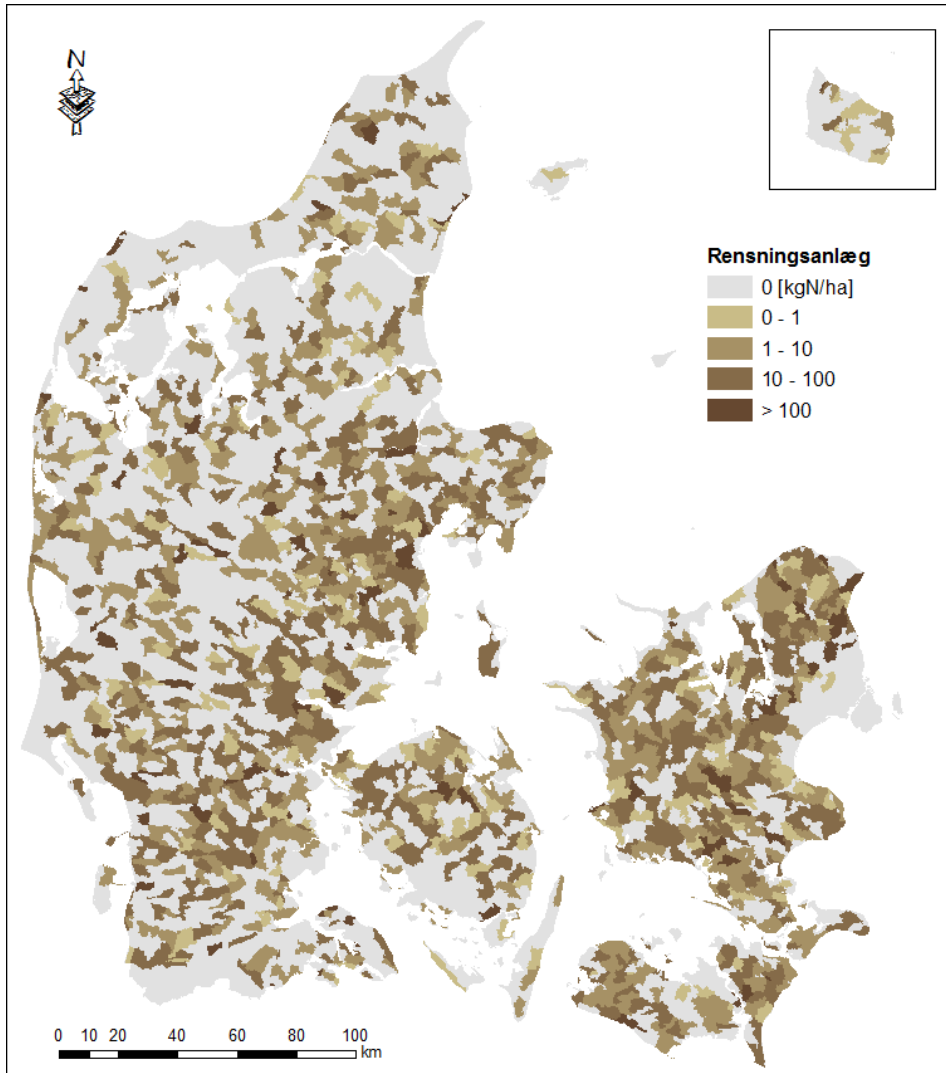
perioden 1990-2003 er anvendt en modelkørsel for perioden 1985-2004, hvor et middel af denne periode er tilgængeligt.

### 3.8 Indlæsning af data i model

Ved afvikling af den nationale kvælstofmodel indlæses alle data og fordeles rumligt på de enkelte ID15 oplande. Dette sker ved kombination af GIS temaer med hhv. afgrænsningen af ID15 oplande; udvaskningen fra rodzonen; den rumlige fordeling af hhv. vandløb, søer og vådområder; og alle kilder der ledes til overfladevandet.

Den rumlige fordeling af søer og vådområder er vist i hhv. Figur 24 og Figur 25. Vandløbsnetværket er baseret på FOT vandløbet, der er for detaljeret til, at en grafisk præsentation for hele landet er meningsfuld.

Figur 26 viser den rumlige fordeling af kvælstofudledningen fra rensningsanlæg fordelt på ID15 oplande. I bilag 3.8.1 er vist den rumlige fordeling af alle kilder fordelt på ID15.



**Figur 26.** Fordeling af kvælstof fra rensningsanlæg, der udledes til vandløb. Udledningen er opgjort som den samlede udledning for perioden 1990-2010 for hvert ID15 opland.

## 4. Modelkalibrering og validering

Delmodellerne, der indgår i kvælstofmodellen, giver en beskrivelse af årsagssammenhænge, der eksempelvis beskriver, at retentionen i overfladevandet er afhængig af den aktuelle temperatur samt opholdstiden. Hvor hurtig omsætningen 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 de observerede og modelberegnedes værdier.

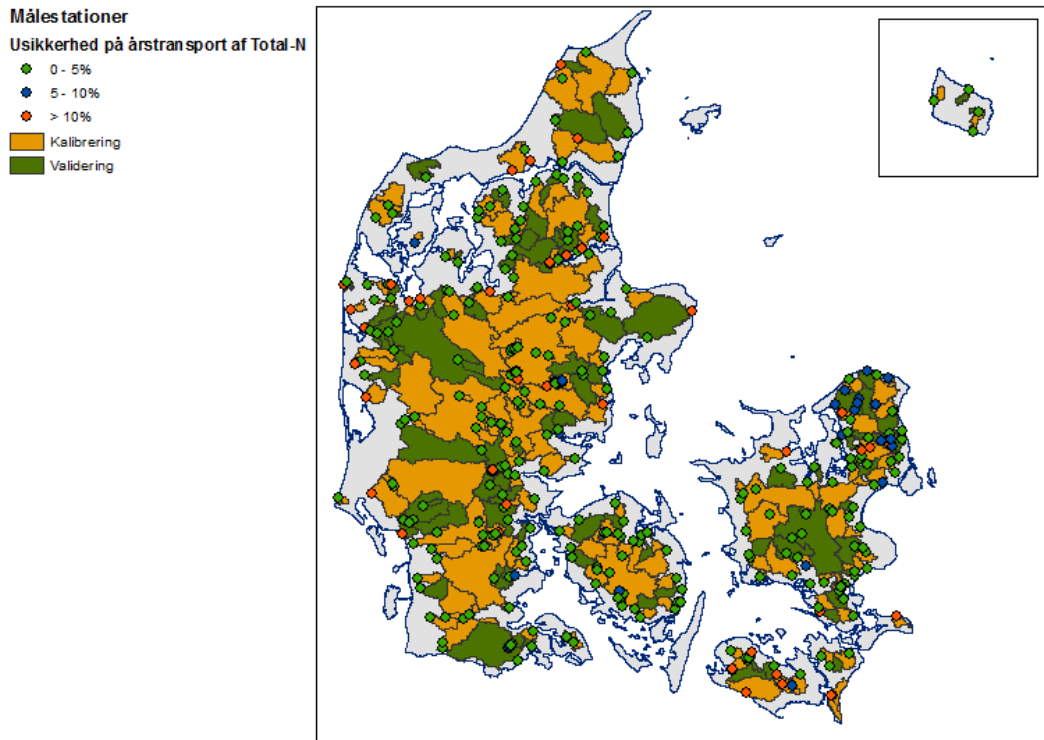
Kalibreringen er foretaget manuelt, dvs. der er gennemført en beregning med efterfølgende sammenligning med de observerede kvælstoftransporter. Herefter foretages en justering af modelparametrene, og der gennemføres en ny beregning og sammenligning. Denne proces fortsættes, til der opnås en tilfredsstillende overensstemmelse mellem de observerede og beregnede værdier, eller indtil det ikke er muligt at forbedre beregningsresultaterne yderligere. I sammenligningen med de observerede data er der anvendt årlige værdier, dvs. modellen er kalibreret og valideret med de årlige kvælstoftransporter i vandløbene.

Observationer af kvælstoftransporter er opdelt i to datasæt. Det ene sæt er anvendt til kalibrering af modellen, mens det andet sæt er reserveret til en validering (test) af modellen. Ved reservation af en del af datasættet kan der således laves en test på et uafhængigt datasæt, dvs. stationer der ikke er medtaget under kalibreringen. Dette giver mulighed for at opnå et mål for, hvor god modellen er til at beregne kvælstoftransporten i områder, som modellen ikke er kalibreret for, og kan således også benyttes til vurdering af usikkerheden i umålte oplande.

### 4.1 Observationsdata

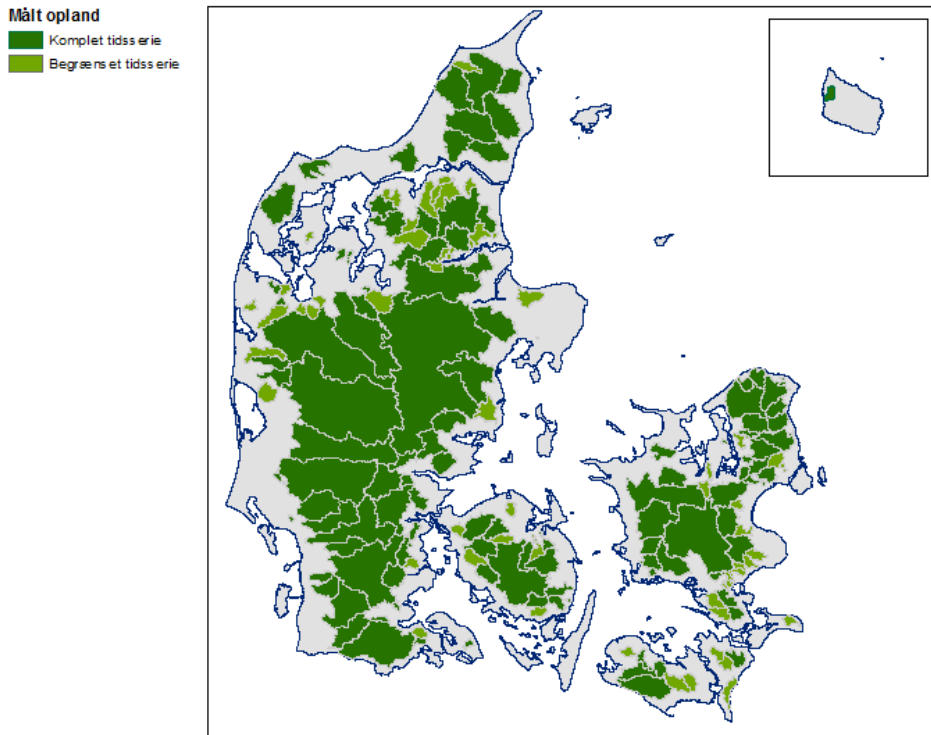
#### 4.1.1 Vandløbsmålestationer

De vandløbsstationer, hvorfra der er anvendt måledata af vand- og kvælstoftransport, udgøres for en stor del af stationsnettet, der har indgået i det nationale overvågningsprogram NOVANA. Dog er der i samarbejde med medarbejdere fra Naturstyrelsen tilvejebragt måledata for en række supplerende målestationer, drevet af de tidligere amter som led i den regionale vandmiljøovervågning. Sidstnævnte måledata har ikke gennemgået den samme standardiserede kvalitetssikring, som er udført i det nationale overvågningsprogram, men data er vurderet og sikret af Naturstyrelsen og supplerer NOVANA data på en relevant måde. Der er for alle medtagne målestationsdata anlagt det kriterium, at der skal forefindes mindst 5 års målinger af kvælstoftransporten for at inddrage dem i modelopsætning, -kalibrering og/eller -validering. Der indgår således i modelprojektet måledata fra 344 stationer, Figur 27.



**Figur 27.** Oversigt over målestationer, der indgår i oplandsmodellen. Den estimerede usikkerhed på måledata samt oplandsarealer for kalibrerings- og valideringsstationer er også vist.

Oplandene til de 169 kystnære stationer, der hidtil har været anvendt i NOVANA ved opgørelserne af kvælstoftilførslerne til kystvande, er vist i Figur 28. Her er også illustreret, at der for en række mindre stationsoplande ikke er komplette måletidsserier for 1990-2010. 112 af stationerne har målinger af kvælstoftransport for hele perioden, mens yderligere 49 af stationerne har måledata fra mindst 15 år. Det er særlig for de sidste år i perioden, at der har været en reduktion i antallet af kystnære målestationer. Således er der for 2008-2010 kun måledata fra 118 af de viste stationer.



**Figur 28** Målestationer. Oplandene til de kystnære målestationer, der hidtil har været anvendt til opgørelse af kvælstoftilførslen til kystvande i NOVANA. Omfatter de mest kystnære stationer med måledata.

#### 4.1.2 Usikkerhed på målte kvælstoftransporter

Der er naturligvis en vis usikkerhed på de beregnede vandafstrømninger og kvælstoftransporter ved vandløbsstationerne. Usikkerheden knytter sig i væsentlig grad til den måde vandføringen er bestemt,

Tabel 11. Hertil kommer en ekstra usikkerhed fra hvor ofte der udtages vandprøver til analyse af koncentrationen af kvælstof. Usikkerhed herfra stiger generelt jo mindre oplandet er, som der skal bestemmes en kvælstoftransport fra. Desuden stiger usikkerheden generelt jo færre vandprøver, der udtages. Ved månedlig prøvetagning er usikkerheden på ca. 2 % ved en vandløbsstation med et opland på ca. 500 km<sup>2</sup>, stigende til ca. 5 % ved en station med et opland på ca. 10 km<sup>2</sup>. De tilsvarende usikkerheder falder i begge tilfælde til 1-2 % ved prøvetagning hver 14'ende dag.

Til langt de fleste af målestationerne vurderes usikkerheden på årstransporterne at være mindre end 5-10 %, Tabel 12. For 49 af de 344 stationer vurderes usikkerheden dog at være >10 %.



**Tabel 11.** Estimeret usikkerhed på årlig vandafstrømning ved forskellige målestationstyper med forskellige måder at beregne daglig vandføring; QH: Vandføring (Q) og vandstands (H) observationer og anvendelse af relation mellem Q og H hvor H er kontinuert målt; qq: relation mellem vandføring målt ved målestation og anden målestation med beregnet daglig vandføring fra QH sammenhæng; Arealproportionering: Ekstrapolation af vandføring fra opstrøms QH målestation; pumpestation: Beregning af vandføring fra pumpens effekt og måling af løftehøjde; Hastigheds-sensor: Måling af strømhastighed med doppler udstyr og beregning af Q fra kanalens tværdimension.

Stationstype, Vandføring	Estimeret usikkerhed på årlig vandafstrømning (%)
1: QH	2-5
2: qq	5-10
3: Arealproportionering/sum	2-5
4: Pumpestation	>10
5: Hastighedssensor	5-10
6: ukendt/kombination af 1-5	>10

**Tabel 12.** Fordeling af usikkerhed på målestationer

Usikkerhed på årstransport af Total-N	Antal målestationer
Mindre end 5-10%	265
10 til 15%	30
Større end 15%	49
Samlet antal stationer	344

#### 4.1.3 Fordeling af målestationer på kalibrerings- og valideringsoplande

Med udgangspunkt i de 344 stationer med minimum 5 års måledata er der foretaget en fordeling til validerings- og kalibreringsoplande.

Målet har været, at ca. 1/3 oplande er benyttet til validering og 2/3 til kalibrering. Generelt er oplande valgt sådan, at de store oplande enten er valgt til kalibrering eller validering. De mindre oplande, indeni de store oplande, er bibeholdt, men udvalgt sådan, at kun kalibreringsoplande ligger indeni større nedstrøms kalibreringsoplande. Denne hovedregel er der dog set bort fra for de små vandløbsoplande i dyrkede områder, der indgår i det nationale overvågningsprogram NOVANA. Altså de såkaldte 'typevandløb' (opland domineret af landbrugsdrift). For oplande til validering er det tilstræbt, at et valideringsopland ikke er en delmængde af et større nedstrøms valideringsopland.

De mindre vandløbsoplande fra det nationale overvågningsprogram, der alene er påvirket af landbrugsdrift (de såkaldte typeoplande: 'landbrug'), er ligeledes fordelt med 1/3 til validering og 2/3 til kalibrering. Endelig er det tilstræbt, at oplande med større søer ikke indgår i den primære kalibrering/validering. Dette resulterer i, at der er udvalgt ialt 289 stationer til kalibrering/validering. Størrelsesfordelingen af disse oplande er vist i Tabel 13.

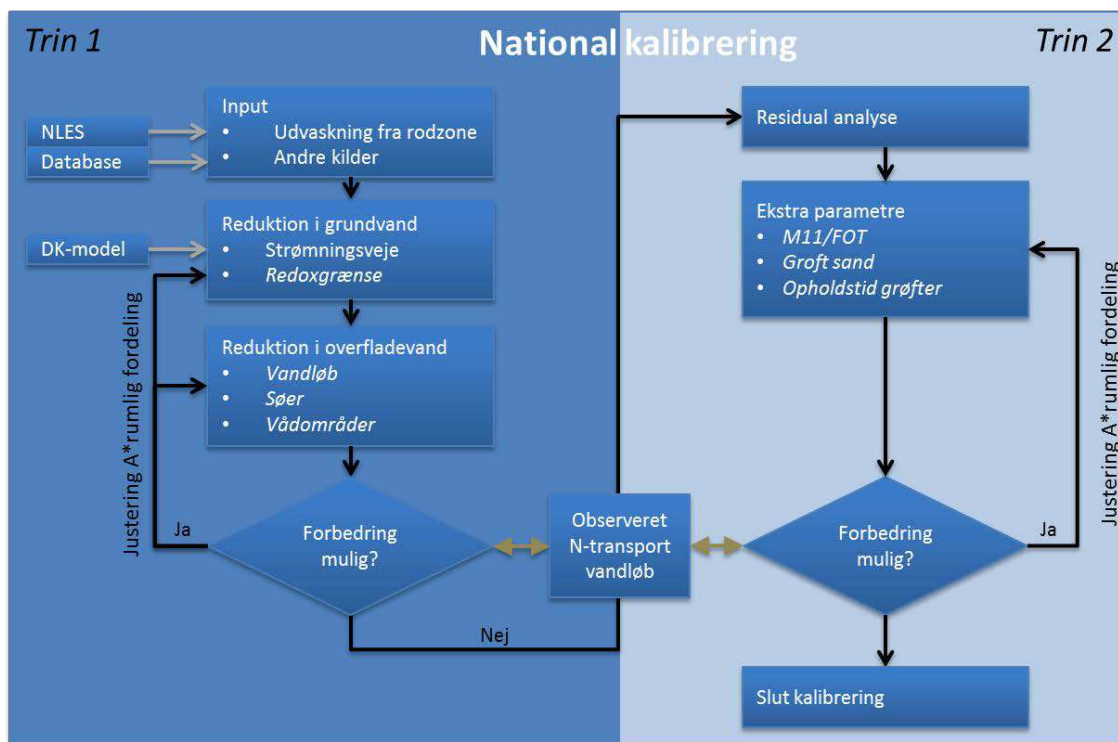
**Tabel 13.** Størrelsesfordeling af kalibrerings- og valideringsstationer

	Antal	Areal km <sup>2</sup>			
		10 % fraktil	Median	Middel	90 % fraktil
Kalibrering	183	5,4	34	118	290
Validering	106	4,3	46	104	239

Bilag 6.1.2 indeholder stamdata for samtlige stationer indsamlet i forbindelse med udvikling af kvælstofmodellen.

## 4.2 Kalibreringsstrategi

Kalibreringen er gennemført i to trin, Figur 29. Indledningsvist er det antaget, at der ikke sker en omsætning ved terrænnære processer, og det er derfor kun parametrene for overfladevandet og redoxgrænsen, der indgår i kalibreringen. Resultatet fra trin 1 kalibreringen viste en generel underestimering af reduktionen i nogle dele af landet. Der er derfor efterfølgende gennemført en residual analyse med henblik på identificering af variable, der kan beskrive denne variation, og som ikke allerede er inkluderet i modellen. Parametre, der er fundet på baggrund af denne analyse, er efterfølgende kalibreret i trin 2.



**Figur 29.** Flowdiagram for kalibrering af modellen

### 4.2.1 Kalibreringsparametre

Ved kalibrering skal der indledningsvist udvælges hvilke parametre, der skal medtages. Dette skal være parametre der 1) har stor betydning for modellens beregninger og 2) er usikkert bestemt. For at kunne bestemme de enkelte parameter er det et yderligere krav, at

de parametre, der indgår som kalibreringsparametre, ikke er indbyrdes afhængige. Forekommer dette, vil ændring i én parameter kunne modsvares af en ændring i en anden parameter, og det vil derfor ikke være muligt at bestemme en unik værdi for de enkelte parametre.

Udvaskningen fra rodzonen beregnes med NLES modellen. Denne er udviklet på baggrund af sammenhørende værdier for kvælstoftilførslen og udvaskningen målt i sugeceller på forsøgsmarker. Som led i udviklingen af modellen indgår direkte en kalibrering af de indgående parametre. Kvælstoftransporten ved målestationerne er et samlet resultat af den tilførte kvælstofmængde fra rodzonen og øvrige kilder, og den reduktion der sker undervejs. Den samlede kvælstofkilde samt reduktionen er således afhængige. En øget udvaskning fra rodzonen vil således kunne modsvares af en øget reduktion. På grund af denne afhængighed, samt det faktum at NLES er kalibreret selvstændigt, er det valgt ikke at medtage udvaskningen som en kalibreringsparameter.

Partikelbanesimuleringen er baseret på en beregning af grundvandsstrømningerne med DK-modellen. DK-modellen er opdateret og gen-kalibreret i forbindelse med nærværende projekt på basis af observationer af grundvandspotentialer og vandløbsafstrømning, hvilket er dokumenteret særskilt i Højberg et al. (2015a). I forbindelse med kalibrering af kvælstofmodellen er der ikke foretaget en yderligere kalibrering af DK-modellen, dog indgår porøsiteten af jordlagene i kalibreringen, da denne ikke bestemmes på baggrund af kalibrering til potentialer og vandføringer, men har betydning for transporthastighederne.

Udviklingen af de statistiske modeller for retention i overfladevand er baseret på observationsdata. For større hurtigt gennemstrømmede søer er således valgt en eksisterende model kalibreret og valideret på data fra det nationale overvågningsprogram. Supplerende er udviklet en model for større søer med længere vandopholdstid (>1 år). For retentionen i vandløb findes der ikke et dansk datagrundlag i forhold til muligheden for estimering af vandløbsspecifikke omsætningsrater, ligesom observationsdatasættet for omsætningen i vådområder er yderst sparsomt. Under kalibrering af den samlede kvælstofmodel for hele landet indgår primært parametrene for omsætningen i vandløb, da denne er den dårligst kendte ud fra observerede data. Datagrundlaget for etablerede vådområderne er ligeledes stærkt begrænset, da der normalt kun findes målinger for et enkelt år og kun i et enkelt tilfælde tidsserier for flere år.

For vandløbene er der primært kalibreret på parameteren  $\beta$  (ligning 2, afsnit 2.3.1), der estimerer relativ vandløbslængde. Typisk antaget opholdstider for de interne vandløb i et ID15 opland bliver herved omkring  $\frac{1}{2}$  time og typiske årlige retentionsprocenter omkring 5 % af tilført N. For vandløbene i grovsandede områder med stor vandløbstæthed, er der ved kalibrering på hastigheden (via  $K_{vl}$ ) antaget en markant længere vandopholdstid og dermed en større procentuel fjernelse af det tilførte kvælstof (typisk omkring 15-20 % af det tilførte kvælstof). I forhold til de større søer er der i kalibreringen medtaget en konstant, der giver en uniform skalering af søretentionen bestemt ved ligning 4 og 5, afsnit 2.3.3.

Ved de indledende følsomhedsanalyser blev der fundet, at effekten af vådområderne, i forhold til den samlede retention indenfor et samlet målt opland, var for lille til, at omsætningen i vådområder kan medtages i kalibreringen. Der er derfor ikke kalibreret på omsæt-

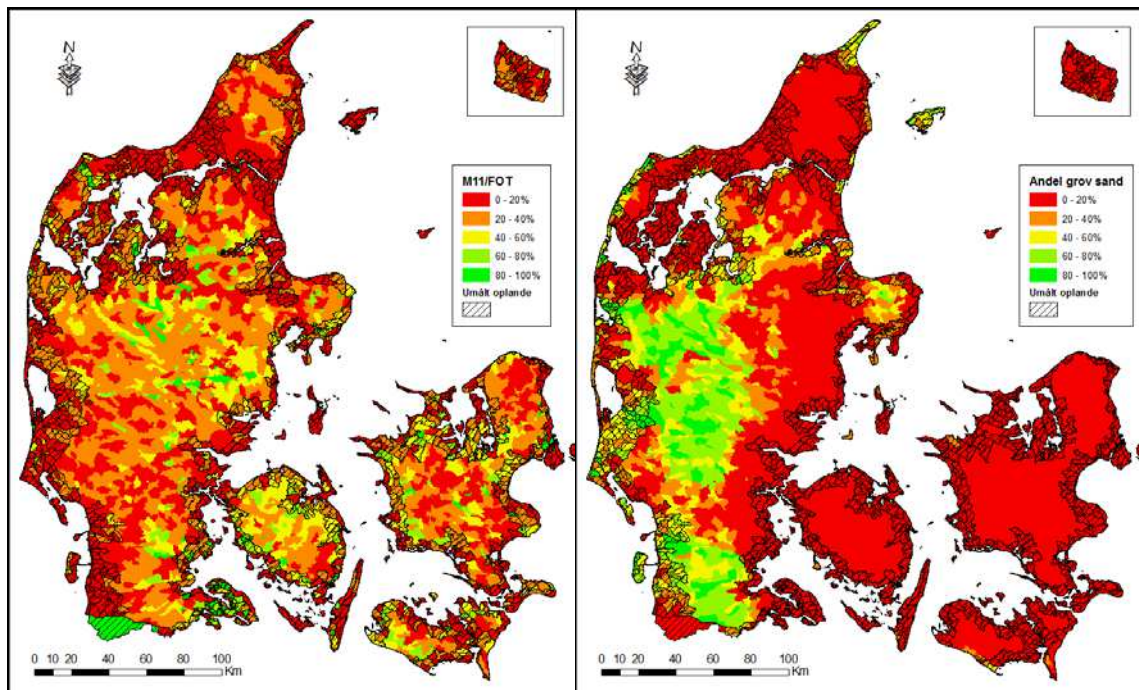
ningen i vådområder ved den nationale kalibrering, og værdierne fra udviklingen af delmodellen i afsnit 2.3.4 er bibeholdt.

Det nationale kort over dybden til redoxgrænsen er udviklet ved at kombinere observationer med geologisk tolkning, afsnit 2.2. I de tolkede områder er der tildelt et interval til de enkelte grids, i meter under terræn, indenfor hvilket redoxgrænsen forventes at ligge. I forbindelse med modelberegningerne er der imidlertid behov for at tilknytte en eksakt værdi for placeringen til samtlige grids i DK-modellen. Placeringen af redoxgrænsen indenfor hvert af de tolkede intervaller indgår derfor i modelkalibreringen, men kun i grids med tolkede værdier, da dybden til redoxgrænsen bestemt på baggrund af observationer fastholdes.

På basis af modellen kalibreret i trin 1 er der gennemført en residual analyse ved sammenligning af observerede og beregnede kvælstoftransporter ved målestationerne. Analysen er gennemført med programmet EUREKA (Schmidt & Lipson, 2009), hvori der automatisk opstilles forskellige funktionsudtryk, der er kombinationer af de medtagne variable. Ved regressionsanalyse bestemmes korrelationen mellem residualerne og de enkelte funktionsudtryk, og det er herved muligt at identificere variable, der bedst forklarer residualerne. Som resultat af analysen blev følgende to variable inddraget i trin 2 af kalibreringen:

- *M11/FOT*. Ikke alle FOT vandløb og grøfter er som tidligere beskrevet indarbejdet i DK-modellen direkte, men i stedet repræsenteret ved drænastrømning. Variablen *M11/FOT* er forholdet mellem den samlede vandløbslængde medtaget i DK-modellen og den samlede vandløbslængde opgjort på basis af FOT vandløbstemaet. Forholdet opgøres for de enkelte ID15 oplande og vil således være unikt for hvert opland, Figur 30. Den fysiske begrundelse for inddragelse af denne variabel er, at i områder med små vandløb/grøfter vil strømmingen i DK-modellen være beskrevet ved en lodret ned-sivning til dræn efterfulgt af direkte transport til vandløbet. I naturen vil strømmingen derimod foregå i de øvre jordlag efterfulgt af strømning på tværs af vandløbsbrinken, hvor der potentielt i jorden kan ske en omsætning af kvælstof (engarealer m.v.). Det kan derfor forventes, at reduktionen beskrevet af modellen underestimeres i områder med stor andel af grøfter, der anvendes til afvanding.
- *Groft sand*. I områder med stor procentdel af groft sand i overjorden, viste trin 1 kalibrering en generel underestimering af kvælstofreduktionen. Årsagen hertil er vurderet at skulle søges i de forskellige flowregimer i den hyporheiske zone for vandløb i hhv. lerede og grov sandede overjord. I de sandede arealer kan der ske en større udveksling mellem ådalsmagasinet og vandløbet end tilfældet er i de lerede områder, hvor strømmingen i vandløbene har mere karakter af kanalstrømning uden væsentlig udveksling med ådalsmagasinet. Den øgede udveksling vurderes at kunne resultere i en større retention af kvælstof. Den procentuelle andel af grov sand opgjort på ID15 niveau er vist i Figur 30. De to ovenstående forhold indgår i kalibreringen ved en faktor for vandløb ( $K_{M11/FOT}$ ) og grov sand ( $K_{GS}$ ), der multipliceret med hhv.  $[1 - M11/FOT]$  og andelen af grov sand, angiver den procentuelle reduktion. Er halvdelen af vandløbene i FOT temaet eksempelvis repræsenteret i DK-modellen bliver størrelsen  $[1 - M11/FOT]$  0,5 og reduktionsprocenten bliver  $0,5 \times K_{M11/FOT}$ . Reduktionen sker ved overgangen mellem grundvand og overfladevand, som illustreret i Figur 14.

På baggrund af residualanalysen kan det ikke udelukkes, at der er andre variable, der har betydning for den lokale omsætning. Eksempelvis kan lavbundsarealer lokalt have betydning for omsætningen, men dette har ikke kunnet sandsynliggøres på basis af den gennemførte analyse. Den væsentligste årsag hertil vurderes at være, at lavbundsarealerne generelt udgør en beskeden del af det samlede opland for målestationerne, hvorved betydningen af disse arealer er begrænset i forhold til den samlede transport og omsætning af kvælstof på regional skala. Ligeledes vil omsætningen være forskellig for forskellige lavbundstyper, så retention i nogle lavbundsarealer vil være større end det, der generelt observeres, mens andre lavbundsområder vil have en mindre retention. Dette vil have modsatrettet effekt under regressionsanalysen, og derfor resultere i en manglende korrelation.



**Figur 30.** Forholdet mellem vandløbslængden inkluderet i DK-modellen og længden opgjort på basis af FOT vandløbstema (venstre) og procentuelle andel af grov sand (højre), baseret på Børgesen et al. (2013). Begge forhold er opgjort på ID15 oplandsniveau.

Det samlede parametersæt medtaget i kalibreringen er angivet i Tabel 14. Under kalibreringen er der anvendt en national tilgang. Dette betyder, at der er anvendt samme kalibreringsparameter for hele landet. For omsætningen i vandløbene har de parametre, der beskriver omsætningen for de enkelte vandløbsklasser, således den samme værdi for hele landet. Den rumlige variation af den samlede omsætning bestemmes således af den rumlige fordeling af vandløbene, der giver den største omsætning i ID15 oplande med mange vandløb. Ligeledes er der anvendt samme nationale værdi for redoxgrænsen indenfor de tolkede intervaller. Dette betyder eksempelvis, at alle grids, der er tolket til at have redoxgrænsen beliggende mellem 0 og 1 m under terræn, får den samme værdi. Redoxgrænsens beliggenhed er tolket i 7 intervaller. Det nederste interval har dog en meget begrænset udbredelse, og det er derfor valgt at slå de to dybeste intervaller sammen.

**Tabel 14.** Parameter medtaget i model kalibrering

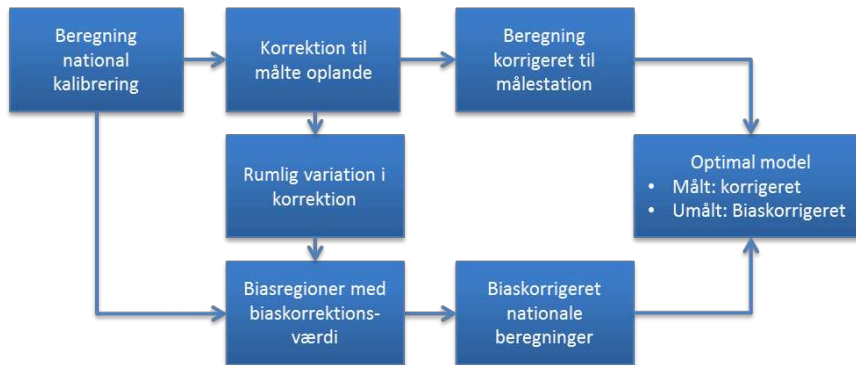
Kalibrering	Parameter	Forklaring
Trin 1	Redoxgrænse	Dybden til redoxgrænsen indenfor hvert af de tolkede intervaller. I alt syv parametre
	Beta	Parameteren Beta i ligning 2 (afsnit 2.3.1). Af denne og ligningsudtrykket beregnes Relativ stream lenght (RL), der influerer på vandopholdstiden for det afstrømmende vand. Vandopholdstiden influerer efterfølgende den procentuelle omsætning (retention) af det tilførte kvælstof
	K <sub>sø</sub>	En generel kalibreringsfaktor (K <sub>sø</sub> ) påtrykt modeludtrykket for den procentuelle retention (FNRET, ligning 4 og 5, afsnit 2.3.3)
	Porøsitet	Fraktionen af det samlede jordvolument hvori vandet transporteres
Trin 2	KM <sub>11/FOT</sub>	En faktor, der multipliceret med forholdet mellem længden af vandløb i DK-model og samlet vandløbslængde i FOT, giver en procentuel reduktion af kvælstof, der ledes til fra grundvandet
	K <sub>GS</sub>	En faktor, der multipliceret med andelen af groft sand indenfor ID15 opland, giver en procentuel reduktion af den kvælstof der ledes til fra grundvandet
	K <sub>vl</sub>	Opholdstid i små grøfter i grovsandede områder. Ved specifik ændring af K <sub>vl</sub> (afsnit 2.3.1).

### 4.3 Korrektion og biaskorrektioner

Anvendelsen af nationale kalibreringsparametre gør det muligt at overføre disse parametre til de umålte oplande og gennemføre en beregning for disse oplande, der er konsistent med beregningerne for de målte oplande. Som beskrevet i forrige afsnit resulterer den nationale kalibrering i en model, der for landet som helhed giver den bedste beskrivelse af den observerede 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.

Den nationale kalibrering er derfor suppleret med en korrektion til de individuelle målestationer. Det rumlige mønster for denne korrektion er efterfølgende analyseret for at identificere sammenhængende regioner med sammenlignelig korrektion, der vil angive en systematisk afvigelse (bias) mellem observationer og modelberegningerne. I de tilfælde, hvor der er tale om en systematisk afvigelse mellem model og data i et område for de målte oplande, må det ligeledes forventes, at denne systematiske afvigelse vil være gældende for de umålte oplande. Biaskorrektionen har derfor til formål at overføre viden om systematisk

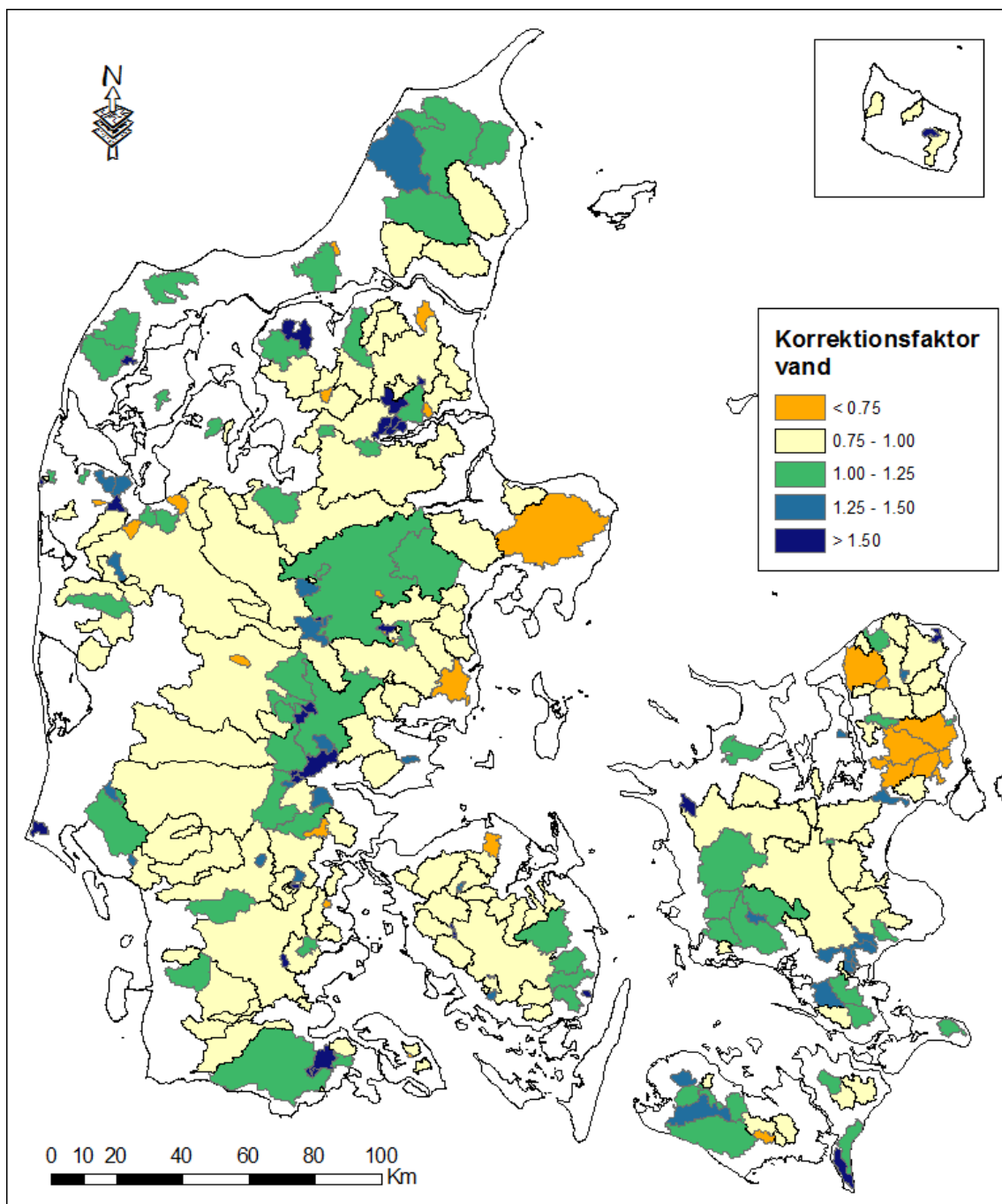
afvigelse i de målte oplande til de umålte oplande. Den samlede tilgang er illustreret i Figur 31, mens metoden er beskrevet i nedenstående afsnit.



**Figur 31.** Flowdiagram for biaskorrektion og "optimal" model ved kombination af korrigerede værdier for målte og biaskorrigerede værdier for umålte opland.

### 4.3.1 Korrektion til målte oplande

Korrektion til målte oplande er foretaget i forhold til både de beregnede vandføringer, som simuleret af DK-modellen, samt for kvælstoftransporten. Korrektion af vandføringer er foretaget ved for hvert af de målte oplande at bestemme én korrektionsfaktor, der ved multiplikation med den beregnede vandføring sikrer, at den samlede beregnede vandføring stemmer overens med den målte opgjørt for hele perioden med måledata. Beregningen af korrektionsfaktoren er foretaget på basis af hele den periode indenfor hvilken, der eksisterer data ved målestationen. Den rumlige fordeling af den stationsspecifikke korrektionsfaktor er vist på Figur 32, hvoraf det fremgår, at størstedelen af oplandene ligger indenfor +/- 25 % afvigelse. Den vandføringsvægtede korrektionsfaktor for hele landet baseret på samtlige stationer med måledata er 1.03, dvs. modellen beregner en vandføring, der 3 % mindre end den observerede.



**Figur 32.** Rumlig fordeling af korrektionsfaktoren bestemt for vandføring.

Korrektion for kvælstoftransporten er foretaget ud fra en antagelse om, at forskellen mellem den observerede og beregnede værdi skyldes, at den sande reduktion indenfor oplandet afviger i forhold til reduktionen beregnet med den nationalt kalibrerede model. Korrektionen på oplandsniveau er derfor gennemført ved at justere den beregnede retention for oplandet, så der opnås en overensstemmelse mellem den samlede observerede og beregnede kvælstoftransport for hele den periode, hvori der eksisterer observationer på målestationen. Korrektionsværdien for den enkelte målestation er således, som for vandføringen, én konstant værdi for hele perioden.



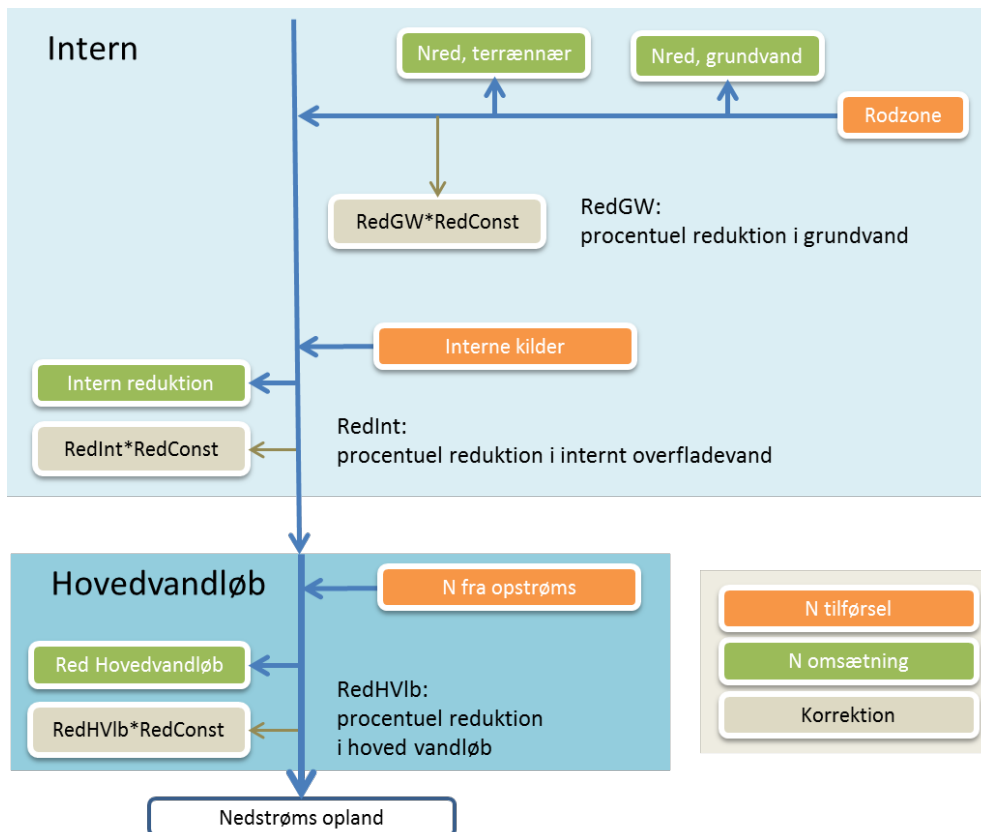
Da der sker en reduktion i såvel grundvandet samt internt i ID15 oplandene og i hovedvandløbet, er den beregnede reduktion korrigeret for alle led, Figur 33. I praksis er den gennemført ved at tilføje et ekstra "sink" led, der giver en ekstra fjernelse af det kvælstof, der ledes til fra grundvandet, i den interne del af overfladevandssystemet indenfor ID15 oplandet samt i hovedvandløbet. Korrektionen sker ved at anvende samme relative justering af reduktionen i de tre led. Dette opnås ved at skalere korrektionen med reduktionsprocenterne for grundvand (*RedGW*), intern retention (*RedInt*) og retention i hovedvandløbet (*RedHvlb*), hvor disse retentioner er beregnet med den nationalt kalibrerede model. Ved korrektionen skal der således bestemmes én korrektionskonstant *RedConst*, for hvert af de målte oplande, der multipliceret med de oprindelige beregnede reduktionsprocenter korrigerer retentionen, så der opnås overensstemmelse mellem den observerede og beregnede kvælstof fluks ved målestationen for hele perioden. De målte oplande vil generelt bestå af adskillige ID15 oplande, og der anvendes samme *RedConst* for alle ID15 oplande tilhørende det målte opland.

Da korrektionen håndteres ved tilføjelse af et ekstra sink led, er korrektionskonstanten ikke en faktor der korrigerer de beregnede retentionsprocenter direkte. Metoden kan nemmest beskrives ved et taleksempel.

#### *Eksempel*

Til illustration af metoden ses i første omgang kun på grundvandsretentionen. Som eksempel er der for grundvand estimeret en retention på 45 %. Ved sammenligning med måledata er det fundet, at den modelberegne kvælstoftransport er overestimeret, og retentionen skal korrigeres op. Den *RedConst* værdi der skal benyttes er med modellen beregnet til 0,5, og det ekstra sink led vil derfor resultere i en reduktion på  $45 \% \cdot 0,5 = 22,5 \%$ . Sink leddet er indbygget efter grundvandsretentionen, dvs. den yderligere reduktion sker alene på det kvælstof, der ikke er omsat i grundvandet. Den samlede korrigerede retention bliver således  $[1 - (1 - 0,45) \cdot (1 - 0,225)] \cdot 100 \% = 57,4 \%$ , i stedet for de 45 % der oprindeligt var estimeret. På tilsvarende vis korrigeres retention for hhv. det interne led samt for hovedvandløbet.

Bestemmelsen af *RedConst* sker iterativt for hvert målt opland ved en rutine indbygget i oplandsmodellen og kan således gennemføres for alle oplande med målte data.



**Figur 33.** Diagram der viser den udførte korrektion af de beregnede reduktioner. *RedGW*, *RedInt* og *RedHVlb* er beregnet på baggrund af den nationalt kalibrerede model, *RedConst* er korrektionskonstanten, der bestemmes for hvert af de målte oplande.

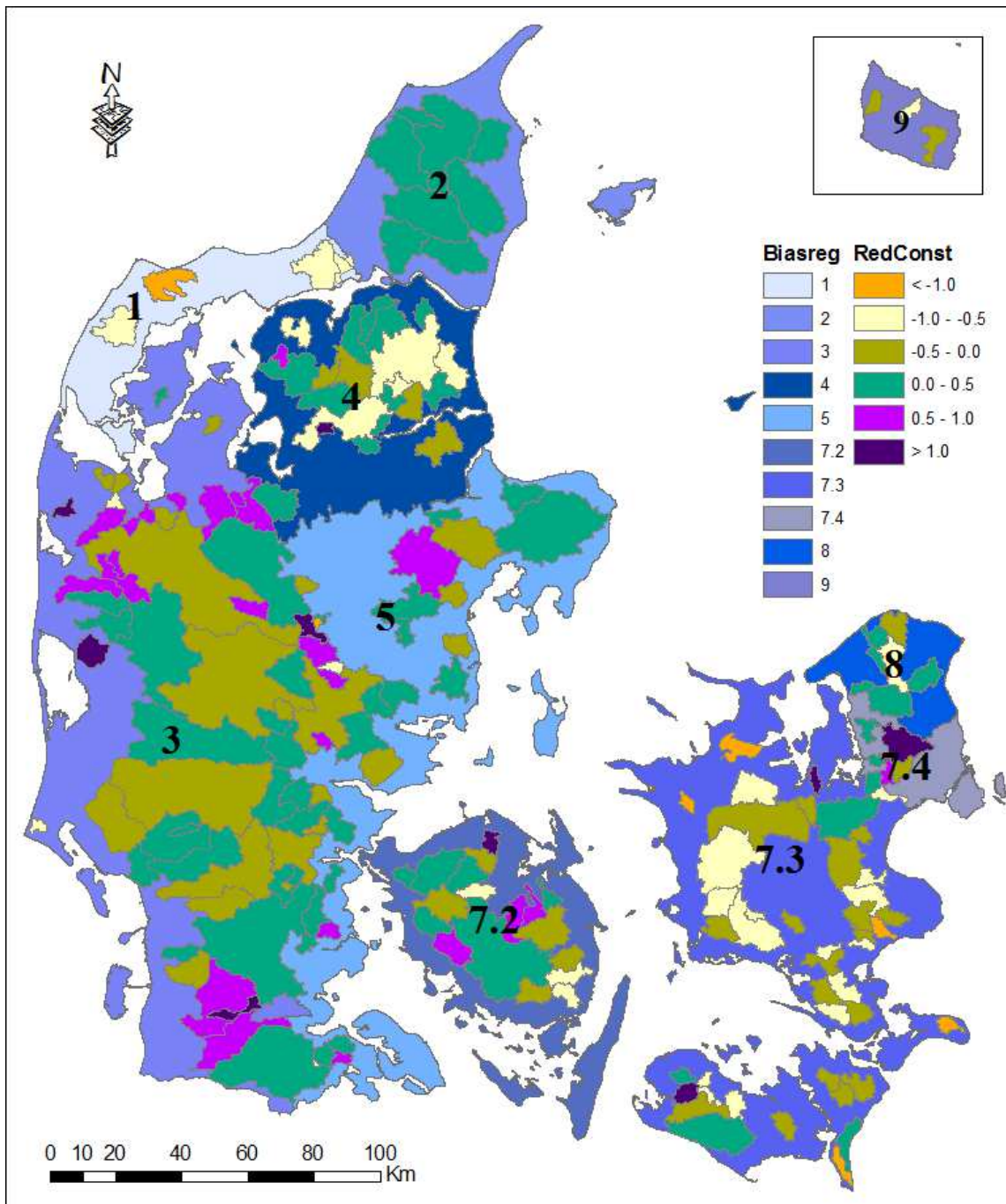
### 4.3.2 Biaskorrektioner

Formålet med biaskorrektionen er, at udnytte og overføre viden om en eventuel systematisk afvigelse fra målte til umålte oplande. I forhold til vandafstrømningen er det valgt ikke at foretage en biaskorrektion i umålte oplande, idet den beregnede korrektionsfaktoren generelt er tæt på 1 (ingen korrektion), og fordi der ikke kunne identificeres et rumligt mønster, der indikerer en systematisk afvigelse for afgrænsede områder.

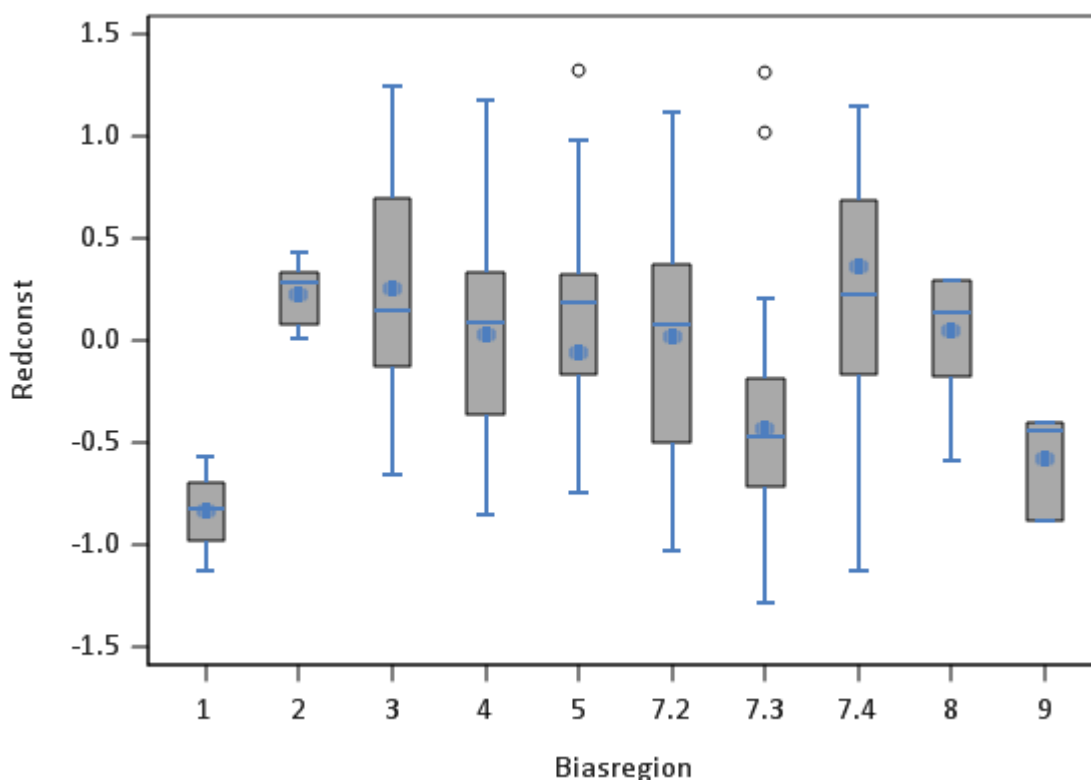
For kvælstoftransporter er biaskorrektionen bestemt på basis af målestationer, der er vurderet repræsentative i forhold til de umålte oplande og for den skala, som modellen er udviklet for. Dette betyder, at oplande mindre end 15 km<sup>2</sup> og oplande, hvor søarealet udgør mere end 1,5 % af det samlede areal er udeladt fra analysen. I alt indgår der 189 af de 344 målestationer til bestemmelse af den rumlige fordeling af biaskorrektionsfaktoren.

Den rumlige fordeling af korrektionskonstanten *RedConst* beregnet for målestationerne er vist på Figur 34. På baggrund heraf er der afgrænset sammenhængende biasregioner, der ligeledes er vist i Figur 34. Afgrænsningen er foretaget manuelt ved test af forskellige afgrænsninger efterfulgt af beregning af fordelingen af *RedConst* værdierne indenfor de enkelte biasregioner. Ideelt skulle biasregionerne defineres så alle oplande indenfor området skulle korrigeres med samme værdi. Dette kan imidlertid kun opnås ved anvendelse af meget små biasregioner, hvilket ikke er hensigtsmæssigt, da det derved ikke vil være ro-

bust at overføre de beregnede biaskorrekationer til de umålte oplande. Indgår der eksempelvis kun få målte oplande i en biasregion, vil det være vanskeligt at afgøre, hvilke(n) umålte oplande, der skal knyttes til disse regioner. Det er derfor bestræbt, at foretage en afgrænsning dækkende relativt store arealer. Fordeling af *RedConst* værdierne indenfor de 10 biasregioner er vist i Figur 35.



**Figur 34.** Rumlig fordeling af korrektionskonstanten *RedConst* beregnet for de målte oplande, samt opdelingen i biasregioner angivet blå farveskala og numre.



**Figur 35.** Box-whisker plot af fordeling af RedConst indenfor de definerede biasregioner. Boksen viser 25 og 75 % fraktile, og bareren 10 og 90 % fraktil. Median er angivet ved vandret linje i boks, mens middelværdien er angivet ved cirkel. Ikke udfyldte cirkler angiver outliers. En negative RedConst betyder, at der beregnes for stor kvælstofomsætning.

#### 4.4 Resultat af kalibrering og biaskorrektion

Parameterværdier fundet gennem kalibreringen er listet i Tabel 15. For redoxgrænsen blev det fundet, at intervallet 1-5 m er langt det mest følsomme interval. Dette var forventet, dels fordi dette interval findes i størstedelen af landets areal, men også fordi den største vand fluks findes i de øvre lag. En ændring af redoxgrænsen, hvor denne ligger højt, og vil derfor have stor betydning for den samlede kvælstofmængde, der når frem til overfladevandet. For dette interval blev værdien justeret med skridt af 0,25 m. For de øvrige intervaller blev den bedste overensstemmelse fundet ved anvendelse af værdier i den øvre del af intervallet, men der blev ikke fundet et klart optimum. Værdierne for de øvrige intervaller blev følgelig sat lig den øvre fjerdedel af intervallet.

Porøsiteten har betydning for transporttiden fra kvælstoffet udvaskes fra rodzonen til det når frem til overfladevandssystemet. Under kalibreringen blev der gennemført en følsomhedsanalyse ved op/nedjustering af porøsiteten af de forskellige jordlag. Denne analyse viste ingen entydig forbedring af modelresultaterne, hvorfor det blev valgt at anvende erfaringstal for porøsiteten.

For vandløb og søer er det i kalibreringen søgt at lande på niveauer for den samlede N-retention, der ikke afviger markant fra hidtidige antagne niveauer. For søer har forskellige

værdier for  $K_{sø}$  været anvendt, men uden entydige resultater. Der er desværre ikke danske måledata, der specifikt kan anvendes til kalibrering/validering af de anvendte delmodeller for vandløb.

Parametrene identificeret under residual analysen er rent empiriske faktorer, der ikke kan henføres direkte til en fysisk parameter. Det er derfor ikke muligt at vurdere, hvorvidt disse parametre er realistiske. Størrelsen af disse parameter er derfor i stedet vurderet på basis af den samlede reduktion, de medfører i forhold til reduktionen i hhv. grundvand og overfladevandet. Den samlede reduktion relateret til hhv. M11/FOT og andelen af grov sand er givet i Tabel 20.

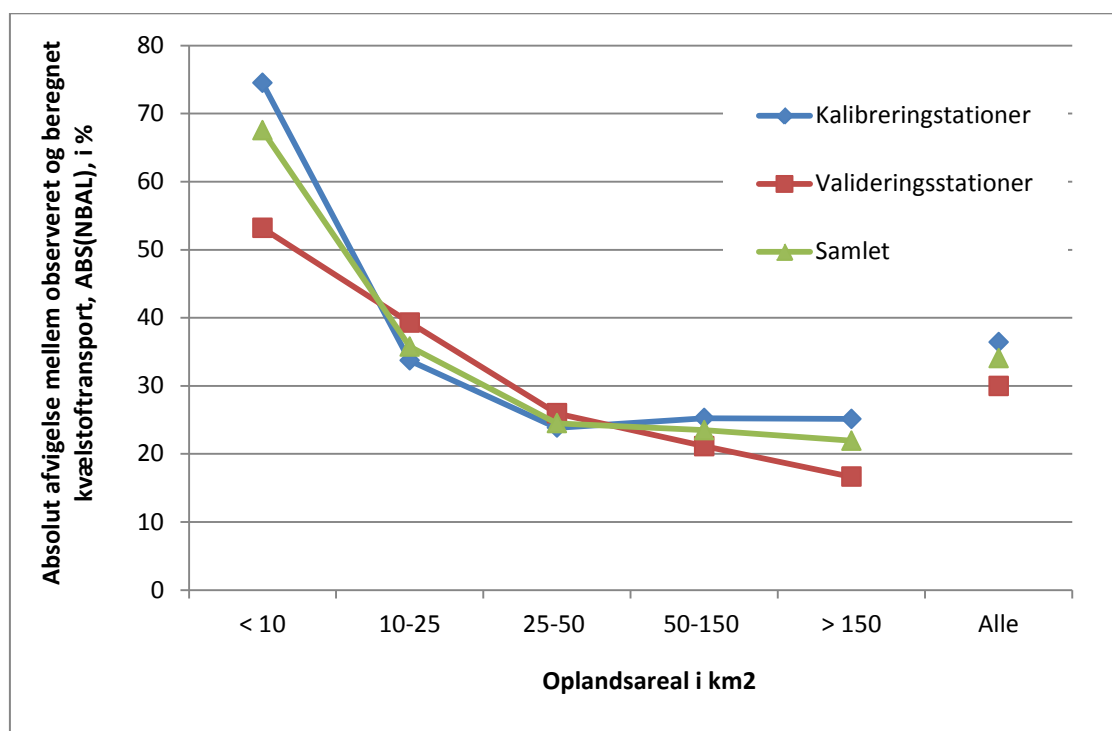
**Tabel 15.** Kalibrerede parameterverdier

Parameter	Optimeret parameterværdi
Redoxgrænse: tolkede intervaller	
0 – 1 m	0,25 m
1 – 5 m	2,50 m
5 – 10 m	6,25 m
10 – 15 m	11,25 m
15 – 30 m	18,75 m
> 30 m	35 m
Porøsitet	
Opsprækket ler (øvre lerlag)	0,05
Ler	0,30
Sand	0,30
Kalk	0,10
Beta	
Vandløbsklasse 0-2.5	-0,3
Vandløbsklasse 2.5-12	-0,27
Vandløbsklasse >12	-0,1
Omsætning søer $K_{sø}$	1
$K_{M11/FOT}$	0,25
$K_{GS}$	0,40
$K_{vl}$	
Vandløbsklasse IVx	
Vinter	0,0022
Sommer	0,0018
Øvrige vandløb	1

Modellens evne til at beregne kvælstoftransporten på stationsniveau, udtrykt ved den procentuelle afvigelse NBAL [(observeret - beregnet)/observeret], er opgjort for forskellige oplandsarealer (arealklasser). Figur 36 viser middel af den numeriske værdi for NBAL (absolut middel) indenfor hver arealklasse for hhv. kalibrerings- og valideringsstationer samt opgjort for alle stationer under et, mens værdierne er angivet i **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** Heraf fremgår at afvigelse er størst for de mindste oplande og aftager for stigende oplandsareal op til arealklassen 25 - 50 km<sup>2</sup>, hvorefter arealstørrelsen ikke synes at have betydning for modellens evne til at beregne de målte transporter. Det skal bemærkes, at de små oplande vil have den mindste samlede kvælstoftransport og den procentuelle

modelafvigelse er således størst, hvor den samlede belastning er mindst. Af figur og tabel bemærkes endvidere, at spredningen i NBAL, udtrykt ved standard afvigelsen, ligeledes er størst for de mindste oplande.

Resultaterne viser også, at der opnås sammenlignelige værdier for stationerne anvendt til hhv. kalibrering og validering. Dette betyder, at modellen i områder uden stationer medtaget i kalibreringen, må forventes at kunne beregne kvælstoftransporterne med samme præcision, som for områderne der er medtaget i kalibreringen. Antages de umålte oplande at være sammenlignelig mht. de fysiske processer, der styrer transport og omsætningen af kvælstof, vil modellen ligeledes beskrive de umålte oplande med samme præcision.



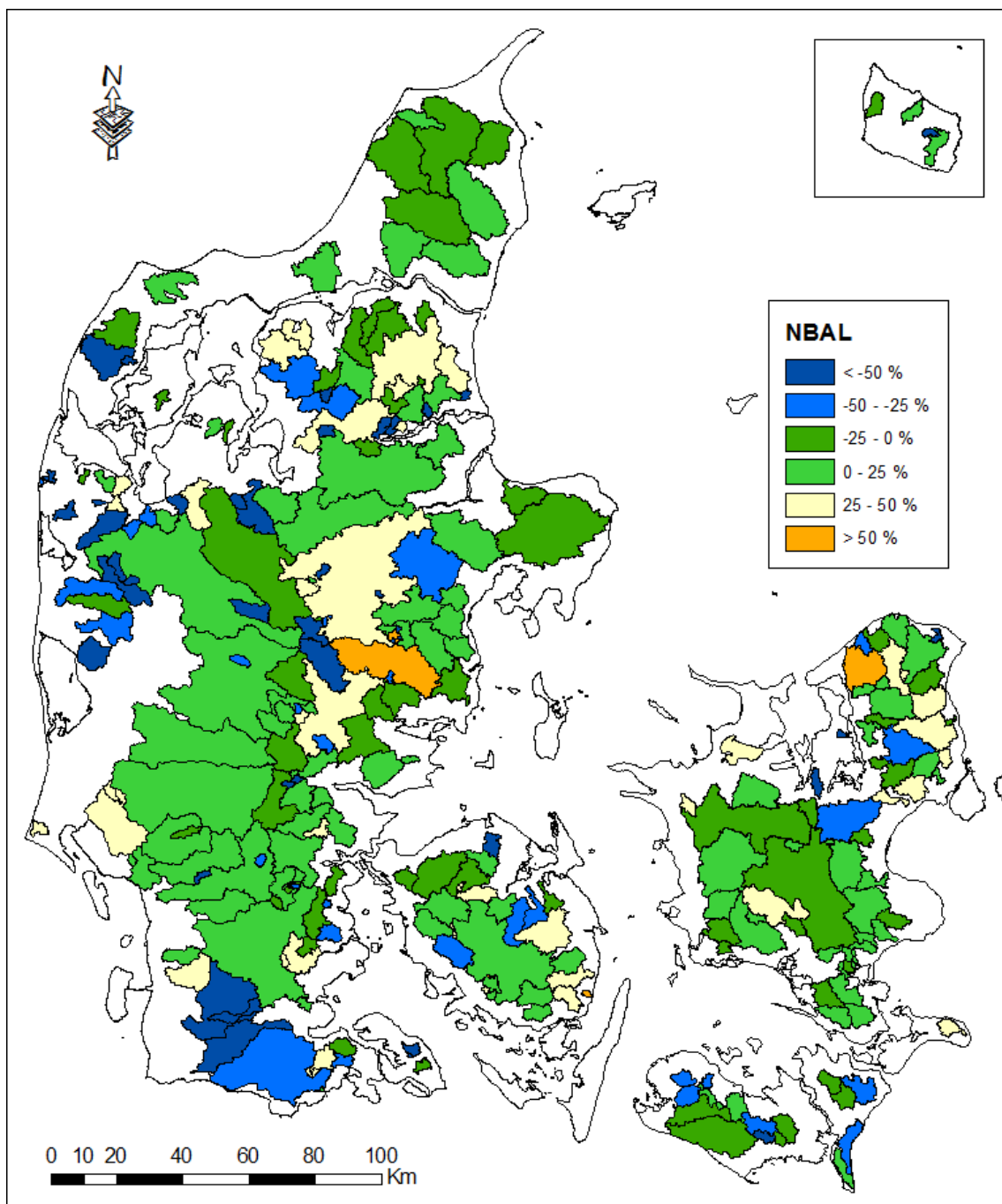
**Figur 36.** Absolut afvigelse mellem observeret og beregnet kvælstoftransport, ABS(NBAL) i procent opgjort for kalibrerings- og valideringsstationer samt samlet for alle stationer.

**Tabel 16.** Absolut middel af NBAL (%) og standard afvigelse opgjort for arealklasser på basis af kalibrerings- og valideringsstationer samt for alle stationer under et.

Oplandsareal (km <sup>2</sup> )/ Stationer	< 10	10-25	25-50	50-150	> 150	Alle
Middel ABS(NBAL)						
Kalibreringstationer	75	34	24	25	25	36
Valideringsstationer	53	39	26	21	17	30
Samlet	68	36	24	23	22	34
Standard afvigelse; NBAL						
Kalibreringstationer	105	46	45	38	34	63
Valideringsstationer	75	50	38	28	21	47
Samlet	98	48	43	35	30	58

Den rumlige fordeling af NBAL er vist på Figur 37. Det ses også her, at den største procentuelle forskel mellem observeret og målte kvælstoftransporter generelt forekommer for de mindre oplande. Undtagelser herfra er vandløbssystemerne Brede Å og Vidå i Sønderjylland, hvor der simuleres for høje kvælstoftransporter (negative NBAL værdier). For disse oplande sker der en stor omsætning og den resulterende transport er lav, hvilket resulterer i en høj procentuel forskel, mens den absolutte forskel er begrænset. I nogle områder underestimeres kvælstoftransporten (positive NBAL værdier), hvilket ses specielt for et delområde i Gudenåsystemet og Arresø på Sjælland, men det observeres også for andre oplande med betydende søsystemer, omend i mindre grad. Afvigelserne her formodes at relateres til beskrivelsen af retentionen i store søer eller søer i kæde, som giver specielle udfordringer for de anvendte sømodeller, som beskrevet i afsnit 2.3.3.

Forskellen mellem den samlede modelberegnet belastning opgjort ved kystnære målestationer (NP169), afviger med -1 % i forhold til observationerne opgjort for hele perioden 1990 – 2010, med en årlig variation mellem -30 og 16 %, Tabel 18. Den tidlige udvikling i belastningsberegningerne er vist i Figur 53, og diskuteret yderligere i forbindelse med vurdering af usikkerhederne i afsnit 5.



**Figur 37.** Rumlig fordeling af NBAL. Ved positive NBAL er de simulerede værdier for kvælstoftransport mindre end observerede kvælstoftransporter og vice versa.



## 5. Usikkerheder

Modeller vil altid være en forsimpning af de naturlige forhold, dels pga. manglende viden mht. de faktiske forhold og processer på lille skala, bestemmelse af de indgående parametre, som beskriver størrelse og hastighed af omsætningen, samt detaljeringen af det tilgængelige datagrundlag. Generelt vil størrelsen af usikkerheden variere fra sted til sted afhængig af de faktiske fysiske forhold. På basis af den udviklede kvælstofmodel er det muligt at estimere størrelsen på usikkerheden for hver enkelt ID15 opland, ved først at kortlægge kilderne til usikkerhederne og derefter anvende modellen til beregning af hvor stor betydning de enkelte kilder har i forhold til det endelige resultat. Dette vil imidlertid kræve et stort antal model beregninger samt indledende kortlægning af usikkerheden og efterfølgende analyser, hvilket ikke har været muligt indenfor nærværende projektperiode.

Der er derfor valgt en anden tilgang til vurdering af usikkerheden, baseret på sammenligning mellem retentionsprocenterne bestemt på basis af den biaskorrigerede og den stationsskorrigerede model. Denne tilgang gør det muligt at give et estimat for den samlede usikkerhed indenfor det målte opland, men vil ikke give differentieret viden om usikkerheden for de enkelte ID15 oplande, der tilhører det målte opland. Med denne metode antages det endvidere, at hele usikkerheden er relateret til retention beregnet for hhv. grundvand og overfladevand. Der tages således ikke hensyn til usikkerheden på måledata.

Usikkerheden på den beregnede udvaskning fra rodzonen vil ligeledes resultere i en usikkerhed i de estimerede retentionsprocenter. Estimeres der for stor udvaskning, vil dette medføre en overestimering af retentionsprocenterne, da disse ved den stationsspecifikke korrektion justeres, så der opnås overensstemmelse mellem den observerede og beregnede kvælstoftransport i vandløbene. Sker der en systematisk over- eller underestimering af udvaskningen beregnet med NLES for hele landet, vil det således resultere i en systematisk under- eller overestimering af retentionen for hele landet. Er der derimod en varierende usikkerhed på udvaskningen, eksempelvis i forhold til specifikke jordtyper og/eller afgrøder, vil usikkerheden på de estimerede retentionsprocenter ligeledes være varierende.

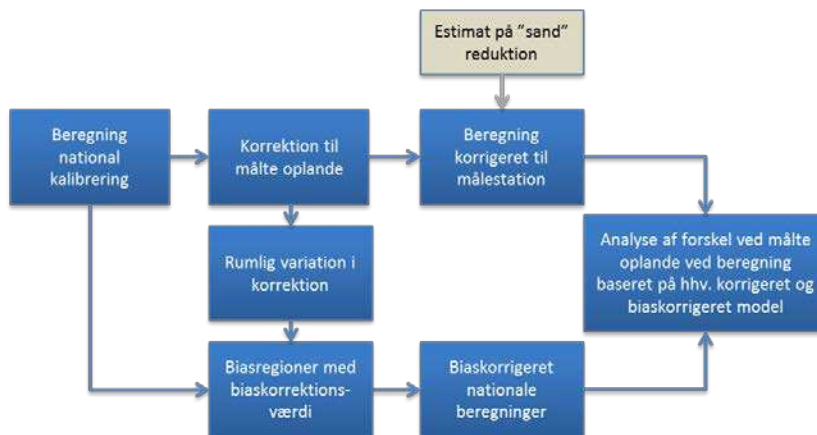
Sammenligningen mellem udvaskningsberegninger udført på basis af de nationale data og data indhentet fra LOOP oplandene viste, at den nationale beregning generelt viste en mindre udvaskning, og at der var forskel på overensstemmelsen mellem de to beregninger for de enkelte LOOP oplande. Dette er imidlertid en sammenligning af beregninger foretaget med samme model og kan derfor ikke anvendes til vurdering af NLES. Endvidere er datagrundlaget, med fem LOOP oplande, for spinkelt til at drage konklusioner på. I usikkerhedsvurderingen er det således implicit antaget, at udvaskningsberegningerne ikke er behæftet med forskellig usikkerhed for forskellige dele af landet.

### 5.1 Usikkerhed på reduktionsprocenter

Den biaskorrigerede model giver den optimale beregning for de umålte oplande. Da der ikke eksisterer målinger i disse oplande, kan usikkerheden ikke vurderes direkte ved sammenligning med observerede data. Valideringsresultatet viste, at modellen beskriver kvæl-

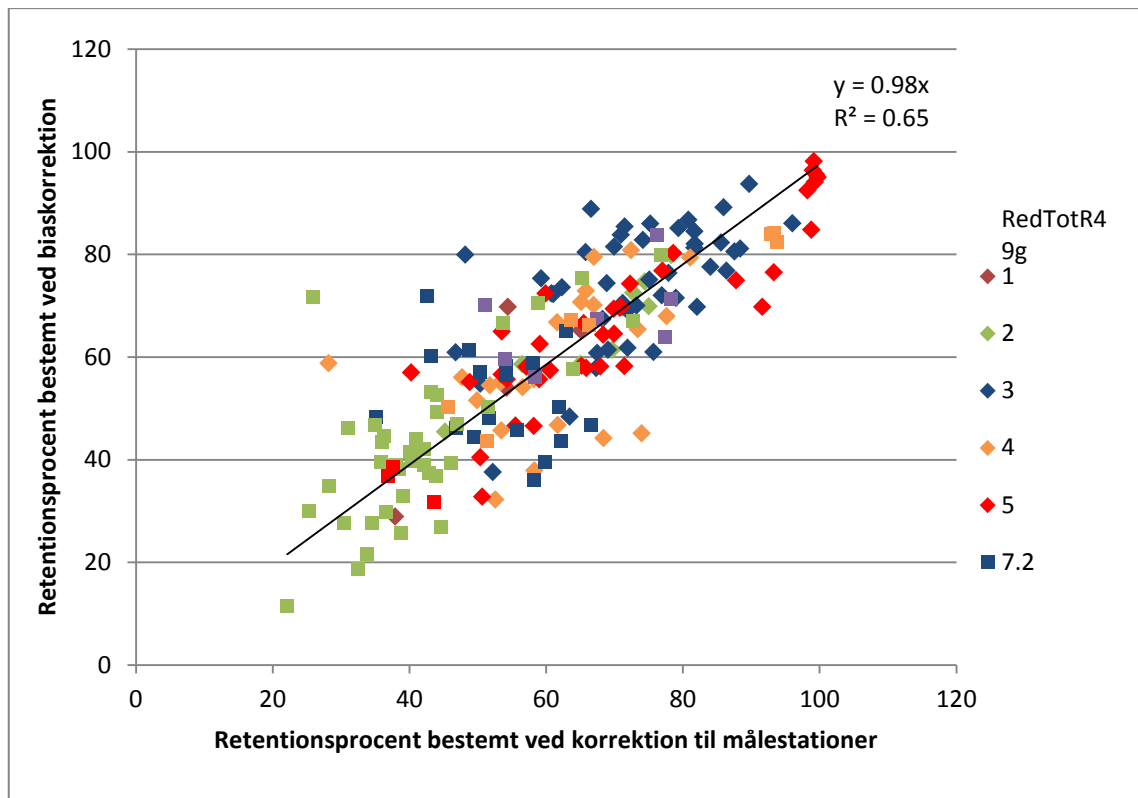
stoftransporten med samme præcision for kalibrerings- og valideringsoplande. Er de målte og umålte oplande sammenlignelige mht. de faktorer der er bestemmende for kvælstoftransport og omsætningen, vil modellen ligeledes have samme præcision i de umålte oplande. Med denne antagelse kan usikkerheden bestemmes på baggrund af de målte oplande og efterfølgende overføres til de umålte oplande.

Som beskrevet i afsnit 4.3 er der for hvert af de målte oplande beregnet en stationsspecifik korrektion, der efterfølgende er benyttet til estimering af en biaskorrektionsfaktor indenfor de 10 biasregioner. Dette gør det muligt, at beregne to estimater af retentionen for de målte oplande, hvor der anvendes hhv. den stationsspecifikke- og biaskorrektion. Ved anvendelse af den stationsspecifikke korrektion opnås det bedste estimat af en "sand" retentionsfaktor, mens anvendelsen af biaskorrektionen er udtryk for sikkerheden på korrektionen, der er beregnet for de umålte oplande. Ved sammenligning af retentionen bestemt ved de to metoder (biaskorrigeret og stationskorrigeret), kan der opnås et estimat for usikkerheden ved anvendelse af den biaskorrigerede model, som antages at være gældende i de umålte oplande. Metoden er illustreret i diagrammet i Figur 38.



**Figur 38.** Diagram illustrerende estimering af usikkerheden baseret på modelberegninger

I analysen indgår de samme 189 stationer, som er anvendt til bestemmelse af biaskorrektionsværdierne. Korrelationen mellem reduktionsprocenten bestemt ved hhv. biaskorrektion og stationsspecifik korrektion til målestationer er vist på Figur 39 for samtlige stationer.



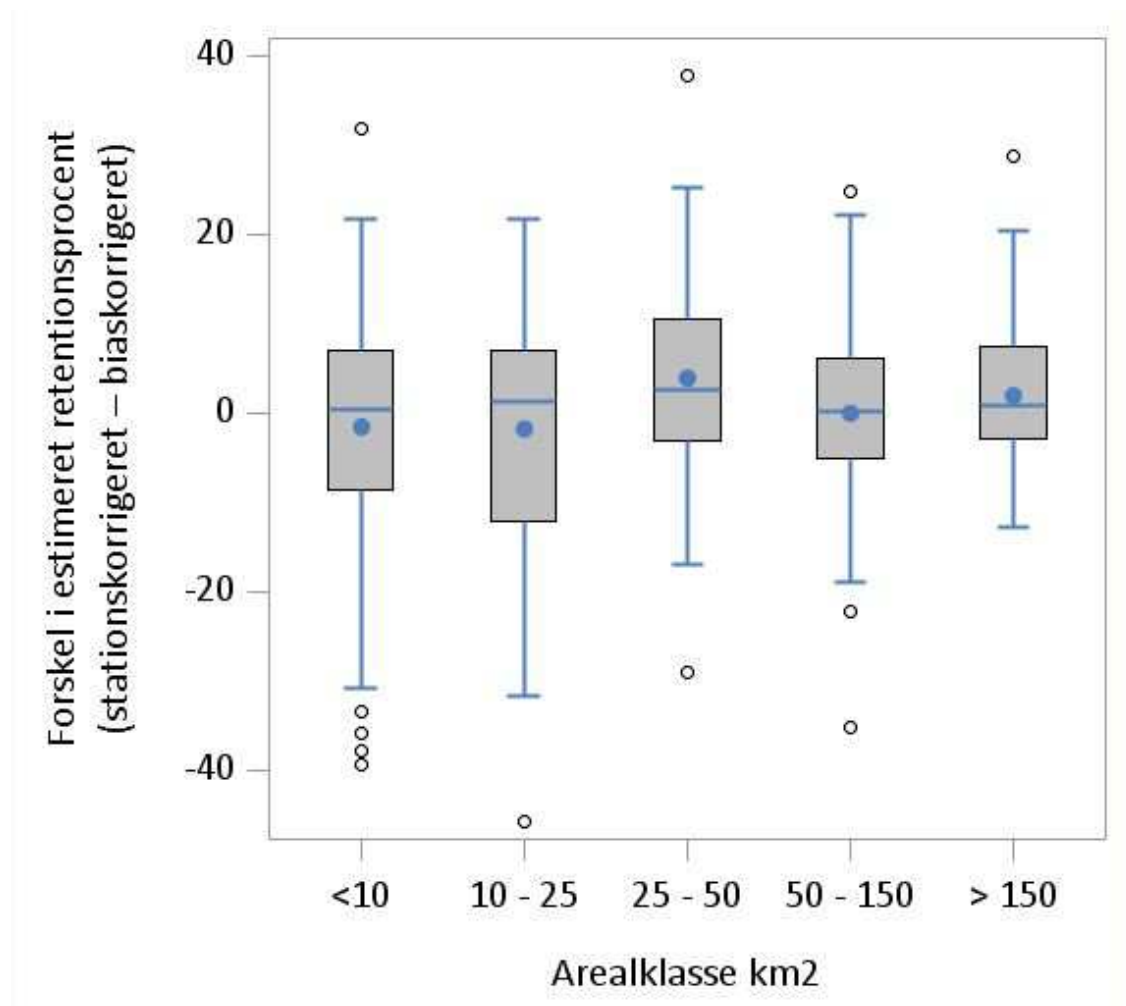
**Figur 39.** Scatterplot af reduktionsprocent bestemt ved biaskorrektion versus reduktionsprocent bestem ved korrektion til målestationer.

Det er ikke muligt at overføre afvigelsen for én målestation til en usikkerhed på ét umålt opland. Tilgangen har derfor været, at beregne forskellen mellem reduktionsprocenterne bestemt ved de to metoder for hvert af de målte oplande og derefter anvende spredningen i disse forskelle som et mål for usikkerheden. Denne analyse er gennemført for de 10 biasregioner, der derved giver et estimat for den generelle usikkerhed for oplandene indenfor hver biasregion. Spredningen i reduktionsprocenterne bestemt ved de to metoder er beregnet ved en standardafvigelse, og usikkerheden er herefter udtrykt ved to gange standard afvigelsen angivet i procent point. Er det optimale estimat på reduktionen for et opland eksempelvis 60 % og 2 x standard afvigelsen 15 %, betyder det, at usikkerhedsintervallet for reduktionsprocenten i dette opland er 45 – 75 %.

Er forskellene indenfor en biasregion normal fordelt, vil to gange standard afvigelsen give et 95 % konfidens interval og det estimerede interval vil således betyde, at den sande retentionsprocent med 95 % sandsynlighed vil ligge indenfor intervallet. I biasregioner med få målestationer, vil forskellen dog ikke følge en normal fordeling, hvorfor den estimerede usikkerhed ikke statistisk stringent vil udtrykke 95 % konfidens intervallet.

Det estimerede usikkerhedsinterval skal være gældende for estimatet af den samlede retention fra rodzonen til kysten på ID15 niveau. For at opnå det meste robuste estimat er det ønskeligt, at anvende det størst mulige datagrundlag, dvs. også fra oplande med en anden oplandsstørrelse end 15 km<sup>2</sup>. Dette forudsætter imidlertid, at spredningen i retentionsprocenterne bestemt ved de to metoder ikke er afhængig af oplandsarealet. Til test af dette er datasættet opdelt i fem arealklasser: < 10 km<sup>2</sup> (71 stationer) m 10 – 25 km<sup>2</sup> (51 stationer),

25 – 50 km<sup>2</sup> (63 stationer), 50 – 150 km<sup>2</sup> (73 stationer) og > 150 km<sup>2</sup> (37 stationer). Opdelingen er valgt så der er et interval omkring de 15 km<sup>2</sup> og omtrentlig lige mange stationer i hver gruppe, dog er der ikke så mange stationer over 150 km<sup>2</sup>. Spredningen i forskellen mellem retentionsprocenten estimeret ved de to metoder er vist i Figur 40. En variansanalyse viser, at spredningen (variansen) for de fem arealklasser ikke er statistisk signifikant forskellige på et 5 % signifikans niveau. Til estimering af usikkerheden på retentionsprocenterne på ID15 niveau, er det derfor valgt at anvende resultaterne fra alle målte oplande.



**Figur 40.** Forskel i retentionsprocenter beregnet ved hhv. stationskorrektion og biaskorrektion opgjort for 5 arealklasser.

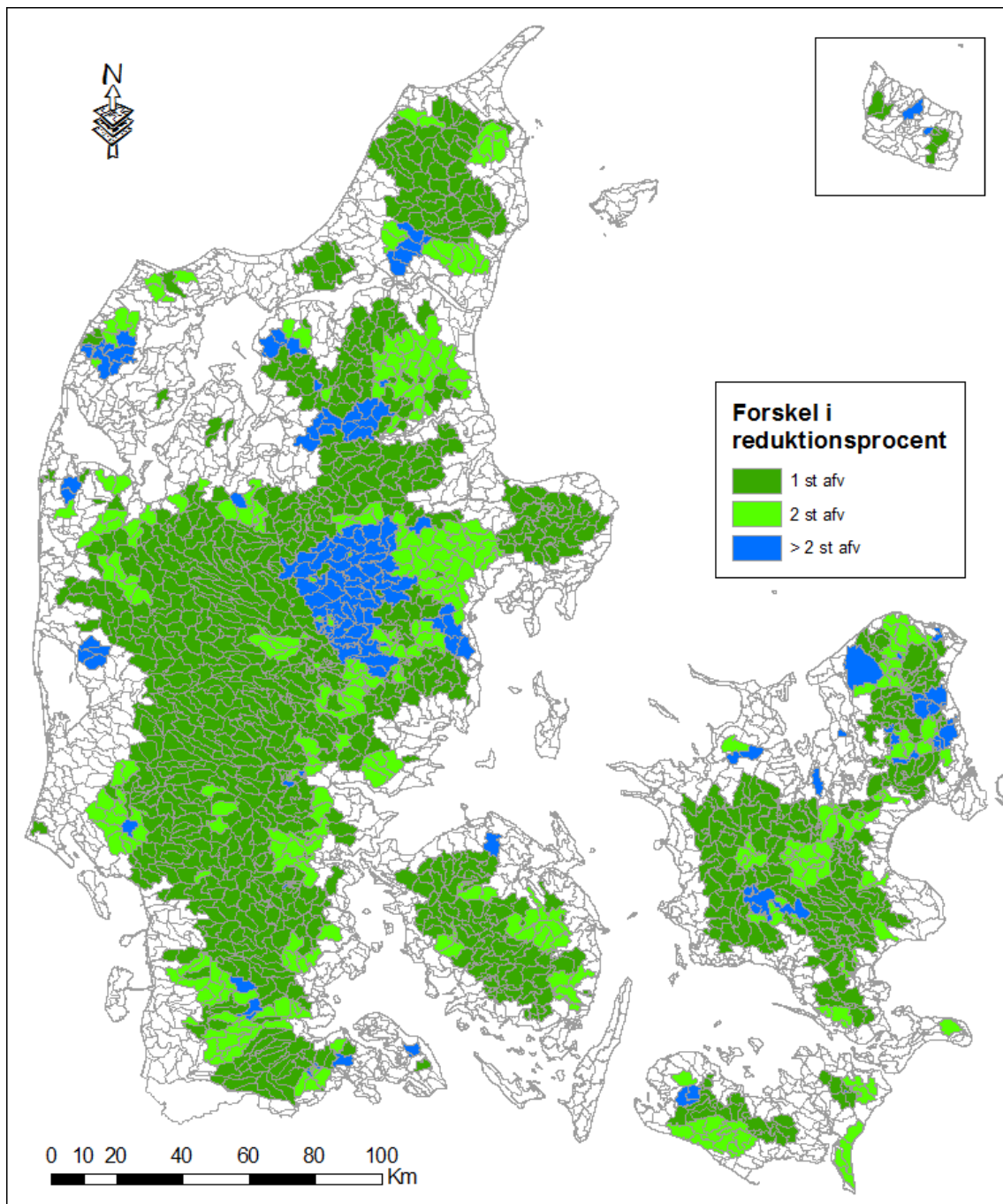
Usikkerhedsintervallet estimeret som to gange standard afvigelsen er angivet i Tabel 17 opgjort for hver biasregion samt beregnet for hele landet under et. Som det ses opnås der forskellige estimater af usikkerheden for de forskellige biasregioner, hvor to gange standard afvigelsen varierer mellem 7 og 28 procent point.

**Tabel 17.** Estimeret usikkerhed i retention i procent point for ID15 oplande i hver biasregion. Endvidere er antallet af målestation, som beregningerne er baseret på, angivet for hver region.

<b>biasregion</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>7.2</b>	<b>7.3</b>	<b>7.4</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>nationalt</b>
2 x st afv	18	7	21	27	16	28	22	20	12	12	21
Målte oplande	4	8	45	22	37	18	38	7	7	3	189

For målte oplande gennemføres beregningerne med korrektionsværdierne bestemt for hvert opland. Dette sikrer, at der for den samlede periode med målinger under ét er overensstemmelse mellem de beregnede og observerede kvælstoftransporter for hele det målte opland. Usikkerheden for hele det målte opland vil derfor forventeligt være mindre end usikkerheden på de umålte oplande. Hovedparten af de målte oplande består imidlertid af adskillige ID15 oplande, hvor usikkerheden ikke kan estimeres ved den anvendte metode. Resultaterne fra oplande, der indeholder flere målestationer, viser, at der kan være betydelig forskel i reduktionen. Der er derfor valgt et konservativt bud på usikkerheden for ID15 oplande indenfor de målte oplande, som er den samme som for de umålte oplande. Usikkerheden er således estimeret at være ens for alle ID15 oplande, men med varierende usikkerhed for de forskellige biasregioner, jf. Tabel 17.

Den rumlige fordeling af usikkerheden er vist i Figur 41, hvor farveskalaen angiver, om afvigelsen mellem reduktionsprocenten, bestemt ved biaskorrektion og korrektionen for det enkelte opland, ligger indenfor intervallerne: 1, 2 eller mere end 2 gange standard afvigelsen bestemt for den pågældende biasregion. Heraf fremgår det, at hovedparten af det målte opland falder indenfor den estimerede usikkerhed på to gange standardafvigelsen. Stationer med større afvigelse forekommer dels for mindre oplande (< 15 km<sup>2</sup>), men findes også i oplande med en stor sø procent, såsom Guden å systemet, Susåen, Furesøen og Arresøen. Endvidere er der oplande i Himmerlandsbæltet, der har en afvigelse på mere end 2 gange standard afvigelsen.



**Figur 41.** Rumlig fordeling af usikkerheden angivet som stationer der falder indenfor hhv. en eller to gang standard afvigelsen bestemt for de enkelte biasregioner.

## 5.2 Usikkerhed på belastningsberegninger

Afvielser mellem observerede og modelberegnete kvælstof transporter er opgjort i afsnit 4.4. I forhold til belastningsberegningerne er det imidlertid ikke usikkerheden på de enkelte stationer, der er relevant, men derimod usikkerheden på den samlede belastning til havet. Til vurdering af usikkerheden er det valgt at opgøre disse nationalt og i forhold til transporten for de enkelte biasregioner.

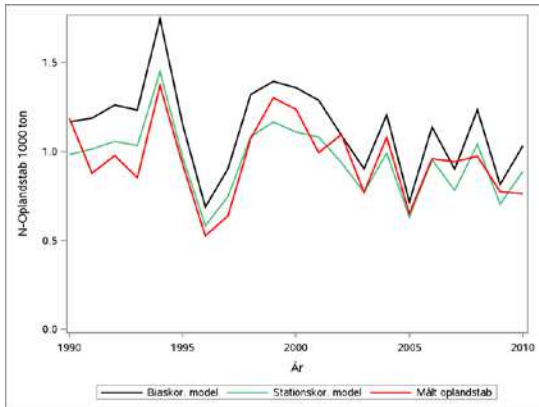
Korrektionen til målestationerne sikrer, at der er overensstemmelse mellem den samlede observerede og beregnede kvælstoftransport for hele den periode, hvor der eksisterer målinger efter 1990. Set for hele perioden under et vil usikkerheden på belastningerne således være lille. Korrektionen udføres ved anvendelse af en enkelt stationsspecifik korrektionsværdi for hele beregningsperioden, og tager således ikke hensyn til, at der vil være år til år variationer i modellens evne til at beskrive den samlede transport. På årsniveau vil der derfor være en større usikkerhed på modellens beregning af transporten. Ved belastningsopgørelser vil det være naturligt at anvende de målte værdier, og usikkerheden på modellens beregninger for de målte stationer har lille relevans for den periode, hvor der eksisterer data. Usikkerheden på modelberegningerne ved målestationer er dog relevant, hvis den skal anvendes til en huludfyldning, hvor der enten er manglende data i en tidsserie for stationen eller denne nedlægges, eller modellen anvendes til scenarieberegninger og fremskrivninger.

Usikkerheden på de målte oplande er estimeret ved at opgøre den samlede observerede og beregnede årlige belastning til havet indenfor en biasregion. I denne opgørelse er der således anvendt data fra de stationer, der er placeret længst nedstrøms i vandløbssystemet, dvs. de 169 stationer beskrevet i afsnit 4.1.3. For hvert år er der beregnet en procentuel afvigelse mellem den samlede observerede og beregnede transport, og som samlet mål for usikkerheden er anvendt en middel af disse årlige procentuelle afvigelser. Ikke alle nedstrøms stationer har en fuld tidsserie for hele perioden, og i beregningerne er der kun medtaget årsværdier, hvis stationen har data for hele året.

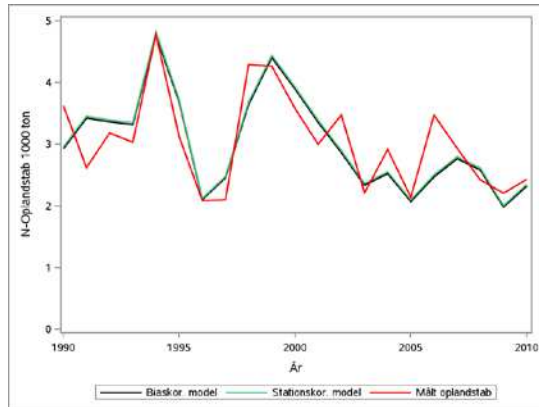
De beregnede og observerede kvælstoftransporter for de 10 biasregioner er vist i Figur 42, mens de procentuelle afvigelser er givet i Tabel 18. Som det fremgår af figuren fanger modellen de overordnede årlige variationer og trends i biasregionerne. I biasregion 4 (Himmerland), beregnes dog en faldende tendens i oplandstabet, der ikke ses i samme grad af de observerede data, hvilket er yderligere diskuteret i afsnit 5.3. For Fyn (biasregion 7.2) og Syd- og Vestsjælland (7.3) ses modellen endvidere at have problemer med at reproducere de store år til år variationer, specielt før 2005. For Bornholm (biasregion 9) ses ligeledes meget store årsværdier i den observerede kvælstoftransport (biasregionen indeholder kun én station), der ikke fanges af modellen.

Den største middelfejl for alle år samlet forekommer på Sjælland (biasregion 7.3), hvor middelfejlen er -11 %. Mens modellen maksimalt underestimerer belastningen (positive fejl) med 30 % på årsbasis, ses der betydelige procentuelle overestimeringer af transporten for specielt Fyn (biasregion 7.2) og Sjælland (7.3). Disse store procentuelle afvigelser forekommer i 2003, hvor den målte kvælstoftransport er lav og ikke fanges af modellen.

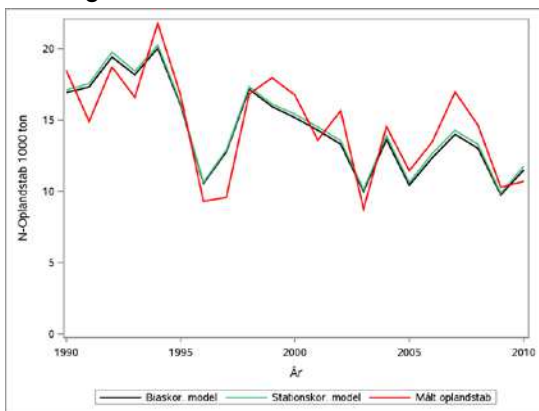
Biasregion 1



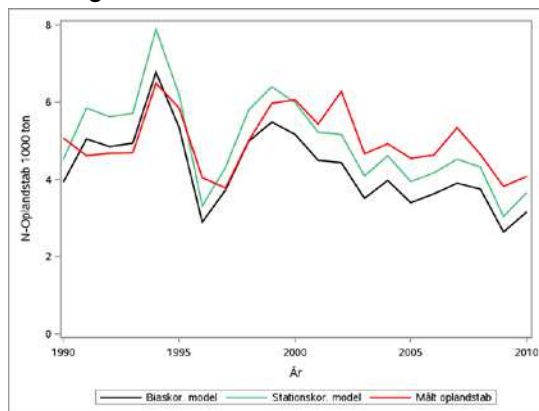
Biasregion 2



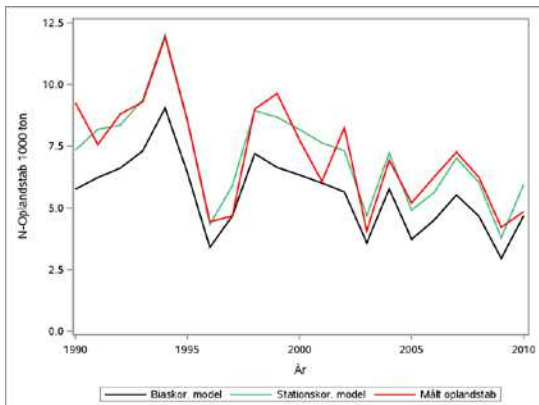
Biasregion 3



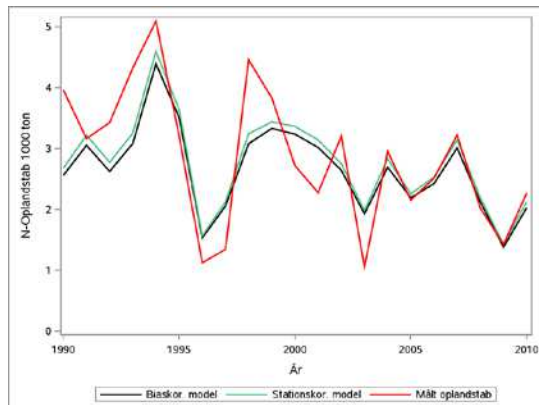
Biasregion 4



Biasregion 5

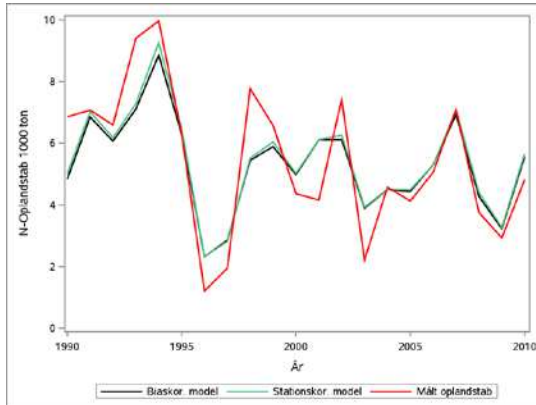


Biasregion 7.2

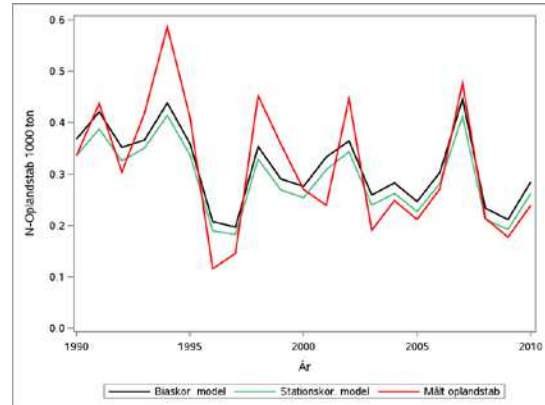




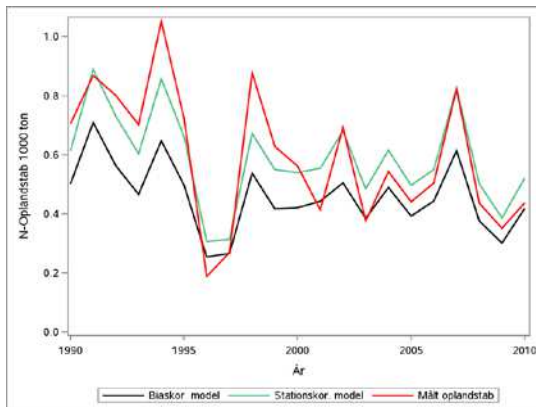
Biasregion 7.3



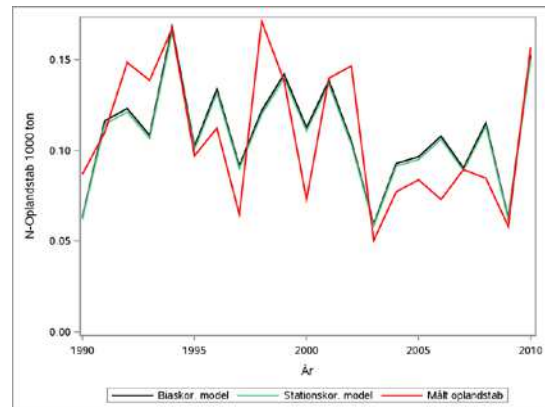
Biasregion 7.4



Biasregion 8



Biasregion 9



**Figur 42.** Tidlig udvikling i oplandstab som målt (rød) og beregnet ved den stationskorrigerede (grøn) og biaskorrigerede (sort) model ved de 169 nedstrøms stationer indenfor de 10 biasregioner. I perioder uden måledata er der foretaget en huludfyldning af den observerede tidsserie med den stationskorrigerede model.

**Tabel 18.** Usikkerhed på den samlede årlige belastningsberegning for målte oplande pr. biasregion  $[(\text{målt} - \text{simuleret})/\text{målt} * 100 \text{ \%}]$ . Min og Maks angiver hhv. den mindste og den maksimale procentuelle afvigelse for et enkelt år.

<b>biasregion</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>7.2</b>	<b>7.3</b>	<b>7.4</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>nationalt</b>
Min (%)	-21	-32	-35	-27	-26	-88	-94	-63	-63	-52	-30
Middel (%)	-1	-1	-2	0	-1	-6	-11	-1	-6	-5	-1
Maks (%)	17	28	15	19	20	33	29	29	23	30	16

Usikkerheden på belastningsberegningerne for de umålte oplande estimeres på tilsvarende vis, men ved anvendelse af den biaskorrigerede model. Antagelsen er således, at den biaskorrigerede model er i stand til at beskrive de målte og de umålte oplande med samme præcision, og afvigelserne mellem denne model og observationerne giver et mål for modellens usikkerhed, der kan overføres til de umålte oplande.

Der anvendes de samme 169 nedstrøms stationer til beregning af afvigelserne mellem de observerede og biaskorrigerede beregninger. Disse nedstrøms stationer integrerer den samlede transport for hele det opstrøms opland, dvs. ID15 oplande indenfor det målte op-

land. Hvis afvigelsen på de enkelte ID15 oplande er uafhængige og normalt fordelt, vil de i nogen udstrækning kompensere for hinanden. I sådanne tilfælde vil det derfor forventes, at usikkerheden på belastningsberegningerne vil aftage med arealstørrelsen. Af Figur 36 ses dette også at være tilfældet for de mindste oplandsarealer, men for oplandsstørrelser over 50 km<sup>2</sup> viser resultaterne ingen yderligere afhængighed af arealstørrelsen.

Målet med usikkerhedsvurderingen er at opnå et estimat for usikkerheden på den samlede kvælstoftransport til havet fra de umålte oplande indenfor en bias region. Arealerne af disse umålte oplande er samlet over 100 km<sup>2</sup> for samtlige biasregioner, og det vurderes derfor, at usikkerheden bestemt på basis af de nedstøms målestationer kan anvendes som estimat for usikkerheden på belastningen fra de umålte oplande.

Den estimerede usikkerhed på den samlede kvælstoftransport fra de umålte oplande er givet i Tabel 19, mens den tidlige udvikling er vist i Figur 42. Som det fremgår af Tabel 18 og Tabel 19 samt Figur 42, er usikkerheden på de årlige belastningsberegninger i nogle tilfælde mindre ved anvendelse af den biaskorrigerede model i forhold til den stationskorrigerede model. Dette skyldes, at den stationsspecifikke korrektion sker så de samlede observerede og beregnede kvælstoftransporter opgjort for hele perioden med observationer er i overensstemmelse, og altså ikke ved optimering af de årlige procentuelle afvigelser.

**Tabel 19.** Usikkerhed på den samlede årlige belastningsberegning for umålte oplande pr. bias-region. Min og Maks angiver hhv. den mindste og den maksimale procentuelle afvigelse for et enkelt år.

<b>biasregion</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>7.2</b>	<b>7.3</b>	<b>7.4</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>nationalt</b>
Min (%)	-45	-31	-33	-9	0	-83	-92	-79	-35	-54	-22
Middel (%)	-20	0	0	14	21	-2	-9	-9	17	-7	6
Maks (%)	4	29	18	31	38	35	30	25	39	29	21

For hele perioden 1990-2010 beregnes en middel usikkerhed på den gennemsnitlige årlige kvælstofbelastning på +/- 6% for det umålte opland, (Tabel 19). Den totale gennemsnitlige årlige kvælstofbelastning fra målt og umålt opland for perioden 1990-2010 er beregnet til 70.200 tons N/år (Tabel 20) og med baggrund i den anførte usikkerhed for det umålte oplands vurderes dette estimat at have et usikkerhedsinterval på 68.000-72.000 tons N/år.

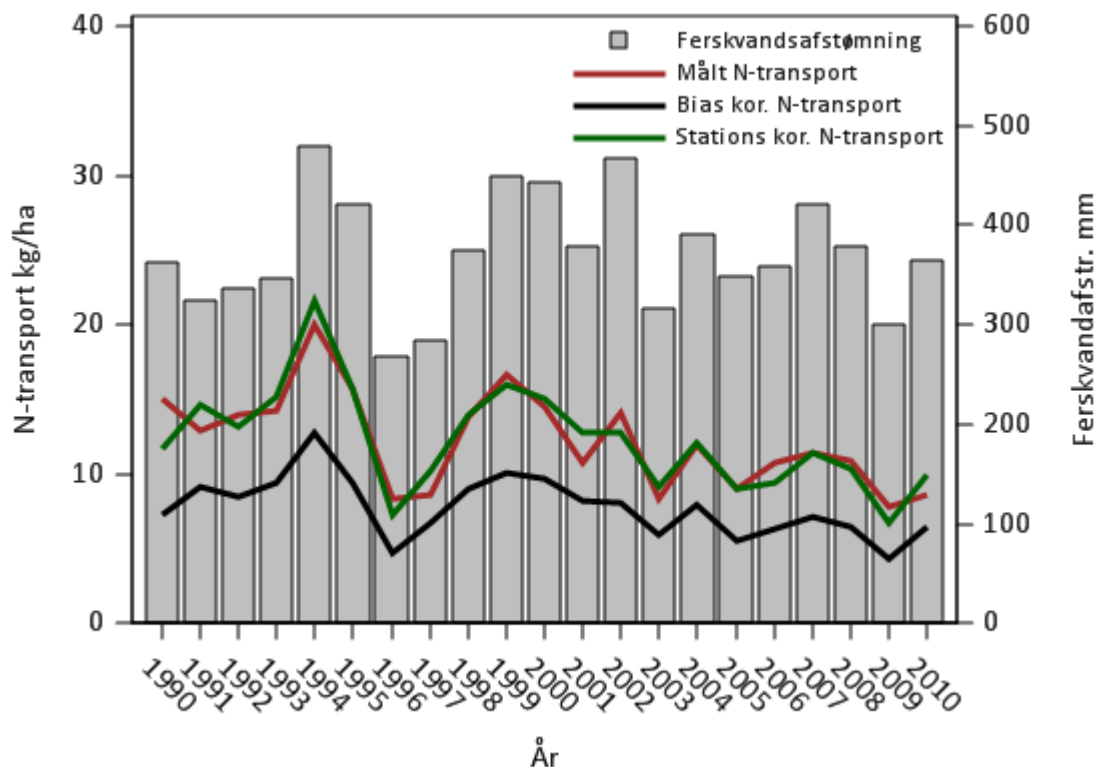
### 5.3 Specielle områder

Der er visse områder, hvor de modellerede resultater er problematiske. Her fokuseres på to forhold: Oplande med mange søer i kæde og oplande (områder), hvor de målte kvælstofkoncentrationer og -transporter i vandløbene ikke viser et markant fald i perioden 1990-2010.

### 5.3.1 Oplande med mange søer i kæde

Resultater fra 2. ordens kystafsnit 35 (inkl. Gudenå, Randers Fjords opland)

Målte årlige kvælstoftransporter til 2. ordens kystafsnit omkring Randers Fjord er illustreret i Figur 43 sammen med de modellerede transport, beregnet med den biaskorrigerede og den stationskorrigerede model.



**Figur 43.** Ferskvandsafstrømning samt målt og modelleret årlig kvælstoftilførsel til 2. ordens kystafsnit 35 fra det målte opland. De modellerede tilførsler omfatter en biaskorrigeret transport samt en model der tillige er stationsspecifikt korrigeret til kystnære målestationer i oplandet.

Den indledende biaskorrektur af transporterne er foregået ved anvendelse af stationer uden mange søer. Det fremgår, at de modellerede transporter herved bliver markant mindre end de målte, omend den relative år-til-år variation synes generelt godt beskrevet. Efterfølgende bringes de modellerede transporter i ganske fin overensstemmelse med de målte ved anvendelse af den stationskorrigerede model. Disse resultater kan måske tolkes som udtryk for, at kvælstofretentionen beregnet for de mange søer i oplandet er for høje, og resulterer i for lave modellerede kvælstoftransporter til kystvand. Den anvendte sømodel er primært udledt på 1. ordens søer, der modtager en stor del af kvælstoftilførslen i form af uorganisk nitrat-kvælstof. Modellen tager således ikke højde for, at i nedstrøms søer, der afvander oplande med mange søer, vil en væsentlig del af kvælstoftilførslen kunne udgøres af mindre let omsætteligt organisk kvælstof produceret i opstrøms søer, resulterende i en mindre kvælstofretention end modelleret med den nuværende delmodel.

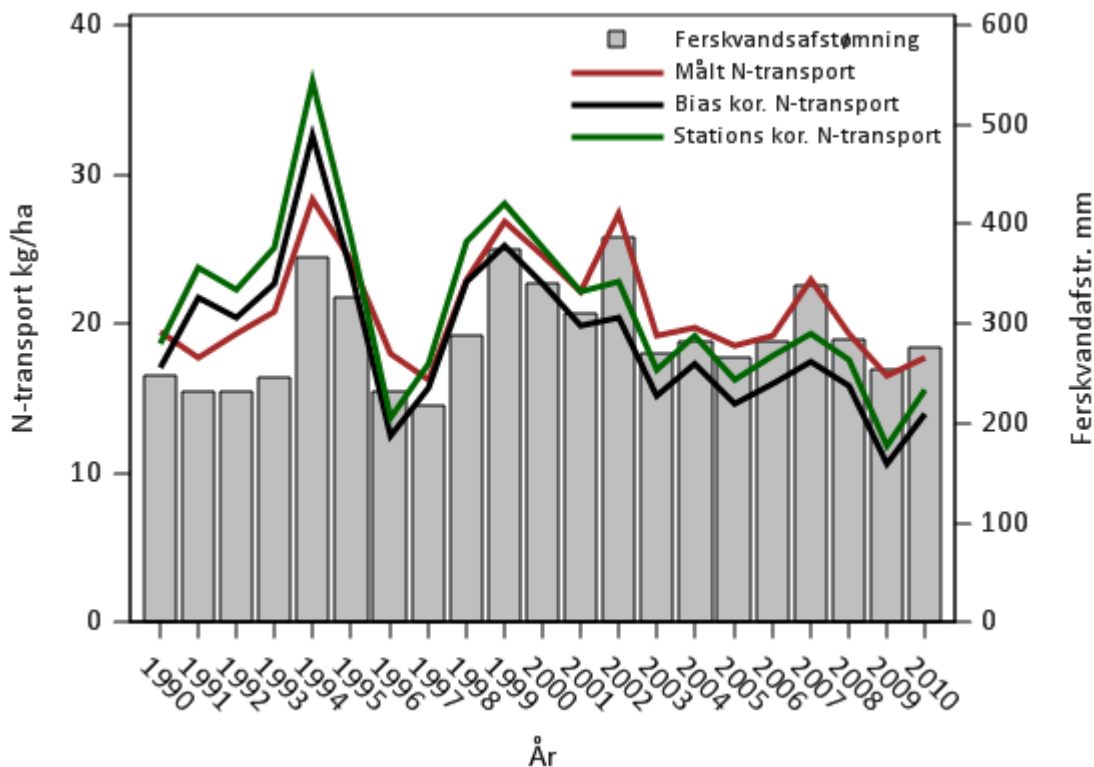
Omend den foretagne stationsspecifikke korrektion flytter modellen pænt på plads, kan der være den afledte konsekvens, at den relative fordeling af kvælstofretentionen bliver forkeert fordelt mellem overfladevand og grundvand.

### 5.3.2 Områder med lille eller ingen tidlig udvikling

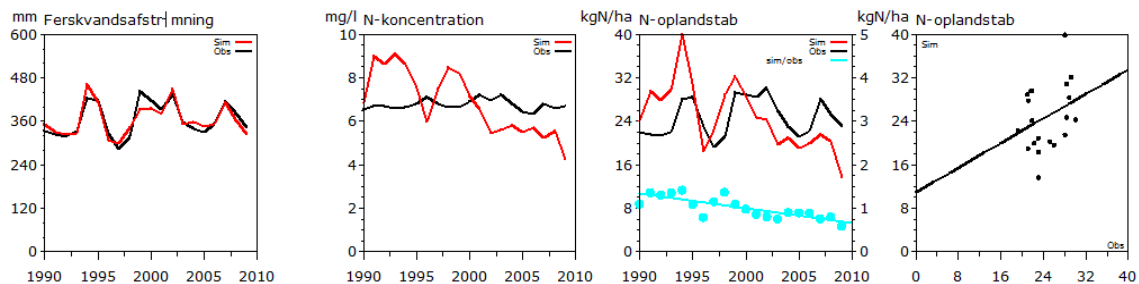
Resultater fra 2. ordens kystafsnit 36 (omfattende Mariager Fjord)

Det er velkendt, at for en række vandløbsoplande i Himmerland er der kun en ringe eller ingen udvikling i kvælstofkoncentrationer og –transporter i vandløbene. Den tidlige udvikling matcher således ikke den generelle typiske udvikling i andre danske vandløb med generelt markante fald i kvælstofkoncentrationerne.

I Figur 44 er vist resultater for 2. ordens kystafsnit 36 (Mariager Fjord mm). Det fremgår af figuren, at begge modelversioner overestimerer den målte kvælstoftilførsel i starten af perioden, mens måledata underestimeres i slutningen af perioden. Den absolutte og relative udvikling er således ikke beskrevet helt godt. I Figur 45 er vist måle- og modeldata (stati-onsspecifikt korrigeret) fra Villestrup å, der ligger i oplandet. Her ses ligeledes en utilstrækkelig beskrivelse af udviklingen. De målte vandføringsvægtede koncentrationer i vandløbet har i hele perioden ligget mellem 6-7 mg N/l, hvorimod de modellerede koncentrationer falder tydeligt gennem perioden. Dette medfører risiko for, at der i oplandet med modellen beregnes en fejlagtig kvælstofretention.



**Figur 44.** Ferskvandsafstrømning samt målt og modelleret årlig kvælstoftilførsel til 2. ordens kystafsnit 36 (Mariager Fjord m.m.) fra det målte opland. De modellerede tilførsler omfatter en biaskorrigeret transport samt en model der tillige er stationsspecifikt korrigeret til kystnære målestationer i oplandet.

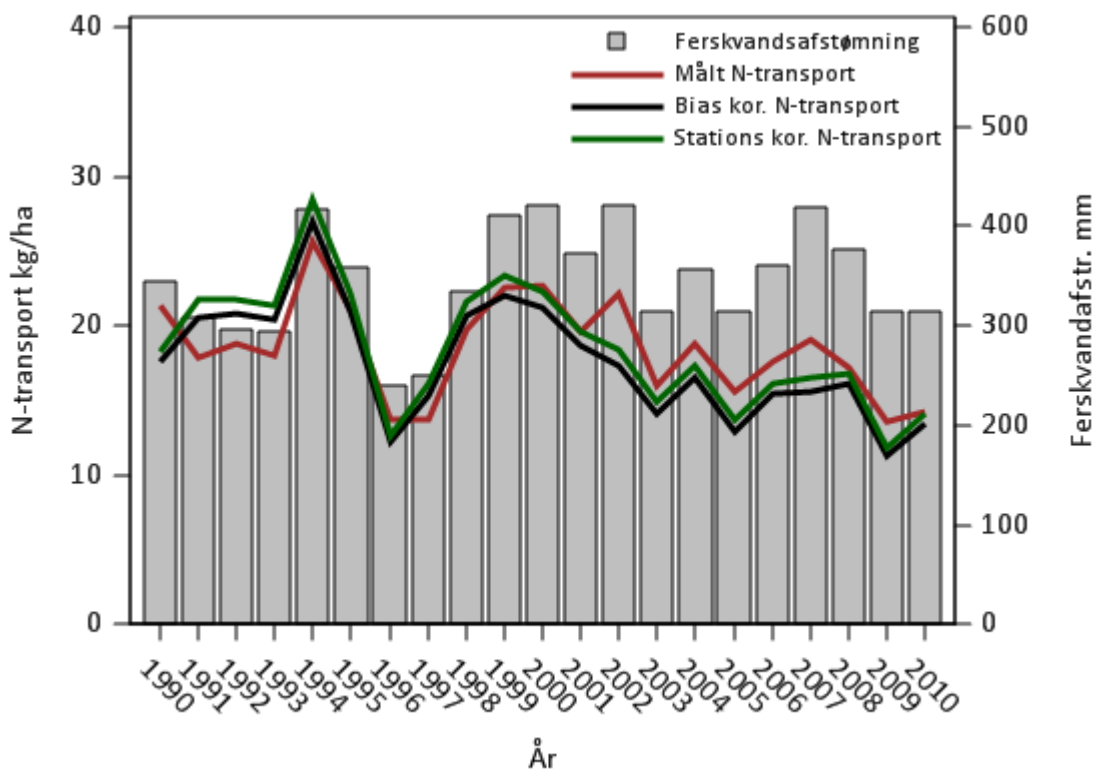


**Figur 45.** Måle- og modeldata fra Villestrup å (kystnær station i oplandet til Mariager Fjord). For forklaring af de viste data henvises til Bilag 6.1.1

### 5.3.3 Områder med lille tidlig udvikling

#### Resultater fra 2. ordens kystafsnit 37 (Limfjorden)

I Figur 46 er vist tilsvarende figur for oplandet til Limfjorden (2. ordens kystafsnit 37). Der ses for det **samlede** opland samme – men mindre markante - tendens som for oplandet omkring Mariager Fjord. Det bemærkes dog, at der indenfor det samlede opland til Limfjorden både er vandløbsoplande, hvor udviklingen modelleres tilfredsstillende, men også oplande, der har samme tendenser, som illustreret for Villestrup å ved Mariager Fjord. Altså med forkert simulering af udviklingen.



**Figur 46.** Ferskvandsafstrømning samt målt og modelleret årlig kvælstoftilførsel til 2. ordens kystafsnit 37 (Limfjorden) fra det målte opland. De modellerede tilførsler omfatter en biaskorregeret transport samt en model der tillige er stationsspecifikt korrigeret til kystnære målestationer i oplandet.

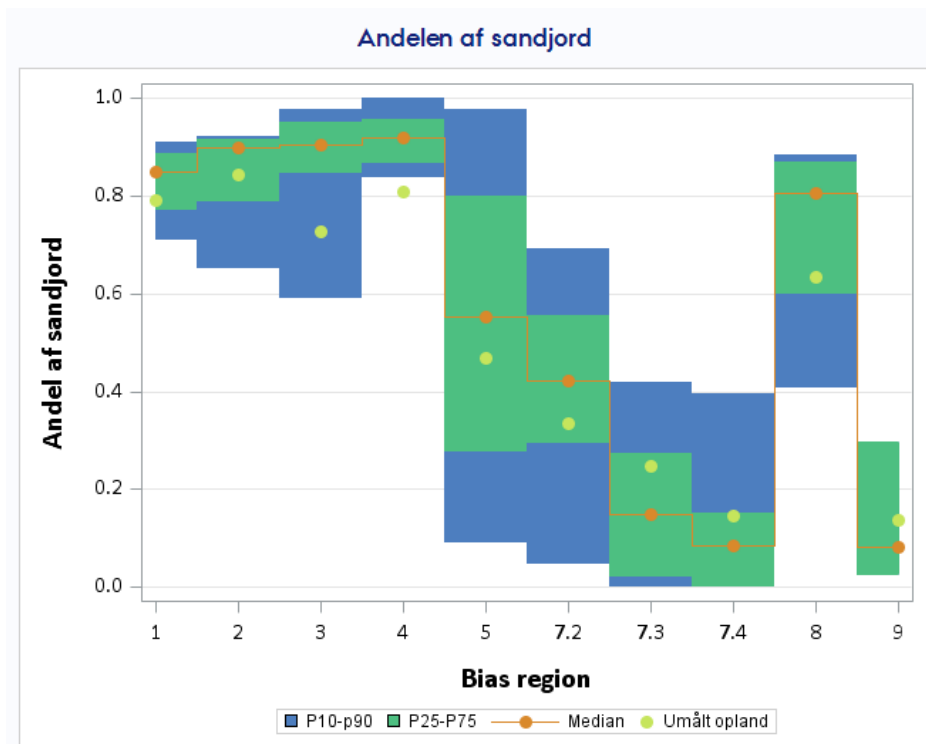
## 5.4 Umålte oplande

Den grundlæggende antagelse for anvendelse af modellen for de umålte oplande samt estimering af præcision og usikkerhed er således, at de målte og umålte oplande er sammenlignelige mht. til de fysiske processer samt de fysiske forhold, der er betydende for transport og retention. Mens de fysiske processer vil være de samme, kan der være forskel på de fysiske forhold i de to typer af oplande. Er der fysiske forhold, som kun har en lille betydning for den samlede omsætning i de målte oplande, eksempelvis fordi de udgør en begrænset andel af arealet, vil de have begrænset følsomhed under kalibreringen og derfor være vanskelige at bestemme med stor sikkerhed. Er de samme forhold derimod dominerende i de umålte oplande kan en mindre justering i effekten af disse forhold have stor betydning for de beregnede transporter.

Der er derfor gennemført en analyse af i hvilket omfang de fysiske forhold for de målte og umålte oplande kan antages at være sammenlignelige. I denne analyse er der set på fordelingen af de parametre der beskriver variation i de fysiske forhold og som indgår i model kalibreringen, hvilket er andelen af grov sand og andelen af DK-model vandløb i forhold til den samlede vandløbslængde i FOT vandløbsdatasættet. Til trods for, at model kalibreringen ikke udviste en entydig følsomhed overfor andelen af lavbundsarealer, er det valgt at medtage denne arealfordeling i analysen, da udbredelsen og effekten af lavbundsarealer er et emne med stor bevågenhed. Endelig er der set på datatætheden for de observationer, der ligger til grund for tolkningen af redoxgrænsen, idet placeringen af redoxgrænsen har stor betydning for omsætningen i grundvandszonen.

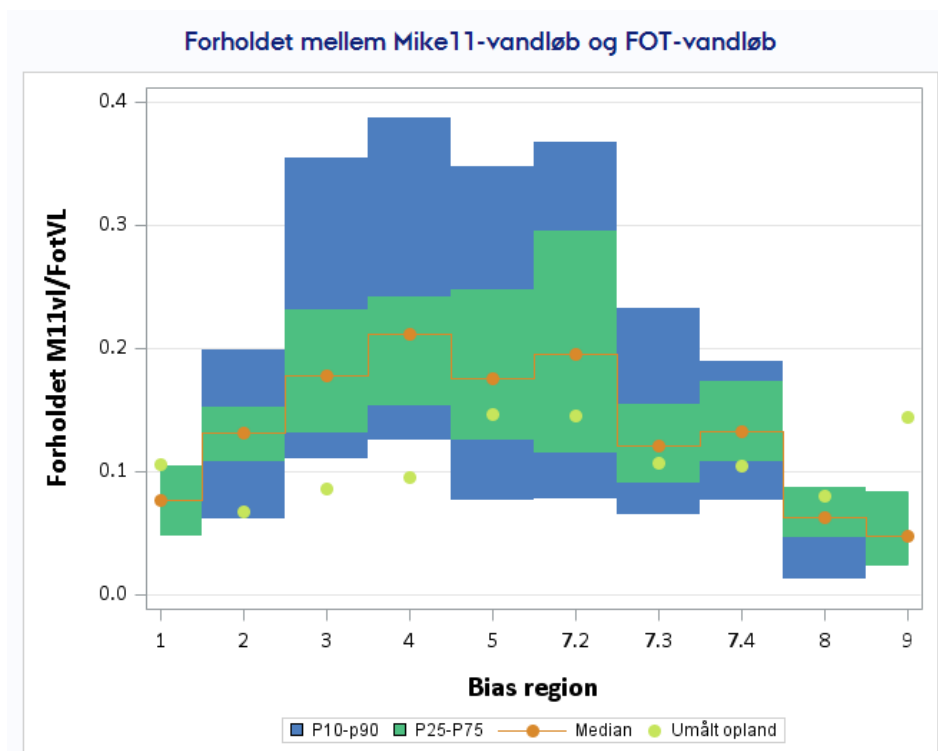
I analysen er andelen af hhv. grov sand, M11/FOT og lavbundsareal opgjort for alle ID15 oplande. For hver af de 10 biasregioner er der efterfølgende beregnet en median samt en spredning af disse andele for ID15 oplande, der befinder sig indenfor et målt opland. Dette er sammenholdt med median værdien bestemt på basis af ID15 beliggende i det umålte opland indenfor samme biasregion.

Figur 47 viser andelen af grov sand i ID15 oplande tilhørende hhv. målte og umålte oplande. Som det fremgår af figuren, findes der stor variation i andelen af grov sand i ID15 tilhørende målte oplande både indenfor nogle af biasregionerne (specielt biasregion 5 og 7.2) samt på tværs af alle biasregioner. De umålte oplande viser ligeledes stor variation på tværs af regionerne og for de fleste biasregioner ligger median værdien for disse oplande indenfor 25 – 75 % fraktilerne opgjort på basis af ID15 i målte oplande. Betragtes den samlede variation i andelen af grov sand på tværs af alle biasregioner ses, at variationsbredden udspændt af ID15 oplande tilhørende målte oplande dækker hele variationen opgjort for de umålte oplande. Kalibreringen af parameteren relateret til andelen af grov sand er foretaget nationalt, dvs. ved sammenligning af resultaterne fra samtlige målestationer og derved under hensyntagen til den variation, der i andelen af grov sand på tværs af alle biasregioner. Da kalibreringsgrundlaget (målt oplande) således udviser et større spænd i variationen end de umålte oplande, vurderes det ikke, at fordelingen af grov sand i hhv. målte og umålte oplande skulle give anledning forskellige præcision i modelberegningerne for de to typer af oplande.



**Figur 47.** Fordeling af andelen af grov sand i ID15 oplande i målte oplande angivet ved median samt 10 (P10), 25 (P25), 75 (P75) og 90 (P90) procent fraktilværdier. For umålte oplande er median opgjort. Værdierne er opgjort for hver af de 10 biasregioner.

Forholdet mellem vandløbslængderne medtaget i DK-modellen og opgjort fra FOT er vist i Figur 48 opdelt på de 10 biasregioner. Generelt ses der at være færre vandløb repræsenteret i DK-modellen for de umålte oplande. Denne generelle forskel skyldes, at der i de umålte oplande langs kysterne findes mange mindre vandløb, der afvander mindre kystnære arealer, som ikke er medtaget i DK-modellen. For biasregion 3 og 4 ses en større forskel mellem målte og umålte oplande. Det vurderes, at dette skyldes en stor andel af grøftede områder i de kystnære områder, som ikke er beskrevet i DK-modellen. Biasregionerne dækker imidlertid store arealer med betydelig variation og indenfor biasregionerne findes der også vandløbsoplande med store grøftede arealer, som eksempelvis vandløbssystemerne i Sønderjylland, hvilket også fremgår af Figur 30. Under kalibreringen har der været fokus på arealerne med stor dræning via grøfter i forhold til bestemmelse af parameteren  $K_{M11/FOT}$ , som det netop blev fundet nødvendig at introducere pga. en manglende beskrivelse af den overfladenære strømning til grøfter. Det vurderes derfor ikke, at forskellen i forholdet  $M11/FOT$  mellem målt og umålt opland alene giver anledning til forskel i præcisionen af modelberegningerne.



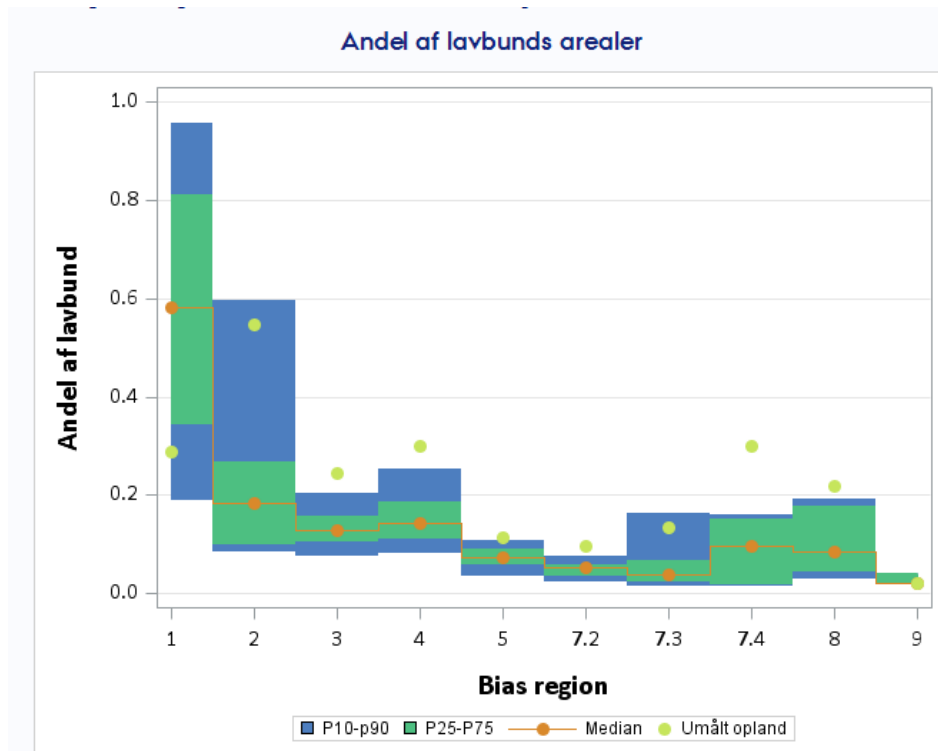
**Figur 48.** Fordeling af DK-model vandløbslængde (Mike11-vandløb) i forhold til vandløbslængde opgjort fra FOT. For målte ID15 oplande er opgjort median samt 10 (P10), 25 (P25), 75 (P75) og 90 (P90) procent fraktilværdier. For umålte oplande er median opgjort. Værdierne er opgjort for hver af de 10 biasregioner

Lavbundsarealer er arealer, der ligger lavt i forhold til den nærliggende recipient og derfor har et naturligt højt grundvandsspejl. De findes således typisk i ådalene og omfatter enge, moser, marsk, tørlagt inddæmmet areal og littorina inklusiv marint forland. Til analysen af lavbundsfordelingen er anvendt det "udvidet lavbunds" tema (Børgesen et al., 2013). Som det fremgår af Figur 49, er andelen af lavbundsarealer størst i de umålte oplande med undtagelse af biasregion 1 og 9. Denne forskel reflekterer, at de største lavbundsarealer findes i tilknytning til brede ådale samt tæt ved kysten, der begge er bedst repræsenteret i de umålte oplande. Antages det, at lavbundsarealerne har en entydig effekt på omsætningen, dvs. større eller mindre omsætning end øvrige arealer, vil forskellen i fordelingen af lavbundsarealerne i målte og umålte oplande kunne have en betydning for den modelberegnete transport og omsætning i lavbundsarealerne.

Igangværende studier af kvælstoftransporten på markskala (Kjærsgaard et al., 2015) indikerer, at omsætningen på lavbundslande kan være betydelig. Omsætningen vil dog være afhængig af de lokale forhold som også konkluderet i tidligere studier ved inddragelse af data fra forskellige lavbundstyper (Blicher-Mathiesen, 2011). I nærværende studie blev andelen af lavbundslande inddraget i en residualanalyse, med henblik på at analysere, hvorvidt der var en systematisk model afvigelse, som kan tilskrives omsætningen på lavbund. Denne analyse viste ikke en entydig sammenhæng, dvs. i nogle områder med stor andel af lavbundslande blev der fundet en for lille modelberegnet omsætning, mens andre viste en for stor modelberegnet omsætning.



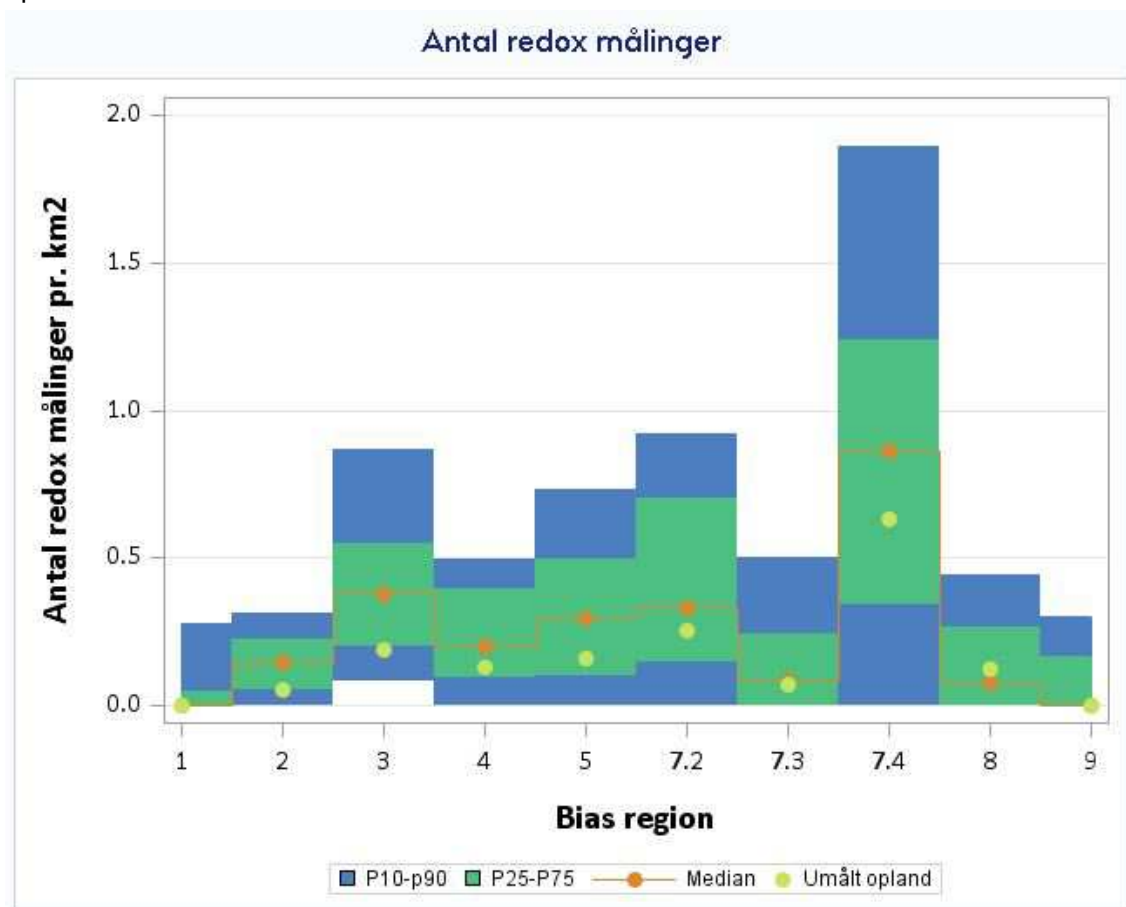
Til kalibrering og validering af modellen er der anvendt måledata fra vandløbsstationer. Disse målinger integrerer det samlede resultat af kvælstoftilførsel og -retention indenfor oplandet. Udgør lavbundsarealet kun en mindre samlet andel og er effekten af lavbundsarealerne forskellige, er det ikke muligt på basis af den nationale model og anvendelse af de nationale data at foretage en differentiering af lavbunde mht. deres betydning for omsætningen. I den nationale model indgår lavbundsarealerne således neutralt, dvs. der er ikke tilskrevet en kvælstofomsætning til disse områder, som varierer fra de øvrige områder. Afhængigt af lavbundstypen må det dog forventes, at der kan være en større eller mindre omsætning på disse arealer, men der foreligger ikke et tilstrækkeligt fagligt grundlag til en differentiering mellem disse lavbundstyper. Som direkte konsekvens heraf, er det heller ikke muligt at vurdere, hvorvidt det større lavbundsareal i de umålte oplande vil have en neutral, positiv eller negativ effekt på retentionen af kvælstof.



**Figur 49.** Fordeling af lavbundsareal. For målte ID15 oplande er vist median samt 10 (P10), 25 (P25), 75 (P75) og 90 (P90) procent fraktilværdier. For umålte oplande er median opgjort. Værdierne er opgjort for hver af de 10 biasregioner.

Placeringen af redoxgrænsen tager udgangspunkt i de intervaller, der er estimeret i det nationale kort over redoxgrænsen. I områder uden observationer af farveskift, er kortet baseret på tolkninger. Des større tæthed af observationerne er, des større sikkerhed må der forventes at være på redoxkortet. I Figur 50 er antallet af redoxobservationer pr km<sup>2</sup> opgjort for hhv. de målte og umålte oplande. Heraf fremgår det, at der generelt er lidt færre observationer i de umålte oplande, dog ligger middel for de umålte indenfor 25 – 75 fraktillerne for de målte oplande. Variationen i dybden til redoxgrænsen i de målte oplande er med en variationskoefficient (CV; standard afvigelse/middel dybde) på 0,73 lidt større end for de umålte oplande med en CV på 0,64. Samlet vurderes det ikke, at den lavere tæthed i

observationer i de umålte oplande vil have væsentlig betydning mht. usikkerheden for disse oplande.



**Figur 50.** Tæthed af boringer med redoxobservationer ved farveskift (antal boringer pr. km<sup>2</sup>). For målte ID15 oplande er vist median samt 10 (P10), 25 (P25), 75 (P75) og 90 (P90) procent fraktilværdier. For umålte oplande er median opgjort. Værdierne er opgjort for hver af de 10 biasregioner.

Baseret på ovenstående gennemgang, vurderes modellens præcision ikke at være forskellige for de målte og umålte oplande grundet forskellige fysiske forhold relateret til andelen af grov sand, repræsentationen af vandløbene i DK-modellen eller datagrundlaget for tolkningen af redoxgrænsen. I den nationale kvælstofmodel indgår lavbundene neutralt, dvs. en eventuel øget omsætning i nogle lavbundsarealer opvejes af en mindre omsætning i andre. Er samme forhold gældende for de umålte oplande, vil den forskellige fordeling af lavbundsarealerne ikke have betydning for omsætningen. Såfremt kvælstofomsætningen på lavbundsarealerne afviger fra kvælstofomsætningen på øvrige arealer, kan det ikke afvises, at forskellen i lavbundsarealernes repræsentation i målte og umålte oplande kan have en betydning, men på basis af det foreliggende datagrundlag har ikke været muligt at afdække dette.

## 6. Resultater

### 6.1 Kvælstoftransporter

Det samlede nationale gennemsnit for kvælstoftransporter og omsætninger beregnet med oplandsmodellen er vist i Tabel 20. *Det bemærkes, at de anførte tal er beregnet ved aktuelt klima de enkelte år, og at data derfor ikke umiddelbart lader sig sammenligne med opgørelser beregnet ved normaliseret, gennemsnitligt klima.*

Den gennemsnitlige udvaskning er opgjort til 190.000 t N/år. Heraf beregner modellen en retention på 90.000 tons i grundvand samt 28.000 tons ved den empiriske beskrivelse af terrænnære processer. Den del af udvaskningen, der ikke herved er fjernet (73.000 t N/år) tilføres overfladevand (vandløb, søer). Yderligere tilførsler af kvælstof til overfladevand udgøres af organisk N, spildevand fra punktkilder samt et – mindre betydende – atmosfærisk nedfald direkte på det ferske overfladevandsareal. Den samlede gennemsnitlige tilførsel til overfladevand, estimeres hermed til 90.600 tons N/år i perioden. Heraf beregnes 25.400 tons N at fjernes i overfladevandet. Tilbage bliver 65.200 tons N, der som gennemsnit er strømmet til kystvandene med vandløb. Tillægges spildevand direkte til kystvandene (5.000 tons N/år) estimeres en samlet tilførsel på 70.100 tons N. Denne tilførsel er lidt mindre end hidtil opgjort i forbindelse med det nationale overvågningspram, hvor gennemsnittet for 1990-2010 er estimeret til ca. 75.000 tons N/år (Wiiberg-Larsen et al., 2011).

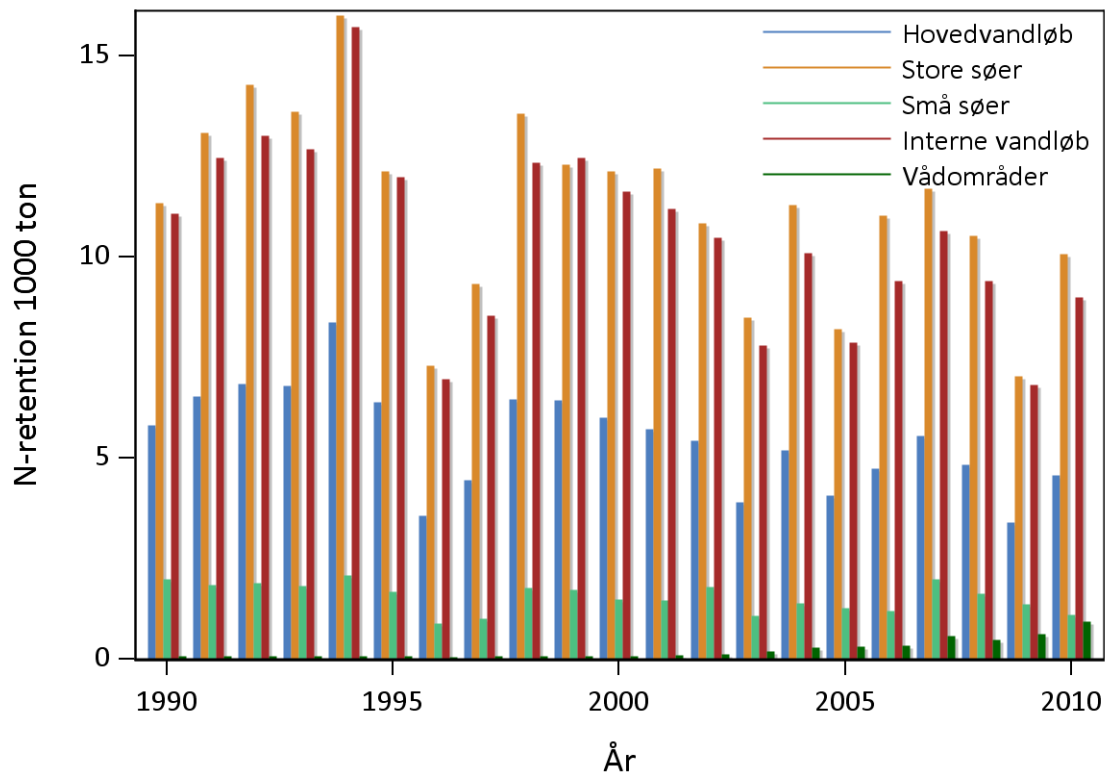
De beregnede kvælstoftilførsler svinger gennem perioden i takt med ferskvandsafstrømmingen (Figur 52, øverst). Generelt falder tilførslerne dog gennem perioden, - mest tydeligt fremgår dette fald i kvælstof måske af udviklingen i de vandføringsvægtede koncentrationer (Figur 52, nederst).

**Tabel 20.** Nøgletal for oplandsmodellens beregnede kvælstoftransporter (gennemsnit for 1990-2010). Tallene er baseret på en 'ren' modelkørsel for hele landets areal. Erstatte modelberegningerne for det målte opland med målte kvælstoftransporter fås samme gennemsnitlige kvælstofbelastning.

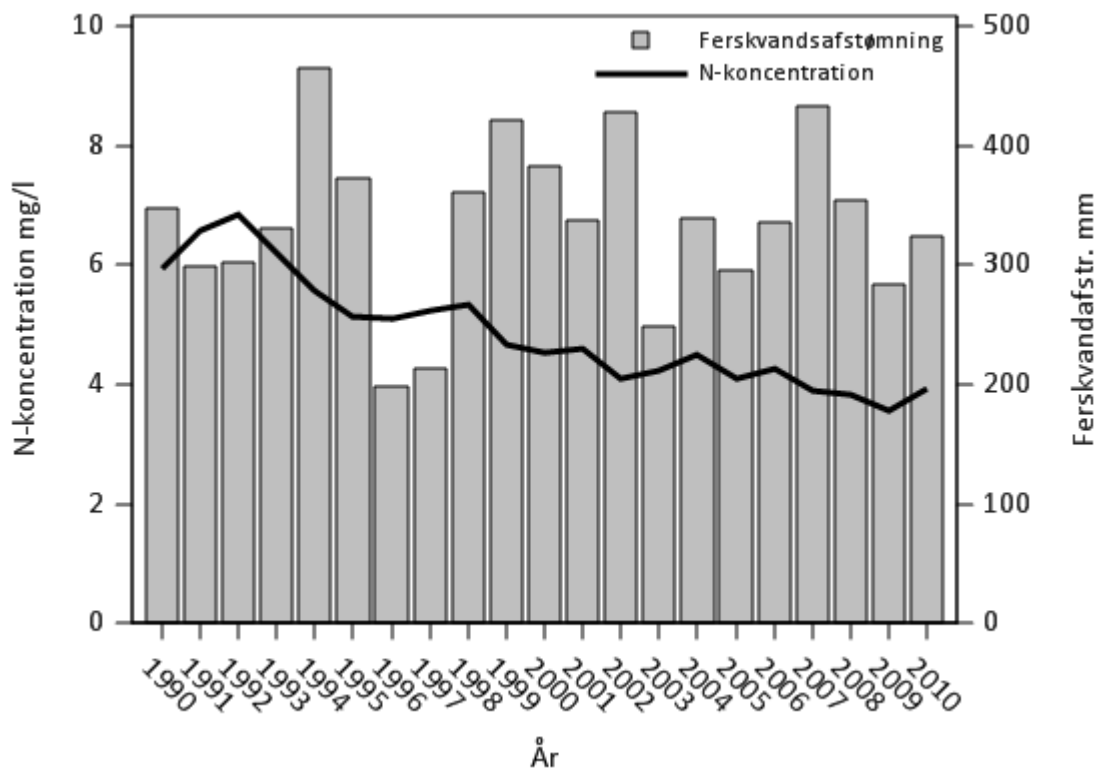
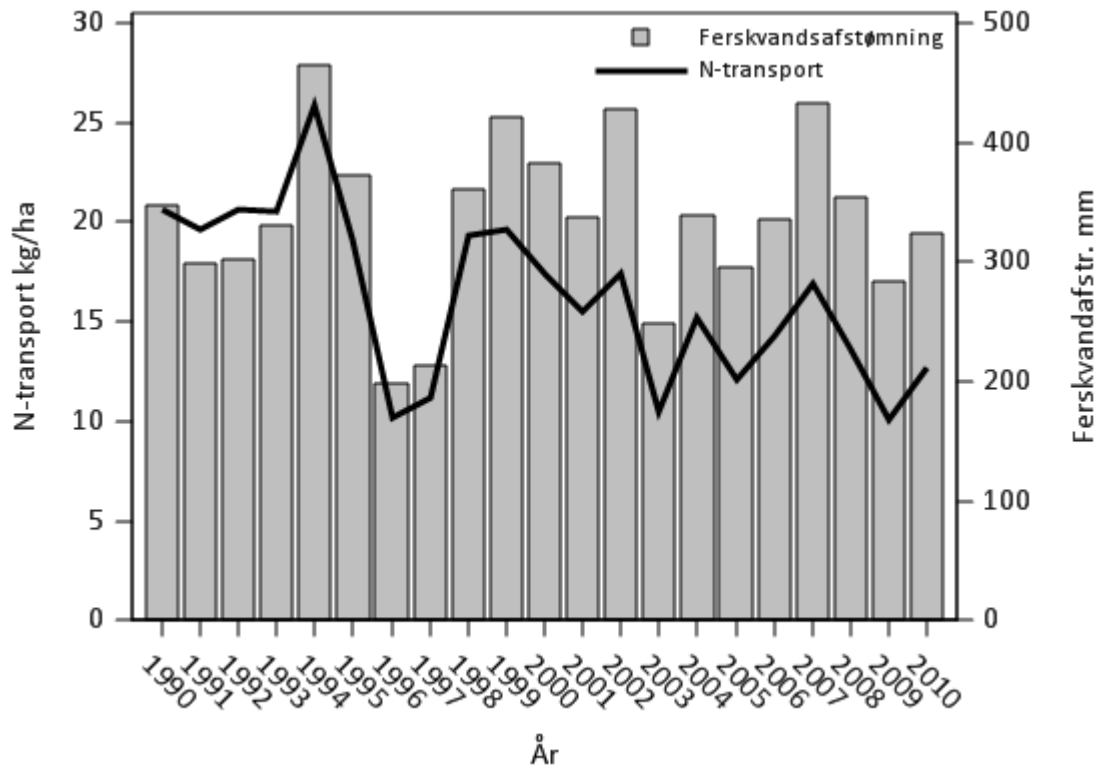
<b>Gennemsnit for 1990-2010</b>		1000 ton
<b>Udvaskning</b>		<b>190,4</b>
Grundvands retention	89,5	
N fjernelse ved terrænnære processer	27,9	
<b>Samlet fjernelse i grundvand og terrænnære processer</b>	<b>117,4</b>	<b>117,4</b>
<b>Grundvand til overfladevand</b>		<b>73,0</b>
<b>Øvrig tilførsel til overfladevand</b>		
Organisk N		10,3
Atmosfære		0,8
Punktkilder (inkl. spredt bebyggelse)		6,5
<b>Samlet tilførsel til overfladevand</b>		<b>90,6</b>
<b>Retention i overfladevand</b>		
Små søer	1,6	
Store søer	8,2	
Vådområder	0,3	
Små vandløb	9,9	
Store vandløb	5,5	
<b>Samlet retention i overfladevand</b>	<b>25,4</b>	<b>25,4</b>
N-tilførsel med vandløb til kystvand		65,2
Punktkilder (direkte til kystvand)	5	5
<b>Samlet tilførsel til kystvande</b>		<b>70,1</b>

Kvælstoftransport og kvælstofretention har naturligvis varieret fra år til år. I Figur 51 er vist, hvorledes den beregnede kvælstofretention i overfladevand har udviklet sig gennem perioden. Størst kvælstofretention i vandløb og søer ses i starten af perioden, fordi der her var en større kvælstofudvaskning og udledning af kvælstof til overfladevand og dermed en større kvælstofmængde til rådighed for retentionsprocesserne. Variationer i vandafstrømningen har dog også betydning. I f.eks. 1996 og 1997 var ferskvandsafstrømningen ringe (Figur 52) og det medvirkede til en reduceret kvælstofudledning til overfladevand og en mindre kvælstofretention i overfladevand.

Gennem perioden ses også et generelt fald i kvælstofretentionen i vandløb og søer fordi kvælstofudvaskning fra dyrkede arealer formindskes. Omvendt ses, at kvælstofretentionen i de reetablerede vådområder gradvist øges fordi arealet af disse områder stiger (jf. tabel 10).

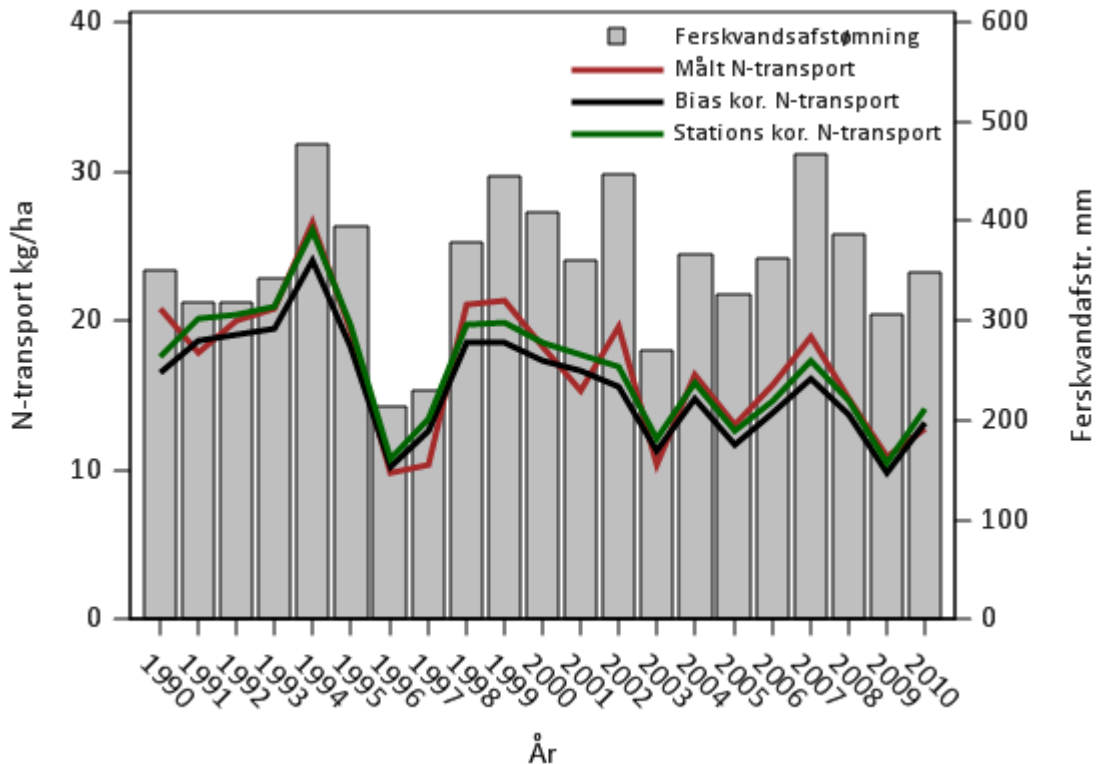


**Figur 51** Udvikling i beregnet kvælstofretention i hovedvandløb og 'interne' vandløb, i store og små søer samt i reetablerede vådområder



**Figur 52.** Udvikling i estimeret ferskvandsafstrømning og kvælstoftilførsel til kystvande 1990-2010 (øverst) samt udvikling i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i den samlede afstrømmende ferskvandsmængde til kystvandene (nederst).

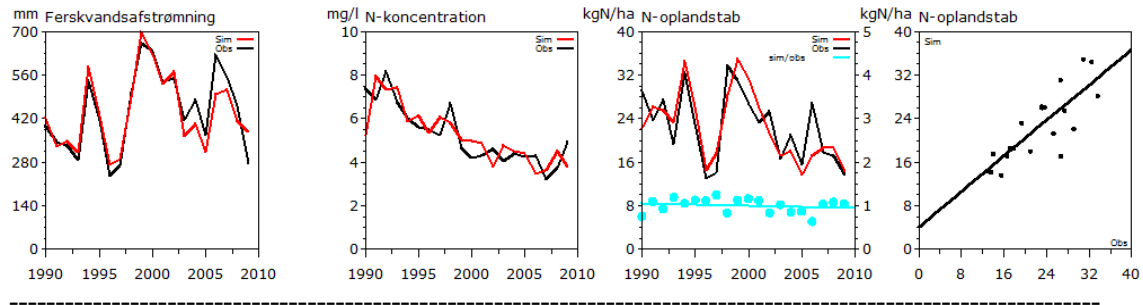
For det målte opland (169 kystnære vandløbsstationer), der hidtil har været anvendt i opgørelserne af kvælstoftilførslen til kystvande følger den beregnede kvælstoftransport generelt mønstret i den målte samlede årlige transport fra det målte opland, Figur 53. Den beregnede transport for målt opland er i figuren vist både med den biaskorrigerede og den stationskorrigerede model. Niveaue for den biaskorrigerede model ligger generelt - og specielt i den sidste del af perioden - lidt lavere end den målte. Den modellerede transport, der også inkluderer en stationsspecifik korrektion, ligger derimod som forventet på et niveau omkring den observerede transport, dog i den seneste del af perioden 1990-2010 med tendens til underestimering af målt kvælstoftransport.



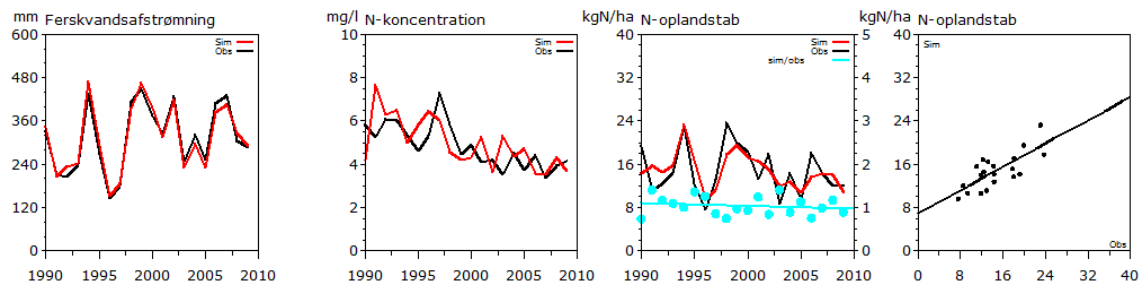
**Figur 53.** Kvælstoftransporter fra målt opland (169 kystnære stationer) og den modellerede årlige transport med alene en bias-korrektion (sort) samt model med stationsspecifik korrektion (grøn).

For alle de indgående vandløbsstationer er måle- og model data samplottet (Bilag 6.1.1). Eksempler på dette er vist for fire kystnære stationer, der indgår i opgørelserne af den målte N tilførsel til kystvande, Figur 54.

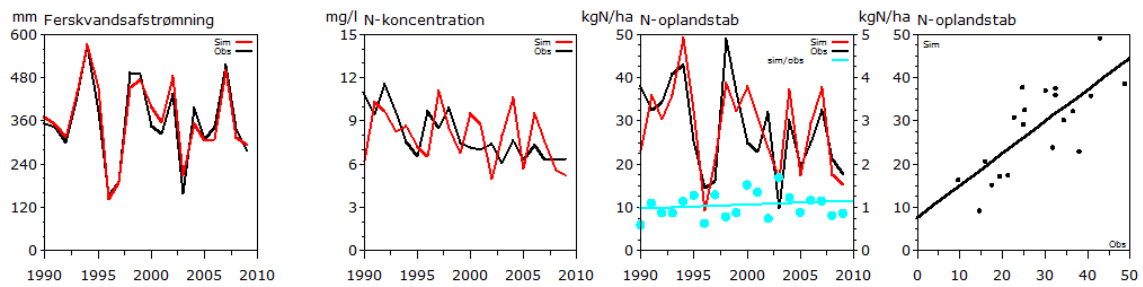
## Liver å



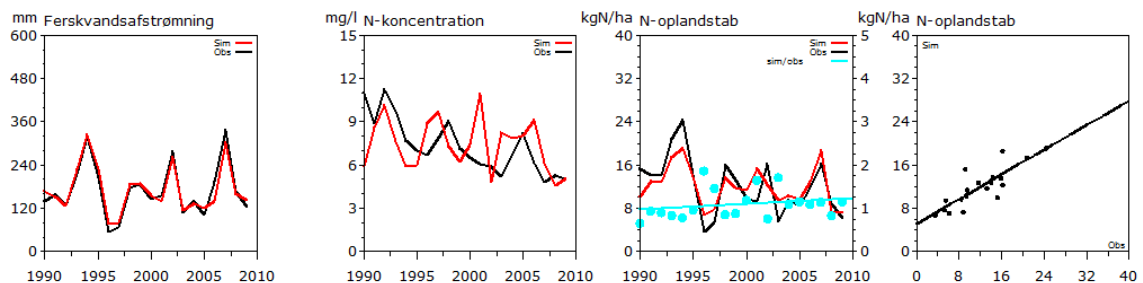
## Lindholm å



## Stokkebækken



## Langvad å



**Figur 54.** Måle og modelresultater fra 4 kystnære stationer anvendt i opgørelser af målt belastning til kystvande. Liver å i Nordjylland, Lindholm å ved Nørresundby, Stokkebæk på Fyn samt Langvad å på Sjælland. Beregnede værdier er baseret på stationskorrigeret model. For forklaring af de viste data henvises til Bilag 6.1.1



## 7. Vurdering af modellen

Med den udviklede model er der for første gang etableret et nationalt modelværktøj til en samlet beskrivelse af kvælstoftransport og –omsætning fra dyrkningsfladen til kysten, baseret på delkomponenter udviklet specifikt for hhv. rodzone, grundvand og overfladevand. Modellen er udviklet til beregning af kvælstofbelastning, men kan ligeledes anvendes til beregning af retentionen i hhv. grundvand, overfaldevand og den samlede retention fra rodzonen til kysten samt retentionens rumlige variation. Ved anvendelse af modellen opnås der således overensstemmelse mellem den beregnede belastning og retentionen i de forskellige medier.

På basis af måledata fra vandløbsstationer er modellens beskrivelse af årlige kvælstoftransporter udviklet og testet. Der er benyttet en national tilgang ved kalibrering af modellen, hvor den rumlige variation i transport og retention er bestemt af de naturgivne variationer, eksempelvis tætheden af vandløbsnetværket og de geologiske og geokemiske forhold i undergrunden. Denne tilgang har gjort det muligt at anvende modellen til at overføre viden fra målte til umålte oplande og herved estimere transporten og omsætningen af kvælstof i de umålte oplande, ligesom det er muligt at underinddele de målte oplande til estimering af retentionen på mindre skala. Ved at sammenholde modelberegningerne med de observerede transportere har det endvidere været muligt at give et bud på usikkerheden på såvel den beregnede kvælstoftransport som retentionsprocenterne.

Ved opgørelse af den samlede belastning til havet bør måledata anvendes som første prioritet. Det er imidlertid ikke alle målestationer der har en fuld tidsserie, og det kan derfor være nødvendigt at anvende modellen til huludfyldning eller forlængelse af tidserien. I kvælstofmodellen er der indbygget en rutine til en stationsspecifik korrektion. Korrektionen foretages ved korrektion af den beregnede retention og sikrer overensstemmelse mellem den samlede observerede og beregnede kvælstoftransport for den periode, hvor der eksisterer målinger ved stationen. Denne metode har for de fleste vandløb vist sig meget effektiv i forhold til korrektion af de årlige kvælstoftransporter. For de umålte oplande er usikkerheden opgjort i forhold til den samlede transport fra større sammenhængende arealer, hvor den årlige usikkerhed for arealer over 50 km<sup>2</sup>, som landsgennemsnit, er estimeret til maksimalt 22 % og som middel 6 % for hele perioden 1990-2010, men varierende for de forskellige landsdele.

For vandløbsstationer, hvor der i perioden med både måledata og simulerede værdier er en forskellig relativ udvikling i de målte og modellerede data, kan modellen ikke umiddelbart anvendes i den nuværende version til ekstrapolering eller huludfyldning af en ukomplet måletidsserie. Her vil det være nødvendigt med en videreudvikling af modellen, eksempelvis ved opdatering af den geologiske beskrivelse i DK-modellen, der er styrende for grundvandets strømningsveje og transporttider. Alternativt kan modelresultaterne suppleres med opretningsteknikker, der netop søger at tage højde for denne relative forskel i udviklingen. En sådan tilgang er indarbejdet i den model, der indtil nu er brugt i det nationale overvågningsprogram (Windolf m.fl. 2012).

På mindre skala (ID15 niveau eller mindre) er der stor rumlig variation i det observerede oplandstab, hvilket kun i mindre grad kan reproducere med modellen. Det vurderes derfor, at modellen, indenfor de estimerede usikkerheder, er anvendelig til beregning af kvælstoftransporten for de målte oplande samt aggregerede transporter fra umålte arealer over 50 km<sup>2</sup>. Modellen vurderes derimod ikke anvendelig til estimering af absolutte kvælstoftransporter på mindre skala.

Modellen er udviklet til at gennemføre belastningsberegninger på månedsniveau. Af tidsmæssige årsager er det imidlertid valgt, at kalibrere og teste modellen på årlige kvælstofberegninger. Modellen kan således anvendes til årlige belastningsberegninger, men er ikke testet på månedsniveau.

Retentionsprocenter kan med modellen estimeres på basis af den samlede kvælstoftilførsel og omsætning for en specifik periode. Ved anvendelse af en lang periode opnås et estimat for en "middel" retention, der er robust i forhold til klimatiske år til år variationer. For de estimerede retentionsprocenter er der estimeret et tilnærmelsesvis 95 % konfidensinterval, hvilket betyder, at den sande retentionsprocent med 95 % sandsynlighed vil ligge indenfor intervallet. I områder med væsentlig forskel i observeret og beregnet udvikling i kvælstoftransporter, vil den estimerede usikkerhed på retentionen dog ikke være dækkende. Den samlede belastning fra målte oplande vil dog altid være lille for hele perioden 1990-2010 samlet set, pga. den stationsspecifikke korrektion. Den faktiske usikkerhed på modellens beregninger for umålte oplande kan kun endelig testes ved etablering af nye målinger i områder, der for nuværende er umålte.

Retentionsprocenterne estimeret med modellen giver et estimat for den effektive middel retention indenfor et ID15 opland, og usikkerheden er relateret til dette estimat. Usikkerheden giver derimod ikke informationer om variationen af retentionsprocenten indenfor et ID15 opland. Tidligere studier har sandsynliggjort, at der selv indenfor meget små afstande kan være betydelige variation i retentionen, som eksempelvis demonstreret i NiCA (Hansen et al., 2014) i forhold til omsætningen i grundvandet.

## 8. Perspektivering

Koblingen af delmodeller specifikt udviklet for de enkelte medier har givet et fagligt forbedret værktøj til estimering af kvælstoftransport og omsætning på national skala. Med ny viden og data vil vores forståelse af relevante processer og deres betydning for omsætningen af kvælstof øges, hvilket fremadrettet bør udnyttes i den nationale kvælstofmodel. Med modellens modulopbygning af delmodeller, er det muligt at udskifte disse i takt med, at der sker videreudvikling heraf. Eksempelvis pågår der netop nu en videreudvikling af udvaskningsmodellen NLES, og ved fremtidig anvendelse af kvælstofmodellen, vil det være muligt at anvende udvaskningsdata beregnet med den nye version.

Den anvendte korrektionsmetode sikrer, at den samlede beregnede og observerede belastning, opgjort over hele perioden med måledata, stemmer bedst muligt overens ved målestationerne. De anvendte delmodeller er følgelig benyttet til at beskrive den rumlige variation indenfor både de målte og umålte oplande på basis af variationer i de fysiske og biogeokemiske forhold. En fremtidig opdatering af kvælstofmodellen baseret på videreudvikling af delmodeller og flere målestationer, vil således kunne forbedre beskrivelsen af den rumlige variation samt estimatet i de umålte oplande.

En videreudvikling af de indgående delmodeller kan imidlertid først opnås, når der er etableret et bedre videns- og datagrundlag. Den igangværende opdatering af NLES modellen vil således bygge på et udvidet datasæt med flere afgrødekombinationer og en opdateret metode til at beregne vandbalancen. Arbejdet med modeludviklingen af NLES5 har også vist, at når der sker ændringer i den aktuelle landbrugspraksis er det vigtigt, at der etableres et datagrundlag, der reflekterer effekten af ændringerne, som kan anvendes til udvikling af modellen. I NLES5 indarbejdes nye måledata for såvel forskellige efterafgrødetypers effektivitet over for udvaskningen, betydningen af jordbearbejdning i efteråret og at en række afgrødetyper er repræsenteret ved flere observationer for perioden 2005-2012.

I forhold til beskrivelsen af grundvandets strømning ved DK-modellen, så er der via den nationale grundvandskortlægning indsamlet en stor viden om de geologiske og hydrologiske forhold i undergrunden, som p.t. ikke er fuldt udnyttet i DK-modellen. Til beskrivelsen af omsætningen af kvælstof i undergrunden er der, foruden grundvandets strømningsveje, behov for kendskab til dybden til redoxgrænsen. Til bestemmelse af denne er der anvendt samtlige observationer tilgængelig i den nationale boringsdatabase Jupiter. De i alt 13.085 borerer med oplysninger om redoxgrænsen giver imidlertid kun en gennemsnitlig dækning på ca. 0,3 boring pr. km<sup>2</sup>. Fra detaljerede undersøgelser er det erkendt, at dybden til redoxgrænsen kan variere betydeligt, selv over små afstande. Der ligger således en væsentlig forbedringsmulighed ved såvel indsamling af supplerende data, samt udvikling af metoder, der gør det muligt at inkludere betydningen af denne småskala variation i modeller udviklet på oplandsskala.

Tilstedeværelsen af dræn kan have stor betydning for den samlede udledning af kvælstof til overfladevandet. Mængden af kvælstof i drænvand vil imidlertid afhænge af hvor vandet i dræne stammer fra, eksempelvis direkte fra udvaskning fra rodzonen uden yderligere omsætning, eller fra højere beliggende områder i baglandet, hvor der under transporten

kan være sket en hel eller delvis omsætning af kvælstoffet. I den nationale kvælstofmodel er der ingen implicit antagelse mht. hvorvidt vandet i dræn er nitratholdigt eller ej, dette bestemmes alene på basis af grundvandets strømningsveje og redoxgrænsens placering. Viden om drænenes placering samt mere viden om dynamikken for drænafstrømningen og omsætningen af nitrat i rodzonen vil kunne forbedre beskrivelsen af de terrænnære transportveje i DK-modellen. Derved vil beregningerne foretaget med kvælstofmodellen også kunne optimeres. Der er for nuværende flere projekter, hvori drænplacering og målinger af dræns vand- og kvælstofdynamik indgår som et centralt element. Denne viden bør efterfølgende udnyttes til en videreudvikling af kvælstofmodellen.

I kvælstofmodellen er differentiering af overfladevandsretentionen beskrevet ved modeller udviklet for hhv. vandløb (opdelt i "generelle" vandløb og "grøfter"), søer ("små", "store" og hensyntagen til opholdstider) og vådområder (på ler og sand). Eksisterende nationale og internationale studier viser, at retentionen i overfladevandssystemet generelt er meget afhængig af de lokale forhold, hvilket er søgt understøttet ved opdeling af de enkelte overfladevandstyper. Det samlede observationssæt benyttet til udviklingen er dog begrænset specielt i forhold til omsætningen i vandløbsnære arealer, vådområder og vandløb, samt ved underinddelingen i forskellige sø-typer, herunder søer i kæde. De anvendte modeller for især vandløb, vandløbsnære arealer, naturlige og reetablerede vådområder og søer inddrager i dag ikke i tilstrækkelig grad betydningen af og samspillet mellem de hydrauliske og økologiske forhold gennem året. Det er f.eks. velkendt at lavvandede søer og vandløb med udbredt undervandsvegetation ofte har en forøget kvælstofomsætning og -optag. Skal der opnås en forbedret differentiering af kvælstofomsætning i de forskellige overfladevandstyper, herunder interaktionen mellem overfladevand og ånære arealer, er der således behov for forskning indenfor området med henblik på en bedre procesforståelse og videreudvikling af delmodellerne.

Ved udviklingen af den nationale kvælstofmodel indgår der "terrænnære processer" som er en rent empirisk beskrivelse og dækker over omsætningsprocesser, der ikke beskrives eksplicit i modellen. Baseret på en residual analysen blev det fundet, at omsætningen generelt skulle øges i de grov sandede områder, hvilket er tilskrevet en større retention i den hyporheisk zone. Denne tolkning bør efterprøves ved aktuelle studier. Omsætning af kvælstof i lavbundsarealer har haft stor bevågenhed og der er igangsat flere projekter, der har til formål, at studere de detaljerede omsætningsprocesser og deres betydning for forskellige typer af lavbund. Denne viden kan efterfølgende inddrages i en opdateret version af kvælstofmodellen, enten via beskrivelse af strømningsveje og reduktionsforhold med DK-modellen, eller ved kvalificering af beskrivelsen relateret til de terrænnære processer.

Den nationale kvælstofmodel er designet så nye måledata kan udnyttes. Nye stationer tæt på kysten vil kunne anvendes til en kvalificering af vandafstrømningen samt kvælstoftransport og -retention i de ellers umålte områder. Målinger af kvælstofudledningen i ID15 oplande kan også medvirke til at opnå en uafhængig validering af kvælstofretentionen

I nærværende projekt har formålet været at udvikle en national kvælstofmodel og med denne opnå den bedst mulige nationale kvælstofbeskrivelse indenfor projektperioden. Projektet har derfor ikke indeholdt en detaljeret analyse af enkeltområder med afvigende modelperformance. Dette vil imidlertid være en oplagt fortsættelse af projektet, til en mere

detaljeret afdækning af, hvor der er behov for vidensopbygning og dataindsamling i forhold til den nationale opgørelse og til en forbedret regional og lokal beskrivelse.

Behovet for etablering af ny viden samt supplerende dataindsamling vil være stigende des mindre skala modelberegningerne skal anvendes på og jo højere krav, der stilles til den sikkerhed beregninger har. Med en national model er det ikke muligt at analysere detailstudier for opnåelse af en forbedret procesforståelse på lokal skala. Opnås der derimod ny viden fra detailstudier til kvantificering af kvælstofomsætningen, vil det være muligt at indbygge denne viden i den nationale model og derved opnå en forbedret beskrivelse af den rumlige variation.

## 9. Referencer

- Abrahamsen, P. and Hansen S. (2000). Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling and Software*. 15, 313-330.
- Børgesen, Christen Duus, Poul Nordemann Jensen, Gitte Blicher-Mathiesen og Kirsten Schelde (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., Waagepetersen, J., Iversen, T.M., Grant, R., Jacobsen, B. & Elmholt, S. (2009). Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III – hoved og baggrundsnotater. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet og Danmarks Miljøundersøgelser. DJF rapport Markbrug 142. 233 s.
- Børgesen., C.D., Grant, R. 2003. Baggrundsnotat til VMP II – slutevaluering. Vandmiljøplan II modelberegning af kvælstofudvaskning på landsplan, 1984-2002. Internt notat, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning. [www.dmu.dk](http://www.dmu.dk) -publikationer – øvrige publikationer og [www.agrsci.dk](http://www.agrsci.dk) – vandmiljø.
- Børgesen, C.D. & Heidmann, T. (2002) Landsberegninger af kvælstofudvaskningen fra landbruget med SKEP/DAISY og SIM IIIB modellerne. DJF rapport Markbrug nr. 62.
- Blicher-Mathiesen, G. (2011). Notat om status for N-udledning fra lavbundsarealer. Bidrag til diskussion af landbrugsarealers sårbarhed med hensyn til N-udledning til vandmiljøet. Workshop afholdt 13. december 2011 hos Videncenter for Landbrug. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Grant, R., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. 2013. Landovervågningsoplande 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 74 <http://dce2.au.dk/pub/SR74.pdf>
- Eriksen, J, Jensen P.N., Jacobsen, B.H. (Ed) 2014. Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA rapport nr 052. December 2014. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug
- Ernstsen, V. og von Platen, F. 2014. Opdatering af det nationale redoxkort fra 2006. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, rapport 2014/20.
- 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.
- Ernstsen, V. Højbjerg, A.L., Jakobsen, P.R., von Platen, F., Tougaard, L., Hansen, J.R., Blicher-Mathiasen, G., Bøgestrand, J. og Børgesen, C.D. 2006. Begejning af nitratreduktionsfaktorer fra zonen mellem rodzonen og frem til vandløbet. Data og metode for 1. Generationskortet. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. Rapport nr. 93.
- Ernstsen, V., Jakobsen, P.R., von Platen, F. 2008. Nitratreduktionsklasser for kystnære arealer ("hvide områder" – data og metode. Supplement til GEUS rapport 2006/93. De nationale geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. Rapport nr. 30

- Grant, R., Pedersen, L.E., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. 2009: Landovervågningsoplände 2007. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 126 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 709. <http://www.dmu.dk/Pub/FR709>
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jørgensen, J.O., Kloppenborg-Skrumsager, B., Kronvang, B., Jensen, P.G., Pedersen, M. & Rasmussen, P.. 2000: Landovervågningsoplände 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 150 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 334
- Gundersen, P., Sevel, L., Christiansen, J.R., Vesterdal, L., Hansen, K. & Bastrup-Birk, A. (2009) Do indicators of nitrogen retention and leaching differ between coniferous and broad-leaved forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 258, 1137-1146.
- Hansen AL, Gunderman D, He X, Refsgaard JC (2014) Uncertainty assessment of spatially distributed nitrate reduction potential in groundwater using multiple geological realizations, *Journal of Hydrology* 519: 225-237.
- Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Jeppesen, E., Amsinck, S.L. & Clausen, P. 2006: Overvågning af Vandmiljøplan II Vådområder 2005. Danmarks Miljøundersøgelser. 128 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 576. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Højberg A.L., Stisen, S., Olsen, M., Troldborg, L., Uglebjerg, T.B., Jørgensen, L.F. (2015a) DK-model2014, Model opdatering og kalibrering. GEUS rapport 2015/8.
- Højberg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang B., Thodsen, H. og Ernsten (2015b) National kvælstofmodel, Oplandsmodel til belastning og virkemidler – Kortleverancer. GEUS.
- Jensen, P.J. (red.), Blicher-Mathiesen, G., Rasmusen, A., Vinther, F.V., Børgesen, C.D., Schelde, K., Rubæk, G., Sørensen, P., Olesen, J.E. & Knudsen, L. 2014. Fastsættelse af baseline 2021. Effektvurdering af planlagte virkemidler og ændrede betingelser for landbrugsproduktion i forhold til kvælstofudvaskning fra rodzonen for perioden 2013-2021. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 76 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 43. <http://dce2.au.dk/pub/TR43.pdf>
- Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R. (2003) Genberegning af modellen N-LES. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning.
- 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.
- Larsen, S.E, Kristensen, K. 2007. The leaching model N-LES3 – uncertainty and validation. Det Jordbrugsfaglige Fakultet, Aarhus University. Rapport DJF markbrug Nr. 132.
- Naturstyrelsen (2013): Punktkilder 2012, NOVANA. Rapport udgivet af Naturstyrelsen 2013.
- Pedersen, E.F. (1985): Drænvandsundersøgelser på marsk- og dyb tørvejord 1971-84. *Tidsskrift Planteavl* 89: 319-329.
- Piil, K. & Knudsen, L. 2013. Drænvandsundersøgelsen 2012/13. VidenCenter for Landbrug s. 90.
- Refsgaard JC, Stisen S, Højberg AL, Olsen M, Henriksen HJ, Børgesen CD, Vejen F, Kern-Hansen C & Blicher-Mathiesen (2011) Vandbalance i Danmark - Vejledning i opgørelse af vandba-

- lance ud fra hydrologiske data for perioden 1990-2010, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2011/77
- Seitzinger, S.P., Styles, R.V., Boyer, E.W., Alexander, R.B., Billen, G., Howarth, R.W., Mayer, B. & Breemen, N.V., 2002. Nitrogen retention in rivers: Model development and application to watersheds in the Northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58: 199-237.
- Schmidt, M. & Lipson, L 2009. Distilling Free-Form Natural Laws from Experimental *Science* **324**, 81 (2009);Data DOI: 10.1126/science.1165893
- Wiberg-Larsen, P. (red.), 2013: Vandløb 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 75. <http://dce2.au.dk/pub/SR75.pdf>
- Windolf, J., Jeppesen, E., Jensen, J.P. & Kristensen, P. 1996. 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.
- Windolf, J., Bøgestrand, J. & Kjeldgaard, A. (2012) Beregning af kvælstoftilførsel til en række udpegede danske fjorde Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience. [http://dce.au.dk/fileadmin/dmu.au.dk/Notat\\_kvaelstoftilfoersel\\_til\\_fjorde.pdf](http://dce.au.dk/fileadmin/dmu.au.dk/Notat_kvaelstoftilfoersel_til_fjorde.pdf)
- Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Bøgestrand, J., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E.A, Larsen, S.E., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Bjerring, R., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A 2013: Vandløb 2012. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 75. <http://dce2.au.dk/pub/SR75.pdf>
- Wiberg-Larsen, P., Windolf, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Thodsen, H., Ovesen, N.B., Kronvang, B. & Kjeldgaard, A. 2012: Vandløb 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 32. <http://www.dmu.dk/Pub/SR32.pdf>