



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 616, 2007

Kvælstofreduktionen fra rodzonen til kyst for Danmark

Fagligt grundlag for et nationalt kort

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 616, 2007

Kvælstofreduktionen fra rodzonen til kyst for Danmark

Fagligt grundlag for et nationalt kort

Gitte Blicher-Mathiesen¹

Jens Bøgestrand¹

Ane Kjeldgård¹

Vibeke Ernstsen¹

Anker L. Højberg²

Peter R. Jakobsen²

Frants von Platen²

Lisbeth Tougaard²

Jeppe R. Hansen²

Christen D. Børgesen³

¹ Danmarks Miljøundersøgelser

² De Nationale Geologiske Undersøgelser
for Danmark og Grønland

³ Danmarks JordbrugsForskning

Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 616
- Titel: Kvælstofreduktionen fra rodzonen til kyst for Danmark
Undertitel: Fagligt grundlag for et nationalt kort
- Forfattere: Blicher-Mathiesen, G.¹, Bøgestrand, J.¹, Kjeldgaard, A.¹, Ernstsén, V.², Højberg, A.L.², Jakobsen, P.R.², von Platen, F.², Tougaard, L.², Hansen, J.R.² & Børgesen, C.D.³
- Institutioner, afdeling: ¹Afdeling for Ferskvandsøkologi, ²De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), ³Danmarks JordbrugsForskning
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: September 2007
Redaktion afsluttet: September 2007
Faglig kommentering: Lisbeth Wiggers Nielsen, Jørgen Windolf, Kitt Bell Andersen, Lisbet Ogstrup, Ruth Grant
- Finansiel støtte: Skov- og Naturstyrelsen
- Bedes citeret: Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J., Kjeldgaard, A., Ernstsén, V., Højberg, A.L., Jakobsen, P.R., von Platen, F., Tougaard, L., Hansen, J.R. & Børgesen, C.D. 2007: Kvælstofreduktionen fra rodzonen til kyst for Danmark. Fagligt grundlag for et nationalt kort. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet Faglig rapport fra DMU nr. 616.. 68 s.
<http://www.dmu.dk/Pub/FR616.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Skov- og Naturstyrelsen har udarbejdet et kortværk over nitratklasser, som regulerer husdyrbrugenes maksimale husdyrtæthed i forhold til placering i oplande, der afvander til udpegede kvælstofsårbare recipienter i Natura 2000-områder samt i forhold til niveau af kvælstofreduktion. Nærværende rapport beskriver det faglige grundlag for beregningen af kvælstofreduktionen fra bunden af rodzonen til kyst samt udpegningsgrundlaget for de kvælstofsårbare recipienter. Beregningen af N-reduktionen er foretaget med tre forskellige metoder. For ca. 50 % af landets areal er kvælstofreduktionen estimeret på baggrund af målte kvælstoftransport i vandløb og en modelberegnet kvælstofudvaskning fra rodzonen. For ca. 40 % af landets areal er kvælstofreduktionen baseret på viden om redoxgrænsens beliggenhed og beregninger af vandflukse fra DK-modellen. For de resterende 10 % af landets areal er kvælstofreduktionen vurderet ud fra bl.a. geologi og redoxfrontens udbredelse i området. En række usikkerheder er knyttet til beregningerne, herunder modeltekniske usikkerheder og detaljeringsgrad af inputdata. Med det landsdækkende kort over kvælstofreduktionen er der nu et ensartet fagligt grundlag for hele landet.
- Emneord: Kvælstofreduktion, redoxgrænse, vandflukse i DK-modellen, N-retention i vandløb og søer
- Layout: Anne-Dorthe Villumsen
Illustrationer: Grafisk værksted, DMU Silkeborg
- ISBN: 978-87-7772-981-2
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 68
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside
<http://www.dmu.dk/Pub/FR616.pdf>

Indhold

- 1 Forord 5**
- 2 Sammenfatning 7**
 - 2.1 Kvælstofreduktion 7
 - 2.2 N-reduktion i de målte oplande 7
 - 2.3 N-reduktion i de umålte oplande 8
 - 2.4 Usikkerhed ved de tre metoder for N-udvaskning 9
 - 2.5 Reduktion i vandløb og søer 9
 - 2.6 Samlet kvælstofreduktion 9
 - 2.7 Identifikation af kvælstof sårbare recipienter samt oplandene hertil 10
- 3 Indledning 12**
- 4 N-reduktion under vandets transport fra rodzone til kyst 13**
 - 4.1 N-reduktion under vandets transport fra mark til kyst 13
 - 4.2 Beregning af N-reduktion til et nationalt kort 14
 - 4.3 Beregningen af N-reduktionen for de målte vandløbsoplande 16
 - 4.4 Beregningen af N-reduktionen for de umålte vandløbsoplande 16
 - 4.5 N-reduktion for de øvrige oplande 18
- 5 N-reduktion for de målte vandløbsoplande 19**
 - 5.1 Valg af periode for opgørelser af kvælstofudvaskning og kvælstof-transporter i vandløb 19
 - 5.2 Udvikling i landbrugs kvælstofoverskud 20
 - 5.3 Diffus N-afstrømning i 69 målte vandløbsoplande 21
 - 5.4 Tidsforsinkelsen 24
 - 5.5 Udvasning fra landbrug, natur og øvrige arealer 25
 - 5.6 Er nedbør og afstrømning i de valgte opgørelsesperioder for N-udvaskning og målte vandløbsoplande ens? 29
- 6 N-reduktioner for umålte vandløbsoplande 35**
 - 6.1 Beregning af dybden til redoxgrænse 35
 - 6.2 Beregning af N-reduktion baseret på vandflukse fra DK-model 36
 - 6.3 Kalibrering og test af metode 38
 - 6.4 N-reduktion i ferskvandsystemet 41
- 7 Nationalt kort over N-reduktion fra rodzonen til kyst 48**
- 8 Oplande til udpegede kvælstofsårbare recipienter og øvrige Natura 2000 områder 50**
- 9 Nitratklassekortet 53**
- 10 Konklusion 55**
 - 10.1 N-udvaskning og vandløbsmålinger på regionalt niveau 55
 - 10.2 N-reduktion i vådområder og enge 56
 - 10.3 Redoxgrænsen og DK-modellen 56
 - 10.4 Opdatering af N-reduktionskortet 57
- 11 Referencer 58**

Bilag 1 62

Bilag 2 65

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

1 Forord

Som følge af kommunalreformen overtog kommunerne fra 1. januar 2007 den miljømæssige administration af etablering, ændringer og udvidelser af husdyrbrug i én samlet godkendelsesprocedure. I den forbindelse ønskede regeringspartierne (Venstre og Konservative), Dansk Folkeparti og Det Radikale Venstre med den politiske aftale af 22. juni 2006 at reducere de administrative byrder og sikre en hurtig, gennemskelig og ensartet sagsbehandling i de kommende kommuner.

I bekendtgørelsen om tilladelse og godkendelse m.v. af husdyrbrug* udmøntes, at administration af husdyrområdet skal foregå efter et ensartet beskyttelsesniveau af recipienter.

Med hensyn til nitrat belastning af overfladevand stilles der i bekendtgørelsen krav om et lavere husdyrtryk per hektar, end de generelle harmoniregler giver mulighed for. Kravene gælder for landbrugsarealer, der afvander til kvælstof sårbare recipienter inden for Natura 2000-områderne.

For landbrugsarealer i disse oplande er det muligt for landmanden at anvende virkemidler, fx øge antallet af efterafgrøder, reducere N-normen eller ændre standardsædskiftet, således at nitratudvaskningen reduceres i mindst samme omfang, som hvis de skærpede harmonikrav var overholdt.

Reduktionspotentialet i bekendtgørelsen er defineret som forskellen mellem den mængde nitrat, der kommer ud af rodzonen, og den mængde nitrat, der ender i recipienten.

Tablet 1.1 Reduceret husdyrtæthed (antal dyreenheder /ha) i forhold til de generelle harmonikrav ved udvidelser af husdyrbrug i henholdsvis meget og mindre sårbare recipienter opdelt efter størrelse af N-reduktion mellem rodzone og recipient jf. bekendtgørelsen.

	Meget kvælstof sårbare recipienter	Mindre kvælstof sårbare recipienter
Kvælstofreduktionspotentiale: 0-50 %	50 % (Nitratklasse III)	85 % (Nitratklasse I)
Kvælstofreduktionspotentiale: 51-75 %	65 % (Nitratklasse II)	

I bekendtgørelsen præciseres desuden, at når Vand- og Natura 2000 planer efter miljømålsloven foreligger, erstatter disse planer de beskyttelsesniveauer, der er fastsat i bekendtgørelsen. I tiden indtil planerne foreligger, inddrager kommunerne al tilgængelig viden om natur- og miljøtilstand i sagsbehandlingen, herunder også den viden, der på tidspunktet for godkendelsen er tilgængelig i forbindelse med udarbejdelse af vand- og naturplanerne og de opfølgende kommunale handleplaner, med henblik på at undgå, at etablering, udvidelse eller ændring af husdyrbrug giver anledning til en miljøbelastning, der vil indebære en væsentlig risiko for, at natur- og miljømålene ikke kan sikres eller genoprettes i det pågældende område.

For at tilvejebringe et ensartet fagligt grundlag for N-reduktion til kommunernes administration af husdyrområdet bad Skov- og Naturstyrelsen Danmarks Miljøundersøgelser, Danmarks- og Grønlands Geologiske Undersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning om at udarbejde et na-

tionalt kort over N-reduktionen fra rodzonen til recipienter herunder søer og kysten. Selve arbejdet blev igangsat hen over sommeren 2006 som et samarbejde mellem de tre institutioner. Desuden bad Skov- og Naturstyrelsen Danmarks Miljøundersøgelser om at udarbejde oplande for de recipienttyper, der med udgangspunkt i bekendtgørelsen blev udpeget som kvælstoffølsomme af Skov- og Naturstyrelsen. Kombinationen af N-reduktionskortet og oplandene til de kvælstoffølsomme recipienter danner det Nitratklassekort der viser de oplande der ifølge bekendtgørelsen bliver reguleret jf. Tabel 1.1. Det nationale kort over N-reduktion fra rodzone til kyst samt Nitratklassekortet blev afleveret til Skov- og Naturstyrelsen december 2006.

Det faglige arbejde med N-reduktionskortet bygger bl.a. på det udredningsarbejde, som Skov og Naturstyrelsen nedsatte i efteråret 2005. Udredningsarbejdet skulle forberede vejledningen til husdyrområdet og foregik i syv arbejdsgrupper nedsat af Skov, og Naturstyrelsen. Hver arbejdsgruppe skulle bidrage inden for forskellige faglige emner med relevans for den miljømæssige administration af husdyrområdet. En af de syv arbejdsgrupper omhandlede nitrat, hvor et af nitratgruppens formål var at udarbejde retningslinier for estimering af nitratreduktion fra bunden af rodzonen til overfladevand. De foreløbige principper blev diskuteret i nitratgruppen og beskrevet i "Beregning af nitratudvaskning" (Petersen et al., 2006).

Det faglige grundlag samt metoder for beregningen af N-reduktionen fra rodzonen og frem til kysten beskrives i nærværende rapport. I rapporten beskrives desuden grundlaget for udpegningen af de kvælstoffølsomme recipienter inden for Natura 200 områderne samt optegningen af de topografiske oplande til disse. I rapporten vises det nationale kort over N-reduktionen samt Nitratklassekortet.

Data og metoder for beregning af N-reduktionen fra rodzonen til vandløbskanten ud fra beskrivelse af redoxgrænsens dybde og udtræk af vandfluxe i DK-modellen er yderlig beskrevet i Ernstsen et al. (2007 in print).

* Bekendtgørelse nr. 1696 af 19. december 2006 udstedt med hjemmel i LOV Nr. 1572 af 20. december 2006 § 34, stk. 2.

2 Sammenfatning

Danmarks Miljøundersøgelser har for Skov- og Naturstyrelsen udarbejdet et kortværk over Nitratklasser. Nitratklassekortet viser de oplande, hvor husdyrtæthed reguleres i forhold til de generelle harmoniregler jf. bekendtgørelsen om tilladelse og godkendelser m.v. af husdyrbrug. Det er dog muligt for landmanden at anvende andre virkemidler, hvis nitratudvaskningen reduceres i samme omfang, som hvis de skærpede harmonikrav var overholdt.

Nitratklassekortet er en kombination af to kort: Et kort, der viser et oplands N-reduktion, samt et kort, der viser om et opland afvander til en udpeget kvælstoffølsom recipient eller til andre Natura 2000-områder. Oplande i Nitratklasse I har en N-reduktion på under 50 %, og oplandet afvander til et Natura 2000 område. Oplande i Nitratklasse II har en N-reduktion på 50-75 %, og oplandet afvander til en udpeget kvælstoffølsom recipient, mens oplande i Nitratklasse III har en mindre N-reduktion, der er under 50 % og afvander ligeledes til en udpeget kvælstoffølsom recipient.

Som grundlag for Nitratklassekortet er der af DMU, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse og Danmarks Jordbrugsforskning udarbejdet et nationalt N-reduktionskort, der dækker reduktionen fra bunden af rodzonen og til recipienter herunder søer og kystnære områder.

Nærværende rapport beskriver det faglige grundlag for beregningen af N-reduktionen. Rapporten beskriver desuden udpegningen af kvælstoffølsomme recipienter samt oplandene der afvander hertil.

2.1 Kvælstofreduktion

Når kvælstof i form af nitrat forlader afgrødernes rodzone på marken, vil en del af nitraten blive omdannet på vandets vej frem til kystvandene. Nitratfjernelsen finder primært sted i sedimenterne under redoxfronten, men også under transporten i vandløb og søer. Dertil kommer, at kvælstof kan akkumuleres i organisk stof i fx mudder på bunden af søer. Når man skal beregne den samlede fjernelse af kvælstof til kysten, skal man derfor tage højde for, at kvælstofreduktionen forekommer i både grundvand og overfladevand. Beregningerne er lavet på oplandsniveau og gennemført med tre forskellige metoder: en metode for målte vandløbsoplande større end 50 km², en for umålte oplande, hvor der er en veldefineret vandløb i DK-modellen, samt en metode for umålte vandløb, hvor der ikke er et veldefineret vandløb i DK-modellen.

2.2 N-reduktion i de målte oplande

N-reduktionen i de målte vandløbsoplande er opgjort ved at sammenholde N-udvaskningen fra rodzonen med en målte N-transport i vandløbene.

Udvaskningen af nitrat fra rodzonen er beregnet ved hjælp af to metoder, SKEP-Daisy og N-LES på kommuneniveau i 1989, da det af tidsmæssige årsager har været nødvendigt at anvende data, som var umiddelbart tilgængelige. Året 1989 er valgt, da kvælstofoverskuddet i dansk landbrug var nogenlunde konstant i perioden forud, og kvælstoftabet fra rodzonen kunne sammenholdes med kvælstoftilførslen til vandløb ud fra overvågningsdata. Da der er store variationer i nedbør og afstrømning, er det valgt at opgøre udvaskningen som gennemsnit af 10 års beregninger. Disse data er anvendt til en grov beregning af nitratreduktionen under transporten fra markens rodzone og frem til vandløbene og er baseret på opgørelser i kg N/ha. En række usikkerheder er knyttet til udvaskningsberegningerne, herunder modeltekniske usikkerheder, detaljeringsgrad af inputdata som eksempelvis anvendelse af handelsgødning, samt at beregninger kun er baseret på klimadata fra seks målestationer.

N-transporten i vandløbene er fra perioden 1989-1993, hvor vandføringer, vandstand og målinger af total N i vandløbsvandet er foretaget af amterne i tilknytning til Det Nationale Overvågningsprogram.

2.3 N-reduktion i de umålte oplande

Beregning af kvælstofreduktionen, fra vandet forlader rodzonen til det når frem til vandløbet, er baseret på beregning af vandflukse med DK-modellen og viden om redoxfrontens beliggenhed inden for 1x1 km beregningsceller (grids).

Redoxfronten er fastlagt ud fra sedimenternes farver i 11.999 borer og er beregnet som en gennemsnitsværdi i grids med oplysninger fra flere borer. I områder uden boringsoplysninger er dybden til redoxfrontens vurderet på baggrund af oplysninger om områdets geologiske opbygning, landskabstype, GEUS' jordartskort, topografiske forhold samt beliggenheden af prækvartæroverfladen.

Princippet i metoden er, at redoxfronten fastlægges først, hvorefter vandfluksene over og under redoxfronten bestemmes på baggrund af DK-modellen. Ved en antagelse af, at alt nitrat reduceres under redoxfronten, mens der ingen reduktion sker over denne, kan reduktionen principielt beregnes ud fra andelen af vandtransport over og under redoxfronten. Det er dog en noget forsimplet antagelse, at der ikke sker reduktion over redoxfronten, ligesom der er nogle usikkerheder forbundet med de estimerede vandflukse fra DK-modellen, da denne model er en storskala model til beskrivelse af de overordnede vandbalancer. Metoden er derfor kalibreret i forhold til N-reduktioner opgjort på baggrund af kvælstofstrømme i 56 målte vandløbsoplande på over 50 km² og med et søareal på under 2 %. I de målte vandløbsoplande er udvaskningen fra rodzonen modelberegnet, mens N-transporten i vandløbene er målt og korrigeret for punktkilder samt N-retentionen i vandløb og søer, som derved antages at repræsentere nitrattilførslen til vandløbskanten fra diffuse kilder.

Den første generation af reduktionsfaktorer beregnet på oplandsniveau, indeholder foruden usikkerheder på henholdsvis udvaskningen fra rodzonen og N-retentionen i søer og vandløb, også usikkerheden ved at be-

regningerne ikke inddrager den fulde variation i eventuel reduktion af nitrat i den umættede zone, kvælstoffjernelsen i vådområder, ligesom den heller ikke inddrager den rummelige variation i redoxfrontens udbredelse i de anvendte beregningsceller (grid) og den tidsmæssige forsinkelse af vand og kvælstof fra rodzonen til vandløb.

2.4 Usikkerhed ved de tre metoder for N-udvaskning

Beregningen af kvælstofreduktionen for oplandene er foretaget med forskellig sikkerhed for de tre metoder, der er anvendt. For de 69 oplande, der er beregnet med metode 1, udgør N-reduktionen forskellen mellem modelberegnet N-udvaskning fra rodzonen og en målt N-transport i vandløb. Sikkerheden på opgørelserne er størst med denne metode. N-reduktionerne for de målte vandløbsoplande er som nævnt også anvendt til modelopstilling og kalibrering af metode 2, hvor N-reduktionen er beregnet ud fra dybden til redoxgrænsen og udtræk af vandflukse fra DK-modellen. Sikkerheden på N-reduktionen er lavere med metode 2 end metode 1. Oplande beregnet med metode 3 er usikkert bestemt, da disse områder er uden for DK-modellens dækningsområde og har derfor ikke en fysisk beskrivelse af vandløbene.

2.5 Reduktion i vandløb og søer

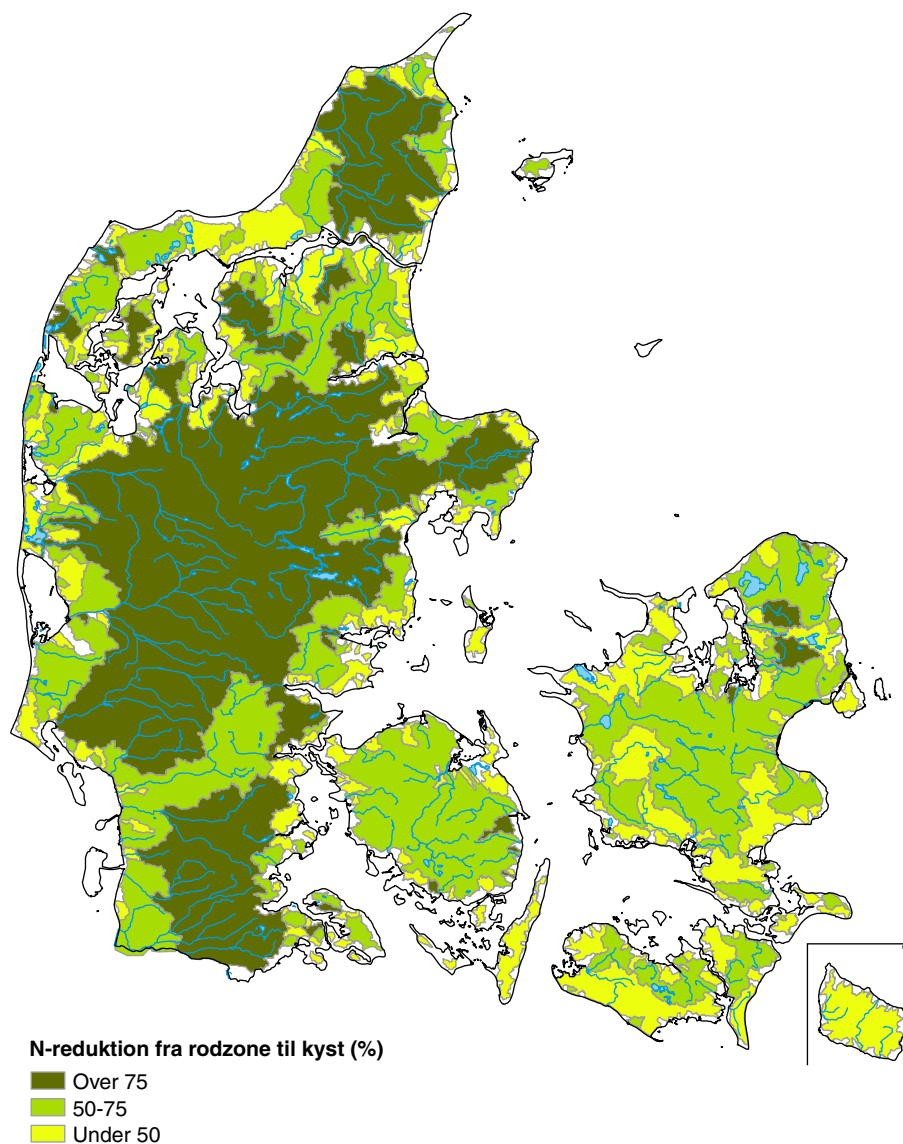
Reduktionen af kvælstof i vandløb og søer (ferskvandssystemet) kan dels skyldes bakteriers omsætning dels akkumulering af organisk kvælstof. Bakteriernes denitrifikation afhænger foruden iltkoncentrationen af en række faktorer såsom nitratkoncentrationen, vandets opholdstid, temperatur, organisk substrat som brændstof for bakterierne samt tilgængelige substratoverflader. Målinger fra danske vandløb tyder på en betydelig variation i denitrifikationen, 5-700 kg N/ha vandløbsbund årligt. Men den andel af vandløbenes kvælstoftransport, som fjernes i vandløbene, er under alle omstændigheder lav og udgør generelt mindre end 2 % af den årlige transport. Det er valgt at anvende 2 % kvælstoffjernelse fra vandløb uanset længden af vandløbet.

Kvælstoffjernelsen i søer er langt større end i vandløb, og den afhænger i høj grad af vandets opholdstid i søen, idet den stiger med øget opholdstid. Endvidere øges kvælstofreduktionen betydeligt, hvis søen overgår fra en grumset til en klarvandet tilstand. Som generel værdi for kvælstoffjernelsen i søer er anvendt 400 kg N/ha søareal, hvilket er medianværdien af kvælstoffjernelsen i de 22 overvågningssøer.

2.6 Samlet kvælstofreduktion

I den samlede kvælstofreduktion for et opland indgår reduktionen i grundvandet, reduktionen i vandløbet og reduktionen i søer. Herefter er den totale reduktionsprocent opdelt i de tre kategorier: 0-50 %, 51-75 % og 76-100 %, som indgår i bekendtgørelsen (figur 2.1). Med det landsdækkende kort over kvælstofreduktionen fra bunden af rodzonen til kyst er der nu et ensartet faglig grundlag for hele landet.

Figur 2.1 Nationalt kort over N-reduktion fra bunden af rodzonen til kyst for oplande i Danmark. N-reduktionen er opgjort i procent og inddelt i 3 klasser: over 75 %, 50-75 % og under 50 %.



2.7 Identifikation af kvælstof sårbare recipienter samt oplandene hertil

Bekendtgørelsen peger på følgende eksempler på meget sårbare recipienter, der skal fokus på frem til der foreligger vand- og naturplaner: lukkede fjorde som Hjarbæk Fjord og Norsminde Fjord, norer som fx omkring Fyn og brakvandssøer som Saltbæk Vig og Nissum Fjord, jf. også den politiske aftale.

På baggrund af udpegningsgrundlaget for Natura 2000-områderne (Søgaard et al., 2005) har Skov og Naturstyrelsen vurderet, at bekendtgørelsens kriterier for meget sårbare kystvande omfatter følgende naturtyper: nr. 1130 flodmundinger, nr. 1150 kystlaguner og strandsøer og nr. 1160 større lavvandede bugter og vige. Det er endvidere styrelsens vurdering, at nor omkring Fyn samt Randers Fjord og Norsminde Fjord er omfattet af bekendtgørelsens kriterier for meget sårbare kystvande.

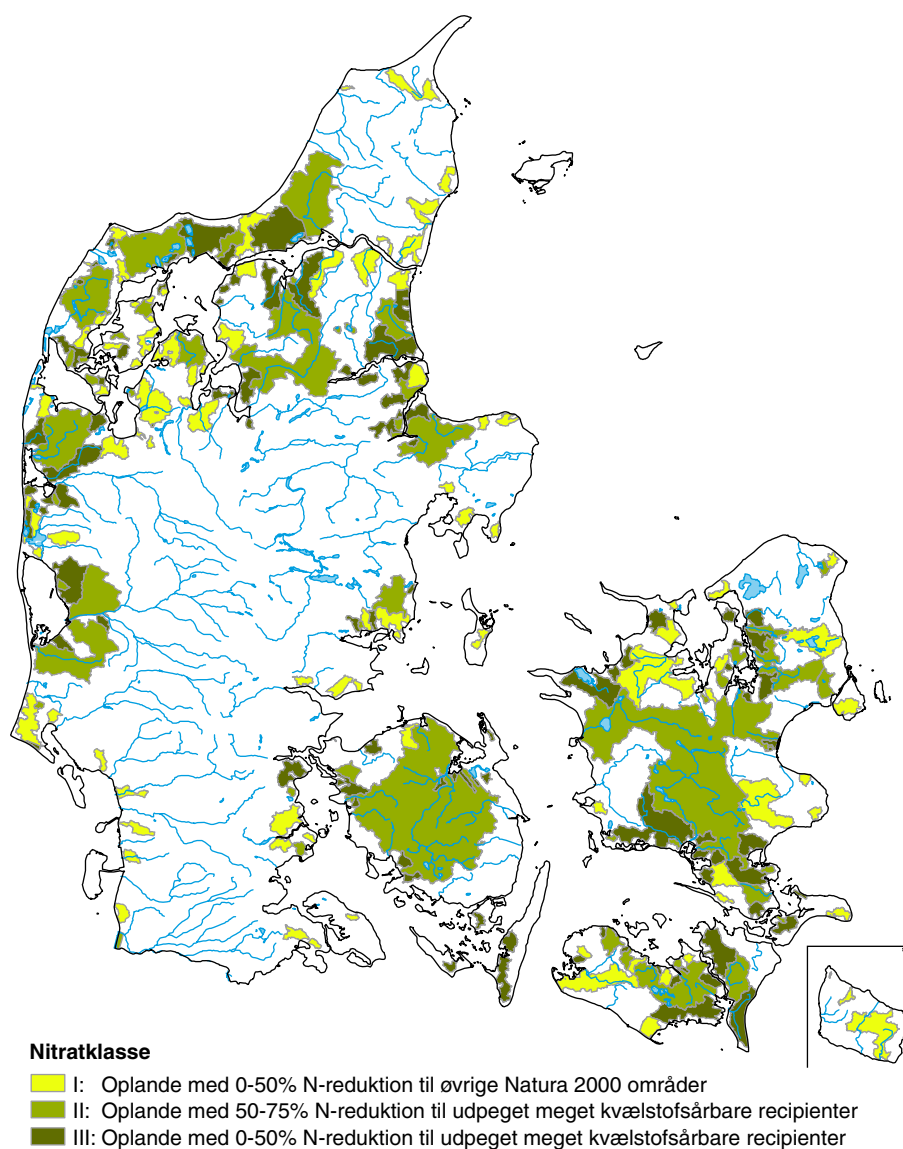
I udpegningsgrundlaget for Natura 2000-områderne vurderer Skov- og Naturstyrelsen, at følgende søtyper er omfattet af bekendtgørelsens kriterier for meget sårbare recipienter: nr. 3110 Lobeliesøer, nr. 3130 Ret næ-

ringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden, nr. 3140 Kalkrige søer og vandhuller med kransålalger og nr. 3160 Brunvandede søer.

Der foreligger ikke i dag en landsdækkende kortlægning over beliggenheden af en række af de nævnte søtyper. I dag kendes alene beliggenheden af lobeliesøer. Kortlægningen af de øvrige søtyper er igangsat til brug i arbejdet med vand- og naturplanerne efter miljømålsloven.

Det er oplandene til disse udpegede kvælstoffølsomme recipienter, der udgør grundlaget for de arealer, der, afhængig af N-reduktion, vil være krav om reduceret husdyrtryk eller evt. andre virkemidler jf. bekendtgørelsen (figur 2.2). Hensigten med reguleringen er, at reduktionen af kvælstofbelastningen af vandområderne skal fortsætte frem til, at der er udarbejdet vand- og naturplaner.

Figur 2.2 Kort over oplande i Nitratklasse I-III, jf. bekendtgørelse om tilladelse og godkendelse m.v. af husdyrbrug.



3 Indledning

En "præcis" beregning af N-reduktionen fra bunden af rodzonen og frem til ferskvand og kyst er nærmest en umulig opgave. Grunden hertil er, at de elementer, der indgår i opgørelsen af N-reduktioner, er processer, der er overordentlig variable i tid og rum. Skulle man have en god opgørelse, vil man være godt stillet, hvis landbrugets dyrkningsforhold og klimaet var ens hvert år i ca. 50 år eller mere, og hvis der for denne periode var indsamlet data og foretaget målinger af N-udvaskning fra rodzone, af N-transport via grundvand til vandløb og kyst for en lang række kombinationer af klima, jord og dyrkningsforhold. For vandløbsoplande tager det kvælstoffet og grundvand fra forholdsvis få år og op til 50 år at blive transporteret fra bunden af rodzonen og frem til ferskvand, for nogle oplande tager det endnu længere tid.

Det giver sig selv, at disse optimale betingelser ikke eksisterer; dels er klima og udviklingen i landbruget dynamisk, dels vil det rent ressourcemæssigt ikke være muligt at måle alt. Derfor må vi anvende de data, der er for landbrugets N-belastning af grundvand og overfladevand, og ud fra forholdsvis få målinger og vores viden på området opstille modeller eller relationer, der kan estimere omsætningen af kvælstof under vandets transport fra rodzonen til grundvand, overfladevand og kyst. Anvendelse af dynamiske eller empiriske relationer vil medføre at opgørelserne er forbundet med nogen usikkerhed frem for, hvis alle parametre var målt.

Et vigtigt formål med udarbejdelse af et nationalt N-reduktionskort var, at det faglige grundlag var ensartet for hele landet.

Dette formål var vigtigt, da det faglige grundlag for N-reduktionen mellem rodzonen og recipienter var meget forskelligt i de tidligere amters administration af VVM området. Her var spændvidden i, hvor empirisk N-reduktionen var funderet, varierende imellem amterne fra egentlige "oplandsmodeller" til "slag på tasken" (Kørnøv & Christensen, 2006). Det betød, at det faglige grundlag for N-reduktionen samt beskyttelsesniveauet af recipienterne ikke var ensartet i landet.

Udgangspunktet i nærværende projekt var derfor at anvende landsdækkende modelleringer af N-udvaskning fra rodzonen og af vandstrømme til vandløb samtidig med at områder, hvor der forelå målinger, blev anvendt fagligt optimalt.

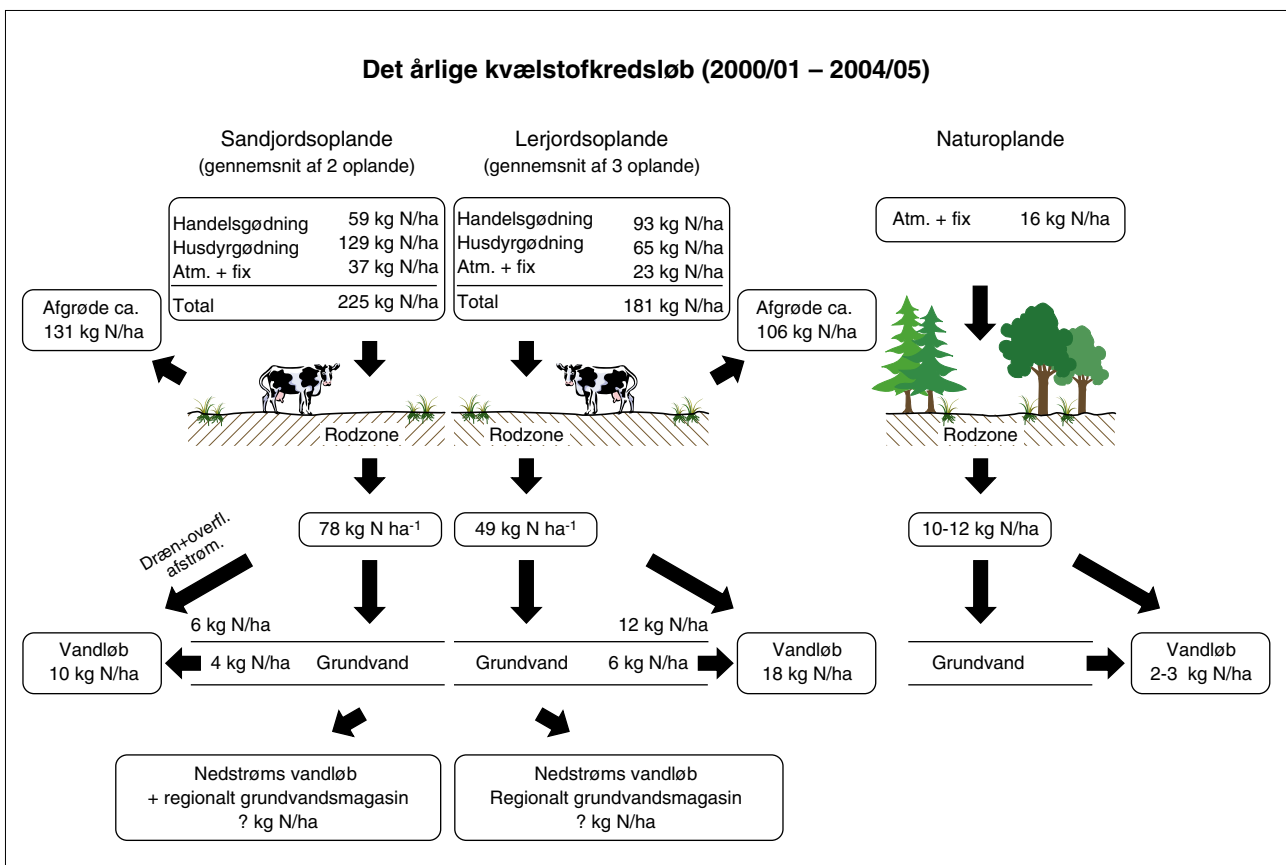
Det blev valgt at anvende målinger af den diffuse N-transport i oplande over 50 km² og at sammenholde N-transporten i vandløbet med en modelberegnet N-udvaskning fra rodzonen. For oplande under 50 km² blev det valgt at opgøre N-reduktionen ud fra målinger af dybden til redoxgrænsen og udtræk af DK-modellen af vandmængder over og under redoxgrænsen. Oplandsgrænsen på 50 km² blev valgt, fordi modelberegningerne af udvaskningen blev for usikker ved mindre oplandsstørrelser.

4 N-reduktion under vandets transport fra rodzone til kyst

4.1 N-reduktion under vandets transport fra mark til kyst

Når kvælstof i form af nitrat forlader rodzonen under afgrøder, skov og øvrige naturarealer, vil en del af nitraten blive omdannet på vandets vej frem til kystvandene, fordi bakterier eller kemien ved forskellige processer er i stand til at omdanne nitrat under iltfrie forhold. Nitratfjernelsen finder primært sted i sedimenterne under redoxfronten under vandets transport i vandløbsnære arealer samt i vandløb og søer. Dertil kommer, at kvælstof kan akkumuleres i organisk stof fx i planteplankton og i mudder på bunden af søer. Når man skal beregne den samlede fjernelse af kvælstof fra bunden af rodzonen til kyst, skal man derfor tage højde for kvælstofreduktionen i både grundvand og overfladevand.

De overordnede transport veje for vand og kvælstof har betydning for hvor meget kvælstof, der strømmer af til vandløbene (figur 4.1).



Figur 4.1 Skematisk kvælstofkredsløbet i henholdsvis dyrkede lerjords- og sandjordsoplande fra landovervågningen samt for naturoplande for årene 2000/01-2004/05. Kvælstofbalancen er fra interviewundersøgelsen 2000-2004, mens udvaskningen er modelberegnet for alle marker i oplandene med N-LES3 med et gennemsnitsklima for perioden fra 1990 til 2000. Vandløbstransport i landbrugsoplandene er korrigeret for naturarealer og spildevandsudledning, dvs. transporten repræsenterer det dyrkede areal inkl. spredt bebyggelse. Opdeling i overflade og grundvandskomponenter er foretaget vha. NAM modellen.

4.1.1 Mindre N-reduktion i drænedede oplande

N-reduktionen er relativ lille i lerjordsoplande, fordi en del af rodzonevandet strømmer til vandløbet via dræn, mens for sandjordsoplande er transportvejen fra rodzonen til vandløbet ofte længere med mulighed for, at nitraten reduceres under vandets transport igennem redoxfronten i grundvandssedimenterne.

I fem små landbrugsoplande i Det Nationale Overvågningsprogram indhentes oplysninger om forbrug af gødning og landbrugspraksis, der relateres til målinger af N-tabet til jordvand, drænvand, vandløb og grundvand. I tre af de fem landbrugsoplande består jorden overvejende af ler. For disse lerjordsoplande er den årlige nettotilførsel til marken ca. 75 kg N ha⁻¹. Den modelberegnete udvaskning (NLES) fra landbrugsjordens rodzone i lerjordsoplandene har i perioden udgjort ca. 49 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Øvrige tabsposter i form af ammoniakfordampning og denitrifikation og eventuel ændring i jordpuljen kan herved opgøres til ca. 26 kg N ha⁻¹ år⁻¹. En relativ stor andel af rodzoneudvaskningen strømmer til vandløbet, ca. 18 kg N ha⁻¹ år⁻¹; primært fordi lerjorden har en stor andel med drænedede arealer. Den gennemsnitlige N-reduktion for landbrugsjorden i de tre lerjordsoplande udgør 63 %.

I to af de fem landbrugsoplande består jorden overvejende af sand. Her er den årlige nettotilførsel til marken ca. 94 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Den modelberegnete udvaskning (NLES) fra landbrugsjordens rodzone i de to sandjordsoplande er opgjort til ca. 78 kg N/ha/år, mens øvrige tabsposter og evt. ændring i jordpuljen kan opgøres til 16 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Sammenlignet med lerjordsoplandene strømmer en relativ lille andel af rodzoneudvaskningen til vandløbet, ca. 14 kg N ha⁻¹ fra oplandet i Nordjylland og 6 kg N ha⁻¹ fra oplandet i Sønderjylland. Dette svarer til en gennemsnitlig N-reduktion på 87 % for landbrugsjorden i de to sandjordsoplande.

Opgørelser over, hvor stor en andel af kvælstofudvaskningen, der når ud til vandløbene, skal tages med et vist forbehold. For det første kan denitrifikationen i de øvre jordlag være betydelig i landovervågningssoplandene på grund af et relativt højt grundvandsspejl. Dernæst skal det understreges, at det langsomt tilstrømmende vand repræsenterer landbrugspraksis af ældre dato.

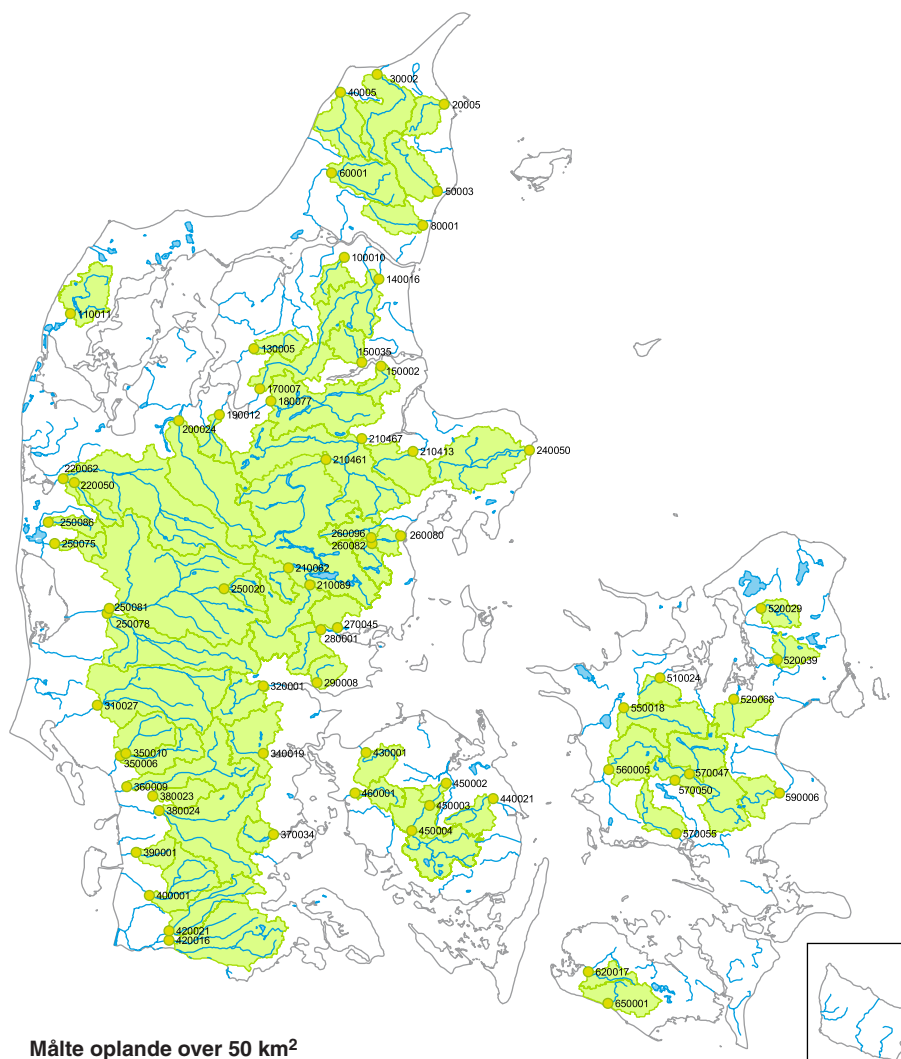
4.2 Beregning af N-reduktion til et nationalt kort

I kommunernes miljømæssige administration af husdyrbrug skal næringsstofbelastning fra den enkelte landbrugsejendom relateres til recipienters grad af sårbarhed over for kvælstof. For at gøre administrationen enkel har Skov- og Naturstyrelsen bedt om, at N-reduktionskortene udtrykker den samlede N-reduktion fra bunden af rodzonen og frem til recipienten.

Tabel 4.1 Beregningen af nitratreduktionsfaktorer er foretaget på grundlag af forskellige datagrundlag, som er vist ved metode 1-3.

Metode		Antal	Areal (1.000 ha)	Areal (%)
1	Oplande med målte vandløb	56	1.872	50,1
2	Øvrige oplande dækket af DK-modellen	390	1.485	39,7
3	Oplande uden dækning i DK-modellen	317	383	10,3

Figur 4.2 Kort over målte vandløbsoplande fra NOVANA, der indgår i N-reduktionskortet.



Beregningen af N-reduktionen frem til kyst er foretaget på oplandsniveau med tre forskellige metoder (tabel 4.1). Metode 1 dækker de målte vandløbsoplande større end 50 km². Metode 2 dækker umålte vandløbsoplande, hvor der er et veldefineret vandløb i DK-modellen, mens metode 3 dækker umålte oplande, der ikke har et veldefineret vandløb i DK-modellen. Udbredelsen af de målte oplande fremgår af figur 4.2.

En række målinger foretaget regionalt af de daværende amter er ikke inddraget. Skov- og Naturstyrelsen har bedt DMU om at inddrage disse, så kortværket over Nitratklasser kan opdateres ultimo 2007.

4.3 Beregningen af N-reduktionen for de målte vandløbsoplande

Beregningen af N-reduktionen for de målte vandløbsoplande er baseret på beregninger og målinger af kvælstofs transport fra rodzone til kysten. Rodzoneudvaskningen er modelberegnet, mens N-transporten i vandløbene er målt. N-reduktionen for oplandet udgør forskellen mellem Ud-vaskningen fra rodzonen og N-transporten i vandløbsopland i procent af udvaskningen fra rodzonen. Desuden indregnes den kælstoffjernelse, der sker i søer nedstrøms målestationen for vandløbsoplandet. Det er valgt at anvende målte oplande på større end 50 km², idet datagrundlaget for rodzoneudvaskningen bliver mere usikre ved mindre oplande.

4.4 Beregningen af N-reduktionen for de umålte vandløbsoplande

For en stor del af landets små kystnære oplande er det for usikkert at anvende målinger af N-transporten i vandløb, bl.a. fordi der kan opstå stuvninger i vandløbet, samt at oplande er forholdsvis små, hvilket øger usikkerhederne med afgrænsninger af oplandene. For de umålte oplande må der altså findes en anden metode. Det er derfor her valgt at tage udgangspunkt i grundvandets fordeling af nitratholdigt og nitratfrit vand, således at N-reduktionen opgøres fra rodzone til vandløbskanten (Ernstsen et al., 2006). Hertil anvendes information om dybden til redoxgrænsen samt udtræk af vandstrømme over og under redoxgrænsen fra DK-modellen. Metoden kalibreres til målte vandløbsoplande og udbredes herefter til umålte oplande. Når N-reduktionen til vandløbskanten i de umålte oplande er bestemt, adderes den N-reduktion der foregår i ferskvandssystemet.

4.4.1 N-reduktion i grundvand for umålte oplande

En korrekt opgørelse af den andel af den samlede nitrat reduktionen, der sker under vandets vej fra rodzone og frem til vandløbskanten, fordrer en detaljeret beskrivelse af vandets bevægelse fra jordoverfladen til vandløbet samt af den geografiske variation heri. En så detaljeret beskrivelse af vandstrømningerne kræver frem for alt et meget detaljeret kendskab til de lokale geologiske forhold, da disse er altafgørende for de enkelte vandpartiklers bevægelse. Ligeledes er der behov for en meget detaljeret beskrivelse af redoxfrontens beliggenhed samt udvaskningen fra rodzonen på lille skala. Et så detaljeret kendskab til geologi og redoxforhold eksisterer ikke på landsplan.

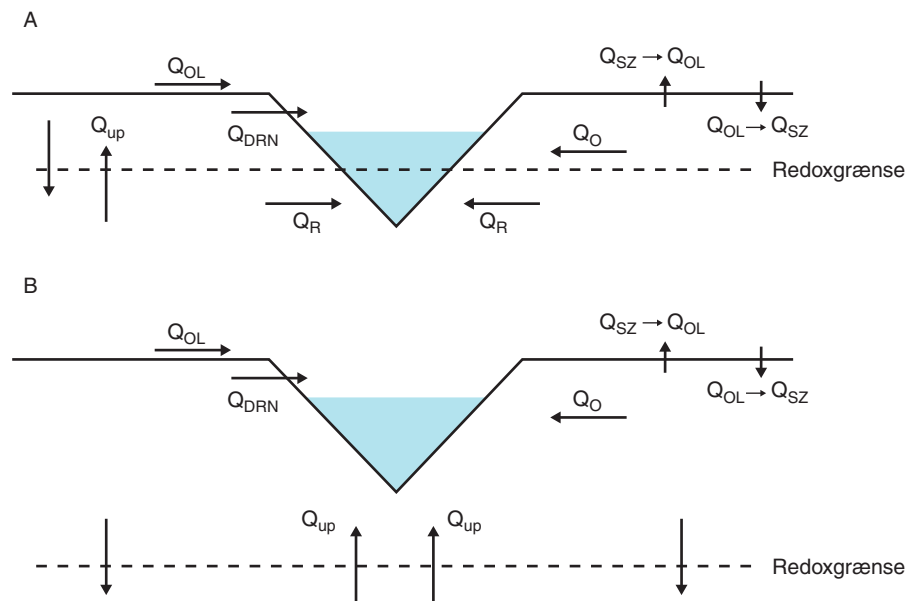
Inden for nærværende projekts rammer har det været en forudsætning, at der blev taget udgangspunkt i eksisterende materiale og data. Det er derfor valgt at basere metoden på beregninger af vandflukse fra DK-modellen samt viden om redoxgrænsens placering i jordlagene. Principet i beregningerne er, at redoxfronten fastlægges først, hvorefter den mængde vand, der transporteres henholdsvis over og under redoxfronten og frem til vandløbet inden for et vandløbsopland, opgøres (figur 4.3 og tabel 4.2). En vigtig antagelse ved denne metode er, at der sker en ensartet udvaskning af nitrat inden for et vandløbsopland.

Table 4.2 Liste over strømningskomponenter inkluderet i beregningen af N-reduktion samt deres redoxforhold

Fluks	Beskrivelse	Redoxforhold
Q_{OL}	Overfladisk afstrømning til vandløb	Oxideret
$Q_{SZ} \rightarrow Q_{OL}$	Fluks fra den mættede zone til jordoverflade	Oxideret/reduceret afhængig af redoxgrænsens placering
$Q_{OL} \rightarrow Q_{SZ}$	Vand, der infiltrerer fra jordoverfladen til den mættede zone	Oxideret
Q_{DRN}	Vand, der strømmer til vandløb via dræn	Oxideret
Q_O / Q_R	Vand, der strømmer til vandløb i den mættede zone	Oxideret (Q_O)/reduceret (Q_R) afhængig af redoxgrænsens placering
Q_{UP}	Opadrettet vandfluks, der krydser redoxgrænsen	Reduceret

Den anvendte metode til beregning af N-reduktionen i grundvand er justeret (kalibreret) på basis af data fra 56 opmålte oplande (se kapitel 5), hvorefter metoden er udbredt til de umålte oplande.

Da metoden bygger på vandflukse fra rodzonen og frem til vandløbet, tager modellen ikke hensyn til den N-reduktion, der efterfølgende sker i vandløbene og søer. Ved kalibreringen af metoden er de målte kvælstoftransporter i vandløbene derfor korrigeret for denne nedbrydning, så der kalibreres på en kvælstofmængde uden reduktion i ferskvandssystemet. Den endelige reduktion frem til kysten er efterfølgende opgjort som den samlede reduktion fra rodzone til vandløb og reduktionen i ferskvandssystemet.

**Figur 4.3** Beregning af N-reduktion for umålte vandløbsoplande baseret på vandflukse.

Anvendelsen af DK-modellen har den forudsætning, at vandløbene er godt beskrevet i modellen. Afstrømning fra mindre vandløb/sidegrene til vandløb er kun overordnet beskrevet i DK-modellen som dræn, der dræner til nærmeste vandløb eller kyst, og således beskriver afstrømningen i render grøfter og mindre vandløb. Dette betyder, at der ikke kan bestemmes en reduktionsfaktor med den skitserede metode, hvorfor det har været nødvendigt at supplere metoden med en subjektiv vurdering. En anden begrænsning ligger i anvendelsen af modelkoden (MIKE SHE), der er udviklet til beskrivelse af grundvandsstrømninger i et porøst medie, dvs. evt. sprækkestrømninger beskrives ikke direkte, men kun via en ækvivalent porøsitet. Det har stor betydning for Bornholm, da de aktuelle strømningsveje vil være markant anderledes i et porøst medie og i områder bestående af grundfjeld med sprækketransport. Endvidere er der kun data for et enkelt mindre opland (43 km²) på Bornholm, hvorfor det ikke er muligt at teste den udviklede metode. Det er derfor valgt ikke at beregne en reduktionsfaktor for Bornholm nu. N-reduktionen for Bornholm er vurderet ud fra områdets geologi mv. (metode 3).

4.4.2 N-reduktion i vandløb og søer for umålte oplande

Den endelig N-reduktion frem til kysten er efterfølgende opgjort ved at tillægge estimerede N-reduktion i vandløbene på 2 kg N/ha vandløbsbund og en estimeret N-reduktion i søerne på 30 % af N-transporten. Beskrivelse af estimater for N-reduktionen i vandløb og søer fremgår af afsnit 6.4.

4.5 N-reduktion for de øvrige oplande

For enkelte oplande er datagrundlaget i DK-modellen ikke tilstrækkelige til at beskrive N-reduktionen i grundvandet. Her er N-reduktionen vurderet ud fra områdets jordbundsforhold, landskabstype, øvrige geologiske egenskaber samt dybden til redoxgrænsen (Ernstsen et al., 2006).

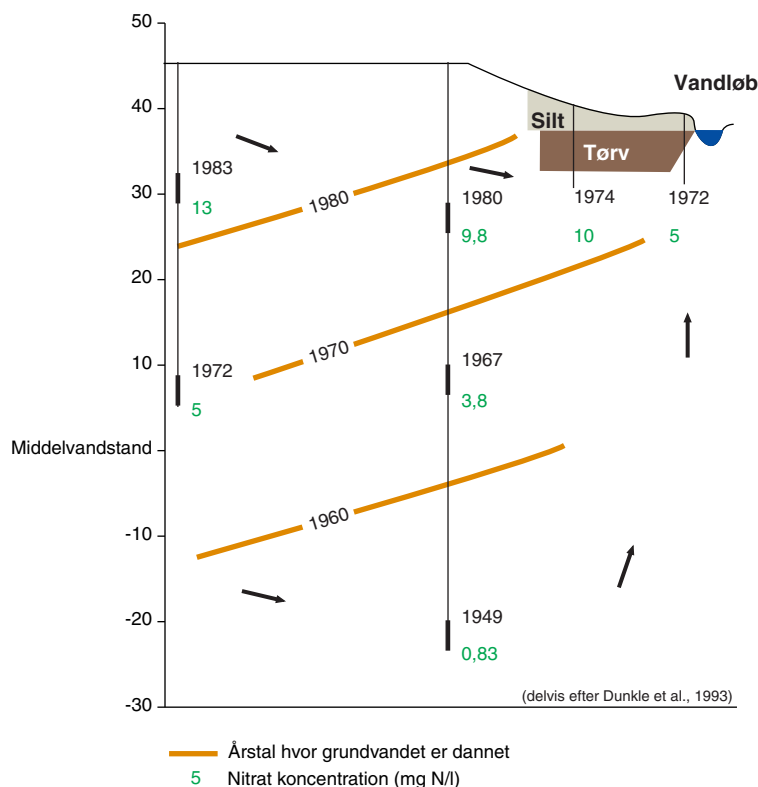
5 N-reduktion for de målte vandløb-soplande

N-reduktionen for de målte oplande blev som nævnt i afsnit 4.3 opgjort som forskellen mellem en modelberegnet udvaskning fra rodzonen og den målte N-transport i vandløbene.

5.1 Valg af periode for opgørelser af kvælstofudvaskning og kvælstof-transporter i vandløb

Som nævnt i forordet kan det tage kvælstof og vand fra forholdsvis få dage til 50 år eller mere at komme fra bunden af rodzonen og frem til vandløbet. Vandet, der strømmer i vandløbene, har forskellige transportveje fra rodzonen til vandløb. Vandet i vandløbet blev derfor ikke dannet på samme tid. For det rodzonevand, der bliver drænet, vil der være en hurtig transporttid til vandløbet, og det kan derfor betegnes som relativt "ungt" vand, mens det grundvand, der ikke opsamles af dræne- ne, men fortsætter ned gennem grundvandsmagasinerne og derfra løber videre til vandløbet, vil have en længere transporttid og derfor kan betegnes som "gammelt" vand. Den hurtige responstid gælder især for områder med drænet lerjord samt i vandløbsnære arealer. I områder med sand vil jorden i sig selv være god til at transportere vandet væk fra planterne, så i disse områder er der normalt ikke drænet, hvorved vandets transporttid fra rodzone til vandløb her ofte er længere.

Figur 5.1 Skitse af grundvandets alder bestemt ud fra CFC koncentrationer og nitratkoncentration omkring et amerikansk vandløb (Dunkel et al., 1993).



Grundvandet, der strømmer til vandløbet, har ikke samme alder og kan derfor være påvirket af forskelle i nitratbelastning fra arealanvendelsen som landbrug og natur. I figur 5.1 vises et eksempel på grundvandets alder og nitratkoncentration omkring et amerikansk vandløb. Det ældste grundvand fra omkring 1950 strømmer til vandløbet nær ved vandløbsbunden. Dette grundvand har en forholdsvis lille N-koncentration på 0,8 mg N/L.

Den lave koncentration kan skyldes, at der er sket en nitratreduktion under grundvandets transportvej, eller at N-tabet fra arealanvendelsen har været mindre end i 1980'erne. Det yngste grundvand fra midt i 1980'erne har en højere N-koncentration på 13 mg N/L. Dette grundvand strømmer til vandløbet lige under vandløbsbrinken, men bliver her blandet med vand af ældre dato og med en mindre N-koncentration. Dataene i figur 5.1 viser tydeligt, at grundvandet, der strømmer til vandløbet, kan have forskellig alder og nitratkoncentration.

Tidspunkterne for opgørelserne af rodzoneudvaskningen og afstrømning i vandløbene er kritisk, fordi det ikke er muligt fuldstændigt at tage højde for disse forskellige i vandets alder samt til vandets transporttid fra rodzone til vandløbet.

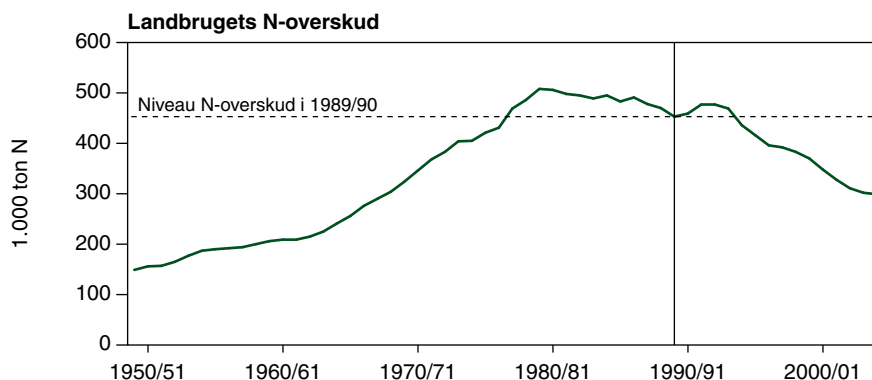
5.2 Udvikling i landbrugs kvælstofoverskud

Som datagrundlag for udarbejdelsen af N-reduktionskort er det af tidsmæssige årsager valgt at tage udgangspunkt i eksisterende data. Det var ikke muligt at foretage nye modelleringer inden for den forholdsvis korte projektperiode. Det blev derfor valgt at anvende udvaskningsdata beregnet med SKEP-Daisy og N-LES på kommuneniveau. Disse beregninger var en del af datagrundlaget for slutevalueringen af Vandmiljøplan II (Grant & Waagepetersen, 2003). I disse beregninger blev data for landbrugspraksis anvendt på aktuelle år, mens år til år variation i nedbør og temperatur blev elimineret ved, at udvaskningen blev beregnet som et gennemsnit af 10 års beregninger.

Det blev valgt at anvende data for landbrugspraksis for året 1989, da kvælstofoverskuddet i dansk landbrug var nogenlunde konstant i 10-15 år forud (figur 5.2), hvorved kvælstoftabet nogenlunde kunne antages at være repræsentativ for det vand, der afstrømmede til vandløbene i de første år efter opstart af Det Nationale Overvågningsprogram i 1989.

For perioden 1989/90-1993/94 ligger N-overskuddet nogenlunde på det samme niveau, mens overskuddet falder fra 1993/94 og frem.

Figur 5.2 Landbruget N-overskud for hele landet i perioden 1949/50 – 2003/04 (A. Kyllingsbæk, DJF pers. med.)



5.3 Diffus N-afstrømning i 69 målte vandløbsoplande

5.3.1 Måling af vand og kvælstofafstrømning i vandløbs-oplande

I det National Overvågningsprogram er der målt vandføring og kvælstof i vandløbsvandet i ca. 300 oplande, antallet af målte oplande varierer igennem overvågningsperioden (tabel 5.1). Vandafstrømningen er beregnet per døgn ud fra kontinuerte vandsstandsregistreringer og målinger af vandføring 12-24 gange årligt. Den samlede kvælstoftransport er beregnet med C-interpolationsmetoden ved at gange døgnvandføringen med målinger hver 14. dag af total kvælstof i vandløbsvandet (Kronvang & Bruhn, 1990). Målinger hver 14. dag frem for daglig kan give en afvigelse på den målte årlige N-transport på mellem 1 og 5 % (Kronvang og Bruhn, 1996).

En del af de mindre oplande ligger inden i de større oplande. Til N-reduktionskortet er det valgt at opgøre N-reduktionen for 69 forholdsvis store oplande på omkring 50 km² eller derover, primært fordi den modelberegnete rodzoneudvaskning er forholdsvis usikker for små oplande.

Tabel 5.1 Antal vandløbsoplande i det Nationale Overvågningsprogram, hvor der måles vandføring og total kvælstof, fordelt efter oplandsstørrelse og perioder, der er indsamlet data for.

	Større end 100 km ²	50 -100 km ²	20 - 50 km ²	Under 15 km ²
1989-1993	75	45	54	98
1990-1993	75	45	58	123

5.3.2 Kildeopsplitning

For perioden 1989-93 er der beregnet en gennemsnitlig årlig transport af total kvælstof for hver vandløbsoplande. Herfra trækkes den målte belastning fra punktkilder (renseanlæg, dambrug og industri), en beregnet belastning fra spredt bebyggelse og en beregnet atmosfæriske deposition direkte på vandoverflader for at komme frem til, hvor stor en del af den målte stoftransport på målestationen, der hidrører fra landbaserede diffuse kilder.

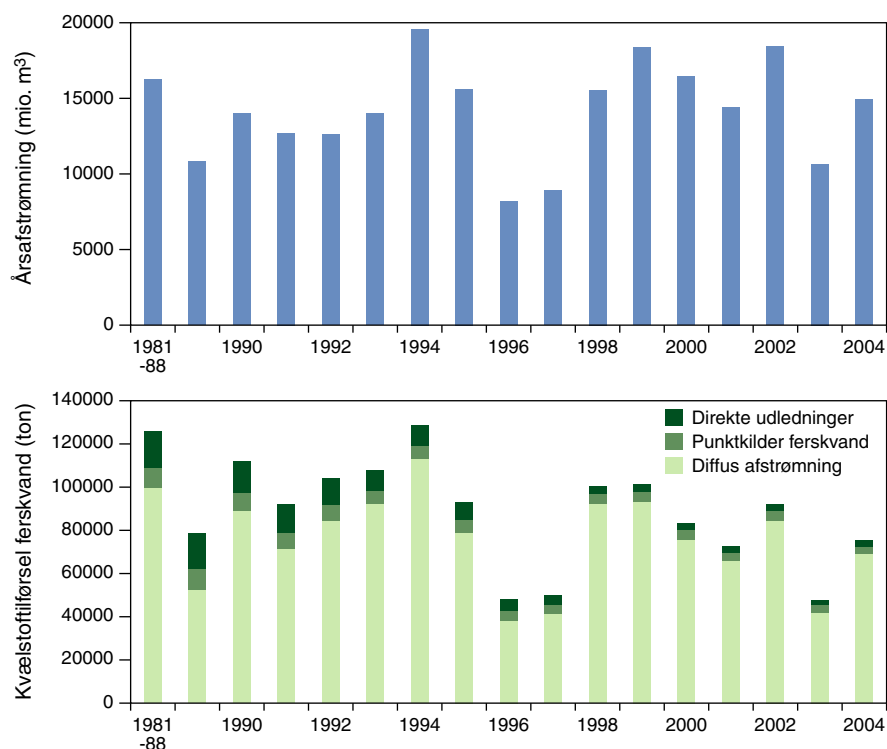
Diffuse kilder består af bidraget fra landbrug og udyrkede områder. Kildeopsplitningen er foretaget på total kvælstof og ikke nitrat-kvælstof. Den målte nitratkoncentration i vandløbet vil være mindre end den nitratmængde, der tilføres fra oplande, idet nitrat i vandløbsvand og søer optages af planter og plankton, samt indgår i den generelle omsætning af

organiske stof. Det målte nitrat-kvælstof udgør typisk 80-85 % af den samlede kvælstoftransport i vandløbene.

5.3.3 Udvikling i N-transporter for målte vandløbsoplande

Kun fra forholdsvis få oplande findes der systematiske målinger af kvælstoftransporten, der går længere tilbage end 1989, mens langt de fleste vandløbsmålinger starter i 1989 med starten af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. N-afstrømningen i vandløb varierer fra år til år og er især påvirket af landbrugets N tab samt af år til år variationer i nedbør og hermed vandafstrømningen (figur 5.3).

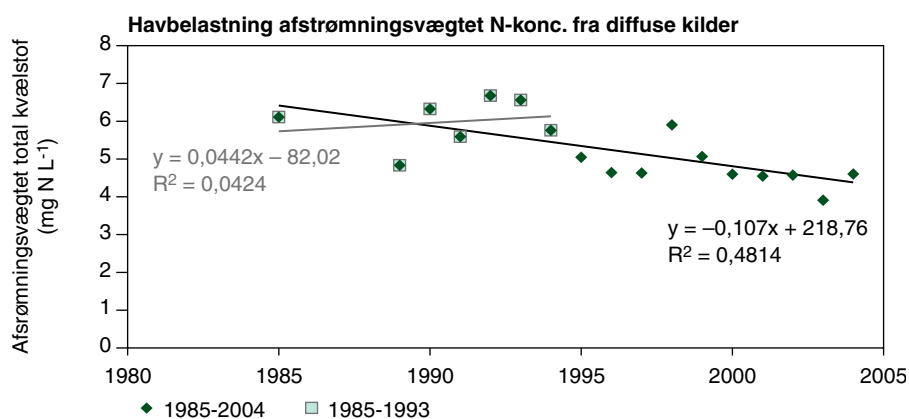
Figur 5.3 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof via vandløb opdelt på diffuse kilder, punktkilder og direkte spildevandsudledninger i perioden 1989-2005 (figur fra NOVANA Ferskvand, 2005). Diffuse kilder består af landbrug, udyrkede arealer samt spildevand fra spredt bebyggelse.



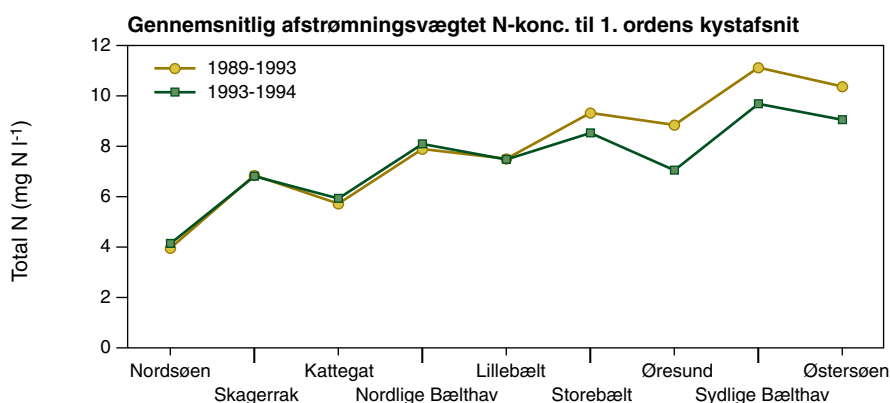
Ud fra de afstrømningsvægtede N-koncentrationer for N-afstrømningen til havet ses, at N-koncentrationen ligger på et forholdsvis ensartet niveau i perioden 1989-1993 (figur 5.4), samt at dette niveau svarer til den estimerede koncentration for den diffuse afstrømningsvægtede N-koncentration til havet i 1981-1988. Efter 1993 begynder koncentrationen at falde, evt. fordi N-tabet fra landbruget begynder at falde i 1993/94.

Faldet fra 1993 til 1994 i de afstrømningsvægtede N-koncentrationer er dog ikke entydigt imellem landets forskellige regioner (figur 5.5). For de Vestjyske og Nordlige oplande ses der ikke nogen fald i koncentrationen, mens der er en relativ stor nedgang for de Østdanske kystafsnit.

Figur 5.4 Gennemsnitlig afstrømningsvægtede N-koncentrationer til havet for perioden 1985-2004. Tallet for 1985 er et vurderet koncentrationsniveau af målinger for 1980-1989 ud fra omkring 10 store vandløbsoplande.



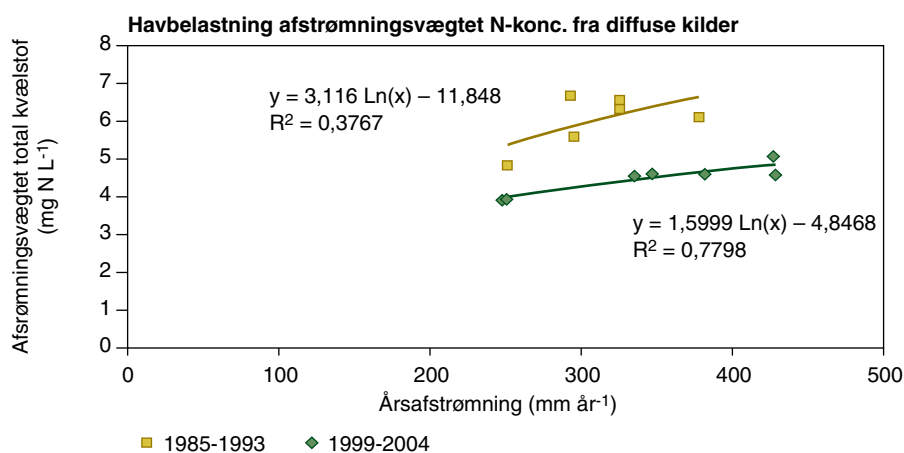
Figur 5.5 Sammenligning af afstrømningsvægtede N-koncentrationer for 1. ordens kystafsnit i mellem to perioder henholdsvis 1989-1993 og 1993-1994.



Generelt er der en god sammenhæng mellem vandafstrømningens størrelse og den afstrømningsvægtede N-koncentration. Store vandafstrømninger giver forhøjede kvælstofkoncentrationer i vandløbene, fordi en større andel af kvælstofoverskuddet på markerne sådanne år når hurtigt frem til vandløbene. I år med lave vandafstrømninger udgøres en større andel af vandafstrømningen i vandløbene af 'grundvandsudstrømmende' vand med lavere kvælstofkoncentrationer, idet en betydelig del af det udvaskede kvælstof fra rodzonen er omsat i grundvandet, inden det når frem til vandløbene. Denne sammenhæng mellem vandafstrømning og kvælstofkoncentration i vandløb er dog ikke entydig hvis N-belastningen ændres, fx som følge af en generelt mindre kvælstofudvaskning fra de dyrkede arealer. Af figuren 5.6 ses, at N-koncentrationerne har et niveau-forskel i de sammenlignede perioder, hvilket skyldes, at N-belastningen fra diffuse kilder (primært landbrugsbidraget) er mindre for perioden 1999-2004 end for 1985-1993.

Til beregning af N-reduktionskortene er det derfor valgt at anvende målinger af N-transporter i de målte vandløbsoplande for perioden 1989-1993.

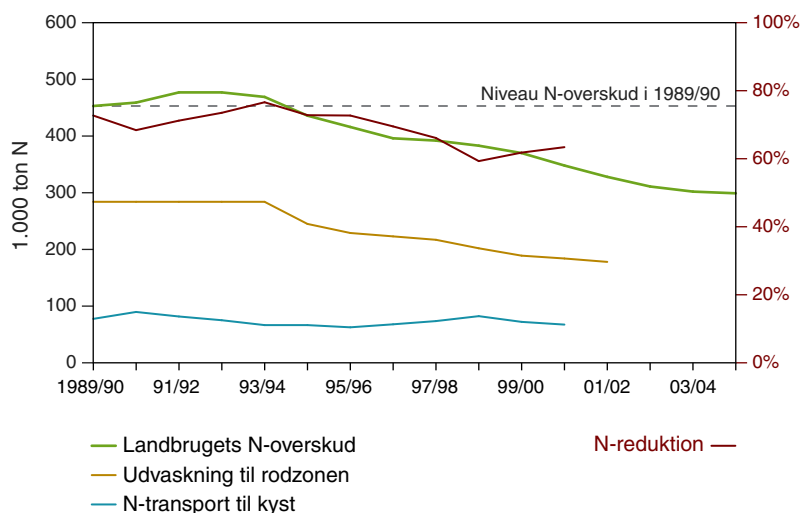
Figur 5.6 Sammenhænge mellem årlig afstrømning og afstrømningsvægtede koncentrationer i N-transporten til havet.



5.4 Tidsforsinkelsen

Af ovenstående fremgår, at rodzoneudvaskningen i 1989 sammenholdes med de målte N-transporter i vandløbene for perioden 1989-1993. Det betyder, at hvis vandet i vandløbene har en længere transporttid fra mark til vandløb end 10-15 år, sammenholdes N-tab til vandløbene med rodzoneudvaskningen fra 1989, der er for høj i forhold til den rodzoneudvaskning, der var før 1975. Herved bliver de opgjorte N-reduktioner højere end de "sande" reduktioner. Inden for projektets rammer var det ikke muligt at kvantificere denne overestimering. Men jævnfør tidligere omtale af transportveje for henholdsvis ler- og sandjordsoplande vil det formentlig have størst betydning i sandjordsoplandene, idet transporttiden for den ovefladenære afstrømningskomponent i lerjordsoplandene er forholdsvis kort. Tidsforsinkelsen af vand og kvælstof fra rodzonen til kyst ses også ved, at N-reduktionen for hele landet falder i gennem perioden 1989-2000. N-reduktionen er opgjort ved at sammenholde det aktuelle års N-udvaskningen fra rodzonen med et gennemsnit af de efterfølgende 5 års diffus N-transporter til kysten. N-udvaskningen består af N-udvaskningen fra landbrugsarealet fra VMP II slutevalueringen (Børgesen og Grant, 2003) adderet N-udvaskningen fra de øvrige arealer, som er opgjort i nærværende projekt til ca. 10.000 tons N (afsnit 5.5).

Figur 5.7 N-reduktionen opgjort for hvert år i perioden 1989-2000. Udvasningen fra rodzonen i det aktuelle år er sammenholdt med diffus N-transporter til kysten opgjort som 5-årige gennemsnit efter året, hvor rodzoneudvaskningen er opgjort.



5.5 Udvasning fra landbrug, natur og øvrige arealer

De modelberegne udvasninger fra rodzonen blev for 1989 gennemført for landbrugsarealet i forbindelse med VMPII slutevalueringen (Børgesen og Grant 2003). Beregningerne er gennemført med to modeller SKEP/Daisy (Børgesen og Heidmann 2002) og NLES3 (Kristensen et al. 2003). Beregningerne er gennemført på kommune niveau, således at der er lavet en separat beregning for sædskifter med tilhørende gødningsplaner på fire bedriftstyper: svinebrug, kvægbrug, blandet brug og plan-teavlsbrug. Beregningerne er gennemført med to sandjorde (JB1 og JB3 jord, (vandet og uvandet)) og to lerjorde (JB4 og JB6 jord uvandet). Resultaterne for hver af kombinationerne af bedriftstype og jordtype er vægtet i forhold til jordbundsforholdene i den enkelte kommune. Sædskifterne og gødningsplaner fra 1989 baseres på både arealanvendelse og forbrug af handelsgødning opgjort på amtsniveau kombineret med dyretælling på kommuneniveau. Husdyrgødningsmængden beregnes ud fra antallet af dyreenheder i kommunen.

Udvasning af kvælstof fra landbrugsjorden er dels påvirket af gødningsforbrug, høstudbytter, øvrige landbrugspraksis samt af nedbør og temperaturen. For at eliminere år til år variationer i nedbør og temperaturen er udvasningsberegningerne foretaget årlig med klima for perioden 1990-2000. Året 1992 var meget atypisk, idet sommeren var meget tør, hvilket medførte meget lave udbytter af især kornafgrøderne. Dette tørre år blev ikke beregnet tilstrækkelig præcist med SKEP-Daisy modellen, hvorved dette år er taget ud af beregningerne af udvasningen. Den gennemsnitlige udvasning er herefter opgjort som gennemsnittet af beregningerne i hvert af de øvrige 10 år.

Tabel 5.2 N-balance (kg N/ha) med korrigeret N-udvasning fra rodzonen opgjort for landbrugsarealet på amtsniveau og for hele landet for 1989.

	Kbh. Fr.b. Rosk.	Vest- sjælland	Stor- strøm	Born- holm	Fyn	Sdr. jylland	Ribe	Vejle	Ring- købing	Århus	Viborg	Nord- jylland	DK 1989
Handelsgødning	144	133	140	137	129	146	133	121	135	125	130	133	371
Husdyrgødning	36	55	39	87	79	107	117	100	112	80	120	105	252
Fiksering	12	11	8	11	11	17	20	14	20	14	18	18	43
Atmosfære	18	19	19	18	20	23	24	22	24	20	23	22	60
<i>Total tilført</i>	<i>210</i>	<i>218</i>	<i>205</i>	<i>252</i>	<i>239</i>	<i>293</i>	<i>294</i>	<i>258</i>	<i>291</i>	<i>239</i>	<i>291</i>	<i>277</i>	<i>726</i>
NH3 fordamp	5	8	6	13	12	16	17	15	17	12	18	15	37
Denitrifikation	14	17	16	23	18	19	17	19	15	16	19	17	47
Udvas kor	88	78	71	99	77	100	117	78	123	70	114	133	275
N udbytte1	88	94	93	90	103	130	124	119	113	116	114	95	302
N udbytte2	22	26	28	24	29	26	19	27	22	27	23	18	67
<i>Total fraført</i>	<i>217</i>	<i>223</i>	<i>214</i>	<i>248</i>	<i>239</i>	<i>291</i>	<i>294</i>	<i>258</i>	<i>290</i>	<i>241</i>	<i>288</i>	<i>277</i>	<i>729</i>
Rest	-7	-4	-8	4	0	1	1	0	0	-1	2	0	-3
Areal (1000 ha)	122	200	242	35	237	285	204	195	314	282	268	401	2784
Udvasning	10	16	16	3	20	35	27	20	44	26	37	57	311

Kommunerresultaterne er skaleret til gennemsnitsresultaterne for 1989 i Grant et al. (2003). Desuden er N-tilførsel, ammoniakfordampning og denitrifikationen korrigeret til at følge de enkelte poster i de landsdækkende N-balancer opgjort af Kyllingsbæk (2003). Her indgår ud over landsberegninger også NLES3 modelberegninger for NOVANA områderne. Skaleringen er gennemført med en konstant faktor.

N-balancen med korrigeret N-udvaskning fra rodzonen er opgjort for landbrugsarealet på amtsniveau og for hele landet for 1989 i tabel 5.2. Heraf fremgår, at ændringer i de organiske N-pujler i jorden er forholdsvis lille: en nedgang mellem 4 og 8 kg N/ha på Sjælland, ingen ændringer for Fyn og kun små ændringer på under 2 kg N/ha for Jylland. Da landbrugspraksis har været nogenlunde konstant i godt 10 år forud, er det måske ikke helt urealistisk med forholdsvis små ændringer i jordpuljen, men der er stor usikkerhed på størrelserne.

5.5.1 Kortlægning af arealanvendelse

Et sammenhængende kort over Danmarks arealanvendelse, set ud fra en natur- og miljømæssig synsvinkel, er udgivet i 1:25.000 (Nielsen et al., 2000). Kortmaterialet gør det muligt at inddele arealanvendelsen i 3 temaer, befæstede arealer, bevoksede arealer og vanddækkede/vandpåvirkede arealer.

De bevoksede arealer kan underinddeles i arealer med landbrug, gartneri, skov, overdrev, heder, sand/klit, blandet natur og arealer med ringe vegetation. De vanddækkede/-påvirkede arealer er underinddelt i eng, vådområde, mose, strandeng, sø, vandløb, sø-rørskov, dambrug og hav. De befæstede arealer er også underinddelt i en række temaer, men er i forhold til kvælstofudvaskning ikke interessant. Data i kortene er indsamlet i perioden 1992-1999.

I opgørelserne til N-reduktionskortene er der taget udgangspunkt i et landbrugsareal på 2.784.000 ha fra 1989 fordelt på landets daværende 276 kommuner (Landbrugsstatistikken 1989). For ca. 16 kommuner var landbrugsarealet iflg. AIS-kortene lidt mindre end arealet fra Danmarks Statistik, i disse tilfælde er arealer fra enge, overdrev, heder og for 3 kommuner også fra vådområder lagt til landbrugsarealet. Omvendt, hvis landbrugsarealet iflg. AIS-kortene var større end landbrugsarealet, er det overskydende areal lagt til naturarealerne. Det er forventet, at der er lidt forskel mellem landbrugsarealet opgjort af Danmarks Statistik i 1989 og landbrugsarealet i AIS-kortlægningen, der dækker perioden 1992-99, da opgørelsesperioden ikke er ens.

5.5.2 Udvasning fra skov

På baggrund af N-min målinger fra kvadratnettet er middeludvaskningen fra eksisterende skov vurderet til ca. 5 kg N/ha per år. For nyt skov rejst på landbrugsjord vil udvaskningen på langt sigt være lidt højere, ca. 12 kg N/ha per år, primært fordi det organiske kvælstofindhold i landbrugsjord er højere end på jord, hvor der har været skov i en lang årrække. Dog kan der for lokale forhold forekomme en væsentlig højere kvælstofudvaskning på 15-40 kg N/ha i områder med høje husdyrtætheder og dermed høje kvælstofdepositioner. Data fra kvadratnettet har vist, at der stort set ingen generel forskel er på kvælstofudvaskningen fra løv-

og nåleskov. Lavere kvælstofudvaskning fra løv- end fra nåleskov er målt i Holland og er også målt i Danmark (Gundersen et al., 1999), men forskellen skyldes primært en forskel i den atmosfæriske tilførsel af kvælstof. Nåleskov har en stor filtervirkning for atmosfærisk tilført kvælstof på grund af stor vegetationsoverflade hele året.

Til beregning af N-udvaskning til opgørelse af N-reduktionen anvendes en gennemsnitlig udvaskning på 5 kg N/ha per år for skov (tabel 5.3).

Tabel 5.3 Anvendte kvælstof-koefficienter for N-udvaskning for skov, heder, øvrige natur inklusiv lav vegetation og befæstede arealer.

Areal type	Udvaskning fra rodzonen (kg N/ha/år)	Kilder
Landbrug	Beregnet med SKEP/Daisy og N-LES3	DJF
Skov	5	Få målinger fra FSL , Christensen et al. (1990)
Hede	2	Christensen et al., 1990; Nielsen et al. (1999)
Øvrig natur	3	Foreløbige data FSL
Befæstede arealer	4	Antagelser
Søer og vanddækkede arealer	-	-

5.5.3 Udvasning fra heder, overdrev og øvrige naturarealer

Den årlige kvælstofudvaskning fra heder er generelt forholdsvis lav, ca. 2 kg N/ha (Christensen et al., 1990; Nielsen et al., 1999). Kvælstofudvaskningen fra overdrev er også meget lav. Foreløbige målinger udført af Forskningscenter for Skov og Landskab fandt, at udvaskningen fra ugræsset overdrev er under 5 kg N/ha, mens dataene for græsset overdrev endnu ikke er færdigbehandlet.

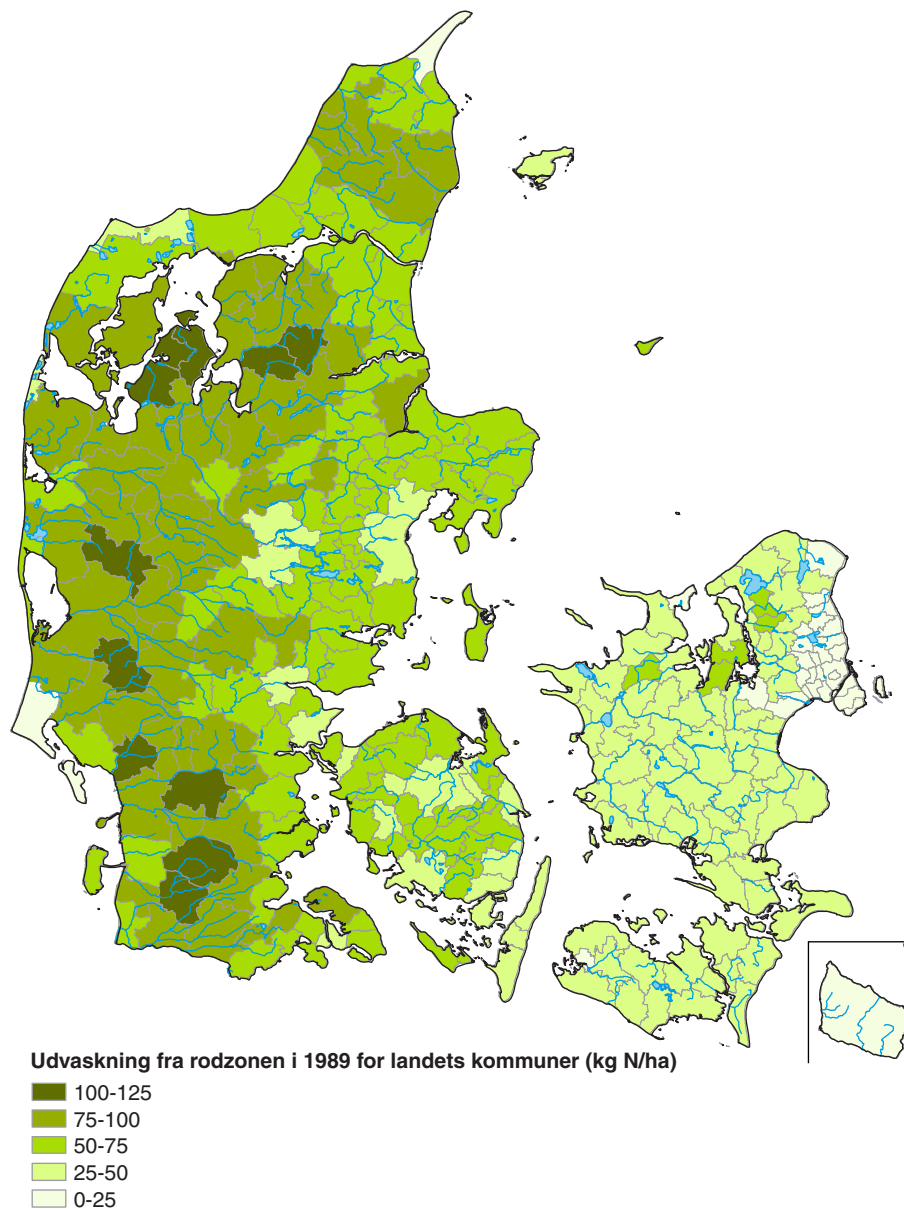
For de øvrige typer af arealanvendelse: Sand/klit, arealer med ringe vegetation, vådområder, moser og befæstede arealer antages udvaskningen ligeledes at være lille.

Til beregning af N-udvaskning til opgørelse af N-reduktionen anvendes en gennemsnitlig udvaskning på 3 kg N/ha for øvrige natur, inddelt i overdrev, heder, sand og klitter samt øvrigt lav vegetation og vådområder (tabel 5.3).

5.5.4 Befæstede arealer

For de befæstede arealer antages, at 20 % af arealet er bebygget, hvor nedbøren afledes til kloak, grøfter eller vandløb. Omkring 80 % af arealet er have, hegn, parker, fodboldbaner m.v. For græsarealet antages en gennemsnitlig udvaskning på 5 kg N/ha. Vægtes dette i forhold til andelen af bebygget areal, bliver den gennemsnitlige udvaskning 4 kg N/ha for det samlede befæstede areal.

Figur 5.8 N-udvaskning fra rodzonen for landets kommuner i 1989. Udvasning er både udvasning fra landbrug og øvrige arealer.



Kommunernes N-udvasning for både landbrug og natur er opgjort i figur 5.8 og desuden summeret for hvert af de 69 målte vandløbsoplande. Der er i denne beregning gjort en række antagelser, der øger usikkerheden:

Det er antaget, at den del af kommunen, der afvander til ét vandløbsopland, består af samme andel dyrket areal (landbrugs areal) i forhold til øvrige arealer i kommunen (by, veje, skove, naturarealer et al.), som rt gældende for hele kommunen.

Der er ikke gennemført usikkerhedsberegninger på de modelberegne udvasninger fra landbrugsarealerne.

5.6 Er nedbør og afstrømning i de valgte opgørelsesperioder for N-udvaskning og målte vandløbsoplændens?

For opgørelsen af N-reduktion ud fra N-strømme i de målte vandløbsoplænd er opgørelsesperioden for nedbøren i N-udvaskningen fra rodzonen 10 år, perioden 1990-2000, minus 1992. Opgørelsesperioden for N-afstrømningen i de målte vandløb er 1989-1993. Det er således to forskellige perioder, der indgår i beregningen af vandstrømme i N-reduktionen, og det er derfor relevant, om mængden af nedbør og afstrømning nogenlunde har samme størrelsesorden i de to opgørelsesperioder.

I modelberegningerne af N-udvaskningen fra rodzonen udgør den gennemsnitlige årlige nedbør for hele landet 898 mm, mens den gennemsnitlige årlige nedbør for perioden 1989-1993 udgør 845 mm (tabel 5.4). Det betyder, at N-afstrømningen i vandløbet er opgjort i en periode, hvor nedbøren er 50 mm mindre end nedbøren i opgørelsesperioden for N-udvaskningen. For vandløbsafstrømning slå denne forskel igennem med 35 mm mindre afstrømning end gennemsnittet på 333 mm/år for perioden 1990-2000(uden 1992), altså godt 10 % for lille.

Anvendes den gennemsnitlige afstrømning i vandløbene på 298 mm opgjort for perioden 1990-2000, minus 1992 i ligningen for sammenhænge mellem afstrømning og afstrømningsvægtede N-koncentrationer ($N\text{-konc.} = 3,116 \ln(\text{afstrømning}) - 11,848$) (jvf. figur 5.6), bliver den afstrømningsvægtede N-koncentration 6,25 mg N/l, altså 4 % højere end koncentrationen på 6,05 mg N/l opgjort ud fra perioden 1989-1993 (tabel 5.4).

Forskelle i nedbør imellem de to perioder 1990-2000, minus 1992 og perioden 1989-1993 betyder, at de opgjorte N-reduktioner er lidt højere, end hvis nedbør og afstrømning i beregningerne havde haft samme størrelse. Lokale forskelle kan dog afvige fra disse gennemsnitlige tal for hele landet.

Tabel 5.4 Årlig landsnedbør i SKEP_Daisy/N-LES (agrohydrologisk år) beregningerne, fra DMI's 10x10km² grid og årlig vandløbsafstrømningen (mm/år) samt afstrømningsvægtet N-koncentration for den diffus N-transport til havet for perioden 1989-2000.

År	SKEP_Daisy/N-LES (mm/år)	DMI 10x10 km ² grid (mm/år)	Vandløbs Afstrømning (mm/år)	Afstrømningsvægtede N-konc. til havet (mg N/l)
1989		703	251	4,8
1990	828	980	325	6,3
1991	767	782	295	5,6
1992		848	293	6,7
1993	1029	910	325	6,6
1994	1121	1061	455	5,8
1995	543	783	363	
1996	708	613	190	
1997	917	751	207	
1998	1162	1040	362	
1999	1071	1097	427	
2000	853	935	382	
Gennemsnit, 1990-2000		891	330	
Gennemsnit, 1990-2000, uden 1992	898	897	333	
Gennemsnit, 1989-1993		845	298	6,05
Gennemsnit, 1989-1994		881	324	5,96

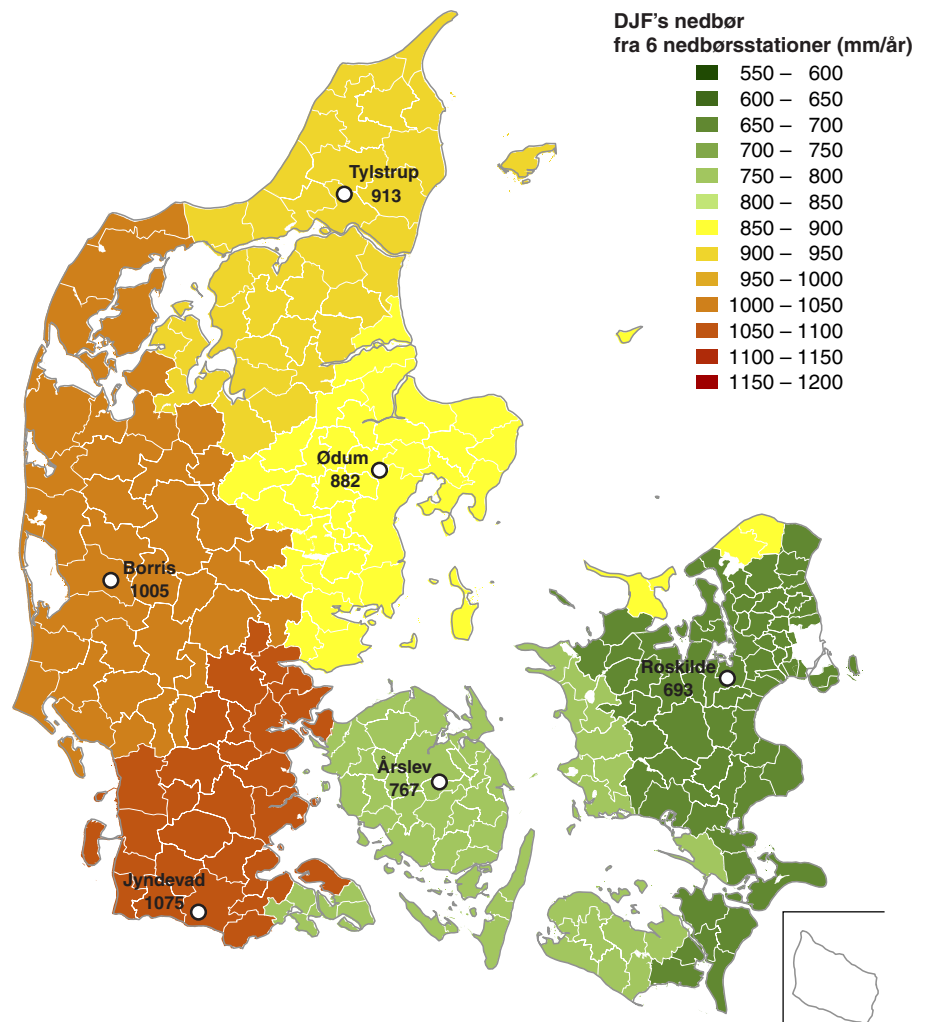
5.6.1 Regional fordeling af nedbør

En anden vigtig problematik er, at modelberegningen af N-udvaskningen er foretaget ud fra målte nedbørsforhold på 6 klimastationer, her betegnet DJF nedbør og derfra udbredt til hele landet. Det er derfor forventet, at der for nogle områder er anvendt en klima i beregningen af rodzoneudvaskningen, som afviger fra den nedbør, der lokalt er målt hos Danmarks Meteorologisk Institut (DMI).

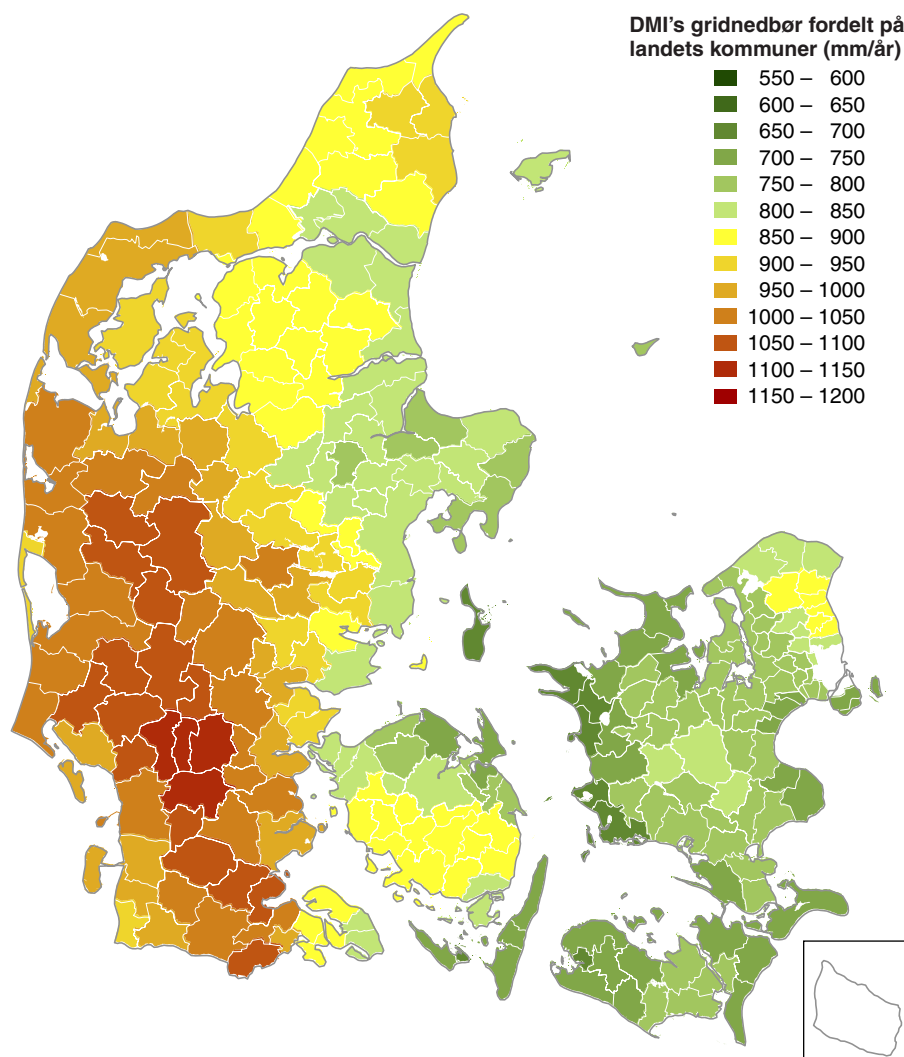
Den gennemsnitlige årlige nedbør for hele landet udgør som førnævnt 897 mm i modelberegningerne af N-udvaskningen fra rodzonen, hvilket svarer til DMI's 10x10 km² grid nedbør for samme periode (tabel 5.4).

Udbredelsen af DJF nedbør fra de 6 nedbørsstationer til alle landets kommuner er vist i figur 5.9. Sammenholdes med DMI nedbør fra 10x10 km² grid på kommuneniveau (figur 5.10) synes de 6 regioner at være en forholdsvis grov forenkling af nedbøren til opgørelser på kommuneniveau. De største gradienter ses fra fastland til kyst både i Jylland og på Øerne.

Figur 5.9 Udbredelsen af DJF's 6 nedbørsstationer til alle landets kommuner (kommuner fra før 2007) Opgørelsen er et gennemsnit af nedbørsdata for perioden 1990-2000.



Figur 5.10 Udbredelse af DMI's 10 X 10 km² grid nedbør til alle landets kommuner (kommuner fra før 2007). Data er et gennemsnit for perioden 1990-2000.

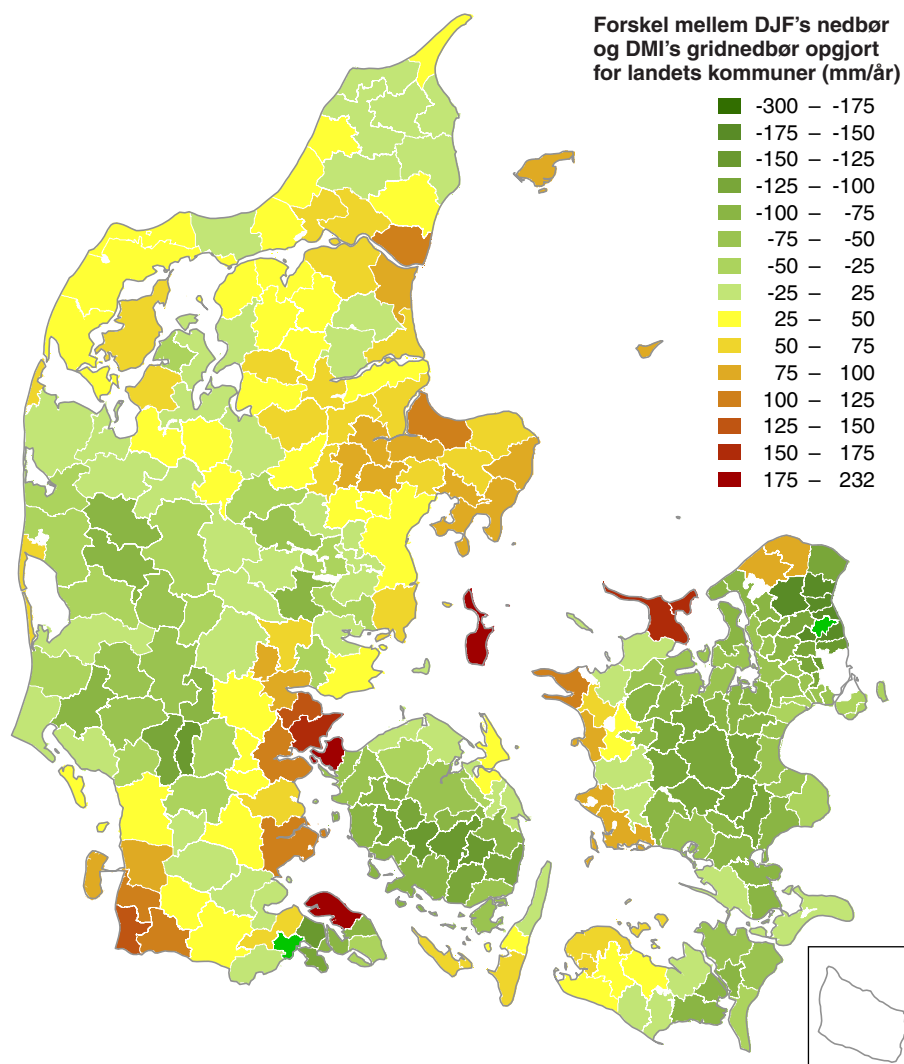


Forskellen mellem DJF og DMI nedbør på kommuneniveau viser, at den anvendte DJF nedbør er højere i den vestlige del af Midtjylland, Midtjylland, Syd og Nordsjælland, mens DJF nedbøren er lidt højere for Djursland, østlige del af Sønderjylland samt Vestsjælland (figur 5.11). Jo mere lokalt nedbøren opgøres, jo større forskelle fremkommer mellem DJF nedbøren og DMI nedbøren (bilag 2). Da den regionale fordeling af DJF nedbøren er forholdsvis grov, vil det introducere for stor en usikkerhed at opgøre udvaskning som en perkulationsvægtet N-koncentration på små oplande. N-reduktionerne for de målte oplande er derfor opgjort ved at sammenholde belastningen af rodzonen og af vandløb i kg N/ha.

N-reduktionen kan opgøres ved at beregne N-udvaskningen fra rodzonen i kg N/ha og sammenholde denne med afstrømningskoefficienter i kg N/ha til vandløb. Herved sammenholdes en gennemsnitlig belastning af rodzonen med en gennemsnitlig belastning af vandløbet. Ulempen ved denne opgørelse er, at kvælstof, der strømmer fra rodzone og videre med grundvandet til havet eller til nabooplade, indgår i den opgjorte N-reduktion for oplandet.

N-reduktionen kan også opgøres ud fra afstrømningsvægtede N-koncentrationer. Herved opgøres N-koncentrationen af det vand, der strømmer ud af rodzonen, og sammenholdes med den afstrømningsvægtede N-koncentration i vandløbet. I denne opgørelse sammenholdes derfor kun den andel af rodzonevandet, der strømmer til vandløbet.

Figur 5.11 Forskel i nedbør anvendt i modelberegningerne af udvaskningen (1990-2000) og nedbør fra DMI opgjort ud fra 10x10 km² grid for landets kommuner (kommuner fra før 2007).



For større kystafsnit er der gennemsnitlig set ikke så stor forskel i DJF og DMI nedbøren, hvorved det er nogenlunde rimeligt at anvende den modelberegnete udvaskning som afstrømningsvægtet koncentration for disse kystafsnit. For at vise forskellene i N-reduktioner opgjort ud fra belastningen i kg N/ha og i afstrømningsvægtede koncentrationer er disse opgjort for 1. ordens kystafsnit i næste afsnit.

5.6.2 N-reduktion for 1. ordens kystafsnit

Beregning af perkolation ud af rodzonen

For at kunne afstrømningsvægte udvaskningen er det nødvendigt at kende perkolationen ud af rodzonen. Perkolation ud af rodzonen defineres som nedbør minus fordampning. I udvaskningsberegningerne fra rodzonen blev den aktuelle fordampning fra landbrugsarealerne beregnet med SKEP-Daisy på kommuneniveau. Perkolationen fra landbrugsarealerne blev derfor beregnet i SKEP-Daisy beregningerne ud fra kommunenedbøren distribueret fra 6 nedbørsstationer. For de øvrige arealer som skov, hede, befæstet, vådområder var der ikke umiddelbart beregninger af fordampningen. For heder, overdrev og øvrig natur blev det antaget, at den aktuelle fordampning svarede til den aktuelle fordampning fra landbrugsområder. For de øvrige områder blev der antaget en række fordampningsfaktorer i forhold til Makkink fordampningen. Makkink fordampningen blev beregnet for hver kommune ud fra DMI's Makkink beregninger på 20* 20 km² grid. For nåleskov blev det antaget,

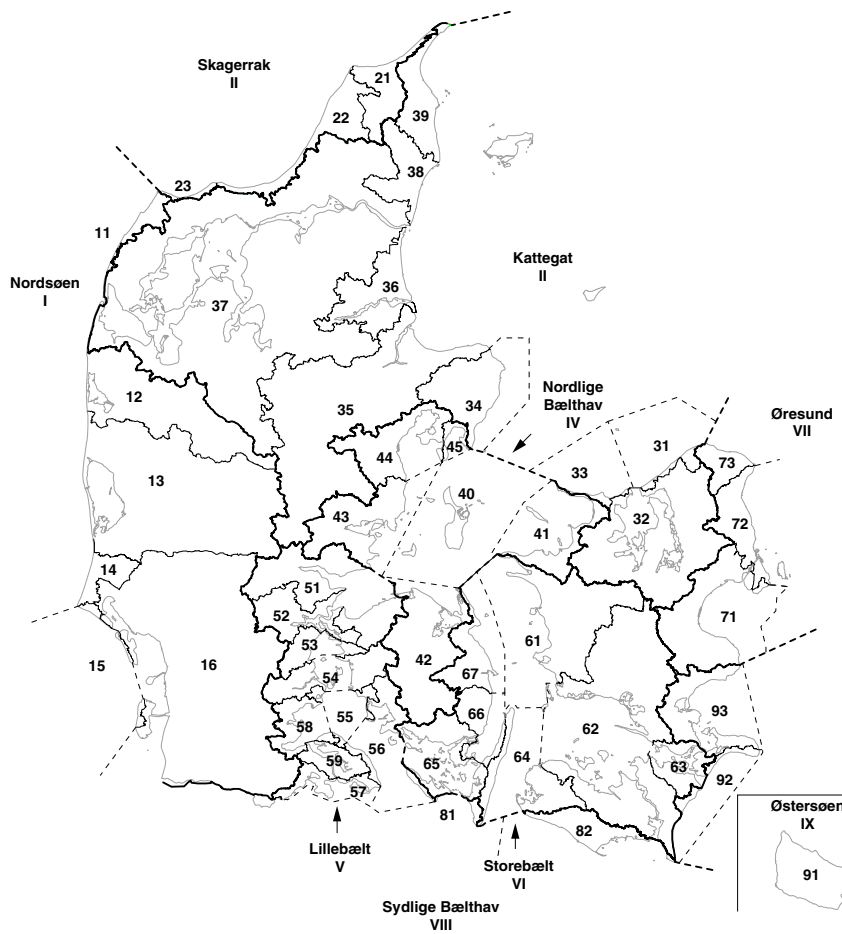
at den aktuelle fordampning var en faktor 1.1 af Makkink fordampningen, for løvskov var aktuel fordampning lig Makkink fordampningen og for vådområder var faktoren 1,2. Skovarealets fordeling på nåleskov og løvskov er hentet fra Skovtællingen fra 1990 (Danmarks Statistik, Statistikbanken).

N-reduktionen fra bunden af rodzonen til kyst for 1. orden kystafsnit

For 1. ordens kystafsnit er N-reduktionen opgjort dels på baggrund af N-belastningen i kg N/ha og dels på baggrund af afstrømningsvægtede koncentrationer. De højeste N-reduktioner fra rodzone til kyst på 65-80 % findes i Jylland, mens N-reduktioner er lavere, mindre end 65 %, på Øerne med forholdsvis mere lerjord og dermed arealer med mere dræning (Tabel 5.5). N-reduktionerne er generelt højere for Jylland og Fyn, når beregningen er ud fra belastninger i kg N/ha frem for ud fra afstrømningsvægtede koncentrationer, mens det omvendte er tilfældet for kystafsnittene på Sjælland.

Tabel 5.5 N-reduktioner for 1. ordens kystafsnit. Data for rodzonen er modelberegnet med landbrugspraksis i 1989 og gennemsnit af klima i 10 år og data for kystafsnit er gennemsnit for perioden 1989-1993.

1.ordens kystafsnit	Udv. rodzonen (kg N/ha)	N-koeff. kyst (kg N/ha)	N-reduktion Ud fra kg N/ha (%)	Udv. rodzonen (Ud fra kg N/ha) (mg N/l)	Afstr.vægt konc. vandløb (mg N/l)	N-reduktion Ud fra N-konc. (%)
1. Nordsøen	83	16	80	15,4	3,9	74
2. Skagerrak	74	18	75	19,6	6,8	65
3. Kattegat	72	16	77	19,4	5,7	71
4. Nordlige Bælthav	56	19	65	18,6	7,9	58
5. Lillebælt	67	22	66	16,3	7,5	54
6. Storebælt	44	20	55	22,5	9,3	59
7. Øresund	22	15	31	19,5	6,4	55
8. Sydlige Bælthav	43	21	52	19,8	11,1	44
9. Østersøen	22	21	.	24,8	10,4	58



Figur 5.12 Opdeling af landet i 1. og 2. ordens kystafsnit.

6 N-reduktioner for umålte vandløb-soplande

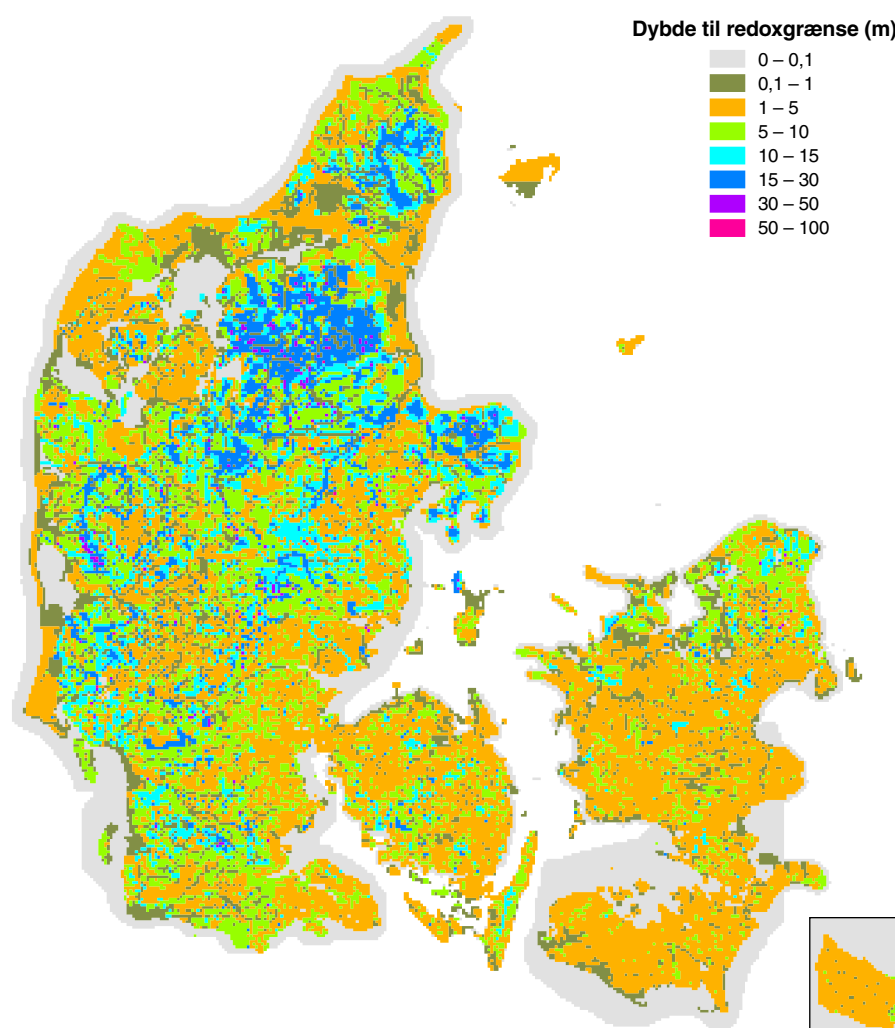
6.1 Beregning af dybden til redoxgrænse

Hidtidige undersøgelser af kvartære sedimenter i Danmark har vist en sammenhæng mellem udbredelsen af geokemiske zoner og forekomsten af nitratholdigt vand (Ernstsen et al., 2001). Således forekommer nitrat typisk i oxiderede jordlag med gule, gulbrune, brune og gråbrune farver, mens jordlag med grå brungrå og sorte farver normalt ikke indeholder nitrat. Overgangen fra de oxiderede jordlag til de reducerede jordlag beskrives som redoxgrænsen. Reduktionen af nitrat sker primært i zonen omkring redoxgrænsen, hvor de dominerende reduktionsprocesser vil være bestemt af sedimenternes indhold og sammensætning (type) af reducerende forbindelser (Ernstsen et al., 2001).

En gennemgang af Jupiter databasen ved GEUS viste, at der for 11.999 boringer forelå oplysninger om kvartære sedimenter samt disses farver, som kunne bruges til at kortlægge redoxgrænsen. Redoxgrænsen er beskrevet for 1x1 km grids (svarende til DK-modellens beregningsceller) (Ernstsen et al., 2006). Dybden for redoxgrænsen er vist ved en enkelt værdi i grids, hvor der foreligger oplysninger fra en enkelt boring, eller vist ved en gennemsnitsværdi, hvor der foreligger oplysninger fra flere boringer (figur 6.1). I de grids, hvor der ikke foreligger boringsoplysninger, er redoxfrontens beliggenhed vurderet på baggrund af oplysninger om områdets geologiske opbygning, landskabstype (morfologi), GEUS jordartskort, topografiske forhold samt beliggenheden af prækvartæroverfladen. Den geografiske udbredelse af redoxgrænsen inden for 7 dybdekategorier (0,1-1m, 1-5 m, 5-10 m, 10-15 m, 15-30 m, 30-50 m og 50-100 m), fremgår af figur 10.1.

I forbindelse med tildelingen af redoxydybder inden for de enkelte oplande blev der taget hensyn til mindre forekomster af jordarter, som blev skønnet til at have en redoxgrænse, der afveg fra den der blev bestemt af den dominerende jordart. Således også for grids langs vandløb eller i områder med dybe prækvartære eller dybde dale (Ernstsen et al., 2006).

Figur 6.1 Det nationale kort over dybden til redoxgrænsen i kvartære sedimenter vist for 1x1 km² grids fordelt på 7 dybdekategorier (Ernstsen et al., 2006).



6.2 Beregning af N-reduktion baseret på vandflukse fra DK-model

Som beskrevet i afsnit 4.2 er metoden baseret på den antagelse, at der ikke sker nogen reduktion af nitrat over redoxgrænsen (oxiderede forhold), hvorimod der sker en fuldstændig og momentan reduktion under denne. En reduktionsfaktor kan derved principielt bestemmes på baggrund af forholdet mellem det vand, der strømmer til vandløbene under hhv. fuldt oxiderede forhold, og det, der under strømningen har været under redoxgrænsen. I nærværende projekt er der anvendt vandflukse beregnet med den nationale vandressource model, DK-model.

6.2.1 Den nationale vandressource model (DK-model)

Den nationale vandressourcemodel, i daglige tale DK-modellen, er en landsdækkende vandressourcemodel, der beskriver de væsentligste komponenter af ferskvandssystemet på landfasen. Modellen er baseret på modelsystemet MIKE SHE (Abbott et al., 1986), som er en fysisk distribueret model. I forbindelse med DK-modellen anvendes MIKE SHE's beskrivelse af grundvandsstrømning, overfladevandsafstrømning og vandløbsafstrømning, mens der vha. en separat rodzonemodel beregnes nettonedbør baseret på daglige værdier for nedbør, fordampning og temperatur (Henriksen et al., 2003a; Henriksen et al., 2003b).

DK-modellen er en storskala model med en horisontal diskretiseret i et beregningsnet på 1x1 km. Modellen er kalibreret mod observationsdata for hydraulisk trykniveau og vandløbsafstrømning og er efterfølgende valideret i en split-sample test mod samme datatyper (Sonnenborg et al., 2003). Modeldokumentation kan findes i Henriksen et al. (1998), Henriksen et al. (1997) og Henriksen et al. (2003b). DK-modellen har som primært formål at simulere grundvandsressourcens størrelse, regionale fordeling og tidslige variationer. Modellen vurderes at være et pålideligt værktøj til vurdering af overordnede vandressourceforhold på landsplan og til vurderinger af den regionale fordeling. Modellen er i stand til at simulere den tidslige udvikling i grundvandsstand og afstrømning i vandløb. Resultaterne har størst gyldighed ved regionale betragtninger og modelskalaen (1x1 km) bevirker eksempelvis, at simuleringer af vandløbsafstrømningen i de enkelte tilløb og mindre vandløb kan være afvigende i forhold til observationer.

Modellens prediktive evner er hovedsageligt blevet testet mod observationer af grundvandsstanden i de dybe regionale magasiner samt mod observationer af vandløbsafstrømning. Det kan derfor forventes, at modellen giver en pålidelig beskrivelse af den overordnede vandbalance, trykforholdene i de dybereliggende grundvandsmagasiner samt vandføringen i vandløb. Der er fokuseret mindre på modellens evne til at reproducere vandstanden i de overfladenære strømmingsystemer (vandløb, det øvre grundvand) og til at reproducere strømningsveje. Modellen vurderes således ikke at kunne give en meget detaljeret beskrivelse af strømningsvejene i de øvre magasiner. Under den dynamiske kalibrering af modellen har der imidlertid været stor fokus på at reproducere såvel vandbalancen samt dynamikken i vandløbene. Det er således søgt at få en troværdig fordeling mellem hurtigt og langsom tilstrømning til vandløbene, hvor hurtig tilstrømning primært udgøres af overfladisk afstrømning samt drænafstrømning, mens langsomt tilstrømning primært skyldes, at vandløbene fødes via grundvandssystemet. Denne opdeling er vigtig i forbindelse med nærværende projekt, hvor der skal kunne skelnes mellem vand, der strømmer til vandløbene overfladenært i den oxiderede zone, og vand der strømmer til vandløbene i den reducerede zone. På grund af skalaforholdene har det ikke været muligt at medtage samtlige vandløb i Danmark. Mindre vandløb samt grøfter er derfor medtaget i den hydrologiske beskrivelse ved at lægge dræn ind i modellen 0,5 m under terræn. Denne metode har vist sig velegnet til at håndtere mindre vandløb og grøfter, der ikke medtages eksplicit, men i forbindelse med nærværende projekt har det den ulempe, at en del af det vand, der i naturen tilstrømmer vandløbene via grundvandet vil registreres som drænafstrømning i modellen, hvorfor drænafstrømning vil overestimeres.

6.2.2 Forhold der influerer beregningerne

I den anvendte tilgang og metode er der nogle forhold, der medfører, at det ikke er muligt at anvende data fra DK-modellen direkte. Disse omfatter:

Repræsentation af den terrænnære grundvandsstrømning

DK-modellen er en storskala model med fokus på en beskrivelse af den overordnede vandbalance samt grundvandsdannelsen til de dybereliggende magasiner, hvorfra den primære indvinding finder sted. Modellen

giver således ikke en meget detaljeret beskrivelse af den terrænnære strømning. Dette vurderes at være en væsentlig usikkerhedsfaktor, specielt i geologisk komplicerede morænelers områder, hvor redoxgrænsen samtidigt er beliggende relativt højt. I disse områder vil DK-modellen generelt være repræsenteret ved sammenhængende morænelersdække, men tager ikke eksplicit hensyn til eventuel sprække-transport og kun i begrænset omfang inkluderer sandlinser i de øverste lag. Modellen må derfor forventes at underestimere den vertikale transport i de øverste lag og som konsekvens overestimere den overfladiske- og/eller drænastrømningen. Kombineret med en forholdsvis terrænnær redoxgrænse betyder dette, at den andel af grundvandsstrømningen, der når under redoxgrænsen, givetvis underestimeres.

Anvendelsen af dræn i modellen betyder, at noget af den strømning, der registreres i modellen som drænastrømning, i virkeligheden repræsenterer en strømning fra grundvandet til vandløbet, hvilket specielt vil kunne forekomme i lavtliggende områder tæt ved vandløb. I områder med en højt beliggende redoxgrænse kan der ske underestimering af den reducerede komponent, da alt drænvand i nærværende metode antages at være oxideret, mens grundvandsstrømningen i naturen i virkeligheden potentielt er reduceret. Disse forhold vurderes specielt problematisk, hvor redoxgrænsen er højtbeliggende, hvilket generelt er tilfældet i de lerede områder.

Reduktion over redoxgrænsen

Som udgangspunkt antages det, at der kun sker en reduktion af nitrat under redoxgrænsen. Der vil imidlertid kunne ske en reduktion over redoxgrænsen i mikromiljøer med reducerede forhold i den zone, der ellers er karakteriseret som oxideret. Disse mikromiljøer vurderes primært at være tilknyttede de ånære områder samt vådområder, men vil ligeledes kunne findes i de øvre jordlag med højt indhold af organisk stof. Disse forhold betyder, at den reducerede vandstrømning underestimeres.

Placering af redoxgrænse

Der vil være en forholdsvis stor usikkerhed forbundet med fastlæggelsen af en redoxgrænse for hele landet samt dennes repræsentation i DK-modellen.

For at tage hensyn til disse forhold er det nødvendigt at indføre nogle kalibreringsparametre, der tager hensyn til de listede forhold, samt at justere (kalibrere) disse parametre, så der opnås en bedst mulig overensstemmelse mellem de reduktionsfaktorer, der bestemmes med metoden, samt de faktorer, der bestemmes på baggrund af beregnet udvaskning og målinger i de opmålte oplande. Da reduktionsfaktorerne for de opmålte oplande ikke er faktiske observationsdata, men ligeledes beror på beregninger (beregnet udvaskning samt korrektion for retention i overfladevandssystemet), vil disse estimer være behæftet med usikkerhed.

6.3 Kalibrering og test af metode

I metoden til beregning af reduktionsfaktorerne er der indført to kalibreringsparametre: i) a , der er en generel korrektionsfaktor gældende for alle oplande, og ii) $\beta(\text{ler})$, der er gældende for lerede oplande. Den ekstra

korrektion for lerede oplande er begrundet i, at den manglende detaljering i beskrivelsen af de overfladenære strømning er mest problematisk for disse oplande, som beskrevet i forrige afsnit. Reduktionsfaktoren bestemmes følgelig ved

$$N_{red} = \frac{Q_R + Q_{up} + Q_O \beta(ler)}{Q_R + Q_O} \alpha_{IC}$$

hvor Q_R og Q_O er hhv. den reducerede og oxiderede vandfluks, der strømmer til vandløbene, og Q_{up} er den opadrettede vandfluks, der krydser redoxfronten.

Metoden er kalibreret og testet ved, på oplandsbasis, at sammenligne følgende størrelser:

Calc_red, der er reduktionsprocenten beregnet af den opstillede metode baseret på DK-model flukse.

Obs_red, der er reduktionsprocenten beregnet på baggrund af N-udvaskningsberegninger (afsnit 5.5) og observeret total kvælstof i vandløbene korrigeret for retention (nedbrydningen i vandløb og søer, kapitel 7). Det skal bemærkes, at denne størrelse ikke er en egentlig observeret størrelse, men er dog denne værdi, der vil blive kalibreret imod.

6.3.1 Datagrundlag

Indledningsvist blev der udvalgt 32 oplande til kalibrering og test af metoden. Udvalgelsen skete på baggrund af kriterier om, at de dominerende geologiske og morfologiske typologier morfologisk i Danmark var repræsenteret og så vidt muligt gav en geografisk dækning af landet. For at minimere usikkerhederne mest muligt blev der endvidere opstillet krav til oplandsstørrelsen (omkring 100 km² eller derover) samt oplandets samlede sø procent (ca. < 1%). Af de 32 oplande blev 17 udvalgt til kalibrering af kalibreringsparametrene, mens de øvrige 15 oplande indgik til test/validering af metoden. Efterfølgende blev der foretaget beregninger for 24 ekstra oplande, der blev inkluderet i testen, og i alt 56 oplande har således været anvendt til kalibrering og test af metoden. En liste over de benyttede oplande er givet i Bilag 1, hvor relevante karakteristika er angivet, ligesom det fremgår, hvilke oplande der er anvendt i kalibreringen hhv. testen.

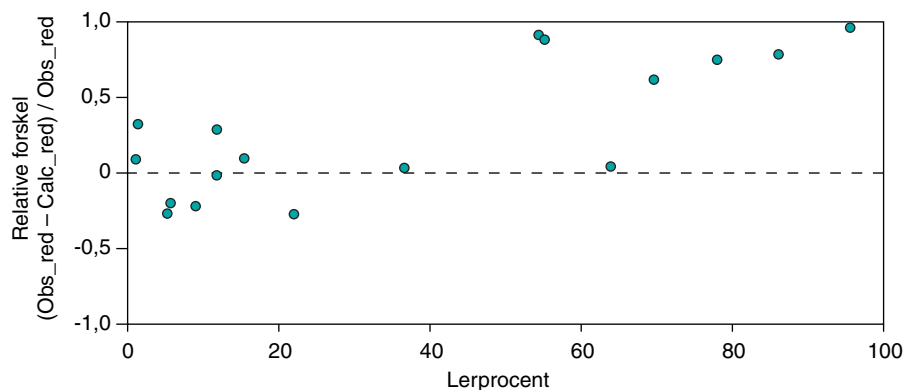
De anvendte data fra de opmålte oplande er korrigeret for nedbrydningen i overfladvandssystemet (afsnit 6.4), da den anvendte metode bygger på vandflukse fra rodzonen og frem til vandløbet og således ikke tager hensyn til nedbrydning i vandløb/søer.

For at kunne kalibrere og teste metoden mod reduktionen beregnet på basis af udvaskningen og målte kvælstofkoncentrationer er det nødvendigt at basere beregningerne på vandløbsoplåndsskala, da det er herfra de observerede værdier stammer.

6.3.2 Kalibrering og test

Det første step i kalibrering var en vurdering af rimeligheden i en opdeling af "sand-" og "ler-"oplande frem for anvendelse af en enkelt kalibreringsparameter gældende alle oplande. I figur 6.2 er den relative forskel mellem Obs_red og Calc_red optegnet som funktion af oplandets ler procent. Det fremgår af figuren, at der ikke er nogen synlig systematisk i den relative forskel for oplande med lav ler procent, men en klar tendens til, at denne størrelse er væsentlig større for oplande med mere en ca. 50 % ler. Der er dog ingen entydig sammenhæng mellem den faktiske lerprocent og afvigelsen, hvorfor det blev valgt at anvende en fast kalibreringsfaktor for oplande med mere end 50%.

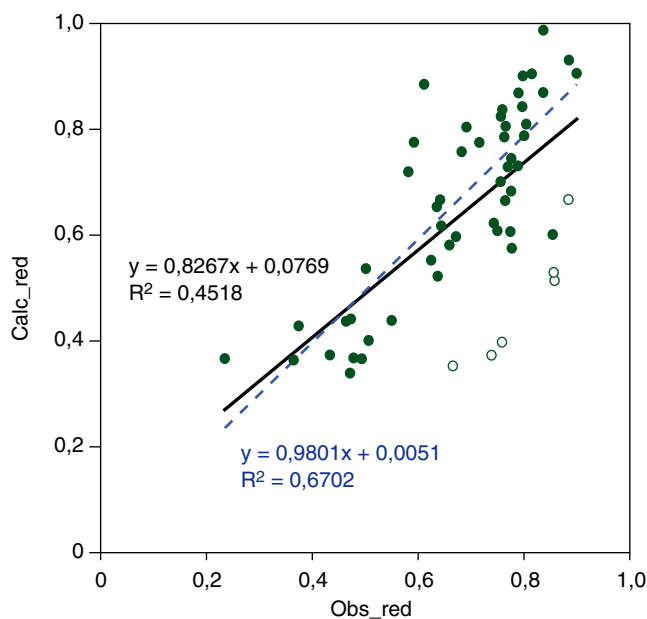
Figur 6.2 Relativ forskel mellem Obs_red og Calc_red for kalibrerings oplande som funktion af oplandets ler procent.



Kalibreringen er foretaget ved justering af kalibreringsparametrene a_{IC} og $\beta(ler)$, hvor a_{IC} er justeret på basis af oplandene med mindre end 50 % ler, mens $\beta(ler)$ er baseret på oplande med mere end 50 % ler. Kalibreringen viste, at metoden er i stand til at give en rimelig beskrivelse af de regionale variationer i reduktionsfaktoren. Det blev imidlertid også fundet en meget dårlig overensstemmelse mellem obs_red og calc_red for nogle oplande. Efter kalibreringen til de 17 oplande blev der udført beregninger for de 15 øvrige oplande uden justering af kalibreringsparametrene. Testen viste samme resultat som kalibreringen. De oplande, hvor metoden viste sig mindre egnet, var sammenfaldende for kalibreringen og testen, her var der eksempelvis problemer for oplande på Yoldia fladen samt de glaciale områder i Nordjylland, enkelte sjællandske oplande samt Tinglev hedeslette i Sønderjylland. Yoldia fladen var, på baggrund af jordartskortet, karakteriseret som sandede oplande. GEUS' boringsdatabase viser imidlertid et stort indhold af ler i de øverste 2 m af boringerne. Der er således antagelig væsentlig mere ler i lagpakken, end der er påtruffet i overfladen, og disse oplande er efterfølgende beregnet med en antagelse om mere 50 % ler og korrigeret med $\beta(ler)$. For de sjællandske oplande blev det vurderet, at uoverensstemmelse muligvis skyldtes et højt organisk indhold i de overfladenære aflejringer og derfor en potentiel større nedbrydning i den zone, der i metode karakteriseres som oxideret, forhold, som det inden for projektets rammer ikke har været muligt at belyse nærmere og derfor ikke medtaget i den opstillede metode. For oplandene omkring Tinglev hedeslette har det, på basis af de geologiske og morfologiske forhold, ikke været muligt at give en forklaring på den store afvigelse. Ud over disse grupperinger af oplande blev der identificeret enkelte områder med stor afvigelse, der ikke kunne forklares på baggrund af geologi og morfologi. Resultaterne af en yderligere

re test af metoden ved at inkludere de sidste 24 oplande var i overensstemmelse med resultaterne opnået ved kalibreringen og den første test. Efter de to test af metoden var udført, blev kalibreringen optimeret ved anvendelse af samtlige 56 opmålte oplande, så informationsværdien i daggrundlaget blev udnyttet bedst muligt. Fittet mellem obs_red og calc_red er angivet i figur 6.3. Anvendes samtlige oplande opnås der en goodness of fit (R^2) på 0.45, ses der bort fra de to omtalte sjællandske oplande samt de 4 oplande i Sønderjylland, opnås en R^2 på 0.67. En mere detaljeret præsentation og diskussion af kalibrering og test af metoden er givet i Ernstsens et al. (2007).

Figur 6.3 Korrelation mellem nitratreduktionen bestemt på basis af udvaskningsberegninger og vandløbsmålinger (Obs_red) og reduktion bestemt ved den opstillede metode (Calc_red). Ikke udfyldte cirkler er 4 oplande ved Tinglev Hedeslette samt 2 oplande på Sjælland.



6.3.3 Fastsættelse af reduktionsfaktorer for umålte oplande

Med den kalibrerede metode blev denne anvendt til estimering af nitratreduktionen for umålte oplande. Metoden har imidlertid den begrænsning, at den kun kan anvendes inden for vandløbsoplande, hvor der i DK-modellen er indlagt vandløb. Det vil sige, at for mindre vandløbsoplande/deloplande, hvor vandløbsafstrømningen er repræsenteret via drænflow i modellen, er det ikke muligt at bestemme reduktionen på baggrund af vandfluxene. I disse områder har det således været nødvendigt at foretage en vurdering af reduktionsfaktoren på baggrund af oplandets generelle geologiske opbygning samt redoxgrænsens udbredelse.

6.4 N-reduktion i ferskvandsystemet

N-reduktionen beregnet ud fra redoxgrænsens udbredelse og vandfluxe fra DK-modellen i de umålte oplande gælder fra bunden af redoxzonen og til vandløbskanten. For hver opland er der efterfølgende lagt en N-retention til, der dækker N-reduktionen i vandløb og søer.

I de ferske økosystemer sker kvælstoffjernelse hovedsagelig ved denitrifikation, hvor nitrat forbruges i den mikrobielle omsætning og i mindre grad ved akkumulering af organisk kvælstof. I de forskellige dele af

ferskvandssystemet, vandløb, søer og fjorde, er betingelserne for denitrifikation styret af overordnede forhold som størrelsen af nitratbelastning, vandets strømning, temperatur samt andre økologiske forhold, fx iltkoncentration og tilgængeligheden af organisk substrat for bakterierne.

6.4.1 Kvælstoffjernelse og kvælstofretention i vandløb

Landbruget er den væsentligste kilde til kvælstof i vandløb, hvor landbrugsbidraget udgør omkring 80 % af kvælstoftilførslen til vandløbene. I landbrugsdominerede oplande udgør den gennemsnitlige afstrømningsvægtede nitratkoncentration omkring 5,4 mg N/l i 2000, dog med stor variation imellem oplandene (Bøgestrand et al., 2005). Det opløste nitrat i vandet er hovedkilde til den nitratfjernelse, der sker ved denitrifikation i vandløb. I vandløb uden grøde foregår denitrifikationen i eller på vandløbsbunden. Gennem vinteren er temperaturen for lav til, at der foregår denitrifikation, mens de maksimale rater findes om foråret, hvor mikroalgerne på vandløbsbunden giver en vigtig substratkilde for bakterierne.

I vandløb med grøde giver planterne en større overflade, hvor denitrifikationen kan foregå på mikrobielle belægninger. Aflejring af fint slam/sediment mellem planterne giver mulighed for organisk omsætning, der forbruger ilt og derfor giver ophav til de iltfrie forhold, hvor denitrifikation kan foregå. Når vandløb oprensnes fjernes de bakteriebelægninger, der giver mulighed for denitrifikation, og først når disse er genskabt, kan der igen fjernes kvælstof fra vandløbet.

Denitrifikation målt i forskellige danske vandløb udgør mellem 5 og 700 kg N/ha vandløbsbund/år, mens gennemsnittet for de 10 målinger er ca. 225 kg N/ha vandløbsbund/år (tabel 6.1). Det totale bundareal i de danske vandløb er vurderet til ca. 8.000 ha. De højeste rater måles, hvor substratet er mudder, og hvor der er grøde i vandløbet, gennemsnittet for disse målinger er 350 kg N/ha vandløbsbund/år, men for vandløb med sand og uden grøde er den gennemsnitlige rate ca. 45 kg N/ha vandløbsbund/år.

Table 6.1 Kvælstoffjernelse i danske vandløb (Efter Christensen et al. 1991 suppleret).

Lokalitet	Bundtype	Denitrifikation Kg N ha ⁻¹ år ⁻¹	Metode	Reference
Rabis bæk	Sand	100	C ₂ H ₂ -inhib.	Christensen og Sørensen (1988)
Rabis bæk	Sand m. grøde	250	C ₂ H ₂ -inhib.	Christensen og Sørensen (1988)
Rabis bæk	Sten	5	C ₂ H ₂ -inhib.	Christensen og Sørensen (1988)
Gelbæk	Sten	20	C ₂ H ₂ -inhib.	Sørensen et al., 1988
Gelbæk	Mudder	250	C ₂ H ₂ -inhib.	Christensen og Sørensen (1988)
Gelbæk	Mudder	700	C ₂ H ₂ -inhib.	Christensen et al., (1990)
Gelbæk	Sand/mudder	193		Pind et al., (1997)
Dalby bæk	Sand	50	C ₂ H ₂ -inhib.	Nielsen og Christensen upubl.
Gryde å	Sand m. grøde	*185	NO ₃ ⁻ optag	Jeppesen et al., 1987
Suså	Mudder m. grøde	*498	NO ₃ ⁻ optag	Jeppesen et al., 1987

*værdier målt fra 1. maj-1.sept. hvor raten alene dækker de 4 måneder.

De danske målinger ligger på samme niveau som 26 målinger i forskellige vandløb med nogenlunde samme brede fra andre lande, fortrinsvis USA, Sverige, Norge og et par referencer fra Spanien (Kronvang et al., 2004). Den gennemsnitlige N-fjernelse for alle målinger inklusiv de dan-

ske er på 840 kg N/ha/år, mens medianen er noget lavere, 250 kg N/ha/år, idet der er en ekstrem høj måling fra USA (Kronvang et al., 2004).

Undersøgelserne tyder på, at for sandjordsoplande er vandføringen og vandtemperaturen mere stabil end i lerjordsoplande. Det betyder, at i sandjordsoplande overvintrer en relativ stor del af grødebiomassen, hvori der er akkumuleret organisk stof, der giver mulighed for denitrifikation, mens vandløbene i lerjordsoplande "spules" rene for organisk stof hvert efterår ved de stor afstrømningshændelser.

For 4 danske undersøgelser af kvælstoffjernelse i vandløb er fjernelsen opgjort i forhold til kvælstoftilførsel (tabel 6.2). Den procentvise fjernelse er størst om sommeren, 10-30 %, idet N-transporten er forholdsvis lav på dette tidspunkt af året. N-fjernelsen på årsbasis er derimod forholdsvis lav og udgør mindre 2 % af det tilførte kvælstof.

Tabel 6.2 Kvælstofretention i procent af tilførsel for danske vandløb.

Lokalitet	N-retention (%)	Måleinterval	Reference
Gelbæk	10	Sommer	Christensen og Sørensen (1988)
Gelbæk	<1	År	Christensen og Sørensen (1988)
Suså/Gryde å	10-30	Sommer	Jeppesen et al., 1987
Suså/Gryde å	<2	År	Jeppesen et al., 1987

6.4.2 Metode for N-fjernelse vandløb til sagsbehandling af ny husdyrbekendtgørelse

I nitratgruppens rapport blev det anbefalet, at opgørelsen af N-fjernelse i vandløb kan foregå ved to forskellige metoder:

- a) Ved at anvende en gennemsnitlig rate for målinger i danske vandløb på ca. 225 kg N/ha vandløbsbund/år. Vandløbenes bundareal kunne da opgøres enten via GIS eller ved nogle antagelser om vandløbsbredder for vandløbsordener
- b) Ved at anvende en procentvis fjernelse på 2 % af det tilførte kvælstof uanset hvor lang vandløbsstrækningen er, inden vandet når fjordene.

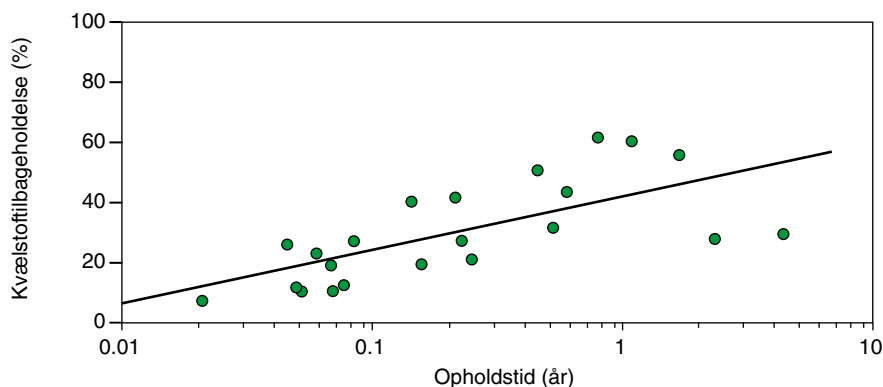
En gennemsnitlig N-fjernelse på 2 % af den diffuse belastning i vandløbene vil svare til en årlig gennemsnitlig fjernelse på 203 kg N/ha/år for perioden 1989-1993, forudsat at vandløbenes areal udgør 8.000 ha. Den gennemsnitlige diffuse belastning til havet udgør 77.547 tons pr år i perioden 1989-1993. Retentionen i ferskvandssystemet svarer til 4.94 % af belastningen til havet (Windolf, 1997).

6.4.3 Kvælstoffjernelse i søer

I de fleste søer er der procentvis en langt højere kvælstoffjernelse end i vandløb. Fjernelsen afhænger af, hvor hurtigt søerne gennemstrømmes, og den bedste empiriske sammenhæng for søerne opnås derfor ved at relatere kvælstoffjernelse til vandets opholdstid (Jensen et al., 1997, figur 6.4). En typisk dansk sø med en opholdstid på mellem 0,5-1 år vil fjerne 40-50% af den tilførte kvælstof. Ved en opholdstid på mindre end en måned vil der normalt fjernes mindre end 20 % af det tilførte kvælstof.

Sammenhængen mellem den fjernede mængde kvælstof og søernes opholdstid kan beskrives empirisk som: $N_{ret\%} = 42,1 + 17,8 * \log_{10}(tw)$ ($N=22$), hvor $N_{ret\%}$ er den årlige tilbageholdelse i % og tw vandets opholdstid i år (Jensen et al., 1997). Formlen virker ikke ved opholdstider under 1 uge, da vandgennemstrømningen da er så stor, at N-retention bliver ubetydelig. Kvælstoffjernelsen og koncentrationen i søer kan også beskrives gennem sæsonen ved også at inddrage temperaturen. Kvælstoffjernelsens betydelige temperaturafhængighed sammenholdt med en nedbørsafhængig tilførsel betyder, at indholdet af nitrat i søerne er meget lavere om sommeren end om vinteren.

Figur 6.4 Sammenhæng mellem den procentuelle kvælstoffjernelse i søer og søvandets opholdstid (Jensen et al., 1997).



Søernes økologiske tilstand har også betydning for, hvor meget kvælstof der fjernes. Således vil lavvandede søer med klarvandede forhold fjerne en større andel kvælstof end uklare søer (Jeppesen et al., 1998). Derfor vil tiltag til at forbedre vandkvaliteten i søer, herunder også reduceret fosfortilførsel, betyde en øget kvælstoffjernelse, hvis der skabes klarvandede forhold.

Betydningen af søer i et givet vandløbssystem er naturligvis betinget af, hvor mange søer der er i systemet. For Gudenåen er fjernelsen i søerne på ca. 50 % af det der total tilføres, hvilket har stor betydning for kvælstoftransporten til Randers Fjord. Derimod er der langt færre søer i Skjern å systemet, hvor fjernelsen er under 10 % af det tilførte (Andersen et al., 2005).

På landsplan reducerer søerne kvælstoftilførslen til havet med omkring 10 %. I denne opgørelsen er kun søer større end 25 ha. inkluderet (Svendsen et al., 1997).

6.4.4 Anbefaling af metode til N-fjernelse i søer til administration af ny husdyrbekendtgørelse

Til beregning af N-fjernelse i søer i administrationen af den nye husdyrbekendtgørelse anbefalede Nitratgruppen, at hvis søens opholdstid kendes, anvendes den førnævnte empiriske formel $N_{ret\%} = 42,1 + 17,8 * \log_{10}(tw)$, hvor $N_{ret\%}$ er den årlige tilbageholdelse i % og tw vandets opholdstid i år (Jensen et al., 1997). I de tilfælde, hvor opholdstiden ikke kendes, anvendes median værdien for opholdstiden på 0,2 år for de 22 overvågede søer, hvilket svarer til en N-fjernelse på 30 %, når den empiriske formel anvendes.

6.4.5 Beregning af N-retention i ferskvandssystemet til kalibrering af formel for N-reduktion til beregning af umålte oplande

Som beskrevet i konceptet for N-reduktionsberegningen frem til vandløb skal N-retentionen i ferskvand lægges til den målte kvælstoftransport i de 56 målte oplande. Hertil er N-retention beregnet med to metoder:

- 1) Retentionen i vandløb er beregnet som 2 % af N-belastningen til vandløbet, og retentionen i søerne er beregnet som 400 kg N/ha søareal.
- 2) Vandløbssystem model, som er en tysk model og indgår i en samling af forskellige europæiske metoder til opgørelse af N-retention i ferskvand (Kronvang et al., 2004)

Retention (tons N) = Målt N-transport (tons N) *1,9 (vandafstrømning/Areal af overfladevand)^{-0,49}

Areal (Søer og vandløb) =Areal af søer + 0,001*Oplandets areal^{1,185}

Modellen beregner det samlede reduktionspotentiale ud fra empiriske sammenhænge mellem oplandsareal og det samlede areal af vandløb samt oplandets vandafstrømning. Modellen er udviklet af Behrendt og Optiz (2000) på afstrømningsdata fra 100 forholdsvis store vandløb primært fra Centraleuropa. Alle oplande er større end 100 km², idet oplande under 100 km² opfører sig anderledes. Modellen forklarer ca. 65 % af variationen i N-retentionen.

Kalibreringsparametrene 1,9 og potensen -0,49 er fra retentionsberegninger fra Nutrient Retention handbook (Kronvang et al., 2004). Heri er modellen kalibreret i forhold til afstrømningsdata fra over 100 vandløbsoplande fordelt i Europa.

Beregning af N-retentionen i 56 målte oplande er gennemført med begge metoder for at få et estimationsinterval. Retentionen samt den diffuse N-tilførsel til vandløb er vist i tabel 6.3. Til kalibrering af N-reduktionsformel til umålte oplande blev der anvendt et gennemsnit af de to metoder for N-retentionsberegning. Herved er den beregnede N-retentionen i ferskvandssystemet på et højere niveau, end de danske målinger viser

Table 6.3 Beregnet N-retention i vandløb og søer samt samlet diffus tilførsel (retention i søer og vandløb er lagt til den målte N-transport) til målte vandløb, årgennemsnit for perioden 1989-1993. Retentionen er beregnet med to forskellige metoder (se teksten).

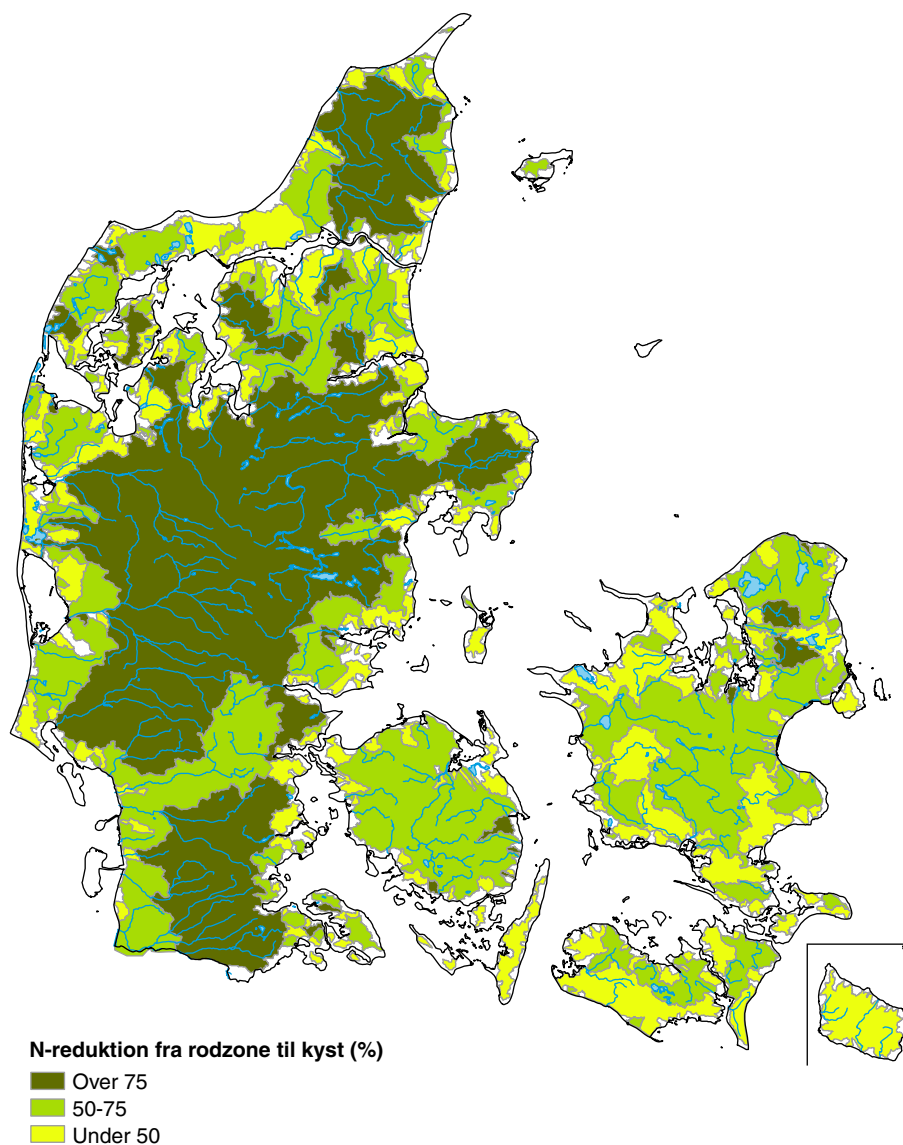
Dmu nr.	Vandløbsnavn	Amt	Areal (km ²)	Vand- afst. (mio. m ³)	Målt diffus* (tons total N)	Afst vgt. konc. (mg N/l)	Metode 1	Metode 1	Metode 1	Metode 2	Diffus Tilførsel Meto- de 1 (tons N)	Diffus Tilførsel Meto- de 2 (tons N)
							Ret. vandløb (2 % af tilførsel) (tons N)	Ret søer (400 kgN/ha) (tons N)	Ret VL +søer (tons N)	Ret VL +søer (tons N)		
20005	ELLING Å, ELLING KIRKE	Nordjylland	123	35	164	4,69	3,5	2,1	5,6	34,13	170	199
30002	UGGERBY Å, NS RANSBÆK	Nordjylland	347	99	617	6,21	13,3	10,4	23,7	146,91	641	764
40005	LIVER Å, RØDE BRO	Nordjylland	254	62	492	7,96	12,3	4,2	16,5	137,5	508	629
50003	VOER Å, FÆBROEN	Nordjylland	239	69	470	6,78	10,0	5,9	15,8	104,5	486	575
60001	RY Å, MANNA	Nordjylland	285	82	474	5,75	10,4	7,6	18,0	111,4	492	585
80001	GERÅ, MELHOLT KIRKE	Nordjylland	154	41	258	6,29	5,4	3,2	8,6	56,1	267	314
100010	KÆRS MØLLEÅ, OS INDKILDESTRØMM	Nordjylland	101	20	102	5,01	2,2	3,6	5,8	27,6	107	129
140016	LINDENBORG Å, VED MØLLEBRO	Nordjylland	318	96	588	6,13	12,7	108,7	121,4	237,5	709	825
150002	KASTBJERG Å, NORUP	Århus	96	21	163	7,75	3,5	4,1	7,5	41,8	171	205
150035	VILLESTRUP Å, V. OUEGÅRD	Nordjylland	126	42	226	5,43	5,6	7,4	13,0	59,0	239	285
170007	SIMESTED Å, SKIVE-HOBRO LANDEV	Viborg	218	73	707	9,65	15,6	7,6	23,2	157,0	730	864
180077	SKALS Å, LØVEL BRO	Viborg	556	128	626	4,88	13,8	523,7	537,5	447,2	1.163	1.073
190012	JORDBRO Å, JORDBRO MØLLE	Viborg	111	37	98	2,69	2,3	8,6	10,9	25,6	109	124
200024	KARUP Å, NØRKÆR BRO	Viborg	626	221	719	3,26	17,4	35,9	53,3	195,9	773	915
210062	SALTEN Å, SALTENBRO	Århus	120	58	53	0,93	1,9	39,5	41,4	27,0	95	80
210089	GUDENÅ, VOERVADSBRO	Vejle	377	148	824	5,57	18,4	66,5	84,9	244,7	909	1.069
210413	ALLING Å, NY RÆVEBRO, FLØJSTRU	Århus	238	41	352	8,59	7,8	17,9	25,8	124,2	377	476
210467	GUDENÅ, MOTORSVEJBRO A10	Århus	2603	878	2.610	2,97	69,2	2.735,4	2.804,5	1.985,0	5.415	4.596
220050	RÅSTED LILLE Å, HVODAL	Ringkøbing	83	54	72	1,34	2,3	2,5	4,8	15,5	77	88
220062	STORÅ, SKÆRUM BRO	Ringkøbing	1097	505	1.911	3,78	46,6	116,1	162,7	529,4	2.074	2.440
250020	HOLTUM Å, HYGILD	Vejle	117	35	137	3,86	3,4	49,8	53,2	67,0	190	204
250075	HOVER Å, VEJBRO SYD FOR HEE	Ringkøbing	92	43	152	3,55	3,6	5,0	8,6	31,1	161	183
250078	OMME Å, SØNDERSKOV BRO	Ringkøbing	612	253	974	3,86	23,7	21,8	45,6	232,5	1.020	1.207
250081	SKJERN Å, KODBØL	Ringkøbing	1558	711	2.427	3,41	55,5	217,7	273,1	684,8	2.700	3.112
250086	TIM Å, V. SØNDERBY	Ringkøbing	81	48	142	2,98	3,5	1,4	4,8	22,8	147	165
260080	ÅRHUS Å, MUSEUMSBRO	Århus	324	79	320	4,07	13,5	241,0	254,5	383,2	575	704
260082	ÅRHUS Å, VED SKIBBY	Århus	119	26	154	5,86	3,8	157,5	161,3	145,3	315	299
260096	LYNGBYGÅRDS Å, A 15	Århus	131	29	248	8,42	5,7	24,0	29,7	97,6	277	345

270045	HANSTED Å, ST. HANSTED BRO	Vejle	136	40	302	7,55	6,6	15,8	22,4	86,8	324	389
280001	BYGHOLM Å, KØRUP BRO	Vejle	154	43	533	12,54	11,2	4,0	15,1	116,8	548	650
290008	ROHDEN Å, N.S. ÅRUP MØLLE DAMB	Vejle	98	30	241	7,90	6,3	2,3	8,6	59,7	249	300
310027	VARDE Å, V. VAGTBORG	Ribe	814	343	1.235	3,60	32,0	73,8	105,8	362,0	1.341	1.597
320001	VEJLE Å, HARALDSKÆR	Vejle	198	116	342	2,96	9,5	29,8	39,3	96,6	381	439
340019	KOLDING Å, ALPEDALEN (S.F.ELME	Vejle	269	103	676	6,58	14,7	53,8	68,6	203,8	745	880
350006	BRAMMING Å, V. SDR. VONG	Ribe	213	88	474	5,36	11,4	1,8	13,1	93,0	487	567
350010	SNEUM Å, V. NØRÅ BRO	Ribe	223	98	471	4,82	11,2	3,5	14,8	92,6	485	563
360009	KONGE Å, V. VILSLEV SPANG	Ribe	427	196	1.236	6,29	28,8	17,2	46,0	264,5	1.282	1.500
370034	HADERSLEV MØLLESTRØM, HADERSLE	Sønderjylland	106	40	163	4,04	3,8	151,9	155,7	115,4	319	279
380023	HJORTVAD Å, V. BREMKROG	Ribe	118	42	397	9,39	8,4	1,1	9,6	71,2	407	469
380024	RIBE Å, V. STAVNAGER BRO	Ribe	675	265	1.468	5,55	32,0	44,5	76,5	351,1	1.545	1.820
390001	BRØNS Å, BRØNS V.FORSØGSDAMBRU	Sønderjylland	94	33	178	5,42	3,8	0,7	4,5	31,4	182	209
400001	BREDE Å, BREDEBRO	Sønderjylland	290	106	415	3,90	8,9	6,2	15,1	83,3	430	498
420016	GRØNÅ, RØRKÆR	Sønderjylland	563	202	541	2,67	12,6	126,0	138,6	190,3	679	731
420021	VIDÅ, EMMERSKE	Sønderjylland	248	92	262	2,84	5,7	9,0	14,7	55,1	277	317
430001	STORÅ, MØLLEBRO (4.6)	Fyn	137	27	260	9,78	5,7	2,3	8,0	67,6	268	328
440021	VINDINGE Å, NS ULLERSLEV RENS.	Fyn	128	28	289	10,23	6,2	8,8	15,1	82,6	304	372
450002	ODENSE Å, NS EJBY SLUSE (9.45)	Fyn	535	141	1.239	8,81	26,3	220,7	247,0	571,4	1.486	1.810
450003	ODENSE Å, ST 22.35	Fyn	486	130	1.164	8,94	24,8	220,0	244,8	553,0	1.409	1.717
450004	ODENSE Å, NØRRE BROBY (ST 35.8	Fyn	302	87	781	9,03	16,5	215,1	231,6	423,2	1.012	1.204
460001	BRENDE Å, ST 5.3	Fyn	103	25	183	7,38	4,1	4,9	9,0	48,5	192	231
510024	TUSE Å, NYBRO	Vestsjælland	105	21	227	10,82	4,8	2,7	7,5	57,1	235	285
520029	HAVELSE Å, STRØ BRO	Fredr.borg	102	14	96	6,65	2,5	4,9	7,4	39,0	103	135
520039	VÆREBRO Å, V. VEKSØ BRO	Fredr.borg	111	14	18	1,26	2,3	65,7	68,0	81,1	86	99
520068	LANGVAD Å, STOREMØLLEBRO	Roskilde	175	25	209	8,35	5,1	16,1	21,2	91,2	230	300
550018	ÅMOSE Å, BROMØLLE	Vestsjælland	292	59	664	11,25	14,4	15,8	30,2	200,5	694	865
560005	TUDEÅ, VALBYGÅRD	Vestsjælland	261	53	552	10,35	14,1	59,9	74,0	277,2	626	829
570047	RINGSTED Å, VRANGSTRUP	Vestsjælland	246	57	436	7,60	12,8	248,4	261,3	422,1	697	858
570050	SUSÅ, NÆSBY BRO	Vestsjælland	610	132	1.203	9,09	30,1	458,8	488,9	914,4	1.692	2.118
570055	SALTØ Å, NS. HARRESTED Å	Storstrøm	151	31	446	14,19	9,6	0,8	10,4	105,3	457	552
590006	TRYGGEVÆLDE Å, V. LL. LINDE	Roskilde	129	29	282	9,55	6,1	24,7	30,8	104,8	312	386
620017	RYDE Å, PUMPESTATION	Storstrøm	79	16	177	11,36	3,8	1,5	5,3	43,9	182	220
650001	HOVEDKANAL, 39,KRAMNITZE PUMPE- STATION	Storstrøm	207	36	423	11,83	9,3	1,5	10,8	115,7	433	538
660014	BAGGE Å, HASLE KLINKER	Bornholm	43	7	108	15,66	2,2	0,9	3,2	27,3	111	135

7 Nationalt kort over N-reduktion fra rodzonen til kyst

I den samlede kvælstofreduktion for et opland indgår reduktionen i grundvandet, reduktionen i vandløbet og reduktionen i søer. Herefter er den totale reduktionsprocent opdelt i de tre kategorier: 0-50 %, 51-75 % og 76-100 %. For oplande med målinger af N-transporten i vandløbet er nitratreduktionen estimeret på baggrund den modelberegnete udvaskning fra rodzonen og de målte N-transporter. For de umålte oplande er den beregnede eller den vurderede reduktionsfaktor anvendt.

Figur 7.1 Samlet kort over N-reduktion fra bunden af rodzonen til kyst for oplande i Danmark. N-reduktionen er opgjort i procent og inddelt i 3 klasser: over 75, 50-75 % og under 50 %.



For de oplande, hvor vandløbsvandet passerer en sø nedstrøms, inden vandet strømmer til kysten, er der indregnet en N-reduktion på 30 % af N-transporten for oplandet.

Af det nationale N-reduktionskort fremgår, at oplande med mange søer, som fx Gudenåens opland samt store sandede oplande i Jylland, har en høj N-reduktion på over 75 %, mens oplande på øerne med forholdsvis meget ler og derfor mere dræning har en relativ lille N-reduktion på under 50 % (figur 7.1).

8 Oplande til udpegede kvælstofsårbare recipienter og øvrige Natura 2000 områder

For at kommunerne kan administrere reguleringen af husdyrtrykket i forhold til niveau af N-reduktion og i forhold til recipienters sårbarhed blev der udarbejdet et administrativt grundlag, der overordnet fastlægger recipienters sårbarhed over for nitrat.

I den politiske aftale om miljøgodkendelse af husdyrbrug er der identificeret en række eksempler på sårbare recipienter, som skal beskyttes frem til der ligger vand- og naturplaner. Disse eksempler er lukkede fjorde som Hjarbæk Fjord og Norsminde Fjord, nor som fx omkring Fyn, og brakvandssøer som Saltbæk Vig og Nissum Fjord.

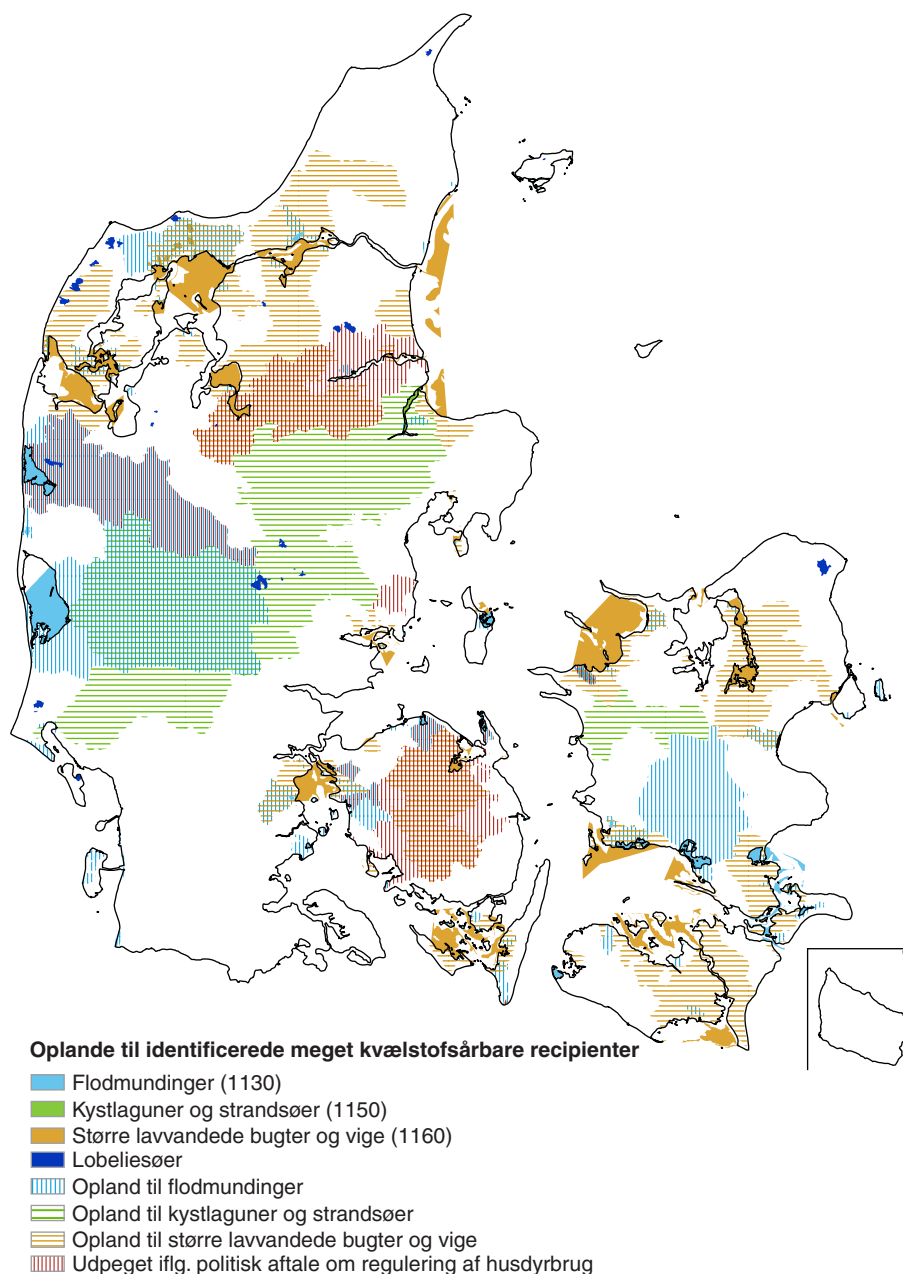
På baggrund af udpegningsgrundlaget for Natura 2000-områderne (Søgaard et al., 2005) har Skov- og Naturstyrelsen vurderet, at bekendtgørelsens kriterier for meget sårbare kystvande omfatter følgende naturtyper: nr. 1130 flodmundinger, nr. 1150 kystlaguner og strandsøer og nr. 1160 større lavvandede bugter og vige. Det er endvidere styrelsens vurdering, at nor omkring Fyn samt Randers Fjord og Norsminde Fjord er omfattet af bekendtgørelsens kriterier for meget sårbare kystvande.

I udpegningsgrundlaget for Natura 2000-områderne vurderer styrelsen, at følgende søtyper er omfattet af bekendtgørelsens kriterier for meget sårbare recipienter: nr. 3110 Lobeliesøer, nr. 3130 Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden, nr. 3140 Kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger og nr. 3160 Brunvandede søer.

Der foreligger ikke i dag en landsdækkende kortlægning over beliggenheden af en række af de nævnte søtyper. I dag kendes alene beliggenheden af lobeliesøer. Kortlægningen af de øvrige søtyper er igangsat til brug i arbejdet med vand- og naturplanerne efter miljømålsloven. De naturtyper, der er udpeget som meget sårbare recipienter samt de topografiske oplande hertil, fremgår af figur 8.1.

De mindre kvælstofsårbare recipienter er af Skov- og Naturstyrelsen udpeget som de recipienter der ligger i Natura 2000 områderne og som ikke er udpeget som meget kvælstofsårbar recipient. På baggrund af den eksisterende kortlægning af de meget og mindre kvælstof-sårbare recipienter, hvis beliggenhed kendes, har DMU for Skov- og Naturstyrelsen udarbejdet et samlet kort over de topografiske oplande, der afvander til disse recipienter.

Figur 8.1 Oplande til udpeget meget sårbare recipienter ifølge bekendtgørelse om tilladelse og godkendelse mv. af husdyrbrug samt Skov- og Naturstyrelsens vurdering af Natura 2000-områderne.

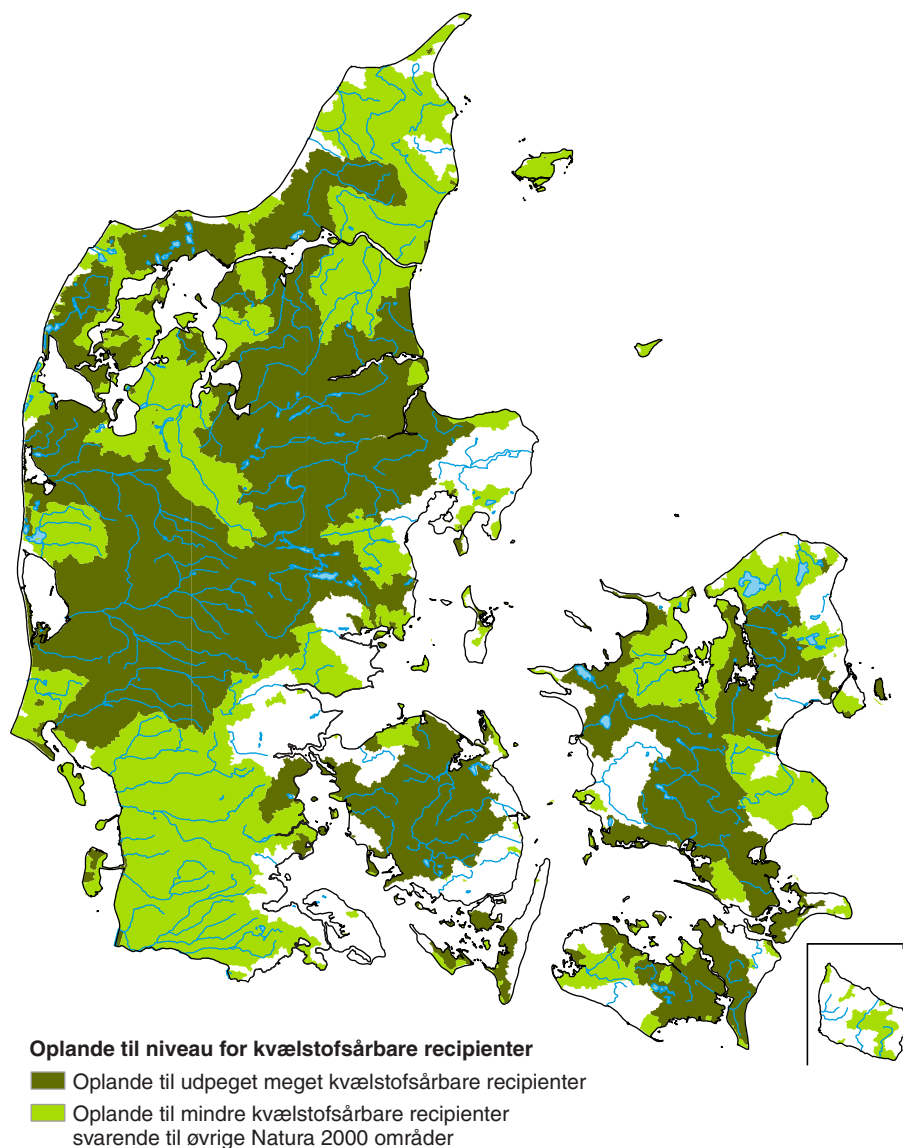


De to niveauer, henholdsvis meget og mindre sårbare recipienter samt de topografiske oplande hertil, fremgår af figur 8.2.

Oplande til disse typer kystvande og søer/vandhuller udgør grundlaget for identifikation af de arealer, hvor der afhængig af kvælstofreduktionen vil være krav om et reduceret husdyrtryk, evt. alternative virkemidler med henblik på, at reduktionen i kvælstofbelastningen af vandområderne fortsætter frem til, at der er udarbejdet vand- og naturplaner.

Med kortværket sikres det, at landets kommuner behandler ansøgninger om miljøgodkendelse henholdsvis tilladelse efter ensartede retningslinjer med hensyn til recipienters sårbarhed over for kvælstof.

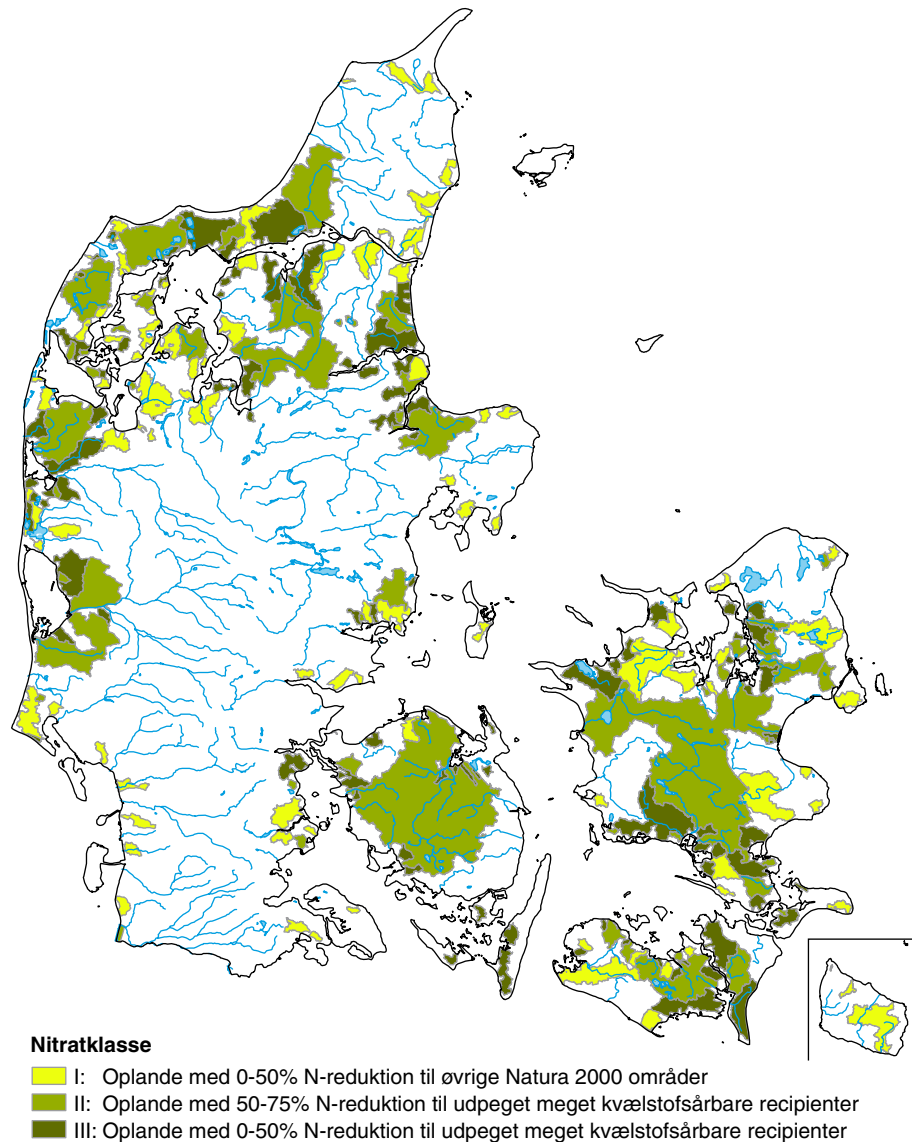
Figur 8.2 Oplande til udpeget kvælstofsårbare recipienter og til øvrige Natura 2000-områder.



9 Nitratklassekortet

Kombinationen af kortet over N-reduktion fra rodzone til kyst og oplande til meget og mindre kvælstofsårbare recipienter giver de oplande, der er reguleret med et mindre husdyrtryk i den politiske aftale jf. bekendtgørelsen. Kortet benævnes Nitratklassekortet og er vist i figur 9.1.

Figur 9.1 Kort over Nitratklasser I-III. For oplande beliggende i nitratklasse I, II og III reguleres husdyrtrykket med henholdsvis 85, 65 og 50 % af generelt niveau.



Nitratklasserne omfatter :

- I: Øvrige oplande til Natura 2000-områder, hvor kvælstofreduktionen er beregnet til 0 - 50 %: Nitratklasse I ("øvrige oplande til Natura 2000-områder" er oplande til Natura 2000-områder, der ikke afvander til flodmundinger, kystlaguner, strandsøer eller større lavvandede bugter og vige).
- II: Oplande til flodmundinger, kystlaguner, strandsøer, større lavvandede bugter og vige i Natura 2000-områderne samt lobeliesøer, no-

rer omkring Fyn, Randers Fjord og Norsminde Fjord, hvor kvælstofreduktionen er beregnet til 51 - 75 %: Nitratklasse II

III: Oplande til flodmundinger, kystlaguner, strandsøer, større lavvandede bugter og vige i Natura 2000-områderne samt lobeliesøer, norer omkring Fyn, Randers Fjord og Norsminde Fjord, hvor kvælstofreduktionen er beregnet til 0 - 50 %: Nitratklasse III

Det skal understreges, at kortværket dog ikke omfatter de følsomme søtyper, der i dag ikke er kortlagte.

Tabel 9.1 Reduceret husdyrtæthed (antal dyreenheder /ha) i forhold til de generelle harmonikrav ved udvidelser af husdyrbrug i henholdsvis meget og mindre sårbare recipienter opdelt efter størrelse af N-reduktion mellem rodzone og recipient jf. bekendtgørelsen.

	Meget kvælstof sårbare recipienter	Mindre kvælstof sårbare recipienter
Kvælstofreduktionspotentiale: 0-50 %	50 % (Nitratklasse III)	85 % (Nitratklasse I)
Kvælstofreduktionspotentiale: 51-75 %	65 % (Nitratklasse II)	

Kombinationen af N-reduktionskortet og kort med oplande til udpegede kvælstoffølsomme recipienter og øvrige Natura 2000-områder viser de oplande, der ligger indenfor Nitratklasser I-III, der ifølge bekendtgørelsen bliver reguleret i forhold til husdyrtrykket jf. Tabel 9.1.

For de oplande, hvor N-reduktionen er over 75 %, samt oplande med 50-75 % N-reduktion, der ligger i Natura 2000-områder og ikke er udpeget som meget følsom gælder de generelle reguleringer af husdyrtrykket, men dog således at kommunerne sikres at tilladelser og godkendelse m.v af husdyrbrug ikke giver en væsentlig risiko for, at natur og miljømålene ikke kan sikres eller genoprettes i oplandet jf. bekendtgørelsen.

10 Konklusion

I nærværende rapport beskrives det faglige grundlag for det landsdækkende kort over N-reduktionen opgjort fra bunden af rodzonen og frem til recipienter som søer og kystvande. Med N-reduktionskortet eksisterer der nu et landsdækkende kort, der er opgjort med et ensartet datagrundlag og ens metoder.

Kendskab til N-reduktionen vil indgå som grundlag for planlægning og administration ikke kunne i forbindelse med administration af godkendelser og udvidelser på husdyrbrug, men også i forbindelse med udarbejdelse af Vand- og Naturplaner efter miljømålsloven.

I Vand- og Naturplanerne vil det være nødvendigt at tilvejebringe og anvende regionale og lokale informationer om kvælstofretentionen under vandets og kvælstoffets transport fra markerne mod grundvand, vandløb, søer og marine områder.

Som nævnt i rapporten var det af tidsmæssige årsager nødvendigt at anvende eksisterende data for N-udvaskning og for vanddata i DK-modellen. Detaljeringsgraden af de eksisterende data for N-udvaskning samt vandløbsbeskrivelser i DK modellen medførte at det var nødvendigt at anvende 3 forskellige metoder til at opgøre N-reduktionen. Detaljeringsgraden af data for N-udvaskningen medførte også, at der blev anvendt en mindste størrelse af de målte vandløbsoplande på 50 km², som er den mindste arealstørrelse, som udvaskningsdataene blev anvendt på.

10.1 N-udvaskning og vandløbsmålinger på regionalt niveau

Når rodzoneudvaskningen indgår som en afgørende parameter i opstillingen af et N reduktionskort er det vigtigt, at denne størrelse beregnes med den bedst mulige metode og på baggrund af det bedste tilgængelige regionale datagrundlag.

Grundlaget for beregning af N-reduktionen fra oplande kan forbedres med hensyn til den regionale dækning af N-udvaskningsdataene. Udvasningen af nitrat fra rodzonen varierer både som følge af det aktuelle års klima, den aktuelle landbrugspraksis på marken samt af jordtypesammensætningen inden for marken. Således er der en kompleks sammenhæng mellem en række naturgivne forhold og de af landbrugspraksis givne forhold herunder specielt arealanvendelse og gødningsanvendelse. De anvendte modelberegninger for 1989 blev oprindeligt gennemført til en landsdækkende modelberegning (Waagepetersen & Grant 2003). I modelopstillingen blev der kun delvist søgt mod at optimere resultaterne til det regionale perspektiv. Fokus var at N-udvaskningen for Danmark kunne relateres til en N balancen for Danmark.

En god regional beskrivelse af N-udvaskning er en forudsætning for at inddrage regionale målinger af N-transporter i vandløb.

For umålte oplande bl.a. vandløbsoplande der ikke er velbeskrevne i DK-modellen vil udarbejdelse af en empirisk vandløbsmodel kunne øge sikkerheden på opgørelsen af N-reduktionen.

10.2 N-reduktion i vådområder og enge

Ud over N-reduktion under vandets strømning gennem grundvandsmagasinerne er der også en betydelig N-reduktion i enge, vådområder og øvrige lavbundsarealer. For de umålte vandløbsoplande er der ikke arbejdet detaljeret med N-reduktion fra vådområderne. Fjernelsen i vådområder er her inddraget på et overordnet niveau, idet N-reduktionerne beregnet med redoxgrænsen og vandflukse er kalibreret op imod N-reduktionen i de målte oplande. Regionale tilgange med hensyn til N-reduktion i enge og vådområder vil kunne forfine beskrivelsen af N-reduktion omkring vandløbene.

10.3 Redoxgrænsen og DK-modellen

Ved anvendelse af DK-modellen kan redoxfrontens placering kun repræsenteres indenfor et modellag, dvs. laget er enten reduceret eller oxideret. Dette medfører, at den vertikale opløsning af redoxfronten er bestemt af den vertikale opløsning af de numeriske lag. Med en finere diskretisering af modellagene vil det, udover en bedre repræsentation af redoxfronten, også være muligt i højere grad at kvantificere betydningen af usikkerheden på den tolkede redox front.

Aggregerede datainformationer om forholdet mellem oxideret/ikke oxideret vand simuleret med DK-modellen blev til 1. generationskortet anvendt som variable, der efter en vis kalibrering i væsentligt grad bestemte den geografiske variation af N-retentionen i grundvand. Denne kalibrering blev foretaget på 56 målte vandløbsoplande. Ved at anvende regionale vandløbsdata vil metoden kunne forberedes.

DK-modellen er p.t. under opdatering under NOVANA programmet 2005-2009. De vigtigste opdateringer der i sker fremover set i forhold til nærværende projekt er en opdatering af den tilgrundliggende geologi, hvor der sker en opdatering baseret på de geologiske og hydrogeologiske modeller der blev opstillet i de tidligere amter. Ligeledes sker der en detaljering af repræsentationen af vandløbene i modellen. Den geologiske model vil i 2009 foreligge som en mere detaljeret model, som har en opløsning på $0,5 \times 0,5 \text{ km}^2$. Denne opløsning vil også give en bedre beskrivelse af vandstrømme på det regionale niveau. Valg af detaljeringsgrad for klima vil blive afstemt imellem modelleringer anvendt til forskellige formål f.eks. i VMP III regi, N-risikokortlægningen og DK-modellen.

10.4 Opdatering af N-reduktionskortet

N-reduktionskortet vil blive opdateret i slutningen af 2007. I opdateringen vil regionale målinger af N-transporter i vandløb udført af de tidligere amter blive inddraget. Desuden vil kortlægningen og oplandene til en række kvælstoffølsomme søer blive inddraget i Nitratklassekortet.

11 Referencer

Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E., og Rasmussen, J. 1986. An introduction to the European Hydrological System - Systeme Hydrologique Europeen, 'SHE', 1: History and philosophy of a physical-based, distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87: 45-59.

Andersen, J.M. (2005) Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater 1999-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 96 s.- Faglig Rapport fra DMU nr. 531.

Behrendt, H. & Optiz, D. (2000). Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia* 410: 111-122.

Bøgestrand, J. (red)(2005): Vandløb 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 82 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 554. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Børgesen, C.D. & Heidmann, T., 2002. Landsberegninger af kvælstofudvaskningen fra landbruget med SKEP/DAISY og SIM IIIB modellerne. DJF rapport - Markbrug 62, 61 pp.

Børgesen, C.D. & Grant, R., (2003). Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II - slutevaluering. Vandmiljøplan II - modelberegning af kvælstofudvaskning på landsplan, 1984-2002. Danmarks JordbrugsForskning og Danmarks Miljøundersøgelser. <http://www.agrsci.dk/var/agrsci/storage/original/application/phpE3.tmp.pdf>. 22 s.

Christensen, P.B., Nielsen, L.P., Revsbech, N.P. & Sørensen, J. (1991). Denitrifikation i våd- og vandområder. I: Kvælstof, fosfor og organisk stof i jord og vandmiljøet. Rapport fra konsensuskonference 31. januar, 1. og 4. februar 1991. Undervisningsministeriets Forskningsafdeling

Christensen, P.B., Nielsen, L.P., Revsbech, N.P. & Sørensen, J. (1990) Denitrification in nitrate-rich streams: Diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. *Limnol. Oceanogr.* 35, 640-651.

Christensen, P.B. og Sørensen, J. (1988) Denitrification in sediment of lowland streams: Regional and seasonal variation in Gelbæk and Rabis bæk, Denmark. *FEMS Microbiol. Ecol.* 53, 335-344.

Danmarks Statistik, Statistikbanken.

Dunkle, S.A., Plummer, L.N., Bunsenberg, E., Phillips, P.J., Denver, J.M., Hamilton, P.A., Michel, R.L. and Copen, T.B. (1993) Chlorofluorocarbons (CCl₃F and CCl₂F₂) as dating tools and hydrologic tracers in shallow groundwater of Delmarva peninsula Atlantic Coastal Plain, United States. *Water Resour. Res.* 29, 3837-3860.

Ernstsen, V., Henriksen, H.J., Platen, F. von. 2001. Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 24. 54 s. Findes kun elektronisk: <http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-713-9/html/>

Ernstsen, V. Højberg, A.L., Jakobsen, P.R., Platen, F. von, Touggaard, L. og Hansen, J.R., Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J. og Børgensen, C.D. 2006. Beregning af nitra-reduktionsfaktorer for zonen mellem rodzonen og frem til vandløbet. Data og metode for 1. generationskortet. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, rapport nr. 93.

Gundersen, P., Matthesen, P., Buttenschøn, R.B., Jensen, F.S., Riis-Nielsen, T., Callesen, I., Vesterdal, L. & Ramhøj, G. (1999). Skovrejsning og vedvarende græsarealer - Drastrup projektet. Aalborg Kommune, 68 s.

Henriksen, H.J., Troldborg, L., Nyegaard, P., Sonnenborg, T.O., Refsgaard, J.C. og Madsen, B. 2003a. Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark. *Journal of Hydrology*, 280: 52-71.

Henriksen, H.J., Troldborg, L., Højberg, A.L., og Nyegaard, P. 2003b. Konstruktion, kalibrering og validering af den nationale vandressource-model (DK-model). Kapitel 8 i Henriksen & Sonnenborg (eds.): Ferskvandets kredsløb, NOVA 2003 Temarapport.

Henriksen, H.J., Troldborg, L., Knudby, C.J., Mette Dahl, Per Nygaard, Peter Roll Jakobsen og Per Rasmussen. 1998. National Vandressource model - Sjælland, Lolland, Falster og Møn, GEUS rapport 109.

Henriksen, H.J., Kundby, C.J., Rasmussen, P. og Nyegaard, P. 1997. National Vandressource model - Modelopstilling og kalibrering for Fyn. GEUS rapport nr. 139.

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. 1997: Ferske vandområder - Søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 211: 103s.

Jeppesen, E., Thyssen, N., Prahl, C., Jensen, K.S. og Iversen, T.M. (1987) Kvælstofakkumulering og omsætning i vandløb med udgangspunkt i undersøgelser i Suså og Gryde å. *Vand og Miljø* 3, 123-129.

Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, P.H. Møller & K. Sandby, 1998: Changes in nitrogen retention in shallow eutrophic lakes following a decline in density of cyprinids. - *Arch. Hydrobiol.* 142, 129-151.

Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R., 2003. Genberegning af modellen N-LES. 12 pp. Baggrundsnotat til Grant, R og Waagepetersen, J. Vandmiljøplan II - slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet. ISBN:87-7772-776-2.

http://www.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_ovrige/rapporter/VMP2II/Genberegning_af modellen_NLES.pdf

<http://nywww.agrsci.dk/var/agrsci/storage/original/application/phpE1.tmp.pdf>

Kronvang, B. & Bruhn, A. (1990) Overvågningsprogram. Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb. Teknisk anvisning. - Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Ferskvandsøkologi. 22 s.

Kronvang, B. & Bruhn, A.J. (1996) Choice of sampling strategy and estimation method for calculating nitrogen and phosphorus transport in small lowland streams. *Hydrological Processes* 10, 1483-1501.

Kronvang, B., Hezlar, J., Boers, P., Jensen, J.P., Brhrendt, H., Anderseon, T., Arheimer, B., Venohr, M. & Hoffmann, C.C. (2004). Nutrient Retention Handbook. Software Manual for EUROHARP-NUTRET and Scientific review on nutrient retention. EUROHARP report 9-2004, NIVA report SNO 4878/2004, Oslo, Norway, 103 pp.

Kyllingsbæk (2003) Totale kvælstofbalancer på landsplan. Mark- og staldbalancer. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II - slutevaluering. Danmarks Jordbrugsforskning, december 2003. 7s.

Kørnøv, L. & Christensen, P (2006) Opsamling af erfaringer med behandling af sager vedrørende husdyrprojekter efter VVM-reglerne. Aalborg Universitet. p. 128.

Nielsen, K.E., Ladekarl, U.L. & Nørnberg, P. (1999). Dynamic soil processes on heathland due to changes in vegetation to oak and Sitka spruce. *Forest Ecology and Management* 114, 107-116.

Nielsen, K., Stjernholm, M., Müller-Wohlfeil, D.-I., Madsen, I.-L., Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H.S., Rolev, A.M., Hermansen, B., Skov-Petersen, H., Johannsen, V.K., Hvidbjerg, M., Jensen, J.E., Bacher, V. & Larsen, H. (2000). Areal Information Systemet - AIS. Danmarks Miljøundersøgelser, 110 s.

Petersen, J., Petersen, B.M., Blicher-Mathiesen, G., Ernstsens, V. & Waagepetersen, J. (2006) Beregning af nitratudvaskning. Forslag til metode, der sikrer ensartethed i sagsbehandlingen i forbindelse med fremtidig miljøgodkendelse af husdyrbrugsudvidelser = Calculation of nitrate leaching. A model-based approach to ensure consistency in future administration of the environmental impact assessments required when Danish farmers apply for an increased livestock level. Danmarks Jordbrugsforskning. - DJF rapport Markbrug nr. 124 : 144 s.

Sonnenborg, T.O., Christensen, B.S.B., Nyegaard, P., Henriksen, H.J. and Refsgaard, J.C. 2003. Transient modeling of regional groundwater flow using parameter estimates from steady-state automatic calibration. *Journal of Hydrology* 273, 188-204.

Svendsen L.M. (1996) Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til marine kystafsnit via vandløb. I Ferske vandområder - Vandløb og kilder. (red.) Windolf, J.. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. s. 115-137.

Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E., Pihl, S., Clausen, P., Laurson, K., Bregnballe, T., Madsen, J., Baattrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Møller P.F., Riis-Nielsen, T., Buttenschøn, R.M., Fredshavn, J., Aude, E. & Nygaard, B. (2005): Kriterier for gunstig beva-

ringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. 3. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. 462 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 457. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Sørensen, J., Jørgensen, T. og Brandt, S. (1988) Denitrification in stream epilithon: Seasonal variation in Gelbæk and Rabis bæk, Denmark. *FEMS Microbiology Ecology* 53, 345-354.

Windolf, J., Jeppesen, E., Jensen, J.P. & Kristensen, P., 1996: Modelling the seasonal variation in in-lake concentration and retention of nitrogen in 16 shallow lakes: a four-year mass balance study. *Biogeochemistry* 33: 25-44.

Bilag 1

Oversigt over de 56 oplande, der har været anvendt til kalibrering og test af metoden med angivelse af dmu_nr, vandløb, amtet, hvor vandløbet har sit udløb, samt kode.

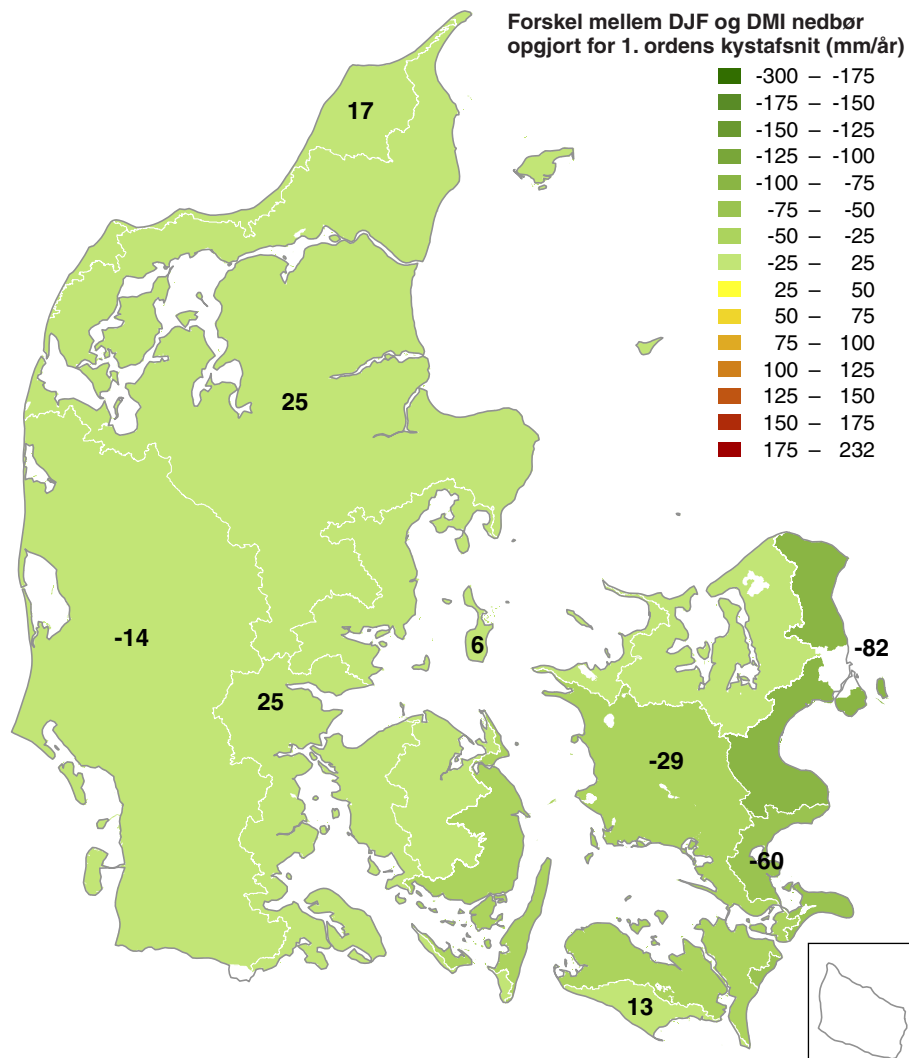
Kode 1 indikerer, at oplandet har været anvendt i forbindelse med kalibrering af kalibreringsparametre, kode 2 indikerer, at oplandet er anvendt i forbindelse med de første test af metoden, og kode 3 indikerer, at oplandet har været anvendt i en senere test af metoden (Ernstsen et al., 2006).

Dmu_nr	Vandløb	Amt	Morfologi	Kode
30002	UGGERBY Å, NS RANSBÆK	Nordjylland	Yoldia	1
50003	VOER Å, FÆBROEN	Nordjylland	Yoldia	1
150002	KASTBJERG Å, NORUP	Århus	Dybe dale	1
150035	VILLESTRUP Å, V. OUEGÅRD	Nordjylland	Dødis	1
200024	KARUP Å, NØRKÆR BRO	Viborg	Hedeslette	1
210413	ALLING Å, NY RÆVEBRO, FLØJSTRUP	Århus	Dybe dale	1
250081	SKJERN Å, KODBØL	Ringkøbing	Hedeslette/bakkeø	1
250086	TIM Å, V. SØNDERBY	Ringkøbing	Bakkeø	1
350010	SNEUM Å, V. NØRÅ BRO	Ribe	Bakkeø	1
380024	RIBE Å, V. STAVNAGER BRO	Ribe	Hedeslette/bakkeø	1
420016	GRØNÅ, RØRKÆR	Sønderjylland	Hedeslette	1
430001	STORÅ, MØLLEBRO (4.6)	Fyn	Dødis	1
440021	VINDINGE Å, NS ULLERSLEV RENS	Fyn	Moræneflade	1
520029	HAVELSE Å, STRØ BRO	Frederiksborg	Dødis	1
550018	ÅMOSE Å, BROMØLLE	Vestsjælland	Dødis	1
570055	SALTØ Å, NS. HARRESTED Å	Storstrøm	Moræneflade	1
620017	RYDE Å, PUMPESTATION	Storstrøm	Moræneflade	1
40005	LIVER Å, RØDE BRO	Nordjylland	Yoldia	2
180077	SKALS Å, LØVEL BRO	Viborg	Dybe dale	2
260096	LYNGBYGÅRDS Å, A 15	Århus	Dybe dale	2
310027	VARDE Å, V. VAGTBORG	Ribe	Hedeslette	2
360009	KONGE Å, V. VILSLEV SPANG	Ribe	Hedeslette/bakkeø	2
370034	HADERSLEV MØLLESTRØM, HADERSLE	Sønderjylland	Dødis	2
380023	HJORTVAD Å, V. BREMKROG	Ribe	Bakkeø	2
400001	BREDE Å, BREDEBRO	Sønderjylland	Hedeslette/bakkeø	2
420021	VIDÅ, EMMERSKE	Sønderjylland	Hedeslette	2
450002	ODENSE Å, NS EJBY SLUSE (9.45)	Fyn	Moræneflade	2
450003	ODENSE Å, ST 22.35	Fyn	Moræneflade	2
450004	ODENSE Å, NØRRE BROBY ST 35.8	Fyn	Moræneflade	2
460001	BRENDE Å, ST 5.3	Fyn	Dødis	2
590006	TRYGGEVÆLDE Å, V. LL. LINDE	Roskilde	Moræneflade	2
650001	HOVEDKANAL, 39, KRAMNITZE PUMPESTATION	Storstrøm	Moræneflade	2
20005	ELLING Å, ELLING KIRKE	Nordjylland		3
60001	RY Å, MANNA	Nordjylland		3
80001	GERÅ, MELHOLT KIRKE	Nordjylland		3
100010	KÆRS MØLLEÅ, OS INDKILDESTRØM	Nordjylland		3
140016	LINDENBORG Å, VED MØLLEBRO	Nordjylland		3
170007	SIMESTED Å, SKIVE-HOBRO LANDEVEJ	Viborg		3
190012	JORDBRO Å, JORDBRO MØLLE	Viborg		3
210062	SALTEN Å, SALTENBRO	Århus		3
210089	GUDENÅ, VOERVADSBRO	Vejle		3
220050	RÅSTED LILLE Å, HVODAL	Ringkøbing		3
220062	STORÅ, SKÆRUM BRO	Ringkøbing		3
250020	HOLTUM Å, HYGILD	Vejle		3
250075	HOVER Å, VEJBRO SYD FOR HEE	Ringkøbing		3
250078	OMME Å, SØNDERSKOV BRO	Ringkøbing		3
270045	HANSTED Å, ST. HANSTED BRO	Vejle		3
280001	BYGHOLM Å, KØRUP BRO	Vejle		3
290008	ROHDEN Å, N.S. ÅRUP MØLLE DAMBRUG	Vejle		3
320001	VEJLE Å, HARALDSKÆR	Vejle		3
340019	KOLDING Å, ALPEDALEN S.F.ELME	Vejle		3
350006	BRAMMING Å, V. SDR. VONG	Ribe		3
390001	BRØNS Å, BRØNS VED FORSØGSDAMBRUG	Sønderjylland		3

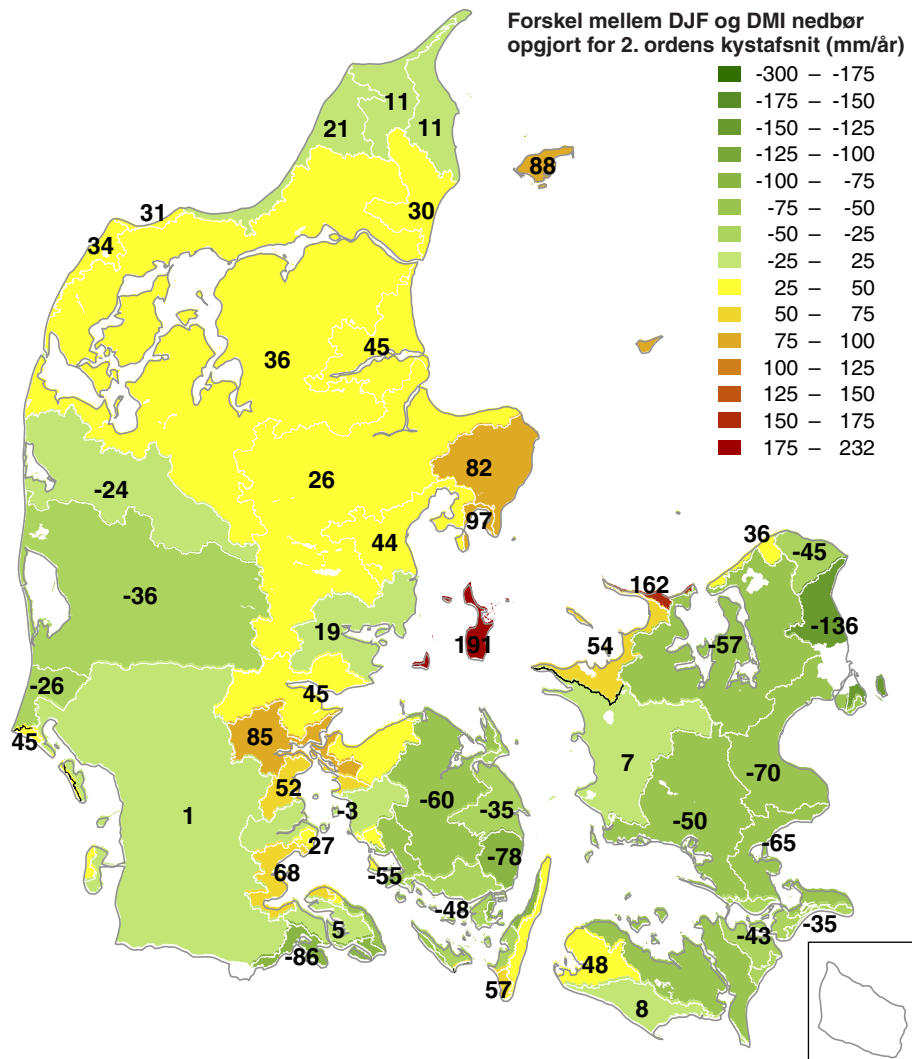
Dmu_nr	Vandløb	Amt	Morfologi	Kode
510024	TUSE Å, NYBRO	Vestsjælland		3
520068	LANGVAD Å, STOREMØLLEBRO	Roskilde		3
560005	TUDEÅ, VALBYGÅRD	Vestsjælland		3
30002	UGGERBY Å, NS RANSBÆK	Nordjylland	Yoldia	1
50003	VOER Å, FÆBROEN	Nordjylland	Yoldia	1
150002	KASTBJERG Å, NORUP	Århus	Dybe dale	1
150035	VILLESTRUP Å, V. OUEGÅRD	Nordjylland	Dødis	1
200024	KARUP Å, NØRKÆR BRO	Viborg	Hedeslette	1
210413	ALLING Å, NY RÆVEBRO, FLØJSTRUP	Århus	Dybe dale	1
250081	SKJERN Å, KODBØL	Ringkøbing	Hedeslette/bakkeø	1
250086	TIM Å, V. SØNDERBY	Ringkøbing	Bakkeø	1
350010	SNEUM Å, V. NØRÅ BRO	Ribe	Bakkeø	1
380024	RIBE Å, V. STAVNAGER BRO	Ribe	Hedeslette/bakkeø	1
420016	GRØNÅ, RØRKÆR	Sønderjylland	Hedeslette	1
430001	STORÅ, MØLLEBRO (4.6)	Fyn	Dødis	1
440021	VINDINGE Å, NS ULLERSLEV RENS	Fyn	Moræneflade	1
520029	HAVELSE Å, STRØ BRO	Frederiksborg	Dødis	1
550018	ÅMOSE Å, BROMØLLE	Vestsjælland	Dødis	1
570055	SALTØ Å, NS. HARRESTED Å	Storstrøm	Moræneflade	1
620017	RYDE Å, PUMPESTATION	Storstrøm	Moræneflade	1
40005	LIVER Å, RØDE BRO	Nordjylland	Yoldia	2
180077	SKALS Å, LØVEL BRO	Viborg	Dybe dale	2
260096	LYNGBYGÅRDS Å, A 15	Århus	Dybe dale	2
310027	VARDE Å, V. VAGTBORG	Ribe	Hedeslette	2
360009	KONGE Å, V. VILSLEV SPANG	Ribe	Hedeslette/bakkeø	2
370034	HADERSLEV MØLLESTRØM, HADERSLE	Sønderjylland	Dødis	2
380023	HJORTVAD Å, V. BREMKROG	Ribe	Bakkeø	2
400001	BREDE Å, BREDEBRO	Sønderjylland	Hedeslette/bakkeø	2
420021	VIDÅ, EMMERSKE	Sønderjylland	Hedeslette	2
450002	ODENSE Å, NS EJBY SLUSE (9.45)	Fyn	Moræneflade	2
450003	ODENSE Å, ST 22.35	Fyn	Moræneflade	2
450004	ODENSE Å, NØRRE BROBY ST 35.8	Fyn	Moræneflade	2
460001	BRENDE Å, ST 5.3	Fyn	Dødis	2
590006	TRYGGEVÆLDE Å, V. LL. LINDE	Roskilde	Moræneflade	2
650001	HOVEDKANAL, 39, KRAMNITZE PUMPESTATION	Storstrøm	Moræneflade	2
20005	ELLING Å, ELLING KIRKE	Nordjylland		3
60001	RY Å, MANNA	Nordjylland		3
80001	GERÅ, MELHOLT KIRKE	Nordjylland		3
100010	KÆRS MØLLEÅ, OS INDKILDESTRØM	Nordjylland		3

Bilag 2

Bilag 2.1 Forskel i nedbør anvendt i modelberegningerne af udvaskningen (1990-2000) og nedbør fra DMI opgjort ud fra 10x10 km² grid for 1. ordens kystafsnit.



Bilag 2.2 Forskel i nedbør anvendt i modelberegningerne af udvaskningen (1990-2000) og nedbør fra DMI opgjort ud fra 10x10 km² grid for 2. ordens kystafsnit.



DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle DMU's udgivelser fx videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2007

- 613 PAH i muslinger fra indre danske farvande, 1998-2005. Niveauer, udvikling over tid og vurdering af mulige kilder. Af Hansen, A.B. 70 s.
- 612 Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser. Af Asmun, G. 110 s.
- 611 Projection of Greenhouse Gas Emissions – 2005-2030. By Illerup, J.B. et al. 187 pp.
- 610 Modelling af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Sørensen, P.B. et al. 41 s.
- 609 OML : Review of a model formulation. By Rørdam, H., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 128 pp.
- 608 PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Af Strand, J. et al. 49 s.

Nr./No. 2006

- 607 Miljøtilstand og udvikling i Viborgsøerne 1985-2005. Af Johansson, L.S. et al. 55 s.
- 606 Landsdækkende optælling af vandfugle, januar og februar 2004. Af Petersen, I.K. et al. 75 s.
- 605 Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2005. Af Johansen, P. et al. 101 s.
- 604 Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2004. By Illerup, J.B. et al. 715 pp.
- 603 Analysing and synthesising European legislation in relation to water. A watersketch Report under WP1. By Frederiksen, P. & Maenpaaa, M. 96 pp.
- 602 Dioxin Air Emission Inventory 1990-2004. By Henriksen, T.C., Illerup, J.B. & Nielsen, O.-K. 88 pp.
- 601 Atmosfærisk kvælstofbelastning af udvalgte naturområder i Frederiksborg Amt. Af Geels, C. et al. 67 s.
- 600 Assessing Potential Causes for the Population Decline of European Brown Hare in the Agricultural Landscape of Europe – a review of the current knowledge. By Olesen, C.R. & Asferg, T. 30 pp.
- 599 Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer. Af Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 93 s.
- 598 Klimabetingedede effekter på marine økosystemer. Af Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. 50 s.
- 597 Vandmiljø og Natur 2005. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 50 s.
- 596 Terrestriske Naturtyper 2005. NOVANA. Af Bruus, M. et al. 99 s.
- 595 Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 64 s.
- 594 Landovervågningsoplande 2005. NOVANA. Af Grant, R. et al. 114 s.
- 593 Smådyrfaunaens passage ved dambrugsspærringer. Af Skriver, J. & Friberg, N. 33 s.
- 592 Modelling Cost-Efficient Reduction of Nutrient Loads to the Baltic Sea. Model Specification Data, and Cost-Fynctions. By Schou, J.S. et al. 67 pp.
- 591 Økonomiske konsekvenser for landbruget ved ændring af miljøgodkendelsen af husdyrbrug. Rapport fra økonomiudredningsgruppen. Af Schou, J.S. & Martinsen, L. 55 s.
- 590 Fysisk kvalitet i vandløb. Test af to danske indices og udvikling af et nationalt indeks til brug ved overvågning i vandløb. Af Pedersen, M.L. et al. 44 s.
- 589 Denmark's National Inventory Report – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2004. Emission Inventories. By Illerup, J.B. et al. 554 pp.
- 588 Agerhøns i jagtsæsonen 2003/04 – en spørgebrevundersøgelse vedrørende forekomst, udsætning, afskydning og biotoppleje. Af Asferg, T., Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. 47 s.
- 587 Målinger af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Andersen, H.V. et al. 96 s.
- 586 Vurdering af de samfundsøkonomiske konsekvenser af Kommissionens temastrategi for luftforurening. Af Bach, H. et al. 88 s.
- 585 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling, 1998-2003. Af Boutrup, S. et al. 140 s.
- 584 The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2005. By Kemp, K. et al. 40 pp.

[Tom side]

Skov- og Naturstyrelsen har udarbejdet et kortværk over nitratklasser, som regulerer husdyrbrugenes maksimale husdyrtæthed i forhold til placering i oplande, der afvander til udpegede kvælstofsårbare recipienter i Natura 2000-områder samt i forhold til niveau af kvælstofreduktion. Nærværende rapport beskriver det faglige grundlag for beregningen af kvælstofreduktionen fra bunden af rodzonen til kyst samt udpegningsgrundlaget for de kvælstofsårbare recipienter. Beregningen af N-reduktionen er foretaget med tre forskellige metoder. For ca. 50 % af landets areal er kvælstofreduktionen estimeret på baggrund af målte kvælstoftransport i vandløb og en modelberegnet kvælstofudvaskning fra rodzonen. For ca. 40 % af landets areal er kvælstofreduktionen baseret på viden om redoxgrænsens beliggenhed og beregninger af vandflukse fra DK-modellen. For de resterende 10 % af landets areal er kvælstofreduktionen vurderet ud fra geologien i området. En række usikkerheder er knyttet til beregningerne, herunder modeltekniske usikkerheder og detaljeringsgrad af inputdata. Med det landsdækkende kort over kvælstofreduktionen er der nu et ensartet fagligt grundlag for hele landet.