

Systemanalyse som verktøy for et bedre miljø

Erfaringer fra forskningsprogrammet MILDRI

Per Kristian Rørstad, Arild Vatn og Eirik Romstad
Institutt for økonomi og ressursforvaltning, Norges landbrukshøgskole

Systemanalyse er en metode for å studere sammenhengen mellom ulike deler i et system. I forskningsprogrammet MILDRI er det utviklet en beregningsmodell med et mål om å analysere miljøvirkemidler i landbruket. Metoden som er brukt i utviklingen tar utgangspunkt i partisjonering, hvor den romlige dimensjonen og tidsdimensjonen deles inn i homogene undergrupper. Disse kolbes så sammen i et konsistent rammeverk. Analyser i fire regioner i Norge viser at modellen predikerer bønder valg og tap til miljøet godt.

Innledning

Forskningsprogrammet ”Miljøvennlige driftsformer i landbruket” (MILDRI) ble startet i 1996 og avsluttet i 2002. Programmet var en oppfølger til programmet ”Økonomi og økologi, ressursforvaltning og forurensing i landbruket” (Vatn et al. 1996, 1997). Som det fremgår av tittelen til forløperen til MILDRI har fokuset vært på koblingen mellom økonomi og naturvitenskaper knyttet til landbruksproduksjon. Målene i MILDRI har bla. vært (NLH 1997):

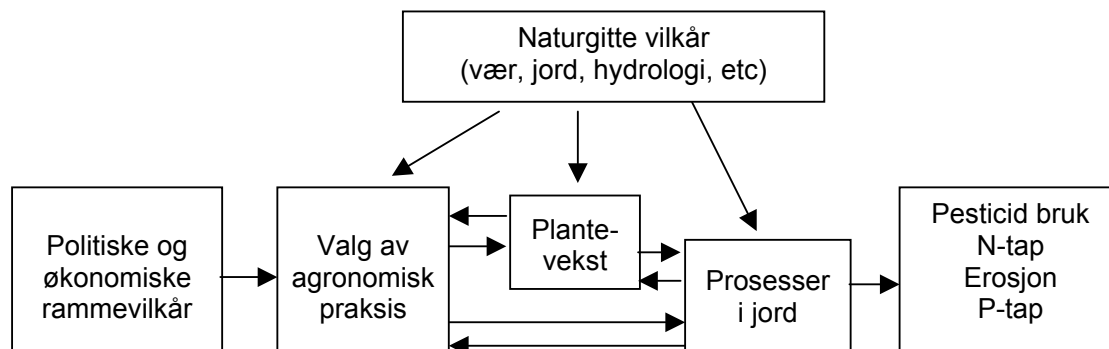
Å produsere kunnskap for utvikling av mer miljøvennlige driftsformer i norsk landbruk. Hovedvekten legges på tap av næringssalter og jord samt bruk av plantevernmidler... Å etablere en faglig og organisatorisk struktur som bidrar til bedre samordning, kvalitet og effektivitet innefor sentrale deler av både miljøforskningen og den agronomiske forskningen ved NLH og samarbeidende institusjoner. Å øke kompetansen i matematisk modellering.

Oppsummert kan et av hovedmålene i MILDRI sies å være: systemanalyse ved bruk av matematisk modellering. Vi har utviklet en modell, EcEcMOD (versjon 2.0), hvor målet har vært å beregne effektene av ulike virkemidler. Modellen estimerer ulike tap av nitrogen, fosfor, jordtap og bruken av ulike plantevernmidler. For en grundigere gjennomgang av modellen, se Vatn et al. (2002).

Partnere i MILDRI har vært Jordforsk, Planteforsk Plantevernet og flere institutter ved NLH. I tillegg har vi samarbeidet med andre deler av Planteforsk og NIJOS, samt forsøksringer og andre deler av veiledningstjenesten. MILDRI ble finansiert av Landbruksdepartementet, Miljøverndepartementet, forskningsmidler over jordbruksavtalen og NRF. I tillegg bidro samarbeidspartnerne med en betydelig egeninnsats.

Formålet med denne artikkelen er for det første å presentere hvordan analysene i MILDRI er gjennomført, dernest å presentere noen resultater fra våre analyser av ulike virkemidler rettet mot å redusere tapene fra norsk landbruk.

Det er lett å gå seg vill i begrepsbruk. De fleste analyser vil i større eller mindre grad kunne sies å være systemanalyser siden de studerer systemer. Det å studere systemer er jo hele grunnlaget for forskning. Systemforståelsen i MILDRI har vært basert på det følgende:



Modellen fokuserer på dynamikker på gårdsnivå. Den modellerer bønderes valg under naturgitte vilkår og politiske og økonomiske rammevilkår (f.eks. virkemidler). Videre beregner modellen effektene av disse valgene på plantevekst og prosesser i jord og de følgende tap av næringsstoffer etc. til omgivelsene. Modelleringen er basert på et sett av modellgårder som er representative for grupper av gårder i en region. Tap er aggregert opp til regionnivå med basis i den relative fordelingen av de underliggende undergrupper av gårder i regionen. Effektene av f.eks. topografi og jordtyper (ulike jordegenskaper) på tap, er tatt hånd om i modellen, men modellen dekker ikke "skjebnen" til tapene, dvs. hvor de til slutt havner. Litt forenklet sagt: modellen beregner de tap som forlater et gitt skifte.

En fundamental ide bak utviklingen av EcEcMOD har vært å oppnå et oppløsningsnivå for modellsystemet som gjør det mulig å både få til en konsistent integrasjon mellom de ulike delene i systemet (jfr. figur 1.) og muligheten til å inkorporere nye prosesser når dette har vært nødvendig eller ønskelig. Av denne grunnen har vi brukt mye ressurser på å utvikle en metodologi som kan sikre disse ønskene. Dette er også grunnen til at vi har fokusert på gårdsnivå: det vil senere være relativt enkelt utvide modellsystemet til også å omfatte f.eks. prosesser i nedbørsfeltet uten at vi trenger å ”restrukturere” modelleringssystemet¹. Valgene har også vært sterkt influert av målet om å produsere politikkrelevante analyser.

Med bakgrunn i problemstillingens natur stod vi overfor fire hovedutfordringer på det metodologiske området da vi skulle utvikle EcEcMOD. For det første, hvordan integrere prosesser som foregår på ulike nivåer og med ulik tidsoppløsning? For det andre, hvordan koble prosesser fra naturvitenskapen, hvor noen er stokastiske og årsspesifikke, med et rammeverk for økonomiske beslutninger som bygger på bondens forventninger? For det tredje, hvordan modellere og kombinere systemer karakterisert ved komplekse interaksjoner

¹ Dette betyr ikke at modellering av prosessene i nedbørsfelt er enkelt, men at en eventuelt kobling mot EcEcMOD er enkel.

og tilbakekoblinger? Til slutt, hvordan aggregere modeller med slike egenskaper, til et politisk beslutningsnivå, dvs. regionalt eller vassdragsnivå?

Integrasjon på tvers av nivå

De faktiske valgene og prosessene vi ønsket å se på, foregår på forskjellige nivå samtidig som de også er koblet sammen i et romlig hierarki. I utviklingen av modellen er det lagt mye arbeid i å sikre at modelleringen er gjort på riktig nivå og at koblingene mellom nivåene er konsistente.

Vi har valgt en metodologi som blir kalt partisjonering (partitioning på engelsk). Denne metoden går i korthet ut på å gruppere ulike finskala objekter i håndterbare sett av homogene undergrupper. Dette er en metode som er velegnet for arealbaserte problemstillinger (Constanza et al. 1995). Oppløsningsnivået er valgt slik at det stemmer overens med karaktertrekk for de ulike prosessene. Mens, som et eksempel, erosjonsprosesser best er analysert på rutenivå som er homogene mht. agronomisk praksis, jordtype og helling, er bønders beslutninger best analysert på typebruksnivå som er homogene i størrelse, produksjonstype, husdyrgjødselsintensitet osv.

Romlig partisjonering

Som nevnt ovenfor betyr partisjonering både en strukturering og forenkling av den variasjonen som faktisk finnes. Antallet partisjoner vil avgjøre i hvilken grad den observerte variasjonen blir fanget opp. Ser vi på den romlige dimensjonen, vil det for virkemiddelstudier være region eller vassdrag som er det øverste nivået. Regioner eller vassdrag vil sjelden være homogene mht. klima, så den første naturlige partisjoneringen vil være å dele regionen inn i klimasoner. Innenfor en klimasone er alle klimatiske faktorer antatt å være like. Hver klimasone vil bestå av ulike typer arealer: skog, jordbruksarealer, vannveier, infrastruktur, industri, osv. Selv om EcEcMOD bare dekker jordbruksareal, vil hver av arealtypene i prinsippet være det neste nivået i partisjoneringen.

Jordbruksarealer blir brukt til forskjellige produksjoner. For å dekke denne variasjonen er alle (faktiske) gårder innen hver klimasone delt inn i grupper. Denne oppdelingen er i modellen basert på areal, produksjonstype og husdyrgjødselintensitet. Dette er, slik vi har vurdert det, de viktigste faktorene, gitt det fokus modellsystemet har. For hver gruppe av bruk er det så konstruert et modellbruk. I vårt tilfelle er det ca. 10 modellbruk i hver klimasone. Hvert modellbruk er så delt inn i modellbruksskifter, som er antatt å være homogen mht. jordegenskaper. I scenarioanalysene er hvert skifte ”utstyrt” med en bestemt vekst og agronomisk praksis (gjødsling, jordarbeiding, husdyrgjødselmenge og –håndtering, osv.). Denne praksisen er valgt slik at den maksimerer forventet inntekt på modellgården.

Tidspartisjonering

Det viktigste elementet når det gjelder tidsdimensjonen er været. Modellen er utviklet for å kjøres for en sekvens av år. På denne måten vil effektene av værvariasjon fanges opp. Modellen bruker følgende tidspartisjonering:

1. Erosjon: dag
2. Plantevekst, N-omsetning og ammoniakktap: dag
3. Valg av agronomisk praksis
 - a. Valg av vekst/rotasjon, plantevernmiddelbruk: sesong (basert på forventninger)
 - b. Gjødsling: dag (basert på forventning)
 - c. Jordarbeiding, såing, høsting: dag (basert på faktisk vær)

Det er en viktig forskjell mellom modellering av naturprosesser og agronomiske valg. Mens den første modelleringen er basert på faktisk utvikling (særlig vær) er den andre typen i stor grad basert på forventninger. Mens den naturvitenskapelige modelleringen dekker hele året på dag til dag basis, fokuserer adferdsmodelleringen på de relevante tidsperiodene, slik som våronn og høsting.

Integrasjon på tvers av prosesser

Jordbrukssystemet kan beskrives som et stort sett av interaksjoner mellom prosesser og på tvers av nivåer. Som et eksempel: plantevekst er påvirket av bla. hydrologi, N-lagre i jorda, ugrasutvikling og den valgte agronomien. I tillegg er hydrologi og N-tilstanden i jorda igjen påvirket av planteveksten. Ideelt sett burde alle viktige interaksjoner modelleres simultant, men med dagens status på mekanistisk modellering er dette vanskelig å gjennomføre. Vi har derfor valgt å kombinere mekanistisk modellering med et sett av korreksjonsfaktorer basert på statistiske analyser. Disse faktorene er basert på forsøksdata, og i noen tilfeller på modellering. Korreksjonsfaktorer er også valgt i en del tilfeller der mekanistisk modeller kunne vært mulig, men hvor gevinsten av å gjøre det har vært langt lavere enn kostnaden ved økt kompleksitet.

Metoden vi har bruk kan illustreres ved å se på hvordan vi har modellert plantevekst og N-opptak. Plantevekst er først modellert under regionspesifikt vær og med standard agronomisk praksis. Dette er gjort i datamodellene KONOR (for korn) og ENGNOR (for eng). Ut fra disse kjøringen har vi så beregnet gjennomsnittlige og årlige avlingsfunksjoner (med tilført N som argument). Avlingsfunksjonene har følgende generelle form:

$$Y_{ijct} = f_{ijct}(N_{1t}, N_{2t}, N_{3t}) * \Omega \quad [1]$$

Hvor Y_{ijct} er avling (kg ts/da) for jordtype i, vekst j, klimasone c og år t. N_{1t} er gjødsling i form av mineralgjødsel (kg N/da), N_{2t} er nitrogen fra husdyrgjødsel i form av ammoniakk, N_{3t} er mineralisert nitrogen fra jordas lagre av N og Ω er en matrise av korreksjonsfaktorer.

Den standardiserte planteveksten er modellert for en 22 års periode (1976-1997) for å fange opp variasjoner i været. På dette stadiet ble elementene i Ω satt til 1 og N_2 satt til 0 (dvs. uten husdyrgjødsel). I modelleringen av bønders valg er avlingsfunksjonene endret ved å legge inn (forventede) endringer i N_2 , N_3 og Ω . Dette er gjort etter følgende prinsipper:

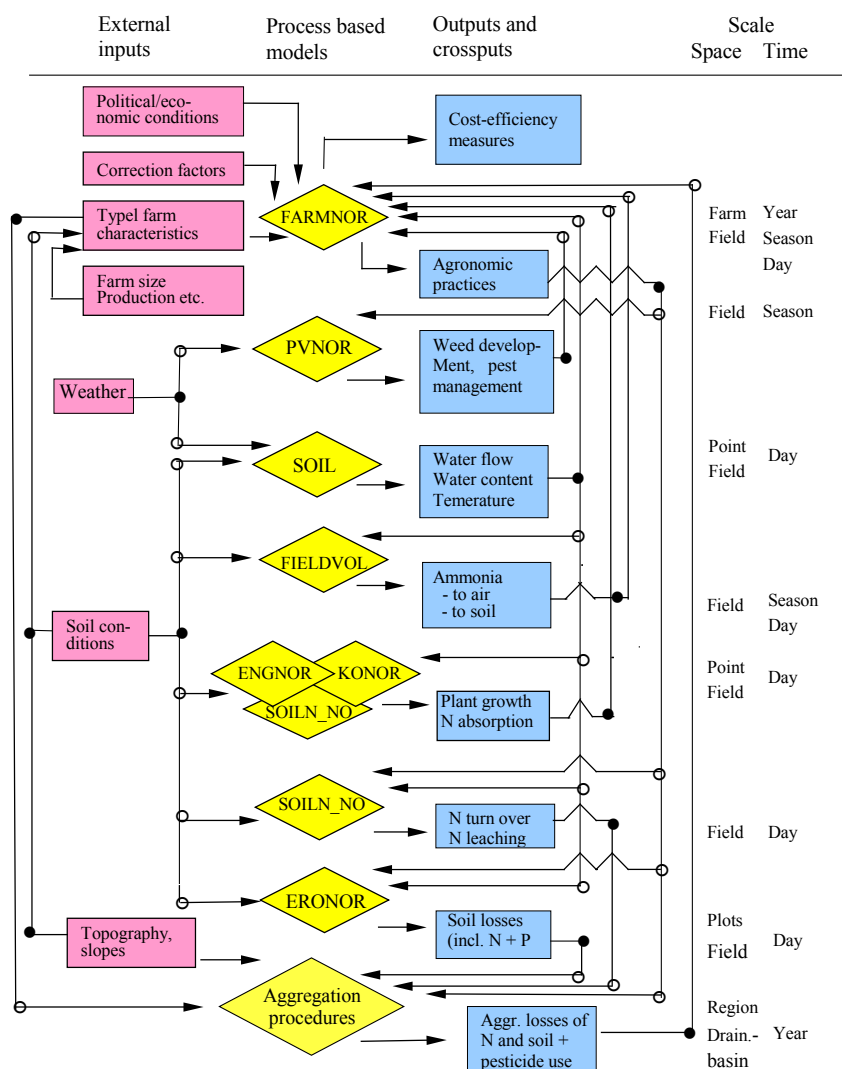
- o N_2 : mengde ammoniakk tilført, korrigert for tap til luft
- o N_3 : forventet endring i N-mineralisering som følge av evt. innblanding av planterester fra fangvekst, organisk komponent fra husdyrgjødsel og pløying av eng
- o Ω : forventet relativ endring i avling som følge av bla.:
 - o Jordarbeidingsmetode
 - o Faktisk sådag
 - o Konkurransoeffekter (fangvekst)
 - o Jordpakking (husdyrgjødselspredning)

Operasjonalisering i en modellstruktur

Modelleringssystemet er utviklet på grunnlag av prinsippene nevnt ovenfor. Figur 2 gir en grafisk oversikt over modellen, de enkelte elementene og koblingene mellom disse. For en mer detaljert gjennomgang av modelleringssystemet vises det til Vatn et al. (2002). En liten gjennomgang er likevel på sin plass.

FARMNOR (Rørstad et al. 2002) er utviklet for å analysere forventet adferd blant bønder på gårdsnivå. Det er i modellen forutsatt at bønder maksimerer forventet inntekt. Modellen består av et sett av undermodeller som simulerer følgende valg: vekstrotasjon, jordarbeiding, gjødsling, husdyrgjødselhåndtering, våronn og høsting. Selv om det er en kobling mellom disse valgene, er undermodellene kjørt i sekvens. For å hindre inkonsistens i valgene mellom undermodellene, kjøres en egen undermodell først. Denne setter rammer for mulige valg i de andre undermodellene.

PVNOR (Fykse og Tørresen 2001) er en dynamisk modell som er utviklet for å simulere utviklingen av ugras og andre skadegjørere i korn. Modellen estimerer også behovet for plantevernmidler og avlingseffekten av skadegjørerne og evt. sprøyting.



Figur 2. Oversikt over elementene i EcEcMOD.

SOIL (Jansson 1998) er en dynamisk endimensjonal hydrologimodell som bla. estimerer daglige verdier for jordfuktighet, vanntransport og temperatur i ulike lag i jorda. Resultater fra modellen blir bruk at de fleste naturvitenskapelige modellene i EcEcMOD.

FieldVol (Hutchings 1998) er en mekanistisk modell for simulering av ammoniakktap under ulike vær-, jord- og agronomiske forhold.

KONOR (Bleken 2001) og ENGNOR (Baadshaug og Lantinga 2002) er dynamiske modeller som simulerer plantevekst, hhv. korn og gras-/kløvereng. Begge modellen simulerer tørrstoffproduksjon og nitrogeninnholdet i ulike deler av plantene. Modellene er integrerte med SOILN_NO (Vold 1997) som er en modell som simulerer C og N omsetning i jord/plante-systemet. Modellen simulerer også N-mineralisering og tap av nitrat fra rotsonen.

ERONOR (Lundekvam 2002) er en empirisk basert erosjonsmodell. Den er utviklet for å gi langsiktige estimater av overflate- og grøfteerosjon under norske forhold. ERONOR er dynamisk, opererer på dagnivå og beregner jordtap som produktet av avrenning (overflate og grøfter) og partikkelkonsentrasjon.

Analyseområdene

De valgte regionene representerer en relativt stor bredde i agronomiske og klimatiske betingelser. Dette har gjort oss i stand til å se på hvordan naturgitte vilkår og jordbruksstrukturen påvirker effektene av miljøvirkemidler i landbruket. Regionene er også valgt fordi miljøproblemene til dels er betydelige i disse. Samtidig er problemene i de ulike regionene relativt ulike, noe som gjør en sammenligning interessant også fra et forskningsmessig ståsted. Regionene er:

- o **SørØstlandet** (deler av kommunene Ski, Ås, Vestby, Hobøl, Spydeberg, Askim, Våler og Skiptvedt)
- o **Hedmark** (kommunene Ringsaker, Vang, Løten og Stange)
- o **Trøndelag** (kommunene Stjørdal, Levanger og Verdal)
- o **Jæren** (kommunene Sola, Sandnes, Time og Klepp)

Som tidligere nevnt er det bare jordbruksarealer som dekkes, og totalt dekkes ca 10% av det totale jordbruksarealet i Norge. Tabell 2 gir en oversikt over regionene.

Tabell 2. Agronomiske forhold i studieområdene

	SørØstlandet	Hedmark	Trøndelag	Jæren
Totalt jordbruksareal (daa)	274120	285860	210960	218030
Antall gårdsbruk	1189	1049	1149	1415
Bruksstørrelse (daa)	230	273	184	154

Kilde: Spesialanalyser basert på registeret for produksjonstilskudd.

Hvor godt treffer modellen?

Et viktig spørsmål er hvor godt EcEcMOD treffer når det gjelder faktiske valg av agronomisk praksis og tap av næringsstoffer og jord til miljøet. Tabell 3 viser observert vekstfordeling for 1995 (fra SSB) og simulert i modellen. I modellen har vi lagt inn priser, kostnader og

virkemidler² slik de var i 1995. Som vi ser fra tabellen treffer modellen bra når det gjelder ”vekstslag”, men også på artsnivå treffer modellen overraskende god.

Tabell 3. Simulert og observert vekstfordeling (obs. er observert og sim. er simulert)

	SørØstlandet		Hedmark		Trøndelag		Jæren	
	Obs.	<i>Sim.</i>	Obs.	<i>Sim.</i>	Obs.	<i>Sim.</i>	Obs.	<i>Sim.</i>
Alt korn*	89.6	90.6	74.8	72.3	56.8	55.9	8.7	8.0
- Bygg	26.2	33.7	46.6	42.5	52.7	38.5	7.2	8.0
- Havre	32.7	26.5	7.1	11.3	3.2	17.4	1.3	0.0
- Vårhvete	11.2	15.0	17.0	9.8	0.5	0.0	0.1	0.0
- Høsthvete	19.4	15.4	4.1	8.7	0.3	0.0	0.1	0.0
Eng	8.4	8.7	17.3	20.9	38.5	40.7	86.4	88.9
Poteter**	2.0	0.7	7.9	6.8	4.7	3.4	5.0	3.1

* Rug og oljevekster er ikke modellert og er derfor tatt ut av statistikken

** Poteter og grønnsaker. EcEcMOD modellerer bare poteter (som representativ vekst)

Også når det gjelder gjødsling og avlingsnivå treffer modellen godt.

Når det gjelder tap til miljøet (N, P og jord), er tilgangen på sammenlignbare data dårligere. Felt- og laboratorieforsøk er selvsagt brukt for å kalibrere og validere modellene, men det finnes få data for storskalatap som det er mulig å bruke direkte. På systemnivå finnes det data fra JOVÅ-felt hvor tap fra relativt små nedbørsfelt er målt. Feltene ble etablert i slutten av 80-tallet i Hedmark og på begynnelsen av 90-tallet i de andre regionene. Vi er glade for disse resultatene, men vi står fortsatt overfor en del problemer når vi skal sammenligne resultatene. Hovedproblemet ligger i at EcEcMOD beregner tapene når de forsvinner fra skiftene, mens målingene i hovedsak er gjort der de forsvinner ut av nedbørsfeltet (i bekker/elver). Siden vi ikke modellerer det som skjer i bekker og grunnvann, kan det være vanskelig å sammenligne. For nitrogen bør resultatene fra modellen ligge over målingene i bekken pga. retensjon. Når det gjelder P og jord er situasjonen noe mer komplisert. Det vil være sedimentasjon i feltet, men samtidig kan materiale erodere i bekkeløpene og det kan være andre erosjonsformer enn det som ligger inne i modellen. I tillegg dekker JOVÅ-feltene bare deler av våre regioner, og det er en del forskjeller mht. helling og agronomi mellom feltene og våre regioner.

Tabell 4. Simulert og observert nitrattap. Sim. er simulert i modellen (tap fra rotsonen) mens obs. er observert (i bekken i JOVÅ-felt). Alle tall i kg N/daa.

	SørØstlandet 1993-1997		Hedmark 1986-1997		Trøndelag 1992-1997		Jæren 1995-1997	
	Obs.	<i>Sim.</i>	Obs.	<i>Sim.</i>	Obs.	<i>Sim.</i>	Obs.	<i>Sim.</i>
N-avrenning	3,6	4,3	4,8	5,9	4,4	5,1	5,4	9,3

² Det er et unntak for dette og det er tilskudd til fangvekst som er fjernet i modellen. Med de tilskuddene som var i 1995 ville et større areal bli sådd til med fangvekst i modellen enn det som ble observert. Imidlertid, vi har i de senere år observert en betydelig økning i fangvekstarealet. Dette kan indikere at bønder ikke reagerer like spontant som modellen på virkemidler.

Gitt at vi hadde forventning om at de simulerte tapene skulle være høyere enn de observerte, treffer modellen relativt bra i alle regionene bortsett fra på Jæren. Det er overraskende at de observerte tapene på Jæren skiller seg såpass lite fra tapene i de andre regionene. Husdyrtett-
heten er høy og det er et relativt høyt gjødslingsnivå. Kombinert med relativt mye nedbør og lette jordtyper, er de observerte tapene overraskende lave.

Når det gjelder erosjon, treffer modellen bra for alle regioner unntatt Trøndelag. Her vet vi imidlertid at det har vært til dels betydelig erosjon i bekkeløpet samtidig som modellen beregner en høyere andel vårdarbeiding enn det som er observert der.

Effekter av ulike virkemidler, noen eksempler

Et av målene med utviklingen av EcEcMOD var at den skulle være i stand til å simulere effektene av ulike miljøvirkemidler. Dagens miljøvirkemidler i landbruket kan grovt deles inn i tre: generelle forskrifter (for eksempel Forskrift om husdyrgjødselhåndtering og Forskrift om miljøplan), generelle økonomiske virkemidler (for eksempel AK-tilskudd, tilskudd til redusert jordarbeiding og fangvekster) og mer kontraktsbaserte virkemidler (for eksempel STILK, IMT og MOMLE). I tillegg er det en rekke andre virkemidler som dels har andre hovedmål enn miljø (for eksempel prissubsidier og husdyrtilskudd). Selv om EcEcMOD i første rekke er utviklet for å analysere miljøvirkemidler, kan modellsystemet også brukes til analyser av mer generelle virkemidler, som for eksempel endrede priser. Imidlertid, analysene i modellen er basert på modellbruk noe gjør at struktureffekter ikke så lett fanges opp. Dette betyr at modellen i liten grad egner seg til å analysere endringer som vil ha stor effekt på strukturen i norsk landbruk. Modellen er lite egnet til analyser av "WTO-priser" i Norge, siden disse vil ha stor virkning for bruksstrukturen. Imidlertid, dersom modellen utstyres med nye modellbruk (ex post WTO-priser), er modellen i stand til å si noe om miljøeffektene av disse endringene.

Når en skal vurdere effektene av et virkemiddel er det viktig å etablere et referansepunkt, dvs. hvilken situasjon ønsker en å sammenligne resultatet fra et scenario med. I vårt tilfelle har vi valgt å bruke priser og kostnader i 1995 som referanse (Basis-scenariet). I tillegg fjernet vi alle miljøvirkemidler (dvs tilskudd og avgifter), slik at vi kan se på den isolerte effekten av virkemidlene eller kombinasjoner av virkemidler.

Avgift på nitrogen

Norge hadde tidligere en avgift på nitrogen (og fosfor) i handelsgjødsel. Denne var for nitrogen på om lag 20% av verdien av nitrogen i handelsgjødsel. Avgiften ble fjernet i jordbruksforhandlingene på slutten av 90-tallet. Av flere grunner er økonomer ofte tilhengere av avgifter, og da særlig avgift på forurensing. Dette gir relativt direkte insentiver til å gjennomføre endringer i ønsket retning. Imidlertid vil en avgift på diffuse utslipp, f.eks. tap fra landbruket, være kostbare å implementere. En annen løsning er å legge avgiften på innsatsfaktorer som fører til forurensingen, f.eks. handelsgjødsel. Slike avgifter er relativt billige å implementere, dvs. lave administrasjons- og kontrollkostnader. På den negative siden: avgifter treffer blindt. En bonde i Finnmark, som i liten grad forurensar Nordsjøen, må betale den samme avgiften som bønder på Østlandet. Det er det først og fremst det at avgifter gir et godt grunnlag for å "kontrollere" modellen, at vi har gjort analyser av avgift på N. Tabell 5 viser beregnede effekter av en 100% avgift på nitrogen.

Tabell 5. Effekter av en 100% avgift på nitrogen (alle tall i kg N/daa).

	SørØstlandet		Hedmark		Trøndelag		Jæren	
	Basis	Avgift	Basis	Avgift	Basis	Avgift	Basis	Avgift
N-gjødsling	13,6	12,3	14,9	12,8	13,7	11,9	25,7	21,4
Tap av Nitrat-N	4,3	3,9	5,4	4,4	5,0	4,5	9,7	8,1
Tap av ammoniakk-N	0,5	0,5	1,3	1,3	2,4	2,4	4,5	4,4

Tabellen viser at gjødsling og tap av nitrat går ned i størrelsesorden 10-15%. Dette er i tråd med tendenser i tidligere beregninger (for eksempel Vatn et al. 1999). Størst er effekten på eng, delvis fordi økt nitrogenpris gir insentiver til å gå over til mer kløver i enga. En annen effekt av avgiften er at andelen havre, som forventet øker på bekostning av hvete. Den reduserte gjødslingen fører til en relativt liten nedgang i avling, mellom 0,5 og 1%. Dette betyr at kostnaden i form av tapt avling blir relativt liten. Modellberegningene viser også at en avgift med den medhørende reduksjonen i gjødsling, fører til mindre skader som følge av sopp (særlig meldogg) i korn. Dette er i seg selv positivt for avlingen og motvirker noe av den direkte effekten av redusert gjødsling. Uten skadegjørereffekten ville avlingsreduksjonen vært omtrent dobbelt så stor.

Tilskudd til fangvekst

Det er blitt gitt tilskudd til undersåing av fangvekst i snart 10 år, men det er først i de senere år tiltaket har fått et omfang av noe betydning. Som nevnt ovenfor var det allerede med tilskuddssatsen i 1995, lønnsomt å gjennomføre dette tiltaket på store deler av arealene i de regionene vi har studert. Det kan være flere grunner til forskjeller mellom våre beregninger og det som observeres i praksis. Imidlertid viser de senere års relative store økning at vi til en viss grad har hatt rett (selv om tilskuddssatsene har økt noe). En fangvekst har (minst) to positive miljøeffekter: reduksjon av nitratutvaskingen siden fangveksten tar opp nitrat om høsten, og redusert erosjon gjennom etablering av et plantedekke. Redusert erosjon betyr også redusert tap av fosfor.

Vi har analysert effektene av et fangveksttilskudd på 80 kr/daa i alle regioner. Det er forutsatt at fangveksten ikke pløyes om høsten. Dette tilsvarer tilskuddssystemet slik det var i 1996. Etter den tid har satsene økt noe. I vår modell vil et slik tilskudd føre til at det sås inn fangvekst på alle arealer bortsett fra til høsthvete. Tabell 6 gir en oversikt over miljøeffektene av tilskuddet.

Tabell 6. Effekter av et tilskudd på 80 kr/daa til fangvekst på ulike miljøparametere. Alle tall er endring i % fra Basis-scenariet.

	SørØstlandet	Hedmark	Trøndelag	Jæren
Nitrattap	-21	-20	-17	-1
Ammoniakktap	-4	2	2	1
Jordtap	-62	-43	-73	-18

Som vi ser har tilskuddet en betydelig effekt på både tap av nitrat og jord i alle regioner bortsett fra på Jæren. Her har tilskuddet bare beskjeden effekt. Dette skyldes i hovedsak at

kornarealet, dvs. areal hvor fangvekst er relevant er lite (litt under 10% i vår modell) og at topografien gjør at erosjon er et relativt lite problem.

Avsluttende kommentarer

Hovedkonklusjonen fra denne relativt korte presentasjonen er at EcEcMOD gir resultater som er i rimelig nærhet av det som observeres i praksis. Når det gjelder jordarbeiding er det klare forskjeller, men vi mener fortsatt at modellen gir en god prediksjon av hva som er lønnsomt å gjøre. Som nevnt ovenfor er andelen av arealer med endret jordarbeiding og fangvekst økt relativt mye de siste årene. Forskjellene mellom modellkjøringene for 1995-situasjonene og observert praksis det året, kan forklares av enten mangel på kunnskap eller at bønder har andre mål enn bare høyest mulig inntekt.

Et hovedfunn i våre analyser er at endringer i agronomisk praksis med positive miljøeffekter ofte medfører små kostnader for bonden. Det er grunn til å reise spørsmål om hvorfor en del av disse endringene ikke kommer av seg selv og hvorfor responsen på virkemidler ofte er relativt liten. Vi har to forslag til forkaring og som delvis støtter hverandre:

- o Systemet vi har studert og som bønder lever i er komplekst. Det kan derfor være vanskelig å få innsikt i den isolerte effekten av enkelttiltak. Dette problemet øker med det faktum at effektene av ulike tiltak ofte er små. De forsvinner derfor i ”støyen” som blir skapt av variasjon i for eksempel vær, jordegenskaper, osv. Poenget her at det kan være vanskelig å si om en endring i en miljøparameter fra et år til et annet skyldes et tiltak eller at f.eks. været var forskjellig.
- o Forskning og veiledning er ofte fragmentert. Dette betyr at kunnskapen som formidles til sluttbrukerne fokuserer for lite på koblingene mellom de ulike delene av systemet.

Gjennom arbeidet med EcEcMOD har vi gjentatte ganger støtt på disse to momentene. Det å dekke koblingene mellom de ulike delene av systemet på en god måte, har vært en utfordring. Selv om vi har fokusert sterkt på det, har vi opplevd å ikke være i stand til å dekke alle interaksjoner, slik eksemplet med sopp og N-gjødsling viser.

Det er selvsagt rom for videreutvikling og forbedringer av EcEcMOD. Likevel tar modellen hensyn til en lang rekke dynamikker og vi har jobbet hardt for å gjenskape dynamikker og sikre at interaksjoner mellom disse er modellert på en konsistent måte på tvers av delsystemer. Det gjør det mulig for å se ulike aspekter sammen. Det er vårt syn at modellering av denne typen er viktig for å forstå kompleksiteten bedre og for å sikre at de råd vi gir er både relevante og konsistente.

Referanser

Baadshaug, O.H. and E. A. Lantinga, 2002. ENGNOR, a Grassland Crop Growth Model for High Latitudes. Technical Documentation. Report no: 2/2002, Reports from AUN. Dept. of Plant Sciences, Agricultural University of Norway. ISBN 82-483-0016-1

Bleken, M.A., 2001. *KONOR - a Model for Simulation of Cereal Growth. Documentations.* Report no 2/2001, Reports from AUN. Dept of Horticulture and Crop Sciences, Agricultural University of Norway. ISBN 82-483-0011-0.

- Costanza, R., L., Waininger and N., Bockstael, 1995. Integrated Ecological Economic Systems Modelling: Theoretical Issues and Practical Applications. In Milon, J.W and J.F. Shogren (eds.): *Integrating Economic and Ecological Indicators. Practical Methods for Environmental Policy Analysis*. London, Praeger, 45-66.
- Fykse, H. and K.S. Tørresen, 2001. *PVNOR. A dynamic model for simulating plant protection practices in cereals*. Report no 08/2001. The Norwegian Crop Research Institute, Ås. ISBN 82-479-0256-7.
- Hutchings, N., 1998. Personal information (data model).
- Huchtings, N.J., and S. Sommer, 1996. A model of ammonia volatilization from a grazing livestock farm. *Atmospheric Environment vol. 30*:4:589-599.
- Jansson, P.E., 1998. Simulation model for soil water and heat conditions. Description of the SOIL model. Division of Agricultural Hydrotechnics Communications 98:2. Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Lundekvam, H., 2002. ERONOR/USLENO-Empirical erosion models for Norwegian conditions. Documentation. Report no 6/2002. Agricultural University of Norway. ISBN 82-483-0022-6.
- NLH 1997. Måldokument for forskningsprogrammet Miljøvennlige driftsformer i landbruket. Norges landbrukshøgskole, Jordforsk, Planteforsk, 1997.
- Rørstad, P.K., E. Romstad and A. Vatn, 2002. FARMNOR: A Model for Simulating Farmers' Adaptation to Changes in Environmental Policy Instruments. Documentation. Report no 5/2002. Agricultural University of Norway. ISBN 82-483-0021-8.
- Vatn, A., L. Bakken, M.A. Bleken, P. Botterweg, H. Lundeby, E. Romstad, P.K. Rørstad and A. Vold, 1996. Policies for Reduced Nutrient Losses and Erosion from Norwegian Agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, Supplement no 23. Ås. ISSN 0801-5341.
- Vatn, A., L. Bakken, H. Lundeby, E. Romstad, P.K. Rørstad and A. Vold, 1997. Regulating nonpoint-source pollution from agriculture: An integrated modelling analysis. *European Review of Agricultural Economics*, 24, 207-229.
- Vatn, A., L. Bakken, P. Botterweg, and E. Romstad, 1999. ECECMOD: An interdisciplinary modelling system for analyzing nutrient and soil losses from agriculture. *Ecological Economics*, 30(2), 189-205.
- Vatn, A. L. Bakken, M. A. Bleken, O. H. Baadshaug, H. Fykse, L. E. Haugen, H. Lundekvam, J. Morken, E. Romstad, P. K. Rørstad, A. O. Skjelvåg, T. Sogn, N. Vagstad and E. Ystad, 2002. ECECMOD(2.0): An Interdisciplinary Research Tool for Analysing Policies to Reduce Emissions from Agriculture. Report no: 3/2002, Agricultural University of Norway. ISBN 82-483-0018-8
- Vold, A., 1997. Development and evaluation of a mathematical model for plant N-uptake and N-leaching from agricultural soils. PhD Thesis, Agricultural University of Norway.