

Vurdering af et værktøj til VVM-screening, set i relation til hvad der sker med kvælstof tilført jorden med husdyrgødning.

Notat udarbejdet af Bjørn Molt Petersen, Jørgen Berntsen og Uffe Jørgensen. Danmarks JordbrugsForskning, Afdelingen for Jordbrugsproduktion og Miljø, 18.05.2005.

Sammendrag

På baggrund af en henvendelse fra amterne, er en enkel model til VVM-screening ("Amtsmodellen") underkastet en faglig vurdering ved Danmarks JordbrugsForskning. En del af vurderingen bestod i at sammenholde modellens forudsigelser vedrørende nitratudvaskningen med resultaterne fra en dynamisk simuleringsmodel (FASSET). Amtsmodellen forudsiger stigninger i udvaskningen, der er markant højere end de øvrige udvaskningsmodeller der anvendes i Danmark. Dette skyldes til en vis grad uhensigtsmæssige parameterverdier, men især skyldes det Amtsmodellens grundlæggende antagelse om at alt N indbygget i jordpuljen vil gå til udvaskning før eller siden. Denne antagelse vil kun være teoretisk korrekt i specielle tilfælde.

Det anbefales at man genovervejer præmisserne for Amtsmodellen, og giver et entydigt grundlag for disse. Specielt er det væsentligt at forholde sig til, i hvilket tidsperspektiv miljøeffekten af en omlægning skal ses. Præmisserne bør ses i sammenhæng med de beregningsmetoder der tænkes anvendt i selve VVM redegørelsen.

1. Baggrund og præmisser

I 2004 blev der afholdt en workshop om modellering af nitratudvaskning, hvor en række forskellige modellers udvaskningsberegninger blev sammenlignet (Knudsen & Østergaard, 2005). En af de modeller der deltog, var en simpel model anvendt til indledende VVM-screeninger, "Amtsmodellen". De øvrige deltagende modeller blev på workshoppen anvendt med en afgrænset tidshorisont (10 år for de dynamiske modeller), mens Amtsmodellens beregninger tager udgangspunkt i en ikke nærmere specificeret længere tidshorisont. Det viste sig på workshoppen, at der var store systematiske forskelle mellem Amtsmodellen og de øvrige modeller, hvor

Amtsmodellen forudsagde en udvaskning der var 2–4 gange så stor som for de øvrige modellens vedkommende.

Herværende notat er udarbejdet på baggrund af en henvendelse fra Fyns Amt, på vegne af alle amter, for at få afklaret konsekvenserne af at tilføre jorden kvælstof (N) med husdyrgødning, og dette kvælstofs videre skæbne i form af meroptag, tab og indbygning i jordpuljen. Dette blev ønsket vurderet med udgangspunkt i Amtsmodellens antagelser.

Den måske væsentligste præmis, der kan påvirke vurderingen, er den tidshorisont der afgrænser betragtningen. Denne tidshorisont kan gå fra ét enkelt år, eller en sædskiftefølge til århundreder, og efter vores vurdering er det ikke kun en naturfaglig, men også en politisk vurdering, hvilken tidshorisont der er hensigtsmæssig at anvende. En anden vigtig præmis er den fremtidige drift: i) antages bedriften fortsat i et meget langt tidsrum med det øgede dyrehold, eller ii) antages der en tilbagevenden til en driftspraksis og markeeffektivitet som den nuværende.

Vi har tilstræbt at belyse problemstillingen bredest muligt, og har derfor valgt ikke at lægge os fast på et bestemt sæt af præmisser.

2. Udførelse

Notatet er opdelt i en mere principiel redegørelse vedrørende det organiske stof i jorden (afsnit 3) og en analyse af amternes screeningsmodel ("Amtsmodellen", afsnit 4, Anonym 2003). Afsnit 3 bygger videre på et DJF-notat, fremsendt til Fyns Amt d. 23.01.2004.

En vigtig del af arbejdet til afsnit 4 har været opstilling og fortolkning af forskellige modelscenarier, udført med bedriftsmodellen FASSET (Berntsen et al., 2003).

3. Teoretisk baggrund

3.1. Grundlæggende forhold omkring indlejring af organisk stof i jord

Omsætningen af organisk stof i jorden, og dermed også omsætningen af N, er overvejende styret af kulstofmetabolismen i de jordlevende organismers fødenet.

Der kan skelnes mellem korttidseffekten af tilført organisk stof og langtidseffekten.

Korttidseffekten vedrører tiden få år efter tilførslen, og frigivelsen af N i dette tidsrum vil især være afhængig af materialets C/N forhold samt dets omsættelighed. Langtidseffekten fremkommer ved, at noget af det tilførte materiale indlejres i en række langsomt omsættelige forbindelser ("humus"), og denne effekt rækker århundreder frem. Det kan antages, at N indlejret i "humus" følger C i den omtrentlige størrelsesordenen 1:10 (Hansen et al., 1991; Kätterer & Andrén, 2001; Petersen et al., 2005a), hvilket underbygges af langtidsforsøg med betydende fald eller stigninger i den totale mængde organiske stof (Kirchmann et al., 1994).

Når langtidseffekterne af tilført organisk materiale såsom husdyrgødning skal kvantificeres, er det derfor hensigtsmæssigt at tage udgangspunkt i den tilførte mængde af C, snarere end den tilførte mængde af organisk N. Ved tilførsel af C af planteoprindelse vil ca. 20% indlejres i "humus", mens de resterende 80% frigives som CO₂ indenfor nogle år. Størrelsesordenen 20% understøttes af forsøg med isotopmærkning, både under laboratorieforhold (Amato & Ladd, 1992) og markforhold (Jenkinson, 1977; Sørensen, 1987). Empirien tyder på, at denne procentdel ikke er væsentlig afhængig af omsætteligheden af plantematerialet, med mindre der er tale om meget svært omsættelige materialer som for eksempel savsmuld og tørv. Ved tilførsel af C som husdyrgødning vil i størrelsesordenen 30% indlejres i "humus". At C fra husdyrgødning indbygges mere effektivt i "humus" end C fra plantemateriale understøttes både af markforsøg med isotopmærkning (Stemmer et al., 2000) og af modelkalibreringer (Petersen & Berntsen, 2002). Årsagen til dette forhold er ikke fuldt belyst, men kan skyldes, at mange af de delvist omsatte forbindelser i husdyrgødning optræder som en slags "humus", når de kommer i kontakt med jorden.

Dermed bidrager C fra husdyrgødning mest per tilført mængde til at opbygge "humus", men den dominerende andel af C tilført jorden i dansk jordbrug er dog af planteoprindelse. Dermed vil

sædskiftet, herunder græsandel, samt den andel af halm o.l., der fjernes, have endnu større indflydelse på udviklingen i jordens indhold af organisk N end mængden af tilført husdyrgødning. Den koncentration af N, som planterester og husdyrgødning indeholder, har formodentlig lille indflydelse på den langsigtede opbygning/nedbrydning af organisk N i jorden, der som sagt primært afhænger af mængden af tilført C.

3.2. *Hvad sker der med kvælstof, som opbygges i jord?*

En stor tilførsel af organisk materiale til jord kan resultere i et permanent forøget indhold, så længe det høje tilførselsniveau opretholdes. De mængder, der er tale om, kan i en opbygnings / nedbrydningssituation være helt op til $\pm 100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Heidmann et al., 2001, Petersen & Berntsen, 2002) og er dermed af en størrelsesorden, der influerer afgørende på en balanceberegnet N-udvaskning.

Når N er indlejret i langsomt omsættelige forbindelser i jorden, vil dette N frigives over de følgende århundreder (Petersen & Berntsen, 2002; Petersen et al., 2005a). Både modelstudier og forsøg tyder på, at jorden stadig kan være langt fra en ligevægt efter uændret drift gennem 100 år på grund af en meget langsom omsætningsrate for størsteparten af jordens organiske stof. Da udbytter og driftspraksis ydermere løbende vil ændres, og de generelle klimaforhold kan tænkes at ændres de kommende århundreder, er forestillingen om ligevægt måske mere af akademisk interesse end af egentlig praktisk betydning.

Et af de centrale spørgsmål ved udvaskningsbetragtninger er, hvor stor en andel af N indlejret i ”humus”, der på et eller andet tidspunkt vil gå til udvaskning. Ved anvendelse af modellering blev der tidligere beregnet et skøn på 42 – 45%, afhængigt af sædskifte (Berntsen et al., 2004b). I et forsøg med fem års dyrkning af efterafgrøder, efterfulgt af fem år uden efterafgrøder, blev 30% af det tilbageholdte kvælstof udvasket (Thomsen & Christensen, 1999). I de herværende modelberegninger (se afsnit 4), blev der under lidt ændrede forudsætninger beregnet at mellem 33 – 46% af det indlejrede N går til udvaskning (se afsnit 4.2.1). Da tidshorisonten er mindre for forsøg, end den der ligger i de modelmæssige marginalbetragtninger, er det forventeligt, at der måles mindst udvaskning ved forsøgene. Waagepetersen (2003) vurderede i forbindelse med slutevalueringen af VMP II, at 40-50% af en ændret mængde organisk bundet N i jorden vil

udvaskes, hvilket stemmer udmærket med de senere vurderinger baseret på modelsimuleringer. Konklusionen er således, at N opbygget i jorden ikke hovedsageligt vil frigives som udvaskning. Til sammenligning kan det anføres, at ved en ændring i tilførslen af N i handelsgødning formodes udvaskningen at ændres i størrelsesordenen 25-35% af det tilførte (Jørgensen, 2004). Såfremt man i fremtiden udvikler mere præcise metoder til at kunne afstemme gødskningen til den enkelte jords egenskaber, vil den ”marginale” udvaskning fra øget mineralisering fra ”humus” kunne mindskes.

3.3. Hvad afhænger udvaskningstabt fra mineraliseret kvælstof af?

Hvor stor en andel af N indbygget i ”humus”, der går til udvaskning, vil i høj grad afhænge af jordtype, sædskifte og øvrige dyrkningsmæssige tiltag såsom intensitet og tidspunkt for jordbearbejdningen (se afsnit 4.2.1. for nogle simuleringsberegnete eksempler). I et traditionelt kornrigt sædskifte sker en del af mineraliseringen på tidspunkter af året, hvor der ikke er afgrødevækst til at optage N. Ved en større andel af græsafgrøder og/eller efterafgrøder i sædskiftet vil muligheden for kontinuert optag af mineraliseret N forbedres, og andelen der udvaskes vil mindskes. Det er baggrunden for, at der med VMP III aftalen er vedtaget en målretning af de nuværende 6%-efterafgrøder mod husdyrbrug, hvor der forventes at være et større mineraliseringsbidrag end på handelsgødningsbaserede planteavlbrug (www.vmp3.dk - aftalen af 2. april 2004).

I fremtiden må der formodes fortsat at ske en forbedring i udnyttelsen af landbrugets næringsstoffer gennem optimering af sædskiftet, forbedrede sorter, optimeret jordbearbejdning og brug af nye metoder til vurdering af gødningsbehov (f.eks. N-sensor til afgrødevurdering, mineraliseringsindeks). Forbedringen kan ske dels ved reguleringsmæssige tiltag, dels synes den at foregå alene i forbindelse med den generelle teknologiske udvikling (Kristensen et al., 2003). De danske markers N-effektivitet, forstået som N høstet divideret med N tilført, er således steget betydeligt gennem de senere årtier (Kyllingsbæk, 1999). Hvis man ser på, hvad der er sket de sidste 30 år og på de kendte potentielle muligheder, må man formode, at udvaskningsandelen af mineraliseret N fortsat vil reduceres i de kommende årtier, dog formentlig med en udfladende tendens.

3.4. Sker der er en permanent indlejring af kvælstof i jord?

Hvad angår en ”permanent” indlejring i jordpuljen, her forstået sådan at hovedparten vil blive tilbageholdt i årtusinder uanset dyrkningspraksis, er vidensgrundlaget beskedent. Det vides, at en betydende del af jordens organiske stof er mange tusinde år gammelt. Denne andel kan for indeværende kun bestemmes indirekte, og kan udgøre 10 – 50% (Petersen et al., 2005a). Hvorvidt denne del overvejende er helt inaktiv, eller blot omsættes ganske langsomt, vides ikke. Selv om man antager, at hovedparten af det meget gamle materiale er omsætteligt, vil den del af omsætningen, der berører denne pulje, kunne ignoreres, selv med en tidshorisont på nogle århundreder.

En permanent forøgelse af jordpuljen kan også forekomme, ved at balancen mellem tilførsel af organisk materiale og nedbrydningen ændres ved permanent forøget tilførsel. Men mindskes denne tilførsel, vil jordpuljen langsomt falde tilbage til et lavere niveau.

3.5. Generel betydning af organisk stof i jorden

Der knytter sig en række positive effekter på afgrødevækst og miljø til jordens indhold af organisk stof. Det organiske stof er af afgørende betydning for jordens strukturstabilitet, som igen har betydning for jordens luftskifte, vandholdende evne og for rodvækst. På jorder, hvor indholdet af organisk stof er lavt, kan et stigende indhold heraf medføre en bedre afgrødevækst og en forbedret N-optagelse, der delvist vil modvirke risikoen for øget udvaskning som følge af den øgede mineralisering. I forsøg med forskellige niveauer for tilførsel af organisk stof er der således fundet udbytteeffekter, som ikke alene kunne forklares med forskellen i tilgængeligt N (Hansen et al., 2000). Desuden kan et højt indhold af organisk stof i jorden bidrage til at reducere risikoen for fosforerosion og til binding og omsætning af pesticider, ligesom udviklingen i jordens indhold af organisk stof har direkte betydning for udviklingen i atmosfærens indhold af drivhusgassen CO₂.

4. Analyse af amternes screeningsmodel

4.1. Simuleringer og beregninger

Amtsmodellen adskiller sig fra FASSET (se Appendiks) ved at inkludere effekten af nærdeposition af ammoniumtab fra stald, lager og udbringning, samt ved at have statisk beregnede luftformige tab (fra udbringning og denitrifikation). Beregningerne er derfor gennemført i flere trin, for bedre at kunne anskueliggøre betydningen af luftformige N-tab og nærdepositionen:

1. Dynamisk simulering uden nærdeposition (afsnit 4.2.1).
2. Effekt af nærdeposition (afsnit 4.2.2).
3. Statisk korrektion for luftformige tab (afsnit 4.2.3).

Med udgangspunkt i regnskabsdata indsamlet ved FødevarerØkonomisk Institut (FØI) er opstillet en række typologier for forskellige bedriftstyper på ler- og sandjord. Typologierne indeholder oplysninger om arealanvendelse, udbytter og gødningsregnskab. Nærværende analyse tager udgangspunkt i typologien for svinebedrifter på sandjord, som også blev anvendt i en sammenligning af forskellige udvaskningsmodeller (Knudsen og Østergaard, 2005). Der blev opstillet 4 grundlæggende scenarier, hvor tilførslen af gylle stoppede henh. år 0, 50, 100 og 200. Basisscenariet (0-scenariet) er altså helt uden tilførsel af husdyrgødning. Disse scenarier blev alle simuleret for 2 jordtyper (JB3 og JB6) og for et tørt klima (Roskilde) og et vådt klima (Jyndevad). Detaljerne i simuleringerne kan ses i Appendiks.

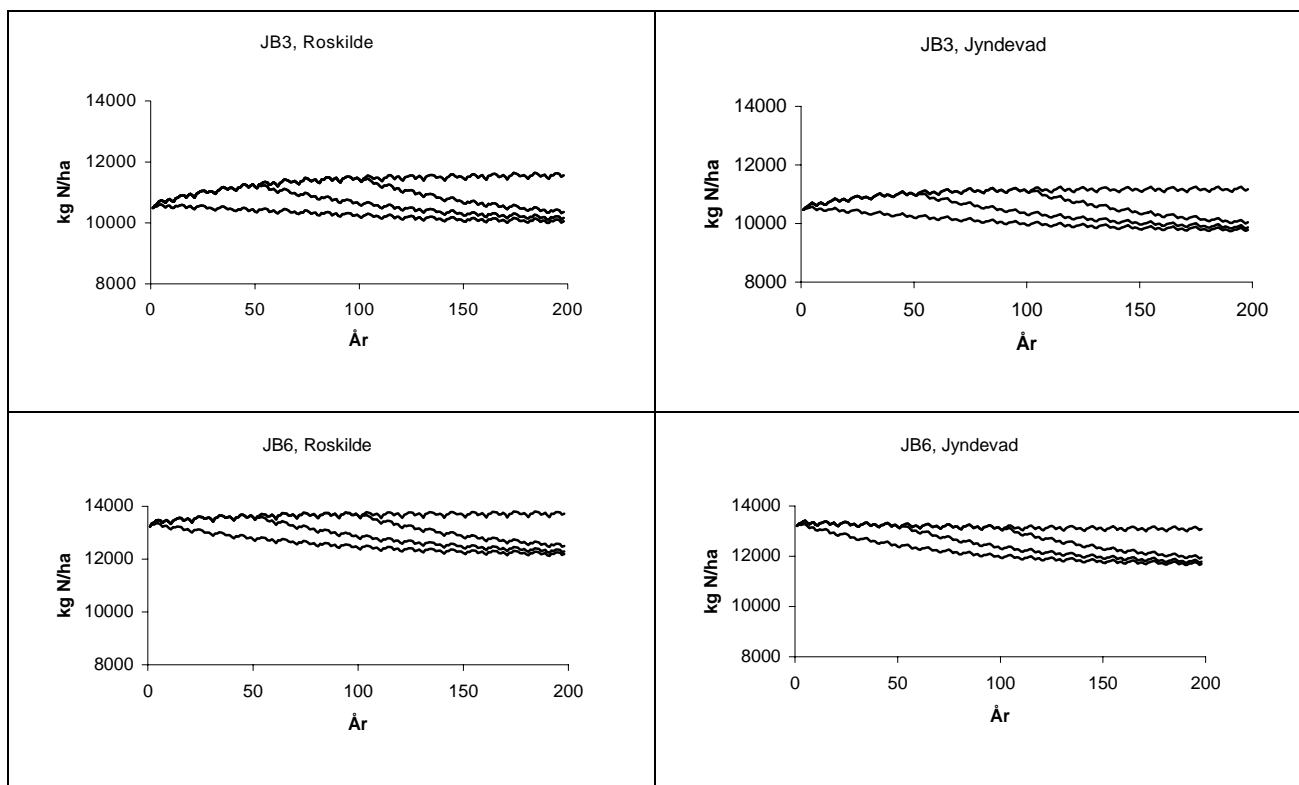
Ved vurdering af resultaterne skal det naturligvis huskes at FASSET, som alle modeller, kun repræsenterer en tilnærmelse til virkeligheden.

4.2. Resultater

4.2.1. FASSET-simuleringer eksklusive nærdeposition

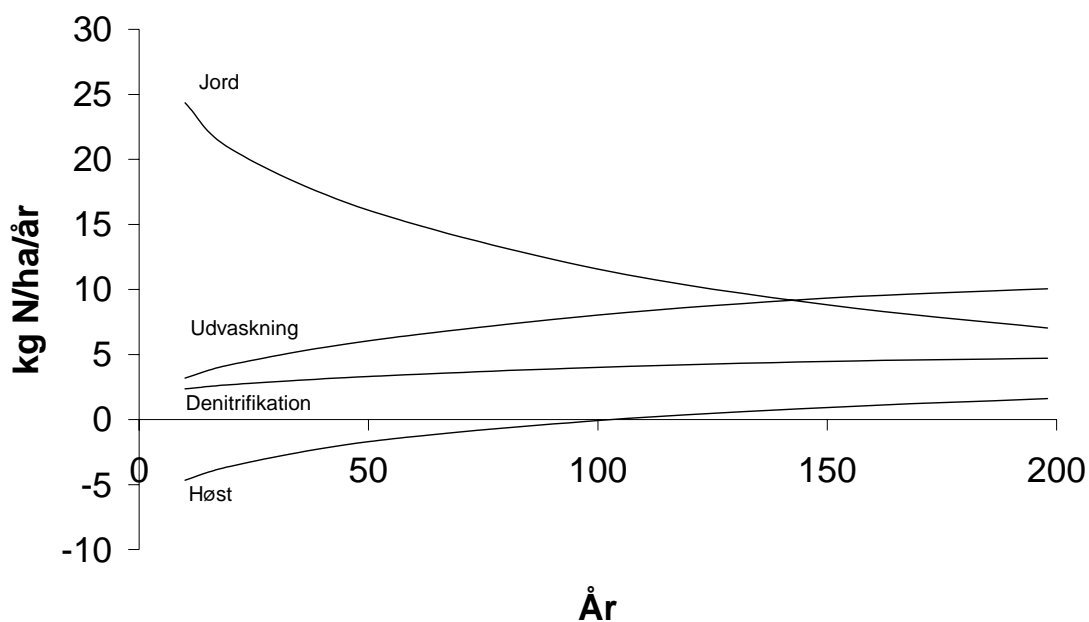
Jordpulje-N udviklede sig forskelligt i de fire scenarier. Basisscenariet (0-scenariet) udviste i alle tilfælde et mere eller mindre markant fald i jordpulje-N. 200-scenariet med gylletilførsel i alle årene viste stigning i 3 tilfælde, og nær ligevægt ved JB6 Jyndevad. 50- og 100-scenarierne udviste et betydeligt fald i jordpulje-N ved ophør af gylletilførsel, men selv efter 150 år var der en forskel fra

basisscenarioet. Tilførslen af gylle medfører derfor en markant forskel i indholdet af N i jorden, en forskel der først mindskes fra det tidspunkt, hvor tilførslen evt. ophører. Tidshorizonten for faldet, efter at tilførslen af husdyrgødning er ophørt, passer fint sammen med et sammenligneligt forsøg i Storbritannien, Rothamsted (Petersen, 2005a).



Figur 4.2.1.1. Udviklingen i jordpulje-N for de to jord- og klimatyper. Den nederste kurve er basisscenarioet (0), og kurverne øfter er 50-, 100- og 200-scenarierne.

Tilført N vil altovervejende enten udvaskes, denitrificeres, fjernes ved høst eller indbygges i jordpuljen (vi ser her bort fra de normalt små tab som erosion, overfladeafstrømning og ammoniumtab fra planter). Posterne, udtrykt som differensen mellem basisscenarioet og 200-scenarioet, viser en markant udvikling, se figur 4.2.1.2. Alle 4 kombinationer af jord og klima har det samme principielle forløb for disse differensposter. Først efter ca. 100 år, er den kumulerede N-høst i 200-scenarioet med gylletilførsel lige så stor som høsten i basisscenarioet. Det vil sige at den antagede nyttevirkning på 75% for svinegylle først blive opnået efter ca. 100 år, vurderet ud fra FASSET resultaterne.



Figur 4.2.1.2. N-poster for JB6, Jynde vad, eksklusive virkningen af nærdepositionen. Kurverne er kumulerede differenser mellem husdyrgødet (200-scenariet) og handelsgødet (basiscenariet).

Forskellen i denitrifikation stiger, primært forårsaget af den stigende forskel i jordens mineralisering. Først efter knap 150 år (knap 120 år for JB3), er forskellen i udvasning lige så stor som forskellen i jord-N. Indtil da udgør jord-N den dominerende differens.

Et andet vigtigt spørgsmål, der er belyst via simuleringerne, er hvor stor en andel af det N, der er indbygget i jordpuljen, der senere udvaskes. Ved at sammenholde beregningerne for basisscenariet med 50-scenariet er det udregnet, hvor meget N mineraliseret fra jordpuljen, der efterfølgende udvaskes.

Tabel 4.2.1.1. Udvasning af N mineraliseret fra jordpuljen.

Klima	Jord	Udvasning (%)
Jynde vad	JB3	44
	JB6	36
Roskilde	JB3	46
	JB6	33

Intervalleret er 33-46%, således at det i alle tilfælde er under halvdelen der udvaskes.

4.2.2. Simulering af nærdeposition

Der er lavet separate simuleringer for at undersøge skæbnen af ammonium afsat på marken. Simuleringerne, hvor effekten af nærdeposition er undersøgt, blev foretaget ved at øge koncentrationen af N i nedbør med 25%.

Tabel 4.2.2.1. Atmosfærisk mer-deponeret ammonium, fordeling efter 200 år.

Klima	Jord	Udvaskning (%)	Høst (%)	Denitrifikation (%)	Jordpulje(%)
Jyndevad	JB3	60	35	3	2
	JB6	40	47	11	2
Roskilde	JB3	59	35	4	2
	JB6	40	45	13	2

Tabel 4.2.2.1 viser, at en mer-deposition af ammonium med nedbøren ifølge FASSET simuleringerne bevirker, at 40% af det tilførte N udvaskes på lerjord, og 59-60% udvaskes på sandjord. Der er i simuleringerne tale om våddeposition, der antages at følge mængden af nedbør. I virkeligheden vil en del afsættes som tørdeposition, og denne del vil næppe udvaskes helt så hurtigt. Tabellen repræsenterer således et konservativt estimat, forstået sådan at udvaskningen formodentlig er lidt overestimeret.

4.2.3. Sammenligning mellem FASSET simuleringer og Amtsmodellen

Som simplifikation til brug for de statiske beregninger i dette afsnit blev det antaget at %-satserne fra tabel 4.2.2.1 kan opfattes som marginalvirkninger.

For en JB6 jord med Jyndevad-klima kan der opstilles følgende sammenligning mellem amtmodellen og FASSET simuleringerne. Resultaterne fra simuleringerne er angivet som differensen mellem basissceneriet og scenarierne med svinegyde (se Appendiks), taget som gennemsnit over de første 50 år.

Tabel 4.2.3.1. Sammenligning af amtsmodellen og FASSET beregninger for JB6, Jyndevad klima. Simuleringer og beregninger er eksklusive nærdeposition og korrektion for forskellige luftformige tab. FASSET beregningerne er gennemsnitlige værdier 0-50 år efter udvidelsen.

Post	FASSET (kg N ha ⁻¹ år ⁻¹)	Amtsmodel (kg N ha ⁻¹ år ⁻¹)	Metode, Amtsmodel
Svinegylle-N	120.9	120.9	(75% udnyttelse)
Handelsgødning-N	-90.7	-90.7	
NH ₃ -tab v. udbr.	-7.3	-10.3	8.5% af 120.9 kg N i gylle
Denitrifikation	-3.3	-6.0	5% af 120.9 kg N i gylle
Jord-N	-16.1	0.0	Nul per definition
Fjernet ved høst	1.7	0.0	Nul per definition
Mer-udvaskning	5.3	13.9	

Som det ses, er de luftformige tab forskellige for de to modeller. For ammoniumtabets vedkommende skyldes det, at der er anvendt en fast værdi for tabet i Amtsmodellen, mens tabet i FASSET afhænger af årstid og bevoksning. Den forenkling af SimDen (Vinther, 2004), der er lagt til grund for Amtsmodellens denitrifikation, giver for de herværende 4 eksempler desuden større denitrifikation end de dynamiske simuleringer. En bedre sammenligning kan opnås ved at kompensere for dette gennem at skalere FASSET beregningerne, så de stemmer overens med Amtsmodellen (tabel 4.2.3.2). Koefficienterne for udvaskning fra tabel 4.2.2.1 er anvendt til dette ud fra en forenkling antagelse om at reduktionen i marginaludvaskningen er den samme for de luftformige tab, som for ammoniumdeposition. Der er desuden tilføjet effekten af NH₃-deposition i nærområdet.

Tabel 4.2.3.2. Kompensering for forskellen i luftformige tab mellem FASSET og Amtsmodellen, samt deposition i nærområdet (antaget til 20% af det samlede NH₃-tab fra stald, lager og udbringning, 29 kg N ha⁻¹ år⁻¹).

Post	N (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	Udregning
Udvaskningsreduktion pga. øget denitrifikation ¹	-1.1	(3.3-6.0)*0.40
Udvaskningsreduktion pga. øget NH ₃ -tab ²	-0.8	(7.3-10.3)*0.25
Udvaskningsstigning pga. nærdeposition, FASSET ³	2.3	29*0.2*0.40
Udvaskningsstigning pga. nærdeposition, Amtsmodellen ⁴	4.4	29*0.2*0.75
Korrigeret mer-udvaskning, FASSET ⁵	5.7	5.3-1.1-0.8+2.3
Amtsmodellen ⁶	18.3	13.9+4.4

¹Forskellen i denitrifikation mellem de to modeller ganget med den andel, der tænkes udvasket (tabel 4.2.2.1).

²Ved gødningstilførsel på optimalt tidspunkt udvaskes ca. 25% fra lerjord og ca. 35% fra sandjord (Jørgensen, 2004).

³20% af ammoniumtabet antages at være nærdeposition. Dette er ganget med den andel, der tænkes udvasket (tabel 4.2.1).

⁴20% af ammoniumtabet antages at være nærdeposition. Dette er ganget med den andel, der tænkes udvasket (75%).

⁵Udvaskningen fra tabel 4.2.3.1 plus posterne ^{1, 2, 3}

⁶Udvaskningen fra tabel 4.2.3.1 plus post⁴

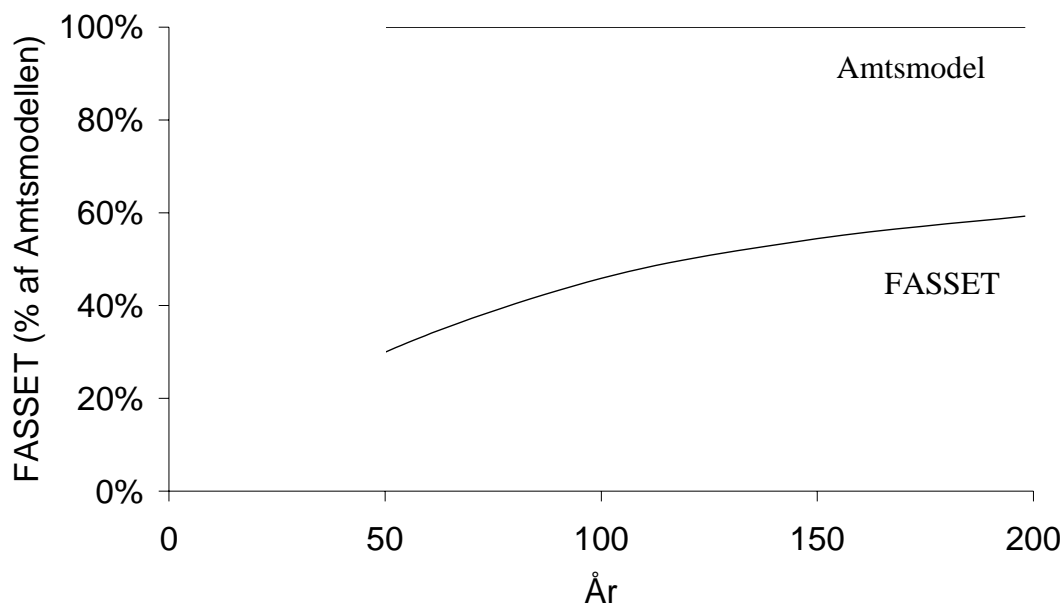
De korrigerede værdier for FASSET (JB6, Jyndevad klima) regnet over et tidsrum på 50 år, giver således 31% af den udvaskning, som Amtsmodellen giver. Korrigerer man i stedet Amtsmodellens luftformige tab, med udgangspunkt i FASSET (udregning ikke vist), får man her 24%. Der er således valgt den beregningsform der giver den mindste forskel mellem de to modeller, men forskellen er ikke afgørende.

Korrigeres alle 4 kombinationer af jordtyper og klima fås følgende værdier.

Tabel 4.2.3.3. Mer-udvaskningen ($\text{kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) beregnet med henholdsvis FASSET (0-50 år) og Amtsmodellen. Forholdet mellem beregningerne er også vist for 0-200 år til sammenligning.

Jordtype	Klima	FASSET (over 50 år)	Amtsmodellen	FASSET udvaskning i forhold til Amts- modellen (år 50)	FASSET udvaskning i forhold til Amts- modellen (år 200)
JB3	Tørt (Roskilde)	7.3	20.7	35%	64%
-''''-	Vådt (Jyndevad)	8.4	20.7	41%	70%
JB6	Tørt (Roskilde)	3.2	18.3	18%	42%
-''''-	Vådt (Jyndevad)	5.7	18.3	31%	58%

De to modeller er også sammenlignet i forhold til det betragtede tidsrum (figur 4.2.3.1)



Figur 4.2.3.1. Forholdet mellem mer-udvaskningen beregnet med FASSET og med Amtsmodellen for JB6, Jyndevad. Udregningerne er foretaget som angivet i tabel 4.2.3.1. og 4.2.3.2, og repræsenterer kumulerede værdier.

Figuren viser hvorledes forskellen mellem den dynamiske simulering og Amtsmodellens beregning forventes at falde i løbet af tohundrede år. Vurderet dels ud fra kurvens forløb, og dels ud fra at der går en stigende andel til høst (se figur 4.2.1.2), vil denne forskel dog ikke blive udlignet, uanset det betragtede tidsrum (se afsnit 4.3 for en yderligere forklaring på dette fænomen).

4.3. Årsager til afvigelser mellem modellerne.

Hvorfor nu denne relativt store forskel i udregningen, når Amtsmodellen faktisk baserer sig på en række robuste antagelser? Indledende sås det, at FASSET's luftformige tab var mindre end Amtsmodellens. Dette skal ikke tages som indikation for, at forudsætningerne i Amtsmodellen er "forkerte", men illustrerer blot, at der er forskelle mellem simple, statiske modeller og mere komplicerede, dynamiske modeller.

Der er temmelig store forskelle mellem simuleringerne og Amtsmodellen på den andel af nærdepositionen, der formodes at gå til udvaskning, hvilket influerer meget på den prædicerede stigning i udvaskningen.

Antagelsen om en konstant jordpulje afhænger stærkt af præmisserne. I denne forbindelse er der tre interfererende overvejelser, man bør have afklaret:

1: Tidshorisonten. Traditionelt vil man have et tidsperspektiv svarende til sædskiftets, eller måske nogle årtier. Det andet yderpunkt er en form for bæredygtighedsbetragtning, og her vil man måske nærmere regne i århundreder eller endnu længere. Som figur 4.2.1.2 og 4.2.3.1 demonstrerer, er tidsperspektivet helt afgørende for det svar, man får.

2: Permanent eller midlertidig omlægning. Er der tale om permanent omlægning (udvidelse af husdyrhold), eller antager man, at der er tale om en overgang, hvorefter man vender tilbage til den oprindelige driftsform (som i scenarie-50 og scenarie-100).

3: Udbytter og markeffektivitet af N. Regnes disse for konstante, eller antages der fortsat stigende udbytter og markeffektivitet? I simuleringerne er der ikke inkluderet stigende udbyttepotentiale p.g.a. bedre sorter, nye pesticider, yderligere mekanisering og lignende. Når udbytterne i simuleringer stiger lidt i forhold til basisscenariet, er det kun på grund af den øgede mineralisering fra de mange års tilførsel af husdyrgødning, og dermed ikke på grund af et egentligt højere udbyttepotentiale. Hvis udbyttepotentialet (og dermed N-optagelsen) antages at fortsætte med at

stige i fremtiden, repræsenterer simuleringerne et lidt for højt gennemsnitligt udvaskningsniveau. Hvis udbyttepotentialer stiger, er det udvaskningsmæssigt en god ide at "sætte noget i banken", dvs. jordpuljen, for at høste det senere. For at sætte dette i perspektiv, har landbrugsudviklingen fra 1800-tallet til i dag været meget stor både indenfor teknik, gødning, sorter og fremkomst af pesticider. Alle disse faktorer har haft indflydelse på udnyttelsen af jordens mineralisering.

Ser vi kun på de præmisser, der vedrører tidsperspektivet, kan der opstilles fire muligheder.

Tabel 4.3.1. Præmissernes indflydelse på Amtsmodellens prædiktive egenskaber.

Tidsperspektiv	Ændringens varighed	Prædiktive egenskaber.
Årtier	Permanent	Markant overvurdering af udvaskningen, især på grund af jordpuljens dynamik. Stigende jordpulje i hele perioden med tilførsel.
-""-	Midlertidig	Som ovenfor.
Adskillige århundreder	Permanent	I ukendt grad afvigende prædiktationer, da det betragtede system efter en transitionsfase går over til en permanent anderledes tilstand, med forøget frugtbarhed. Bør kun eftergøres simuleringsmæssigt for 100-200 år, da tidsrummet ellers går ud over det eksisterende kalibreringsgrundlag for modeller. Jordpuljen vil være permanent forøget.
-""-	Midlertidig	Principielt korrekte prædiktationer, forudsat udnyttelsesgraden er korrekt estimeret i forhold til det betragtede tidsrum (se nedenstående diskussion). Jordpuljen vil ved tilstrækkeligt store tidsrum (i størrelsesordenen 200 år efter tilbageførelse til oprindelig driftsform) være omtrent som i begyndelsen.

Som det ses af simuleringerne (figur 4.2.1.2), er jordpuljens dynamik den dominerende årsag til at Amtsmodellen ikke nødvendigvis kan dække alle situationer, uanset eventuelle justeringer af parametrene. En anden årsag, der også har stor betydning, er den formodede udnyttelsesgrad af husdyrgødningen. Som figur 4.2.1.2 viser, er udnyttelsesgraden afhængig af tidsrummet efter tilførsel, hvilket blot skyldes, at jo længere tid der går, jo mere vil restprodukterne fra gyllen være

mineraliseret. Bedømt ud fra FASSET simuleringerne vil det tage omkring 100 år, før N i gyllen er udnyttet 75%. Efter dette tidsrum vil der ske en yderligere stigning i udnyttelsesgraden, således at der samlet høstes mere N i århundreder efter tilførslen, hvilket er i modstrid med antagelsen om uændret bortførsel med høst.

Ved scenarie-50, som kommer tættest på betingelserne i nederste række, tabel 4.3.1, er den FASSET-beregnete stigning i udvaskningen (før korrektion af luftformige tab og nærdeposition, JB6, Jyndeved, 0-200 år) 83% af mængden beregnet med Amtsmodellen. Efter korrektion er tallet 63%. Således kan netop denne situation formentlig dækkes med Amtsmodellen i den nuværende udformning, med en passende justering af parametre (se afsnit 4.4). De tre øvrige situationer i tabellen kan derimod næppe påregnes at kunne dækkes fyldestgørende. Tabel 4.3.1 tager dog ikke højde for den forventede stigning i udbytter og markeffektivitet.

4.4. Vurdering og anbefalinger

Vi anbefaler at de anvendte koefficienter for ammoniumtab fastholdes, de baserer sig på anerkendte kilder. Ligeledes vurderes koefficienterne for denitrifikation (som er en forenkling ud fra DJF's model SimDen) at være fornuftige. Ved direkte nedfældning antager SimDen dog at denitrifikationen er betydeligt højere end de i Amtsmodellen anvendte værdier. Derudover skal man være opmærksom på, at der er betydelig variation i SimDen's koefficienter mellem de forskellige JB numre. Her kunne man evt. udbygge med dominerende jordtyper på bedriften samt forventet udbringningsmetode.

De 20%, der antages som nærdeposition af ammonium, anser vi for en rimelig værdi (se evt. Asman, 2004).

De 75% af nærdepositionen der, uanset jordtype, antages at ende som udvaskning, vurderer vi som for højt et tal. Dette er både tilfældet set ud fra de herværende simuleringer og ud fra et agronomisk skøn. Afhængig af jordtype vil man forvente ca. 25-35% udvaskning af mineralsk N i vækstsæsonen (Jørgensen, 2004), og måske 50-90% udenfor vækstsæsonen. Dette agronomiske skøn giver et interval på 38-63% (ved at antage en vækstsæson på ½ år), hvilket passer meget fint med de 40-60% simuleringerne viser. Hertil kommer, at størsteparten af udbringningstab af

ammoniak typisk vil ligge i foråret, og dermed give lav udvaskning. Dette forhold er hverken inkluderet i tabel 4.2.2.1 eller i det agronomiske skøn.

Vi anbefaler desuden, at der skelnes mellem ler- og sandjord ved angivelsen af parameteren for udvaskning af nærdeposition.

Vedr. spørgsmålet om ammoniumtab direkte fra handelsgødning afhænger det af typen af gødning, og anslås til at ligge mellem 1% og 15%. Ses på gødningssammensætningen i 1995/1996 er det gennemsnitlige tab anslået til 2.3% af totalt udbragt N (Andersen et al., 1999). Dette tab indgår ikke i den nuværende version af FASSET og er ikke inkluderet i nogen af de herværende simuleringer og beregninger.

Vi vurderer, at man kan ignorere ammoniumtabet fra den efterfølgende omsætning i jorden af ammoniumafsætningen, da der formentlig er tale om små mængder. Ligeledes vurderes indbygningen i jordpuljen heraf at være meget beskedent (tabel 4.2.2.1), og kan dermed ignoreres i en enkel model.

Det fremgår, at tidsperspektivet er helt afgørende for en vurdering af Amtsmodellen. Vi anbefaler at man yderligere klargør præmisserne for modellen, herunder særligt hvilken tidshorisont, den tænkes at behandle. Her bør måske også indgå en vurdering af præmisserne for de tilgængelige metoder til detailvurdering af de bedrifter, screeningen udpeger. Som det fremgår af resultaterne fra Landscentrets workshop (Knudsen & Østergaard, 2005) vil den efterfølgende detailvurdering forudsige en udvasknings-stigning der er markant mindre end Amtsmodellens forudsigelse, hvis detailvurderingen blot vedrører de første 5-10 år. Der vil også være meget stor forskel, hvis præmisserne for screeningsmetoden og metoden til detailvurdering fortsat er meget forskellige. Uden at man måske af den grund kan sige nogen af dem er forkerte, vil man heller ikke nødvendigvis udpege de mest relevante bedrifter i forhold til detailvurderingen. Som et eksempel vil udvidelsen af en kvægbedrift typisk opbygge mere til jordpuljen end udvidelsen af en svinebedrift. Dermed vil udvaskningens tidsmæssige fordeling være forskellig, hvor udvaskningen fra en typisk kvægbedrift vil udvise en endnu større ændring over tid end de her simulerede svinebedrifter. De nu anvendte modeller og metoder til detailvurdering vil derimod kun give et estimat for den kortsigtede stigning i udvaskningen, mens ingen af de operationaliseringer der anvendes til VVM (daisy, N-les) vil for indeværende tage højde for den stigende udvaskning om

50-100-200 år. Dermed vil diskrepansen mellem Amtsmodellen og detailvurderingen formentlig afhænge af, hvorvidt der er tale om en svinebedrift eller en kvægbedrift.

Parametrene i en eventuel revision af Amtsmodellen, og formentlig også den kompleksitet modellen bør have, vil helt afhænge af præmisserne. Før der foreligger et entydigt grundlag for dette, giver det efter vores vurdering ikke mening at gå ind i yderligere diskussion om parametrene værdi, og om hvorvidt der mangler parametre.

5. Referencer

- Amato, M. & Ladd, J.N. 1992. Decomposition of ^{14}C labelled glucose and legume materials in soils: properties influencing the accumulation of organic residue C and microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, 24: 455-464.
- Andersen, J.M., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Kristensen, V.F. & Poulsen, H.D. 1999. Emmision af ammoniak fra landbruget – status og kilder. Ammoniakfordampning – redegørelse nr. 1. Danmarks JordbrugsForskning.
- Anonym. 2003. Næringsstofbelastning af overfladevand og grundvand. Teknisk anvisning til beregning af øget N- og P-belastning i VVM screeningssager for husdyrbrug. Amtssamarbejdet om VVM.
- Asman, W.A. 2004. Lokal deposition af ammoniak. *Vand & Jord*, 4: 128-131.
- Berntsen J., Hauggard-Nielsen, H., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Jensen, E.S. & Thomsen, A., 2004a. Modelling dry matter production and resource use in intercrops of pea and barley. *Field Crops Res.* 88: 69-83.
- Berntsen, J & Petersen, B.M. 2005. Simulating trends in crop yield and soil carbon in a long-term experiment – effects of rising CO_2 , N deposition and improved cultivation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (submitted).
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Jacobsen, B.H., Olesen, J.E. & Hutchings, N.J. 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems* 76: 817-839.
- Berntsen, J., Petersen, B.M., Kristensen, I.S. & Olesen, J.E., 2004b. Nitratudvaskning fra økologiske og konventionelle planteavlsbedrifter - simuleringer med FASSET bedriftsmodellen. DJF rapport - Markbrug 107.
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., Berntsen, J., Rigina, K. & Yamulki, Y., 2005. Simulation of N_2O emission from grasslands with the FASSET model. *Biogeochemistry* (accepted).
- Eriksen, J., Askegaard, M. & Kristensen K., 1999. Nitrate leaching in an organic dairy/crop rotation as affected by organic manure type, livestock density and crop. *Soil Use and Management* 15:176-182.
- Hansen, E.M. & Djurhuus, J. 1997a. Yield and N uptake as affected by soil tillage and catch crops. *Soil & Tillage Research* 42: 241-252
- Hansen, E.M. & Djurhuus, J. 1997b. Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crops. *Soil & Tillage Research* 41: 203-219.

- Hansen, E. M., Kristensen, K. & Djurhuus, J. 2000. Yield parameters as affected by introduction or discontinuation of catch crop use. *Agronomy Journal*, 92: 909-914.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model Daisy. *Fertilizer Research*, 27: 245-259.
- Heidmann, T., Nielsen, J., Olesen, S.E., Christensen, B.T. & Østergaard, H.S. 2001. Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 2007-1998. DJF-rapport nr. 54 Markbrug, 2001. 73 pp.
- Jenkinson, D.S. 1977. Studies on the decomposition of plant material in soil. V. The effects of plant cover and soil type on the loss of carbon from ^{14}C labelled ryegrass decomposing under field conditions. *Journal of Soil Science*, 28: 424-434.
- Jørgensen, U. (red.). 2004. Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103.
- Jørgensen, U., Berntsen, J. & Petersen, B.M., 2005. Efterafgrøder og miljøet. Opbygges en N-bombe eller sikres både jordkvalitet og lav N-udvaskning. I: Sammendrag af indlæg Plantekongres 2005, 11-12. januar, Herning Kongrescenter. ISBN 87-984996-6-1. 232-233.
- Kirchmann, H., Persson, J. & Carlgren, K., 1994. The Ultuna Long-term Soil Organic Matter Experiment, 1956-1991. Dept. of Soil Sci. Reports and Dissertations, 17, Uppsala.
- Knudsen, L. & Østergaard, H. 2005. Modelberegning af nitratudvaskning. resultater af modelberegninger med forskellige modeller. Planteavl/orientering Nr. 07-528, Landscenteret for Planteavl.
- Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R. 2003. Genberegning af modellen N-LES. 12 pp. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II - slutevaluering. nywww.agrsci.dk/var/agrsci/storage/original/application/phpE1.tmp.pdf
- Kyllingsbæk, A., 1999. Kvælstofbalancer i landbruget, Rapport, Danmarks JordbrugsForskning, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Kätterer, T. & Andrén, O. 2001. The ICBM family of analytically solved models of soil carbon, nitrogen and microbial biomass dynamics – descriptions and application examples. *Ecological Modelling*, 136: 191-207.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri & Skov- og Naturstyrelsen. 2003. Forberedelse af Vandmiljøplan III. Rapport fra arbejdsgruppen om generelle virkemidler, del II, 112 pp.

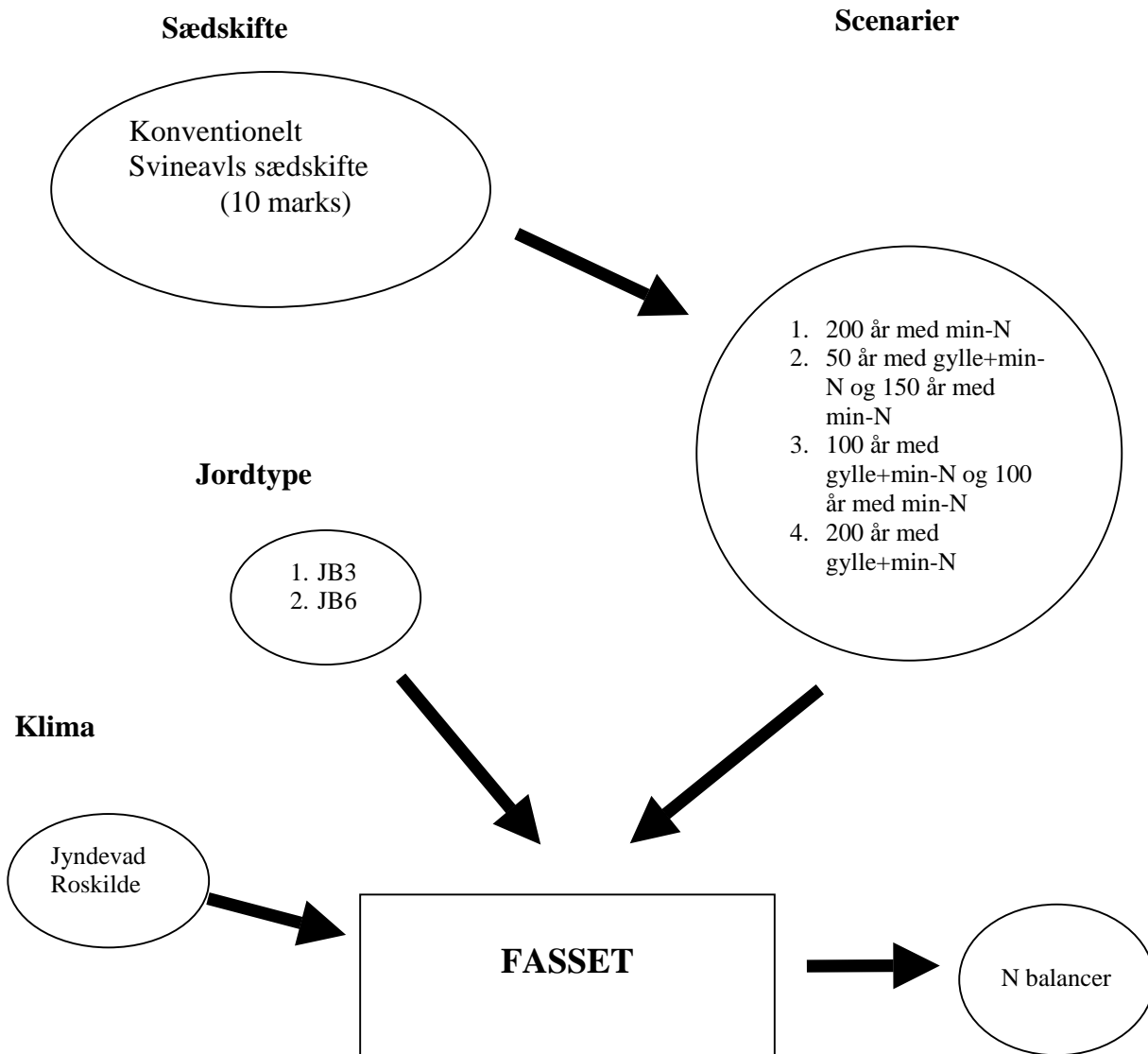
- Olesen, J.E., Berntsen, J., Hansen, E.M., Petersen, B.M. & Petersen, J. 2002a. Crop nitrogen demand and canopy area expansion in winter wheat during vegetative growth. *Eur. J. Agron.* 16: 279-296.
- Olesen, J.E., Askegaard, M. & Berntsen, J. 2003. Nitrate leaching from arable crop rotations in organic farming. *Proceedings of N-workshop, IGER, UK.*
- Olesen, J.E., Hansen, P.K., Berntsen, J. & Christensen, S., 2004. Mechanisms of above ground competition for weed suppression and tolerance in winter wheat varieties. *Field Crops Res.* (in press).
- Olesen, J.E., Petersen, B.M., Berntsen, J., Hansen, S., Jamieson, P.D. & Thomsen, A.G., 2002b. Comparison of methods for simulating effects of nitrogen on green area index and dry matter growth in winter wheat. *Field Crops Res.* 74: 131-149.
- Olsen, P. 1995. Nitratudvaskning fra landbrugsjorde i relation til dyrkning, klima og jord. SP rapport, 15. Landbrugs- og Fiskeriministeriet. 86 pp.
- Petersen, B.M. & Berntsen, J. 2002. Omsætning i jordpuljen på forskellige bedriftstyper. Temadag arrangeret af Afd. for Jordbrugssystemer 24. april 2002. Forskningscenter Foulum. Intern DJF rapport, 157: 13-24.
- Petersen, B.M., Berntsen, J., Hansen, S. & Jensen, L.S., 2005a. CN-SIM - a model for the turnover of soil organic matter. I: Long term carbon development. *Soil Biol. Biochem.* 37: 359-374.
- Petersen, B.M., Jensen, L.S., Berntsen, B., Hansen, S., Pedersen, A., Henriksen, T.M., Sørensen, P. & Trinsoutrot-Gattin, I. 2005b. CN-SIM - a model for the turnover of soil organic matter. II: Short term carbon and nitrogen development. *Soil Biol. Biochem.* 37: 375-393.
- Stemmer, M., Roth, K. & Kandeler, E. 2000. Carbon mineralization and microbial activity in a field site trial used for ^{14}C turnover experiments over a period of 30 years. *Biology and Fertility of Soils*, 31: 294-302.
- Sørensen, L.H. 1987. Organic matter and microbial biomass in a soil incubated in the field for 20 years with ^{14}C -labelled barley straw. *Soil Biology & Biochemistry*, 19: 39-42.
- Thomsen, I.K. & Christensen, B.T. 1999. Nitrogen conserving potential of successive ryegrass catch crops in continuous spring barley. *Soil Use and Management*, 15: 195-200.
- Vinther, F.P. 2004. SimDen - en simpel model til kvantificering af N_2O -emission og denitrifikation. DJF rapport Markbrug, nr. 104.
- Waagepetersen, J. 2003. Notat om merudvaskning ved tilførsel af organisk N til jorden. Vurdering til slutevaluering af VMPII.

Appendiks A.1. FASSET

FASSET er en bedriftsmodel med fokus på hele bedriftens N-omsætning. Som en væsentlig del indgår en dynamisk markmodel, der på dagligt niveau simulerer bl.a. planteproduktion, N-optag, jordtemperatur, transport af vand og næringsstoffer i jord og omsætning af organisk og uorganisk C og N i jorden. Modellen er udviklet på et omfattende datamateriale og har bl.a. været brugt til simuleringer af N-optag (Olesen et al., 2002b), bladareal (Olesen et al., 2002a), langtidsomsætning af organisk stof (Berntsen & Petersen, 2005; Petersen et al., 2005a), korttidsomsætning af organisk stof (Petersen et al., 2005b), emission af lattergas (Chatskikh et al., 2005), konkurrence mellem flere plantearter (Berntsen et al., 2004a; Olesen et al., 2004). FASSET har været brugt til at evaluere de miljømæssige og budgetøkonomiske konsekvenser af indførelse af forskellige typer N-afgifter (Berntsen et al., 2003) samt til at vurdere betydningen af efterafgrøder på både kort og langt sigt (Jørgensen et al., 2005).

Modellen har været testet på udvaskningsmålinger fra de økologiske sædskifteforsøg på Jyndeved, Foulum og Flakkebjerg (Olesen et al., 2003). Desuden er modellen evalueret på et forsøg med forskellige gødningstyper og gødningsmængder til et økologisk kvægsædskifte (Eriksen et al., 1999) og en række forsøg med forskellige behandlinger af gødning, jordbearbejdning og fangafgrøder (Hansen & Djurhuus, 1997a; Hansen & Djurhuus, 1997b; Hansen et al., 2000).

A.2. Scenarier



Figur A.2.1. Struktur for scenariekørslerne med FASSET.

Modelberegningerne er gennemført med 2 forskellige jordtyper (JB3 og JB6) med klimadata fra Jyndeved (megen nedbør) og Roskilde (lidt nedbør). Der er lagt vægt på at kunne sammenligne på tværs af scenarier og jordtyper, og derfor er gødskningsniveauet antaget ens for sand- og lerjord. Jordtyper er ”middel frugtbarhed”, se Berntsen et al. (2004b).

For at gøre simuleringerne sammenlignelige mellem sand- og lerjord er simuleringerne ligeledes gennemført med samme sædskifte på begge jordtyper. Ud fra de faktiske afgrødefordelinger (se Berntsen et al., 2004b) er der opstillet et konventionelt sædskifte med en 10 marks drift.

Tabel A.2.1 Konventionelt planteavlssædskifte og gødskning. I scenarie-0 (basisscenariet) er svinegylle erstattet med handelsgødning, ud fra en antagelse om 75% udnyttelse af N i gyllen.

Afgrødefølge	Konventionel			
	svinegylle kg N ha ⁻¹	Handelsgødning kg N ha ⁻¹	Halm- nedmuldning	Efterafgrøde
1. Vinterbyg		148	-	-
2. Vinterraps	150	52	+	-
3. Vinterhvede	152	15	+	-
4. Vinterhvede	152	45	+	-
5. Vårbyg + 6% udlæg	113	34	-	+
6. Vårbyg	113	34	-	-
7. Vårbyg	113	34	-	-
8. Vinterhvede	152	45	+	-
9. Vinterhvede	152	45	-	-
10. Vårbyg	113	34	-	-
Gennemsnit over sædskifte	121	48.6		

Modellen kræver inddata i form af klima, jord og driftsledelse. Den blev initialiseret med den pågældende jordtype, hvis karakteristika er beskrevet i Berntsen et al. (2004b). Herefter blev der kørt to initiale år med vårbyg, hvilket stabiliserer de hurtigst omsættelige organiske og uorganiske jordpuljer i modellen. Puljerne med langsom omsætning blev som nævnt initialiseret som i en ligevægtssituation, og en længere initialiseringsperiode ville derfor kunne danne en bias i forhold til denne antagelse om ligevægt. Derefter blev det aktuelle sædskifte med driftsledelse, som specificeret i Berntsen et al. (2004b), kørt de efterfølgende 200 år.

Med henblik på at minimere betydningen af årsvariationer i klimaet blev hvert scenario gentaget 15 gange, hvor startåret blev forskudt et år for hver gentagelse. Effekten af hvor i sædskiftet simuleringen starter, blev minimeret ved, at hvert scenario blev startet henholdsvis 1 og 5 år inde i det 10-årige sædskifte. Beregningerne tager omkring 1 uge på en Windows PC.

Appendiks A.2. Skæbnen af mer-tilført N fra husdyrgødning

For at anskueliggøre skæbnen af mertilførslen af N med svinegylle i simuleringerne fra notatet, er den procentvise fordeling på posterne vist for de fire kombinationer af jord og klima (Tabel 1-4). Udregningerne er foretaget på baggrund af FASSET-simuleringerne *før* korrektion for luftformige tab (jvf. notat).

I sidste kolonne i tabellerne er vist en beregning af 50 års tilførsel af husdyrgødning, hvorefter der i 150 år udelukkende er tilført handelsgødning. Bemærk at simulering af et yderligere langt åremål med handelsgødning i dette scenarie vil ændre relativt lidt på fordelingen, fordi effekten er knyttet til det tilbageværende organiske stof (differens ift. basisscenarie), og denne differens er lille 150 år efter ophør af gylletilførsel. Som approksimation herfor kan det tilbageværende jord-N fordeles proportionalt på de tre poster denitrifikation, høst og udvaskning.

Tabel 1. Fordeling af ekstra N fra husdyrgødning, JB3, Jydevad klima.

<i>Antal år simuleret</i>	50	200	200
<i>Antal år med husdyrgødning</i>	50	200	50
NH ₃ -tab	24.0%	24.0%	24.0%
Denitrifikation	4.7%	6.4%	6.7%
Jord-N	53.2%	23.2%	5.4%
Høst	-4.7%	4.5%	15.2%
Udvaskning	22.8%	41.9%	48.6%

Tabel 2. Fordeling af ekstra N fra husdyrgødning, JB3, Roskilde klima.

<i>Antal år simuleret</i>	50	200	200
<i>Antal år med husdyrgødning</i>	50	200	50
NH ₃ -tab	24.0%	24.0%	24.0%
Denitrifikation	5.7%	7.7%	8.3%
Jord-N	55.3%	25.3%	6.8%
Høst	-3.9%	5.1%	13.2%
Udvaskning	19.0%	37.9%	47.7%

Tabel 3. Fordeling af ekstra N fra husdyrgødning, JB6, Jydevad klima.

<i>Antal år simuleret</i>	<i>50</i>	<i>200</i>	<i>200</i>
<i>Antal år med husdyrgødning</i>	<i>50</i>	<i>200</i>	<i>50</i>
NH3-tab	24.0%	24.0%	24.0%
Denitrifikation	10.9%	15.6%	16.5%
Jord-N	53.2%	23.2%	5.4%
Høst	-5.6%	5.3%	15.9%
Udvaskning	17.5%	31.9%	38.2%

Tabel 4. Fordeling af ekstra N fra husdyrgødning, JB6, Roskilde klima.

<i>Antal år simuleret</i>	<i>50</i>	<i>200</i>	<i>200</i>
<i>Antal år med husdyrgødning</i>	<i>50</i>	<i>200</i>	<i>50</i>
NH3-tab	24.0%	24.0%	24.0%
Denitrifikation	12.1%	17.5%	19.1%
Jord-N	56.0%	25.6%	7.0%
Høst	-0.8%	11.5%	21.4%
Udvaskning	8.7%	21.4%	28.5%