

Kvælstofbelastningens betydning for effektiviteten af vådområder

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 21. januar 2026 | 03



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Kvælstofbelastningens betydning for effektiviteten af vådområder

Forfatter(e): Rasmus Jes Petersen, Carl Christian Hoffmann, Dominik Zak og Hans Thodsen
Institution(er): Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

Faglig kommentering: Joachim Audet
Kvalitetssikring, DCE: Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring: Charlotte Kler

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

Rekvirent: Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø

Bedes citeret: Petersen, R.J., Hoffmann, C.C., Zak, D. og Thodsen, H. 2026. Kvælstofbelastningens betydning for effektiviteten af vådområder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 21 s., [Fagligt notat nr. 2026|03](#)

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: Vådområde ved Runkenbjerg, Rasmus Jes Petersen

Sideantal: 21

Indhold

1	Baggrund	4
2	Kvælstoffjernelse i vådområder ved ændret arealanvendelse i oplandet	5
2.1	Relativ fjernelse	5
2.2	Absolut fjernelse	6
2.3	Anvendelsesinterval for N-koncentrationer og belastninger i NKM-vådområdemodellen	7
3	Sammenligning af NKM-vådområdemodel og N-regneark-vådområde-model	11
3.1	Beregning af N-belastning fra direkte oplande til restaurerede vådområder	12
3.2	Beregning af N-fjernelse	13
3.3	Sammenligning af relativ og absolut fjernelse i NKM-vådområdemodellen og N-regnearket.	13
4	Anbefalinger til beregning af kvælstofeffekt ved fremtidige vådområder	15
4.1	Harmonisering af oplandsafgrænsning	15
4.2	Integration af NKM-vådområdemodellen i N-regnearket	15
4.3	Øvrige opdateringer af N-regnearket	16
5	Datakrav for vådområder ved årlig kørsel af den Nationale Kvælstofmodel	18
6	Konklusion	19
7	Referencer	20

1 Baggrund

Danmark har forpligtet sig til at forbedre vandmiljøet gennem en reduktion af næringsstofudledningen, som beskrevet i den politiske aftale "Aftalen om Implementering af et Grønt Danmark" vedtaget i 2024. Et centralt element i denne indsats er overgangen fra den nuværende markregulering til en ny udledningsbaseret reguleringsmodel i 2027. Denne ændring forventes at reducere kvælstoftabet fra landbrugsarealer, men vil samtidig ændre belastningsmønstret for både eksisterende og kommende vådområder. Vådområder er en vigtig virkemiddeltype i indsatsen mod kvælstofforurening, da de kan tilbageholde og omsætte kvælstof (N), før det når vandløb og kystområder. Fjernelsen af N i vådområder afhænger imidlertid af tilledningen af N, og ændringer i belastningen kan derfor få betydning for den samlede retentionskapacitet.

Den kommende reguleringsmodel medfører en forventning om generelt lavere N-koncentrationer og belastninger, men der kan også opstå lokale stigninger. Dette rejser spørgsmål om, hvordan vådområdernes funktion – som den er implementeret i de nationale modelværktøjer – påvirkes under nye belastningsscenarier. Modellerne, herunder Den Nationale KvælstofModel v25 (NKM, Højberg, Thodsen, Andersen m.fl., 2025; Thodsen, Tornbjerg, Audet m.fl., 2025) og Styrelsens regneark til beregning af kvælstoffjernelse (N-regnearket, Naturstyrelsen, 2014), anvendes til at beregne effekten af vådområder i hhv. retentionskortlægning og tilskudsadministration. For at sikre, at disse beregningsmetoder forbliver valide og brugbare under ændrede forhold, er det nødvendigt at afklare deres anvendelighed, sammenlignelighed og eventuelle behov for tilpasning.

Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) har derfor rekvireret dette notat ved DCE, som forsøger at besvare følgende spørgsmål:

1. Hvordan påvirkes N-fjernelsen i vådområder af størrelsen af N-belastningen fra oplandet?
2. Inden for hvilke intervaller af N-koncentrationer og N-belastninger kan vådområdemodellen i NKM anvendes? Kan belastninger blive så lave, at den nuværende modeltilgang ikke længere er anvendelig?
3. Hvordan kan vådområdemodellen fra NKM integreres i Styrelsens regneark til beregning af kvælstoffjernelse (N-regnearket)?
4. Hvilke datakrav og forudsætninger er nødvendige for at anvende vådområdemodellen fra NKM i en regnearksversion?
5. Hvad er forskellene mellem de to eksisterende beregningsmetoder (vådområdemodellen i NKM vs. N-regneark), og hvordan bør disse håndteres?

Besvarelsen af disse spørgsmål skal danne grundlag for fremtidige tilpasninger af beregningsmetoder og modeller, så de understøtter en effektiv planlægning under den udledningsbaserede regulering.

2 Kvælstoffjernelse i vådområder ved ændret arealanvendelse i oplandet

Vådområders evne til at fjerne kvælstof afhænger ikke kun af vådområderne selv, men også af de hydrologiske og næringsstofmæssige forhold i oplandet. Ændringer i arealanvendelsen kan påvirke både vandbalancen og tilførslen af kvælstof, hvilket har betydning for N-fjernelsen – både i praksis og i beregningerne, som foretages med vådområdemodellen i NKM. Dette afsnit redegør for, hvordan modellen håndterer variationer i belastning, og hvilke mekanismer der kan medføre ændringer i den relative og absolutte kvælstoffjernelse.

2.1 Relativ fjernelse

Vådområde-modellen i NKM beregner den relative kvælstoffjernelse ($N_{\text{fjernelse}}$, %) ud fra tre variable, hydraulisk belastning (HLR , mm md⁻¹), lufttemperatur (T , °C), samt lokalitet ($V\emptyset$), hvor $V\emptyset$ er 0 for Vestdanmark og 1 for Østdanmark (Petersen, Hermansen, Kjeldgaard m.fl., 2025):

$$N_{\text{fjernelse}} [\%] = 48.8 - 6.46 \cdot \log(HLR) + 1.46 \cdot T + 28.3 \cdot V\emptyset \quad 1)$$

Dvs. at den relative N-fjernelse, som beregnes af modellen, *ikke* påvirkes direkte af ændret arealanvendelse, medmindre disse ændringer påvirker hydrologien i oplandet og dermed den hydrauliske belastning (HLR) af vådområdet.

Hydrologiske ændringer kan ske på to måder, der begge kan påvirke HLR og dermed den beregnede relative N-fjernelse:

i. "Indirekte" ændringer, f.eks.

- Ændret grundvandsindvinding
- Ændret fordampning som følge af ændret vegetation

Disse ændringer påvirker HLR , hvis data indgår i NKM-modellen. HLR beregnes som

$$HLR [\text{mm md}^{-1}] = \frac{Q_{ID15net}[\text{m}^3\text{md}^{-1}]}{A_{ID15}[\text{m}^2]} \cdot 1000 [\text{mm m}^{-1}] \cdot \frac{A_{\text{vådområde+opland}}}{A_{\text{vådområde}}} \quad 2)$$

hvor $Q_{ID15net}$ er nettoafstrømningen ud af et ID15-opland beregnet vha. GEUS's nationale hydrologiske model (DK-modellen, Stisen, Ondracek, Troldborg m.fl. (2019), A_{ID15} er det totale areal af ID15-oplandet, $A_{\text{vådområde+opland}}$ er arealet af vådområdet og dets direkte opland, og $A_{\text{vådområde}}$ er arealet af vådområdet.

Da HLR beregnes ud fra et gennemsnit for hele ID15-oplandet, skal de hydrologiske ændringer i vådområde-oplandet være markante, før de påvirker vandbalancen på ID15-niveau.

ii. "Direkte" fysiske ændringer, f.eks.

- Sløjfning af dræn og grøfter
- Ændring af diger.

Disse kan ændre størrelsen af det direkte opland til vådområdet og dermed HLR (større opland → højere HLR → lavere relativ N-fjernelse). Det er dog usikkert, i hvor høj grad den planlagte arealomlægning vil medføre sådanne hydrologiske ændringer, og konsekvenserne vil sjældent ses i NKM fordi:

1. De "direkte" hydrologiske ændringer skal være synlige i topografien. F.eks. vil ændrede grøfter og diger i nogle tilfælde være synlige, mens sløjfning af dræn ikke vil kunne ses.
2. Topografien fås fra Danmarks højdemodel, som kun opdateres ca. hvert fjerde år. Dvs. at der vil gå en årrække, før topografiske ændringer ses i datamaterialet.

Selv hvis 1 og 2 opfyldes, kræver gennemslag til NKM, at de direkte oplande genberegnes på den nyeste højdemodel vha. den semi-automatiske procedure beskrevet i Petersen, Hermansen, Kjeldgaard m.fl. (2025). Dette er p.t. ikke planlagt, hvorfor det må forventes, at hydrologiske ændringer i oplandet ikke vil påvirke den relative kvælstoffjernelse beregnet med NKM i restaurerede vådområder.

2.2 Absolut fjernelse

Den absolutte N-fjernelse i et vådområde beregnes som den relative N-fjernelse multipliceret med N-belastningen af vådområdet:

$$N_{\text{fjernelse}}[\text{kg ha}^{-1} \text{ md}^{-1}] = N_{\text{belastning}}[\text{kg ha}^{-1} \text{ md}^{-1}] \cdot N_{\text{fjernelse}}[\%] \quad 3)$$

Dvs. at den absolutte N-fjernelse i vådområder beregnet i NKM vil ændre sig, hvis enten den relative fjernelse ændres (beskrevet i afsnit 2.1), eller hvis belastningen ændres.

Belastningen af vådområder i NKM beregnes ud fra en arealnormeret tilde-
ling af N-bidrag genereret i hvert ID15-opland. I NKM-modelkomplekset be-
regnes separate N-bidrag fra;

- Spredt bebyggelse (SB , kg N md^{-1})
- New organic N (NN , kg N md^{-1})
- Grundvand (GV , kg N md^{-1})
- Dræn (D , kg N md^{-1})

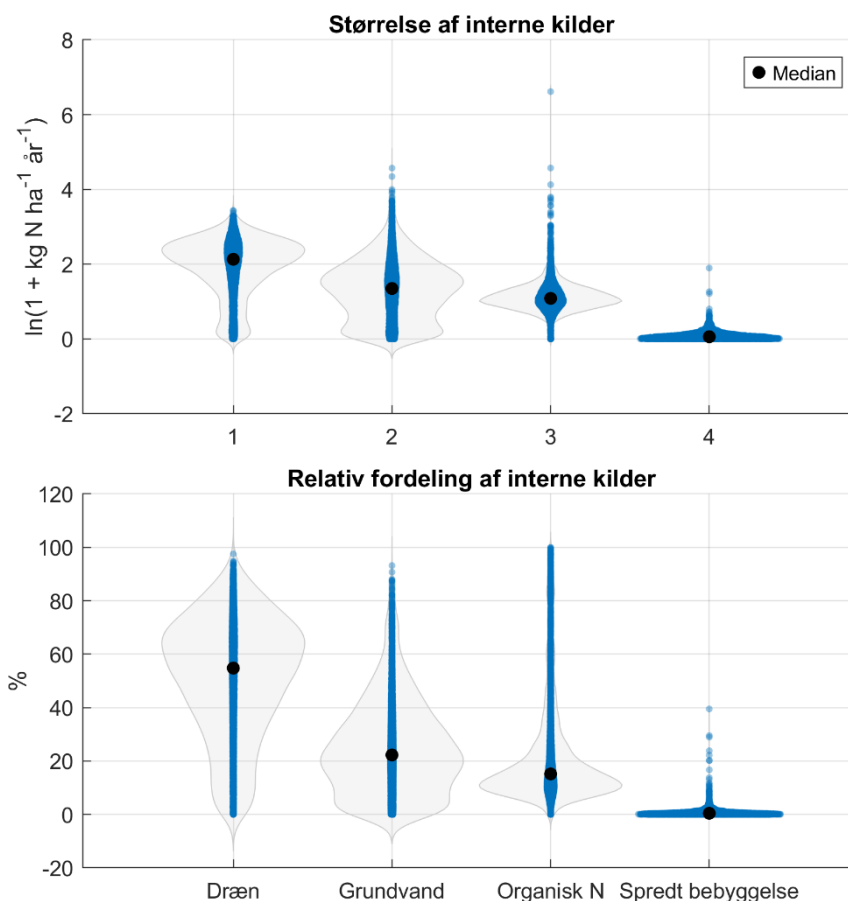
og den samlede belastning af et vådområde beregnes:

$$N_{\text{belastning}}[\text{kg ha}^{-1} \text{ md}^{-1}] = \frac{SB + NN + GV + D}{A_{\text{ID15}}[\text{ha}]} \cdot \frac{A_{\text{vådområde}} + A_{\text{opland}}}{A_{\text{vådområde}}} \cdot \frac{1}{f_{\text{landbrug}}} \quad 4)$$

hvor A_{ID15} er ID15-oplandets areal, $A_{\text{vådområde}}$ er arealet af et vådområde, A_{opland} er arealet af vådområdets direkte opland, og f_{landbrug} er andelen af landbrugsareal i ID15-oplandet.

For at en ændret arealanvendelse giver udslag i NKM-vådområdemodellen, kræver det, at denne ændrede arealanvendelse først slår igennem i de moduler, som genererer bidrag til N-belastningen internt i hvert ID15-opland. Størstedelen af de interne bidrag stammer fra dræn og grundvand (Figur 2.1). Disse bidrag påvirkes hovedsageligt af udvaskningen beregnet med NLES5 og af dræna-
fstrømningen beregnet i DK-modellen (Højberg, Thodsen, Andersen m.fl., 2025). Udvas-
kning beregnet med NLES5 er baseret på årlige data for arealanvendelse, og en ændret arealanvendelse i et opland bør derfor slå igennem i disse beregninger. Beregningen af dræna-
fstrømning i DK-modellen relaterer sig ligeledes til arealanvendelse, idet der kun genereres dræna-
fstrømning i "intensivt dyrkede landbrugsarealer", hvor den modellerede grundvandsstand overstiger drænniveauet (Højberg, Thodsen, Andersen m.fl., 2025). N-belastningen til vådområder vil derfor kunne opdateres årligt ved kørsel af hele NKM-modelkomplekset, herunder N-udvaskning og dræna-
fstrømning.

Figur 2.1. Størrelsesforholdet mellem årlige ID15-bidrag fra dræn, grundvand, organisk N og spredt bebyggelse i perioden 2011-2021 for alle ID15-oplande. Det øverste panel viser fordelingen af de absolutte bidrag. De absolutte bidrag er ikke normalfordelte, og i nogle tilfælde er bidragene 0, hvorfor de er transformeret vha. $\ln(1 + \text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1})$. Det nederste panel viser den relative fordeling af bidragene for alle ID15-oplande.



Effekten af arealomlægning på vådområdernes N-fjernelse afhænger derfor i højere grad af de moduler i NKM, som genererer N-transport via dræn og grundvand, end af selve NKM-vådområdemodellen. Hvis udtagningen af landbrugsareal har en markant påvirkning af N-transport på ID15-niveau, især via dræn og grundvand, vil dette ligeledes påvirke N-belastningen af de restaurerede vådområder med en ændret N-fjernelse som følge.

2.3 Anvendelsesinterval for N-koncentrationer og belastninger i NKM-vådområdemodellen

Vådområde-modellen er udviklet på et bredt spænd af indløbskoncentrationer og belastninger (Tabel 2.1 og Figur 2.2).

Tabel 2.1. Målte N-belastninger og indløbskoncentrationer og deres proxyer, som indgår i modelgrundlaget for udviklingen af vådområdemodellen i NKM.

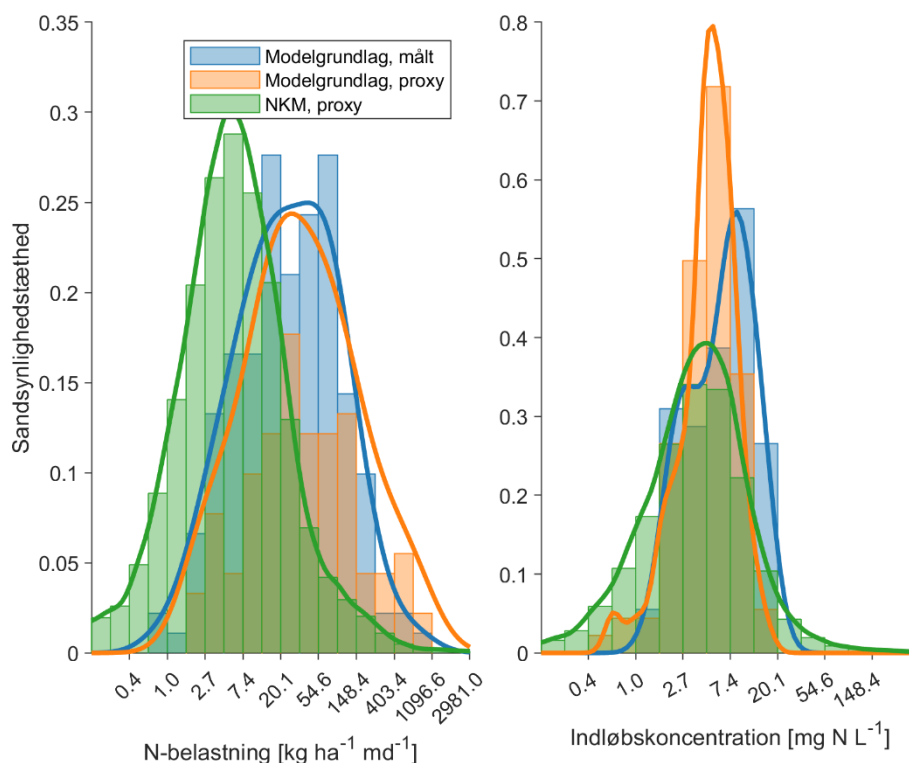
	Minimum	Median	Maksimum	Geometrisk middel
Målt belastning [$\text{kg ha}^{-1} \text{ md}^{-1}$]	0,79	25,2	783	24,2
Proxybelastning [$\text{kg ha}^{-1} \text{ md}^{-1}$]	1,91	29,3	874	34,5
Målt indløbskoncentration [mg L^{-1}]	1,32	6,70	19,8	5,9
Proxyindløbskoncentration [mg L^{-1}]	0,60	10,1	165	4,5

Ved modelleringen i NKM haves ikke målte værdier for belastning og indløbskoncentrationer, hvorfor der beregnes proxyer for disse. Proxyen for belastning beregnes jf. ligning 4, og en proxy for indløbskoncentration kan fås ved at kombinere ligning 2 og 4.

$$N_{\text{Indløbskonc.,proxy}} [\text{mg L}^{-1}] = \frac{N_{\text{belastning}} [\text{kg ha}^{-1} \text{ md}^{-1}]}{HLR [\text{mm md}^{-1}]} \cdot 100 [\text{mg ha mm L}^{-1} \text{ kg}^{-1}] \quad 5)$$

Det ses, at de målte belastninger og deres proxyer, som indgår i modelgrundlaget, har et stort overlap (91 %) og ikke er signifikant forskellige i en Kolmogorov-Smirnov test ($p=0,30$) (Tabel 2.1 og Figur 2.2). De målte indløbskoncentrationer og deres proxyer har ligeledes et stort overlap (74 %), men deres fordelinger er signifikant forskellige i en Kolmogorov-Smirnov test ($p<0,001$).

Figur 2.2. Histogrammer og tæthedsfunktioner for N-belastninger og indløbskoncentrationer, som indgår i datagrundlaget, hvorpå vådområde-modellen i NKM er udviklet. Figuren viser både fordelingen af de målte værdier (blå) og de proxyer, som er anvendt i implementeringen i NKM (rød). De grønne histogrammer og tæthedsfunktioner viser fordelingen af N-belastninger og indløbskoncentrationer for alle restaurerede vådområder implementeret i NKM. Bemærk at X-aksen er logaritmisk.



Ved opskalering til hele landet ses, at de proxy-belastninger og koncentrationer, som beregnes i NKM (grøn kurve), er lavere end de målte værdier (blå kurve) med overlap på 60 % for N-belastningerne og 75 % for indløbskoncentrationerne (Figur 2.2). Det ses, at fordelingen af indløbskoncentrationer beregnet for alle vådområder i NKM bliver meget bred og dermed omfatter flere ekstreme værdier end i det datagrundlag, hvorpå modellen blev udviklet. I DK-modellen bliver indløbskoncentrationen i høj grad bestemt af nettoafstrømningen fra et ID15-opland. I måneder, hvor der er en vis transport af N via grundvand, dræn, organisk N og spredt bebyggelse, men hvor nettoafstrømningen fra ID15 er lav, vil det resultere i høje koncentrationer og vice versa, hvilket kan resultere i ekstreme værdier. Til beregning af N-fjernelse i vådområdemodellen er det kun N-belastningen og ikke indløbskoncentrationen, som indgår, hvorfor modellen ikke er direkte følsom over for ekstreme proxy-koncentrationer.

Ifølge fordelingerne i Figur 2.2 er spændet af målte N-belastninger i modelgrundlaget (blå kurve) ikke fuldt ud repræsentativt for det samlede antal vådområder, som er implementeret i NKM (grøn kurve). Da modelgrundlaget består af blot 14 vådområder fordelt på 11 ID15-oplande, var dette forventeligt. Der er dog stadig et stort overlap mellem kurverne, og spændet af N-belastninger, som indgår i modelgrundlaget, er forholdsvis bredt (Tabel 2.1). For de vådområder, som for nuværende er implementeret i NKM, falder ca. 10 % af de beregnede, månedlige proxy-belastninger uden for intervallet af målte N-belastninger, hvoraf størstedelen af disse er lavere end den laveste målte belastning på $0,79 \text{ kg N ha}^{-1} \text{md}^{-1}$. Ændringer i arealanvendelser, som medfører mindsket N-belastning af vådområder, vil umiddelbart resultere i

yderligere venstreforskydning af de beregnede proxy-belastninger og dermed bevæge sig længere væk fra spændet af N-belastninger, som indgår i modelgrundlaget. Det må dog forventes, at langt størstedelen af arealomlægningen vil foregå i områder, hvor N-belastningen ikke i forvejen er ekstremt lav, hvormed størstedelen af de beregnede proxyer for N-belastning fortsat bør befinde sig inden for intervallet af målte N-belastninger.

I det datasæt, som dannede grundlag for udviklingen af vådområdemodellen til NKM, havde indløbskoncentrationen ikke en signifikant indvirkning på den relative N-fjernelse i de monitorerede vådområder, og denne parameter blev derfor ikke inkluderet. Det er imidlertid velkendt, at vådområder, samtidig med at de kan fjerne store mængder kvælstof (primært mineralsk), også kan fungere som kilder til kvælstof i form af organisk N eller ammonium-N (Petersen, Prinds, Jessen m.fl., 2020; Walton, Zak, Audet m.fl., 2020).

Hvis N-belastningen til et vådområde falder, vil den samtidige frigivelse af kvælstof fra vådområdet formentlig fortsætte stort set uændret og dermed få relativt større betydning. I visse tilfælde har vådområder endda opført sig som nettokilder til kvælstof. Dette kan især være tilfældet, hvis mobiliseringen af reducerede kvælstofformer som organisk kvælstof eller ammonium er høj, mens nitratbelastningen er relativt lav. Ved koncentrationer under $2 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ begynder denitrifikationsprocessen, alt andet lige, at blive N-begrænset (Naturstyrelsen, 2014). Under sådanne forhold kan genetablerede vådområder fungere som kilder til kvælstof (Davidsson og Ståhl, 2000; Kieckbusch og Schrautzer, 2007; Stepanauskas, Davidsson og Leonardson, 1996). I meget store vådområder, som det er set i bl.a. Tyskland, kan et højt frigivelsesniveau af ammonium og opløst organisk kvælstof forventes i år til årtier efter vådlægning (Krishnankutty, Gelbrecht, Petersen m.fl., 2025). Datagrundlaget for især DON-frigivelse fra genetablerede vådområder er dog fortsat begrænset. I Danmark befinder størstedelen af vores vådområder sig i ådale, hvorfra der oftest ikke ses negativ N-retention (Hoffmann, Audet, Ovesen m.fl., 2022). Det ses ligeledes, at størstedelen af både målte koncentrationer og proxy-koncentrationer ligger betydeligt over 2 mg N L^{-1} (Tabel 2.1 og Figur 2.2), hvorfor det er usandsynligt, at denitrifikation i disse vådområder vil blive N-begrænset. I modelgrundlaget for vådområdemodellen i NKM var der i alt ti målemåneder, hvor der sås negativ retention, hvoraf otte stammede fra de samme tre vådområder. Datagrundlaget var ikke tilstrækkeligt til at give en entydig forklaring på negative N-retentioner, som sås inden for et bredt spænd af N-belastninger ($23,8\text{-}200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ md}^{-1}$), indløbskoncentrationer ($2,4\text{-}7,3 \text{ mg L}^{-1}$) og HLR ($494\text{-}4776 \text{ mm md}^{-1}$). Seks af de ti målemåneder med negativ N-retention sås i vinterkvartalet (december-februar), hvilket kan afspejle reduceret denitrifikation i kombination med øget erosion under store vinternedbør eller tøbrud. De negative vinter-retentioner kan dog også afspejle de større usikkerheder, der er forbundet med at beregne retentionen som en difference, når både tilførsel og fraførsel er stor. Dette skyldes, at målefejl og naturlig variation i hver af de to komponenter kan akkumulere og få en relativt større betydning for differencen end for de enkelte værdier.

De øvrige fire målemåneder med negativ N-retention var spredt ud over resten af året. Idet vådområde-modellen og dens underliggende datagrundlag er på månedsbasis, vil intense nedbørsbegivenheder af timers til dages varighed, som kan medføre betydelig erosion og dermed frigivelse af især organisk N, ikke være synlige i datasættet, hvilket kan være årsagen til, at der ikke kan udledes en forklaring på de negative retentioner i datagrundlaget. Dette kan

eventuelt forbedres ved at inkludere et udtryk for nedbørens daglige variabilitet i modeludtrykket (f.eks. forholdet mellem antal dage med kraftig regn og antal dage med regn).

I den nuværende vådområdemodel er risikopotential for N-frigivelse kun implementeret for meget høje N-belastninger, idet meget høje hydrauliske belastningsrater (HLR) kan resultere i en nettofrigivelse af kvælstof. Argumentationen for dette er, at opholdstiden i vådområdet bliver for kort til, at der kan ske tilstrækkelig N-fjernelse via denitrifikation, samtidig med at høje HLR kan medføre erosion og/eller resuspension af organisk materiale.

En mere detaljeret vurdering af, hvordan balancen mellem N-fjernelse og frigivelse påvirkes ved lave N-belastninger – ud over det, som den nuværende simple vådområdemodel i NKM kan forklare – vil sandsynligvis kræve, at indløbskoncentrationen inkluderes i modeludtrykket. Det kan også blive nødvendigt at udvikle en stofmodel for de enkelte N-specier (nitrat-N, ammonium-N og organisk N). Datagrundlaget for N-fjernelse i vådområder anvendt til udviklingen af vådområdemodellen var ikke tilstrækkeligt til at understøtte sådanne modeludvidelser. Indløbskoncentration havde ikke en statistisk signifikant effekt på den simple lineære fjernelsesmodel, hvilket kan skyldes en kombination af det forholdsvist begrænsede tilgængelige datasæt, samt at de signifikante forskelle i indløbskoncentrationer i Vest- og Østdanmark allerede implicit indgår i modellen via parameteren $V\theta$ i ligning 1.

Hvis arealomlægning resulterer i N-belastninger af restaurerede vådområder, som er meget lavere end de nuværende, vil fjernelse beregnet med vådområdemodellen være forholdsvis robust, idet den beregner den procentvise fjernelse. Teoretisk set kan den samtidige frigivelse af N fra vådområderne ved meget lave belastninger blive så relativt stor, at den kan overskygge fjernelser, hvilket ikke håndteres eksplicit i vådområdemodellen. Dette forventes dog ikke at blive udbredt selv ved store arealomlægninger, og idet at de laveste målte belastninger, som indgår i modelgrundlaget, er $0,79 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ md}^{-1}$, forventes det, at modellen fortsat vil være robust selv ved betydelige arealomlægninger i vådområdernes oplande. Ved fremtidige kørsler af NKM, hvor arealomlægninger er implementeret, kan der eventuelt foretages et tjek af de beregnede belastninger for de restaurerede vådområder – hvis den beregnede N-belastning f.eks. kommer under $0,79 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ md}^{-1}$ for et vådområde, bør man være opmærksom på, at der er en øget usikkerhed forbundet med den modellerede N-fjernelse i dette vådområde.

3 Sammenligning af NKM-vådområdemodel og N-regneark-vådområde-model

Den nationale kvælstofmodel (NKM) er et centralt værktøj i den danske vandmiljøforvaltning og er udviklet til at beregne kvælstoftransport og -retention i landskabet. Modellen danner grundlag for det nationale N-retentionskort med en opløsning ned til 100×100 m, som anvendes til at identificere de arealer, hvor man opnår den største reduktion af kvælstoftab ved arealomlægning og etablering af virkemidler. NKM er således primært designet til strategisk planlægning på nationalt og regionalt niveau. Inden for NKM udgør vådområdemodellen en mindre delkomponent. Denne model beskriver den kvælstoffjernelse, der sker i vådområder som følge af vandtilførsel fra deres direkte oplande. Vådområdemodellen er derfor specialiseret til at håndtere én af flere mekanismer for N-retention i landskabet og indgår som en integreret del af det samlede modelkompleks.

Miljøstyrelsens N-regneark har et andet formål: Det er et praktisk værktøj, som rådgivere og kommuner anvender til at estimere den forventede gennemsnitlige N-fjernelse ved etablering af konkrete vådområder. Beregningerne i regnearket er baseret på en empirisk formel, der tager udgangspunkt i få inputparametre (nedbør, jordtype og dyrkningsgrad) og giver ét gennemsnitligt estimat for en længere tidsperiode.

Selvom begge metoder i princippet beregner samme parameter – kvælstoffjernelse i vådområder – adskiller de sig væsentligt i formål, datagrundlag, oplandsafgrænsning og tidslig opløsning. NKM beregner belastning og fjernelse på månedsbasis og indarbejder komplekse interaktioner mellem nedbør, afgrøder, jordbund, geologi, dræning og grundvandstransport. N-regnearket er derimod designet til enkel anvendelse og giver en årlig middelværdi baseret på en forenklet formel.

Kvælstoffjernelse i restaurerede vådområder kan opdeles i fire forskellige komponenter:

- i. N-fjernelse via overrisling eller gennemstrømning af vand fra det direkte opland.
- ii. N-fjernelse under temporære oversvømmelser med vand fra vandløbsoplandet.
- iii. N-fjernelse i lavvandede søer, hvis dele af det restaurerede vådområde permanent oversvømmes.
- iv. Mindsket udvaskning som følge af ophør af landbrugsdrift på selve vådområdearealet.

I NKM behandles disse fire delkomponenter i hver deres delmodeller, og vådområdemodellen beskrevet i Petersen, Hermansen, Kjeldgaard m.fl. (2025) dækker kun over N-fjernelse fra direkte opland (i), mens N-fjernelse på temporært oversvømmede arealer langs større vandløb (ii) beskrives i Audet, Andersen, Christiansen m.fl. (2025) og Kronvang, Thodsen, Tornbjerg m.fl. (2025), N-fjernelse i lavvandede søer (iii) beskrives i Thodsen, Sørensen,

Tornbjerg m.fl. (2025), og den mindskede udvaskning som følge af arealomlægning håndteres af NLES5.

N-regnearket omfatter ligeledes alle fire delkomponenter, men det er i nærværende notat kun muligt at foretage en sammenligning mellem NKM og N-regnearket for delkomponent (i) N-fjernelse fra direkte oplande.

3.1 Beregning af N-belastning fra direkte oplande til restaurerede vådområder

Beregning af den absolutte N-fjernelse i restaurerede vådområder kræver et estimat af N-tabet fra vådområdernes direkte oplande. I N-regnearket beregnes dette tab som et årligt gennemsnit vha. en empirisk formel for N-tab fra oplande ($N_{\text{tab,NR}}$) beskrevet af Larsen (2022):

$$N_{\text{tab,NR}} [\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}] = 1,131 \cdot e^{-9,97740+1,57207 \cdot \ln(A)-0,00504 \cdot S+0,06681 \cdot D-0,00046621 \cdot D^2} \quad (6)$$

hvor $N_{\text{tab,NR}}$ ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) er N-tabet fra det direkte opland, A (mm år^{-1}) er vandtilstrømningen (korrigeret nedbør), S (%) er andelen af sandjord i det direkte opland, og D (%) er andelen af dyrket areal i det direkte opland. Hvis $D \geq 71,65$ % beregnes tabet:

$$N_{\text{tab,NR}} [\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}] = 1,131 \cdot e^{-9,97740+1,57207 \cdot \ln(P_{\text{net}})-0,00504 \cdot S+0,06681 \cdot 71,65-0,00046621 \cdot 71,65^2} \quad (7)$$

Den korrigerede nedbør (A) baseres på gennemsnitlige klimadata fra DMI for årene 2011-2021 inden for de 10 km gridceller, som dækker det direkte opland.

Dette tab omregnes herefter til en belastning på vådområdet:

$$N_{\text{belastning,NR}} [\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}] = \frac{N_{\text{tab,NR}} \cdot A_{\text{opland}}}{A_{\text{vådområde}}} \quad (8)$$

I vådområdemodellen i NKM beregnes N-belastningen på månedsbasis jf. ligning 4, og denne kan omskrives til at beskrive tabet fra det direkte opland:

$$N_{\text{tab,NKM}} [\text{kg ha}^{-1} \text{ md}^{-1}] = \frac{SB + NN + GV + D}{A_{\text{ID15}} [\text{ha}]} \cdot \frac{1}{f_{\text{landbrug}}} \quad (9)$$

Hvor beregningen i N-regnearket er let-anvendelig, kommer det på bekostning af en mindre rumlig variation, som kun beskrives ud fra de tre inputparametre (nedbør, andel af sandjord og dyrket areal), og der fås kun én gennemsnitlig værdi for belastningen for en 11 års periode. I NKM fås en belastning for hver enkelt måned, og denne belastning er et resultat af komplekse interaktioner mellem mange delkomponenter i NKM, herunder nedbør, afgrødetyper, jordtyper, geologi, grundvandstransport og dræningsgrad.

En væsentlig forskel på de to beregningsmetoder kan være bestemmelsen af A_{opland} , hvor både størrelse og placering kan have afgørende betydning. Størrelsen af oplandet bestemmer den samlede mængde afstrømning, som genereres, og placeringen af oplandet har betydning for beregningen af andelen af dyrket areal i oplandet. De direkte oplande, som er anvendt i N-regnearket, er bestemt som en del af de tekniske forundersøgelser (TFU), som foretages ifm. ansøgningerne til et vådområdeprojekt, og beror derfor på topografiske analyser samt lokalitetsbesigtigelser af det konkrete vådområdeprojekt. Direkte oplande udarbejdet ifm. TFU indberettes ikke digitalt og er dermed ikke tilgængelige til anvendelse i NKM. Ifm. NKM er de direkte oplande derfor estimeret vha. en semi-automatisk metode, som beskrevet i Petersen, Hermansen, Kjeldgaard m.fl. (2025).

3.2 Beregning af N-fjernelse

Den årlige relative fjernelse i vådområder af N fra det direkte opland udgør i N-regnearket som udgangspunkt 50 %, med mindre konkrete lokale forhold tilsiger andet (f.eks. kan en effektiv nedsivning øge fjernelsen). I N-regnearket påpeges det dog, at *HLR* kan blive for høj til, at denne fjernelse kan opfyldes, hvis $A_{\text{opland}}/A_{\text{vådområde}} > 30$. Den relative fjernelse i NKM beregnes på månedsbasis ud fra ligning 1. Den gennemsnitlige relative fjernelse beregnet med NKM for vådområder i Vestdanmark (22 %) er betydeligt lavere end de 50 %, der som udgangspunkt anvendes i N-regnearket, mens den gennemsnitlige relative fjernelse beregnet med NKM for vådområder i Østdanmark (48 %) ligger meget tæt på den relative fjernelse anvendt i N-regnearket (Figur 3.1). Denne store forskel i relativ N-fjernelse mellem Vest- og Østdanmark kan til dels forklares af de signifikant højere indløbskoncentrationer, der ses i Østdanmark sammenlignet med Vestdanmark (Petersen, Hermansen, Kjeldgaard m.fl., 2025). Hvis denitrifikation var den eneste aktive proces, ville højere indløbskoncentrationer forventeligt føre til lavere relativ fjernelse. Da der imidlertid sideløbende med denitrifikation kan forekomme frigivelse af organisk kvælstof og ammonium, vil denne interne frigivelse udgøre en relativt større andel ved lave indløbskoncentrationer og dermed reducere den relative fjernelse af TN (Petersen, Prinds, Jessen m.fl., 2020; Walton, Zak, Audet m.fl., 2020). Dermed bliver den samlede relative N-fjernelse i Østdanmark højere end i Vestdanmark. Yderligere forklaringer på forskelle i fjernelse mellem Vest- og Østdanmark kan skyldes variationer i afstrømningsdynamikker, hydraulisk ledningsevne, tykkelse af vådområdesedimenter, porøsitet, specifik ydelse, vegetation, indhold af labilt kulstof, C:N-forhold m.v.

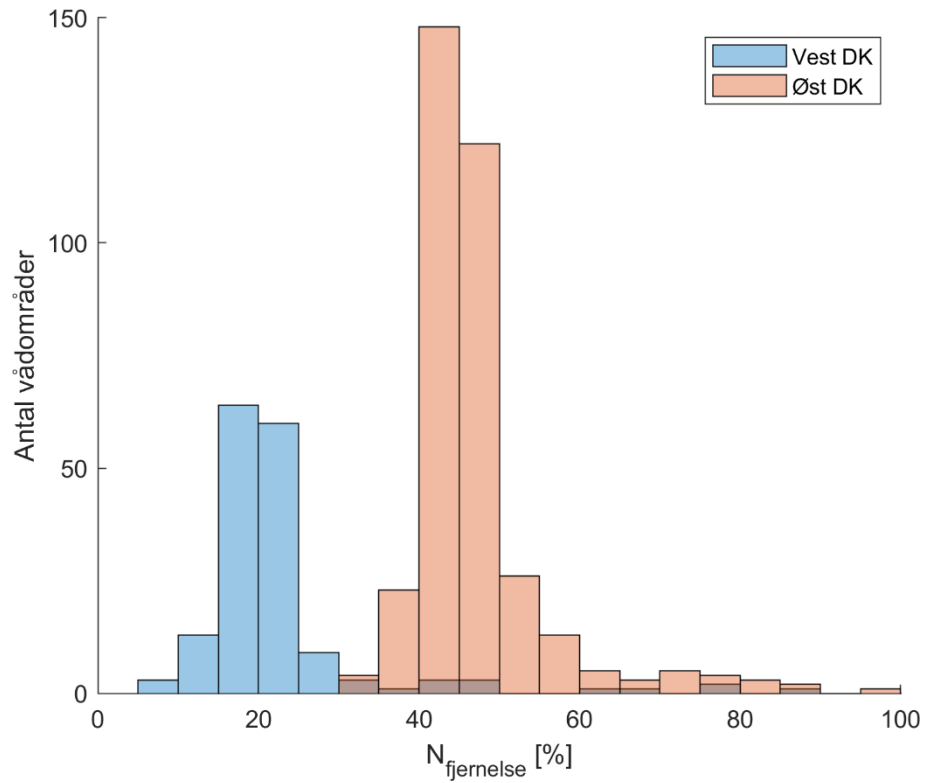
3.3 Sammenligning af relativ og absolut fjernelse i NKM-vådområdemodellen og N-regnearket.

Under antagelse af at A_{opland} beregnet ifm. NKM svarer til A_{opland} anvendt i N-regnearket, er det gennemsnitlige årlige tab fra alle vådområdeoplande knap tre gange højere beregnet med NKM end med N-regnearket. En del af forklaringen herpå er sandsynligvis skaleringsfaktoren $\left(\frac{1}{f_{\text{landbrug}}}\right)$ i ligning 9, som i oplande med en meget lille andel af landbrug har vist sig ikke at være hensigtsmæssig. Der arbejdes på at ændre denne ifm. en kommende opdatering af NKM, og N-belastningen vil derefter blive mere sammenlignelig med N-belastningen beregnet i N-regnearket.

Idet den procentuelle fjernelse af N generelt er lavere i NKM end i N-regnearket, bliver de større N-belastninger, beregnet med NKM i forhold til N-regnearket, til dels modsvaret af dette. Under antagelse af at A_{opland} er ens i NKM og N-regnearket, og at N-fjernelsen i N-regnearket er 50 %, resulterer denne kombination i, at der i gennemsnit stadig beregnes en ca. dobbelt så stor absolut fjernelse med NKM som med N-regnearket. I NKM er den relative fjernelse nuanceret på baggrund af lokalitet (øst/vest) samt månedlige værdier for *HLR* og lufttemperatur, mens den i N-regnearket som udgangspunkt er 50 %, men beror på en individuel vurdering af det konkrete vådområde. Der foreligger ikke en database, hvorfra der kan udtrækkes data for de effektive fjernelser anvendt i hidtidige N-regneark, hvorfor det ikke er muligt at sammenligne med de faktisk anvendte relative fjernelser.

Det skal understreges, at de oplandsarealer og fjernelsesrater, der er anvendt i N-regnearket, ikke er kendte jf. afsnit 3.1, hvorfor ovenstående sammenligning af absolutte fjernelser er yderst spekulativ. Samtidig skal det fremhæves, at idet N-retentionskortet produceret i Højberg, Thodsen, Andersen m.fl. (2025) viser den relative retention (%), forventes det ikke, at ændringer af skaleringsfaktoren i ligning 9 (som kun påvirker den absolutte belastning og fjernelse) får indflydelse på N-retentionskortet.

Figur 3.1. Fordelingen af gennemsnitlig modelleret årlig N-fjernelse for perioden 2011-2021 for alle vådområder implementeret i NKM.



4 Anbefalinger til beregning af kvælstoffekft ved fremtidige vådområder

For at sikre konsistente og fagligt robuste beregninger af kvælstoffjernelse i kommende vådområder bør følgende tilpasninger af beregningsmetoder og datagrundlag overvejes:

4.1 Harmonisering af oplandsafgrænsning

Direkte oplande, som anvendes i tekniske forundersøgelser (TFU), bør digitaliseres og gøres tilgængelige, så oplande i N-regneark og NKM-kørsler er ens. Dette vil reducere usikkerhed i belastningsberegninger og sikre sammenlignelighed mellem metoderne. Det kan ligeledes være relevant at digitalisere øvrige data fra N-regnearket, herunder estimerede relative og absolutte fjernelser beregnet med regnearkets fire delmoduler (afsnit 3), for at kunne sammenligne de forventede N-fjernelser med de fjernelser, som estimeres i NKM.

4.2 Integration af NKM-vådområdemodellen i N-regnearket

Modeludtrykket for relativ N-fjernelse, som anvendes i NKM (ligning 1), er baseret på månedlige beregninger. For at implementere dette i N-regnearket skal det derfor afklares, om regnearket ligeledes skal operere på månedsbasis. For den relative fjernelse er det forholdsvis enkelt at tilføje et dataark i N-regnearket med gennemsnitlige månedsværdier for *HLR* og lufttemperatur. Disse værdier kan udtrækkes fra en NKM-kørsel og anvendes til beregning af gennemsnitlige månedlige fjernelser. For at omsætte disse til absolutte fjernelser kræves der dog også månedlige værdier for N-belastningen. Det er muligt at implementere N-belastningen beregnet i NKM i regnearket som gennemsnitlige månedsværdier for hvert ID15-opland. Dette vil imidlertid medføre et relativt stort datasæt, som gør regnearket tungt at arbejde med. Da N-belastningen beregnes dynamisk i NKM og bl.a. afhænger af arealanvendelsen i oplandet, vil en sådan løsning desuden kræve en årlig opdatering af regnearket. Dette kan skabe forvirring om versioner, især i forbindelse med vådområdeprojekter, der strækker sig over flere år.

Et mere tilgængeligt alternativ kan være at opdatere den empiriske ligning for N-tab fra oplande, som anvendes i N-regnearket, så den kan estimere oplandstab på månedsbasis i stedet for årsbasis. Den nuværende empiriske formel er baseret på data fra hele landet, hvor nedbør og andelen af sandjord bidrager til at forklare den rumlige variation over landet. I en lignende empirisk model anvendt i DK-QNP (Windolf, Thodsen, Troldborg m.fl., 2011), hvor også nedbør og andelen af sandjord indgår, er det set, at disse to variabler ikke har været tilstrækkeligt til at forklare variationer i N-tab på national skala. Ved anvendelsen af DK-QNP er der derfor afgrænset 10 biasregioner for TN, inden for hvilke det modellerede N-tab korrigeres med en regionspecifik faktor (Thodsen, Tornbjerg, Rasmussen m.fl., 2019). En lignende opdeling i regioner med regionale biaskorrektioner kan indføre i N-tabsberegningen i N-regnearket for bedre at dække regionale variationer i N-tab.

En styrke ved den nuværende tilgang i N-regnearket er, at den giver mulighed for manuelt at indtaste andelen af landbrug i det direkte opland. Bevarer man en empirisk formel for N-belastning, opnås en særdeles anvendelig funktion til hurtige scenarieberegninger, hvor effekten af arealomlægning på N-fjernelse i

et vådområdeprojekt bliver direkte synlig. For eksempel kan den gennemsnitlige N-fjernelse for et vådområdeprojekt, der indgår i et større arealomlægningsprojekt, let estimeres ved manuelt at indtaste en ændret dyrkningsgrad for det direkte opland i N-regnearket. En tilsvarende scenarieberegning i NKM vil derimod være betydeligt mere tidskrævende og omkostningstung.

Den måske simpleste tilgang til en opdatering af N-regnearket kunne være at genberegne vådområde-modellen fra NKM på årlige værdier, som det f.eks. er vist af Hermansen, Petersen, Hoffmann m.fl. (2026), således at den bliver direkte implementerbar i N-regnearket, uden at det er nødvendigt at beregne N-belastninger på månedsbasis. Temperaturleddet i ligningen for N-fjernelse beskriver i høj grad variationen hen over året, så dette led vil sandsynligvis bortfalde i en årlig model. Beregningerne i N-regnearket vil dermed fortsat kunne foretages på årsbasis.

Uanset, hvilken fremgangsmetode, der anvendes, vil beregningerne for N-fjernelse i vådområder foretaget med NKM og med N-regnearket aldrig stemme helt overens. NKM er en dynamisk model, som baseres på dynamiske værdier for bl.a. arealanvendelse, afgrøder, udvaskning og klima m.m., mens N-regnearket er af mere statisk og gennemsnitlig natur. Det simple N-regneark har dog andre fordele, idet det er letanvendeligt, kan anvendes direkte af SGAV eller rådgivere og dermed fungerer uafhængigt af store modelkørsler, som involverer flere parter (AU og GEUS).

I betragtning af N-regnearkets umiddelbare anvendelighed som et screeningsværktøj er det vores vurdering, at beregning af N-belastning af de restaurerede vådområder fortsat bør foretages med en simpel empirisk formel for at undgå, at store datasæt for N-belastning for hvert ID15-opland beregnet med NKM skal overføres til N-regnearket og løbende ajourføres.

Selve fjernelsesprocenten, som i N-regnearket p.t. er 50 % som udgangspunkt, kan opdateres til at blive beregnet med vådområde-modellen fra NKM, enten som den er beskrevet i ligning 1, eller i en genberegnet version, som opererer på årsbasis. I begge tilfælde kræves det, at der foretages et udtræk af gennemsnitlig nettoafstrømning for hvert ID15-opland beregnet i NKM, til beregning af *HLR* (ligning 2). Mens denne modelberegning kan udgøre det nye udgangspunkt for fjernelse i N-regnearket, bør det stadig være muligt manuelt at overskrive denne fjernelsesprocent, hvis lokalt kendskab foreskriver det (f.eks. viden om særdeles effektiv nedsivning).

4.3 Øvrige opdateringer af N-regnearket

I N-regnearket anvendes værdier for N-fjernelse ved temporære oversvømmelser med vandløbsvand svarende til $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ døgn}^{-1}$ ved koncentrationer over 2 mg L^{-1} og $1,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ døgn}^{-1}$ for koncentrationer over 5 mg L^{-1} . I forbindelse med den nyeste version af NKM blev der gennemført målinger af N-fjernelse på temporært oversvømmede arealer, som viste betydeligt lavere fjernelsesrater – i gennemsnit $0,18 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ døgn}^{-1}$. Selvom dette ikke er direkte relateret til vådområdemodellen i NKM, vil en opdatering af N-regnearket med disse nye værdier bidrage til en bedre ensretning mellem N-regnearket og det samlede NKM-modelkompleks.

For lavvandede søer er modelleringen af kvælstofretentionen ligeledes forskellig i hhv. N-regnearket og i delmodellen i NKM. I N-regnearket anvendes en model, der beregner den årlige N-retention ud fra opholdstiden i søen:

$$Nret_{s\emptyset,NR} [\%] = 42,1 + 17,8 \cdot \log_{10}(T_a) \quad 10)$$

Hvor $Nret_{s\emptyset,NR}$ er årlig kvælstofretention i % og T_a er vandopholdstiden i år.

I NKM anvendes en model, der for “små søer” beregner N-retentionen på månedsbasis ud fra opholdstid og indløbskoncentration (Thodsen, Sørensen, Tornbjerg m.fl., 2025):

$$Nret_{s\emptyset,NKM} [\%] = 100 \cdot \frac{(r_m + 0,0044 \cdot C_{in}) \cdot T_m}{1 + (r_m + 0,0044 \cdot C_{in}) \cdot T_m} \quad 11)$$

hvor $Nret_{s\emptyset,NKM}$ er månedlig kvælstofretention i %, T_m er vandopholdstiden i måneder, og r_m er en basisretentionskoefficient (måned⁻¹), som er bestemt på månedsbasis.

Da der er tale om to forskellige modeltilgange, vil resultaterne ikke være ens i de to tilgange. Der anvendes i de to tilgange også forskellige metoder til at modellere tilførsler af vand- og kvælstofmængder til søerne og forskellige metoder til at beregne størrelsen af oplandet. Disse forhold vil også bidrage til, at både den procentmæssige og den absolutte kvælstofretention, der beregnes med regnearket og med NKM, vil være forskellige.

Modellen fra N-regnearket kan resultere i årlige relative kvælstoffjernelser imellem ca. 12 % og 42 % for opholdstider mellem 7 dage (minimum ifølge vejledning) og 1 år. NKM kan håndtere opholdstider på mindre end 7 dage, mens månedsopholdstider på > 2 måneder sættes til 2 måneder. NKM modellens vigtigste drivende parameter er lige som for regnearksmodellen vandopholdstiden, men den har også en mindre koncentrationsafhængighed. Det vil være muligt at ændre regnearksmodellen til NKM-modellen. Dette vil kræve, at der kan beregnes realistiske inputparametre (vandmængde, total-kvælstofmængde og total-kvælstof koncentration) på månedstidsskridt for hvert ID15-opland (3447 oplande).

5 Datakrav for vådområder ved årlig kørsel af den Nationale Kvælstofmodel

For at nye vådområder kan implementeres i årlige kørsler af NKM, kræves følgende datainput:

1. GIS-polygon med afgrænsning af vådområdet ($P_{\text{vådområde}}$).
 - a. Polygonet skal i videst muligt omfang repræsentere det vådlagte areal eksklusive tørre randarealer.
 - b. Vådområdet skal have et unikt ID
 - c. Polygonet skal opsplittes langs grænserne for ID15-oplande.
 - d. Det skal angives, hvorvidt vådområder ligger i Vest- eller Østdanmark.
2. GIS-polygon med afgrænsning af vådområdets *direkte* opland (P_{opland}), dvs. eksklusive et evt. vandløbsopland.
 - a. Oplandet skal have et ID svarende til det tilhørende vådområde
 - b. Polygonet skal opsplittes langs grænserne for ID15-oplande. Andelen af landbrug inden for hver kombination af direkte opland og ID15-oplande beregnes ud fra nyeste Basemap (Levin, 2022). I NKM er anvendt følgende arealanvendelses-koder fra den aggregerede kortlægning i Basemap (AGG_LU):
 - 11000 Landbrug, intensivt, midlertidige afgrøder
 - 212000 Landbrug, intensivt, permanente afgrøder
 - 230000 Landbrug, ikke klassificeret

6 Konklusion

Den absolutte kvælstoffjernelse i vådområder afhænger i høj grad af belastningen fra oplandet. Den nuværende NKM-vådområdemodel, som beregner relativ kvælstoffjernelse, er robust inden for det brede spænd af belastninger, som indgår i modeludviklingsgrundlaget ($0,79 - 783 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ md}^{-1}$), men ved meget lave belastninger kan frigivelse af kvælstof få relativt større betydning, hvilket ikke håndteres eksplicit i modellen. NKM og N-regnearket har forskellige formål og opløsning: NKM er dynamisk, detaljeret og anvendes til at dokumentere effekten af forskellige reguleringer i landskabet, mens N-regnearket kan anvendes prædiktivt, er enkelt og velegnet til hurtige scenarieberegninger. For fremtidige beregninger anbefales harmonisering af oplandsafgrænsning og en opdatering af N-regnearket, så fjernelsesprocenten beregnes med NKM-modellen eller en version heraf, der anvender et årligt tidsskridt. Beregning af N-belastning bør fortsat baseres på en simpel empirisk formel for at undgå store datasæt og hyppige opdateringer. Endelig bør værdier for N-fjernelse ved temporære oversvømmelser justeres i overensstemmelse med nyeste målinger for at sikre konsistens mellem værktøjerne.

7 Referencer

Audet, J., Andersen, A.H., Christiansen, D.A., Kjeldgaard, A., Thodsen, H. og Kronvang, B. (2025) Kvælstofretention i vandløb, grøfter og temporært oversvømmede ripariske arealer, s. 10-19 i Kvælstofretention i overfladevand. Thodsen, H. (red), Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Davidsson, T.E. og Ståhl, M. 2000. The Influence of Organic Carbon on Nitrogen Transformations in Five Wetland Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(3), 1129-1136.

Hermansen, N., Petersen, R.J., Hoffmann, C.C., Kjeldgaard, A., Thodsen, H., Zak, D.H., Kronvang, B., Larsen, S.E. og Audet, J. 2026. Long-term evidence of nitrogen removal from four decades of wetland restoration in agricultural landscapes in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 395, 109924.

Hoffmann, C.C., Audet, J., Ovesen, N.B. og Kjeldgaard, A. 2022. Overvågning af vådområder 2018 - 2019 - 2020 - 2021 NOVANA, Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

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

Kieckbusch, J.J. og Schrautzer, J. 2007. Nitrogen and phosphorus dynamics of a re-wetted shallow-flooded peatland. *Sci. Total Environ.* 380(1), 3-12.

Krishnankutty, N., Gelbrecht, J., Petersen, R.J., Rayner, D., Lau, M.P., Frank, S., Andersen, R., Pärn, J., Mander, Ü., Kotowski, W., Liu, H., Iversen, B.V., Heckrath, G., Hansen, H.C.B., Hoffmann, C.C., Mäenpää, M.I., Goldhammer, T., Kull, A., Florea, A.-F. og Zak, D. 2025. A comprehensive porewater survey of European peatlands reveals sustained elevated phosphorus levels after 10-20 years of rewetting. *Geoderma* 463, 117554.

Kronvang, B., Thodsen, H., Tornbjerg, H. og Kjeldgaard, A. (2025) Kvælstofretention på oversvømmede arealer langs vandløb, s. 68-71 i Kvælstofretention i overfladevand. Thodsen, H. (red), Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Larsen, S.E. 2022. Kort notat om modeller til estimering af N-tab (kg N/ha) fra umålte oplande, s. 4, Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience.

Levin, G. 2022. Basemap04. Documentation of the data and method for elaboration of a land use and land cover map for Denmark, s. 77, Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy.

Naturstyrelsen 2014. Naturstyrelsens vejledning til kvælstofberegninger. Agency, N. (red).

Petersen, R.J., Hermansen, N., Kjeldgaard, A., Audet, J., Hoffmann, C.C., Molis, M., Højberg, A.L. og Thodsen, H. (2025) Kvælstofretention i restaurerede vådområder, s. 20-33 i Kvælstofretention i overfladevand. Thodsen, H. (red), Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Petersen, R.J., Prinds, C., Jessen, S., Iversen, B.V. og Kjaergaard, C. 2020. Riparian Lowlands in Clay Till Landscapes Part II: Nitrogen Reduction and Release Along Variable Flow Paths. *Water Resour. Res.* 56(4), e2019WR025810.

Stepanauskas, R., Davidsson, E.T. og Leonardson, L. 1996. Nitrogen Transformations in Wetland Soil Cores Measured by N Isotope Pairing and Dilution at Four Infiltration Rates. *Applied and Environmental Microbiology* 62(7), 2345-2351.

Stisen, S., Ondracek, M., Trolborg, L., Schneider, R.J.M. og van Til, M.J. 2019. National Vandressource Model, s. 125, GEUS, Copenhagen.

Thodsen, H., Sørensen, P.B., Tornbjerg, H. og Kjeldgaard, A. (2025) Kvælstofretention i små søer, s. 63-67 i Kvælstofretention i overfladevand. Thodsen, H. (red), Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Thodsen, H. (red), Thodsen, H., Tornbjerg, H., Audet, J., Petersen, R.J., Sørensen, P.B., Kronvang, B., Frederiksen, R.R., Kjeldgaard, A., Larsen, S.E., Hoffmann, C.C., Andersen, A.H., Hermansen, N., Christiansen, D.A., Muff, E., Conradsen, A.R., Iversen, B.V., Pugliese, L., Molis, M. og Højberg, A.L. (2025) Kvælstofretention i overfladevand, Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rasmussen, J.J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Kjeldgaard, A. og Windolf, J. 2019. Vandløb 2018, s. 72, Aarhus Universitet.

Walton, C.R., Zak, D., Audet, J., Petersen, R.J., Lange, J., Oehmke, C., Wichtmann, W., Kreyling, J., Grygoruk, M., Jabłońska, E., Kotowski, W., Wiśniewska, M.M., Ziegler, R. og Hoffmann, C.C. 2020. Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrology and vegetation. *Sci. Total Environ.* 727, 138709.

Windolf, J., Thodsen, H., Trolborg, L., Larsen, S.E., Bøgestrand, J., Ovesen, N.B. og Kronvang, B. 2011. A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark. *J. Environ. Monit.* 13(9), 2645-2658.