

Notat

29. maj 2015

Notat om modelmæssige og agronomiske problemstillinger ved retentionskortene

Samlet konklusion med hensyn til den usikkerhed, hvormed retentionen er bestemt

Den foretagne analyse viser, at det udarbejdede retentionskort er behæftet med så stor usikkerhed, at det ikke egner sig som grundlag for at fastsætte individuelle regler for gødskning på markniveau og ejendomsniveau.

Dette er bl.a. illustreret ved det eksempel, der er vist i bilaget til dette notat. Det illustrerer, at det bliver helt afgørende for konsekvenserne for landbruget, hvordan retentionskortet skal bruges. Hvis det skal bruges til at sætte krav, til hvor meget landmanden må udlede til recipienterne, vil de økonomiske konsekvenser være værst, hvis retentionen er lav, men hvis det skal bruges til at bestemme, hvor meget landmanden skal reducere udledningen fra bedriften, vil det være værst, hvis retentionen er høj.

Den retention, der er af kvælstof fra den pågældende ejendommens arealer til kystvandene, er bestemt til gennemsnit 57 procent, men det er anført, at det skal forstås således, at den med 95 procents sikkerhed ligger mellem 29 og 85 procent.

- Hvis der kommer krav om, at en bedrifts udledning ikke må overstige de udledningsmål, der fremgår af forslaget til vandområdeplan, vil bedriften gå fallit, hvis retentionen ligger i den lave ende af intervallet.
- Hvis der derimod kommer krav om, at bedriftens udledning skal reduceres med de 6 kg N/ha, som gælder for de pågældende recipienter, vil bedriften gå fallit, hvis retentionen ligger i den høje ende af intervallet. En sådan anvendelse vil imidlertid ikke være omkostningseffektiv.

Notatet indeholder en kort gennemgang af, hvordan retentionskortet er udarbejdet, samt de mange forhold der har betydning for retentionens størrelse. Disse forhold varierer med f.eks. nedbør, nedbørsfordeling og driftsforhold. Derfor vil retentionen aldrig kunne bestemmes uden en vis usikkerhed. På det foreliggende videns- og datagrundlag kan retentionen næppe bestemmes med væsentlig større præcision, end det er tilfældet i det publicerede retentionskort.

Indholdsfortegnelse

Samlet konklusion med hensyn til den usikkerhed, hvormed retentionen er bestemt	1
En væsentligt forbedret kvælstofhusholdning	4
Indledning - Hvorfor er dette notat relevant?	5
Retentionskortet	6
Ad 1: Modeller brugt til at bestemme retentionen i dansk landbrugsjord, vist i retentionskortene	7
Model for det nye retentionskort	7
Bestemmelse af udvaskningen fra rodzonen	8
Punktkilder	8
Grundvandets strømningsveje i jorden og kvælstoffjernelse i grundvandet	8
Usikkerhed om kvælstofretentionen i grundvandssystemet	8
Retention i overfladevand	8
Delmodellerne udgør tilsammen "den nationale kvælstofmodel"	9
Kalibrering af modellen	9
Biaskorrektion	10
Validering af modellen for retentionskortet	10
Retentionen i hvert ID15-opland beregnes ud fra den kalibrerede og biaskorrigerede model	10
Retention i umålte oplande	10
Udledning fra umålte oplande	11
Modellens skala	11
Modellens usikkerhed	11
N-LES ₃ og N-LES ₄	12
Datagrundlag for N-LES modellerne	12
Placering af sugeceller ved bestemmelse af udvaskningen	13
Afstrømningen er central i N-LES	14
Validering af N-LES modellerne	14
Alternative udvaskningsmodeller	15
Sammenligning af målte og beregnede udvaskninger	15
Sammenligning af beregnede udvaskninger med landbrugets drænvandsundersøgelser	16
Sammenligning mellem beregnede nationale udvaskninger og målte udledninger til vandmiljøet	17
Konsekvenser af systematisk usikkerhed i N-LES beregningen	18
Ad 2: Jordbundsmæssige og agronomiske forhold, som har betydning for retentionen	19
Nitratreduktionen i rodzonen er bl.a. bestemt af følgende forhold, placeret efter skønnet aftagende betydning	22
Indholdet af nitrat i rodzonevandet	22
Iltindholdet i jorden, bl.a. bestemt af afvandingsstatus	22
Mængden af letomsætteligt organisk materiale	22
Temperaturen	23
Rodzonens udstrækning (roddeybden)	23
Indbygning af kvælstof i humusfraktionen	23
Lerfraktionens betydning	24
Bakteriel omsætning af kvælstof	24
Årsvariationen i vandudskiftningen (Dybden af det midlertidige grundvandsmagasin)	24
Skæbnen for det tilbageholdte (N-indholdet i den ændrede humusfraktion)	24
Vandets opholdstid i jorden	25

C/N-forhold	25
Arkæer	25
Jordens pH	25
Denitrifikationens størrelse	25
Usikkerhed på de tilgrundliggende dyrkningsdata.....	26
Kilder	27
Bilag 1 til "Notat om modelmæssige og agronomiske problemstillinger ved retentionskortene"	30
Et eksempel på betydningen af den usikkerhed, hvormed retentionen er bestemt	30
Et andet princip for anvendelse giver det stik modsatte resultat	31

En væsentligt forbedret kvælstofhusholdning

Siden 1980'erne er kvælstofudnyttelsen i dansk landbrug blevet væsentligt forbedret. På daværende tidspunkt blev husdyrgødningen betragtet som et affaldsprodukt. På grund af utilstrækkelig opbevaringskapacitet blev store dele af den udbragt om efteråret - med skiftende gødningsvirkning. I dag betragtes husdyrgødningen som en værdifuld gødning, og den dækker en stor del af afgrødernes gødningsbehov. I dag bruges der mindre gødning end dengang. Groft taget blev der dengang brugt 3 kg plantetilgængeligt kvælstof pr hkg hvedekerne, hvor der i dag på planteavlsbrugene tilføres mindre end 2 kg kvælstof, hvilket er mindre, end afgrøden bortfører.

Gødningsudnyttelsen er således forbedret væsentligt, men den politisk bestemte undergødsning, der stiger år for år, bevirker, at afgrøderne sulter, udbyttet og kvaliteten af afgrøderne er alt for ringe, og jorden udsultes for næringsstoffer.

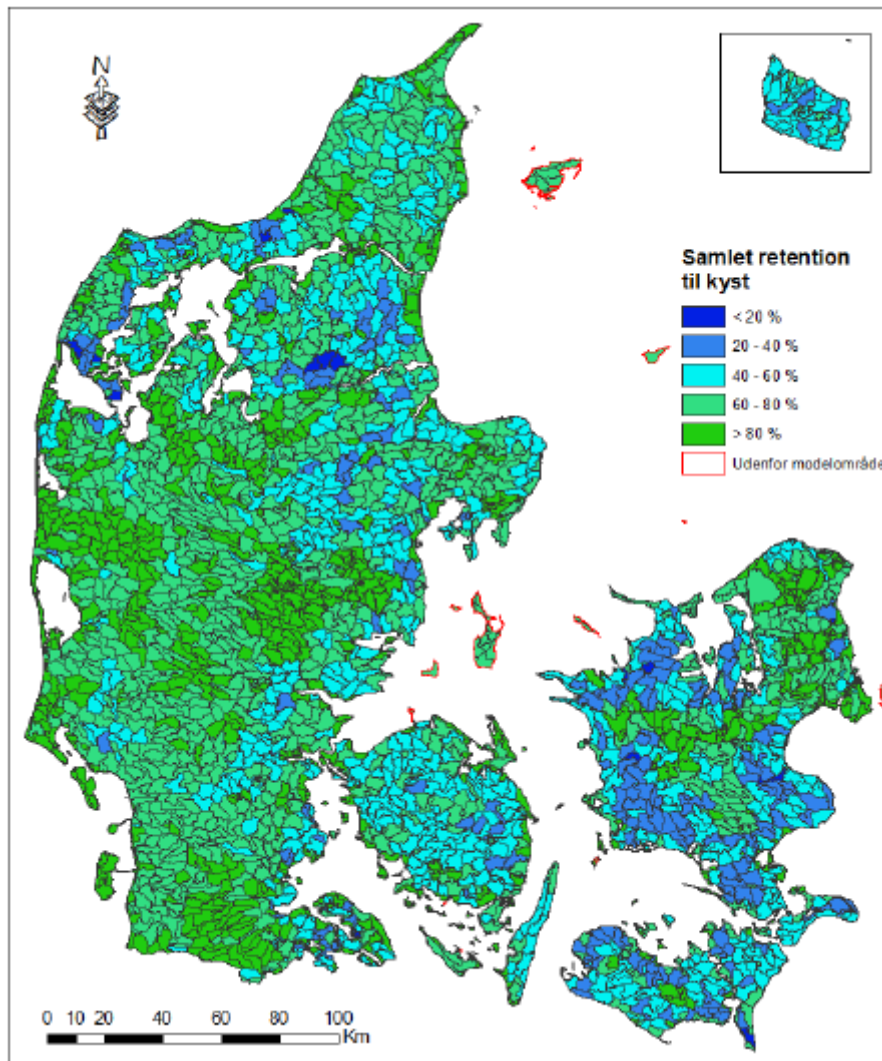
Mange arealer er derfor i en næringsstilstand, som blev beskrevet som udpining af professor Steenbjerg i sin lærebog i Planternes ernæring fra 1965 (Steenbjerg 1965): "Ved udpining af jord falder udbyttet, idet ugødet jord ved udpining forholder sig som langsomt virkende gødning". "Under udpiningen frigøres der en række plantenæringsstoffer, herunder kvælstof, fra jordens mineralske bestanddele, fra gødningsrester fra rod- og stubrester og fra humificerede plante- og dyrerester".

Det forhold, at der frigives plantetilgængeligt kvælstof fra jordens reserver, er en af årsagerne til, at der ikke er noget fast forhold mellem kvælstoftilførslen og det aktuelle kvælstofoverskud på en mark og den aktuelle udvaskning. Man kan derfor ikke bestemme kvælstofudvasknings størrelse som differencen mellem tilførsel og bortførelsen med afgrøderne. Derfor skal man, hvis man vil estimere udvaskningen af kvælstof fra en mark, enten gøre et forsøg på at måle den direkte eller benytte sig af modelberegninger. Ved bestemmelse af retentionskortet har man benyttet sig af to statistiske modeller; $N\text{-les}_3$ og $N\text{-les}_4$. $N\text{-les}_3$ er benyttet til at bestemme udvaskningen i første del af den behandlede periode, og $N\text{-les}_4$ i den sidste del af perioden. Begge modeller er bestemt ved en multipel regressionsanalyse af historiske data, der ikke er repræsentative for dagens dyrkningsbetingelser.

Indledning - Hvorfor er dette notat relevant?

En kommende målrettet regulering af landbrugets kvælstof- og arealanvendelse vil muligvis komme til at bygge på de retentionskort, der er offentliggjort i marts 2015 (Højberg, A. L. et al 2015). Kortene kan blive brugt til at bestemme, hvor meget kvælstof landmændene må tilføre deres afgrøder og til at fastsætte varierende krav til efterafgrøder samt andre målrettede tiltag og dermed indirekte indtjeningsmulighederne på landbrugsjorden.

Retentionskortet



Retentionskortet.

Det er derfor helt afgørende, at denne kortlægning er korrekt og bygger på sikker faglig viden. Hvis der er stor usikkerhed forbundet med udarbejdelsen af retentionskortet, vil det være forkert at bruge det til generel målrettet regulering.

Dette notat har til formål at beskrive den sikkerhed, hvormed retentionskortene bliver bestemt, og beskrivelsen er delt i 2 underafsnit:

1. En vurdering af de modeller der er anvendt til at bestemme retentionen.
2. En beskrivelse af de agronomiske forhold som har betydning for retentionens størrelse.

Der er i arbejdet med notatet identificeret en række felter, hvor der er behov for yderligere forskningsindsats for at afdække de usikkerheder, der knytter sig til udvaskningens og retentionens størrelse. Disse er nærmere beskrevet i Piil og Pedersen

Ad 1: Modeller brugt til at bestemme retentionen i dansk landbrugsjord, vist i retentionskortene

Model for det nye retentionskort

De nye retentionskort angiver hvor stor en procentdel af det kvælstof, der udvaskes fra marker og naturarealer, der fjernes, inden det når havet. Denne kvælstoffjernelse kaldes kvælstofretentionen. Kortet viser den gennemsnitlige kvælstofretention for hvert af 3.000 topografiske oplande på i gennemsnit 1.500 ha - de såkaldte ID15-oplande. Idet retentionen er opgjort som et gennemsnit for oplandet, kan retentionen variere betydeligt inden for oplandet. Retentionen for en enkelt mark i oplandet kan således afvige betydeligt fra den i retentionskortet opgjorte retention. Retentionen er beregnet med et nyudviklet modelsystem kaldet "den nationale kvælstofmodel".

Retentionsprocenten opdeles af den nationale kvælstofmodel i den retention, der sker i grundvandsystemet, og den retention der sker i overfladevand, dvs. søer, vandløb og vådområder, inden kvælstoffet når havet. Modelsystemet beregner altså en retentionsprocent i grundvandsystemet, en retentionsprocent i overfladevand og en samlet retentionsprocent. I det følgende vil der være fokus på den samlede retentionsprocent.

Retentionskortet angiver som nævnt, hvor stor en andel af kvælstoffet der fjernes, fra kvælstoffet udvaskes fra marken eller naturarealets rodzone, til det når det marine miljø. Forsimpelt kan retentionen således beskrives ved ligning 1.

$$(1) \text{Retention}\% = \left(1 - \frac{\text{Udledning til det marine miljø}}{\text{Udvaskning fra rodzonen}}\right) * 100$$

Hvis udledningen til en fjord er 100 tons, og der fra hele oplandet udvaskes 200 tons, vil retentionen således være 50 pct. Udvaskningen fra rodzonen beregnes med modellerne N-LES₃ og N-LES₄. Udledningen til det marine miljø kan måles ved at bestemme vandføring og kvælstofkoncentration ved hovedvandløbets udløb fra oplandet. I oplande, hvor udledningen ikke er målt, er den beregnet med den nationale kvælstofmodel. Da udledningen til det marine miljø også er påvirket af punktkilder, skal udledningen i ligning 1 korrigeres for punktkildebidraget, ligesom der skal korrigeres for retention under transporten i overfladevand i eventuelle nedstrøms ID15-oplande, som vandet passerer på vej til havet. Ligningen beskriver således, hvordan retentionen konceptuelt er beregnet, men kan ikke bruges til at beregne retentionen direkte, fordi de relevante korrektioner ikke indgår.

Retentionen kan beregnes direkte for større oplande, hvor kvælstofudledningen til havmiljøet er målt. Når retentionen skal beregnes i de meget mindre ID15-oplande, må retentionen i sådanne større oplande neddeles på de enkelte ID15-oplande. Dette gøres som nævnt med modelsystemet "den nationale kvælstofmodel". I den nationale kvælstofmodel indgår en række delmodeller, der kan bestemme:

- Udvaskningen fra rodzonen i oplandet
- Bidraget fra punktkilder og spredt bebyggelse
- Grundvandets strømningsveje i jorden og kvælstoffjernelse i grundvandet
- Kvælstoffjernelsen i vandløb, søer og vådområder.

De enkelte delmodeller i den nationale kvælstofmodel kobles på ID15 niveau og kalibreres på nationalt niveau, således at kalibreringen er ens for hele landet. De enkelte delmodeller er kort beskrevet her under.

Bestemmelse af udvaskningen fra rodzonen

Udvaskningen er beregnet med N-LES₃ i perioden 1990 til 2000 og med N-LES₄ modellen i perioden 2001 til 2011. Beregningerne for årlige udvaskninger foretages på markniveau og aggregeres i et grid på 500 x 500 m. N-LES modellerne og deres styrker og svagheder er beskrevet mere indgående andetsteds i dette notat.

Punktkilder

Da udledningen til det marine miljø også er påvirket af punktkilder, skal udledningen i ligning 1 korrigeres for punktkildebidraget. Korrektionen foretages ud fra data i det nationale fagdatacenter for punktkilder (Naturstyrelsen, Ringkøbing) og oplysninger om spredt bebyggelse fra BBR registeret.

Grundvandets strømningsveje i jorden og kvælstoffjernelse i grundvandet

Det udvaskede kvælstofs vej i grundvandssystemet bestemmes ved simuleringer i den nationale vandressource model (DK-modellen). DK-modellen er en hydrologisk model, der kan simulere vandets kredsløb på oplandsskala. Modellens opløsning er et grid på 500x500 m (Højberg et al., 2010). Kvælstofretentionen i grundvandet i et opland bestemmes ved at simulere vandets vej fra rodzone til vandløb i gridceller af 500 x 500 m. Modellen antager, at i den del af vandet, der passerer redoxgrænsen i jorden, fjernes nitraten fuldstændigt.

Placeringen af redoxgrænsen er bestemt i samme 500 x 500 m grid, som DK-modellen arbejder i. Gridet er baseret på mere end 10.000 borer i hele landet. I de gridceller, hvor der findes borer, er redoxgrænsen fastlagt ud fra disse borer. Der er dog ikke borer i alle gridceller. I de gridceller, hvor der ikke findes boringsdata, er redoxgrænsens placering tolket ud fra placeringen i nabocellerne og viden om cellens øvrige geologi. Redoxgrænsen er opgjort i syv dybdeintervaller: 0,1-1 m, 1-5 m, 5-10 m, 10-15 m, 15-30 m og 50-100 m.

Usikkerhed om kvælstofretentionen i grundvandssystemet

Der er naturligvis usikkerhed om bestemmelsen af vandets- og kvælstoffets transportveje i DK-modellen. Der er usikkerhed på de strømningsveje eller partikelbaner, der modelleres med i DK-modellen, men mere væsentligt er det formentligt, at redoxgrænsens beliggenhed ikke er særlig velundersøgt og kan variere betydeligt indenfor en meget mindre skala end det grid på 500x500 m, som de nationale kort er opgjort på. Højberg (2014) angiver usikkerheden på redoxgrænsens beliggenhed som en af de væsentligste udfordringer i projektet. Desuden tager den nationale kvælstofmodel kun den retention, der skyldes vandets passage af redoxgrænsen med i betragtning. Den kvælstofretention, der skyldes retention i rodzonen og den umættede zone, tages ikke direkte med i betragtning, men inddrages indirekte idet den påvirker modellens kalibrering. De forhold, der kan påvirke kvælstofretentionen i jordlagene over redoxgrænsen, er beskrevet i afsnittet "Jordbundsmæssige og agronomiske forhold".

Retention i overfladevand

Som beskrevet ovenfor er den totale retention i retentionskortet summen af den retention, der sker i overfladevand (søer, vandløb o.l.), og den retention der sker i grundvandssystemet, og således hele den retention der sker, når vandet er på vej fra rodzone til vandløb. Retentionen i søer, reetablerede vådområder og vandløb er beregnet ud fra en række empiriske sammenhænge.

Beregningen af retention i overfladevand sker, som følger: For hver ID15-opland er det ud fra et GIS-tema bestemt, hvor langt vandet løber, inden det når ud i det hovedvandløb, der leder vandet ud af ID15-oplandet, og hvor langt det løber i hovedvandløbet, inden det forlader ID15-oplandet. Hvis vandet løber gennem andre ID15-oplandes hovedvandløb på sin vej til havet, medregnes også retentionen i disse hovedvandløb. Herunder er det også bestemt, om vandet løber gennem en sø eller et re-etableret vådområde idet et eller flere af de ID15-oplande, som vandet passerer på vej til havet. Således beregnes den samlede overfladevandsretention, fra vandet når et vandløb, til det når havet.

For vandløb og søer er der på basis af målinger fra nogle typiske søer og vandløb opstillet simple empiriske sammenhænge imellem vandløbets eller søens egenskaber, og hvor meget kvælstof der fjernes under opholdet i vandløbet eller søen. Vandløb er opdelt i fire klasser, for hvilke retentionen er beregnet med samme grundformel. Der indgår dog forskellige parameterværdier i formlerne for de forskellige vandløbsklasser for at forklare forskellene i retention imellem forskellige typer af vandløb. Søer er opdelt i klasserne store og små søer, og retentionerne i disse beregnes med to forskellige formler.

Retentionen i overfladevand i et givent opland er således beregnet ved at bruge formlerne for kvælstofretention i forskellige typer af overfladevand.

Delmodellerne udgør tilsammen ”den nationale kvælstofmodel”

Ved at sammenkoble disse delmodeller kan kvælstofretentionen i hver ID15 polygon beregnes. I hver ID15-polygon beregnes udvaskningen ($N-LES_3$ og $N-LES_4$), hvordan vandet og kvælstoffet når frem til vandløbet (DK-modellen), hvor meget kvælstof der fjernes under transporten til vandløbssystemet (DK-modellen og redoxgrænsen), hvor meget kvælstof der fjernes i vandløbssystemet, og hvor meget kvælstof der tilføres til vandløbssystemet fra punktkilder (registreringer). Modellens resultat er både en retention i procent, og en opgørelse af hvor mange kg kvælstof der forlader ID15-oplande. Den nationale kvælstofmodel kan altså både beregne retentioner og belastninger til havet.

Kalibrering af modellen

I en række af de ligninger, der indgår i den nationale kvælstofmodels delmodeller, indgår der frie parametre. Værdierne af disse frie parametre kan ansættes ud fra erfaringstal, men kan også kalibreres, så modellen bedst simulerer den målte udledning til havmiljøet. Det vil altså sige, at man kører modellen med forskellige parameterværdier, indtil afvigelsen mellem de modellerede og de målte udledninger til havmiljøet er mindst mulige. På den måde sikres, at modellen bedst muligt simulerer de observationer, man har fra målinger. Man har valgt at kalibrere den nationale kvælstofmodel på et nationalt niveau. Det vil sige, at de frie parametre får samme værdier over hele landet.

Et af de væsentligste parametre, der er kalibreret, er redoxgrænsens dybde. Denne er kalibreret inden for de syv dybdeintervaller, som redoxgrænsen er opgjort for. Det vil sige, at kalibreringen ikke kan flytte redoxgrænsen ud over det dybdeinterval, hvor den er bestemt til at ligge, men kun kan flytte redoxgrænsens placering inden for det pågældende dybdeinterval. Der er kun sket en kalibrering for de gridceller, hvor der ikke er foretaget en faktisk boring. I alle gridceller, hvor der findes en eller flere boringer, er den målte værdi bibeholdt.

Kalibrering af disse frie parametre har ikke givet en rimelig overensstemmelse mellem de modellerede og de målte udledninger til havmiljøet. Derfor er der i den nationale kvælstofmodel indbygget korrektioner for tre terrænnære processer, der alle kalibreres:

- En korrektion af retentionsprocenten bestemt af forholdet mellem den faktiske vandløbslængde i oplandet i forhold til den vandløbslængde DK-modellen medregner. Det er nødvendigt, fordi DK-modellen kun inkluderer ca. 16.000 km af Danmarks 77.000 km vandløb, og retentionen i mindre grøfter derfor underestimeres.
- En faktor der multipliceres med andelen af groft sand i oplandet. Denne parameter tager højde for, at der i grovsandede oplande kan ske en større udveksling af vand mellem vandløb og ådalens vandmagasin og dermed en større retention.
- En faktor der beskriver vandets opholdstid i små grøfter i grovsandede oplande.

Disse parametre kalibreres på samme måde som de tidligere beskrevne kalibreringsparametre, således at de målte udledninger til havmiljøet beskrives bedst muligt af den nationale kvælstofmodel.

Biaskorrektion

Efter kalibreringen er det beregnet, hvor stor forskel der er imellem den modellerede og målte og udledning til vandmiljøet. Denne bias er analyseret, og det er fundet, at den kan opdeles i 10 geografisk sammenhængende biasregioner. I hver region er en biasfaktor bestemt, og retentionen korrigeres for denne. Korrektionen af retentionen med biaskorrektionen udføres i de umålte oplande, mens der i de målte oplande laves en såkaldt stationskorrektion, hvor det sikres, at modelresultaterne stemmer bedst muligt overens med de målte kvælstoftransporter.

Validering af modellen for retentionskortet

Data fra en række oplande, hvor kvælstoftransporten er målt, er ikke anvendt i udviklingsarbejdet med den nationale kvælstofmodel. Data fra disse oplande bruges i stedet til at validere modellen, og dermed det resulterende retentionskort, ved at se om modellen kan reproducere de målte tidsserier for udledning til vandmiljøet. Den nationale kvælstofmodel er dermed kalibreret, således at tidsserier af årlig kvælstoftransport i de målte oplande simuleres så præcist som muligt.

Retentionen i hvert ID15-opland beregnes ud fra den kalibrerede og biaskorrigerede model

Den kalibrerede og biaskorrigerede nationale kvælstofmodel anvendes til at beregne retentionen i de umålte ID15-oplande. Modellen bruges også til at beregne retentionen i de ID15-oplande, der indgår i et større målt opland, men som nævnt stationskorrigeres modellen i disse, således at der er overensstemmelse mellem den målte og beregnede kvælstoftransport for hele det målte opland.

Retentionskortet er udviklet og kalibreret på et udvalg af de målte oplande, og retentionen er beregnet for en årrække fra 1990 til 2011. Retentionen kan påvirkes af variationer i klimaet fra år til år, men retentionskortet angiver således en gennemsnitsretention for årene 1990 til 2011. Der er taget højde for ændringer i retentionen f.eks. ved reetablering af vådområder i nogle oplande ved beregning af denne gennemsnitsretention.

Retention i umålte oplande

Den nationale kvælstofmodel er som nævnt kalibreret, så den bedst muligt forudsiger de målte udledninger til det marine miljø. Udledningen bestemmes ved at måle kvælstoftransporten i vandløbene ved udmundingen til fjord eller hav, men for ca. halvdelen af landets areal er kvælstoftransporten i vandløb-

bene ikke målt. I disse områder beregnes retentionen med den nationale kvælstofmodel, med den kalibrering der er udviklet på de målte oplande.

Udledning fra umålte oplande

Når kvælstofbelastningen til havet opgøres i de umålte oplande, til brug for de nationale opgørelser i NOVANA programmet, sker det med en anden model, som er forskellig fra den nationale kvælstofmodel. Denne model er simplere end den nationale kvælstofmodel og modellerer kun kvælstof- og fosfortransporten i vandløbene. Med denne model beregnes kvælstoftransporten både i de oplande, der slet ikke er målt, og i de dele af målte oplande der ligger nedstrøms en målestation; f.eks. hvor målestationen er placeret langt opstrøms fra kysten. Det er vigtigt at notere sig, at disse modellerede kvælstoftransporter ikke indgår i den nationale kvælstofmodel. Den nationale kvælstofmodel beregner selv udledningen fra de umålte oplande, og de dele af de målte oplande der ligger nedstrøms en målestation.

Modellens skala

Skalaen for modellen er ID15-oplande, og retentionen kan ikke bestemmes på mindre skala end det enkelte ID15-opland. Den nationale kvælstofmodel er i skala begrænset af opløsningen i det baggrundsdata, der skal bruges i modellen. F.eks. den opløsning hvormed redoxgrænsen er bestemt. Ligeledes er skalaen i DK-modellen, der som beskrevet er en meget væsentlig delmodel i den nationale kvælstofmodel, begrænsende for den nedre skala, som modellen kan udvikles på. DK-modellen har som nævnt en opløsning på 500 x 500 meter. Det vil sige, at et gennemsnitligt ID15-opland indeholder 60 gridceller fra DK-modellen, men mindre oplande indeholder færre end det.

Det er væsentligt at understrege, at sikkerheden på den bestemte gennemsnitlige retention bliver større ved en større skala. Således kan den gennemsnitlige retention bestemmes mere præcist på store vandoplande, f.eks. hele Gudenå oplandet, end på ID15 skala. Usikkerheden på gennemsnitsretentionen vil således blive større med mindre skala. Til gengæld vil variationen i retentionsprocent, indenfor det opland hvor retentionen er bestemt, stige med større oplande. Valget af skala for modellen er således en afvejning imellem det hensyn, at gennemsnitsretentionsprocenten skal kunne bestemmes med en rimelig sikkerhed, og det hensyn at variationen indenfor oplandet omkring denne gennemsnitsretentionsprocent skal være så lille som mulig.

Modellens usikkerhed

Modellens usikkerhed er bestemt ved at undersøge, hvor meget modellens resultater afviger fra de målte udledninger til havmiljøet i hver biasregion. Ud fra disse afvigelser kan modellens sikkerhed estimeres for hver biasregion. På landsplan er gennemsnittet for den sikkerhed, hvormed retentionen er bestemt 21 procentpoint, men sikkerheden varierer fra 7 – 28 procentpoint mellem bias regioner (tabel 1). Bias regionernes geografiske placering fremgår af Højberg et al. (2015). Konsekvensen af denne usikkerhed er, at hvis retentionen i et opland i biasregion 3 bestemmes til 50 procent, vil den sande retention i oplandet med 95 procent sikkerhed være mellem 29 og 71 procent.

Tabel 1. Estimeret usikkerhed i retention i procentpoint for ID15 oplande i hver biasregion. Endvidere er antallet af målestationer (antal målte oplande), som beregningerne baserer sig på, angivet for hver region. (Efter Højberg et al. 2015)

Biasregion	1	2	3	4	5	7.2	7.3	7.4	8	9	Nationalt
2 x std. afv.	18	7	21	27	16	28	22	20	12	12	21
Antal målte oplande	4	8	45	22	37	18	38	7	7	3	189

Denne usikkerhed beskriver kun den nationale kvælstofmodels usikkerhed, under den forudsætning at delmodellen for udvaskning (N-LES₃ og N-LES₄) eller kvælstoftransporten i vandløbet ikke er behæftet med en systematisk bias. Usikkerheden er mindre følsom over for usikkerheder i de øvrige delmodeller, da en systematisk fejl i disse delmodeller blot vil omfordele retentionen mellem overfladevand og grundvand i modellen.

Af ovenstående fremgår, at den beregnede usikkerhed er den mindste usikkerhed, den nationale kvælstofmodel kan have, idet en eventuel systematisk bias i udvaskningsmodellen eller kvælstoftransporten ikke er inkluderet i usikkerhedsestimateret.

SEGES vurderer, at den målte kvælstoftransport i vandløbene er mere sikkert bestemt end udvaskningen beregnet med N-LES₃ og N-LES₄. Der foregår i forbindelse med GUDP projektet "Emissionsbaseret kvælstof- og arealregulering" et arbejde med at kvantificere usikkerheden ved målinger af kvælstoftransporten i forskellige typer af vandløb. Denne analyse vil være den hidtil mest detaljerede undersøgelse af sin art. Analysen er dog endnu ikke offentliggjort, og der kan derfor endnu ikke laves en vurdering, af hvor stor en usikkerhed bestemmelsen af kvælstoftransport i vandløbene bidrager med til den nationale kvælstofmodel. Derfor vurderes i det følgende kun de modelberegninger, der ligger til grund for estimateret for udvaskningen fra rodzonen.

N-LES₃ og N-LES₄

Udvasknings størrelse i hvert opland er bestemt med udvaskningsmodellerne N-LES₃ og N-LES₄. Det fremgår af ligning 1, at hvis modellerne underestimerer udvaskningen, vil retentionen også være underestimeret, og hvis modellerne overestimerer udvaskningen, vil retentionen ligeledes være overestimeret. Det er altså relevant at spørge, om de anvendte modeller kan prædiktere udvaskningen med tilstrækkelig sikkerhed? Især er det relevant at undersøge, om der er systematiske forskelle i N-LES modellernes udvaskningsprædiktion imellem landsdele eller grupper af oplande, f.eks. begrundet i forskellige jordtyper, nedbørsforhold eller typiske sædskifter? Hvis dette er tilfældet, vil det medføre en skævvridning i retention imellem oplande eller landsdele.

N-LES modellerne er empiriske modeller, der fastlægger en statistisk sammenhæng imellem udvaskninger målte med sugeceller eller i dræn, og de dyrkningsmæssige og naturgivne forhold på et areal; herunder afgrøde, jordtype, afstrømning, kvælstoftilførsel etc. En komplet liste over de parametre, der indgår i modellerne i deres nuværende form, kan findes i Simmelsgaard et al. (2000) og Kristensen et al. (2003) (N-LES₃) samt Kristensen et al. (2008) (N-LES₄). Hvis de i modellerne benyttede variable er kendte, kan N-LES modellerne prædiktere en udvaskning typisk for et sådan areal. Det skal bemærkes, at N-LES₄-modellen ikke inddrager høstudbytter i vurderingen af udvaskningen - herunder proteinindholdet i kornet og kvælstofindholdet i halmen. Effekten af høstudbytter placeres i N-LES₄ i parametrene for de enkelte afgrøder og for jordtyperne, idet høstudbytterne, og dermed kvælstoffraførslen, afhænger af den dyrkede afgrøde, og hvilken jordtype den dyrkes på.

Datagrundlag for N-LES modellerne

N-LES modellerne er udviklet både på udvaskningsdata bestemt ud fra sugecellemålinger og på udvaskningsdata bestemt ud fra kvælstoftabet gennem dræn. Data stammer både fra forsøgsarealer under Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi (det tidligere Statens Planteavlsvforsøg og Danmarks JordbrugsForskning), samt fra Landovervågningsoplandene (LOOP), hvor der er placeret sugeceller i et antal marker i almindelig markdrift. LOOP overvågningen administreres af Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.

Data, hvor udvaskningen er bestemt ved målinger af kvælstoftabet gennem dræn, er typisk ældre data, mens sugecellemålinger har været standard teknikken i de sidste årtier - både på drænedede og udrænedede arealer. Derfor domineres datasættet også af data fra sugeceller, og relativt set indgår kun få målinger, hvor kvælstoftabet er opgjort ved at måle i dræn. Det er en forudsætning for en korrekt parametrisering af N-LES modellerne, og dermed for en korrekt prædiktion af en ukendt udvaskning, at de udvaskningsdata, som N-LES modellerne er udviklet på, er retvisende. I sugecellemålinger under markforhold måles kvælstofkoncentrationen i jordvandet og multipliceres med en vandafstrømning, der er modelberegnet (se også afsnittet om de agrologiske faktorer for en diskussion af rodzonevandets indhold af nitrat). Det er derfor afgørende, at vandafstrømningen modelleres korrekt. Afstrømningsdata modelleres typisk med modelsystemet DAISY. Vandbalancen, og dermed afstrømningen, er i disse modeller meget påvirkelig af afgrødens rodtybde. Denne er oftest ikke kendt, og derfor kan der være en betydelig usikkerhed på de bestemte udvaskninger. Problemet er, at det er vanskeligt at validere de beregnede afstrømninger for det begrænsede område, hvor sugecellerne er placeret. Vandbalancen kan kun valideres for et større opland, som diskuteres af Plauborg et al. (2002), idet balancen valideres ved at måle afstrømningen fra oplandet gennem vandløb og sammenholde det med modellerede afstrømninger for alle marker i oplandet. Det giver mulighed for fejl i fordelingerne af afstrømningerne mellem marker inden for oplandet og inden for den enkelte mark og således for fejl i opgørelsen af udvaskningens størrelse på den enkelte mark.

Placering af sugeceller ved bestemmelse af udvaskningen

Placeringen af sugecellerne i marken kan muligvis også påvirke udvaskningsresultaterne, fordi jordvandets kvælstofkoncentration kan være lavere på steder i marken, hvor denitrifikationen er høj. F.eks. er der rejst tvivl om, om sugecellernes horisontale placering i forhold til dræn kan påvirke de målte jordvandskoncentrationer, således at der måles andre koncentrationer i sugeceller placeret midt mellem to dræn end i sugeceller placeret umiddelbart ved siden af drænet. Koncentrationerne kan tænkes både at være højere og lavere nær drænet end midt mellem drænene. Højere fordi vandspejlet midt mellem drænene står højere end nær drænet, hvorfor der vil være dårligere forhold for denitrifikation nær drænet. Lavere fordi sugecellen nær drænet modtager vand, der er en blanding af vand, der er strømmet ned fra rodzonen umiddelbart over sugecellen, og vand der er strømmet ned gennem jordlagene midt mellem drænene og derefter horisontalt ud mod drænet og således har en længere transportvej, inden det når sugecellen. Ligeledes kan afstrømningen nær og midt mellem drænene muligvis være forskellige. En vurdering af betydningen af disse forhold vanskeliggøres af, at man ofte ikke kender den andel af afstrømningen, der løber henholdsvis i drænet og forbi drænet. Man ved dog, at andelen kan være meget variabel, og andelen vil formentlig heller ikke være ens midt mellem to dræn og nær drænet.

Der findes i dag ikke et datasæt, der kan belyse, om der er forskel i de koncentrationer, der måles med sugeceller henholdsvis nær dræn eller midt mellem dræn. Et sådant datasæt skal indeholde data fra sugeceller i forskellige afstande fra drænet, således at det kan evalueres, om der er en gradient i jordvandskoncentrationerne, der afhænger af afstanden fra drænet. Der er i forbindelse med valideringen af N-LES₃ (Larsen og Kristensen, 2007) gennemført en analyse af, hvor stor en andel af variationen i en udvaskningsmåling der kan tilskrives variationen inden for en mark, herunder hvad variationen mellem enkelte sugeceller er. Her blev det vist at ca. en tredjedel af den variation, som modellen ikke kan forklare (restvariationen), skyldes variation i marken - herunder variation mellem sugeceller. Variationen indenfor en mark skyldes dog også andet end variation imellem sugeceller, og der kan ikke på det foreliggende datasæt laves nogen analyse af betydningen af sugecellernes placering i forhold til drænene. Hvis effekten af placering af sugeceller i forhold til dræn skal kunne kvantificeres, skal der udføres forsøg med sugeceller i en homogen jord i forskellige afstande fra drænene.

Afstrømningen er central i N-LES

I N-LES modellerne er afstrømningens størrelse et af de drivende parametre, der bestemmer udvaskningens størrelse, og disse afstrømninger må, som beskrevet ovenfor, modelberegnes. Modelberegnete afstrømninger indgår således både i bestemmelsen af de udvaskninger, som N-LES₃ og N-LES₄ modellerne er udviklet på, og er samtidig en drivende parameter i modellen. Afstrømningen, og usikkerheden på den bestemmelse, indgår således på begge sider af lighedstegnet i modellen, og dette kan medføre en bedre korrelation imellem udvaskning og afstrømning, end hvis udvaskningen kunne bestemmes uafhængigt af afstrømningen. Dette er dog ikke praktisk muligt, idet udvaskningen er produktet af kvælstofkoncentrationen i jordvandet og afstrømningen fra arealet, og det er således nødvendigt at bestemme både koncentration og afstrømning. Under markforhold kan afstrømningen kun bestemmes ved modelberegninger.

De usikkerheder, der er knyttet til de afstrømninger og det sugecelledata, som N-LES modellerne er udviklet på, knytter sig ikke kun til N-LES datasættet, men til sugecellemålinger i almindelighed. Kun i lysimetre kan kvælstofudvaskningen måles direkte med kontrol af både den afstrømmende vandmængde og kvælstofkoncentration i det afstrømmende vand, men lysimetre repræsenterer på mange andre måder ikke forholdene i en mark i almindelig dyrkning.

Validering af N-LES modellerne

Der er i 2007 gennemført en validering af N-LES₃ modellen (Larsen og Kristensen, 2007). Da der ikke er uafhængige data til rådighed for en validering, som ikke har været inddraget i udarbejdelsen af modellen, er N-LES₃ modellen valideret ved forskellige opdelinger af det datasæt, den er udviklet på. For hver opdeling er N-LES₃ modellen parametriseret på et sæt data, og valideret på den del der er udeladt fra parametriseringen. Valideringen viser, at N-LES₃ modellens parametre, på nær den indførte teknologieffekt, er stabile. N-LES₃ modellen prædikerer udvaskningen for en enkelt mark med en sikkerhed indenfor 20 – 40 procent af den prædikterede udvaskning og for et gennemsnit af flere marker med en sikkerhed på 10 – 30 procent af den prædikterede udvaskning (Larsen og Kristensen 2007). Generelt stiger den absolutte usikkerhed på modellens prædiktioner med udvaskningens størrelse. Desuden skal det bemærkes, at N-LES₃ modellen har vanskeligt ved at håndtere udvaskningen efter ompløjning af græs (Simmelsgaard et al., 2000). Der er ikke på samme vis udført en systematisk validering af N-LES₄ modellen, men der er dog udarbejdet en mindre validering som en del af udviklingen af N-LES₄.

Det er væsentligt at bemærke, at både N-LES₃ og N-LES₄ er udviklet på data af ældre dato. N-LES₃ modellen er udviklet på data, der i tid spænder fra 1970'erne og frem til 2001, og N-LES₄ på data der spænder fra 1970'erne frem til 2004. Begge N-LES modellerne er således parametriseret på data, der er indhentet under en anden landbrugspraksis end den nugældende, hvor der blandt andet var et helt andet gødningsregime end i dag. Modellen er så at sige bagud i tid i forhold til den nuværende landbrugspraksis. For at opnå en validering, der kan belyse modellens anvendelighed i den nugældende situation, vil det være nødvendigt at validere modellen på nyere data. Dette gælder både N-LES₃ og N-LES₄ modellen. Der er dog ikke tilstrækkelig mange nye data til rådighed for en sådan validering. Det skyldes at et sådant validering datasæt skal dække mange jordtyper, afgrøder og dyrkningsforhold, være indsamlet i de senere år under en dansk gødsugning og reguleringspraksis, og ikke indgå i det datagrundlag som N-LES₄ modellen er udviklet på. På grund af mangel på nyere data er det således ikke muligt at kvantificere, hvad regimeskiftet fra overgødsugning til undergødsugning betyder for N-LES₄ modellens evne til at prædikere en ukendt udvaskning under det nuværende gødskningsregime.

I valideringen af N-LES₃ var en af undersøgelserne at estimere modelparametrene på baggrund af data fra 1972-1990 og se på denne models evne til at forudsige data fra 1991-2002. Denne model var

relativt dårligt til at forudsige data fra 1991-2002. Det kan skyldes, at datasættet 1972-1990 er relativt lille (381 observationer) (Larsen og Kristensen, 2007), eller at modellen har vanskeligt ved at håndtere de ændringer i udvaskningen, der skyldes ændringer i landbrugspraksis over tid, herunder regimeskiftet fra overgødskning til undergødskning.

Alternative udvaskningsmodeller

I 2005 gennemførte Landscenteret en sammenligning af forskellige udvaskningsmodeller, for at af-dække modellernes styrker og svagheder (Knudsen og Østergaard, 2005). Modellerne DAISY-standard, SKEP-DAISY, FASSET, N-LES₁ og N-LES₃ blev sammenlignet. Alle udvasknings modellerne rammer generelt samme niveau for udvaskningen, men kvantificerer ikke effekterne af efterafgrøder, jordtype, øget nedbør og forskellige andre faktorer ens. Modellerne er naturligvis blevet videreudviklet i de sidste 10 år, og man skal derfor være forsigtig med uden videre at overføre konklusionerne fra rapporten til nyere versioner af modellerne. Der er dog ikke siden 2005 gennemført tilsvarende sammenligninger. På det foreliggende grundlag er der ikke noget, der taler for, at anvendelse af en anden udvaskningsmodel end N-LES₃ og N-LES₄ modellerne vil give markant andre resultater for udvaskningen. Det skal dog bemærkes, at modellernes respons på øget nedbør er markant forskellig. Øget nedbør giver en øget udvaskning på både sand- og lerjord i N-LES og FASSET, mens øget nedbør giver mindre udvaskning i DAISY-standard og SKEP-DAISY, fordi den øgede nedbør i disse modeller medfører bedre vækstbetingelser og dermed større fraførsel af kvælstof med afgrøden (Knudsen og Østergaard, 2005). Den modellerede tilgængelige pulje for udvaskning bliver således mindre i DAISY og SKEP-DAISY, og dette medfører den lavere udvaskning. Denne effekt må dog afhænge af timingen af nedbøren over året i de modellerede nedbørsscenarier.

I sammenligningen af udvaskningsmodeller fra 2005 er marginaludvaskninger på ler- og sandjord bestemt for de enkelte modeller. De med N-LES₃ beregnede marginaludvaskninger falder for båd ler og sandjord midt mellem de andre modellers forudsigelser af marginaludvaskningen. Bemærk dog at de modelberegneede marginal udvaskninger er højere end hvad SEGES vurderer der er typisk ved den nugældende landbrugspraksis, også for N-LES₃. For merudvaskningen ved mertilførsel af gylle i form af 1 DE svinegylle falder resultatet for N-LES₃ også midt mellem de andre modellers forudsigelser (Knudsen og Østergaard, 2005). De beregnede marginaludvaskninger og merudvaskningen fra 1 DE svinegylle pr. ha fremgår af tabel 2. Senere sammenligninger af N-LES₃ og N-LES₄ har vist at marginal udvaskningerne i N-LES₄ er lavere end i N-LES₃.

Tabel 2. Marginal udvaskning og merudvaskningen fra 1 DE svinegylle pr. ha. Bemærk at de modelberegneede marginal udvaskninger er højere end hvad SEGES vurderer der er typisk ved den nugældende landbrugspraksis, også for N-LES₃. Efter Knudsen og Østergaard (2005)

Jordtype	Marginaludvaskning af handelsgødning (kg N udvasket pr. kg N tilført)		Merudvaskning fra svinegylle 1 DE/ha (kg N pr. ha)	
	JB3	JB6	JB3	JB6
DAISY standard	0,6	0,5	8	5
SKEP-DAISY	0,6	0,3	7	4
FASSET	0,2	0,1	10	7
N-LES ₃	0,4	0,3	6	4

Sammenligning af målte og beregnede udvaskninger

For at undersøge om N-LES modellen rammer det korrekte udvaskningsniveau på forskellige jordtyper, må der foretages sammenligninger mellem måldata og N-LES beregnede udvaskninger. En

sådan sammenligning kan ikke foretages på enkelte marker, da N-LES modellerne ikke prædikerer udvaskningen på enkelte marker godt på grund af stor heterogenitet mellem marker. En sammenligning kan derfor foretages for en gruppe af marker, hvor udvaskningen er målt, og der er N-LES beregninger for samme marker.

Tabel 3. Gennemsnitlige målte og observerede udvaskninger på stationsmarker i landovervågningsoplandene i årene 1990 – 2004. Model beregningerne er gennemført med N-LES₄. Efter Kristensen et al. (2008)

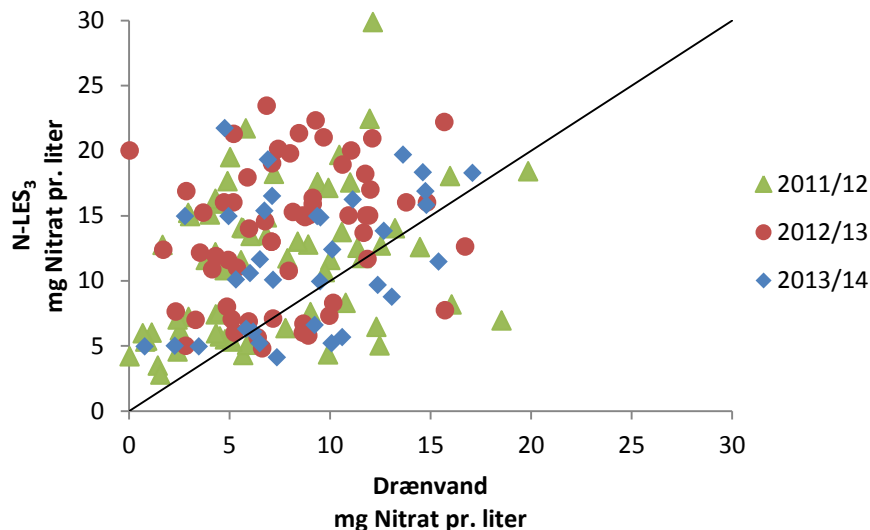
	Jordtype	Antal obs.	Målt udvaskning (gns) (kg N pr. ha)	Beregnet udvaskning N-LES₄ (gns) (kg N pr. ha)
Loop 1	Ler	81	31	39
Loop 3	Ler	56	57	65
Loop 4	Ler	84	39	53
Loop 2	Sand	82	80	78
Loop 6	Sand	106	101	87

Der findes kun få datasæt, hvor der er målt udvaskning for en gruppe af marker og udført samtidige N-LES₄ modelleringer af udvaskningen. En tilgængelig dataserie, der både dækker sand- og lerjordsoplande, stammer fra landovervågningsoplandene (LOOP), der monitoreres som en del af NOVANA programmet (Blicher-Mathiesen et al. 2013). De gennemsnitlige målte og observerede udvaskninger for stationsmarkerne i hvert landovervågningsopland over årene 1990 – 2004 er vist i tabel 3. For de to sandjordsoplande, LOOP 2 og LOOP 6, ligger de målte udvaskninger over eller på niveau med de modelberegnete udvaskninger. Årsagen til de lavere målte udvaskninger på LOOP 6, i forhold til N-LES₄ beregningerne, kan muligvis være, at der på LOOP 6 er en meget stor retention grundet reducerende forhold i undergrunden, og noget af denne retention muligvis sker i rodzonen. For de tre lerjordsoplande, LOOP 1, LOOP 3 og LOOP 4, ligger de N-LES₄ beregnede udvaskninger over de målte udvaskninger. Det viser, at N-LES₄ overvurderer udvaskningen i de lerjordsdominerede LOOP oplande. Da LOOP data stammer fra få stationsmarker i hvert LOOP opland, er det ud fra dette data ikke muligt at vurdere, om N-LES₄ generelt overvurderer udvaskningen på lerjord, men det bør undersøges nærmere, om det er tilfældet. Dette kan f.eks. gøres ved at undersøge, om det også er tilfældet på forsøgsarealerne ved Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi. En analyse, af om N-LES₄ generelt overvurderer udvaskningen på lerjord, vil blive behandlet i det pågående arbejde med udvikling af en opdatering af N-LES₄ modellen til N-LES₅. Dette arbejde forventes afsluttet ultimo 2016.

Sammenligning af beregnede udvaskninger med landbrugets drænvandsundersøgelser

I landbrugets egne drænvandsundersøgelser er nitratkoncentrationen i dræn på højbundsjord, der ikke er vandførende om sommeren, sammenlignet med N-LES₃ beregnede jordvandskoncentrationer. Denne sammenligning er vist i figur 1. Som det fremgår af figur 1, er kvælstofkoncentrationerne modelleret med N-LES₃ i alle årene betydeligt højere end de målte koncentrationer i drænvandet. De målte koncentrationer udgjorde i gennemsnit 72 procent af de N-LES₃ beregnede værdier. Sammenhængen mellem N-LES₃ resultaterne og de målte koncentrationer er meget svag, og korrelationen mellem dem forklarer kun 5 procent af variationen i data (Kendall $\tau^2 = 0,05$). Korrelationen er heller ikke signifikant, omend det er meget tæt på (Kendall $\tau = 0,22$, $p = 0,052$). En del af den manglende korrelation skyldes, at forklaringsgraden i N-LES₃ modellen er ca. 53 procent (Kristensen et al. 2003), hvilket medfører, at 47 procent af variationen ikke forklares af N-LES₃ modellen. Det kan dog stadig ud fra figur 1 konkluderes, at enten regner N-LES₃ modellen for højt, eller også sker der kvælstofreduktion i rodzonen, inden vandet løber i drænet. En reduktion af jordvandskoncentrationen, inden vandet

løber i dræneene, har tidligere været vist i det langvarige gødningsforsøg ved forsøgsstationen i Rothamsted i England (Gouldings et al., 2000). Formentlig kan det observerede mønster forklares af en kombination af, at N-LES₃ modellen regner for højt i nogle situationer, og at der sker reduktion inden vandet løber i drænet. Det er dog ikke ud fra det foreliggende datasæt muligt, at skille effekten af kvælstofreduktionen i rodzonen og effekten af at N-LES₃ modellen muligvis regner for højt.



Figur 1. Korrelation mellem den målte koncentration af nitrat-N i drænvand og koncentration af nitrat-N i rodzonevand modelleret med N-LES₃. Kun prøvesteder på højbund, hvor der ikke løber vand i dræneene om sommeren, er medtaget. Linjen viser en 1:1 overensstemmelse mellem drænvand og N-LES₃ beregnede koncentrationer.

Sammenligning mellem beregnede nationale udvaskninger og målte udledninger til vandmiljøet

På landsplan er udledningen til havmiljøet fra diffuse kilder i årrækken 2005 til 2012 faldet med ca. 10.000 tons [konfidensinterval: 5.900;15.900] (Windolf et al. 2013). Til sammenligning er de nationale udvaskninger beregnet med N-LES₄ og SKEP/DAISY stort set stabile i perioden 2007 – 2011 (høstår) (Børgesen et al., 2013). Det skal dog bemærkes, at perioden med beregnet udvaskning to år kortere end opgørelsen af udledningen, samt at der i visse områder af Danmark kan være en forsinkelse, fra at kvælstoffet udvaskes, til det når frem til fjorden. Denne kan variere fra få år til årtier, men for landet som helhed når det meste kvælstof relativt hurtigt frem til det marine miljø (få år). Desuden er klimanormaliseringen af udvaskningen (N-LES og SKEP/DAISY) og udledning til havet ikke foretaget på samme måde. Af disse grunde er tallene ikke fuldstændigt sammenlignelige.

En konstant udvaskning og en samtidig faldende kvælstofudledning indikerer dog, at N-LES₄ har vanskeligt ved at beskrive udviklingen i udvaskningen over tid særligt præcist, da retentionen næppe har ændret sig væsentligt over det tidsrum, som udledningen er beskrevet for. Det vil være interessant at lave en sådan sammenligning for en længere tidsserie, der er direkte sammenlignelig. Egnede data til at lave en sådan sammenligning er dog ikke publicerede for nuværende. Det er, set i forhold til den nationale kvælstofmodel, problematisk hvis N-LES₄ ikke kan beskrive ændringen over årene præcist, fordi den beregnede retention i den nationale kvælstofmodel netop er afhængig af, at udvaskningen er kendt for hvert år i en 20 årig periode, jfr. ligning 1.

Konsekvenser af systematisk usikkerhed i N-LES beregningen

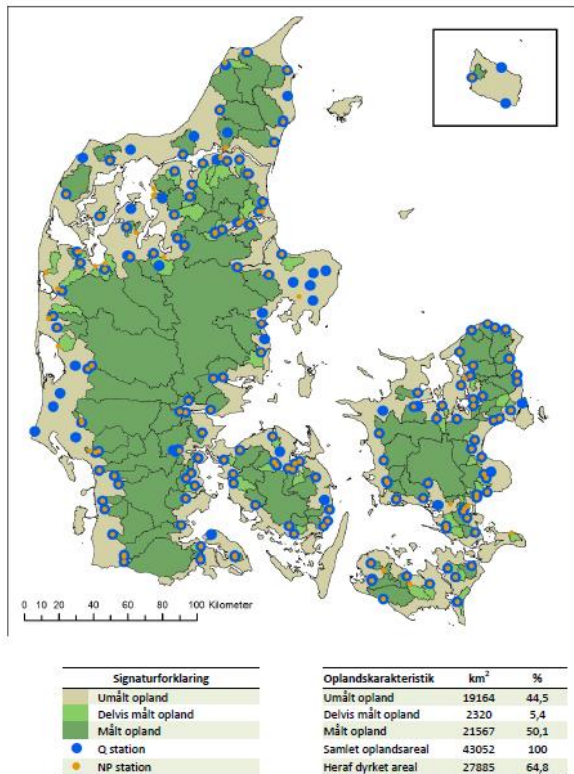
Retentionen i et opland opstrøms en vandløbsmålestation kan beregnes ud fra ligning 1, når der korrigeres for punktkilder. Der er en usikkerhed knyttet til både den beregnede udvaskning, til bestemmelsen af kvælstoftransporten i vandløbet og til korrektionen for punktkilder. Usikkerheden vurderes som beskrevet at være størst på beregningen af udvaskningen, mens bestemmelsen af kvælstoftransporten i vandløbet formentlig er behæftet med mindre usikkerhed (en nærmere analyse pågår som nævnt i GUDP regi), i de oplande hvor transporten er målt.

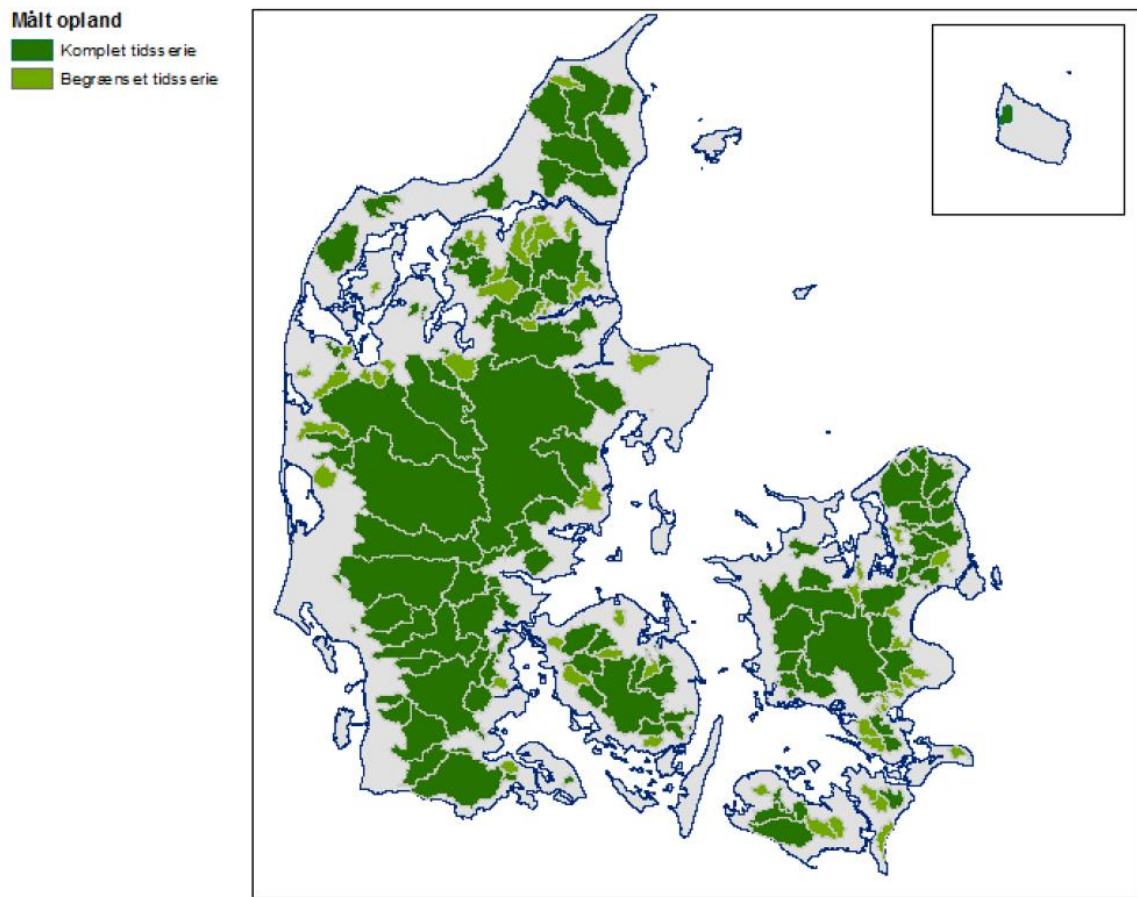
For at demonstrere, hvad usikkerheden på udvaskningsberegningen betyder for den bestemte retention, kan der tages udgangspunkt i et opland, hvor hovedvandløbet udleder direkte til havet, hvor der ikke er punktkilder, og hvor retentionen er bestemt til 20 procent. Hvis man antager, at usikkerheden på udvaskningsestimatet fra N-LES modellerne i oplandet er ± 20 procent, vil retentionen ligge i intervallet 0 – 33 procent i henhold til ligning 1. Ved høje retentioner falder den relative betydningen af usikkerheden på udvaskningsestimatet. I et opland med en retention på 80 procent vil en usikkerhed på 20 procent i udvaskningsestimatet medføre, at retentionen kan være 75 – 83 procent. Da dette regneeksempel er udført på ligning 1, som er en meget simplere model for retentionen, skal resultaterne ikke tages bogstaveligt, men det tjener til at illustrere, at der ved lave udvaskninger er en større effekt af samme relative usikkerhed på den N-LES beregnede udvaskning.

Ad 2: Jordbundsmæssige og agronomiske forhold, som har betydning for retentionen

I alt 344 målestationer har været inddraget i udviklingen af modellerne bag retentionskortet. 183 er benyttet til kalibrering, 106 til validering, resten er ikke medtaget i kalibrering/validering, da de arealmæssigt udgør en stor delmængde af øvrige stationer, de er dog medtaget i beregning af usikkerheden. (Højbjerg, 2015). Se afsnit 1 om modeller.

Målestationernes placering fremgår af dette kort (Windolf et al 2013):





Målte (grønne) og umålte (grå) oplande.

Fordelingen af retentionen mellem de ca. 3000 ID15-oplande er sket med den såkaldte DK-model, der bygger på viden om redoxgrænsens beliggenhed og en såkaldt partikelbanemodell. Redoxgrænsen er bestemt ved borer. Tilsammen giver det et bud på størrelsen af retentionen. Altså hvor stor en andel af det fra rodzonen udvaskede nitrat der forsvinder på dets vej fra rodzonen (ca. 1 m's dybde), til det når frem til kystvandene. Kortet viser den samlede retention i jorden og i vandløb og søer, men ikke den nitratreduktion der sker i rodzonen.

Retentionen i rodzonen skal i princippet indgå i den anvendte udvaskningsmodell. Men dyrkningen har også betydning for kvælstoffjernelsen under 1 m's dybde. Dels fordi rødderne mange steder når længere ned, og dels fordi der nedvaskes lettilgængelige kulstofforbindelser, fra organiske gødninger og afgrøderester, som fremmer den biologiske denitrifikation.

Med de agronomiske forhold menes i denne skrivelse det, der sker i rodzonen, og herunder de forhold som landmanden har indflydelse på.

En stor del af denitrifikationen sker i den umættede zone, herunder i rodzonen, og den kan variere fra næsten ingenting, til at alt tilgængeligt nitrat bliver omsat til luftformigt kvælstof.

I 1980'erne blev størrelsen af denitrifikationen bestemt på Roskilde Forsøgsstation, hvor der på årsbasis blev fundet tab på mellem 6 og 114 kg kvælstof pr. ha, afhængigt af bl.a. kvælstoftilførsel og gød-

ningstype. Den største denitrifikation blev fundet, hvor der var anvendt husdyrgødning. (Ernstsen, 2005). Med den forbedring, der er sket siden 1980'erne, må det formodes, at risikoen for så store tab er mindre i dag end den gang, men spændet i de målte denitrifikationer viser hvor variabel denitrifikation i jorden kan være. I N-LES₃ og N-LES₄ modellerne indregnes denitrifikation indirekte, fordi den påvirker den målte udvaskning, men der indgår ikke et selvstændigt denitrifikations parameter.

Nitratreduktionen i rodzonen er bl.a. bestemt af følgende forhold, placeret efter skønnet aftagende betydning

Indholdet af nitrat i rodzonevandet

Der sker naturligvis kun en omsætning af nitrat, hvis der er nitrat til stede i rodzonen. Ved udarbejdelsen af retentionskortet er kvælstofudvaskningen - og dermed i princippet også nitratindholdet - bestemt med to versioner af udvaskningsmodellen N-LES. (N-LES₃ og N-LES₄) ud fra viden om afgrødesammensætningen, gødskning af disse m.v.

Der ikke er fuldt kendskab til, hvornår gødningen er udbragt (forår kontra efterår f.eks.), og den tidsmæssige variation hen over året i nitratindholdet/-koncentrationen i jordvæsken indgår derfor ikke i modellen som en betydende parameter.

Følgelig er der ikke ved fastlægningen af retentionskortene taget hensyn til andre variationer i nitratudvaskningen end dem, der er beskrevet af N-les modellerne. Men nitratindholdet kan variere meget over kort tid, som følge af hvornår gødningen er udbragt og ikke mindst som følge af midlertidig vandmætning af jorden og variationer i mængden af letomsætteligt organisk stof som følge af efterladte afgrøderester, pløjedato m.v.

Man taler i øvrigt også om en koblet nitrifikation/denitrifikation. Nemlig det forhold at der under nitrifikationen (omsætning af ammonium til nitrat) er et så stort forbrug af ilt, at der opstår en iltfri lomme, hvor der, umiddelbart efter at ammonium er omsat til nitrat, sker en denitrifikation, så slutproduktet er frit kvælstof og vand.

Itindholdet i jorden, bl.a. bestemt af afvandingsstatus

Nitratreduktionen foregår under iltfattige forhold. Iltfattige forhold forekommer i den mættede zone, men også i såkaldte "hot spots" i den umættede zone. De opstår, hvis jordens porer bliver vandfyldte, og der samtidig er organisk stof, som omsættes under brug af ilt og nitrat. Man taler både om mikro- og makroporer. Denitrifikationen sker først og fremmest i mikroporerne, der først bliver vandfyldte, mens makroporerne først bliver vandfyldte, hvis jorden er helt vandmættet. Denitrifikationen kan punktvis bevirke, at alt tilgængeligt nitrat bliver reduceret til luftformigt kvælstof. Risikoen for perioder med vandmættet jord er mindst, hvis jorden er veldrænet.

Modellerne bygger på 1.467 måledata, og der indgår mange år, mange steder osv. Derfor mener man, at man rammer gennemsnitsforhold for lerjorde og for sandjorde, men man rammer ikke forholdene på den aktuelle mark. Derfor er der angivet aggregerede resultater for ca. 1.500 ha.

På den enkelte mark, hvorfra dataene bag det udarbejdede retentionskort stammer, er jordens afvandingsstatus i måleperioden medbestemmende for den beregnede retention. Hvis jordens afvandingsstatus forbedres f.eks. ved dræning, vil det medføre større iltadgang til jorden og dermed en mindre retention. Det medfører imidlertid ikke nødvendigvis et større tab af kvælstof til vandmiljøet, fordi bedre afvanding også medfører højere udbytte og en bedre næringsstoffusholdning.

Mængden af letomsætteligt organisk materiale

Planterester, exudater fra planternes rødder, tilført organisk stof i husdyrgødning, nedmuldede efterafgrøder, afgrøderester m.v. giver anledning til en berigelse af jorden med letomsætteligt organisk stof. Vibeke Ernsten skriver: "Som nævnt antages organisk stof at spille en meget betydelig rolle for nitrat-

reduktionen under umættede forhold. Hittidige undersøgelsesresultater viser da også, at det største potentiale for nitratreduktion knytter sig til det øverste jordlag, hvor der løbende sker en berigelse med organisk stof. Denne zone svarer nogenlunde til dybden af rodzonen, der for typiske danske afgrøder udgør de øverste 50-100 cm. Herefter aftager potentialet for nitratreduktion betydeligt og vil i høj grad afhænge af tilførslen af opløst organisk stof.” (Ernstsen 2005).

Da N-LES modellerne bygger på en regressionsanalyse af forskellige faktorerers betydning for kvælstofudvaskningens størrelse, er tilført organisk stof til jorden i princippet med i modelgrundlaget, men der er ikke taget højde for alle variationer mellem markerne, f.eks. med hensyn til hvornår det organiske stof er nedbragt i jorden.

Temperaturen

Som alle andre biologiske processer er hastigheden af denitrifikationen afhængig af temperaturen. I henhold til Thorup-Kristensen (2015) har stigende temperatur større betydning for hastigheden af denitrifikationen end for de fleste andre biologiske processer i jorden.

Rodzonen udstrækning (roddybden)

Man regner ofte med, at roddybden maksimalt er 1 m, men i virkeligheden er den for mange afgrøder og på nogle jordtyper (f.eks. lerjord) væsentligt større end de 2 m. Professor Kristian Thorup Kristensen (Thorup-Kristensen 2013) har angivet, at roddybden for eksempelvis nogle korsblomstrede afgrøder er større end 2 og 2½ m. En række af de dyrkede afgrøder som vinterhvede, roer m.v. har også roddybder over 1 m. Disse afgrøder dækker efter hans opfattelse mere end halvdelen af det dyrkede areal. I det omfang der har været sådanne afgrøder på de arealer, der ligger til grund for udviklingen af N-LES-modellerne, vil den udvaskning, der beregnes med disse modeller blive for stor. Det betyder, at den i retentionskortet angivne retention kan være systematisk for stor.

Indbygning af kvælstof i humusfraktionen

Kvælstof i jord indeles ofte i forskellige puljer med aftagende tilgængelighed for planter og risiko for udvaskning. Mest tilgængeligt er uorganisk kvælstof i form af nitrat og ammonium, og mindst tilgængeligt er kvælstof i den meget svært omsættelige del af jordens humusindhold.

Fordelingen mellem de lettest tilgængelige puljer er variabel. Umiddelbart efter tilførsel af uorganisk kvælstof i form af nitrat og ammonium stiger indholdet af disse stoffer i jorden, men der går ikke ret lang tid, før mikroorganismene har optaget en del af det uorganiske kvælstof, så indholdet af uorganisk kvælstof i jorden bliver reduceret i forhold til den tilførte mængde. Den mikrobielle biomasse omsættes imidlertid relativt hurtigt, hvilket er årsagen til, at planterne alligevel kan udnytte en stor del af det kvælstof, der er tilført i form af gødning.

Afhængigt af afgrødevalg, udbyttet af biomasse, nedmuldning af planterester, jordbearbejdning og anvendelse af organiske gødninger m.v. ændrer humusindholdet i jorden sig over tid, og det er den almindelige opfattelse, at der på de fleste jorde fortsat sker en reduktion af humusindholdet i jorden år for år, fordi vi endnu ikke har nået en ny ligevægt, efter at dyrkningen af etårige afgrøder har afløst de flerårige græsmarker, som var mere almindelig før i tiden. Danmarks Jordbunds forskning foretog en analyse af resultaterne af jordprøverne udtaget i KVADRATNETTET i 1987 – 1998. Den viste, at kulstofindholdet (humus) generelt var faldet i perioden med undtagelse af kvægbrugene. (T. Heidmann et al. 2001).

Normalt regner man med, at der bør være mindst 2 procent humus i jorden for at sikre dyrkningsstabiliteten.

Det er uklart, hvilken betydning dette forhold har for den retention, der er angivet på retentionskortene, men hvis der er tale om samme tendens på markerne i dag, som på de marker og tidspunkter, hvorfra der er brugt data til at kalibrere udvaskningsfunktionen, har det formentligt næppe den helt store betydning.

Ændringer i jordens organiske N-pulje kan imidlertid have haft indflydelse på mængden af kvælstof, der er frigjort ved mineralisering, og den kan have varieret betydeligt fra det ene sted til det andet. Omfanget synes ikke at være bestemt og indgår derfor ikke i beregningen af retentionen. Det kvælstof, der er blevet frigjort ved mineralisering fra jordens humus, har bidraget både til afgrødernes kvælstof-forsyning og til de forskellige tabsposter, hvilket betyder, at både udvaskning og den beregnede retention vil være påvirket af ændringer i jordens N-pulje.

Lerfraktionens betydning

Lerjord adskiller sig fra sandjord på to måder. Dels indeholder lerjord makroporer, som kan fremme en hurtig nedsivning af nitrat, ilt og mikroorganismer til dybere jordlag. Det vil alt andet lige mindske retentionen (Vinter et al. 1988). Dels indeholder den en række mikroporer og dermed større vandmængder end sandjord. Derfor er denitrifikationen, og dermed retentionen i de øverste jordlag, alt andet lige større på lerjord end på sandjord.

Bakteriel omsætning af kvælstof

Nitratreduktionen i rodzonen er hovedsageligt forårsaget af bakterier. Den rene kemiske nitratreduktion foregår mest i den mættede zone, hvor det oprindelige indhold af reducerende stoffer ikke er opbrugt.

Der er rejst et spørgsmål om, hvor stor en del af den bakterielle denitrifikation der sker i bakteriefilm på den indvendige overflade af drænrør. Spørgsmålet har været drøftet med lektor Carsten Tilbæk Petersen, Department of Plant and Environmental Sciences på Københavns Universitet. (Petersen 2015) Han er af den opfattelse, at det næppe er i drænrørene, den store denitrifikation finder sted, hvilket skyldes, at opholdstiden i drænene er langt kortere end i jordvandet under og omkring drænene.

Årsvariationen i vandudskiftningen (Dybden af det midlertidige grundvandsmagasin)

Da en forudsætning for nitratreduktion er, at der ikke er ilt til stede, vil denitrifikationen primært finde sted, når jorden er vandmættet, og det varierer meget fra år til år, hvornår og hvor ofte det er tilfældet. Denne variation er af gode grunde ikke afspejlet i det kommende retentionskort, og da nedbøren er steget i perioden, er det endnu en fejlkilde.

Skæbnen for det tilbageholdte (N-indholdet i den ændrede humusfraktion)

Som nævnt i ovenstående indgår jordens kvælstofindhold i forskellige puljer, og indholdet af humus vil med tiden blive bestemt af en ligevægt mellem opbygning og nedbrydning af disse stoffer.

Bortførsel af N (inkl. denitrifikation) kan være større end tilførslen. Under sådanne forhold vil der blive tæret på jordens kvælstofpulje, og udvaskning og retention kan ikke fastlægges præcist uden også at

tage højde for påvirkningen af puljen. Hvis man ikke tager ændringen i jordens pulje af kvælstof i betragtning, kan fejlen blive meget stor i forhold til baggrundsudvaskningen.

Vandets opholdstid i jorden

Som nævnt sker denitrifikationen meget hurtigt, hvis der opstår iltfrie forhold, og specielt hvis der er tilstrækkeligt med lettilgængeligt organisk materiale til stede.

Men den mængde, der forsvinder med udvaskning, er helt afhængig af den gennemstrømmende vandmængde. Specielt i de østlige områder af landet, hvor nedbørsmængden er ringe, og hvor jorden har stor vandholdende evne (lerjord og ved stor roddybde), kan udvaskningen variere fra 0 i tørre år til hele den til rådighed værende mængde uorganisk kvælstof (forudsat jorden bliver "gennemskyllet" flere gange i vinterperioden).

Alene af den grund vil der være stor variation i denitrifikationens og udvaskningens størrelse, og dermed også i retentionens størrelse fra år til år.

Det er kendt fra projekter med minivådområder, at opholdstiden er stærkt medbestemmende for, hvor meget af nitratkvælstoffet der omsættes.

Opholdstiden for nitrat i en lerjord er relativt stor i forhold til sandjord, og jo mindre nettonedbøren er, jo længere er opholdstiden. Det er givetvis også en af grundene til, at denitrifikationen er større på de østdanske lerjorde, end på sandjordene i Vestjylland hvor nedbøren er væsentligt større.

Groft taget kan opholdstiden i rodzonen variere fra få måneder (nettonedbør på 500 mm/år og en lille rodzonekapacitet på 50 mm) til måske 4 år (lille nettonedbør på 50 mm/år og en stor rodzonekapacitet på 200 mm). Man skal dog bemærke, at makroporer på lerjord kan medføre, at afstørmingen sker hurtigere, end hvad det simple forhold mellem markkapacitet og afstrømning angiver.

C/N-forhold

Vibeke Ernstsens skriver: "I laboratorieforsøg med dyrkningsjord med tilsætning af kulstof og nitrat i varierende forhold, viste et C:N forhold på 14:1, at være mest optimal for denitrifikation processen." Halm har et højt C:N forhold, og hvis der nedmuldes halm, vil det bevirke, at der bindes nitrat i de mikroorganismer, der nedbryder halmen. Dermed vil den mængde, der er tilgængelig for både udvaskning og denitrifikation blive reduceret. Men i takt med en fortsat nedbrydning af det organiske materiale vil C:N indholdet falde og noget af nitraten igen blive tilgængeligt for planter, udvaskning og denitrifikation.

Arkæer

Der findes i jorden og i sedimenterne i havene nogle ganske små organismer, arkæer, som formentlig også kan have betydning for omsætningen af nitrat til frit kvælstof, men det er ikke dokumenteret, at det har nogen væsentlig betydning for denitrifikationens størrelse.

Jordens pH

Vibeke Ernstsens skriver: "Det pH-område, der er optimalt for denitrificerende organismer, regnes for at være meget tilsvarende det, der er normalt for heterotrofe mikroorganismer. I neutrale jorde med pH-værdi mellem 6 og 8 synes der kun at være ringe effekt af pH. Til gengæld vil denitrifikationen blive påvirket og ophører i naturligt sure jorde." (Ernstsens 2005)

Denitrifikationens størrelse

Som nævnt er størrelsen af denitrifikationen i den umættede zone særdeles variabel afhængig af variationerne i alle de forhold, som har betydning, herunder dem der er beskrevet i dette notat. Hvis forholdene er til det, omsættes alt det tilgængelige nitrat i jorden til luftformigt kvælstof.

Der er som nævnt på en enkelt lokalitet målt en denitrifikation på mellem 6 og 114 kg kvælstof pr. ha om året. Hvis der eksempelvis er efterladt en roe, der som bekendt for en stor dels vedkommende består af sukker og dermed letomsætteligt organisk stof, og jorden efterfølgende bliver mættet med vand, omdannes alt nitrat i jorden omkring roen til luftformigt kvælstof.

Usikkerhed på de tilgrundliggende dyrkningsdata

N-lesmodellerne er udviklet uden sikker viden om en række mere eller mindre betydende faktorer. Derfor tager den naturligvis ikke højde for og hensyn til variationen i disse. Og ved opstilling af retentionskortet har der været endnu mindre viden om samtlige de parametre, der har betydning for udvaskningens faktiske størrelse.

Med hensyn til usikkerhederne ved opstilling af modellerne kan citeres følgende fra Kristensen et. Al. "I forbindelse med opstillingen af modellen blev flere forklarende variable undersøgt, som dog ikke er inddraget. Det drejer sig om effekter af forårs- og efterårsudbragt organisk N i husdyrgødning som særskilte parametre (de er indeholdt i N-niveau), samt af brugstype og markens forhistorie (3 typer af sædskifter og 3 niveauer af husdyrgødning 6-30 år forud for udvaskningsåret). Effekterne af organisk N i husdyrgødning var små og ikke-signifikante, og blev derfor udeladt. Effekterne af brugstype og forhistorie havde begge en signifikant effekt, men var svære at forklare. Da oplysningerne om brugstype og især forhistorien samtidigt var usikre, blev det valgt at udelade disse effekter af modellen N-LES3. Det er dog klart, at der bør arbejdes videre med at få beskrevet og kvantificeret effekten af markernes forhistorie."

Kilder

Andersen, Morten Garly (2013):

Levende væsner opdaget i isoleret økosystem. Artikel i [Politiken](#) den 14. marts.

Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Grant, R., Jensen P.G., Hansen, B., Thorling, L., (2013):

[Landovervågningsoplände 2012 - NOVANA](#). Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Nr. 74. 153.pp.

Børgesen, Chresten Duus (2008):

[Landsdækkende modelberegning af kvælstofudvaskning fra landbruget for årene 2003-2007](#).

Baggrundsnotat til Vandmiljøplan III – midtvejsevaluering. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus Universitet, Foulum.

Ernstsen, Vibeke (2005):

Nitratreduktion i den umættede zone. [Miljøprojekt Nr. 1023](#), Miljøstyrelsen, København.

Ernstsen, V., Jakobsen, P.R., von Platen, F., (2010):

[Et første landsdækkende redoxkort](#). Vand og Jord vol. 17. nr. 4 pp. 159-160.

Goulding, K.W.T., Poulton, P.R., Webster, C.P., Howe, M.T. (2000):

Nitrate leaching from the Broadbalk Wheat Experiment, Rothamsted, UK, as influenced by fertilizer and manure inputs and the weather, Soil Use and Management 16, 244-250.

Heidmann, T, Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T., Østergaard, H.S. (2001):

Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987-1998 DJF rapport Markbrug nr. 54.

Højberg, A.L., (2015):

Personlig kommunikation. Seniorforsker, GEUS.
alh@geus.dk

Højberg, A.L., Troldborg, L., Nyegaard, P., Ondracek, M., Stisen, S., Christensen, B.S.B: (2010):

DK-model 2009 – Sammenfatning af opdateringen 2005 – 2009. Danmark og Grønlands geologiske undersøgelser (GEUS). Rapport nr. 81. pp. 39.

Højberg, Anker Lajer (2014):

Nitrat retentionskortlægningen. Baggrund, Metodik, Særlige udfordringer, Skala, Produkter. [Indlæg](#) på konferencen Natur og Miljø 2014. Odense.

Højberg, A.L.; Windolf, Jørgen; Børgesen, Christen Duus; Todborg, Lars; Tornbjerg, Henrik; Blicher-Mathiesen, Gitte; Kronvang, Brian; Thodsen, Hans og Ernstsen, Vibeke (2015):

[National Kvælstofmodel](#). De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, København.

Jørgensen, Peter R; Urup, Johanne, Helstrup, Tina; Jensen, Maria B.; Eiland, Finn; Vinther, Finn P (2004):

Transport and reduction of nitrate in clayey till underneath forest and arable land. Journal of Contaminant Hydrology 73 207 – 226.

Knudsen, L., Østergaard, H.S.(2005):

Nitratudvaskning – hvilken model? Vand & Jord. Nr. 3. s. 103.

Kristensen, Kristian, Jørgensen, Uffe og Grant, Ruth (2003):

[Gemberegning af modellen N-LES](#). Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – slutevaluering. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning.

Kristensen, K., Waagepetersen, J., Børgesen, C.D., Vinther, F.P., Grant, R. Blicher-Mathiesen, (2008):

Reestimation and further development in the model N-LES - N-LES3 to N-LES4: Aarhus Universitet, Danmarks Miljøundersøgelser og Aarhus Universitet, Det jordbrugsvidenskabelige fakultet. (DJF Plant Science; No. 139).

Larsen, S.E., Kristensen, K., (2007):

[Udvaskningsmodellen N-LES₃ – usikkerheder og validering](#)

DJF Markbrug nr. 132.

Maag, M., Vinther, F.P. (1996):

Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. Applied Soil Ecology 4 (1996) 5-14. ELSEVIER.

Petersen, Carsten Tilbæk. (2015):

Department of Plant and Environmental Sciences på Københavns Universitet. Personlig kommunikation.

Plauborg, F. (red.), Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Blicher Mathiesen, G., Kern-Hansen, C.:

(2002) [Vandbalancer på mark- og oplandsskala](#). DJF Markbrug nr. 70.

Simmelsgaard, S.E., Kristensen, K., Andersen H.E., Grant, R., Jørgensen, O.J., Østergaard, H.S.(2000):

[Empirisk model til beregning af kvælstofudvaskningen fra rodzonen – N-LES Nitrate Leaching Estimator](#), DJF Markbrug nr. 32.

Steenbjerg, F. (1965):

Lærebog i planternes ernæring med særligt henblik på landbrugets kulturplanter, KVL, København.

Thomsen, I.K., (2015):

Personlig kommunikation. Seniorforsker, Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi.

ingrid.thomsen@agro.au.dk

Thorup-Kristensen, Kristian (2013):

[Hvad kontrollerer den effektive roddebet for næringsstofoptagelse?](#) Indlæg på Plantekongres 2013, SEGES, Aarhus.

Thorup-Kristensen, Kristian (2015):

Personlig kommunikation.

Vinther, F.P, Eiland, F., Lind, A-M., Elsgaard, L. (1998):

Microbial biomass and numbers of denitrifiers related to macropore channels in agricultural and forest soils. Soil Biology and Biochemistry, Volume 31, Issue 4, April 1999, Pages 603–611.

Windolf, J., Larsen, S.E., Kronvang, B., (2013):

[Notat om Basisanalyse: Opgave 2.2 - Stofbelastning \(N, P\) af søer og kystvande.](#) Notat fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi.

Windolf, J. Timmermann, A., Kjeldgaard, A., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Thodsen, H. (2013):

LANDBASERET TILFØRSEL AF KVÆLSTOF OG FOSFOR TIL DANSKE FJORDE OG KYSTAFSNIT, 1990-2011. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 31.

Bilag 1 til ”Notat om modelmæssige og agronomiske problemstillinger ved retentionskortene”

Et eksempel på betydningen af den usikkerhed, hvormed retentionen er bestemt

Det drejer sig om en bedrift

- på knap 400 ha
- med en stor svineproduktion, hvorfra der udbringes husdyrgødning fra 1,2 DE. pr. ha
- der er beliggende på Midtjylland og afleder vand til 3 forskellige vandområder.

Retentionen er i henhold til retentionskortet 50, 53 og 57 procent til de tre oplande, der ledes vand til.

I henhold til rapporten, der er udkommet sammen med retentionskortet, er retentionen på Fyn bestemt med en usikkerhed på 28 procentpoint. Dvs. at hvor retentionen er bestemt til 50 procent, er den med 95 procent sandsynlighed reelt mellem 22 og 78 procent.

Med programmet ”Kalkule Mark” er der foretaget konsekvensberegninger for landmanden af, om der regnes med den værdi, der fremgår af retentionskortet, eller den regnes som 28 procentpoints mindre hhv. højere. Benævnt i det følgende som lav, middel og høj retention. De 28 procentpoints er den usikkerhed, hvormed retentionen er bestemt på Fyn, og tallet fremgår af *Højberg, Anker Lajer (2014)*. De 28 procentpoint svarer til 2 gange standardafvigelsen, og statistisk set vil den reelle værdi med 95 procent sikkerhed ligge indenfor det således fremkomne usikkerhedsinterval.

De nuværende udkast til vandområdeplaner indeholder ikke bestemmelser om, hvordan retentionskortet skal bruges til en målrettet regulering, og før man kan beregne konsekvenserne af at anvende retentionskortet, skal man vide, hvad retentionskortet skal bruges til. Skal det bruges til

- at stille krav til driften, så udledningen ikke overstiger bedriftens andel af et fastsat mål for størrelsen af udledningen til de respektive recipienter? (Princip 1)
Eller skal det bruges til
- at stille krav til driften, så bedriften reducerer sin udledning med et fastsat kg N pr. ha dyrkningsjord? (Princip 2)

Tabel. Betydningen af usikkerheden på retentionen hvis landmanden skal leve op til et **krav om maksimal udledning fra bedriften til kystvandene** svarende til målsætningerne i det foreliggende udkast til Vandområdeplaner. (Princip 1)

	Retention i henhold til kortet	Ved lav retention	Mellemlav retention	Retention i henhold til kortet	Mellemhøj retention	Ved høj retention.
	Nudrift	Eksempel 2: Samme kvælstofudledning som i eksempel 1	Eksempel 1½: Middel retention minus standardafvigelsen	Eksempel 1: Kvælstofudledning efter Vandområdeplanens krav om reduktion.	Eksempel 2½: Middel retention plus standardafvigelsen	Eksempel 3: Selv ved gødsning efter afgrødernes behov blive udledningen lavere end i eksempel 1 og 2.
Gns. Retention	57	29	43	57	71	85
Kvælstofudledning (kg N)	7.186	5.160	5.178	5.144	4.866	2.964
Handelsgødningsforbrug (kg N)	20.959	0	0	10.914	27.435	27.435
Udbragt husdyrgødning de/ha	1,2	0,2	0,8	1,2	1,2	1,2
Økonomisk resultat (kr/bedrift)	1.760.564	-2.210.592	534.883	1.417.846	1.928.511	1.928.511
Bedre en nudrift (kroner/bedrift)	0	-3.971.156	-1.225.681	-342.718	167.947	167.947

Det fremgår heraf:

- Hvis Vandområdeplan 2 implementeres, således at hver landmand skal leve op til deres respektive andel af den fastsatte "tålegrænse" for kvælstofudledning (kg kvælstof udledt pr. ha landbrugsjord), vil den pågældende landmand få et økonomisk tab på knap 350.000 kroner, eller 20 procent af den samlede indtjening fra markbruget (eksempel 1). Det skyldes bl.a., at han vil være nødt til at dyrke vårsæd med efterafgrøder frem for vinterhvede, som har et væsentligt højere udbytte end vårbyg. Eksemplet viser konsekvenserne, hvis der bliver regnet med den retention, der fremgår af retentionskortet.
- Eksempel 2 viser konsekvensen af at efterleve det samme udledningskrav, hvis retentionen regnes som 22-29 procent frem for 50 -57 procent. I eksemplet er der regnet med, at landmanden tilpasser sig ved at have de samme efterafgrøder som i eksempel 1 og så reducerer udvaskningen yderligere ved helt at holde op med at give handelsgødning og kører langt hovedparten af husdyrgødningen væk fra bedriften.
Det vil slå økonomien totalt i stykker.
- Hvis der i stedet regnes med en retention i den høje ende. Mellem 78 og 85 procent, kan landmanden opfylde afgrødernes behov for kvælstof, mindske sit areal med efterafgrøder m.v. og opnå et økonomisk resultat, som er 10 procent højere end med de nuværende regler. (Vist som eksempel 3)
- Tabellen viser også konsekvensen af at regne med en retention, der er svarer til minus/plus én gange standardafvigelsen frem for 2 gange standardafvigelsen. Det fremgår heraf, at bedriftens økonomi også bliver katastrofalt forringet, selv om det kun er 1 gange standardafvigelsen, der trækkes fra den retention, der fremgår af retentionskortet. Til gengæld vil det give samme økonomi, hvis det blot er én gang standardafvigelsen, der skal lægges til den i kortet angivne retention.

Et andet princip for anvendelse giver det stik modsatte resultat

Hvis man i stedet vil fordele kravene til reduktion af udledningen således, at alle skal levere samme reduktion pr. ha (princip 2), viser de foretagne beregninger for den pågældende bedrift, at det er, hvis man skal regne med den høje retention, bedriften går fallit, mens omkostningerne til at leve op til målsætningen bliver lavere, jo mindre retentionen er.

Der er endnu ikke taget beslutning om, hvorvidt retentionskortet skal bruges til en målrettet regulering, og hvordan det i givet fald skal ske. Men eksemplet viser, at hvis man vil anvende princip 2, vil det resultere i, at omkostningseffektiviteten falder dramatisk.