

Standardopstillinger til Daisy-modellen

Vejledning og baggrund

Udarbejdet af:

DHI - Institut for Vand og Miljø
Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole
Dansk Jordbrugsforskning
WaterTech
Landbrugets Rådgivningscenter

Version 1.2
April 2006

Bedes citeret:

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. Version 1.2, april 2006. DHI Institut for Vand og Miljø. 62 pp.

Indhold

1	Modelværktøjerne	1
1.1	DAISY-modellen	1
1.1.1	Modeludvikling	1
1.1.2	Modelbeskrivelse	1
1.1.3	Daisy-koden	3
1.1.4	Modelvalidering og modelanvendelse	4
1.2	DAISY-GIS	4
2	Valg af klima- og depositionsdata	9
2.1	Nedbør	9
2.1.1	Begrundelse	9
2.1.2	Standardopstilling	9
2.1.3	Mulige afvigelser	10
2.1.4	Dokumentationskrav	10
2.1.5	Tilknyttet usikkerhed	10
2.2	Globalstråling og lufttemperatur	11
2.2.1	Begrundelse kort	11
2.2.2	Standardopstilling	11
2.2.3	Dokumentationskrav	11
2.2.4	Tilknyttet usikkerhed	11
2.2.5	Mulige afvigelser	12
2.3	Potentiel fordampning	13
2.3.1	Begrundelse kort	13
2.3.2	Standardopstilling	14
2.3.3	Mulige afvigelser	14
2.3.4	Dokumentationskrav	14
2.3.5	Tilknyttet usikkerhed	14
2.4	Deposition	14
2.4.1	Begrundelse	14
2.4.2	Standardopstilling	14
2.4.3	Mulige afvigelser	16
2.4.4	Dokumentationskrav	16
2.4.5	Tilknyttet usikkerhed	16
3	Opvarmningsperiode	16
3.1.1	Begrundelse	16
3.1.2	Standardopstilling	16
3.1.3	Mulige afvigelser	17
3.1.4	Dokumentationskrav	17
3.1.5	Tilknyttet usikkerhed	17
4	Parameterisering af rodzonen	17
4.1	Parameterisering af jordens hydrauliske egenskaber	17
4.1.1	Datagrundlag	17
4.1.2	Standardopstilling	17
4.1.3	Mulige afvigelser	19
4.1.4	Dokumentationskrav	20
4.1.5	Tilknyttet usikkerhed	20
4.2	Valg af nedre rand	20

4.2.1	Begrundelse.....	20
4.2.2	Standardopstilling.....	21
4.2.3	Kalibreringsmuligheder/ mulige afvigelser.....	24
4.2.4	Dokumentationskrav	24
4.2.5	Tilknyttet usikkerhed.....	24
4.3	Jordtypebestemt roddebyrde.....	25
4.3.1	Begrundelse.....	25
4.3.2	Standardopsætning for jordtyperne JB1-JB8	25
4.3.3	Mulige afvigelser.....	26
4.3.4	Dokumentationskrav	26
4.3.5	Tilknyttet usikkerhed.....	26
4.4	Parameterisering af model for omsætning af jordens organiske stof.....	26
4.4.1	Begrundelse.....	26
4.4.2	Standardopstilling.....	27
4.4.3	Mulige afvigelser.....	27
4.4.3	Dokumentationskrav	30
4.4.4	Tilknyttet usikkerhed.....	30
5	Afgrødebeskrivelser	32
5.1	Definition af afgrødefølger.....	32
5.1.1	Standardopsætninger baseret på brugstyper/jordtyper/regioner i Danmark.....	32
5.1.2	Mulige afvigelser.....	33
5.1.3	Dokumentationskrav	33
5.1.4	Tilknyttet usikkerhed.....	33
5.2	Dyrkningsbeskrivelser for enkeltafgrøder.....	33
5.2.1	Standardopsætninger baseret på brugstyper/jordtyper/ regioner i Danmark ?.....	33
5.2.2	Mulige afvigelser.....	41
5.2.3	Dokumentationskrav	41
5.2.4	Tilknyttet usikkerhed.....	41
5.3	Parameterisering af organiske gødninger	41
5.3.1	Standardopsætninger	41
5.3.2	Mulige afvigelser.....	44
5.3.3	Dokumentationskrav	44
5.3.4	Tilknyttet usikkerhed.....	45
5.4	Korrektion af afgrødemodulernes udbytteberegning	45
5.4.1	Begrundelse kort	45
5.4.2	Registrering af udbyttens niveau	45
5.4.3	Sammenligning af udbyttens niveauer.....	46
5.4.4	Kalibrering af afgrødemodeller	46
5.4.5	Tilknyttet usikkerhed.....	49
5.4.6	Dokumentationskrav	49
5.4.7	Tilknyttet usikkerhed.....	49
6	Resultatanalyse.....	49
6.1	Beskrivelse af output.....	49
6.1.1	Vandbalance	50
6.1.2	Nitrogen Balance.....	50
6.1.3	Høstudbytter	52
6.1.4	Aggregerende resultatanalyser	52
6.2	Standardcheck, der altid skal udføres.....	57
6.2.1	Vandbalance	57
6.2.2	Tilførsler af N, ammoniakfordampning og denitrifikation	57

6.2.3	Høstudbytter	57
6.2.4	Ændringer i de organiske puljer	57
6.3	Krav til resultatpræsentation	58
6.4	Krav til usikkerhedsvurdering	58
7	Referencer	59

Appendix

A1	Analyse af klimadata
A2	Tilgængelige datakilder vedrørende jordprofiler
A3	Pedotransfer-funktioner
A4	Jordbundsdata fra bibliotek
A5	Initialisering og parameterisering af jordens organiske puljer
A6	Afgrødefølger – eksempler
A7	Dyrkningsbeskrivelser for udvalgte afgrøder
A8	Dyrkningsbeskrivelser fra bibliotek
A9	Generelle udbytniveauer af tørstof og kvælstof
A10	Validering

Forord

Der er i Danmark et stadigt stigende behov for at kunne gennemføre konsistente N-udvaskningsberegninger på ejendoms-, oplands- og amtsniveau i forbindelse med grundvandszoner, indsatsplanlægning og VVM-undersøgelser. Den almindeligt anvendte metode i øjeblikket er Simmelsgaards regressionsligning (Simmelsgaard et al., 2000). Denne metode har imidlertid en række begrænsninger, der har gjort det hensigtsmæssigt at forsøge at finde en anden metode, der kan bruges på enkelte bedrifter.

Der eksisterer en række avancerede modeller til beregning af kvælstofudvaskning. Den mest benyttede model til danske forhold er DAISY (Hansen et al., 1990; Abrahamsen og Hansen (2000), udviklet på den Kongelige Veterinær & Landbohøjskole (KVL). DAISY har været under udvikling og aftestning siden slutningen af 80'erne og har været igennem en række internationale validerings-øvelser, som beskrevet i afsnit 1.1.4. Der foreligger desuden en lang række gode resultater fra studier, hvor denne model har været anvendt. Modellens troværdighed i forskningssammenhæng er derfor høj, og anvendeligheden i en lang række forskellige situationer er dokumenteret.

Erfaringen er, at resultatet af avancerede modeller ikke er uafhængigt af brugeren. Modellen har behov for en række drivvariable, og der indgår en række parametre, som brugeren skal tage stilling til. En standardisering af modelparameteriseringen og procedurer er derfor meget vigtig, idet modelberegningerne skal udføres ensartet i alle amter og af alle brugere (amtsmedarbejdere, konsulenter mm). Denne rapport er en beskrivelse af, hvad rapportens forfattere mener, der skal til, for at gennemføre en sådan standardisering. Lignende standardiseringer eksisterer for de pesticidmodeller, der benyttes inden for EU ved ansøgning om optagelse i Annex 1 (FOCUS, 2000), og i dansk sammenhæng f.eks. ved udviklingen af en Ståbi i Grundvandsmodellering (GEUS Rapport 2001/56).

I projektet er udviklet en modelvejledning samt biblioteker af jordtype- og afgrødebeskrivelser som kan lette en operationel anvendelse af DAISY for brugere (amtsmedarbejdere og konsulenter). Biblioteker og model sammenknyttes i en brugerflade, bygget over den nuværende DaisyGIS-flade. Det er imidlertid også muligt at bruge biblioteker mm. direkte fra DAISY-modellen uden brugerfladen.

Arbejdet er foregået i et tæt samarbejde mellem Merete Styczen, DHI – Institut for vand & Miljø, Søren Hansen, Lars Stoumann Jensen, Henrik Svendsen og Per Abrahamsen, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, Christen Duus Børgesen, Dansk JordbrugsForskning, Christian Thirup, WaterTech og Hans Spelling Østergaard, Landbrugets Rådgivningscenter. Opgaven er finansieret af Miljøstyrelsen, Fyns Amt, Århus Amt, Nordjyllands Amt, Sønderjyllands Amt og Storstrøms Amt samt Landbrugets Rådgivningscenter.

Denne rapport opdateres to gange pr år i samråd mellem Merete Styczen og Robert Poulsen, DHI Institut for Vand og Miljø, Søren Hansen, KVL, Christen Duus Børgesen, DJF, Gitte Blicher Mathiesen, DMU, Hans Østergaard, Dansk Landbrug, Landscentret, Karin Hvidbjerg Nilsson, Århus amt og Thorben Jørgensen, Fyns Amt. DHI Institut for Vand og Miljø koordinerer opdateringerne. Forslag og rettelser kan sendes til mes@dhigroup.com. Rapporten er tilgængelig på <http://www.dhigroup.com/Software/WaterResources/DaisyGIS/DaisyStandard/DaisyStandard.aspx> og <http://www.dina.kvl.dk/~daisy/>. Daisykoden er tilgængelig på sidstnævnte link.

1. Del - Modelværktøjer

1 Modelværktøjerne

1.1 DAISY-modellen

Daisy er en matematisk model, der kan simulere og integrere processer i jord, planter og atmosfære. Ud fra målte klimavariabler og data for dyrkningspraksis, samt kendte parametre for henholdsvis jord og vegetation, kan modellen bl.a. beregne planteproduktionens størrelse samt vandbalance og kvælstofbalance for den enkelte mark. Modellen kan således simulere, hvorledes forskellige dyrkningssystemer og forskellig dyrkningspraksis influerer på planteproduktion såvel som på ressourceudnyttelse og miljøbelastning, herunder udvaskning af kvælstof og pesticider fra rodzonen. Daisy modellen har derfor et stort anvendelsespotentiale dels som videnskabeligt analyseværktøj og dels som administrativt planlægningsværktøj på forskellige niveauer.

1.1.1 Modeludvikling

Daisy modellen er udviklet ved Institut for Jordbrugsvidenskab igennem en række nationale og internationale forsknings- og udviklingsprojekter siden 1985. Den første version af Daisy blev udviklet i et projekt under NPO-programmet (1986-1990), der blev iværksat med baggrund i NPO-redegørelsen fra 1984 og en Folketingsbeslutning i 1985, og endvidere i et EU Projektet: Nitrate in Soil (1988-1990).

Daisy er siden videreudviklet i en række nationale og internationale projekter: Det Strategiske Miljøforskningsprogram I (1992-1996), EU Phare Projekt (1992-1995), Dina Projekt (1995-2002). EU Projekt (Assessment of Uncertainty) under EUs 4. Rammeprogram (1995-1998), Det Strategiske Miljøforskningsprogram II (1996-2000), AGROVAND Projektet–DaisyGis (1996-2001), Remote Sensing Projekt (1996-2001). Der arbejdes fortsat med forskning og videreudvikling af Daisy i en række nationale og internationale projekter.

1.1.2 Modelbeskrivelse

Daisy er en endimensional, deterministisk og dynamisk model med indbygget mulighed for distribueret anvendelse. Modellen drives af vejrdata, og den kræver parametre for henholdsvis jord og vegetation, samt data om dyrkningspraksis, herunder sædskifte, gødskning, vanding og jordbehandling. Som vist i Figur 1. omfatter Daisy tre moduler, viz. et bioklimatisk modul; et vegetationsmodul; og et jordmodul.

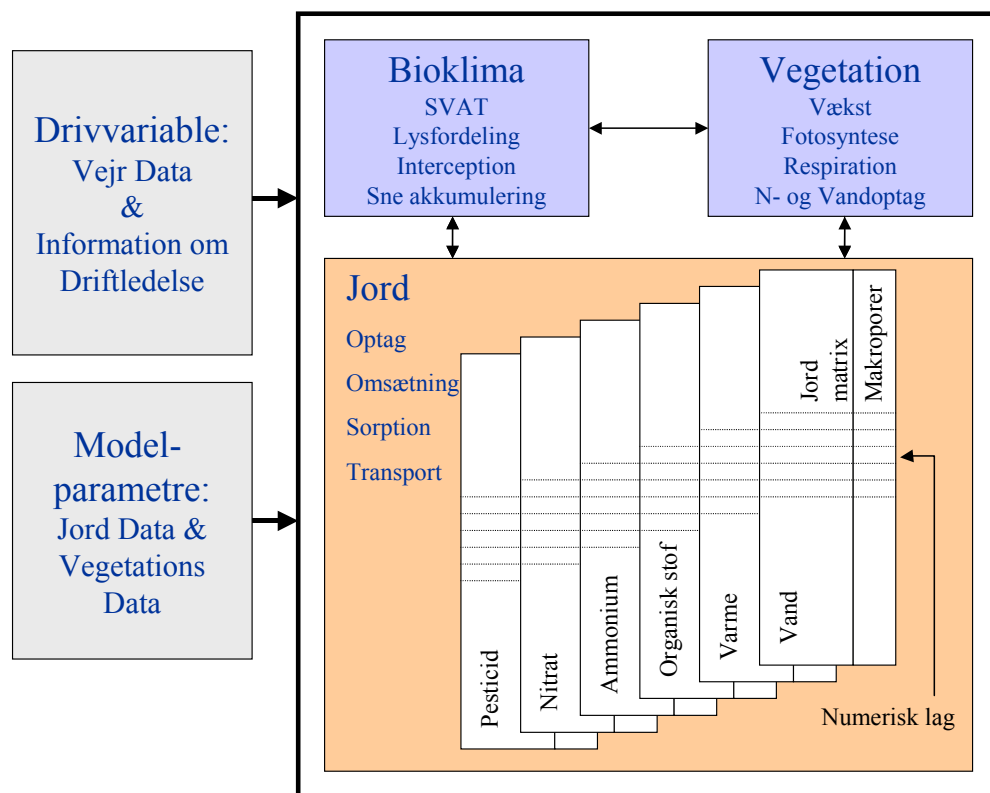
Det bioklimatiske modul

Det bioklimatiske modul håndterer

1. udvekslingen af vand, kuldioxid, kvælstof og pesticider mellem jord-vegetation-atmosfære,
2. interception af fotosynteseaktiv stråling i vegetationen
3. overfladeprocesser såsom akkumulering af sne, snesmeltning samt,
4. magasinering af vand, kvælstof, pesticider og organisk stof på jordoverfladen.

Vand tilføres systemet (det bioklimatiske modul) som nedbør (regn, vanding, sne) og forlader systemet som evapotranspiration (fordampning), overfladeafstrømning eller infiltration. Evapotranspiration omfatter transpiration fra vegetation, evaporation af jordvand, evaporation af vand magasineret på jordoverfladen, på overfladen af vegetationen eller i et snedække.

En jord-vegetation-atmosfære transfer model (SVAT) beregner de forskellige evaporative fluxe mellem jord-afgrøde og atmosfære. Daisy understøtter forskellige modelbeskrivelser, idet såvel en omfattende netværksmodel med transportmodstande såvel som en simpel approximativ modelløsning er implementeret. Denne Ståbi beskriver kun anvendelsen af den simple af de to delmodeller. Det bioklimatiske modul vekselvirker med vegetationsmodul gennem vegetationsdækket (canopy), som kan bestå af en vegetation af en eller flere plantearter (intercropping).



Figur 1.1 Skematisk præsentation af Daisy-modellen.

Vegetationsmodul

Vegetationsmodul inkluderer et antal forskellige afgrødemodeller. De aktuelt implementerede modeller simulerer fotosyntese i vegetationen, assimilatorfordeling og respiration. Vigtige karaktertræk for afgrødemodellerne er, at de er i stand til at beregne variationer over tid i bladarealindex (LAI), roddybde, rodlængdetæthed, tørstofproduktion, og afgrødens kvælstofbehov, idet disse informationer er nødvendige i andre dele af Daisy-modellen.

Jordmodul

Jordmodul i Daisy omfatter dynamiske modeller for jordvand, jordvarme, organisk stof i jord (kulstof og kvælstof), nitrat, ammonium og pesticider. Jordprofilen omfatter et antal horisonter, som hver er karakteriseret ved et antal jordparametre. Derudover er jordprofilen opdelt i et antal (numeriske) lag karakteriseret ved jordparametre for den horisont, som de hver især tilhører, og desuden karakteriseret ved deres indhold af vand, varme, organisk stof,

ammonium og pesticid. Jordvand, nitrat, ammonium og pesticid kan transporteres og optages af planterne.

Modellen for jordvarme tager højde for transport af varme dels ved konduktion og dels ved konvektion, og den kan desuden håndtere frysning og optøning af vand. Organisk stof, nitrat og ammonium såvel som pesticid i jorden kan undergå transformationsprocesser.

Modellen for transformation af organisk stof opererer med tre forskellige typer af organisk stof, nemlig

1. Nyligt tilført organisk stof (AOM),
2. levende mikrobiel biomasse (SMB), og
3. naturligt ikke-levende organisk stof (SOM).

Modellen beregner CO₂ afgivelse, ammonifikation, og immobilisering af nitrat og ammonium. Derudover beregnes adsorption og nitrifikation af ammonium, og denitrifikation af nitrat. Modellen for vand og stoftransport simulerer transport i såvel jordmatricen som i makroporer. I den nuværende version betragtes adsorption som en øjeblikkelig reaktion, men en modelkomponent for simulering af adsorptionskinetik er under udvikling.

Forholdene i bunden af jordprofilen (de nedre grænsebetingelser) vil kunne influere på transportprocesser i jorden. Den mest almindeligt forekommende nedre grænsebetingelse for transport skal derfor specificeres, e.g. interaktion med grundvand eller en betingelse karakteriseret ved gravitationsstrømning, når grundvand ikke influerer på strømmingen i den betragtede jordprofil.

Særlige beregninger foretages i situationer med drænledninger, og i tilfælde af højtliggende grundvand skal positionen af dette være kendt. Modellen kan opfattes som en samling af processer, og for at anvende modellen skal de enkelte procesmodeller initialiseres og parameteriseres. Ud fra modellens resultater kan opstilles balancer for henholdsvis vand, organisk stof (kulstof og organisk kvælstof), nitrat, ammonium og pesticider.

1.1.3 Daisy-koden

Daisy modellen er for nyligt blevet omkodet, hvorved modellen er udviklet til et åbent software system, som understøtter hurtig udskiftning af procesmodeller, ligesom det også er blevet muligt at implementere modeller for nye processer. I en videnskabelig sammenhæng indebærer dette mulighed for hurtig testning af alternative procesbeskrivelser, og i en anvendelsesorienteret sammenhæng indebærer det mulighed for valg af procesbeskrivelser under hensyntagen til krav om nøjagtighed, tilgængelige data, eller tilgængelige ressourcer i form af regnekraft. Mulighederne for at implementere modeller for nye processer er bl.a. udnyttet ved at addere simulering af transformation og transport af agrokemikalier.

Det nye software system indebærer desuden andre udvidelser i forhold til den oprindelige version, bl.a. ved muligheder for simultan simulering af flere jordprofiler og mulighed for simulering af sammensatte vegetationer (intercropping). Endvidere understøtter det nye software system sammenkædning af Daisy med andre modelsystemer. Daisy kan således fungere som en komponent i en fuldstændig distribueret hydrologisk model (MIKE SHE) ved simulering af grundvandskvalitet inden for et afstrømningsområde. Den kan også anvendes sammen med en simpel grundvandsbeskrivelse (lineære reservoirs), der sender vand og stof videre til en å-model (MIKE BASIN). Endelig er der udviklet en GIS interface (DaisyGIS), som understøtter distribueret anvendelse af Daisy-modellen.

1.1.4 Modelvalidering og modelanvendelse

Daisy modellen er valideret i et stort antal komparative tests (Vereecken *et al.*, 1991; Hansen *et al.*, 1991a,c; Willigen, 1991; Diekkrüger *et al.*, 1995; Svendsen *et al.*, 1995; Smith *et al.*, 1997; Jensen *et al.*, 1997). Daisy modellen kan derfor betragtes som en yderst velafprøvet simuleringssmodel.

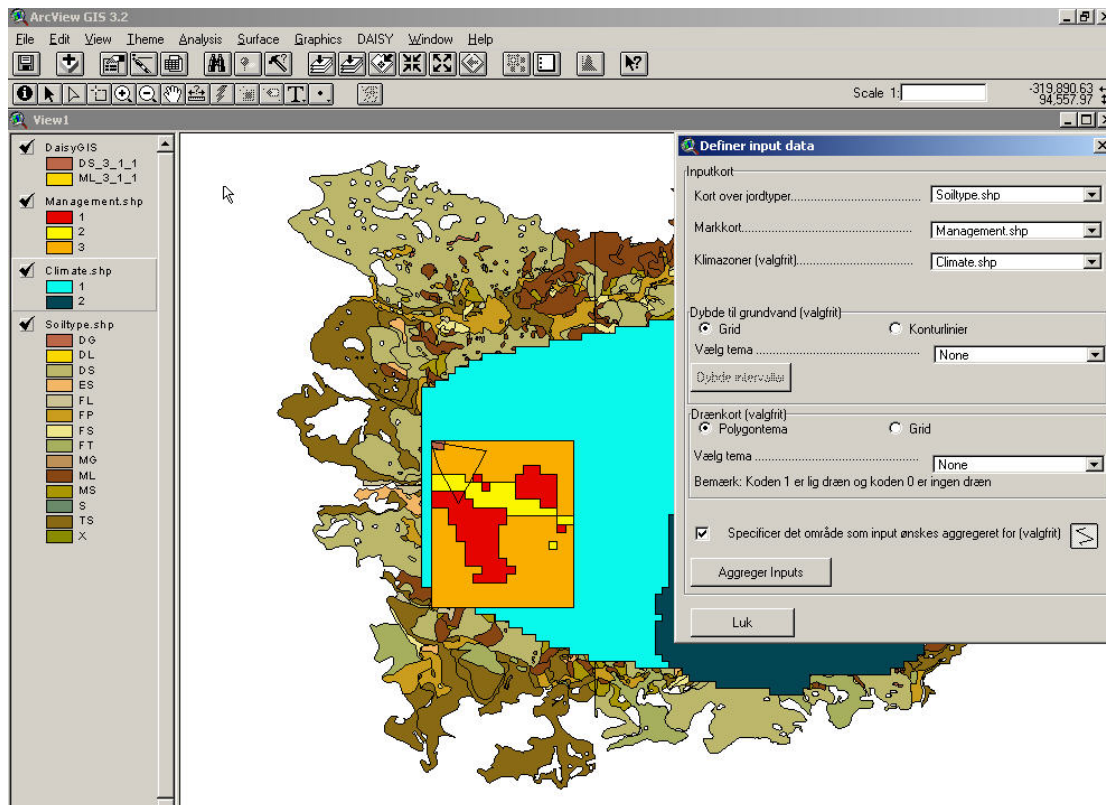
Daisy modellen har i øvrigt været anvendt i adskillige studier, herunder såvel videnskabelige studier som mere anvendelsesorienterede studier (e.g. Blicher-Mathiesen *et al.*, 1990; Blicher-Mathiesen *et al.*, 1991; Børgesen *et al.*, 2001; Djurhuus *et al.*, 1999; Hansen *et al.*, 1991b; Hansen *et al.*, 1992; Hansen and Svendsen, 1994, 1995a,b,c; ; Hansen *et al.*, 1999; Jensen and Østergaard, 1993; Jensen *et al.*, 1992; Jensen *et al.*, 1994a,b; Jensen *et al.*, 1996; Magid and Kølster, 1995; Mueller *et al.*, 1996; Petersen *et al.*, 1995; Refsgaard *et al.*, 1999; Styczen and Storm, 1993a,b; Thorsen *et al.*, 2001), se også Appendix 10.

1.2 DAISY-GIS

Der er i forbindelse med projektet udviklet en specialversion af DaisyGIS –brugerfladen, der letter de tiltag, der er beskrevet i denne stå-bi. Denne er beskrevet i DaisyGIS-bruger manual, August 2003, mens den generelle DaisyGIS findes i DaisyGIS User Manual (December 2001). Brugerfladen er ment som en genvej til Daisy-modellen. Den giver brugeren mulighed for at opsætte en række geo-refererede ”mark”-søjler gennem en GIS-baseret brugerflade ved hjælp af et begrænset antal menuer. For en række funktioner og parametre er de almindeligt anvendte standardværdier automatisk sat. Brugerfladen genererer det nødvendige filer til at kunne starte Daisy for de definerede ”mark”-søjler.

Avancerede Daisy-brugere kan ændre værdierne i de genererede filer eller ændre standardværdier ved at gå ”bagom” brugerfladen. Det er imidlertid forventningen at brugerfladen genererer de nødvendige filer til de mest almindelige modelanvendelser i Danmark, og omgivende lande, for afgrøder med definerede planteparametre. Hvis den anvendes andre steder eller for andre afgrøder, må brugeren sørge for at de specificerede planteparametre, der anvendes til beskrivelse af plantevæksten, er anvendelige og producerer rimelige resultater.

DaisyGIS kræver ESRI produktet ArcView® 3.2a eller en senere version. Den indeholder en tilvalgs-facilitet, der kræver Arcview® extention Spatial Analyst, men den øvrige del af DaisyGIS fungerer også, selv om Spatial Analyst ikke findes på PC'en. Det anbefales af DAISY GIS køres på en PC Pentium 200 MHz (eller mere) med mindst 48 MB RAM og minimum 25 MB fri diskplads



Figur 1.2 Aggregering af input i DAISY GIS brugerfladen.

Brugerfladens menuer anvendes til at specificere jordtyper, dyrkningsparametre og klima for det område, der skal undersøges. Et eksempel på dette er vist i Figur 1.2. For den enkelte kombination af klima, jord og dyrkningsparametre, kan man vælge standardværdier fra de udviklede biblioteker, eller man kan indsætte mere specifikke værdier for det enkelte opland. Med til jordtypen hører en definition af søjlens ”nedre rand”, dvs om jorden er drænet, er begrænset af et grundvandsspejl eller om der er fri dræning.

Når de nødvendige informationer er specificeret, vælges hvilke kombinationer, der ønskes beregnet, og hvilke ”resultatpakker”, der skal logges (Figur 1.3).

Brugerfladen giver mulighed for at vise resultaterne af beregningerne på forskellig måde. For en enkelt beregnings søjle kan resultaterne vises som tidsserier (Figur 1.4), som søjlediagram (Figur 1.5) over vand- og N-balancen, som ”billede” af balancerne (Figur 1.6). For flere beregnings søjler kan en enkelt parameter vises som et kort, som vist for udvaskningen i Figur 1.7. Der er desuden udviklet et specielt Excell-regneark til brug sammen med brugerfladen til udtræk af resultater fra permuterede søjler (afsnit 5.1.1)

Specificer output

Vælg kolonner

Jordtype	Dyrkning	Klima	Nedre rand	Befæst.	Kør	Resultat dybde [cm]
MLDrain2	HA	10350	Drain2	0	-	160
ML35cm	LA	10350	35cm	0	-	-45
MLDrain3	HA	10350	Drain3	0	-	150

Eksekver alle kolonner Standard resultat dybde: Res. dybde

Permuter valgte kolonner

Definer ønskede resultatpakker

Standardoutput til/fra.

Funktion	Eksekver
Water Balance	x
Nitrogen Balance	x
Harvest	x

Lagringsfrekvens:

Timelig Daglig Månedlig Årlig Dato [mm-dd]:

Aktiver kun lagring efter dato. Dato [åååå-mm-dd-tt]:

Simuleringsperiode or Resultatfolder:

Start [åååå-mm-dd]: Slut [åååå-mm-dd]:

Resultatfolder:

Logfil

Udskriv logfil for hver beregningskolonne

Misc.

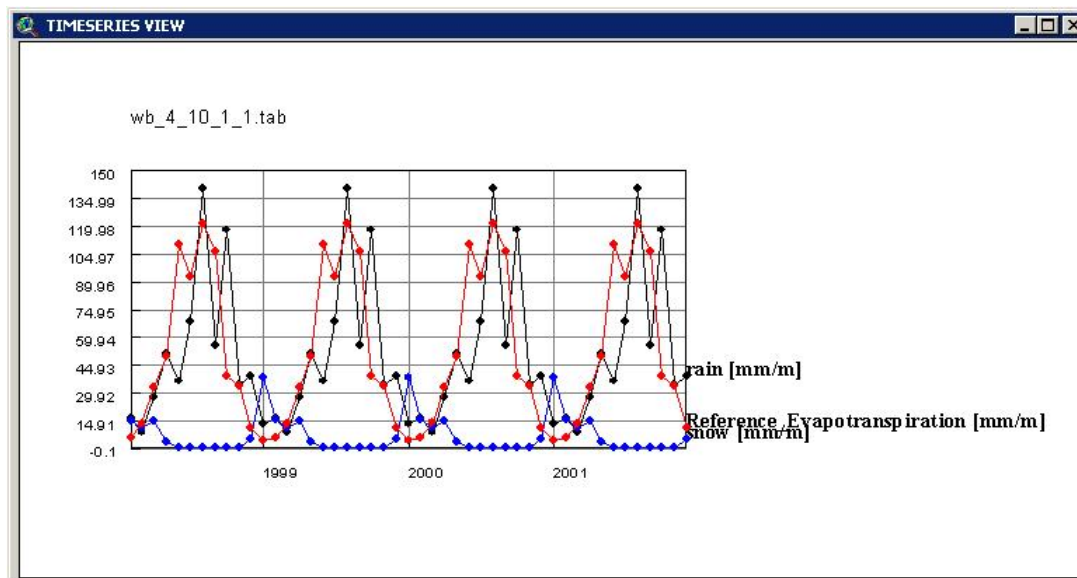
Vent med at starte Daisy, men lav bat-fil i output folderen.

Split batfilen i specificeret antal kørsler:

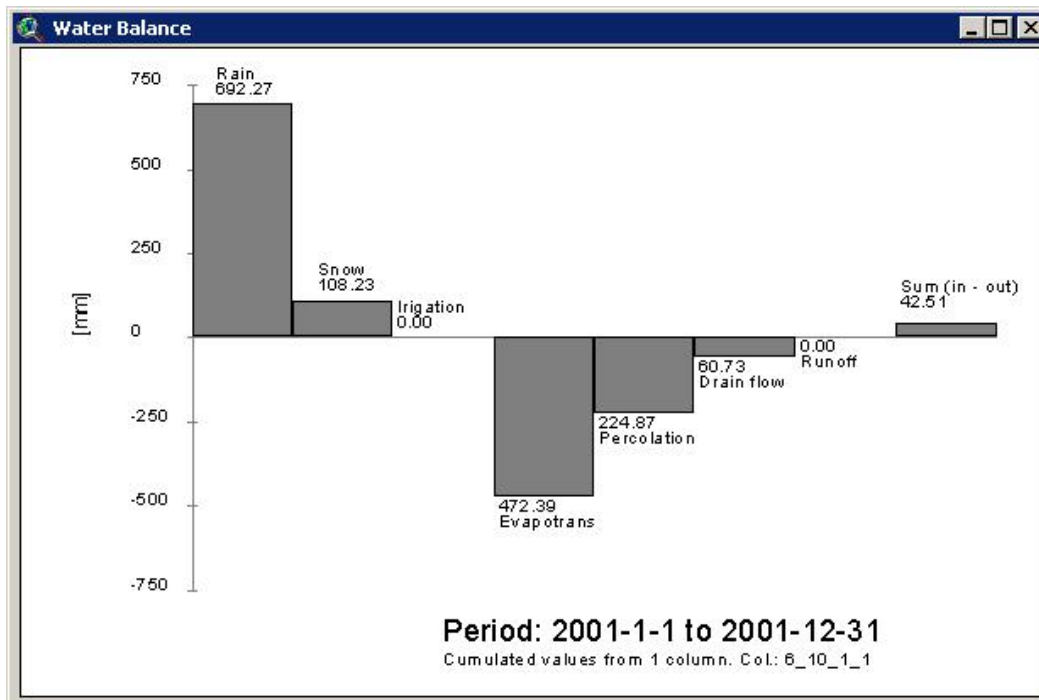
Ekstra output parametre

Specificer ekstra output parametre... Ekstra Parametre...

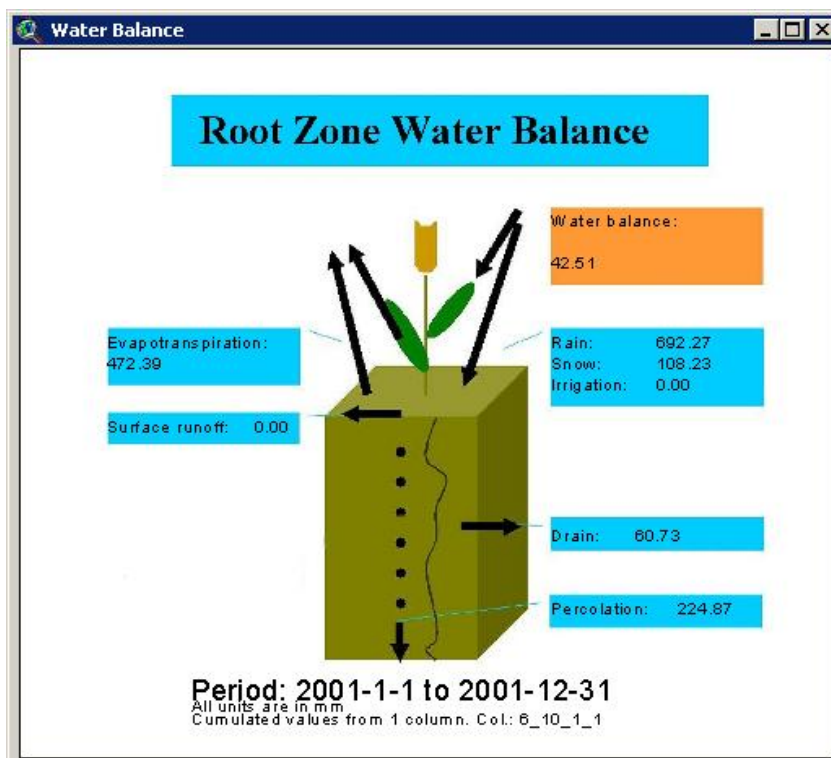
Figur 1.3 Resultatspecifikation i DaisyGIS. Der vælges kombinationer, resultat"pakker", lagringsfrekvens og simuleringsperiode.



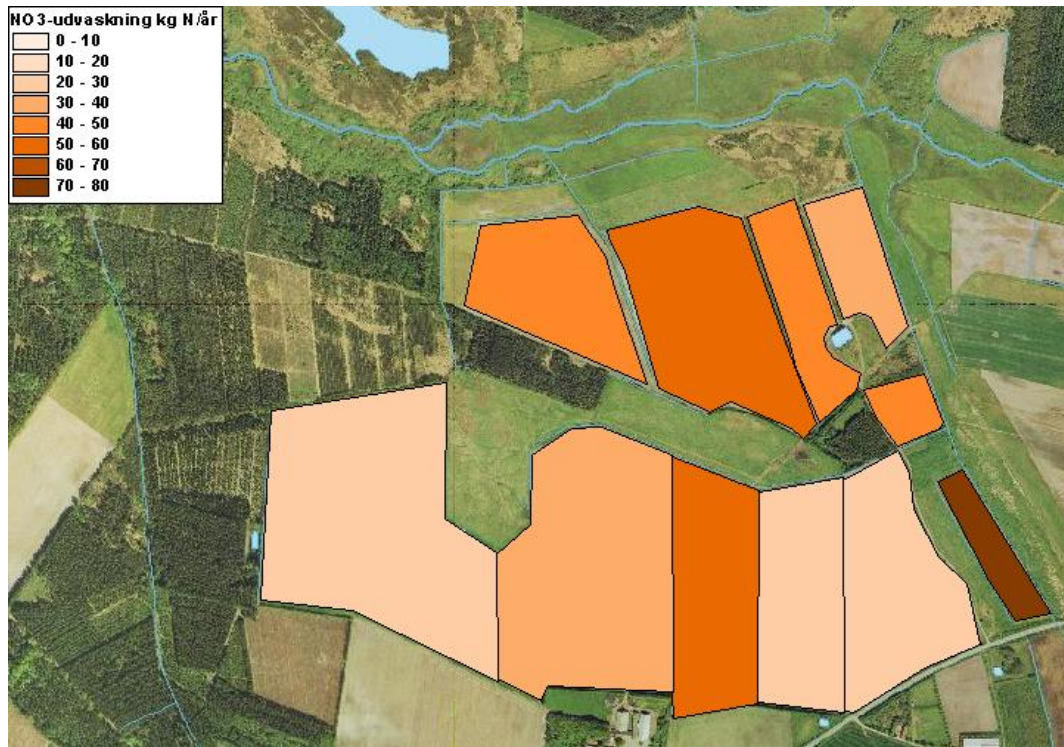
Figur 1.4 Regn, sne og referencefordampning vist som tidsserier (TIMESERIES VIEW).



Figur 1.5 Vandbalance vist som søjlediagram (BAR PLOT).



Figur 1.6 Samme vandbalance vist som "IMAGE PLOT".



Figur 1.7 Nitratudvaskning vist som kort (GRADUATED COLOR MAP).

2. Del – Ståbi

2 Valg af klima- og depositionsdata

2.1 Nedbør

2.1.1 Begrundelse

Nedbøren udgør et af hovedelementerne i markvandbalancen og får derved en direkte såvel som indirekte indflydelse på en række fysiske og biologiske processer i jord-plant-atmosfære systemet, herunder kvælstofudvaskningen. Nedbøren udviser stor variabilitet i såvel tid og rum og simuleringresultater kan være meget følsomme overfor variation i nedbøren. For at opnå troværdige og repræsentative simuleringresultater er det derfor nødvendigt at anvende lokal nedbør målt over en længere periode. Baseret på resultatet af baggrundsanalysen anbefales det at anvende *nedbør fra DMI's 10 km klimagrid*. Klimagrid vælges således at simuleringlokaliteten er beliggende indenfor griddet. Fordele ved at anvende disse data er at de er kvalitetskontrollerede og at de er lettilgængelige over hele landet som relativt lange tidsserier.

Data fra DMI's klimagrid er tilgængelig fra 1989. Data er følgelig tilgængelige for en periode på godt 10 år. Denne periode er karakteriseret af en meget betydelig variation i nedbøren, hvilket i sig selv er værdifuldt når repræsentativiteten af simuleringresultaterne skal vurderes. En periode på 10 år er imidlertid kort i forhold til et sædskifte på 5 år (fx vårbyg, vinterbyg, vinterraps, vinterhvede, vinterhvede). Det samlede simuleringresultat kan derfor blive meget afhængig af hvilken afgrøde i sædskiftet man begynder simuleringen med.

2.1.2 Standardopstilling

Ved en standardopstilling anvendes døgnværdier af nedbør fra det (de) nærmeste DMI 10 km klimagrid fra perioden 1-1-1990 til 31-12-2000. De fra DMI modtagne nedbørs data korrigeres i overensstemmelse med de af DMI anviste nedbørskorrekationer, Tabel 2.1.

Tabel 2.1 Standardværdier for nedbørskorrekationer [%], (Allerup et al., 1998).

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Annual Average
41	42	35	24	13	11	10	10	11	14	23	37	21

$$P_{\text{dag}} = P_{\text{dag}}^0 * (1 + \text{korr}_{\text{måned}}/100)$$

Hvor P_{dag}^0 er de rå værdier for dagsnedbør og $\text{korr}_{\text{måned}}$ er værdierne angivet i Tabel 2.1.

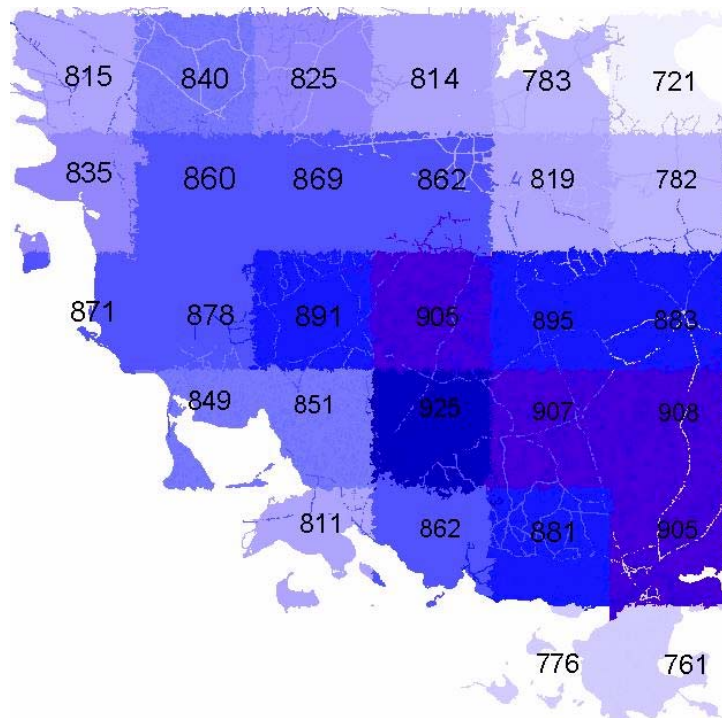
Ved simuleringerne roteres det valgte sædskifte således at alle afgrøder i sædskiftet forekommer i alle år i simuleringperioden, dvs. et sædskifte på 5 år medfører 5 simulationer. Dette er nærmere beskrevet i afsnit 5.1.1. Derved undgås effekter af, at en afgrøde kun findes i f.eks. våde år.

Simuleringresultaterne udgør en periode på 10 år, som trækkes ud af simuleringperioden. Simuleringresultaterne kan f.eks. være opgjort for perioden 1-4-1990 til 31-3-2000 (svarende til et agro-hydrologisk år) eller 1-9-1990 til 31-8-2000 (svarende til et gødningsår). Opgørelsesperioden bestemmes af formålet med simuleringerne.

2.1.3 Mulige afvigelser

Data fra en lokal klimastation kan anvendes. Dette kan f.eks. være hensigtsmæssigt hvis simuleringslokaliteten ligger i nærheden af grænsen mellem to klimagrid idet gridnedbøren mellem to grid kan være stærkt afvigende, se Figur 2.1.

Skaleret nedbør kan anvendes, se Appendix A1.2.6. Anvendelse af skaleret nedbør introducerer dog yderligere usikkerhed.



Figur 2.1 Korrigeret årlig nedbør (1991-2000) fra 10 km klimagrids på Sydvestfyn.

2.1.4 Dokumentationskrav

Ved anvendelse af standardopstilling refereres til datakilde. Ved anvendelse af lokale nedbørsdata beskrives stationens beliggenhed (og nummer, hvis måleren er en del af DMI's netværk), måleprocedure, procedure for kvalitetskontrol samt anvendt nedbørskorrektion. Beskrivelsen kan ske ved henvisning til publiceret reference. Ved anvendelse af skaleret nedbør skal skaleringsproceduren beskrives.

2.1.5 Tilknyttet usikkerhed

Gridnedbør er fremkommet ved en interpolationsprocedure og nedbørsfordelingen for døgnværdier afviger derfor fra den tilsvarende fordeling for direkte målt stationsnedbør, idet interpolationsproceduren resulterer i en udjævning af data. Denne udjævning vurderes kun at bidrage ubetydeligt til usikkerheden på simuleringsresultaterne.

Indenfor korte afstande kan der forekomme betydelige variationer i nedbør. En grid-nedbør kan derfor dække over en betydelig intern variation (sammenlign f.eks. Jydevad grid med Jydevad station i baggrundsanalysen, Appendix A1). Også mellem nabogrids kan der optræde en betydelig variation, jvf. Figur 2.1. Disse forhold kan bidrage med en betydelig usikkerhed på simuleringsresultaterne. Forskelle i perkolation som funktion af forskellen i gridnedbør er belyst i Appendix A1.

Nedbørskorrekktionerne er betydelige, specielt i vinterhalvåret. Usikkerheden på disse, som især er knyttet til fast nedbør, bidrager betydeligt til usikkerhed på simuleringresultaterne.

2.2 Globalstråling og lufttemperatur

2.2.1 Begrundelse kort

Globalstrålingen har stor betydning for planteproduktionen (specielt fotosyntesen) og for fordampningsprocessen. Tilsvarende har lufttemperaturen betydning for fordampningsprocessen og for en hel række biologiske processer i jord-plante-atmosfære systemet. For begge gælder, at de udviser en variation indenfor året der er stor sammenlignet den rumlige variation og variationen mellem årene. Globalstråling og lufttemperatur måles på et mindre antal klimastationer fordelt ud over landet og kan fås fra DMI's 20 km klimagrid. Der er flere stationer, der måler lufttemperatur, end stationer der måler globalstråling.

2.2.2 Standardopstilling

Døgnværdier af globalstråling og lufttemperatur indhentes fra de klimagrids, der indeholder et eller flere af de ovenfor beskrevne nedbørsgrids. Begge parametre indhentes for samme periode som nedbøren. Daisy's vejrfil består af 2 sektioner. Sektion 1 er en "header" (Tabel 2.2), der oplyser modellen om de vejrdata (Tabel 2.3) som findes i sektion 2, som er selve datasektionen. Sidstnævnte opbygges ved at flette globalstrålingsdata og lufttemperaturdata med nedbørsdata. I Boks 2.1 er givet et eksempel på hvordan en vejrfil kan opbygges.

2.2.3 Dokumentationskrav

Ved anvendelse af standardopstilling refereres til datakilde. Ved anvendelse af lokale data beskrives stationens beliggenhed (og nummer, hvis måleren er en del af DMI's netværk), måleprocedure samt kvalitetskontrol af data. Beskrivelsen kan ske ved henvisning til publiceret reference.

2.2.4 Tilknyttet usikkerhed.

Måling af såvel globalstråling som lufttemperatur er robuste målinger og usikkerheden på dem vurderes kun i ringe grad at bidrage til den samlede usikkerhed på simuleringresultaterne.

2.2.5 Mulige afvigelser

Data fra lokal klimastation kan anvendes.

Tabel 2.2 Sektion 1 af vejrfil. Indhold af standard headeren.

```
dwf-0.0
# The file must start with dwf-0.0 in order to be recognized.
# The file is divided into two sections, the first section contains general information about the weather data,
# the second the actual weather data. The general information have form of "keyword: value"
# All lines starting with # are comments. Empty lines are ignored

# General information about the station itself. The relevant information must be filled in

Station: Andeby
Elevation: 30 m
Longitude: 12 dgEast
Latitude: 55 dgNorth
TimeZone: 15 dgEast

# Information about the measurement conditions; reference corresponds to climate station conditions (short grass)

Surface: reference
ScreenHeight: 2 m

# Monthly correction factors for precipitation assuming shelter category B (moderate shelter)

PrecipCorrect: 1.41 1.42 1.35 1.24 1.13 1.11 1.10 1.10 1.11 1.14 1.23 1.37

# A description of the local temperature climate (this parametrization can be used for Danish climatic conditions)

TAverage: 7.7 dgC
TAmplitude: 8.5 dgC
MaxTDay: 208 yday

# Deposition parameters (wet & dry deposition). The best local estimates should be used

NH4WetDep: 0.72 ppm
NH4DryDep: 4.3 kgN/year
NO3WetDep: 0.72 ppm
NO3DryDep: 2.9 kgN/year

# General information about the available data. The dates must correspond to the actual time series

Begin: 1990-01-01
End: 2000-12-31
Timestep: 24 hours

# The two sections are separated by a line of dashes.
# The first line contains the names of each column of data, the second the dimensions.
-----
Year   Month  Day   GlobRad   AirTemp  Precip
year   month mday  MJ/m^2/d dgC      mm/d
```

Tabel 2.3 Data sektion af vejrfil. Vejrdata.

1990	1	1	8.1	-0.5	2.1
1990	1	2	3.5	0.2	0.0
1990	1	3	5.8	-1.0	0.0
1990	1	4	3.5	0.1	0.0
1990	1	5	4.6	5.3	0.0

Boks 2.1 Opbygning af vejrfil.

Globalstråling, temperatur og nedbør fra klimagrid leveres af DMI i separate tekstfiler. Disse filer flettes sammen til en fil med følgende indhold:

```
yyyy mm dd Si Ta P
```

hvor yyyy er årstal, mm er måneds nummer, dd er dag i måneden, Si er globalstråling i MJ/m²/d, Ta er lufttemperatur i °C og P er nedbør i mm. Sammenfletningen af de af DMI leverede tekstfiler kan nemt foretages i et regneark fx Excel. Først hentes de 3 tekstfiler ind i hvert sit ark herefter opbygges et nyt ark med ovenstående indhold ved reference til de relevante celler i de oprindelige ark og endelig gemmes resultatet i en tab-separeret tekstfil.

I Daisy's parameter bibliotek findes en fil kaldet "Std_Header.dwf". Denne fil hentes ind i en teksteditor og data fra den just skabte tab-separerede vejrfil kopieres ind bag headeren. Informationen i headeren rettes til så informationen er i overensstemmelse med de efter headeren følgende vejrdata.

I Tabel 2.2 er indholdet standard headeren vist. Stationsnavnet "Andeby" bør udskiftes med en reference til det aktuelle klimagrid. Ligeledes bør højde over havet samt længde- og bredegrad for det pågældende grid indsættes. Fejlen ved at bibeholde de foreslåede værdier for Andeby er dog yderst minimal. Nedbørskorrektion svarer til den anbefalede. Det foreslåede temperatur regime kan også med god tilnærmelse anvendes for hele landet. Depositionsparametrene bør justeres efter de lokale forhold. Ved afvigelser fra den anbefalede periode skal periodeangivelsen rettes.

2.3 Potentiel fordampning

2.3.1 Begrundelse kort.

I den standardiserede version af Daisy anvendes potentiel fordampning som den drivende kraft i fordampningsberegningerne. Den potentielle fordampning beregnes på basis af en referencefordampning og en såkaldt afgrødefaktor. Referencefordampningen beregnes vjh af Makkink's formel (Hansen 1984, Makkink 1987). Makkink's formel anvender globalstråling og lufttemperatur ved beregningerne af referencefordampningen. Afgrødefaktoren beregnes som et vægtet gennemsnit af en faktor for bar jord og en faktor for selve afgrøden. Vægtningen er afhængig af afgrødens bladarealindex (LAI).

2.3.2 Standardopstilling

I standardopstillinger anvendes standardværdier for jordfaktoren og afgrødefaktoren. Disse standardværdier (hhv. 1 og 1.15) findes som defaultværdier i Daisy-softwaren og i de tilhørende biblioteksfiler.

2.3.3 Mulige afvigelser

Referencefordampning kan beregnes eksternt og angives i Daisys vejrfil. Jordfaktorer og afgrødefaktorer kan angives individuelt.

2.3.4 Dokumentationskrav

Ved anvendelse af standardopstilling refereres til Daisy-softwaren med tilhørende versionsnummer. Ved anvendelse af eksternt beregnet referencefordampning angives beregningsmetode og datagrundlag. Ved anvendelse af individuelle jordfaktorer og afgrødefaktorer angives de anvendte faktorer og begrundelse for de trufne valg gives.

2.3.5 Tilknyttet usikkerhed

Makkinkmodellen til beregning af referencefordampningen er kalibreret på data fra KVL's klima- og vandbalancestation på Højbakkegård i Taastrup og tager ikke højde for systematiske afvigelser, der optræder pga. eventuelle afvigende vind- og luftfugtighedsforhold. Systematiske afvigelser fra kalibreringsforholdene på Højbakkegård kan specielt forventes i kystnære områder. Dette vil bidrage til usikkerhed. Imidlertid anses usikkerheden på ansættelsen af jord- og afgrødefaktorerne at være af større betydning. Samlet vurderes usikkerheden normalt ikke at overskride 20% på fordampningen.

2.4 Deposition

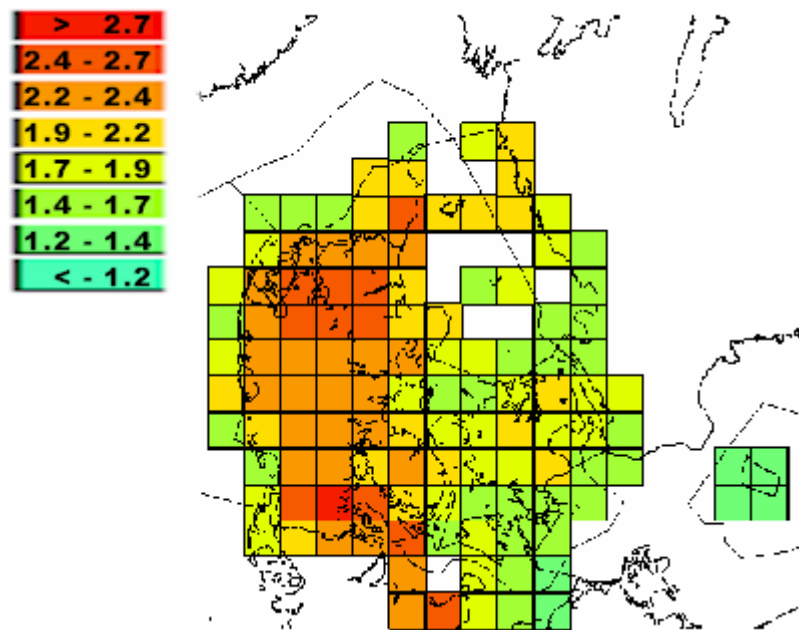
2.4.1 Begrundelse.

Kvælstofdeposition udgør et mindre men dog måleligt bidrag til kvæstofbalancen og ligger typisk i intervallet 13-27 kg N/ha med de største værdier i Jylland og de mindste værdier i den østlige del af landet (Ellermann et al. 2002). Kvælstofdepositionen finder sted som både tørdeposition og våddeposition og omfatter en række forskellige kvælstofforbindelse, herunder ammoniak, der findes i atmosfæren som en gas, ammonium, der enten er bundet til små partikler eller er opløst i vanddråber, samt kvælstofoxider og salpetersyre, der både findes som gasarter, opløst i regndråber og bundet til partikler. I Daisy skelnes mellem tørdeposition i form af ammoniak/ammonium forbindelse (NH_x) og tørdeposition i form af oxiderede kvælstofforbindelse (NO_x). Tilsvarende skelnes der mellem våddeposition i form af NH_x -forbindelser og NO_x -forbindelser.

2.4.2 Standardopstilling

Kvælstofdepositionen monitoreres løbende af DMU og landsdækkende totaldepositioner publiceres løbende. F.eks. i Ellermann et al. (2002) kan totaldepositionen for de enkelte dele af landet aflæses på et kort, som findes gengivet i Figur 2.2. DMU oplyser, at beregningerne er foretaget på 30 km-grids og at deres opgørelser på anden skala er omformninger af disse resultater. I forbindelse med en standardopstilling anvises følgende procedure. Totaldepositionen aflæses hos Ellermann et al (2002) eller i en senere tilsvarende publikation,

hvorefter de af Daisy krævede depositionsparametre (Tabel 2.2) beregnes som følger: 1) Tørdepositionen antages at udgøre 40% af totaldepositionen og våddepositionen udgør følgelig de resterende 60%; 2) Tørdepositionen af NH_x-forbindelser (NH₄DryDep) antages at udgøre 60% af den totale tørdeposition og tørdepositionen af NO_x-forbindelser (NO₃DryDep) udgør de resterende 40%; 3) Våddepositionen af NH_x-forbindelser og NO_x-forbindelser antages at udgøre hver 50% af den totale våddeposition; 4) Våddepositionen af NH_x-forbindelser (NH₄WetDep) og NO_x-forbindelser (NO₃WetDep) beregnes nu under antagelse af at depositionen findes opløst nedbøren (den årlige gennemsnitsnedbør for perioden 1.4.1991 til 31.3.2001 anvendes). I Tabel 2.4 er givet et regneeksempel for en lokalitet beliggende i Årslev klimagrid, årsnedbøren i klimagridet er 878 mm og totaldepositionen aflæses til 2.2-2.4 ton N/km² eller ca 23 kg N/ha.



Figur 2.2 Årlig total deposition (våd +tør) af kvælstofforbindelse beregnet for 2000 i ton N/km² (efter Ellermann et al. 2001; side 43).

Tabel 2.4 Beregning af depositionsparametre.

	Nedbør [mm]			
	878			
	Deposition			
	Total kg N/ha	Tør (40%) Kg N/ha	Våd (60%) Kg N/ha	ppm
NH _x + NO _x	23	$23 \cdot 0.4 = 9.2$	$23 \cdot 0.6 = 13.8$	
NH _x		$9.2 \cdot 0.6 = \underline{5.52}$	$13.8 \cdot 0.5 = 6.9$	$\frac{6.9 \cdot 100}{878} = \underline{0.786}$
NO _x		$9.2 \cdot 0.4 = \underline{3.68}$	$13.8 \cdot 0.5 = 6.9$	$\frac{6.9 \cdot 100}{878} = \underline{0.786}$
NH ₄ DryDep	5.5		NH ₄ WetDep	0.79
NO ₂ DryDep	3.7		NO ₂ WetDep	0.79

For Årslev klimagrid giver de i Tabel 2.4 angivne depositionsparametre anledning til en gennemsnitlig årlig deposition på 23 kg N/ha med en variationskoefficient på ca. 15% (variationskoefficienten repræsenterer variationen mellem år).

2.4.3 Mulige afvigelser

Der kan anvendes lokal depositionsinformation.

2.4.4 Dokumentationskrav

Totaldepositionen med kildeangivelse samt den ved beregningerne anvendte årsnedbør skal angives. Hvis lokal depositionsinformation anvendes skal informationen dokumenteres.

2.4.5 Tilknyttet usikkerhed

Der er knyttet en ganske betydelig usikkerhed til fordelingen af depositionen mellem de 4 anvendte poster. Denne usikkerhed bidrager dog kun med en ubetydelighed på de endelige simuleringsresultater. Yderligere er der knyttet en betydelig usikkerhed til niveauet for depositionen, totaldepositionen, specielt kan ammoniakdepositionen være betydelig i nærheden af kilder til ammoniakfordampning, fx en stor svinefarm. Generelt udgør depositionen dog kun en mindre post i kvælstofbalancen og dens bidrag til den samlede usikkerhed anses normalt for at være beskedent.

3 Opvarmningsperiode

3.1.1 Begrundelse

Vand-, ammonium- og nitratbalancen er påvirket af vand-, ammonium- og nitrat-indhold i jorden ved beregningens begyndelse. Disse initialtilstande afhænger af dyrkningspraksis i perioden op til beregningernes begyndelse. Normalt tager det mindre end et år for vandindholdet i modellens rodzone at indstille sig på dyrkningspraksis. Ammonium- og nitratindholdet vil selvfølgelig afhænge af dyrkningspraksis og vanddynamik, men vil også afhænge af kvælstofomsætningen i rodzonen, specielt af kvælstof-mineraliseringen, som styres af omsætningen af jordens organiske stof. Dynamoer i omsætning af jordens organiske stof er jordens mikrobielle biomasse (SMB). Denne indstiller sig i en dynamisk ligevægt (nedbrydning/opbygning), der bestemmes af omsætningen af tilført organisk materiale (AOM) og omsætningen af jordens humus (SOM), samt selvfølgelig nedbrydningen af SMB-puljerne. Et enkelt sædskifte vil på en given jord normalt være tilstrækkelig til at opnå en tilnærmet quasi-dynamisk ligevægt for SMB-puljerne (SMB-puljerne indstiller sig på den mængde organisk materiale der tilføres i forbindelse med dyrkningspraksis). For at en tilsvarende ligevægt med SOM-puljerne skal opnås, vil det kræve at samme dyrkningssystem har været praktiseret igennem en meget lang periode (mange årtier).

3.1.2 Standardopstilling

Opvarmningsperioden skal være på mindst 10 år. Denne procedure vil normalt sikre at vand-, ammonium- og nitratindhold ved simuleringsperiodens start har også indstillet sig på dyrkningspraksis.

Den beskrevne procedure sikrer ikke at SOM-puljerne er i ligevægt med hinanden. Parameteriseringen af sidstnævnte er bestemmende for jordens basis mineralisering, og beskrives under afsnit 4.4.

I opvarmningsperioden anvendes en kontinuert serie af klimadata fra simuleringsperioden (1-1-1990 til 31-12-2000). I praksis betyder det, at de givne klimafilere ikke må indeholde data fra før 1.1. 1990. Opvarmningsperioden slutter altid 31-12-2000.

3.1.3 Mulige afvigelser

Der kan arbejdes med en længere opvarmningsperiode, men aldrig med en kortere periode. De beskrevne år skal anvendes for at sikre at forholdene ved simuleringsperiodens begyndelse er sammenlignelige.

3.1.4 Dokumentationskrav

Hvis der anvendes en længere opvarmningsperiode end standarden, angives præcis hvilke år, der er anvendt som opvarmning, og hvor mange år, der er anvendt ialt.

3.1.5 Tilknyttet usikkerhed

Hvis simuleringerne skal repræsentere en pludselig ændring i dyrkningspraksis vil der til den beskrevne procedure være tilknyttet usikkerhed. Hvis det er ønsket at beskrive en given dyrkningspraksis efter den har virket en årrække knytter usikkerheden sig ikke specielt til den beskrevne procedure men i langt højere grad til generel parameterusikkerhed og modelusikkerhed.

4 Parameterisering af rodzonen

4.1 Parameterisering af jordens hydrauliske egenskaber

4.1.1 Datagrundlag

Daisy-modellen anvender jordens tekstur, jordens indhold af organisk stof, jordens termiske og hydrauliske egenskaber, samt jordens afdræningsforhold som input data. Det er vigtigt for beregningernes resultat, at disse parametre bestemmes så godt som muligt.

Den tilgængelige information for jordbunden opdeles her i fem klasser:

1. Kendskab til markens JB-nummer.
2. Kendskab til markens tekstur igennem profilet og indhold af organisk stof.
3. Måling af markens tekstur igennem profilet og indhold af organisk stof.
4. EM38 målinger hvor markens jordbund underopdeles i homogene markpolygoner. For hver markpolygon måles tekstur og indhold af organisk stof.
5. EM38 målinger hvor markens jordbund underopdeles i homogene markpolygoner. For hver markpolygon måles tekstur, indhold af organisk stof, samt de hydrauliske parametre.

4.1.2 Standardopstilling

For at kunne afgøre hvilke jordtyper der er repræsenteret i et område kan information hentes fra eksisterende jordbundskort eller jordbundsdata-baser. Tilgængelige datakilder er:

- a) Farvekodekort (Danmarks Jordbrugsforskning, 1996), tegnet på baggrund af en landsdækkende monitoring af tekturen i pløjelaget. Farvekodekortet opdeler

jordbunden alene ud fra teksturen i pløjelaget. Kortmaterialet er landsdækkende og er tegnet i skalaen 1:50.000. Usikkerheden på grænsedragningen mellem jordbundsklasserne er meget stor, hvilket betyder at grænsedragningen ikke kan anvendes til klassificering af en marks jordtyper.

- b) Jordartskortet (GEUS) er landsdækkende og indeler jordene ud fra udgangsmaterialet. Det repræsenterer "jordarter" i ca 1 m's dybde. For store dele af landet er Jordartskortet tegnet i forholdet 1:25.000, men visse steder i forholdet 1:200.000.
- c) Tekstur og profildatabaserne. Danmarks JordbrugsForskning.

De landsdækkende jordbundskort kan være retningsgivende for de lokale forhold, men er ikke egnede til anvendelse som indgangsdata for modelbereninger på mark eller bedrifts niveau. Modelberegninger på mark og bedriftsniveau skal baseres på lokal information om jordbunden.

Til hver jordtype kræves en beskrivelse af horisontopdeling og hydrauliske parametre. En mark kan derfor godt parameteriseres som flere Daisy-søjler, hvis flere jordtyper findes på marken. For sandjorde (JB1, JB2 og JB3) anses de som forskellige hvis forskellen i lerindhold mellem jordtyperne er >3% ler, hvorimod for jordtyperne (JB4, JB5 og JB6) kan forskellen være op til 5% ler.

Såfremt der forekommer store forskelle i afdræningsforhold inden for en mark, bør marken underopdeles og dræningsforholdene i de enkelte dele af marken afstemmes groft med aktuelle forhold.

Jordsøjlen opdeles normalt mindst tre horisonter (dominerende lag), nemlig A-horizonten eller pløjelaget (de øverste 20- 30 cm), B-horizonten (typisk fra pløjelaget og til 70-80' cm's dybde), og C-horizonten, der fortsætter ned under rodzonen. Horisonterne adskiller sig overvejende ved at være forskellige mht. indholdet af organisk stof og struktur, men kan også være teksturelt meget forskellige ved at være dannet ud fra forskelligt udgangsmateriale. I det følgende er beskrevet hvordan horisonterne i et profil parameteriseres.

1. Kendskab til markens JB-nummer

Da JB-nummeret kun beskriver jordens A-horizont bedømmes dette niveau af information at være for ringe til pålidelig modellering.

For A-horizonten kan parameteriseringen findes i jordbiblioteket på basis af JB-nr. Da der imidlertid ikke foreligger sikker information for andre horisonter, vælges parameteriseringen af B og C-horizonten som "værst mulige tilfælde", nemlig som parametre for JB1. De i jord-biblioteket angivne værdier er beregnet som median-værdier.

Vedr. modifikationer af dette valg, se "Mulige afvigelser". Det anbefales, at der som minimum skaffes information om jordens tekstur i horisonterne under pløjelaget.

2. Kendskab til markens tekstur og indhold af organisk stof,

Her forventes det, at tekturen er kendt i mindst den øverste meter. Tekturen kan sammenlignes med de beskrevne horisonter i tabel 1a, 1b og 1c i Appendix A4 og parameteriseringen fra de bedst overensstemmende horisonter kan vælges fra

jordbiblioteket. Alternativt kan der anvendes pedotransfer-funktioner til beregning af de hydrauliske parametre (Appendix A3).

3. Måling af markens tekstur og indhold af organisk stof.

Her forventes det, at tekturen er kendt i mindst den øverste meter. Information om tekstur og organisk stof kan anvendes til generering af hydrauliske parametre. DaisyGIS indeholder tre pedotransfer-funktioner, dvs. oversættere fra "rå" jordinformation til hydraulisk information. Der er erfaring med to af disse under danske forhold, nemlig Cosby og Hypres. Datagrundlaget bestemmer til dels hvilken relation, der er basis for at vælge, se Appendix A3. Hypres-relationerne giver erfaringsmæssigt gode resultater for en lang række jordtyper, og er parametersat for de standardiserede jorde i biblioteksfilen "DK-horizon.dai". Hypres skelner dog ikke mellem finsand og grovsand, hvilket betyder at JB1 og JB2 vil ligne hinanden, og det samme gælder JB3 og JB4, samt JB5 og JB6. Hver horisont parameteriseres for sig. Et sæt danske pedotransfer-funktioner er under udvikling, men mangler endnu estimation af hydraulisk ledningsevne.

Der er forskel på hvilke teksturinddelinger pedotransfer-funktionerne er udledt på. De fleste anvender USDA's inddeling hvor silt er 2-50 µm. De nye danske funktioner anvender syv teksturklasser. Hvis teksturinformationen haves i andre enheder end de ønskede, kan man enten lave en lineær interpolation mellem de målte værdier eller fitte en Gompertz-kurve til data og udlede de nødvendige fraktioner. Funktionen har formen:

$$Y_i = \alpha + \gamma \exp(-\exp(-\beta(x_i - \mu)))$$

hvor x_i er den partikelstørrelse,

Y_i er den akkumulerede værdi af % partikler under størrelsen x_i ,

α , β , γ og μ er konstanter, der beskriver fordelingen.

4. EM38 målinger hvor markens jordbund underopdeles i homogene markpolygoner. For hver markpolygon måles tekstur og indhold af organisk stof.

Informationen er direkte anvendelig i DaisyGis, idet EM38-kortet allerede er et arealdistribueret kort. Horisonterne kan parameteriseres som under pkt. 2 eller 3.

5. EM38 målinger hvor markens jordbund underopdeles i homogene markpolygoner. For hver markpolygon måles tekstur, indhold af organisk stof, samt de hydrauliske parametre.

Informationen er direkte anvendelig i DaisyGis, idet EM38-kortet allerede er et arealdistribueret kort. De hydrauliske data kan anvendes direkte. Det vil dog være yderst sjældent at sådanne datasæt foreligger.

Der er udviklet standardværdier svarende til Jb1-7 for A, B og C-horisonter. Der foreligger ikke tilstrækkelig information til at generere standardværdier for de øvrige jordtyper. Jordtyperne 8, 9, 10 og 12 udgør 1% , hhv mindre end 1% af de danske jorde. For JB11, humusjorde, er et findes et forslag til parameterisering i Appendix 4.

4.1.3 Mulige afvigelser

I tilfælde af, at der kun er kendskab til JB-nummer og landskabselement, og underjorden er parameteriseret "værst muligt": Der kan udføres en række beregninger med forskellige underjordsbeskrivelse til belysning af et muligt variationspektrum for udvaskningen, I det tilfælde bør målte udbytter inddrages til sammenligning af hvilke udvaskningsniveauer, der er

mest sandsynlige. For enkelte jordtyper kan Tabel 1 i Appendix A2 anvendes i argumentationen om hvilke teksturer, der findes sammen.

4.1.4 Dokumentationskrav

De anvendte jorddata beskrives altid i form af kort og tabeller. Hvis data fra jordbiblioteket er anvendt, refereres disse. Anvendes pedotransfer-funktioner, nævnes hvilken, der er anvendt, og på baggrund af hvilke data, pedotransfer-funktionen er parameteriseret.

4.1.5 Tilknyttet usikkerhed

Beregninger, der kun udføres på basis af JB-numre, anses for yderst usikre. Underjordens betydning er stor, både når det gælder plantens vandforsyning, vandets opholdstid og denitrifikation, og dette vil være utilstrækkeligt beskrevet. Den valgte beregningsmetode vil dog absolut give en maksimalt estimat for udvaskningen.

De udviklede jordbiblioteker producerer det ”bedst mulige” parametergæt på basis af DJF’s jorddatabase. Når det drejer sig om beregning af årlige udvaskninger, menes disse data at være tilstrækkelige til at opnå rimelige resultater.

Pedotransfer-funktionerne, især HYPRES, har været anvendt i en række sammenhænge til beregning af nettonedbør. Erfaringerne er gode, og ofte bedre end ved at bruge enkelte punktmålinger, der viser sig ikke at være repræsentative. Reservationer mht. Anvendelsesområde er beskrevet i Appendix A3.

4.2 Valg af nedre rand

4.2.1 Begrundelse

Beregningerne udføres på en jordsøjle svarende til rodzonen. ”Bunden” af denne jordsøjle er ”den nedre rand”. Der er en række muligheder for, hvordan dynamikken kan være omkring den nedre rand.

- 1) Hvis grundvandsspejlet ligger dybt vil man ofte vælge at beskrive situationen som ”fri dræning”. Det vil sige at vandet dræner fra rodzonen med en hastighed der svarer til at grundvandet ligger i en konstant stor dybde. Det kaldes også en tryk-rand.
- 2) Hvis grundvandet ligger højt, bliver det meget vigtigt for simuleringen hvordan det beskrives. Man må skelne mellem drænede og udrænede marker:
 - a) For drænede marker vælges en løsning, hvor drænet ligger oven på et lag med lav hydraulisk ledningsevne. Vandet vil stuve op over det begrænsende lag, og når vandhøjden når over drændybden, løber der vand ud af drænet. En vis mængde vand vil dog stadig perkolere gennem det begrænsende lag.
 - b) På en udrænet jord kan vandstanden variere lidt (typisk grovsandet undergrund), og beskrives som et konstant grundvandsspejl, eller variere meget, og i nogle perioder influere på forholdene i rodzonen. Dette gælder især på jorde med leret undergrund, hvor svingninger i intervallet mellem 80 cm og 4 m kan være af betydning. På lerjorde betyder kapillære kræfter at vandet om sommeren kan trækkes op i profilet og fordampe, og profilets fugtighed er meget vigtig for denitrifikationsraten. Disse varierende situationer er de vanskeligste at beskrive, når simuleringerne ikke er koblet til en grundvandsmodel.

Lokal information kan anvendes til at bestemme grundvandets beliggenhed direkte eller indirekte. Det kan være

1. vandstand i lokale brønde, pejleboringer hvis de kan henføres til et øvre magasin,
2. kendskab til våde pletter i marken, og hvor længe de er våde. Især for udrænede marker kan det også give en indikation hvornår det er tørt nok til at køre på marken.
3. Udgravning af en jordprofil vil også ofte vise hvor i en profil, der er grundvandsindfyldelse.
4. Afstanden til nærmeste å og vandstanden i åen vil også være relevant information.
5. For dræn, hvor mange måneder, der normalt løber vand i drænene.

I amterne kan yderligere information om grundvandsniveauer være tilgængelig i form af simuleringresultater fra grundvandsmodeller.

4.2.2 Standardopstilling

Der ligger ikke fuldt fordefinerede beskrivelser af jordprofiler i bibliotekerne. Overordnet bør der altid tages stilling til hvilken nedre randbetingelse, der bør anvendes. Tabel 4.1 er grundlag for hvordan randbetingelsen bør vælges.

Tabel 4.1 Nedre randbetingelser for standardjordene.

Jordtype	Grundvands-dybde	Nedre randbetingelse	Bemærkning
JB 1-2 og 11	< 1m, med eller uden dræn	Dræn	Afstand mellem dræn eller grøfter bør sættes som observeret. Alternativt kan anvendes en fast grundvandsdybde i grovsandede jorde..
	1-2m	Fast grundvandsdybde	På basis af observationer
	> 2m	Frit drænet	Profilet skal defineres til mindst tre meters dybde
	I områder hvor grundvandet styres med oppumpning	Fast grundvandsdybde eller fil med data	Holdes grundvandsstanden kun nede med pumpning i sommerperioden kan dette kun beskrives præcist ved generering af en fil med grundvandsstandsdata.
JB 3-4	< 1m, med eller uden dræn	Dræn	Afstand mellem dræn sættes som standard til 18 m Afstrømningen reguleres ved justering af dybde til begrænsende lag. Er der ikke drænet, anvendes en drænafstand på 200 m.
	Varierer under 1m, udrænet	Varierende grundvandsdybde	Opstilling med dræn, men drænafstand 200m
	> 3m	Frit drænet	Profilet skal defineres til mindst tre meters dybde
JB 5-10	< 1m, med eller uden dræn	Dræn	Afstand mellem dræn sættes som standard til 18 m Afstrømningen reguleres ved justering af dybde til begrænsende lag. Er der ikke drænet, anvendes en drænafstand på 200 m
	Varierer under 1m, udrænet	Varierende grundvandsdybde	Drænafstand 200m
	> 3m	Frit drænet	Profilet skal defineres til mindst tre meters dybde

For betingelsen ”fri dræning” specificeres jordsøjlen så langt ned, at data kan udtrækkes uden at være påvirket af randbetingelsens beliggenhed. Det vil i praksis sige til mindst 3 meter på de mere lerede jorde og mindst 2 meter på en grovsandet jord.

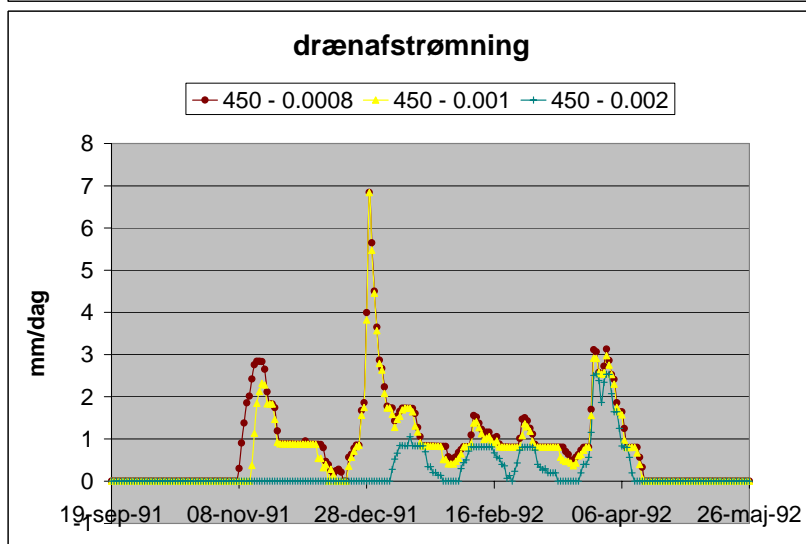
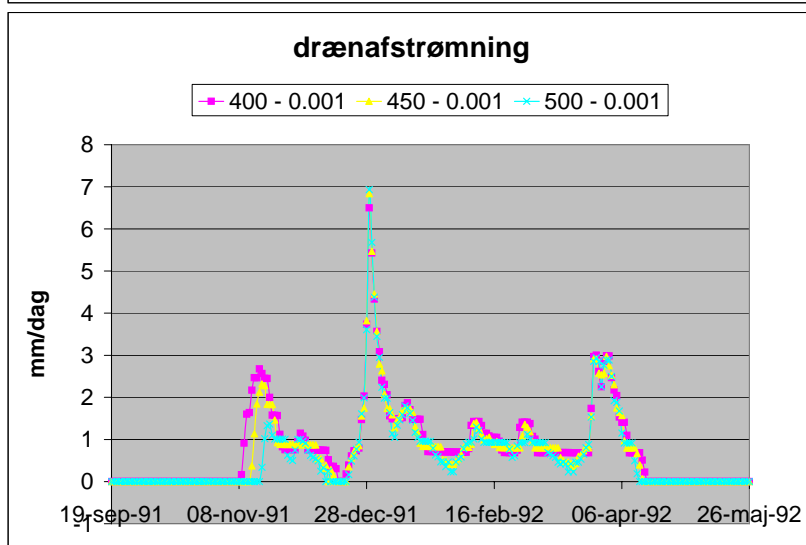
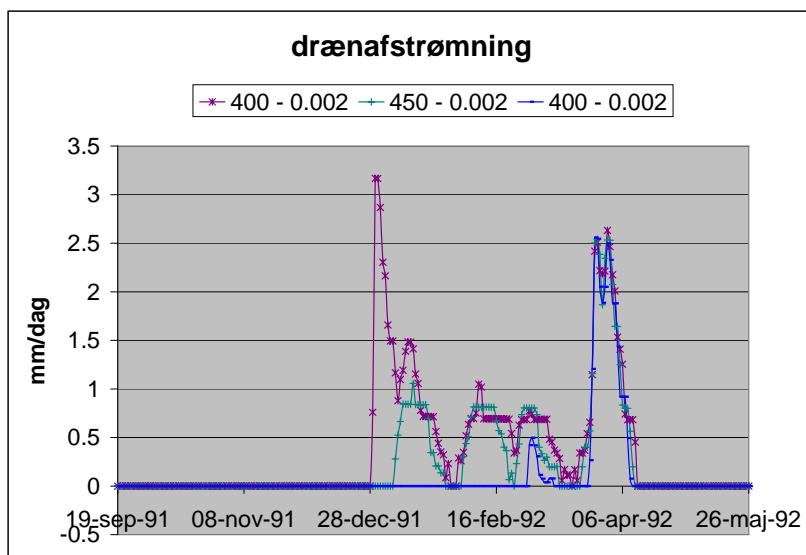
For konstant grundvandsniveau specificeres randbetingelsen som ”cm over jordniveau”, altså som et negativt tal. I så fald skal jordprofilet defineres lidt ned under grundvandsniveau (ca 5

cm), sådan at grundvandet i realiteten kommer til at ligge midt i den nederste beregningskasse i modellen.

En grundvandsfil (navn.gwd) skal indeholde en tidsserie af grundvandsniveauer i formatet: yyyy mm dd højde - hvor højden er i cm over jordniveau, altså en negativ værdi.

I forbindelse med dræning skal drændybden specificeres. Aquitarden (det vandbegrænsende lag) placeres automatisk under den sidst definerede horizont. Afstand mellem dræn og aquitardens ledningsevne gives. Drænaftstanden ses i Tabel 4.1, aquitardens ledningsevne sættes som udgangspunkt til 10^{-3} cm/time. Aquitardens dybde sættes som udgangspunkt til 2.5 m. I Figur 4.1 er vist nogle drænaftstrømning som funktion af aquitardens placering og ledningsevne i en JB6-jord. Det fremgår, at mindre ledningsevne og afstand til jordoverfladen giver større drænaftstrømning, der også begynder tidligere om efteråret. Der er mindre forskel på, hvornår drænaftstrømningen ophører om efteråret.

Da Daisy beregner drænaftstrømning ved at fjerne vand i en række beregningspunkter både over og under drændybde, fås den korrekte fordeling mellem nedsivning og drænaftstrømning kun hvis logningen foregår på aquitardens overkant, dvs. ved bunden af den definerede søjle.



Figur 4.1 Eksempel på simuleret drænaflowstrømning som funktion af dybde til aquitarden (cm) og ledningsevne i aquitarden (cm/time). Mindre ledningsevne og mindre dybde til aquitarden giver større og tidligere afstrømning. Beregningerne er udført på en JB4_A-horizont efterfulgt af JB6-horizonten.

4.2.3 Kalibreringsmuligheder/ mulige afvigelser

I forbindelse med opstillingerne med dræn, bør der altid gennemføres nogle få indledende beregninger til at klargøre om de simulerede grundvandssvingninger er rimeligt beskrevet. Dette kan f.eks sammenlignes med den tid, drænene producerer vand, i forhold til landmandens erfaringer med dette.

Der gennemføres en simulering, hvor der gemmes daglige (eller månedlige) værdier af grundvandets placering (I DaisyGIS vælges resultatpakken Groundwater_short, der indeholder grundvandsniveauet, drænastrømning og mængden af vand til dyb perkolation). Resultaterne plottes som en tidsserier. Det er ikke nødvendigt at perturbere søjlerne. Der eksperimenteres med parametre indtil den valgte kombination af jordtyper, nedbør og valg af nedre rand stadig opfylder den forventede beskrivelse med hensyn til afstrømningsperiode eller grundvandssvingninger i profilet.

Simuleres der for lang en drænperiode, anbefales det at dybden til det begrænsende lag øges og/eller at ledningsevnen i aquitarden øges. Simuleres der for kort en drænperiode kan det begrænsende lag hæves eller ledningsevnen mindskes. Det begrænsende lag kan ikke hæves over drændybden. Tabel 4.2 viser en omtrentlig fordeling mellem perkolation til grundvand og dræn for en række jordtyper. Der bør imidlertid altid kalibreres mod den lokale viden, der er tilgængelig.

Har man svingende grundvand, men ingen dræn, er problemet primært at vælge det rigtige niveau for grundvandet. Grundlæggende er svingningens amplitude bestemt af vandmængden og jordens retentionskurve. Modellen er i også i dette tilfælde stillet op som dræn, men med stor afstand mellem drænene. Kalibreringen foregår som ovenfor.

Tabel 4.2 Grundvand og drænvandsafstrømningen i procent af den totale perkolation ud af rodzonen (Data fra Simmelsgaard, 1985 og Mielby et al. , 1994).

Jordtype	1-2	3-4	5-6	7-10
Til grundvand	95 %	85 %	70 %	45 %
Til drænvand	5 %	15 %	30 %	55 %

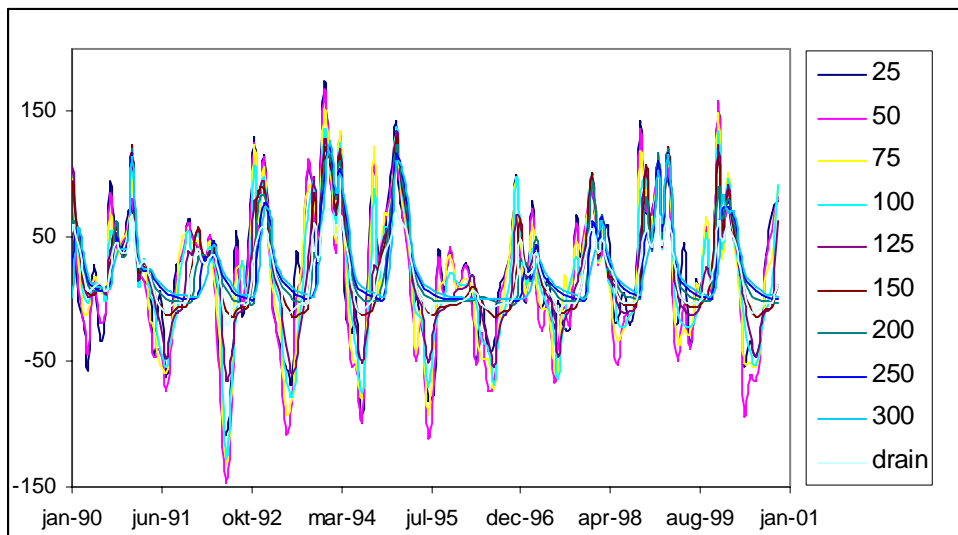
4.2.4 Dokumentationskrav

Der skal i dokumentationen gøres rede for

- 1) hvilken nedre rand, der er valgt og hvorfor,
- 2) om standardparameteriseringen er valgt, og hvorfor
- 3) om parameteriseringen er ændret, i så fald på grundlag af hvilke data og hvilken begrundelse samt hvordan resultaterne stemmer overens med disse data.
- 4) Det er hensigtsmæssigt at vedlægge et plot over grundvandsdybde eller drænastrømning til illustration af den valgte parameterisering.

4.2.5 Tilknyttet usikkerhed

Den nedre randbetingelse har i høj grad indflydelse på fordampningen. Figur 4.2 viser, som eksempel, perkolation ud af rodzonen som funktion af den valgte grundvandsdybde for en JB6 jord. Variationen dækker over i størrelsesordenen 100 mm om året.



Figur 4.2 Beregnet perkolation - resultater af følsomhedsanalyser for nedre rand, månedsværdier for vinterhvede i klimazone 10380 på jordtype JB6.

Da en vådere jord også fører til højere denitrifikation vil højere fordampning, mindre perkolation og større denitrifikation forekomme samtidigt.

På de mere sandede jorde er grundvandssvingningerne mindre, og betydningen af grundvand falder hurtigt når vandet befinder sig en halv meter under rodzonen.

4.3 Jordtypebestemt roddybde

4.3.1 Begrundelse

Roddybden er bestemmende for rodzonen, dvs det jordvolumen som planten potentielt kan afsøge for optagelse af vand og kvælstof. Planternes optagelse af vand og kvælstof er normalt ikke ensformigt fordelt i rodzonen men er typisk domineret af optagelsen i Ap-horisonten (pløjelaget), da det er i denne zone at vand tilføres ved nedbør og vanding og kvælstof gøres tilgængelig ved gødskning og mineralisering (afsnit 4.4). Rodtætheden er af stor betydning for hvor effektivt en plante kan udtømme jorden for vand og kvælstof og denne er også typisk størst i Ap-horisonten og aftager med dybden. Modelmæssigt beskrives roddybden derfor ved en såkaldt effektiv roddybde, som er defineret som den maksimale dybde hvor rodtætheden overskrider 0.1 cm/cm^3 . Den effektive roddybde afhænger af genetiske, jordkemiske og jordfysiske faktorer. Datagrundlaget for opstilling af jordtypebestemte (effektive) roddybder er mangelfuldt. Der tegner sig dog et klart billede af at jordens tekstur er en faktor der er af meget stor betydning for den maksimale effektive roddybde.

4.3.2 Standardopsætning for jordtyperne JB1-JB8

I Tabel 4.3 defineres de maksimale effektive roddybder for standardopsætninger for jordtyperne JB1-JB8. Tabellen er opstillet på basis af den eksisterende danske information om jordtypebestemt roddybde.

Tabel 4.3 Maksimale effektive roddybder.

Jordtype	JB1	JB2	JB3-JB4	JB5-JB8
Roddybde [cm]	50	75	85	100

For lagdelte jorde er det jordtypen i B-horisonten der er bestemmende for den maksimale roddybde i den betragtede jord.

4.3.3 Mulige afvigelser.

De i Tabel 4.3 opstillede roddybder er karakteristiske roddybder og betydelige afvigelser kan forekomme. Rodstandsede lag kan forekomme og når disse er kendt og befinder sig i den i Tabel 4.3 foreslåede rodzone vil de være de bestemmende for den maksimale effektive roddybde. Roddybder større end de i Tabel 4.3 foreslåede kan forekomme og hvor disse er dokumenterede skal disse anvendes.

4.3.4 Dokumentationskrav

Der skal gøres rede for:

- 1) hvilken maksimal effektiv roddybde der er anvendt
- 2) hvis der anvendes afvigelser fra standardopsætningen skal dette begrundes

4.3.5 Tilknyttet usikkerhed

Valg af maksimal effektiv roddybde har nogen indflydelse på såvel vandbalancens og kvælstofbalancens hovedelementer. Ved simulering af et ensidigt vinterhvedesædskifte på jordtype JB1 til JB7 med et Årslev-grid vejr (standard perioden) fandtes det at den årlige aktuelle fordamning varierede indenfor ± 15 mm ved en variation på ± 20 cm i den maksimale effektive roddybde. Dette svarer til en variation indenfor $\pm 5\%$ på fordampningen. I omtale simuleringer var gødet efter normerne (2003/2004) og variationen i den årlige udvaskning lå indenfor ± 7 kg N/ha for JB1 & JB2 medens udvaskningen lå indenfor ± 3 kg N/ha for JB3 – JB7. Udtrykt som fluxvægtet koncentration var de tilsvarende tal ± 6 mg NO₃/L for JB1 & JB2 og ± 3 mg NO₃/L for JB3 – JB7. Det bemærkes at ovennævnte tal er gennemsnit for en 10 års periode; i enkeltår kan afvigelserne være betydelige.

4.4 Parameterisering af model for omsætning af jordens organiske stof

4.4.1 Begrundelse.

Jord består ud over de mineralske partikler af organisk stof. Dette organiske stof består af en mangfoldighed af organiske forbindelser, lige fra planterester, væv fra dyr og levende mikroorganismer til jordens humus, som ikke længere kan spores tilbage til dens oprindelse. Jord i uforstyrrede økosystemer (skov, hede, eng) vil oftest have et konstant indhold af organisk stof, i ligevægt med det input af kulstof, der kommer fra vegetationen, mens dyrkede jordes organiske stof indhold som oftest vil variere, både på kortere og længere sigt, pga. variationer i dyrkningspraksis, sædskifte, gødningsanvendelse etc. Ændringer i jordens organiske stof har stor betydning for jordens (mineralske) kvælstofbalance, fordi det organiske stof er under stadig mikrobiel omsætning, hvorved organisk bunden kvælstof frigøres (mineraliseres) som ammonium og oxideres videre til nitrat. Endvidere kan ammonium og nitrat immobiliseres, dvs. indbygges i jordens mikrobielle biomasse. Resultatet af denne omsætning kaldes netto-kvælstof-mineraliseringen eller ofte kort blot N-mineraliseringen. Til beskrivelse af ovennævnte processer er en model for jordens kulstofomsætning og den heraf afledte N-mineralisering indbygget i Daisy (se Appendix A5). Initialiseringen af denne model har stor betydning for beregning af jordens kvælstofbalance, herunder beregning af udvaskning fra rodzonen.

4.4.2 Standardopstilling

Parametriseringen af Daisys mineraliseringsmodel i den standardiserede version kræver følgende information:

- 1) Indhold af organisk stof, udtrykt som kulstof% og kvælstof% (eller humus%, $C\%=0,58*\text{humus}\%$) i hver af den betragtede jordprofils horisonter
- 2) C:N-forholdet for de betragtede horisonter
- 3) Gennemsnitlig årlig tilførsel af organisk kulstof per ha. for de foregående ca. 10 år.

På baggrund af disse oplysninger initialiserer Daisys mineraliseringsmodel selv fordelingen af organisk stof mellem sine interne puljer. Kombineret med den 10-årige opvarmningsperiode sikrer dette at mineraliseringsmodellen ikke giver urealistisk store udsving i starten af en simulering.

For 1) og 2) anvendes aktuelle data for den betragtede jord eller der anvendes typetal for de betragtede jordtyper. For 3) anvendes aktuell information eller typetal der kan skønnes på basis af resultaterne i Tabel 4.4. I Appendix A5 fremgår det at den gennemsnitlige årlige tilførsel af kulstof i særlig grad afhænger af dyrkningspraksis, specielt tilførsler af afgrøderester og organisk gødning, og i mindre grad af jorden (jordtype og indhold af humus). I Tabel 4.4 er de årlige tilførsler af kulstof opgjort for et sædskifte sammensat af vårbyg, vinterbyg, vinterhvede med udlæg, roer, vårbyg, vinterhvede, vinterhvede og brak(rajgræs). Sædskiftet er blevet udsat for 5 forskellige behandlinger. Variation i jordtyper (JB1-7) og dyrkningspraksis resulterede i en variationsbredde i årlig N-mineralisering på 60-300 kg N/ha.

I tilfælde af høje humusindhold, se sektion 4.4.3.

4.4.3 Mulige afvigelser

Alternativt til det foreløbige estimat for kulstofinput baseret på Tabel 4.4, kan man med dette estimat først simulere det tidligere sædskifte en gang. Det gennemsnitlige årlige kulstofinput kan herefter aflæses i Daisys log-fil (Daisy.log) og kan herefter anvendes ved en ny mere nøjagtigt initialisering. Det skønnes dog kun at ændre nævneværdigt ved de simuleringer hvor det har været svært at anslå niveauet af det organiske stof input.

Tabel 4.4 Simuleret årlig tilførsel af organisk kulstof for 5 forskellige dyrkningspraksiser.

Gødningspraksis*	Tilførte planterester og halmnedmuldning	Afgrøderester og Husdyrgødning kg C/ha/år	Rødder og rodafstødning Kg C/ha/år	Total kulstof input kg C/ha/år
Mineralsk gødning;	kun stub, halm fjernes	2100	800	2900
Mineralsk gødning;	alle planterester inkl. halm nedmuldes	4300	800	5100
Svinegylle	alle planterester inkl. halm nedmuldes	5200	800	6000
½ svinegylle + ½ mineralsk gødning	alle planterester inkl. halm nedmuldes	4800	800	5600
Dybstrøelse	alle planterester inkl. halm nedmuldes	7400	800	8200

*: Gødningstilførslerne er de maximale N gødningsnormer uden udbyttekorrektion og med minimum udnyttelsesgrader for de respektive husdyrgødninger (svinegylle 75%, dybstrøelse 45%), jf. Plantedirektoratet (2002).

Boks 4.1 viser, hvorledes en profil (column) er defineret for en mere nøjagtig initialisering.

Boks 4.1. Definition af column for en mere nøjagtigt initialisering.

(defcolumn Eksempel1 default

.

.

```
(OrganicMatter (init (input X [kg C/ha/y])
                    (end -18 [cm])
                    (root Y [kg C/ha/y])))
```

.

.

)

X er totalt gennemsnitlig tilført C-mængde, planterester + rod + rodafstødning + gødning, og Y er gennemsnitlig tilført rod + rodafstødning.

Linien (end -18 [cm]) angiver dybden af pløjelaget til 18 cm. Denne kan udelades. I så fald benyttes bunden af første horisont.

Der er en række yderligere størrelser, der kan sættes i "OrganicMatter". Der henvises til Daisy Reference Manual for detaljer.

I defhorizon skal linien (SOM_fractions) udelades.

Ønskes en vurdering af langtidseffekten af det nye sædskifte, må simuleringsperioden forlænges med 10-20 år. Beregningen kan også initialiseres med den gennemsnitlige årlige tilbageførsel fra det aktuelle sædskifte, men da det kan tage flere hundrede år faktisk at opnå denne nye ligevægt, er det ikke nødvendigvis relevant.

Hvis man for en konkret mark har fundet et udtryk for den årlige N-mineralisering, f. eks. ved et ugødet sædskifte hvor den gennemsnitlige N optagelse i afgrøderne kan opgøres, kan denne information bruges til at forbedre initialiseringen. Dette kaldes i Daisyterminologi for baggrundsm mineralisering [kg N/ha/år]. Anvendes baggrundsm mineraliseringsparameteren til initialisering, kræver dette imidlertid en række valideringssimuleringer som kan godtgøre at en standardinitialisering af omsætningsmodellen giver et fornuftigt resultat.

I Boks 4.2 er vist et eksempel på hvorledes `background_mineralization` anvendes.

Boks 4.2. Eksempel på brug af `background_mineralization`.

```
(defcolumn Eksempel2 default
```

```
 .  
 .
```

```
(OrganicMatter (init (input X [kg C/ha/y])  
                    (root Y [kg C/ha/y])  
                    (end -18 [cm])  
                    (background_mineralization Z [kg N/ha/y])))
```

```
 .  
 .
```

```
)
```

Om betydningen af X og Y se til Boks 4.1.

Z, negativ for opbygning, positiv for nedbrydning, angiver stigning/fald i jordens organiske N-indhold.

I tilfælde af, at der er målt et særligt højt humusindhold kan der være problemer med at en standardinitialisering giver en simulering af for høj N mineralisering i jorden og dermed ofte urealistisk høj N udvaskning. Der er ingen let løsning på dette problem, men følgende analyser kan gennemføres:

- a) der kan udføres en række simuleringer med forskellige baggrundsmineraliseringer (se ovenfor), til belysning af et muligt variationsspektrum for udvaskningen. I det tilfælde bør målte udbytter inddrages til sammenligning af hvilke udvaskningsniveauer, der er mest sandsynlige.
- b) Sammenlign humusindholdet med kvadratnetsdata, biblioteksdata og Daisy-ligevægtsniveauer. Disse er vist i Tabel 4.3. Der skal tages hensyn til den hidtidige praksis og ikke den forventede fremtidige praksis. Som det ses falder Daisy's ligevægtsindhold rimeligt i tråd med de observerede C-indhold i kvadratnetsjordene. Dog er der nogle bemærkelsesværdige udsving mellem jordtyperne i målingerne – der er f.eks ikke nogen god grund til at kulstofindholdet i planteavlsbrug på JB3-jorde skal være specielt højt, andet end at kvægrug eller vedvarende græs er stærkt repræsenteret i datasættet.
- c) Er C-indholdet væsentligt større end Daisy's ligevægtsniveau (det vil sige mindst 0.3%-point større (der er ikke nogen klar faglig begrundelse for, hvor denne grænse skal sættes) og kan det IKKE forklares ved hjælp af den hidtidige praksis, så kan der være basis for at allokere en del af humus-indholdet i en inert pulje. Erfaringsmæssigt synes dette problem mest at forekomme i områder med gamle lavbunds-jorde eller jorde, der på grund af tidligere tiders dårlige dræning har et højt indhold af gammelt organisk stof. Den del af humus'en der kan lægges i en inert pulje er maksimalt indholdet over Daisy's ligevægtsniveau [+0.3%-point] for den hidtidige organiske tildeling. I så fald kan modellen ikke initialiseres automatisk. I box 4.3 er vist hvorledes en SOM3-pulje specificeres¹

¹ Dette kan i øjeblikket ikke gøres gennem brugerfladen, men må implementeres af brugeren selv.

Box 4.3. Eksempel på indsættelse af en SOM3-pulje i en hydrau-fil.

```
(defhorizon A_7 Myhorizon
(clay 6.62)
(silt 13.45)
(fine_sand 28.28)
(coarse_sand 26.84)
(humus 24.81)
(SOM_fractions 0.0115 0.1035 0.885); Definition af SOM 1, SOM2 og SOM 3
;(C_per_N 12) ; Denne option tillader ikke definition af C/N-forhold
(dry_bulk_density 1.00)
(hydraulic M_vG ; van Genuchten/Mualem functions
(alpha 0.0130)
(n 1.2039)
(K_sat 0.333)
(Theta_sat 0.766)
(Theta_res 0.01)
(1 0.4)))
```

4.4.3 Dokumentationskrav

Hvis data fra jordbiblioteket er anvendt, refereres disse, ellers angives kilde (analysedato, lab.) på målte data. Desuden bør det simulerede årlige kulstofinput fra afgrøderester, husdyrgødning, rødder og rodafstødning angives (årligt gennemsnit) for en given simulering.

Hvis baggrundsmineraliseringsparameteren er anvendt ved modelopsætning skal den/de anvendte værdier angives og dokumenteres. Såfremt omsætningsmodellen er blevet kalibreret skal procedure og baggrundsdata oplyses. Ved afvigelse fra standardopstillingen anvendes anbefales det også at inkludere en sensitivitetsanalyse med hensyn til de kalibrerede parametre.

4.4.4 Tilknyttet usikkerhed.

Beregninger, der kun udføres på basis af JB-numre, anses for yderst usikre, da der i så fald ikke anvendes aktuelt indhold af humus, men humusindhold for den pågældende modeljord fra jordbiblioteket. Det anbefales derfor at anvende målte indhold af såvel kulstof og kvælstof.

Den interne initialisering baseret på input af organisk stof er forbundet med en vis usikkerhed, men er ofte det bedste estimat man kan give, da fordelingen ikke kan måles.

Mindst usikkerhed på udvaskningsberegningerne opnås i princippet ved en egentlig kalibrering af omsætningsmodellen (f.eks. på data for udbytter og N optag i et ugødet sædskifte), forudsat at de anvendte data er tilstrækkeligt sikre. Er dette ikke tilfældet, vil initialisering baseret på input af organisk stof ofte og målte jordbundsdata være det bedste grundlag.

Tabel 4.5 Oversigt over nøgletal vedrørende humus-niveauer i forskellige jordtyper med forskellig driftform.

Organisk stof indhold i de forskellige standardjorde

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

Appendix A4, Std.-Daisy
 (C.D. Børgesen, 2003)

Tabel A3. Gennemsnitligt indhold af C (%) i dybden 0-25 cm for gødnings- og jordtyper før og efter 10/12 år. Alle observationer medtaget.

JB-nr	Gødningstype										A horisont - biblioteksjorde		
	Handelsgødning		Kvæg		Svin		Blandet		Rest		Mean		std
	Før	Nu	Før	Nu	Før	Nu	Før	Nu	Før	Nu	Antal	C-indhold (%)	
1	1.44	1.59	2.23	2.75	1.79	1.85	2.33	2.39	1.71	1.7	206	1.64	0.95
2			1.37	1.72	1.98	1.76	2.02	1.75	1.55	1.55	47	1.59	0.89
3	3.2	3.7	2.03	1.96	2.35	1.74	2.33	2.68	1.86	2.05	164	1.82	1.00
4	1.82	1.75	2.52	2.63	2.04	1.96	2.11	2.05	1.65	1.73	171	1.76	0.96
5	0.99	1.06	2.68	2.74	1.64	1.39	2.23	1.52	1.09	1.21	56	1.65	0.97
6	1.56	1.54	1.5	1.39	2.76	1.52	1.5	1.54	1.46	1.41	127	1.58	0.92
7	1.75	1.59	1.75	1.68	1.61	1.57	2.4	1.84	1.33	1.39	114	1.64	0.92
8							1.89	1.48					
10					2.8	2.5							
11			8.6	7.1	14.35	13.75							
12					1.38	2.15							
Antal		69		83		83		63		38			
Alle		1.65	1.61	2.12	2.34	2.45	1.99	2.06	1.98	1.51	1.55	885	

Daisy-beregnete ligevægtsindhold af humus

rester tilbageførsel kg C/ha/år JB-nr	Plantebrug		Svinebrug		
	fjernet	inkorp.	fjernes	inkorp	inkorp+dybstrøelse
	2900	5100	3800	6000	8200
1	1.04	1.86	1.35	2.15	2.96
7	1.33	2.44	1.79	2.9	3.94

NOTE: JB3-jordene viser i Kvadratnetsdata bemærkelsesværdige høje kulstofindholdet – især på planteavlsbrug uden nogen god grund mens det på kvægbrug med vedvarende græs giver mening.

5 Afgrødebeskrivelser

5.1 Definition af afgrødefølger

5.1.1 Standardopsætninger baseret på brugstyper/jordtyper/regioner i Danmark

Der er ikke defineret standard-afgrødefølger for brugstyper, jordtyper eller regioner i Danmark. Det var arbejdsgruppens holdning at man, så vidt muligt, må forholde sig til den enkelte landmands driftsform (i VVM-sammenhæng) eller forholdene i bestemte vandindvindingsområder, som man måtte være interesseret i. Der er dog opstillet en række sædskifteforslag i Appendix A6 til inspiration. Det er naturligvis vigtigt, at brugeren selv kontrollerer at afgrødefølgen er realistisk. Det vil sige, at en ny afgrøde først sås efter at den tidligere afgrøde er høstet, og at afgrøderne forekommer i en rækkefølge, der er rimelig. For eksempel er det ikke rimeligt at dyrke kartofler og roer kontinuert.

Udgangspunktet for afgrødefordelingen skal være de nuværende markplaner – eller afgrødefordelingen for de sidste par år, for at få et lidt mere generelt billede. For en fremtidig situation må man basere sig på landmandens forventede afgrødefordeling. Man må derefter opstille et eller flere sædskifter, der indeholder alle afgrøder i den rigtige procentfordeling (ca.). Dernæst sikres det, at den korrekte del af markerne modtager husdyrgødning og at det er muligt at afsætte de mængder, der faktisk produceres.

Eksempel: Olsen har 50 ha

	Ha	%	Afrundet
Vinterhvede	10	20%	20
Majs	7	14%	15
Vinterraps	4	10%	10
Ært	2	4%	5
Vårbyg	6	12%	10
Roer	6	12%	10
Rajgræs	5	10%	10
Kløvergræs	10	20%	20

Følgende sædskifter opstilles:

A: Ært – rajgræs – rajgræs -vinterhvede – vinterhvede –majs (hver 5%)

B: Vårbyg m. udlæg, kløvergræs, kløvergræs, vinterhvede, vinterraps, roer, majs (hver 10%)

I alt 100% af Olsens marker.

På denne måde bliver arealfordelingen overordnet korrekt. Det er ikke altid muligt med et rimeligt antal sædskifter også at tage alle muligheder for forfrugt og efterafgrøder i ed.

Når sædskifterne anvendes i Daisy, simuleres afgrødefølgen flere gange efter hinanden indtil den samlede beregningsperiode er ”fyldt ud”. Desuden skal afgrøden perturberes, dvs sædskiftet skal forskubbes et år ad gangen indtil alle afgrøder forefindes i alle beregningsår. Systemet er vist i Tabel 5.1 for de år, resultaterne udtrækkes fra, men gælder iøvrigt også for opvarmningsperioden. For at sædskifter altid skal følges ad, begynder beregningerne altid i.7 1980. I DaisyGIS er der indført en særlig funktion, (perturbation), der automatiserer dette.

Perturbations-funktionen danner lige så mange beregningsøjler, som antallet af afgrøder i sædskiftet.

Tabel 5.1 Eksempel på perturberede sædskifter. Sædskiftets længde er seks år, dette giver ophav til seks forskubbede sædskifter.

Ber.søjle	1	2	3	4	5	6
1990	Majs	Vi.hvede	Vi.hvede	Rajgræs	Rajgræs	Ært
1991	Ært	Majs	Vi.hvede	Vi.hvede	Rajgræs	Rajgræs
1992	Rajgræs	Ært	Majs	Vi.hvede	Vi.hvede	Rajgræs
1993	Rajgræs	Rajgræs	Ært	Majs	Vi.hvede	Vi.hvede
1994	Vi.hvede	Rajgræs	Rajgræs	Ært	Majs	Vi.hvede
1995	Vi.hvede	Vi.hvede	Rajgræs	Rajgræs	Ært	Majs
1996	Majs	Vi.hvede	Vi.hvede	Rajgræs	Rajgræs	Ært
1997	Ært	Majs	Vi.hvede	Vi.hvede	Rajgræs	Rajgræs
1998	Rajgræs	Ært	Majs	Vi.hvede	Vi.hvede	Rajgræs
1999	Rajgræs	Rajgræs	Ært	Majs	Vi.hvede	Vi.hvede
2000	Vi.hvede	Rajgræs	Rajgræs	Ært	Majs	Vi.hvede

5.1.2 Mulige afvigelser

Det kan i VVM-sammenhæng være interessant at gennemregne mere end et fremtidigt scenarie, men proceduren ved opstilling af sædskifter er uændret. Der bør altid gennemregnes perturberede søjler, og præsenteres resultater fra disse som vist i Kapitel 6.1.4.

5.1.3 Dokumentationskrav

Det skal rapporteres nøjagtig hvilke afgrødefølger, der er gennemregnet. De udarbejdede manag-dai-filer bør vedlægges som appendix til beregningsrapporten.

5.1.4 Tilknyttet usikkerhed

De opstillede sædskifter er til en vis grad hypotetiske. Det er ikke muligt at forudse alle fremtidige afgrødekombinationer og heller ikke at repræsentere alle forfrugtsvirkninger. Usikkerheden vedr. klima er kompenseret via perturbationerne.

5.2 Dyrkningsbeskrivelser for enkeltafgrøder

5.2.1 Standardopsætninger baseret på brugstyper/jordtyper/ regioner i Danmark ?

Som udgangspunkt for parameterisering af dyrkningen af de enkelte afgrøder, er opstillet et bibliotek (manag1.dai, se Appendix A8), der indeholder en række grund-informationer vedrørende afgrødernes dyrkningsforhold (jordbehandling, såning, høst og gødningstidspunkter). Den tilgrundliggende information er samlet i Appendix A7. En række forhold skal dog tilpasses forholdene hos den enkelte landmand, og kan derfor ikke umiddelbart standardiseres. Det gælder specielt gødningstildelingen, men der kan også være information vedrørende jordbehandling eller høst (f.eks. fjernes halmen eller nedmuldes den?).

Ud over de standardiserede afgrødemoduler har KVL i 2005 udarbejdet otte nye grøntsagsmoduler, der er kalibreret på tørstofudbytter. Afgrødemodellerne er bl.a. testet på Samsø, hvor der var generel tilfredshed med de udførte simuleringer. Dog er anvendelsen generelt følsom overfor så- og høsttidspunkt. Afgrødemodulerne kan downloades fra Daisy's hjemmeside, <http://www.dina.kvl.dk/~daisy/>, sammen med en rapport om modulernes kalibrering. Modulerne er ikke validerede, og resultater skal derfor fortolkes med særlig

omtanke. I løbet af 2006 forventes det, at de foreløbige erfaringer bliver skrevet sammen i et dokument, der lægges på Daisy's hjemmeside.

5.2.1.1 Gødningstildeling

Gødningstildelingen vil som oftest skulle tilpasses den enkelte landmands forhold med hensyn til mængder og fordeling. Standardbeskrivelserne indeholder foreslåede datoer for udbringning af handelsgødning og husdyrgødning. Tabel 5.2 giver retningslinier for prioritering af husdyrgødningsanvendelse samt typiske udbringningsdatoer.

I praksis skal den samlede gødningstildeling både tilpasses de aktuelle mængder husdyrgødning til stede og plantedirektoratets krav. Der er til DaisyGIS' udviklet en lille hjælpefunktion, der kan assistere i at tilpasse gødningsfordelingen mellem afgrøderne. Dels skal brugeren sørge for, at den samlede mængde husdyrgødning anvendes, og dels skal den samlede gødningsmængde overholde plantedirektoratets normer for bedriften som helhed. Brugeren skal dog selv overføre de beregnede gødningstildelinger for hver afgrøde til de rigtige udbringningsdatoer.

Husdyrgødning kan tildeles om efteråret – det gælder for flydende husdyrgødning fra høst til 1.10. til vinterraps eller til etablerede græsmarker der skal overvintre, og for fast husdyrgødning fra høst til 20.10. til arealer hvor der skal være vinterafgrøder (dvs. med N behov). Ellers tildeles det i forår (og sommer)-perioden.

Tabel 5.2 Prioritering af anvendelsen af husdyrgødning.

Afgrøde	Prioritet*	Bemærkninger	Typisk udbringningsdato
Vårbyg	3		1. april
Vårhvede	3		1. april
Vinterhvede	4		1. maj
Vinterbyg	4		15. april
Vinterrug	4		15. april
Vintertriticale	4		15. april
Markært	8		Helst aldrig, men ellers 1. april
Vårraps	3		1. april
Vinterraps	4		15. april
Alm. rajgræs	5		20. marts
Rødsvingel, 1. År	5	helst efterår	1. oktober
Rødsvingel, 2. År	5	helst efterår	1. oktober
Kartofler, fabrik	3		1. april
Fabriksroer, -top	1		1. april
Foderroer	1		1. april
Helsæd (byg)	2		1. april
Silomajs	1		15. april
Silomajs (økol.)	1		15. april
Græsudl. i korn, rent græs. Slæt	7	efterår	15. august
Græsudl. i helsæd, rent græs. Slæt	7	efterår	15. august
Græsudl. i grønkorn, rent græs. Slæt	7	efterår	15. august
Græsudl. i korn, kløvergræs. Slæt	7	efterår	15. august
Græsudl. i helsæd, kløvergræs. Slæt	7	efterår	15. august
Græsudl. i grønkorn, kløvergræs. Slæt	7	efterår	15. august
Græs 2. år. Rent græs	6	helst forår	1. april

Afgrøde	Prioritet*	Bemærkninger	Typisk udbringningsdato
Græs 2. år. Kløvergræs	6	helst forår	1. april

* 1 er højeste prioritet

For marker, der afgræsses er det vanskeligt at bestemme hvor meget, der afsættes. Antallet af foderenheder, der produceres (almindeligvis i størrelsesordenen 6500 -7000 f.e, hvis ikke andet er forventet ifølge bedriftsløsning) anvendes som udgangspunkt. Det antages at dyrenes kvælstofudnyttelse er 23%, og at 77% derfor føres tilbage til marken. Denne tilbageførsel sker jævnt i perioden fra 1. Maj til 31. August, og derefter jævnt aftagende til 1. November. Det svarer til ca 45 f.e. pr dag.

Foderenhederne i græs og kløvergræs indeholder mellem 17 og 25,5% råprotein svarende til mellem 34 og 44 g N/f.e (6,25*%total N=%råprotein; Fodermiddeltabel, 2000).

Mængdemæssigt produceres der næsten lige meget gylle og ajle, og den afsatte mængde må derfor fordeles mellem de to gødningsmængder. Gødningsmængden skal så tilføres jævnt hen over græsningsperioden. I boks 5.1 er vist et regneeksempel vedr. gødningstilbageførsel.

Boks 5.1

Kontinuert afgræsning er i Daisy's biblioteksfil defineret som høst af græs hver gang tørstoffet overskrider 1000 kg, til en stubhøjde der efterlader ca 700 kg tørstof.

I dette eksempel anvendes tal fra tabel 5.3 for kontinuert enggræs:

$$(1000-700 \text{ kg tørstof}) * 20.0\% \text{ råprotein}/6.25 = 9.6 \text{ kg N pr høst.}$$

$$\text{Tilbageførsel: } 77\% \quad 9.6 * 0.77 = 7.4 \text{ kg N}$$

Standardindhold i staldgødning: (0.2 (tørstof)* 0.0283 (N i tørstof))

Standardindhold i ajle (0.035 (tørstof) * 0.1621 (N i tørstof))

Mængde: x

$$X * (0.2*0.0283 + 0.035*0.1621) = 7.4$$

$$X = 0.653 \text{ T/ha}$$

For hver 300 kg høstet tørstof tilbageføres altså 653 kg ajle og 653 kg fast gødning med et samlet indhold på 7.4 kg N

Tilsvarende svarer 7000 fe til 280 kg N i foder, 216 kg N tilbageført, og 19 t ajle + 19 t fast gødning pr sæson.

For gødning tabt på marken sættes fordampningstabt til hhv. 70, 80 og 90% for fast gødning ved 5, 10 og 15 C, og for ajle til hhv 25, 50 og 70% ved de samme temperaturer. Disse tal er dårligt dokumenterede.

For husdyrgødningstildelingen er det vigtigt at der angives korrekt gødningstype (svinegylle, dybstrøelse, mm), idet indholdet af næringsstoffer i de forskellige former varierer.

Standardindholdet af tørstof, C og N i de forskellige gødningstyper er vist i Afsnit 5.3.

For handelsgødning specificeres i Daisy en gødningstype, der har et lignende indhold af ammonium. En række gødningers ammoniumindhold er vist i Tabel 5.3.

Tabel 5.3 Ammoniumindhold som % af total-N i handelsgødninger.

Gødningstype	Rel NH4	Gødningstype	Rel NH4
Flydende ammoniak 82	100	NPKS 14- 4-19- 2 1Mg	57
N 7 (Nitraman) 15Mn	8	NPKS 14- 6-15- 4	57
N 9 (Aminosol)	100	NPKS 15- 2- 6- 2 (flyd.) DANG.	57
N 15 (kalksalpeter)	8	NPKS 15- 2- 6- 2 (flyd.) FLEX	78
N 15 B (kalksalpeter)	8	NPKS 15- 4-10- 2 8Na 1Mg B	57
N 15 B (Nitabor)	6	NPKS 15- 4-10- 2 9Na 1Mg B	57
N 16 26Na B (Chilesalp.)	8	NPKS 15- 4-11- 2 8Na 1Mg B	57
N 27 2Mg (kalkamm.salp.)	50	NPKS 15- 5-14- 4	62
N 32 (urea-amm.nitr. fl.) FLEX	50	NPKS 16- 4-12- 4 1Mg B	58
N 34 (amm.nitrat)	50	NPKS 16- 5-16- 3	57
N 46 (urea)	100	NPKS 18- 2- 7- 4 4Na B (m.bl.)	56
NS 12- 2 16Na (m.bl.)	51	NPKS 19- 1- 4- 3 (flyd.) DANG	57
NS 16- 2 11Na (m.bl.)	50	NPKS 19- 3- 9- 4 Mn (m.bl.)	55
NS 18- 2 6Na B (flyd.) DANG	50	NPKS 19- 4-11- 3 1B(m.bl.)	57
NS 20- 3 2Mg B Mn (na.am.salp)	50	NPKS 19- 4-12- 3 1Mg B	57
NS 20- 7 5Na (m.bl.)	53	NPKS 20- 2- 9- 3	57
NS 20-10 (amm.salp.)	50	NPKS 20- 2-12- 4 B	54
NS 20-10 (flyd.) DANG	50	NPKS 20- 3-10- 4	57
NS 20-10 (flyd.) FLEX	58	NPKS 21- 2- 9- 3	57
NS 21- 7 Mn (m.bl.)	53	NPKS 21- 3- 9- 4 1Mg B Mn	57
NS 21-24 (svovlsur ammoniak)	100	NPKS 21- 3-10- 4 1Mg B	56
NS 24- 4 (flyd.) FLEX	78	NPKS 22- 2-12- 3 1Mg B	57
NS 24- 4 1Mg (amm.sulf.salp.)	53	NPKS 22- 3- 8- 3	57
NS 24- 6	53	NPKS 23- 3- 7- 3 2Mg B	50
NS 24- 6 1Mg	53	NPKS 23- 3- 7- 4 2Mg B	57
NS 24- 6 Mn	53	NPKS 23- 3- 7- 4 2Mg B Cu	57
NS 24- 8 (amm.salp.)	53	NPKS 24- 3- 7- 3	57
NS 24-10 (amm.nitrat)	53	NPKS 24- 3- 9- 3	57
NS 24-13 2Mg	53	NPKS 25- 2- 9- 2	54
NS 25- 4 (flyd.) DANG	53	NPKS 27- 2- 4- 3	57
NS 25- 5 (amm.nitrat)	51	NP 11-16 (flyd.) DANG	57
NS 25- 5 (flyd.) DANG	53	NP 12-23- 0 MAP	57
NS 26-14 (amm.sulf. salp.)	53	NP 16- 1 6Na (flyd.) FLEX	78
NS 27- 3	53	NP 18- 1 7Na (flyd.) FLEX	78
NS 27- 3 1Mg	53	NP 18-20- 0 DAP	65
NS 27- 4 (amm. nitrat)	53	NP 32- 2- 0	65
NS 27- 4 (kalkamm.salp.)	53	NPS 17- 7- 0- 2 (flyd.) FLEX	65
NS 27- 5 (amm.salp.)	53	NPS 17- 9- 0- 5 B (flyd.) DANG	65
NS 28- 4 (amm.nitrat)	53	NPS 17- 9- 0- 7 (m.bl.)	65
NS 28- 4 (kalkamm.salp.)	53	NPS 18-20- 0- 1	65
NS 28- 4 5%Stalosan G	53	NPS 18-20- 0- 3 DAP	65
NS 28- 5	53	NPS 19- 7- 0- 7 B (flyd.) DANG	65
NS 29- 3 (flyd.) DANG	53	NPS 20- 2- 0- 2 Mn (fl.) FLEX	65
NPK 10- 2- 5 4Na (flyd.) FLEX	78	NPS 20- 3- 0- 3 (flyd.) DANG	65
NPKS 5- 7-25- 3 2Mg	53	NPS 20- 5- 0- 3 (flyd) DANG	65
NPKS 5- 7-25- 3 2Mg 4%St.G	53	NPS 20- 7- 0- 7 2Mg B	65
NPKS 6- 9-25- 4	53	NK 14- 0-39	51
NPKS 7- 7-25- 5	53	NK 32- 0- 4 (m.bl.)	51
NPKS 8-11-20- 4	53	NK 33- 0- 3	51
NPKS 10- 2-11- 9 (flyd.) DANG	53	NKS 12- 0- 7- 3 (flyd.) DANG	51
NPKS 10- 4-13- 14 3Mg	53	NKS 12- 0- 7- 3 (flyd.) FLEX	51
NPKS 11- 4-13-10 2Mg	53	NKS 18- 0- 8- 4 4Na B (m.bl.)	51
NPKS 11- 4-17-10 1Mg	53	NKS 19- 0-10- 4 2Mg B (m.bl.)	50
NPKS 12- 5-18- 6 Na B	53	NKS 19- 0-12- 6 1Mg B(m.bl.)	52
NPKS 13- 2- 7- 2 (flyd.) FLEX	78	NKS 19- 0-15- 5 2Mg B	50
NPKS 13- 2- 8- 3 (flyd.) DANG	53	NKS 19- 0-16- 3 2Mg B	50
NPKS 13- 3-13- 9 2Mg Cu B Mn	56	NKS 20- 0- 4- 4 (flyd.) DANG	50
NPKS 13- 3-15- 9 Mg B Cu Mn(m)	57	NKS 20- 0-10- 5 1Mg B(m.bl.)	52
NPKS 13- 3-16-10 3Mg B Cu Mn	57	NKS 22- 0-11- 3 1Mg	52
NPKS 13- 5-19- 2 1Mg	57	NKS 23- 0- 8- 3 2Mg	52
NPKS 14- 3-15- 9 3Mg B Cu	57	NKS 23- 0- 8- 5	52
NPKS 14- 3-15-17	57	NKS 24- 0- 5- 3	52
NPKS 14- 3-18- 9 1Mg Cu B (H)	57	NKS 24- 0- 5- 4	52
NPKS 14- 3-18- 9 1Mg Cu B (K)	57	NKS 27- 0- 5- 5 1Mg	52

5.2.1.2 Høst

For de fleste afgrøder styrer Daisy selv høsttidspunktet, dog er der i biblioteksafgrøderne sat en ”dog senest”-kommando sådan at man sikrer sig at afgrøden høstes inden næste jordbehandling.

For græs er forskellige muligheder specificeret. Græs kan dyrkes til frøproduktion, og ligner i så fald kornafgrøderne mere eller mindre. Desuden kan græs dyrkes til slet, eller afgræsses efter forskellige strategier. Sletgræs høstes automatisk når græsproduktionen når over 3000 kg DM/ha, eller når vækststadiet internt i daisy når til ”0.7”. Der gødes i foråret og til de tre første slet. Foldafgræsning hvor biomassen holdes mellem 1500 og ca 700 kg, og kontinuert afgræsning, hvor biomassen holdes mellem 1000 og 700 kg er specificeret som en række slet, der initieres når biomassen er som defineret. Disse systemer gødes kun 1. april og 1. juni. Der er dog ofte konstateret problemer med at simulere græs, der ofte høstes (som ved afgræsning), og i så fald er det bedre at høste færre gange (som slet), men at fjerne den korrekte mængde tørstof og N. Så passer markbalancen. **Det skal bemærkes at parameteriseringen af græsmodul er under revision.**

Ved definition af en høst, kræves også specifikation af stubhøjde (i cm) for græs og for afgrøder hvor udbyttet er over jorden. For ”overjordiske afgrøder” skal defineres hvor stor en fraktion, der høstes af ”oplagringsorganet” (sorg i modellen), af blade og af stængler (halm). For underjordiske afgrøder (kartofler, roer) skal specificeres hvor stor en del af blade og ”oplagringsorganer”, der høstes

De indsatte standardtal fremgår af Tabel 5.4.

Tabel 5.4 %-høst og spild for hver af fraktionerne ”oplagringsorgan” (=sorg), stængler, blade og cm stub ved høst.

%	Oplagringsorgan		Stængler		Blade		Stub
	Høst	Spild	høst	Spild	Høst	Spild	
Korn	99	1	70	30**			10 cm
Kartofler	99	1			1	99	
Roer	99	1			1*	99	
Græs							
Slet	80	20	80	20	80	20	5 cm
Foldafræsning							10 cm
Kont. Afgræsn.							10 cm
Majs	95	5	95	5	95	5	20 cm
Raps	99	1	1	99			10 cm
Ært	99	1	1	99			10 cm
Rajgræs	99	1	1	99	1	99	10 cm
Rød svingel							

* Høstes roerne fjernes 50-70% af toppen.

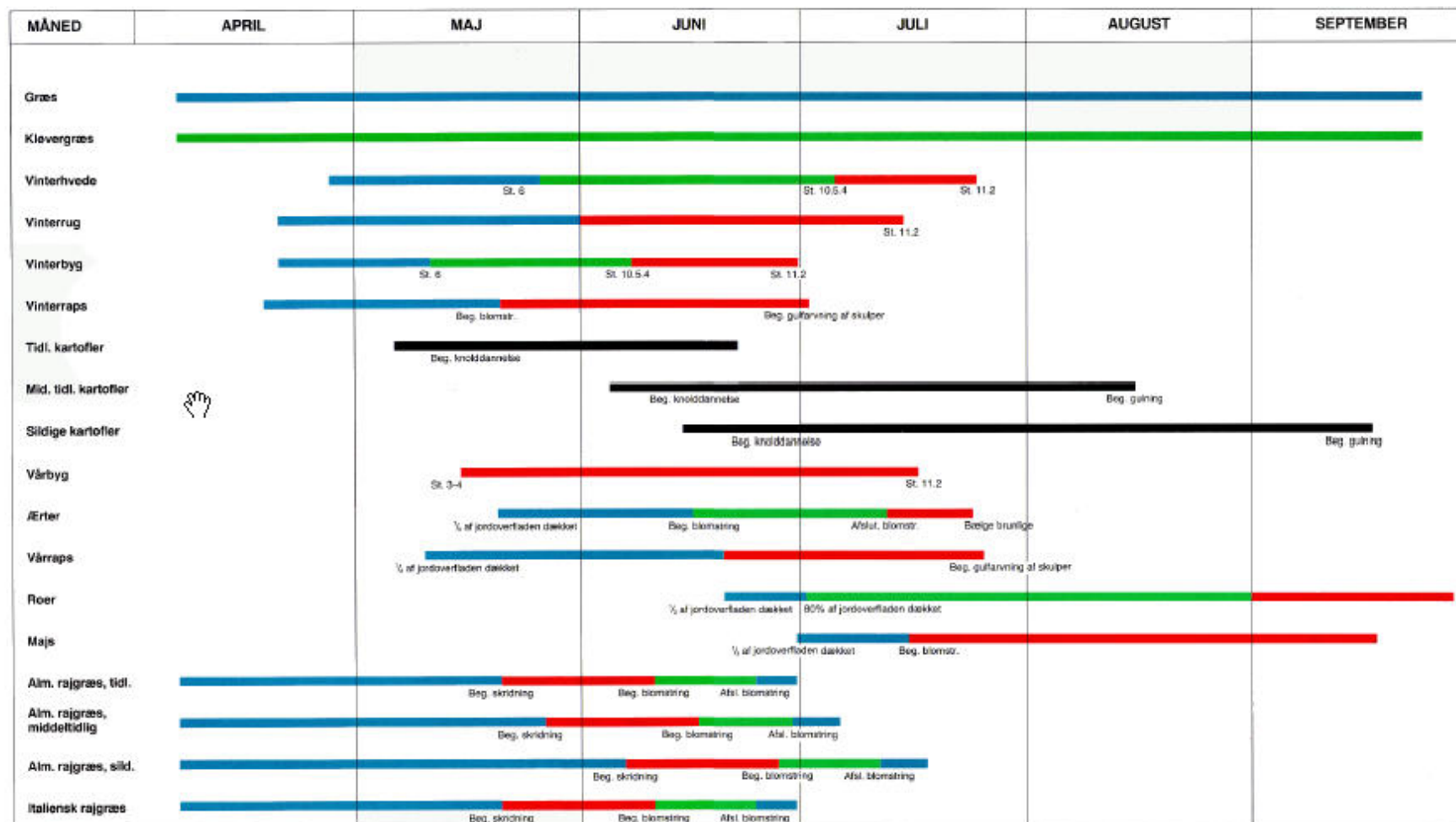
** I praksis høst af 50-70%

5.2.1.3 Vanding

Vanding er ikke specificeret som standard. Brugeren kan aktivere vanding fra brugerfladen. Vandingen igangsættes når trykket i 30 cm’s dybde falder til 400 cm vandsøjle. Der vandes med det antal mm, som landmanden har kapacitet og udstyr til (f.eks 25-30 mm). Efter en vanding kan tidligst vandes 5 dage senere. Antallet af gange, der kan vandes ialt, er bestemt af vandingstilladelsen. Hvis en tilladelse lyder på 100 mm, og der vandes med 30 mm pr gang, kan der altså højst vandes 3 gange.

Den periode, hvor vanding er aktuel, skal desuden specificeres. De perioder, hvor vanding er aktuelt for de enkelte afgrøder, kan f.eks findes beskrevet i Dyrkningsvejledning: Vandingsvejledning fra Landbrugets Rådgivningscenter, hvor Figur 5.1 også stammer fra.

Figur 5.1 Vandingsperioder for udvalgte afgrøder. Figur stillet til rådighed af Landbrugets Rådgivningscenter.



Figur 5

Figuren viser de perioder, hvor afgrøderne bør holdes velvokset med vand. Vandingsregnskabet for de enkelte afgrøder bør startes ved periodens begyndelse (se også forklaring i teksten). Signaturerne angiver, hvor stor procentdel af det planlagte pørgelige vand, der må være opbrugt, før vandning foretages. Der bør vandes ved det lavest angivne underskud i perioder med stor fordampning.

■ 30 - 40% ■ 40 - 50% ■ 50 - 60% ■ 60 - 70%

5.2.2 Mulige afvigelser

Der kan ændres på jordbehandlingsmetoderne, så de afspejler landmandens praksis. Gødningstildelingen skal under alle omstændigheder tilpasses. Fjernelse af afgrøderester ved høst vil variere med driftsformen – under nogle forhold udnyttes roetop til ensilage og halm til dyrehold eller til halmfyre, og skal derfor tilpasses. Vanding vil, hvis aktuelt, skulle sættes for de lokale forhold. Ovenstående foreslåede værdier kan anvendes, men kan også ændres efter landmandens praksis, vandingskapacitet, tilladelser og udstyr.

5.2.3 Dokumentationskrav

Ændres jordbehandlingsmetoderne, skal det noteres hvilke ændringer, der er foretaget (typer og datoer). Det er hensigtsmæssigt at opstille en tabel over gødningstildelingene over sædskiftet, der viser tildelingene til de enkelte afgrøder og summerer husdyrgødningsmængden, plantedirektoratets kvote og de aktuelle tildelinger.

Anvendte høst-parametre beskrives hvis de er anderledes end de foreslåede standarder, og vandingskriterierne specificeres.

En kopi af den anvendte manag.dai-fil kan indsættes.

5.2.4 Tilknyttet usikkerhed

Den samlede repræsentation af dyrkningsforholdene er behæftet med usikkerhed, for afgrødesammensætningen vil variere med prisstrukturen og landmandens øvrige forhold. Det er væsentligt for modelresultaterne, at forhold som nedmuldning af halm beskrives, idet det rykker ved de organiske balancer i jorden.

Vanding er en væsentlig faktor i udvaskningsberegningerne, idet det oftest vil føre til mindre udvaskning end i den uvandede situation.

5.3 Parameterisering af organiske gødninger

5.3.1 Standardopsætninger

Alle organiske gødninger er karakteriseret ved at indeholde både uorganisk og organisk bundet kvælstof. Parameteriseringen af organiske gødninger skal derfor beskrive både fordelingen af den uorganiske del (som regel udelukkende som ammonium, NH_4^+) og omsætningsparametre for den organiske del, dvs. for dennes indhold af kulstof og deraf afledt N-mineralisering. Der er som standard opsat en række forskellige organiske gødningstyper i Daisy, som beskrevet i det følgende.

For parameterisering er det nødvendigt at have de basale oplysninger om gødningens: tørstofindhold, total kulstof- og kvælstofindhold relativt til tørstofindhold, samt andelen af kvælstoffet på NH_4 -form. Desuden skal parameteriseringen af den organiske del af gødningen indeholde oplysninger om, hvorledes kulstofmængden fordeles til de forskellige organiske puljer i modellen (initial_fraction), deres N indhold relativt til C (C_per_N), nedbrydningshastighed (turnover_rate), fordelingen af nedbrydningsprodukterne (fractions) og nedbrydningseffektiviteten (efficiency), se nedenfor. Derudover angives, hvor stor en andel af totalt NH_4 -N, der som standard tabes ved udbringningen. Dette tab simuleres til at være øjeblikkelig, selvom tabet i virkeligheden sker over op til flere døgn.

På grund af manglende datagrundlag for en differentieret parameterisering af den organiske del, er der for øjeblikket kun én fælles definition ("slurry", nedenstående) for alle organiske gødninger. Den er baseret på en svinegylle, der i simuleringssammenhæng tidligere har vist sig at give tilfredsstillende simuleringresultater, og inkluderes ved et programkald i beskrivelsen af de enkelte gødningstyper.

```
(defam slurry organic
  (description "Average based on numbers provided by Torben Bonde, Danish
  Environmental Protection Agency, approximately 1991.
  Added by <sha@kvl.dk>, 2000.")
  (volatilization 0.15)
  (om ((initial_fraction 0.72)
    (C_per_N 100)
    (turnover_rate 2.0e-4)
    (efficiency 0.60 0.60)
    (fractions 0.0 1.0 0.0))
    ((initial_fraction 0.18)
    (turnover_rate 2.0e-3)
    (efficiency 0.60 0.60)
    (fractions 0.0 1.0 0.0))
    ((C_per_N 11)
    (turnover_rate 1.0)
    (efficiency 1.0)
    (fractions 0.0 0.0 1.0))))
```

I Daisy distributionen er en række standard husdyrgødninger defineret med udgangspunkt i de nyeste normtal for husdyrgødninger (Poulsen et al., 2001), se Tabel 5.5, hvor disse er opdelt efter dyreart, staldtype og gødningstype (gylle, staldgødning+ajle eller dybstrøelse, som afhænger af staldsystemet). For alle disse husdyrgødninger er den generaliserede definition af gødningernes organiske fraktion anvendt.

Tabel 5.5 Standard husdyrgødninger baseret på normal for husdyrgødninger (Poulsen et al., 2001). Data for hver opgjort kategori er gennemsnit af alle tilhørende data i normtallene. Lovpligtig udnyttelse er den samlede 1. og 2. års minimumvirkning af total N, jf. Plantedirektoratet (2002).

Husdyrgødninger ab lager (kilde: 1)			Data				Daisy parameterisering			
Dyreart	Staldtype	Gødnings-type	Tørsto f %	Total N kg/t	NH4-N kg/t	Lovpl. udnyt .	dry_matter_fraction	total_N_fraction	*total_C_fraction	NH4_fraction
Kvæg	Binde-/sengest., spalter/riste	Gylle	10.3	5.35	3.21	0.70	0.103	0.053	0.40	0.600
		Staldgødning	19.6	5.43	1.36	0.65	0.196	0.027	0.40	0.251
	Bindestald m. grebning	+ Ajle	3.3	5.34	4.81	0.65	0.033	0.162	0.40	0.900
		Løsdriftsstald og bokse	Dybstrøelse	28.9	7.16	1.86	0.45	0.289	0.025	0.40
Slagtesvin & smågrise	Helt eller delvis spaltegulv	Gylle	5.4	4.82	3.62	0.75	0.054	0.090	0.40	0.750
		Staldgødning	23.0	8.87	3.10	0.65	0.230	0.039	0.40	0.349
	Fast gulv	+ Ajle	2.0	3.52	3.17	0.65	0.020	0.180	0.40	0.899
		Løstgående, fast gulv	Dybstrøelse	33.0	11.68	2.92	0.45	0.330	0.035	0.40
Søer	Helt eller delvis spaltegulv	Gylle	5.0	5.06	3.80	0.75	0.050	0.101	0.40	0.750
		Staldgødning	23.0	8.49	2.97	0.65	0.230	0.037	0.40	0.350
	Fast gulv	+ Ajle	2.5	5.92	5.33	0.65	0.025	0.237	0.40	0.900
		Løstgående, fast gulv	Dybstrøelse	33.0	7.34	1.84	0.45	0.330	0.022	0.40
Slagtekyllinger	Fast gulv	Dybstrøelse	48.4	37.17	11.15	0.45	0.484	0.077	0.40	0.300
Høns	Fritgående, gulvdrift	Dybstrøelse	63.3	77.54	23.26	0.45	0.633	0.122	0.40	0.300
	Bure m. gødningsbånd	Gylle	12.0	6.30	4.10	0.45	0.120	0.053	0.40	0.651
	Bure m. gødningskælder	Staldgødning	40.0	21.33	7.47	0.45	0.400	0.053	0.40	0.350
Kalkuner	Fritgående, gulvdrift	Dybstrøelse	48.0	60.37	18.11	0.45	0.480	0.126	0.40	0.300
Ænder & Gæs	Fritgående, gulvdrift	Dybstrøelse	35.0	27.66	8.30	0.45	0.350	0.079	0.40	0.300
Mink & ræv	Bure, gødningsrende	Gylle	6.5	4.28	2.99	0.45	0.065	0.066	0.40	0.699
	Bure, grusbund	Staldgødning	25.0	11.08	4.99	0.45	0.250	0.044	0.40	0.450
Hest	Fast gulv	Dybstrøelse	26.0	8.36	2.09	0.45	0.260	0.032	0.40	0.250
Får og ged	Fast gulv	Dybstrøelse	34.6	11.82	2.96	0.45	0.346	0.034	0.40	0.250

*: kulstofindholdet er ikke angivet i Poulsen et al. (2001) men varierer erfaringsmæssigt mellem 35-45% af tørstofindholdet, 40% er anvendt generelt.

Tabel 5.6 Andre organiske standard gødninger, baseret på en række forskellige kilder. Data er ikke nødvendigvis et repræsentativt gennemsnit, hvorfor aktuelt målte data bør anvendes hvis de er tilgængelige.

Andre organiske gødninger			Data				Daisy parameterisering			
Type	Gødningstype	Kilde	Tørstof %	Total N kg/t	NH4-N kg/t	Lovpl. udnyt.	dry_matter_fraction	total_N_fraction	total_C_fraction	NH4_fraction
Affalds - produkter	Spildevandsslam	2), 3), 4)	14.1	42.80	12.48	0.45	0.141	0.304	0.40	0.292
	Kompost. husholdningsaff.	3), 6), 7)	50.0	9.44	1.01	0.20	0.500	0.019	0.40	0.107
	Kartoffelfrugtsaft	5)	2.0	1.09	0.54	0.50	0.020	0.055	0.40	0.500
	NovoGro slam	8)	3.5	1.10	0.11	0.40	0.035	0.031	0.40	0.100
	NovoGro-30 slam	8)	30.0	6.00	0.60	0.40	0.300	0.020	0.40	0.100
	Pressesaft grøntpillefabr.	9)	1.22	0.38	0.04	0.40	0.012	0.031	0.40	0.100
Separeret gylle	Svinegylle - rå, usepareret	* 10)	6.1	7.30	5.69	0.75	0.061	0.120	0.40	0.780
	Svin - separeret tyk fraktion	10)	24.5	11.75	3.78	**)	0.245	0.048	0.40	0.322
	Svin - separeret tynd fraktion	10)	2.3	6.25	5.40	**)	0.023	0.278	0.40	0.864
	Kvæggylle - rå, usepareret	* 10)	5.9	3.30	2.07	0.70	0.059	0.056	0.40	0.628
	Kvæg - separeret tyk fraktion	10)	18.5	5.60	1.63	**)	0.185	0.030	0.40	0.291
	Kvæg - separeret tynd fraktion	10)	3.0	2.90	1.95	**)	0.030	0.097	0.40	0.672
Andre typer af organisk gødning			-- altid efter analyse --				0.40			

*) Rå, usepareret er udgangsmaterialet for de anførte tyk henh. tynd fraktioner.

**): Lovpligtig udnyttelsesgrad for separeret husdyrgødning fastsættes, jf. Plantedirektoratet (2002), af producenten. i henh. til gældende regelsæt

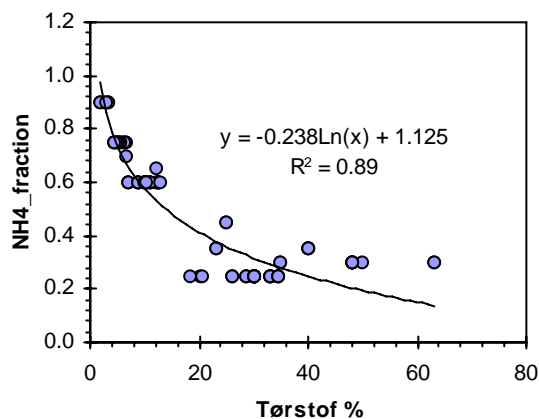
(2): Miljøstyrelsen (2001) (3): Jens Petersen (2001) (4): Claus Petersen (2001) (5): Dansk Procesteknologi I/S (2003) (6): Eilersen, et al. (2001) (7): Müller og Magid (2001) (8): Novozymes, Kalundborg: green accounts. (9) Albert Baumann (2003) (10): Sørensen og Højby Larsen (2002) & Højby Larsen (2002)

Ud over disse standard husdyrgødninger kan der forekomme en række andre organiske gødningsmidler anvendt i jordbruget, herunder både forskellige affaldsprodukter fra industriproduktion eller byernes affaldsbehandling, samt fraktioneret eller bioforgasset husdyrgødning. Som udgangspunkt må en simulering af disses anvendelse altid basere sig på målte kvalitetsdata for tørstof, C, N og NH₄-andel. I Tabel 5.6 er angivet forslag til standarddata for nogle af de mest almindelige af disse andre organiske gødninger. Disse er også inkluderet som standard i Daisy distributionen.

5.3.2 Mulige afvigelser

Det vil principielt altid være bedst at anvende målte data for de anvendte organiske gødninger (dvs. tørstof-, total kulstof- og kvælstofindhold, samt NH₄-andel), men dette forudsætter naturligvis at prøvetagning og analyse er repræsentativ og pålidelig. I forbindelse med gødningsregnskaber accepteres husdyrgødningsanalyser ikke som datagrundlag, og i forbindelse med konkrete bedriftssimuleringer til VVM-godkendelser eller lignende bør disse tage udgangspunkt i aktuelle husdyrnormdata anvendt i gødningsplanlægningen.

I forbindelse med oplandssimuleringer, hvor målte data som regel ikke er tilgængelige, skal der vælges den/de mest passende standardgødninger fra biblioteket. Såfremt disse ikke passer på de anvendte husdyrgødninger, skal man som minimum have data eller estimat for tørstof- og total N-indhold; andelen af ammonium (NH₄_fraction) kan så estimeres ud fra nedenstående figur, som viser sammenhængen mellem tørstofindhold og ammonium andel for alle data i Poulsen et al. (2001). Husdyrgødningernes kulstofindhold er ikke angivet i Poulsen et al. (2001), men varierer erfaringsmæssigt (se Mette Højby Larsen, 2002) omkring 40±5% af tørstofindholdet, hvorfor kulstofindholdet (total_C_fraction) kan estimeres til 40% af tørstofindholdet.



En anden parameterisering af den organiske del (f.eks. hurtigere eller langsommere N-mineralisering) kræver at man har data der retfærdiggør dette; f.eks. i form af laboratorie- eller markdata, med som minimum en N-mineraliseringsprofil. I så fald foretages og dokumenteres en række kalibrerings og valideringskørsler på disse data.

5.3.3 Dokumentationskrav

Alle simple parametre for de anvendte gødninger (hvad enten der er anvendt standard eller målte værdier), inklusiv anvendt fordampningstab, skal angives som dokumentation, f.eks. i form af uddrag af fertilizer.dai (eller manage.dai, som værdien også kan specificeres i). Parameterisering af den organiske del skal angives, hvis der er anvendt andre parametre end standard.

5.3.4 Tilknyttet usikkerhed

De anførte standardhusdyrgødninger producerer det ”bedst mulige” parametergæt på basis af nyeste husdyrgødningsnorm. Når det drejer sig om beregning af årlige udvaskninger for et opland eller større område, menes disse data at være tilstrækkelige til at opnå rimelige resultater. Ønskes beregninger for en konkret ejendom, ændret arealanvendelse el. lign., vil sikkerheden øges betydeligt ved at anvende aktuelle målte eller estimerede data.

5.4 Korrektion af afgrødemodulernes udbytteberegning

5.4.1 Begrundelse kort

Det er vigtigt ved beregning af nitratudvaskning, at modellen beregner et realistisk udbyttelniveau, specielt mht. høstet kvælstof. Når fraførslen af kvælstof i form af høstet afgrøde har et realistisk niveau, så minimeres usikkerheden på nitratudvaskningen væsentligt. Høstudbytter kan variere meget afhængig af jordtype, nedre rand, klima, vanding, læforhold, sortsvalg, gødskning og dyrkningspraksis m.m. Dertil kommer de årlige variationer i udbytterne, der skyldes vejrforholdene, og som ligeledes kan være betydelige.

5.4.2 Registrering af udbyttelniveau

I praksis kan udbytteregistreringer være af forskellig kvalitet, og derfor forbundet med forskellige grader af usikkerhed. For korn, frøgræs, raps og ærter er de mest sikre målinger via indvejningssedler på varer solgt/lagret på grovvareselskaber, hvor vandindhold og evt. proteinindhold samtidig er registreret. Dernæst kommer målinger fra indvejning på egne lageranlæg. Endelig kan der foreligge udbytteregistreringer fra mejetærskeres måleudstyr. Disse vurderes at være af dårligere kvalitet end hvor der er sket indvejning. Udbytter korrigeres normalt til et tørstofindhold på hhv. 85% og 91% i korn og raps.

For grovfoderafgrøder (majs, græs, helsæd, foderroer mv.) er udbytteregistreringer oftest behæftet med væsentlig større usikkerhed end for kornafgrøder. Størst usikkerhed er der ved græs til afgræsning og græs høstet til fodring på stald. Udbytteregistrering i afgrøder der laves til ensilage og hø samt foderroer sker ved opmåling af den høstede vare. Der vil her være usikkerhed mht. opmåling, rumvægt, tørstof- og kvælstofindhold.

Udbyttedata vil ofte repræsentere den samlede bedrift, hvor der ikke er differentieret mellem jordtyper indenfor bedriften. I disse tilfælde kan udbytterne derfor ofte relateres til den enkelte mark. Udbyttedata for enkeltafgrøder vil typisk ikke foreligge som kontinuerlige dataserier over en årrække, men kun for enkeltår. Da de årlige variationer i udbyttet er betydelige bør det undersøges om de år der foreligger udbyttedata for er repræsentative for beregningsperioden. Til vurdering heraf kan anvendes forholdstallene for udbytter i vinterhvede i Danmark i perioden 1990-2000 (appendiks A4 – afgrødeproduktion).

Kvælstofindholdet (protein) i høstede afgrøder varierer betydeligt fra år til år. Proteinindholdet er navnlig bestemt af den tildelte kvælstofmængde. Udover en årsvariation påvirkes proteinindholdet også af tidspunktet for kvælstoftildeling, sorten og husdyrgødningsmængden. Som følge af bl.a. Vandmiljøplanerne er kvælstoftildelingen gradvist faldet gennem 90'erne og frem til udgangen af 2002. Det har ligeledes medført et generelt fald i proteinindholdet, og dermed høstet kvælstof over perioden.

5.4.3 Sammenligning af udbyttene

I nogle situationer er det faktiske udbyttene kendt. Hvis modellen her beregner markant for lave eller for høje høstudbytter (kvælstof) ($> \pm 10\%$) som gennemsnit over klimaperioden bør de grundlæggende data (nedbør, fordampning, jordbeskrivelse, beskrivelse af den nedre rand) gennemgås igen. Kan der ikke findes fejl i de grundlæggende data, kan afgrødemodulernes udbytteberegning korrigeres i henhold til vejledningen i afsnit 5.4.4.

I andre situationer er det faktiske udbyttene ikke kendt. Her sammenlignes de beregnede udbytter (kvælstof) med generelle udbyttene for den pågældende jordtype under hensyntagen til om der vandes. Af Tabel 9.1 i appendiks 9 fremgår generelle udbyttene for afgrøder, der kan anvendes i Daisy. Hvis modellen her beregner markant lavere eller højere høstudbytter (kvælstof) ($> \pm 10\%$ for korn og raps, $> \pm 15\%$ for øvrige afgrøder) som gennemsnit over klimaperioden, bør de grundlæggende data også her gennemgås igen. Kan der ikke findes fejl i de grundlæggende data, eller kan afvigelsen ikke begrundes i disse, skal det vurderes om der er andre forhold, der kan begrunde en afvigelse fra det generelle udbyttene, såsom, sortsvalg, gødsning og dyrkningspraksis. Kan en afvigelse ikke begrundes, bør afgrødemodulernes udbytteberegning korrigeres i henhold til vejledningen i afsnit 5.4.4.

Dokumentation for generelle udbyttene samt kvælstofindhold findes i appendiks A9 om afgrødeproduktion.

5.4.4 Kalibrering af afgrødemodeller

I dette projekt er afgrødemodellerne kalibreret til normale danske udbytter. Indtil videre er følgende modeller kalibreret: vinterhvede, vårbyg, vinterbyg, vinterrug, markært, græs, frøgræs og majs (ensilage).

På trods af, at afgrødemodellerne er kalibrerede til gennemsnitsudbytter, vil der i beregninger på mark eller bedriftsniveau være tilfælde, hvor N-udbyttet er enten over- eller underestimeret i forhold til de N-udbytter, som er høstet eller indvejet fra den pågældende mark eller bedrift (jvf. ovenstående afsnit om tilladelige afvigelseskriterier). For at opnå en tilfredsstillende beregning af nitratudvaskningen kan det i sådanne tilfælde være nødvendigt, at foretage en yderligere kalibrering af de afvigende afgrødemodeller afhængigt af om udbyttet af over- eller underestimeret.

Hvorvidt et simuleret udbytte er overestimeret eller underestimeret bør vurderes som den simulerede afgrødes gennemsnitlige udbytte i ti-års perioden 1990-2000 i forhold til et målt eller statistisk udbytte.

Ved afvigelse på N-udbyttet udover de tilladelige kriterier bør parameterisering kontrolleres for eventuelle fejl.

Ved underestimering af N-udbyttet bør det undersøges hvorvidt afgrøden er vand eller kvælstofstresset. Dette kan undersøges ved at logge "Crop Production" og vurderer "water stress" og "nitrogen stress".

Er afgrøden under betydeligt vandstress i vækstperioden bør specielt parameteriseringen af nedre rand genovervejes. Hvis der er dræn, kan der køres enkelte simuleringer, hvor aquitarddybden bringes tættere mod jordoverfladen. Start f.eks. med at hæve aquitarden 10

cm (jf afsnit 4.2.3). Dette gøres ved, at bunden af den nederste horisont, typisk C-horisonten hæves fra eksempelvis 300 cm til 290 cm. Husk at logge "Crop Production".

Kvælstofstress kan være et resultat af vandstress, så inden det forsøges at kalibrere på kvælstoffet, skal vandet være på plads. Kvælstoffet kalibreres ved at ændre på mineraliseringen og dette gøres ved enten at justere humusindholdet i A-horisonten eller justere den gennemsnitlige årlige tilførsel af organisk kulstof (C-input). Først bør overvejes om humuspuljen i A-horisonten er på plads. Er datagrundlaget dårligt kan det med rimelighed afprøves hvilken effekt 0.5 procentpoint opjustering af humusindholdet har. Hvis ikke dette øger N-udbyttet tilfredsstillende, bør C-inputtet genberegnes og eventuelt bør det afprøves hvilken effekt 1000 kg højere C-input har.

Såfremt en justering af A-horisontens humusindhold og justering af det gennemsnitlige årlige C-input ikke har den ønskede effekt på N-udbyttet, er baggrunden for en kalibrering af afgrødemodul til stede.

Ved overestimering af N-udbyttet bør parameteriseringen af nedre rand, humusindhold og årlig tilførsel af organisk kulstof ligeledes genovervejes og det bør principielt afprøves hvorvidt mindre korrektioner af de to sidstnævnte faktorer kan bringe N-udbyttet på plads.

Hvis der i henhold til de ovenstående kriterierne er behov for en yderligere justering kan afgrødemodellerne kalibreres. Dette gøres ved ændring af DSEff-parameteren i den enkelte afgrødemodel. Det er vigtigt, at det er N-udbyttet, der primært kalibreres efter og ikke tørstofudbyttet.

DSEff er en reguleringsfaktor (primært mellem 0 og 1) for fotosyntesen, der knytter sig til plantens udviklingsstadiet. Parameteren har primært en effekt på tørstofproduktionen. DSEff justeres forholdsmæssig op eller ned ved alle værdier af DS jf. nedenstående eksempel:

Før

(DSEff (0.0 1.0) (0.3 1.0) (1.0 1.0)(2.0 1.0)) (værdierne vist i kursiv)

Efter

(DSEff (0.0 0.95) (0.3 0.95) (1.0 0.95)(2.0 0.95))

Begynd f.eks. med at justere 5%.

I valideringsøvelsen beskrevet i Appendix 10 er der i nogen tilfælde justeret på Fm (den maximale assimileringsrate) og SpLAI (Specifik bladvægt). Det skyldtes det specielle forhold, at de målte udbytter lå langt over de gennemsnitlige (op til 50 % over). Her var det nødvendigt dels at skifte til de originale vækstmoduler, der angiver potentiel vækst, og i et vist omfang justere dem op.! Så drastiske tiltag bør der kun sjældent være behov for.

Hvis der ikke opnås tilstrækkelig effekt ved at justere DSEff-parameteren, kan der justeres på parametrene, der bestemmer hastigheden, hvormed planten optager kvælstof (MxNH4Up og MxNO3Up). Der bør kun foretages mindre justeringer.

Kalibrering af planternes N-optag kan alternativt finjusteres ved at angive baggrundsmineraliseringen. Et estimat for baggrundsmineralisering kan opnås ved at analysere kvælstofindholdet i en eller flere repræsentative planteprover (hele planten) fra et markplot som ikke er gødsket, se afsnit 4.4.3.

For afgrøder, der fikserer N er der i afgrødemodulet under "CrpN" angivet en "fixate-factor" med default 0.8, der angiver hvor stor en del af N-behovet, der fikseres pr dag. Den totale mængde N fikseret afhænger af udbyttens niveau, N-niveau i jorden mm. Det anbefales at konsultere Høgh-Jensen et al. (1998 og 2004), hvis der er behov for at kalibrere den fikserede mængde. Disse artikler beskriver en empirisk metode til vurdering af fikseringens niveau. Den anvendte formel er vist i det følgende, og parameteriseringen for en række afgrøder er vist i Tabel 5.7.

$$N_{\text{fix}} = TS_{\text{bælgplante}} * N\% * P_{\text{fix}} * (1 + P_{\text{rod+stub}} + P_{\text{trans-jord}} + P_{\text{trans-dyr}} + P_{\text{immobil}})$$

Hvor

- $TS_{\text{bælgplante}}$ = høstet mængde tørstof i bælgplanten, opgjort ved slutning af vækstsæsonen,
- $N\%$ = koncentration af kvælstof i bælgplantens tørstof (kg kg^{-1}),
- P_{fix} = andel fikseret kvælstof i bælgplantens bladmasse-kvælstof,
- $P_{\text{rod+stub}}$ = andel af den totale mængde fikseret kvælstof i systemet, som findes i bælgplantens rod + stub-kvælstof ved afslutning af vækstsæsonen,
- $P_{\text{trans-jord}}$ = andel af den totale mængde fikseret kvælstof i systemet, lokaliseret i græsset, overført underjordisk fra bælgplanterne til græsset i samdyrkningsystemer,
- $P_{\text{trans-dyr}}$ = andel af den totale mængde fikseret kvælstof i systemet, lokaliseret i græsset, overført overjordisk (via græssende dyr) fra bælgplanterne til græsset i afgræssede samdyrkningsystemer,
- $P_{\text{trans-dyr}}$ = andel af den totale mængde fikseret kvælstof i systemet, lokaliseret i en immobiliseret organisk pulje i jorden ved afslutning af vækstsæsonen, stammende fra bælgplanten.

Tabel 5.7 Parameterisering anvendt af Høgh-Jensen et al. (1998) for en række afgrøder.

	$N\%$	P_{fix}	$P_{\text{rod+stub}}$	$P_{\text{trans-jord}}$	$P_{\text{trans-dyr}}$	$P_{\text{trans-dyr}}$
Ært, renbestand til modenhed	0,039	0,70	0,40	-	-	-
Hestebønne i renkultur til modenhed	0,05	0,70	0,40	-	-	-
Lucerne og rødkløver i renbestand	0,033	0,75	0,25	-	-	0,25
Ært/vårkorn-blanding til helsæd	0,037	0,82	0,12	-	-	-
Ungt (1-2 år) afgræsset hvidkløvergræs	0,043	0,75	0,25	0,10	0,20	0,25
Ungt (1-2 år) afhugget hvidkløvergræs	0,043	0,90	0,25	0,10	-	0,25
Ungt (1-2 år) afhugget rødkløvergræs	0,033	0,90	0,25	0,05	-	0,25
Grønbrak	0,043	0,75	0,25	0,15	-	0,30
Ældre (>2år) afgræsset hvidkløvergræs	0,043	0,75	0,25	0,20	0,20	0
Ældre (>2år) afhugget hvidkløvergræs	0,043	0,90	0,25	0,20	-	0

5.4.5 Tilknyttet usikkerhed

Som beskrevet ovenfor er der i praksis stor variation i udbytterne. Afvigelser fra et generelt udbyttensniveau kan begrundes i en lang række forhold. Disse omfatter bl.a. jordtype, nedre rand, klima, vanding, læforhold, sortsvalg, gødsning og dyrkningspraksis.

Det skal bemærkes at de kalibrerede afgrødemodeller ikke kan anvendes til simulering af respons ved gødningsniveauer, der er højere end hvad de er kalibreret til. Det skyldes, at brugeren ved kalibreringen fastlægger et maksimalt optagelsesniveau for planterne. Med andre ord betyder en afgødekalkibrering i Daisy at man bestemmer hvor responskurven flader ud.

5.4.6 Dokumentationskrav

Der skal i dokumentationen gøres rede for:

- Om udbyttensniveauerne er kendte, og i hvilket omfang de er kendte
- Om de beregnede udbytter ligger indenfor et acceptabelt interval
- Om parameteriseringen af afgrødemodellerne er ændret, og i givet fald hvilke ændringer der er foretaget.

5.4.7 Tilknyttet usikkerhed

Som beskrevet ovenfor er der i praksis stor variation i udbytterne. Afvigelser fra et generelt udbyttensniveau kan begrundes i en lang række forhold. Disse omfatter bl.a. jordtype, nedre rand, klima, vanding, læforhold, sortsvalg, gødsning og dyrkningspraksis.

6 Resultatanalyse

6.1 Beskrivelse af output

Principielt kan Daisymodellen sættes til at udskrive alle delresultater under beregningerne i tidsskridt ned til en time. Daisy skriver sine resultater i .log-filer, hvis indhold kan være fordefineret eller bruger-specificeret. For at lette administrative analyser er fordefineret nogle resultatfiler, der indeholder den nødvendige information til at opstille vand- og stofbalancer. Disse er også tilgængelige fra DaisyGIS-fladen. Der er desuden udviklet nogle specialværktøjer, der kan anvendes til samlet analyse af resultater fra perturberede afgrødefølger. Disse inkluderer den udvalgte information, der forventes nødvendig i administrativ sammenhæng.

Generelt har gruppen vurderet at nedvaskningen skal vurderes på årsbasis. Det er imidlertid vanskeligt at definere én periode, der egner sig til vurdering af alle typer af resultater. De foretrukne perioder er et hydrologisk år: 1. april til 31. marts, eller et gødningsår: 1. august til 31. juli.

For en opgørelse over gennemsnitlig udvaskning for en hel rotation, er det ikke så væsentligt om året er defineret fra den ene eller den anden dato. Men betragtes en enkelt afgrøde, er datoen vigtig. Vælges for eksempel et hydrologisk år, så er gødningstildelinger i efteråret ikke registreret i samme år som udbyttet, og vælges et gødningsår, vil udbyttet af roer og kartofler blive slået sammen med udbyttet af en efterfølgende vår-afgrøde. Standard-loggene er derfor indrettet sådan, at alle parametre logges over både det hydrologiske år og gødningsåret. I opgørelserne for de enkelte afgrøder, anvendes de fleste resultater fra det hydrologisk år, og

udvalgte parametre (gødningstildeling, N i såsæd, NH₄-fordampning og denitrifikation) for gødningsåret.

Anvendes DaisyGIS udskrives som minimum en vandbalance [WB], en kvælstofbalance [NB] og høstudbytter [HARVEST], beskrevet på de følgende sider.

Brugeren kan vælge at logge andre resultatpakker over andre perioder, men disse data kan så ikke analyseres med de specielle udtrækningsværktøjer til perturberede søjler.

En række andre log-filer er tilgængelige (se DaisyGIS brugermanual). Med de almindelige Daisy-værktøjer kan man præsentere resultaterne som tidsserier, søjlediagrammer, sammenligne totaltilførsel og fraførsel i søjle- eller pie-diagrammer, vise vand- og nitrogenbalanceplot eller vise fladekort for en enkelt variabel, se kapitel 1.2 vedrørende DaisyGIS.

6.1.1 Vandbalance

Der genereres en resultatfil pr beregnings søjle. I DaisyGIS er logfilens akronym WB. I logfilen skal defineres hvilken dybde, balancen summeres over. Denne dybde angives i DaisyGIS-menuen men som standard logges over de øverste 2 m, ved dræn dog til aquitardens overkant. Bemærk, at til vurdering af andre variable end udvaskning kan andre loggedybder være at foretrække. Det kan være i bunden af rodzonen eller svarende til en dybde, hvor den pågældende variabel normalt måles.

Tabel 6.1 Tabelindhold med fluxe i mm/time og totalindhold i mm.

Year	
Month	
Day	
Rain	Nedbør som regn
Snow	Nedbør som sne
Irrigation_overhead	Vanding på bladdækket
Irrigation_surface	Vanding på jordoverfladen
Reference_evapotranspiration	Reference-fordampning
Total_ea	Aktuel fordampning
Matrix-perc	Perkolation from jordmatricen i et bruger-specificeret dybde
Pref-perc	Perkolation from makroporer i en bruger-specificeret dybde
DrainFlow	Drænastrømning
Runoff	Overfladisk afstrømning
Canopy_water_storage	Vand på bladmassen
Pond_water_storage	Vand på jordoverfladen
Soil_water_content	Jordvand i profilet til en bruger-specificeret dybde
Development_stage	Afgrødens udviklingstrin
LAI	Bladareal-index
Root_depth	Roddybde
Water_stress	Afgrødens vandstress
Nitrogen_stress	Afgrødens nitrogenstress

6.1.2 Nitrogen Balance

Der genereres en resultatfil pr beregnings søjle. I DaisyGIS er logfilens akronym WB. Som for vandbalancen skal der i logfilen skal defineres hvilken dybde, balancen summeres over.

Denne dybde angives i DaisyGIS-menuen men som standard logges over de øverste 2 m, ved dræn dog til aquitardens overkant. Bemærk, at til vurdering af andre variable end udvaskning

kan andre loggedybder være at foretrække. Det kan være i bunden af rodzonen eller svarende til en dybde, hvor den pågældende variabel normalt måles.

Tabel 6.2 Tabelindhold med fluxe i kg N/ha/time og totalindhold i kg N/ha.

Year	
Month	
Day	
NO3-Deposition	NO ₃ -N modtaget ved våd-og tørdeposition
NH4-Deposition	NH ₄ -N modtaget ved våd-og tørdeposition
NO3-Fertilizer	NO ₃ -N tilført med gødning
NH4-Fertilizer	NH ₄ -N tilført med gødning
ORG_N-fertilizer	Organisk N tilført med gødning
NH3-volatilization	NH ₃ -fordampning fra gødning
Fixated	N fixering fra bælgplanter
Denitrification	Denitrifikation (NO ₃ (l) => N ₂ (g))
NH4-Leak-Matrix	NH ₄ -N i perkolation fra jordmatrixen
NO3-Leak-Matrix	NO ₃ -N i perkolation fra jordmatrixen
NH4-Leak-Macro	NH ₄ -N i perkolation fra makroporer
NO3-Leak-Macro	NO ₃ -N i perkolation fra makroporer
NH4-drain	NH ₄ -N i drænaftstrømning
NO3-drain	NO ₃ -N i drænaftstrømning
NH4-runoff	NH ₄ -N i overfladisk afstrømning
NO3-runoff	NO ₃ -N i overfladisk afstrømning
NH4-Root t	NH ₄ -N-optagelse i planterødder
NO3-Root	NO ₃ -N-optagelse i planterødder
AccFixated	N fixering fra bælgplanter, akkumuleret værdi
NLeaf	N optaget i blade
Nstem	N optaget i stænglen
NSOrg	N optaget i oplagingsorganer
Nroot	N optaget i planteroden
Ndead	N i dødt plantemateriale
Harvest N	Total N fjernet ved høst
Seed_N	N i frø – udsæd
NH4-surface	NH ₄ -N oplagret på jordoverfladen
NO3-surface	NO ₃ -N oplagret på jordoverfladen
Surface_ORGN	Organic N oplagret på jordoverfladen
Nitrification	Omdannelse fra NH ₄ -N til NO ₃ -N
NO3-immobilization	Nitrat immobilisering
NH4-mineralization	Ammonium mineralisering
NH4-Total	Total NH ₄ -N oplagret på jordoverfladen
NO3-Total	Total NO ₃ -N oplagret i jorden
ORG_N	Total organisk N oplagret i jorden
SOM_N	N oplagret i SOM pools (Soil Organic Matter)
SMB_N	N oplagret i SMB pools (Soil Microbial Biomass)
AOM_N	N oplagret i AOM pools (Added Organic Matter)
N20-nit	Lattergasproduktion

6.1.3 Høstudbytter

Der genereres en resultatfil pr beregnings søjle. I DaisyGIS er logfilens akronym HAR.

Tabel 6.3 Beregningsresultater i loggen "Harvest".

Year	
Month	
Day	
Column name	Søjlels navn
Crop name	Afgrødens navn
Harvested stem dry matter	Høstet tørstof i stængel (t/ha)
Harvested dead leaf dry matter	Høstet tørstof i døde blade (t/ha)
Harvested green leaf dry matter	Høstet tørstof i grønne blade (t/ha)
Harvested storage organ dry matter	Høstet tørstof i oplagringsorganer (t/ha)
Harvested N in stem material	Høstet N i stængel (kg/ha)
Harvested N in dead leaf material	Høstet N i døde blade (kg/ha)
Harvested N in green leaf material	Høstet N i grønne blade (kg/ha)
Harvested N in storage organs	Høstet N i oplagringsorganer (kg/ha)

6.1.4 Aggregerende resultatanalyser

De værktøjer, der anvendes til opgørelse af resultater fra permuterede søjler, henter resultater fra et antal filer af ovenstående filtyper og aggregerer dem. Der kan genereres to typer opgørelser, nemlig for sædskiftet som sådant, og for hver afgrøde i sædskiftet. Tabel 6.4 viser et eksempel på sædskifteopgørelsen. Denne kan udtrækkes for alle perioder. Tabellen indeholder information om både vand- og stofbalancen, og koncentrationer i nedsivende vand og drænvand er beregnet som gennemsnit for året.

Det skal bemærkes, at mængden af N i husdyrgødning indskrevet i resultattabellerne er organisk N, og at mineralsk N derfor indeholder både handelsgødning og den mineralske del af husdyrgødningen.

Tabel 6.4 Årlige gennemsnit for sædskifterne over alle perturberede søjler. Det er angivet hvilke filer, de forskellige informationer stammer fra, og hvordan de behandles.

Output-præsentation 1		Årlige gennemsnit over alle perturberede søjler											
Sædskift nr.:													
Klima nr.:													
Jord:													
Areal:													
Nedre rand:													
Dybde af balance:													
		Formålet er at se indflydelsen af den klimamæssige variation hen over 10-års perioden											
		Årlige gennemsnit over alle perturberede søjler											
År		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Middel	st.afv.
Tilførsel													
Mineralisk N	Kg N/ha	NB: NO3 fertilizer + NH4-fertilizer											
Organisk N	Kg N/ha	NB: Organisk N											
Deposition	Kg N/ha	NB: NO3 dep + NH4 dep.											
N-fixering	Kg N/ha	NB: Fixated											
Såsæd N	Kg N/ha	NB: Seed_N											
Total N input	Kg N/ha	Summen af de 5 ovenstående.											
Fjernelse													
NH3 fordampning	Kg N/ha	NB: NH3-volatilization											
N-udvaskning til dræn	Kg N/ha	NB: Hvis dræn: NH4 + NO3 i dræn											
N-udvaskning til grundvand	Kg N/ha	NB:NH4-leaching + NO3-leaching for makroporer og matrice (ialt sum af 4).											
Denitrifikation	Kg N/ha	NB: denitrification											
N2O fordampning	Kg N/ha/dt	NB: N20-nit											
Høst N (primær)	Kg N/ha	Harvest: Sorg_N											
Høst N (sekundær)	Kg N/ha	Harvest: Stem-N + dead_N + leaf_N											
Høst N total	Kg N/ha	sum af de to ovenstående.											
Total N output	Kg N/ha	sum af linie 1, 3, 4, 5 ,6, 7											
Gns. Årlig N-Konc. i grundvand	mg/l	Beregnet som N til grundvand/ perkolation til grundvand.											
Gns. Årlig N-konc. i dræn	mg/l	Beregnet som N til dræn/afstrømning i dræn.											

Biomasse				
Høst ts (primær)	t/ha	Harvest: Sorg_DM		
Høst ts (sekundær)	t/ha	Harvest: Stem_DM + dead_DM + leaf_DM		
Høst ts total	t/ha	Sum af to ovenstående		
Interne N-puljer				
Organisk N-indhold	Kg N/ha	NB: Org_N		
Ændr. i org. N-indhold	Kg N/ha	NB: Forskellen mellem Org_N mellem 2 år.		
Ændr. i uorg. N-indhold	Kg N/ha	NB: Forskellen mellem NH4_total og NO4_total mellem 2 år.		
Ændr. i afgrødens N-indhold	Kg N/ha	NB: Forskellen mellem (N_leaf+N_stem+NS_org+ N_dead + Nroot) mellem 2 år		
Total ændr. i puljer	Kg N/ha	summen af linie 2, 3 og 4.		
Total N-optagelse	Kg N/ha	NB: Nleaf+Nstem+ Nsorg + Ndead + Nroot		
Netto N-mineralisering	Kg N/ha	NB: (NH4-mineralisation minus NO3 immobilisation)		
Vandbalance				
Nedbør	mm	WB: (rain + snow) eller NY: precipitation		
Vanding	mm	WB: (Irrigation_overhead + Irrigation_Surface) eller ny: total irrigation		
Aktuel fordampning	mm	WB: total Ea		
Referencefordampning	mm	WB: Reference EA		
Drænafstrømning	mm	WB: Drænflow		
Total perkolation	mm	WB: Matrix-perkolation ?Pref-perkolation) eller ny total perk.		
Ændr. i vandindhold	mm	WB: Forskellen mellem (Soil water content) mellem 2 år.		

Skal resultaterne udtrækkes for en enkelt afgrøde, er udtrækningsrutinen mere kompliceret. Tabel 6.5 viser et eksempel på et sædskifte med fire afgrøder, der er permuteret til fire søjler. Det gennemsnit, der er interessant, er gennemsnittet for alle forekomster af en bestemt afgrøde i de fire søjler med den tilsvarende standard-afvigelse.

Tabel 6.5 Eksempel på permuteret afgrødefølge

	Søjle_1	Perm_2	Perm_3	Perm_4
1991	A	D	C*	B
1992	B	A	D	C
1993	C	B	A	D
1994	D	C	B	A
1995	A	D	C	B
1996	B	A	D	C
1997	C	B	A	D
1998	D	C	B	A
1999	A	D	C	B
2000	B	A	D	C

Som nævnt tidligere, er der derudover problemet med hvilke perioder, data skal udtrækkes fra, for at man opnår den information, der er interessant, nemlig de gødningstildelinger, der er givet til en enkelt afgrøde, og det udbytte, der er opnået, for en enkelt afgrøde. Denne opgørelse er interessant når man skal sikre sig at der ikke er begået fejl, samt at udbytteberegningen er rimelig. Det skal bemærkes, at da ikke alle tal er udtrukket for den samme periode, er det ikke en reel balance, sådan som Tabel 6.4. Den afgrødevise opgørelse er vist i Tabel 6.6.

Tabel 6.6. Resultatpræsentation af gennemsnitstallene for de enkelte afgrøder i en rotation. Den valgte opgørelsesperiode er vist i kolumnen til højre

Sædskifte nr.: Bemærk at opgørelsesperioden for de forskellige variable er forskellig

Afgrøde		Afgrøde 1 CV, %	Afgrøde 2 CV, %	afgrøde 3 CV, %	... CV, %	Afgrøde N CV, %	
Tilførsel							
Handelsgødning	Kg N/ha	-	-	-	-	-	gødningsår
Husdyrgødning	Kg N/ha	-	-	-	-	-	gødningsår
Deposition	Kg N/ha						hydrologisk år
N-fixering	Kg N/ha						hydrologisk år
Såsåed N	Kg N/ha	-	-	-	-	-	gødningsår
Total N input	Kg N/ha						
Fjernelse							
NH4 fordampning	Kg N/ha						gødningsår
N-udvaskning til grundvand	Kg N/ha						hydrologisk år
N-udvaskning til dræn.	Kg N/ha						hydrologisk år
Denitrifikation	Kg N/ha						gødningsår
N2O Fordampning	Kg N/hat						
Høst N (primær)	Kg N/ha						hydrologisk år
Høst N (sekundær)	Kg N/ha						hydrologisk år
Høst N total	Kg N/ha						hydrologisk år
Total N output	Kg N/ha						
Gns. Årlig N-konc.							
	mg/l						
	mg/l						
Biomasse							
Høst ts (primær)	t/ha						hydrologisk år
Høst ts (sekundær)	t/ha						hydrologisk år
Høst ts total	t/ha						hydrologisk år
Nøgletal vedr. vand							
Aktuel fordampning	mm						hydrologisk år
Vanding	mm						hydrologisk år
Total perkolation	mm						hydrologisk år
Total drænflow	mm						

6.2 Standardcheck, der altid skal udføres

6.2.1 Vandbalance

Som nævnt i kapitel 4.2.3 kan observeret drænaftstrømning og simuleret grundvandsniveau anvendes i kalibreringsøjemed. I denne sammenhæng bør de simulerede tidsserier undersøges, og der bør lagres på daglig basis. I Tabel 6.4 vises den overordnede vandbalance. Hvis tallene er urealistiske, bør det analyseres, om noget kan være gået galt under simuleringen. Kvælstofberegningerne bør først udføres, når kalibreringen af vandberegningen er tilfredsstillende.

6.2.2 Tilførsler af N, ammoniakfordampning og denitrifikation

Allerførst bør undersøges om alle inputs er, som de skal være. Den totale tilførsel med gødning skal stemme med hvad der er specificeret (Tabel 6.4). I Tabel 6.6 kan kontrolleres om tildelingen pr afgrøde anvendt i modellen er korrekt. Det skal bemærkes at den mineralske del af husdyrgødningen vil adderes til handelsgødningen.

Ammoniakfordampning, denitrifikation og N-fixering bør kontrolleres. Ammoniakfordampningen afhænger af hvordan husdyrgødningen tildeles, og hvor hurtigt, den nedmuldes. Denitrifikationen vil generelt være størst under lerede og våde forhold, og lille på veldrænedede sandede jorde (f.eks. 8 kg N/ha på frit drænedede sandjord (JB1), og 29 kg N/ha på drænet lerjord (JB6), beregnet for vårbyg, der modtager 20 T svinegylle/ha. Fixeringen af N i bælgplanter vil være i samme størrelsesorden som den høstede N-mængde, hvis der ikke tilføres gødning.

6.2.3 Høstudbytter

I alle beregninger bør undersøges om de simulerede høstudbytter og det høstede N-indhold ligger på et rimeligt niveau i forhold til forventningerne, dvs plantedirektoratets statistikker og landmandens egen erfaring. Er uoverensstemmelsen større end 10%, bør de grundlæggende data (nedbør, fordampning, jordbeskrivelse, beskrivelsen af den nedre rand) gennemgås igen. Et for lavt udbytte kan for eksempel skyldes at der er grundvandsindflydelse, men at beregningerne udføres med fri dræning, eller at underjorden er specificeret som sand, men i virkeligheden er ler. Kan der ikke findes fejl i de grundlæggende data, kan afgrødemodulernes udbytteberegning korrigeres, se afsnit 5.4. Da planternes N-optagelse er et af de allervigtigste led i beregningerne, er det vigtigt for den samlede beregnings troværdighed, at udbytteneiveauet er korrekt.

Mangler en afgrøde i høst-filen er det sandsynligt at der i opsætningen forekommer en jordbehandling før afgrøden er høstet. Dette bør i så fald rettes.

6.2.4 Ændringer i de organiske puljer

Ændringerne i de organiske puljer skal checkes. Tabel 6.4 viser ændringerne i de organiske puljer, der indgår i omsætningen. Disse tal findes mere detaljeret i NB-loggen. Under stationære forhold, bør den totale ændring i kvælstofindholdet i puljerne være lille.

Beskrives et system, der bevæger sig fra planteavl til husdyrhold, bør man kunne se en vis opbygning i puljerne. Kvadratnetstallene viser en udvikling fra -100 - +100 kg N/ha/år,

afhængigt af brugstype og jordtype, men som oftest må der for en konkret bedrift forventes ændringer af en noget mindre størrelsesorden.

Et højt indhold af organisk stof i jorden kan føre til en høj grad af mineralisering, og dette kan påvirke udvaskningsberegningerne signifikant. Er dette tilfældet, bør det vurderes om en del af humus'en kan forventes at være biologisk inaktivt (inert, se (afsnit 4.4).

6.3 Krav til resultatpræsentation

Ved alle undersøgelser til administrativt brug bør resultater fra de permuterede sædskifter præsenteres i tabeller svarende til Tabel 6.4 og Tabel 6.6. Hvis bestemte rækker i tabellen har usædvanlige værdier, der har indflydelse på resultatet, bør dette kommenteres. Det kan for eksempel være en meget høj denitrifikation, eller usædvanligt høje udbytter (der påvirker N-optagelsen).

Er der store forskelle på resultaterne for forskellige arealer tilhørende en bedrift, er det hensigtsmæssigt at vise dette på et kort, evt med en angivelse af årsagen til de store variationer.

Resultaterne kan desuden angives samlet for en bedrift ved at vægte resultaterne fra forskellige sædskifter, hver svarende til Tabel 6.4 med den fraktion af det totale area, som sædskiftet forventes at udgøre. En gennemsnitskoncentration (mg/l) beregnes som $\Sigma(N \text{ (kg/ha)} * 100 * \text{areal (ha)}) / \Sigma(\text{mm} * \text{areal (ha)})$.

Beregningerne bør endvidere dokumenteres som beskrevet under de enkelte punkter.

6.4 Krav til usikkerhedsvurdering

Idet der simuleres over en periode på 10 år, er klimavariationen inkluderet i vurderingen. Andre usikkerheder er det imidlertid ikke. Det er derfor rimeligt at foretage en usikkerhedsvurdering af effekter af de parametre, der menes at være dårligst bestemt. Det kan være beliggenheden af den nedre rand, tekturen, den tidligere kvælstof tilbageførsel, gødningens N-indhold eller andet der har speciel relevans i en bestemt sag.

Analysen foretages ved at vælge en række sandsynlige værdier for input-parametren, udføre beregningen og angive resultatintervallet, eventuelt som en graf. Hvis, for eksempel, tekturen kun kendes ved JB-nummer, så kan lerprocenten svinge 5%, og det kan beregnes hvad effekten er, hvis tekturen ikke lige svarer til standardjorden.

Det anbefales at der udføres en usikkerhedsberegning for de parametre, der anses for mest usikre i det enkelte studie. Da der i langt de fleste undersøgelser vil være tale om estimater for en række parametre er det anbefalelsesværdigt altid at undersøge om antagelser undervejs kan have afgørende betydning på slutresultatet.

En større usikkerhedsanalyse, f.eks. en Monte Carlo analyse, vil oftest ligge uden for, hvad de enkelte undersøgelser kan retfærdiggøre.

7 Referencer

- Abrahamsen, P., and Hansen, S. (2000) Daisy: An Open Soil-Crop-Atmosphere System Model. *Environ. Model. Software* 15, 313-330
- Baumann, A. (2003) Pers. medd. Dangrønt A/S abdangr@post.tele.dk
- Blicher-Mathiesen, G., Grant, R., Jensen, C. and Nielsen, H. (1990) Landovervågningsoplande. *Faglig rapport fra DMU*, nr. 6.
- Blicher-Mathiesen, G., Nielsen, H., Erlandsen, M. and Berg, P. (1991) Kvælstofudvaskning og udbytte ved ændret landbrugspraksis, Modelberegninger med rodzonemodellen DAISY. *Faglig rapport fra DMU*, nr. 27.
- Børgesen, C.D., Kyllingsbæk, A., Djurhuus, J. (1997): Modelberegnet kvælstofudvaskning fra landbruget. SP-rapport nr. 19, oktober 1997.
- Børgesen, C.D., Djurhuus, J., and Kyllingsbæk, A. (2001) Estimating the effect of legislation on nitrogen leaching by upscaling field simulations. *Ecological Modelling* 136, 31-48.
- Dansk Procesteknologi I/S (2003) RAPPORT TIL KARTOFFELAFGIFTSFONDEN: KALIUM I FRUGTSAFT - OVERSIGT – LØSNINGSMETODER M.V. (Feb. 2003)
- Diekkrüger, B., Söndgerath, D., Kersebaum, K.C. and McVoy, C.W. (1995) Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling* 81, 329.
- Djurhuus, J., Hansen, S., Schelde, K., and Jacobsen, O.H. (1999) Modelling the mean nitrate leaching from spatial variable fields using effective parameters. *Geoderma* 87, 261-279.
- Eilersen, A.M., Tjell, J.C. og Henze, M. (2001) Muligheder for jordbrugsanvendelse af affald fra husholdninger. NUTRAP rapport, <http://www.agsci.kvl.dk/nutrap>
- Ellermann T., Hertel, O., Kemp, K og Monies, C (2002): Atmosfærisk deposition, 2001. NOVA 2003. Faglig Rapport fra DMU Nr. 418.
- FOCUS (2000): FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances "Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference Sanco/321/2000 rev.2, 202 p.
- Hansen, S. (1984): Estimation of Potential and Actual Evapotranspiration. *Nordic Hydrology* 15, 2005-212.
- Hansen, G.K. and Svendsen, H. (1994) Modelberegninger og optimering af N-balancer i sædskifter for svinebrug på lerjord, vandet og uvandet sandjord. *SP rapport* Nr. 15, Statens Planteavlsvforsøg.
- Hansen, G.K. and Svendsen, H. (1995b) Udbytter og kvælstofudvaskning. Systemanalyser med Daisy-modellen af N-balancer. *SP rapport* Nr. 12. Statens Planteavlsvforsøg.
- Hansen, G.K. and Svendsen, H. (1995c) Nitrogen Balances influenced by Farm Management, Soil Types and Climate. In: Proceedings of the Seminar on Site Specific Farming (Ed. S.E. Olesen), *SP-Report* No. 26, Danish Institute of Plant and Soil Science, pp 181-185.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. and Svendsen, H. (1990) DAISY: Soil Plant Atmosphere System Model. NPO Report No. A 10. *The National Agency for Environmental Protection*, Copenhagen, 272 pp.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. and Svendsen, H., (1991a) Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model Daisy. *Fert. Res.* 27, 245-259.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. and Svendsen, H., (1991b) Simulation of nitrogen dynamics in the soil plant system using the Danish simulation model Daisy. In: Hydrological Interactions Between Atmosphere, Soil and Vegetation. Eds.: Kienitz, G.,

- P.C.D. Milly, M.Th.van Genuchten, D. Rosbjerg and W.J. Shuttleworth. IAHS Publication No. **204**:185-195.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. and Svendsen, H. (1991c) Simulation of biomass production, nitrogen uptake and nitrogen leaching by using the Daisy model. In: Soil and Groundwater Research Report II: Nitrate in Soils, 1991: 300309. Final Report on Contracts EV4V-0098-NL and EV4V-00107-C. DG XII. Commission of the European Communities.
- Hansen, S., Schaffer, M.J., Jensen, H.E. (1994) Sevelopments in modeling nitrogen transformations in soil. In: Bacon, P. (Ed.) Nitrogen Ferytilization and the Environment. Marcel Dekker Publishers, 83-107.
- Hansen, S., M. Thorsen, E.J. Pebsma, S. Kleeschulte and H. Svendsen (1999) Uncertainty associated with the simulation of regional nitrate leaching. A case study. *Soil Use and Management* 15, 167-175.
- Hansen, S., Thirup, C., Refsgaard, J.C. and Jensen, L.S. (2001) Modelling of nitrate leaching at different scales - application of the *Daisy*. In: Shaffer, M., Liwang, M and Hansen, S. (Eds.) Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management. Lewis Publishers, Boca Raton, 511-547
- Henriksen (Ed) (2001) Ståbi i grundvandsmodellering. GEUS Rapport 2001/56.
- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jensen, E. S., Jørgensen, F. V. og Vinther, F. P. (1998) Empirisk model til kvantificering af symbiotisk kvælstoffiksering i bælglplanter. In Kvælstofudvaskning og -balancer i konventionelle og økologiske planteproduktionssystemer (red.: Kristensen E.S. og Olesen J.E.). Forskningscenter for Økologiske Jordbrug, Tjele, FØJO-rapport nr. 2, pp. 69-86.
- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jørgensen, F. V. , Vinther, F. P. and Jensen, E. S. (2004): Short Communication: An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agricultural Systems* 82, 181-194.
- Jensen, C., Stougaard, B. and Jensen, N.H. (1992) The Integration of Soil Classification and Modelling of N-balances with the DAISY model. In H.J.P. Eijsackers and T. Hamers (eds.): Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for proper Protection, *Kluwer Academic Publishers*, The Netherlands, 512-514.
- Jensen, C., Stougaard, B. and Olsen, P. (1994a) Simulation of nitrogen dynamics at three Danish locations by use of the DAISY model. *Acta Agric. Scand., Sect. B, Soil and Plant Science*, **44**, 75-83.
- Jensen, C., Stougaard, B. and Østergaard, H.S. (1994b) Simulation of the nitrogen dynamics in farm land areas in Denmark 1989-1993). *Soil Use and Management*, **10**, 111-118.
- Jensen, C., Stougaard, B. and Østergaard, H.S. (1996) The performance of the Danish simulation model DAISY in prediction of N_{min} at spring. *Fert. Res.* **44**:7985.
- Jensen, C. and Østergård, H.S. (1993) Nitratudvaskning under forskellige dyrkningsforhold. In: Oversigt over landsforsøgene (C.Å.Pedersen), Landsudvalget for Planteavl.
- Jensen, H.E.; Hansen, S., Stougaard, B., Jensen, C., Holst, K., Madsen, H.B. (1993) Using GIS-information to translate soil type patterns to agro-ecosystem management – the Daisy Model. In: Eijsackers, H. J. P., Hamers, T. (Eds.) Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection. Kluwer Academic Publishers Dordrecht, The Netherlands, 401-428.
- Henning Høgh-Jensen, Ralf Loges, Erik Steen Jensen, Finn V. Jørgensen og Finn P. Vinther (1998) Empirisk model til kvantificering af symbiotisk kvælstoffiksering i bælglplanter. In Kvælstofudvaskning og -balancer i konventionelle og økologiske planteproduktionssystemer (red.: Kristensen E.S. og Olesen J.E.). Forskningscenter for Økologiske Jordbrug, Tjele, FØJO-rapport nr. 2, pp. 69-86.
- Jensen, L.S., Mueller, T., Bruun, S. and Hansen, S. (2001) Application of the *Daisy* model for short and long-term simulation of soil carbon and nitrogen dynamics. In: Shaffer, M.,

- Liwang, M and Hansen, S. (Eds.) Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management. . Lewis Publishers, Boca Raton, 483-509.
- Jensen, L.S., Mueller, T., Nielsen, N. E., Hansen, S., Crocker, G. J., Grace, P. R., Klir, J., Körschens, M. and Poulton, P. R. (1997) Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the soil-plant-atmosphere model DAISY. *Geoderma* **81** . 5-28.
- Magid, J. and Kølster, P. (1995) Modelling Nitrogen Cycling in an Ecological Crop Rotation - an Explorative Trial. *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture*, 77-87.
- Makkink, G.F. (1975): Ekzameno de la formula de penman. *Neth. J. Agric. Sci.* 5: 290-305.
- Mielby S., Hansen B., Hoffmann C.C., Jacobsen O.S., 1994, "Denitrifikation i ferske enge - belyst ved en kortlægning af 3 duvalgte oplande", SP rapport nr.9, landbrugsministeriet, statens planteavlsvforsøg
- Miljøstyrelsen (2001) Spildevandsslam fra kommunale og private renseanlæg i 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 3
- Müller, T., Jensen, L.S, Magid, J., Nielsen, N.E. (1996) Temporal variation of C and N turnover in soil after oilseed rape incorporation in the incorporation in the field: simulation with the soil-plant-atmosphere model Daisy. *Ecological Modelling* **99**, 247-262.
- Müller, T. og Magid, J. (2001) Jordbrugets anvendelse af byaffald i Nord og Central Europa. NUTRAP rapport, <http://www.agsci.kvl.dk/nutrap>
- Novozymes, Kalundborg: green accounts. <http://www.novonordisk.com/reports/press/environmental/er97/site/start.html>
- Petersen, C (2001) Statistik for jordbrugsmæssig anvendelse. Miljøprojekt Nr. 621 2001
- Petersen, C.T., Jørgensen, U., Svendsen, H., Hansen, S., Jensen, H.E. and Nielsen, N.E. (1995) Parameter assessment for simulation of biomass production and nitrogen uptake in winter rape. *Eur. J. Agron.*, **4**(1), 77-89.
- Petersen, J. (2001) Gødningsværdi af organisk affald. JordbrugsForskning nr. 7, september 2001
- Plantedirektoratet (2002) Vejledning og skemaer mark- og gødningsplan, gødningsregnskab, plantedække, harmoniregler, ændringer i ejer- og brugerforhold. Vejledning gældende for planperioden 1. august 2002 til 31. juli 2003
- Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B. & Sommer, S.G. (2001) Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. DJF rapport Husdyrbrug nr. 36 • november 2001
- Refsgaard, J.C., M. Thorsen, J. Birk Jensen, S. Kleeschulte and S. Hansen (1999) Large scale modelling of groundwater contamination from nitrogen leaching. *J. Hydrology* 221, 117-140.
- Refsgaard, J.C., Hansen, S. og Henriksen, H.J. (2001): Problemer med vandbalancer og mulige konsekvenser for beregning af nitratudvaskning. Diskussionsoplæg.
- Simmelsgaard S.V.E. 1985 II, " Vandbalance og kvælstofudvaskning på 4 jordtyper II, - vandbalance, aktuel fordampning og afstrømning til dræn og undergrund", Statens Planteavlsvforsøg, beretning nr. 1772, Tidsskrift for planteavl 89, s. 117 - 131
- Simmelsgaard, S.E., Kristensen, K., Andersen, H.E., Grant, R., Jørgensen, J.O., Østergaard, H.S. (2000). Empirisk model til beregning af kvælstofudvaskning fra rodzonen, N-LES. DJF-rapport, Markbrug, nr. 32.
- Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S., Arah, J.R.M., Chertov, O.G., Coleman, K., Franko, U., Frolking, S., Gunnewiek, H.K., Jenkinson, D.S., Jensen, L.S., Kelly, R.H., Li, C., Molina, J.A.E., Mueller, T., Parton, W.J., Thornley, J.H.M. and Whitmore, A. P. (1997) A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* **81** (12), 153-222.
- Storm, B., Styzen, M. og Clausen, T. (1990): Regional model for næringsalttransport og – omsætning. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, B15. 120 p.

- Stougaard, B., Jensen, C., and Jensen, N.H. (1992) Simulation of nitrate leaching from arable land in a Danish County (1989-1992). In: Francois, E.; Pithan, K.; Bartiaux-Thill, N.(Eds.). Conference Title: Agriculture: nitrogen cycling and leaching in cool and wet regions of Europe. COST 814. Workshop held in Gembloux (Belgium) October 22-23, 1992 p.122-127. Publisher: E. Guyot SA -- Brussels, Belgium
- Styczen, M. and Storm, B. (1993a) Modelling of N-movement on catchment scale - a tool for Analysis and Decision Making. 1. Model Description. *Fert. Res.* **36**, 16.
- Styczen, M. and Storm, B. (1993b) Modelling of N-movement on catchment scale - a tool for Analysis and Decision Making. 1. A Case Study. *Fert. Res.* **36**:7-17.
- Svendsen, H., Hansen, S. and Jensen, H.E., (1995) Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two German agro-ecosystems using the Daisy model. *Ecological Modelling* **81**, 197-212.
- Sørensen, P. og Højby Larsen, M. (2002) Udnyttelse af næringsstoffraktioneringer fra separeringsprodukter. Indlæg på Efterårskonferencen 2002; Mette Højby Larsen (2002) Kvælstof mineralisering af separeret kvæg- og svinegylle. Specialeprojekt, KVL.
- Thorsen, M., J.C. Refsgaard, S. Hansen, E. Pebesma, J.B. Jensen and S. Kleeschulte (2001) Assessment of uncertainty in simulation of nitrate leaching to aquifers at catchment scale. *J. Hydrology* 210: 210-227.
- Van der Keur, P., Hansen, S., Schelde, K., and Thomsen, A. (2001). Modification of DAISY SVAT model for use of remotely sensed data. *Agric. For. Meteorol.* 106, 215-231.
- Vereecken, H., Jansen, E.J., Hack-ten Broeke, M.J.D., Swerts, M., Engelke, R., Fabrewiz, F. and Hansen, S. (1991) Comparison of simulation results of five nitrogen models using different data sets. In: Soil and Groundwater Research Report II: Nitrate in Soils, 1991: 321-338. Final Report on Contracts EV4V-0098-NL and EV4V-00107-C. DG XII. Commission of the European Communities.
- WaterTech (2001): Beregning af nitratudvaskning på Tåsinge. Daisymodellen kontra Simmelsgaard-modellen (SIMIIB). Fyns Amt
- Willigen, P. de (1991) Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation models. *Fert. Res.* **27**, 141-149.
- Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A. and Le Bas, C. (1998): Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation models in environmental studies and in land use planning. Final Report of the European Union Funded Project., Report 156, DLO-staring Centre, Wageningen.