

OPLANDSMODELLERING AF VAND OG KVÆLSTOF I UMÆTTET ZONE FOR OPLANDET TIL HORNDRUP BÆK

Faglig rapport fra DMU nr. 717 2009



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

OPLANDSMODELLERING AF VAND OG KVÆLSTOF I UMÆTTET ZONE FOR OPLANDET TIL HORNDRUP BÆK

Faglig rapport fra DMU nr. 717 2009

Ulla Lyngs Ladekarl¹
Rikke Jensen²
Ruth Grant²
Gitte Blicher-Mathiesen²
Peter Mejlhede²
Bent Østergaard Olsen²

¹ Alectia

² Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet



Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 717
Titel:	Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Horndrup Bæk
Forfattere:	Ulla Lyngs Ladekarl ¹ , Rikke Jensen ² , Ruth Grant ² , Gitte Blicher-Mathiesen ² , Peter Mejlhede ² , Bent Østergaard Olsen ²
Institutioner, afdelinger:	¹ Alectia ² Afdeling for Ferskvandsøkologi
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Maj 2009
Redaktion afsluttet:	Maj 2009
Faglig kommentering:	Mette Thorsen, Miljøcenter Århus
Finansiel støtte:	Det Nationale Overvågningsprogram
Bedes citeret:	Ladekarl, U.L., Jensen, R., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Mejlhede, P., Olsen, B.Ø. 2009: Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Horndrup Bæk. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 76 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 717. http://www.dmu.dk/Pub/FR717
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Horndrup Bæk-oplandet er et af fem oplande, hvor der er foretaget modellering af vandtransporten og kvælstofudvaskningen fra rodzonen i oplandet. Hertil er anvendt rodzonemodellen Daisy. Dette er en én-dimensionel model. Den kan derfor ikke direkte anvendes på et opland, og det har været nødvendigt at udvikle en opskaleringsprocedure. Første trin var at sætte Daisy op på fem jordvandsstationer i oplandet. Der er foretaget meget få kalibreringer af modellen, og disse har været ensartede for alle stationerne i oplandet og ligeledes ensartede med kalibreringerne i de øvrige oplande. Næste trin var at brede Daisy ud til oplandet ved hjælp af et sæt GIS-baserede kort. Der er indhentet et jordtypekort, og Daisy-opsætningerne på jordvandsstationerne er bredt ud til jordtyperne i oplandet. Herefter er der lagt et markkort med 18 års landbrugsdata ned over jordkortet, og til slut er der lagt et 50*50 m gridnet ned over de sammenstemplede kort. Sidste trin var at gennemføre Daisy-modelleringen for hvert gridpunkt i oplandet. Ved denne procedure er der modelleret en vandbalance for Horndrup Bæk-oplandet, som svarer til målinger i vandløbet. Endvidere er høstudbytte modelleret tilfredsstillende i forhold til oplyste udbytter i oplandet. Den modellerede kvælstofbalance for rodzonen ser fornuftig ud, men hvor godt den beskriver de faktiske forhold kan først vurderes, når rodzonemodelleringen kobles med en grundvandsmodellering.
Emneord:	Kvælstofudvaskning, oplandsmodellering, rodzonemodellen Daisy
Layout:	Anne-Dorthe Villumsen
Illustrationer:	Grafisk værksted, DMU Silkeborg
ISBN:	978-87-7073-096-9
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	76
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR717.pdf

Indhold

Konklusion 5

Sammenfatning 6

- Datagrundlag for oplandsmodelleringen 6
- Modelopsætning på jordvandsstationerne 6
- Oplandsmodelleringen 7
- Vurdering af oplandsmodelleringen 7

1 Indledning 9

2 Baggrund 10

- 2.1 Landovervågningsprogrammet 10
- 2.2 Krav til modelarbejde under Vandrammedirektivet 10
- 2.3 Denne rapport 11

3 Indgangsvinkel til modelleringsopgaven 12

- 3.1 Koordinering af opgaven 12
- 3.2 Henvielse til Daisy Standardiseringsprojektet 12

4 Landovervågningsoplandet Horndrup Bæk 13

- 4.1 Oplandets beliggenhed og topografi 13
- 4.2 Landbrugspraksis 13
- 4.3 Nedbørsforhold 15

5 Data fra landovervågningsprogrammet 16

- 5.1 Landbrugsdata 16
- 5.2 Profilanalyser 17
- 5.3 Jordvandsmålinger 18
- 5.4 Vandløbsmålinger 18
- 5.5 Klimadata 18

6 Modelleringsværktøj 19

- 6.1 Daisy modellen 19
- 6.2 Daisy Input 19
- 6.3 Managerfil 20
- 6.4 Jordfil 25
- 6.5 Klimafil 28
- 6.6 Daisy output 28
- 6.7 Modellens anvendelighed 28

7 Opsætning af Daisy på jordvandsstationerne 30

- 7.1 Opsætning af jordfil og kalibrering af jordparametre og afgrødeparametre. 30
- 7.2 Vandbalancen 35
- 7.3 Kvælstofbalancen 37

8 Processen for oplandsmodelleringen 47

- 8.1 Arealanvendelse og markkort 47
- 8.2 Jordbunden i oplandet 48
- 8.3 Grundvandsspejlets beliggenhed 50
- 8.4 Daisy modelleringen af marker 52
- 8.5 Daisy modellering af ikke dyrkede arealer 53

9 Resultater fra oplandsmodelleringen for umættet zone 54

- 9.1 Grundvandsoplandet 54
- 9.2 Modelleret vandbalance for den umættede zone 54
- 9.3 Modellerede N-balancer for den umættede zone 58
- 9.4 Sammenligning af modellerede N-udbytter med oplyste N-udbytter 60
- 9.5 Diskussion 62

10 Referencer 64

Bilag 1:

Oversigt der viser LOOP afgrøder og hvilke Daisy afgrøder der er anvendt ved simuleringerne 67

Bilag 2.

Husdyrgødning i Daisy 68

Beregning af vådvægt 68

Bilag 3. 72

Bilag 4a. 73

Bilag 4b 74

Bilag 4c 75

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Konklusion

Horndrup Bæk oplandet er et af 5 oplande, hvor der er foretaget modellering af vandtransporten og kvælstofudvaskningen fra rodzonen i oplandet. Hertil er anvendt rodzonemodellen Daisy, som er sat op på 5 jordvandsstationer i oplandet, hvorefter opsætningerne er anvendt på hele oplandet. Der er foretaget meget få kalibreringer af Daisy, og disse har været ensartede for alle 5 oplande. Til trods for den begrænsede brug af kalibrering har det været muligt at modellere en vandbalance for Horndrup Bæk oplandet, som svarer til målinger i vandløbet. Endvidere er høstudbytterne modelleret tilfredsstillende i forhold til oplyste udbytter i oplandet. Den modellerede kvælstofbalance for rodzonen ser fornuftig ud, men hvor godt den beskriver de faktiske forhold kan først vurderes når rodzonemodelleringen kobles med en grundvandsmodellering.

Sammenfatning

Under det nationale overvågningsprogram NOVANA er der siden 1990 gennemført detaljeret overvågning i 5 små landbrugsoplande. Overvågningen i oplandene er tilrettelagt således, at det er muligt at opstille en dynamisk model for kvælstofudvaskningen fra rodzonen i oplandet. Formålet med modelopsætningen er at udvikle et redskab til beskrivelse af årsagssammenhænge for vand- og kvælstoftransport i oplandene, samt at frembringe et datasæt til gennemførelse af scenarieberegninger for ændret landbrugspraksis, klimaændringer mm. Denne rapport beskriver og dokumenterer opsætning af rodzonemodellen, Daisy, i Horndrup Bæk oplandet nord for Ejer Bavnehøj i Østjylland.

Det topografiske opland til Horndrup Bæk udgør 546 ha. Heraf er 72 % landbrug, 19 % skov, 3 % andet natur og 6 % veje og bebyggelse. Jorden består overvejende af moræneler (74 %) og smeltevandssand (14 %). Oplandet er husdyrintensivt. I 2003 var der 0,99 DE/ha. Grundvandsoplandet skønnes at være ca. 100 ha mindre end det topografiske opland. Til fastlæggelse af grundvandsoplandets størrelse kræves dog en egentlig grundvandsmodellering.

Datagrundlag for oplandsmodelleringen

Overvågningen består af en årlig interviewundersøgelse vedr. landbrugsdriften på alle marker i oplandet, herunder information om afgrøder, så-, høst-, pløjetidspunkter, gødningstilførsel og høstudbytter. Endvidere gennemføres der måling på jordvandet i ca. 1 m's dybde ved 5 jordvandsstationer (4 på landbrugsjord og 1 på skovjord) og på vandløbsvandet ved udløb af oplandet. Herudover foretages pejling af grundvandsstanden ved jordvandsstationerne. Forud for overvågningens start i 1990 blev der gennemført en jordprofilundersøgelse ved hver jordvandsstation samt ved enkelte øvrige punkter i oplandet.

Daisy modellen er en éndimensionel model, der beskriver udvaskningen i et punkt. Til en modelkørsel skal der konstrueres tre input filer – en klimafil, en managerfil (fil med landbrugsdata) og en jordfil. Der er anvendt én klimafil til hele oplandsmodelleringen, denne er baseret på griddata fra DMI. Managerfilerne er udarbejdet for hver enkelt mark i oplandet på baggrund af informationer fra interviewundersøgelsen. Til dette formål er udviklet et program som omsætter interviewdata fra databasen for hele perioden 1990-2007 til Daisy-filer med den krævede struktur og syntaks. Jordfilen er dannet på baggrund af data fra jordprofilundersøgelsen

Modelopsætning på jordvandsstationerne

Første trin i modelopsætningen for Horndrup Bæk oplandet er at sætte modellen op for jordvandsstationerne.

Der er opstillet en jordfil for hver jordvandsstation og Daisy er kørt med den tilhørende managerfil. En jordfil indeholder dels en beskrivelse af horisonterne i det øvre jordlag, dels en beskrivelse af de nedre randbetingelser. DAISY parametrene for jordhorisonterne er bestemt på baggrund af målinger af jordens tekstur og vandholdende evne fra jordprofilundersøgelsen og ved anvendelse af pedo-transferfunktionerne HYPRES og vanGenuchten. De målte volumenvægte i topjordene var ofte meget høje, hvorfor det har været nødvendigt at foretage tilpasninger. Der er ikke foretaget yderligere kalibrering af jordparametrene. De nedre randbetingelser er karakteriserede ved højtliggende grundvand (1-6 m under terræn). Denne randbetingelse er modelleret ved 'dræning', dvs. der er indlagt et vandstandsende lag (en aquitard) under rodzonen, og vandet er ledt bort gennem dræn. Grundvandsstandens placering og dynamik er kalibreret på plads i forhold til målinger af grundvandsspejlet ved at justere på ledningsevnen i aquitarden, på drændybden og på drænafstanden.

Den modellerede kvælstofbalance ved jordvandsstationerne er analyseret ved sammenligning med målte N koncentrationer i jordvandet samt oplyste udbytter. Med hensyn til afgrøderne er der anvendt samme kalibrering for alle 5 overvågningsoplande, og denne er begrænset til vinterafgrøder og vårbyg. For vinterafgrøderne var det nødvendigt med en tilpasning, idet DAISY ikke kunne håndtere sene såtidspunkter. Der er ikke foretaget nogen kalibrering af de organiske puljer i jorden.

Til modellering af ikke landbrugsarealer er der opstillet en Daisy jordsøjle dels for humusjorde og for vedvarende græs. Ved disse opsætninger antages at jordens organiske puljer er i nogenlunde ligevægt. For at opnå dette var det nødvendigt at sætte en del af det organiske materiale i en inert pulje i jordfilen; for skov og humusjord udgjorde denne andel 99 % og for vedvarende græs 40 %.

Oplandsmodelleringen

Næste trin i modelleringen er at gennemføre en beregning for hele oplandet. Hertil er anvendt et sæt af geografisk relaterede kort. Med hensyn til jorden er der taget udgangspunkt i at hver jordvandsstation repræsenterer en specifik jordtype. På baggrund af jordtypekort fra DJF og jordartskort fra GEUS er jordvandsstationerne således bredt ud til hele oplandet. For landbrugspraksis findes et markkort for hele oplandet for hvert år, i alt 18 års markkort. Disse kort er stemplet sammen, og hver ny polygon repræsenterer en unik markstump med en tilhørende unik managerfil. Det nye markkort er yderligere stemplet sammen med kortet med jordvandsstationernes udbredelse. Hver ny polygon repræsenteres herved af en unik mangerfil, med en unik jordfil. Til slut er der lagt et 50x50 m grid ned over oplandet. Daisy er kun modelleret for første gridpunkt i hver unik polygon for at spare på regnekraften, hvorefter der er gennemført en arealvægtning.

Vurdering af oplandsmodelleringen

Oplandsmodelleringen repræsenterer den samlede vand- og kvælstofbalance for oplandet. Resultatet heraf kan sammenlignes med målinger af

vandløbstransporten, som ligeledes repræsenterer den integrerede transport ud af oplandet. Resultaterne viser at dynamikken i vandafstrømningen fra rodzonen svarer fint til vandafstrømningen fra oplandet. Ligeledes er de gennemsnitlige afstrømningsmængder fra rodzonen (368 mm) af samme størrelse som afstrømningen til vandløbet, når der tages udgangspunkt i det skønnede mindste grundvandsopland (367 mm), mens afstrømningen til vandløbet er noget mindre (285 mm) når der tages udgangspunkt i det topografiske opland.

Den modellerede kvælstofbalance for den umættede zone for det topografiske opland til Horndrup Bæk viser, at der i gennemsnit for beregningsperioden er tilført 152 kg N/ha pr år, mens der er fjernet 88 kg N/ha med afgrøderne, udvasket 47 kg N/ha og denitrificeret 36 kg N/ha pr år. Endvidere er der modelleret en stor årlig nedgang i de organiske puljer på 22 kg N/ha.

Dynamikken i kvælstofudvaskningen fra rodzonen svarer godt til dynamikken i N transporten til vandløbet. Den målte N transport til vandløbet udgør ca. 56 % af rodzoneudvaskningen, hvilket skyldes at der sker en omsætning af kvælstoffet i grundvandet inden det når ud til vandløbet.

De modellerede høstudbytter for landbrugsarealet er i gennemsnit lidt højere end de oplyste udbytter, henholdsvis 127 og 117 kg N/ha. Når modellering i umættet zone er gennemført for alle 5 overvågningsoplandene vil der blive foretaget en analyse af afgrødekalibreringen på tværs af oplandene.

Hvor godt kvælstofbalancen for rodzonen i Horndrup Bæk oplandet er modelleret, kan først vurderes når rodzonemodelleringen kobles med en grundvandsmodellering. Endvidere er der behov for en nærmere analyse af den modellerede denitrifikation og omsætning af de organiske puljer.

1 Indledning

I landovervågningsprogrammet under NOVANA skal der gennemføres modellering af vand- og kvælstofafstrømningen fra rodzonen (umættet zone) for 5 oplande i perioden 2004-2007. Horndrup Bæk oplandet nord for Ejer Baunehøj i Østjylland er et af disse oplande.

Dette modelarbejde er første del af opsætningen af en hydrologisk vand- og stoftransportmodel for oplandet. Det er hensigten, at der på et senere tidspunkt vil blive opstillet en grundvandsmodel, som bærer vand og stof videre fra rodzonen til grundvand og vandløb. Herved kædes hele det hydrologiske kredsløb i oplandet sammen. Denne rapport omhandler alene oplandsmodellering i umættet zone.

Oplandsmodelleringen i umættet zone gennemføres med rodzonemodellen Daisy. Udgangspunktet for modelleringen i Horndrup Bæk oplandet er opsætning af Daisy på 5 jordvandsstationer. Dette arbejde omfatter for hver station opsætning af en Daisy-jordsøjle samt udarbejdelse af en Daisy inputfil for landbrugspraksis for hele overvågningsperioden. Modelparametrene kalibreres ud fra målt grundvandspejl, den målte nitratkoncentration i 100 cm under terræn samt landmændenes oplyste udbytter for de enkelte marker. Jordopsætningerne på jordvandsstationerne udbredes til hele oplandet. Der udarbejdes Daisy inputfiler for landbrugspraksis for alle marker, og Daisy køres for hver enkelt mark. Modelresultaterne herfra valideres ved sammenligning med målt vandløbsafstrømning og kvælstoftransport fra oplandet. Opsætningerne på jordvandsstationerne i Horndrup bæk er gennemført efter samme princip som i de øvrige 4 landovervågningsoplande.

Nærværende rapport dokumenterer opsætningerne af Daisy på de 5 jordvandsstationer i oplandet til Horndrup Bæk, samt beskriver metoden for oplandsmodelleringen og viser resultaterne heraf.

Oplandsmodelleringen i umættet zone vil som nævnt blive anvendt som input til en senere grundvandsmodellering. Herudover vil oplandsmodelleringen blive anvendt til dokumentation af udviklingen i vand- og kvælstofafstrømningen fra rodzonen og til scenarieanalyser.

2 Baggrund

2.1 Landovervågningsprogrammet

Landovervågningen blev etableret i 1989/90 som en del af det daværende Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Formålet med landovervågningen var at eftervise effekten af tiltag i landbruget på næringsstofafstrømningen fra landbrug. Landovervågningen har således igennem hele perioden fra 1990 og frem til i dag været en vigtig datakilde i forbindelse med evaluering af de danske vandmiljøplaner. I 1991 blev Nitratdirektivet endvidere vedtaget, og i dag er Landovervågningsprogrammet en forudsætning for Danmarks undtagelse fra Nitratdirektivet med hensyn til husdyrtæthed på kvægbrug.

Landovervågningsprogrammet har fra starten været udformet med henblik på at kunne modellere kvælstofudvaskning fra rodzonen i oplandene, samt at opstille modeller / sammenhænge for hele vand- og stofkredsløbet i oplandene. Hidtil har der været anvendt empiriske sammenhænge og modeller, og dette har vist sig velegnet til at eftervise effekten af gældende landbrugspraksis i forhold til nationale tiltag.

2.2 Krav til modelarbejde under Vandrammedirektivet

De fremtidige udfordringer i Vandrammedirektivet stiller imidlertid krav til at vi på et langt mere detaljeret plan kan vurdere effekten af tiltag indenfor specifikke vandområder, hvorfor der er behov for at arbejde med langt mere detaljerede modeller. Allerede under NPo forskningsprogrammet i 1984-87 blev der arbejdet på at udvikle sådanne modelsystemer: Daisy modellen blev udviklet til at modellere kvælstofudvaskning fra rodzonen (Hansen et al., 1990) og det blev demonstreret hvorledes hele vand- og stof kredsløbet kunne modelleres vha. af MIKE-SHE i oplande (Storm et al., 1990). Aktiviteterne i Landovervågningen blev udformet med henblik på at fortsætte arbejdet med oplandsmodellering. Det har imidlertid vist sig langt mere kompliceret end antaget i slutningen af 1980erne. Men grunden blev lagt, og DMU, GEUS og miljøcentrene har i fællesskab under NOVANA programmet taget udfordringen op.

Arbejdet falder i to dele:

- Opsætning af Daisy-modellen på jordvandsstationerne og anvendelse af disse opsætninger til modellering af vand- og kvælstoftransport fra rodzonen (umættet zone) i hele oplandet
- Opsætning af en grundvandsmodel for oplandet, hvor vand- og kvælstoftransporten ud af rodzonen indgår som input til grundvandsmodellen (mættet zone)

De opstillede oplandsmodelsystemer i LOOP kan anvendes til scenarieanalyser, herunder:

- Effekt af ændret landbrugspraksis på kvælstoftransporten til grundvand og vandløb

- Tidsforsinkelser fra ændring i landbrugspraksis slår igennem i vandmiljøet
- Reduktionsforhold i vandkredsløbet under forskellige oplandsforhold
- Effekt af ændret klima

2.3 Denne rapport

Denne rapport beskriver arbejdet med oplandsmodellering i den umættede zone. Det specifikke mål med dette modelarbejde er :

- At dokumentere vandbalancen og kvælstofudvaskningen fra rodzonen samt udviklingen heri
- At frembringe et datasæt til scenarieanalyser af kvælstofudvaskningen fra rodzonen
- At frembringe et datasæt til input til modellering i mættet zone.

3 Indgangsvinkel til modelleringsopgaven

3.1 Koordinering af opgaven

Opsætningen af Daisy på jordvandsstationerne er foregået som et samarbejde mellem DMU, Aarhus Universitet, Miljøcentrene og Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet (LIFE). DMU har koordineret opgaven og udarbejdet skriftlige vejledninger for opsætningen af Daisy med henblik på at opsætningerne på alle jordvandsstationer blev nogenlunde ensartet. Undervejs i forløbet er der afholdt 3 workshops, hvor lektor Søren Hansen fra LIFE har undervist og vejledt omkring opsætningerne af Daisy.

Arbejdet startede op i 2005, og opsætning af Daisy på jordvandsstationerne skete på baggrund af data fra 1990-2003. Den efterfølgende anvendelse af Daisy-opsætningerne på hele oplandet er gennemført for perioden 1990-2007.

3.2 Henvisning til Daisy Standardiseringsprojektet

I 2004 blev resultatet af et såkaldt Daisy Standardiseringsprojekt publiceret (Styczen, et al, 2004). Heri er angivet en række anbefalinger og standardopsætninger, hvorfor den også kaldes DAISY- STÅBI. I vores modellering har vi trukket flere henvisninger til Daisy – ståbien og også anvendt opsætninger herfra, hvis det ikke var muligt at anvende målte værdier.

4 Landovervågningsoplandet Horndrup Bæk

I dette afsnit gives en introduktion til oplandet, mens der i kapitel 7 gives en mere udførlig beskrivelse af det kortmateriale der ligger til grund for oplandsmodelleringen.

4.1 Oplandets beliggenhed og topografi

Horndrup Bæks topografiske opland udgør 546 ha (5.46 km²). Oplandet ligger i Østjylland nord for Ejer Bavnehøj, 6 km fra Skanderborg (figur 3.1). Oplandet er ca. 1.8 km bredt og 4 km langt. Det er karakteriseret ved et kraftigt småbakket terræn med nedskårne vandløb. Oplandet grænser op mod Ejer Bavnehøj mod syd og Tåning mod nord. Terrænet hælder mod nord med en højdeforskel på 131 m fra Ejer Bavnehøj i syd til Horndrup Bæks udløb ved oplandsgrænsen mod nord.

Det topografiske opland til Horndrup Bæk udgøres af 72 % landbrug, 19 % skov, 3 % andet natur og 6 % veje og bebyggelse (figur 4.1).

Jordlagene består overvejende af moræneler (74 %) og smeltevandssand (14 %) til stor dybde. Langs vandløbet findes desuden områder i den sydøstlige del, hvor jorden indeholder meget humus.

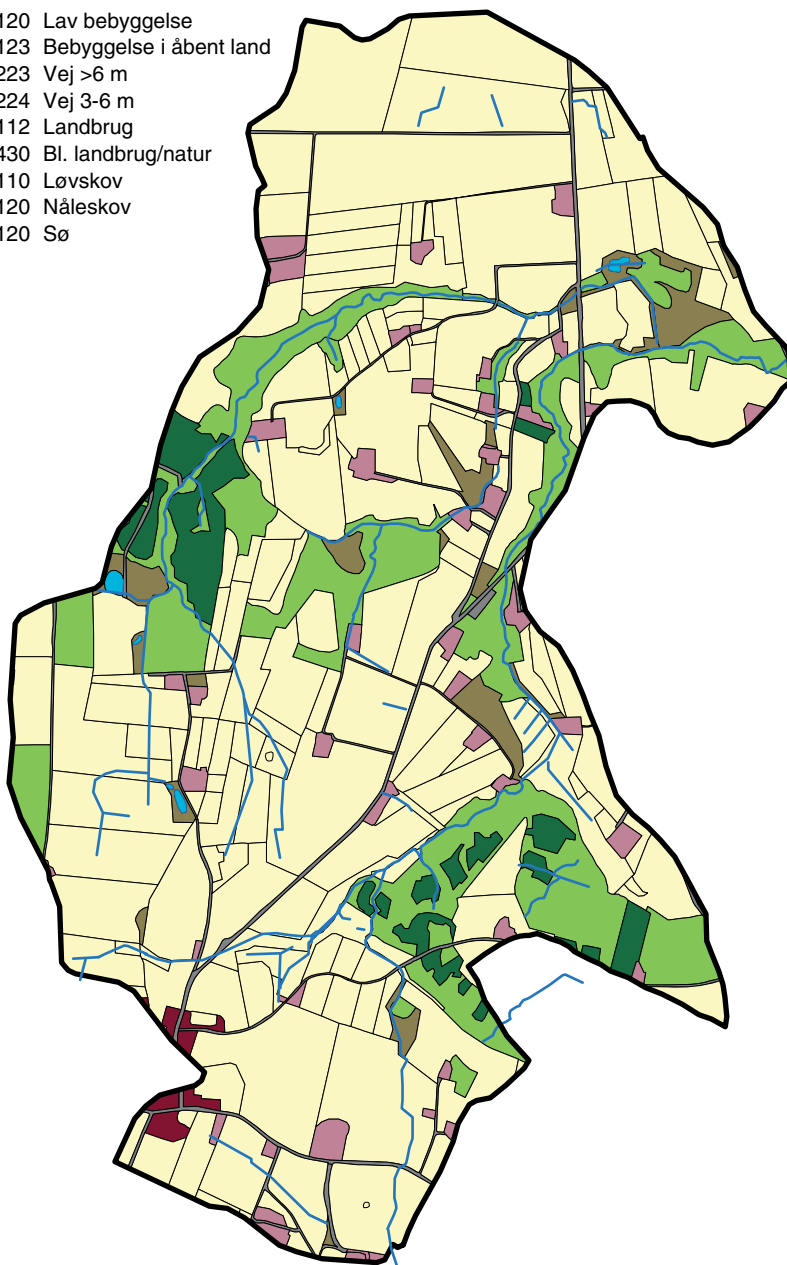
4.2 Landbrugspraksis

Landbruget er karakteriseret ved at være et udpræget korndyrkningsområde. Afgrødefordelingen i 2003 bestod af hvede (50 %), vårkorn (21 %), frøafgrøder (6 %), græs i omdrift (6 %), vedvarende græs (4 %), andre afgrøder (4 %) og brak (9 %) (figur 4.2)

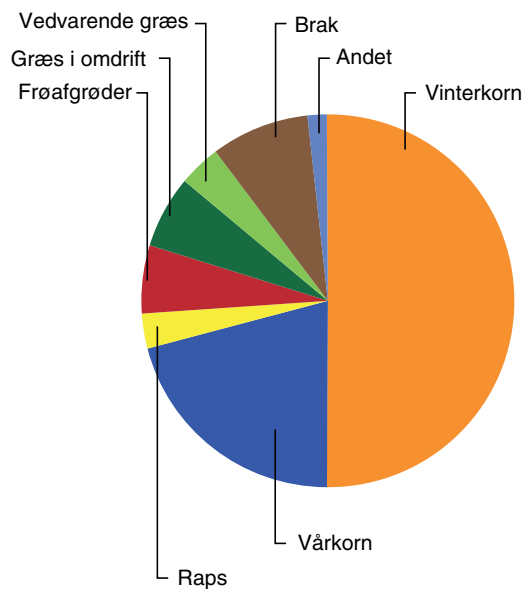
Oplandet er husdyrintensivt. I 2003 blev der udbragt husdyrgødning svarende til 0,99 DE/ha. Svineproduktionen tegnede sig for 75 % af dyreenhederne i oplandet.

Figur 4.1. Arealanvendelse i
Horndrup Bæk oplandet baseret
på markkort 2003.

- 1120 Lav bebyggelse
- 1123 Bebyggelse i åbent land
- 1223 Vej >6 m
- 1224 Vej 3-6 m
- 2112 Landbrug
- 2430 Bl. landbrug/natur
- 3110 Løvskov
- 3120 Nåleskov
- 5120 Sø



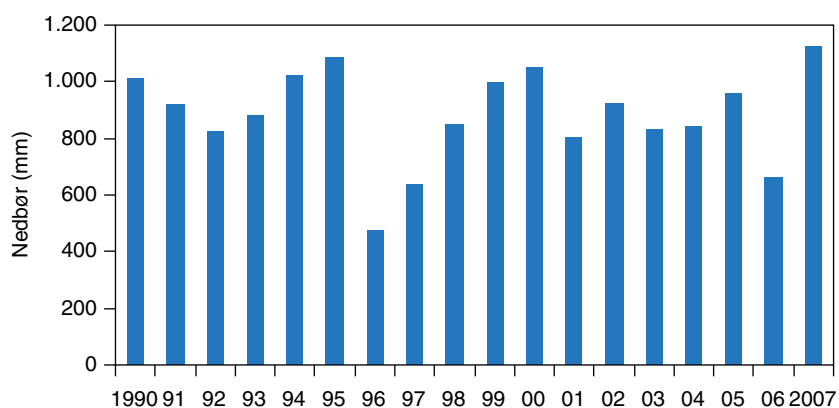
Figur 4.2. Afgrødefordelingen i Hørdrup Bæk-oplandet 2003.



4.3 Nedbørsforhold

I overvågningsperioden (1990-2007) har den gennemsnitlige nedbør ligget på 883 mm (korrigeret til jordoverfladen). Der har dog været store årlige variationer som vist i figur 4.3.

Figur 4.3. Korrigeret årlig nedbør (1990-2007) fra 10 km klima grid i oplandet til Hørdrup Bæk.



5 Data fra landovervågningsprogrammet

Som tidligere nævnt blev Landovervågningsprogrammet etableret i 1990, og der foreligger i dag en måleserie på 18 år. Overvågningen består af årlig interviewundersøgelse af landbrugspraksis samt målinger i samtlige dele af vandkredsløbet. Der måles løbende næringsstofkoncentrationer i jordvandet og i det øvre grundvand ved 5 jordvandsstationer (ST) samt næringsstoftransport i vandløbet (VL). Målinger i vandløbet integrerer de samlede afstrømningsbidrag fra oplandet til overfladevand. Desuden er jordens egenskaber på jordvandsstationerne undersøgt ved Jordprofilundersøgelse i 1990 (Jensen og Madsen, 1990).

Resultater fra overvågningen rapporteres årligt som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA) (Grant et al., 2007).

5.1 Landbrugsdata

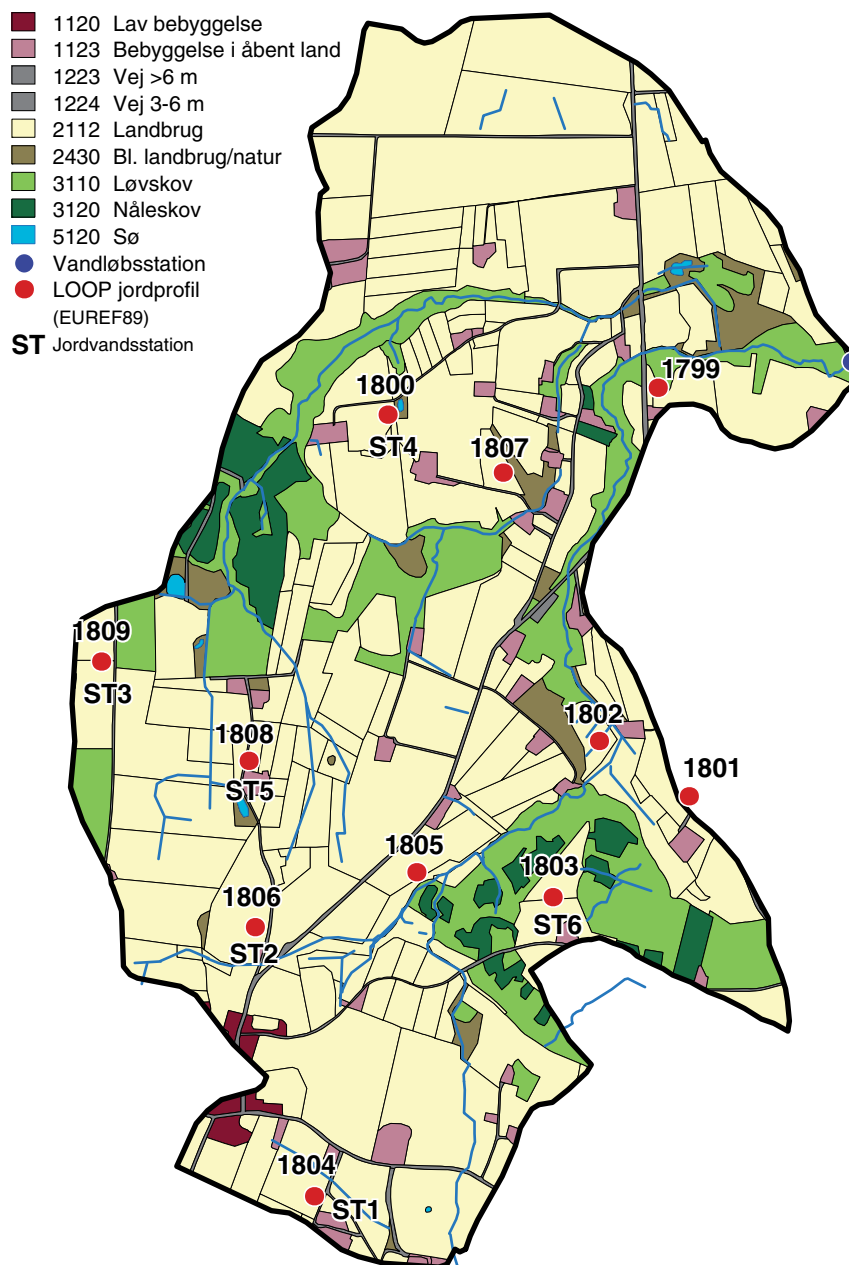
Interviewundersøgelsen omfatter indsamling af oplysninger fra landmændene om afgrøder, tidspunkter for såning, høst og pløjning, tidspunkt og mængder af gødningstildeling samt høstudbytter af hovedafgrøder, efterafgrøder og halm. Data er indberettet af amtet/miljøcenteret via et specielt designet indberetningsprogram (IMARK) for perioden 1990-1998 og via et tilrettet Bedriftsløsningsprogram (DLBRIT') siden 1998. Data er lagret i AGRI databasen, som administreres af DMU.

Landmændene giver som nævnt oplysning om høstudbytter, og det beregnes, hvor meget kvælstof der fjernes fra markerne i henhold til normal for næringsstofindhold i afgrøderne (Landsudvalget for kvæg, 1993, 1995, 2000; Grant, 2002).

I forbindelse med den årlige interviewundersøgelse udarbejder Miljøcentrene et digitalt, GIS baseret oplandskort (markkort) med oplysninger om de enkelte markers placering. Kortene opdateres i forhold til ændringer af skelgrænser, sammenlægninger og/eller opdelinger af marker. Endvidere fyldes kortene helt ud med oplysning om øvrig arealanvendelse baseret på miljøcentrenes indberetning. Arealanvendelse beskrives med AIS-koder fra AIS-kortlægningen (Nielsen et al, 2000) (figur 5.1). Til markkortene hører attributtabeler med oplysninger om de enkelte arealenheders (polygoners) ejendomsnummer, marknummer, arealtype (arealanvendelse) og areal. I AGRI databasen er data identificeret ved tilsvarende ejendomsnr og marknr, således at der kan skabes et link mellem kort og data.

Oplandskortene danner basis for oplandsmodelleren.

Figur 5.1. Kort over oplandet Horndrup Bæk med målestationernes placering. VL er vandløbsstationer, ST er jordvandsstationer og numrene refererer til profilmålinger.



5.2 Profilanalyser

I forbindelse med etablering af overvågningsprogrammet i 1989/90 blev der foretaget en profiludgravning ved jordvandsstationerne samt ved enkelte øvrige lokaliteter i oplandet (Figur 5.1). Der blev gennemført en beskrivelse af jordhorisonterne samt udtaget jordprøver til bestemmelse af horisonternes tekstur (partikelstørrelsesfordeling), humusindhold og C/N forhold. Endvidere blev der for hver horisont udtaget ringprøver af jorden i naturlig lejrning til bestemmelse af jordens volumenvægt og vandbevarende egenskaber (retentionskurver – dvs. vandindhold ved pF værdier 1, 1,5, 2, 3 og 4,2.). Profilmålingerne udgør baggrundsdata for opsætning af jordsøjlerne til Daisy modelleringen.

5.3 Jordvandsmålinger

I overvågningsprogrammet foretages kemisk analyse af jordvandsprøver med det formål at beregne udvaskning af kvælstof og fosfor fra rodzonen (Miljøstyrelsen, 1989).

Der er i 1989 etableret 6 jordvandsstationer i oplandet (Figur 5.1). Hver jordvandsstation er etableret med 10 tensiometerceller (sugeceller) placeret under rodzonen i ca. 100 cm dybde. Cellerne er fordelt i strenge i et V-formet mønster indenfor et areal på ca. 100 m² (DMU, 2005). Den ene jordvandsstation er i dag taget ud af drift, idet arealet ikke længere er repræsentativt for dansk landbrug.

Der udtages prøver ugentlig i afstrømningsperioden (september-juni), og i sommerperioden udtages prøverne månedlig såfremt der er vand i sugecellerne. Prøverne analyseres for næringsstofindhold (pH, nitrat, ammonium, total N, ortho P og total opløst P). Vandafstrømningen (perkolationen) fra rodzonen modelberegnes på døgnniveau. Kvælstofudvaskningen beregnes på baggrund af en afstrømningskorrigeret interpolation af målte N-koncentrationer og den modellerede perkolation. Jordvandsdata anvendes til kalibrering af Daisyopsætningen på jordvandsstationerne.

5.4 Vandløbsmålinger

Der foretages afstrømningsmåling og kemisk analyse på vandløbsvand med det formål at kunne beregne vandafstrømning fra oplandet, samt at beregne transporten af kvælstof og fosfor, der strømmer fra oplandet.

Der er etableret én hovedvandløbsstation, som repræsenterer den totale næringsstoftransport fra oplandet (figur 5.1). Vandafstrømningen måles kontinuerligt. Der udtages punktprøver fra vandløbsstationen hver 14. dag. Prøverne analyseres for næringsstofindhold (nitrat-/nitrit, ammonium, total N, ortho-P, total P). Vandføringer og kvælstoftransport beregnes af amt/miljøcenter pr. døgn.

5.5 Klimadata

Det er i NOVANA aftalt at der i hele overvågningsprogrammet skal anvendes klimadata fra DMI's gridnet. Der er således hentet data hjem for døgnedbør fra 10*10 km² grid 10285, og temperatur og global indstråling fra 20*20 km² grid 20074. Nedbørsdata korrigeres til jordoverfladen i henhold til Allerup et al. (1998).

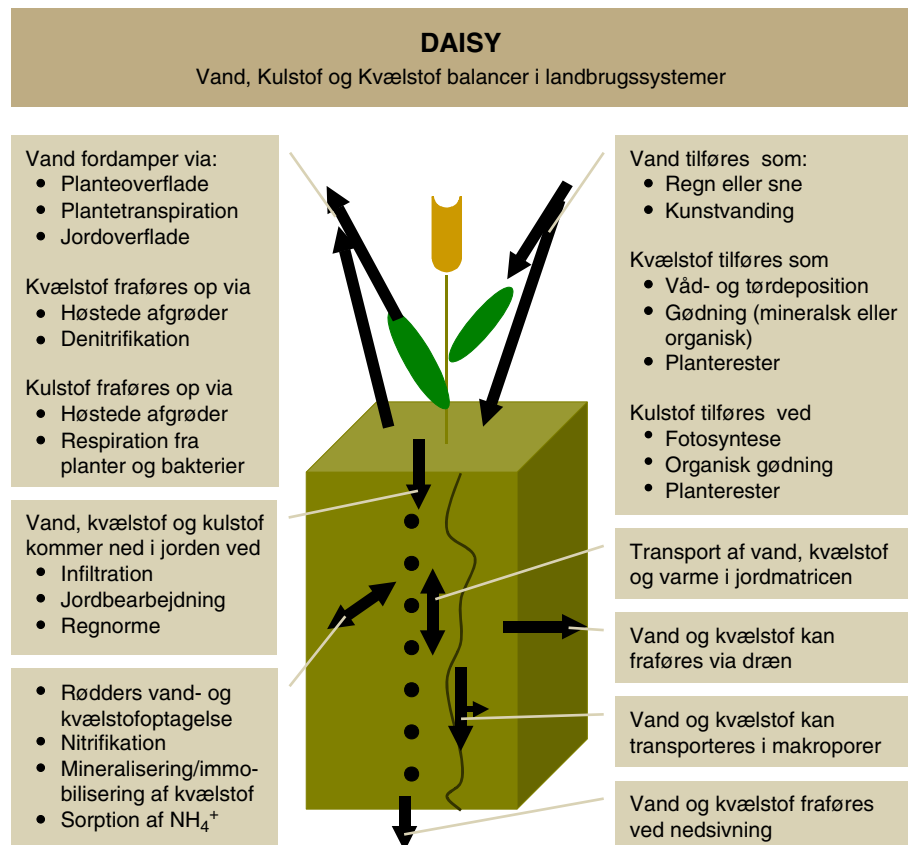
6 Modelleringsværktøj

6.1 Daisy modellen

Rodzonemodellen Daisy er en endimensionel dynamisk procesorienteret model (Hansen et al., 1991; Abrahamsen & Hansen, 2000). Modellen drives af vejrdata, og den kræver parametre for henholdsvis jord og vegetation, samt data om dyrkningspraksis, herunder sædskifte, gødsning, vanding og jordbehandling (Styczen et al., 2004).

Modellen beskriver transport af vand samt transport og omsætning af kvælstof og kulstof i atmosfære, plante og jord-systemet for den umættede zone (figur 6.1). Dokumentation af Daisy model og versioner findes på <http://www.dina/~daisy>. Daisy-modellen er under konstant udvikling hvorved der løbende udvikles nye versioner. Der er til oplandsmodelleringen anvendt version 3.68.

Figur 6.1. Diagram over Daisy model.



6.2 Daisy Input

At Daisy er endimensionel betyder at Daisy ikke som udgangspunkt kan simulere balancer for arealer. Daisy kan kun simulere punkter eller søjler som det ofte kaldes. Betegnelsen "en Daisy-søjle", dækker over alle de elementer der indgår i en Daisy simulering. Det vil sige landbrugsprak-

sis, jordbundsforhold og klima i et punkt. Til hver kørsel af en DAISY-søjle laves en setupfil som henter nødvendige data via nogle inputfiler (figur 6.2). Inputfilerne består af en managerfil, en jordfil og en klimafil, som beskrives i de følgende afsnit. Foruden de nævnte inputfiler, skal der i setup filen ligeledes være reference til en mængde biblioteksfiler. Biblioteksfilerne indeholder definitioner på f.eks. jordbearbejdning, forskellige gødningstyper og output filer.

6.3 Managerfil

En managerfil er en inputfil til Daisy som definerer landbrugspraksis for den pågældende Daisy søjle. Managerfilen indeholder oplysninger om alle forhold der vedrører landbrugspraksis f.eks. afgrøder, type og mængde af gødning samt tidspunkter for alle markoperationer i hele den periode, der skal modelleres. Data til managerfilen hentes fra Databasen AGRI, der indeholder data fra interviewundersøgelsen foretaget i oplandet (se kapitel 5.1). I managerfilen registreres markoperationer på time-basis.

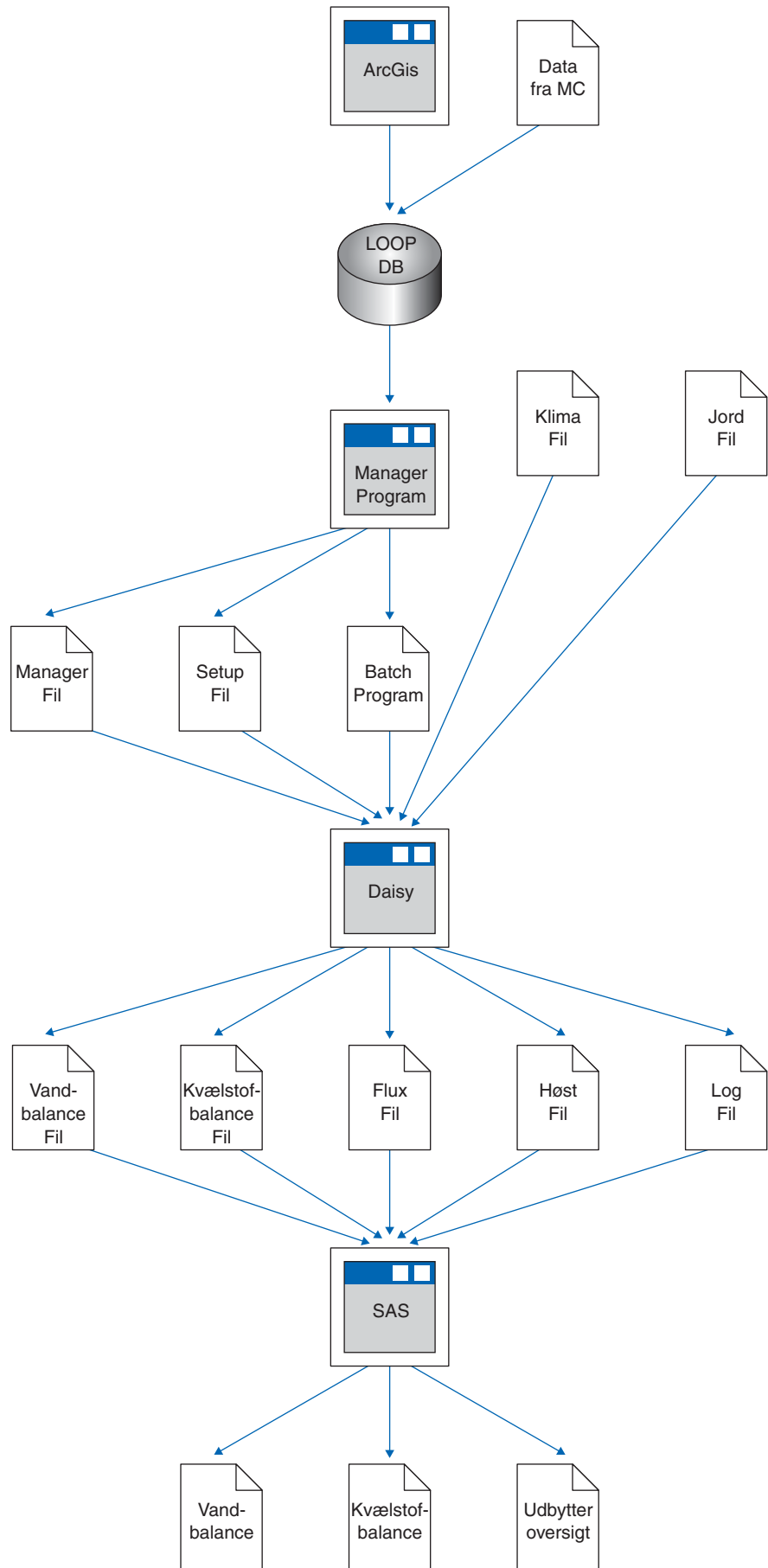
6.3.1 Managerprogram

DMU har udviklet et program, som automatisk trækker data ud fra databasen og lægger data over i en managerfil med den struktur, nomenklatur og syntax som kræves i Daisy.

Programmet tjekker, om der er afgrøder hvert år. Hvis der mangler et enkelt år indsættes en vårbyg med standard hændelser, herefter betegnet "Standard vårbyg".

Udvikling af programmet til automatisk opsætning af managerfiler har budt på en del problemstillinger, idet data fra LOOP databasen ikke umiddelbart har kunnet lægges ind i DAISY strukturen. Dette skyldes, at målsætning og krav i interviewundersøgelsen og i DAISY er forskellige (Tabel 6.1).

Figur 6.2. Diagram der viser DAISY-modelleringen og bearbejdning af resultater.



Tabel 6.1. Gennemgang af hvordan data fra interviewundersøgelsen anvendes i de årlige rapporter i NOVANA og i Daisymodelleringer.

LOOP interviewdata i rapportering	LOOP interviewdata i DAISY
Data fra interviewundersøgelsen anvendes til opgørelse af landbrugspraksis i det enkelte år for bedrifterne i oplandet. Der ønskes oplysning om så mange marker i oplandet, som muligt for at få det bedste datamateriale til opgørelse af udviklingen i landbrugspraksis for oplandet. Der har været mindre fokus på historikken for de enkelte marker igennem perioden.	Daisy arbejder på én mark igennem et helt sædskifte. Den til tider mangelfulde historik i interviewdata byder på særlige problemstillinger.
Nomenklatur for afgrøder og gødninger er defineret i indberetningsprogrammet BL3', og følger den nomenklatur, som anvendes i landbrugets Bedriftsløsningsprogram	Nomenklatur for afgrøder og gødninger skal omdannes til DAISY nomenklaturen. Daisy har kun et begrænset antal afgrøder og gødninger, derfor må der foretages en række antagelser.
Fokus i interviewundersøgelsen er anvendelse af gødninger. Der er lagt mindre vægt på tidspunkter for såning, høst og pløjning.	Tidspunkter for såning, høst og pløjning i DAISY er afgørende for en korrekt modellering, dels i forhold til at tidspunkterne ikke konflikter, dels i forhold til den modellerede udvikling af afgrøderne. Tjek af kronologi og tilpasning af data er nødvendig.

I managerprogrammet er der foretaget en række valg mht. parametre, der indgår i managerfilen. Disse valg gennemgås i afsnit 6.3.2 til 6.3.7.

Nedenfor er vist et eksempel på et udsnit af en managerfil.

```
(defection "LOOP3_St1" activity

(wait (at 2004 9 20 0)) (plowing)
(wait (at 2005 9 21 2)) (sow "Vinterhvede sen" )
(wait (at 2005 4 17 1)) (fertilize ( mineral ( weight 108.24)
                                (NH4_fraction 0.5))) ;NS 25- 5 (amm.nitrat)
(wait (at 2005 5 7 1)) (fertilize ( slurry (weight 20.87) ;slagtesvin_gylle
                                (dry_matter_fraction 0.054)
                                (total_N_fraction 0.09)
                                (total_C_fraction 0.4)
                                (NH4_fraction 0.75)
                                (volatilization 0.2) )
                                (from 0) (to -1) );Korrektionsfaktor 1
(wait (at 2005 8 20 0)) (harvest "Vinterhvede sen"
                                (sorg 0.99)(leaf 0.7 ) (stem 0.7)(stub 10.0 [cm]))
(wait (at 2006 4 10 5)) (plowing)
(wait (at 2006 4 12 5)) (sow "Vaarbyg Helsaed" )
(wait (at 2006 4 12 7)) (sow "Kloevergraes" )
(wait (at 2003 3 21 1)) (fertilize ( mineral ( weight 140)
                                (NH4_fraction 0.5))) ;NS 24- 6
(wait (at 2006 7 3 1)) (irrigate_overhead 30)
(wait (at 2006 7 19 1)) (irrigate_overhead 30)
(wait (at 2006 7 26 1)) (harvest "Vaarbyg Helsaed"
                                (sorg 0.9)(leaf 0.9 ) (stem 0.9)(stub 5.0 [cm]))
(wait (at 2006 7 26 3)) (harvest "Kloevergraes"
                                (sorg 0.9)(leaf 0.9 ) (stem 0.9)(stub 5.0 [cm]))
```


6.3.2 Opvarmningsperiode

Det anbefales, at der inden den egentlige simuleringsperiode køres en 10 års opvarmningsperiode med et sædskifte svarende til det i simuleringsperioden (Styczen et al. 2004). Opvarmningsperioden skal sikre, at vand, ammonium- og nitratindhold har indstillet sig på den aktuelle dyrkningspraksis fra starten af simuleringsperioden. I oplandsmodelleringen er opvarmningsperioden defineret ved at anvende sædskiftet fra 1990 til 1994 og køre det to gange forud for modelleringsperioden. Det vil sige at simuleringen starter i år 1980, men der analyseres kun på resultater fra perioden 1990 til 2007. De første 5 års sædskifte er valgt fordi gødningspraksis i disse år antages at svare til årene forud for 1990. Opvarmningsperioden er kørt med klima fra perioden 1991-2000

6.3.3 Definition af afgrøder

Det er til oplandsmodelleringen besluttet at anvende 12 forskellige Daisy afgrøder. Fortrinsvis fordi det er de 12 afgrøder, der er bedst dokumenteret i Daisy og dels for at bevare overblikket over de afgrøder, der simuleres. De anvendte afgrøder er vårbyg, vinterbyg, vinterhvede, rug, vårraps, vinterraps, ærter, majs, foderroer, sukkerroer, kartofler og græs. Der forekommer dog også andre afgrøder i Landovervågningen, og disse skal derfor henføres til en af de 12 afgrøder. De afgrøder, som ikke typisk hører under en af Daisy afgrøderne defineres som en 'Vårbyg standard'. De indrapporterede oplysninger kan imidlertid have nogle hændelser (pløjning, såning og høst), som er i konflikt med en vårbyg. Derfor slettes hændelserne og erstattes med standard værdier for vårbyg (Styczen et al. 2004). Gødskningen på marken bibeholdes. I Bilag 1 er der en oversigt over hvilke afgrøder der henføres til de 12 afgrøder. Overordnet er der anvendt følgende antagelser:

- For en hovedafgrøde som består af mere end én afgrøde, f.eks. vårbyg/ært, defineres kun én DAISY afgrøde (her vårbyg).
- Græs, kløvergræs, frøgræs, kløverfrø og brak modelleres alle som græs. Kløvergræs modelleres ved at N-fikseringen defineres som en fiktiv handelsgødningstildeling på 70 kg N/ha fordelt i to portioner henholdsvis 1/5 og 1/7. Kløverfrø modelleres ligeledes som græs, hvor N-fikseringen defineres som en fiktiv handelsgødningstildeling på 200 kg N/ha fordelt i to portioner henholdsvis 1/5 og 1/7.
- Hvis hovedafgrøden er korn m. udlæg defineres en efterafgrøde (nr. 2 afgrøde) som en græsafgrøde, der sås sammen med kornet.
- Hvis hovedafgrøden er helsæd og grønkorn antages, at der altid er et udlæg, dvs. der defineres en græsafgrøde, der sås sammen med kornet.

6.3.4 Høst

Ved høst af afgrøder skal det defineres, hvor stor en andel af afgrøden der fjernes. Det høstede opdeles i tre kategorier blad(leaf), stængel (stem) og kerne/rodfrugt (sorg). Desuden angives en stubhøjde (stub). Følgende definitioner er anvendt for de modellerede afgrøder.

- Korn, raps og ært: 99 % af kernen fjernes. Hvis halmen fjernes defineres det, at 70 % af stængel og blade fjernes. Der anvendes en stubbehøjde på 10 cm
- Foderroer: 99 % af roden og 70 % af toppen fjernes
- Fabriksroer: her skelnes mellem top fjernet (99 % af roden og 70 % af toppen fjernes) og top nedmuldet (99 % af roden fjernes)
- Grønkorn og helsæd: 80 % af blade, stængler og kerne fjernes
- Silomajs: 95 % af kerne, stængler og blade fjernes.
- Frøgræs og kløverfrø: 99 % af kernes fjernes. Hvis halmen fjernes defineres det at 70 % af stængel og blade fjernes. Der anvendes en stubhøjde på 10 cm.
- Kløvergræs og græs: Der skelnes ikke mellem slet og afgræsning. Eventuelle høstdatoer i AGRI-databasen for slet anvendes ikke, derimod defineres at Daisy skal høste når græsset har nået en tørstofproduktion på 4000 kg/ha eller ved et fastsat udviklingstrin. Dette gælder både for efterafgrøde og hovedafgrøde. Efterafgrøden høstes dog kun, hvis det i interviewdataene er oplyst at efterafgrøden anvendes. I så fald høstes afgrøden desuden altid den 1/11. Andelen af blade, stængel og frø som fjernes ved høst af en græsafgrøde er sat til 60 %, og der anvendes en stubhøjde på 10 cm. For græs som hovedafgrøde og efterafgrøde, som ikke anvendes, sker der endvidere en afpudsning den 1/11, dvs. en høst uden at græs fjernes.

6.3.5 Handelsgødninger

Handelsgødningstildelinger fra interviewundersøgelsen defineres ved daisykoden 'mineral', herunder er der indføjet en information om gødningstypen. Mængden er givet i kg N/ha. Der skal også defineres en ammonium andel for DLBRIT' data (i henhold til Håndbog for Plantedyrkning). Som beskrevet i kapitel 5.1 er landbrugsdata indberettet i to forskellige formater: For IMARK's data er handelsgødningens navn ikke altid givet, og der er en lang række forskellige typer. Her er det valgt at anvende en ammoniumandel på 0,5; dog hvis gødningen også findes i DLBRIT' anvendes ammoniumfraktionen herfra.

6.3.6 Husdyrgødninger

Husdyrgødningstildelinger defineres ved daisykoden 'slurry', som er grundkoden for organisk gødning. Herudover har vi i managerfilen indføjet en information om gødningstypen. I AGRI-databasen kender vi N-mængderne, mens DAISY kræver husdyrgødningen angivet i vådvægt (tons/ha). N-mængderne omregnes derfor ud fra formlen: $N \text{ mængde} / (Tørstof \text{ fraktionen} * N \text{ fraktionen i tørstof} * 1000)$.

I managerfilen angives tørstofindholdet (dry_matter_fraction) samt fraktionen af total N (total_N_fraction) og ammonium (NH₄_fraction) og kulstof (total_C_fraction) i tørstoffet. Endvidere angives ammoniakfordampningen i % af total N indholdet. I AGRI databasen er husdyrgød-

ningernes N-indhold beregnet ud fra de husdyrgødningsnormer, som har været gældende de enkelte år. Da normtallene for 1990-1998 efterfølgende er blevet genberegnet, ganges en korrektionsfaktor på for at opdatere N mængderne i databasen til de genberegne normtal (Bilag 2). Korrektionsfaktoren er angivet som en overordnet faktor for gødningstypen opdelt på kvæg og svin, hvis denne information foreligger, men uafhængig af staldtype og dyrekategori. Korrektionsfaktoren har vi skrevet ind i managerfilen som en kommentar (se eksempel i managerfil).

6.3.7 Ammoniakfordampning

Ammoniakfordampning i forbindelse med udbringning af husdyrgødning afhænger af en række faktorer og varierer fra 2-31 %. Værdien for den enkelte gødningstildeling er bestemt ved oprettelse af managerfilen i forhold til følgende faktorer:

- Gødningstypen (fast, flydende gødning)
- Afgrøden (vinterraps, vinterafgrøde, forårssået afgrøde, græs)
- Tidspunktet for udbringning.
- Betingelsen (før/efter såning, før/efter høst) - før såning antages at gødningen nedpløjes, efter såning antages gødningen givet til voksende afgrøde)
- Udbringningsmetoden (bredspreddning, nedfældet, slæbeslanget).
- For udbinding anvendes de beregnede udbindingsmængder der ligger i databasen. Udbindingsmængden til efterafgrøder gives den 1/9, mens udbindingsmængden til hovedafgrøden deles i to portioner og gives henholdsvis 1/5 og 1/7. Fordampningen er antaget at svare fordampningen fra kvæggylle givet til græs med udbringningsmåden bredspreddning.

Koefficienterne for de enkelte afgrøder er angivet i bilag 3.

6.4 Jordfil

Jordfilen i Daisy indeholder parametre, der beskriver jordens tekstur og vandbevarende forhold. En jordfil indeholder en definition for hver horisont i profilbeskrivelsen. For hver af de identificerede horisonter skal der konstrueres en hydraulisk opsætning (*defhorizon*), som nedenstående eksempel viser. For hver jordprofil samles horisonterne til en sammenhængende beskrivelse i en kolonne (*defcolumn*-beskrivelse). I denne beskrives horisonternes vertikale udstrækning og den nedre rand defineres. Der er for hver jordvandsstation lavet en kolonne ud fra beskrivelser i Jordprofilundersøgelsen i 1990 (Jensen og Madsen, 1990).

6.4.1 Jordhorisonter

Eksempel på en *defhorizon*- og *defcolumn*-beskrivelse:

```

(defhorizon A11p_st1LOOP3 default
  (dry_bulk_density 1.44)
  (clay 11.0)
  (silt 29.8)
  (fine_sand 30.3)
  (coarse_sand 26.0)
  (humus 2.9)
  (SOM -1 -1 0.4)
  (C_per_N 11.1)
  (hydraulic M_vG ; van Genuchten/Mualem functions
  (alpha 0.0448)
  (n 1.1925)
  (K_sat 1.539)
  (Theta_sat 0.43082)
  (Theta_res 0.0)
  (l -1.9112)))
(defcolumn "STATION1ADK_gv3" default
  (OrganicMatter (init (input 6000 [kg C/ha/y]) (end -49.0 [cm])))
  (Soil(horizons
    ( -29 [cm] A11p_st1LOOP3)
    ( -49 [cm] B21t_st1LOOP3)
    ( -90 [cm] B22tg_st1LOOP3)
    ( -500 [cm] B23tg_st1LOOP3))
  (MaxRootingDepth 100 [cm]))
  (Groundwater pipe
    (L 50 [m])
    (pipe_position -1.2 [m])
    (K_aquitard 0.5E-2) ))

```

Data til opsætning af de enkelte horisoners teksturfordeling, humus- og C/N-indhold er fra den førnævnte jordprofilundersøgelse i 1990 (Bilag 4 a). Opsætning af jordens hydrauliske parameter er foretaget ved at fitte de målte pF værdier til van Genuchten parametrene n, alfa, theta s og theta r i et retentionsprogram. Den fysiske mening af disse parametre er:

- n (fortæller noget om porestørrelser)
- alpha (luftindtrængningsværdien)
- theta (vandindhold – mættet (s) og residual (r))

Desuden defineres jordens mættede hydrauliske ledningsevne (Ks) og l værdi ((poretuositet – 'krogethedsfaktor') ud fra jordens tekstur og volumenvægt ifølge HYPRES (HYdraulic PROperties of European Soils)(Wösten et al., 1999). Den umættede hydrauliske ledningsevne skal helst være omkring 10^{-8} - 10^{-9} m/s ved pF 2 og omkring 10^{-4} m/s ved pF 4,2 (S. Hansen, pers med). Oversigt over anvendte jordparametre i Daisy-modelleringen fremgår af Bilag 4 b.

Daisy modellen er kalibreret til jorde med humusindhold på ca. 2,0-3,0 %. Hvis den jord der skal modelleres har et højere humusindhold, vil der være behov for at kalibrere på jordens humuspuljer, hvor

- SOM1 - hurtig omsættelig pulje

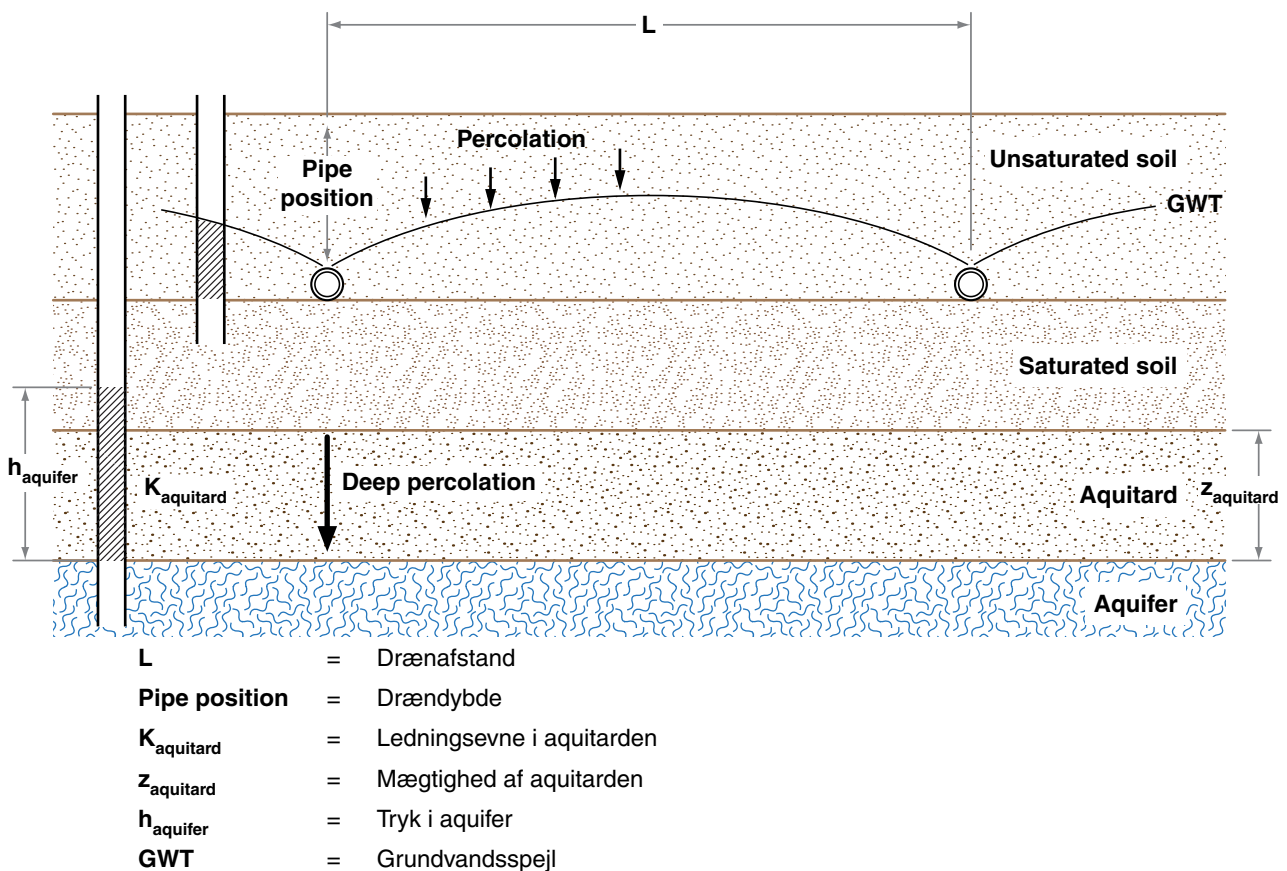
- SOM2 – langsom omsættelig pulje
- SOM3 – inert pulje

6.4.2 Nedre rand

Bunden af rodzonen betegnes den nedre rand. Denne fastlægges ud fra grundvandsniveauet. Den nedre rand er defineret i *defcolumn*. Der kan være tale om:

- Fri afdræning med dybt grundvandsspejl (defineres som Groundwater deep)
- Dræning, hvor grundvandsniveauet modelleres med et vandstandsende lag og herover dræn. Drænparametrene bestemmer grundvandsspejlets beliggenhed (defineres som Groundwater pipe – figur 6.3).
- Fastholdt grundvandsspejl (defineres som Groundwater fixed).
- Grundvandsniveau bestemt gennem en inputfil med målt grundvandsstand (defineres ved Groundwater file "").

I modelleringen i Horndrup Bæk er alene anvendt dræning og fastholdt grundvandsspejl.



Figur 6.3. Oversigt over parametre der skal defineres ved opsætning af nedre rand med dræn.

6.5 Klimafil

Klimafilen i Daisy indeholder døgnværdier for nedbør, temperatur og globalindstråling for modelleringsperioden. Daisy foretager korrektion af nedbøren for vind og opfugtningstab med lækategori B ifølge håndtal for DMI's anbefalinger (Allerup et al., 1998).

6.5.1 Deposition

Depositionsparametrene i Daisy angives i Klimafilene. Depositionsparametrene er følgende:

- NH4WetDep: 0.9 ppm [10^{-6} kg m⁻² mm⁻¹]
- NH4DryDep: 2.2 kg N/year
- NO3WetDep: 0.6 ppm [10^{-6} kg m⁻² mm⁻¹]
- NO3DryDep: 1.1 kgN/year

Heraf fremgår at depositionen er opdelt i en våd andel, som er den mængde ammonium og nitrat der tilføres jorden via nedbøren, samt en tør andel, som er afsætning af ammonium og nitrat med vinden.

6.6 Daisy output

Daisy kan generere mange forskellige typer af output (Resultater). Hvilke output filer, der ønskes udskrivet, defineres i Setup-filen. Til oplandsmodelleringen har vi defineret fire typer output:

Høst: Indeholder informationer om de simulerede udbytter for de enkelte år. Udbytterne angives både for kvælstof og tørstof og fordelt på henholdsvis stængel, blade, frø samt dødt organisk materiale.

Kvælstofbalance: Indeholder årlige værdier (agrohydrologisk år 1.april – 31.marts) for alle parametre der har betydning for kvælstofbalancen. F.eks. tilført gødningsmængde, omsætning af organisk stof og tab ved udvaskning fra rodzonen. De enkelte poster er angivet både for Nitrat-N og Ammonium-N.

Vandbalancen: Indeholder årlige værdier (agrohydrologisk år 1. april – 31. marts) for alle parametre der har betydning for vandbalancen. F.eks. nedbørsmængde, vandmængde tilført ved vanding og fordampning fra jord og vegetation.

Flux: Indeholder daglige værdier for transporten af vand og kvælstof ud af en 1 meters dybde.

6.7 Modellens anvendelighed

Den kvalitet, som inputdata til modellen har, afspejles i modelleringen. Præcise data er vigtig for en præcis modellering. På jordvandstationerne er jordforholdene målt, mens landbrugspraksis er baseret på oplyste

mængder af landmændene. Desuden er ikke alle ejendomme/markler i oplandet med i interviewundersøgelsen. Datagrundlaget er derfor ikke egnet til en egentlig validering af Daisy-modellen, men er i højere grad anvendelig til at teste om en detaljeret rodzonemodell som Daisy kan anvendes på et forholdsvis overordnet datagrundlag, som det der er indhentet i Landovervågningen.

Modelleringen med Daisy kan give god information om f.eks. data og modelresultater hænger sammen. Hvis data og modelresultater ikke hænger sammen kan der være afvigende værdier i input data eller forhold fra almindelig landbrugspraksis som Daisy-modellen endnu ikke er god til at håndtere evt. fordi Daisy ikke er kalibreret til at kunne fungere under ekstreme jord- og klimaforhold.

7 Opsætning af Daisy på jordvandsstationerne

Som beskrevet i de foregående afsnit skal der til en Daisy modellering opsættes en klimafil, en afgrødefil (managerfil) og en jordfil (column) ud fra målte og oplyste værdier ved jordvandsstationerne. Jordparametrene og afgrødeparametrene skal herefter kalibreres på plads.

Første trin er at få vandbalancen på plads i forhold til målt grundvandsstand og viden om fordampning generelt. Dette sker ved kalibrering af jordparametrene, hvorunder der også foretages en første vurdering af modellerede høstudbytter og denitrifikation. Næste trin er at få høstudbytterne på plads i forhold til oplyste udbytter. Dette sker ved kalibrering af parametrene i Daisy's afgrødemoduler. Endelig vurderes om de modellerede kvælstofkoncentrationer svarer til målte værdier. Da vand og kvælstof imidlertid hænger sammen vil der være behov for at kalibreringsprocessen gennemføres som en iterativ proces.

Til opsætning og kalibrering af Daisy på jordvandsstationerne er anvendt overvågningsresultater fra perioden 1990-2003.

7.1 Opsætning af jordfil og kalibrering af jordparametre og afgrødeparametre

7.1.1 Jordparametre på jordvandsstationerne

Data til opsætning af jordens tekstur, humusindhold, C/N og volumenvægt fremgår af bilag 4a. Jordens porøsitet bestemmes ud fra volumenvægten og svarer til vandindholdet i jorden ved fuld vandmætning, dvs. ved pF 0 (Bilag 4b). Som beskrevet i kapitel 6.4 er jordens mættede hydrauliske ledningsevne og l beregnet ud fra jordens tekstur og volumenvægt ifølge HYPRES. Jordens volumenvægt og dermed porøsiteten er således afgørende for beregningen af den mættede hydrauliske ledningsevne.

De målte volumenvægte for jordvandsstationerne i Horndrup Bæk er høje i forhold til målinger fra tilsvarende jordtyper generelt, f.eks. i forhold til målinger rapporteret i Jacobsen (1989). Volumenvægten afhænger af prøvetagningstidspunktet. Hvis jorden er løs og fugtig vil volumenvægten være lav og porøsiteten høj, mens det omvendte er tilfældet, hvis jorden har ligget hen i lang tid uden bearbejdning. I bilag 4b vises forskellen i målt volumetrisk vandindhold mellem pF 0 og pF 1 på jordvandsstationerne. Her ses at forskellen mellem målt pF 0 og målt pF 1 er meget lille og nogen gange negativ. Forskellene mellem pF 0 og pF 1 i Jacobsen (1989) ligger i gennemsnit omkring 5 volumen procent point for alle horisonter (Bilag 4c). I Daisy-opsætningerne er pF 0 derfor korrigeret for alle horisonterne, således at pF 0 svarer til pF1 plus den gennemsnitlige volumen procent defineret ud fra data fra de tilsvarende jordtyper i Jacobsen (1989). Volumenvægten er genberegnet efter den fremkomne porøsitet. Dette er gjort ud fra antagelsen om, at jorden består af mineraljord, organisk materiale og porer, hvor massefylden af mineraljord er

2,65 g/cm³ og af organisk materiale 1,3 g/cm³ (Aslyng, 1968). Herefter er den hydrauliske ledningsevne og l genberegnet med HYPRES ved anvendelse af de korrigerede volumenvægte og den målte tekstur (afsnit 6.4.1).

Jordens hydrauliske parametre er beregnet ved at fitte de genberegne pF kurver til van Genuchten parametrene alfa, theta s, theta r og n. De nye beregnede porøsiteter (=vandindhold ved pF 0) giver generelt mindre stejle pF-kurver og dermed også en bedre dynamik og sammenhæng i vandbevægelsen igennem jorden. Ved meget stejle kurver vil der ved små forskelle i vandindhold være store spring i potentialet. Specielt bør alpha ikke være for lille, idet en lille alpha-værdi udtrykker en stejl kurve. Alpha værdien skal helst være større end 0,01 (Søren Hansen, pers.medd.).

For jordvandsstation 4 og enkelte horisonter ved de øvrige stationer har det ikke været muligt at opnå tilstrækkelig høje alpha værdier ved kurve-fitning. For disse stationer er det valgt at anvende ståbi-parametre for retention og ledningsevne, mens målt tekstur og volumenvægt er anvendt (se tabel 7.1).

Som udgangspunkt antager Daisy, at kvælstof omsætningen i jorden er begrænset til den øverste A-horisont. Ved jordvandsstation 1 - 4 viste der sig imidlertid at være for lidt kvælstof i systemet, hvis kun den øverste A horisont blev medtaget i omsætningen af organisk stof. Da der yderligere er et i forholdsvis højt humus indhold i A2 horisonten på disse jorde, er det sandsynligt at denne horisont også deltager i omsætningen af organisk materiale. Det er derfor defineret, at humusindholdet i både Ap og A2 horisonterne skal medtages.

På jordvandsstation 6 vokser løvskov. Jordopsætningen på denne jordvandsstation anvendes også til modellering af nåleskov i Horndrup Bækoplandet.

Tabel 7.1. Bemærkninger til jordopsætninger på jordvandsstationer.

Station	Bemærkning
Station 1	Organisk indhold i jorden medtages til 49 cm under terræn
Station 2	Organisk indhold i jorden medtages til 51 cm under terræn
Station 3	Ståbi-jord i a-horisont, da retentionskurven med målte hydrauliske parametre er for stejl. Dvs. for a-horisonten er valgt ståbi-parametre for retention og ledningsevne, mens målt tekstur og bulk density er anvendt. Organisk indhold i jorden medtages til 37 cm under terræn
Station 4	Ståbi-jord for 3 horisonter. Dvs. målt tekstur og bulk-density er anvendt sammen med ståbi-parametre for retention og ledningsevne. A-horisonten strækker sig fra 0-45 cm under terræn.

7.1.2 Humusjord

Der er ingen jordvandsstationer på humusjordene i oplandet. Der er imidlertid foretaget en jordprofilbestemmelse i et afvandet moseområde tæt ved vandløbet (profil nr. 1862 – figur 5.1). Denne jordprofil ligger til grund for opsætning af en humusjord.

Jorden har et højt humusindhold i alle 3 horisonter. O1a (0-18 cm) har et humusindhold på 22 %, O2e (18-68 cm) et humusindhold på 48,4 % og O3e (68-90 cm) et humusindhold på 44,2 %. Der er ikke analyseret for

mineraljord. Indholdet af mineraljord fra et nærtliggende jordprofil, 1801 er derfor anvendt. Teksturdata herfra er normeret i forhold til et totalvolumen på 100 %. Den mættede hydrauliske ledningsevne er vurderet ud fra Letts et al. (2000) til at være 4 cm/time i O1a, 0,4 cm/time i O2e og 0,04 cm/time i O3e. Det viste sig imidlertid at Daisy ikke kunne køre med den meget lave mættede hydrauliske ledningsevne i O3 horisonten, hvorfor der blev anvendt samme hydrauliske ledningsevne i O3 som O2 horisonten.

Jorden har været afvandet igennem flere årtier, hvorfor det antages at der ikke forekommer en egentlig afbrænding af jordens humusindhold. Derfor er det nødvendigt at sætte en del af humusindholdet ind i en inert pulje. Efter kalibrering er det fundet, at kun ved at placere 99 % af humusindholdet i den inerte pulje (SOM3 puljen – kapitel 6.4.1) kan denitrifikationen holdes på et rimeligt niveau. Der er ikke målinger af drænvand eller jordvands indhold af nitrat fra området til yderligere vurdering af jordopsætningen.

Den opsatte humusjord anvendes i oplandsmodelleringen kapitel 8, både som en dyrket humusjord og som udyrket mose.

7.1.3 Vedvarende græsarealer

Der findes ikke målinger af jordvand på naturarealer og arealer ved bebyggelse. Til brug for modellering på disse arealanvendelsestyper anvendes jordopsætningen på station 3 og der er konstrueret en tilhørende managerfil med kontinuert græs. For at holde græsset i live slås dette løbende når det har nået et vist udviklingstrin eller tørstofproduktion (se kapitel 6.3.4). Græsset fjernes ikke. På naturarealer tilføres ingen gødning, mens der ved bebyggede arealer tilføres 40 kg N/ha med handelsgødning den 1. maj.

Det antages at der er ligevægt i jordens humuspuljer ved denne arealanvendelse, og for at opnå dette sættes 40 % af det organiske materiale i den inerte humuspulje (SOM3 puljen)

7.1.4 Nedre rand af jordprofilerne

Grundvandet ligger relativt højt i Horndrup Bæk-oplandet, oftest mellem 1 og 6 meter under terræn. For alle stationer gælder, at grundvandspejlets niveau varierer meget henover året, figur 7.1.

Til fastlæggelse af den nedre rand i Daisy-modellen er der for alle stationer valgt at indlægge fiktive dræn 1,2 meter under terræn. Fluktuationer i grundvandsspejlet og grundvandsspejlets niveau er herefter styret af afstanden mellem drænene, dybden til aquitarden og aquitardens ledningsevne. Parametrene for de enkelte jordvandsstationer ses i tabel 7.2 a og b.

Parametrene til fastlæggelse af nedre rand i tabel 7.2a er kalibreret på plads i forhold til målte pejlinger ved hver jordvandsstation. En sammenligning af målt og simuleret grundvandsstand ses i figur 7.1. På station 1 er der god overensstemmelse mellem målt og simuleret grundvandsspejl. På station 2 er overensstemmelsen nogenlunde, men dobbelt målinger af grundvandsspejlet er ikke entydige. Station 3 har tilsynela-

dende et sekundært vandspejl som i tørre perioder tørrer ud, og pejlingen afspejler i disse perioder et dybere grundvandsmagasin. På station 4 er amplituden i grundvandsspejlet moderat i forhold til de øvrige stationer. Jorden på station 4 er jB7 lerjord.

For den dyrkede humusjord er den nedre rand kalibreret til et grundvandsspejl på 1 og 3 meter under terræn, og for den udyrkede humusjord (mosejord) er grundvandsspejlet fastholdt på ½ meter under terræn.

Grundvandsstanden ved jordvandsstationerne benævnes i det følgende grundvandsspejl på 1 og 3 meter under terræn, og for den udyrkede humusjord (mosejord) er grundvandsspejlet fastholdt på ½ meter under terræn. Grundvandsstanden ved jordvandsstationerne benævnes i det følgende grundvandsspejl på 1 og 3 meter under terræn, og for den udyrkede humusjord (mosejord) er grundvandsspejlet fastholdt på ½ meter under terræn. Grundvandsstanden ved jordvandsstationerne benævnes i det følgende grundvandsspejl på 1 og 3 meter under terræn, og for den udyrkede humusjord (mosejord) er grundvandsspejlet fastholdt på ½ meter under terræn.

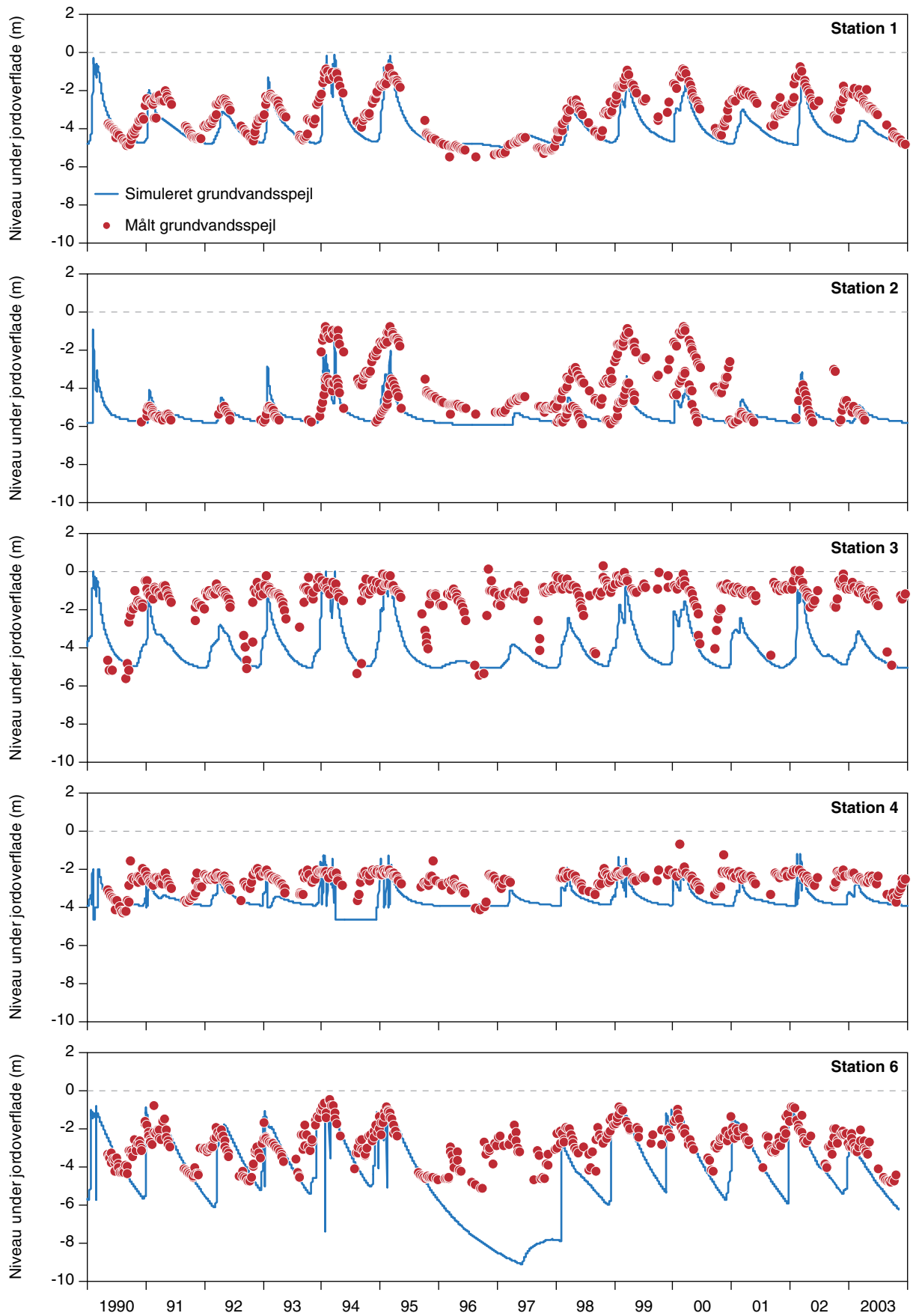
- Grundvandsspejl 1 har et grundvandsspejl overvejende på 0,5 - 1 m.u.t og maksimal dybde på 1,25 m.u.t. Dette opnås ved at indlægge en nedre rand med dræning og tilføre trykvand nedefra.
- Grundvandsspejl 2 afspejler drænedede arealer. Drænastrømningen er kalibreret således at den følger vejledende mængder i Styczen et al. (2004), hvor drænastrømningen er på ca. 30 % af den totale afstrømning på en jordtype med sandblandet ler (Jb 5-6). Dette opnås ved at indlægge en nedre rand med dræning og tilføre trykvand nedefra.

Tabel 7.2a. Parametre anvendt til fremstilling af grundvandsniveauer jordvandsstationerne, grundvandsspejl 3.

Arealanvendelse	Jordvandsstation	Drændybde cm	Drænastrømning, m	K aq cm/time	Z	h	Aquit (cm u.t)
Omdrift	1	-120	50	0,5E-2	-	-	-500
Omdrift	2	-120	50	0,5E-2	-	-	-600
Omdrift	3	-120	30	0,8E-3	-	-	-700
Omdrift	4	-120	50	1,0E-2	-	-	-400
Løvskov	6	-120	400	5,9E-4	-	-	-1220
Nåleskov	6	-120	400	4,4E-4	-	-	-1220
Omdrift	Humus	-110	30	1,0E-3	-	-	-300
Mose	Mose					Groundwater fixed -50 cm	

Tabel 7.2b Parametre anvendt til fremstilling af grundvandsniveauer med højere grundvandsstand, grundvandsspejl 1 og 2.

Grundvandsspejl	Jordvandsstation	Drændybde cm	Drænastrømning, m	K aq cm/time	Z	h	Aquit (cm u.t)
Kl. 1	1	-85	35	0,9E-2	0,9	2,2	-200
	3	-85	60	0,5E-2	0,7	2,5	-250
	4	-85	30	0,1E-4	-	-	-250
Kl. 2	1	-110	18	1,3E-3	1,6	4,5	-270
	3	-110	60	0,5E-2	1,7	2,5	-250



Figur 7.1. Sammenligning af målt og simuleret grundvandsspejl

7.1.5 Kalibrering af afgrøder

I kalibreringen af afgrøder er det valgt så vidt muligt at anvende samme kalibrering ved alle stationer og i alle 5 landovervågningsoplande. Derfor er nedenstående kalibrering fremkommet som et resultat af arbejdet med alle oplandene. Det har vist sig muligt at anvende ensartet kalibrering i 4 landovervågningsoplande, mens det i det 5. oplandet (Højvads Rende på Lolland) har været nødvendigt at anvende en kalibrering der gav højere udbytter.

Vinterhvede

I det indledende arbejde med DAISY blev det klart, at når DAISY anvendes på aktuelle data for landbrugspraksis, kan der fremstå tilfælde som ikke tidligere har været afprøvet i DAISY. F.eks. kunne DAISY ikke klare sene såtidspunkter af vinterafgrøder, hvilket ikke er ualmindeligt i praksis. Derfor blev der defineret en afgrødeopsætning som holder afgrøden i 'initialiseringsfasen' i længere tid. Den parameter, der styrer dette, betegnes "SpLAI_{fac}" (specifik bladarealfaktor), se eksempel nedenfor. Denne definition er anvendt for DAISY afgrøderne vinterhvede, vinterbyg, vinterraps og græs. For vinterhvede medførte det imidlertid at udbyttet blev overestimeret. Det har derfor været nødvendigt at kalibrere udbyttet for denne afgrøde ned. Jævnfør Ståbien er der hertil anvendt parameteren "DSEff", som er effektivitet af assimilatproduktion i procent i forhold til udviklingstrin (udviklingstrin i Daisy betegnes med en værdi mellem -1 og 2, hvor 1 er blomstring og 2 er fuldt modenhed). Tallene i parentes angiver parvise værdier for et udviklingstrin og effektivitet i procent.

```
(defcrop "Vinterhvede sen" "Vinterhvede"  
  (Canopy (SpLAIfac (0.0 100) (1.0 100)))  
  ;Vinterhvede forberedt på sen såning  
  (DSEff (0.0 1.0) (0.3 1.0) (1.0 0.71)(2.0 0.65)))  
  ; kalibreret ned fra (1.0 0.86)(2.0 0.81)
```

Vårbyg

Det indledende arbejde viste, at det var nødvendigt at kalibrere vårbyggen ned, når den optrådte som en selvstændig afgrøde med vækst til modenhed. Vårbyg med udlæg og vårbyg som helsæd er ikke kalibreret ned. Følgende kalibrering er anvendt:

```
(defcrop "Vaarbyg_kalib" "Vaabyg"  
  (DSEff (0.0 1.0) (0.3 1.0) (1.0 0.9)(2.0 0.9)))  
  ; kalibreret ned fra (1.0 1.0)(2.0 1.0).
```

7.2 Vandbalancen

I dette afsnit er validiteten af vandbalancen i de opstillede modeller beskrevet i forhold til målinger på jordvandsstationerne og andre undersøgelser.

Nedbøren i oplandet som gennemsnit for perioden 1990-2003, er på 919 mm/år (tabel 7.3). På jordvandsstationer med afgrøder i omdrift er referencefordampningen på 583 mm/år, mens den potentielle fordampning varierer mellem 641 mm/år og 660 mm/år. Den aktuelle fordampning er lavest ved station 2 (532 mm/år), hvor grundvandsspejlet er dybest og højest ved station 1 (590 mm/år). Alle stationer har dermed en aktuell

fordampning som er over 90 % af referencefordampningen. Den relativt høje fordampning må tilskrives jordtypen (jb6 og jb7) og grundvands-spejlets placering, som i forening betyder, at planternes vandtilførsel er nær ved optimal. Den aktuelle fordampning fra landbrugsarealer på lerjord ligger ifølge Styczen et al. (2004) omkring 90 % af referencefordampningen på de jorde, hvor vandtilførslen er mest optimal.

Perkolationen (afstrømningen) fra jordvandsstationerne med omdriftsagrøder ligger mellem 347 og 404 mm/år.

Tabel 7.3: Vandbalance for jordvandsstationer i Horndrup Bæk oplandet. Gennemnit for perioden 1990/91-2002/03 opgjort på agrohydrologisk år

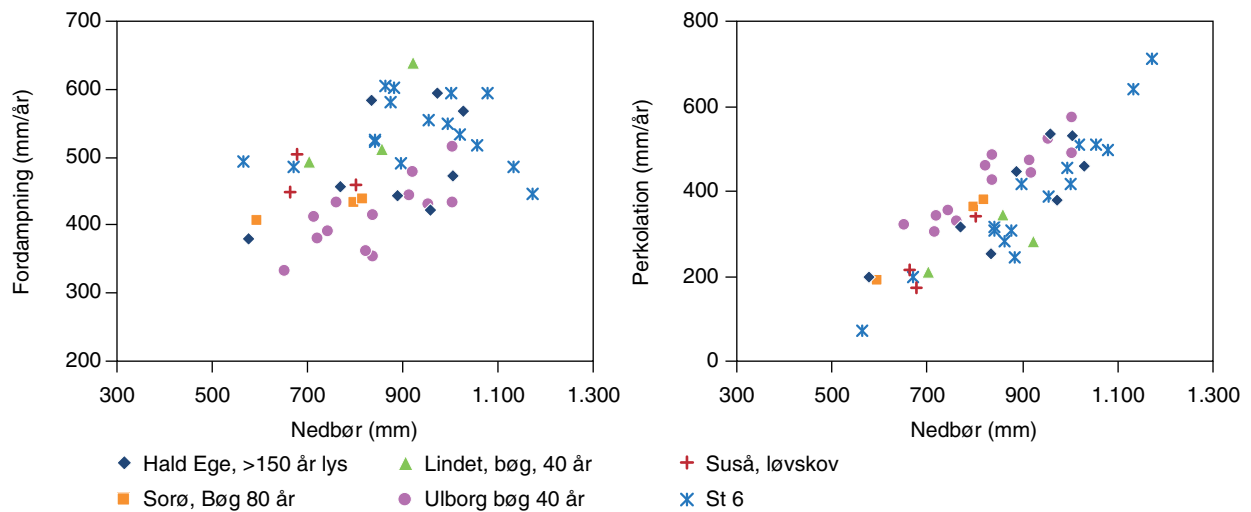
Arealanv.	Jordprofil fra Jordvandsstation	Nedbør mm/år	Vanding mm/år	Ref_Ep mm/år	Pot_Ep mm/år	Ea mm/år	Afstrømning mm/år
Omdrift	1	919	0	583	660	590	333
Omdrift	2	919	0	583	651	532	390
Omdrift	3	919	0	583	649	555	367
Omdrift	4	919	0	583	641	556	364
Løvskov	6	919	0	583	587	531	381
Nåleskov	6	919	0	583	1027	642	271
Græs på bebyggelse	3	919	0	583	671	563	358
Græs på naturarealer	3	919	0	583	671	561	359
Dyrket humusjord		919	0	583	650	601	319
Mose		919	0	583	680	677	243

For løvskov er den aktuelle fordampning 531 mm/år. Det er i god overensstemmelse med fordampningen og perkolationen fra andre danske løvskove, figur 7.2. Fordampningen fra løvskov er nogenlunde lineær afhængig af nedbøren, men varierer dog afhængig af træernes alder og det aktuelle klima, som især har indflydelse på interceptionstabet i vækstsæsonen. Jordtypens betydning forventes at være minimal, da det ikke er påvist, at fordampning fra samme træart ved samme klima men på forskellig jordbund også har forskellig fordampning (Ladekarl, 2005).

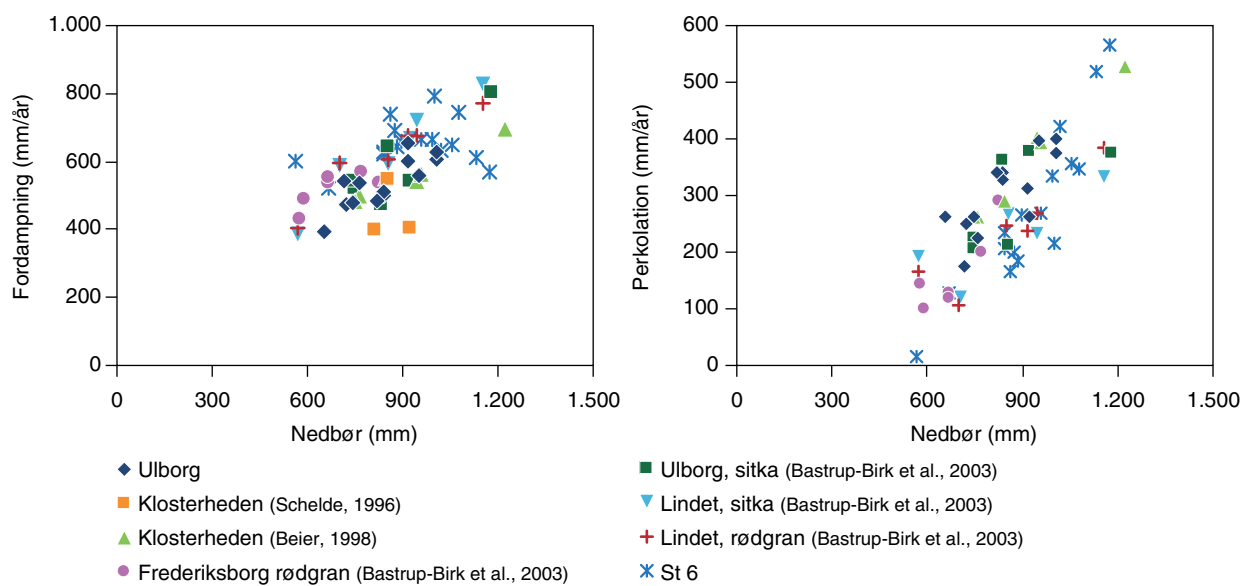
For nåleskov er den aktuelle fordampning noget højere end fra en løvskov på samme jordtype. Det ses af figur 7.3 at fordampningen og perkolationen fra nåleskov er i overensstemmelse med målinger fra andre danske nåleskove.

For vedvarende græs svarer vandbalancen til dyrket jord.

For dyrket humusjord er beregningerne foretaget ved anvendelse af samme management som for jordvandsstation 2. På humusjorden er den aktuelle fordampning noget større end på station 2 fordi grundvands-spejlet ligger højere. Den aktuelle fordampning fra mose er opgjort til 117 % af referencefordampningen, hvilket er i overensstemmelse med Plauborg et al., (2002), som opgør fordampningen til 120 % af referencefordampningen.



Figur 7.2. Fordampning og perkolation (afstrømning) fra danske løvskove sammenlignet med station 6. Hald Ege (Ladekarl et al., 2005a), Sorø, Bøg (Ladekarl et al., 2005b), Lindet og Ulborg, bøg (Bastrup-Birk et al, 2003), Suså, løvskov (Holst og Kristensen, 1981).



Figur 7.3. Fordampning og afstrømning (perkolation) fra nåleskov sammenlignet med andre danske undersøgelser.

7.3 Kvælstofbalancen

I dette afsnit er validiteten af kvælstofbalancen i de opstillede modeller beskrevet i forhold til målinger på jordvandsstationerne. Først gives en gennemgang af de enkelte stationer med hensyn til modellerede udbytter og kvælstofkoncentrationer, hvorefter den overordnede kvælstofbalance gennemgås.

7.3.1 Hvor godt modelleres N indholdet i jordvandet og afgrødeudbytterne?

Jordvandsstation 1

På jordvandsstation 1, figur 7.4a, er der store afvigelser mellem simuleret og målt nitratudvaskning i begyndelsen af perioden fra 1990 til 1993. Det antages, at der på denne station var en høj husdyrtæthed i den forudgående periode. Der findes ikke information om landbrugspraksis fra denne periode. Desuden antages, at den høje husdyrtæthed er atypisk for oplandet, hvorfor det ikke er forsøgt at simulere effekten heraf. Høsten af græs i 1999 er undervurderet i Daisy-simuleringen. Dette forhold sammen med at græsset ompløjes i efteråret 1999 fører til at Daisy overestimerer udvaskningen i 1999 og 2000. Nitratkoncentrationen i jordvandet er også høj efter græs i 1996, men her er perkolationen så lille, at det ikke har nogen effekt på nitratudvaskningen.

Jordvandsstation 2

På station 2 (figur 7.4b) følger de Daisy-simulerede nitratkoncentrationer og udvaskningen meget pænt de målte værdier. Fra 2000 til 2003 er de simulerede nitratkoncentrationer dog underestimerede i forhold til målte værdier, men perkolationen er lille, hvorfor udvaskningen i alle tilfælde er lav.

Jordvandsstation 3

De målte nitratkoncentrationer på station 3 (figur 7.4c) er relativt lave. Station 3 har relativt høj grundvandsspejl og det er ikke usandsynligt, at der indimellem foregår en opblanding af det nedsivende vand med grundvand. Daisy modellen overestimerer både nitratkoncentrationen og udvaskningen på stationen, mens der gennemsnitlig set er god overensstemmelse mellem målt og simuleret høst. Nitratkoncentrationen overestimeres specielt i de tørre år 1996 og 1997. I 1996 er perkolationen meget lav og den høje nitratkoncentration betyder derfor minimalt for udvaskningen i dette år.

Jordvandsstation 4

På station 4 (figur 7.4d) er der generelt god overensstemmelse mellem målt og simuleret nitratudvaskning. Koncentrationerne er meget lave, specielt efter 1995. Station 4 ligger på en JB7 jord, hvor simuleringen er gennemført med Ståbi-jord fordi det ikke var muligt at gennemføre Daisy-simuleringen med den aktuelle jord. Høstudbyttet er overestimeret med Daisy-modellen (i gennemsnit 20 kg N/ha). Når Daisy-modellen alligevel overestimerer udvaskningen i enkelte år kan det skyldes, at der i den aktuelle jord foregår preferentiel strømning som undslipper sugecellerne, og derfor ikke afspejles i målingerne.

Jordvandsstation 6 (løvskov)

Ved kalibrering af jordopsætningen for station 6, løvskov, var målet både en god overensstemmelse mellem målt og simuleret nitratkoncentrationer, men også en udvaskning, som er sammenlignelig med udvaskningen målt under andre løvskove i Danmark. I Horndrup Bæk-oplandet er den simulerede nitratkoncentration holdt på et niveau som svarer til målingerne ved at sættes en stor del (99 %) af det organiske materiale i en inert pulje (SOM3).

Høstudbytte generelt

For de 4 jordvandsstationer med landbrug blev der som gennemsnit for hele perioden 1990-2003 modelleret et høstudbytte på 129 kg N/ha, mens de oplyste udbytter var på gennemsnitlig 134 kg N/ha.

I figur 7.5 er der vist de årlige høstudbytter som gennemsnit for de 4 jordvandsstationer med landbrug. Det ses at der med undtagelse af to år er rimelig overensstemmelse mellem modelleret og oplyste høstudbytter.

I den meget tørre sommer i 1992 undervurderede Daisy udbytterne ret betydeligt. Tilsvarende uoverensstemmelse er set for målt og modelleret grundvandsstand samme år (figur 7.1). Dette viser, at Daisy har vanskeligt ved at håndtere meget tørre vækstperioder.

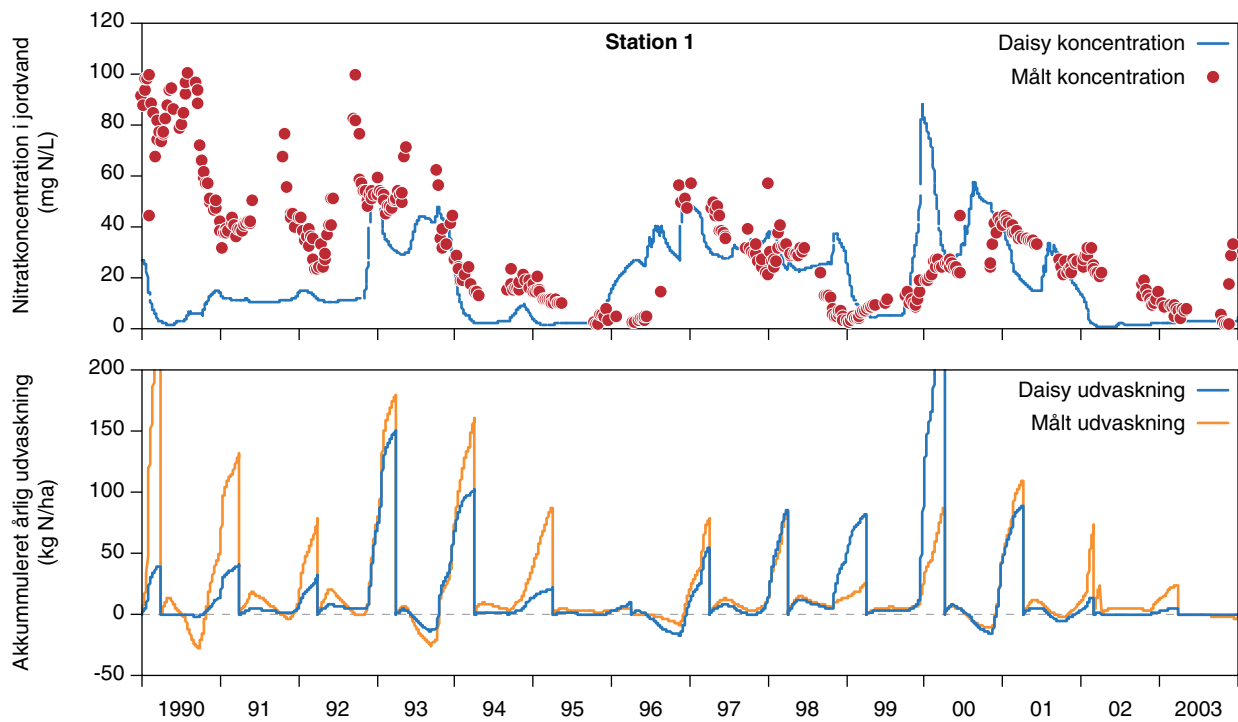
I det andet afvigende år (2001) overvurderer Daisy udbytterne. Dette skyldes dog især udbyttet på station 4, hvor oplyst og modelleret udbytte var henholdsvis 54 og 132 kg N/ha. Som beskrevet ovenfor har det ikke været muligt på denne jø7 jord at opstille en Daisy søjle, der beskriver de faktiske forhold på tilfredsstillende vis.

Kvælstofudvaskningen generelt

For de 4 jordvandsstationer med landbrug blev der som gennemsnit for hele perioden 1990-2003 modelleret en kvælstofudvaskning på 69 N/ha pr år, mens de målte udvaskninger var på gennemsnitlig 61 kg N/ha pr år.

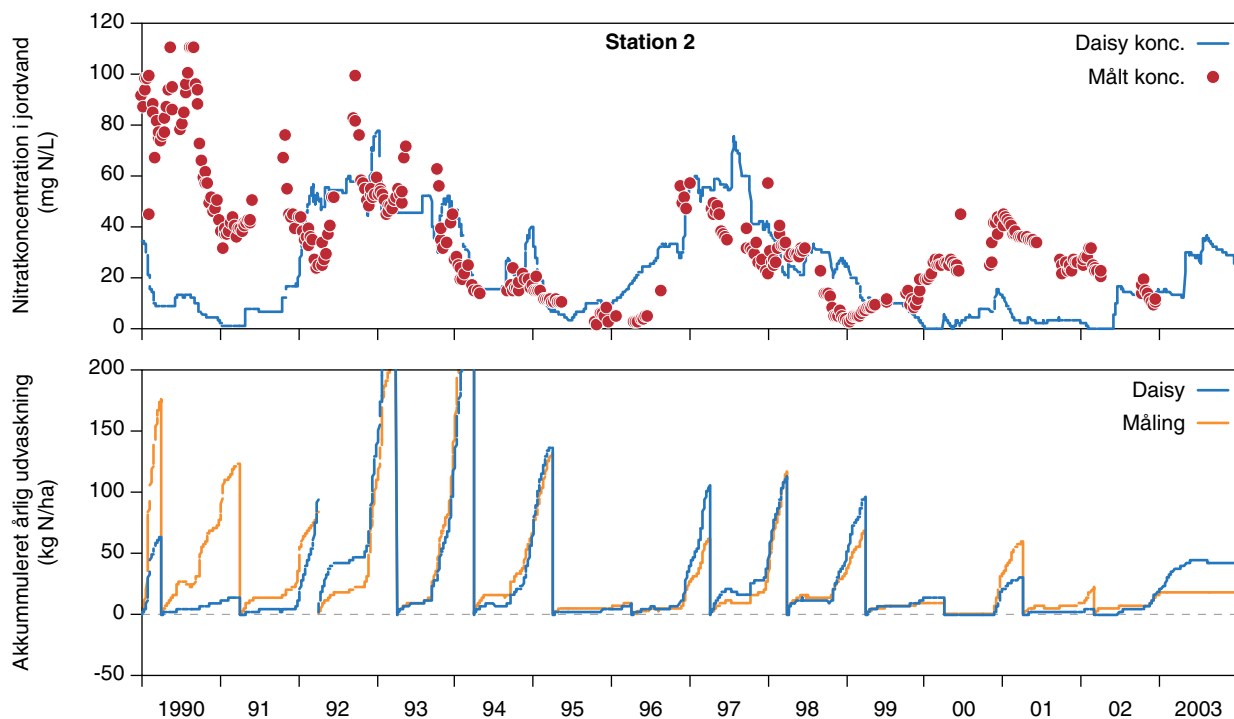
Det fremgår af figur 7.4a-d at der for de enkelte stationer kan være stor afvigelse mellem de årlige målte og modellerede udvaskninger. Som gennemsnit for de 4 stationer er der dog rimelig overensstemmelse (figur 7.5).

Den svagt overvurderede modelberegnet kvælstofudvaskning skal ses i forhold til, at det modellerede høstudbytte er svagt undervurderet.



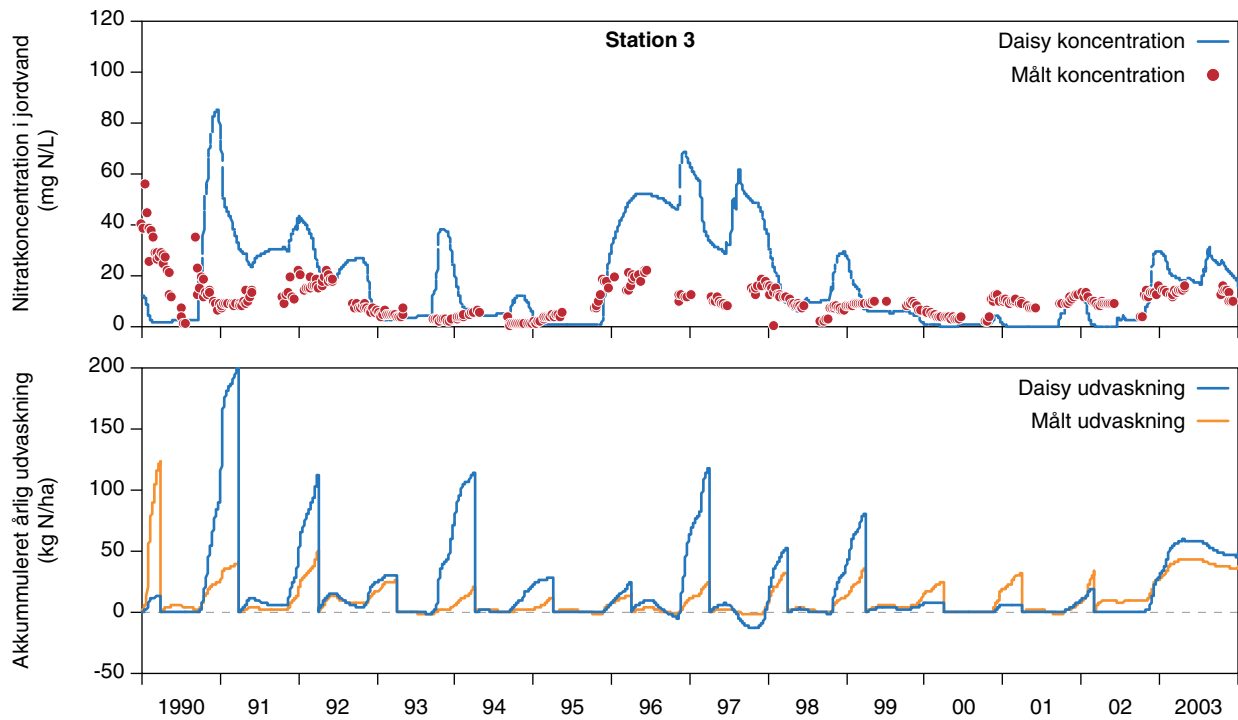
Agrohyd. år	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	gns
Høstår	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
Afgrøde	vi.hv	vi.byg udlæg	græs	vi.hv	vi.byg udlæg	græs	vi.hv.	vi.byg udlæg	græs	græs	vi.hv.	vi.hv.	grøn- korn	
Høstet oplyst	192	201	229	207	150	221	167	175	248	266	131	124	207	194
Høstet	140	133	123	141	111	168	148	185	168	204	119	174	179	169

Figur 7.4a. Målt og Daisy simuleret nitratkoncentration (mg N/L), sommeret udvaskning for agrohydrologiske år (kg N/ha) i 1 m's dybde samt Daisy simulerede og oplyste N-udbytter.



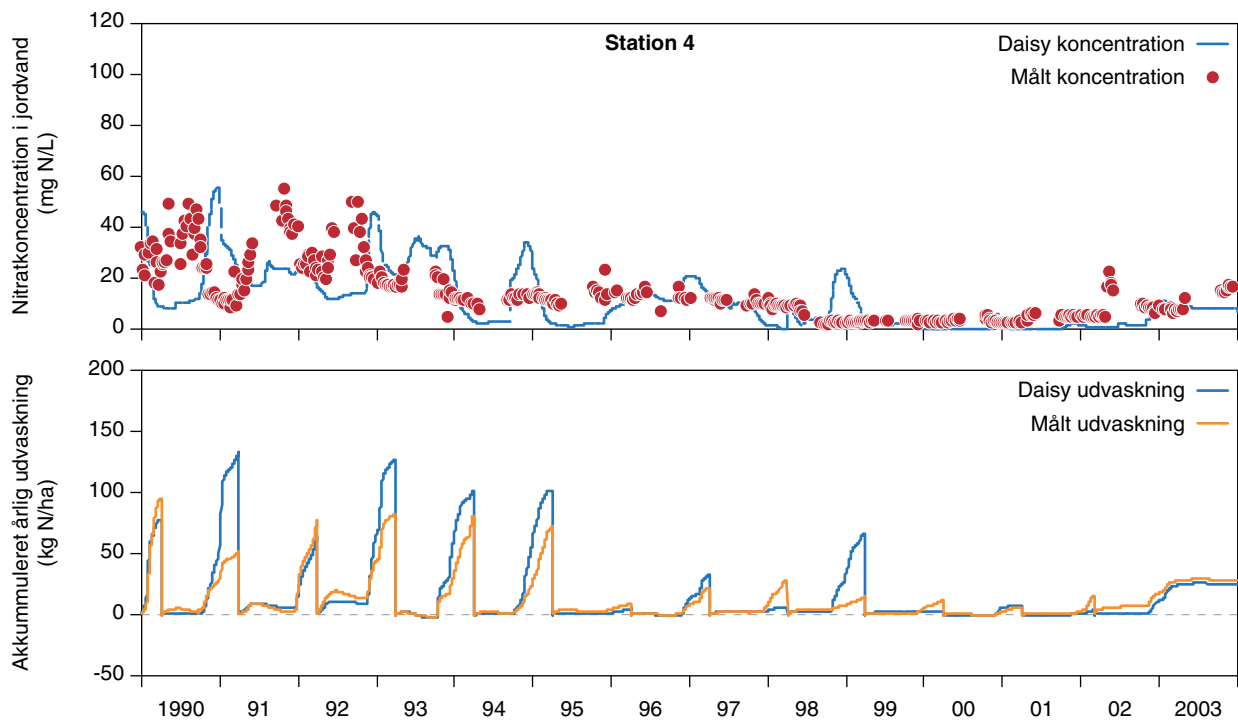
Agrohyd.	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	gns
år	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
Høstår	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
Afgrøde udlæg	Vårbyg	Klgræs	Klgræs	græs	hvede	viby	vårbyg	viby	hvede	viby	viraps	hvede	hvede	
Høstet oplyst	192	266	231	174	149	139	130	133	132	95	140	148	108	157
Høstet	125	199	186	191	112	127	90	140	143	130	128	139	126	141

Figur 7.4b. Målt og Daisy simuleret nitratkoncentration (mg N/L), summeret udvaskning for agrohydrologiske år (kg N/ha) i 1 m's dybde samt Daisy simulerede og oplyste N-udbytter.



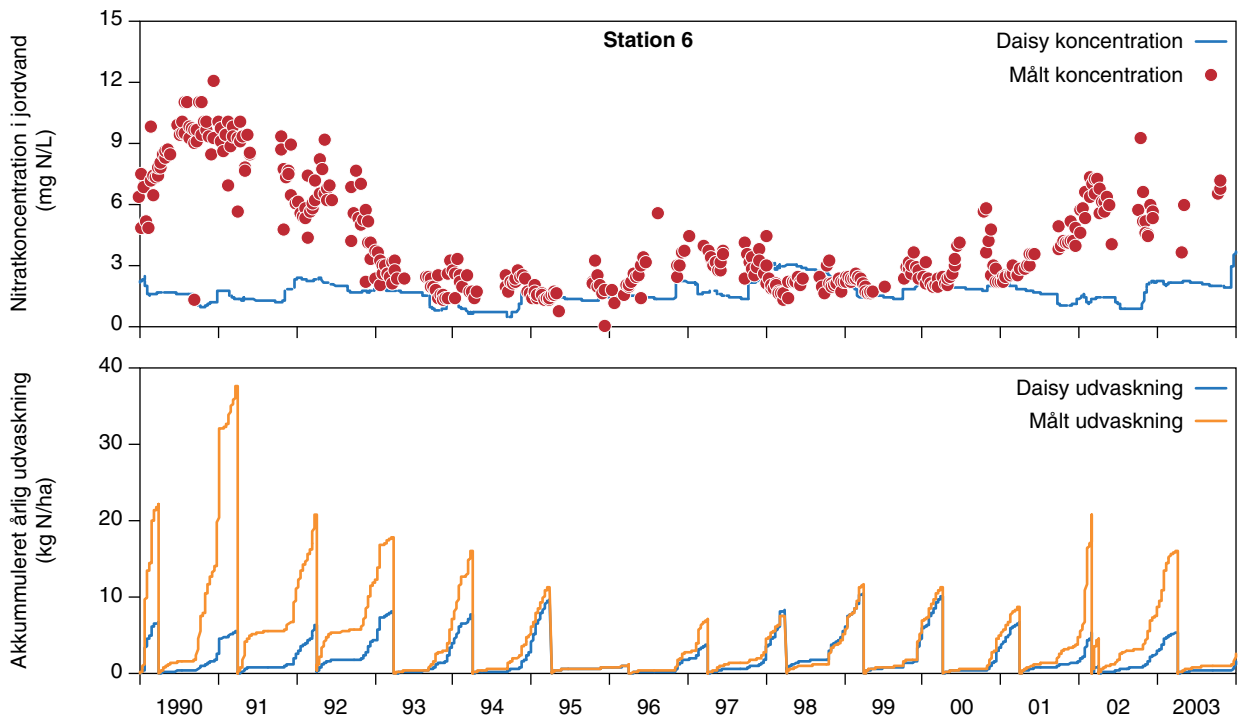
Agrohyd.	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	gns	
år	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002		
Høstår	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002		
Afgrøde	vi. hv.	vi.byg udlæg	vårbyg	frøgræs	brak udlæg	vårbyg	vårbyg	vi.hv.	vi.hv.	vårbyg	frøgræs	vi.hv.	vi.hv.		
Høstet	oplyst	134	135	67	64	0	145	110	134	135	96	88	137	137	106
Høstet	158	99	60	100	0	79	85	145	144	75	121	172	147	106	

Figur 7.4c. Målt og Daisy simuleret nitrtkoncentration (mg N/L), summeret udvaskning for agrohydrologiske år (kg N/ha) i 1 m's dybde samt Daisy simulerede og oplyste N-udbytter.

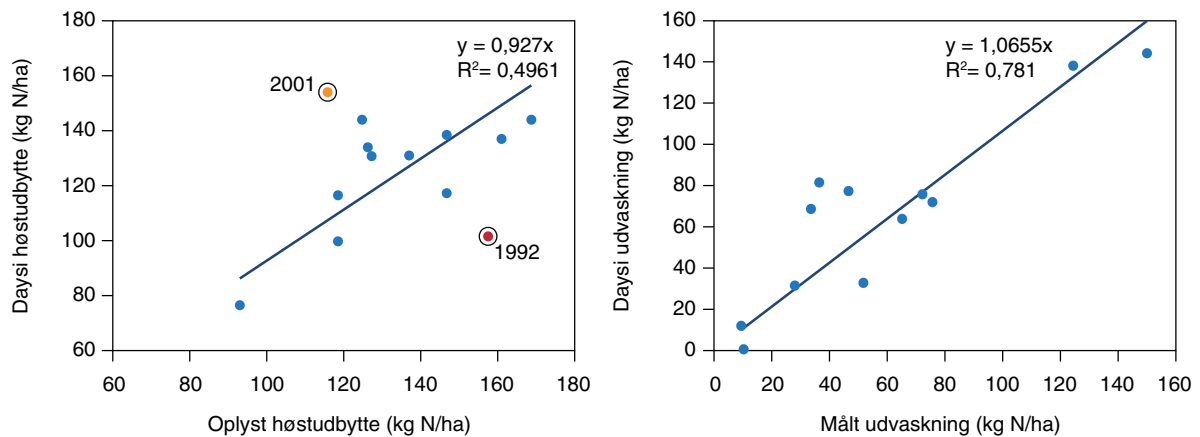


Agrohyd. år	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	gns
Høstår	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
Afgrøde	hvede	vårbyg udlæg	hvede	hvede	vi.byg udlæg	vi.byg	vi.byg	vi.raps udlæg	hvede	hvede	vårbyg	vårbyg	græs	
Høstet oplyst	157	42	103	103	73	82	67	57	72	52	115	54	53	79
Høstet	153	117	37	92	83	95	76	106	99	114	98	132	84	99

Figur 7.4d. Målt og Daisy simuleret nitratkoncentration (mg N/L), summeret udvaskning for agrohydrologiske år (kg N/ha) i 1 m's dybde samt Daisy simulerede og oplyste N-udbytter.



Figur 7.4e. Målt og Daisy simuleret nitrtkoncentration (mg N/L), summeret udvaskning for agrohydrologiske år (kg N/ha) i 1 m's dybde.



Figur 7.5. Årlige målte og modellerede høstudbytter (til venstre) og kvælstofudvaskninger (til højre) som gennemsnit for de fire jordvandsstationer med landbrug, 1990-2003. (Trendlineien for høstudbytterne omfatter år 1992 og 2001)

7.3.2 Kvælstofbalancen i modelopsætningerne

Landbrugsjorden

Af ovenstående ses der ikke nogen entydig sammenhæng i afvigelser mellem simulerede og målte N-koncentrationer. Afvigelserne kan skyldes de tørre år 1996 og 1997, højtliggende grundvandspejl, tæt jordstruktur, eller høj tilførsel af kvælstof specielt i de første år i simuleringsperioden.

Tildelingen af husdyrgødning på jordvandsstation 1 er høj, gennemsnitlig 129 kg N/ha/år (tabel 7.4). Desuden er den totale tilførsel af gødning høj på station 1 og 2, over 220 kg N/ha/år. På station 3 og 4 er den totale gødningstilførsel omkring 175 kg N/ha/år. Høstudbyttet er tilsvarende højere på station 1 og 2 end på station 3 og 4, hvilket betyder, at der er langt mindre variation i kvælstofudvaskningen. Udvasningen ligger på 52 - 85 kg N/ha/år, med et gennemsnit på 69 kg N/ha.

Jordvandsstation 1, 2 og 3 ligger på jorde med et forholdsvist højt humusindhold under pløjelaget på mellem 1,3 og 1,6 % i op til 51 cm's dybde. Humusindholdet er i øvrigt ellers på niveau med det generelle niveau for dansk landbrugsjord (Jacobsen, 1989). Det forholdsvist høje humusindhold i dybden på jordvandsstationerne medfører en årlig nedgang i den organiske N-pulje på gennemsnitlig 16 kg N/ha.

Alle jordvandsstationer ligger på jord med et højt grundvandsspejl. Kombinationen af et relativt højt humusindhold i dybden i jorden, store tildelelinger af husdyrgødning på en af stationerne, en meget tæt jord på station 4 og et højt grundvandsspejl medfører en forholdsvist høj denitrifikation, i gennemsnit 35 kg N/ha for stationerne med omdriftsafrøder.

Betydning af grundvandsstanden på landbrugsjorden

I tabel 7.5 er vist et scenarie over betydningen af grundvandsspejlets beliggenhed ved 2 stationer. Det ses, at når grundvandsstanden stiger vil en større andel denitrificeres og der bliver mindre udvaskning.

Tabel 7.4 Gennemsnitlig modelleret N-balance (kg N/ha) for hver af de 4 jordvandsstationer samt løvskov, for perioden 1990-2003

Jordvandsstation	Omdriftsareal				Gennemsnit	Løv-skov	Nåle-skov	Græs bebyg.	Græs natur	Dyrket Humus*	Mose
	St 1	St 2	St 3	St 4							
Handelsgødning	145	166	110	167	147	0	0	40	0	166	0
Husdyrgødning	127	58	73	0	65	0	0	0	0	58	0
Deposition	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17
N-fixering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Såsæd	3	3	4	4	4	0	0	0	0	3	0
Total N-input	293	244	204	189	232	17	17	57	17	244	17
NH ₄ fordampning	14	9	9	9	10	0	0	0	0	9	0
N-udvaskning	74	85	64	52	69	7	16	29	7	4	1
Denitrifikation	45	37	32	27	35	6	0	17	12	52	16
N ₂ O (nitrifikation)	6	5	4	3	5	1	1	5	2	2	0
Høstet modelleret	169	141	106	99	129	0	0	0	0	136	0
Oplyst N-udbytte	194	157	106	79	134	0	-	-	-	-	-
Total N-output	308	277	215	181	246	14	17	51	21	204	17
Ændring i organisk N i jorden	-21	-36	-11	6	-16	0	-1	7	-3	40	0
Ændring i uorganisk N i jorden+afgr	6	-2	0	1	1	0	0	1	0	1	0

* landbrugspraksis som for station 2

Tabel 7.5. Eksempel på kvælstofbalancer ved ændring i grundvandsspejl

Jordvandsstation	St 1			St 2		
	Gv3	Gv2	Gv1	Gv3	Gv2	Gv1
grundvandsklasse						
Total N-input	293	293	293	201	201	201
NH4 fordampning	14	14	14	9	9	9
N-udvaskning	74	55	26	68	58	32
Denitrifikation	45	57	84	32	35	53
N2O (nitrifikation)	6	6	6	4	4	4
Høstet modelleret	169	179	180	106	111	118
Total N-output	308	311	310	219	217	216
Ændring i organisk N i jorden	-21	-25	-25	-13	-12	-13
Ændring i uorganisk N i jorden+afgr	6	-5	1	0	9	-1

Skov

Under eksisterende skov (ældre skov) er kvælstofudvaskningen meget lav, i gennemsnit 0-5 kg/ha/år (Callesen et al., 1996). Der er en lille forskel på om det drejer sig om nåle- eller løvtræer. Under løvtræer er kvælstofudvaskningen normalt under 1 kg/ha/år og under nåletræer 2-5 kg/ha/år. Resultater fra Ionbalanceprojektet (Hansen, 2003) viser dog, at der kan være store årlige udsving ligesom der er store forskelle afhængig af atmosfærisk deposition og jordbund. For nåletræer kan der endvidere være stor variation i udvaskningen, fordi træerne har forskellig evne til at filtrere kvælstof fra luften. Udvasningen fra sitkagran er således noget større end fra rødgran, fordi sitkagran filtrerer mere kvælstof fra luften via nålene (Hansen, 2003). Udvasningen fra rødgran i Vestjylland varierer mellem < 1 til 5 kg N/ha/år, mens udvasningen fra sitkagran varierer mellem 1 og 29 kg N/ha/år.

Udvasning fra løvtæer og nåletræer er beregnet med samme jordopsætning (jordvandsstation 6). For løvtræer er der modelleret en udvasning på gennemsnitlig 7 kg N/ha pr år, mens der fra nåletræer modelleres en udvasning på 16 kg N/ha pr år. Udvasningen fra begge typer af skov er således lidt højere end man generelt ville forvente at finde i gammel skov.

Humus- og mosejord

Ved vurderingen af den valgte opsætning for dyrket humusjord er der anvendt landbrugspraksis fra station 2. Kun ved at sætte den inerte pulje til 99 % er det lykkedes at reducere denitrifikationen til 52 kg N/ha/år, hvilket stadig er relativt højt. Grundvandsspejlet er kalibreret til at ligge mellem 1 og 3 meter under terræn. På grund af den høje denitrifikation, et relativt højt høstudbytte og en betydelig opbygning af den organiske pulje er udvasningen fra den dyrkede humus-jord meget lav (4 kg N/ha).

Denitrifikationen fra mosejorden er lavere (17 kg N/ha), fordi der er mindre kvælstof til rådighed, og der er balance i den organiske pulje.

Græs på bebyggelse og naturarealer

Modelleret udvasning fra græs på naturarealer er 12 kg N/ha, hvilket svarer til generelle antagelser i Waagepetersen et al. (2008), mens der på gødede græsarealer ved bebyggelse modelleres en udvasning på knap 30 kg N/ha.

8 Processen for oplandsmodelleringen

Til oplandsmodelleringen skal der samles et sæt af oplandskort vedrørende:

- Arealanvendelse
- Markkort (et kort for hvert år)
- Jordbeskrivelse
- Dræning og grundvandsforhold

Dette kortmateriale stemples sammen, og der lægges et gridnet ned over det nye kort. Daisy er som nævnt i kapitel 6 en søjlemodel, men ved at køre Daisy for hvert enkelt gridpunkt bliver det muligt at udbrede modelleringen til hele oplandet.

Oplandsmodelleringen foretages for perioden 1990-2007. I dette kapitel gennemgås del-elementerne hver for sig, mens resultaterne af modelleringen præsenteres i næste kapitel.

8.1 Arealanvendelse og markkort

Som nævnt i kapitel 5 udarbejder Miljøcenterne i forbindelse med hvert års interviewundersøgelse et GIS-baseret markkort for alle ejendomme i oplandet. Således foreligger der til oplandsmodelleringen et markkort for hvert år fra 1990 til 2007, dvs. 18 års markkort. Markkortene indeholder en attributtabel med oplandsnr, ejendomsnr og marknr. Samme oplysninger findes i AGRI databasen for de indberettede interviewdata.

Der har været store problemer med at der ikke var sammenhæng mellem optegnelser i markkortene og i AGRI databasen, hvorfor DMU har foretaget en grundig gennemgang af datamaterialet. Ved uoverensstemmelser er der rettet i GIS kortet, mens data i AGRI databasen er bibeholdt. På trods af den grundige gennemgang er der stadig uidentificerede marker de enkelte år.

Efter gennemgang og revision af GIS-kortene, blev der dannet et grundkort med indstempling af markgrænser for hvert år, således at hver resulterende polygon repræsenterer den mindste enhed af en mark, der deler et ubrudt tidsforløb i perioden 1990-2007. En tidsmæssigt sammenhængende beskrivelse for marken kaldes her historik, dvs. at information om markens areal og landbrugspraksis kan findes for hvert år i hele perioden. Disse markstumper har fået tildelt en unik identifikation. Det er valgt at marker med mindst 15 års historik skal medtages i Daisy modelleringen, mens marker med færre års historik er frasorteret i resultatkortet. Samtidig blev markstumperne afgrænset til den topografiske oplandsgrænse, så kun markstumper inden for oplandsgrænsen indgår i analysen.

Idet vi har valgt at der må mangle 3 års data i markhistorikken er det nødvendigt at anlægge nogle antagelser om dyrkningspraksis i de manglende år. Vi har valgt for disse år at sætte en 'standard vårbyg' ind. Det vil sige vi antager at der dyrkes vårbyg med standard så- og høsttidspunkter og standardgødskning i henhold til Styczen et al. (2004).

Markerne dækker ikke hele oplandet, og derfor er markkortene 'fyldt ud' med den øvrige arealanvendelse (anført ved AIS-koder). Dette øvrige areal håndteres særskilt i oplandsmodelleringen (beskrives senere i dette kapitel).

8.2 Jordbunden i oplandet

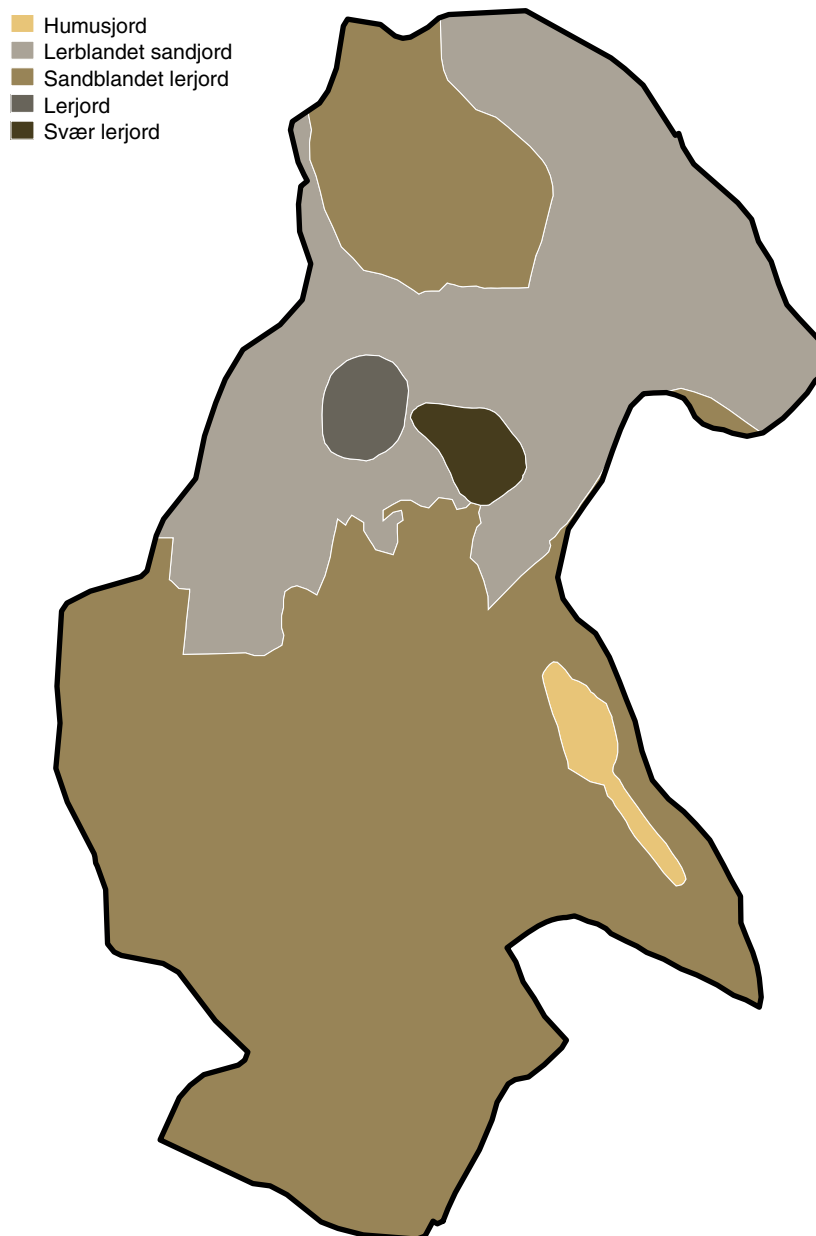
I kapitel 7 er det beskrevet hvorledes vi har sat Daisy jordfiler op på baggrund af jordprofilbeskrivelser ved 5 jordvandsstationer og ved yderligere 2 lokaliteter. Som udgangspunkt antages det at hver jordprofil afspejler én jordtype/jordartsklasse og at de fundne informationer, derfor kan ekstrapoleres ud på de arealer i oplandet, der har samme jordtype/jordartsklasse.

Der er i vurderingen anvendt følgende 2 GIS-jordtemaer:

- Jordtypekort fra Danmarks Jordbrugsforskning (DJF) (1:50.000)
- Jordartskort fra GEUS (1:25.000)

Jordtypekortet (figur 8.1) repræsenterer topjorden. Det fremgår at denne overvejende består af sandblandet lerjord og lerblandet sandjord.

Figur 8.1. Jordtypeklassificering i Horndrup Bæk-oplandet. Jordtypekort fra DJF.

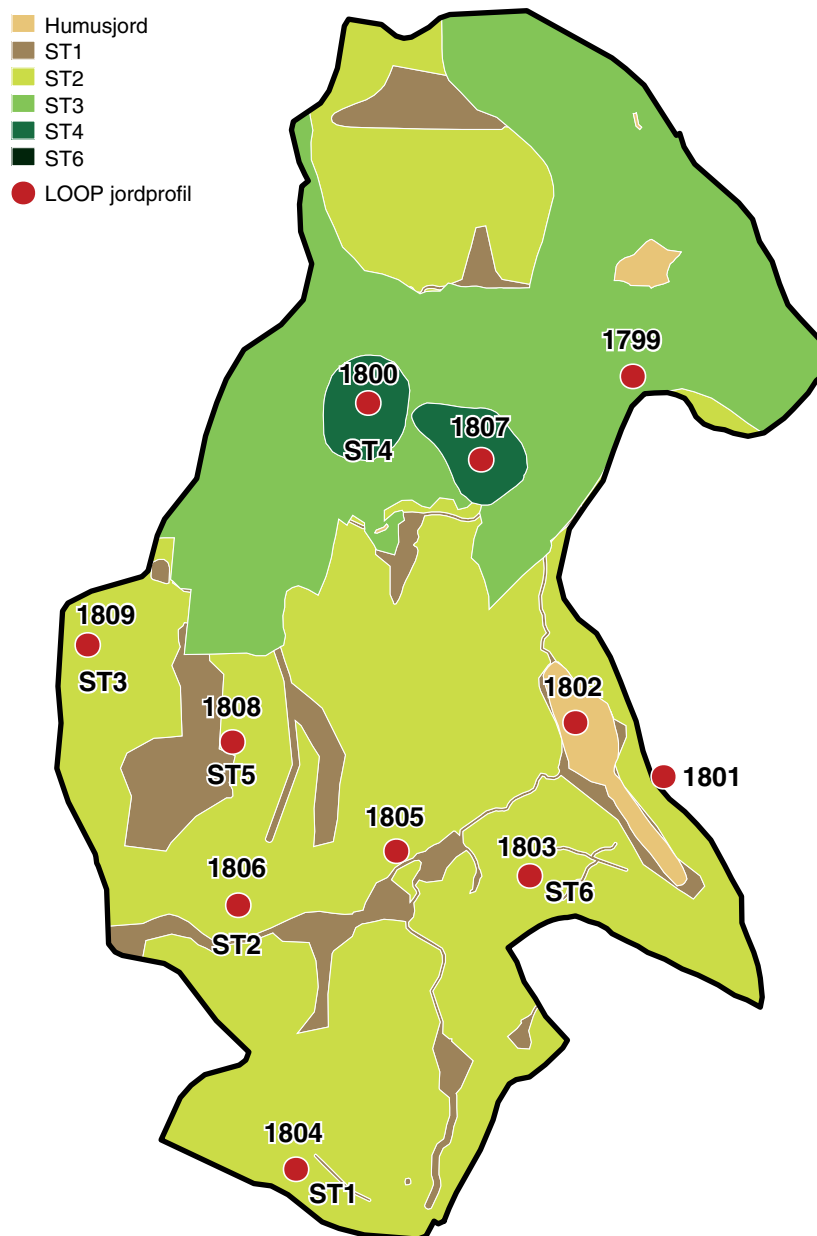


Jordartskortet repræsenterer underjorden. Denne er ret ensartet, idet 95 af arealet er moreæner, 5 % er smeltevandssand, mens 1 % er andet. På grund af underjordens ensartethed er det valgt kun at stemple underjordens tørvearealer sammen med jordtypekortet. Hver af de fremkomne jordtyper har herefter fået tilknyttet en jordvandsstation og den tilsvarende Daisy jordopsætning (figur 8.2):

- Station 1 og 2 repræsenterer sandblandet lerjord
- Station 3 repræsenterer lerblandet sandjord
- Station 4 repræsenterer lerjord og svær lerjord
- Station Humus repræsenterer humusjordene

Der er meget lidt forskel på jorden ved station 1 og 2. Forskellen består fortrinsvis i grundvandsstanden. Station 1 har lidt højere grundvand end station 2, hvorfor det er valgt at lade station 1 repræsentere den lavere liggende del, mens station 2 repræsenterer den højereliggende del af den sandblandede lerjord.

Figur 8.2. Udbredelse af jordvandsstationer til Horndrup Bækoplandet.



8.3 Grundvandsspejlets beliggenhed

Information om dræn og afvanding af arealerne i Horndrup Bækoplandet blev indsamlet fra følgende kilder:

- AIS-vandløbstema (2000).
- Hedeselskabets oplandskort, inklusiv drænedede arealer (1990).
- Høje Målebordblade fra Geodætisk Institut (ca. 1870)

De tre temaer blev stemplet sammen og på baggrund heraf blev der fastlagt tre grundvandsklasser (figur 8.3):

- Grundvandsklasse 1 har et grundvandsspejl mellem 0,5 m og 1 m.u.t. med maksimalt grundvandsspejl 1,25 m.u.t. Grundvandsklasse 1 forekommer i et område på 5 m omkring vandløb og søer og på lavtliggende arealer med mose eller hvor der tidligere

har været mose ifølge Høje Målebordblade fra Geodætisk Institut (ca. 1870).

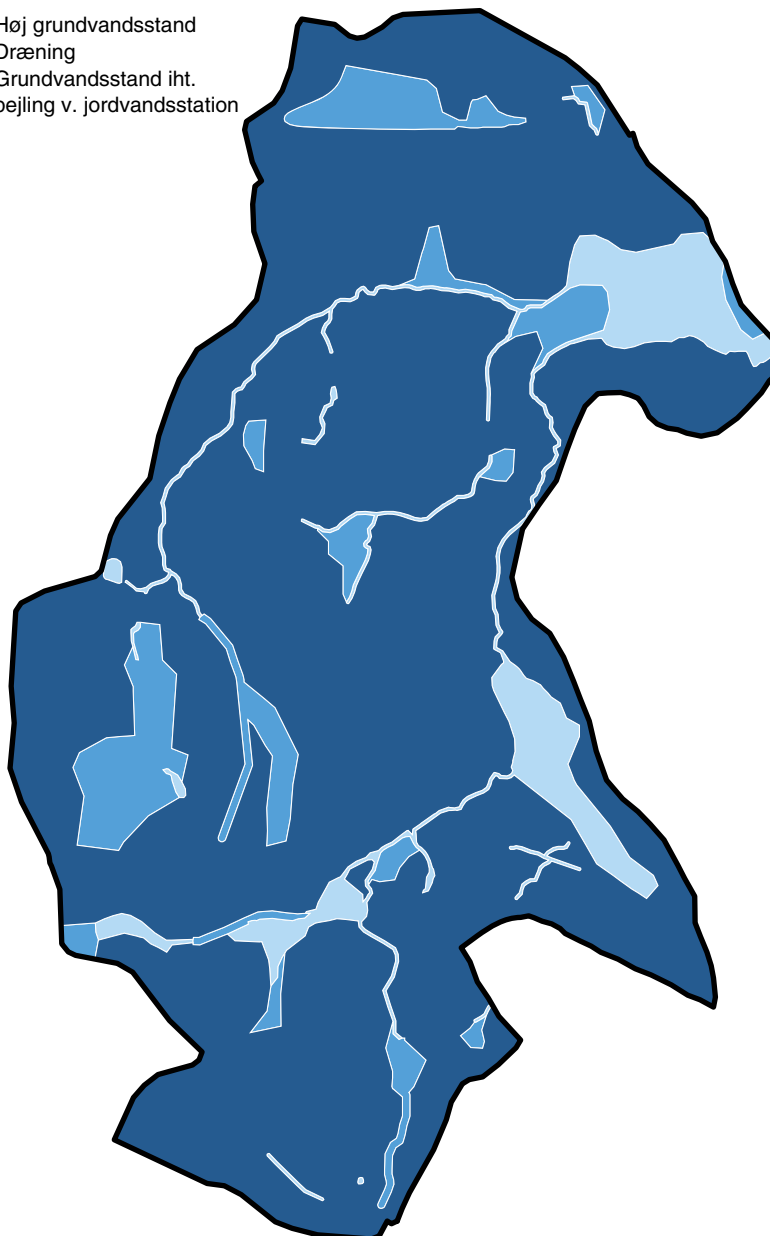
- Grundvandsklasse 2 er drænet og omfatter drænedede arealer med en zone på op til 12 meter fra drænedede områder og rørlagte vandløb.
- Grundvandsklasse 3 har et dybere grundvandsspejl, som følger pejlingerne på jordvandsstationerne i oplandet. Herunder indgår dyrkede humusjorde.

For mose/sø er anvendt en humusjord med et fastholdt grundvandsspejl på 0,5 m under terræn.

I kapitel 7 blev det beskrevet hvorledes der er sat en jordsøjle op for hver af de relevante kombinationer af jord og grundvand.

Figur 8.3. Grundvandsklasser for Horndrup Bæk-oplandet.

- 1 – Høj grundvandsstand
- 2 – Dræning
- 3 – Grundvandsstand iht. pejling v. jordvandsstation

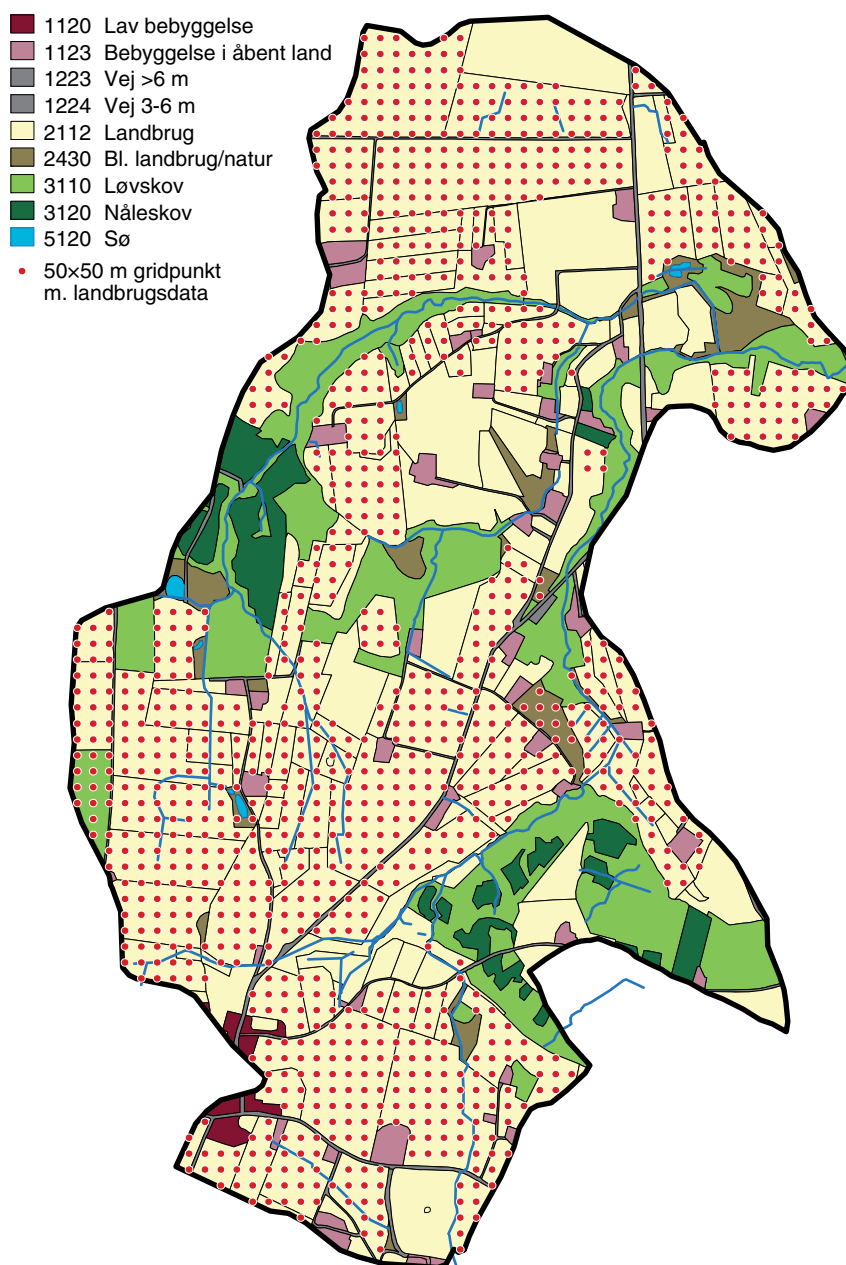


8.4 Daisy modelleringen af marker

I GIS blev der herefter foretaget en intersection-operation mellem markkortene, de fremkomne jordtypeinddelinger og grundvandsklasser, således at markstumperne blev yderligere opdelt alt efter deres jordbundsforhold og grundvandsklasse.

I forbindelse med oplandsmodelleringen i LOOP 2 Oddebæk (Blicher-Mathiesen et al., 2009) blev der udviklet en metode til udbredelse af Daisysøjlerne til hele oplandet. Dette sker ved at lægge et fast 50x50 m punktgrid ned over det sammenstemplede kort (figur 8.4). Herved vil der være markstumper som har mere end 1 gridpunkt. Daisy modelleringen gennemføres kun for det første punkt i markstumpen. I det efterfølgende analysearbejde opskaleres modelresultatet i denne søjle til hele markstumpens areal. Herved minimeres de tidskrævende modelkørsler mest muligt.

Figur 8.4. 50x50 m grid lagt ned over Horndrup Bæk-oplandet.



Idet markerne er delt op i den mindste enhed for 18 år, og yderligere i forhold til jordtype og grundvandsklasser vil der være fremkommet små markstumper, som ikke bliver ramt af et gridpunkt. Disse markstumper bliver ikke modelleret. I tabel 8.1 er det vist hvor stort et areal der går tabt ved den beskrevne procedure.

Tabel 8.1. Oversigt over polygoner og areal, der fremkommer ved intersectionsprocessen, og som bliver ramt af et gridpunkt.

	Antal polygoner	Areal ha	% af landbrugsareal
Polygoner med landbrug	2767 (ikke klippet med jord og grundvand)	411,96	91 %
Polygoner med mindst 15 års historik	1707 (ikke klippet med jord og grundvand)	286,54	70 %
Polygoner med mindst 15 års historik ramt af 50X50 meter grid	342 (klippet med jord og grundvand)	261,23	63 %

Endvidere forekommer der marker, hvor det ikke var muligt at skabe en link til en mark i AGRI databasen. Disse marker bliver ikke modelleret. I stedet tillægges de en Daisy søjle fra et typisk naboareal, dette arbejde sker manuelt efter Daisy kørslerne.

8.5 Daisy modellering af ikke dyrkede arealer

Udover det dyrkede areal i Horndrup Bæk-oplandet forekommer der skov, blandet landbrug/natur, sø/mose, og bebygget areal. Der foretages en særskilt modellering af disse arealer med kun én jordtype og én grundvandsklasse.

Løvskov og nåleskov modelleres i henhold til Daisy opsætning på jordvandsstation 6 og grundvandsklasse 3 som beskrevet i kapitel 7.1

Blandet landbrug/natur modelleres som vedvarende græs uden gødningstilførsel (jordvandsstation 3 og grundvandsklasse 3).

Sø/mose modelleres med en humusjord og fastholdt grundvandsstand på 50 cm under terræn.

Bebygget areal: her antages at 5 % af arealet er befæstet og 95 % åbent areal. Det åbne areal modelleres som vedvarende græs med en gødningstilførsel på 40 kg N/ha, her anvendes jordvandsstation 3 og grundvandsklasse 3. For det befæstede areal antages at nedbør under 2 mm pr døgn fordamper, mens nedbør der overstiger 2 mm på døgnbasis strømmer af og bidrager til perkolation. Det antages at der ikke sker kvælstofafstrømning fra bebyggede arealer.

Arealvægtning:

Til slut tillægges alle gridpunkterne en Daisy søjle – både for markerne og for de øvrige arealer, og der foreligger nu et komplet datainput til en grundvandsmodellering.

Ved at gennemføre en arealvægtning af alle søjlerne kan der endvidere udarbejdes en analyse af modellering for oplandet. Resultaterne heraf er vist i næste kapitel.

9 Resultater fra oplandsmodelleringen for umættet zone

9.1 Grundvandsoplandet

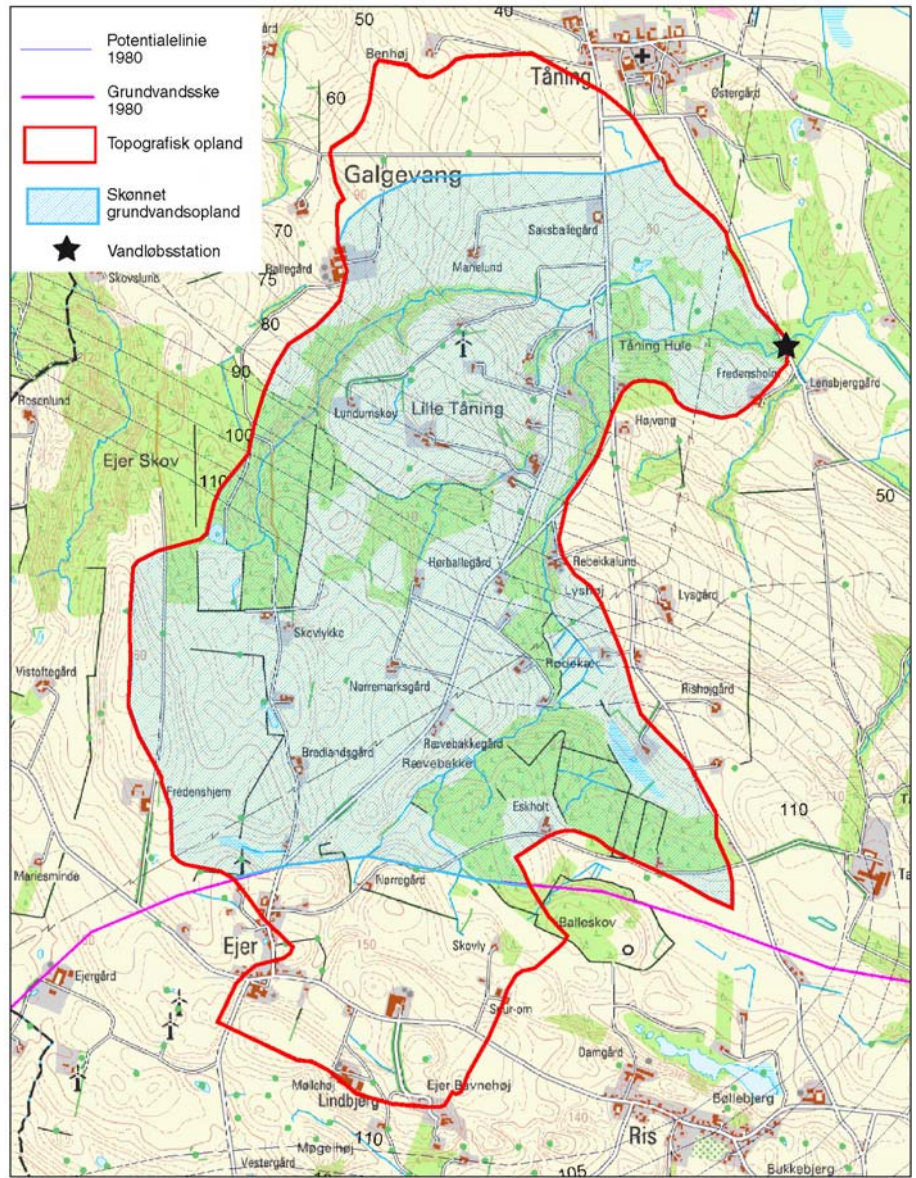
Vandløbsafstrømningen fra 1990/91-2006/07 har i gennemsnit været på 1,56 mio/m³/år fra oplandet. I forhold til det topografiske opland på 546 ha svarer det til 285 mm/år. Grundvandsoplandet er dog noget mindre end det topografiske opland, idet der igennem den sydlige del af oplandet går et grundvandsskel ca. 1 km inde i oplandet. I den nordlige del af oplandet viser potentialekort fra 1980, at grundvandet vil strømme ud af oplandet, og det vil ikke være sandsynligt at det nedsivende vand vil strømme af til vandløbet, når det først når grundvandsspejlet. Et forslag til et reduceret opland, dvs. et grundvandsopland til vandløbet ses i figur 9.1. Det skønnede opland kan betragtes som det mindst mulige opland.

Det skønnede mindst mulige grundvandsopland til vandløbsstationen ved Horndrup Bæk er på 424 ha. Ved den målte vandføring svarer det til maksimalt 367 mm/år.

9.2 Modelleret vandbalance for den umættede zone

Oplandsmodelleringen er foretaget for både det topografiske opland og grundvandsoplandet til Horndrup Bæk. Det topografiske opland udgør i alt 546 ha og her udgør marker 401 ha, eller 73 %. Øvrige arealer udgør dermed 147 ha, eller 27 %. Det skønnede minimale grundvandsopland er 424 ha og marker udgør heraf 292 ha, eller 69 %, og øvrige arealer 132 ha, eller 31 %. Dvs. at marker udgør en lidt større del af oplandet i det topografiske opland end i grundvandsoplandet. Den modellerede vandbalance for umættet zone er sammenstillet med vandløbsafstrømningen i tabel 9.1

Figur 9.1. Topografisk opland, potentialelinier, grundvandsskel og skønnet grundvandsopland, Horndrup Bæk.



Tabel 9.1. Den Daisy modellerede vandbalance i mm for den umættede zone i det topografiske opland og det skønnede mindste grundvandsopland til Horndrup Bæk vist for hvert af årene i perioden 1990-2007, samt som gennemsnit for perioden.

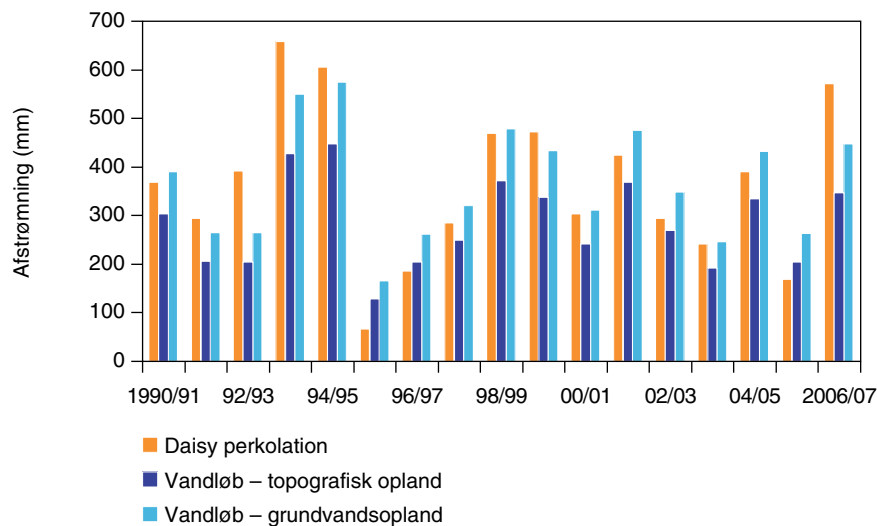
År	Nedbør	Vanding	Ref. fordampning topog.	Pot. fordamp- ning topog.	Aktuel fordamp- ning topog.	Aktuel fordamp- ning grundv.	Perkolations topog	Perkolations grundv.	Horndrup Bæk topog. opland	Horndrup Bæk grundv. Opland
1990/91	952	1	581	645	568	575	368	372	303	390
1991/92	840	1	558	620	533	539	295	298	206	265
1992/93	895	1	625	694	526	532	392	396	205	265
1993/94	1168	1	548	610	475	480	658	666	427	550
1994/95	1130	1	601	670	521	526	606	612	447	575
1995/96	562	1	611	679	519	525	67	67	128	165
1996/97	667	1	575	641	487	492	186	188	204	262
1997/98	873	1	625	697	598	605	285	288	250	321
1998/99	1053	1	516	575	543	550	470	475	372	479
1999/00	1075	1	593	664	618	625	472	477	337	434
2000/01	839	1	548	610	542	549	303	307	242	312
2001/02	991	1	574	640	574	580	425	430	369	475
2002/03	860	1	606	671	595	604	294	295	270	348
2003/04	881	1	623	694	597	604	241	243	192	247
2004/05	999	1	592	656	618	626	390	393	335	432
2005/06	739	1	603	668	559	565	169	171	205	264
2006/07	1162	1	631	701	602	609	572	577	347	447
gns	923	1	589	655	557	564	364	368	285	367

Af vandbalancen for oplandsmodelleringen af den umættede zone fremgår, at der er meget små forskelle afhængig af om gennemsnittet baseres på det topografiske opland eller grundvandsoplandet (tabel 9.1). Den gennemsnitlige årlige nedbør for oplandet til Horndrup Bæk udgør 923 mm for beregningsperioden 1990/01-2006/07. Heri indgår de meget tørre år 1996 og 1997 med henholdsvis 562 og 667 mm nedbør for året. Den aktuelle fordampning udgør gennemsnitlig 557 mm/år, hvilket er ca. 30 mm mindre end reference fordampningen, opgjort med Makkink og knap 100 mm mindre end potentiel fordampning, hvor afgrødekoefficienterne indgår (Plauborg et al., 2002). I de fleste år er den aktuelle fordampning mindre end reference fordampningen. Dog er det omvendt for de 3 forholdsvist våde år 1998/99, 1999/00 og 2004/05, hvilket skyldes jordtypen og den høje grundvandsstand for en del af Horndrup Bæk-oplandet. Den gennemsnitlige årlige modelberegneede perkolation ud af rodzonen udgør 364 mm.

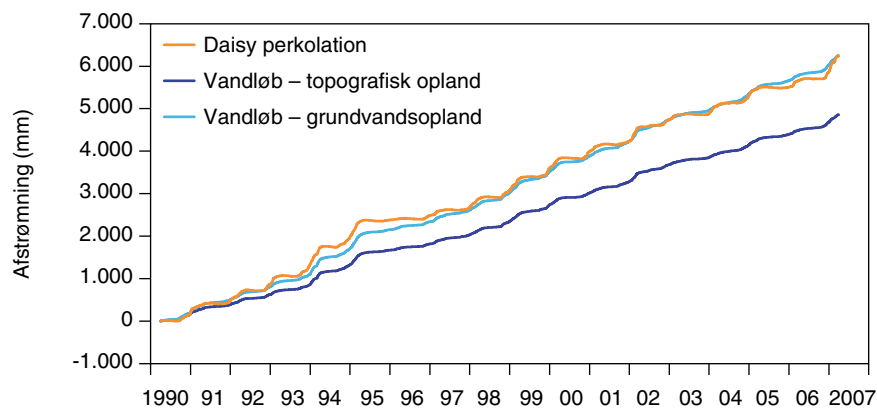
Hvis den gennemsnitlige afstrømning til vandløbet opgøres ud fra arealet for det topografiske opland på 546 ha udgør den årlige afstrømning 285 mm. Samme beregning foretaget på det mindre grundvandsopland til Horndrup Bæk giver en gennemsnitlig årlig afstrømning på 367 mm. De to værdier kan betragtes som henholdsvis den minimale og maksimale afstrømning til vandløbet.

En sammenligning af daglig kumuleret perkolation/afstrømning fra Daisy-modelleringerne og daglig kumuleret vandløbsafstrømning for både det topografiske opland og grundvandsopland er vist i figur 9.2 og 9.3. Det fremgår at den modellerede perkolation fra rodzonen er mindre end målt vandløbsafstrømningen i de tørre år (1995/96, 1996/97 og 2005/06) og større end målt vandløbsafstrømning i de våde år (1993/94, 1994/95 og 2006/07).

Figur 9.2. Sammenligning af modelleret Daisy afstrømning (perkolat) fra rodzonen med målt vandløbsafstrømning i det topografiske opland og det skønnede mindste grundvandsopland til Horndrup Bæk for perioden 1990-2007.

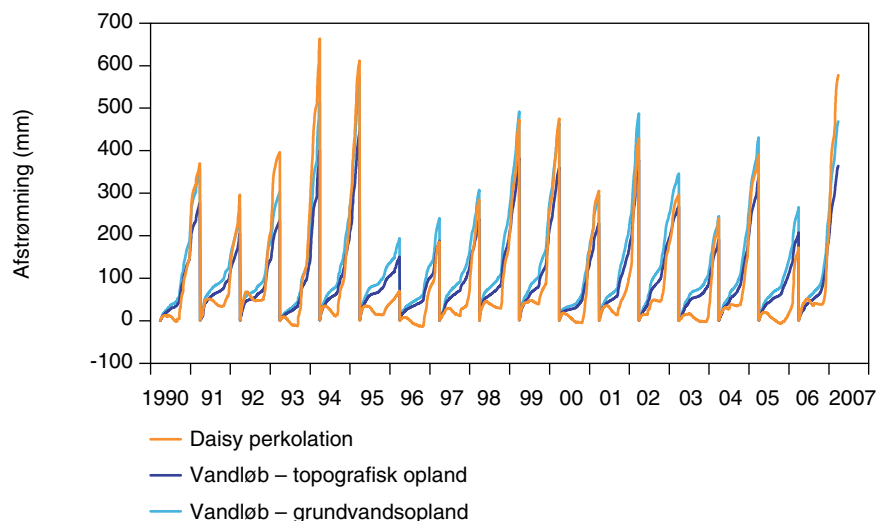


Figur 9.3. . Sammenligning af kumuleret Daisy afstrømning fra rodzonen med målt vandløbsafstrømning i det topografiske opland og det skønnede mindste grundvandsopland til Horndrup Bæk for perioden 1990-2007.

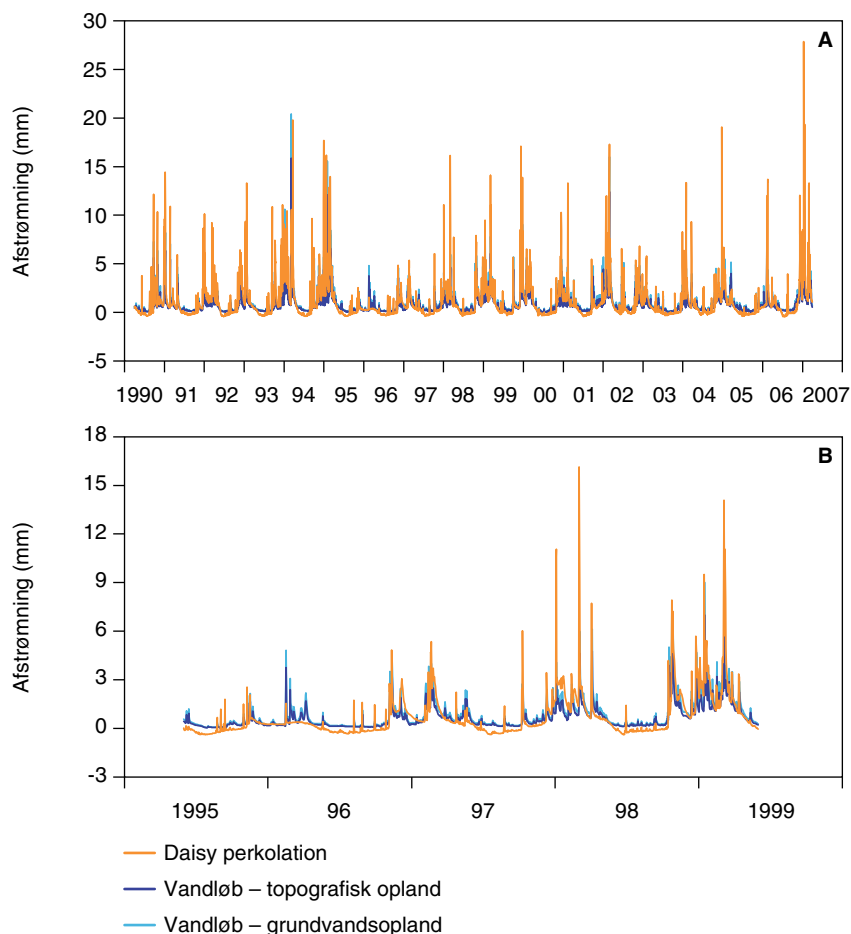


Dynamikken i den modelberegnete perkolat og den målte vandløbsafstrømning indenfor et år er i god overensstemmelse både når man betragter kumulerede årlige værdier, figur 9.4, og den daglige vandføring, figur 9.5. Sammenligningen af daglig vandføring, figur 9.5 viser, at afstrømningen ud af rodzonen simuleret med Daisy-modellen er højere om vinteren og lavere om sommeren end målt i vandløbet. En lille del af vandløbsafstrømningen er således grundvandsfødt, "base-flow". Sammenligningen viser også at dynamikken både i den hurtige dræn eller makroporestrømning og langsommere grundvandstilstrømning om vinteren er meget fint simuleret med Daisy-modellen. Modellerede maksimumværdier er højere end målte værdier, men det udlignes til dels af negative afstrømningsværdier i Daisy-modellen om sommeren.

Figur 9.4. Sammenligning af årlig kumuleret Daisy afstrømning fra rodzonen med målt vandløbsafstrømning i det topografiske opland og det skønnede mindste grundvandsopland til Horndrup Bæk for perioden 1990-2007.



Figur 9.5. Sammenligning af daglig Daisy afstrømning fra rodzonen med målt vandløbsafstrømning i det topografiske opland og det skønnede mindste grundvandsopland til Horndrup Bæk for perioden 1990-2007.



9.3 Modellerede N-balancer for den umættede zone

Den modellerede kvælstofbalance for den umættede zone for det topografiske opland til Horndrup Bæk viser, at der i gennemsnit for beregningsperioden er tilført 152 kg N/ha pr år, mens der er udvasket 47 kg

N/ha og denitrificeret 36 kg N/ha pr år. Endelig er der modelleret en årlig nedgang i de organiske puljer på 22 kg N/ha (tabel 9.2).

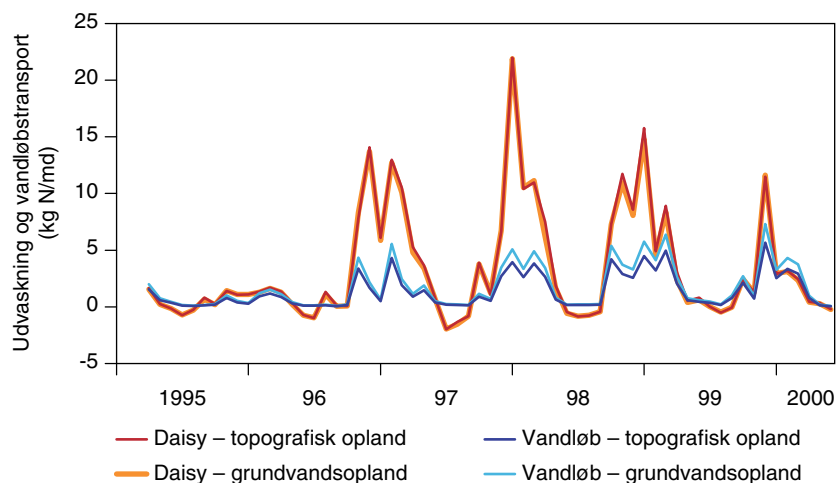
Høstet kvælstof ligger i intervallet 71-102 kg N/ha pr år, laveste høst er efter de tørre somre i 1992, 1993 og 1996.

Tabel 9.2. Den Daisy modellerede kvælstofbalance for den umættede zone i oplandet til Horndrup Bæk vist for hvert af årene i perioden 1990-2007, samt som gennemsnit for perioden.

år	Han- delsg	Husdyrg	N-fix	N-dep	N-tilført	N-høst	N- udvask	NH ₃ - fordamp	Denitrifi- kation	del- taOrgN	del- taUorgN	del- taCropN	N-rest
1991	83	56	4	18	161	102	44	6	36	-11	8	-8	-14
1992	92	54	12	16	174	97	54	6	29	-23	15	-1	0
1993	84	78	6	17	185	74	92	9	40	-30	-4	6	0
1994	79	66	0	21	166	71	102	8	34	-19	-26	-4	0
1995	106	62	0	20	188	80	65	7	49	-26	12	5	0
1996	56	63	1	12	132	83	8	7	27	-6	15	-6	0
1997	86	52	0	13	152	73	51	6	22	-10	6	10	0
1998	108	53	0	16	177	97	56	6	35	-22	9	0	-1
1999	46	44	2	19	111	93	58	5	36	-22	-49	-9	0
2000	101	52	0	19	173	96	23	7	43	-28	8	17	10
2001	47	74	0	16	137	95	38	7	38	-17	-2	-9	-10
2002	78	60	0	18	156	91	33	7	49	-19	4	-7	0
2003	73	58	0	16	147	85	37	7	32	-38	29	-2	0
2004	49	55	0	17	121	90	35	7	21	-25	-20	13	1
2005	68	49	0	18	135	94	35	5	46	-23	-22	-9	9
2006	61	59	0	14	135	96	18	7	19	-10	21	-3	-10
2007	73	47	0	21	141	81	45	4	60	-40	-21	13	3
gns	76	58	1	17	152	88	47	7	36	-22	-1	0	-1

Sammenlignes den modelberegnete udvaskning med den målte N-transport i vandløbet (figur 9.6) ses, at dynamikken nogenlunde følges ad. Figur 9.6 viser desuden, at udvaskningen fra det topografiske opland er lidt højere end fra grundvandsoplandet til Horndrup Bæk. Dette var ikke tilfældet for vandbalancerne. Det skyldes, at der indenfor grundvandsoplandet er et relativt større areal med permanent vegetation, hvor udvaskningen af kvælstof er betydeligt lavere end fra landbrugsarealer. I modsætning hertil er der kun lille forskel på vandbalancerne for landbrugsarealer og permanent vegetation.

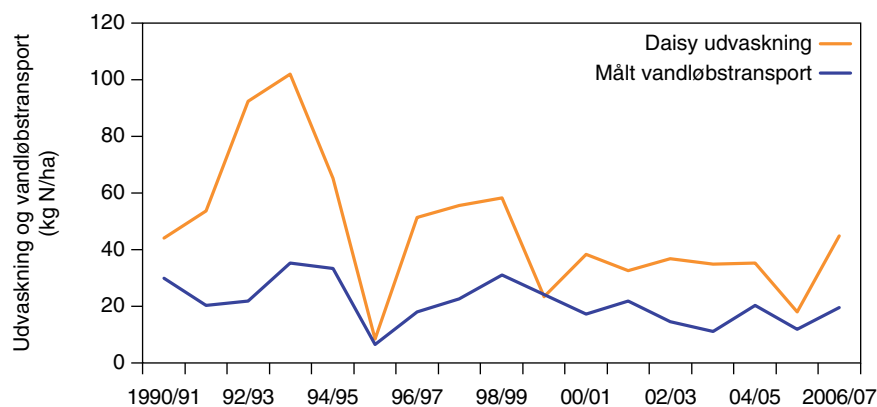
Figur 9.6. Sammenligning af målt kvælstoftransport i vandløbet og Daisy-simuleret udvaskning pr måned fra 1995-2000.



Udvaskningen fra rodzonen er større end den målte kvælstoftransport i vandløbet, figur 9.6 og 9.7. På vandets vej gennem jorden og ud mod vandløbet vil der specielt i lerjord og i det reducerede grundvand foregå en vis reduktion af kvælstoffet i vandet og det er derfor naturligt, at transporten i vandløbet er lavere end udvaskningen fra rodzonen.

Den modellerede gennemsnitlige udvaskning fra rodzonen i perioden 1990-2007 er 46 kg N/ha, mens den målte kvælstoftransport i vandløbet er 26,2 kg N/ha i samme periode. Det vil sige at ca. 56 % af det udvaskede kvælstof når ud til vandløbet. En yderligere verificering af kvælstofomsætningen i den mættede zone kræver at der sættes en grundvandsmodel op.

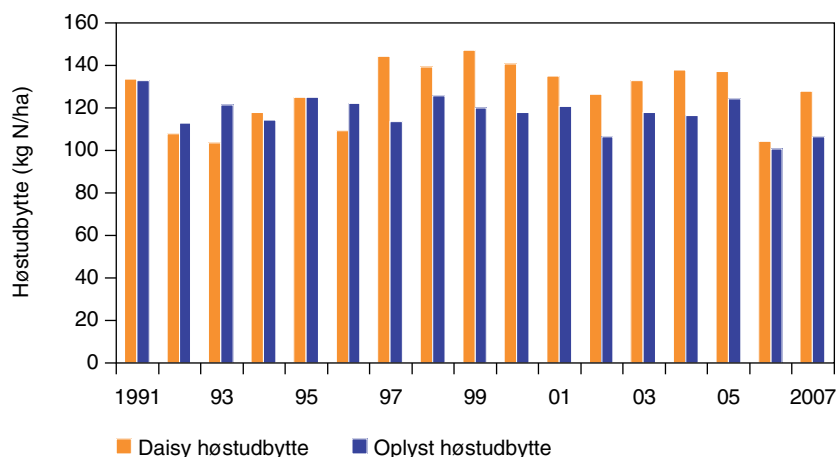
Figur 9.7. Sammenligning af modelleret N-udvaskning fra rodzonen med målt N-transport fra grundvandsoplandet til Horndrup Bæk for agrohydrologiske år fra 1991-2007.



9.4 Sammenligning af modellerede N-udbytter med oplyste N-udbytter

I dette afsnit vurderes høstudbytterne for de arealer, hvor der er både oplyste og modellerede udbytter (figur 9.8). Gennemsnitligt set overvurderer Daisy udbyttet. Det arealvægtede simulerede høstudbytte er således på 127 kg N/ha mens det oplyste er på 117 kg N/ha. Det er specielt i årene fra 1997 og fremefter at overvurderingen forekommer.

Figur 9.8. Sammenligning af modelleret og oplyst høstet N for hele Horndrup Bæk oplandet i årene 1990-2007



I det følgende er der foretaget en vurdering af de enkelte afgrøder (figur 9.9)

Græs

De simulerede og oplyste høststudbytter ligger meget tæt på hinanden, hhv. 161 og 165 kg N/ha.

Kløvergræs

De simulerede høststudbytte er noget mindre end de oplyste 194 og 218 kg N/ha.

Vårbyg og vårbyg med udlæg

For vårbyg er resultaterne fra modellen lidt højere end de oplyste, hhv. 96 og 85 kg N/ha. For vårbyg med udlæg er forskellen lidt større, men det skal påpeges at der er tale om et lille areal (ca. 10 ha)

Vinterbyg

Det simulerede udbytte er betydeligt højere end det oplyste, hhv. 137 og 108 kg N/ha.

Vinterhvede

Det simulerede udbytte er lidt højere end det oplyste, hhv. 137 og 125 kg N/ha.

Vinterraps

Den modellerede høst af afgrøden svarer pænt til den oplyste høst, hhv. 99 og 104 kg N/ha.

Sammenfattende

Det fremgår, at Daisy generelt overvurderer udbytterne af kornafgrøderne. Vårbyg og vinterhvede er korrigeret ned, mens vinterbyggen er ukorrigeret. Det kunne tyde på at der burde kalibreres lidt mere ned for dette opland. Dette er imidlertid ikke gjort, idet det tilstræbes at anvende samme kalibrering som i de øvrige oplande. Først når modelleringen for de øvrige oplande er gennemført, kan der foretages en vurdering på tværs af oplandene. Vinterraps modelleres fint. Også græs modelleres fint, mens Dasiy undervurderer udbyttet af kløvergræs i forhold til oplyste udbytter. Det skal dog her understreges at de oplyste udbytter alene

er landmandens vurdering, og den kan være ganske usikker for grovfo-
derafgrøderne. Vi har ikke kalibreret på græs/kløvergræs i Daisy og det
vurderes at modelleringen af denne afgrøde er tilfredsstillende, når usik-
kerheder om udbyttet på græs tages i betragtning.

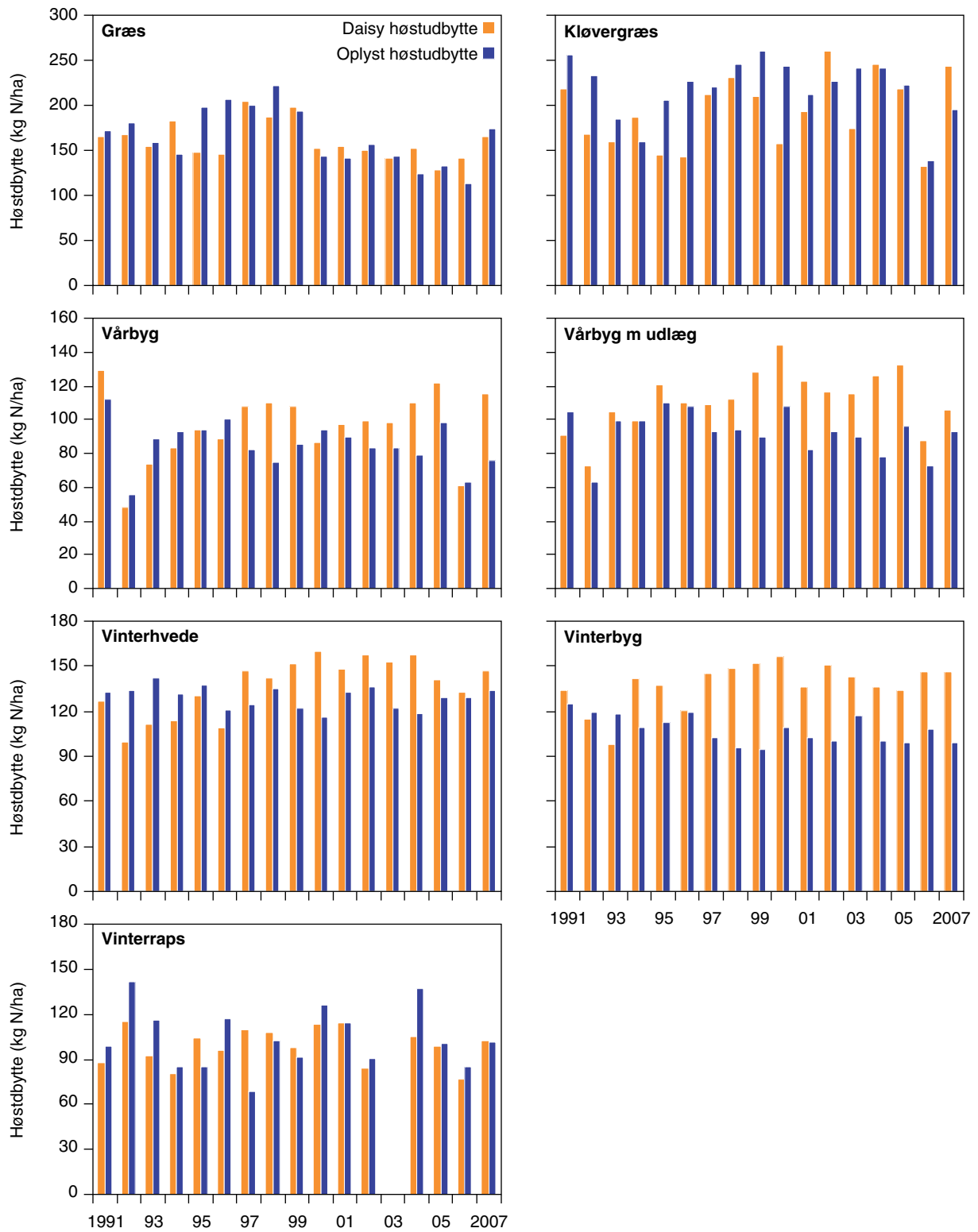
9.5 Diskussion

Et væsentligt punkt for oplandsmodelleringen er omsætningen af den
organiske pulje. I denne undersøgelse er der beregnet en nedbrydning af
den organiske pulje svarende til 22 kg N/ha pr år. Til sammenligning
kan nævnes, at Heidmann et al. (2001) i en undersøgelse på kvadrat-
netpunkterne for perioden 1986/87-1997/98 fandt, at udviklingen i jor-
dens organiske N indhold var afhængig af jordtypen. Der blev fundet en
signifikant stigning i N-indholdet for JB1-2 (100-118 kg N/ha pr år) og et
signifikant fald på JB 6-7 (61-115 kg N/ha pr år). For JB3-5 var der ingen
signifikant udvikling.

Den modellerede denitrifikation på gennemsnitlig 36 kg N/ha pr år er
højere end den tilsvarende denitrifikation beregnet med SimDen (i stør-
relsesordenen 15-20 kg N/ha år). SimDen tager imidlertid ikke højde for
variationer i grundvandsspejl og jordfugtighed, hvilket kan være af me-
get stor betydning. Således fandt Vinther (1992) på en enkelt regnvejsdag
en denitrifikation på 0,25 kg N/ha. I Horndrup Bæk-oplandet vil hus-
dyrgødningstilførsel samt høj grundvandsstand bidrage til en høj mo-
delberegnet denitrifikation.

Endelig er det modellerede udbytte på 127 kg N/ha pr år lidt højere end
det oplyste på 117 kg N/ha pr år. Denne observation sammenholdt med
den forholdsvis høje denitrifikation kunne indicere, at der er for meget
kvælstof i systemet, f.eks. som følge af for stor omsætning af den organi-
ske pulje.

Der findes ikke måledata til at verificere den modellerede denitrifikation
eller omsætning af jordens organiske pulje. Den modellerede udvask-
ning blev vurderet i forhold til målte udvaskninger ved jordvandsstatio-
nerne; disse blev opgjort til henholdsvis 69 og 61 kg N/ha pr år for 4 sta-
tioner over perioden 1990-2003. Derimod er det ikke muligt i denne un-
dersøgelse at verificere udvaskningen på oplandsniveau i forhold til
målt vandløbstransport. For en samlet vurdering af kvælstofomsætnin-
gen i den umættede zone er der behov for yderligere modellering i hele
det hydrologiske kredsløb. Desuden er der behov for yderligere under-
søgelser til belysning af udviklingen i jordens organiske puljer.



Figur 9.9. Sammenligning af modellerede og oplyste udbytter for hyppigt forekommende afgrøder i Horndrupbæk oplandet.

10 Referencer

Abrahamsen, P. & Hansen, S. (2000): Daisy: An Open Soil-Crop: Atmosphere System Model. *Environmental Modelling and Software*, 15: 313-330.

Allerup, P., Madsen, H. & Vejen, F. (1998): Standardværdier (1961-1990) af nedbørskorrektioner. DMI Teknisk rapport 98-10.

Aslyng, H. C. (1968): Klima, jord og vandbalance i jordbruget. Kulturteknik I. DSR Forlag, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Bastrup-Birk, A., Gundersen, P. & Hansen, K. (2003): Nedsivning til grundvand under skov. I (Raulund-Rasmussen og Hansen, eds.): Grundvand fra skove – muligheder og problemer. Skov og Landskab. Skovbrugsserien nr. 34.

Blicher-Mathiesen, G. et al. (2009): Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Odder Bæk (under udarbejdelse).

Callesen, I., Thomsen, A., Raulund-Rasmussen, K. & Østergaard, H.S. (1996): Nitratkoncentrationen i jordvand under danske skove. *Dansk Skovforenings Tidsskrift* 81, 73-94.

DMU (2005): Teknisk anvisning. Prøvetagning fra jord- og drænvandsstationer i Landovervågnings oplandene, Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vandløbsøkologi, April 2005.

Grant, R. (2002): Kornudbytter og høstet kvælstof – udvikling i perioden 1985-2000. Internt notat, Danmarks Miljøundersøgelser, november 2002, 6pp. www.dmu.dk – publikationer – øvrige publikationer.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, Pedersen, L.E., G., Jensen, P.G, Madsen, I., Hansen, B., Brüsch, W. & Thorling, L.. (2007): Landovervågningsoplande 2006. NOVANA Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 640. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Hansen, K.(2003): Næringsstofkredsløb I skove – Ionbalanceprojektet. Hansen, K. (Ed.) *Forest & Landscape Research* No. 33.

Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1990): DAISY-Soil Plant Atmosphere System Model. NPo Forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. A10.

Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1991): Simulating nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer Research* 27, 245-259.

Heidmann, J. Nielsen, Olesen, S.E., Christensen, B.T. og Østergaard, H. S. (2001): Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987-1998. DJF rapport Markbrug, nr. 54, 2001

- Holst, K.Aa. & Kristensen, K.J. (1981): Fordampning fra løvskov. Suså Undersøgelsen. Rapport SUSÅ-H 2/3. Dansk komite for Hydrologi.
- Jacobsen, O.H. (1989): Umættet hydraulisk ledningsevne i nogle danske jorde. Metode og jordtypekarakterisering. Beretning nr. S 2030 fra Statens Planteavlsforsøg, 60 sider.
- Jensen, N. H. & Madsen, H.B. 1990: Jordprofilundersøgelser i Vandmiljøplanens Landovervågningsoplande. Landbrugsministeriet, Statens Planteavlsforsøg, Afdeling for Areal og Kortlægning. 9 sider plus bilag.
- Ladekarl, U.L. (2005): Skovrejsning og grundvandsdannelse. Vand og Jord 4, december 2005, 128-131.
- Ladekarl, U.L., Rasmussen, K.R., Christensen, S., Jensen, K.H. & Hansen, B. (2005a): Groundwater recharge and evapotranspiration for two natural ecosystems covered with oak and heather. *Journal of Hydrology*, 300, 76-99.
- Ladekarl, U.L., Beier, C. & Dellwik, E. (2005b): Fordampning fra landbrug og skov. Vand og Jord 2, maj 2005, 44-47.
- Landsudvalget for kvæg (1993): Fodermiddeltabel 1993. Statens Planteavlsforsøg, rapport nr. 28.
- Landsudvalget for kvæg (1995): Fodermiddeltabel 1995. Statens Planteavlsforsøg, rapport nr. 52.
- Landsudvalget for kvæg (2000): Fodermiddeltabel 2000. Landskontoret for Kvæg og Danmarks JordbrugsForskning, Rapport nr. 91.
- Letts, M.G, Roulet, N.T., Comer, N.T., Skarupa, M.R. & Verseghe, D.L. (2000): Parametrization of Peatland Hydraulic Properties for the Canadian Land Surface Scheme. *Atmosphere-Ocean* 38 (1), 141-160
- Nielsen, K., Stjernholm, M., Müller-Wohlfeil, D.-I., Madsen, I.-L., Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H.S., Rolev, A.M., Hermansen, B., Skov-Petersen, H., Johannsen, V.K., Hvidbjerg, M., Jensen, J.E., Bacher, V. & Larsen, H. (2000): Areal Information Systemet – AIS. Danmarks Miljøundersøgelser, 110 s.
- Plauborg, F., Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Blicher-Mathiesen, G. & Kern-Hansen, C. (2002): Vandbalance på mark- og oplandsskala. DJF rapport nr. 70, markbrug, 45 s.
- Storm, B., Styczen, M. & Clausen, T. (1990): Regional model for næringsstoftransport og -omsætning. NPo Forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. B15.
- Styczen, M., Hansen, S., Jensen, L.S., Svendsen, H., Abrahamsen, P., Børgesen, C.D., Thirup, C & Østergaard, H.S. (2004): Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. DHI Institut for Vand og Miljø. 60 pp.
- Vinther, F.P. (1992): Measured and simulated denitrification activity in a cropped sandy and loamy soil. *Biology and Fertility of Soils* 14, 43-48.

Vinther, F.P og Hansen S.. (2004): SIMDEN – en simpel model til beregning denitrifikation af N₂O emission og denitrifikation. DJF-rapport Markbrug nr 104.

Waagepetersen J., Grant, R., Børgesen, C.D. og Iversen, T.M. (2008): Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus Universitet og Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet. www.dmu.dk – Vand - Vandmiljøplaner.

Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A. & Le Bas, C. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma* 90, 169-185.

Bilag 1: Oversigt der viser LOOP afgrøder og hvilke Daisy afgrøder der er anvendt ved simuleringerne

Daisy afgrøde	LOOP afgrøde henført til Daisy afgrøde
Vårbyg	Vårbyg/ært Vårbyg Grønkorn helsæd Vårbyg ært helsæd Vårbyg havre Vårbyg havre ært Vårbyg helsæd Vårbyg kløverudlæg Vårbyg udlæg Vårbyg ært udlæg Vårhvede kløverudlæg Ært Grønkorn helsæd Havre Havre Kløverudlæg
Vinterbyg	Vinterbyg udlæg
Vinterhvede	Vinterhvede udlæg Vinterhvede grønkorn udlæg Vinterhvede Kløverudlæg
Rug	Rug Kløverudlæg
Vårraps	
Vinterraps	
Ærter	
Majs	
Fodderroer	
Sukkerroer	
Kartofler	
Græs	Brak, Helsæd Kløverfrø Kløvergræs
Vårbyg standard	Frugt, Urter og lign Juletræer og pyntegrønt

Bilag 2. Husdyrgødning i Daisy

I Daisy skal husdyrgødningstildelingerne angives i manager filen som tons våd vægt pr ha. De normtal som DAISY er født med gælder for år 2000. I Landovervågningen er N-mængden i husdyrgødningstildelingerne det grundlæggende tal, og der er igennem overvågningsperioden anvendt de til enhver tid gældende normer, dvs. normerne varierer igennem perioden. Og endelig er normtallene for årene 1990-1997 korrigeret tilbage i tid, hvorfor der er der behov for at korrigere de anvendte normtal.

På grund af ovennævnte forhold er vi i LOOP nødt til at foretage en omregning fra kg N i gødningen til tons vådvægt og i managerfilen definere de normtal der faktisk er anvendt. De parametre der skal defineres er angivet nedenfor, normtallene for kvæg og svin findes i vedlagte normtabel. Eksempel på en manager opsætning er vist senere.

Daisy managerfil	hentes fra vedlagte normtabel for de respektive år
dry_matter_fraction	DM (tørstofindholdet)
total_N_fraction	totN_frac (N indholdet i tørstoffet)*totN_frac_korr ¹⁾
NH4_fraction	NH4_frac (NH4 andelen i forhold til total N)
total_C_fraction	totC_frac (C indholdet i tørstoffet)

¹⁾ totN_frac er det normtal der blev anvendt i LOOP. Det er dette normtal der skal anvendes til beregning af vådvægten. I Daisy managerfilen skal imidlertid anvendes det korrigerede normtal = totN_frac*totN_frac_korr.

Beregning af vådvægt

Vådvægten findes ud fra det angivne N indhold i gødningen det aktuelle år og de tilhørende normtal:

$$\text{tons våd vægt/ha} = (\text{kg N/ha i gødningstildelingen}) / (\text{totNfrac} * \text{DM} * 1000)$$

Eksempel

I 1997 var normen for svinegylle DM= 6,7 % (0,067) og totNfrac= 8,2 % (0,082)

70 kg N/ha i svinegylle svarer derfor til $70 / (0,082 * 0,067 * 1000) = 12,7$ tons gylle/ha.

Normtal for husdyrgødning for kvæg og svin anvendt i opsætning af Daisy for årene 1990-2003

aar	DaisyTekst	DM	TotN_frac	TotN_frac_korr	NH4_frac	TotC_frac
1990	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	1	0,716	0,4
1991	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,94	0,716	0,4
1992	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,89	0,716	0,4
1993	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,83	0,716	0,4
1994	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,78	0,716	0,4
1995	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,72	0,716	0,4
1996	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,71	0,716	0,4
1997	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,7	0,708	0,4
1998	slagtesvin_gylle	0,067	0,082	1	0,708	0,4
1999	slagtesvin_gylle	0,067	0,082	1	0,708	0,4
2000	slagtesvin_gylle	0,054	0,09	1	0,75	0,4
2001	slagtesvin_gylle	0,054	0,09	1	0,75	0,4
2002	slagtesvin_gylle	0,054	0,09	1	0,75	0,4
2003	slagtesvin_gylle	0,054	0,09	1	0,75	0,4
1990	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,14	0,649	0,4
1991	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,13	0,649	0,4
1992	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,12	0,649	0,4
1993	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,11	0,649	0,4
1994	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,11	0,649	0,4
1995	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,02	0,649	0,4
1996	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,02	0,649	0,4
1997	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,02	0,6	0,4
1998	kvaeg_gylle	0,095	0,058	1	0,6	0,4
1999	kvaeg_gylle	0,095	0,058	1	0,6	0,4
2000	kvaeg_gylle	0,103	0,053	1	0,6	0,4
2001	kvaeg_gylle	0,103	0,053	1	0,6	0,4
2002	kvaeg_gylle	0,103	0,053	1	0,6	0,4
2003	kvaeg_gylle	0,103	0,053	1	0,6	0,4
1990	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,97	0,35	0,4
1991	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,91	0,35	0,4
1992	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,73	0,35	0,4
1993	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,69	0,35	0,4
1994	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,65	0,35	0,4
1995	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,61	0,35	0,4
1996	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,6	0,35	0,4
1997	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,029	0,6	0,349	0,4
1998	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,029	1	0,349	0,4
1999	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,029	1	0,349	0,4
2000	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,039	1	0,349	0,4
2001	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,039	1	0,349	0,4
2002	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,039	1	0,349	0,4
2003	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,039	1	0,349	0,4
1990	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,14	0,251	0,4
1991	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,13	0,251	0,4
1992	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,12	0,251	0,4
1993	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,11	0,251	0,4
1994	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,11	0,251	0,4
1995	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,02	0,251	0,4
1996	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,02	0,251	0,4
1997	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,02	0,25	0,4
1998	kvaeg_staldgoedning	0,2	0,025	1	0,25	0,4
1999	kvaeg_staldgoedning	0,2	0,025	1	0,25	0,4

2000	kvaeg_staldgoedning	0,196	0,027	1	0,251	0,4
2001	kvaeg_staldgoedning	0,196	0,027	1	0,251	0,4
2002	kvaeg_staldgoedning	0,196	0,027	1	0,251	0,4
2003	kvaeg_staldgoedning	0,196	0,027	1	0,251	0,4
1990	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,97	0,92	0,4
1991	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,91	0,92	0,4
1992	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,86	0,92	0,4
1993	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,8	0,92	0,4
1994	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,75	0,92	0,4
1995	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,67	0,92	0,4
1996	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,67	0,92	0,4
1997	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,6	0,92	0,4
1998	slagtesvin_ajle	0,019	0,23	1	0,92	0,4
1999	slagtesvin_ajle	0,019	0,23	1	0,92	0,4
2000	slagtesvin_ajle	0,02	0,18	1	0,899	0,4
2001	slagtesvin_ajle	0,02	0,18	1	0,899	0,4
2002	slagtesvin_ajle	0,02	0,18	1	0,899	0,4
2003	slagtesvin_ajle	0,02	0,18	1	0,899	0,4
1990	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,17	0,92	0,4
1991	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,16	0,92	0,4
1992	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,15	0,92	0,4
1993	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,14	0,92	0,4
1994	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,13	0,92	0,4
1995	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,09	0,92	0,4
1996	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,09	0,92	0,4
1997	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,09	0,92	0,4
1998	kvaeg_ajle	0,034	0,165	1	0,92	0,4
1999	kvaeg_ajle	0,034	0,165	1	0,92	0,4
2000	kvaeg_ajle	0,033	0,162	1	0,9	0,4
2001	kvaeg_ajle	0,033	0,162	1	0,9	0,4
2002	kvaeg_ajle	0,033	0,162	1	0,9	0,4
2003	kvaeg_ajle	0,033	0,162	1	0,9	0,4
1990	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,82	0,3	0,4
1991	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,78	0,3	0,4
1992	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,73	0,3	0,4
1993	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,69	0,3	0,4
1994	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,65	0,3	0,4
1995	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,61	0,3	0,4
1996	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,6	0,3	0,4
1997	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,6	0,3	0,4
1998	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,029	1	0,3	0,4
1999	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,029	1	0,3	0,4
2000	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,035	1	0,25	0,4
2001	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,035	1	0,25	0,4
2002	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,035	1	0,25	0,4
2003	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,035	1	0,25	0,4
1990	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,05	0,25	0,4
1991	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,04	0,25	0,4
1992	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,04	0,25	0,4
1993	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,03	0,25	0,4
1994	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,02	0,25	0,4
1995	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,01	0,25	0,4
1996	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,01	0,25	0,4
1997	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,01	0,25	0,4
1998	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1	0,25	0,4

1999	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1	0,25	0,4
2000	kvaeg_dybstroelse	0,289	0,025	1	0,267	0,4
2001	kvaeg_dybstroelse	0,289	0,025	1	0,267	0,4
2002	kvaeg_dybstroelse	0,289	0,025	1	0,267	0,4
2003	kvaeg_dybstroelse	0,289	0,025	1	0,267	0,4

Bilag 3

Faktorer for ammoniakfordampning anvendt i managerfilerne ved opsætning af Daisy i Horndrup Bæk-oplandet. Data fra Mikkelsen (person. komm.2005.)

Afgørde	Måned	Betingelse	Ajle og gylle			Fast gødning	Reference Mette Hjorts regneark, hvor de angivne værdier kan findes
			Nedfæl.	Slæbesl.	Bredspred.		
Emissionskoefficient ----- pct. af N ab lager-----							
Vinterraps	aug-marts	før såning	2	9	10	5	vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer
	aug-marts	efter såning	2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt
	april-maj	før høst*	2	6.5	31	16	forår-sommer, +afgrøde, ikke nedbragt
	juni-juli	før høst*	2	6.5	31	16	forår-sommer, +afgrøde, ikke nedbragt
Vinterkorn	aug-marts	før såning	2	9	10	5	vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer
	aug-marts	efter såning	2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt
	april-maj	før høst*	2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt (dette afviger fraraps, idet hv. ikke er i så kraftig vækst som raps)
	juni-juli	før høst*	2	6.5	31	16	forår-sommer, +afgrøde, ikke nedbragt
Forårssået afgr	aug-marts	ingen	2	9	10	5	vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer
	apr-maj	før såning	2	9	10	5	vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer
	apr-maj	efter såning	2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt
	juni-juli	før høst*	2	6.5	31	16	forår-sommer, +afgrøde, ikke nedbragt
Græs sået i tidligere planår	sept-okt		2	4.5	31	16	gns. forår-sommer og sensommer, ikke nedbragt, + afgrøde, ikke nedbragt
	nov-apr		2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt
	maj-aug		2	6.5	31	16	forår-sommer
Græs sået i planår	aug-apr	før såning	2	9	10	5	vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer
	aug-apr	efter såning	2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt
	maj-juli		2	6.5	31	16	forår-sommer
	aug-okt,	forlænget periode	2	4.5	31	16	gns. forår-sommer og sensommer, ikke nedbragt, + afgrøde, ikke nedbragt
Efterafgrøde	maj-juli		2	6.5	31	16	forår-sommer
	aug-okt,	forlænget periode	2	4.5	31	16	gns. forår-sommer og sensommer, ikke nedbragt, + afgrøde, ikke nedbragt

Bilag 4a

Teksturanalyse for jordhorisonterne i Horndrup Bæk-oplandet, jordprofilanalysen 1990.

udført af	station	horisont	fra cm	til cm	< 2	2-20	20-63	63-200	200-2000		C/N	B.D. g/cm3	
					my	my	my	my	my	my			my
					ler	finsilt	grovsilt	finsand	grovsand	Humus	Kalk		
					vægt-%	vægt-%	vægt-%	vægt-%	vægt-%	vægt-%	Vægt-%		
ADK	1	Allp	0	29	11	16.8	18.6	24.8	26	2.9		11.1	1.55
ADK	1	B21t	29	49	12.6	14.5	20.7	25.7	24.9	1.6		10.1	1.54
ADK	1	B22tg	49	90	12	13.5	32.1	24.7	17.4	0.4		9.8	1.62
ADK	1	B23tg	90		23.6	13.4	6.1	31.3	25.3	0.3		7.7	1.74
ADK	2	Allp	0	27	12.8	11.6	17.6	26.8	28.6	2.5		9.7	1.6
ADK	2	A12	27	51	14	12.7	15.1	26.3	30.6	1.3		9.1	1.61
ADK	2	A2g	51	79	13.5	12.9	17.2	27.9	28	0.5		7.7	1.74
ADK	2	B2tg	79		24.6	13.4	11.9	23.6	26.3	0.3		6.3	1.79
ADK	3	A11p	0	27	10.8	10.8	15.1	26.4	30.5	2.2	4.3	10.9	1.71
ADK	3	A12	27	37	10.9	13.2	14.4	27.7	32.2	1.6		10.1	1.74
ADK	3	A2g	37	52	12.4	11	14.1	24	37.9	0.5		8.1	1.81
ADK	3	B2tgy	52	120	20.5	12.5	11.1	19.4	36.4	0.1		8.1	1.81
ADK	3	B3tg	120		19.3	9.8	1.7	22.2	47	0.1		8.1	1.75
ADK	4	Ap	0	28	21.6	24.7	14.5	15.3	22.2	1.7		10.2	1.66
ADK	4	A2g	28	45	25.8	20.1	11.1	15.8	26.8	0.4		5.9	1.65
ADK	4	B2tg	45	100	35.3	32.6	8.2	3.2	20.4	0.3		11	1.49
ADK	4	B3tg	100		37.6	42.4	12.2	2.8	4.8	0.3		11	1.46
ADK	6	A11p	0	27	10.5	16.3	22.5	24.6	23.3	2.7		10.1	1.61
ADK	6	B21tg	27	40	19.8	15.2	12	20.7	31.9	0.5		7.7	1.73
ADK	6	B22tg	40	90	21.7	13.3	2.7	34.3	18.7	0.3		7.3	1.7
ADK	6	B3tg	90		19.7	13.3	11.9	22.4	32.5	0.2		5.9	1.77

Bilag 4b

Retentionsanalyse og Daisy parametrene for jordhorisonterne i Horndrup Bæk, jordprofilanalysen 1990.

station	horisont	alfa	n	K-sat (cm/h)	Theta-sat	Theta-res	l	målt porøsitet	Anvendt pF 0	Målt pF					Porøsitet minus pF1		Ledningsevne, K (m/s)	
										pF 1	pF 1.5	pF 2.0	pF 3	pF 4.2	Målt	OHJ * (tabel- værdi)	ved pF 2	ved pF4.2
1	Allp	0.0448	1.192	1.539	0.431	0	-1.91	39.70	44.24	39.3	36.4	31.8	9.8	0.4	4.94	4.74E-09	1.98E-13	
1	B21t	0.0841	1.211	1.247	0.428	0	-2.05	40.90	42.8	37.8	33.7	26.5	7.9	3.1	5	1.43E-09	6.41E-14	
1	B22tg	0.0191	1.246	1.126	0.379	0	-0.75	38.60	40.583	34.9	33.2	30.7	7.5	3.7	5.6833	2.14E-09	1.27E-14	
1	B23tg	0.0039	1.24	0.660	0.349	0	-2.91	34.10	38.75	33.6	33	30.8	12.1	0.5	5.15	1.26E-07	4.37E-11	
2	Allp	0.0938	1.154	1.679	0.415	0	-2.39	39.10	41.84	36.9	33.5	29.3	10.9	2.2	4.94	1.02E-09	5.84E-14	
2	A12	0.096	1.192	1.137	0.413	0	-2.35	39.10	41.30	36.3	32	26.3	7.8	2.8	5	9.86E-10	5.83E-14	
2	A2g	0.0711	1.192	0.855	0.363	0	-1.66	36.00	37.18	31.5	29.2	25.6	7.4	4.5	5.6833	9.85E-10	3.08E-14	
2	B2tg	0.0018	1.246	0.530	0.334	0	-3.07	35.20	37.35	32.2	31.9	30.7	14.3	3		1.99E-07	1.63E-10	
3	A11p	0.0028	1.372	1.895	0.367	0	-2.03	34.10	41.34	36.4	34.5	31.5	7.8	-2.3	4.94	9.36E-07	2.03E-10	
3	A12	0.0586	1.191	0.889	0.371	0	-1.98	33.20	38.00	33	30.9	26.3	8.1	0.2	5	1.46E-08	2.63E-15	
3	A2g	0.0778	1.193	0.915	0.363	0	-1.52	31.30	37.15	31.3	28.6	25	6.1	0	5.85	8.37E-10	2.24E-14	
3	B2tgy	0.066	1.135	0.371	0.349	0	-1.49	31.60	36.28	30.6	29.4	27.7	11.2	1	5.6833	2.64E-10	8.23E-15	
3	B3tg	0.0124	1.198	0.511	0.511	0	-1.42	33.90	37.45	32.3	30.9	29.2	10.2	1.6		1.41E-08	5.49E-13	
4	Ap	0.0012	1.459	1.298	0.378	0	-3.23	36.30	42.83	37.8	35.7	34	9.4	-1.5	5.0333	1.47E-06	5.05E-09	
4	A2g	0.001	1.368	0.619	0.364	0	-3.15	37.50	39.63	35.9	35.1	34.3	13	1.6	3.725	5.93E-07	1.58E-09	
4	B2tg	0.0003	1.369	0.612	0.422	0	-2.60	43.60	45.98	42.5	41.5	41.3	25.2	1.1	3.475	9.58E-07	9.98E-09	
4	B3tg	0.0009	1.241	0.530	0.530	0	-2.27	44.70	46.95	44.1	43.4	43.3	23.1	0.6	2.85	2.93E-07	2.94E-10	
6	A11p	0.0285	1.186	1.318	0.413	0	-1.77	38.60	43.04	38.1	36.7	32.4	11.1	0.5	4.94	8.43E-09	3.39E-13	
6	B21tg	0.1344	1.125	0.755	0.383	0	-2.74	35.20	38.40	33.4	31.7	27.7	13.3	1.8	5	1.73E-10	1.15E-14	
6	B22tg	0.0909	1.126	0.811	0.389	0	-2.63	35.20	39.68	34	32.9	29.7	13.3	1.2	5.6833	3.84E-10	2.44E-14	
6	B3tg	0.1256	1.116	0.642	0.377	0	-1.90	33.90	38.15	33	30.8	29.2	13.5	0.9	5.15	1.12E-10	4.45E-15	

Bilag 4c

Oversigt over jordparametre for lerede jorde, Jb 6 og Jb 7, i Jacobsen (1989)

Stnr	Horisont	Dybde (cm)	Korigeret		Vægtprocent							Målt pF	Forskøl pF0, målt
			BD (g/cm ³)	BD	ler <2 µm	silt 2-50 µm	finsand 50-200 µm	grovsand > 200 µm	humus	Kalk	målt porøsitet		
Roskilde jb6	-10	1.443		10.5	30.0	41.2	15.9	2.4		44.9		39.3	5.6
	-30	1.554		10.5	28.4	41.6	17.6	1.9		41.1		35.5	5.6
	-50	1.559		23.7	24.4	34.8	16.5	0.5		40.7		31.1	9.6
	-70	1.61		26.6	23.5	41.6	7.8	0.6		40.3		32.9	7.4
	-90	1.608		26.1	22.4	42.3	6.6	0.4	2.4	40.4		33.5	6.9
Tystofte jb6	-10	1.596		14.4	29.43	44.174	10	1		39.6		34.5	5.1
	-30	1.628		15.3	29.42	43.177	11.1	1		38.6		33.1	5.5
	-50	1.62		22.7	28.32	41.684	7.8	0.6		40		33.3	6.7
	-70	1.679		13.7	24.14	41.063	3.4	0.2	17.6	37.7		31.5	6.2
	-90	1.827		12.8	23.3	37.5	6.9	0.6	19.5	32.2		27.9	4.3
Årslev jb6	-10	1.51		10.4	28.97	42.728	15.7	2.3		42.5		37	5.5
	-30	1.628		11.9	26.97	42.033	17.4	1.7		38.5		33.9	4.6
	-50	1.591		20.4	23.69	44.507	11.2	0.3		40.9		35.2	5.7
	-70	1.664		19.5	25.85	45.651	8.8	0.2		38.2		33.1	5.1
	-90	1.616		18.6	27.17	42.533	11.6	0.2		40		33.8	6.2
Rønhave jb6	-10	1.431		14.2	34.07	41.233	8.4	2.1		45.9		39.5	6.4
	-30	1.607		14.3	35.78	41.419	6.7	1.8		39.5		34.8	4.7
	-50	1.548		19.5	33.84	40.158	6	0.5		42.2		34.4	7.8
	-79	1.678		17.5	30.43	44.77	7	0.3		37.7		31.5	6.2
	-90	1.68		17.5	33.8	43.198	5.2	0.3		37.9		31.6	6.3
Askov jb6	-10	1.525		10.7	23.53	39.767	23.4	2.6		40.3		38.2	2.1
	-30	1.577		11.9	22.51	39.686	24.2	1.6		39.1		35.5	3.6
	-50	1.434		24.4	21.41	42.293	11.3	0.6		44.4		39.1	5.3
	-70	1.531		22.6	21.05	38.549	17.3	0.5		42.7		36.7	6
	-90	1.568		24.2	23.52	40.377	11.1	0.5		41.6		36.6	5
Kalø jb7	-10	1.695		17.5	25.15	33.947	22.1	1.4		35.9		32.5	3.4
	-30	1.656		19.4	24.25	33.347	21.7	1.3		37.5		33.2	4.3
	-50	1.62		26.6	22.21	30.693	21.9	0.5		39.7		35.7	4
	-70	1.599		36.7	21.32	24.277	15.6	0.4	1.8	41.1		39	2.1
	-90	1.638		24	24.94	18.063	9.2	0	23.8	39.7		37.8	1.9
Ø. Ulslev jb7	-10	1.67		15.3	26.09	34.107	21.1	2.3		36.4		34.3	2.1
	-30	1.581		16.3	26.94	32.756	22.2	1.9		40.3		35.7	4.6
	-50	1.611		15.5	23.17	36.233	24.5	0.4		39.7		31.9	7.8
	-79	1.641		13.4	22.26	37.144	26.7	0.4		38.7		31.9	6.8
	-90	1.774		11.4	17.8	30.995	25.7	0	14.2	34		28.5	5.5
Højer jb7	-10	1.243		18.1	42.07	36.63	0.4	0.2		52.7		43.1	9.6
	-30	1.336		12.2	49.61	34.286	0.2	1.9	1.8	49.4		43.4	6
	-50	1.258		7.7	30.65	59.551	0	0.4	1.8	52.5		48.2	4.3
	-70	1.487		6.6	21.74	70.263	0	0.3	1.1	44		40.8	3.2
	-90	1.496		5.6	16.81	76.193	0.1	0.3	1	43.3		41.1	2.2

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

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

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

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

Administration
Afdeling for Arktisk Miljø
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Systemanalyse

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

Afdeling for Ferskvandsøkologi
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi

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

Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

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

Nr./No. 2009

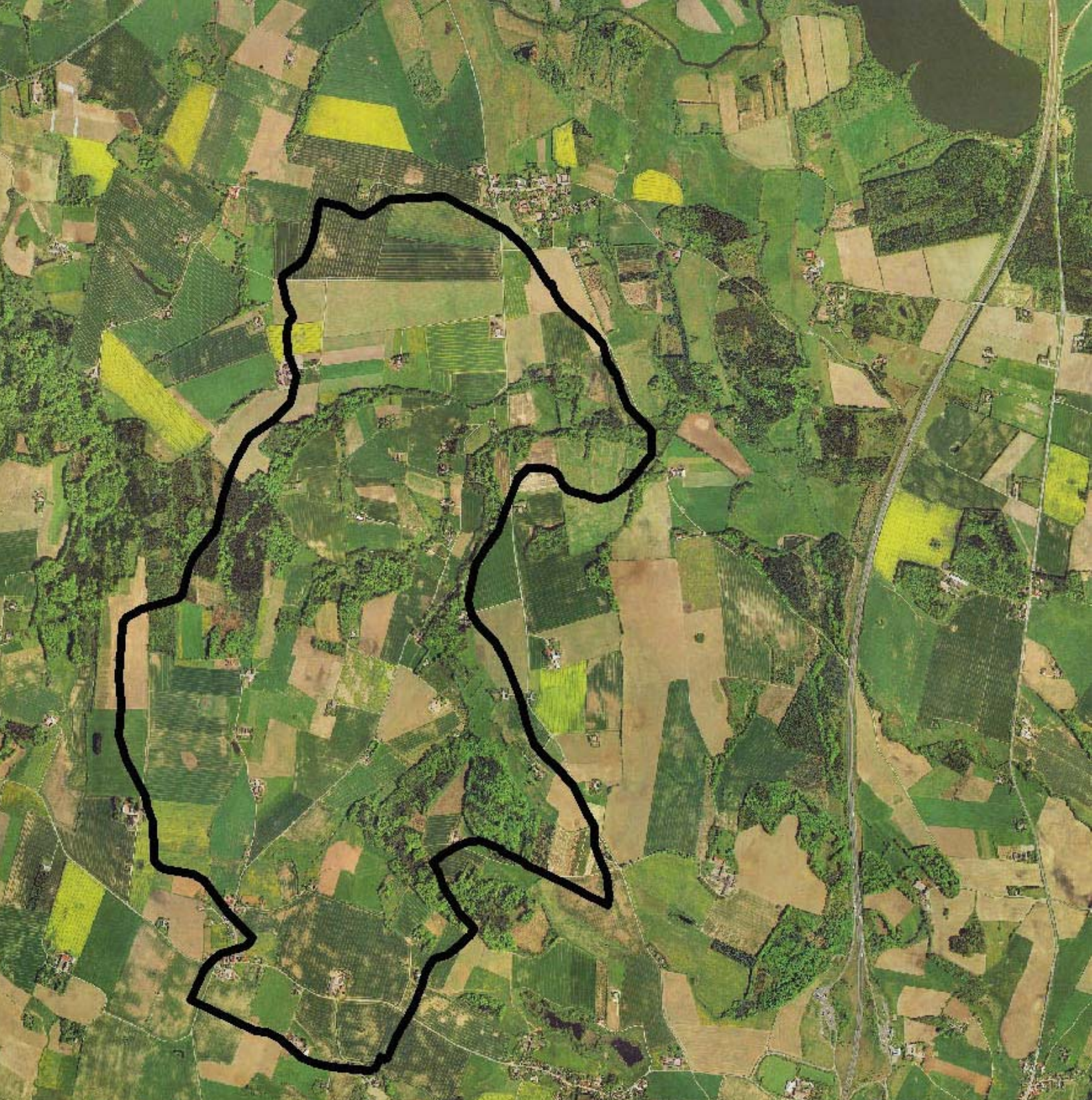
- 716 Annual Danish informative inventory report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2007.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrechtsen, R. & Hjelgaard, K. 498 pp.
- 714 Vandmiljø og Natur 2007. NOVANA. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning.
Af Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Bijl, L. van der, Svendsen, L.M., Grant, R., Bøgestrand, J., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Dahl, K., Josefson, A.B., Ejrnæs, R., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 118 s.
- 713 Arter 2007. NOVANA.
Af Søgaard, B. & Asferg T. (red.). 140 s.
- 712 Terrestriske Naturtyper 2007. NOVANA.
Af Ejrnæs, R., Nygaard, B., Fredshavn, J.R., Nielsen, K.E. & Damgaard, C. 150 s.
- 711 Vandløb 2007. NOVANA.
Af Bøgestrand, J. (red.). 108 s.
- 710 Søer 2007. NOVANA.
Af Jørgensen, T.B., Clausen, J., Bjerring Hansen, R., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Jeppesen, E. 68 s.
- 709 Landovervågningsoplände 2007. NOVANA.
Af Grant, R., Pedersen, L.E., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. 128 s.
- 708 Atmosfærisk deposition 2007. NOVANA.
Af Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B. & Monies, C. 97 s.
- 707 Marine områder 2007 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA.
Af Dahl, K. & Josefson, A.B. (red.) 113 s.
- 706 Beregning af naturtilstand for vandhuller og mindre søer. Tilstandsvurdering af Habitatdirektivets søtyper.
Af Fredshavn, J.F., Jørgensen, T.B. & Moeslund, B. 38 s.
- 705 Hazardous substances and heavy metals in the aquatic environment. State and trend, 1998-2003.
By Boutrup, S. (ed.), Fauser, P., Thomsen, M., Dahllöf, I., Larsen M.M., Strand, J., Sortkjær, O., Ellermann, T., Rasmussen, P., Jørgensen, L.F., Pedersen, M.W. & Munk, L.M. 44 pp.
- 704 Contaminants in the traditional Greenland diet – Supplementary data.
By Johansen, P., Muir, D., Asmund, G. & Riget, F. 22 pp.
- 703 Projection of Greenhouse Gas Emissions 2007 to 2025.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Gyldenkærne, S., Lyck, E., Plejdrup, M., Hoffmann, L., Thomsen, M., Fauser, P. 211 pp.
- 702 Rastende vandfugle i Margrethe Kog og på forlandet vest for Tøndermarsken, 1984-2007.
Af Laursen, K., Hounisen, J.P., Rasmussen, L.M., Frikke, J., Pihl, S., Kahlert, J., Bak, M. & Amstrup, O. 78 s.
- 700 Drivhusgasopgørelse på kommuneniveau. Beskrivelse af beregningsmetoder.
Af Nielsen, O.-K., Winther, M., Gyldenkærne, S., Lyck, E., Thomsen, M., Hoffmann, L. & Fauser, P. 104 s.
- 699 Omsætning af formalin i danske dambrug.
Af Sortkjær, O., Pedersen, L-F. & Ovesen, N.B. 126 s. (2008)
- 698 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2008.
By Glahder, C.M., Asmund, G. & Riget, F. 30 pp.

2008

- 697 OML-spredningsberegninger på basis af 10 års meteorologi i relation til Luftvejledningen.
Af Løfstrøm, P. & Olesen, H.R. 35 s.
- 696 Beregning af skovtilstand – tilstandsvurdering af Habitatdirektivets skovtyper.
Af Fredshavn, J.R., Johannsen, V.K., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E. & Rune, F. 48 s.
- 695 Værdisætning af natur- og kulturgoder. Et metodestudie af betydningen for ændringer i skala og betalingsformat. Af Hasler B., Jacobsen, J.B., Lundhede, T.H., Martinsen, L., Thorsen, B.J. 78 s.

OPLANDSMODELLERING AF VAND OG KVÆLSTOF I UMÆTTET ZONE FOR OPLANDET TIL HORNDRUP BÆK

Horndrup Bæk-oplandet er et af fem oplande, hvor der er foretaget modellering af vandtransporten og kvælstofudvaskningen fra rodzonen i oplandet. Hertil er anvendt rodzonemodellen Daisy. Dette er en én-dimensionel model. Den kan derfor ikke direkte anvendes på et opland, og det har været nødvendigt at udvikle en opskaleringsprocedure. Første trin var at sætte Daisy op på fem jordvandsstationer i oplandet. Der er foretaget meget få kalibreringer af modellen, og disse har været ensartede for alle stationerne i oplandet og ligeledes ensartede med kalibreringerne i de øvrige oplande. Næste trin var at brede Daisy ud til oplandet ved hjælp af et sæt GIS-baserede kort. Der er indhentet et jordtypekort, og Daisy-opsætningerne på jordvandsstationerne er bredt ud til jordtyperne i oplandet. Herefter er der lagt et markkort med 18 års landbrugsdata ned over jordkortet, og til slut er der lagt et 50*50 m gridnet ned over de sammenstemte kort. Sidste trin var at gennemføre Daisy-modelleringen for hvert gridpunkt i oplandet. Ved denne procedure er der modelleret en vandbalance for Horndrup Bæk-oplandet, som svarer til målinger i vandløbet. Endvidere er høstudbytte modelleret tilfredsstillende i forhold til oplyste udbytte i oplandet. Den modellerede kvælstofbalance for rodzonen ser fornuftig ud, men hvor godt den beskriver de faktiske forhold kan først vurderes, når rodzonemodelleringen kobles med en grundvandsmodellering.



OPLANDSMODELLERING AF VAND OG KVÆLSTOF I UMÆTTET ZONE FOR OPLANDET TIL HORNDRUP BÆK

Faglig rapport fra DMU nr. 717 2009



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET

