

Simulering af DOC og DON i indsatsområde "Søndersø" på Fyn

Endelig rapport for Arbejdspakke 6 i projektet

**"Regional Grundvandsbeskyttelse ved hjælp af Optimerede
Økologiske Dyrkningssystemer**

Forfattere

Styczen, M., DHI, Institut for Vand og Miljø
Poulsen, R.N., DHI, Institut for Vand og Miljø
Gudbjerg, J., DHI, Institut for Vand og Miljø
Gjettermann, B., KVL

Juni 2005

Forord

Denne rapport beskriver arbejde udført under arbejdspakke 6 (WP6) i projektet ”Regional Grundvandsbeskyttelse ved hjælp af Optimerede Økologiske Dyrkningssystemer. Arbejdet er udført i et samarbejde mellem KVL og DHI Institut for Vand og Miljø, sådan at den overordnede modelopstilling og beregningerne for det konventionelle landbrug er foregået på DHI, mens beregningerne for økologisk landbrug er foregået på KVL. De i WP5 udviklede faciliteter til Daisy-modellen er benyttet i arbejdet.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	INDLEDNING	1
1.1	Formål med undersøgelsen.....	1
1.2	Baggrund for valg af Søndersø-oplandet	1
1.3	Forskel på tidligere beregninger, og de, der foretages i dette studie	2
1.4	Begrænsninger i undersøgelsen	2
2	MATERIALER OG METODER	4
2.1	Modeller og scenarier.....	4
2.2	Opstilling af model for den umættede zone	5
2.2.1	Beregningsperiode.....	5
2.2.2	Klima	6
2.2.3	Beskrivelse af jordbunden	8
2.2.4	Nedre randbetingelse	11
2.2.5	Arealanvendelse ved konventionel dyrkning	13
2.2.6	Arealanvendelse ved økologisk dyrkning i indsatsområdet	17
2.3	Grundvandsmodellens opstilling	21
2.3.1	Geologi	21
2.3.2	Diskretisering, randbetingelser og initialbetingelser.....	22
2.3.3	Vandløbsmodel, dræn og runoff	22
2.3.4	Zonering af ledningsevner i de geologiske enheder.....	23
3	RESULTATER	24
3.1	Vandbalance for rodzonen.....	24
3.2	Kvælstofbalance for rodzonen.....	28
3.3	Kalibrering og optimering af grundvandsmodellens strømningsbeskrivelse	38
3.3.1	Vandbalance og grundvandsdannelse	41
3.3.2	Grundvandsalder	43
3.4	Opsætning af transportmodel	47
3.4.1	Redox-grænse	47
3.4.2	Antagelser og procesbeskrivelser anvendt i DOC/DON-omsætningen 48	
4	DISKUSSION	59
4.1	Resultater af grundvandsmodellering af nitrat alene	59
4.1.1	Redox-grænse	60
4.1.2	Resultater af grundvandsmodellering med antagelser om DOC- nedbrydning.....	61
4.1.3	Økologisk scenarie	66
4.2	Sammenligning med litteratur	67
5	KONKLUSION	69
5.1	- Behov for fremtidige undersøgelser	70
6	REFERENCER	71

1 Indledning

1.1 Formål med undersøgelsen

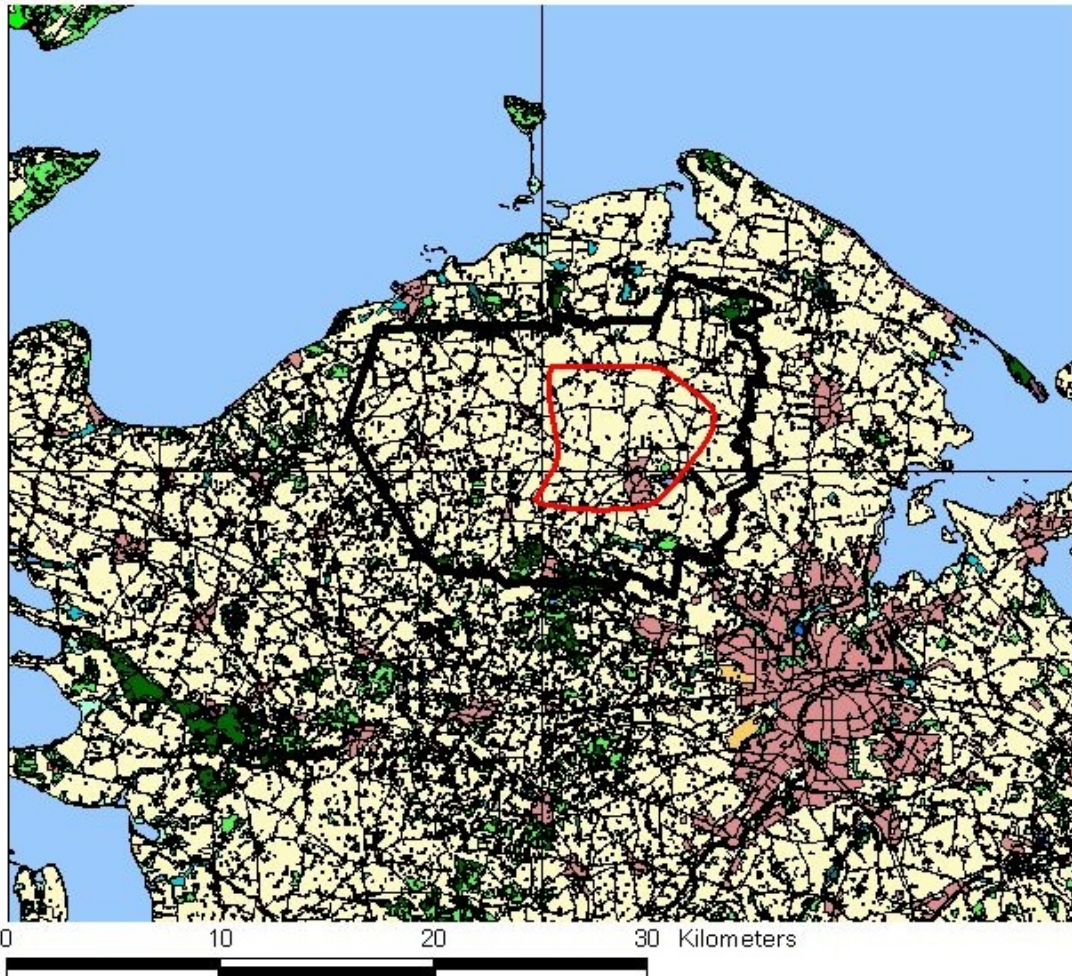
Formålet med undersøgelsen er at anvende den under projektet ”Regional groundwater protection by optimised organic farming systems”-ØKOVAND - udviklede DAISY-modelbeskrivelse af opløst organisk C (DOC) og opløst organisk N (DON)-udvaskning til en gennemregning af udvaskning i et konventionelt og en økologisk scenarie, samt at vurdere de mulige effekter af den nedvaskede DOC på denitrifikation i det øvre grundvand.

1.2 Baggrund for valg af Søndersø-oplandet

I den oprindelige projektbeskrivelse var det foreslået at opskalere resultater af udvaskningsberegninger fra Daisy-simuleringerne på Odense å's opland. Parallelt med dette projekt gennemførtes imidlertid en række andre beregninger af vand og kvælstof på Odense å's opland (Nielsen et al., 2004). Det blev klart at dette opland ville være for stort og modelopløsningen uhensigtsmæssig grov til dette studie. Store dele af Odense Å's opland har en ret højtliggende reduktionszone, der under alle omstændigheder fjerner nitrat. Det blev derfor valgt at ændre oplandet til et indsatsområde på Fyn, der også er dækket af modeller.

To indsatsområder inden for Odense Å's opland (“Søndersø” og ”Nr. Søby”), der begge er modelleret af DHI-Institut for Vand og Miljø, blev undersøgt. Der er opstillet detaljerede hydrologiske modeller med beregningsceller på 125x125 m for de to områder. Søndersø-området har nitratproblemer, og den opstillede hydrologiske model er af bedre kvalitet end modellen for Nr. Søby. Imidlertid ligger en del af Nr. Søby-modelområdet uden for Odense Å's opland, og data til kvælstofmodellering er ikke umiddelbart tilgængelige. Nr. Søby ligger inden for Odense Å's opland og er derfor allerede dækket med kvælstof-data, men det vides med sikkerhed, at den geologiske model ikke er korrekt i det vestlige område, hvor de tyndeste lerlag findes, og som derfor ville være det mest interessante fra et forureningssynspunkt. Søndersø-området er derfor udvalgt.

Kortlægningen af grundvandet ved Søndersø blev afsluttet i sommeren 2003. Den 1. november 2004 vedtog Amtsrådet en indsatsplan for grundvandsbeskyttelse i Søndersø (Fyns Amt, 2004). Der er udpeget et område på 12,6 km² som et indsatsområde med hensyn til nitrat, med henblik på at beskytte én af de største drikkevandsforekomster i Fyns Amt. Der vil dog først blive taget stilling til, om der skal gøres en aktiv indsats for at nedbringe nitratforureningen indenfor dette område, når hele Nordfyn er kortlagt i 2007. Indtil videre sikres, at nitratforureningen af grundvandet ikke forværres. Forslaget til indsatsplan kan findes på <http://www.fyns-amt.dk/wm146581>. Det forventes at koste 2.6 mill. kr. pr. år for frivillige dyrkningsaftaler i indsatsområdet med hensyn til nitrat. Modelområdet og indsatsområdet er vist i Figur 1.1.



Figur 1.1 Søndersø-oplandes placering på Nordfyn. Indsatsområdet er markeret med rødt på figuren.

1.3 Forskel på tidligere beregninger, og de, der foretages i dette studie

For Odense Å's opland er opstillet hydrologiske modeller fra mark til fjord. Der simuleres transport af vand, og transport og omdannelser af nitrogen. I hele grundvandszonen arbejdes der imidlertid kun med nitrat og en generaliseret reduktionszone. For de to indsatsområder er opstillet hydrologiske modeller, og indsatsområder er fastlagt på baggrund af partikelbaneberegninger. Det vil sige, at det er undersøgt fra hvilke områder, vand transporteres til specifikke boringer. Der er ikke udført udvaskningsberegninger for deloplandene og ingen af modelopsætningerne har inkluderet opløst organisk N (DON) og C (DOC).

1.4 Begrænsninger i undersøgelsen

Søndersø-oplandet ligger på grænsen af Odense Å-oplandet, og det har derfor ikke været muligt alene at anvende arealfordelingen fra studiet af Odense Å's opland (Nielsen et al., 2004). Den del af modeloplandet, der ligger udenfor den tidligere opsætning, er derfor parameteriseret specielt til denne undersøgelse. Med hensyn til klima og jord har det været muligt at anvende præcis de samme principper som i Odense Å-oplandet. Med hensyn til dyrkningsforhold har det været nødvendigt at

antage, at fordelingen af brugstyper var identisk med det øvrige opland og derefter fordele brugstyperne statistisk på de pågældende markblokke. Der er altså ikke fuld overensstemmelse mellem placeringen af brugstyper i virkeligheden og i modellen. Den oprindelige opsætning dækker næsten hele indsatsområdet. Kun det allernordligste af indsatsområdet er påvirket af den statistiske fordeling.

Der er ikke inden for projektet målt DOC og DON dybere end 90 cm, og de opstillede hypoteser og procesbeskrivelser for grundvandsdelen er derfor ikke dokumenterede i projektet. Der er ikke gennemført lokale undersøgelser i modelområdet som en del af projektet, og studiet verificeres ikke mod eksisterende data.

2 Materialer og metoder

2.1 Modeller og scenarier

Modellen består af en umættet zone, der beskrives i DAISY, version 3.58. Den beregnede nettonedbør overføres direkte som øvre randbetingelse til grundvandsmodellen. Den mættede zone beskrives af MIKE-SHE (DHI, 2005) og vandløb beskrives i MIKE 11 (DHI, 2004). Stofberegningerne foretages med MIKE SHEs advektions-dispersions (AD)-modul samt biologi-modulet (BM), som er en overbygning på AD-modulet (DHI, 2000). AD-modulet beregner stoftransport ved advektion og dispersion i den mættede zone ud fra resultaterne fra grundvandsmodellen. BM-modulet beregner stofafhængig omsætning og tillader brugeren at definere visse omdannelsesprocesser for de simulerede stoffer. Disse er beskrevet i kapitel 3.4.2.

DAISY indeholder en endimensional beskrivelse af den umættede zone, og markerne beskrives som en række endimensionale søjler ved siden af hinanden. Den benyttede version inkluderer en beskrivelse af DOC- og DON-dynamikken (Gjettermann, 2005). DAISY-modelopsætningen administreres via en brugerflade kaldet DaisyGIS (DHI, 2004b). Grundvandet beskrives som en tre-dimensional strømning for hele oplandet.

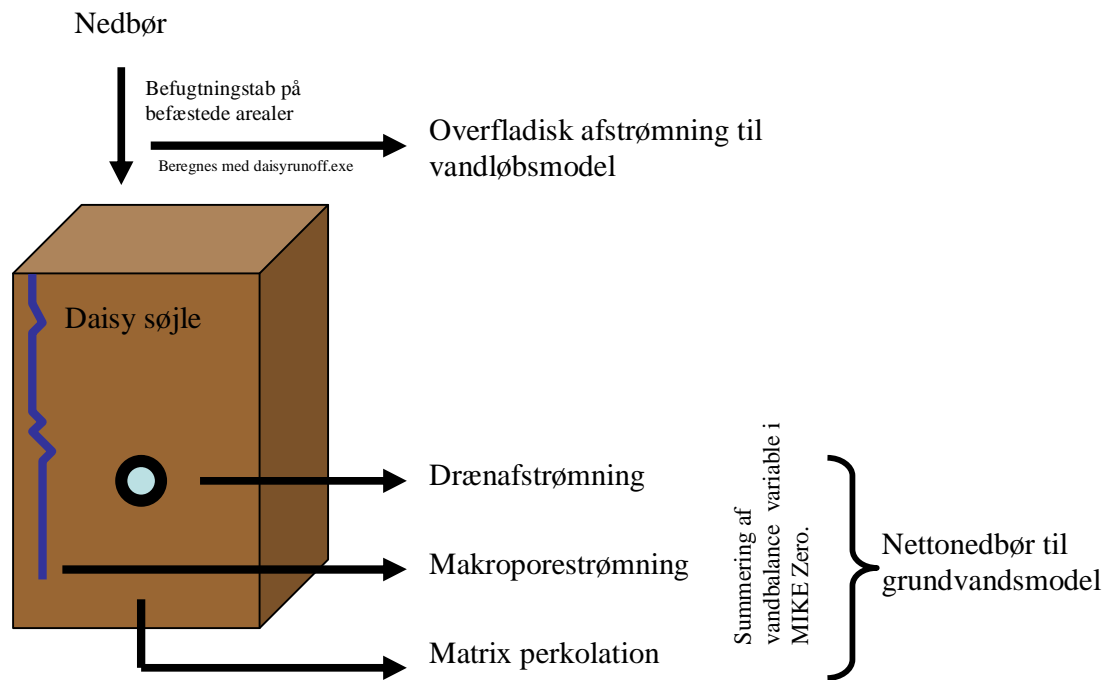
DAISY kræver en række drivvariable, samt beskrivelser af jord, vegetation og dyrkningsforhold. Desuden kræver modellen en antagelse vedrørende den nedre randbetingelse i form af dræn, grundvandsniveau og variation.

DAISY beregner perkolation af vand og stof fra den umættede zone til grundvandet. Nettoperkolationen til grundvand kaldes også ”nettonedbør”, og kan betegnes, som den del af nedbøren der ikke fordamper eller opmagasineres.

Der skelnes i nærværende DaisyGIS model mellem to typer af beregninger;

1. søjler uden befæstigelse, og
2. søjler med befæstigelse.

hvor befæstigelse skal forstås om et område dækket af impermeabelt materiale som tage, asfalt og lignende. For Daisy søjler uden befæstigelse (1) summeres den Daisy-beregnete matrix-perkolation, makroporestrømning og drænastrømning som et udtryk for nettonedbøren. Beregning af nettonedbør på Daisy søjler, hvor der er en grad af befæstigelse, indgår yderligere en simpel beregning af overfladisk afstrømning. Beregningen sætter nettonedbøren til nul på det befæstede areal og beregner i stedet den overfladiske afstrømning som nedbør minus befugtningstab. Denne beregning udføres med et program kaldet ”Daisyrunoff.exe” (dvs. beregningen foregår udenfor Daisy).



Figur 2.1 Oversigt over strømningekomponenter, der overføres fra DAISY til MIKE SHE.

Nitrat, DOC og DON er som nettonedbøren input til grundvandsmodellen. I Daisy er stofmængderne for nitrat, DOC og DON beregnet i hvert af strømning-domænerne matrix, makroporer og dræn. Da det i den koblede model ikke er Daisy, som styrer drænastrømningen, men grundvandsmodellen MIKE SHE, er det valgt at overføre en sum af stofmængderne i de tre strømning-domæner, således at MIKE SHE kun får ét bidrag for henholdsvis nitrat, ammonium, DOC og DON. Mængden af ammonium er negligibel.

Der arbejdes med et konventionelt scenarie, hvor dyrkningsformen i det udvalgte opland er, som den forventes at være i dag, og et scenarie, hvor driftsformen i selve indsatsområdet (se Figur 1.1) omlægges til økologisk dyrkning. Begge scenarier gennemregnes i DAISY og udvaskningdata videreføres til MIKE SHE. I MIKE SHE er gennemført tre beregninger, nemlig en konservativ transport af de forskellige N-komponenter, en beregning med en redoxzone indlagt samt en beregning hvor DOC-nedbrydningen faciliterer denitrifikation. Med den valgte parameterisering for DOC-faciliteret denitrifikation er nitratfjernelsen størst mulig.

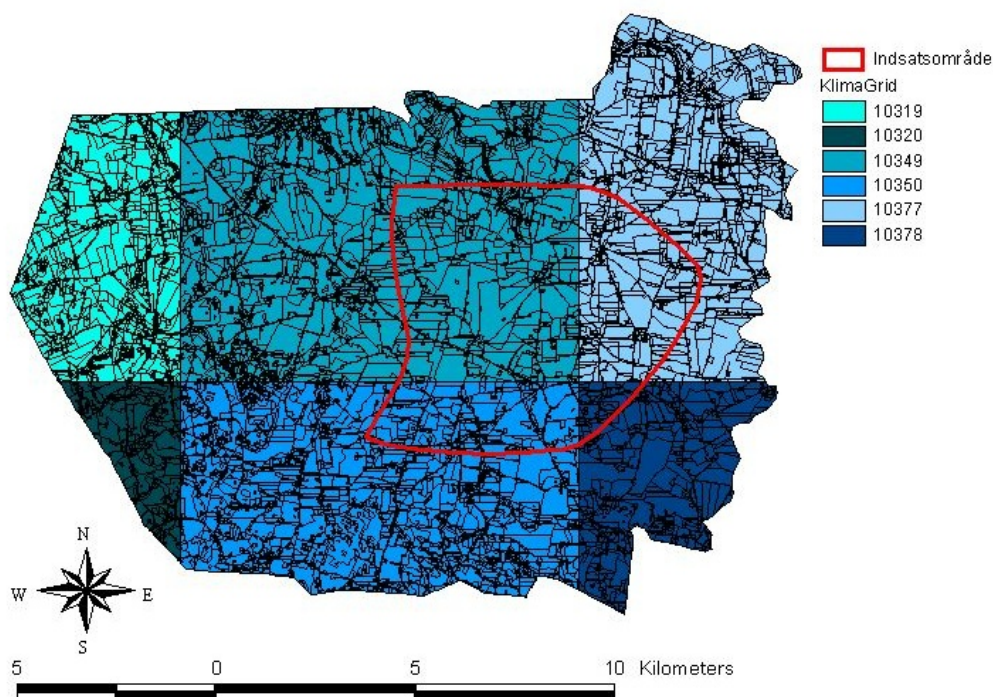
2.2 Opstilling af model for den umættede zone

2.2.1 Beregningsperiode

Beregningerne med DAISY-modellen for Søndersø-området dækker perioden fra 1.7.1989 til 31.12.2013 baseret på daglige tidskridt. Klimaserien for 1992-2002 er gentaget i perioden 2003-2013. Sammenligning af simulerede resultater imellem det ”konventionelle” og det ”økologiske” scenarie er foretaget på tiårsperioden 2003-2012, dels for hele modelområdet og dels for indsatsområdet.

2.2.2 Klima

Der er brugt klimadata i form af nedbør, temperatur og global indstråling. Der er anvendt korrigerede nedbørsdata fra seks af DMI's 10 x 10 km nedbørsgrid. Temperaturen er fra 20 x 20 km grid og den globale indstråling stammer fra DJF's station ved Odense lufthavn. De enkelte nedbørsgrids arealmæssige og procentvise andel af modelområdet Søndersø fremgår af Tabel 2.1 og Figur 2.2.



Figur 2.2 Geografisk repræsentation af de 6 nedbørsgrids udbredelse i Søndersø-modelområdet.

Tabel 2.1 Arealvægtet og procentvis udbredelse af nedbørsgrid i Søndersø-modelområdet.

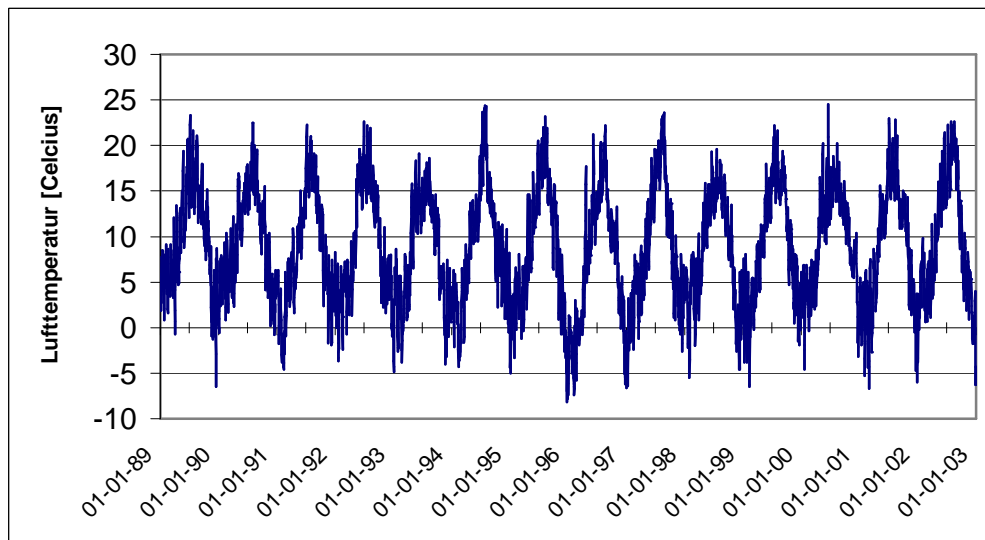
Grid nr.	10319	10320	10349	10350	10377	10378	Oplandet i alt
Gridareal [ha]	2363	717	6927	5060	4002	1767	20837
Andel af modelområdet [%]	11,3	3,4	33,2	24,3	19,2	8,5	100

Den arealvægtede gennemsnitlige årlige nedbør for perioden 1989 til 2002 er 782 mm jf. Tabel 2.2. Den mindste årlige nedbør for simuleringsperioden er 522 mm i 1996 og den højeste er 1085 mm i 1999. Inden for et enkelt år kan der, mellem de seks nedbørsgrid, identificeres forskelle mellem den årlige minimums- og maksimums-nedbør på 71 til 146 mm/år. Denne betydelige variation i årlig nedbør resulterer i betydelig variation i den simulerede perkolation. Den betydelige variation i gridnedbøren er også identificeret af Styczen et al. (2004) og betydningen for simuleringsresultaterne er i nogen grad beskrevet der.

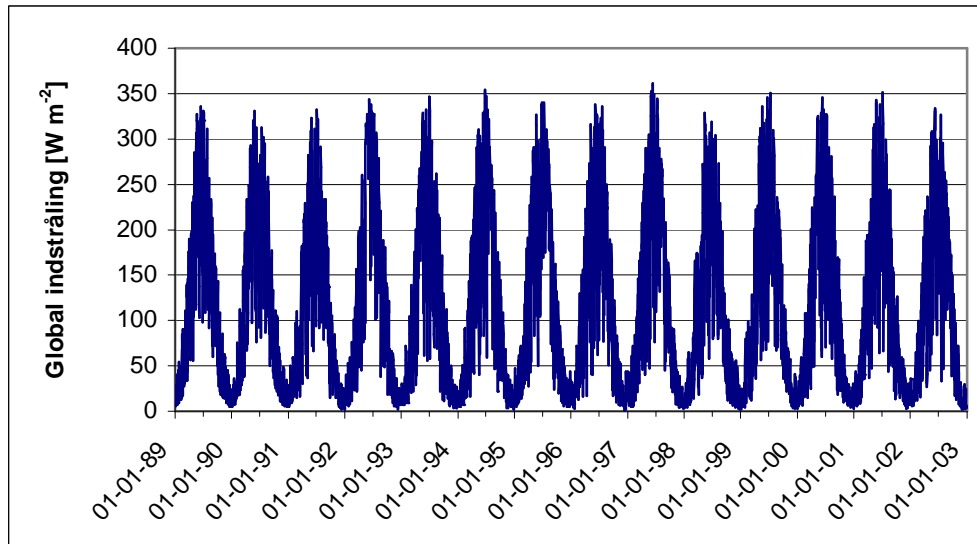
Tabel 2.2 Oversigt over årlig nedbør i seks nedbørsgrids dækkende Sønderø-oplandet

År	Grid nr.						Arealvægtet Gns	Max	Min	Max - Min
	10319	10320	10349	10350	10377	10378				
	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]
1989	583	655	585	631	572	612	598	655	572	82
1990	812	888	814	867	787	883	830	888	787	101
1991	653	729	619	693	608	708	650	729	608	121
1992	701	760	686	752	651	734	703	760	651	110
1993	861	894	852	889	837	908	865	908	837	71
1994	954	1022	944	1013	935	1018	969	1022	935	87
1995	740	774	708	742	686	720	719	774	686	88
1996	531	609	538	590	522	552	550	609	522	87
1997	615	663	691	669	678	699	674	699	615	84
1998	879	1003	893	993	867	940	918	1003	867	136
1999	996	1085	967	1080	939	977	997	1085	939	146
2000	771	819	743	792	723	813	763	819	723	96
2001	766	856	756	812	731	786	772	856	731	125
2002	941	1018	924	957	914	924	935	1018	914	104
Gns	772	841	766	820	746	805	782			
Std.afv.	145	152	137	152	137	141		1085	522	563

Den anvendte lufttemperatur og indstråling er vist i Figur 2.3 og Figur 2.4.



Figur 2.3 Lufttemperatur for dataperioden 1989-2003



Figur 2.4 Anvendt globalindstråling for dataperioden 1989 til 2003.

Reference-fordampningen er beregnet ved hjælp af den modificerede Makkinkmetode (Aslyng og Hansen, 1985), og de anvendte afgrødefaktorer svarer til anbefalingerne (Plauborg et al., 2002), justeret som beskrevet i Daisy-standardiseringsprojektet (Styczen et al., 2004).

Makking-fordampning

$$E_r = 0.7 \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \frac{S_i}{\lambda} \quad (0.1)$$

E_r Reference evapotranspiration for kort græs
 Δ Hældning på den mættede damptrykskurve
 γ Psykrometerkonstanten ($66,7 \text{ Pa } ^\circ\text{C}^{-1}$)
 λ Latent varme ved fordampning (2.47 MJ mm^{-1})

2.2.3 Beskrivelse af jordbunden

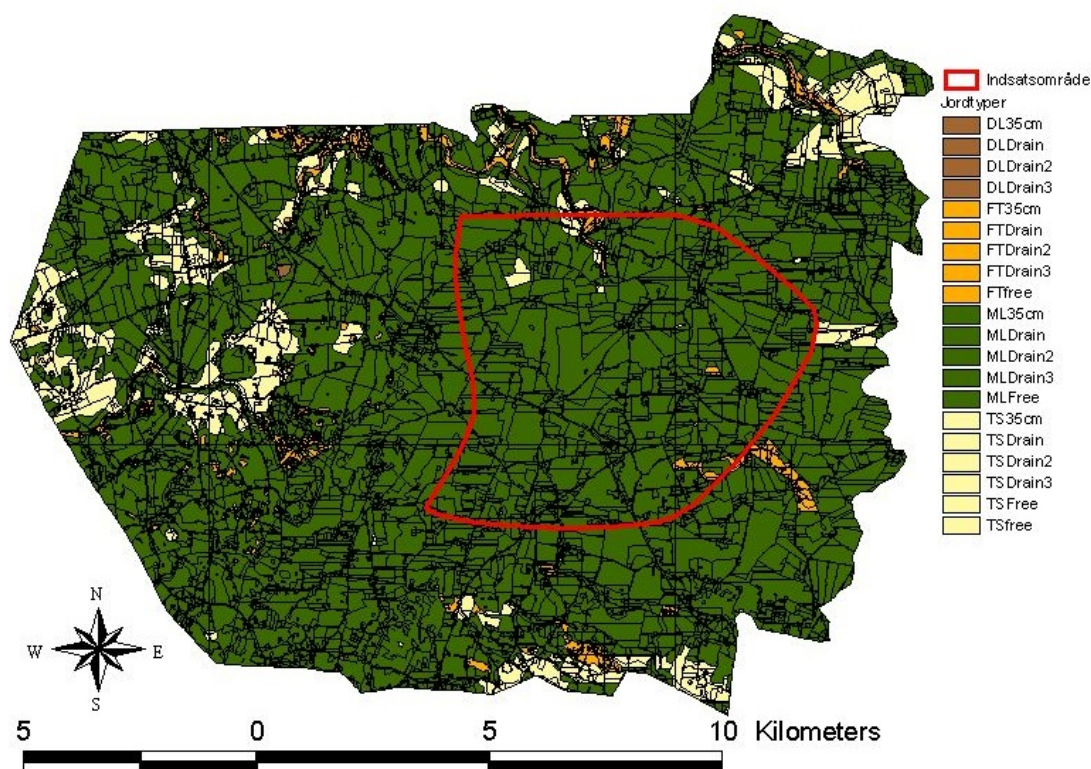
Den anvendte beskrivelse af jordtyperne i Sønderø modelområdet er baseret på et tidligere arbejde for Fyns Amt vedrørende beregning af nettonedbør (DHI, 2002). Der arbejdes med 3 horisonter i hvert jordprofil – en overjord (0-30 cm), en underjord (30-80 cm) og udgangsmaterialet (80 cm -), benævnt henholdsvis A-, B- og C-horison. Datagrundlaget for de udledte jordtyper og deres stedlige fordeling har været:

- Teksturdata fra DJF's teksturdatabase
- Bonitetskort
- Jordartskort 1:50.000 og 1: 200.000
- Danske jordbundsprofiler (Sundberg et al., 1999)

Bonitetskortet og teksturdata repræsenterer A- og B-horisonter. En sammenstilling af de to datakilder udviste store uoverensstemmelser, og det blev valgt at lægge vægt på tekstur i punkter frem for bonitetskortet, da der i punkterne er tale om målte værdier og dermed gennemskuelige data. Teksturanalyser foreligger i ca. 3600 punkter. C-horisonterne er bestemt på baggrund af jordartskortet. Ved gennemgang af DJF's

profilbeskrivelser er der fundet analoge jordprofiler, hvorfra volumenvægt for de 3 horisonter og tekstur for C-horisonterne er bestemt. Volumenvægte varierer over året, så de foreslåede værdier er repræsentative værdier. Målinger rapporteret i ”Rapport om Jordfysiske målinger i Landovervågningsoplandet på Fyn”, (Nielsen, 1998) underbygger de foreslåede værdier. Oversættelsen fra fysisk-kemiske egenskaber til hydrauliske parametre er sket ved hjælp af pedotransfer-funktionen HYPRES (Wösten et al., 1998), der er følsom overfor volumenvægten.

I den endelige modelopstilling indgår fire jordtyper for modelområdet Søndersø. Deres rumlige fordeling i modelområdet fremgår af Figur 2.5 og i Tabel 2.3 ses deres arealmæssige udbredelse. Forkortelserne DL, ML, FT og TS står for henholdsvis smeltevandsler, moræneler, tørv og seneglacialt ferskvandssand.



Figur 2.5 Jordbundstyper i Søndersø modelområdet

Tabel 2.3 Jordtypernes arealudbredelse i Søndersø modelområdet.

Jordart	DL	ML	FT	TS	I alt
Jordtype	JB8	JB6	JB11	JB4	
Areal [ha]	14	18197	733	1893	20837
Areal [%]	0.1%	87.3%	3.5%	9.1%	100%

2.2.3.1 Modeljordenes fysiske egenskaber

Partikelstørrelsesfordeling, volumenvægt og humusindhold mv. for modeljordene er angivet i Tabel 2.4. I Tabel 2.5 er angivet jordtypernes hydrauliske egenskaber i form

af van Genuchten-parametre beregnet med pedotransfer-funktionen ”HYPRES”. Det er kontrolleret, at ledningsevnerne ved markkapacitet ligger i niveauet $1 \cdot 10^{-8}$ til $1 \cdot 10^{-9}$ m/s som forventet. For den organiske jord anvendes en HYPRES-standard-kurve, da denne ikke kan beregnes ud fra de angivne funktioner på grund af det lave mineralske indhold. Retention og hydrauliske ledningsevnekurver fremgår af Bilag A.

For de organiske horisonter er antaget, at kun 2 % af det organiske stof kan indgå i mineraliseringsprocesserne. Den resterende del af det organiske stof er tilføjes en inert jordpulje (SOM3). Dette er gjort for at undgå, at udvaskningen fra den organiske jord bliver urimeligt stor. DAISY’s automatiske definition af makroporer er benyttet. Her defineres makroporer i horisonter med mere end 5 % ler.

Tabel 2.4 Teksturelle og andre fysiske egenskaber for jorderne i Søndersø modelområdet.

Jordtype		Ler	Silt	Finsand	Grovsand	Humus	Vol. Vægt	C/N	SOM_fractions		
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[g/cm3]		SOM1	SOM2	SOM3
JB4	A	8.3	9.0	42.0	41.7	1.6	1.35	13.5	0.8	0.2	
JB4	B	9.2	8.9	43.9	38.0	1.1	1.50	16.1	0.8	0.2	
JB4	C	7.0	10.0	35.0	48.0	0.2	1.70	16.1	0.8	0.2	
JB6	A	10.9	13.3	42.9	32.9	2.5	1.50	10.9	0.9	0.1	
JB6	B	13.2	12.6	43.5	30.7	1.2	1.50	16.1	0.8	0.2	
JB6	C	13.0	25.0	26.0	36.0	0.1	1.80	16.1	0.8	0.2	
JB8	A	26.4	27.9	27.7	18.0	3.1	1.45	10.5	0.9	0.1	
JB8	B	25.5	20.5	41.0	13.0	1.0	1.55	16.1	0.9	0.1	
JB8	C	25.0	40.0	25.0	10.0	0.1	1.70	16.1	0.8	0.2	
JB11	A	6.6	13.5	28.3	26.8	24.8	1.00		0.0161	0.064	0.919
JB11	B	7.7	7.3	34.3	21.7	29.0	1.00		0.0138	0.055	0.931
JB11	C	7.7	7.3	34.3	21.7	29.0	1.00		0.0138	0.055	0.931

Tabel 2.5 Hydrauliske egenskaber for jorderne i Søndersø modelområdet beregnet med HYPRES.

Jordtype	Horisont	K _{sat}	Alpha	n	Theta _{sat}	Theta _{res}	l
		[cm hr ⁻¹]	[cm ⁻¹]		[cm ³ /cm ³]	[cm ³ /cm ³]	
JB4	A	7.2	0.0617	1.3822	0.431	0	-1.5192
	B	2.0	0.0816	1.3521	0.388	0	-1.5943
	C	1.0	0.0740	1.3659	0.331	0	0.3309
JB6	A	2.8	0.0629	1.2887	0.389	0	-2.2865
	B	1.6	0.0781	1.2692	0.394	0	-2.3367
	C	0.3	0.0422	1.1910	0.315	0	-0.1751
JB8	A	1.3	0.0477	1.1498	0.417	0	-3.9858
	B	0.7	0.0618	1.1462	0.393	0	-3.8568
	C	0.3	0.0295	1.1234	0.357	0	-1.8047
JB11	A	0.3	0.013	1.2039	0.766	0.01	0.4
	B	0.3	0.013	1.2039	0.766	0.01	0.4
	C	0.3	0.013	1.2039	0.766	0.01	0.4

2.2.3.2 Al og Fe indhold

Beregning af opløst organisk stof i med Daisy-modellen kræver to nye parametre for hver horisont, nemlig dithionit ekstraherbart jern (Fe_d) og oxalat ekstraherbart aluminium (Al_{ox}). Projektet omfatter ikke lokale undersøgelser mht. jordbundsprofilernes indhold af Fe_d og Al_{ox} i oplandet. Parametre er derfor estimeret på basis af data registreret i Kvadratnet-databasen. For den sydlige del af Sønderø-oplandet er 12 jorde med i alt 38 beskrevet horisonter registreret i Kvadratnet-databasen (Torp, 2004). Disse data er også publiceret i Greve (2004). Af de 12 jorde kunne 4 klassificeres som JB7 jorde med i alt 13 horisonter, og 7 jorde som JB3 med i alt 23 horisonter. Simpelt gennemsnit for hver horisonttype af Fe_d - og Al_{ox} -indhold i JB7 jordprofilerne fra Kvadratnet-databasen ligger til grund for parameteriseringen af horisonterne i JB4- og JB6-jordene i modellen. For den organiske jord, JB11 er der brugt data fra en organisk jord lokaliseret i Skjern-ådalen (Szilas et al., 1998). I Tabel 2.6 er parameterværdierne givet for hhv. Fe_d og Al_{ox} for de fire jordtyper, der er defineret i oplandet.

Tabel 2.6 Indhold af dithionite ekstraherbart jern (Fe_d) og oxalat ekstraherbart aluminium (Al_{ox}) i de fire jordtyper i Sønderø modelområdet. Se referencer i teksten.

Jordtype		Fe_d [mmole/kg]	Al_{ox} [mmole/kg]
JB4	A	60	37
JB4	B	53	49
JB4	C	61	36
JB6	A	80	32
JB6	B	93	33
JB6	C	43	14
JB8	A	80	32
JB8	B	93	33
JB8	C	43	14
JB11	A	291	118
JB11	B	291	118
JB11	C	291	118

2.2.4 Nedre randbetingelse

Modellens nedre randbetingelse er primært bestemt ud fra jordtypen, men også ud fra dræningspraksis og oplysninger om arealanvendelse og informationer omkring dybden til grundvand i modelområdet. Den rumlige fordeling af nedre rand-klasserne i modelområdet fremgår af Figur 2.6 og deres arealmæssige udbredelse fremgår af Tabel 2.7. "Nedre rand"-klasserne er identiske for det konventionelle og det økologiske scenario.

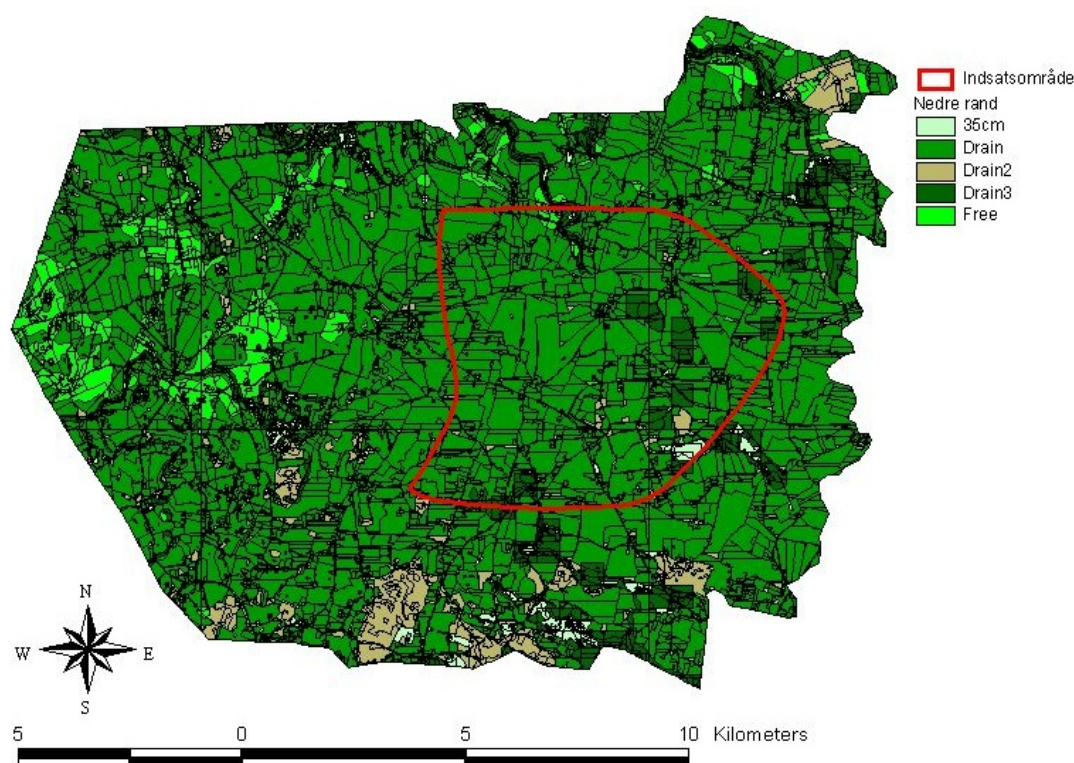
Tabel 2.7 Areal-mæssig udbredelse af "nedre rand"-klasserne anvendt i Sønderø modelområdet. De forskellige randtyper er nærmere beskrevet i teksten.

Nedre rand klasse	35cm	Dræn	"Dræn i skov"	Variierende grundvandsrand	Fri dræning
Areal [ha]	400	16253	1459	1366	1358

Grundvandsdybder er baseret på informationer fra den dynamiske 9-lags DK-model for Fyn (<http://www.vandmodel.dk/fyn>), nemlig middelgrundvandsdybder i perioden 1990-2000. For størstedelen af området varierer grundvandsdybden – ud fra DK modellen – mellem 0,75 og 1,50 meter, og middelgrundvandsdybden er ca. 1,25 meter.

I det tidligere DHI arbejde (DHI, 2002) blev der indhentet drænkort fra Fyns Amt. Disse kort dækkede dog kun en mindre del af det reelt drænede område. For de dyrkede arealer er der, udover områderne på drænkortet, derfor indlagt dræn som nedre rand på alle de lerede landbrugsjorde (JB6 og JB8) og indlagt dræn på de andre landbrugsjorde, hvor gennemsnitsdybden til grundvand er mindre end 2,5 meter. Drænene er lagt i 1 meters dybde med en afstand på 18 meter. I praksis repræsenterer drænene både etablerede dræn, grøfter og horisontal strømning i jorden. Denne type er refereret som ”dræn” i Tabel 2.7.

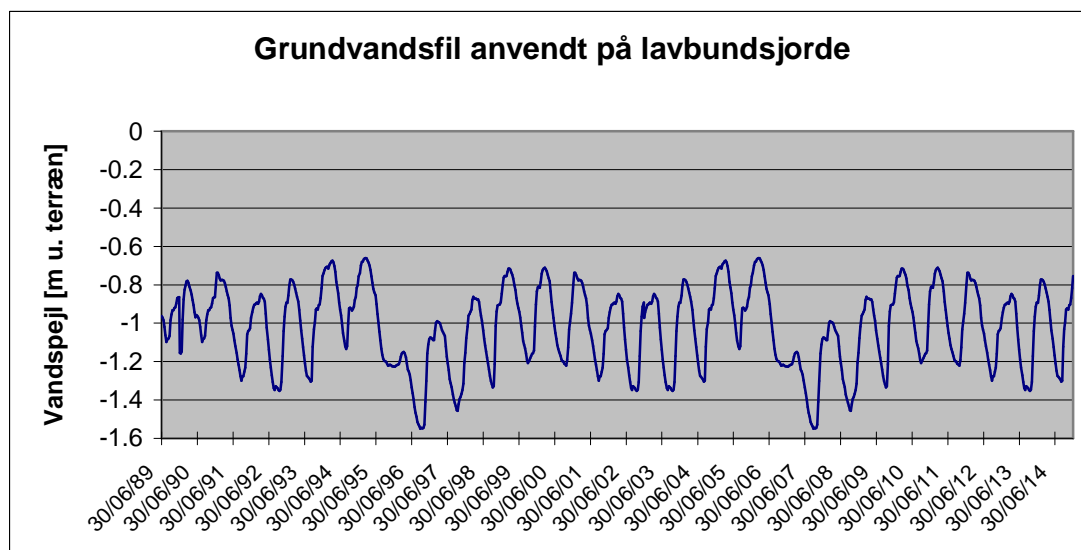
For de områder, hvor grundvandsdybden i gennemsnit er mere end 3 meter, er der regnet med fri afdræning (Fri dræning i Tabel 2.7). Vandhuller, søer, moser og vådområder blev parameteriseret med et fast overfladenært grundvandsspejl 35 cm under terræn (”35 cm” i Tabel 2.7).



Figur 2.6 Geografisk udbredelse af fem ”nedre rand”-klasser i Sønderø modelområdet.

I forberedelsesarbejdet til VMP3 (Nielsen et al. 2003) blev områder, der falder inden for lavbundsområder defineret i 1890, beskrevet som områder med opadgående vandbevægelse. Hertil blev anvendt en trykrand, dvs. DAISY-beregnings søjlerne modtager vand nedefra. I nærværende projekt er for de tilsvarende områder udtrukket en hypotetisk grundvandsserie jf. Figur 2.7, der i gennemsnit giver en aktuel

fordampning tilsvarende trykkranden. Dette blev gjort i forsøg på, at opnå en tidligere afstrømning i efteråret. Tiltaget gav imidlertid ikke nogen nævneværdig ændring i tidspunktet for den første efterårsafstrømning. Denne type er refereret i Tabel 2.7 som ”varierende grundvandsrand”.



Figur 2.7 Grundvandsfil anvendt på jorde med varierende grundvandsrand.

For arealer, der ikke er omfattet af ovenstående betingelser (dvs. lav vegetation og skov og befæstede arealer), blev der regnet med varierende grundvandsdybde svarende til den middel-grundvandsdybde, der er i disse områder. Rent praktisk er dette gjort ved at indlægge dræn i 1 meters dybde med 50 m afstand (svarende til grøfter, vandløb og lignende) (”dræn i skov” i Tabel 2.7).

Når dræn defineres som randbetingelse, kræves der definition af en dybde til et vandstandsende lag samt en ledningsevne i dette lag. Aquitardparametrene for de forskellige dræn, der er indlagt, er bestemt ud fra en kalibrering af grundvandsdybden i de respektive områder.

Resultaterne udtages som hovedregel i 1,3 meters dybde, bortset fra for vådområder, hvor resultaterne udtages i ca. 40 cm dybde.

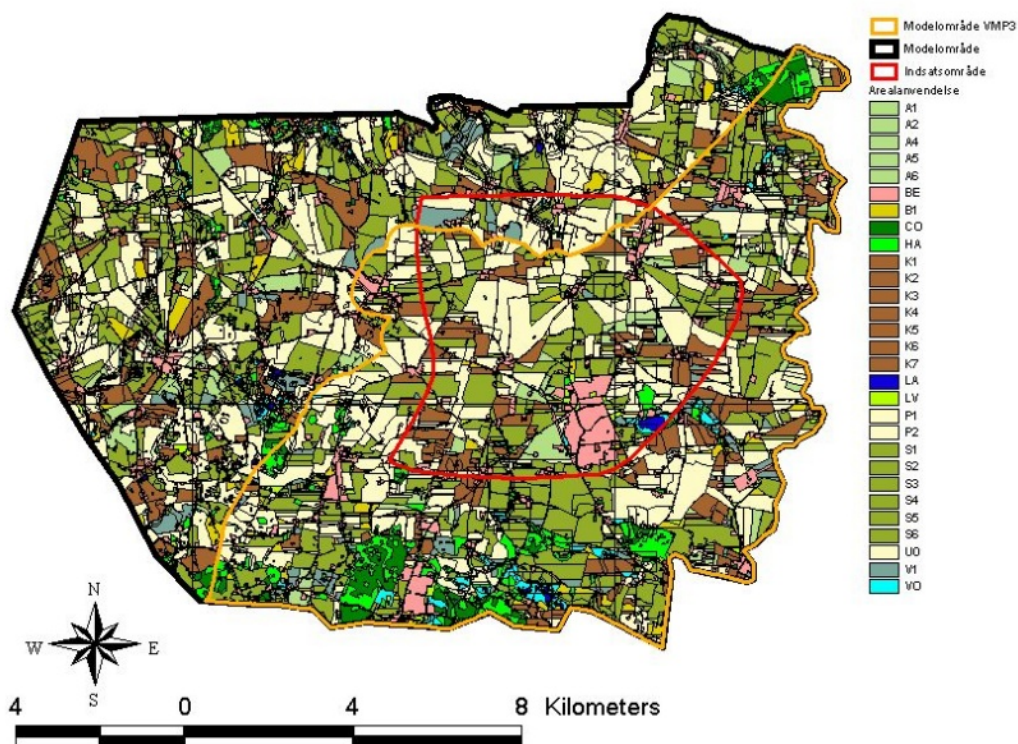
2.2.5 Arealanvendelse ved konventionel dyrkning

Modellen for Sønderø-oplandet er sammenstykket af to dele. Udgangspunktet har været en detaljeret opsætning for den sydøstlige del af modelområdet, som blev udarbejdet i forbindelse med forberedelsesarbejdet på VMP3 i anden halvdel af 2003 (Nielsen et al. 2003). I Figur 2.8 er indikeret hvor stor en del af modelområdet, der dækkes af den oprindelige modelopstilling.

Arealanvendelse i den sydøstlige del af Sønderø oplandet blev bestemt i Nielsen et al. (2003) ved hovedsageligt at kombinere informationer fra blokkort (2001) for landbrugsområder og AIS-data for andre arealanvendelser. I forbindelse med fastlæggelsen af arealanvendelsen var en af de væsentligste problemstillinger blokkort-polygoner helt eller delvist uden afgrøde-informationer. Disse polygoners afgrødeinformation blev til dels fastlagt ud fra luftfoto. For en mere specifik

gennemgang af problemstillinger og løsninger forbundet med fastlæggelse af arealanvendelsen henvises til Nielsen et al. (2003).

For den nordvestlige del af modelområdet forelå et blokkort. Den statistiske arealanvendelsesfordeling for den sydøstlige del af oplandet blev antaget også at gælde for den resterende og ukendte nordvestlige del af Søndersø oplandet. I den nordvestlige del af oplandet blev sædskifterne tilfældigt fordelt til markblok-polygonerne. Den oprindelige opsætning dækker størstedelen af indsatsområdet, der også er vist i Figur 2.7.



Figur 2.8 Arealanvendelse for modelområdet Søndersø. Sædskiftekategorien A1-6 er blandede brug, K1-7 er kvægbrug, og S1-6 er svinesædskifter. P1, P2 og U0 er planteavlsbrug. Disse sædskifter udgør egentlige afgrøderotationer.

Der er gennemført beregninger for et konventionelt scenarie, hvor arealanvendelsen repræsenteres som den ”nuværende” situation, defineret i overensstemmelse med Nielsen et al. (2003), og for et økologisk scenarie, hvor arealanvendelsen i indsatsområdet (se Figur 2.8) omlægges. Det økologiske scenarie adskilte sig alene ved, at de konventionelle sædskifter i indsatsområde på ca. 4300 ha, blev omlagt til en økologisk dyrkningspraksis i form af tre sædskifter, henholdsvis et kvæg-, et svine- og et planteavlsædskifte jf. afsnit 2.2.6.

Arealanvendelsen i det konventionelle scenarie er opdelt i 29 forskellige klasser, se Tabel 2.8. Sædskiftekategorien A1-6 er blandede brug, K1-7 er kvægbrug, og S1-6 er svinesædskifter. P1, P2 og U0 er planteavlsbrug. Disse sædskifter udgør egentlige afgrøderotationer, og deres præcise definition mht. afgrøder og gødningstildeling er beskrevet i Nielsen et al. (2003). For de blokkpolygoner, der indeholder marker med

forskellige sædskifter, er der sket en opsplitning af de oprindelige polygoner, sådan at hvert beregningspolygon kun har en form for arealanvendelse.

Inden for modelområdet er det samlede landbrugsareal uden brak, der simuleres med Daisy-modellen, 10492 ha, 539 ha er brak (B1), mens den resterende arealanvendelse er fordelt på diverse ikke-landbrugsmæssige arealanvendelser såsom vedvarende græs (V1), skov (CO og HA), befæstede areal (BE), søer (LA), lav vegetation (LV) og vådområder (VO).

Tabel 2.8 Arealanvendelse for model- og indsatsområde i det konventionelle scenarie.

	Modelomr-indsatsomr.	Indsatsomr.	Modelområde i alt
Klasser	Areal [ha]	Areal [ha]	Areal [ha]
A1	194	17	212
A2	168	15	183
A4	4	2	6
A6	185	155	340
B1	483	56	539
BE	1304	519	1823
CO	404	3	407
HA	653	41	694
K1	436	70	506
K2	115	64	179
K3	213	67	281
K4	143	29	172
K5	317	95	412
K6	206	79	285
K7	481	187	668
LA	76	19	95
LV	332	107	439
P1	567	77	644
P2	545	63	608
S1	454	36	490
S2	1359	193	1552
S3	1125	187	1312
S4	334	88	422
S5	363	237	599
S6	1306	315	1621
U0	3955	1453	5408
V1	516	119	635
VO	283	23	306
I alt	16521	4315	20837

2.2.5.1 Ikke-landbrugsarealer

Brakmarkerne er beskrevet som en græs, der sås hvert år, og som ikke gødes. Områder med lav vegetation er beskrevet som græs, svarende til beskrivelsen for brakområder. Det samme gør sig gældende for vådbundsområder, bortset fra der her gælder en anden betingelse for den nedre rand (se afsnit 2.2.4).

For de befæstede arealer, som inkluderer veje, bebyggelse i åbent land og bebyggelse i byer, er der beregnet en middelbefæstningsgrad. For den procentdel af disse arealer, der er befæstet, beregnes en overfladisk afstrømning under antagelse af, at der ikke er nogen infiltration. Afstrømningen er baseret på nedbøren minus et initialtab, som fordamper. Dette initialtab er sat til 2 mm pr. dag med nedbør. Den procentdel af arealerne, der ikke er befæstede, er beskrevet med en græs svarende til brakområderne.

For løvskov og nåleskov er brugt vækstmodulerne "Hardwood" og "Coniferous". Rodzonemodellen beregner udvaskningen fra landbrugs- og vådområder. Med hensyn til skov anvendes vandberegningen fra Daisy med en fiktiv udvaskning på 12 kg ha^{-1} . De 12 kg svarer til antagelserne tidligere anvendt i VMP II. Tallet bygger på følgende observationer:

- På baggrund af kvadratnettet er middeludvaskningen fra eksisterende skov vurderet til 5 kg N ha^{-1} .
- For ny skov, rejst på landbrugsjord, vil udvaskningen på langt sigt være lidt højere, ca. 12 kg ha^{-1} pr. år, primært fordi det organiske kvælstofindhold i landbrugsjord er højere end på jord, der har været skov i en årrække.
- I områder med høje husdyrtætheder, og dermed høje kvælstofdepositioner, kan der forekomme væsentlig højere kvælstofudvaskninger ($15\text{-}40 \text{ kg N ha}^{-1}$) fra skovområder.

For lav vegetation og brak sættes udvaskningen til $3.5 \text{ kg kvælstof ha}^{-1}$. Dette er estimeret på baggrund af litteratur, hvor hede estimeres til 2 kg N ha^{-1} (Christensen et al., 1990, Nielsen et al., 1999) og ugræsset overdrev til "mindre end 5 kg " (foreløbige målinger udført af Forskningscentret for Skov & Landskab).

Den fastsatte udvaskning er fordelt proportionalt med perkolationen, sådan at der for skov i gennemsnit for perioden udvaskes 12 kg år^{-1} , men i et tørt år vil den udstrømmende stofmængde være mindre og i et vådt år større. Koncentrationen i afstrømningsvandet varierer, afhængigt af den faktiske perkolationsmængde for den enkelte polygon.

2.2.5.2 Initialisering af jordens organiske pulje

Det er meget vigtigt for modellens resultater, hvorledes den er initialiseret med hensyn til den organiske stofomsætning. To størrelser er specielt vigtige, nemlig humusindholdet ved simuleringens begyndelse og hvor stor en mængde organisk stof, der tilføres pr. år. Denne værdi anvendes til initialisering af de organiske puljer. Humusindholdet er bestemt som et gennemsnit af de faktisk målte værdier for humusindhold i horisonterne (ca. 3.600 horisontanalyser, der også er anvendt til jordtypeklassificeringen). Tilbageførslerne af organisk stof er fundet ved at gennemregne hvert sædskifte for de dominerende jordtyper, JB4 og JB6, og derefter arealvægte den af VMP3 modellen beregnede tilbageføring af kulstof. Værdierne fremgår af tabel Tabel 2.9.

Tabel 2.9 Gennemsnitlig kulstofmængde i form af husdyrgødning og planterester, der inkorporeres i jorden for de opstillede sædskifter, kg/ha/år.

Klasse	C-input [kg/ha/år]
A1	4027
A2	4458
A3	4541
A4	4850
A5	4293
A6	4536
K1	2998
K2	3991
K3	4278
K4	4368
K5	4528
K6	5048
K7	5170
P1	3064
P2	3415
S1	4341
S2	4119
S3	3476
S4	4879
S5	3677
S6	4116
U0	3584
V1	4962

2.2.6 Arealanvendelse ved økologisk dyrkning i indsatsområdet

Simuleringsperioden, klimaet og jordene i oplandet er identisk med opstillingen af den nuværende situation, beskrevet i det foregående afsnit. Kun arealanvendelsen er ændret og afspejler en situation hvor indsatsområdet ved Søndersø omlægges til økologisk landbrug. Arealanvendelsen er simplificeret til at omfatte tre brugstyper, planteavl, kvægbrug og svinebrug, der er fordelt sådan, at alle tidligere kvægbrug omlægges til økologisk kvægbrug, alle tidligere svinebrug omlægges til økologiske svinebrug og alle tidligere plantebrug omlægges til plantebrug. Blandede brug betragtes som kvægbrug i den økologiske situation.

I tabel 2.10 er opdelingen af den økologiske arealanvendelse vist i forhold til arealanvendelsen under den nuværende situation.

Tabel 2.10. Oversigt over de forskellige arealanvendelser anvendt i den økologiske modelopsætning samt de arealer de dækker i den nuværende arealanvendelse.

Økologisk arealanvendelse	Forkortelse	Areal (ha)	Nuværende arealanvendelse (angivet med forkortelser)
Planteavl	P	3509	P1, P2, U0.
Kvægbrug	K	1683	A1, A2, A3, A4, A5, A6, K1, K2, K3, K4, K5, K6, K7.
Svinebrug	S	3147	S1, S2, S3, S4, S5, S6,

Befæstede arealer, sø, nåle- og løvskov, vedvarende græsarealer som brak og vådområder simuleres som tidligere.

Udgangspunktet for beregningen har været, at antallet af dyreenheder i indsatsområdet er det samme som i den nuværende situation, svarende til den mængde kvælstof der er til rådighed i den samlede husdyrproduktion i 2003. Tabel 2.11 og Tabel 2.12 viser oversigt over kvælstoftilførslerne i den nuværende situation.

Tabel 2.11. Oversigt over kvælstoftilførslerne i den nuværende og den økologiske situation.

Nuværende situation Odense fjord beregning, 2003:					Husdyrgødning	
Arealanvendelse	Forkortelse	Areal	Husdyrgødning		ialt kg N år ⁻¹	Brugstype
		Hektar	kg N hektar ⁻¹ år ⁻¹	kg N år ⁻¹		
Blandet landbrug	A1	17	23	391	26877	Kvægbrug
	A2	15	65	975		
	A4	2	123	246		
	A5	0	134	0		
	A6	155	163	25265		
Brak	B1	56	0	0		
Befæstede arealer	BE	519	0	0		
Nåleskov	CO	3	0	0		
Løvskov	HA	41	0	0		
Kvægbrug	K1	70	40	2800	86109	Kvægbrug
	K2	64	81	5184		
	K3	67	117	7839		
	K4	29	134	3886		
	K5	95	153	14535		
	K6	79	176	13904		
	K7	187	203	37961		
Sø	LA	19	0	0		
Lav vegetation	LV	107	0	0		
Planteavl	P1	77	20	1540	7399	Planteavl
	P2	63	93	5859		

Nuværende situation Odense fjord beregning, 2003:					Husdyrgødning	
Arealanvendelse	Forkortelse	Areal	Husdyrgødning		ialt	Brugstype
		Hektar	kg N hektar ⁻¹ år ⁻¹	kg N år ⁻¹		
Svinebrug	S1	36	45	1620	108215	Svinebrug
	S2	193	83	16019		
	S3	187	99	18513		
	S4	88	111	9768		
	S5	237	110	26070		
	S6	315	115	36225		
Uidentificeret brug	U0	1453	34	49402	49402	Planteavl
Vedvarende græs	V1	119	100	11900	11900	
Vådområder	VO	23	0	0		
SUM		4315		289902	278002	

De arealer, der indgår på uændret måde i simuleringen, har et samlet areal på 887 hektar, hvilket svarer til 21 % af det samlede areal i indsatsområdet. Af de arealer, der ikke indgår i simuleringen, får ca. 13 % tildelt kvælstof med husdyrgødning i den nuværende situation. Der er i beregningerne antaget, at husdyrgødning består af kvæggylle på kvægbrug og på afgræsningsmarkerne hos planteavlerne, og af svinegylle på svinebrugene og på de øvrige marker hos planteavlerne.

Tabel 2.12 Fordeling af kvælstof i husdyrgødning på de forskellige arealer i den nuværende situation. Udtræk af data fra Tabel 2.11.

Arealanvendelse	Husdyrgødning	Areal	Kvælstoffordeling pr. areal
	kg N hektar ⁻¹	Hektar	kg N hektar ⁻¹ år ⁻¹
Planteavl	56801	1593	36
Kvægbrug	112986	780	145
Svinebrug	108215	1056	102
sum:	278002	3429	

Sædskifterne, der er repræsentative for økologiske brug, er opstillet i samarbejde mellem DJF og KVL. Afgrødefølgen i sædskifterne er afstemt ud fra typiske forfrugtseffekter og er nogenlunde tilpasset den kvælstofmængde der er til rådighed. Der er i alt opstillet tre sædskifter i omdrift med tilhørende gødningsplan, Tabel 2.13. Den endelige tildeling ender med at være 5.8 % højere end den faktisk tilgængelige mængde i indsatsområdet. Det dyrkede areal og de opstillede sædskifter forudsættes at være konstante igennem perioden (2003-2012).

Tabel 2.13. Sædskeerter for hver bedriftsklasse i økologisk brug.

Arealanvendelse	År	Sædskeerter	Kvælstof tilførsel med husdyrgødning kg N hektar ⁻¹ år ⁻¹
Planteavl	1	Vårbyg med kløvergræs udlæg	94
	2	Kløvergræs (afgræsning)	145
	3	Havre med rajgræs udlæg	75
	4	Vårhvede med rajgræs udlæg	94
	5	Ært med rug udlæg	
	6	Vårhvede med rajgræs udlæg	94
		<i>Snit:</i>	84
Kvægbrug	1	Vårbyg med kløvergræs udlæg	120
	2	Kløvergræs (slæt)	
	3	Kløvergræs (afgræsning)	145
	4	Kløvergræs (afgræsning)	145
	5	Vårhvede med rajgræs udlæg	80
	6	Majs	120
	7	Vårbyg med rajgræs udlæg	120
		<i>Snit:</i>	104
Svinebrug	1	Vårbyg med kløvergræs udlæg	94
	2	Vårhvede med rajgræs udlæg	94
	3	Havre med rajgræs udlæg	94
	4	Vårhvede med rajgræs udlæg	94
	5	Ært med rug udlæg	
		<i>Snit:</i>	75

Planteavlerne, kvægbrugene og svinebrugene får i snit tilført hhv. 84 kg N hektar⁻¹ år⁻¹, 104 kg N hektar⁻¹ år⁻¹ og 75 kg N hektar⁻¹ år⁻¹ hvilket betyder at de opstillede økologiske sædskeerter har en anden fordeling af kvælstof end i den nuværende situation jf. Tabel 2.13.

I den økologiske situation er der afgrøder i sædskeerter som Daisy-modellen ikke på nuværende tidspunkt kan simulere. F.eks. er der ikke et afgrødemodul for havre. Derfor bliver havre beregnet som vårbyg. Det samme gælder for havre i den konventionelle situation. I modsætning til i den nuværende situation bliver græsmarkerne i den økologiske situation modelleret som hvid kløver med almindelig rajgræs som udlæg. De to afgrødemoduler for hhv. hvid kløver og alm. rajgræs er udviklet af Olesen (2002). Selve opsætningen af kløvergræs og afgræsning af kløvergræs er udviklet i projektet FØJO I.3: ”Samspil mellem kvælstofdynamik, planteproduktion og biodiversitet i økologiske sædskeerter analyseret ved hjælp af dynamiske simuleringmodeller (BIOMOD)” (Projektleder: Jørgen Aagaard Axelsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Terrestrisk Økologi), men beregningerne i den økologiske situation er ikke kalibreret pga. manglende data.

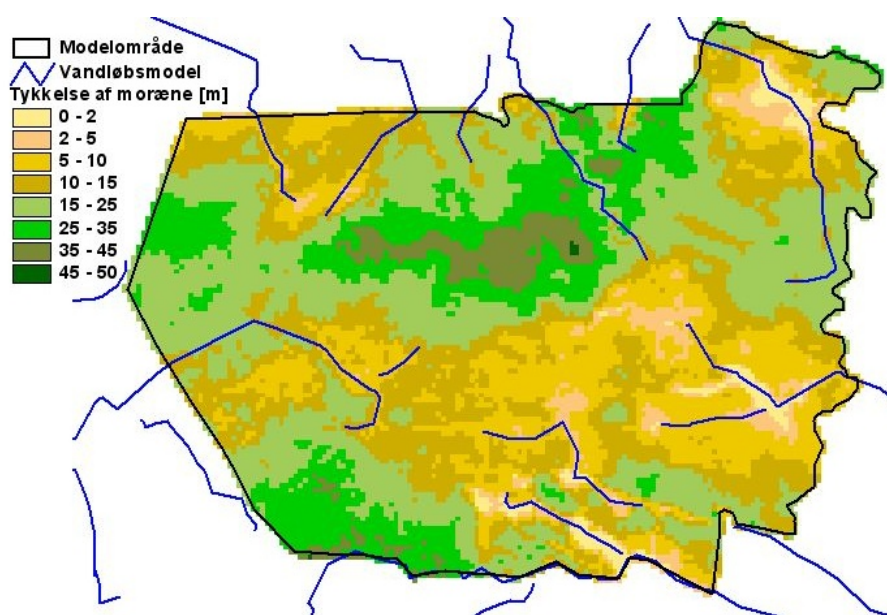
Modelberegningerne er som i den nuværende situation gennemført over en 24-årig periode, med opvarmningsperiode fra 1989-2002. Fra og med 2003 indføres økologisk drift.

2.3 Grundvandsmodellens opstilling

Grundvandsmodellen er opstillet i forbindelse med et tidligere oplandsstudie, og den er indgående beskrevet i Fyns Amt (2003). Modellen var oprindeligt kalibreret mod udvalgte pejletidsserier fra magasinerne samt målte vandføringer i Lunde og Ringe Å. I forbindelse med dette projekt er nettonedbøren blevet genberegnet, og modellen er derfor blevet rekalibreret til den nye nettonedbør ved hjælp af den automatiske kalibreringsrutine Autocal, se afsnit 3.3. For nærmere beskrivelse af MIKE-modulerne, herunder Autocal, henvises til de pågældende manualer (DHI, 2000, DHI, 2004, og DHI, 2005).

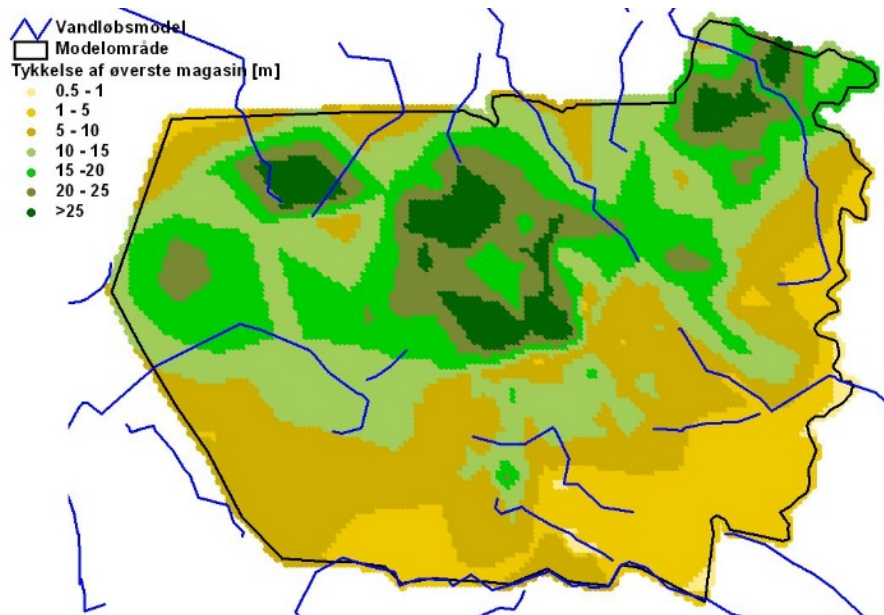
2.3.1 Geologi

Geologien er opdelt i et dæklag bestående af moræneler af varierende tykkelse. Herefter følger to magasiner som er adskilt af et mellemliggende lerlag. Tykkelsen af moræneleret varierer fra omkring 1 m til mere end 45 m (Se Figur 2.9).



Figur 2.9 Tykkelse af morænelersdække.

Der er store variationer i tykkelsen af moræneleret, og det kan derfor forventes, at der vil være markante forskelle i nitratsårbarheden inden for modelområdet. I den sydøstlige del af modellen er lerdækket tyndt, og der må det forventes, at risikoen for nedsivning af nitrat er størst.



Figur 2.10 Tykkelse af øverste magasin.

2.3.2 Diskretisering, randbetingelser og initialbetingelser

Horisontalt er modelområdet opdelt i beregningsceller på 125x125 m. Vertikalt er modellen opdelt i 5 lag baseret på geologien. De øverste 2 beregningslag udgøres af moræneler, hvor det øverste som udgangspunkt er 4 m tykt. De steder, hvor moræneleret er mindre end 4 m tykt, reduceres det øverste beregningslag tilsvarende. Beregningslag 3 udgør det øverste magasin, beregningslag 4 udgør det mellemliggende lerlag og beregningslag 5 udgør det nederste magasin.

Som randbetingelser benyttes for magasinerne (lag 3 og 5) et fastholdt tryk, som er hentet fra den større Fynsmodel (GEUS: <http://vandmodel.dk/fyn.htm>). Trykkranden er ikke tidsvarierende. For de øvrige lag med lave ledningsevner forventes den horisontale strømning at være ubetydelig, og det antages, at vand ikke strømmer over randene.

Som øvre randbetingelse påtrykkes den beregnede nettonedbør fra DAISY-GIS. I tilfælde af negativ nettonedbør kan der fjernes vand fra lag 1 og lag 2 ned til en maksimal-dybde på 10 m. I den oprindeligt opstillede model blev der kun fjernet vand fra lag 1 ned til en dybde på 2 m.

For indvindingen benyttes i perioden 1989-2002 årlige indberettede middelværdier. For perioden frem til 2013 benyttes værdierne for år 2002.

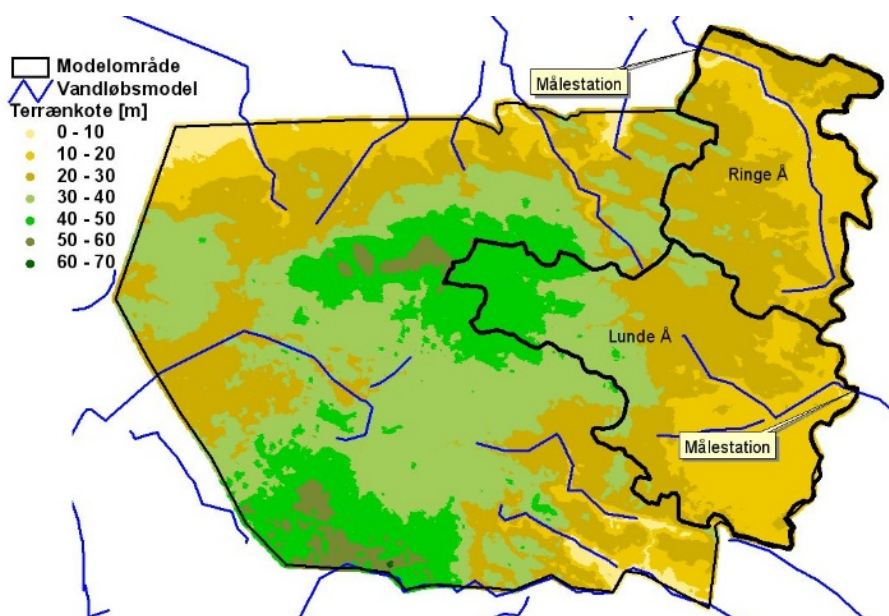
Initialbetingelserne blev genereret ved at lave et udtræk fra en indledende modelkørsel på et passende tidspunkt mod slutningen af modelperioden.

2.3.3 Vandløbsmodel, dræn og runoff

Vandløbsmodellen er et udsnit af den større vandløbsmodel for Fyn (GEUS: <http://vandmodel.dk/fyn.htm>). Strømningen i vandløbet håndteres af MIKE 11, og der kobles dynamisk til grundvandsmodellen. Vandløbsmodellen benytter et tidsskridt på 1 dag. Der er indlagt dræn i hele modelområdet i dybden 1 m under terræn. Det

genererede drænvand rutes til den nærmeste vandløbsstrækning inden for de topografiske oplande.

Ved DaisyGIS beregningen af nettonedbør beregnes en afstrømningskomponent fra befæstede arealer. I den oprindelige opsætning af modellen var der ikke taget hensyn til denne komponent i opgørelsen af afstrømningen i vandløbene. Med den nye beregning udgør overfladisk afstrømning op mod 10 % af nettonedbøren, og den kan derfor ikke negligeres. Afstrømnings-komponenten tilledes som et direkte kildeled i MIKE 11 for de to vandløb, hvor der forefindes afstrømningsmålinger. Den direkte tilledning betyder, at der ikke forekommer nogen udjævning, og overfladisk afstrømning vil derfor optræde som små toppe på afstrømningshydrografen. Den beregnede runoff opsummeres for de to topografiske vandløbsoplande (se Figur 2.11) og omregnes fra enheden mm/dag til m^3/s ved at multiplicere med arealerne for de respektive oplande ($42 km^2$ for Lunde Å og $28 km^2$ for Ringe Å).



Figur 2.11 Terrænmodel med topografiske oplande (markeret med sort) til Lunde og Ringe Å, samt målestationer der kalibreres imod.

2.3.4 Zonering af ledningsevner i de geologiske enheder

På basis af geofysiske målinger er moræneleret zoneret i tre forskellige geologiske enheder med selvstændige ledningsevner. Den øverste del af magasinet er zoneret i 6 forskellige geoenheder med individuelle ledningsevner. Dermed er der i alt 11 forskellige geoenheder, som i det tidligere studie (Fyns Amt, 2003) viste sig alle at være sensitive. I magasinet er det de horisontale ledningsevner, der er sensitive, mens det for de lavpermeable geoenheder er de vertikale. For alle geoenheder angives et fast anisotropi-forhold, således at den horisontale ledningsevne er ti gange større end den vertikale.

3 Resultater

3.1 Vandbalance for rodzonen

I Tabel 3.1 er præsenteret årlig og middel vandbalance for Søndersø-modelområdet beregnet med Daisy for den ti-årige resultatsammenligningsperiode dvs. fra 01-01-2003 til 31-12-2012 (svarende til klimaperioden 1992-2001).

For perioden 2003-12 er middelnedbøren 774 mm/år i modelområdet, og den aktuelle evapotranspiration udgør i gennemsnit 536 mm/år. Nettonedbøren udgør for modelområdet i gennemsnit 217 mm/år, hvilket er beregnet som en sum af perkolation (157 mm/år), drænastrømning (60 mm/år) og makroporeafstrømning (<1 mm/år). Beregningen af den overfladiske afstrømning udgør i gennemsnit 22 mm/år, jf. Tabel 3.1.

Tabel 3.1 Årlig og middel vandbalance for Søndersø modelområdet i resultatsammenligningsperioden 2003-2012, data er udtrukket fra det konventionelle scenarie.

	Nedbør	Fordampning	Matrix-perkolation	Drænafs.	Overfladisk afs.	Difference
År/Enhed	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]
2003	686	492	155	31	19	-11
2004	844	492	196	83	24	49
2005	944	565	246	116	28	-10
2006	703	526	187	108	19	-138
2007	536	459	-20	0	15	81
2008	658	579	62	9	18	-11
2009	898	541	218	63	25	50
2010	971	603	229	115	28	-4
2011	745	530	161	55	18	-20
2012	753	568	131	19	20	14
Middel	774	536	157	60	22	0
Max	971	603	246	116	28	
Min	536	459	-20	0	15	
Std. Dev.	138	45	82	44	4	

Af Figur 3.1 og Figur 3.2 fremgår den distribuerede middel nettonedbør og fordampning for perioden 2003-2012 for henholdsvis det konventionelle og det økologiske scenarie. Det mest iøjefaldende i den rumlige fordeling af nettonedbør og fordampning er effekten af nedbør. I de tre sydlige nedbørs-grids er nedbøren i gennemsnit over perioden fra 1989-2002 ca. 60 mm højere end i de tre nordlige grids. Denne nord/syd forskel i nedbør giver anledning til en klar forskel i form af både højere nettonedbør og fordampning i den sydlige del af modelområdet.

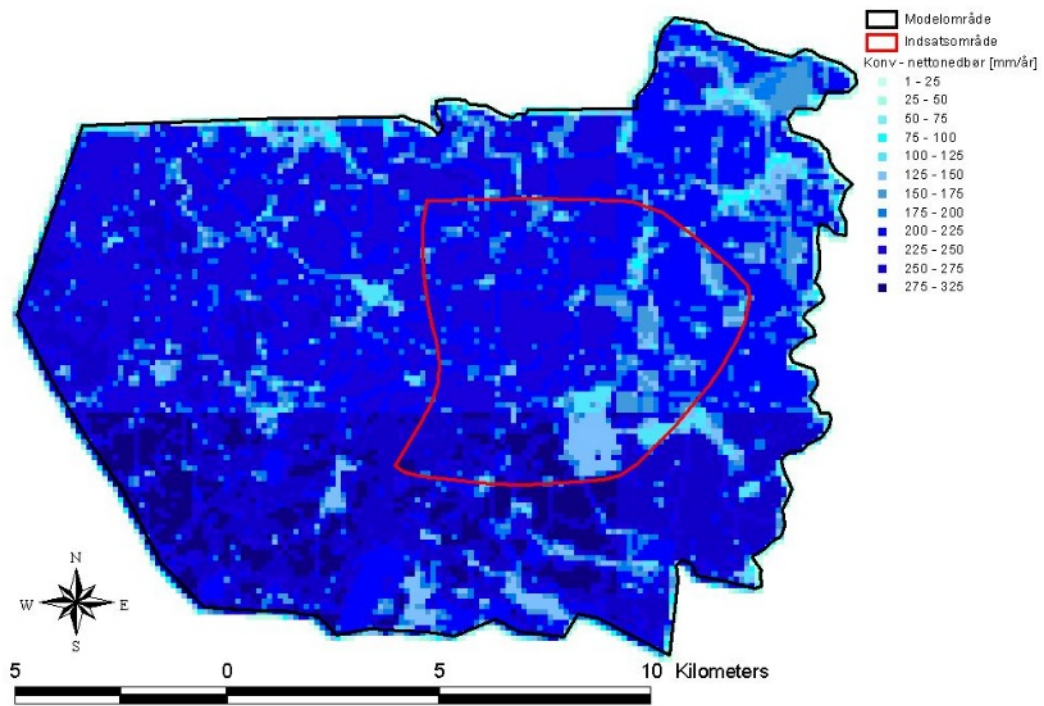
Effekten af at omlægge dyrkningspraksis i indsatsområdet fra konventionel til økologisk dyrkning er kvantificeret hen over resultatsammenligningsperioden 2003-2012. For denne periode gav de økologiske sædskifter inden for indsatsområdet anledning til en mindre ændring af vandbalancen jf. Tabel 3.2. Forskellen imellem de to scenarier udgør som middel ca. 5 mm/år, men inden for de enkelte år ses forskelle helt op til 17 mm. Vandbalanceforskellen imellem de to scenarier vurderes at skyldes

effekten af forskellige sædskifter og dermed forskelle i roddebidder og heraf afledte forskellige rodzonekapaciteter. Men også forskellig længde af vækstperioder for de enkelte afgrøder vurderes at have en effekt på fordampningen.

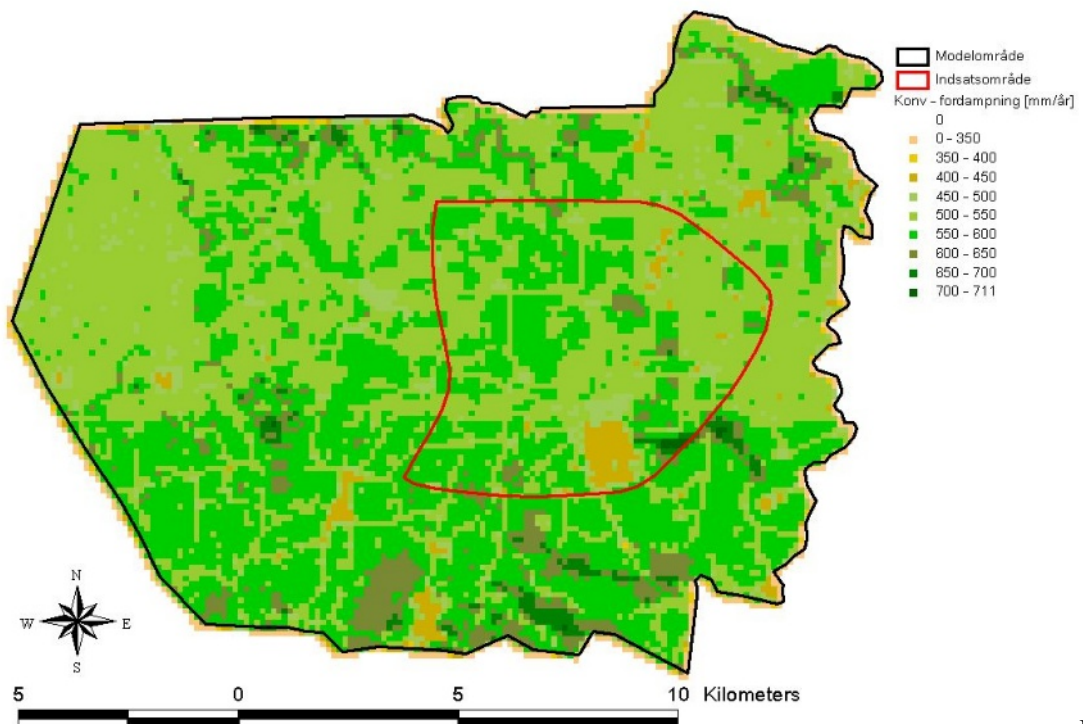
Nettonedbøren er en drivvariabel i grundvandsmodellen og er i Daisy-terminologi defineret som summen af matrixperkolation, preferentiel strømning og drænafstrømning. Nettonedbøren varierer i resultatsammenligningsperioden fra -20 mm i 2007 (klimaår 1996) til 362 mm i 2005 (klimaår 1994). Variationen er direkte afledt af variationen i nedbøren hen over perioden, hvor klimaåret 1996 repræsenterer et historisk tørt år og klimaåret 1994 et vådt år. Vandbalancerne for det konventionelle og det økologiske scenarie er vist i Figur 3.3.

Tabel 3.2 Middel vandbalance for perioden 2003-12 inden for indsatsområdet.

Scenarie	Nedbør	Fordampning	Matrix-perkolation	Dræn afs.	Overfladisk afs.
	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]	[mm/år]
Konventionelt	785	542	149	62	31
Økologisk	785	547	146	61	31

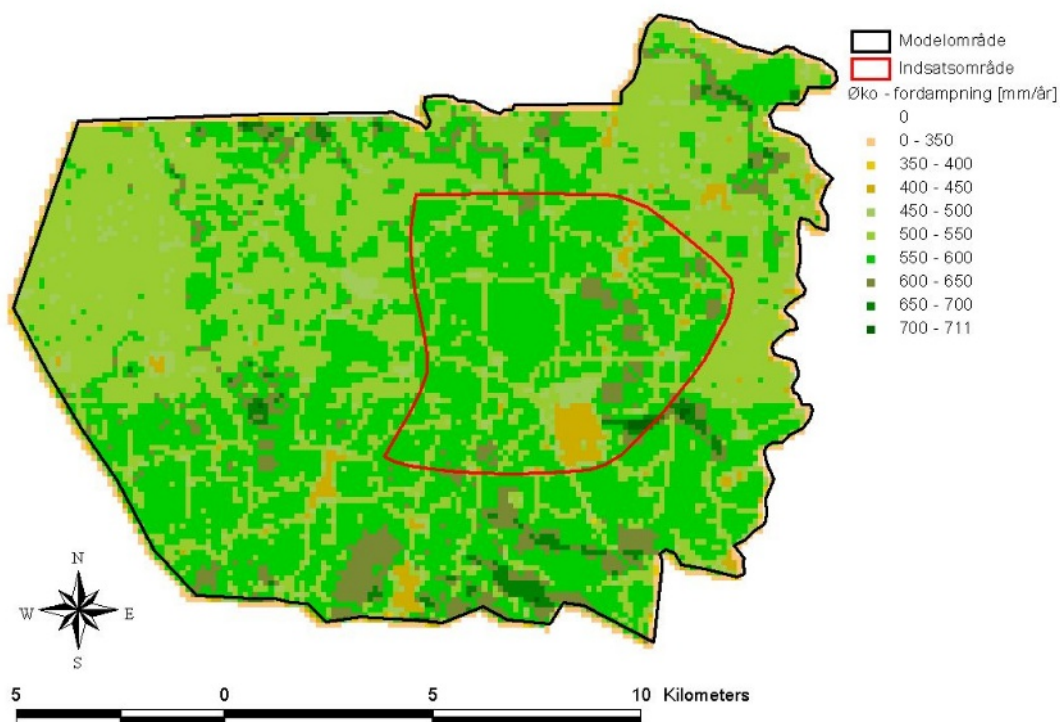
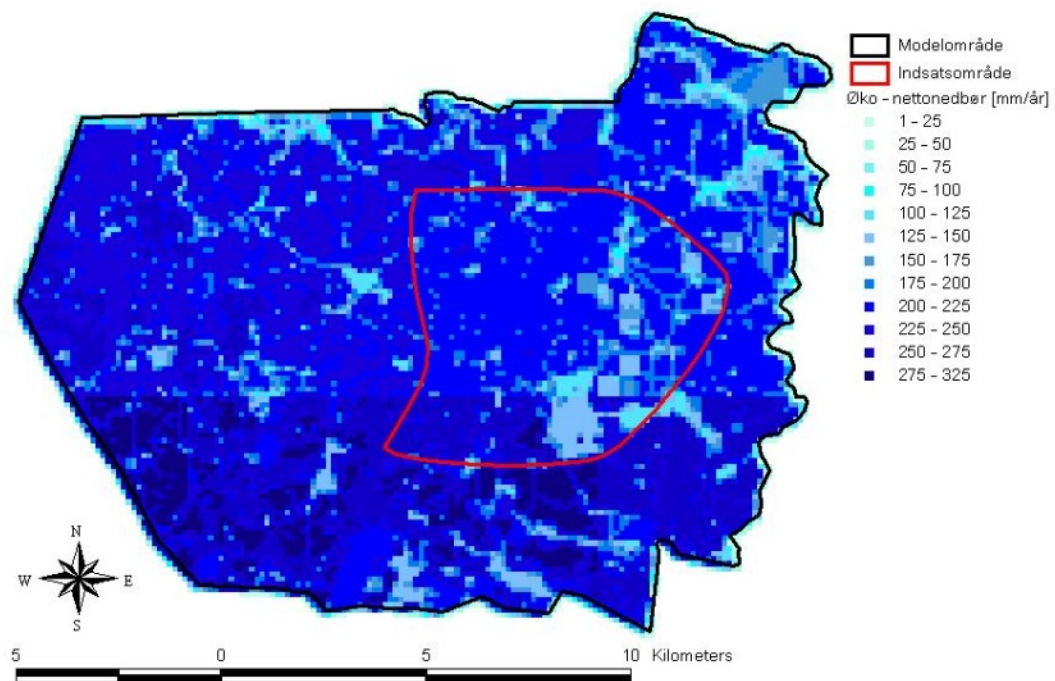


A)

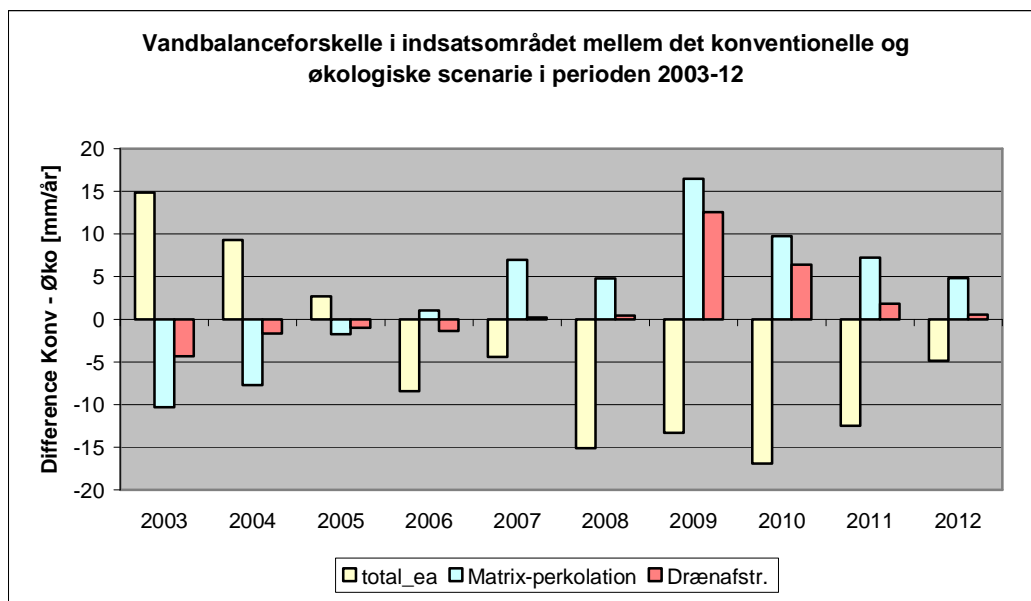


B)

Figur 3.1 *Distribueret middel nettonedbør (A) og fordampning (B) for perioden 2003-2012 for hele modelområdet i det konventionelle scenarie.*



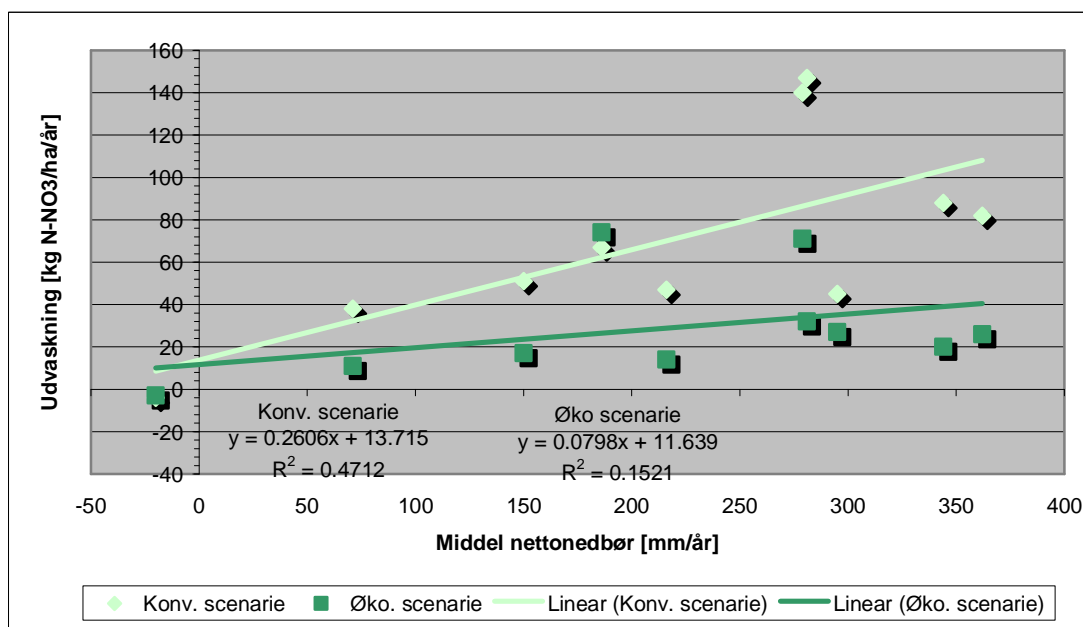
Figur 3.2 *Distribueret middel nettonedbør (A) og fordampning (B) for perioden 2003-2012 for hele modelområdet i det økologiske scenarie.*



Figur 3.3 Forskelle i vandbalancekomponenterne fordampning, matrixperkolation og drænastrømning mellem det konventionelle og det økologiske scenarie.

3.2 Kvælstofbalance for rodzonen

Effekten af modelområdet nord/syd forskel i nedbør og nettonedbør reflekteres ikke tydeligt i udvaskningen af de opgjorte komponenter dvs. nitrat, ammonium, DON eller DOC jf. Figur 3.7 til Figur 3.10. Figur 3.4 antyder, at der for det konventionelle scenarie er en nogenlunde sammenhæng mellem udvaskning og nettonedbør, hvorimod denne sammenhæng er væsentlig mere usikker for det økologiske scenarie.



Figur 3.4 Sammenhæng mellem årlig nettonedbør og årlig nitratudvaskning for perioden 2003-2012 i indsatsområdet, for henholdsvis det konventionelle og det økologiske scenarie.

Kvælstofbalancen for modelområdet og indsatsområdet er vist i Tabel 3.3 samt Figur 3.5 og Figur 3.6. Den største forskel ses naturligvis i selve indsatsområdet, hvor dyrkningsformen ændres. I det økologiske scenarie falder tildelingen af N med ca. 34 kg N/ha og fjernelsen falder med stort set det samme. Kvæstoffiksering er et vigtigt input i det økologiske sædskifte. Udbyttet i kg N høstet er lidt større i det økologiske scenarie end i det konventionelle. Det skyldes at afgrøderne er anderledes, og at der høstes mere biomasse i form af græs, som også har en længere vækstsæson. Nitratudvaskningen er derfor reduceret væsentligt i det økologiske scenarie. Daisy's græsmodul er imidlertid ikke helt retvisende, og en større del af produktionen burde sandsynligvis være indbygget i den organiske pool i jorden (SOM-N).

Tabel 3.3 Hovedkomponenterne i kvælstofbalancen i kg/ha/år for det konventionelle og det økologiske scenarie 2003-2012, opdelt på modelområdet og indsatsområdet. Forskellen mellem tildeling og fjernelse består dels i ændring af det organiske stof i jorden, dels i forskellen i andre puljer, såsom uorganisk N i jord, N i planter på jorden, udbredt – ikke inkorporeret organisk stof mellem start- og sluttidspunkt for simuleringen.

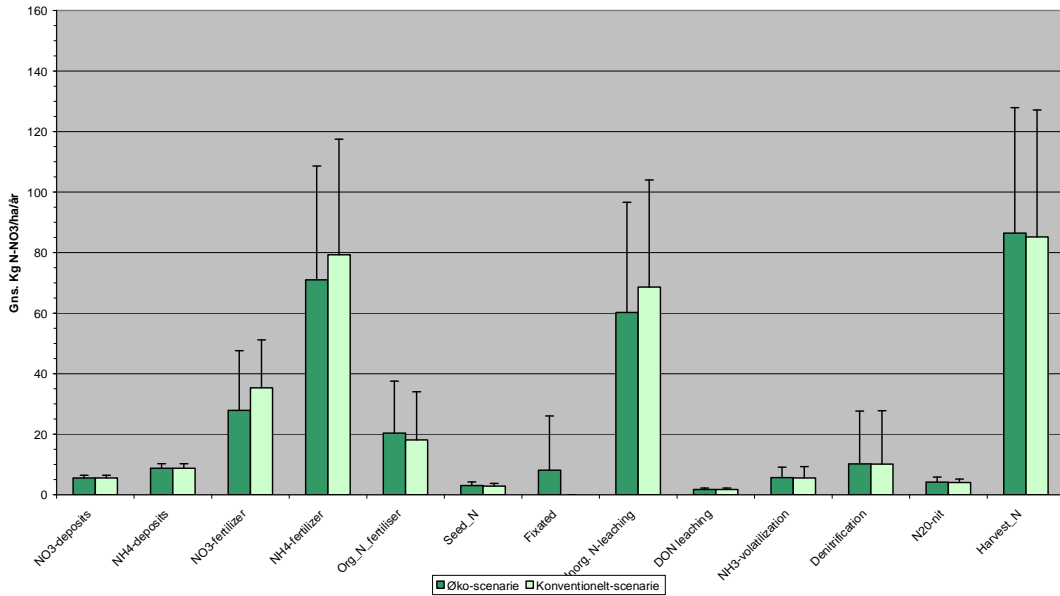
Konventionelt-scenarie

	Modelområde				Indsatsområde			
	Middel	Max	Min	Std.dev.	Middel	Max	Min	Std.dev.
NO ₃ -deposition	6	6	0	1	5	6	3	1
NH ₄ -deposition	9	10	0	1	9	10	5	1
NO ₃ -gødning	35	58	0	16	38	58	0	15
NH ₄ -gødning	79	180	0	38	85	180	0	37
Org_N_gødning	18	80	0	16	21	80	0	18
N i frø	3	4	0	1	3	4	0	1
Fixeret	0	0	0	0	0	0	0	0
Uorganisk N-udvaskning	69	287	-4	35	70	134	-3	32
DON-udvaskning	2	3	0	1	2	3	0	1
NH ₃ -volatilisation	6	16	0	4	6	16	0	4
Denitrifikation	10	210	0	18	6	177	1	11
N ₂ O-nit	4	12	0	1	4	7	1	1
Høstet N	85	247	0	42	93	238	0	41
SOM_N	-16				-16			
Tilført	166				177			
Fjernet	175				181			
Forskel	-9				-4			

Øko-scenarie

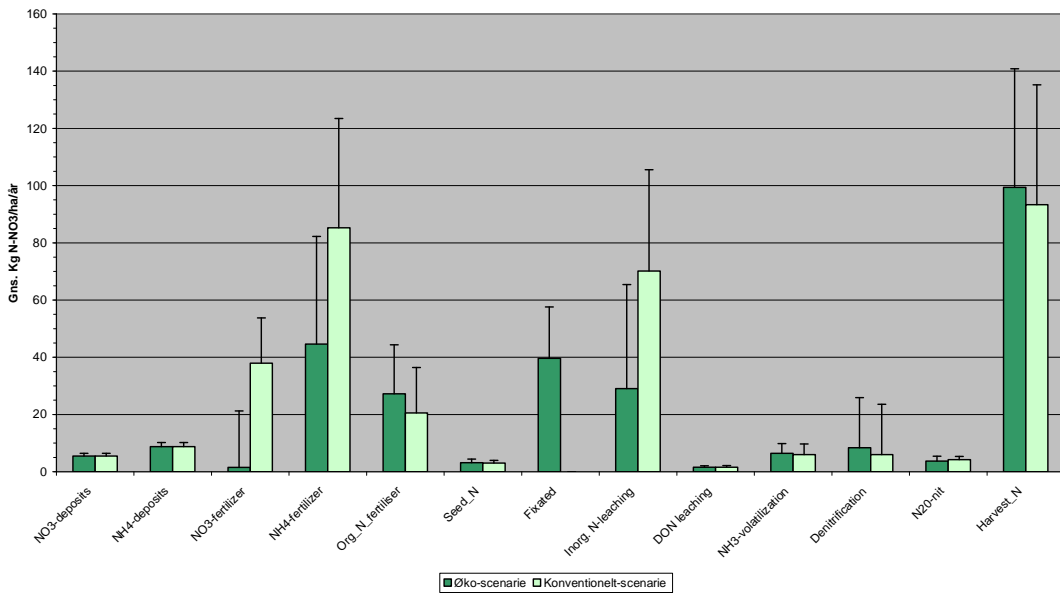
	Modelområde				Indsatsområde			
	Middel	Max	Min	Std.dev.	Middel	Max	Min	Std.dev.
NO ₃ -deposition	6	6	0	1	5	6	3	1
NH ₄ -deposition	9	10	0	1	9	10	5	1
NO ₃ -gødning	28	58	0	20	2	44	0	6
NH ₄ -gødning	71	180	0	38	45	120	0	18
Org_N_gødning	20	216	0	17	27	79	0	14
N i frø	3	16	0	1	3	11	0	1
Fixeret	8	76	0	18	40	76	0	19
Uorganisk N-udvaskning	60	287	-4	36	29	76	-3	11
DON-udvaskning	2	3	0	1	2	3	0	1
NH ₃ -volatilisation	6	16	0	3	6	10	0	2
Denitrifikation	10	210	0	17	8	168	1	10
N ₂ O-nit	4	25	0	2	4	16	1	1
Høstet N	86	247	0	41	99	196	0	38
SOM_N	-17				-13			
Tilført	162				143			
Fjernet	168				149			
Forskel	-7				-5			

Middel kvælstofbalance for modelområdet (2003-2012)



Figur 3.5 Gennemsnitlig kvælstofbalance for modelområdet, for det konventionelle og det økologiske sædskifte.

Middel kvælstofbalance for indsatsområdet (2003-2012)



Figur 3.6 Gennemsnitlig kvælstofbalance for indsatsområdet, for det konventionelle og det økologiske sædskifte.

I indsatsområdet for perioden 2003-12 udvaskes i gennemsnit 70 kg NO₃-N/ha/år fra rodzonen i det konventionelle scenarie, 16 kg DOC/ha/år og 2 kg DON/ha/år jf. Tabel 3.4. Til sammenligning blev udvaskningen i det økologiske scenarie i gennemsnit reduceret til 29 kg NO₃-N/ha/år, mens tabet af DOC og DON forblev uændret, dog med små årlige variationer i DOC. Reduktionen i udvasket nitrat svarer til en reduktion på ca. 59 %, hvilken vurderes at være en konsekvens af et lavere N-input i det økologiske scenarie, længere dyrkningsperioder som følge af en større andel af vedvarende græs og herved bedre mulighed for optagelse af kvælstof.

Den udvaskede DON er mindre end forventet, specielt i det økologiske scenarie. Tidligere estimater af DON har været på ca 10 % af udvaskningen (Miljøstyrelsen, 1985). I f.eks Skjern å udgør organisk bundet N ca. 20 % af den totale N-mængde (DHI, 2004c). Her udgør DON kun knapt 3 % af udvaskningen i det konventionelle scenarie. Den opstillede model antager, at DOC-produktionen er en funktion af jordens organiske indhold. Et stort antal græsmarker i økologisk drift bør føre til en opbygning af jordens organiske indhold, i modellen ”SOM-puljen”. Denne opbygning sker ikke i tilstrækkelig grad med den nuværende parameterisering af Daisy’s græsmodul. Modellen er kun kalibreret på tre marker på en lokalitet. Det kan tænkes at andre faktorer, såsom rod-exudater eller letomdanneligt materiale fra tilført organisk stof også bidrager til den totale udvaskning af DON.

For hele modelområdet giver det økologiske scenarie anledning til, at belastningen med nitrat fra rodzonen reduceres med ca. 13 % i forhold til belastningen fra 100% konventionel drift (i perioden 2003-2012). Nitratudvaskningen ændres fra 69 kg/ha/år til 60 kg/ha/år i det økologiske scenarie jf. Tabel 3.5.

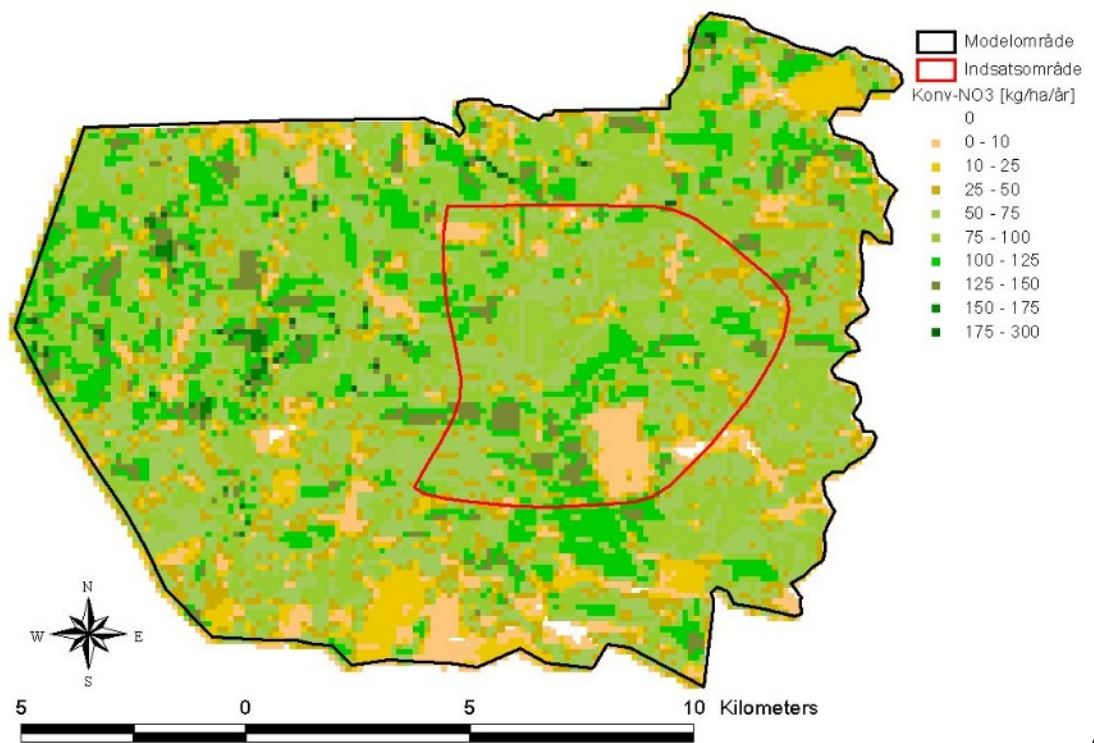
Figur 3.7-Figur 3.10 viser hvorledes udvaskningens forskellige komponenter er fordelt over oplandet i den konventionelle situation, og når driften i indsatsområdet overgår til økologi. Forskellen ses primært på mængden af udvasket nitrat inden for indsatsområdet.

Tabel 3.4 Årligt udvasket nitrat, DOC og DON fra indsatsområdet for perioden 2003-12. NH4 er udeladt da denne fraktion udgør mindre end 0.5 kg udvasket N pr. ha. Pr. år.

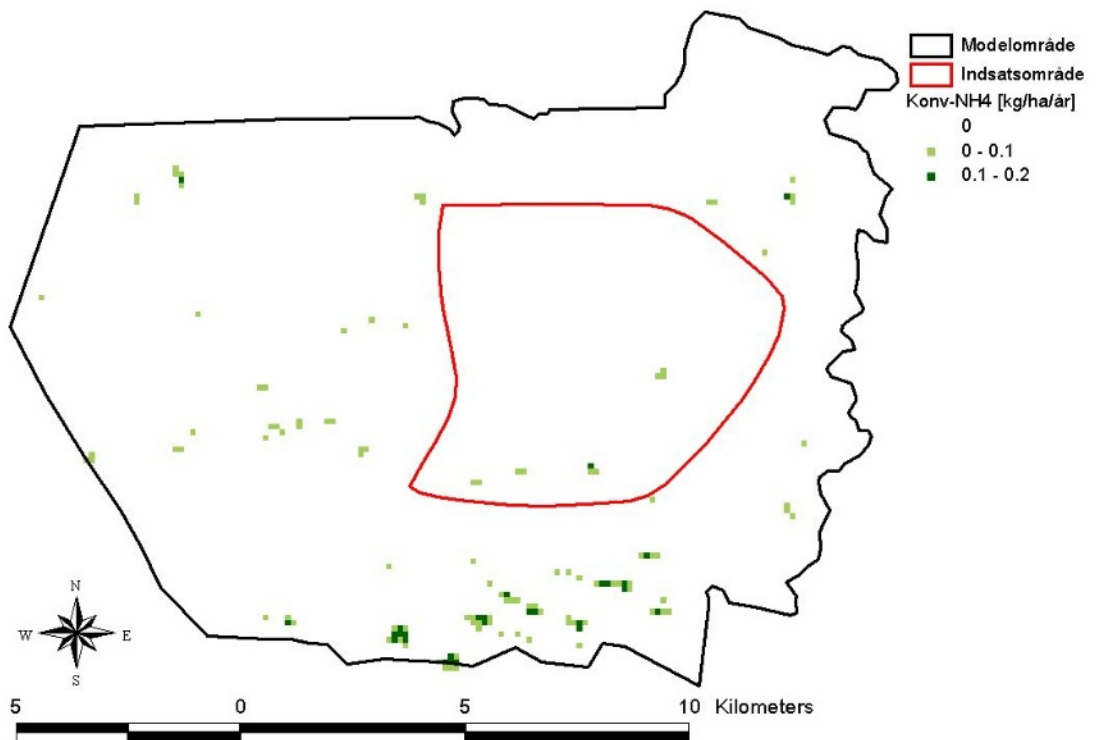
År	Konventionelt			Økologisk			Forskel (Konv minus Øko)		
	NO3 [kg/ha/år]	DOC [kg/ha/år]	DON [kg/ha/år]	NO3 [kg/ha/år]	DOC [kg/ha/år]	DON [kg/ha/år]	NO3 [kg/ha/år]	DOC [kg/ha/år]	DON [kg/ha/år]
2003	67	14	1	74	15	2	-7	-1	0
2004	140	20	2	71	21	2	69	-1	0
2005	82	27	3	26	28	3	56	0	0
2006	45	22	2	27	22	2	18	0	0
2007	-4	-2	0	-3	-2	0	-1	1	0
2008	38	6	1	11	5	1	27	0	0
2009	147	21	2	32	19	2	114	2	0
2010	88	25	2	20	24	2	68	1	0
2011	47	17	2	14	16	2	33	1	0
2012	51	12	1	17	12	1	34	0	0
Middel	70	16	2	29	16	2	41	0	0
Max	147	27	3	74	28	3	114	2	0
Min	-4	-2	0	-3	-2	0	-7	-1	0
Std.afv.	46	9	1	25	9	1	37	1	0

Tabel 3.5 Årligt udvasket nitrat, DOC og DON fra modelområdet for perioden 2003-12.

År	Konventionel			Økologisk			Forskel (konv minus øko)		
	NO3 [kg/ha/år]	DOC [kg/ha/år]	DON [kg/ha/år]	NO3 [kg/ha/år]	DOC [kg/ha/år]	DON [kg/ha/år]	NO3 [kg/ha/år]	DOC [kg/ha/år]	DON [kg/ha/år]
2003	68	15	1	70	16	2	-1	0	0
2004	127	21	2	113	22	2	14	0	0
2005	85	30	3	74	30	3	11	0	0
2006	45	23	2	42	23	2	4	0	0
2007	-2	-2	0	-2	-2	0	0	0	0
2008	35	6	1	30	6	1	6	0	0
2009	135	23	2	112	23	2	23	0	0
2010	94	28	3	80	28	3	14	0	0
2011	48	19	2	41	19	2	7	0	0
2012	50	13	1	43	13	1	7	0	0
Middel	69	18	2	60	18	2	8	0	0
Max	135	30	3	113	30	3	23	0	0
Min	-2	-2	0	-2	-2	0	-1	0	0
Std.afv.	42	10	1	36	10	1	7	0	0

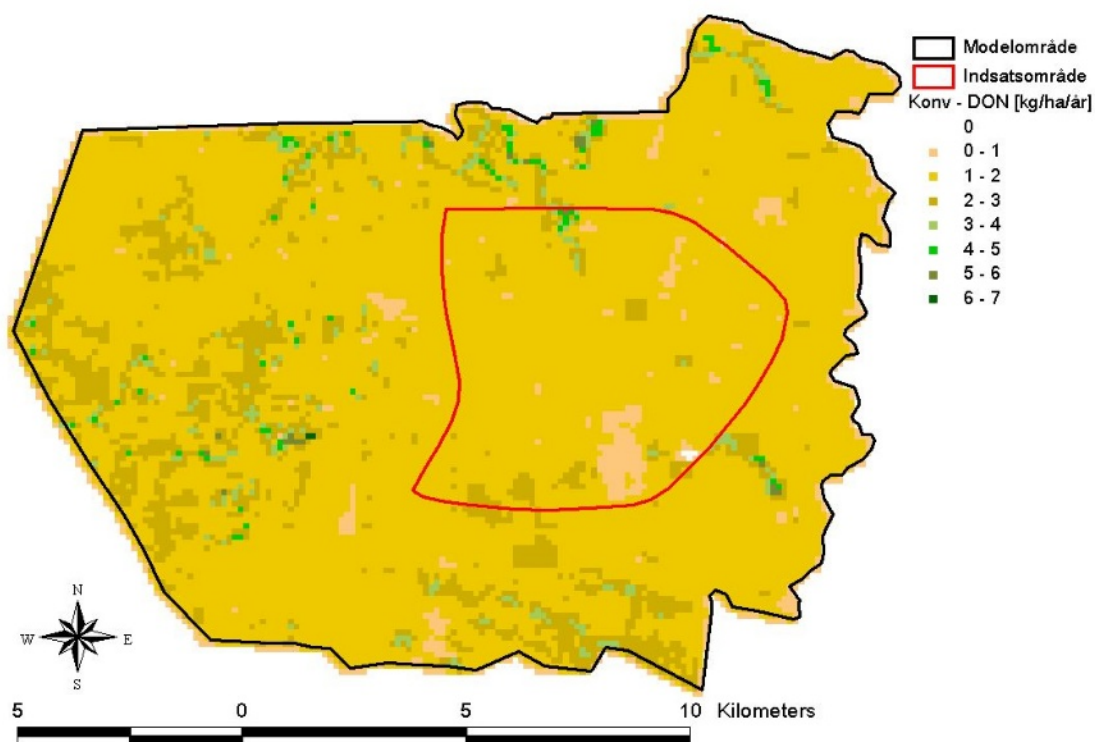
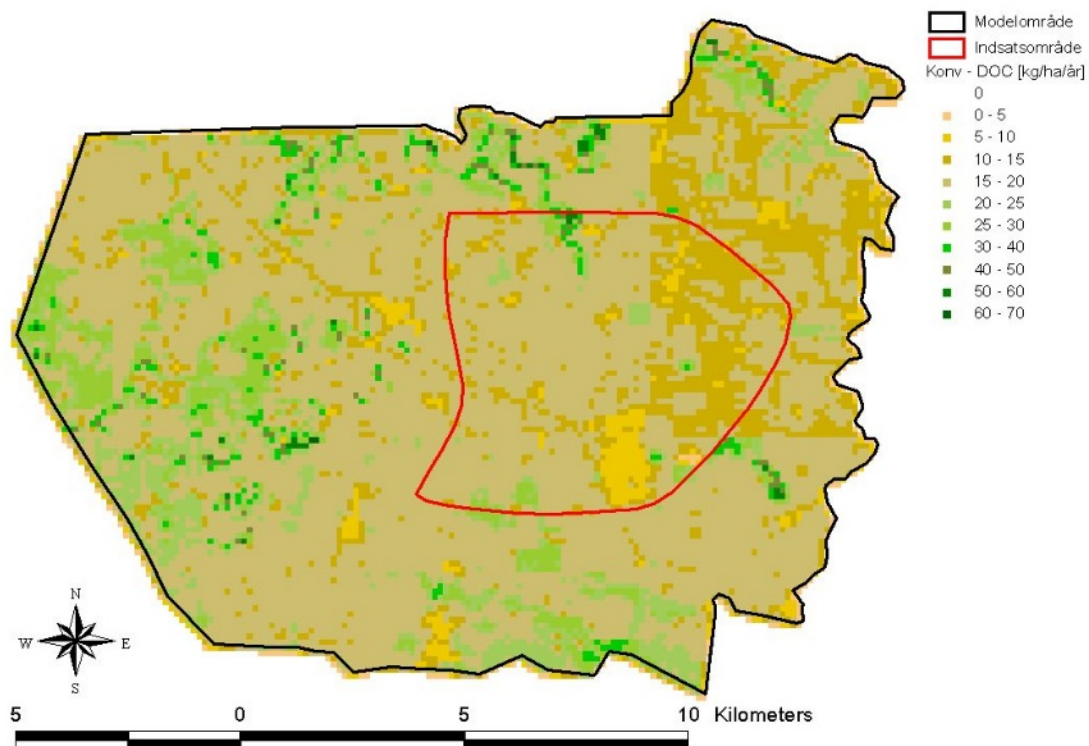


A)

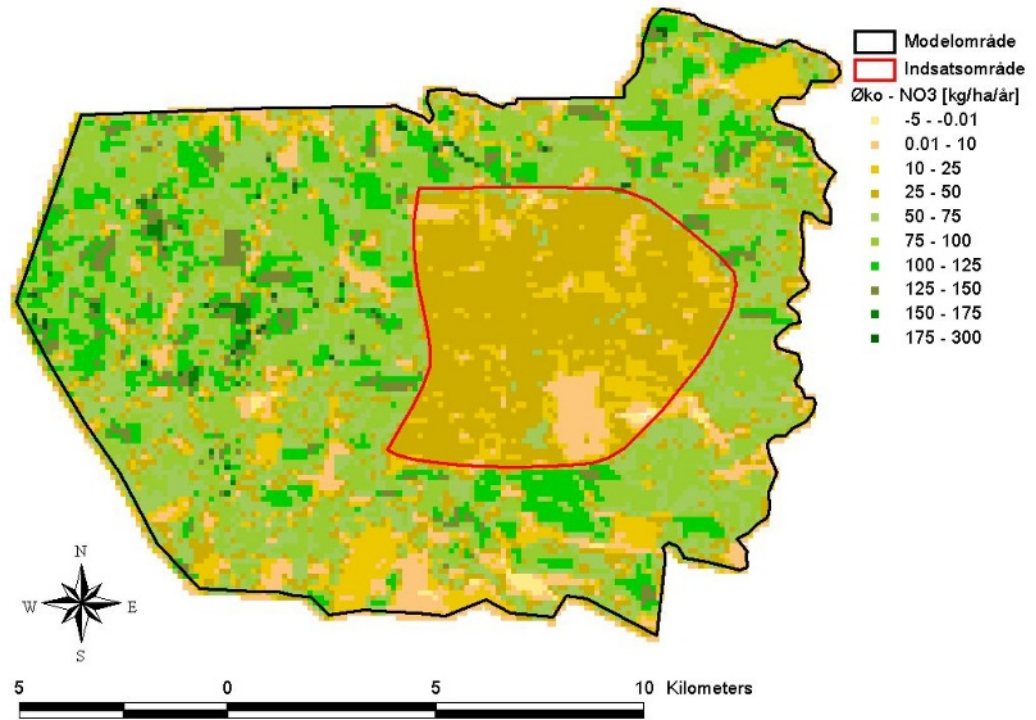


B)

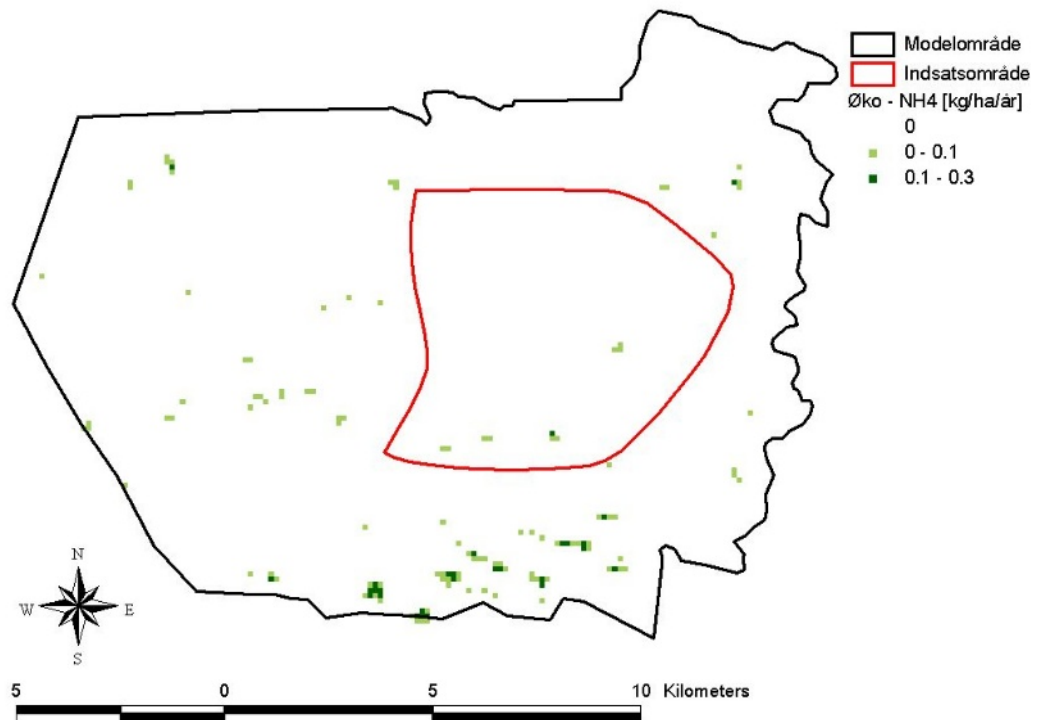
Figur 3.7 Distribueret middel $N\text{-NO}_3$ (A) og $N\text{-NH}_4$ (B) udvaskning for perioden 2003-2012 i det konventionelle scenarie.



Figur 3.8 Distribueret middel DOC (A) og DON (B) udvaskning for perioden 2003-2012 i det konventionelle scenarie.

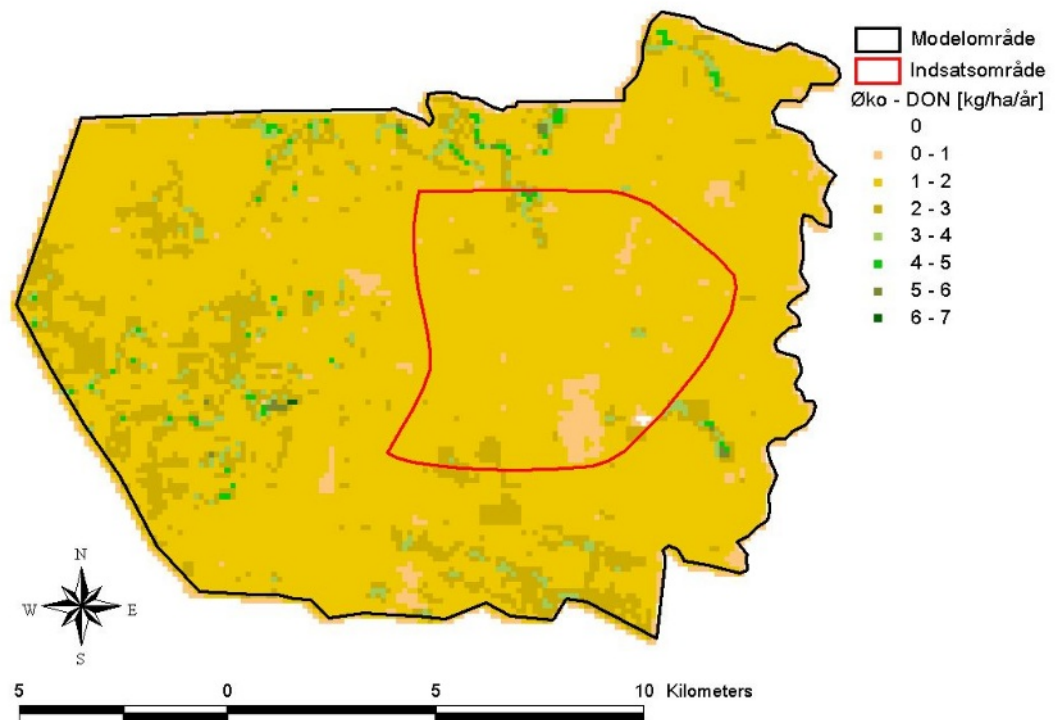
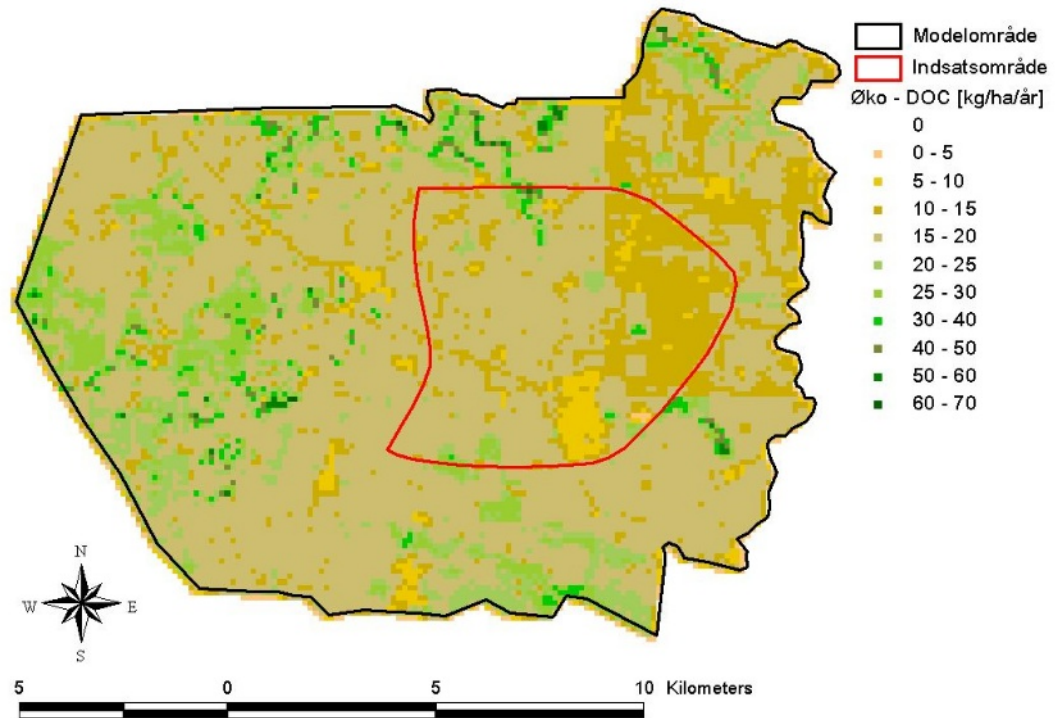


A)



B)

Figur 3.9 Distribueret middeludvaskning af N-NO₃ (A) og N-NH₄ (B) for perioden 2003-2012 i det økologiske scenarie.

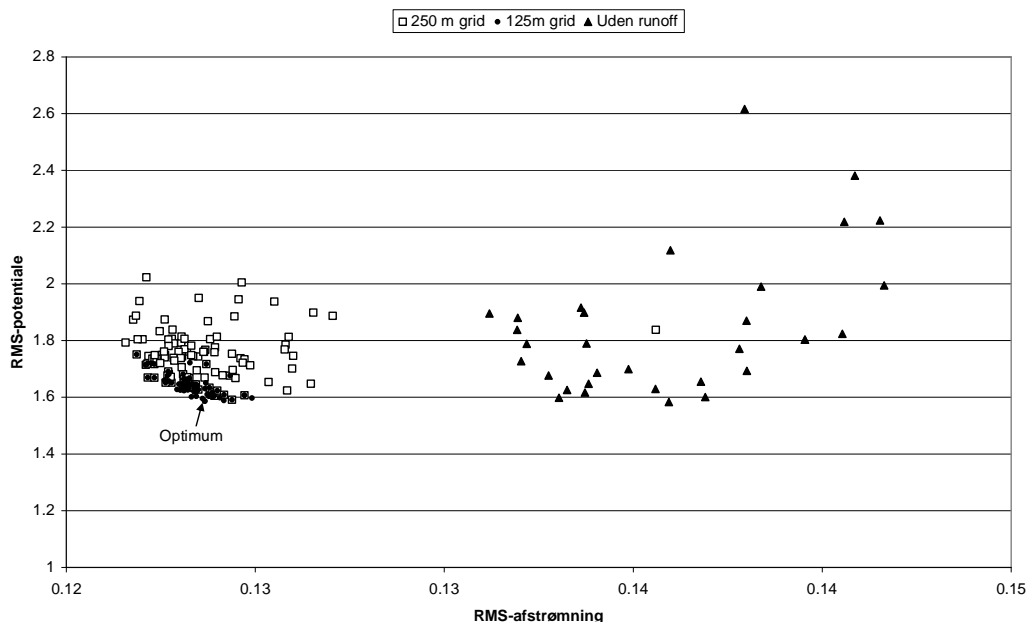


Figur 3.10 Distribueret middel DOC (A) og DON (B) udvaskning for perioden 2003-2012 i det økologiske scenarie.

3.3 Kalibrering og optimering af grundvandsmodellens strømningsbeskrivelse

Da nettonedbøren i den ovenfor beskrevne DAISY-beregning afviger fra den nettonedbør, grundvandsmodellen oprindeligt var kalibreret til, er det nødvendigt at rekalkibrere modellen. Det forventes dog, at den optimale løsning vil ligge tæt på den oprindelige, da der ikke er sket store strukturelle ændringer, og derfor begrænses parametrene til et interval på $\pm 50\%$ af de oprindeligt optimerede værdier. Den automatiske kalibrering er foretaget ved hjælp af simplex-algoritmen i MIKE SHE's autokalibreringsredskab (DHI, 2003; Madsen og Kristensen, 2002). I modsætning til SCE-algoritmen, der er en global søge-algoritme, finder simplex-algoritmen et lokalt minimum. Det vurderes at være tilstrækkeligt, eftersom modellen allerede er kalibreret, og der kun er foretaget små ændringer.

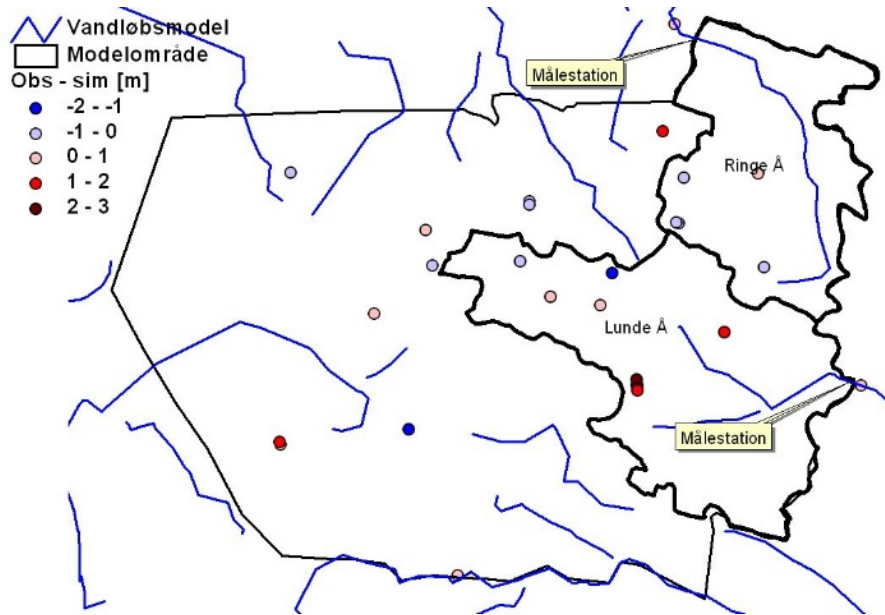
Der kalibreres på perioden 1990 til 2001, hvorfra der foreligger pejle- og afstrømningsdata. Ud fra de tilgængelige pejletidsserier er der udvalgt 30, som ikke var for påvirkede af det fastholdte tryk på randen.



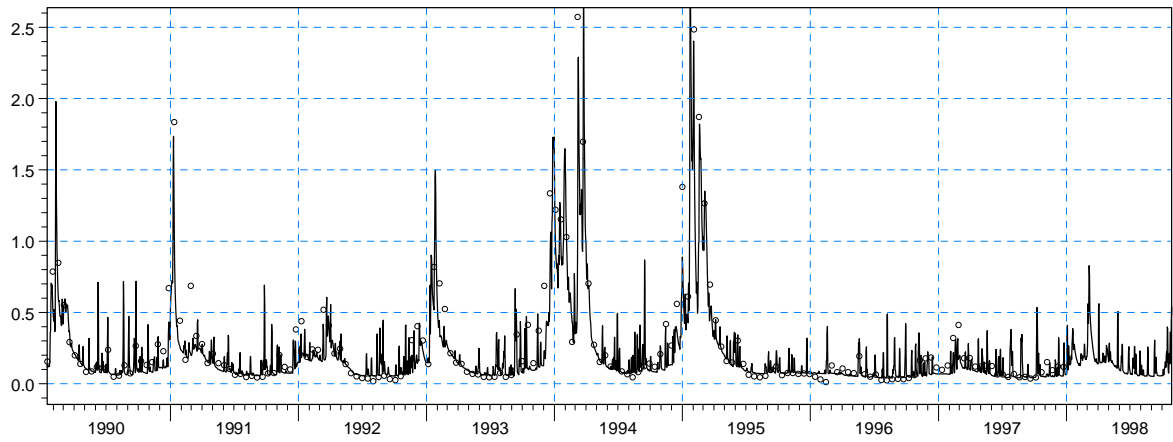
Figur 3.11 Resultat af optimering.

Figur 3.11 viser forløbet af optimeringen ved sammenhængende fejl på potentialerne og afstrømningen for de forskellige kørsler. I løbet af optimeringsproceduren blev der foretaget tre ændringer markeret ved de forskellige symboler på figuren. I første del af optimeringen blev overfladisk afstrømning ikke inddraget i beregningen af vandløbsafstrømningen, hvilket gav en dårligere løsning, eftersom RMS-værdien på afstrømningen er højere (punktsværmen til højre). I den midterste del af optimeringen blev der benyttet nettonedbør opgjort i et 250 m net i modsætning til 125 m net, hvilket dog ikke havde betydning for resultatet.

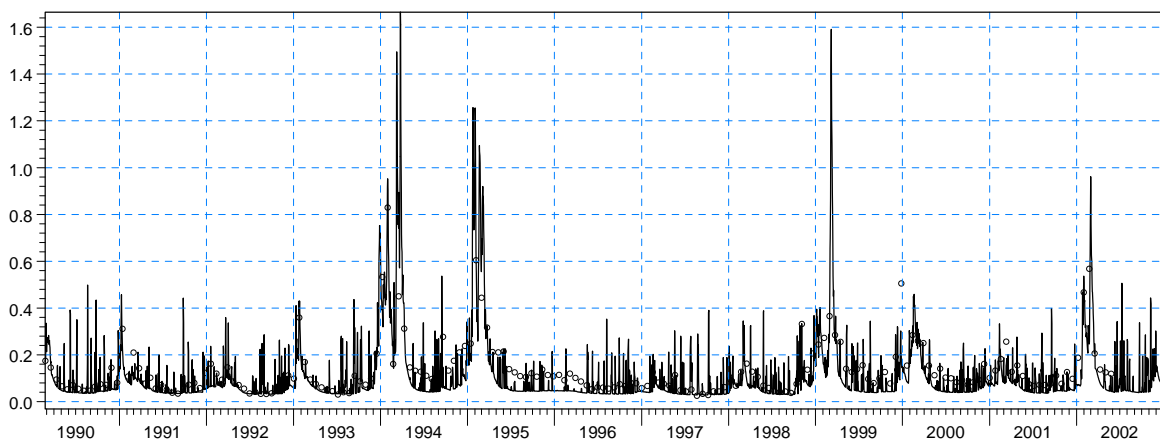
Figur 3.12 viser det endelige kalibreringsresultat for potentialerne og Figur 3.13 og Figur 3.14 sammenligner den observerede afstrømning med den simulerede for de to vandløb. De små toppe, der ses på afstrømningshydrografen, skyldes overfladisk afstrømning.



Figur 3.12 Middelfejl på potentialer.



Figur 3.13 Simuleret og observeret vandføring i Lunde Å.



Figur 3.14 Simuleret og observeret vandføring i Ringe Å.

Tabel 3.6 Kalibreringsstatistik og krav.

Datatype	ME		RMS	
	High fidelity krav*	Resultat	High fidelity krav*	Resultat
Hydraulisk trykniveau [m]	2.1	0.6	4.2	1.6
Vandføring [m/s]	10 %	12.7	30 %	55.4 %

*Kravene er defineret ud fra Henriksen et al. (2001). ME = Mean Error (middelfejl) og RMS = Root mean square.

Som det fremgår af Tabel 3.6 opfylder modellen kalibreringskravene, hvad angår det hydrauliske trykniveau, hvorimod kravene til vandføringen ikke er fuldt opfyldt. I en følsomhedsanalyse udført i det oprindeligt studie (Fyns Amt, 2003) kunne det konstateres, at vandføringen var meget afhængig af randbetingelsen. Det vurderes derfor, at modelområdet reelt er for lille til entydigt at kalibrere afstrømningen uden at variere randbetingelserne. Endvidere vurderes det, at fejlen på vandføringen ikke vil have betydningen for opfyldelsen af modellens formål, som er at analysere nitratomsætningen i grundvandet.

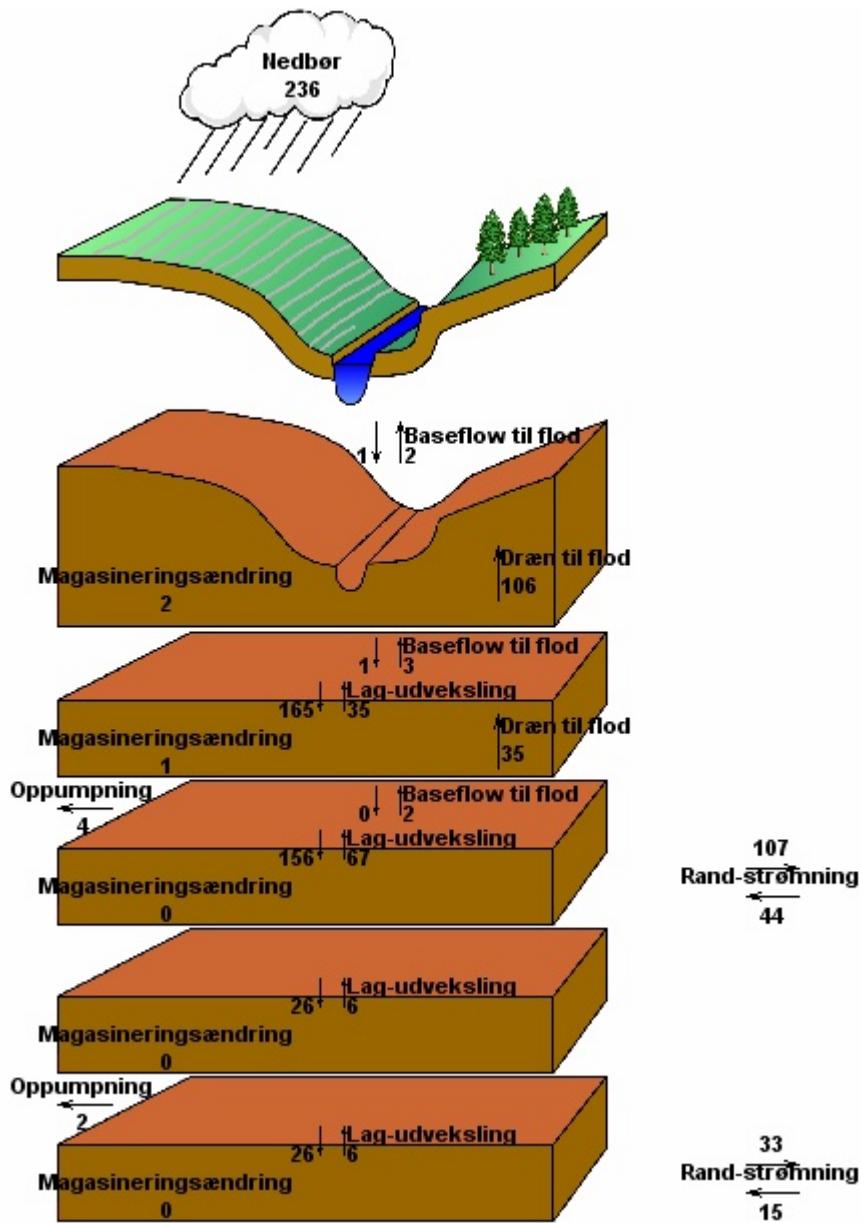
De optimerede ledningsevner er opsummeret i Tabel 3.7. Tabellen viser de horisontale ledningsevner for magasinerne og de vertikale for moræneleret og lerlaget mellem de to magasiner. Der er i alle tilfælde benyttet et anisotropiforhold på 10. De tre ledningsevner markeret med fed ligger på grænsen af det på forhånd fastsatte interval. I disse tilfælde er det sandsynligt, at man ville kunne opnå en bedre kalibreringsstatistik ved at udvide intervallet. Det ville dog føre til urealistiske parameterværdier.

Tabel 3.7 Optimerede ledningsevner (m/s) samt øvre og nedre grænse for det tilladte interval.

Parameter	Oprindelig værdi	Nedre grænse	Øvre grænse	Optimeret værdi
Moræne 1	3.00E-08	1.50E-08	4.50E-08	2.88E-08
Moræne 2	4.39E-08	2.20E-08	6.60E-08	2.66E-08
Moræne 3	2.00E-07	1.00E-07	3.00E-07	3.00E-07
Øverste magasin, 1	6.00E-04	3.00E-04	9.00E-04	4.04E-04
Øverste magasin, 2	4.55E-04	2.28E-04	6.83E-04	2.29E-04
Øverste magasin, 3	5.00E-04	2.50E-04	7.50E-04	5.80E-04
Øverste magasin, 4	1.00E-04	5.00E-05	1.50E-04	9.60E-05
Øverste magasin, 5	8.00E-04	4.00E-04	1.20E-03	7.09E-04
Øverste magasin, 6	5.00E-04	2.50E-04	7.50E-04	5.08E-04
Mellemliggende lerlag	4.00E-08	2.00E-08	6.00E-08	2.00E-08
Nederste magasin	1.00E-04	5.00E-05	1.50E-04	7.77E-05

3.3.1 Vandbalance og grundvandsdannelse

Ved hjælp af MIKE SHE's vandbalancemodul er der udtrukket en vandbalance for modellen i hele simuleringsperioden (1990-2013).



Figur 3.15 Vandbalance for perioden 1990 til 2013 i mm/år. Overfladisk afstrømning indgår ikke. Baseflow svarer til grundvandstilstrømning. I grundvandslag 2 går 2,3 mm til fordampning. Dette tal er ikke vist i balancen.

Tabel 3.8. Vandbalance for perioden 1990 til 2013 i mm/år. Overfladisk afstrømning indgår ikke.

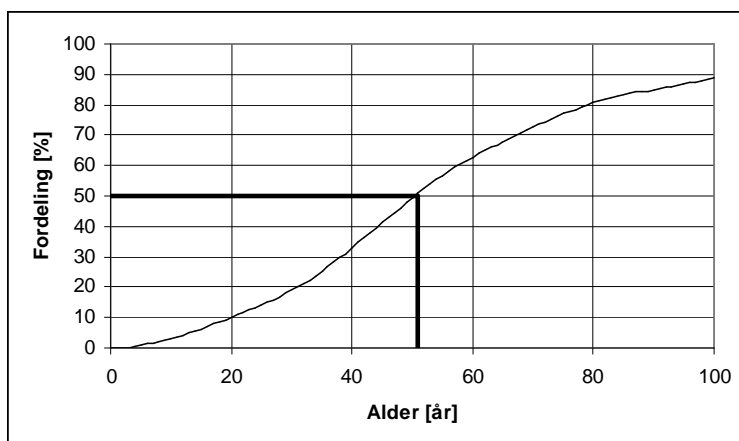
	Lag 1	Lag 2	Lag 3	Lag 4	Lag 5
Nettonedbør	236	0	0	0	0
Magasineringsændring	2	1	0	0	0
Strømning ud over rand	0	0	107	0	33
Strømning ind over rand	0	0	44	0	15
Oppumpning	0	0	4	0	2
Strømning til lag	0	165	156	26	26
Strømning ud af lag	0	35	67	6	6
Dræn	106	35	0	0	0
Grundvandsstilstrømning fra å	1	1	0	0	0
Grundvandsstilstrømning til å	2	3	2	0	0

Det bemærkes, at en forholdsvis stor procentdel af vandet i magasinerne strømmer ind over randen. Det får betydning for de senere stof-transportberegninger, eftersom indstrømningen vil medføre en fortynding. For det nederste magasin kommer således 37 % af tilstrømningen fra det fastholdte tryk på randen.

Strømningen ud af vandløbene er angivet ved komponenten ”baseflow til flod” og det ses, at den er meget begrænset. Det vil sige, at udvekslingen mellem vandløbet og grundvandszonen primært foregår i en retning, og det vil derfor ikke være nødvendigt at medtage stoftransport i vandløbet i transportberegninger, der skal beskrive forholdene i grundvandszonen. I tilfælde af, at der havde været en stor udstrømning fra vandløbene, ville det have været nødvendigt at beregne en koncentration for denne vandmængde.

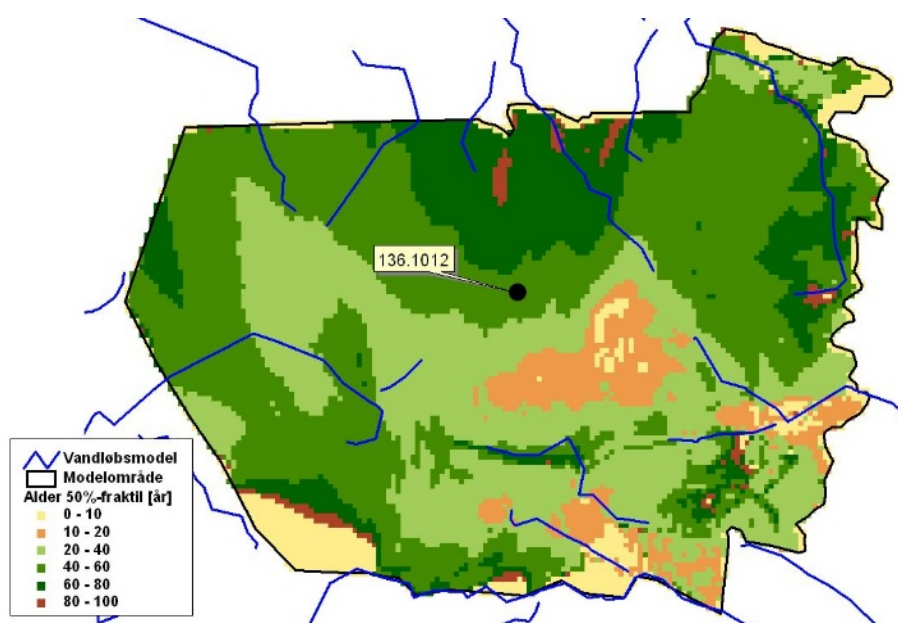
3.3.2 Grundvandsalder

Grundvandsdannelse foregår langsomt. Det er nødvendigt at sikre, at simuleringsperioden er lang nok til, at ændringer af arealanvendelse slår igennem på grundvandskoncentrationerne. For at simulere grundvandets alder, tilføres infiltrationen en tracer med en koncentration på 100. Ved at betragte koncentrationsudviklingen i en given celle kan man få et udtryk for grundvandets alder (se Figur 3.16). Eftersom cellerne har et volumen, vil de indeholde en blanding af vand med forskellige transporttider, og der kan derfor ikke bestemmes en entydig alder for en given dybde. Grundvandets alder vil i store dele af akviferen være ældre end de 23 år, der er udregnet nettonedbør for. Derfor gennemføres her en beregning, hvor modellen anvender denne periode cyklisk, indtil der er simuleret en periode på 100 år.



Figur 3.16 Aldersfordeling i celle i øverste magasin (øvre sandlag). De sorte linjer markerer 50 %-fraktilen. Cellens placering er markeret på Figur 3.17.

Figur 3.16 viser et eksempel på en aldersfordeling. Det yngste vand er omkring 5 år, mens det ældste er ældre end 100 år. Den tykke sorte linje markerer 50 %-fraktilen, der i dette tilfælde ses at være ca. 50 år. Det betyder, at 50 % af vandet er yngre end 50 år. 50 %-fraktilen for hele modelområdet er vist som et fladekort på Figur 3.17.

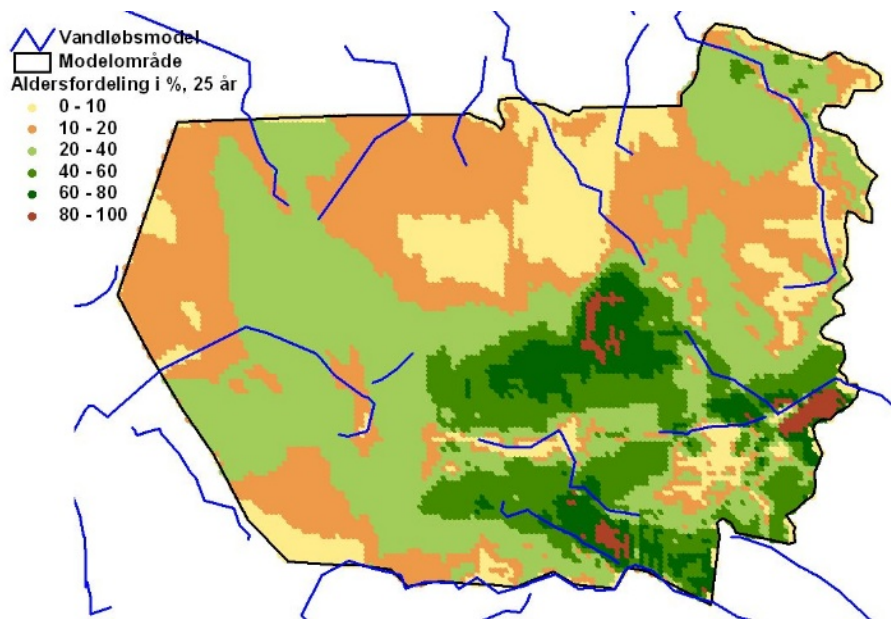


Figur 3.17 Grundvandsalder på 50 %- fraktile i øverste magasin.

Figur 3.17 viser, at det yngste vand forekommer i den sydvestlige og centrale del af modelområdet svarende til der, hvor laget af moræneler er tyndest. I disse områder vil 50 % af vandet således være yngre en 10 år, og det må forventes at være meget sårbart over for nitrat eller andre forureningskomponenter.

Aldersfordelingen kan også illustreres ved at vise den simulerede koncentration efter den givne årrække. Det er vist på Figur 3.18 for det øverste magasin efter 25 år. Den

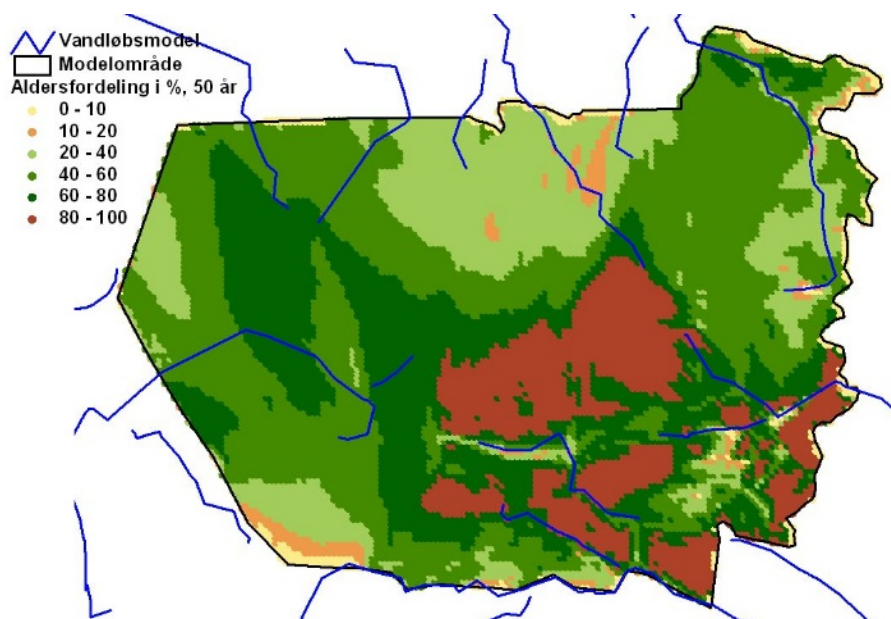
simulerede koncentration svarer så til den procentdel af vandet, der er yngre end 25 år.



Figur 3.18 Procentvis fordeling af grundvand yngre end 25 år i øverste magasin.

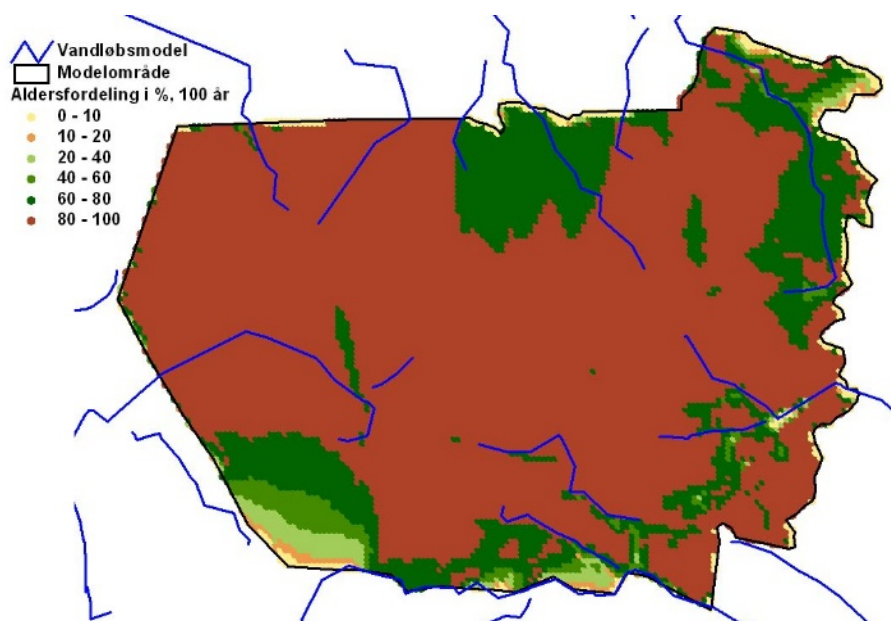
Figur 3.18 viser det samme billede som Figur 3.17 blot omvendt, idet der her ses, at op mod 80 % af vandet kan være yngre end 25 år i området med tyndt dæklag, mens denne andel er meget mindre i den nordøstlige del.

Figur 3.19 og Figur 3.20 viser de tilsvarende plots for henholdsvis 50 og 100 år.



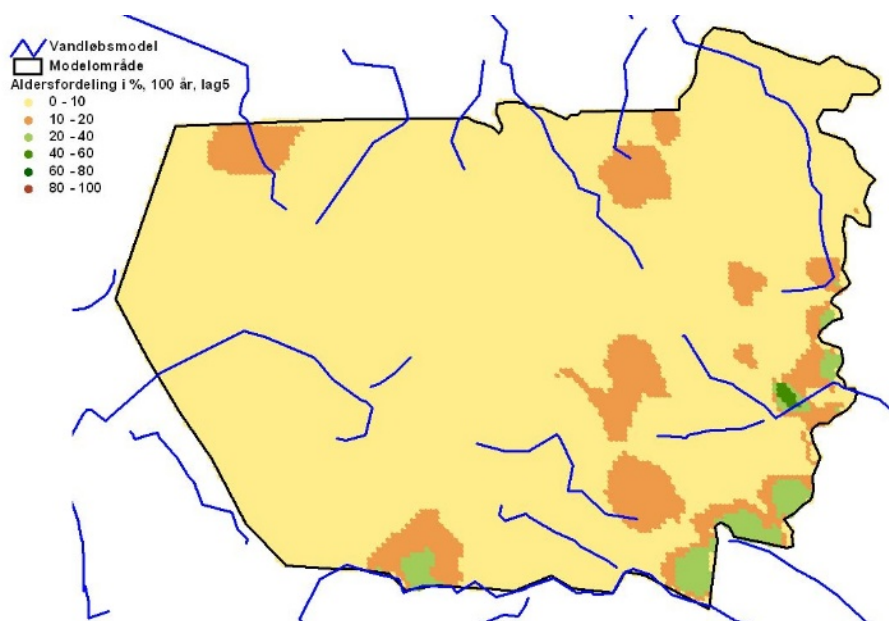
Figur 3.19 Procentvis fordeling af grundvand yngre end 50 år i øverste magasin.

I området med tyndt lerlag er stort set alt vandet yngre end 50 år. Enkelte steder langs vandløbene bemærkes det, at vandet er ældre, hvilket skyldes, at der her forekommer opadrettet strømning.



Figur 3.20 Procentvis fordeling af grundvand yngre end 100 år i øverste magasin.

I nogle områder er det ikke 100 % af grundvandet, der har en alder yngre end 100 år. I områder tæt på randen skyldes det, at der foregår indstrømning ind over randen. Derudover er der i å-dalene opadrettet transport fra det dybere lag, således at vandet er ældre.



Figur 3.21 Procentvis fordeling af grundvand yngre end 100 år i nederste magasin.

Figur 3.21 viser den tilsvarende aldersfordeling for det nederste magasin og det ses, at langt størstedelen af vandet er ældre end 100 år. Det betyder, at grundvandet ikke vil

være påvirket af nitrat og heller ikke kan forventes at blive det inden for den nærmeste fremtid. Det stemmer overens med de målinger af nitrat, der foreligger for området, idet der ikke er målt højere nitrat-koncentrationer end 5 mg/l i det nederste magasin. I det følgende vises derfor kun resultater for det øverste magasin.

3.4 Opsætning af transportmodel

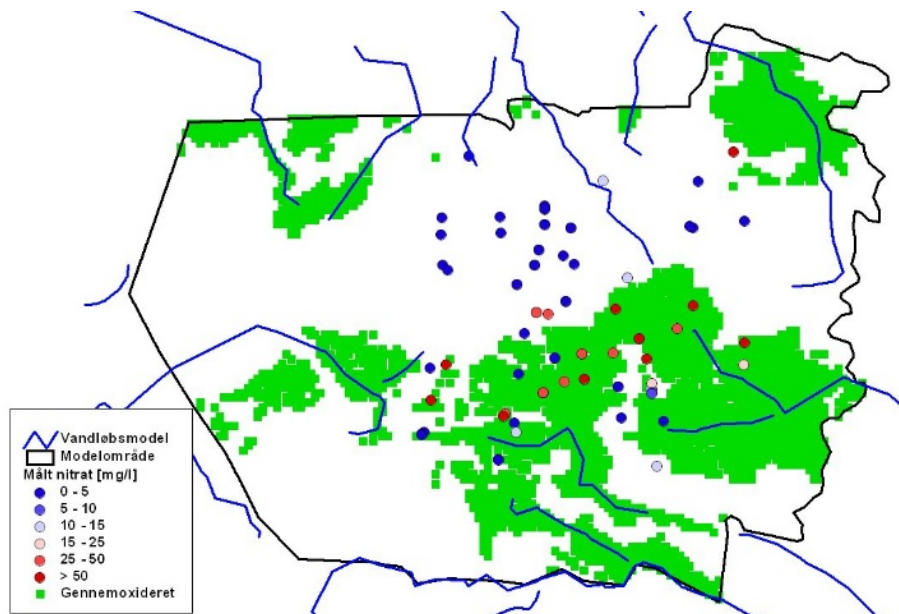
Til beregning af stoftransporten i grundvandszonen benyttes MIKE-SHEs advektion-dispersions modul samt biologi-modulet, der kan håndtere forskellige former for nedbrydning. Stoftransport i vandløbene medtages ikke. Der løber kun en meget begrænset mængde vand fra vandløbene og ned i grundvandszonen, og derfor har det ingen betydning.

Der opsættes tre modeller med varierende nitratomsætning. Den første er konservativ, hvor der ikke sker nogen omsætning af nitrat. I den anden omsættes nitrat i de reducerede dele af morænelerslaget. Den sidste model tager endvidere hensyn til omsætning af organisk stof og deraf følgende denitrifikation. Der foretages simuleringer for både et konventionelt og et økologiske scenarie med den sidste model.

3.4.1 Redox-grænse

I forbindelse med et igangværende Ph.d.-studium har det været forsøgt at bestemme en redox-grænse for modelområdet. Resultatet var ikke en entydig grænse i morænelerslaget, idet dybderne til grænsen dels varierede og dels kompliceres det af horisontale gennemoxiderede sandlinser. Det er derfor nødvendigt at gøre nogle antagelser i model-opsætningen. Det antages, at morænelerslag med en tykkelse på mindre end 10 m er gennemoxiderede, mens der i områder med tykkere lag foregår nitrat-omsætning med en halveringstid på et døgn. Det vil i praksis sige at alt nitrat omdannes, idet strømningshastigheden er lav. I sandmagasinet foregår ingen nitrat-omsætning. Med andre ord fjernes nitraten i moræneleret, hvis laget er tykkere end 10 m. På Figur 3.22 er de områder, hvor moræneleret er tyndere end 10 m tykt, markeret med grønt og sammenlignet med målte nitrat-koncentrationer.

Nye målinger (J. Rølmer, pers. com.) tyder på at redoxzonen bør anbringes stokastisk i den øverste del af modellerne. Dette er ikke gjort her, da det bliver vanskeligt at se hvilken nitratfjernelse, der skyldes reaktioner mellem DOC og NO_3^- , og hvad der skyldes redoxzonen.



Figur 3.22 Gennemoxiderede morænelerslag samt målte nitrat-koncentrationer.

Der er en god overensstemmelse mellem de tynde morænelerslag og forekomsten af nitrat i grundvandet. Enkelte boringer med nitrat ligger imidlertid udenfor det gennemoxiderede område, og enkelte punkter uden nitrat ligger inden for området. I realiteten vil redoxgrænsen variere fra sted til sted, og den oxiderede dybde vil ikke være præcis 10 m, som antaget ovenfor.

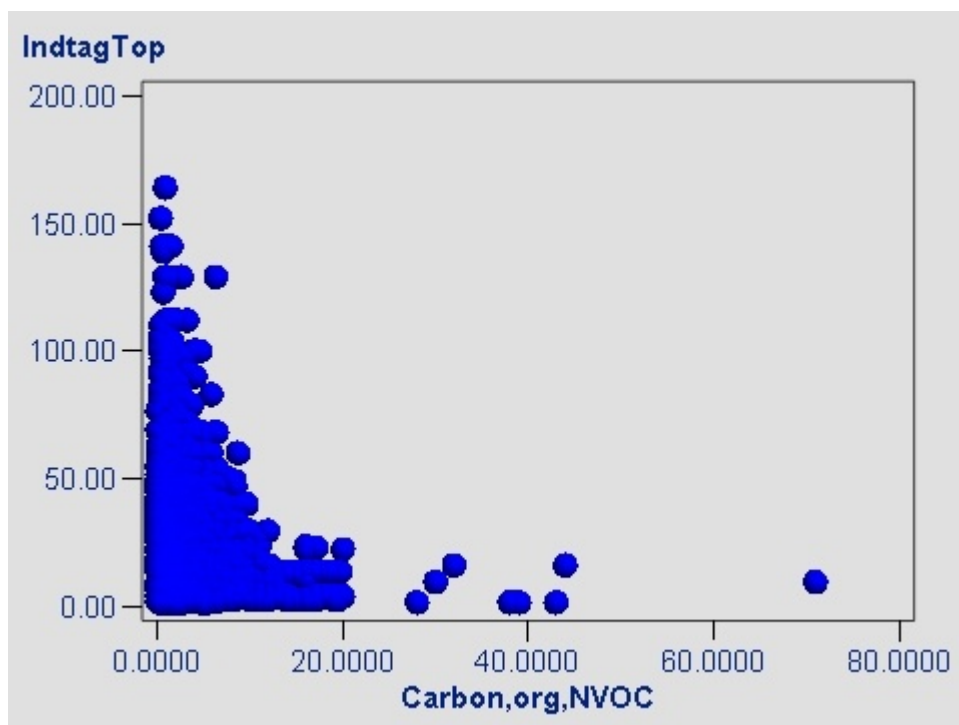
3.4.2 Antagelser og procesbeskrivelser anvendt i DOC/DON-omsætningen

I forbindelse med beregning af DOC/DON-omdannelse i grundvandet, må der tages en række forbehold. Der er ikke foretaget nogen målinger af N-forbindelser under 90 cm's dybde inden for projektets rammer, og de opstillede ligninger og den valgte parameterisering må ses som et teoretisk bud på hvordan processerne kunne tænkes at forløbe.

Der er indikationer i de gennemførte målinger (Vinther et al., 2005) af, at den DOC-faciliterede denitrifikation kun foregår under nær-mættede forhold, dvs. i det øvre grundvand og den kapillære zone. Det er ikke muligt at foretage detaljeret modellering af denne zone på randen mellem de to modeller. Reaktionen forlægges derfor til den øverste del af grundvandszonen. Den øverste del af grundvandszonen antages at være oxideret. Overgangen til reducerede forhold sker i forbindelse med redoxzonen beskrevet ovenfor, og der er ikke regnet med en DOC-omdannelselse under reducerede forhold. Da nitraten under alle omstændigheder forsvinder i redoxzonen, påvirker dette ikke den DOC-faciliterede denitrifikation, men det påvirker naturligvis koncentrationen af DOC og DON i de forskellige grundvandslag.

Et udtryk for koncentrationsudviklingen for DOC med dybden ses af Figur 3.23. Figuren viser koncentrationen af NVOC (non-volatile organic carbon) målt i grundvandsovervågningsprogrammet (GRUMO). Der er ret stor spredning på tallene, men der er et nogenlunde eksponentielt fald i koncentrationen med dybden. Det er ikke usædvanligt at koncentrationen i akviferer ligger på 3-5 mg DOC/l. Data fra

Klosterhede (maj-juni, 1993, C. Grøn, pers. Com) viste koncentrationer i ca. 6 m, ca. 7.5 m og 13 m på henholdsvis 1, 0.8 og 0.5 mg C/l. En upubliceret undersøgelse af organisk stof i jord og grundvand fra Skagen (C. Grøn, pers.com.) viste C/N-forhold i humussyre, faldende fra 11.7 i jord til 19.5 i øvre grundvand, og for fulvosyre fra 22.8 i jord, til 46.9 i øvre grundvand. En anden upubliceret undersøgelse (C. Grøn, pers.com.) viste C/N-forhold på 41.5 i humussyre og 54.5 i fulvosyre i gammelt grundvand.



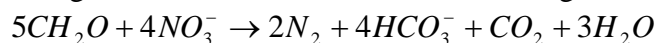
Figur 3.23 Mængden af ikke-flygtigt organisk C i GRUMO-boringer. Afstanden fra boringens top til prøveudtagningsfilteret er vist positivt i figuren. Figuren er stillet til rådighed af Carsten Langtofte, GEUS.

Aiken et al. (1985) viser C/N-forhold for fulvosyre i akviferer fra 31 til 125 (uden dybde- eller aldersangivelse), og fra 10 til 19 for humussyre. Aiken et al (1985) finder en stigning i DOC med dybden til bunden af B-horizonten og derefter et eksponentielt fald i koncentrationen med dybden. Generelt, men ikke helt entydigt, stiger C/N-mængden med faldende DOC-indhold i aquiferen (13-0.2 mg C/l) for de i publikationen refererede tal. Thurman (1985) nævner en C/N værdi på 19 for humussyre og 66 for fulvosyre. Totalmængden af DOC angives her at være 0.1-2 mg/l. En række af de nævnte akviferer forventes at ligge noget dybere end den, der er simuleret i dette projekt. Der er sigtet efter at opnå et C/N-forhold på ca. 25 i akviferen (lag 2) i den foretagne simulering.

De valgte procesbeskrivelser er implementeret i MIKE SHE's BM (Bio-Degradation-modul). Modulet tillader kun udvalgte procesbeskrivelser. Der har derfor ligget et arbejde i at tilnærme de ønskede beskrivelser til mulige formuleringer.

3.4.2.1 Denitrifikation med organisk stof

Denitrifikation med organisk materiale kan beskrives ved følgende reaktionsligning:



Indsættes molvægtene fås det, at 0.93 mg N omsættes for hvert mg C. Dette er en væsentlig højere omdannelsesrate end der antages i Daisy, hvor den biologiske denitrifikation af NO_3^- til gasformigt N (N_2 or N_2O) udtrykkes som en lineær funktion af CO_2 -udviklingen fra nedbrydningen af organisk materiale. Den potentielle denitrifikationsrate i DAISY (Abrahamsen og Hansen, 2000) bestemmes som

$$\xi_d^* = \alpha_d^* \xi_{CO_2}$$

hvor ξ_d^* er den potentielle denitrifikationsrate, ξ_{CO_2} er CO_2 -udviklingsraten, og α_d^* er en empirisk konstant (default værdi 0.1 g Gas-N/g CO_2 -C).

Den aktuelle denitrifikationsrate bestemmes som enten den maksimale N-transport til anaerobiske micrositer ($N_{ni} = \theta C_{ni}$, hvor C_{ni} er koncentrationen i jordvæsken) eller ved den aktuelle mikrobielle aktivitet ved disse sites:

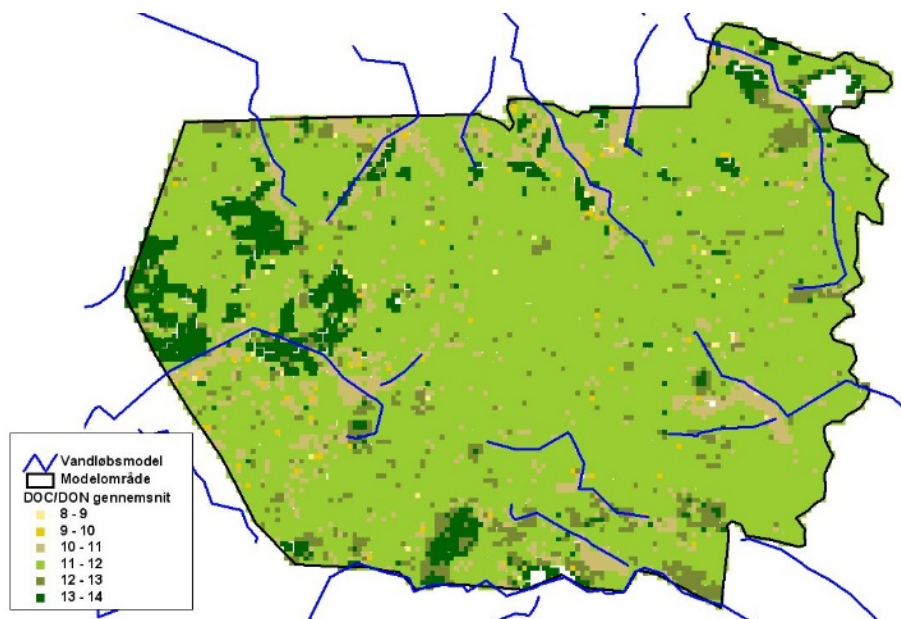
$$\xi_d = \text{Min}\{ F_d^0(\theta) \xi_d^*; K_d N_{ni} \}$$

hvor ξ_d er den aktuelle denitrifikationsrate, $F_d^0(\theta)$ beskriver indflydelsen af vandindholdet (oxygen-tilgængeligheden), og K_d er en proportionalitetsfaktor, der i Daisy er sat til $0.020833 \text{ hour}^{-1}$. $F_d^0(\theta)$ er 1 ved mætning.

For at opnå det absolut maksimalt mulige effekt af DOM-nedbrydning på denitrifikation, er det teoretiske forhold mellem CO_2 -dannelse og denitrifikation anvendt i beregningerne. Ved de nitratkoncentrationer, der findes i beregningerne i det øvre grundvand er diffusionen ikke begrænsende for denitrifikationen.

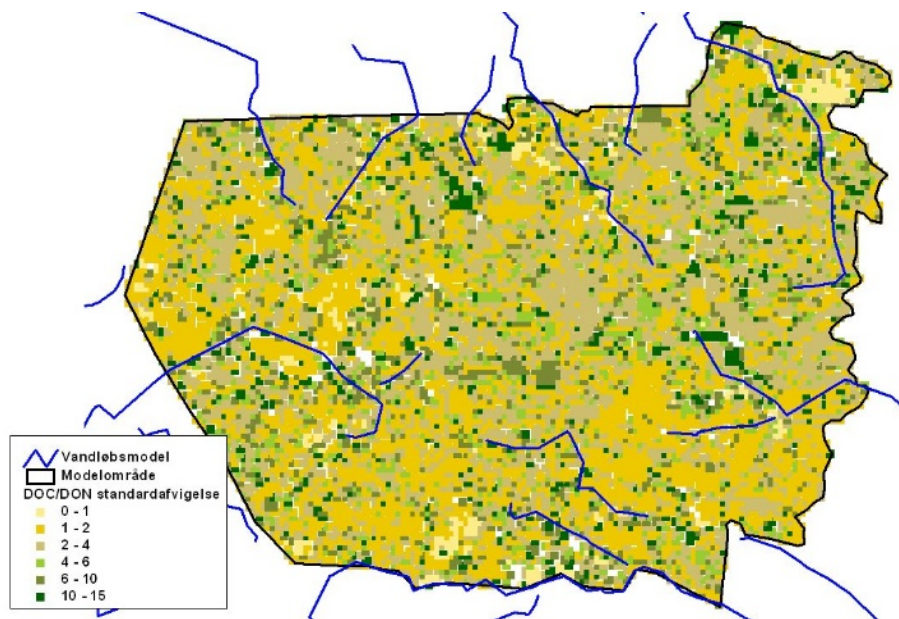
Sideløbende med denitrifikationen, opbygger mikroorganismene biomasse, hvortil der både indgår C og N. Set over lang tid vil nedbrydningen af biomassen dog svare til dannelsen, således at det kan antages at alt organisk C omsættes ved denitrifikation. I biomassen indgår dog også N, som ved nedbrydningen omsættes til ammonium. Nettoresultatet ved nedbrydningen af organisk stof bliver således dannelse af ammonium. Som i DAISY-modellen er der benyttet en udbyttfaktor på $\frac{1}{2}$ og et C/N-forhold på 7.6 i biomassen. Det betyder, at halvdelen af det kulstof, der indgår i nedbrydning, indbygges i biomasse, og denne indbygning kræver at biomassen optager N svarende til et C/N-forhold på 7.6. Medregnes en efterfølgende biomassenedbrydning, vil der således dannes $1/15.2 \text{ mg } [NH_4]\text{-N}$ for hvert omsat mg C. En del af det opløste organiske stof kan have et C/N-forhold der er lavere end 15.2 og i det tilfælde omsættes alt organisk N til ammonium. I tilfælde af at det organiske stof har et C/N-forhold der er højere end 15.2, omdannes en del af nitraten i opløsning til ammonium.

Det opløste organiske stof består af forskellige enkeltstoffer, som ikke er lige nedbrydelige. Daisy-modellen tillader beskrivelse af DOM som et stof med varierende C/N-forhold. Det er ikke muligt i MIKE SHE's BM-modul. For at kunne arbejde med varierende C/N-forhold i transportmodellen defineres forskellige puljer, som gives forskellige forhold mellem DOC og DON. Det antages, at jo højere C/N-forholdet er, jo lavere er nedbrydeligheden. Det stemmer overens med de tidligere refererede observationer, der viser, at C/N-forholdet for organisk stof i gammelt grundvand generelt er højere end i ungt grundvand. DOC/DON-forholdet i det Daisy-beregne stofinput til grundvandsmodellen er illustreret på nedenstående figur, der viser det tidsvægtede gennemsnit for perioden 1989 til 2000.



Figur 3.24 Gennemsnitligt DOC/DON-forhold.

I størstedelen af området er det tidsvægtede gennemsnit for DOC/DON omkring 11. Vægtes i stedet med den udvaskede masse fås et lidt lavere gennemsnit. I løbet af modelperioden varierer forholdet, hvilket er illustreret på Figur 3.25.



Figur 3.25 Standardafvigelse på DOC/DON-forhold i udvaskning.

Det er ikke muligt med det valgte beregningsmodul at opstille ligninger, der kan håndtere et varierende C/N-forhold i en enkelt organisk pulje. Det er derfor valgt at opdele det organiske stof i fem puljer med forskelligt DOC/DON-forhold, som gives forskellige nedbrydningsrater. Fordelingen i de fem puljer er givet ved følgende ligninger:

$$P1 = (1 - x) \cdot DOC$$

$$P2 = P3 = P4 = P5 = \frac{x}{4} \cdot DOC$$

hvor x beregnes efter DOC/DON-forholdet i den enkelte celle i det enkelte tidsskridt, således at den samlede mængde DOC og DON i puljerne svarer til det udvaskede. Parametre og karakteristika for de enkelte puljer fremgår af Tabel 3.9.

Tabel 3.9 Fordeling af organisk stof i puljer med forskelligt DOC/DON-forhold.

	P1	P2	P3	P4	P5
DOC/DON	7.6	15.2	20	30	40
$T_{1/2}$ [år]	0.56	10	20	50	250
K [s^{-1}]	$4.17 \cdot 10^{-8}$	$2.20 \cdot 10^{-9}$	$1.10 \cdot 10^{-9}$	$4.40 \cdot 10^{-10}$	$8.79 \cdot 10^{-11}$
Dannet [NH_4^+]	0.13	0.066	0.066	0.066	0.066
[NO_3^-] til [NH_4^+]	0	0	0.02	0.03	0.04
[NO_3^-] til N_2	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93
Fordeling DOC/DON = 10.4	60	10	10	10	10

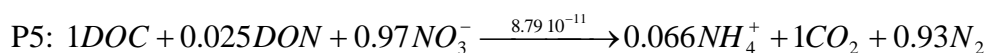
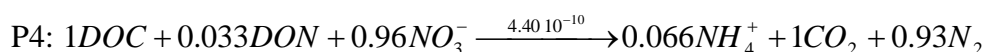
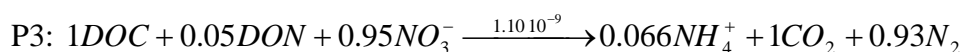
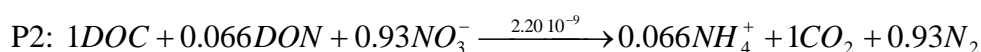
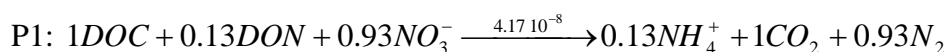
Halveringstiden for P1-fraktionen svarer til halveringstiden for DOM anvendt i Daisy-modellen for rodzonen. De øvrige fraktioner er givet en arbitrært stigende halveringstid. Meget forskellige estimater på halveringstid findes i litteraturen. Kalbitz et al. (2003) måler nedbrydning af DOC i rodzonen og finder halveringstider på 2.3 dag til 8.6 år afhængigt af udgangsmateriale og fraktion. Siemens et al. (2003)

refererer estimer fra 3.5 år til 350-700 år.. I realiteten er nedbrydningen påvirket af en række abiotiske faktorer, der ikke er taget i regning her, nemlig:

- Oxygentilgængelighed
- Jordtemperatur
- Jordens lerindhold, som beskytter det organiske stof med nedbrydning på grund af dannelse af stabile komplekser med polyvalente ioner, der kan adsorberes til lerpartikler.

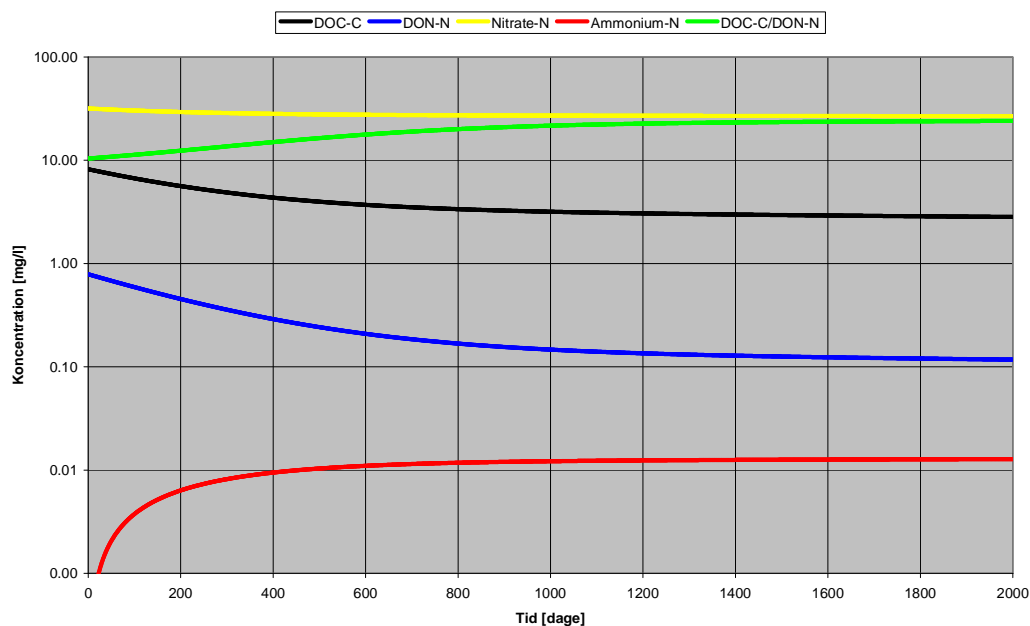
Korrektionsfaktoren i Daisy-modellen for jordvandsindholdet svarer til 0.6 ved mætning og faktoren for temperatur vil være ca. 0.8. Faktoren for ler beskrives ved en funktion, der er 1 ved et lerindhold på 0, og falder lineært til 0.5 ved et lerindhold på 25 %. Derefter er værdien af funktionen 0.5 ved stigende lerindhold.

Tabellen viser endvidere hvor meget nitrat og ammonium, der omsættes for hvert mg DOC-C. Fra pulje 1 bliver der således dannet 0.13 mg $[NH_4^+]$ -N, og der bliver nedbrudt 0.93 mg $[NO_3^-]$ for hvert omsat mg C. Vægtmæssigt bliver reaktionsligningerne for de enkelte puljer (vand og karbonat ikke medregnet):



Det dannede CO_2 og N_2 er gasser, og er derfor ikke inddraget i transportmodellen. Der er ikke taget hensyn til en eventuel karbonatdannelse.

I nederste række i Tabel 3.9 er angivet fordelingen i de enkelte puljer ved et DOC/DON-forhold på 10.4. 60 % af det organiske stof ligger i pulje 1 med et DOC/DON-forhold på 7.6, mens de resterende 40 % fordeler sig ligeligt på de øvrige puljer. Der er foretaget en batch-simulering af koncentrationsudviklingen for den gennemsnitlige udvaskning. Figur 3.26 viser koncentrationsudviklingen, og Tabel 3.10 opsummerer start- og slutkoncentrationerne.



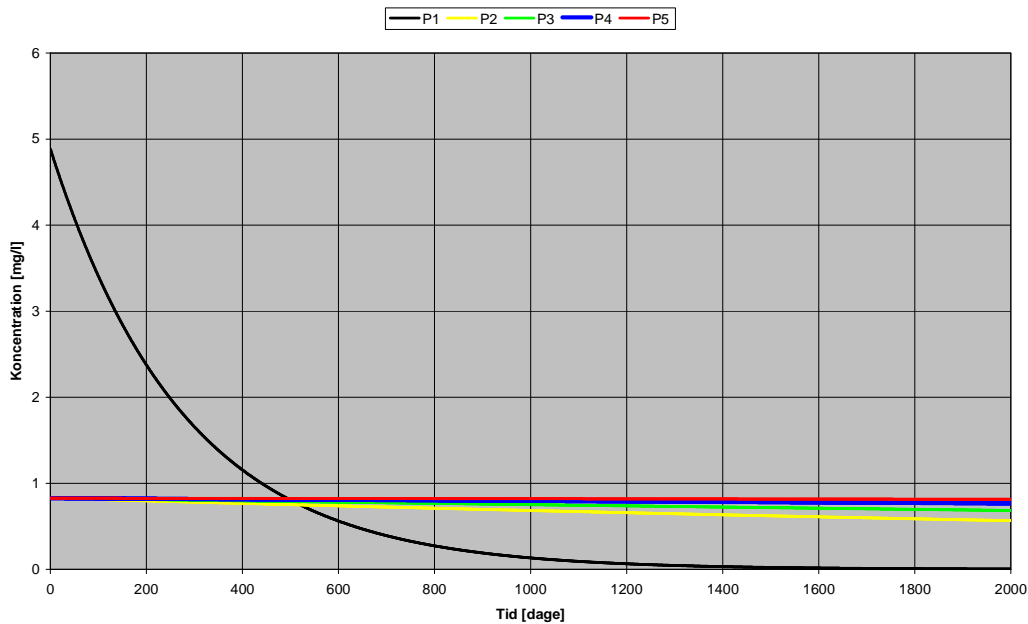
Figur 3.26 Koncentrationsudvikling i batch-simulering med gennemsnitskoncentration fra rodzonen som udgangspunkt. Denitrifikation, DOC-nedbrydning og ammoniumsorption er implementeret.

Tabel 3.10 Gennemsnitlig udvasket koncentration og nedbrydning efter 2000 døgn..

	DOC [mg/l]	DON [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	Ammonium-N [mg/l]	DOC/DON
Gennemsnitlig udvaskning	8.19	0.79	31.76	0.044	10.4
Batchnedbrydning 2000 d	2.82	0.12	26.76	0.01	24.1

Koncentrationen af DOC falder til næsten en 1/4 mens DOC/DON-forholdet fordobles. Det skyldes, at det fortrinsvis er det organiske stof med lavt DOC/DON-forhold der nedbrydes. Nedbrydningen af organisk stof medfører en reduktion i koncentrationen af nitrat fra ca. 32 mg-N/l til ca. 27 mg-N/l.

Figur 3.27 viser koncentrationen i de enkelte puljer som funktion af tiden. I pulje 1 falder koncentrationen hurtigt på grund af den høje reaktionsrate. Omvendt er koncentrationen i pulje 5 stort set konstant over en periode på 2000 døgn.



Figur 3.27 Koncentrationsudvikling i batch-simulering for de enkelte puljer af organisk stof.

3.4.2.2 Ammonium-sorption

Ammonium-sorptionen simuleres i DAISY-modellen med en “dobbelt Langmuir”-isotherm baseret på van Schouwenburg and Schuffelen (1963). Modellen forudsætter at kalium-ammonium-bytningen sker på leroverflader. Modellen tager hensyn til to typer af aktive sites, nemlig kanter og plane sites.

$$A_{am} = x_c \rho_b \left[\frac{V_p C_{am}}{K_p + C_{am}} + \frac{V_e C_{am}}{K_e + C_{am}} \right]$$

A_{am} er absorberet ammonium

x_c er lerindholdet i jorden

ρ_b er volumenvægten af jorden

V_p er absorptionskapaciteten af plane sites på leret ($6 \cdot 10^{-3} \text{ g (g ler)}^{-1}$)

K_p er halvmætningskonstanten for de plane sites (63 g m^{-3})

V_e er absorptionskapaciteten af kanternes sites ($1.8 \cdot 10^{-3} \text{ g (g ler)}^{-1}$)

K_e er halvmætningskonstanten for kanternes sites ($K_e=14 \text{ g m}^{-3}$)

C_{am} er ammoniumkoncentrationen i jordopløsningen

Ammoniumkoncentrationen i grundvandet forventes at være betydeligt under 1 mg/l, og dermed bliver det rimeligt at foreslåede ”dobbelt Langmuir” sorptionsmodel med en lineær sorptionsmodel:

$$A_{am} = x_c \rho_b \left(\frac{V_p C_{am}}{K_p + C_{am}} + \frac{V_e C_{am}}{K_e + C_{am}} \right)$$

$$\Updownarrow$$

$$A_{am} = x_c \rho_b \left(\frac{V_p K_e + V_e K_p}{K_e \cdot K_p} \right) C_{am}, \quad C_{am} \ll K_e$$

$$\Updownarrow$$

$$A_{am} = 0.13 \frac{g \text{ ler}}{g} \cdot 1800 \frac{g}{l} \left(\frac{6 \cdot 10^{-3} \frac{g}{g \text{ ler}} \cdot 14 \frac{g}{m^3} + 1.8 \cdot 10^{-3} \frac{g}{g \text{ ler}} \cdot 63 \frac{g}{m^3}}{14 \frac{g}{m^3} \cdot 63 \frac{g}{m^3}} \right) C_{am}$$

$$\Updownarrow$$

$$A_{am} = 52 \cdot C_{am}$$

$$\Updownarrow$$

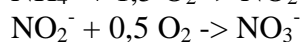
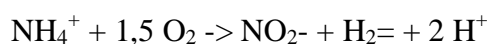
$$K_d = \frac{C_{am, \text{jord}} \left[\frac{mg}{kg} \right]}{C_{am} \left[\frac{mg}{l} \right]} = \frac{A_{am}}{C_{am} \left[\frac{mg}{l} \right]} = \frac{52 \cdot C_{am} C_{am} \left[\frac{mg}{l} \right]}{\rho_b \left[\frac{kg}{l} \right] C_{am} \left[\frac{mg}{l} \right]} = 29 \frac{l}{kg}$$

Buss et al. (2004) citerer værdier fra K_d -værdier fra 0 til 5 – disse er dog i de fleste tilfælde ikke opnået for rene ler-systemer. I moræneleren vil ammonium sorbere i de øverste jordlag, og den opløste koncentration vil være lav.

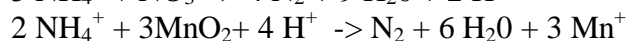
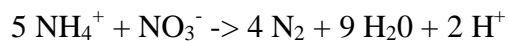
Andre beskrivelser er gennemgået af Buss et al. (2004). De oftest anvendte beskrivelser er en Freundlich eller en enkelt Langmuir isotherm, eventuelt en blanding af de to (Langmuir-Freundlich isotherm, Sposito 1984).

3.4.2.3 Nitrifikation

Nitrifikation er en tottrins-proces, der kan beskrives som:



Processen kræver ilt. Nitrifikation kan også finde sted under anaerobe forhold, med nitrat eller mangan som oxidanter:



De sidstnævnte processer er for nylig fundet i jorden (Schmidt et al. 2001, Thamdrup og Dalsgaard, 2002), men processernes kvantitative betydning kendes ikke.

Mikrobiel oxidation af ammonium til nitrat beskrives i DAISY ved en enkelt proces med Michaelis-Menten- kinetik:

$$\xi_n = \frac{V_n(T,h) N_{am}}{K_n + N_{am}}$$

hvor ξ_n er den specifikke nitrifikationsrate, $V_n(T,h)$ er den maksimale nitrifikationsrate (kan skrives som $K_{10} * f(T) * f(h)$), N_{am} er ammoniumkoncentrationen i jordvandet, K_n er en halvmætningskonstant, T er jordtemperaturen, og h er trykpotentialet af jordvand. Antagelserne menes at gælde i et pH-interval fra 5.5-8. K_{10} er default sat til $2.08333E-07$ g N/cm³/hr, og halvmætningskonstanten til $5E-5$ g N/cm³. 2 % af den nitrificerede mængde forventes at blive N₂O.

Ligningen kan simplificeres for grundvandsforhold, idet h vil svare til mættede forhold og T stort set vil være konstant 8 °C. $f(T)$ er dermed ca 0.75. Antagelsen omkring $f(h)$ er vanskeligere. Ifølge de funktioner, der er indlagt i Daisy er nitrifikationen 0 ved mætning, og processen må derfor forventes kun at foregå i ringe grad under mættede forhold. Processen er ikke medtaget i modelbeskrivelsen for grundvand.

3.4.2.4 DOC-adsorption

I Daisy forventes DOC at være i en form for ligevægt med "Soil Organic Matter", der udgør en uendelig stor pulje. Den anvendte procesbeskrivelse er en "initial mass-approach, hvor mængden frigivet eller sorberet er en lineær funktion af koncentrationen:

$$RE = mX - b$$

Hvor

RE = mængden frigivet eller sorberet

X = koncentrationen ved forsøgets begyndelse [mmol kg⁻¹]

M = hældning = fordelingskoefficient

B = afskæring af den lineære regression [mmol kg⁻¹]

Beskrivelsen bliver kinetisk, sådan at

$$\frac{dDOC_{c_sol}}{dt} = -k_1(DOC_{c_sol} - DOC_{c_sol_eq}), DOC_{c_sol} - DOC_{c_sol_eq} > 0$$

$$= -k_2(DOC_{c_sol} - DOC_{c_sol_eq}), DOC_{c_sol} - DOC_{c_sol_eq} \leq 0$$

hvor k_1 og k_2 er ligevægtskonstanter og

$$DOC_{c_sol_eq} = b/m$$

Hvis det antages, at DOM-udvaskningen er en funktion af SOM-puljen og derfor relativt konstant, så bør sorptionen i underjorden være tæt på ligevægt. Af den grund er sorptionen ikke medtaget i beregningerne. Da konstanterne m og b heller ikke kendes for hver af de fem definerede fraktioner i underjorden, bliver konklusionen heller ikke klarere af at medtage processen. En række forfattere (f.eks. Ussiri og Johnson, 2004; Kaiser et al., 1996) konkluderer for rodzonen, at sorption af hydrofobe stoffer fører til en stigning af mængden af hydrofile stoffer i opløsning og til en faldende C/N-forhold for DOC. Dette er i modstrid med de tidligere refererede resultater for grundvandszonen.

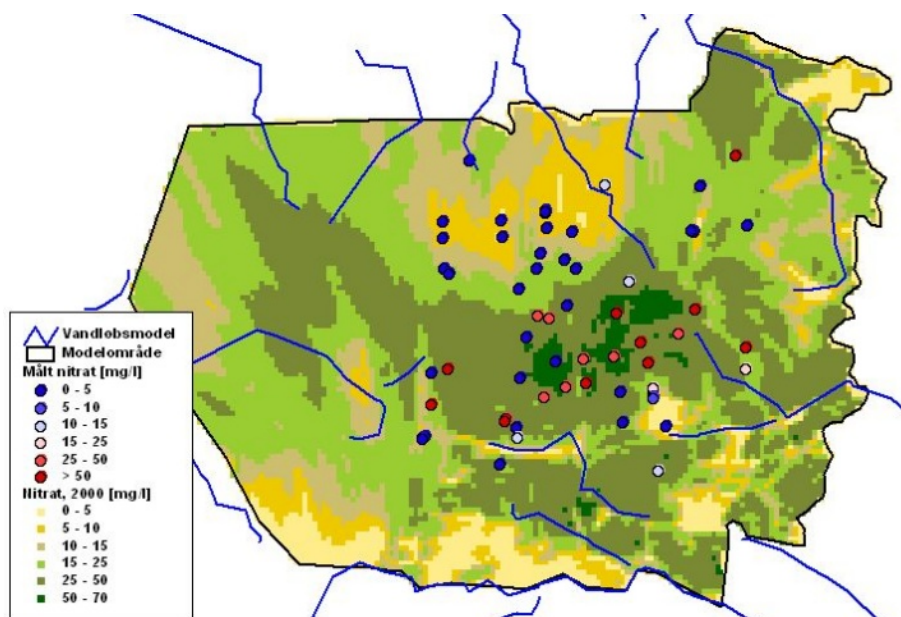
3.4.2.5 Initialbetingelser

For at generere en initialkoncentration til modellen, er der kørt en simulering på 30 år, hvor stof- og nettonedbørsinputtet for perioden 1990 til og med 1994 er benyttet cyklisk. Det svarer altså til, at der ikke har forekommet nitratudvaskning før 1960, hvorefter udvaskningen momentant stiger til den beregnede udvaskning for perioden 1990 til 1994. Der er genereret initialbetingelser for hver af de tre transportmodeller.

4 Diskussion

4.1 Resultater af grundvandsmodellering af nitrat alene

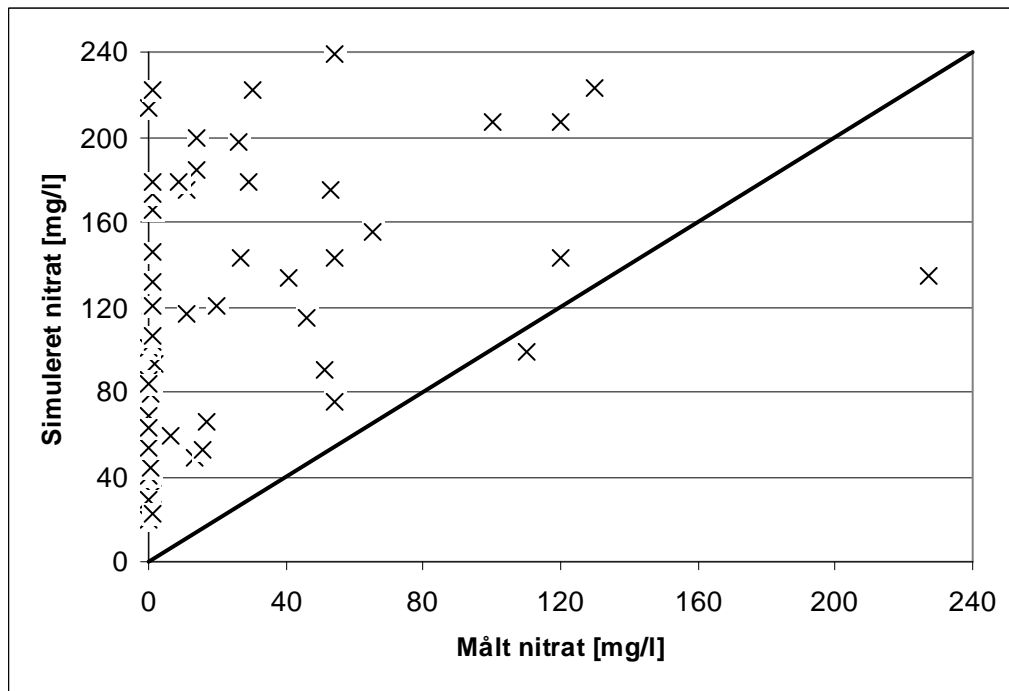
Først regnedes udelukkende på konservativ transport uden nedbrydning. Figur 4.1 viser koncentrationen af nitrat i det øverste magasin i år 2000, svarende til 40 års udvaskning. Derudover er målte nitratkoncentrationer plottet til en kvalitativ sammenligning. Bemærk at nitrat-målingerne strækker sig over en længere periode, og derfor kan der ikke sammenlignes direkte.



Figur 4.1 Koncentration af nitrat [mg-N/l] i det øverste magasin i år 2000, sammenlignet med tilgængelige målinger. Konservativ beregning.

De højeste koncentrationer i modellen er sammenfaldende med de højeste målinger, men det bemærkes at der simuleres nitrat i områder, hvor målingerne viser det modsatte.

For at få et mere kvantitativt billede af modellens evne til at simulere observationerne er der lavet et udtræk af koncentrationerne i de enkelte punkter i modelområdet til de korrekte tidspunkter. Resultatet ses i Figur 4.2. Det skal imidlertid bemærkes at de benyttede sædskifter og gødningsmængder er baseret på gennemsnit for forskellige typer landbrug og at de derfor ikke nødvendigvis er helt repræsentative for fordelingen på den enkelte lokalitet.

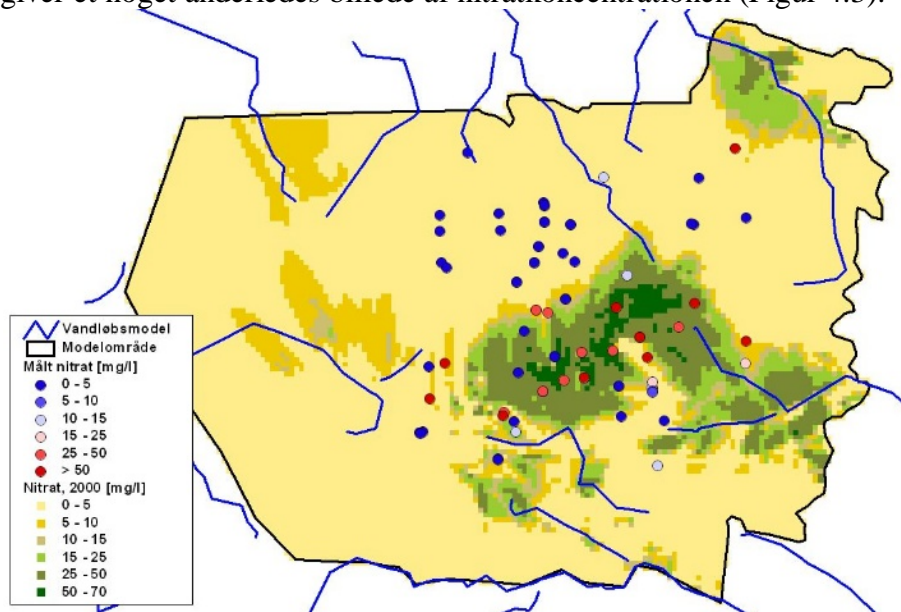


Figur 4.2 Simuleret og målt nitrat-koncentration ved konservativ transport. Den rette linje angiver 1:1-forholdet.

Figur 4.2 viser at nitrat-koncentrationen i magasinet overvurderes ved den benyttede transportmodel. I gennemsnit er den simulerede koncentration 93 mg/l for høj. Det antyder, nitrat-transporten ikke er konservativ. Når der primært er fundet nitrat i områder med tynde dæklag, kan det dermed ikke udelukkende forklares med den kortere transporttid.

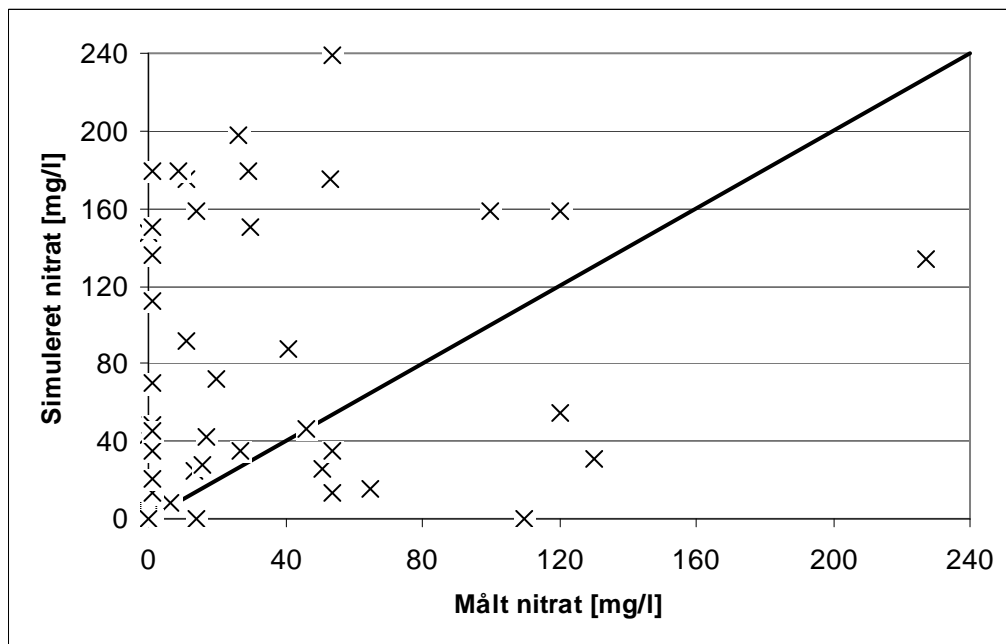
4.1.1 Redox-grænse

I den anden model blev nitrat nedbrudt i områder med dæklag tykkere end 10 m, hvilket giver et noget anderledes billede af nitratkoncentrationen (Figur 4.3).



Figur 4.3 Koncentration af nitrat i det øverste magasin i år 2000, sammenlignet med tilgængelige målinger. Redox-grænse.

I denne simulering er der kun nitrat under områderne med tynde dæklag. Det stemmer bedre overens med observationerne, hvilket tydeligere illustreres på Figur 4.4.

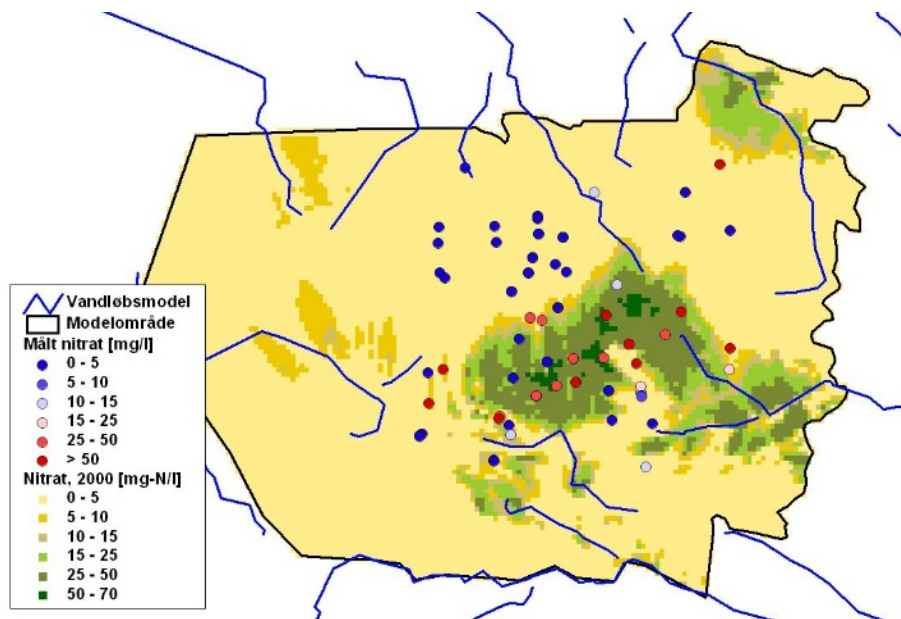


Figur 4.4 Simuleret og målt nitrat-koncentration med en redox-grænse. Den rette linje angiver 1:1-forholdet.

I dette tilfælde bliver den gennemsnitlige simulerede koncentration 34 mg/l for høj, hvor den i tilfældet uden en redox-grænse var 91 mg/l for høj

4.1.2 Resultater af grundvandsmodellering med antagelser om DOC-nedbrydning

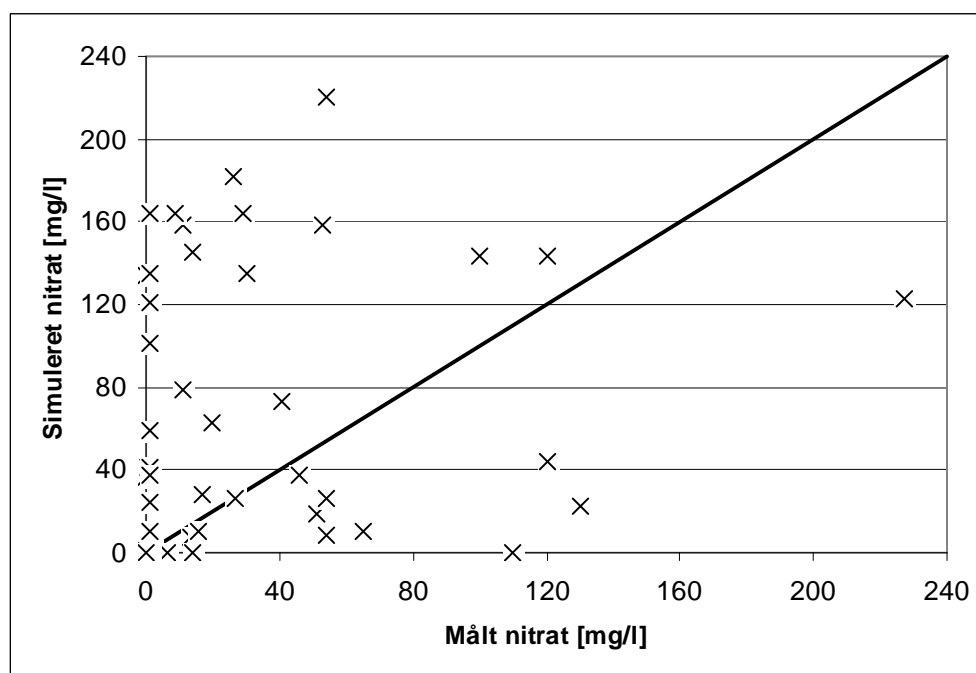
Dernæst blev der gennemført en beregning med redoxzone indlagt og nedbrydning af DOC, denitrifikation og ammonium-sorption. De resulterende koncentrationer er vist i Figur 4.5 og Figur 4.6. Den gennemsnitlige simulerede nitratkoncentration er 27 mg/l for høj.



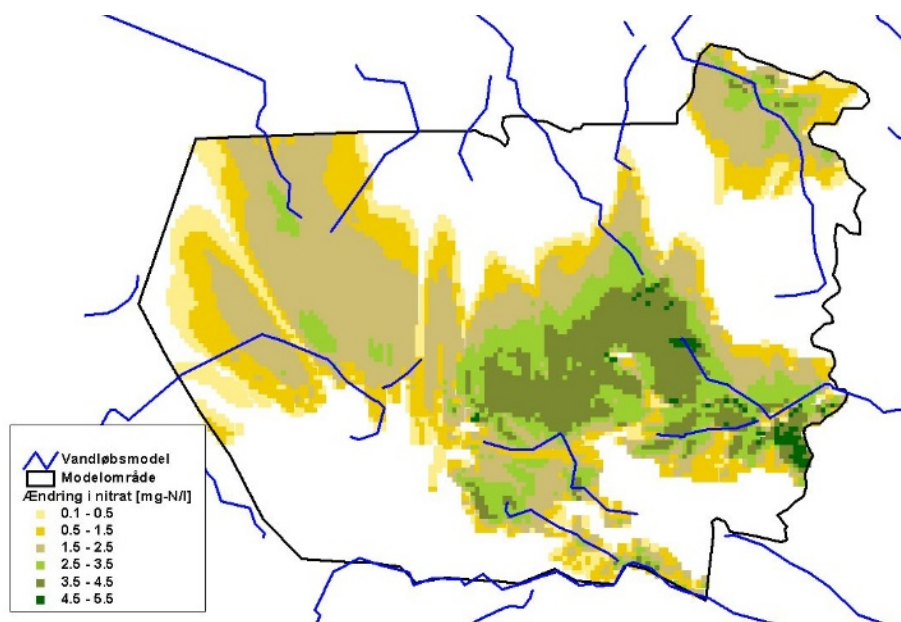
Figur 4.5 Koncentration af nitrat i det øverste magasin i år 2000, sammenlignet med tilgængelige målinger. Redox-grænse og nedbrydning af organisk stof.

Figur 3.17 viser koncentrationsforskellen for nitrat-N i det øvre magasin mellem simulering med og uden nedbrydning af DOC. Koncentrationen er faldet med 0 til ca. 5 mg/l i området, og ca. 4 mg/l i den mest sårbare del af oplandet. Ikke alt DOC er omsat, koncentrationen af DOC i modellens lag 2 ligger på ca. 3-5 mg DOC/l. Dette svarer til størrelsesordenen på de tidligere refererede GRUMO-målinger.

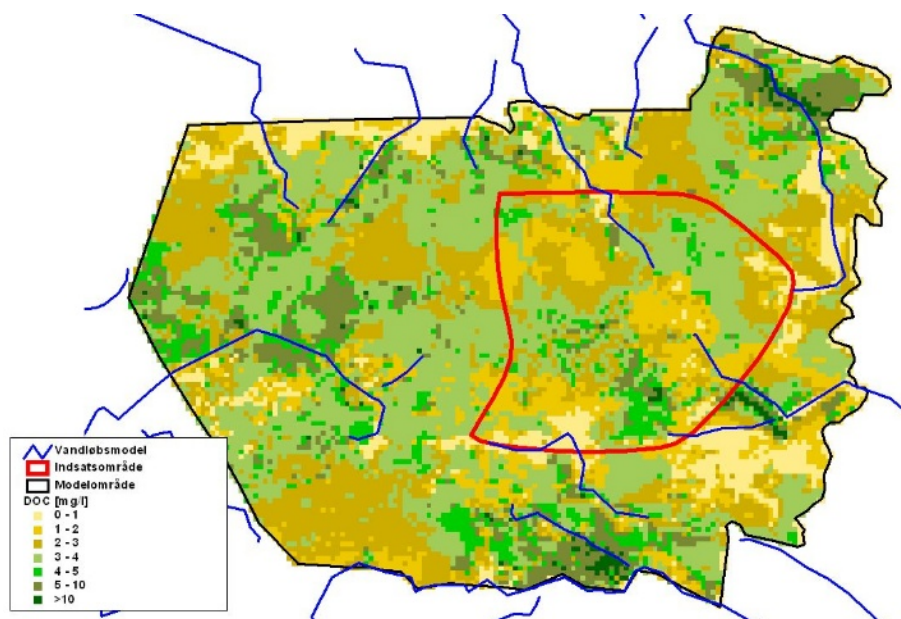
DOC/DON-forholdet (Figur 4.11) varierer noget over oplandet i simuleringen. I områder med anaerobe forhold, er der ikke antaget nogen nedbrydning, og C/N-forholdet er derfor uændret. I den aerobe del af oplandet er C/N-forholdet ændret fra de ca. 11 ved overgangen fra rodzonen til 20-30.



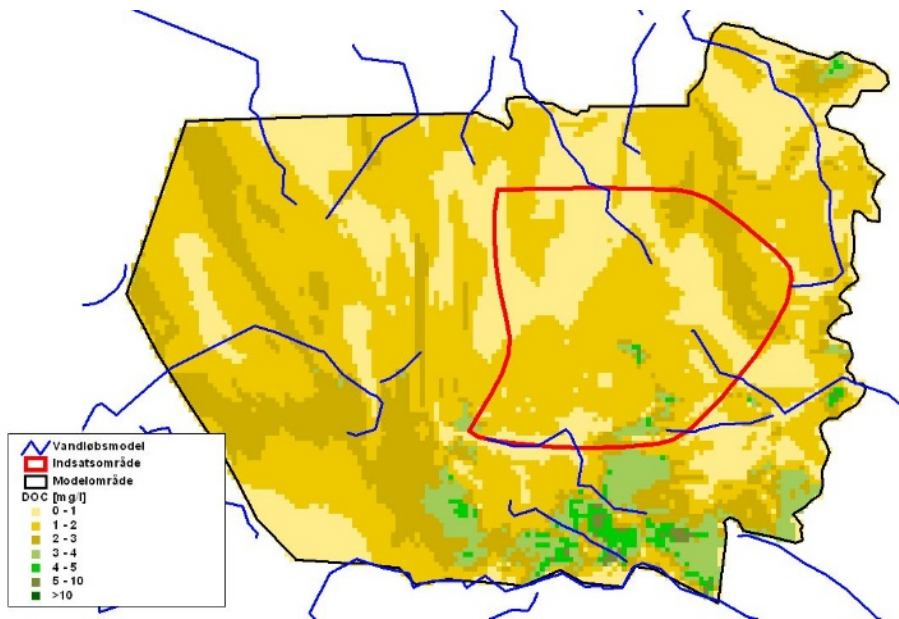
Figur 4.6 Simuleret og målt nitrat-koncentration med en redox-grænse og nedbrydning af organisk stof. Den rette linje angiver 1:1-forholdet



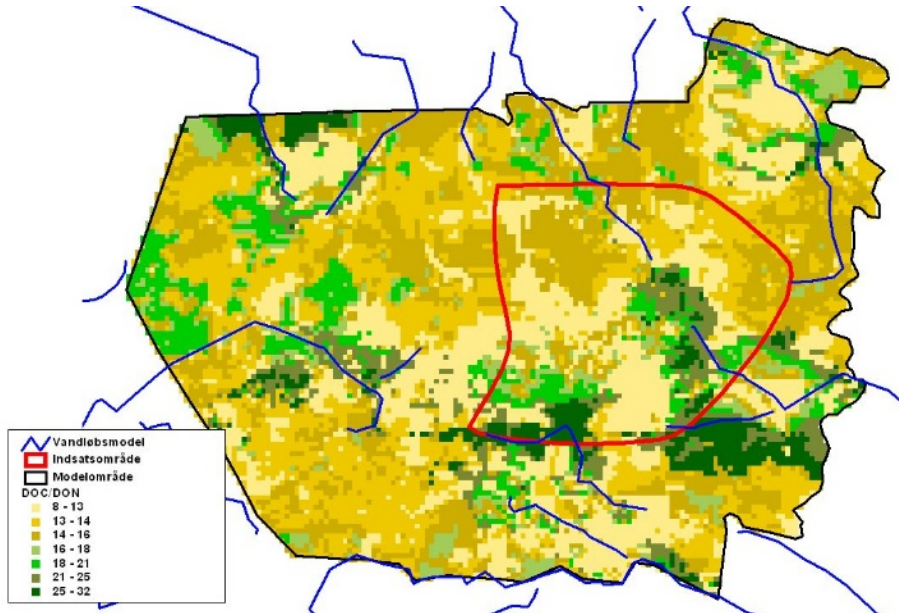
Figur 4.7 Reduktion i koncentrationen af nitrat-N i øverste magasin, når der også tages højde for nedbrydning af organisk stof. (Model 2 – model 3 i 2013).



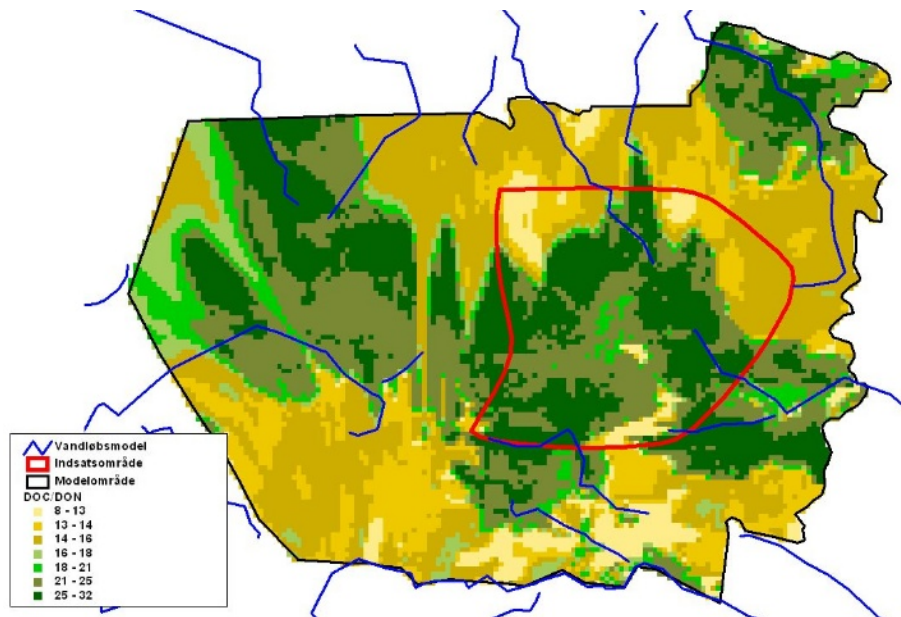
Figur 4.8 Koncentration af DOC i lag 2 i år 2013.



Figur 4.9 Koncentration af DOC i lag 3 i år 2013.

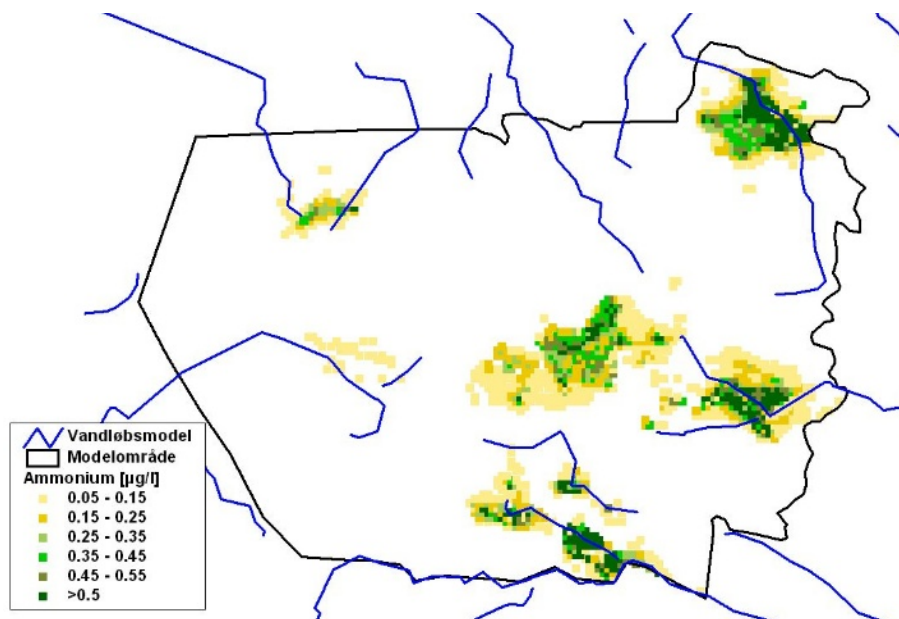


Figur 4.10 DOC/DON-forhold i lag 2 i år 2013.



Figur 4.11 DOC/DON-forhold i lag 3 i år 2013.

I den nordlige del ses ikke noget højt DOC/DON-forhold og den lave koncentration af DOC skyldes dermed primært den lange nedsivningshastighed gennem morænelerslaget. I den sydvestlige del af modelområdet ses ligeledes ingen forandring af DOC/DON-forholdet, og den lave koncentration skyldes her fortynding på grund af indstrømning over randen.



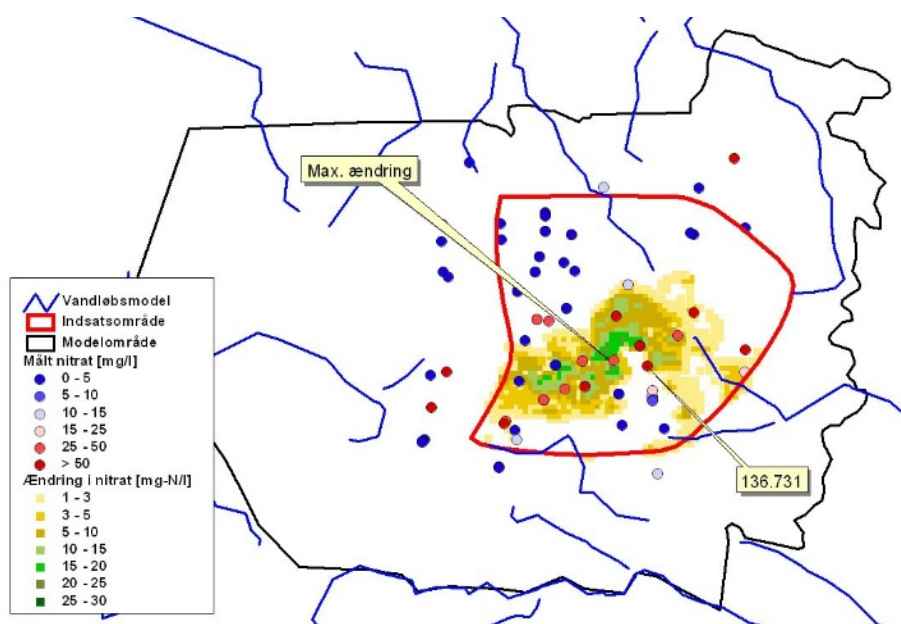
Figur 4.12 Koncentration af ammonium i lag 2 i 2013. Enhed: $\mu\text{g-N/l}$.

I lag 2 optræder ammonium (Figur 4.12) kun i de områder, hvor den dannes, hvilket vil sige i de områder, hvor der er nitrat til at omdanne organisk stof. I de øvrige områder sorberes alt ammonium i lag 1, inden det siver ned. Den mængde ammonium, der dannes i magasinet, er meget lille sammenlignet med absorptionskapaciteten og volumen af beregningscellerne.

4.1.3 Økologisk scenarie

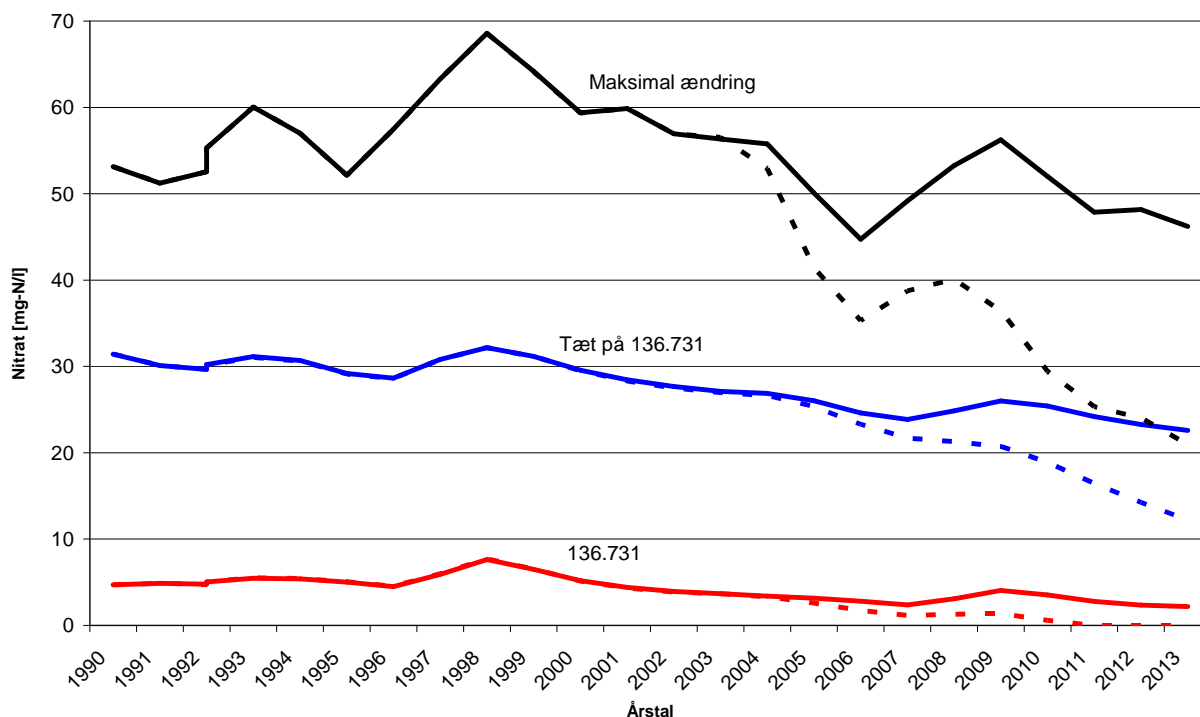
I det økologiske scenarie ændres landbrugspraksis i indsatsområdet fra 2002 og frem med det resultat, at der udvaskes mindre nitrat fra rodzonen. De øvrige komponenter udvaskes i samme grad som i det konventionelle. Der er således kun forskel på nitrat-koncentrationerne imellem de to scenarier.

Figur 4.13 viser forskellen mellem det konventionelle og det økologiske scenarie på nitrat-koncentrationen i det øverste magasin.



Figur 4.13 Reduktion i koncentrationen af nitrat-N i øverste magasin ved økologisk scenario (2013).

I de områder, hvor der var nitrat-nedsivning, ses et fald i koncentrationen. I områderne, hvor nitraten blev nedbrudt under transporten i dæklaget, har ændringen ingen betydning for simuleringsresultatet.



Figur 4.14 Koncentrationsforløb i øverste magasin for de to steder udpeget på Figur 4.13. Fuldt optrukne linjer vise konventionelt og stiptet viser økologisk.

På Figur 4.14 er koncentrationsudviklingen for det konventionelle og økologiske scenarie sammenlignet for tre udvalgte punkter. Boring 136.731 er i modellen en aktiv indvindingsboring, hvor der i 2001 blev målt en koncentration på ca. 29 mg-N/l. Det er noget højere end simuleringen i samme punkt markeret med den røde linje på Figur 4.14. I et punkt under 1 km derfra, markeret med den røde linje, er den simulerede koncentration dog meget tættere på. Her ses det at koncentrationen falder til ca. det halve ved overgangen til økologisk landbrug. Den skarpe gradient mellem de to punkter skyldes den mindre udvaskning i selve Sønderød by. Den sorte linje på Figur 4.14 viser punktet, hvor der sker den største absolutte ændring mellem det konventionelle og det økologiske scenarie.

Der er desuden et betydeligt fald i mængden af nitrat, der transporteres med dræn til åerne. I gennemsnit for 2003-2012 (10 år), udvaskes der 13.2 kg nitrat-N/ha/år i det totale indsatsområde(4315 ha) det konventionelle scenarie og 9.5 kg nitrat-N/ha/år i det økologiske scenarie.

4.2 Sammenligning med litteratur

Kun et studie (Siemens et al., 2003) er identificeret, der belyser nedvaskning til et grundvandssystem og DOC- og nitratdynamik. De fandt DOC-koncentrationer fra 9-32 mg C/l i 90 cm's dybde, der faldt til 4-7 mg/l i 3-5.6 m's dybde på veldrænedede områder. På dårligt drænedede områder fandt man ingen ændring i DOC-koncentrationer og fluxe med dybden, hvilket svarer til de antagelser, der er gjort i dette studie. I alle fald på de anaerobe lokaliteter synes sorption ikke at spille en rolle. På de andre jorde ses en svag fraktionering, der ikke helt er konsistent med dybden. Nitratkoncentrationerne faldt på dårligt drænedede lokaliteter og 9-13 m under grundvandsniveau på bedre drænedede lokaliteter. Siemens et al. (2003) konkluderer, at

DOM udvasket fra jord ikke medvirker til en signifikant denitrifikation fordi områderne hvor DOM-koncentrationer og nitratkoncentrationer falder ikke er de samme, og fordi biotilgængeligheden af udvasket DOM er lav. Der er ikke undersøgt C/N-forhold i studiet.

Der er ikke meget tvivl om, at den kraftige denitrifikation set i dybden skyldes en redoxzone, sådan som det også er antaget i nærværende studie. De finder imidlertid et fald i koncentrationen af DOC fra 2-5 mg/l ved grundvandsoverfladen til < 1 mg/l længere nede, og på grund af en meget stor variation i den nedsivende nitratkoncentration er det meget vanskeligt at se om nitrat faktisk fjernes i denne zone, og i så fald hvor meget. Bionedbrydningsforsøgene med DOC viste imidlertid en meget ringe fjernelse af DOC (70-dages batch-inkubationsforsøg) på under 1 mg DOC/l, der imidlertid fandt sted sammen med et fald i nitratkoncentrationen i 35 af 45 forsøg. Det kan derfor ikke udelukkes at DOC-faciliteret denitrifikation finder sted, men har mindre betydning end redoxfronten i feltstudiet af Siemens et al. (2003).

Der er overvejende overensstemmelse mellem de udførte beregninger og det nævnte feltstudie. Den største denitrifikation skyldes en redoxgrænse og ikke DOC-nedbrydning, der dog kan have en mindre effekt i den øverste del af grundvandszonen – under begrænset ilttilgængelighed. Sorption spiller en mindre rolle. DOC nedbrydes primært under forhold med en vis ilttilgængelighed. Biotilgængeligheden for DOC anvendt i dette studie kan være overdrevet, men er dog til en vis grad inkluderet ved at anvende forskellig halveringstid på forskellige fraktioner af DOC.

5 Konklusion

Der er gennemført en beregning af udvaskning af nitrat, ammonium, DOC og DON for en konventionel og en økologisk situation. Koncentrationerne af DOC og DON er stort set ens i de to scenarier på grund af, at den styrende faktor er jordens organiske pulje. På grund af større forekomst af græsmarker i økologisk landbrug ville man forvente en opbygning af den organiske pulje, men DAISY-modellen synes at undervurdere denne faktor. Forskellen i DOC/DON-produktion mellem konventionelt og økologisk jordbrug forventes derfor også at være undervurderet.

Den største forskel mellem de to scenarier er på nitratudvaskningen fra rodzonen. I indsatsområdet er forskellen i snit 41 kg/ha/år, hvilket både indeholder bidrag til dræn og til grundvand. Den totale mængde DON er lille i forhold til den totale udvaskning i de gennemførte beregninger, og også væsentligt mindre end tidligere estimater af DON's betydning.

Den samlede mængde nitrat-N i øverste magasin ved slutningen af simuleringen er vist i Tabel 5.1 for de tre modelberegninger og to scenarier. Størstedelen af denitrifikationen må forklares ved forekomsten af en redoxzone. Den begrænsede mængde DOC i scenarierne medfører en begrænset reduktion i nitratkoncentrationen. Inden for indsatsområdet har redoxzonen fjernet ca 52 % af den nitrat, der ville have været i det øverste magasin på det pågældende tidspunkt. DOC-begrundet denitrifikation har fjernet yderligere 6 %. Den mindre udvaskning under økologisk dyrkning er kun slået igennem med yderligere 4 %, selv om udvaskningen som sådan er reduceret med 57 %. Det skyldes primært vandets alder og den lange tid, der går, før koncentrationen i hele magasinet har ændret sig. Det fremgår af Figur 3.17 at kun en lille del af øverste magasin har en alder på 0-10 år. Det meste af indsatsområdet falder i alderskategorien 10-20 eller 20-40 år. Fortsættes beregningerne derfor i yderligere 30 år, vil den lavere udvaskning i det økologiske scenarie også slå væsentligt kraftigere igennem på grundvandskoncentrationerne. I Figur 4.14 ses også, at forskellen mellem det økologiske og det konventionelle scenarie først slår kraftigt igennem hen imod slutningen af simuleringssperioden i de udvalgte punkter. Imidlertid viser beregningen også, at en dyrkningsomlægning ikke vil have umiddelbar effekt på en nitrattruet grundvandsindvinding.

For hele oplandet har redoxzonen meget større betydning – 75 % af nitraten reduceres her. 5 % yderligere fjernes på grund af DOC-begrundet denitrifikation. Det stemmer overens med, at lerlagene udenfor indsatsområdet generelt er tykkere end indenfor. På denne skala betyder den ændrede driftsform i indsatsområdet kun godt 1 % på gennemsnitskoncentrationen i akviferen inden for de 10 års simuleringssperiode.

Tabel 5.1 Samlet mængde nitrat-N i øverste magasin i 2013 for de tre modeller og to scenarier.

	Nitrat-N [1000 ton] 216 km ²	Nitrat-N [1000 ton] 43 km ²
Konservativ	70	20
Redox-grænse	17.7	9.7
Nedbrydning af organisk stof, konventionelt scenarie	14.4	8.5
Nedbrydning af organisk stof, økologisk scenarie	13.6	7.7

Det er muligt at genskabe de trends, der ses i målinger af DOC/DON-nedbrydning ved alene at indføre en række DOM-fraktioner med forskelligt N-indhold og nedbrydningstid. Sorption spiller utvivlsomt også en rolle, men der foreligger ikke data, der kan retfærdiggøre indbygning af denne proces i de foreliggende beregninger. Konklusionerne, der ofte drages for rodzonen, nemlig at hydrofobe stoffer sorberes bedst, sådan at C/N-forholdet i opløsning falder, svarer ikke til hvad der måles i grundvand.

Det er sandsynligt at der sker en vis nitrifikation af den udviklede mængde ammonium, især i den kapillære zone. Dette er ikke medtaget i beregningerne, hvor sorptionen holder ammoniumkoncentrationen nede.

5.1 - Behov for fremtidige undersøgelser

De genererede koncentrationer af DOC og DON er ret lave, og DON's andel af total-N er langt under de 10 %, der tidligere har været estimeret, og langt under de ca. 20 % organisk N, der findes i f.eks. Skjern å. Der synes derfor stadig at være behov for undersøgelser af, om SOM-puljen er den primære kilde til DOC/DON, eller om rodexudater og tilført organisk materiale i nogen tilfælde spiller en rolle. Under alle omstændigheder er det ikke klart, hvor det organiske N i vore vandløb stammer fra.

Beskrivelsen af dynamikken i den organiske pulje under græs bør opdateres, så SOM-puljen i økologisk landbrug også udviser den stigning, der må forventes.

Den nuværende beskrivelse af DOC i DAISY beskriver stoffet som én pulje, men med varierende C/N-forhold. Der er behov for en øget viden om hvilke fraktioner, DOC består af, og deres fysiske-kemiske egenskaber, ikke mindst mht. nedbrydning og sorption. Det er endnu ikke belyst, hvorfor sorptionen ikke synes at have samme effekt på fraktioneringen i rodzonen og underjorden.

I denne rapport er gjort en række simple antagelser om nedbrydning, nitrifikation, denitrifikation og sorption i grundvandszonen. Antagelserne fører til en udvikling i DOC og DON, der nogenlunde svarer til generelle observationer, men der foreligger ikke måledata eller detailundersøgelser, der kan anvendes til en mere detaljeret parameterisering og procesforståelse. For at opnå en bedre forståelse af betydningen af DOC-produktion på denitrifikation, ikke mindst i økologisk produktion, kræves derfor yderligere undersøgelser.

6 Referencer

- Abrahamsen, P., and Hansen, S. (2000) Daisy: An Open Soil-Crop-Atmosphere System Model. *Environ. Model. Software* 15, 313-330.
- Aiken, G.R., McKnight, D.M., Werrshaw, R.L and MacCarthy, P. (1985). Humic substances in soil, sediment and water. *Geochemistry, Isolation and Characterisation*. John Wiley and Sons. Inc, Canada. 692. p.
- Aslyng, H.C. og Hansen, S. (1985): NITCROS. The Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen.
- Buss, S.R., Herbert, A.W., Morgan, P., Thornton, S.F and Smith, J.W.N (2004): A review of ammonium attenuation in soil and groundwater. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 37, 347-359.
- DHI(2000) MIKE SHE Water Quality User Manual. Published by DHI Water & Environment.
- DHI (2002): Nettonedbørsberegninger med Daisy GIS og parameteroptimering af Fyns model med Autocal. *Teknisk Notat*.
- DHI (2003): AUTOCAL. A generic tool for automatic calibration, sensitivity analysis and scenario management of numerical models. *Model documentation and user guide*. Technical note, January 2003.
- DHI (2004) MIKE 11 User Guide. Published by DHI Water & Environment.
- DHI (2004b): DaisyGIS User Manual. A GIS interface for the crop growth and nutrient dynamics Model – Daisy. Published by DHI Water & Environment. 71 pp.
- DHI (2004c): Oplandsmodel for N-belasning af Ringkøbing Fjord. Rapporten tiljører Ringkøbing Amt. 60 p + 36 p Annexer.
- DHI(2005) MIKE SHE User Guide. Published by DHI Water & Environment.
- Christensen, N., Jørgensen, F., Ernstsén, V. og Vinther, F.P. (1990). Næreingsstofomsætning i marginaliseret landbrugsjord. NPo-rapport nr. A13. Miljøstyrelsen.
- Fyns Amt (2003): Grundvandsmodellering ved Sønderø – Modelopstilling og modelanvendelse. Rapport udarbejdet af DHI Institut for Vand og Miljø, 143 p.
- Fyns Amt (2004): Indsatsplan for grundvandsbeskyttelse Sønderø 2004. Miljø- og Arealafdelingen, Fyns amt. 54 pp.
- Gjettermann, B. (2005): Modeling dissolved organic matter mobilisation and immobilisation in the root zone. Final Report for Work Package 5 of the project “Regional Groundwater Protection by Optimized Organic Farming Systems”. Published by KVL. 56 pp.
- Greve, M.H. (2004): A Danish Soil Reference System for Soil Interpretations on a Detailed Scale - Danish Institute of Agricultural Sciences, Department of Agroecology, Tjele, Denmark, Ph.D. Thesis.
- Henriksen, H.J., Refsgaard, J.C., Sonnenborg, T.O., Gravesen, P., Brun, A. & Jensen K.H.: (2001) STÅBI i grundvandsmodellering. København: GEUS 2001/56, 191 pp.
- Kaiser, K., Guggenberger, G. and Zech, W., 1996. Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils. *Geoderma*, 74, 281-303.
- Kalbitz, K., Schmerwitz, J. Schwesig, D og Matzner, E. (2003): Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. *Geoderma* 113, 273-291.

- Madsen, H. and Kristensen, M., (2002). A multi-objective calibration framework for parameter estimation in the MIKE SHE integrated hydrological modelling system, ModelCARE 2002: Proceedings of the 4th International Conference on Calibration and Reliability in Groundwater Modelling, Prague, Czech Republic (Eds. K. Kovar and Z. Hrkal), Acta Universitatis Carolinae – Geologica 2002, 46 (2/3), 270-273.
- Miljøstyrelsen (1985): Aktuelle emner: NPo-handlingsplan og tilsyn m.v., 28 s. - Miljøstyrelsen. - (Orientering fra miljøstyrelsen; 4)
- Nielsen, O.H. (1998): Jordfysiske Målinger I Landovervågningsoplandet på Fyn. November 1999. Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Plantevækst og Jord.
- Nielsen, K.E., Ladekarl, U.L. og Nørnberg, P. (1999): Dynamic soil processes on heathland due to changes in vegetation to oak and Sitka spruce. Forest Ecology and Management, 114, 107-116.
- Nielsen, K., Styczen, M., Andersen, H.E., Dahl-Madsen, K.I., Refsgaard, J.C., Pedersen, S.E., Hansen, J.R., Larsen, S.E., Poulsen, R.N., Kronvang, B., Børgesen, C.D., Stjernholm, M., Villholth, K., Krogsgaard, J., Ernstsen, V., Jørgensen, O., Windolf, J., Friis-Christensen, A, Uhrenholdt, T., Jensen, M.H., Hansen, I.S., Wiggers, L. (2003): Odense Fjord – Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Danmarks Miljøundersøgelser. 276 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 485
- Olesen, S.G., (2002): Prognose for vækst af hvidkløvergræs til afgræsning. Den Kgl. og Veterinær- Landbohøjskole. Institut for Jordbrugsvidenskab. 44 pp.
- Plauborg, F., Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Blicher-Mathiesen, G og Kern-Hansen, C. (2002): Vandbalance på mark- og oplandsskala. Notat dateret 5. Feb. 2002.
- Schouwenburg, J.C.H. van and Schuffelen, A.C. (1963): Potassium-exchange behaviour of an illite. Neth. J. Agric. Sci. 11, 13-22.
- Schmidt, I., Sliemers, O og Schmid, M 2001. Aerobic and anaerobic ammonia oxidizing bacteria – competitors or natural partners? FEMS Microbiology Ecology, 39, 175-181.
- Siemens, J., Haas, M. og Kaupenjohann, M. (2003). Dissolved organic matter induced denitrification in subsoils and aquifers ?. Geoderma 113, 253-271.
- Sposito, G. (1984). The Surface Chemistry of Soils Oxford University Press, New York.
- 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 1.1, Marts 2005. DHI Institut for Vand og Miljø. 60 pp.
- Sundberg, P.S. (red.), Callesen, I., Greve, M.H. og Raulund-Rasmussen, K. (1999), Danske jordbundsprofiler. Danmarks JordbrugsForskning, Foulum.
- Szilas, C.P., Borggaard, O.K., Hansen, H.C.B. and Rauer, J., (1998): Potential iron and phosphate mobilization during flooding of soil material. Water Air and Soil Pollution, 106(1-2): 97-109.
- Thamdrup, B og Dalsgaard, T. (2002). Production of N₂ through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments. Applied and Environmental Microbiology, 68, 1312-1318.
- Thurman, E.M., (1985): Organic geochemistry of natural waters. Martinus Nijhoff/Dr W.Junk Publishers, Dordrecht. 497 p.
- Torp, S. (2004): Danmarks JordbrugsForskning. Jordbrugsproduktion og Miljø. Personlig kommunikation.

- Ussiri, D. A. N. & Johnson, C. E., 2004. Sorption of organic carbon fractions by Spodosol mineral horizons. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 253-262.
- Vinther, F.P., Hansen, E.M. og Eriksen, J. (2005) Leaching of soil organic carbon and nitrogen in a coarse sandy soil after cultivating grass-clover pastures. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. (submitted).
- Wernberg, T.: Jessen, O.Z. (1999): MIKE SHE model for vandindvinding ved nr. Søby, Fyn : MIKE SHE model for vandindvinding ved nr. Søby, Fyn. Opdatering og kalibrering af Fyn modellen. Vurdering af konsekvenserne for vandindvinding ved Nr. Søby kildeplads. - endelig. - , 1999.01 ??
- 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.