

Kvælstofbalance og nitratudvaskning

Modellering på data fra Landovervågningen

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 5. December 2025 | **73**



AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

STØTTET AF

Planteafgiftsfonden

Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Kvælstofmarkbalancer og nitratudvaskning. Modellering på data fra Landovervågningen

Forfattere: Emilie Sofie Lissner¹, Luc Janns¹, Mette Thorsen² og Gitte Blicher-Mathiesen²
Institution(er): ¹Aarhus Universitet Center for Kvantitativ Genetik og Genomer og ²Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience.

Faglig kommentering: Søren E. Larsen
Kvalitetssikring, DCE: Kirsten Bang
Sproglig kvalitetssikring: Anne Mette Poulsen

Ekstern kommentering: SEGES Innovation P/S. [Kommentarerne findes her.](#)

Rekvirent: SEGES Innovation P/S

Bedes citeret: Lissner, E.S., Janns, L., Thorsen, M. & Blicher-Mathiesen, G. (2025) Kvælstofmarkbalancer og nitratudvaskning. Modellering på data fra Landovervågningen. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 39 s. - - [Fagligt notat nr. 2025|73](#)

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: Colorbox

Sideantal: 39

Indhold

Indhold	3
Forord	4
Sammenfatning	5
1 Perkolation og nitratkoncentration	6
1.1 Måling af nitratkoncentration i jordvand	6
1.2 Beregning af perkolation og nitratudvaskning	6
1.3 Målt nitratkoncentration og perkolation	6
2 Inputdata til modellering	9
3 Metode for modellering	11
3.1 Systemligning	11
3.2 Observationsligning	12
3.3 Modelestimater og validering	12
4 Resultater	14
4.1 Estimerede parametre	14
4.2 Modelrespons ift. jordtyper og klima	15
4.3 Modelperformance	16
4.4 Scenarie for ændring af kvælstofbalancen	18
5 Diskussion	20
6 Konklusion	22
7 Referencer	23
8 Appendiks	24
8.1 Hoved- og efterafgrøde på station 107 og 601.	24
8.2 Konvergensplot	26
8.3 Supplerende modelresultater for stationsmarker	27

Forord

Dette notat beskriver en modellering af sammenhænge mellem kvælstofmarkbalance og nitratudvaskning, hvor der i modellen kun indgår tre forklarende variable: kvælstofmarkbalancen, jordtyper og nedbør. Kvælstofmarkbalancen er her opgjort som forskellen mellem tilført kvælstof og fraført kvælstof med høstede afgrøder. I analysen indgår data fra Landovervågningen, hvor der siden 1990 er indhentet dyrkningsdata og målt nitratkoncentrationer i jordvand. Nitratudvaskningen er bestemt ved at gange en modelberegnet perkolation med en målte nitratkoncentration.

Notatet indgår i et større projekt hos SEGES Innovation P/S om udbyttens betydning for udvaskningen af nitrat fra rodzonen. Projektet er støttet af Planteafgiftsfonden (PLAF) og har til formål at forbedre beregningen af nitratudvaskning, så den emissionsbaserede regulering ikke fjerner landmandens incitament og muligheder for at opnå høje udbytter. PLAF-projektet strækker sig over tre år, hvor Aarhus Universitets bidrag med nærværende modelleringer udgør en del af projektets første år.

Denne analyse på data fra Landovervågningen tager udgangspunkt i en igangværende analyse og udvikling af nye nitratudvaskningsmodeller under driftsudviklingsprojektet NITAGRO. I NITAGRO-projektet er det målet at udvikle en ny og mere præcis nitratudvaskningsmodel på markniveau. Der kan suppleres eller erstatte den nuværende NLES5-model, der planlægges anvendt til en ny kvælstofregulering. I NITAGRO vil den aktuelle landbrugspraksis ift. udbytter og kvælstofhøst i større grad indgå i modeludviklingen og vil dermed kunne støtte landmandens valg af mere omkostningseffektive tiltag til reduktion af nitratudvaskningen. Som noget nyt suppleres de nuværende måledata og registreringer af dyrkningsdata med satellitdata fra målefladen, der kan anvendes til at beskrive vækst og udbytte af hovedafgrøden og kvælstofoptagelsen i bevoksningen om efteråret. Udvasningen modelleres ved hjælp af forskellige tilgange inden for computerbaserede statistiske metoder.

Den anvendte model i dette notat er et første forsøg på at udvikle en statistisk baseret nitratudvaskningsmodel, som inddrager kvælstofbalancen på marken. Heri indgår landmandens udbytte via kvælstofhøsten, der trækkes fra det tilførte kvælstof med gødning, fiksering og deposition. Det er som før nævnt forskellen mellem markens tilførte og fraførte kvælstof, der udgør kvælstofbalancen.

Modellen er dynamisk og udviklet som et første trin til at teste potentialet for en statistisk baseret model, hvor kvælstofbalancen er en væsentlig drivvariabel til at beskrive kvælstofudnyttelse og nitratudvaskning fra marken.

I NITAGRO-projektet er det valgt ikke at videreudvikle på denne model, blandt andet i erkendelse af, at det giver fagligt større forklaringsgrad af effekt af dyrkningspraksis ved at modellere målte nitratkoncentrationer end nitratudvaskning, hvor perkolationen indgår (Giannini-Kurina et al. 2025). Når perkolationen indgår i nitratudvaskningen vil en del af modellens prædiktions forklare forskelle i nedbørens afledte betydning for perkolation. Når vi alligevel har valgt at anvende denne model til at beskrive effekten af ændringer i kvælstofbalancen på nitratudvaskning i dette notat, er det alene, fordi den model, der prædikerer de målte nitratkoncentrationer, endnu ikke er færdigudviklet.

Modelleringsresultaterne i dette notat præsenteres på et overordnet niveau for at illustrere potentialet ved at anvende kvælstofbalancen som input til modellering af nitratudvaskning.

Sammenfatning

Denne analyse har til formål at undersøge sammenhænge mellem kvælstofbalance og nitratudvaskning ved hjælp af en dynamisk bayesiansk state-space-model samt overordnet at vurdere modellens potentiale som supplement til eksisterende metoder.

Til modelleringen anvendes tre inputvariabler: kvælstofbalance, jordtype og SPI-7 (nedbørsindeks). Modellen trænes og testes på data for nitratudvaskning målt i Landovervågningen (1991–2023), omfattende 27 marker fordelt på sand- og lerjord. Modellen estimeres i en bayesiansk ramme med MCMC (NumPyro).

Modellens præcision, målt som gennemsnitlig RMSE for alle stationsmarker, udgør 28,0 og 35,9 kg N/ha for henholdsvis trænings- og valideringsdata. Fejlniveauet er lidt lavere i træning end i test, men alligevel på et forventet niveau. Til sammenligning beregner NLES5 en lidt højere RMSE på 38,0 kg N/ha alene på træningsdata fra Landovervågningen. For lerjord viser modelresultaterne, at nitratudvaskningen har en stærk tidslig afhængighed af ophobet kvælstof, som påvirker udvaskningen i flere år, mens den årlige nitratudvaskning fra sandjord i højere grad er styret af det aktuelle års kvælstofbalance.

Et scenarie, der beskriver ændring i nitratudvaskning ved at ændre kvælstofbalancen med op til 10 kg N/ha, giver forventeligt en stærkere respons på nitratudvaskningen fra sandjord på godt 5 kg N/ha og en svagere respons fra lerjord på godt 3 kg N/ha.

Konklusionen af studiet er, at en dynamiske modeltilgang giver en mere realistisk beskrivelse af nitratudvaskning end de nuværende danske statiske modeller samt giver mulighed for at koble udvaskning til markens faktiske kvælstofudnyttelse via kvælstofbalancen. Ved at anvende kvælstofbalancen som input sikres en vis grad af massebalance, hvilket gør modellens resultater nemme at formidle og forstå. Modellering af nitratudvaskning fra sandjord kræver særligt fokus på årets kvælstofbalance, mens lerjord i højere grad kræver modeller med hukommelse for tidligere år. Desuden vil de seneste års store variation i nedbørsmængderne samt forventet øget fremtidig variation i nedbør gøre dynamiske modeller nødvendige.

For at opnå bedre præcision kan det overvejes at udvide modellen med efterafgrøder og satellitbaseret udbytteinformation. Herudover bør den fremtidige modeludvikling inddrage usikkerhed på den beregnede perkolation eller – alternativt – at modellere den målte nitratkoncentration frem for nitratudvaskning, hvor perkolation indgår.

1 Perkolation og nitratkoncentration

I dette afsnit beskrives sammenhænge mellem nedbør, perkolation, jordtype og nitratudvaskning, som har betydning for design af en model til beregning af nitratudvaskning for stationsmarker i Landovervågningen (Blicher-Mathiesen et al., 2024).

1.1 Måling af nitratkoncentration i jordvand

Nitrat blev målt i jordvand ca. en gang om ugen i afstrømningsperioden. Jordvandet blev indsamlet ved at opretholde undertryk i sugecellerne i en uge. Sugecellerne (10 stk.) ligger i jorden i ca. 1 meters dybe under terræn. Nitratkoncentrationen blev bestemt i det opsamlede jordvand for hele perioden, fra opsamlingens start til den næste måling (ca. 7 dages mellemrum).

Beregningen af nitratudvaskning blev foretaget ved at gange den modelberegneede perkolation for perioden mellem to måledage med den målte nitratkoncentration. Herved antages, at de målte nitratkoncentrationer i det opsamlede jordvand, repræsenterer gennemsnitlige fluxkoncentrationer for perioden.

1.2 Beregning af perkolation og nitratudvaskning

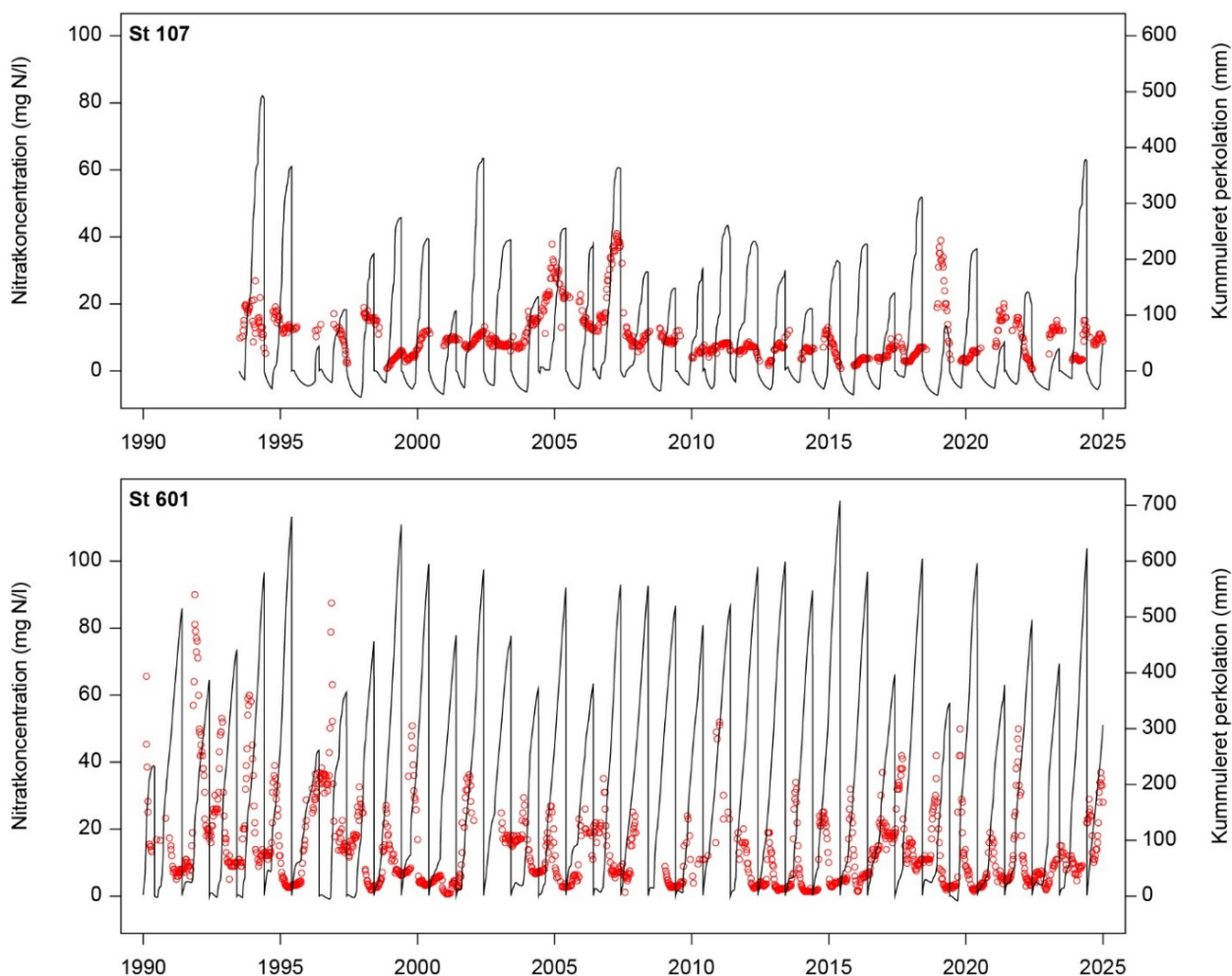
Perkolationen beregnes med rodzonemodellen Daisy (Abrahamsen & Hansen, 2000) baseret på specifik jordopsætning ud fra målinger på marker med sugeceller (Blicher-Mathiesen et al., 2014). De ugentlige værdier for nitratudvaskning summeres til den samlede udvaskning for det agrohydrologiske år (1. april til 31. marts) og anvendes som responsvariabel i modellen.

Nedbør og vandafstrømning ud af rodzonen –perkolation – er en central parameter for omfanget af nitratudvaskning. Nitrat er opløst i jordvand og transporteres let ud af rodzonen ved overskud af nedbør. I oplande med lav nedbør og perkolation og med et relativt højt lerindhold af vil jorden holde på vandet, og den målte nitratkoncentration i jordvandet varierer mindre end for sandjord, hvis evne til at tilbageholde vand i jorden er lav. De to sandjordsoplande, som indgår i Landovervågningen, ligger begge i områder med relativt høj nedbør – henholdsvis LOOP 2, beliggende i Himmerland, og LOOP6, beliggende i Sønderjylland tæt ved Løgumkloster.

1.3 Målt nitratkoncentration og perkolation

Figur 1 viser målte nitratkoncentrationer og den summerede perkolation for det agrohydrologiske år i Generelt er perkulations- og nitratkoncentrationerne lavere på station 107, der ligger på lerjord end på station 601, der ligger på sandjord. På begge stationer er koncentrationerne lavere umiddelbart efter afstrømningsperioden, hvilket illustreres ved, at kurven for summeret perkolation starter 1. april. På station 601 er fortyndingstoppene tydeligere end på station 107, hvor jordmatriksen skylles godt igennem af den relativt høje perkolation. Det interessante ved figuren er ikke kun, hvor høj nitratkoncentrationen bliver i de enkelte år, men også om jorden vaskes mere eller mindre tom for nitrat hvert år. Hvis nitraten bliver i jorden, vil der være en forsinkelse i udvaskningen til de efterfølgende år. Både på lerjords- og sandjordsstationen ses år, hvor der er mere nitrat tilbage i jorden efter afstrømningsperioden. For eksempel ses højere vinterkoncentrationer i 1996 og 2004-2007 og 2024 på lerjordsstationen (107) og i 1996, 1997, 2003,

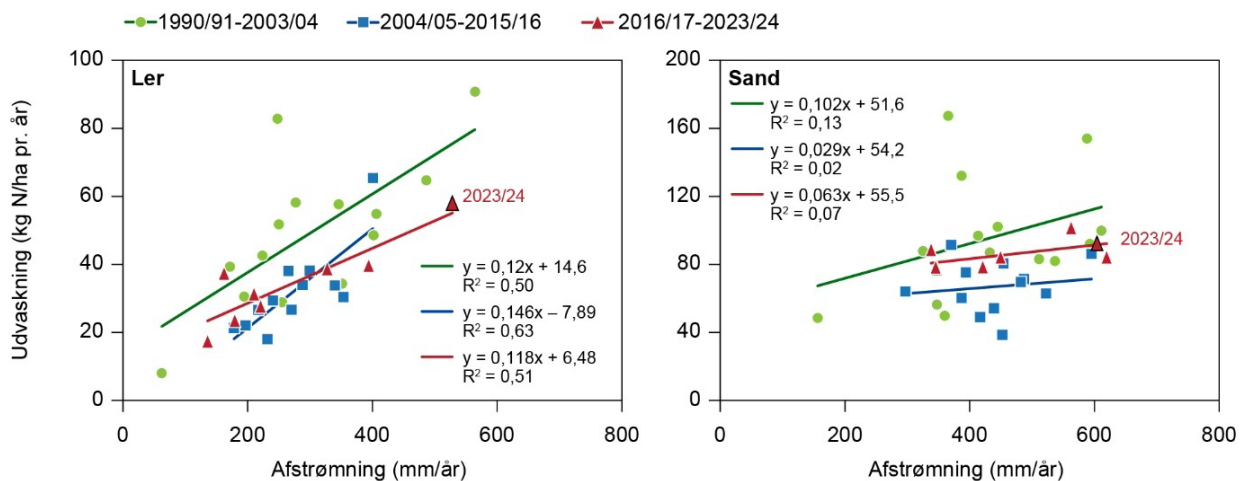
2006, 2011 og 2017 på sandjordsstationen (601) sammenlignet med vinterkoncentrationerne i de øvrige år. De lavere koncentrationer kan både relateres til år med relativt lav perkolation i året før det agrohydrologiske udvaskningsår og/eller høj kvælstofbalance efter tørkeramte udbytter (appendiks tabel 8.1 og 8.2).



Figur 1. Målte nitratkoncentrationer (venstre y-akse) og kumuleret perkolation (højre y-akse) for jordvandsstation på lerjord på Lolland (øverst.) og på sandjord ved Løgumkloster (nederst). Sædskifte for de to stationer ses i appendiks tabel 8.1 og 8.2.

For at forstå hvordan nedbør og perkolation påvirker nitratudvaskning er LOOP-oplandene opdelt i to jordtyper hvor LOOP 1, 3 og 4 udgør lerjordsoplande og LOOP 2 og 6 udgør sandjordsoplande.

På lerjordsstationerne ses en signifikant sammenhæng mellem perkolationen og størrelsen af nitratudvaskningen ($p < 0,0001$) (figur 2). For sandjord ses en stor år-til-år-variation, og der kan ikke opstilles en signifikant sammenhæng mellem perkolation og nitratudvaskning ($p = 0,17$). Denne forskel mellem ler- og sandjordsoplande kan skyldes flere faktorer. Dels er perkolationen i sandjordsoplande i de fleste år så stor, at en betydelig del af efterårets nitrat i rodzonen vaskes ud i løbet af vinteren, og en større mængde nedbør medfører lavere koncentrationer på grund af fortynding. Herudover indgår flerårigt græs hyppigt i sædskiftet på flere af stationsmarkerne i sandjordsoplande, hvor nitratudvaskningen typisk er høj i afstrømningsperioden efter ompløjning og lav i de år, hvor græsset overvintret. I år uden ompløjning har perkolationen mindre betydning, mens der efter ompløjning sker en stor omsætning af græstørven, hvilket omsættes til nitrat i jorden. Her er perkolationen størrelse afgørende for, om alt nitrat når at blive udvasket.



Figur 2. Sammenhæng mellem perkolation og nitratudvaskning for jordvandsstationer i lerjords- og sandjordsoplande i LOOP, opdelt i forskellige perioder. Hver observation er et gennemsnit for 13 jordvandsstationer for henholdsvis ler- og sandjordsoplande for hvert hydrologisk år i perioden. Data for 2023/24 er angivet som en rød trekant med sort yderkant, og understreger forskellen mellem ler- og sandjordsoplande ved meget høj perkolation.

I år med lave nedbørsmængder og perkolation på lerjord udvaskes det kun en lille del af kvælstofbalancen, og en del af kvælstoffet forbliver i jorden og bidrager til nitratudvaskning i det efterfølgende år.

2 Inputdata til modellering

Modellen bygger på data fra Landovervågningen fra perioden 1991-2023, hvor detaljerede dyrkningsdata er indhentet på markniveau for afgrøders sædskifte og høst, efterafgrøder og gødningsforbrug i fem små landbrugsdominerede oplande. Der ligger et opland i henholdsvis Himmerland, i Østjylland ved Ejer Bavnehøj, ved Løgumkloster i Sønderjylland, på Sydfyn og på Lolland. De fem oplande repræsenterer en stor del af Danmarks variation i dyrkningspraksis, jordtyper og klima. I modelleringen indgår 27 marker, 11 på sandjord og 16 på lerjord. Ud over tilgængelige dyrkningsdata til opførelse af kvælstofbalancen er der også målt nitratkoncentrationer i jordvandet.

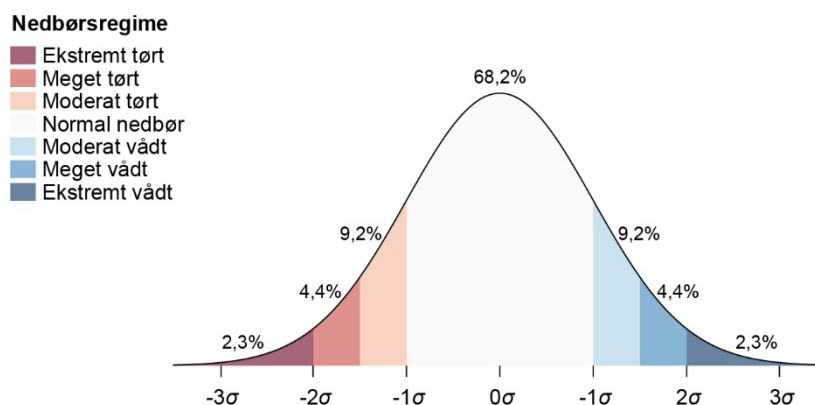
De følgende tre forklarende variable er anvendt i modellen:

SPI (Standardized Precipitation Index): Et mål for, om perioden har været tør eller våd i forhold til den langsigtede nedbørsnormal. Negative værdier angiver tørre forhold, mens positive værdier angiver våde forhold (figur 3) (McKee, Doesken & Kleist, 1993; Edwards & McKee (1997).

For at beregne SPI kræves en lang tidsserie af månedlige nedbørsmålinger, typisk mindst 30 år, for at sikre pålidelige resultater.

SPI kan beregnes for forskellige tidshorisonter, hvor nedbør akkumuleres over en valgt periode, f.eks. 1, 3 eller 12 måneder. Korte tidshorisonter (f.eks. 1-3 måneder) giver indsigt i forhold som jordfugtighed og vandføringen i små vandløb. Længere tidshorisonter (f.eks. 12-24 måneder) siger mere om ændringer i grundvandsreserver, åer og større vandressourcer. SPI-værdier fortolkes som standardafvigelser, hvor værdier tæt på 0 indikerer normale forhold, mens positive værdier viser våde perioder, og negative værdier viser tørkeperioder (figur 3.).

I denne analyse anvendes SPI-7 i april, som opsummerer syv måneders nedbør fra oktober til april. Perioden dækker dermed hoveddelen af den hydrologisk aktive fase med betydning for perkolation og nitratudvaskning.



Figur 3. Fordeling af nedbørsregimer baseret på SPI-værdier. Kurven viser standardnormalfordelingen, hvor SPI-værdier er grupperet i kategorier fra "Ekstremt tørt" til "Ekstremt vådt". Hver kategori er repræsenteret med et specifikt SPI-interval og den tilhørende sandsynlighed for forekomst

Tabel 1. For stationsmarker, der indgår i modellering, angives LOOP-nr. lokalitet, middelnedbør, jordtype defineret i modelleringen, jbnr. og årsmiddel for tilført handelsgødning (han.), husdyrgødning (Hus.), udbinding (Udb.), fiksering (Fiks.) og deposition (Dep.) samt fjernet med høstet kvælstof (Høstet), kvælstofbalancen (Balance) for hvert LOOP-område og for perioden 1991-2023, der indgår i modelleringen.

Nr.	Lokalitet	Nedbør (mm/år)	Jordtype	JB	Han.	Hus.	Udb.	Tilført og fjernet kvælstof (kg N/ha)				
								Fiks.	Dep.	Tilført	Høstet	Balance
1	Lolland	693	Ler	6-7	123	9	0	9	15	156	126	30
2	Himmerland	855	Sand	1-4	68	148	7	17	15	254	130	124
3	Ejer Bavnehøj	864	Ler	6-7	119	60	34	25	15	253	141	112
4	Sydfyn	788	Ler	6-7	97	90	4	10	15	216	125	92
6	Løgumkloster	1018	Sand	1-5	89	131	30	21	15	287	157	130

Jordtype: Sand eller ler. Marker med jordvandsstationer i LOOP 1, 3 og 4 er klassificeret som lerjord, og marker med jordvandsstationer i LOOP 2 og 6 er klassificeret som sand (tabel 1).

Markens kvælstofbalance per planår: Input omfatter handelsgødning-N, husdyr-N, N-udbinding, N-deposition og N-fiksering, mens output består af kvælstof fjernet med hovedafgrøde, afgrøderesten og høstet udlæg eller efterafgrøde. (tabel 1).

Forskellen mellem tilført og fjernet kvælstof (kvælstofbalancen) fordeler sig på følgende poster: nitratudvaskning fra rodzonen, kvælstoftab ved ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning, denitrifikation i rodzonen og ændringer i jordens kvælstofpulje. Her vil nitratudvaskning oftest være langt den største tabspost på landbrugsjord (Blicher-Mathiesen et al., 2024).

3 Metode for modellering

Modellen er formuleret som en bayesiansk state-space-model (Bishop, 2006) med et tidsvarierende parameterled. Formålet er at beskrive den årlige variation i nitratudvaskningen ud fra markens kvælstofbalance, samtidig med at modellen "husker" effekten fra tidligere år. Denne hukommelse opstår gennem en latent tilstand, som binder årene på den enkelte markstation sammen. Modellen består af en systemligning og en observationsligning. Hver af disse har sin egen varians, henholdsvis τ_j i systemdelen og σ_j i observationsdelen, hvor begge variansled afhænger af jordtypen. Det giver mulighed for at skelne mellem to typer usikkerhed: usikkerhed i selve udviklingen af den interne N-pulje (systemusikkerhed) og usikkerhed i de målte udvaskningsværdier (observationsusikkerhed). Ved at lade variansled variere mellem sand- og lerjord kan modellen samtidigt fange forskelle i både dynamik og målenøjagtighed mellem jordtyperne.

3.1 Systemligning

Systemligningen beskriver udviklingen i den latente tilstand h_t . Den latente tilstand kan forstås som den mængde kvælstof, der føres videre fra et år til det næste – altså en intern kvælstofpulje, der opsamler effekten af tidligere kvælstofoverskud eller-underskud, her benævnt kvælstofbalancen (figur 4).

$$h_t \sim \mathcal{N}(\alpha_{t-1}h_{t-1} + \beta_j x_t, \tau_j)$$

Udviklingen i h_t består af to led:

Overførsel fra forrige år

$\alpha_{t-1}h_{t-1}$ angiver den del af sidste års kvælstofpåvirkning, der tilbageholdes og videreføres.

α_t er en tidsvarierende retentionsfraktion, som afhænger af både SPI og jordtype:

$$\alpha_t = \text{sigmoid}(a_f + b_f \cdot \text{SPI}_t + c \cdot \text{soil type}_t)$$

Her er $a_f \sim \mathcal{N}(\mu_a, \sigma_a)$ og $b_f \sim \mathcal{N}(\mu_b, \sigma_b)$ en random effekt, der fanger forskelle mellem markerne, mens c beskriver forskellen mellem sand- og lerjord. Sigmoid-funktionen sikrer, at α_t altid ligger mellem 0 og 1.

Årets input via kvælstofbalancen

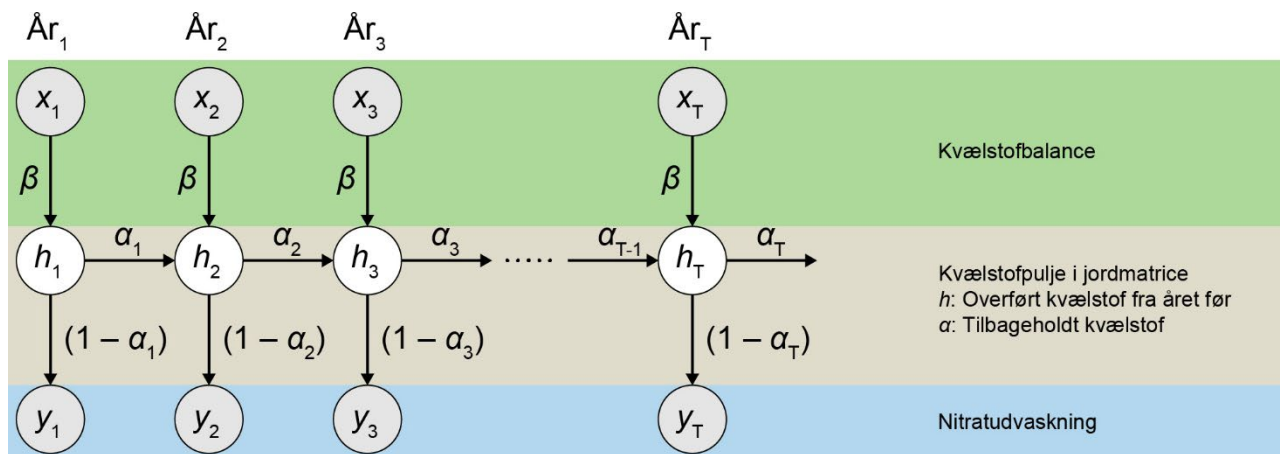
$\beta_j x_t$ beskriver, hvordan årets kvælstofbalance påvirker den latente tilstand for jordtype j . x_t er den årlige markbalance, og β er den effektive overførselskoefficient, der bestemmer, hvor meget af dette input der sættes ind i N-puljen.

3.2 Observationsligning

Observationsligningen beskriver, hvordan den observerede udvaskning, y_t , afhænger af den del af N-puljen, der ikke tilbageholdes:

$$y_t \sim \mathcal{N}\left((1 - \alpha_t)h_t, \sigma_j\right),$$

hvor σ beskriver måleusikkerheden.



Figur 4. Grafisk repræsentation af den bayesianske state-space-model. h_t er den latente tilstand, som udvikler sig over tid gennem retentionen, α_t , og inputtet fra markbalancen, x_t via β . Den observerede udvaskning, y_t afhænger af den del af den latente tilstand, som ikke tilbageholdes ($1 - \alpha_t$). Pilenes retning i de latente tilstande viser modellens tidlige struktur, hvor hvert års tilstand påvirkes af både forrige års tilstand og årets kvælstofbalance.

Der er brugt følgende priors: $a_\mu \sim \text{Normal}(0,10)$, $a_\sigma \sim \text{Exponential}(1)$, $b_\mu \sim \text{Normal}(0,10)$, $b_\sigma \sim \text{Exponential}(1)$, $a_i \sim \text{Normal}(a_\mu, a_\sigma)$, $b_i \sim \text{Normal}(b_\mu, b_\sigma)$, $h_{0,i} \sim \text{HalfNormal}(2)$, $\beta_{\text{clay}} \sim \text{Beta}(4,2)$, $\beta_{\text{sand}} \sim \text{Beta}(4,2)$, $\tau_{\text{clay}} \sim \text{HalfNormal}(0.1)$, $\tau_{\text{sand}} \sim \text{HalfNormal}(0.1)$, $\sigma_{\text{clay}} \sim \text{HalfNormal}(0.1)$, $\sigma_{\text{sand}} \sim \text{HalfNormal}(0.1)$ og $c \sim \text{Normal}(0,1)$

3.3 Modelestimer og validering

Modellen er estimeret med kvælstofmængder udtrykt i 100 kg N/ha for at sikre en mere stabil og effektiv optimering, da algoritmen typisk performer bedre på variable med en mindre størrelsesorden. Data er ikke standardiseret, fordi vi ønsker at bevare de absolutte størrelser og dermed massebalance-tænkningen i modellen. Der er ikke foretaget en transformation af udvaskningsdata. Dette blev forsøgt, men modelleringen blev ustabil. Residualerne vurderes at have en fornuftig fordeling uden transformation af data.

Modellen estimeres i NumPyro, som er et probabilistisk programmeringssprog i Python (Phan et al., 2019). Inferens udføres med Markov Chain Monte Carlo (MCMC) ved brug af NUTS-algoritmen. Der køres to kæder med hver 10.000 samples efter warm-up. Konvergens vurderes ved at gennemgå trace-plots og standarddiagnostik på tværs af kæderne (se appendiks).

I dette arbejde vil vi især undersøge, hvordan modellen reagerer på forskellige kombinationer af input på tværs af forskellige år og dyrkningspraksisser, ikke hvordan den klarer sig på helt nye marker eller for lange tidsperioder uden data.

Vi valgte at maskere cirka 20 % af de oprindeligt observerede værdier inden for hver stationsmark tilfældigt, fordelt gennem hele tidsperioden. På denne måde indeholder testdatasættet observationer fra forskellige år og forskellige miljøforhold, så vi kan vurdere modellens præcision under mange slags inputkombinationer (f.eks. forskellige SPI₇-niveauer, forskellige balancer og begge jordtyper). Testen er dog kun en betinget validering, da udvalgte år til test af modellen ligger på de samme marker, hvorfra data er anvendt til træning af modellen. Det har ikke været ressourcemæssigt muligt at teste modellen på helt uafhængige stationsdata.

Der er desuden gennemført et scenarie, der beregner, hvordan nitratudvaskningen ændres ved at ændre kvælstofbalancen. Dette er gjort ved at beregne nitratudvaskning med en kvælstofbalance, der er henholdsvis 10 kg N/ha højere og lavere end den oprindelige kvælstofbalance.

4 Resultater

4.1 Estimerede parametre

Et overblik over de estimerede parameterverdier i modellen sammen med deres standardafvigelse er vist i tabel 2.

Variansparametrene i systemdelen (τ_{sand} og τ_{ler}) er lavere for sandjord (0,079) end for lerjord (0,532). Dette viser, at udviklingen i den simulerede latente kvælstofpulje er mere stabil for sandjord end for lerjord. Omvendt er variansparametrene i observationsdelen (σ_{sand} og σ_{ler}) højere for sandjord (0,329) end for lerjord (0,123). Dette viser, at der er større variation i den målte nitratudvaskning for sandjord end fra lerjord.

Effekten af årets kvælstofbalance er større for sandjord ($\beta_{sand} = 0,667$) end for lerjord ($\beta_{ler} = 0,157$).

Effekten af jordtype (c_{sand} og c_{ler}) i beregningen af retentionen (α_t) er større for sand (1,142) end for ler (0,424).

Hyperparametrene (μ_a , σ_a , μ_b og σ_b) beskriver variationen i markspecifik hældning og hældning i retentionens logit-skala. μ_a og μ_b angiver den gennemsnitlige effekt på tværs af marker, mens σ_a og σ_b viser, hvor meget markerne varierer omkring denne middelværdi.

Tabel 2. Parameterestimer.

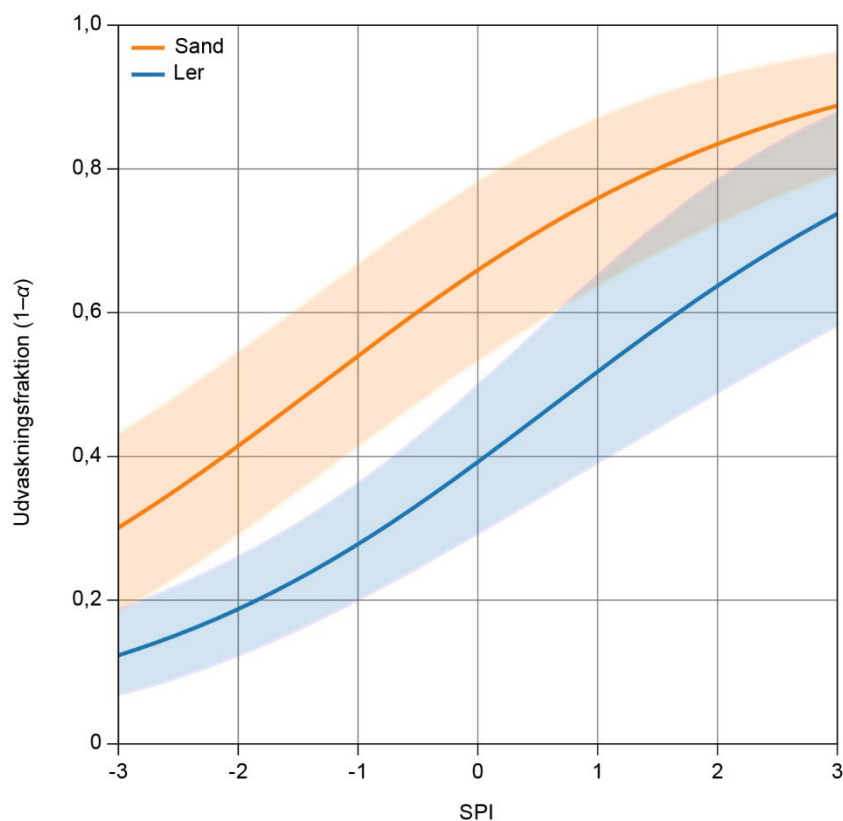
Parameter	Beskrivelse	Estimat	Std
τ_{sand}	Systemvarians (sand)	0,079	0,060
τ_{ler}	Systemvarians (ler)	0,532	0,063
σ_{sand}	Målestøj (sand)	0,329	0,043
σ_{ler}	Målestøj (ler)	0,123	0,021
β_{sand}	Effekt af kvælstofbalance (sand)	0,667	0,178
β_{ler}	Effekt af kvælstofbalance (ler)	0,157	0,030
c	Effekt af jordtype i α_t	1,142	0,424
μ_a	Gennemsnitlig hældning i α_t	-0,698	0,460
σ_b	Variation i hældning på tværs af marker	0,886	0,204
μ_b	Gennemsnitlig hældning for SPI-7-effekt i α_t	-0,526	0,147
σ_b	Variation i SPI_7-hældning på tværs af marker	0,478	0,143

4.2 Modelrespons ift. jordtyper og klima

For sandjord styres nitratudvaskningen primært af årets kvælstofbalance, mens der for lerjord er en tidslig afhængighed af retention –dvs. hvor stor en del af kvælstofbalancen, der udvaskes det enkelte år og påvirkes følgende år.

Forskellen på, hvordan SPI påvirker den estimerede udvaskningsfraktion ($1 - \alpha$) for sand- og lerjord, baseret på modellens posteriorfordelinger er vist i figur 5. Udvasningsfraktionen stiger med stigende SPI for begge jordtyper. Det betyder, at i vådere år - hvor SPI er positiv - forventes en større andel af den tilgængelige kvælstofpulje at blive udvasket. Omvendt falder udvaskningen i tørre år med lav SPI.

Figur 5. Sammenhæng mellem SPI (skaleret 7 mdr.s nedbørs-sum) og udvaskningsfraktionen ($1 - \alpha$) for sandjord (orange) og lerjord (blå). Den faste linje viser modellens posterior-middelværdi, og de farvede bånd angiver 90 % usikkerhedsintervaller.



Sammenligningen mellem jordtyper viser en tydelig forskel: Sandjord har en markant højere udvaskningsfraktion end lerjord på tværs af hele SPI-skalaen. Dette afspejler den lavere tilbageholdelsesevne i sandjord, hvor mere af kvælstoffet hurtigt transporteres ned gennem jorden. Ved lave SPI-værdier ligger udvaskningsfraktionen for sandjord allerede på et relativt højt niveau, mens den for lerjord starter på et langt lavere niveau. I takt med at SPI stiger, nærmer de to kurver sig dog hinanden, hvilket viser, at ekstreme våde år medfører høje udvaskningstab på begge jordtyper.

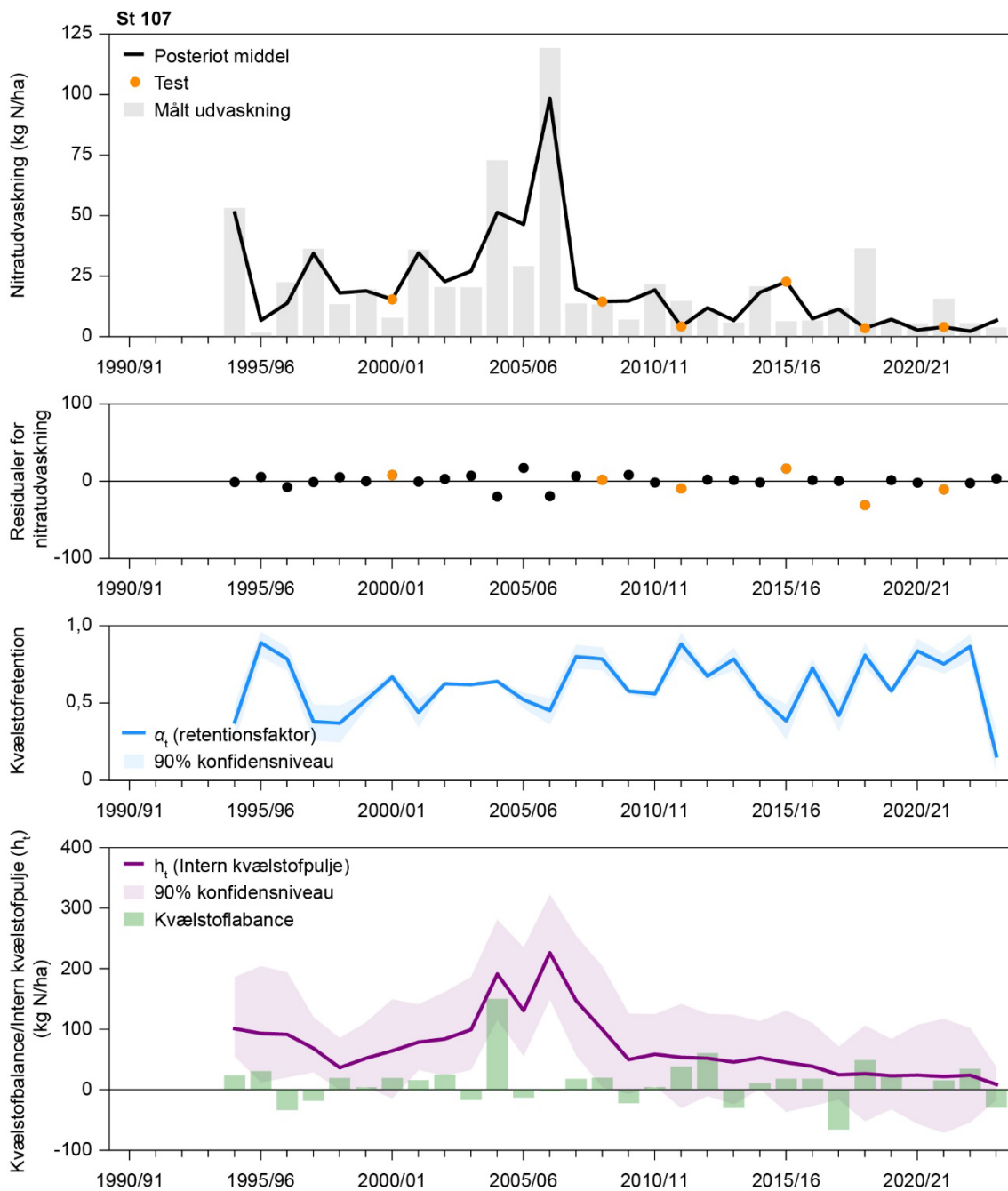
4.3 Modelperformance

Modellens præcision målt som gennemsnitlig RMSE for de anvendte stationsmarker udgør 28,0 og 35,9 kg N/ha for henholdsvis trænings- og testdata (tabel 3). Til sammenligning beregner NLES5 en lidt højere RMSE på 38,0 kg N/ha for træningsdata fra Landovervågningen (Børgesen et al., 2022). Der ses dog en tydelig forskel mellem jordtyperne: RMSE er betydeligt lavere for lerjord end for sandjord. En forklaring kan være, at udvaskningen fra sandjord generelt er højere og mere variabel end for lerjord. Det kan give en længere omsætningsdynamik i jordens N-pulje end opstillet i nærværende simple model. For lerjord er udvaskningen ofte lavere og mere stabil, hvilket afspejler modellens bedre præcision for ler- end sandjord.

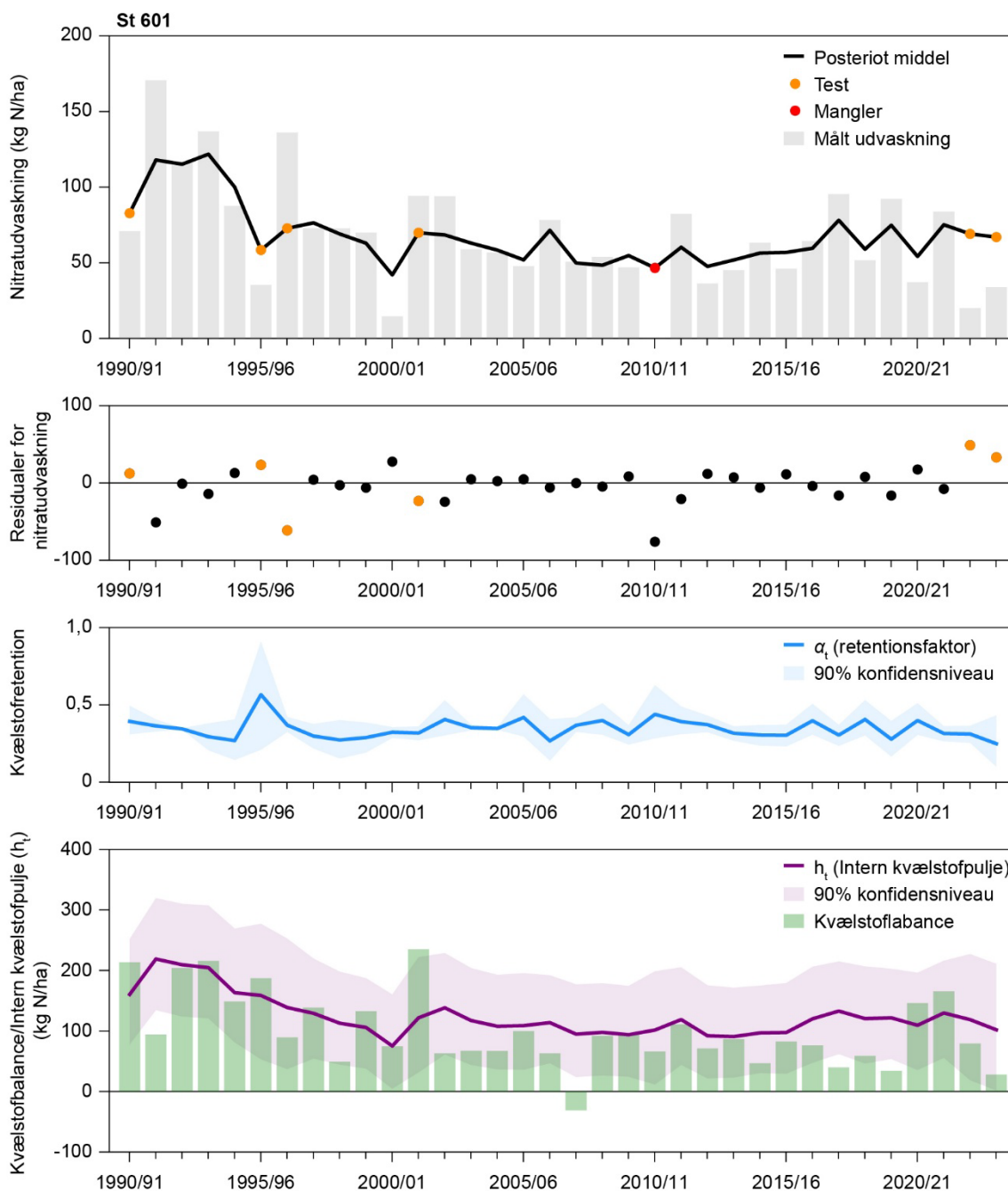
Derudover ses i figur 6a og b, at modellen formår at fange de overordnede årtil-år-variationer og ændringer i udvaskningsniveau, selv i perioder med store udsving. Figurer for alle marker findes i appendikset.

Tabel 3. Gennemsnit og std.af RMSE per mark samt antal modelleringsår (n) opgjort på trænings -og testdata og for ler- og sandjord.

RMSE ± std (kgN/ha)			
Træningsdata (n=607)		Testdata (n=135)	
Gennemsnit: 60,53		Gennemsnit: 58,22	
28,02 ± 12,56		35,89 ± 14,34	
Ler	Sand	Ler	Sand
16,07 ± 1,01	41,09 ± 1,59	23,31 ± 6,64	49,44 ± 5,09



Figur 6a. Modellerede dynamikker for én lerjordsmark, stnr. 107. Grå søjler viser de observerede nitratudvaskningsværdier, og den sorte linje viser modellens posterior-middelværdi. Orange punkter markerer de værdier, der blev maskeret i træningen og anvendt som testdata. Midterpanelet viser residualerne mellem modelleret og målt nitratudvaskning. Nederste panel viser den tidsvarierende retention α_t (blå linje) med 90 % usikkerhedsinterval.



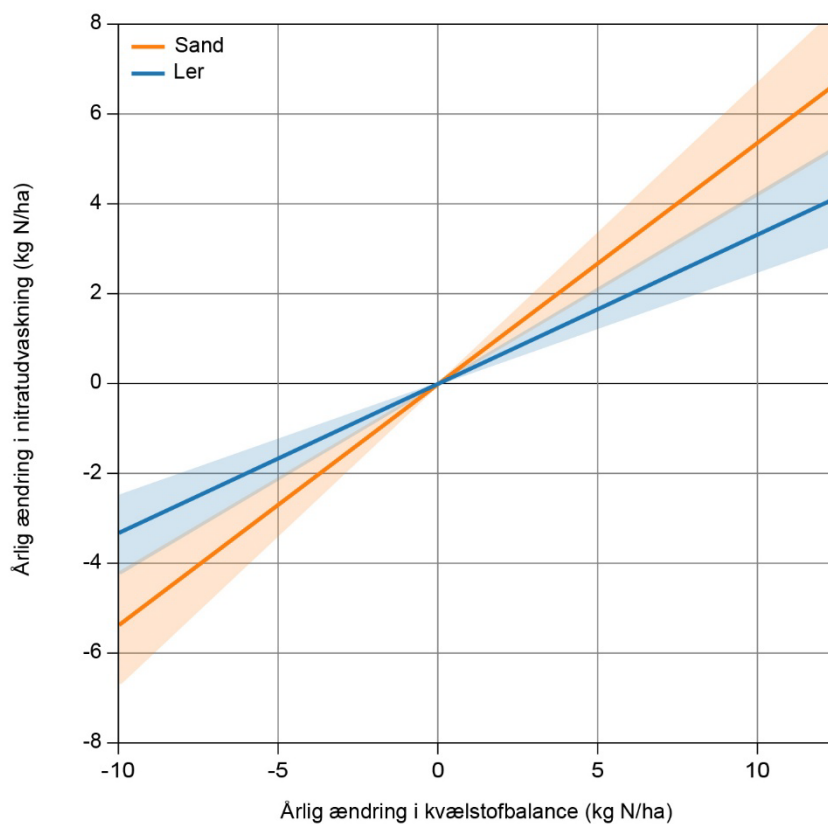
Figur 6b. Modellerede dynamikker for én sandjordsmark, stnr. 601. Grå søjler viser de observerede nitratudvaskningsværdier (N leaching), og den sorte linje viser modellens posterior-middelværdi. Orange punkter markerer de værdier, der blev maskeret i træningen og anvendt som testdata. Midterpanelet viser residualerne mellem modelleret og målt nitratudvaskning. Nederste panel viser den tidsvarierende retention α_t (blå linje) med 90 % usikkerhedsinterval.

4.4 Scenarie for ændring af kvælstofbalancen

Effekten af en ændring i kvælstofbalancen (kg N/ha) på nitratudvaskning (kg N/ha) er vist i figur 7. Der er en højere effekt af ændret kvælstofbalance for sandjord end for lerjord. Ved at øge kvælstofbalancen med 10 kg N/ha øges eller mindskes den årlige nitratudvaskning med 3,3 kg N/ha med 95 %'s konfidensinterval på 2,5 og 4,2 for lerjorde og med gennemsnitligt 5,4 kg N/ha ha med 95 %'s konfidensinterval på 4,2 og 6,7 for sandjorde. Hvis landmanden er god til at optimere udbyttet ved samme forbrug af kvælstofgødning vil det implicit give en lavere kvælstofbalance og dermed lavere nitratudvaskning. Disse scenarie-resultater skal dog tages med et stort forbehold, da det ikke har været

muligt i regi af dette projekt at validere kvælstofbalancens respons på nitratudvaskning med data fra kontrollerede forsøg. For eksempel kan det forventes, at nitratudvaskningen vil udvise en forskellig respons på ændringer i kvælstofbalancen, afhængigt af om der er efterafgrøder til at opsamle overskud af kvælstof om efteråret, og om nedbøren er højere eller lavere.

Figur 7. Resultat af scenarieberegninger af ændring i nitratudvaskning ved ændring i årlig kvælstofbalance for marker beliggende på sandjord og lerjord.



5 Diskussion

Dette notat har vist, at en dynamisk bayesiansk state-space-model kan beskrive udviklingen i nitratudvaskning ved at kombinere kvælstofbalance, nedbørsindeks (SPI-7) og jordtype. Ved at lade retentionen variere over tid og mellem marker opnås en model, der både fanger år-til-år variationer og forskelle mellem jordtyper på en måde, som traditionelle danske statistiske modeller ikke kan. Ved at anvende kvælstofbalancen som bærende inputvariabel respekterer modeltilgangen overordnet en massebalance-logik, så der ikke kan modelleres højere nitratudvaskning, end kvælstofbalancen over flere år kan indeholde. Modellen skelner klart mellem lager, ophobning af kvælstof og nitratudvaskning og den tillader, at retention (α_t) afhænger af klima og jordtype.

Resultaterne understøtter tidligere studier, der har vist markante forskelle mellem sand- og lerjord i forhold til kvælstofdynamik og nitratudvaskning (Blicher-Mathiesen et al., 2014). Resultaterne viser tydelige forskelle mellem sand- og lerjord, både i styrken af kvælstofbalancens effekt og i de tidlige dynamikker. For sandjord har kvælstofbalancen en markant større betydning, hvilket afspejler, at en stor del af det tilførte kvælstof hurtigt transporteres ned gennem jorden.

For lerjord har den latente tilstand (den tidlige variation i den interne kvælstofpulje) stor betydning, mens effekten af kvælstofbalancen er langt mindre end for sandjord. Det tyder på, at den årlige kvælstofbalance påvirker nitratudvaskningen over flere år. Dette er forventeligt, da processer som denitrifikation, binding af ammonium til lerpartikler og langsommere transport gennem jorden betyder, at nitrat ikke skylles ud i samme tempo som fra sandjord, men i stedet fastholdes og omdannes.

Selvom modellen kun bruger få forklarende variable, formår den at fange centrale træk ved udvaskningsdynamikken, og den viser en stabil performance i både trænings- og testdatasæt. Der er logiske fordele ved at anvende kvælstofbalancen som inputvariabel frem for tilførsel af kvælstof alene, som anvendes i den hyppigt anvendte NLES5 model. Med kvælstofbalancen er modelleringen til en vis grad massebevarende, da en andel af kvælstofbalancen udvaskes som nitrat ud af rodzonen. Desuden ligger det implicit, at responsen på ændringer i kvælstoftilførsel og -høst kan beskrives med én samlet variabel – kvælstofbalancen. Der er derfor ikke brug for at kalibrere modellen til forventet marginaludvaskning, dvs. ændringer i nitratudvaskning ved justering af mineralsk N omkring optimum for gødningsanvendelse, som det er gjort i NLES5 (Zhao et al., 2022).

Modellen kan med fordel udvides med yderligere inputdata for at forbedre præcisionen og forståelsen af specifikke processer. Det er særligt relevant, at udbytter indgår med en forklarende variabel i modelleringen af nitratudvaskningen set i lyset af klimascenarier, der forudser øget frekvens i tørkeramte udbytter og større variation i nedbør (EEA, 2019).

Efterafgrøder indgår ikke med en forklarende variabel i modellen, men kan påvirke kvælstofbalancen året efter, hvis landmanden indregner eftervirkningen af opsamlet kvælstof i efterafgrøden. Når der dyrkes efterafgrøder, forventes nitratudvaskningen derfor generelt at være mindre, end modellen kan forudsige for det aktuelle udvaskningsår.

Det er dog vigtigt at være opmærksom på de begrænsninger, der følger af datagrundlaget. Udvasningen er ikke målt direkte, men beregnet ud fra egentlige målte nitratkoncentrationer ganget med modelleret perkolation fra Daisy-modellen. Da perkolationen behandles som fejlfri, vil den samlede usikkerhed i modellens output sandsynligvis være undervurderet. Fremtidigt arbejde bør derfor inddrage usikkerhed i perkolationen for at forbedre både estimater og tolkning.

Kvælstofudbyttet er en central del af markens kvælstofbalance. Når udbyttet er højt, fjernes der mere kvælstof med afgrøden, og risikoen for udvasning falder. Udbytte er derfor en intuitiv indikator for kvælstofdynamikken i jorden. Alligevel indgår udbytte ikke i de nuværende NLES-modeller, og det har vist sig vanskeligt at finde simple, direkte sammenhænge mellem udbytte og udvasning. Det skyldes blandt andet, at kvælstof kan omsættes og ophobes over flere år, og at effekten af efterafgrøder, jordtype og hydrologiske forhold kan variere betydeligt.

Udvasning afhænger ikke kun af årets kvælstofbalance, men også af tidligere års overskud og den potentielle ophobning og omsætning af kvælstof i jorden. Alligevel inddrager for eksempel NLES5 kun to års forhistorie for kvælstoftilførsel, mens der ikke holdes regnskab med fraførsel af kvælstof med høstudbytter. Det gør det vanskeligt for NLES5-modellen at simulere korrekte sammenhænge mellem udbytte og nitratudvasning, ikke mindst i anomale år, f.eks. påvirket af tørke.

Samlet viser analysen, at en dynamisk tilgang giver et mere nuanceret billede af processer, der har betydning for nitratudvasningen. Dette åbner op for nye muligheder for at integrere nye markvariable som f.eks. høstudbytte eller kvælstofbalancen, hvor kvælstofhøsten indgår i modelleringen af nitratudvasningen.

6 Konklusion

Den i dette notat anvendte model har et potentiale til at koble nitratudvaskning til markens faktiske kvælstofudnyttelse via kvælstofbalancen. At en dynamisk tilgang giver et mere nuanceret billede af processer, der har betydning for nitratudvaskning og åbner for nye muligheder for at integrere udbytte via høstet kvælstof og kvælstofbalancen.

Overordnet viser modelresultaterne, at sandjord kræver særligt fokus på kvælstofbalance, mens lerjord kræver modeller med hukommelse for tidligere år.

Det anbefales at arbejde videre med modeller, der anvender kvælstofbalancen som inputvariabel. For at opnå bedre præcision kan man med fordel udvide modellen med satellitbaseret information om afgrødevækst ved høst og om efteråret.

7 Referencer

Abrahamsen, P., Hansen, S. Daisy (2000). An Open Soil-Crop-Atmosphere System Model. *Environ. Model. Softw.* 15, 313-330. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(00\)00003-7](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(00)00003-7)

Bishop, C.H.. (2006). *Pattern Recognition and Machine Learning (Information Science and Statistics)*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E. & Larsen, S.E. (2014). Nitrogen field balances and suction cup-measured N leaching in Danish catchments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 196, 69-75. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.02>

Blicher-Mathiesen, G., Thorsen, M., Wienke, J., Petersen, J., Andersen, H.E., Frederiksen, R.F., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. (2024). Landovervågningsoplande 2023. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt center for Miljø og Energi, 39 s. - Videnskabelig rapport nr. 628. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_600-699/SR628.pdf

Børgesen, C.D., Pullens, J.W., Zhao, J., Blicher-Mathiesen, G., Sørensen, P., & Olesen, J.E. (2022). NLES5—An Empirical Model for Estimating Nitrate Leaching from the Root Zone of Agricultural Land. *Eur. J. Agron.*, 134, 126465.

EEA (2019). *Climate change adaptation in the agriculture sector in Europe Report No 04/2019 from Det Europæiske Miljøagentur*. S112. <https://www.eea.europa.eu/publications/cc-adaptation-agriculture>

Giannini-Kurina, F., Schneider, R.J., Højberg, A.L. & Børgesen, C.D. (2025). Seasonal variability of nitrate concentrations below the root zone: A monthly predictive modelling approach. *J. Environ. Qual.* 65, 6 p1862-1874. <https://doi.org/10.1002/jeq2.70077>

Phan, D., Pradhan, N., & Jankowiak, M. (2019). Composable effects for flexible and accelerated probabilistic programming in NumPyro. arXiv:1912.11554.

Zhao, J., Pullens, J.W.M., Sørensen, P., Blicher-Mathiesen, G., Olesen, J.E. & Børgesen, C.D. (2022). Agronomic and environmental factors influencing the marginal increase in nitrate leaching by adding extra mineral fertilizer. *Agri. Ecosystem Environ.* 327, 107808. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107808>

T. McKee, Doesken, N. & Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration times scales 8th Conference on Applied Climatology. Amer. Meteor. Soc, Anaheim, California, pp. 179-184.

Edwards, D.C. & McKee, T.B. (1997). Characteristics of 20th Century Drought in the United States at Multiple Times Scales. *Atmospheric Science Paper*, 634, 1-30.

8 Appendiks

8.1 Hoved- og efterafgrøde på station 107 og 601.

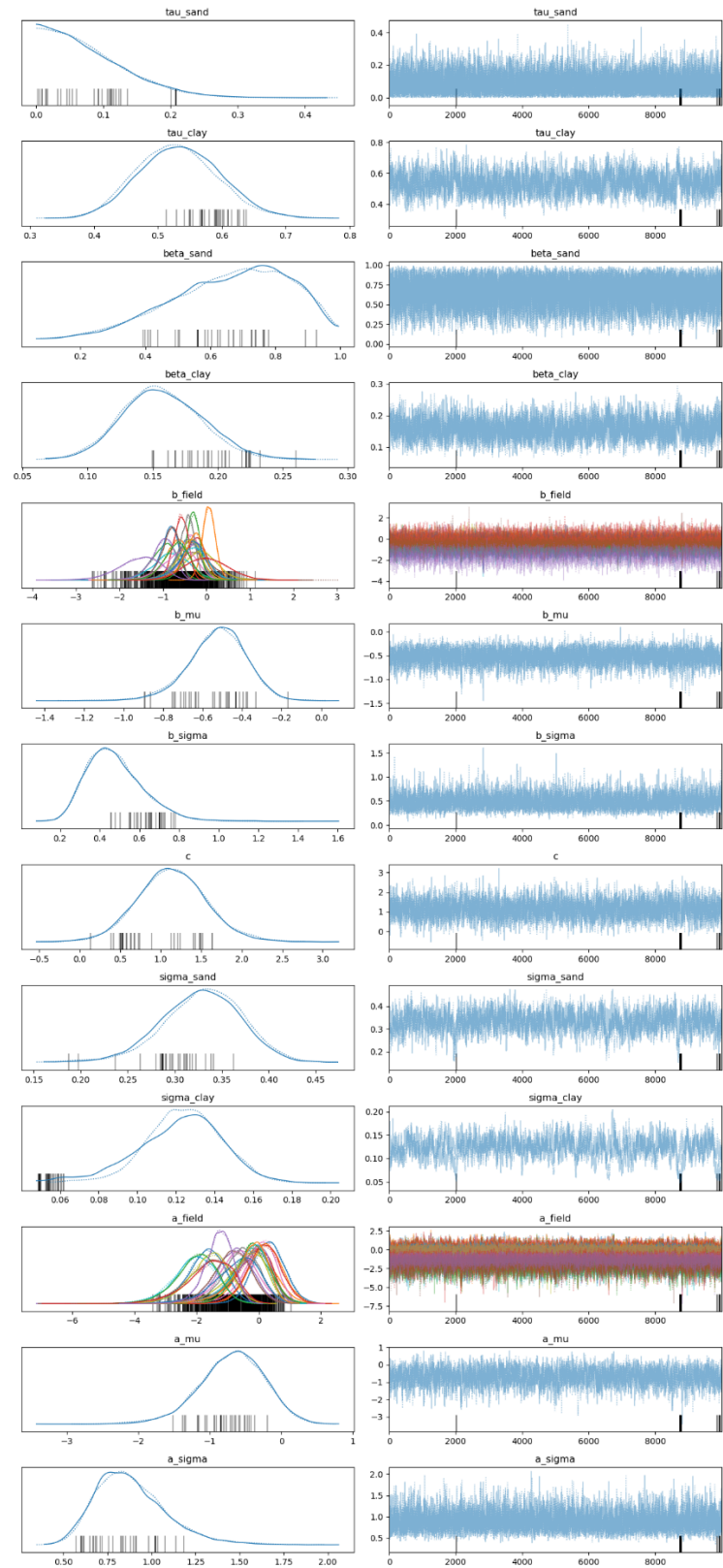
Tabel 8.1. Hovedafgrøde, efterafgrøde, kvælstof tilført, høstet og balance for station 107 for 1994-2024.

Planår	Afgrøde	Efterafgrøde	Tilført	Høstet	Kvælstofbalance (kg N/ha/år)
1994	Vinterhvede, foderkorn		202	156	46
1995	Fabriksroer		148	98	50
1996	Vårbyg, malt		94	109	-15
1997	Vinterhvede, brød		200	198	2
1998	Fabriksroer - top		136	98	38
1999	Vårbyg til malt		107	82	25
2000	Vårbyg til malt		141	100	41
2001	Vårbyg		128	94	34
2002	Vårbyg til malt		133	90	43
2003	Vårbyg		97	97	0
2004	Purløg til frø, høs		198	30	168
2005	Vårbyg		117	112	5
2006	Konservesært		126	108	18
2007	Vårbyg til malt		124	90	34
2008	Vårbyg til malt	6% e.afg gul sennep(nedm.)	121	85	36
2009	Fabriksroer - top		129	135	-6
2010	Vårbyg til malt		125	104	21
2011	Vinterhvede		203	149	54
2012	Vinterhvede		218	141	77
2013	Fabriksroer - top		128	143	-15
2014	Vårbyg		138	111	27
2015	Vinterhvede		195	161	34
2016	Vårbyg		156	122	34
2017	Fabriksroer - top		117	167	-50
2018	Vårbyg		157	93	64
2019	Vinterhvede	Pl.+MFO, bl. rug/vårbyg/korsbl	212	174	38
2020	Fabriksroer - top		171	158	13
2021	Vårbyg		151	120	31
2022	Vinterhvede	Pl. e.afg korsblomstr. (nedm.)	226	179	47
2023	Fabriksroer - top		152	167	-15
2024	Vårbyg til malt		151	117	34

Table 8.2. Sædskifte, efterafgrøder, kvælstof tilført, høstet og balance for station 601 for 1990-2024.

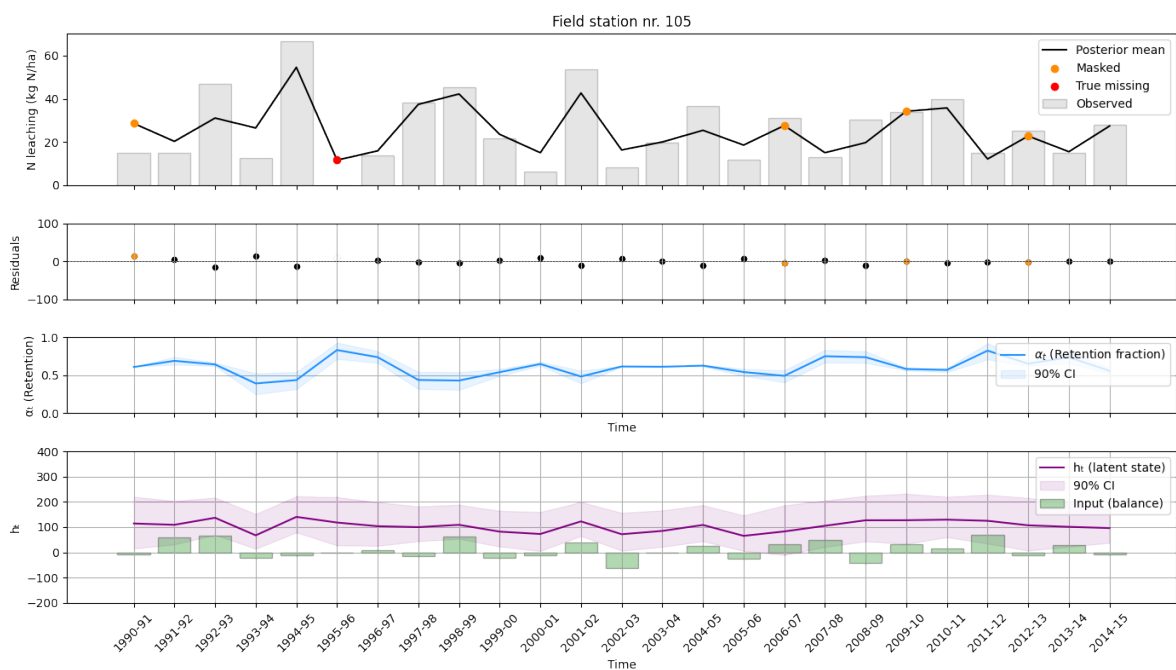
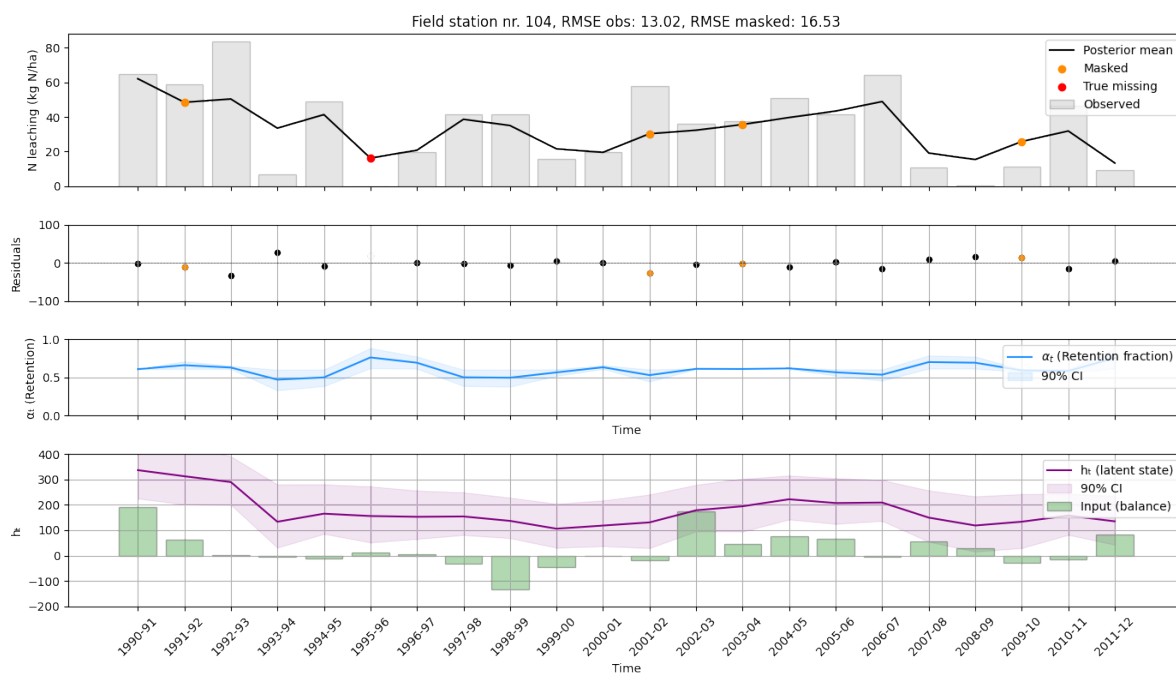
Planår	Afgrøde	EafgTekst	Tilført	Høstet (Kg N/ha/år)	Kvælstofbalance
1990	Vinterbyg, foderkor		362	124	238
1991	Markært		256	140	116
1992	Vinterhvede, foderk		298	74	224
1993	Vårraps, industri		305	70	235
1994	Vinterhvede, foderk		340	169	171
1995	Vinterbyg, foderkor		329	122	207
1996	Vårbyg, foderkorn		206	98	108
1997	Vinterraps, industr		197	38	159
1998	Vinterhvede		209	141	68
1999	Vinterhvede		259	106	153
2000	Vinterbyg		184	88	96
2001	Vinterraps		323	70	253
2002	Vinterhvede		209	127	82
2003	Vintertriticale		184	100	84
2004	Vårbyg		170	85	85
2005	Vinterhvede		224	106	118
2006	Vårbyg		161	78	83
2007	Havre		142	157	-15
2008	Vinterhvede	6% e.afg olieræddike(nedm.)	219	111	108
2009	Vinterhvede		234	121	113
2010	Silomajs		231	148	83
2011	Vårbyg		219	92	127
2012	Vinterhvede		209	121	88
2013	Vinterbyg		210	108	102
2014	Vinterraps		206	144	62
2015	Vinterhvede	Pl. e.afg korsblomstr. (nedm.)	215	117	98
2016	Vårbyg	Pl. e.afg korsblomstr. (nedm.)	184	91	93
2017	Kartoffel, stivelse		242	187	55
2018	Vårbyg	Målr.e. græs udl. forår	173	98	75
2019	Vårbyg		163	113	50
2020	Vinterhvede		278	118	160
2021	Vinterraps		310	129	181
2022	Vinterhvede	Målr.e. bl. gr./korn/korsbl. /a	218	126	92
2023	Vårbyg	Pl. græs udl. forår	163	120	43
2024	Vårbyg		149	102	47

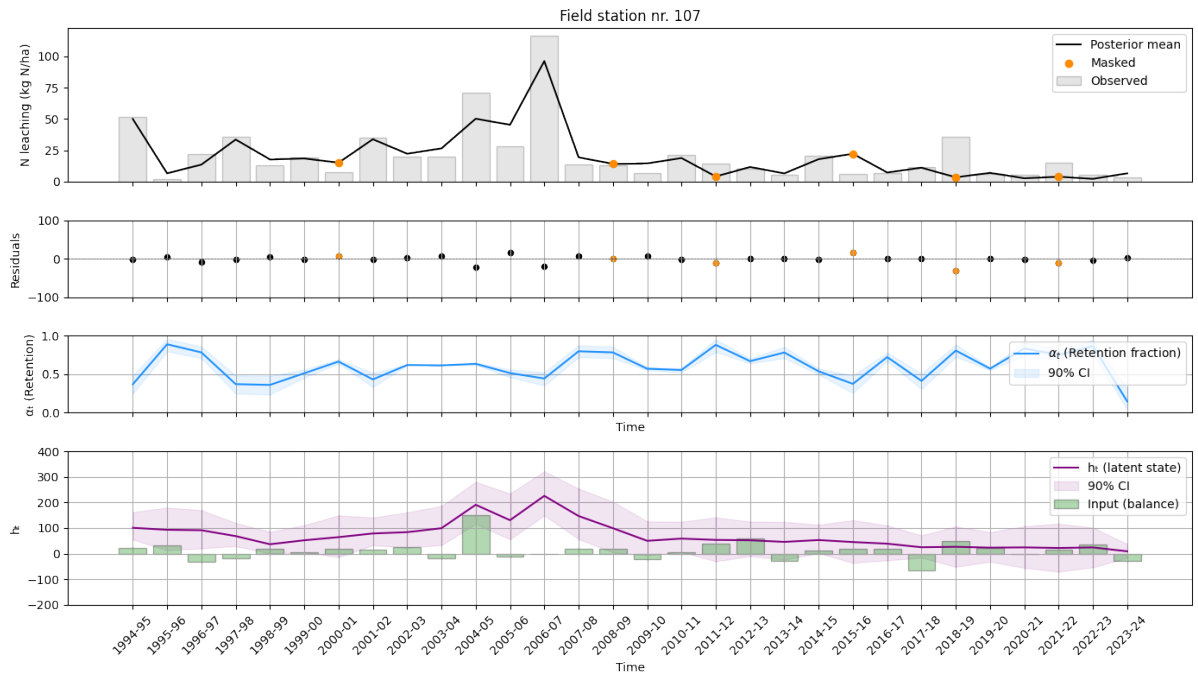
8.2 Konvergenzplot



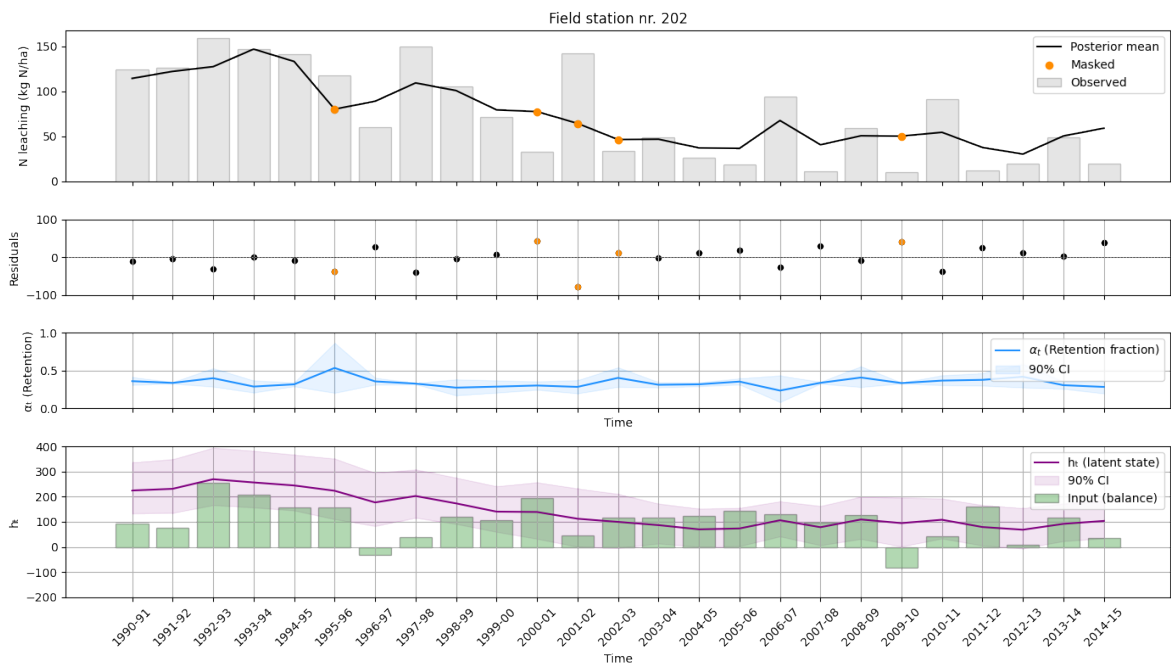
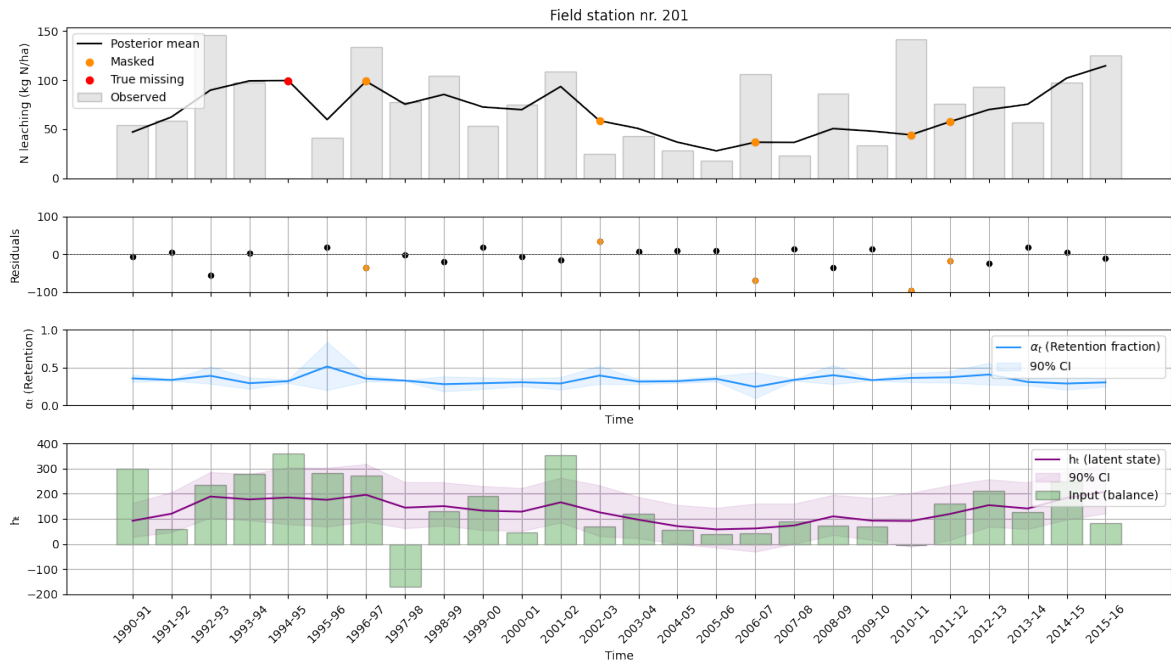
8.3 Supplerende modelresultater for stationsmarker

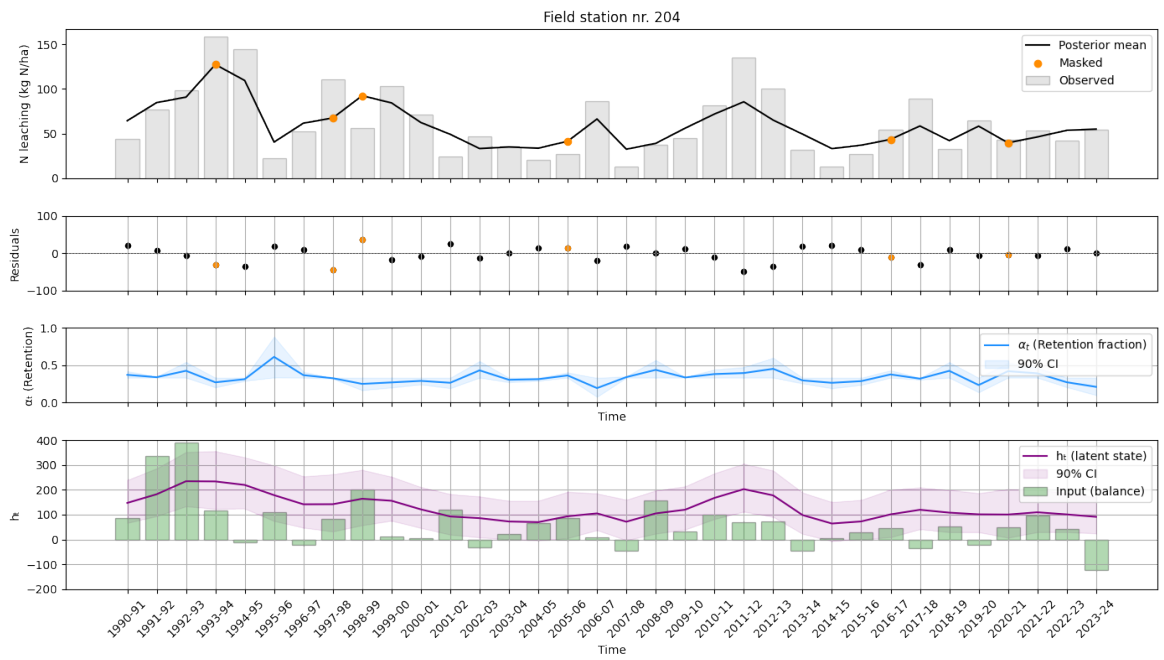
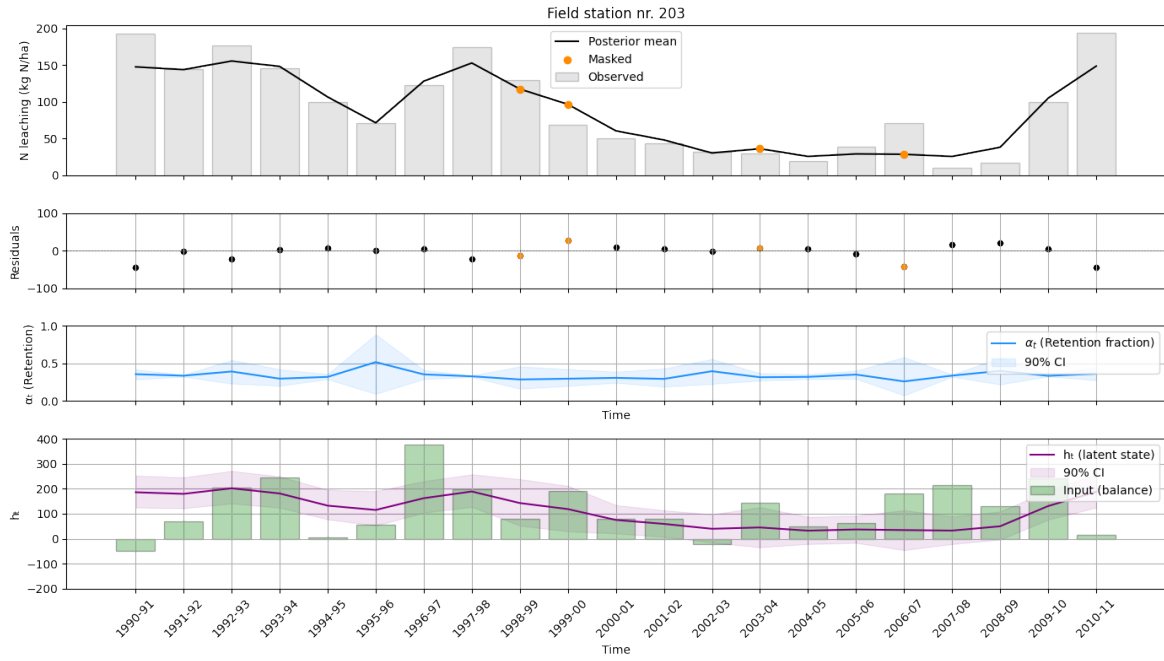
LOOP 1: Oplandet til Højvads Rende på Lolland

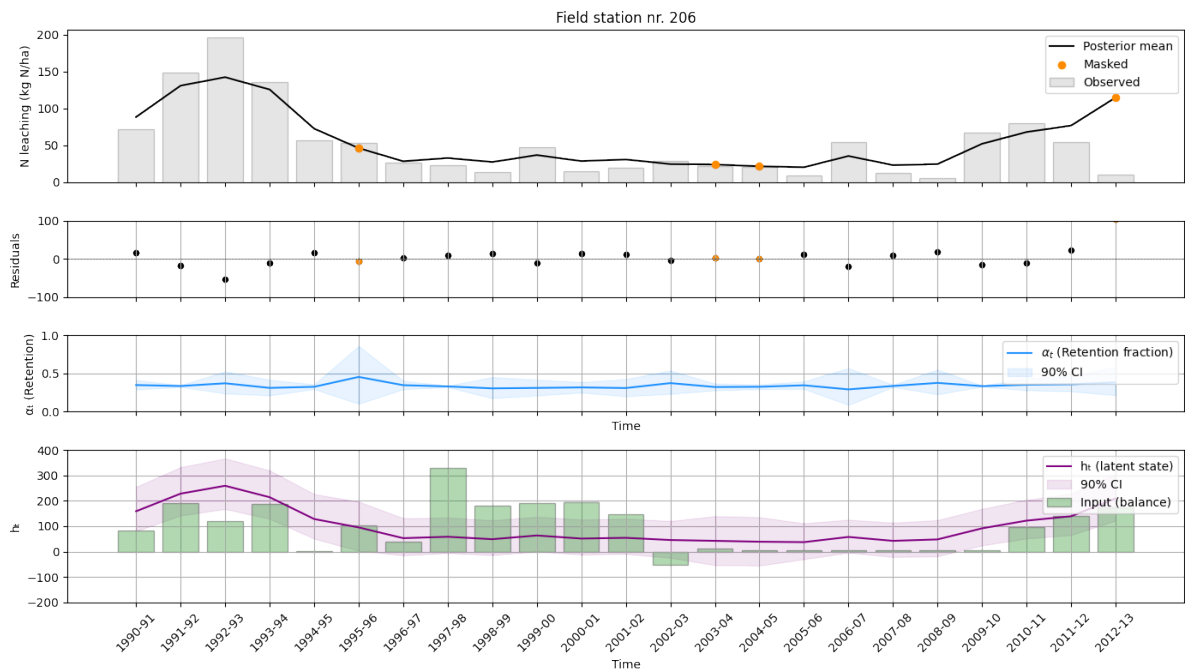
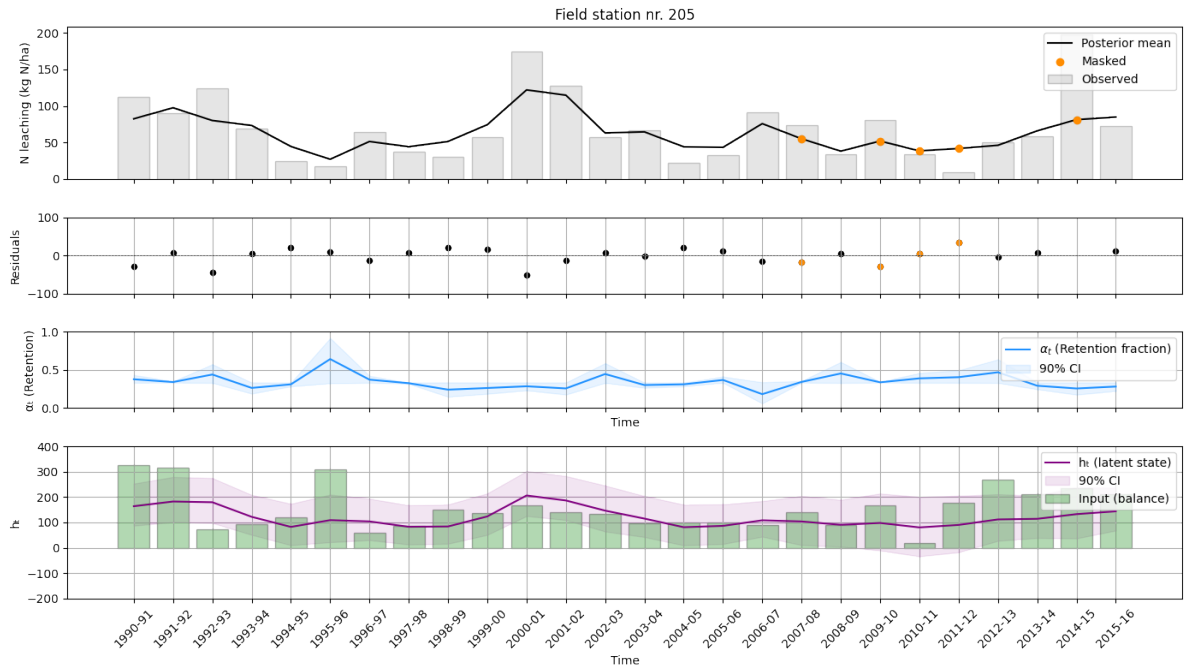




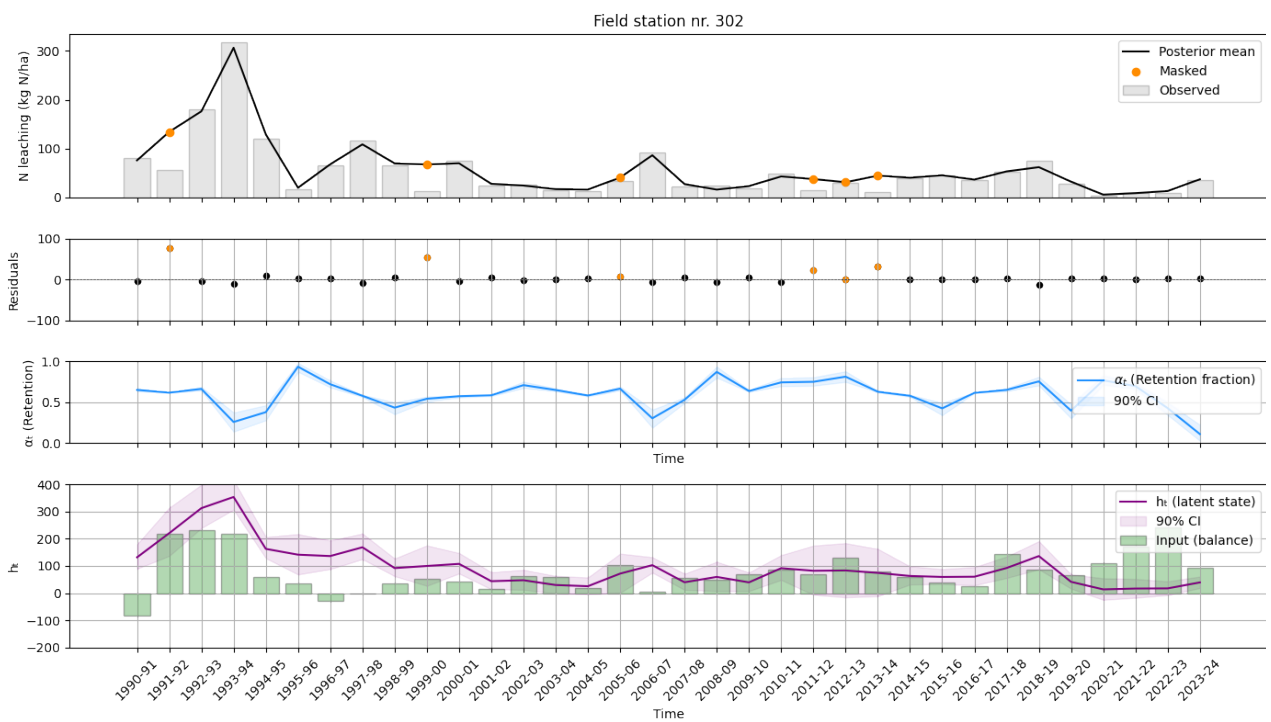
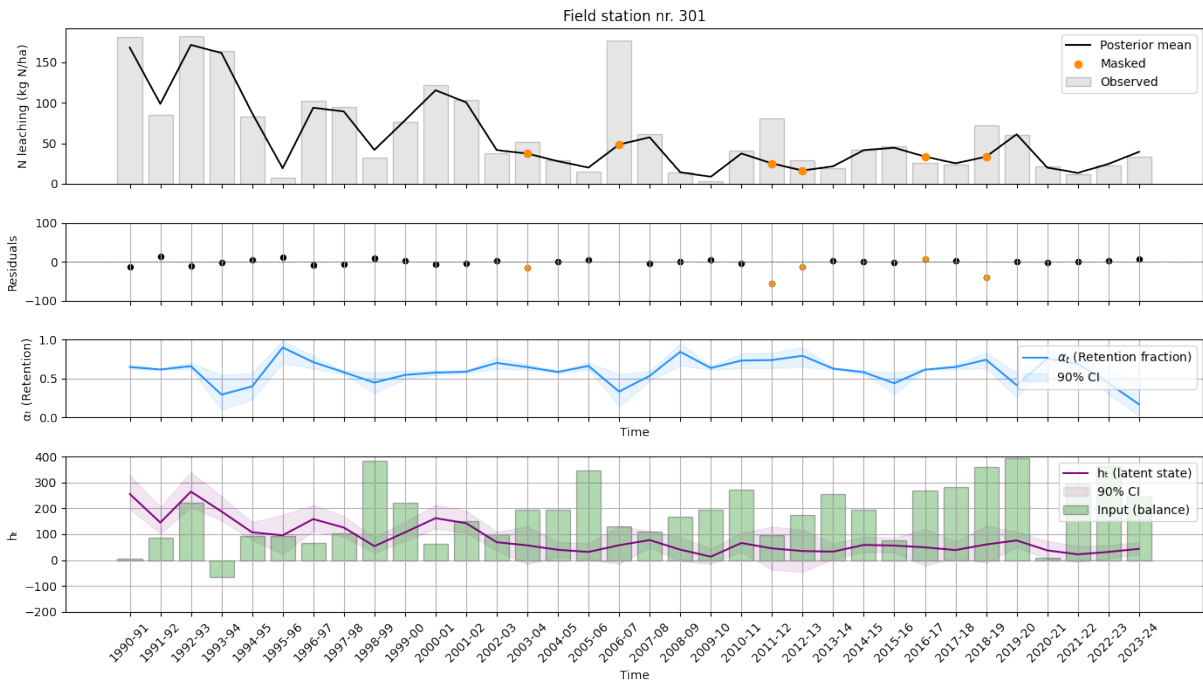
LOOP 2: Oplandet til Odder bæk i Himmerland

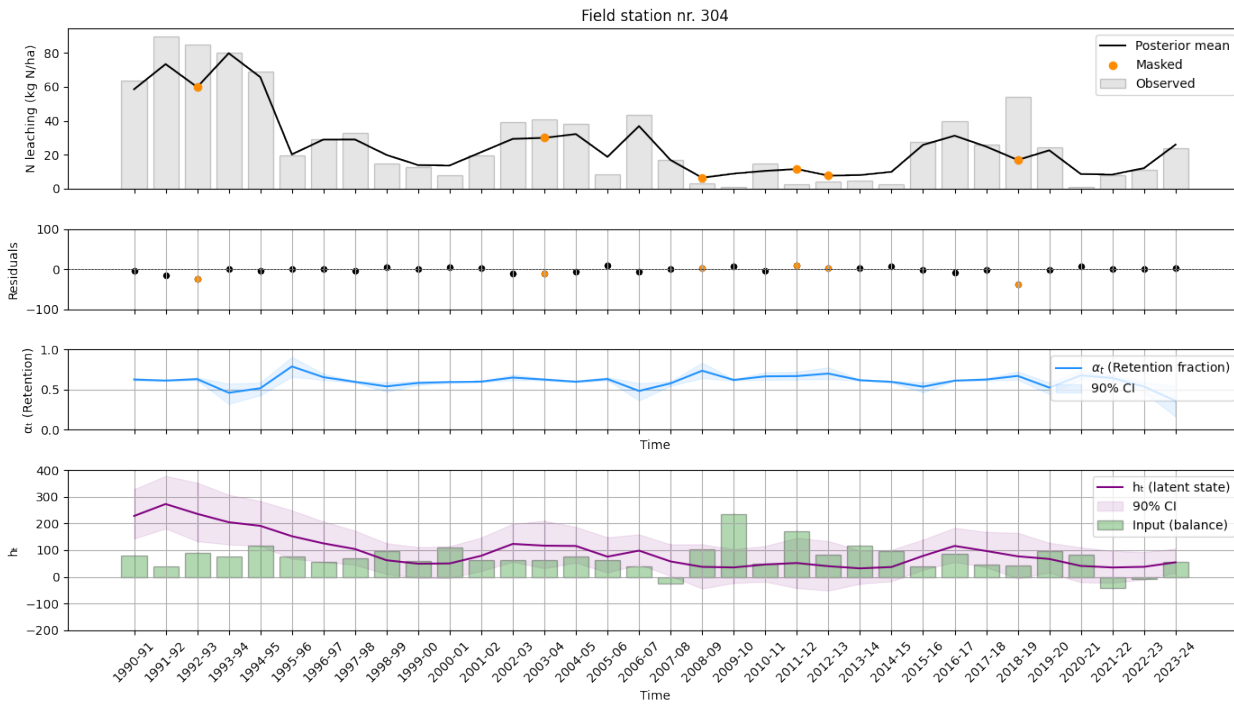
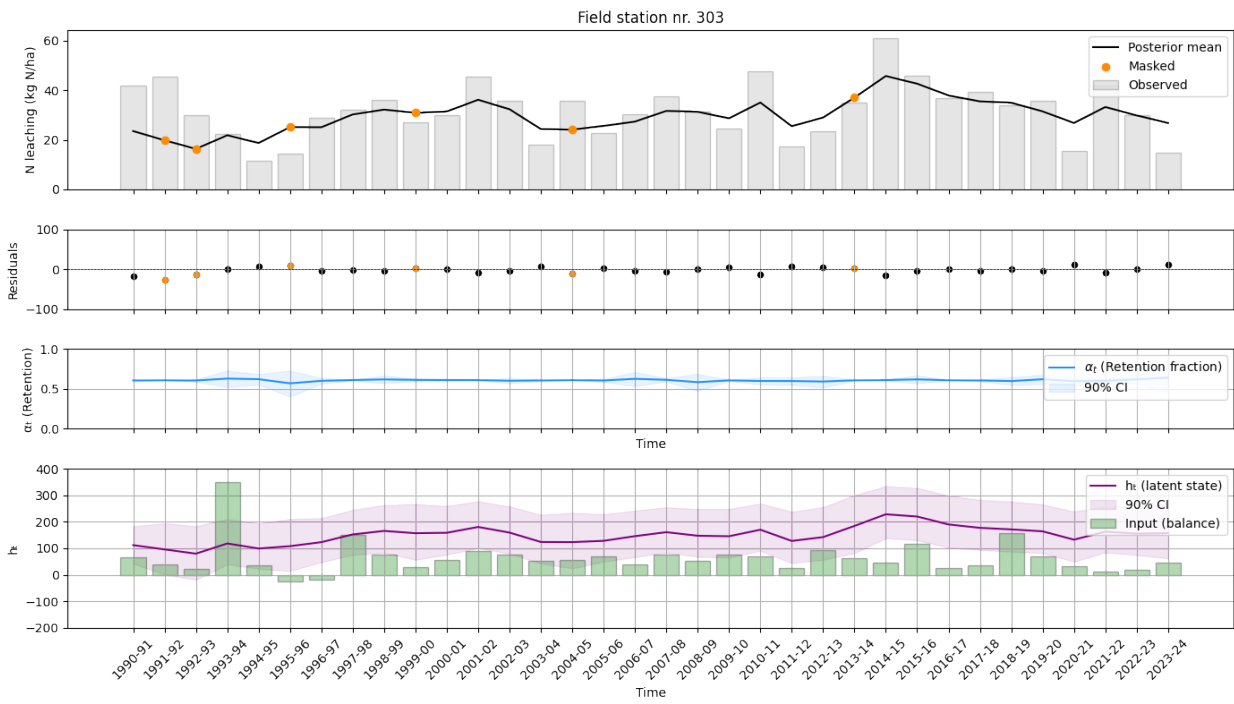




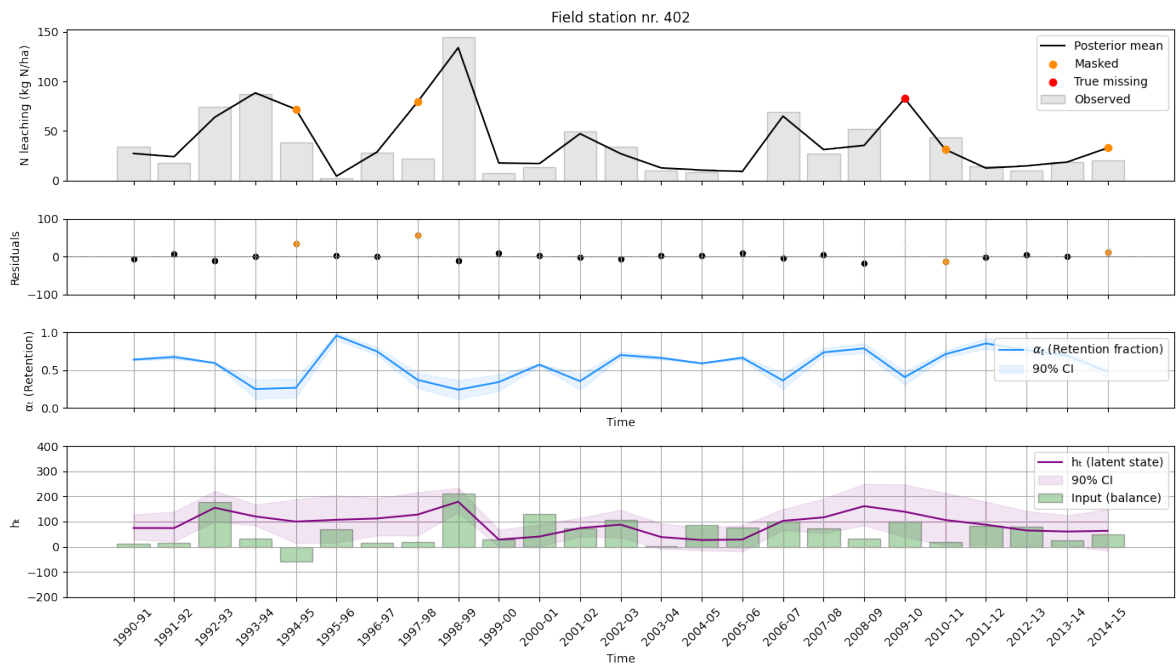
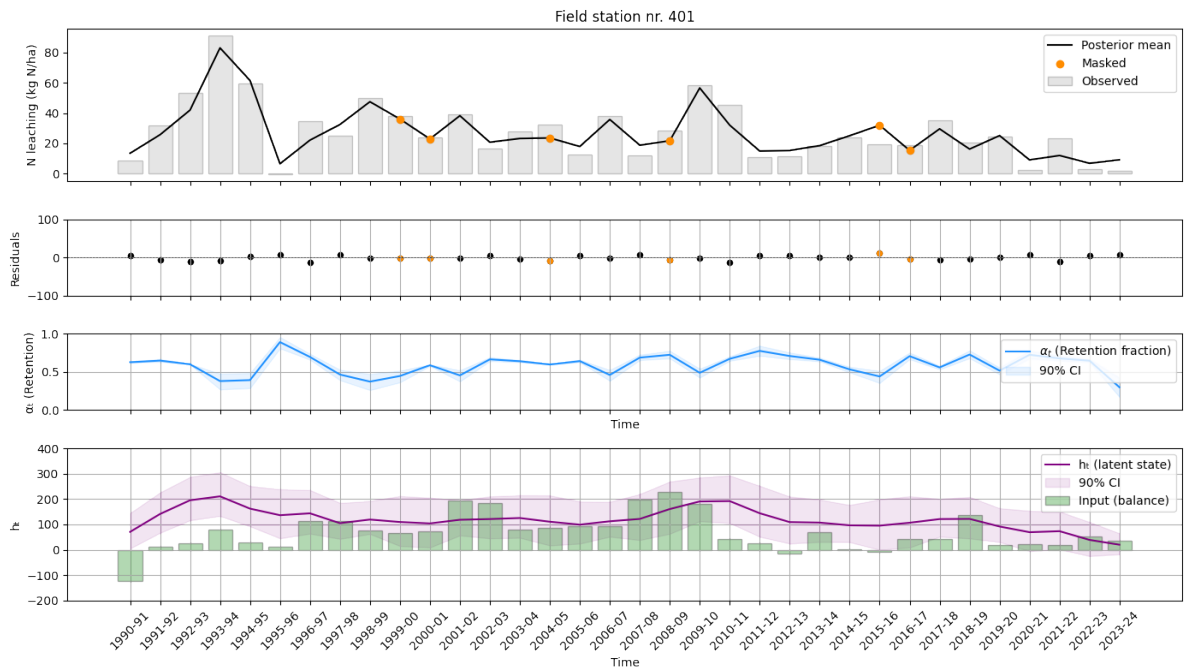


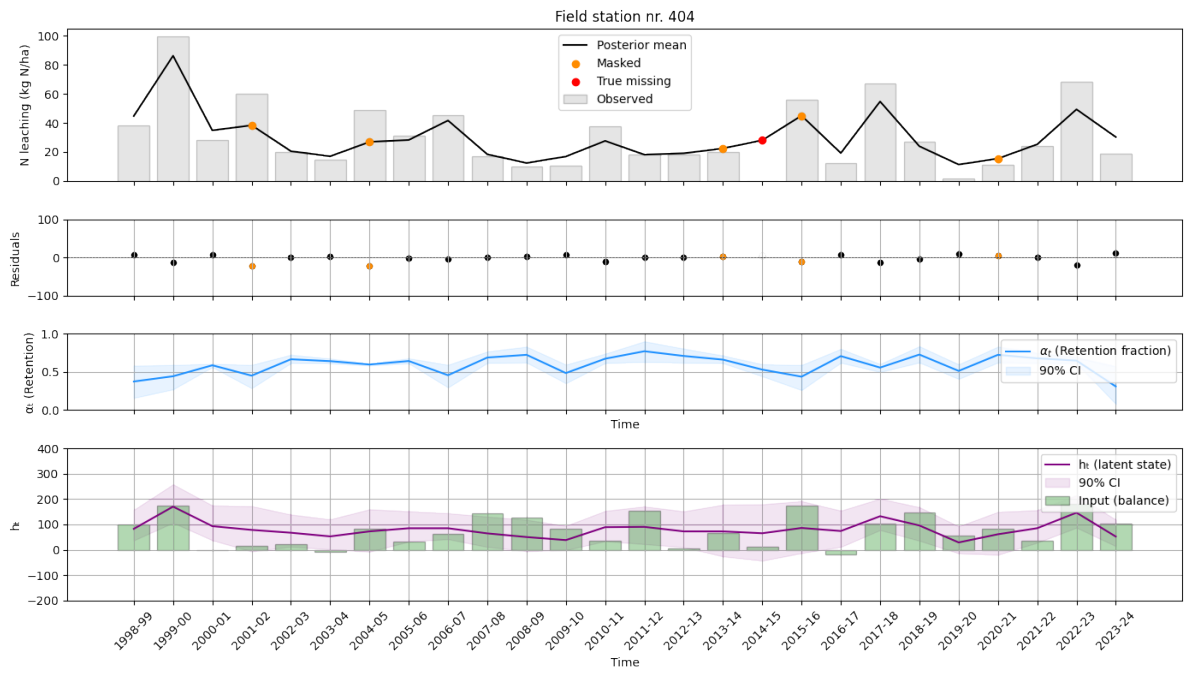
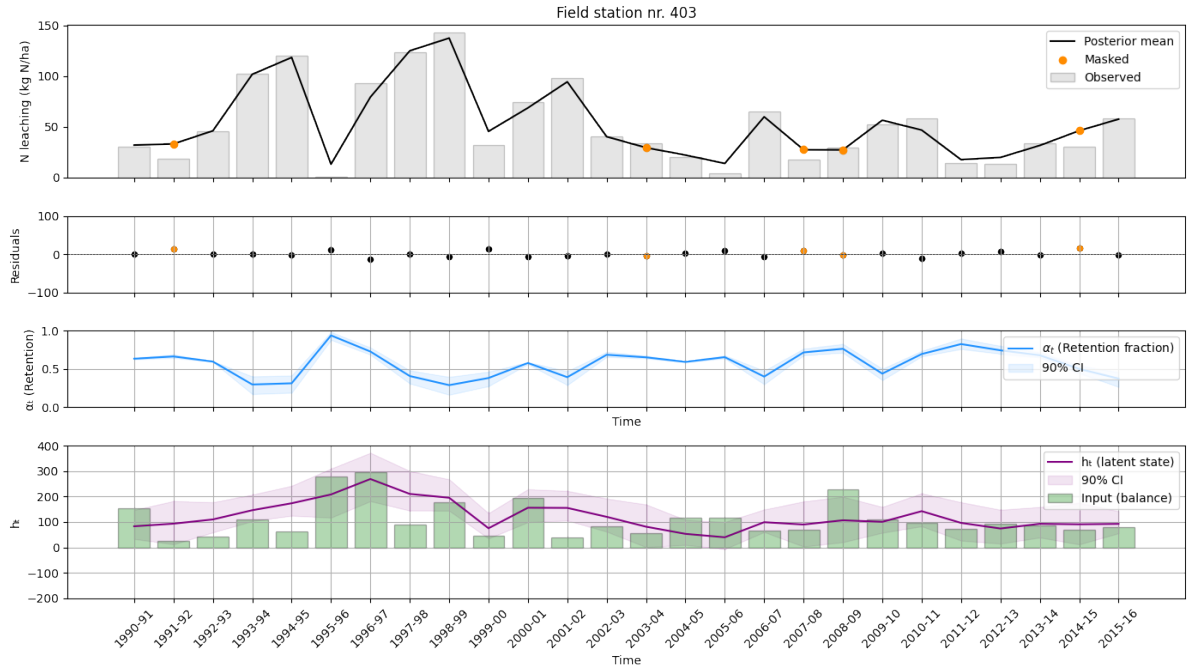
LOOP 3: Oplandet til Horndrup Bæk ved Ejer Bavnehøj

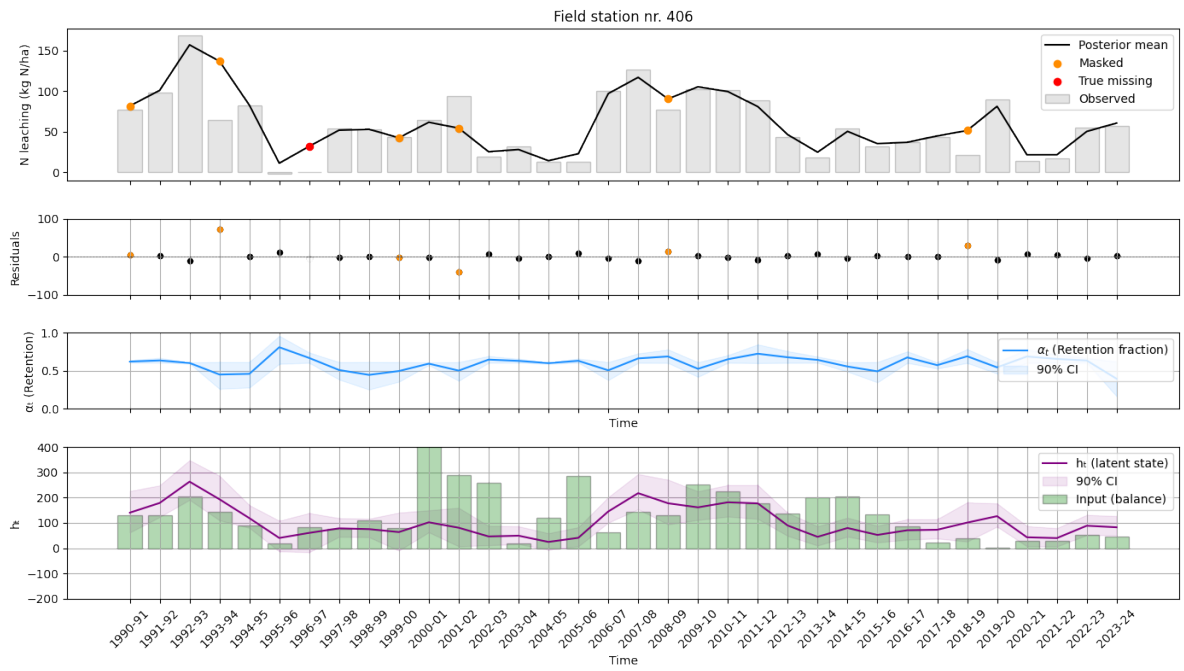
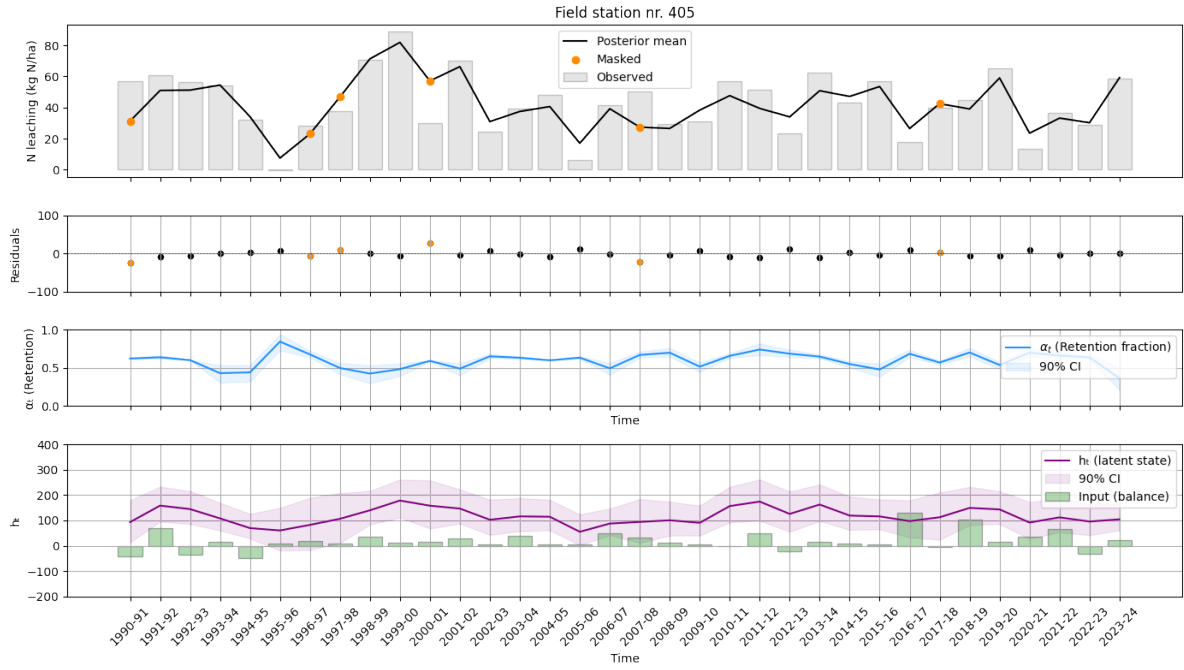




LOOP 4: Oplandet til Lillebæk på Sydfyn







LOOP 6: oplandet til Bolbro bæk ved Løgumkloster

