

Bioforsk Rapport

Bioforsk Report

Vol. 8 Nr. 57 2013

Test av modeller for næringsstoffavrenning på Skuterudfeltet

Inga Greipsland, Håkon Borch, Alexander Engebretsen, Csilla Farkas, Hans Olav Eggestad
og Tore Krogstad

Bioforsk Jord og miljø

www.bioforsk.no



Tittel:

Test av næringsstoffavrennings-modeller på JOVA feltet Skuterud

Forfattere:

Inga Greipsland, Håkon Borch, Alexander Engebretsen, Csilla Farkas, Hans Olav Eggestad og Tore Krogstad

<i>Dato:</i> 01.03.2012	<i>Tilgjengelighet:</i>	<i>Prosjekt nr:</i> 8484	<i>Saksnr:</i>
<i>Rapport nr:</i> Vol 8 Nr 57 2013	<i>ISBN-nr./ISBN-no:</i> 978-82-17-01079-1	<i>Antall sider:</i> 36	<i>Antall vedlegg:</i> 0

<i>Oppdragsgiver:</i> Vannområdet PURA	<i>Kontaktperson:</i> Anita Borge
---	--------------------------------------

<i>Stikkord</i> Modeller, fosfor, avrenning	<i>Fagområde:</i> Vannkvalitet
--	-----------------------------------

Sammendrag:

Fire modeller for næringsstoffavrenning, INCA, SWAT, Agricat og Limno-soil ble sammenlignet med målte tap av fosfor i Skuterudfeltet i Ås, Akershus. De beregna fosfortapene svarte ikke til de målte fosfortapene i det aktuelle studiefeltet, noe som indikerer at modellene ikke i tilstrekkelig grad tar høyde for de viktige prosessene som påvirker fosfortap. Alle de fire modellene bør i større grad valideres, og her er de andre overvåkingsfeltene i JOVA-programmet et godt utgangspunkt. Disse dekker et bredt spekter av klima, jordsmonn, topografi og drift. Uten gode inndata vil ingen av modellene prestere optimalt, og jo bedre inndata som finnes, desto mer hensiktsmessig vil det bli å velge en komplisert modell som INCA eller SWAT. Valg av modell avhenger av 1) ønsket nøyaktighet i beregningene, 2) tilgjengeligheten av inndata, og 3) hva modellen skal brukes til.

<i>Land/Country:</i>	Norge
<i>Fylke/County:</i>	Akershus
<i>Kommune/Municipality:</i>	Ås
<i>Sted/Lokalitet:</i>	

Godkjent

Jannes Stølte

Prosjektleder

Inga Greipsland

Innholdsfortegnelse

Forord	2
1. Innledning	3
1.1 Modeller for å simulere næringsstoffavrenning	3
1.2 JOVA - programmet	5
2. Materialer og metoder	6
2.1 Beskrivelse av Skuterudfeltet	6
2.1.1 Arealbruk og jordsmonn	7
2.1.2 Fangdam ved utløpet	7
2.2 Jordbruksdrift i perioden 1993-2011	8
2.3 Klima, avrenning og næringsstofftap	9
2.4 Statistikk brukt i rapporten	10
2.4.1 R2	10
2.4.2 Nash-Sutcliffe effektivitet (NSE)	10
2.4.3 Prosent bias (PBIAS)	10
3. Modellbeskrivelser	11
3.1 AgriCat-P (Agricultural catchments model - Phosphorus)	11
3.1.1 Beregningsmetode	11
3.2 Limno-soil	13
3.2.1 Beregningsmetode	14
3.3 INCA-P (Integrated Catchment Model - Phosphorus)	16
3.2.2 Beregningsmetode	16
3.4 SWAT (Soil and Water Assesment Tool)	17
3.2.3 Beregningsmetode	17
3.3 Modelloppsett	19
3.3.1 Agricat	19
3.3.2 Limno-soil	19
3.3.3 INCA	20
3.3.4 SWAT	21
4. Resultater	23
4.1 Agricat-P	23
4.2 Limno-soil	24
4.3 INCA	25
4.4 SWAT	26
4.5 Modellsammenligning	27
5. Diskusjon	30
5.1 Modellprestasjon	30
5.2 Anslått tidsforbruk og kostnader	31
6. Konklusjon	33
Referanser	34

Forord

På bakgrunn av diskusjoner i et møte den 19.09.2012 hvor temaet var ”Modeller for landbruksavrenning: Hva har vi, er det godt nok & hva kan bli bedre?” ble Bioforsk sammen med IPM-UMB bedt om å utarbeide et forslag til å gjøre en sammenlikning av modeller for Vannområdet PURA. PURA har kjørt Limno-soil for fosforberegninger i flere år, samt en kjøring Agricat i 2009. Nå skal det utarbeides neste generasjons tiltaksplaner og det er interessant å vurdere hvilke verktøy som er mest egnet og kostnadseffektivt for dette arbeidet.

Inga Greipsland har vært prosjektleder, Alexander Engebretsen har vært ansvarlig for SWAT, Csilla Farkas har vært ansvarlig for INCA-P, Håkon Borch har vært ansvarlig for Agricat-P og Tore Krogstad har vært ansvarlig for Limno-soil. Noe av bakgrunnsinformasjonen om modeller er hentet fra Kværnø et al. (2012).

1. Innledning

I mange vannområder i Norge er det problemer med for mye avrenning av næringsstoffer til innsjøer og tilhørende problemer med algeoppblomstring. I EUs Vannrammedirektiv er det et generelt mål om god økologisk status i alle vannforekomster innen 2021. I forbindelse med dette arbeidet stilles det krav om kartlegging, overvåking, tilstandsvurdering og risikovurdering i vannforekomstene. Det er ikke mulig å overvåke alle bekker eller alle innsjøer, derfor er modeller som teoretisk beregner næringsstofftilførsel til innsjøer nødvendige.

Hensikten med denne studien er å gjøre en forenklet sammenlikning av hvordan fire ulike modeller er egnet til å simulere transport av fosfor til resipienter. Case-område for studien er Skuterudfeltet, som ligger innenfor PURA-området. De fire utvalgte modellene er Limno-soil, Agricat-P, SWAT og INCA. Disse modellene varierer i kompleksitet, hva slags inndata som trengs og hvor mye ressurser som kreves for å bruke dem. Gitt begrenset tid og ressurser til oppgaven, var en detaljert analyse av modellene og kalibrering av disse ikke mulig. Resultatene som presenteres her reflekterer en trend heller enn en kvantitativ sammenlikning. Vi presenterer ingen rangering av modellene, ettersom modellene er beregnet på til dels ulike formål.

1.1 Modeller for å simulere næringsstoffavrenning

En beregningsmodell er et forenklet bilde av virkeligheten i form av matematiske konsepter og likninger. Ved å bruke modeller er det mulig å gi et estimat på erosjon og næringsstoffavrenning der det ikke finnes målingen. En modell kan ikke reprodusere virkeligheten, og kan i beste fall gi grove estimater. Utfordringer knyttet til bruk av modeller er blant annet kostnadene for utvikling, kompleksiteten og brukervennligheten, tilgang på data, validering av resultatene og oppskalering fra små arealer til store.

Det fins mange ulike modeller med ulik detaljeringsgrad i hvordan prosessene er beskrevet i modellen, hvor store usikkerheter som er forbundet med beregningene, hva slags inndata som trengs og hvor mye ressurser som kreves for å bruke modellen. En lang rekke modeller har vært testet ut, verifisert og brukt for å beregne tap av fosfor og suspendert stoff. Eksempler er INCA, SWAT, Agricat P og Limno-soil som skal evalueres i denne rapporten.

Grovt sett kan modellene deles inn i fysisk baserte, konseptuelle og empiriske modeller, der de fysisk baserte er mest komplekse og de empiriske minst komplekse med hensyn til både prosessbeskrivelse og romlig og tidsmessig representasjon. Empiriske modeller framkommer gjerne gjennom en statistisk analyse mellom systemresponsen (Q, SS, P, N) av interesse og ulike faktorer som man mener påvirker responsen, uten å ta hensyn til fysiske lover. Limno-soil og Agricat P er eksempler på empiriske modeller. De fysisk baserte modellene, derimot, representerer fysiske hydrologiske prosesser som fordamping, infiltrasjon, strømning i mettet og umettet sone, og andre biogeokjemiske prosesser eksplisitt, ofte formulert som ikke-lineære partielle differensiallikninger. De konseptuelle modellene har en forenklet representasjon av prosessene i systemet og modellstrukturen er ofte basert på en skjematisk lagringskapasitet. Ikke alle modellparametere har en direkte fysisk betydning, og disse må som regel estimeres ved kalibrering, dvs. at man endrer modellparametere med hensikt å forbedre samsvaret mellom modellberegninger og målinger. Fysisk baserte og konseptuelle modeller er ofte mer detaljerte i sin

representasjon av tid og rom enn det de empiriske modellene er. Eksempler på fysisk/konseptuelle modeller er INCA og SWAT.

De empiriske modellene er gjerne statiske, dvs. at tidsdynamikken ikke er representert, mens de fysisk baserte og konseptuelle modellene oftest er dynamiske. Dynamiske modeller kan være episodebaserte eller kontinuerlige. INCA og SWAT er kontinuerlige modeller mens Agricat P og Limno-soil er statiske. De kontinuerlige modellene simulerer over en lengre, sammenhengende periode, og dekker derfor flere episoder, og de opererer med en tidsoppløsning fra timer til år. De episodebaserte modellene simulerer kun enkeltepisoder, som kan vare i under en time eller opp til noen dager, og er derfor egnet til å simulere responser som i stor grad styres av episoder (gjelder særlig erosjon). Det er klart at ulike modeller er egnet til ulike formål. Valg av modell bør baseres både på hva modellen kan beskrive og hvordan det er beskrevet.

De ulike modellene egner seg for ulik geografiske skala (f.eks. nedbørfelt eller plot), tidsoppløsning (f.eks. episode, år eller gjennomsnitt for en normalperiode) og for ulike formål. Tilsvarende har modellene ulikt behov for inndata og de krever ulik innsats av bruken. Bruk av de mer komplekse modellene er generelt forbundet med mindre usikkerhet fordi de er fundert i fysiske lover og ikke i samme grad på empiri, derfor er de kategorisert her som bedre egnet til både tilførselsberegninger og beregning av effekter av tiltak og klimaendring. De er da også bedre egnet for bruk i felter uten overvåkingsdata, gitt at man til en viss grad løser problemet med større krav til inndata med høy kvalitet. De komplekse modellene er imidlertid mye mer ressurskrevende mht. oppsetting og parameterisering, de tar lenger tid å kjøre, og siden få av dem har vært kalibrert og validert i utstrakt grad, kommer dette også med i betraktning. De enkle modellene kan ikke beregne effekter av klimaendring, da effekten av variasjoner i vær og hydrologi ikke simuleres. De fysisk baserte og konseptuelle modellene er derimot godt egnet til å beregne effekter av klimaendringer.

Modeller må kalibreres og valideres mot overvåkingsdata. Dette vil ikke være tilgjengelig i felter uten overvåkingsdata, men parametersett som har framkommet ved kalibrering på et liknende felt med overvåkingsdata kan overføres til felt uten målinger. Det er knyttet større usikkerhet til å gjøre dette for enkle modeller enn for fysisk baserte modeller.

Kvantifisering av usikkerheter i modelleringsprosessen er viktig, ettersom man ved å ignorere usikkerhet kan komme til å velge strategier som ikke er optimale. En lovende teknikk er såkalt multi-modellering. Teknikken er særlig kjent fra værvarsling, og bygger på en forutsetning om at det finnes flere modeller som passer til den aktuelle oppgaven. Hver modell forventes å ha et ikke-systematisk element i beregningene sine, men samtidig forventes det at de ulike modellene også vil vise de samme trendene. Ofte kan det være vanskelig å vurdere hvilken modell som gir lavest usikkerhet i beregningene. Når resultater fra flere, individuelt kalibrerte modeller aggregeres, er det sannsynlig at de felles trendene blir mer tydelige, mens de ikke-systematiske elementene vil bli mindre vektlagt. Slik kan sanne trender potensielt bli beregnet med større sikkerhet.

1.2 JOVA - programmet

Som nevnt over, må modeller kalibreres mot målte data. Slike data er blant annet tilgjengelig fra JOVA-programmet, der en overvåker nedbørfelt som representerer de viktigste jordbruksområdene i landet med hensyn til klima, jordsmonn og driftspraksis og med vekt på områder med de største forurensningsproblemer. JOVA-programmet omfatter lange tidsserier med kontinuerlig overvåking av næringsstoffavrenning fra små jordbruksdominerte nedbørfelt. Denne overvåkingen bidrar til å kvantifisere tilførsel av nitrogen og fosfor fra forskjellige driftsformer og til en viss grad klima. Programmet gjennomføres som en del av Bioforsks grunnbevilgning og er en videreføring av "Program for jordsmonnsovervåking", JOVÅ, som startet i 1992. For mer informasjon om JOVA se Bechmann & Deelstra (2013).

Formålet med overvåking av jordbruksbekker er å dokumentere jordbrukets tilførsler av partikler og plantenæringsstoffer til vassdrag, samt å studere sammenhenger mellom tiltaksgjennomføring og endringer i vannkvalitet over tid i jordbrukspåvirkede bekker. Programmet omfatter også overvåking av pesticider (plantevernmidler).

Overvåkingen av Skuterud feltet har pågått siden 1993. Vannføringen blir målt ved hjelp av et Crump-overløp og volumproporsjonale vannprøver tas ut ca. hver 14. dag og analyseres for partikler (suspendert stoff -SS) og næringsstoffene nitrogen (N) og fosfor (P). En blandprøve representerer de gjennomsnittlige konsentrasjonene i avrenningsvannet i prøvetakingsperioden, på bakgrunn av dette og den totale vannføringen kan de totale tapene regnes ut. I sommer- og høstsesongen analyseres det også for plantevernmidler. Gårdsdata på skiftenivå innhentes årlig fra bøndene i feltet. Opplysningene omfatter jordarbeiding, gjødsling, husdyrtall, såing, sprøyting og høsting/avling m.m.

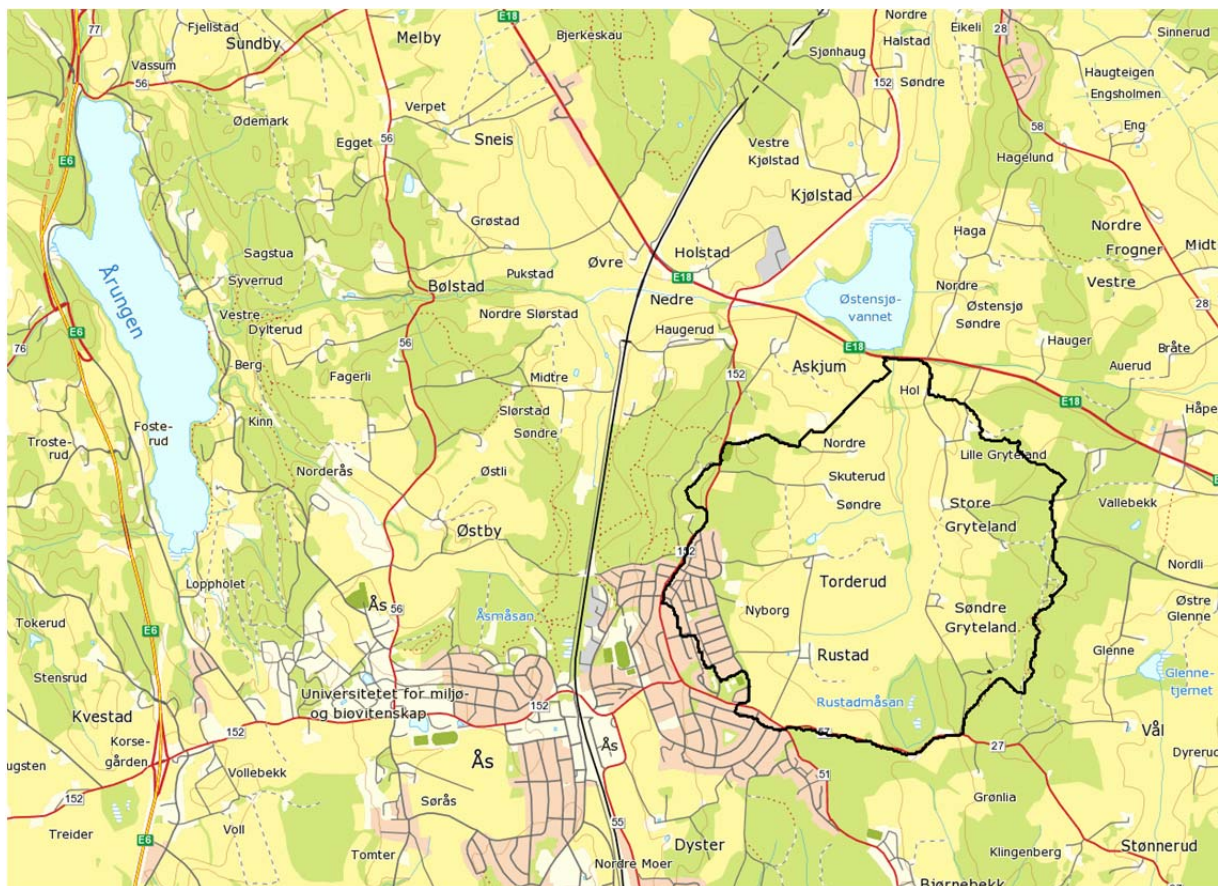
Overvåking av vannkvalitet har flere usikkerheter heftet ved seg. Både måling av vannføring, innsamling av prøver, lagring av prøver og analysing av prøver er forbundet med usikkerhet. Harmel et. al. (2005) fant at usikkerheten i vannføringsveide konsentrasjoner av total P og N varierte fra 8 % til så mye som 110 % i små nedbørfelt. Usikkerhet øker kraftig ved dårlige måleforhold og lite kvalitetskontroll. Ved sammenligning av modellresultater og målte data må også usikkerheten ved målte data tas hensyn til.

2. Materialer og metoder

2.1 Beskrivelse av Skuterudfeltet

Nedbørfeltet til Skuterudbekken er 4489 daa og ligger delvis i Ås og delvis i Ski kommune i Akershus (Figur 2.1). Skuterudbekken har i hovedsak sitt utspring i en 95 dekar grøftet myr sør-øst i feltet der det tidligere har vært torvuttak. Myrområdet har åpne grøfter. Avrenning fra skog (ca. 20 daa) og noen dekar dyrka mark sør for feltet dreneres til feltet gjennom en stikkrenne. Skuterud-bekken renner nordover og munner ut i Østensjøvannet. Avløpet fra Østensjøvannet renner ut i innsjøen Årungen. Målestasjonen i feltet ligger like ved E18 ved Østensjøvannet.

Feltet er relativt flatt med små høydeforskjeller etter norske forhold. Høyeste punkt i feltet er 146 moh, og laveste er 91 moh. Terrenget på vestsida av bekken har hovedsakelig lange og slake hellinger, mens østsida har kortere og brattere hellinger. Nedbørfeltet inkluderer deler av et boligfelt (244 daa) i den sørvestre delen av feltet. På begge sider av Skuterudbekken er det hovedsakelig dyrka mark. Det meste av jordbruksarealet er systematisk grøftet. Langs ytterkantene av nedbørfeltet er det en del skog.



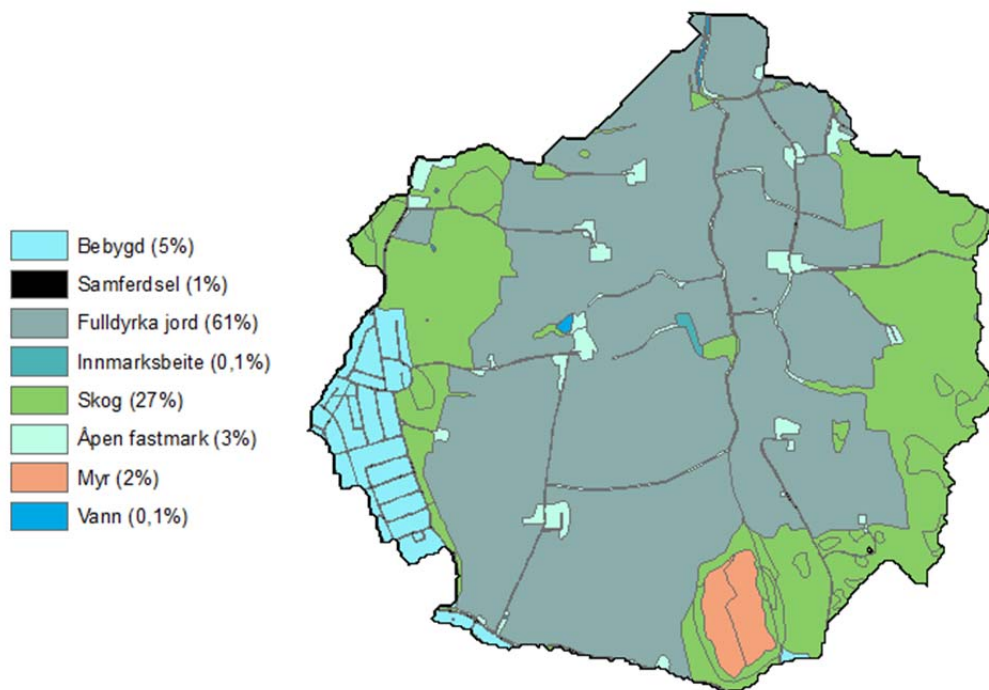
Figur 2.1. Skuterudbekkens nedbørfelt.

2.1.1 Arealbruk og jordsmonn

De dominerende jordartene i feltet er marin siltig lettleire og siltig mellomleire, men det er også betydelige innslag av sandige jordarter (strandavsetninger) i ytterkant av feltet (Tabell 2.1). Feltet er jordsmonnkartlagt av Norsk Institutt for Skog og Landskap. Skogarealet har en del fjell i dagen og stedvis tynt jordsmonndekke. Arealfordelingen i feltet er ca. 61 % dyrket mark, 27 % skog, 6 % bebyggelse og samferdsel og resten er utmark (Figur 2.2). Det antas at mesteparten av dyrka marka er kunstig drenert.

Tabell 2.1. Jordarter i Skuterudfeltet

Jordtype	Daa	Prosent
Lettleire med moreneopphav	197	7.1%
Marin lettleire og mellomleire	2224	80.5%
Sandig silt	11	0.4%
Siltig sand	330	11.9%



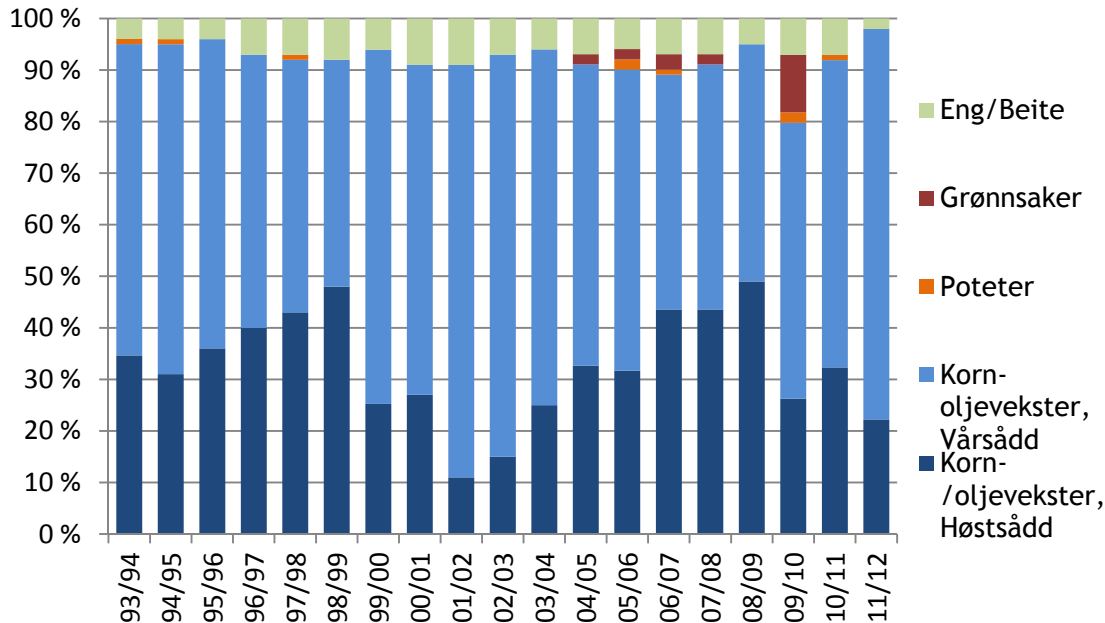
Figur 2.2 Arealfordeling i Skuterud feltet.

2.1.2 Fangdam ved utløpet

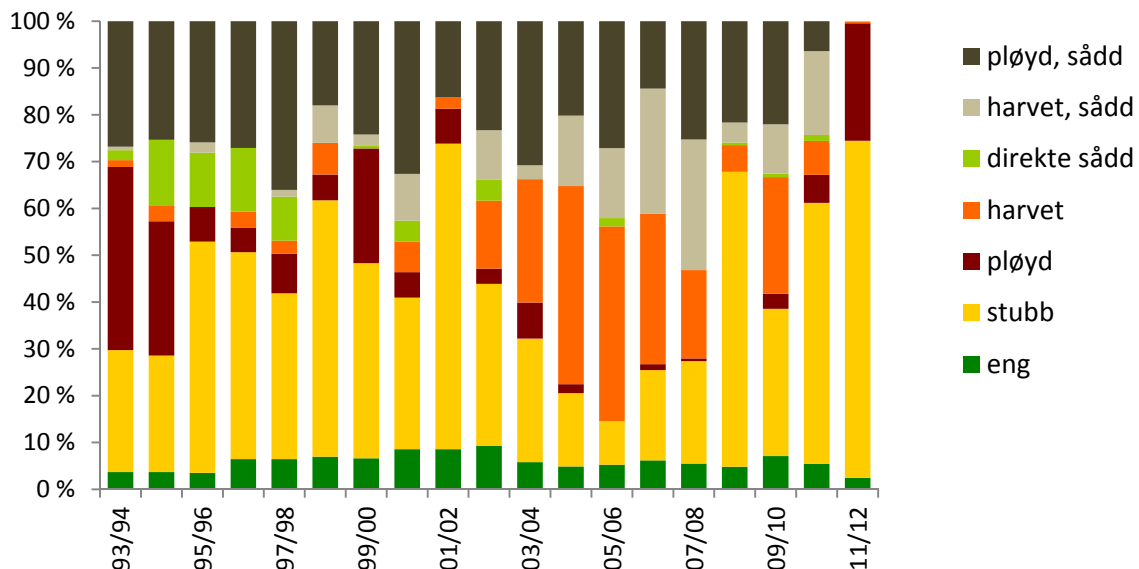
I år 2000 ble det bygget en fangdam rett før prøvepunktet i Skuterudbekken, denne ble konstruert ved å utvide bekken. Fangdammen har et vannspeil på 2300 m², dette arealet tilsvarer omtrent 0,09 % av nedbørsfeltets dyrkede areal og 0,05 % av det totale nedbørsfeltet. De tre første årene fangdammen var i drift ble vannet anrikt på fosfor ved passering av fangdammen. Sannsynlige årsak er mye gravearbeid i forbindelse med etablering av fangdammen. Etter dette har dammen gitt en gjennomsnittlig reduksjon av P og SS tap på hhv. 18 % og 30 %.

2.2 Jordbruksdrift i perioden 1993-2011

Området er sterkt dominert av korn og/oljevekster og disse vekstene har blitt dyrket på over 90 % av arealet stort sett alle år i overvåkingsperioden (Figur 2.3). Unntaket var i 2009, da grønnsaksarealet var større. Vårkorn er det mest vanlige i feltet, mens andelen høstkorn har variert fra ca. 10 til 30 % i overvåkingsperioden. Fra 1994 til 2011 har jordarbeidingen endret seg noe, det har blitt mindre høstpløyd og direkte sådd areal og mer høstharvet areal (Figur 2.4). Andel areal i stubb har variert gjennom perioden, fra 10 % i 2005 til 65 % i 2001.



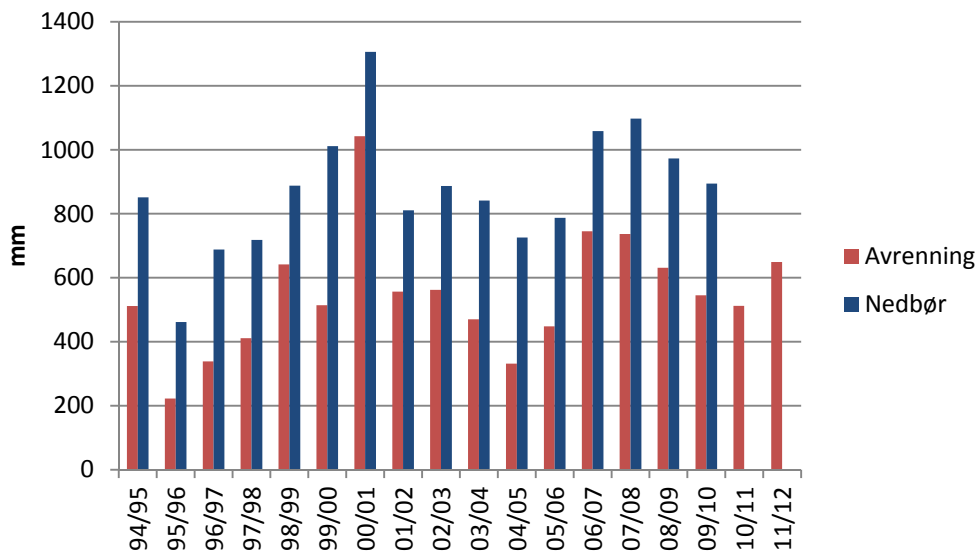
Figur 2.3. Fordeling av avling i feltet fra 1993-2011 (prosent areal).



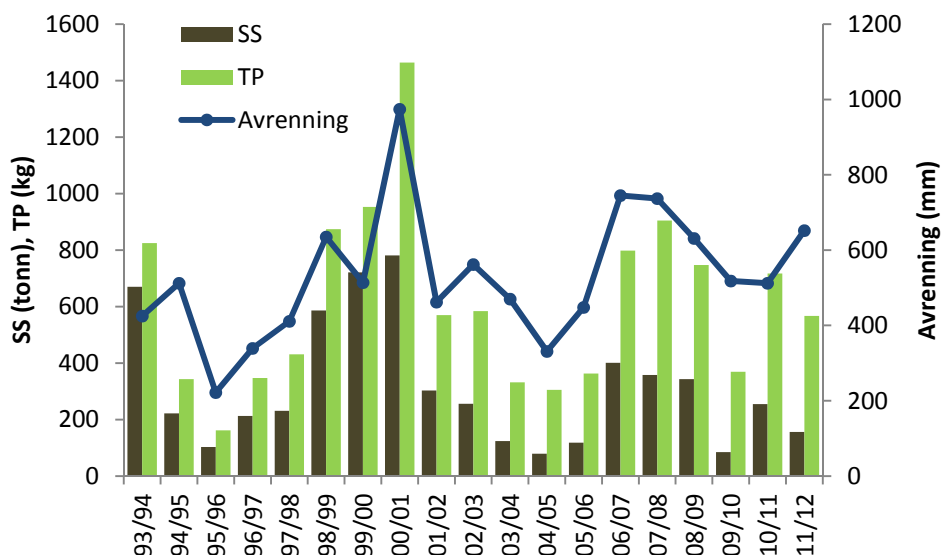
Figur 2.4. Arealtilstand per 31.12 fra 1993 til 2011.

2.3 Klima, avrenning og næringsstofftap

Feltet representerer et område med forholdsvis ustabilt vinterklima. Det kan være gjentatte fryse-tine perioder i løpet av vinteren, og i overvåkingsperioden har det sjelden forekommet at snødekket er sammenhengende hele vinteren. Normal årsnedbør (1961-1990) er 785 mm, med mye nedbør om høsten. Normal gjennomsnittlig årstemperatur er 5,3 °C. I perioden 1994-2011 varierte nedbøren mellom 461 mm i 1995 og 1305 mm i 2000 (Figur 2.5). Avrenningen varierte mellom 222 mm i 1995 og 1042 mm i 2000. Som vist i Figur 2.6 er tap av næringsstoffer og SS nært knyttet til avrenning og dermed nedbørsmengder. Årene 1999 og 2000 var det mye nedbør, mye avrenning og dermed også stort tap av TP og SS.



Figur 2.5. Nedbør (Søråsjordet, UMB) og avrenning i Skuterud feltet i perioden 1994-2010 (Årstallene representerer jordbruksåret 1.mai -1.mai).



Figur 2.6. Avrenning (mm) og tap av fosfor (TP kg) og suspendert stoff (SS, tonn) i perioden 1994 til 2011. (Årstallene representerer jordbruksåret 1.mai -1.mai).

2.4 Statistikk brukt i rapporten

2.4.1 R²

Determinasjonskoeffisienten (R²) beskriver andelen av variasjon i de observerte dataene som kan forklares av modellen. R² spenner fra 0 til 1, der høye verdier indikerer lite feil i variansen (error variance). En R² verdi på 0,5 eller mer regnes som en akseptabel verdi innen hydrologisk nedbørsfeltmodellering når observerte og simulerte verdier sammenliknes (Moriasi et al., 2007). Selv om R² har blitt mye brukt for å sammenlikne resultater i nedbørsfeltmodeller er R² veldig sensitiv for ekstreme verdier og lite sensitiv for volum/mengdeforskjeller mellom simulerte og observerte data.

2.4.2 Nash-Sutcliffe effektivitet (NSE)

NSE er en type normalisert statistikk som bestemmer den relative betydningen av residual varianse (støy) sammenliknet med variansen i de målte data (informasjon). NSE indikerer hvor godt simulerte versus observerte data passer en 1:1 linje. NSE beregnes som vist i formel 1:

$$1) \quad NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y^{mean})^2} \right]$$

NSE spenner fra $-\infty$ til 1 hvor NSE=1 indikerer en perfekt sammenheng mellom simulerte og observerte data. I følge Moriasi et al. (2007) er NSE verdier mellom 0 og 1 regnet som akseptable verdier, mens verdier ≤ 0 indikerer at gjennomsnittet av observerte verdier er et bedre predikat enn de simulerte verdiene, noe som indikerer en uakseptabel modellsimulering. NSE er mye brukt i nedbørsfeltmodellering og regnes som en objektiv funksjon for å analysere samlet resultat.

2.4.3 Prosent bias (PBIAS)

PBIAS måler om den gjennomsnittlige tendensen til simulerte data er større eller mindre enn observerte data. Et PBIAS resultat på 0 indikerer en perfekt sammenheng mellom simulerte og observerte data. En positiv PBIAS verdi indikerer simulerte resultater er overestimert i forhold til målte data, mens en negativ PBIAS indikerer at simulerte resultater er underestimert i forhold til målte data. PBIAS beregnes som vist i formel 2:

$$2) \quad PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim}) * (100)}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs})} \right]$$

Hvor PBIAS er avviket til dataene som blir evaluert gitt i prosent. I følge Moriasi et al. (2007) er en PBIAS verdi på ± 25 % tilfredsstillende resultat for modellert vannføring, ± 55 % er tilfredsstillende for modellert sediment transport og PBIAS på ± 70 % for næringsstofftransport når tidsoppløsningen er på månedlig basis. Det finnes lite litteratur på analyser av modellresultater med en årlig tidsoppløsning, men bør forvente lavere PBIAS resultater når modelleringen har en årlig tidsoppløsning i forhold til månedlig tidsoppløsning.

3. Modellbeskrivelser

3.1 AgriCat-P (Agricultural catchments model - Phosphorus)

AgriCat-P er en enkel, empirisk modell som er utviklet ved Bioforsk. Modellen er mye brukt i tiltaksanalyser på bestilling fra forvaltningen. AgriCat er en GIS-basert modell som har sitt grunnlag i jordsmonnkart (tekstur, bakkeplanering, helningsgrad, erosjonsrisiko) fra Skog og Landskap, jorddatabanken ved Bioforsk (P-AL-tall fra siste 7 år for hver landbruksenhet), digital terrengmodell for beregning av nedbørfeltgrenser og -areal, avrenningskart fra NVE (beregnet med HBV/GBV-modellen) og driftsdata på gårdsnivå fra SSB eller søknader om produksjonstilskudd. Et utvalg av inndata som brukes i AgriCat-P er vist i Tabell 3.1. Driftsdata og P-AL kan alternativt hentes inn på skiftenivå direkte fra bønder. De samme P-AL tallene er brukt for hele perioden 1994-2011 da det bare foreligger data fra 2001 og senere. Informasjon om vegetasjonssoner og fangdammer får man enten fra bøndene eller fra landbrukskontorene, og disse tegnes inn i GIS-programmet basert på feltregistreringer, eller ved beregninger i GIS-programmet.

AgriCat-P kan beregne både miljøeffekter og kostnadseffektivitet av ulike tiltak, særlig i forbindelse med EUs rammedirektiv for vannkvalitet, og kan brukes til å målrette og prioritere tiltak. I eventuelle scenarier tar modellen hensyn til evt. samspillseffekter av kombinasjoner av for eksempel fangdam, vegetasjonssoner, endret jordarbeiding og redusert gjødsling i jorda (P-AL). AgriCat-P er så langt brukt i forbindelse med EUs vanddirektiv i vannområdene Morsa, Lysakerelva, Haldenvassdraget, Bunnefjorden (PURA), Enningdalsvassdraget, Hadeland, Nord- og Sør-Odal (Storsjøen) og Fredrikstad kommune (Borch and Hauge, 2008; Borch and Turtumøygard, 2008; Borch, 2009; Øygarden *et al.*, 2010; Borch *et al.*, 2011).

3.1.1 Beregningsmetode

Forventet jordtap i et normalår er basert på de nasjonale erosjonsrisikokartene utviklet av Norsk institutt for skog og landskap (USLE-beregning). Erosjonsrisikokartene er basert på avgrensede homogene områder (jordsmonnskart-polygonene) som responderer likt på krefter som skaper erosjon, såkalt ERU (Erosion Response Unit). Med utgangspunkt i USLE-beregningen blir jordtaptet korrigert basert på C-faktorer for henholdsvis grøfte- og overflateavrenning for ulike driftsforløp/vekster. C-faktorene er beregnet i ERONOR-modellen til Lundekvam. For å beregne fosfortap, tar AgriCat-P modellen utgangspunkt i fosforinnhold i jorden (P-AL) og tekstur, og velger blant 5 ulike empirisk utviklede ligninger for følgende jordarter:

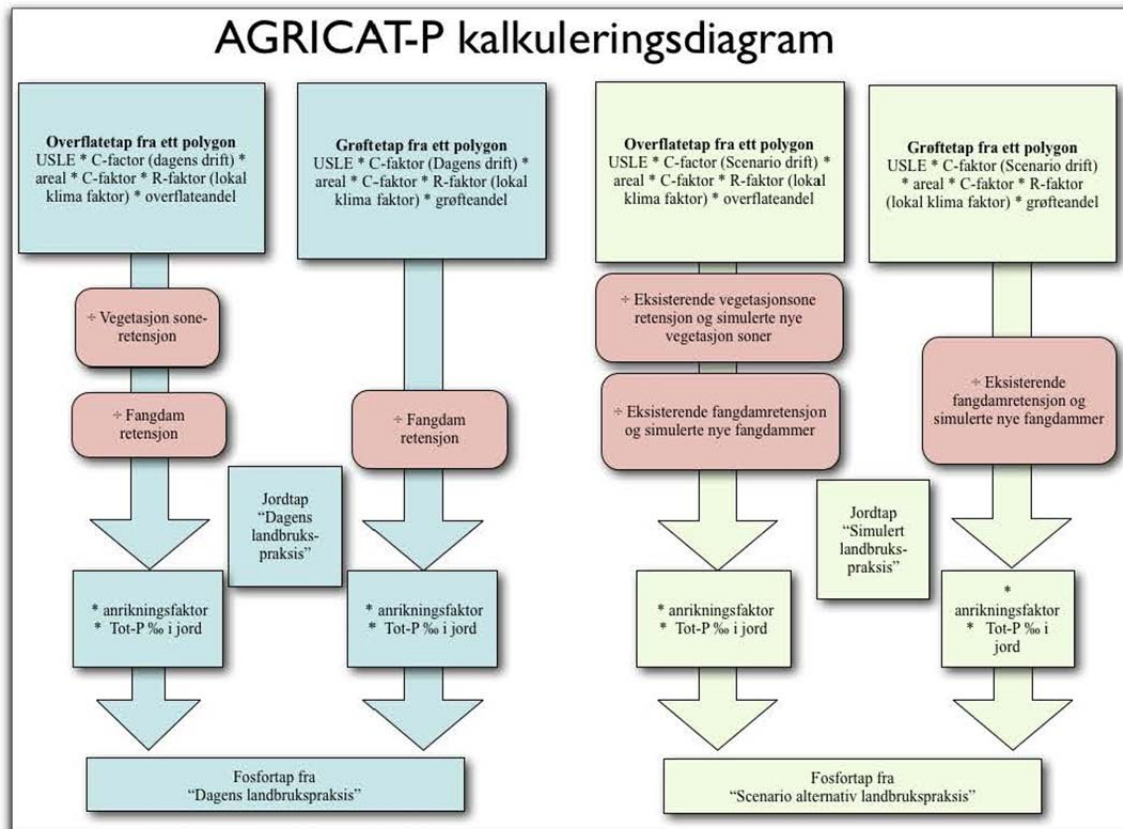
- organisk jord,
- siltig sand,
- sandig silt
- marin lettleire og mellomleire,
- lettleire med moreneopphav

I modellen er det også lagt inn en beregning av anrikning av fosfor i erodert sediment i forhold til opphavsmaterialet. Beregningene av effekter av fangdammer og vegetasjonssoner er basert på norske studier (Braskerud 2002, Syversen 2005), hvor det ut ifra disse studiene er utviklet empiriske ligninger som baserer seg på fangdamstørrelse i forhold til fangdamnedbørfelt og vegetasjonssonebredde og helningslengde.

Beregningsdiagrammet til Agricat P er vist i Figur 3.1. De viktigste variablene er satt opp i tabell 3.1. Beregningsrekkefølgen er organisert slik at Agricat-P tar hensyn til samspillseffekter. Hver kjøring av modellen gjøres mot et tenkt scenario hvor en kan variere driftsforhold, fangdammer eller vegetasjonssoner.

Tabell 3.1. Et utvalg inndata som brukes i AGRICAT-P.

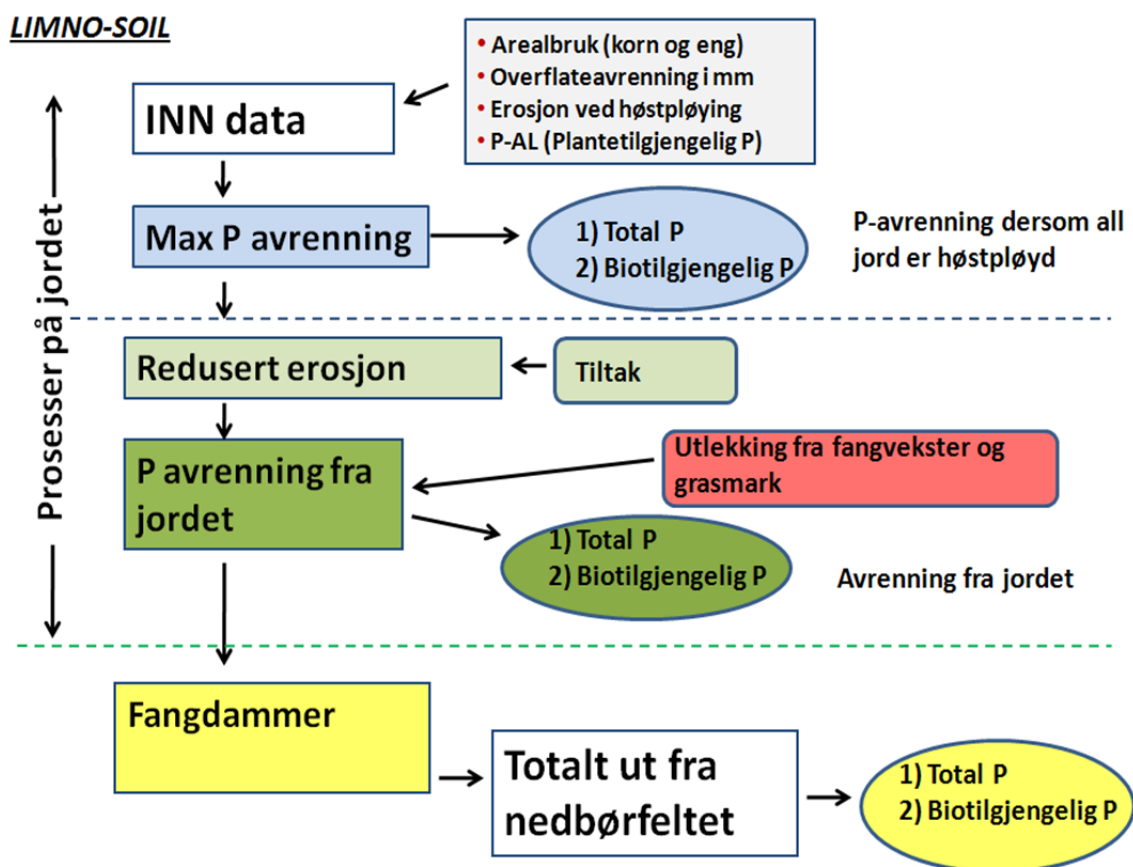
Inndata	Beskrivelse
Kartgrunnlag	jordsmonnsskart, digital høydemodell (DEM) for å avgrense nedbørfelt, digitalt eiendomskart for å koble til landbruksstatistikk (drift, endret jordarbeiding og jorddatabanken), vannlinje (for å generere buffersoner), NVEs avrenningskart for å lokal korrigere A-HP verdien.
Jorddata	Jordsmonnssignatur hvor tekstur, evt. planering av arealet og helning hentes ut, samt USLE beregning (A-HP).
Drift og vekstdata	Type vekst og status på jordbearbeiding før vinterperioden (reduert jordarbeiding) kombineres i 26 ulike klasser.
Annet	informasjon om faktiske eller simulerte vegetasjonssoner og fangdammer



Figur 3.1. Agricat-P beregningsdiagram.

3.2 Limno-soil

Første versjon av denne fosfortapsmodellen ble utarbeidet i 2001 i et samarbeid mellom Landbrukskontoret i Follo og Universitetet for miljø og biovitenskap (UMB). Modellen er senere modifisert i et samarbeid mellom UMB og Limno Consult og gitt navnet Limno-soil. Hovedstrømmene i modellen er gitt i Figur 3.2. På basis av lett tilgjengelige data i landbruket skal modellen gi et estimat for avrenning av total P og biotilgjengelig P fra dyrka mark i nedbørfelt hvor hovedkilden til erosjon er overflateavrenning. Modellen gir et estimat på total fosfor og biotilgjengelig fosfor. Beskrivelse av modellen er gitt i rapporten "Fosfor i dyrka jord i Ski kommune" (Krogstad, 2001). Modellen er utarbeidet for å brukes i erosjonsutsatte områder og for å måle effekten av erosjonsdempende tiltak på jordet og effekten av endret P-AL. Grøfteavrenning og avrenning fra skog er ikke inkludert i modellen.



Figur 3.2. Hovedstrømmene i Limno-soil

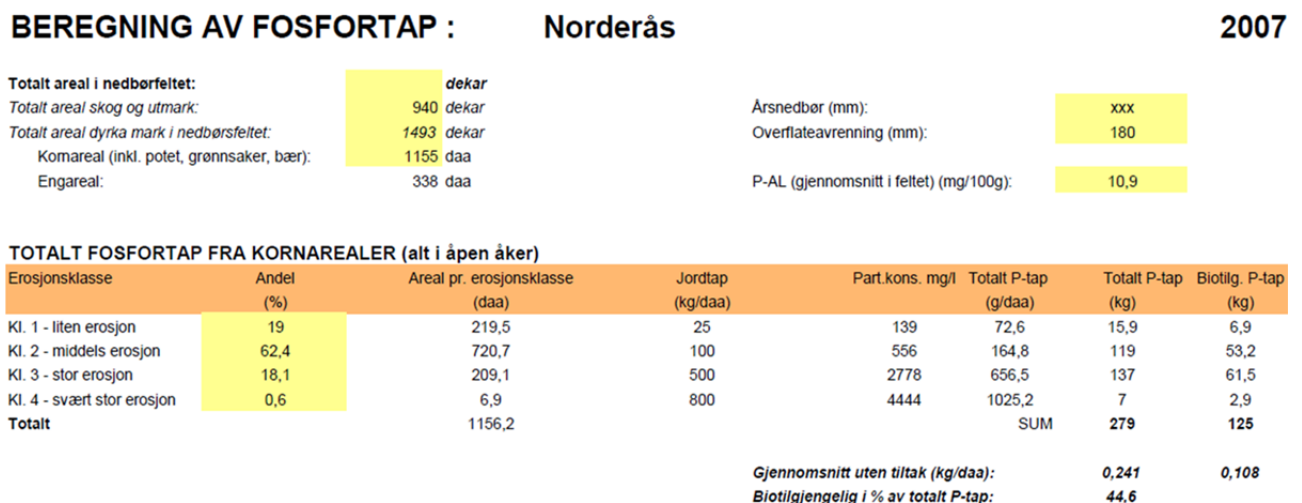
Tabell 3.2. Inndata til Limno-soil

Inndata	Enhet
Totalt areal korn, potet, grønnsaker og bær	daa
Engareal	daa
Erosjonsfordelingen i nedbørfeltet i 4 erosjonsklasser	%
Gjennomsnittlig P-AL i nedbørfeltet	mg/100g
Overflateavrenning	mm/år
Tiltak i nedbørfeltet som reduserer P-avrenningen	daa i erosjonsklasser
Total vannoverflate i fangdammer i nedbørfeltet	daa

3.2.1 Beregningsmetode

Prinsippet i modellen er at det først beregnes et maksimalt fosfortap med basis i areal og arealfordelingen mellom åpen åker (korn, grønnsaker, bær) og eng ut fra opplysninger om erosjonsrisiko og jordas innhold av plantetilgjengelig fosfor (P-AL) (Tabell 3.2). Denne avrenningen kan reduseres ved at det settes inn erosjonsdempende tiltak i nedbørfeltet i form av tiltak som gårdbrukerne gjør på jordet samt at partikkeltapet fra nedbørfeltet reduseres ved at det er fangdammer i nedslagsfeltet. Beregnet avrenning av fosfor er ved utløpet fra nedslagsfeltet.

Den delen av modellen som beregner maksimal avrenning av fosfor er vist i Figur 3.3. nedenfor (Dette er et eksempel fra et nedbørfelt brukt videre i beskrivelsen).



Figur 3.3 Utsnitt av Limno-soil og beregning av maksimal avrenning av fosfor.

Jordtapet er satt som et gjennomsnittlig tap i kg/daa/år i hver erosjonsklasse. Dette er standard jordtap i de ulike klassene, men kan overstyres ved å sette andre verdier inn i modellen.

Kun overflateavrenning inngår som standard i beregningene. Denne er satt til 180 mm ut fra målinger over mange år på Romerike på 1980 og 1990 tallet av Helge Lundekvam (bl.a. Lundekvam 1996) og vil underestimere P-avrenningen i og med at grøfteavrenning ikke er inkludert. Variasjoner i årsnedbør påvirker vanntransporten ut av nedbørfeltet. Dersom avrenningsmengden på årsbasis er kjent, enten ved målinger eller estimert ut fra årsnedbør, brukes denne i stedet for standardverdien på 180 mm. Dette antas å gi et bedre grunnlag for beregning av total P avrenning og kompenserer noe for at grøfteavrenningen ikke inngår i den opprinnelige beregningen i modellen.

Fosforkonsentrasjonen i avrenningsvannet fra overflata beregnes ut fra et stort erfaringsmateriale fra Akershus av Lundekvam:

$$\text{Total P } (\mu\text{g/l}) = 184 + 0.972 \times \text{partikkelkonsentrasjonen (mg/l)}$$

Det gjennomsnittlige totale fosforinnholdet i partiklene på 0,972 $\mu\text{g/mg}$ tilsvarer et P-AL tall på 6,5. Total P justeres ved avvik fra denne P-AL verdien som nevnt nedenfor.

Partikkelkonsentrasjonen og det totale fosfortapet beregnes:

$$\text{Partikkelkonsentrasjon (mg/l)} = \text{jordtap (kg/daa)} \times 1000 / 180$$

$$\text{Totalt P-tap (g/daa)} = P (\mu\text{g/l}) \times 180 / 1000$$

Det er en rimelig god sammenhengen mellom total P og P-AL ($R^2=0,61$), og mellom P-AL og biotilgjengelig P (algetilgjengelig P) ($R^2=0,76$) (Krogstad & Løvstad 2012). Biotilgjengelig P beregnes ut fra avrenning av total P. Både total P og biotilgjengelig P oppgis som kg P fra nedbørfeltet og som kg P/daa.

Ved å bruke opplysninger om tiltak som gårdbrukerne gjør i nedslagsfeltet for å redusere erosjon beregnes effekten av tiltakene som redusert antall kg total P. Effekten av tiltakene er størst i høye erosjonsklasser. I modellen er derfor effekten differensiert mellom erosjonsklasse 1 og 2, og erosjonsklasse 3 og 4.

Effekten av vegetasjonssoner beregnes som en reduksjon av resultatene fra de erosjonsreducerende tiltakene på jordet. Dvs. den totale effekt på jordet utjevnes på totalt areal for tiltakene og dette brukes som grunnlag for å beregne effekten av vegetasjonssoner. Dette fordi man ikke vet hvilke arealer vegetasjonssonene er knyttet til. Den delen av modellen som beregner tiltak er vist i Figur 3.4.

FOSFORREDUKSJON (TOTAL P) SOM FØLGE AV TILTAK PÅ JORDET

Tiltak	Jordtapsreduksjon (%)		Areal (daa) med gjennomførte tiltak	Totalt P-tap uten tiltak	Totalt P-tap med tiltak	Effekt av tiltak (kg P)	Effekt av tiltak (%)
	Kl. 1 & 2	Kl. 3 & 4					
Åker i stubb	60	80	125	30	12	18	59
Hostkorn, tradisjonell	8	10	304	73	68	6	8
Lett høstharving	35	45	201	48	32	16	34
Hostkorn, direktesådd	55	70	0	0	0	0	0
Hostkorn, lett høstharva	30	40	93	22	16	7	30
Fangvekst sådd i hovedvekst	65	85	0	0	0	0	0
Fangvekst sådd etter hovedvekst	55	70	0	0	0	0	0
Grasdekte vannveier / striper	70	90	0	0	0	0	0
Hydrotekniske tiltak *	10	10	747	180	165	15	8
Vegetasjonssoner, 3-5 m **	40	40	0	175	175	0	0
Obligatoriske gjødselplaner **	2	2	1493	361	355	6	2
Totalteffekt av tiltak						67	24

* = hydrotekniske tiltak kan være avskjæringsgrofter, bekkesikring, reparasjon av defekte kummer, reparasjon av rørutløp, oppdimensjonering av eksisterende lukking, m.m.

** = har ikke effekt på jordtapet på selve jordet

Figur 3.4. Utsnitt av Limno-soil der fosforreduksjon som følge av tiltak vises.

Fangvekster kan redusere jordtapet, og slikt også tap av partikulært fosfor, samtidig produserer fangveksten mye plantemasse som fryser om høsten/vinteren. Dette medfører at planteceller sprekker og løst fosfor lett vaskes ut fra plantematerialet. På frossen mark vil store mengder fosfor renne av som overflateavrenning, mens det på tint mark vil kunne trenge ned i jorda. Det er meget vanskelig å anslå P-tapet fra fangvekster. I denne modellen er det satt et årlig tap ut fra jordet (ikke ned i jorda) på 0,15 kg P/daa. På samme måte som for fangvekster vil grasrester på eng frigi P ved frysing. Plantemassen er ikke så stor som ved fangvekster og ut fra erfaringer i forsøk settes tapet til 0,05 kg P/daa.

Fangdammer har en P-reducerende effekt i vassdraget og kommer i tillegg etter at alle de andre tiltakene har virket i nedslagsfeltet. Effekten av fangdammer beregnes som en reduksjon av total P-belastning til vassdraget. En norm på tilbakeholdelse pr. daa vannoverflate i dammene på 45 kg P brukes. Areal vannoverflate i dammene må derfor oppgis.

Tilbakeholdelse av fosfor i fangdammer regnes som partikulært P. I modellen er det forutsatt at sedimentene i fangdammen har samme innhold av plantetilgjengelig fosfor (P-AL) som gjennomsnittet i nedbørfeltet. Dette brukes til å beregne tilbakeholdelse av biotilgjengelig P i dammen.

3.3 INCA-P (Integrated Catchment Model - Phosphorus)

INCA er en semi-distribuert nedbørfeltmodell som simulerer hydrologi, inkludert prosesser som infiltrasjon og transport i umettet og mettet sone. Den beregner også vannstrømning i elver og bekker. Modellen har blitt brukt til å vurdere mange ulike problemer i et nedbørfelt, inkludert arealbruksendringer og klimaendringer. Modellen har blitt anvendt i minst 12 land og i et vidt spekter av økosystemer. Størrelsen på nedbørfeltene varierer fra noen få hektar til veldig store felt som Garonne i grenseområdet Frankrike/Spania (56 000 km²). INCA-modellene har også vært brukt i det større Vansjø-Hobølvassdraget (Barkved et al., 2010), der den ble koplet til innsjømodellen MyLake (Saloranta and Andersen, 2007), og effekter av ulik arealbruk på P-tap i vassdraget og vannkvalitet i Vansjø ble vurdert. Detaljert informasjon om INCA kan bli funnet på <http://www.reading.ac.uk/inca/home.htm>.

INCA-modellene har vært kalibrert og validert to ganger for Skuterud feltet (Farkas et al., 2012). Gjennom kalibreringen søkte man å oppnå realistiske resultater for vannføring, SS-, P- og N-tap ved utløpet av feltet, og samtidig realistisk fordeling av tap fra ulike delenheter. For urbanområdet og for skog var det noen måledata som man kunne støtte seg på for å anslå bidraget fra disse kildene. For høstpløying, høstharving, jordarbeiding om våren og eng hadde man ikke annet grunnlag enn måleserier fra ulike forsøk på ruteskala, som kunne gi noen retningslinjer mht. den relative forskjellen mellom systemer.

3.2.2 Beregningsmetode

Modellen beregner vannføring ved utløpet av feltet, på døgnbasis. Erosjonsmodulen INCA-SED simulerer løsrivelse og transport av jordpartikler, fra jordoverflata og ut i bekken, og konsentrasjonen av suspendert stoff ved utløpet. Erosjon i bekkeløpet blir også beregnet. Modellen simulerer kun flateerosjon, og den simulerer ikke jordtap via grøftesystemet. INCA-P bruker resultatene fra INCA og INCA-SED til å simulere transport av partikkelbundet og løst P til overflatevann, og konsentrasjonen av total-P og løst reaktivt P ved utløpet. INCA-N simulerer transport og konsentrasjoner av N. Modellene kan parameteriseres for opptil seks enheter med ulike kombinasjoner av jord og arealbruk. Denne begrensningen fører til lite fleksibilitet i hvor mange tiltak eller arealbruksendringer man kan simulere innenfor ett og samme felt.

Drivvariable i INCA omfatter døgnverdier for nedbør og lufttemperatur. Såkalt "hydraulisk effektiv nedbør" brukes også som inndata, men denne må simuleres i en annen modell. Det samme gjelder jordvannsunderskuddet (soil water deficit). I Norge har man brukt HBV for å simulere disse to variablene. Fra GIS-kart avledes inndata for nedbørfeltareal, gjennomsnittlig helningsgrad, bredde, dybde og helningsgrad av bekken/elva, arealbruk og jordsmonn. Til næringsstoffsimuleringer trengs data for tilførsel av N og P fra gjødsel.

Utover dette framkommer verdier for ulike andre egenskaper og prosesser i feltets delenheter ved å justere parametere i modellen. Kalibrering og validering er derfor svært viktig ved bruk av denne modellen. I og med at modellen er semi-distribuert, foregår kalibreringen ved justering av både nedbørfeltsesifikke parametre og parametre som er spesifikke for de definerte delenheterne innenfor nedbørfeltet. Vanligvis har man lite informasjon om bidrag til N-, P- og SS-tap under ulike arealbruk, på ulike jord og i forskjellige dyrkingssystemer, spesielt ved ulike kombinasjoner av disse. I tillegg vet man ikke hvor stor del av SS-tap målt ved utløpet som skyldes erosjon i bekkeløpet. For å oppnå realistiske resultater i scenarioanalyser er det viktig at man vet hvor mye disse bidrar med. Man må dermed støtte seg på begrensede målinger og på annen informasjon. De viktigste kravene til inndata er beskrevet i tabell 3.3.

Tabell 3.3. Inndata som brukes i INCA

Inndata	Beskrivelse
Kart	Nedbørfeltgrenser (feltareal), arealbruk (max 6 forskjellige, og prosentandel av disse), topografisk kart (midlere helningsgrad for hele feltet)
Drivvariable	Nedbør, lufttemperatur (døgnverdier)
Jordfysiske data	Ingen
Drift	Vekst, jordarbeiding, P-gjødsling
Hydrologiske data	Hydraulisk effektiv nedbør, Jordfuktighet, informasjon om elv/bekk

3.4 SWAT (Soil and Water Assessment Tool)

The Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Neitsch et al., 2009) er en nedbørfeltmodell som er beregnet på å estimere effekten av forskjellig arealbruk/jordbrukspraksis i store nedbørfelt. SWAT er en fysisk basert/konseptuell, distribuert modell som virker på en daglig tidsskala. Modellen er basert på fysiske prosesser og informasjon om klima, jordsmonn, topografi, vegetasjon og arealbruk trengs for å kunne kjøre modellen. Fysiske prosesser assosiert med /knyttet til vannets bevegelse, jorderosjon, avling, transport av plantenæringsstoffer, pesticider etc. i et nedbørfelt blir simulert av SWAT ved bruk av disse inndataene.

SWAT har blitt mye bruk de senere år som et redskap for å vurdere effekten av tiltak i jordbruksområder. Tiltak som er simulert er vekstskifte, implementering av vegetasjonssoner mot vannforekomster, endring i gjødsling, etc (Arabi et al., 2008). SWAT har i Norge blitt satt opp og delvis kalibrert for Skuterudfeltet i Akershus, og basert på denne kalibreringen, samt en egen kalibrering basert på Guthus feltet har modellen blitt brukt for å beregne effekter av tiltak i nedbørfeltet til vestre Vansjø. Resultatene vil bli publisert i løpet av 2013. SWAT har også blitt kalibrert for Vansjø-Hobølvassdraget i prosjektet EUROHARP.

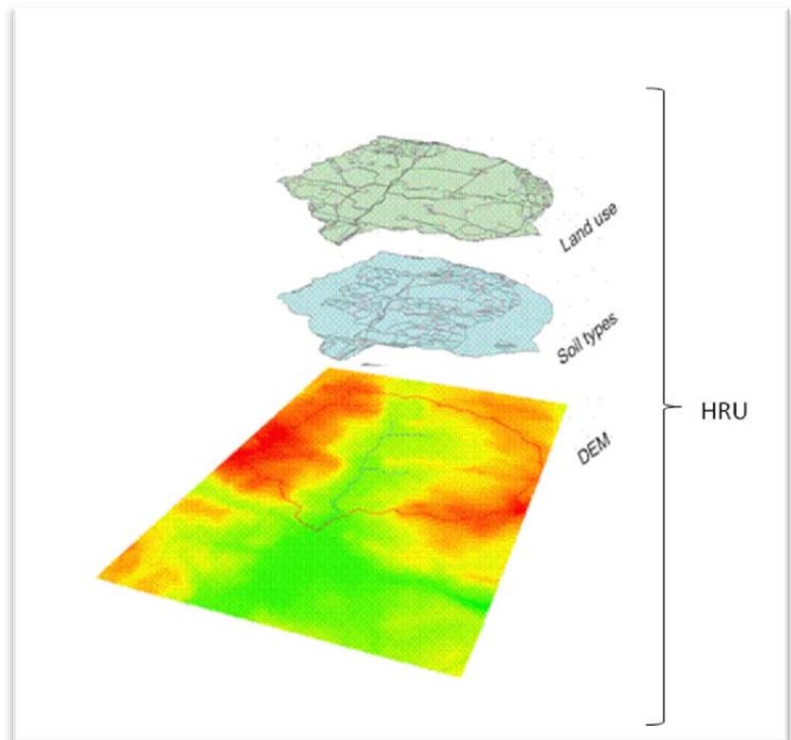
3.2.3 Beregningsmetode

Forskjeller i et nedbørfelt blir i SWAT representert ved å dele opp nedbørfeltet i mindre delnedbørfelt som er knyttet sammen i rom. Hvert delnedbørfelt blir igjen delt opp i mindre "Hydrologic Response Units" eller HRUer (Figur 3.7). HRUer er unike enheter av sammenslåtte arealer av arealbruk, helling, jordtype og helling (Neitsch et al., 2009). Avrenning, sediment transport og transport av plantenæringsstoffer blir beregnet hver dag separat i hvert HRU og summert opp som belastning/transport til en bekk/elv. SWAT beregner vannlagring i vegetasjon (vann som fanges opp i vegetative soner), infiltrasjon, fordeling av vann i et jordprofil, evapotranspirasjon, lateral avrenning, base flow og overflateavrenning. Overflateavrenning blir beregnet ved bruk av den såkalte Curve

Number (CN) metoden. CN metoden varierer ikke-lineært med jordfuktigheten. CN minker når jordas fuktighet går mot visnegrensen og øker mot nær 100 når jorda er vannmettet. Et lavt CN tall representerer høy infiltrasjon, mens et høyt CN tall representerer lav infiltrasjon og høy fare for overflateavrenning. SWAT øker overflateavrenning ved tele i jorden, men modellen tar også høyde for at det kan være signifikant infiltrasjon i frossen jord hvis jordfuktigheten er lav.

Jordtap estimeres med MUSLE (modifisert USLE), altså en empirisk funksjon. C faktoren i SWAT sin MUSLE funksjon oppdateres hver dag basert på plantevekst. Dvs. at jo mer etablert plantedekke er, jo mindre er risikoen for erosjon fra jordet. Transport av sedimenter i et nedbørsfelt består av to komponenter: 1) Landskapskomponenten og 2) elv/bekk komponenten. Dominerende prosesser i elv/bekk er deposisjon og erosjon. Sedimenttransport fra arealer i nedbørsfeltet kan forsinkes/forhindres ved at sedimenter rutes gjennom vegetasjonssoner og/eller dammer (Neitsch et al., 2009). Plantenæringssykluser i SWAT er basert på den eldre modellen The Erosion-Productivity Impact Calculator (EPIC) (Williams, 1990). Fosfor transporteres fra omgivelsene til bekken/elven via overflateavrenning som løst fosfat eller fosfat adsorbent til jordpartikler. Da fosfor anses som et lite mobilt plantenæringsstoff, kan fosfor for det meste transporteres fra de øvre 10 mm av jordsmonnet. Dagen versjon av SWAT modellerer ikke transport av fosfor gjennom grøfter.

SWAT bruker inndata som skal være lett tilgjengelige, selv om også mer detaljerte data kan brukes om man ønsker å bruke modellen i forskning. Som grunnlagskart brukes topografiske kart/digital terrengmodell og kart over arealbruk og jordsmonn. I Norge kan disse kartene lastes ned gratis fra internett. Store nedbørsfelter skal kunne simuleres uten at man trenger å investere mye tid og penger i dette. Man kan kjøre simuleringer for mange tiår for å se på langtidseffekter. SWAT er også meget godt egnet for å modellere framtidsscenarioer der data fra klimamodeller kan brukes som inndata i SWAT. SWAT gir seg dermed ut for å være meget godt egnet til å estimere effekter av tiltak, klimaendring og arealbruksendringer. Nedbørsfeltet deles inn i et antall delnedbørsfelter definert av brukeren. Inndata for delfeltene organiseres i følgende kategorier: klima, hydrologiske enheter, dammer/våtmarker, grunnvann, bekker/elver. SWAT trenger diverse meteorologiske data som drivvariable, disse kan hentes fra aktuelle målestasjoner, eller de kan estimeres i modellens innebygde værgenerator. Det er ellers en lang rekke inndata for jord, planter, hydrologi osv. som er nødvendige, et utvalg er vist i tabell 3.4. Mange av disse må måles, estimeres med andre funksjoner eller finnes i litteraturen.



Figur 3.7. HRU er en sammenslåing av arealbruk, jordtyper og helling.

Tabell 3.4. Et utvalg inndata som brukes i SWAT.

Inndata	Beskrivelse
Kart	Arealbrukskart (AR5), "Digital Elevation Modell" (DEM), Jordsmonskart (Detaljert for jordbruksarealer fra Skog og Landskap, samt kvartærgeologiske kart fra NGU for skog/utmark/urbane områder) og Kart med elve/bekkestrenger.
Drivvariable	Nedbør (døgn), min og maks lufttemperatur, vindhastighet, relativ luftfuktighet, solinnstråling
Jordfysiske data	Innhold av leir, silt, sand og karbon, jordtetthet, Ksat, plantetilgjengelig vann, steininnhold, eroderbarhet (USLE K-faktor), maksimum volum av sprekker, startverdier for innhold av næringsstoffer i jord, m.fl.
Drift	Type vekst, tidspunkt for såing/planting/høsting og mengde avling. USLE C-faktor for vekst. Tilført mineralisk og/eller organisk N og P gjødsel (tidspunkt, mengde og type). Pesticider (hvis ønskelig). Tidspunkt og type av jordarbeiding, m.fl.
Annet	Informasjon om punktkilder, data for urbane områder, dammer, våtmarker, vannforbruk/irrigasjon.

3.3 Modelloppsett

3.3.1 *Agricat*

Agricat ble kjørt med driftsdata på skiftenivå registrert gjennom JOVA programmet. P-AL tallene som ble benyttet var fra en registrering på skiftenivå som ble gjort gjennom JOVA-programmet i 2001. Agricat er kjørt i fire forskjellige varianter hvor det er lagt inn ulike metoder for fordeling mellom avrenning fra grøft og overflate, og ulike metoder for lokalklimatisk korreksjon av erosjonsrisikoverdien i jordsmonnskartet.

- 1b = Agricat-P slik den var utformet frem til 2010,
- 2a, 2b og 2c = en videreutvikling hvor det er gjort endringer på klimakorreksjon og beregning av grøfteavrenning.

2c varianten var den som i snitt gav høyest P-tap, og det er den som er brukt som modellresultat. Her er fordeling mellom grøft og overflate basert på jordtype og helning, og klimatisk avrenningskorreksjon er basert på en regional korreksjon basert på JOVA data og meteorologiske data. Beregningene er gjort for et normalklimatisk år (relatert til erosjonsrisiko-kartene) og så i ettertid korrigeret for den nedbør og avrenning som er målt i JOVA programmet i det faktiske året beregningen er gjort for. Resultatene simulerer stofftap fra jordbruksarealer og fosfortap for jordbruk og andre arealer. Beregningene er gjort uten fangdameffekter i perioden frem til 2000 og med effekten av fangdammen etter det.

3.3.2 *Limno-soil*

Modellen er kjørt som standard modell uten spesiell kalibrering for dette feltet. Modellen er kjørt på to måter. Først er det simulert total avrenning av fosfor og biotilgjengelig fosfor med en standard på 180 mm overflateavrenning (se beskrivelse av modellen). Denne måten å utføre beregningene på tar ikke hensyn til variasjoner i nedbør, jordtype og topografi, og dermed ikke til variasjoner i avrenning over året. Standardverdien på 180 mm er fra planert jord på Romerike, og er derfor ikke nødvendigvis representativ for den ikke

planerte leir- og sandjorda i Skuterudfeltet. Planert leirjord er betydelig mer utsatt for overflateavrenning enn jord som ikke er planert pga. dårlig jordstruktur.

For Skuterud feltet finnes data for total avrenning fra feltet, men hvor mye av dette som er overflateavrenning vites ikke. Det er til dels store variasjoner i totalavrenning fra år til år (222 mm i 1995 til 974 mm i 2000). I disse to årene var avrenning som andel av total årsnedbør i Ås henholdsvis 26 og 82 %. I gjennomsnitt for hele perioden er avrenningen 60 % av total årsnedbør. Slike store variasjoner i avrenning av vann fra år til år gjør at bruk av middelaavrenning i beregningene for enkelte år vil overestimere avrenningen av fosfor, og i andre år vil modellen underestimere avrenningen. For å få vist effekten av avrenning på forløpet av totalt fosfortap, og dermed også et best mulig estimat for totalt fosforavrenning, er modellen kjørt med total avrenning som et estimat på reell overflateavrenning. At kun totalfosfor er kjørt på denne måten og ikke biotilgjengelig fosfor skyldes at for sammenligning finnes kun reelle data for total P. At total avrenning brukes om overflateavrenning er selvfølgelig ikke helt korrekt, men kan til en viss grad forsvares i modellen ved at relativt store mengder fosfor transporteres partikkelbundet i grøftene i marine leiområder.

Det er opplyst at total P avrenning fra skog og urbane områder i Skuterud feltet utgjør ca. 30 kg P pr. år. For sammenligningen med målt total tap av P er dette plussset på tallene som modellen beregner for total P. Ved beregningen av fosfortransport fra feltet er fangdammen tatt med i alle beregningene slik modellen er beskrevet. Fangdammen ble bygd i 2000 og avrenningen dette året er med stor sannsynlighet påvirket av gravearbeidet.

3.3.3 INCA

INCA-P (v.1.11.2) ble satt opp ved å bruke det som fantes av tilgjengelig informasjon og inndata, som oppsummert i tabell 3.5. Modellen ble satt opp med seks typer arealbruk: skog, eng, urban bebyggelse og åker med tre ulike jordarbeidinger (ingen høstpløying, høstpløying og høstharving). Arealutbredelse av disse tre typene jordarbeiding er basert på årlige data på skiftenivå i Skuterudfeltet (JOVA-databasen). Først ble modellen kjørt uten kalibrering, dvs. at parameterne har den standardverdien som er gitt i modellen når man anskaffer modellen. Deretter ble modellen kjørt med kalibrerte parametre. Denne kalibreringen har tidligere blitt utført av Farkas et al. (2013), og gjelder for perioden 1994-2008. Formålet med kalibreringen er å oppnå bedre samsvar mellom måldata og simulerte data, og dette gjøres ved å endre verdiene på parametre som er relevante for de aktuelle prosessene, og som modellresultatet er sensitivt overfor. Modellen måtte kalibreres for å oppnå gode resultater for utløpet av feltet, mens man samtidig beholdt realistiske verdier for bidraget fra hver arealbruksenhet. Dette ble løst ved å kalibrere mot referanseverdier for forskjellig arealbruk og jordarbeidingsystemer. Vannføring ble kalibrert først. Så ble delenhetsspesifikke SS-tap fra delenhetene kalibrert, og så SS-tap fra hele feltet. Deretter ble parameterne fininnstilt. Etter dette ble arealbruksenhetsspesifikke P-tap og totale P-tap kalibrert, igjen med omkalibrering av vannføring og SS-tap for å forbedre P-tap ytterligere. Grunnlaget for denne kalibreringen er vist i tabell 3.6.

I tillegg ble INCA-P også kjørt for perioden 2009-2011, men da med hydrologiske inndata fra SWAT-modellen da det innenfor prosjektets rammer ikke var mulig å få slike inndata fra HBV-modellen, som ga inndata for 1994-2008. Innenfor prosjektets rammer var det heller ikke mulig å kalibrere INCA-P med denne alternative inndatakilden. Dersom SWAT skal erstatte HBV som inndatakilde i framtida, må modellen settes opp med inndata fra SWAT for hele simuleringsperioden og kalibreres på nytt. Resultater fra denne siste perioden blir også vist i denne rapporten, men ikke tatt med i statistisk analyse av modellens prestasjon.

Tabell 3.5. Inndata og referansedata (kalibreringsdata) for oppsett og kalibrering av modellen INCA-P.

Data	Beskrivelse	Oppløsning	Type	Kilde
Meteorologiske og hydrologiske data	Nedbør	døgn	inndata	UMB ^a
	Lufttemperatur	døgn	inndata	UMB ^a
	Hydraulisk effektiv nedbør	døgn	inndata	Simulert i HBV ^b
	Jordfuktighet	døgn	inndata	Simulert i HBV ^b
Nedbørfelt- og bekkedata	Areal, midlere helningsgrad	-	inndata	GIS-kart
	Lengde, bekkens bredde, dybde og helningsgrad	-	inndata	GIS-kart, feltobservasjon
	Arealbruk		inndata	GIS-kart
Drift	Gårdsdata (jordarbeiding, vekst)	årlig	inndata	Bioforsk ^c
	Mengde og tidspunkt for P-gjødsling	døgn	inndata	Bioforsk ^c
Vannføring	Målt vannføring, utløp Skuterud	døgn	referanse	Bioforsk ^c
Konsentrasjoner, utløp Skuterud	Blandprøver analysert for SS-konsentrasjon	Ca hver 14 dag	referanse	Bioforsk ^c
	Blandprøver analysert for TP-konsentrasjon	Ca hver 14 dag	referanse	Bioforsk ^c
Arealbruks-spesifikke tap	SS-tap	årsmiddel	referanse	Ulike kilder ^d
	P-tap	årsmiddel	referanse	Ulike kilder ^d

^a Data fra Universitetet for Miljø- og Biovitenskaps meteorologiske stasjon i Ås

^b Beldring (2008)

^c Data fra JOVA-databasen ved Bioforsk

^d Data fra ulike studier oppsummert av Kværnø og Bechmann (2010), Bechmann et al. (2011)

Tabell 3.6. Arealbruksspesifikt tap av jord (SS), totalfosfor (TP) og løst fosfor (DRP) som andel av TP, brukt i kalibrering av INCA-SED og INCA-P.

Arealbruk	SS-tap (kg/ha/år)	TP-tap (g/ha/år)	% DRP
Skog ^a	15	110	45
Eng ^b	110	900	50
Jordarbeidet om våren ^c	458	1000	40
Høstharving ^c	1199	1600	30
Høstpløying ^c	1844	2600	25
Boligfelt ^d	80	200	40

^a Vandsemb (2006) og tre år med data fra Skuterud, hentet fra JOVA-databasen ved Bioforsk

^b data hentet fra liknende nedbørfelter

^c estimert vha. C-faktorer basert på data oppsummert i Kværnø og Bechmann (2010) og Bechmann et al. (2011)

^d data fra Rustad, urbant delfelt i Skuterud

3.3.4 SWAT

SWAT modellen ble satt opp ved å benytte tilgjengelige inndata. Som kartgrunnlagsdata ble det benyttet arealressurskartet AR5 for arealbruk, jordsmonnsskart fra Skog og Landskap og en digital høydemodell (DEM) med oppløsning på 10 *10 m. I tillegg ble det benyttet kartdata over elv/bekk i feltet for å kunne ”brenne inn” og sikre at bekkene kom på riktig plass i nedbørsfeltet. I SWAT har man mulighet for å styre størrelsen til

delnedbørsfeltene i oppsettsfasen. I dette prosjektet ble en terskelverdi på 50 hektar satt i SWAT-modellen, noe som ga 6 delnedbørsfelter i Skuterudfeltet. Jordfysiske data ble hentet fra rapporten *A general description of the Skuterud catchment* (Deelstra et al., 2005) og lagt inn i modellen for fire typer jordsmonn.

Meteorologiske inndata benyttet i modellen og observerte data (vannføring, sedimenttap og TP-tap) som ble benyttet i kalibreringsprosessen er de samme som for INCA (tabell 3.5). Driftsdata for årene 1993-2011 ble hentet ut fra JOVA-databasen og tilrettelagt for SWAT-modellen av Hans Olav Eggestad på Bioforsk. Type driftsdata som ble lagt inn i modellen er: tidspunkt for og type vekst som ble plantet/sådd; type og tidspunkt for pløying (vårpløying, høstpløying eller harving); tidspunkt, type og mengde nitrogen og fosfor gjødsel; tidspunkt for høsting. Parametre i modellen som styrer grøfting ble satt slik at dette ble modellert for jordbruksarealene. I det nederste delnedbørsfeltet, som ligger nærmest utløpet, ble det satt inn et såkalt reservoar for å simulere fandammen. Reservoar er SWAT-modellen sin måte å modellere reservoarer eller innsjøer på. Reservoarfunksjonen har også blitt brukt til å modellere fangdammer i jordbruksdominerte nedbørsfelt tidligere (Zhang and Zhang, 2011, Bosch, 2008).

Modellen ble kjørt med kalibrerings- og usikkerhetsprogrammet SWAT-CUP. Her ble parametre som erfaringsmessig er sensitive for vannføring, sedimenttransport og fosfortransport valgt ut og en maksimums og minimumsverdi for hver av parametrene ble satt, 30 ulike parametre ble valgt i denne kalibreringen. Programmet kjørte så SWAT modellen 1000 ganger med 1000 forskjellige parametersett og den beste kjøringen ble valgt ut basert på den som hadde best samsvar mellom observerte og simulerte data. Formålet med å kalibrere modellen er å få et bedre samsvar mellom simulerte og observerte data. Akkurat som med INCA modellen er det viktig å justere parameterverdiene slik at de gir fysisk mening ut fra de prosessene man simulerer.

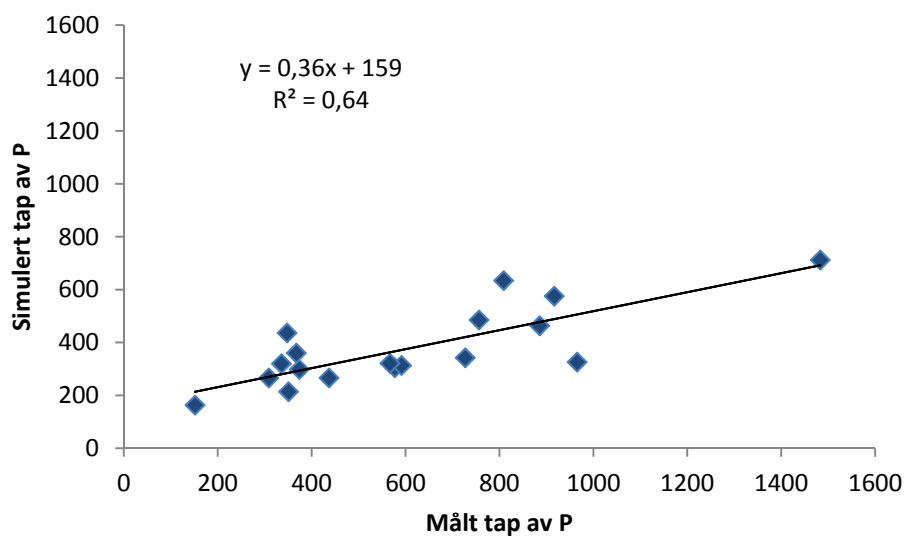
4. Resultater

4.1 Agricat-P

De simulerte tapene av total P (kg) i perioden 1994-2011 fra Agricat er vist i tabell 4.1. Sammenhengen mellom målte og simulerte tap vises grafisk i Figur 4.1.

Tabell 4.1. Målt og beregnet total P beregnet med Agricat-P modellen.

År	Målt tap av Total P (kg)	Simulert samlet tap av Total P (kg)
1994/1995	348	436
1995/1996	152	163
1996/1997	351	214
1997/1998	437	266
1998/1999	886	463
1999/2000	966	326
2000/2001	1483	712
2001/2002	577	305
2002/2003	591	313
2003/2004	336	320
2004/2005	309	266
2005/2006	368	360
2006/2007	809	634
2007/2008	917	575
2008/2009	757	485
2009/2010	374	298
2010/2011	727	342
2011/2012	567	321



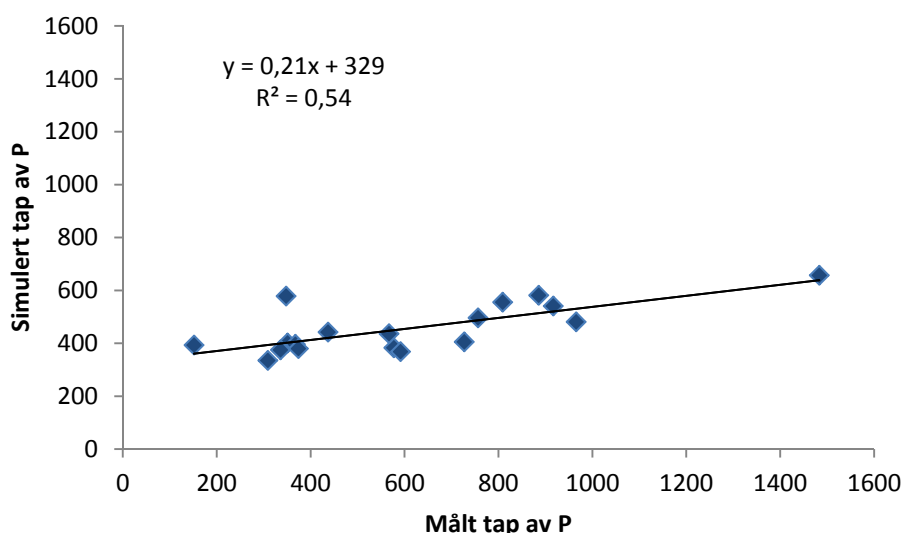
Figur 4.1. Målte og simulerte tap av Total P med Agricat i Skuterud feltet i perioden 1994-2011 ($P < 0,05$).

4.2 Limno-soil

De simulerte tapene av total P (kg) i perioden 1994-2011 fra Limno-soil er vist i tabell 4.2. Sammenhengen mellom målte og simulerte tap ved reell total avrenning i mm vises grafisk i Figur 4.2.

Tabell 4.2. Tap av Total P og biotilgjengelig P beregnet med modellen Limno-soil og 180 mm overflateavrenning samt beregnet total P ved reell avrenning (For total P er det inkludert 30 kg P per år fra skog og urbane arealer).

År	Målt tap av Total P (kg)	Simulert tap av Total P (kg) 180 mm avrenning	Simulert tap av Biotilgjengelig P (kg) 180 mm avrenning	Simulert tap av Total P (kg) Målt avrenning
1994/1995	348	402	169	578
1995/1996	152	371	155	393
1996/1997	351	316	131	401
1997/1998	437	323	136	442
1998/1999	886	346	147	581
1999/2000	966	310	131	481
2000/2001	1483	249	103	657
2001/2002	577	244	104	383
2002/2003	591	180	75	368
2003/2004	336	225	92	375
2004/2005	309	255	103	335
2005/2006	368	253	102	396
2006/2007	809	260	106	555
2007/2008	917	243	98	541
2008/2009	757	253	102	496
2009/2010	374	202	80	380
2010/2011	727	235	97	405
2011/2012	567	194	79	436



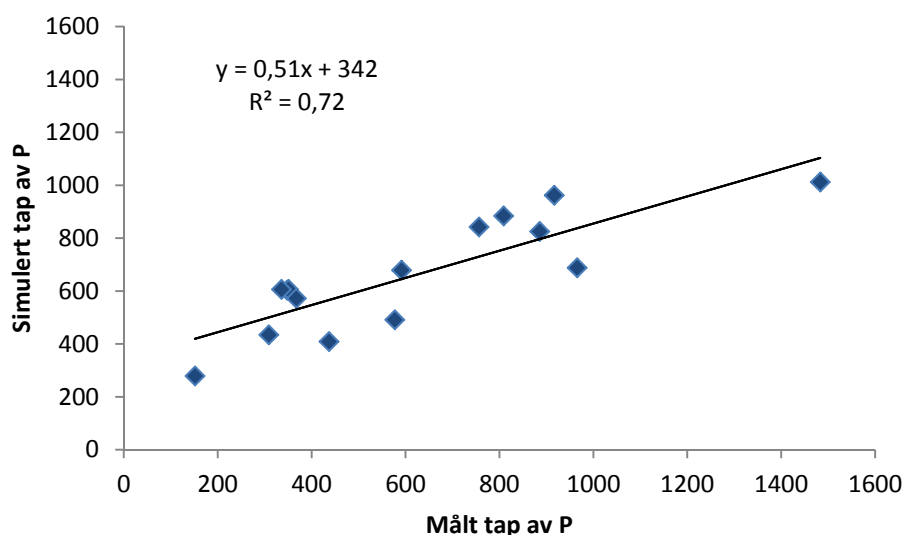
Figur 4.2. Målte og simulerte tap av Total P med Limno-soil i Skuterud feltet i perioden 1994-2011 ($P < 0,05$).

4.3 INCA

De simulerte tapene av total P (kg) i perioden 1994-2010 fra INCA (kalibrert og ukalibrert) er vist i tabell 4.3. Sammenhengen mellom målte og simulerte tap vises grafisk i Figur 4.3.

Tabell 4.3. Målte og simulerte tap av total P med INCA (kalibrert og ukalibrert) i Skuterud feltet fra 1994-2011.

Year	Målt tap av Total P (kg)	Simulert tap av Total P (kg) Kalibrert versjon	Simulert tap av Total P (kg) Ukalibrert versjon
1994/1995	348	603	384
1995/1996	152	279	186
1996/1997	351	606	282
1997/1998	437	409	258
1998/1999	886	825	424
1999/2000	966	688	375
2000/2001	1483	1012	668
2001/2002	577	491	265
2002/2003	591	679	350
2003/2004	336	606	312
2004/2005	309	434	238
2005/2006	368	572	304
2006/2007	809	884	487
2007/2008	917	962	494
2008/2009	757	842	699
2009/2010	374	841	612
2010/2011	727	899	661



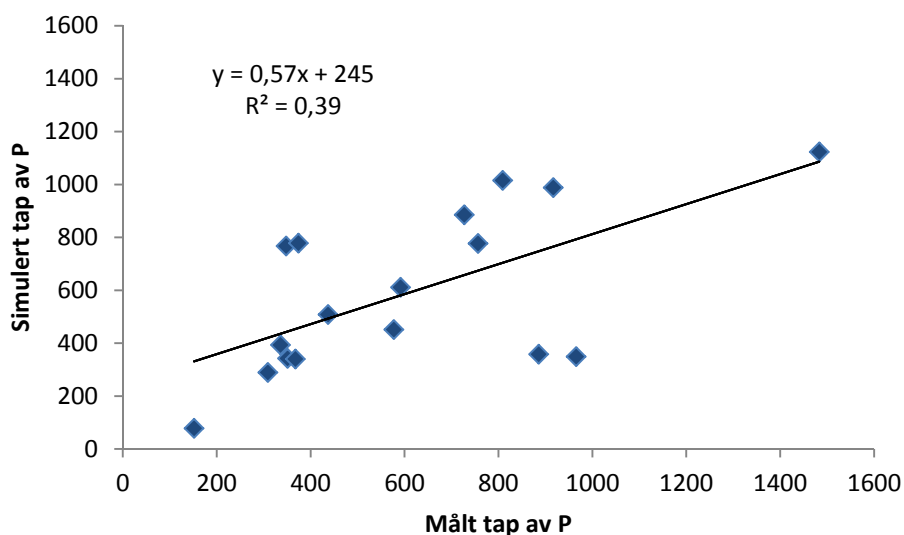
Figur 4.3 Målte og simulerte tap av Total P med INCA i Skuterud feltet i perioden 1994-2011 ($P < 0,05$).

4.4 SWAT

De simulerte tapene av total P (kg) i perioden 1994-2010 fra INCA (kalibrert og ukalibrert) er vist i tabell 4.4. Sammenhengen mellom målte og simulerte tap vises grafisk i Figur 4.4.

Tabell 4.4. Målte og simulerte verdiene med SWAT kalibrert modell for total P i Skuterud feltet fra 1994-2011.

År	Målt tap av Total P (kg)	Simulert tap av Total P (kg) Kalibrert versjon	Simulert tap av Total P (kg) Litteratur versjon
1994/1995	348	767	1551
1995/1996	152	78	157
1996/1997	351	342	283
1997/1998	437	508	1064
1998/1999	886	358	594
1999/2000	966	349	437
2000/2001	1483	1123	1874
2001/2002	577	451	766
2002/2003	591	611	1144
2003/2004	336	393	871
2004/2005	309	289	520
2005/2006	368	340	554
2006/2007	809	1015	1235
2007/2008	917	988	1941
2008/2009	757	777	1475
2009/2010	374	778	1496
2010/2011	727	885	1643



Figur 4.5 Målte og simulerte tap av Total P med SWAT i Skuterud feltet i perioden 1994-2011 ($P < 0,05$).

4.5 Modellsammenligning

De fire modellene ble sammenlignet ved hjelp av tre ulike statistiske metoder; R^2 , NSE og PBIAS % (se kapittel 2.4). I tabell 5.5 vises statistikken for modellene, statistikken ble beregnet for 1994-2008. En NSE-verdi på mellom 0 og 1, og en PBIAS på ± 70 % for P vil være akseptabelt i følge Morasi (2007), mens verdier under 0 indikerer at gjennomsnittsverdier i observasjonene er en bedre indikator enn simuleringen.

Agricat og Limno-soil (180 mm) underestimerte P-tapene med i gjennomsnitt henholdsvis 37 % og 55 %. Agricat fikk en NSE verdi på 0,06, noe som er akseptabelt i følge Morasi (2007) sin definisjon, men likevel et stykke unna det ønskelige nivået på 1. Variasjonen mellom år forklarer Agricat rimelig bra med en R^2 på 0,65, mens som nevnt i kapittel 2.4 tar R^2 lite hensyn til volum/mengdeforskjeller mellom målte og simulerte data. Limno-soil (180 mm) fikk en lav NSE verdi på -1,1 og R^2 verdi på 0,07, dette viser at denne versjonen av Limno-soil ikke forklarer de målte fosfortapene i tilstrekkelig grad. Limno-soil har også mulighet til å bruke målt avrenning der dette er tilgjengelig, i testen forbedret dette NSE verdien til 0,13 og underestimeringen ble redusert til 24 %

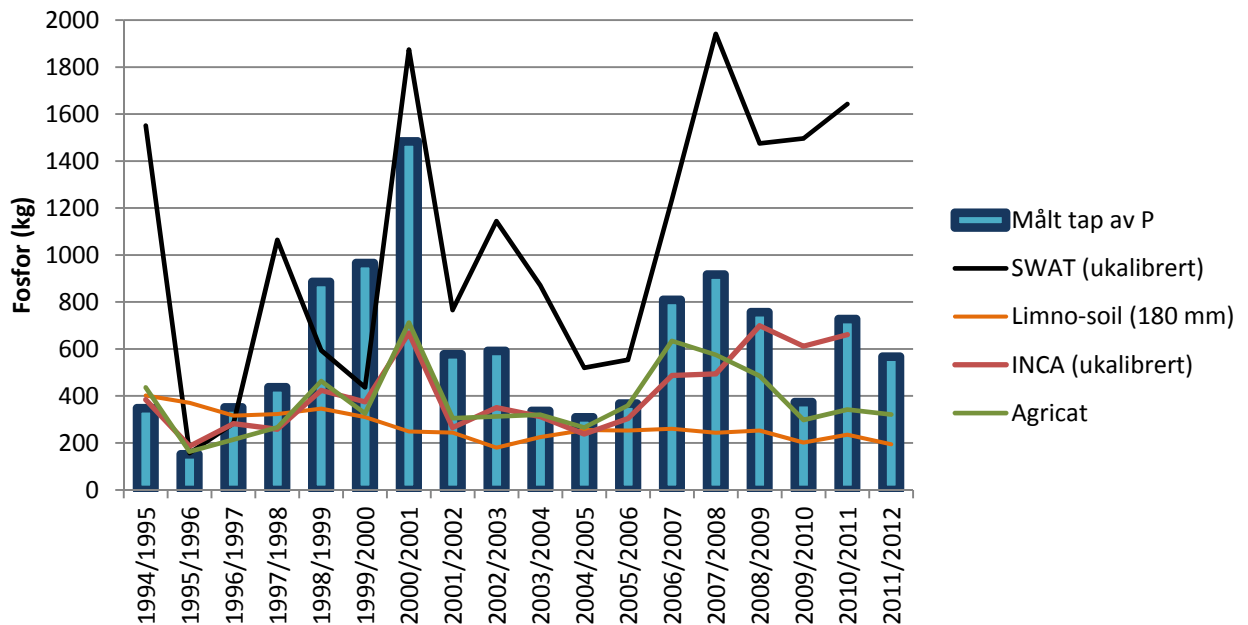
Den ukalibrerte versjonen av INCA underestimerte fosfortapet i gjennomsnitt (-38 %), mens den ukalibrerte versjonen av SWAT overestimerte tapene (56 %), NSE verdien for den ukalibrerte versjonen av INCA var på grensen til ikke akseptable (0) mens den ukalibrerte versjonen av SWAT fikk en uakseptabel NSE verdi (-1,8). Som forventet økte NSE for INCA og SWAT etter kalibrering (til hhv 0,65 og 0,39), og etter kalibrering ble også PBIAS forbedret. INCA overestimerte da i gjennomsnitt med 7 %, mens SWAT underestimerte med 10 %.

I år 2000 underestimerer alle modellene fosfortapene. Det var i år 2000 fangdammen i Skuterud ble bygget, og tilhørende graving både medførte store jord- og fosfortap som ikke modellene fanger opp. Det kan diskuteres om dette året burde vært utelatt fra testen, men siden problemet gjelder alle modellene vil sannsynligvis ikke sammenligningen bli påvirket i særlig grad.

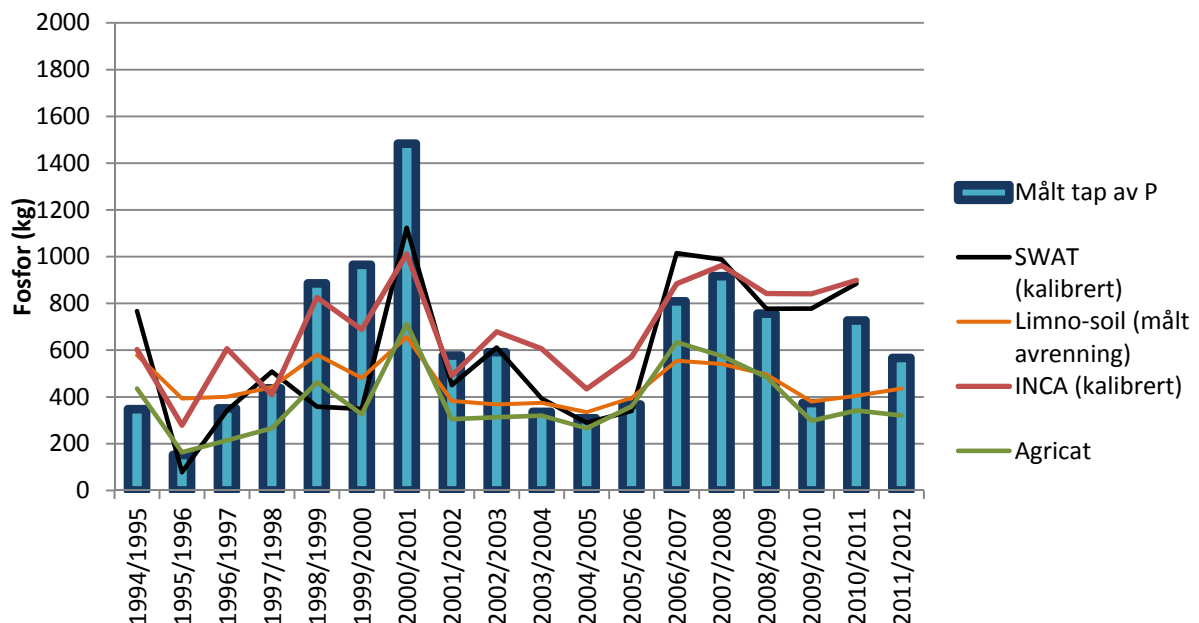
Tabell 5.5. Modellenes evne til å forutsi målte fosfortall vist som statistikkvariablene R^2 , NSE og PBIAS %. Statistikken er beregnet fra 1994-2008.

	R^2	NSE	PBIAS %
Agricat	0,65	0,06	-37
Limo-soil (180 mm)	0,07	-1,11	-55
Limno-soil (målt avrenning)	0,54	0,13	-24
INCA (kalibrert)	0,72	0,65	7
INCA (ikke kalibrert)	0,62	0	-38
SWAT (kalibrert)	0,46	0,39	-10
SWAT (ikke kalibrert)	0,32	-1,8	56

Den generelle slutningen man kan trekke fra statistikken er at ingen av modellene klarer å simulere fosfortapene med stor nøyaktighet. Uten kalibrering gir INCA og SWAT et relativt dårlig resultat (Figur 5.6), mens med kalibrering presterer disse modellene bedre (Figur 5.7). Estimering av fosfortap med Limno-soil (180mm) gir også et relativt dårlig resultat (Figur 5.6) mens Limno-soil (målt avrenning) presterer bedre (Figur 5.7). Estimering av fosfortap med Agricat er vist i begge figurene i samme versjon.



Figur 5.6 Estimering av fosfortap med modellene (SWAT (ukalibrert), Limno-soil (180 mm), INCA (ukalibrert) og Agricat) og de målte fosfortapene fra Skuterud feltet.



Figur 5.7 Estimering av fosfortap med modellene (SWAT (kalibrert), Limno-soil (målt avrenning), INCA (kalibrert) og Agricat) og de målte fosfortapene fra Skuterud feltet.

Det gjenstår fortsatt noe justering på den "kalibrerte" SWAT modellen før resultatene er tilfredsstillende. Blant annet ble det oppdaget at modellen ikke simulerte planteveksten på en tilfredsstillende måte, der grasveksten ble betydelig underestimert i forhold til observert grassavling. Dette medfører at modellen overestimerer erosjon og fosfortransport fra disse arealene. Og det er fortsatt noen problemer med å modellere og "time" snøsmeltingen i SWAT for alle år. Dette er viktig å få til da mye av fosfortapet fra jordbruksarealer skjer under disse forholdene. De to enkle modellene Agricat og Limno-soil har antakelig et stort utbytte av å kalibreres mot representative JOVA felt når de brukes på andre områder.

5. Diskusjon

5.1 Modellprestasjon

Sammenlikning av modeller hemmes vanligvis av mangel på inndata og data for kalibrering og validering av modellene. For å kunne analysere en modells prestasjon, trenger man en god forståelse av prosesser. I denne studien var et godt datasett (overvåkingsdata fra Skuterudfeltet) tilgjengelig til bruk i kalibrering og validering. Imidlertid var det mangelfull informasjon om parametre og prosesser i feltet. Derfor kan det være vanskelig å kalibrere modellene og dessuten å forstå effekter av endringer i klima og arealbruk. I denne studien har man, ved hjelp av de data og den informasjon man hadde tilgjengelig, sammenliknet to empiriske (Agricat-P og Limno-soil) og to dels fysisk baserte modeller (INCA-P og SWAT).

PURA har i flere år brukt Limno-soil til å modellere fosfortapene i sine nedbørsfelt. Limno-soil er en meget enkel modell som bruker en standard overflateavrenning på 180 mm i de tilfeller hvor avrenningen ikke er kjent, en verdi som ikke nødvendigvis kan overføres til andre områder. Ved å bruke en standard overflateavrenning som ikke tar hensyn til variasjoner i nedbør fra år til år eller tar med grøfteavrenning vil denne modellen sannsynligvis underestimere fosfortapene kraftig. I et område der det finnes pålitelige avrenningstall vil Limno-soil kunne prestere bedre. Agricat underestimerte også fosfortapene. Resultatene antyder at både Agricat og Limno-soil underestimerer på en relativt systematisk måte. Dersom disse modellene skal brukes videre, er det viktig å finne årsaken til avvikene, og prøve å forbedre likningene i modellene gjennom å skaffe et forbedret datagrunnlag for disse.

INCA og SWAT presterte også forholdsvis dårlig før kalibrering, når parameteriseringen kun var basert på informasjon man kunne finne i litteratur der modellene primært har vært kjørt for felter i andre land. Det kan ikke forventes at slike parameterverdier er overførbare til norske forhold, og som forventet resulterte kalibreringen i betydelig bedre resultater, særlig for INCA. Resultatene viser derfor klart behovet for kalibrering og validering av modeller som videre skal brukes til scenario-analyser og til beregning av tilførsler i felter der måledata ikke eksisterer. Om INCA eller SWAT skal brukes i PURA anbefales det å bruke parametersett fra kalibrering i Skuterud som oppskaleres til hele PURA-området. For empiriske modeller som Agricat og Limno-soil er kalibrering i mindre grad mulig enn for fysisk baserte modeller, og da vil det heller være snakk om å finjustere det statistiske grunnlaget gjennom å gjøre endringer i likningene i modellen. Dette innebærer at det er like viktig at de empiriske modellene valideres mot måledata for å få et mål på overordna usikkerheter i beregningene, og for å få indikasjoner på hvor problemet med modellene ligger. Skuterudfeltet og de andre overvåkingsfeltene i JOVA-programmet et meget godt utgangspunkt for å validere (og kalibrere) både empiriske og fysisk baserte modeller, da de dekker et bredt spekter av klima, jordsmonn, topografi og drift. Usikkerhetene ved å bruke en modell i et felt uten måledata å validere mot vil alltid være større enn usikkerhetene ved å bruke modellen i et felt der man har mulighet til å validere modellen. I de aller fleste områder fins det ikke måledata å validere mot. Da er det desto viktigere at modellene valideres og kalibreres i de feltene der man faktisk har data, for dette bidrar til å redusere usikkerheten også ved beregninger i felter uten data.

Modelleringsprosessen omfatter flere typer usikkerheter som det ikke har vært rom for å kvantifisere i dette prosjektet. Ved bruk av modeller vil det alltid være usikkerheter knyttet til hvordan prosessene er beskrevet i modellen (likningene), hvordan modellen parameteriseres, inndataene (meteorologiske data, jord- og planteegenskaper) og

kalibreringsprosedyren, og dessuten usikkerheter i måledataene man bruker for å kalibrere og validere modellene.

Med hensyn til hvilke prosesser som er beskrevet og hvordan de er beskrevet, kan nevnes blant annet hvordan de studerte modellene beregner erosjon, ettersom erosjon er en viktig årsak til fosfortap i Norge. I denne studien har vi ikke undersøkt nærmere samsvaret mellom målt og simulert jordtap og hvordan dette har påvirket modellresultatene for fosfortap, men det kan potensielt være en viktig forklaring. Hvis den systematiske underestimeringen av fosfortap i Agricat og Limno-soil skyldes underestimering av jordtap, kan disse modellene ha stort utbytte av at tilnærmingen for beregning av jordtap endres. Andre prosesser som ikke er tatt høyde for i modellenes prosessbeskrivelse er for eksempel erosjon i bekkeløpet, drogerosjon, etc. Også spredt avløp bidrar til P tapet i JOVA-feltene. Her er det gjort en kartlegging som viser at spredt avløp utgjør fra 2-7 % av det årlige P tap (Withers, in press). Kvalitet på og usikkerhet i inndata er et viktig punkt - uten gode inndata vil ingen av modellene prestere optimalt, og jo bedre inndata som finnes, desto mer hensiktsmessig vil det bli å velge en komplisert modell som INCA eller SWAT. Disse modellene er mer kompliserte og tidkrevende å bruke, men dersom man har gode inndata kan de forventes å ha mindre usikkerheter enn de enklere modellene. I et område uten gode inndata kan en enklere modell være mer hensiktsmessig siden de økte kostnadene med de kompliserte modellene ikke nødvendigvis resulterer i bedre resultater.

Som indikert innledningsvis, er ulike modeller beregnet på ulike formål. Valget av modell avhenger derfor av hva man trenger svar på. En tidstrend basert på klimaendringsscenarioer kan i noen tilfeller gjennomføres med empiriske modeller, mens kvantifisering av effekter av lokale tiltak antakelig utløser behov for en mer komplisert (fysisk basert) modelltilnærming. Hvorvidt en modell beregner hydrologien eller ikke er også avgjørende for hva slags scenarier som kan simuleres.

5.2 Anslått tidsforbruk og kostnader

Kostnadene for å kjøre modellene i et middels stort nedbørsfelt som PURA er vist i tabell 4.1. Tallene i tabellen er basert på en undersøkelse blant brukere av modellene, og representerer disse brukernes estimering. Ifølge dette er det mest kostbart/tidkrevende å kjøre SWAT, så følger INCA, Agricat og Limno-soil. Kostnadene ved å kjøre Limno-soil er i hovedsak tiden det tar å samle inn nødvendig informasjon fra gårdbrukerne og/eller landbrukskontoret. Dette er en usikker kostnad og avhenger av hvor mye informasjon som er lett tilgjengelig i de ulike kommunene. Variasjon i tidsforbruk for Agricat er hovedsakelig knyttet til antall scenarier og omfanget av fangdammer og buffersoner som ønskes inkludert i kjøringene. Variasjonen i tidsforbruket i SWAT og INCA er knyttet til oppsett og kalibrering av modellene og antall scenarier. I tabellen er det bare inkludert en enkel rapportering med beskrivelse av modelloppsettet, resultatene i tabellform og en kort diskusjon av resultatene.

Tabell 4.1. Kostnader (i timer) for å kjøre modellene i et middels stort nedbørsfelt som PURA.

	Innhenting av data	Modell-oppsett	Modell-kjøring	Administrasjon	Rapportering/dataanalyse	Sum
INCA-P	100-130	100-130	160-220	10	30-50	400-540
SWAT-P	30-40	200-300	250-350	10	30-50	520-750
Agricat-P	20-30		4-15	5	15-25	44-75
Limno-soil	10-20		5	5	5	25-35

6. Konklusjon

Hovedkonklusjonene i denne studien er:

- Selv om modeller skal brukes for å beregne tilførsler fra felter uten måldata, viser denne studien klart at alle modeller bør valideres for å kunne si noe om nøyaktigheten og usikkerheten i beregningene, og kalibreres for å redusere usikkerhetene.
- Enkle, empiriske modeller krever betydelig mindre innsats i tidsforbruk for å gjøre slike beregninger.
- Fysisk baserte modeller gir resultater som etter kalibrering synes å være forbundet med noe lavere usikkerhet enn resultater fra de enklere modellene.
- De beregna fosfortapene svarte ikke til de målte fosfortapene i det aktuelle studiefeltet, noe som indikerer at modellene ikke i tilstrekkelig grad tar høyde for de viktige prosessene som påvirker fosfortap. De enkle modellene så ut til å stort sett underestimere fosfortapene systematisk, mens de fysisk baserte modellene viste mer variable avvik (både under- og overestimering).
- Valg av modell avhenger av 1) ønsket nøyaktighet i beregningene, 2) tilgjengeligheten av inndata, og 3) hva modellen skal brukes til.

Referanser

- Arabi, M., Frankenberger, J. R., Engel, B. A., and Arnold, J. G., 2008. Representation of agricultural conservation practices with SWAT. *Hydrological Processes*, 22, 3042-3055, 10.1002/hyp.6890.
- Barkved, L. J., Saloranta, T., Kaste, Ø., Beldring, S., Farkas, Cs, Deelstra, J., Wade, A., 2010. Linking hydrology and water quality models for improved water management - the case of Vansjø-Hobøl. Poster abstract for NHR conference on Lillehammer, September 14-16, 2010. www.hydrologiraadet.no/admin/FileArchive/538/Barkved.pdf
- Bechmann, M., Deelstra, J., 2013. Long Term Monitoring in Norway. Akademika publishing, Trondheim. ISBN 978-82-321-0014-9. 292 pp.
- Borch, H., Hauge, A., 2008. Avrenning av næringsstoff fra landbruk og spredt avløp i Fredrikstad kommune. Bioforsk Rapport 3(136).
- Borch, H., Turtumøygard, S., 2008. Tilførselsberegninger fra bakgrunnsavrenning, landbruk og spredt avløp. Tiltak for landbruksforurensningen i Haldenvassdraget
- Borch, H., 2009. Avrenning av næringsstoff fra landbruk i Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. Bioforsk Rapport 4(11), 25 pp.
- Borch, H., Farkas, C., Øgaard, A. & Bechmann, M., 2010. The AGRICAT-P Model - a tool for modelling the mitigation effects of agricultural runoff in Norwegian catchments. Bioforsk Rapport 5(9), 56 s.
- Borch, H., Turtumøygard, S., Eggestad, H.O., 2011. Modellering av næringsstofftilførsler i et vassdragsavsnitt på Hadeland. Bioforsk Rapport 6(132), 55 s.
- Bosch, N. S.: The influence of impoundments on riverine nutrient transport: An evaluation using the Soil and Water Assessment Tool, *Journal of Hydrology*, 355, 131-147, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.03.012>, 2008.
- Braskerud, B., 2002, Factors affecting phosphorous retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution, *Ecological Engineering*, 19, 41-61.
- Deelstra, J., Kværnø, S. H., Skjevdal, R., Vandsemb, S., Eggestad, H. A., and Ludvigsen, G. H.: A general description of the Skuterud catchment, *Jordforsk*, 2005.
- Farkas, Cs., Beldring, S., Bechmann, M., Deelstra, J. 2012. Soil erosion and phosphorus losses under variable land use as simulated by the INCA-P model. *Soil Use Manage.* (accepted for publication).
- Hauken, M., Bechmann, M., Stenrød, M., Eggestad, H.-O. & Deelstra, J., 2012, Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammendragsrapport for overvåkingsperioden 1992-2011 fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA), Bioforsk Rapport, (7)78, 73s.
- Krogstad, T. 2001. Fosfor i dyrka jord i Ski kommune. - Beregning av fosfortap og vurdering av fosforinnhold i dyrka jord. IJVF rapport nr 3/01 (lnr. 93), 11s.
- Krogstad, T. & Løvstad, Ø. 2012. Integriert vann- og jordovervåking (Limno-soil). IPM/UMB Rapport nr 2, 28s.
- Kværnø, S., Bechmann, M. & Farkas, C. 2012. Miljøeffekter av jordbruksdrift - Modellering av erosjon og næringsstofftap. Bioforsk Rapport 7(145), 56 s.
- Lundekvam, H. 1996. Rapport frå avrenningsfelt 1995 ved Institutt for jord- og vassfag: Askim, Bjørnebekk, Syverud, Hellerud, Øsaker, Holt1 og Holt2. IJVF rapport nr 6 (47), 42s.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams J.R., 2009. Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation.
- Saloranta, T., Andersen, T., 2007. MyLake—A multi-year lake simulation model code suitable for uncertainty and sensitivity analysis simulations. *Ecological Modelling* 207, 45-60.

- Semb, L., 1996. Fosfor og alger i dyrka jord - Tilstand og aktualitet i forbindelse med eutrofiering av vann. Hovedoppgave, Norges Landbrukshøyskole. 58 s.
- Syversen, N. & Borch, H. 2005, Retention of soil particle fractions and phosphorus in cold-climate buffer zones, *Ecological Engineering* (4) 25, 382-394.
- Williams, J. R., 1975. Sediment routing for agricultural watersheds, *Journal of the American Water Resources Association*, 11, 965-974, 10.1111/j.1752-1688.1975.tb01817.x.
- Williams, J. R.: The Erosion-Productivity Impact Calculator (EPIC) Model: A Case History, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 329, 421-428, 10.1098/rstb.1990.0184, 1990.
- Withers, P. J., May, L., Jarvie, H. P., Jordan, P., Doody, D. G., Foy, R. H., Bechmann, M., Cooksley, S., Dils, R., & Deal, N., In Press, Nutrient emissions to water from septic tank systems in rural catchments: uncertainties and implications for policy. Special issue: *Catchment science*.
- Zhang, X., and Zhang, M.: Modeling effectiveness of agricultural BMPs to reduce sediment load and organophosphate pesticides in surface runoff, *Science of The Total Environment*, 409, 1949-1958, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.012>, 2011.