

## Bioforsk Rapport

Bioforsk Report

Vol. 9 Nr. 108 2014

# Modellverktøy for beregning av jord- og fosfortap fra jordbruksdominerte områder

## Dokumentasjon av modellen Agricat 2

Sigrun H. Kværnø, Stein Turtumøygard, Heidi A. Grønsten, Marianne Bechmann

Bioforsk jord og miljø

[www.bioforsk.no](http://www.bioforsk.no)







Hovedkontor/Head office  
Frederik A. Dahls vei 20  
N-1430 Ås  
Tel.: (+47) 40 60 41 00  
post@bioforsk.no

Bioforsk jord og miljø  
Bioforsk soil and environment  
Frederik A. Dahls vei 20  
N-1430 Ås  
Tel.: (+47) 40 60 41 00  
jord@bioforsk.no

*Tittel/Title:*

Modellverktøy for beregning av fosfortilførsler fra jordbruksdominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat 2.

*Forfatter(e)/Author(s):*

Sigrun H. Kværnø, Stein Turtumøygard, Heidi A. Grønsten, Marianne Bechmann

<i>Dato/Date:</i> 13.10.2014	<i>Tilgjengelighet/Availability:</i> Åpen	<i>Prosjekt nr./Project No.:</i> 8539	<i>Saksnr./Archive No.:</i> 2014/273
<i>Rapport nr./Report No.:</i> 9(108) 2014	<i>ISBN-13-nr./ISBN-no:</i> 978-82-17-01306-8	<i>Antall sider/Number of pages:</i> 36	<i>Antall vedlegg/Number of appendices:</i> 5


<i>Oppdragsgiver/Employer:</i> Intern	<i>Kontaktperson/Contact person:</i> Jannes Stolte
--	---

<i>Stikkord/Keywords:</i> Empirisk modell, erosjon, fosfor, jordbruk, tiltaksanalyse, scenario, endret jordarbeiding, grasdekt buffersone, fangdam	<i>Fagområde/Field of work:</i> Arealbruk, vannkvalitet
---	--


*Sammendrag:*

Denne rapporten dokumenterer beregningsmetodikken i den empiriske jord- og fosfortapsmodellen Agricat 2, slik den forelå og ble brukt i 2014. Modellen er GIS-basert. Inndata til modellen er i utgangspunktet lett tilgjengelige, og omfatter digitale kart (f.eks. jordsmonnkart, nedbørfeltgrenser og eiendomskart), driftsdata fra offentlige registre (SSB og Landbruksdirektoratet) og data for fosforstatus i jord (f.eks. fra jorddatabanken ved Bioforsk). Jordtap ved dagens drift blir beregnet ut fra erosjonsrisiko ved høstpløying multiplisert med jordarbeidingsfaktorer. Jordtapet fordeles på overflate- og grøfteavrenning. Jordtap fra arealer som drenerer til grasdekte buffersoner og/eller fangdammer blir videre justert gjennom beregning av renseseffekter. Deretter beregnes fosforinnholdet på partiklene utfra P-AL i jord og anrikning. Tilslutt beregnes fosfortapet som en funksjon av jordtapet og fosforinnholdet i partiklene. En beskrivelse av usikkerheter i modellberegningene og kalibrering og validering av modellen er også tatt med

Godkjent / Approved

  
Jannes Stolte

Prosjektleder / Project leader

  
Heidi A. Grønsten

# Forord

Dette arbeidet og denne rapporten er utarbeidet med finansiering fra Bioforsk kunnskapsutviklingsmidler, på prosjektet «Modeller og verktøy». Formålet med dette prosjektet er å utvikle kunnskap om modeller og verktøy til nytte for landbruks- og miljøforvaltningen. Det har vært stor etterspørsel etter modeller for tiltaksanalyse, og Bioforsk har derfor i løpet av de siste to tiår utviklet modellen GIS-avrenning/WEBGIS-avrenning og etterfølgeren Agricat, som forvaltningsstøtteverktøy. Agricat-modellen har siden 2008 har vært mye brukt i tiltaksanalyser for en rekke nedbørfelter og vannområder.

I 2014 ble det ved Bioforsk utviklet en ny versjon av modellen, Agricat 2, med oppdatert beregningsgrunnlag og med nye brukergrensesnitt: både en regnearkbasert versjon (Agricat 2-XLS), og en WEBGIS-applikasjon (WebGIS Agricat 2).

Prosjektleder har vært Heidi A. Grønsten. Regnearkversjonen ble utviklet først, av Sigrun H. Kværnø, som i denne prosessen har oppdatert deler av formelverket. Stein Turtumøygard har utviklet WebGIS-applikasjonen, basert på formelverket i regnearkversjonen, og har sammen med Thor Endre Nytrø og Heidi A. Grønsten stått for tilrettelegging av inputdata i form av kart og registerdata, og utviklet en del rutiner for hvordan dette skal gjøres. Kværnø har stått for kvalitetssikring av WebGIS-applikasjonen, og har hatt ansvar for dokumentasjon og rapportering. Marianne Bechmann, Anne Falk Øgaard og Håkon Borch har bidratt med faglige innspill i prosessen.

Hensikten med denne rapporten er å dokumentere beregningsmetodikken som ligger inne i denne nye modellversjonen Agricat 2.

Ås, 13. oktober 2014  
Sigrun Kværnø

# Innhold

1.	Innledning .....	6
2.	Modellstruktur og brukergrensesnitt .....	7
2.1	Modellkonsept .....	7
2.2	Brukergrensesnitt .....	8
2.2.1	Agricat 2-XLS .....	8
2.2.2	WebGIS Agricat 2 .....	8
3.	Kart- og datagrunnlag .....	10
3.1	Grunnlagkart .....	10
3.1.1	Administrative inndelinger - Nedbørfeltgrenser/Fylkesgrenser .....	10
3.1.2	Eiendomskart .....	10
3.2	Arealegenskaper .....	11
3.2.1	Jordsmonns- og erosjonsrisikokart .....	11
3.2.2	Fosforstatus (P-AL) .....	11
3.2.3	Vannlinjer, vannflater og grasdekte buffersoner .....	12
3.3	Jordbruksdrift og miljøtiltak .....	12
3.3.1	Jordbruksdrift (produksjonstilskudd) .....	12
3.3.2	Fangdammer og grasdekte buffersoner .....	13
4.	Jordtap ved aktuell drift .....	14
4.1	Erosjonsrisiko ved høstpløying .....	14
4.2	Fordeling av jordtap på grøfte- og overflateavrenning .....	14
4.3	Jordarbeidingsfaktorer .....	16
4.4	Jordtap ved aktuell drift .....	18
5.	Jordtap etter landskapstiltak .....	19
5.1	Renseeffekt av grasdekt buffersone .....	19
5.2	Renseeffekt av fangdam .....	20
5.3	Jordtap etter landskapstiltak .....	21
6.	Fosfortap .....	22
6.1	Fosforinnhold i jord .....	22
6.2	Fosforanrikning .....	22
6.3	Fosfortap fra organisk jord .....	23
6.4	Fosfortap fra responsenheter og nedbørfelter .....	23
7.	Kalibrering og validering av Agricat 2 .....	25
7.1	Statistiske mål på overensstemmelse .....	25
7.2	Eksempler på kalibrering/validering av Agricat og Agricat 2 .....	26
7.2.1	Rutefelt- og skifteskala .....	26
7.2.2	Nedbørfeltskala .....	28
8.	Usikkerheter og begrensninger .....	30
8.1	Prosessrepresentasjon .....	30
8.2	Formlene i modellen .....	30
8.3	Inputdata .....	31
8.4	Kalibrering og validering .....	32
9.	Liste over symboler .....	33
10.	Referanser .....	34
11.	Vedlegg .....	36

# 1. Innledning

---

Jordbruket er en viktig kilde til næringsstofftilførsler til vann og vassdrag. For høye fosfortilførsler kan føre til eutrofiering, med negative følger for vannkvalitet og dyreliv. De som forvalter vannressursene har behov for verktøy som kan kvantifisere tilførsler av fosfor fra jordbruket, og for å kvantifisere effekter av ulike driftspraksis slik at tiltak mot fosforavrenning kan vurderes, prioriteres og målrettes.

Det finnes mange typer modeller som kan brukes til å beregne fosforavrenning fra jordbruksarealene. Modellene har ulike detaljeringsgrader i hvordan de fysiske prosessene er beskrevet, hvor store usikkerheter som er forbundet med beregningene, hva slags data som trengs, hvilken skala de kan brukes på og hvor mye ressurser (tid, regnekapasitet) som kreves for å bruke modellen. En del av modellene egner seg til å estimere effekter av tiltak og tiltakspakker.

Enkle, empiriske modeller (regresjonsmodeller) kan brukes der det er liten tilgjengelighet av både data for modellering og ressurser for gjennomføring av beregningene, og samtidig behov for relativt grove anslag på fosfortilførsler og tiltakseffekter. Dette gjelder særlig for store områder.

På begynnelsen av 2000-tallet utviklet Bioforsk, i samarbeid med Landbruks- og miljødepartementet, en slik enkel modell kalt GIS avrenning (Turtumøygard *et al.*, 2005). Denne modellen kunne primært brukes til å beregne effekter av redusert jordarbeiding på erosjon fra jordbruksområder med kornproduksjon, og baserte seg hovedsakelig på erosjonsrisikokart fra Norsk institutt for skog og landskap. GIS avrenning ble videreutviklet til WEBGIS avrenning, som også kunne beregne effekter av grasdekte buffersoner og fangdammer. Senere ble modellen Agricat (Borch *et al.*, 2010) utviklet ved Bioforsk. Denne var som GIS-avrenning også basert på erosjonsrisikokartet, men inkluderte også beregningsmetoder for fosfortap, samt at den kunne beregne effekter på både grøfte- og overflateavrenning.

Agricat har siden vært mye brukt i tiltaksanalyser på bestilling fra forvaltningen. Områder den har vært brukt i omfatter blant annet vannområdene Morsa, Lysakerelva, Haldenvassdraget, og Bunnefjorden (PURA), Halden og Fredrikstad kommuner (Borch og Hauge, 2008; Borch og Turtumøygard, 2008; Borch, 2009; Øygarden *et al.*, 2010; Borch *et al.*, 2011) og mer nylig Vestfold fylke (Bechmann *et al.*, 2013) og vannregion Glomma (Kværnø *et al.*, 2014). Resultater fra Agricat har også vært sammenliknet med målte verdier for jord- og fosfortap i små nedbørfelter på Østlandet (Greipsland *et al.*, 2013; Kværnø *et al.*, 2014).

Med økende etterspørsel fra forvaltningen etter beregninger med Agricat, så man behov for å gjøre visse justeringer i beregningsmetodikken og få modellen operativ i et nytt brukergrensesnitt. I 2014 ble det derfor igangsatt et utviklingsarbeid som resulterte i en oppdatert modell i ny drakt - Agricat 2. Denne ble først utviklet som en regnearkbasert modell (Agricat 2-XLS) som kan brukes på enkeltskifter og i mindre områder. Neste steg var utviklingen av en WebGIS-applikasjon.

Hensikten med denne rapporten er å dokumentere beregningsgrunnlaget i Agricat 2. Rapporten danner grunnlag for å forstå hvordan resultater av tiltaksanalyser i Agricat 2 har framkommet, samtidig som den er et referansepunkt for videre utvikling av tilsvarende modellverktøy.

## 2. Modellstruktur og brukergrensesnitt

Agricat 2 beregner jord- og fosfortap på grunnlag av informasjon om erosjonsrisiko, jordart, fosforstatus i jord, fordeling av vekster og jordarbeiding. Det meste av denne informasjonen er generelt lett tilgjengelig fra kart og offentlige registre (se kapittel 3). Output fra modellen er jord- og fosfortap fra dyrka mark under ulik drift, på nedbørfeltskala.

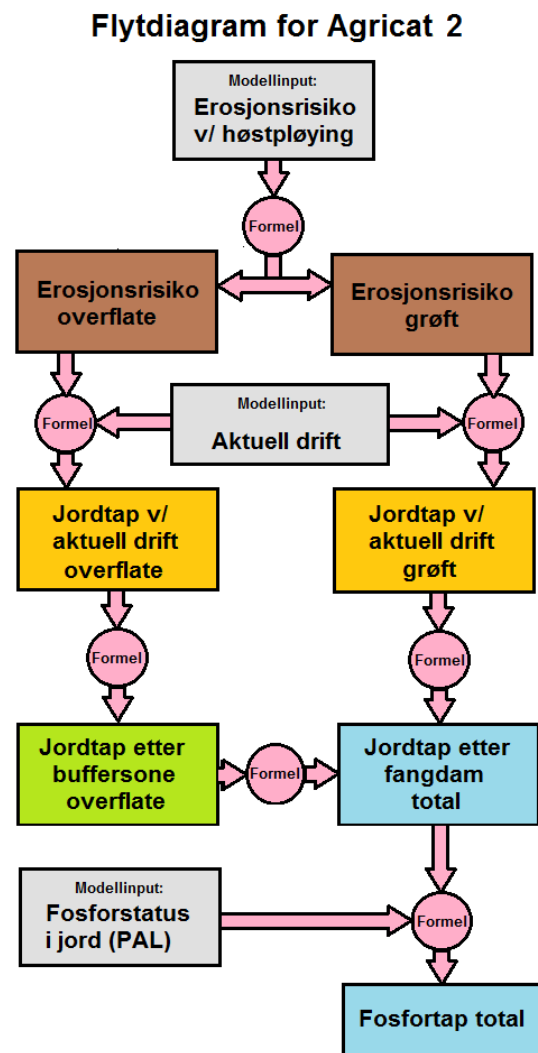
### 2.1 Modellkonsept

Et forenklet flytdiagram for de ulike beregnings-stegene i Agricat 2 er vist i figur 2.1. Beregningsrekkefølgen er organisert slik at modellen tar hensyn til samspills-effekter.

Først beregnes jordtap ved ulik drift (vekst og jordarbeiding) med utgangspunkt i erosjonsrisikokart fra Norsk institutt for skog og landskap (se kapittel 4). Erosjonsrisikokartene representerer drifts-formen høstpløyd vårkorn. Jordtapet modifieres så ved tilbakeholdelse i en eventuell grasdekt buffersone, og deretter ved tilbakeholdelse i en eventuell fangdam (se kapittel 5). Deretter beregnes fosfortapet basert på jordtapet og fosforinnhold i jordpartiklene (se kapittel 6). Tap fordeles på henholdsvis overflate- og grøfteavrenning.

Beregningene gjøres for små enheter (polygoner kalt GID) med unike egenskaper, og resultatene summeres deretter for å representere større enheter som nedbørfelter, kommuner og liknende.

I tiltaksanalyser kjøres først Agricat 2 for en referansesituasjon, som vanligvis er faktisk/aktuell drift for et gitt år, og deretter for utvalgte tiltakspakker kalt «scenarier».



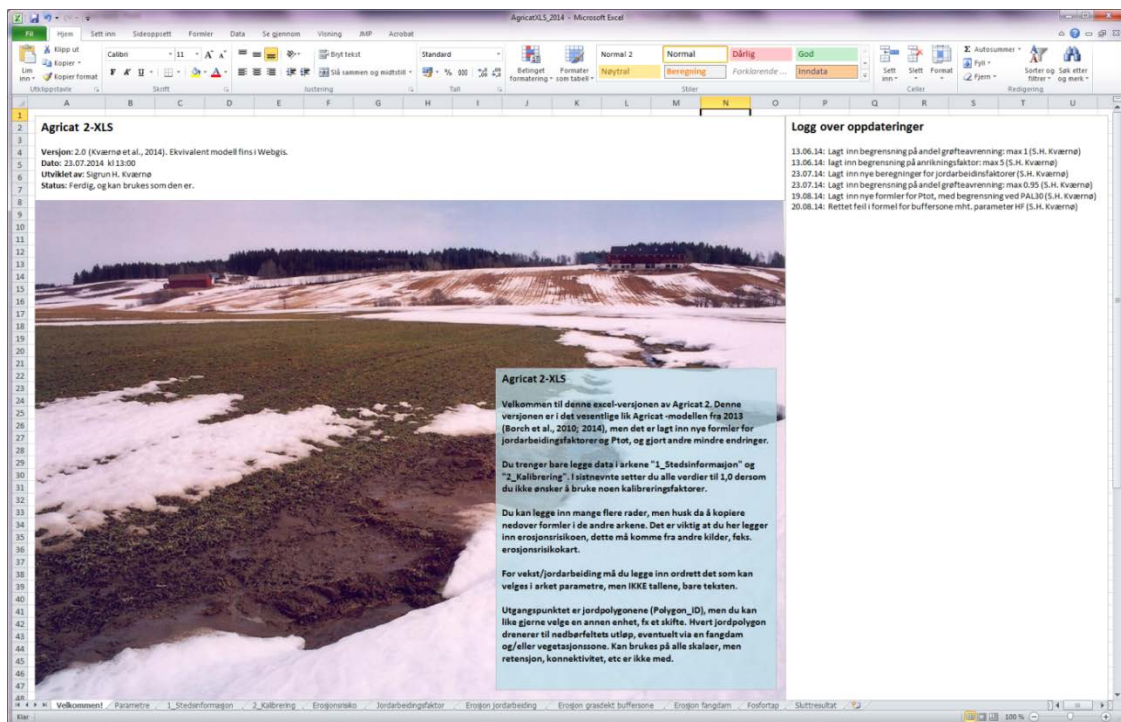
Figur 2.1 Flytdiagram for beregninger i Agricat 2. Diagrammet gjelder for beregninger som skjer på enkeltenheter. Aktuell drift betegner her både faktisk drift og drift definert i scenario. Modellinput kommer fra offentlige kart og registre.

## 2.2 Brukergrensesnitt

### 2.2.1 Agricat 2-XLS

Agricat 2 ble først utviklet som en regnearkbasert modell (Agricat 2-XLS) som kan brukes på enkeltskifter og i mindre områder, til kalibrering og validering, og til uttesting av nye formler og konsepter.

Figur 2.2 viser Agricat 2-XLS sitt «inngangssark», som inneholder bl.a. en logg over oppdateringer og rettelser i modellen. Mer informasjon om Agricat 2-XLS fins i vedlegg 1.



Figur 2.2 Skjermdump av inngangssarket til Agricat 2-XLS.

### 2.2.2 WebGIS Agricat 2

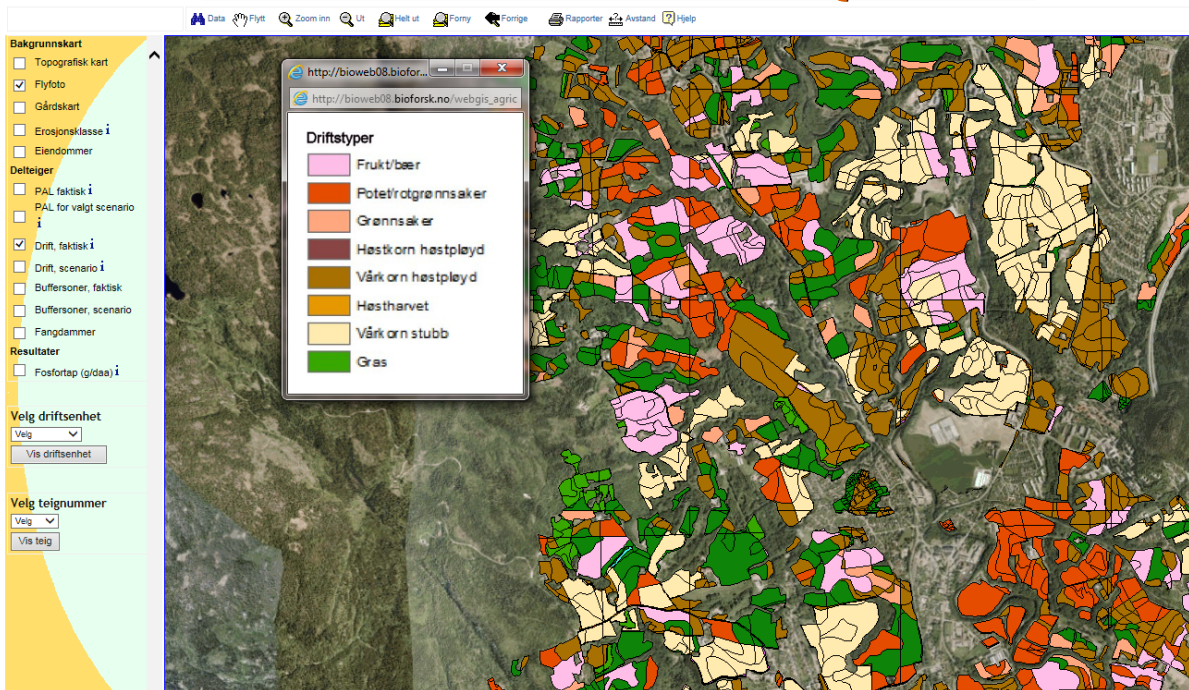
WebGIS Agricat 2 er et kartbasert verktøy som inneholder de samme formlene som Agricat 2-XLS. Applikasjonen benytter Open source-programvare.

Beregningene er skrevet i PHP og data lagres i en Postgres/PostGIS-database. Data og beregninger gjøres tilgjengelige for uttak via et kartgrensesnitt som benytter Bioforsk WebGIS-arkitektur. Også denne er bygget på Open source-programvare:

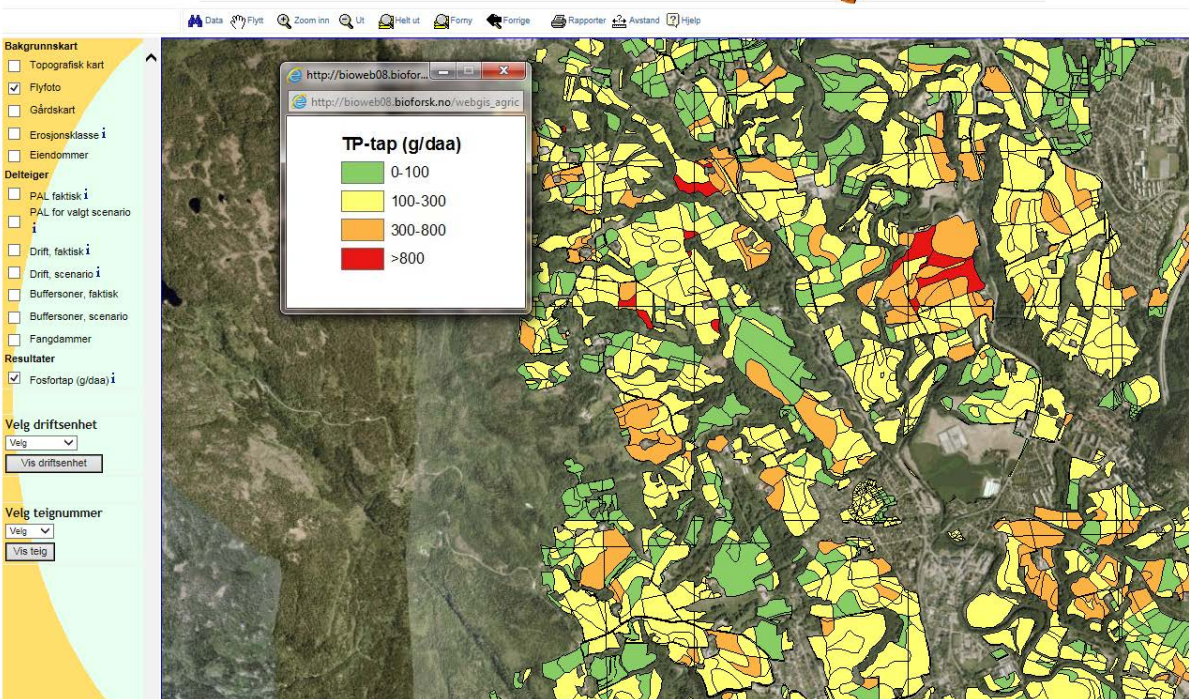
- Kartmotoren Mapserver
- Programmeringsverktøy PHP og Javascript

Figur 2.3 og 2.4 viser utsnitt av hvordan WebGIS Agricat 2 ser ut. Mer informasjon om WebGIS Agricat 2 fins i vedlegg 2.





Figur 2.3 Skjermdump av WebGIS AgriCat 2, med fordeling av drift.



Figur 2.4 Skjermdump av WebGIS AgriCat 2, med beregnede fosfortapsverdier.

## 3. Kart- og datagrunnlag

For å gjøre beregninger i Agricat 2 er det behov for et datagrunnlag som stort sett er lett tilgjengelig fra digitale kart og offentlige registre. I det følgende beskrives disse datakildene. Andre datakilder enn dem som er beskrevet her kan også brukes dersom de tilfredsstillter brukerens og modellens krav.

### 3.1 Grunnlagskart

#### 3.1.1 Administrative inndelinger - Nedbørfeltgrenser/Fylkesgrenser

Dersom Agricat 2 skal brukes til å beregne tilførsler til en resipient med et definert nedbørfelt, brukes nedbørfeltgrensene til å avgrense mot alle andre områder slik at kun informasjon fra det aktuelle nedbørfeltet brukes til å beregne tilførslene fra dette nedbørfeltet. Nedbørfeltgrensene kan komme fra eksisterende kilder (for eksempel fra NVEs Regime-register), eller kan defineres etter ønske av brukerne, oftest avledet fra en digital terrengmodell.

Grensen for beregninger kan også følge administrative grenser, for eksempel et fylke og kan eventuelt deles opp i nedbørfelt innenfor fylket. Et eksempel på et nedbørfeltkart er vist i figur 3.1.

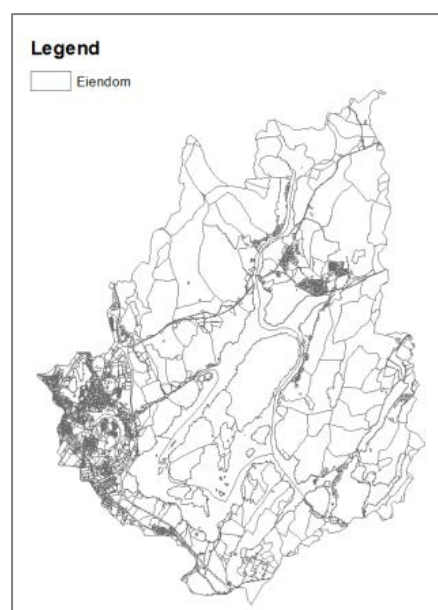
#### 3.1.2 Eiendomskart

Eiendomskart med gårds- og bruksnummer brukes til å identifisere hvilke eiendommer som hører til nedbørfeltet, og kobles til registre og databaser for å tilordne eiendommene jordbruksdrift og fosforstatus i jord (se avsnitt 3.3.1 og 3.2.3).

Eiendomskartene kan lastes ned fra Norge digitalt (kartgrunnlag «Matrikkeldata»). Eksempel på et eiendomskart er vist i figur 3.2.



Figur 3.1 Eksempelkart med nedbørfeltgrenser, her to delnedbørfelter i vannområdet Morsa.

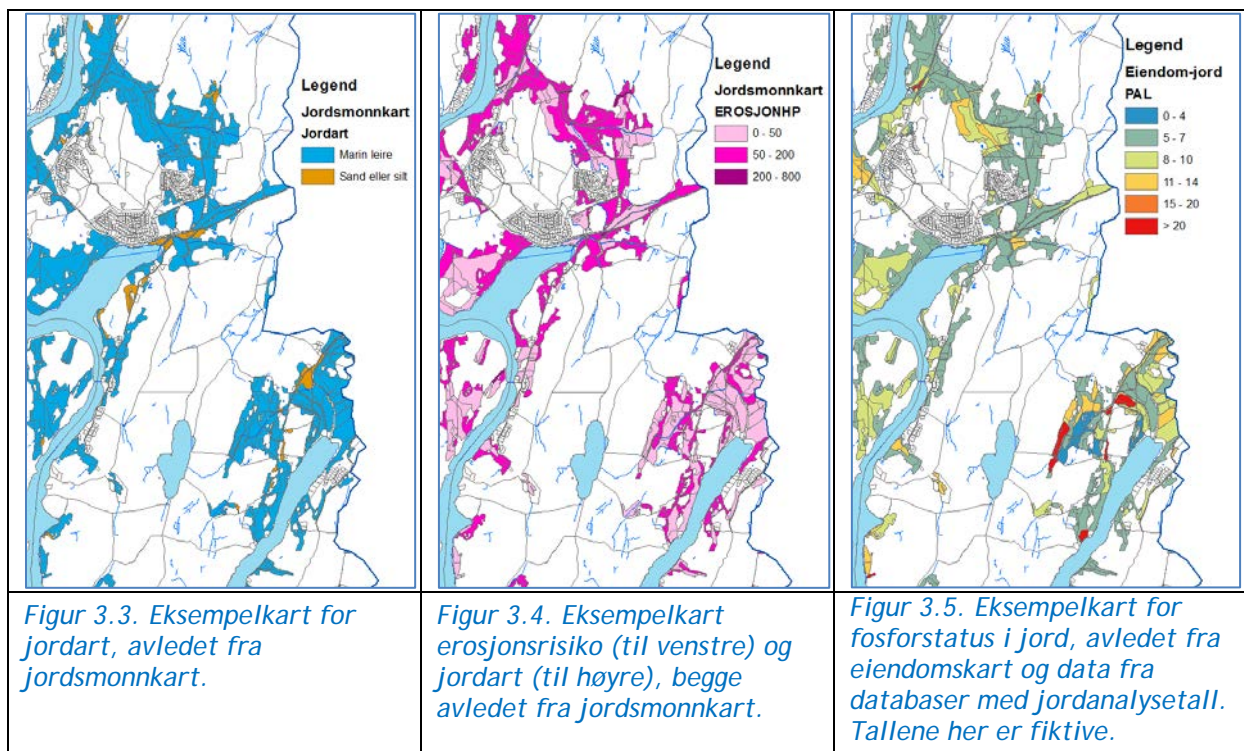


Figur 3.2 Eksempelkart eiendomskart.

## 3.2 Arealegenskaper

### 3.2.1 Jordsmonns- og erosjonsrisikokart

Jordsmonnskartet, utviklet av Norsk institutt for skog og landskap, består av jordtypeenheter med informasjon om blant annet erosjonsrisiko ved høstpløying, planering og jordart. I Agricat 2 brukes informasjon om erosjonsrisiko i beregning av jordtap, mens informasjon om jordart brukes i beregning av fosfortap. Jordsmonnskart hentes fra Norsk institutt for skog og landskap. På internett er erosjonsrisiko kun angitt i erosjonsrisikoklasser, men faktisk verdi for erosjonsrisiko kan fås ved henvendelse til Skog og landskap. Eksempler på kart avledet fra jordsmonnskartet (erosjonsrisiko ved høstpløying og jordart) er vist i figur 3.3 og 3.4.



### 3.2.2 Fosforstatus (P-AL)

Jordas fosforstatus er representert ved målte verdier av P-AL (plantetilgjengelig fosfor) per grunneiendom (gnr/brn). Verdier for P-AL brukes i fosfortapsberegningene. Informasjon om fosforstatus kan være tilgjengelig på eiendomsnivå, eller på kart.

Dataene kan hentes fra for eksempel Jorddatabanken ved Bioforsk, analyselaboratoriens databaser eller fra landbrukskontorene. I følge forskrift om gjødselplanlegging skal gårdbrukeren ta representative jordprøver hvert 4. - 8. år.

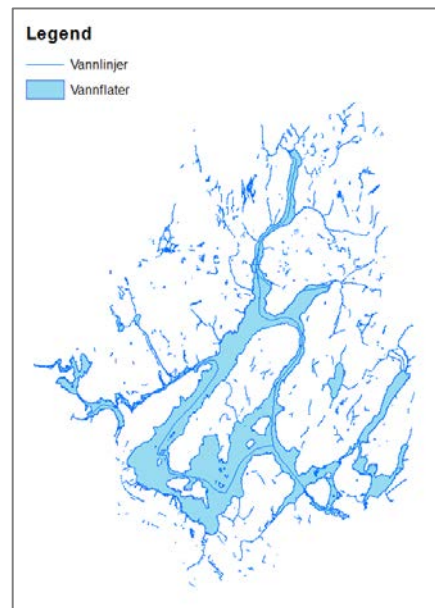
Derfor brukes i utgangspunktet bare data for de syv siste årene. Et slikt datasett skal representere alle skiftene på driftsenhetene. Dersom slike data mangler på noen eiendommer, kan man basere tallene på gjennomsnittsverdier for nedbørfeltet, vannområdet eller kommunen. Eksempel på et fiktivt PAL-kart er vist i figur 3.5.

### 3.2.3 Vannlinjer, vannflater og grasdekte buffersoner

Kart over vannlinjer og vannflater kan lastes ned fra Norge Digitalt (kartgrunnlag «FKB Geovekst»). Et eksempel på slike kart er vist i figur 3.6.

Dette kartet brukes til å identifisere mulige lokaliteter for grasdekte buffersoner langs vassdrag ved beregning av tiltakseffekter. Grasdekte buffersoner er buffere langs vassdrag med varierende bredde. I noen tilfeller eksisterer det kart over eksisterende buffersoner og planlagte buffersoner. I andre tilfeller blir buffersoner digitalisert før beregningene gjennomføres. Dersom det er få eller ingen buffersoner i området kan en ta utgangspunkt i at dette er et nytt tiltak langs alle vannlinjer og vannflater. Nedbørfeltet til buffersonene er nødvendig for beregning av effekten.

Alternativt kan man bruke en mer forenklet tilnærming der man opererer med en fast «influenzbredde».



Figur 3.6. Eksempelkart vannflater og vannlinjer.

## 3.3 Jordbruksdrift og miljøtiltak

### 3.3.1 Jordbruksdrift (produksjonstilskudd)

Data om vekstfordeling, jordarbeidingspraksis og driftsenhet for de berørte eiendommene er registrert i de nasjonale registrene for «Produksjonstilskudd», «RMP-tilskudd» og «Jordleie» hos Landbruksdirektoratet og SSB.

- Søknad om produksjonstilskudd inneholder data om areal per veksttype per driftsenhet.
- Søknad om RMP-tilskudd leveres som digitale kart, dvs. nøyaktig stedfestet.
- Jordleietabellen gir kobling mellom grunneiendom og driftsenhet.

Normalt finnes det ikke feltregistreringer av veksttyper på andre arealer enn der det er søkt RMP-tilskudd. Drift og jordarbeiding på de øvrige arealene kan da anslås på grunnlag av registerdata (Produksjonstilskudd) for den enkelte driftsenhet:

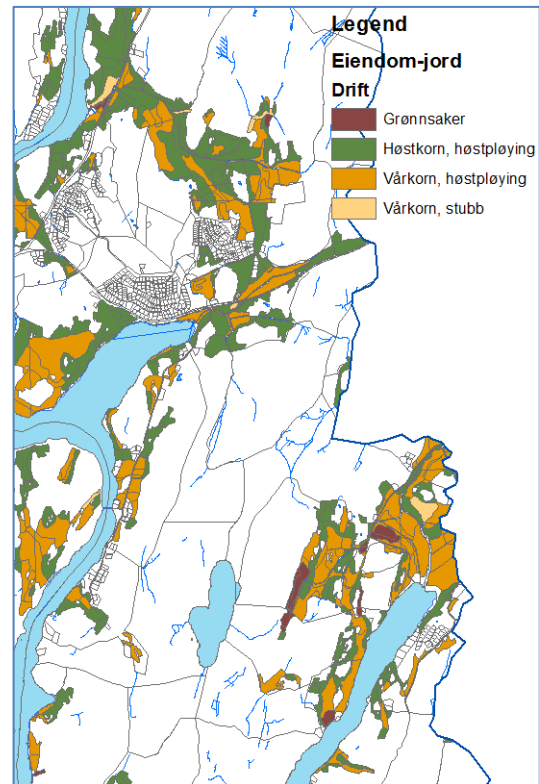
- Hver RMP-tiltakstype kodes først om til en jordarbeidingstype, og deretter summeres areal per jordarbeidingstype innen driftsenheten.
- Ved bruk av jordleietabellen slår man sammen alle eiendommer med samme driftsenhet.
- Fra Produksjonstilskudd hentes driftsenhetens totale arealer per driftstype (kombinasjon av vekst og jordarbeiding), omkodet til jordarbeidingstype. Fra disse arealene trekkes RMP-summene, og gjenværende areal per jordarbeidingstype fordeles deretter ut på driftsenheten. I denne fordelingen benyttes en GIS-basert modell, der jordarbeiding med høyest jordarbeidingsfaktor tildeles arealer med lavest erosjonsrisiko. Derved vil f.eks. driftstype gras bli fordelt til areal med høy erosjonsrisiko, mens høstpløying fordeles til arealer med lav erosjonsrisiko.

Erfaringsmessig vil registrene imidlertid aldri inneholde komplett informasjon om drift, og for noen eiendommer vil det mangle opplysninger. Det kan være at man ikke har greid å koble inn riktig gårds- og bruksnummer på enkelte eiendommer, eller det kan være at det ikke er søkt om tilskudd og derfor ikke eksisterer informasjon.

Selv om alle registerdata etter denne runden er fordelt i nedbørfeltet, vil det derfor stadig kunne gjenstå en del arealer uten registrert drift. Driften på disse anslås forholdsmessig etter samme fordelingsnøkkel som for nedbørfeltet som helhet.

I denne automatiske fordelingsrutinen er det innebygd en del antagelser og forenklinger som innebærer mulighet for feil. Dersom det aktuelle området er lite, øker risikoen for at feilene som oppstår får vesentlig betydning for sluttresultatet. Ved beregning i små nedbørfelt anbefaler vi derfor at den registerbaserte metoden suppleres med en direkte kartlegging av faktisk drift på arealene. En nedre grense for automatisk drift bør ligge rundt 4000-5000 daa dyrka mark. Ved å legge inn kartlagte data for viktige områder først, vil disse hensyntas i fordelingsrutinene. En kan derfor også redusere feilene som oppstår ved automatisk fordeling av drift, ved bare delvis kartlegging av de viktigste arealene.

Så langt det er mulig bør man søke å få nok informasjon om leiejord til at man klarer å få definert riktig drift på arealene. I registrene med driftsdata vil det være en del usikkerheter knyttet til hvilken driftsenhet drift på leid jord er registrert på. Det kan medføre at enkelte eiendommer blir tilordnet feil drift, at drift tilhørende arealer utenfor nedbørfeltet regnes med innenfor nedbørfeltet, eller at drift registrert på en eiendom utenfor nedbørfeltet i praksis skjer på leid jord inne i nedbørfeltet. Leiejordregisteret kan bidra noe til å identifisere dette.



Figur 3.7. Eksempelkart for drift, avledet fra eiendomskart, erosjonsrisikokart og data fra offentlige registre. Driften her er fiktiv.

### 3.3.2 Fangdammer og grasdekte bufferzoner

Kart over fangdammer og nedbørfeltene til fangdammene brukes i beregninger når deler av arealet drenerer til fangdammer. I noen områder finnes kart over eksisterende fangdammer, og eventuelt også planlagte fangdammer. I andre områder må både eksisterende fangdammer og fangdammer som skal brukes i scenarier tegnes opp på kart som en del av modellforarbeidet. Det samme gjelder for nedbørfeltene til fangdammene.

## 4. Jordtap ved aktuell drift

---

Agricat 2-beregningene gjøres for individuelle enheter, i det følgende kalt «responsenheter», som er kombinasjoner av alle kartene og alle data som er beskrevet i kapittel 3.

Først beregnes jordtap fra hver enkelt responsenhet, før dette jordtapet føres videre til eventuelle buffersoner og/eller fangdammer (kapittel 5), og til slutt inn i fosfortapsberegningene (kapittel 6). Det beregnede jordtapet fra responsenheten representerer kun flateerosjon. Rille-, fure og drågerosjon samt sedimentasjon beregnes ikke.

### 4.1 Erosjonsrisiko ved høstpløying

Forventet jordtap beregnes for et normalår i Agricat 2, og er basert på de nasjonale erosjonsrisikokartene utviklet av Norsk institutt for skog og landskap ([www.skogoglandskap.no](http://www.skogoglandskap.no)). Norsk institutt for skog og Landskap oppgir en verdi for erosjonsrisiko i kg jordtap per dekar per år, for hver enhet («polygon») i kartet. Erosjonsrisikoen er beregnet med en modifisert form (Lundekvam, 1990) av den Universelle jordtapslikningen (USLE, Wischmeier og Smith, 1978). Lundekvams/Skog og landskaps modifiserte likning har følgende form:

$$EHP = X \times K \times LS \times CP + EHP_{gr\ddot{o}} \quad (\text{Formel 4.1})$$

der EHP er langsiktig gjennomsnittlig jordtap i kg/daa per responsenhet, beregnet som en funksjon av:

- **X** - en faktor for effekt av klima, med verdi 224 for ikke planert jord og 700 for planert jord,
- **K** - en faktor for jordas eroderbarhet, som avhenger av tekstur, organisk materiale, struktur og dreneringsgrad,
- **LS** - en faktor for hellingslengde og helningsgrad, der hellingslengden i erosjonsrisikokartet er satt til 100 m uavhengig av virkelig hellingslengde,
- **CP** - en faktor for vekst og jordarbeiding i forhold til referansedriftsform som er høstpløyd vårkorn, og som da er satt til CP = 1 i erosjonsrisikokartet
- **EHP<sub>grø</sub>** - jordtap gjennom grøftesystemet, som avhenger av tekstur og jordtype. For teksturer som er grovere enn sandig lettleire er EHP<sub>grø</sub> = 0 kg/daa. Ellers er EHP<sub>grø</sub> = 5 kg/daa på moderat godt drenert jord, 10 kg/daa på ufullstendig til svært dårlig drenert jord klassifisert som Podzol, og 20 kg/daa på ufullstendig til svært dårlig drenert jord med annen klassifisering (Klakegg, pers.medd.).

Erosjonsrisikokartene er kalibrert på grunnlag av målinger av avrenning og jordtap fra et felt på Romerike (Holt-feltet; Lundekvam, 1990).

### 4.2 Fordeling av jordtap på grøfte- og overflateavrenning

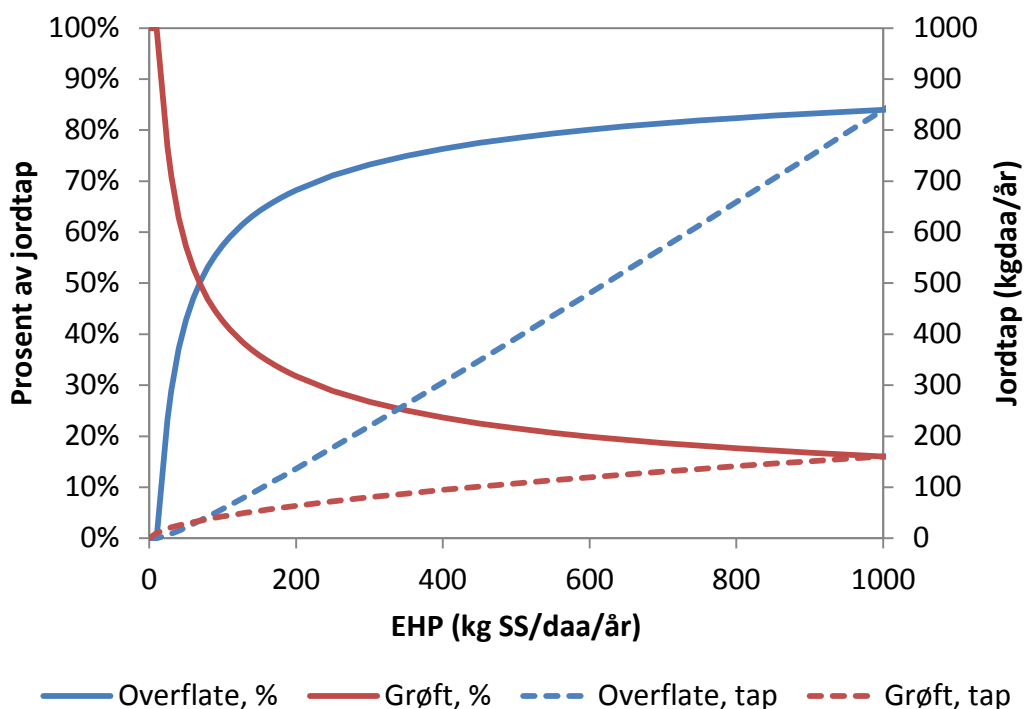
I Agricat 2 beregnes fosfortap via både grøfte- og overflateavrenning. Modellen fordeler jordtapet ut fra EHP-verdien med følgende funksjon:

$$EHP_{\text{andelgrø}} = \text{eksp}(1,1002661 - 0,4241864 \times \ln(EHP)) \quad (\text{Formel 4.2})$$

$$EHP_{\text{andelofl}} = 1 - EHP_{\text{andelgrø}} \quad (\text{Formel 4.3})$$

$EHP_{\text{andelgrø}}$  og  $EHP_{\text{andelofl}}$  er andelene av jordtapet som transporteres med avrenningen henholdsvis på jordoverflata og gjennom drengrøftene. Funksjonen for jordtap via drengrøftene er basert på måledata fra norske feltforsøk.

Hvordan jordtapet fordeler seg etter denne funksjonen, er vist i figur 4.1. Desto høyere jordtap, desto høyere andel jordtap via overflateavrenning og desto lavere andel jordtap via grøftene, og vice versa.



Figur 4.1. Fordeling av jordtap på overflate- og grøftevann i Agricat 2, i % og mengder.

Eksempelvis vil utvalgte EHP-verdier i de fire erosjonsrisikoklassene gi følgende jordtap (prosentandeler og mengder) via drengrøftene:

- Erosjonsrisikoklasse 1 - 25 kg/daa/år: 77 %, 19 kg/daa/år
- Erosjonsrisikoklasse 2 - 125 kg/daa/år: 39 %, 48 kg/daa/år
- Erosjonsrisikoklasse 3 - 500 kg/daa/år: 22 %, 108 kg/daa/år
- Erosjonsrisikoklasse 4 - 1500 kg/daa/år: 14 %, 203 kg/daa/år

Dette er i motsetning til beregningene i erosjonsrisikokartet, der jordtap via drengrøftene aldri overstiger 20 kg/daa/år.

### 4.3 Jordarbeidingsfaktorer

I Agricat 2 beregnes effekter av ulike vekster og jordarbeiding gjennom å endre jordarbeidingsfaktoren CP fra formel 1. Det er separate jordarbeidingsfaktorer for grøfte- og overflateavrenning, og for ulike kombinasjoner av vekster og jordarbeiding.

Likningene som ble brukt i originalversjonen av Agricat (Borch et al., 2014) er noe modifisert i Agricat 2. For noen driftsformer brukes konstanter, mens for andre driftsformer beregnes jordarbeidingsfaktorene som en funksjon av erosjonsrisikoen EHP.

Referansedriftsformen **vårkorn med høstpløying** har konstant verdi 1 for både jordtap via overflateavrenning,  $CP_{ofl}$ , og jordtap via grøfteavrenning,  $CP_{grø}$ . Det samme gjelder for driftsformen **grønnsaker over jorda**.

Driftsformene **høstkorn med høstpløying, potet og grønnsaker i jorda (rotgrønnsaker)** har konstant verdi 1,2 for  $CP_{ofl}$ , og konstant verdi 1 for  $CP_{grø}$ .

Driftsformene **frukt og bær, høstharving, overvintring i stubb, og gras** har funksjoner for både  $CP_{ofl}$  og  $CP_{grø}$ . Disse er på den generelle formen:

$$CP_{ofl} = m \times (EHP_{ofl})^n \quad (\text{Formel 4.4})$$

$$CP_{grø} = 1,67 \times m \times (EHP_{grø})^n \quad (\text{Formel 4.5})$$

Koeffisientene m og n varierer med driftssystemet, og er gitt i Tabell 4.1.

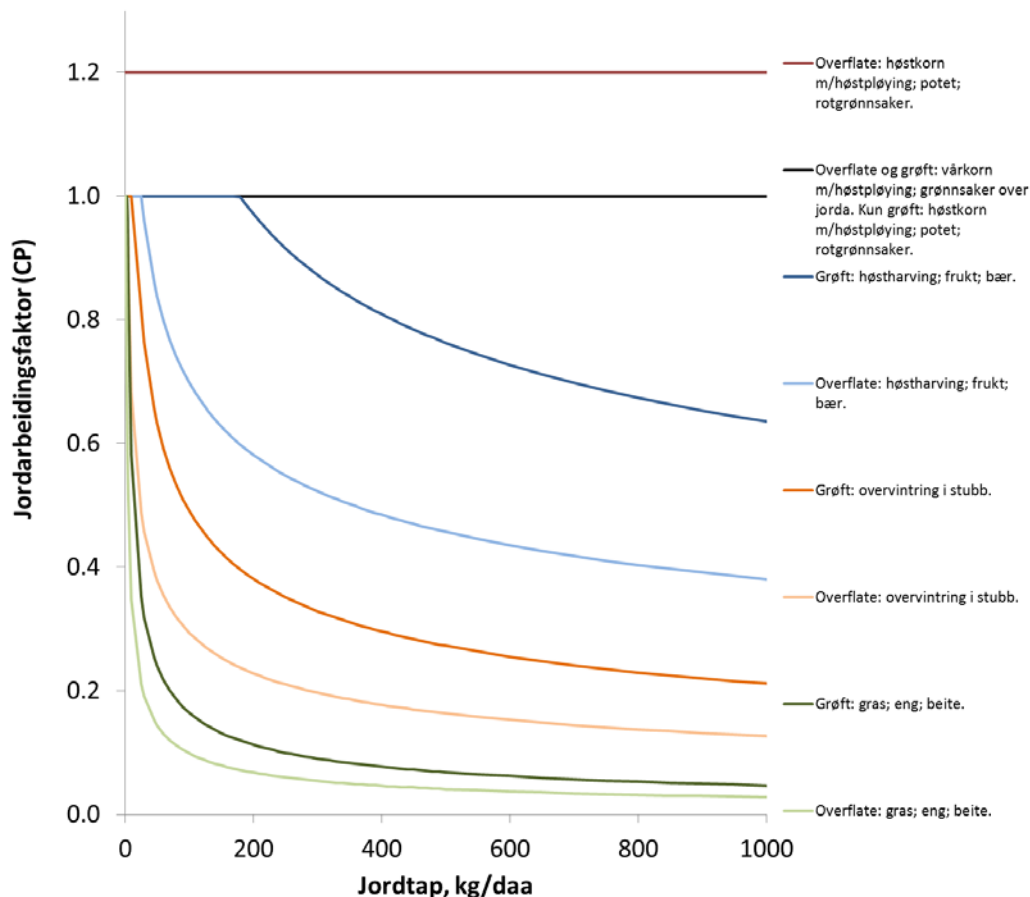
Tabell 4.1. Koeffisienter i formler for beregning av jordarbeidingsfaktorer.

	m	n
Frukt og bær; høstharving	2,3561	-0,264
Overvintring i stubb (vårpløying; vårharving; direktesåing; m.fl.)	1,5873	-0,366
Gras (ettårig gras; eng; permanent gras eller beite)	1,2294	-0,548

Formel 4.4 og 4.5 er begrenset slik at  $CP_{ofl}$  og  $CP_{grø}$  ikke kan overskride 1, og ikke kan bli mindre enn 0,01.

Funksjonene er basert på måledata fra en rekke norske, finske, svenske og danske jordarbeidingsforsøk (oppsummert av Kværnø og Bechmann, 2010; Bechmann et al., 2011).  $CP_{ofl}$  for de ulike driftssystemene er illustrert i Figur 4.2.





Figur 4.2. Jordarbeidingsfaktorer for jordtap via overflateavrenning ( $CP_{ofl}$ ) og grøfteavrenning ( $CP_{grø}$ ), for ulike driftssystemer og i noen tilfeller som funksjon av erosjonsrisiko ( $EHP_{ofl}$ ).

Eksempler på  $CP_{ofl}$  for utvalgte jordtapnivåer i erosjonsrisikoklassene 1-4 er gitt i tabell 4.2:

Tabell 4.2 Eksempler på jordarbeidingsfaktorer for jordtap via overflateavrenning for fire nivåer av erosjonsrisiko ved høstpløying.

Driftsform	Erosjonsrisiko (kg/daa/år) (klasse)			
	25 (1)	125 (2)	500 (3)	1500 (4)
Høstkorn m/høstpløying	1,2	1,2	1,2	1,2
Poteter; rotgrønnsaker	1,2	1,2	1,2	1,2
Vårkorn m/høstpløying; grønnsaker over jorda	1	1	1	1
Vårkorn m/høstharving; frukt og bær	1	0,66	0,46	0,34
Vårkorn m/stubb; høstkorn direktesådd	0,49	0,27	0,16	0,11
Gras (eng, beite)	0,21	0,09	0,04	0,02

En nærmere beskrivelse av de oppgraderte formlene for jordarbeidingsfaktorer er gitt i vedlegg 3.

## 4.4 Jordtap ved aktuell drift<sup>1</sup>

Gitt formlene og forutsetningene beskrevet over, beregnes jordtap fra responsenheter ved aktuell drift som følger:

$$EDR_{ofl} = EHP \times EHP_{andelofl} \times CP_{ofl} \times AR \quad (\text{Formel 4.6})$$

$$EDR_{grø} = EHP \times EHP_{andelgrø} \times CP_{grø} \times AR \quad (\text{Formel 4.7})$$

Der  $EDR_{ofl}$  og  $EDR_{grø}$  er jordtapet, i kilogram, som transporteres henholdsvis på jordoverflata og gjennom drengrøftene, ved aktuell drift. AR er arealet av responsenheten, i dekar.

---

<sup>1</sup> Merk at «aktuell» drift betegner en hvilken som helst kombinasjon av vekst og jordarbeiding som definert under faktisk drift eller i et scenario, og må ikke blandes sammen med begrepet «faktisk» drift, som betegner registrert, historisk drift og ikke drift under et scenario.

## 5. Jordtap etter landskapstiltak

---

Etter at jordtap påvirket av aktuell drift (vekst og jordarbeiding) er beregnet for hver responsenhet med likningene i kapittel 4, beregnes jordtap etter tilbakeholdelse i landskapstiltak som eventuelle grasdekte buffersoner og fangdammer.

### 5.1 Renseeffekt av grasdekt buffersoner

For arealer som har avrenning til en grasdekt buffersoner beregnes en renseseffekt av buffersonen. Arealet som influeres av buffersonen er definert på to måter: som buffersonens nedbørfelt, eller som en fast influensbredde på 50 meter. Arealer som ligger innenfor influensbredden eller nedbørfeltarealet til buffersonen beregnes som egne responsenheter. Jord- og fosfortapet for disse responsenhetene reduseres ved tilbakeholdelse i buffersonen.

Formelen for renseseffekten,  $RET_{buf}$ , er for jordtap:

$$RET_{buf} = BSR \quad (\text{Formel 5.1})$$

For jordtap som brukes videre i fosfortapsberegninger:

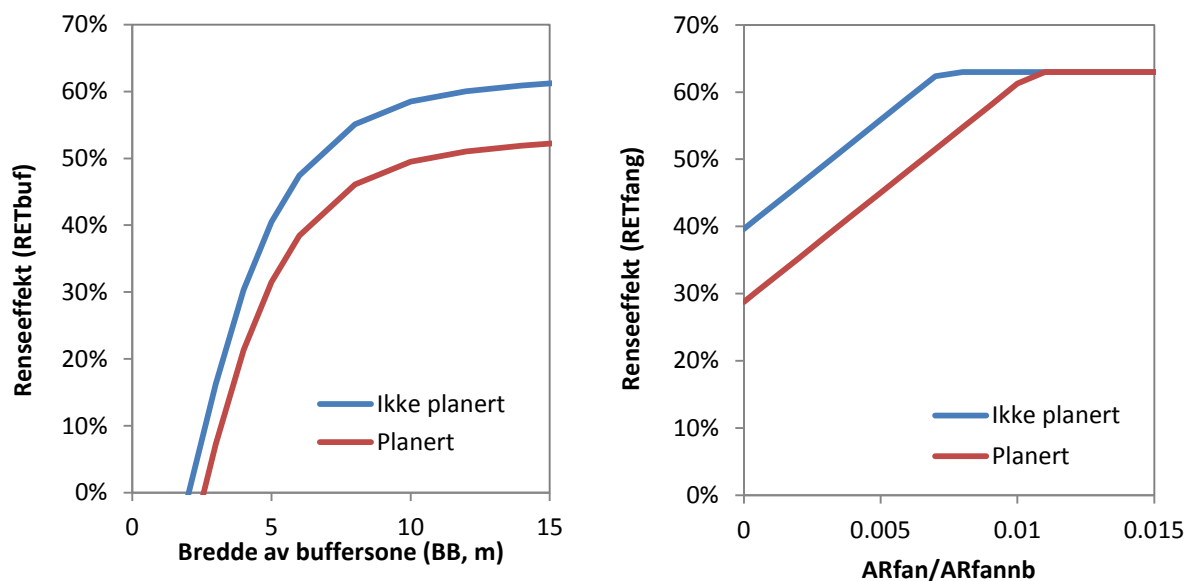
$$RET_{buf} = 0,9 \times BSR \quad (\text{Formel 5.2})$$

der BSR («buffersoneretensjon») er uttrykt ved formel 5.3, og 0,9 er en korreksjonsfaktor som er med for å ta høyde for at renseseffekten på fosfor er noe mindre enn renseseffekten på partikler, ettersom de små, fosforrike partiklene ikke i like stor grad holdes tilbake som større, mindre fosforrike partikler. Det er altså anslått at renseseffekten for fosfor er 90 % av renseseffekten for partikler (Turtumøygard et al., 2005). BSR er uttrykt ved:

$$BSR = (\exp(0,28 + 4,49 \times \ln(BB) - 1,65 \times \ln(BB)^2 + 0,2 \times \ln(BB)^3) - HF - PF)/100 \quad (\text{Formel 5.3})$$

der BB er buffersonens bredde i meter, og HF er faktor for vannhastighet og PF er faktor for planering (Turtumøygard et al., 2005). Hvis hellingslengden er større enn 100 m eller det er tverrfall (dråg), blir faktoren HF = 15 (retensjonen reduseres med 15 % som følge av økt vannhastighet), ellers er HF = 0. Med dagens erosjonsrisikokart som utgangspunkt, er HF=0 fordi det opereres med en standard hellingslengde på 100 m. Hvis det er planert blir faktoren PF = 10 (retensjonen reduseres med 10 %), ellers er PF = 0. Formlene er ikke gyldige for buffersoner som er bredere enn 15 m.

I figur 5.1 er renseseffekten  $RET_{buf}$  vist som funksjon av buffersonens bredde, for planert og ikke planert jord. Ifølge formelen (5.3) er det altså en stor økning i renseseffekten opptil ca 10 meters bredde, for bredere buffersoner flater effekten ut. Renseeffekten er litt lavere for planert jord enn for uplanert jord.



Figur 5.1. Renseeffekt av buffersone, som funksjon av buffersonens bredde (til venstre), og renseeffekt av fangdam, som funksjon av forholdet mellom fangdamareal og areal av nedbørfeltet som drenerer til fangdammen (til høyre). Det er separate likninger for planert og ikke planert jord.

## 5.2 Renseeffekt av fangdam

For å beregne effekten av en fangdam identifiseres arealer som har avrenning til fangdammen. Dersom en responsenhet drenerer til en fangdam (eventuelt via en buffersone), vil jord- og fosfortapet reduseres ved tilbakeholdelse i fangdammen.

Formelen for renseeffekten,  $RET_{fang}$ , er for jordtap:

$$RET_{fang} = FDR \quad (\text{Formel 5.4})$$

For jordtap som brukes videre i fosfortapsberegninger:

$$RET_{fang} = FDR \times 0,7 \quad (\text{Formel 5.5})$$

der FDR («fangdamretensjon») er uttrykt ved formel 5.6 eller 5.7, og 0,7 er en korreksjonsfaktor som er med for å ta høyde for at renseeffekten på fosfor er noe mindre enn renseeffekten på partikler, ettersom de små, fosforrike partiklene ikke i like stor grad holdes tilbake som større, mindre fosforrike partikler. Det er altså anslått at renseeffekten for fosfor er 70 % av renseeffekten for partikler (Turtumøygard et al., 2005).

SPR er uttrykt ved (Turtumøygard et al., 2005), for planerte arealer:

$$FDR = ((46,4 \times 100 \times AR_{fang} / AR_{fangnbf}) + 41,6) / 100 \quad (\text{Formel 5.6})$$

For uplanerte arealer:

$$FDR = ((46,4 \times 100 \times AR_{fang} / AR_{fangnbf}) + 56,6) / 100 \quad (\text{Formel 5.7})$$

Der  $AR_{fang}$  er arealet av fangdammen i  $m^2$ , og  $AR_{fangnbf}$  er arealet av fangdammens nedbørfelt i  $m^2$ . Hvis formlene over gir verdier mindre enn 0,3, settes  $FDR = 0,3$ , og hvis

resultatet blir større enn 0,9 settes  $FDR = 0,9$ . Formlene er basert på målinger i felt der fangdammens areal utgjør mellom 0,05 og 0,4 % av nedbørfeltets areal.

I figur 5.1 er renseeffekten  $RET_{fang}$  vist som en funksjon av forholdet mellom fangdamarealet og arealet til nedbørfeltet som drenerer til fangdammen, for planert og uplanert jord. Her ser vi at renseeffekten flater ut ved  $AR_{fang}/AR_{fangnbf} = 0,01$ , det vil si når fangdamarealet er 1 % av nedbørfeltarealet. Vi ser også at renseeffekten er lavere for planert jord enn for uplanert jord. For å oppnå maksimal renseeffekt må fangdammen utgjøre en litt større del av nedbørfeltarealet for planert jord enn for uplanert jord.

### 5.3 Jordtap etter landskapstiltak

Gitt formlene og forutsetningene beskrevet over, beregnes jordtapet etter at buffersonen er passert,  $EBUF_{ofl}$  (i kg), slik:

$$EBUF_{ofl} = EDR_{ofl} - (EDR_{ofl} \times RET_{buf}) \quad (\text{Formel 5.8})$$

For jordtap alene er det formel 5.1 for  $RET_{buf}$  som brukes, mens for jordtap som skal brukes i fosfortapsberegningene brukes formel 5.2 for  $RET_{buf}$ . Jordtapet som passerer en eventuell buffersonen føres videre inn i en eventuell fangdam, og gir jordtap via overflateavrenning etter at fangdam er passert,  $EFAN_{ofl}$  (i kg), uttrykt ved:

$$EFAN_{ofl} = EBUF_{ofl} - (EBUF_{ofl} \times RET_{fang}) \quad (\text{Formel 5.9})$$

For jordtap alene er det formel 5.4 for  $RET_{fang}$  som brukes, mens for jordtap som skal brukes i fosfortapsberegningene brukes formel 5.5  $RET_{fang}$ . Grøftevannet passerer eventuelle buffersoner upåvirket, mens fangdammer har samme effekt på jordtap via grøftene som på jordtap via overflateavrenning. Jordtap via grøfteavrenning etter fangdam,  $EFAN_{grø}$  (i kg), beregnes som:

$$EFAN_{grø} = EDR_{grø} - (EDR_{grø} \times RET_{fang}) \quad (\text{Formel 5.10})$$

Igjen - for jordtap alene er det formel 5.4 for  $RET_{fang}$  som brukes, mens for jordtap som skal brukes i fosfortapsberegningene brukes formel 5.5 for  $RET_{fang}$ .

## 6. Fosfortap

Etter at jordtap påvirket av aktuell drift (vekst og jordarbeiding), grasdekt buffersone og fangdam er beregnet med likningene i kapitlene 4 og 5, beregnes fosfortap via grøfte- og overflateavrenning. Det er i hovedsak mengde partikulært fosfor som beregnes, prosesser for tap av løst fosfor er ikke inkludert, men fosfor som løses ut fra partiklene i erosjonsprosessen er inkludert.

### 6.1 Fosforinnhold i jord

Fosforinnholdet på partiklene,  $P_{tot}$  (i promille), beregnes for mineraljord (se avsnitt 6.3 for organisk jord) ut fra fosforstatus i jord (P-AL-verdien) med tre formler på den generelle formen (Øgaard, upubl.):

$$P_{tot} = P-AL \times (10^{a \times \log(P-AL) + b}) / 100000 \quad (\text{Formel 6.1})$$

Koeffisientene a og b avhenger av jordtypen, og er gitt i Tabell 6.. Ved  $P-AL > 30$  settes P-AL i likningen til 30. Likningene er noe modifisert sammenliknet med den benyttet i Agricat fra 2013 (Borch et al., 2014), se vedlegg 2.

Tabell 6.1. Koeffisienter i formler for beregning av total-P i jord.

	m	n
Sand- og siltjord	-0,6898	1,6264
Lettleire med morene og forvittringsjord som opphavsmateriale	-0,6298	1,6600
Annen leirjord	-0,7487	1,7967

Som vist i figur 6.1 øker  $P_{tot}$  med økende innhold av P-AL, og økningen er litt større ved lave P-AL-nivåer enn ved høye. Likningene for moreneletteleirer og sandjord ligger svært nært opp til hverandre, og har lavere  $P_{tot}$  i forhold til P-AL-nivået enn de marine leirene.

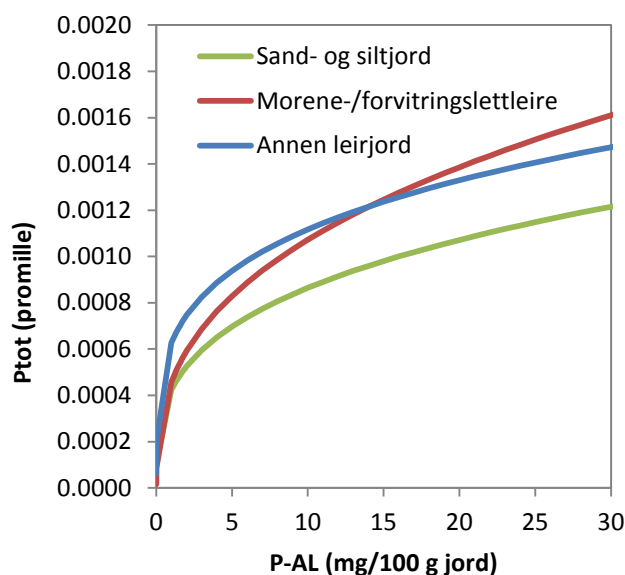
### 6.2 Fosforanrikning

Teoretisk sett er det de lettere partiklene som når resipienten, og disse partiklene har høyere fosforinnhold enn tyngre partikler. Dette korrigeres ved å innføre en anrikningsfaktor, EF (Sharpley, 1980):

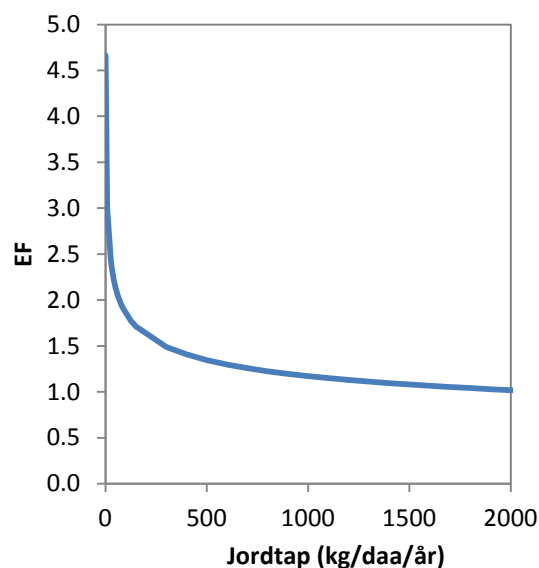
$$EF = \exp(2 - 0,2 \times \ln((EFAN_{ofl} + EFAN_{grø}) / (AR/10))) \quad (\text{Formel 6.2})$$

Der  $EFAN_{ofl}$  og  $EFAN_{grø}$  i sum er jordtapet (i kg) ved aktuell drift etter at det eventuelt har passert buffersoner og fangdammer, og AR er arealet av responsenheten.

Figur 6.2 viser anrikningsfaktoren EF som en funksjon av jordtapet. EF går mot uendelig når jordtapet nærmer seg null, og ligger på om lag 1 ved svært høye jordtap. I Agricat 2 er EF begrenset oppad til 5.



Figur 6.1. Innhold av totalfosfor i jord,  $P_{tot}$ , som funksjon av fosforstatus P-AL i jord.



Figur 6.2. Anrikningsfaktor EF som funksjon av jordtap.

### 6.3 Fosfortap fra organisk jord

Tap av partikkelbundet fosfor ved erosjon er en mindre viktig prosess på organisk jord. Uorganisk fosfor fra gjødsel bindes svakt til organisk materiale, og det antas derfor at P-AL er den faktoren som har størst innflytelse på fosfortapet, i form av løst fosfor. Vi har imidlertid ikke data for sammenhengen mellom P-AL og fosfortap i organisk jord. Denne sammenhengen må derfor estimeres ut i fra en faglig vurdering. Fosfortapet for organisk jord ( $PTAP_{org}$ , oppgitt i kg P) beregnes som (Øgaard, pers.med.):

$$PTAP_{org} = 2 \times P-AL_{org} \times 0,015 \times AR_{org} \quad (\text{Formel 6.3})$$

der  $P-AL_{org}$  er fosforstatus i organisk jord i mg/100 ml, og  $AR_{org}$  er arealet (daa) av organisk jord.

### 6.4 Fosfortap fra responsenheter og nedbørfelter

Fosfortapet ved aktuell drift og etter at det eventuelt har passert buffersoner og fangdammer ( $PTAP_{ofl}$ ,  $PTAP_{grø}$  og  $PTAP_{tot}$ , i kg) beregnes for hver responsenhet som en funksjon av det beregnete jordtapet, fosforinnholdet i jord ( $P_{tot}$ ) og anrikningsfaktoren (EF):

For fosfortap via overflateavrenning:

$$PTAP_{ofl} = EFAN_{ofl} \times P_{tot} \times EF \quad (\text{Formel 6.4})$$

For fosfortap via grøfteavrenning:

$$PTAP_{grø} = EFAN_{grø} \times P_{tot} \times EF \quad (\text{Formel 6.5})$$

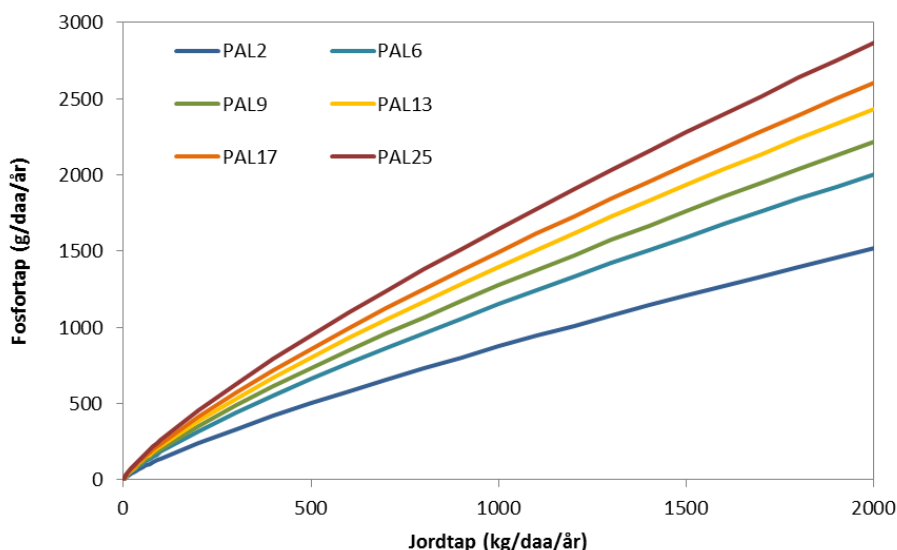
For totalt fosfortap:

$$PTAP_{tot} = PTAP_{ofl} + PTAP_{grø} + PTAP_{org}$$

(Formel 6.6)

der  $AFAN_{ofl}$  og  $AFAN_{grø}$  er jordtapet ved aktuell drift med effekt av eventuell buffersone og fangdam. For å beregne fosfortap fra et definert nedbørfelt, summeres fosfortapet fra hver responsenhet som ligger innenfor nedbørfeltet. Når tall skal oppgis pr. arealenhet, deles resultatene på arealet.

Figur 6.3 viser fosfortap pr. arealenhet som en funksjon av jordtap pr. arealenhet, ved ulike nivåer av P-AL. Jo høyere P-AL-nivå, desto høyere er fosfortapet.



Figur 6.3. Fosfortap pr. arealenhet som funksjon av jordtap pr. arealenhet, ved forskjellige P-AL-nivåer: 2, 6, 9, 13, 17 og 25 mg/100 g. Formel for «annen leirjord» er benyttet ved beregning av  $P_{tot}$ .

I tabell 6.2 er det vist et regneeksempel med fosfortap ved fire nivåer for jordtap via overflateavrenning, tilsvarende de fire erosjonsrisikoklassene, og to nivåer for P-AL, tilsvarende ytterpunktene P-AL = 2 og 25 mg/100 g jord, ved høstpløying og ved overvintring i stubb, på leirjord som ikke morene eller forvittringsjord. Her framkommer at prosent reduksjon i fosfortap ved overvintring i stubb varierer fra 44 % ved lav erosjonsrisiko til 83 % ved høy erosjonsrisiko.

Tabell 6.2. Sammenlikning av beregna fosfortap (via overflateavrenning) ved høstpløying og ved stubbåker, for ulike nivåer av jordtap (i fire erosjonsrisikoklasser) og to nivåer for fosforstatus i jord (meget lavt: P-AL = 2 mg/100 g jord; meget høyt: P-AL = 25 mg/100 g jord).  $CP_{ofl}$  er jordarbeidingsfaktoren for jordtap via overflateavrenning.

Høstpløying			Stubb				Reduksjon i P-tap ved stubb (%)
Jordtap (kg/daa)	P-tap (g/daa)		$CP_{ofl}$	Jordtap (kg/daa)	P-tap (g/daa)		
	P-AL=2	P-AL=25			P-AL=2	P-AL=25	
25	46	86	0,49	12	26	49	44
125	165	312	0,27	34	58	110	65
500	501	946	0,16	82	118	222	77
1500	1207	2278	0,11	164	205	387	83



## 7. Kalibrering og validering av Agricat 2

---

For å vurdere hvor godt en modellberegning representerer virkeligheten, kan modellresultater sammenliknes med måldata. Samtidig kan modellparametre endres for å bedre sammenhengen mellom beregna og målte data. Denne iterative prosessen kalles kalibrering og validering. Vi bruker i det følgende begrepet «validering» om sammenlikning av målte og beregna verdier, mens begrepet «kalibrering» blir brukt om å endre parametre.

Agricat-versjonen fra 2013 er kalibrert og validert på nedbørfeltskala (Greipsland et al., 2013; Kværnø et al., 2014; Borch et al., 2014). Beskrivelse av selve prosedyrene er gjentatt her for å illustrere hvordan det kan gjøres på denne skalaen. Nedbørfeltskala er imidlertid dårlig egnet for å verifisere en modell som Agricat/Agricat 2, ettersom beregningene her foregår på mye mindre enheter, og nedbørfeltprosesser ikke er inkludert i totalregnskapet for nedbørfeltene. Vi har derfor kalibrert og validert Agricat 2 mot måldata fra ruteforsøk og enkeltskifter.

### 7.1 Statistiske mål på overensstemmelse

Hvor godt modellen treffer i forhold til målte verdier bør undersøkes ved hjelp av en kombinasjon av ulike statistiske indikatorer. Noen aktuelle slike indikatorer er:

Determinasjonskoeffisient ( $R^2$ ) - beskriver andelen av variasjon i de observerte dataene som kan forklares av modellen.  $R^2$  bør være minst 0,5 for å anses som akseptabel. Indikatoren er veldig sensitiv for ekstreme verdier og lite sensitiv for volum/mengdeforskjeller mellom simulerte og observerte data.

Nash-Sutcliffe-effektivitet ( $NSE$ )<sup>2</sup> - sier noe om den relative betydningen av «støy» sammenliknet med variansen i de målte data.  $NSE$ -verdier under 0 er generelt uakseptable,  $NSE > 0,5$  indikerer en noenlunde bra sammenheng mellom beregna og observerte data, og  $NSE=1$  indikerer en perfekt sammenheng.  $NSE$  blir ofte også kalt modell-effektivitet (EF).

Middelfeil (ME) og absolutt middelfeil (MAE) - beregnes som differansen mellom beregnet og målt verdi, og sier noe om hvor stor prediksjonsfeilen er. Positiv ME antyder overestimering, mens negativ ME antyder underestimering. ME må brukes med varsomhet fordi den kan gi inntrykk av at feilen er lav selv om det kan være stor over- og underestimering som oppveier hverandre i middelverdien. MAE gir slik sett et bedre bilde av *størrelsen* på feilen enn det ME gjør, men uten at man får informasjon om tendensen er over- eller underestimering. ME og MAE kan også framstilles i prosent av de målte verdiene.

Sammen med de statistiske indikatorerne bør man plote målte og beregna verdier mot hverandre, og plote feilene («residualene») mot for eksempel målte eller beregna verdier og andre variable av interesse. Dette gir en god indikasjon på hvor store feilene er, i hvilken retning feilene går, og om det er systematiske feil.

---

<sup>2</sup>  $NSE = 1 - \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_{mean})^2} \right]$

## 7.2 Eksempler på kalibrering/validering av Agricat og Agricat 2

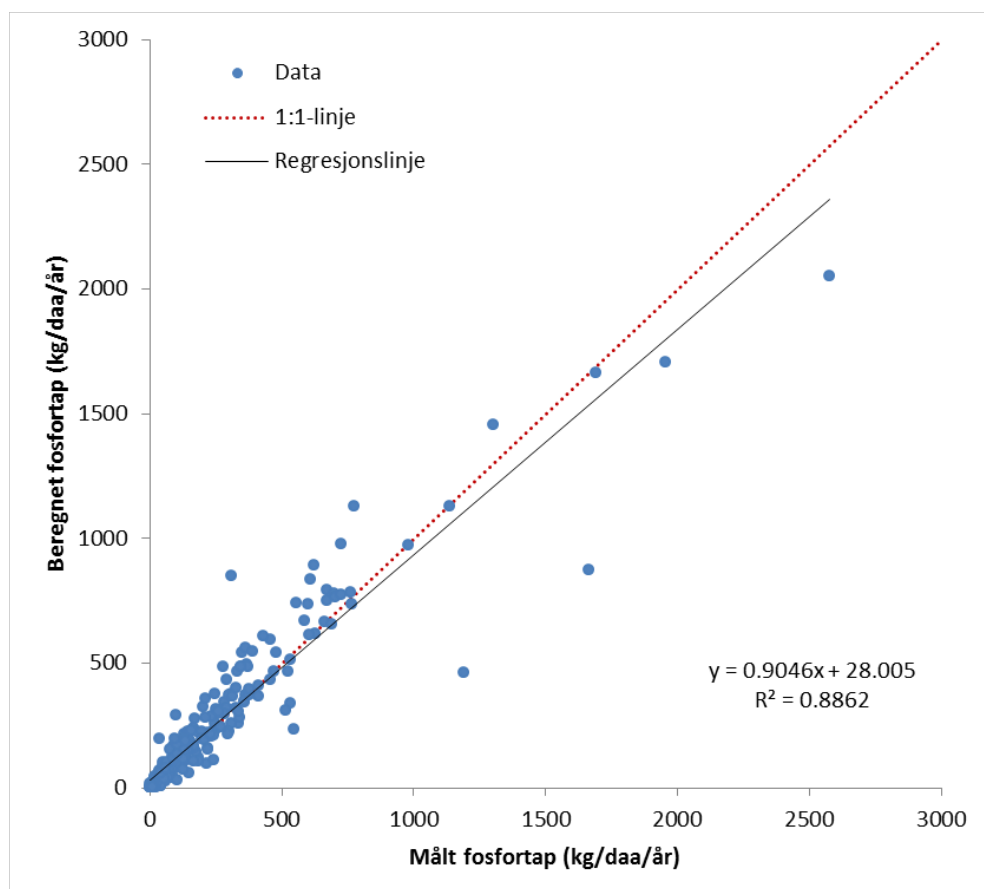
### 7.2.1 Rutefelt- og skifteskala

Agricat 2-XLS ble brukt til å kalibrere og validere Agricat 2 på rute-/skifteskala. Først ble fosfortapsberegningene testet ut ved å erstatte jordtapsberegningen med verdier for *målt* jordtap i feltene. Beregningene ble gjort for alle år med tilgjengelige og brukbare data. I alt 11 norske felter (Askim, Bjørnebekk, Syverud, Skjetlein, Apelsvoll, Bye, Hellerud, Øsaker, Vandsemb, Holt, Lodding 106/107) var med i testen, med til sammen 290 observasjoner. De ulike feltene er nærmere beskrevet i Kværnø og Bechmann (2010). Flere av feltene var representert med ulike driftssystemer, inklusive høstpløying, overvintring i stubb, gras, høstharving og høstkorn med høstpløying.

Testen viste at det var rimelig god sammenheng mellom målt og beregnet fosfortap, med  $NSE = 0,88$  og  $R^2 = 0,87$  (figur 7.1).

De statistiske feilene var til dels store for enkeltobservasjoner, og både over- og underestimering fant sted. ME for hele datasettet (290 observasjoner) var imidlertid 9 %, hvilket indikerer at modellen har en tendens til å overestimere fosfortapene. MAE var 38 %. Det kunne ikke identifiseres noen systematiske feil.

Det ble dermed konkludert med at videre kalibrering av fosfordelen i modellen ikke var nødvendig.

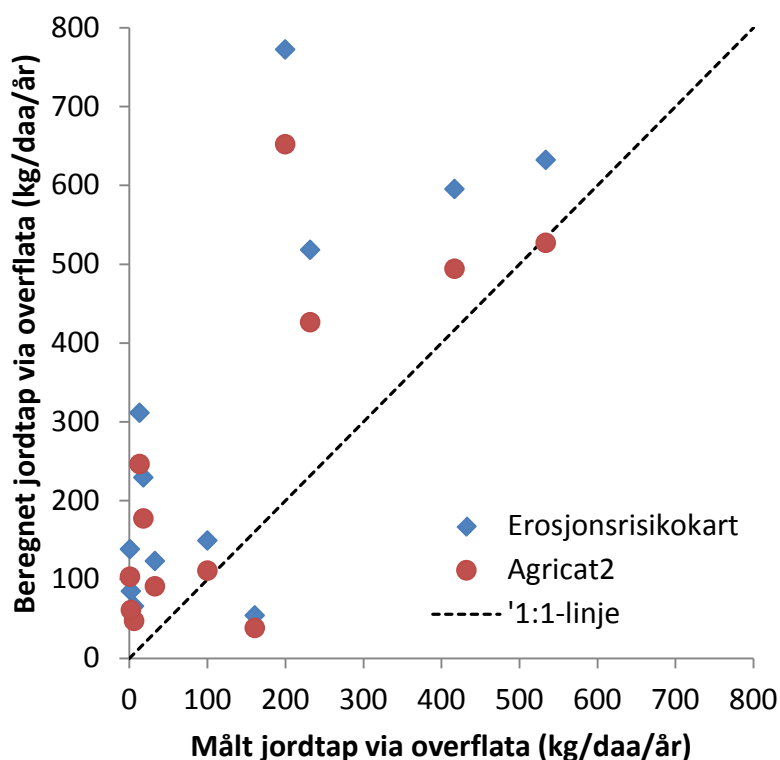


Figur 7.1. Fosfortap målt i småfelter versus fosfortap beregnet i Agricat 2, med målt jordtap som input.

Jordtapsmodulen ble ikke validert med samme detaljeringsgrad som fosfortapsmodulen fordi Agricat 2 ikke er en erosjonsmodell som tar mål av seg å gi realistiske jordtapsverdier på årsbasis, modellen prøver kun å estimere et langsiktig gjennomsnittlig jordtap basert på erosjonsrisikokart og jordarbeidingsfaktorer. Det var derfor mest relevant å undersøke hvordan modellen treffer på gjennomsnittlig basis. Videre var det ikke mulig å validere effektene av endret jordarbeiding, ettersom funksjonene for jordarbeidingsfaktorer er utviklet med grunnlag i data fra alle egnede felter i Norge, og dermed eksisterer det foreløpig ikke noe uavhengig datasett for validering av jordarbeidingsfaktorene.

I dette prosjektet var det derfor bare rom for å vurdere erosjonsrisiko ved høstpløying og fordeling på grøfte- og overflateavrenning. Følgende felter hadde data som var egnet til dette formålet: Syverud, Kvithamar, Skjetlein, Apelsvoll, Bye, Vandsemb, Holt, og Lodding 106/107 (jordtap via grøfte- og overflateavrenning), og Askim, Bjørnebekk, Hellerud, og Øsaker (kun jordtap via overflateavrenning).

Figur 7.2. viser jordtap via overflateavrenning slik det kan avledes fra erosjonsrisikokartet, og slik det er beregnet i Agricat 2, sammenliknet med gjennomsnittlige målte verdier i feltene. Tilsvarende er vist for jordtap via grøfteavrenning i figur 7.3.



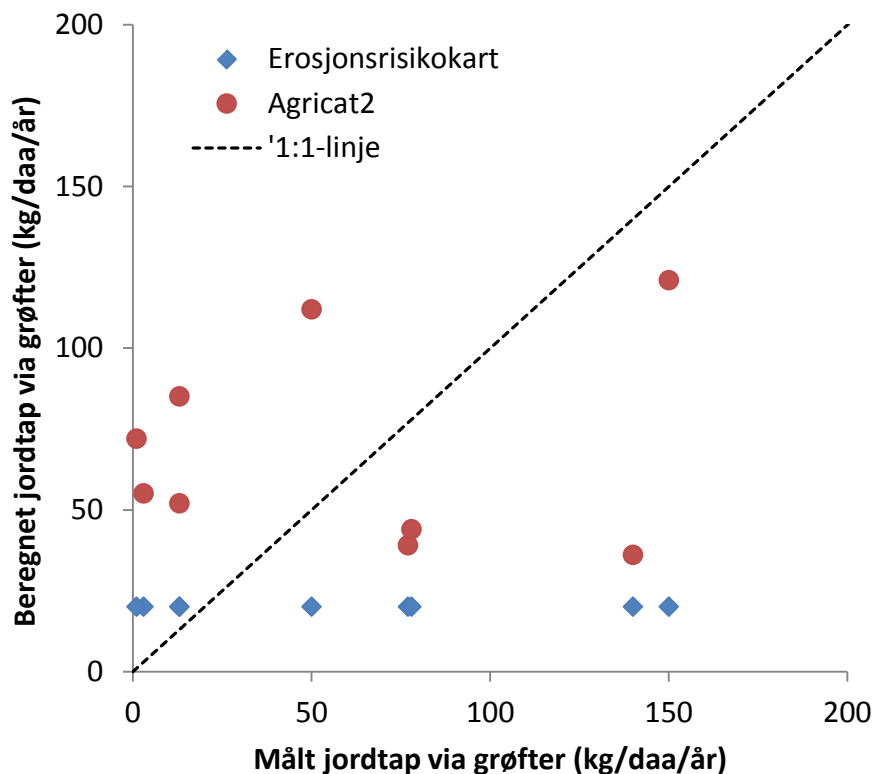
Figur 7.2. Jordtap via overflateavrenning, ved høstpløying, i felter på rutefelt- og skifteskala, fra erosjonsrisikokart og beregnet i Agricat 2, sammenliknet med gjennomsnittlige måleverdier.

Figurene viser til dels store avvik mellom erosjonsrisikokart, Agricat 2-beregninger og måldata. Det presiseres at totalt jordtap ved høstpløying er det samme for erosjonsrisikokartet og for Agricat 2, men fordelingen på overflate- og grøfteavrenning er forskjellig.

Jordtap via overflateavrenning blir antakelig vesentlig overestimert i Agricat 2 og dagens erosjonsrisikokart. Dette er særlig tilfelle på de to feltene med morenejord, som begge har

målt jordtap via overflateavrenning på <20 kg/daa/år, mens erosjonsrisikokartet og Agricat 2 estimerer >100 kg/daa/år. Også på ikke-planerte felter med marin leirjord ble det stort sett overestimert jordtap via overflateavrenning (8-31 ganger høyere jordtap i Agricat 2), mens på planerte felter med leirjord treffer modellen noe bedre (opptil 3 ganger høyere jordtap). Det må påpekes at erosjonsrisikokartet, og dermed Agricat 2, opererer med standard 100 m hellingslengder, mens mange av valideringsfeltene har kortere hellinger, det kan forklare noe av overestimeringen. Tall fra Lundekvam (1997) og Grønsten et al. (2007) for det planerte feltet Hellerud indikerer at å øke hellingslengden fra 30 til 70 m kan øke jordtapet per arealenhet med ca. 80 % ved høstpløying, og med 30 % ved høstpløying med høstkorn (dog i ulike måleperioder).

Jordtapet via grøftene ble overestimert i noen tilfeller, særlig på morenejord på grunn av betydelig overestimert av total erosjonsrisiko i erosjonsrisikokartet. I andre tilfeller ble jordtapet via grøftene noe underestimert, særlig for felt hvor drengrøftene ligger tett og/eller har vært installert kort tid før målingene ble igangsatt.



Figur 7.3. Jordtap via drengrøfter, ved høstpløying, i felter på rutefelt- og skifteskala, fra erosjonsrisikokart og beregnet i Agricat 2, sammenliknet med gjennomsnittlige måleverdier.

### 7.2.2 Nedbørfeltskala

Agricat-versjonen fra 2013 ble kjørt for tre nedbørfelter (Skuterud, Mørdre og Kolstad) på Østlandet (Kværnø et al., 2014), for individuelle år i perioden 1994-2011. Faktisk drift på skiftenivå, som registrert i JOVA-programmet, ble brukt som inndata. Det ble også gjort anslag for fosfortap fra utmark, boligfelt og veier, via koeffisienter, da dette også er kilder som kommer med på nedbørfeltskala. Jord- og fosfortap fra spredt og kommunalt avløp er ikke med i regnskapet, hvilket er akseptabelt fordi disse kildene primært bidrar til løst fosfor, mens Agricat i hovedsak beregner tap av partikulært fosfor. Sammenlikning skjedde

på grunnlag av måledata for partikulært fosfor, registrert ved utløpet av overvåkingsfeltene. For Skuterudfeltet, som har en fangdam innenfor sitt areal, ble data ved innløpet til fangdammen brukt i årene etter etablering av fangdammen.

Ettersom Agricat er en statisk modell som beregner jord- og fosfortap for et «normalår» (vannføring beregnes ikke), var de beregna jord- og fosfortapene ikke direkte sammenliknbare med måledataene. Dette ble løst ved å normalisere måledataene mot vannføringen for å fjerne noe av variasjonen som skyldes ulik vannføring mellom år. Det ble gjort ved å multiplisere jord- og fosfortap i aktuelt år med gjennomsnittlig vannføring for alle år og dividere med vannføringen i aktuelt år.

Det ble også gjort forsøk på å kalibrere erosjonsrisikokartet, ettersom det er endel svakheter i tilnærmingen som er brukt i beregning av dagens erosjonsrisiko. En av svakhetene er at erosjonsrisiko ikke tar hensyn til lokale klima- og avrenningsforhold (se avsnitt 4.5). Dette har i de seneste Agricat-kjøringene (Greipsland et al., 2013; Bechmann et al. 2013; Kværnø et al., 2014) blitt løst ved å multiplisere erosjonsrisikoen med en korreksjonsfaktor basert på lokal avrenning hentet fra nasjonalt kart over normal årsmiddelavrenning (1961-1990), generert med HBV/GBV-modellen ([www.nve.no](http://www.nve.no)). Korreksjonsfaktoren ble beregnet som lokal avrenning dividert med avrenningen fra Mørdrefeltet på Romerike (284 mm). Den avrenningskorrigerede erosjonsrisikoen ble videre korrigert med en ny faktor basert på forholdet mellom målt og beregnet jordtap i de aktuelle nedbørfeltene. Denne faktoren kan anses å representere en kombinert effekt av prosesser/egenskaper ved klima og landskap som er utilfredsstillende representert i den norske versjonen av USLE-likningen. Faktoren ble satt til 1,0 i Skuterud (marin leir- og sandjord), 1,57 i Mørdre (siltjord og planert leirjord) og 0,34 i Kolstad (morenejord). Det påpekes at disse tilnærmingene for kalibrering medfører betydelige usikkerheter, og må brukes med stor varsomhet, særlig ved overføring til områder med egenskaper som avviker fra egenskapene til feltene som er brukt til å utlede faktoren.

For mer informasjon om disse kalibrerings- og valideringsresultatene henvises det til de originale rapportene (Kværnø et al., 2014; Borch et al., 2014).

## 8. Usikkerheter og begrensninger

---

Alle ledd i en modellberegning inneholder usikkerheter, som grovt kan deles i usikkerheter forbundet med 1) prosessrepresentasjon og konseptualisering, 2) formelverket i modellen, 3) kvalitet, egnethet og tilgjengelighet av inputdata, og 4) kalibrering/validering og parameterisering.

I dette kapitlet gis en oversikt over de viktigste usikkerhetene i Agricat 2. Beskrivelsen er deskriptiv, da usikkerhetene er vanskelige å kvantifisere.

### 8.1 Prosessrepresentasjon

Agricat 2 brukes til å beregne jord og fosfortap fra store nedbørfelter, men beregningene skjer for individuelle responsenheter på størrelse med polygonene i jordsmonnkartet. Resultatene fra responsenheter summeres opp for nedbørfeltene tilslutt, uten å ta hensyn til hvordan responsenheter ligger i landskapet. Det er også en del fosfortapsprosesser som ikke er inkludert pga. manglende kunnskap om disse.

Følgende prosesser/elementer er ikke inkludert i Agricat 2:

- regionale klimaforskjeller (vil endres ved innføring av nye erosjonsrisikokart i 2015)
- beregning av hydrologien, dvs. avrenningen
- erosjon i elve- og bekkeløp
- effekter av flom
- innsjøretensjon
- sedimentasjon av eroderte partikler før de når resipienten
- konsentrert strømming og erosjon i «dråg», og effekt av grasdekte vannveier
- sammenheng/transport mellom landskapsenheter («konnektivitet»)
- transport gjennom naturlige vegetasjonssoner eller andre landskapselementer som kan tilbakeholde partikler
- transport gjennom landskapselementer som kan initiere eller øke erosjon
- effekter av hydrotekniske anlegg
- tap av løst fosfor, bl.a. ved utfrysing av fosfor fra planter/planterester
- tap av fosfor knyttet til spredning av husdyrgjødsel
- tilførsler fra andre kilder (annen arealbruk, spredt og kommunalt avløp)
- naturlig bakgrunnsavrenning

### 8.2 Formlene i modellen

Beregningsformlene i Agricat 2 er basert på måledata og ekspertvurderinger. Ofte kan det være stor spredning i datamaterialet fordi prosessene er så komplekse at de vanskelig lar seg beskrive med enkle formler. I mange tilfeller er det også et snevert datamateriale som ligger til grunn. Noen ganger kan man ha omfattende datasett for noen «feltyper» (her definert ved feltkarakteristika som jordsmonn, terreng, klima og drift), men begrensa/manglende data for andre feltyper. Da er det vanskelig å generalisere og ekstrapolere mellom ulike feltyper.

Følgende begrensninger er verdt å merke seg for formelverket for jordtap i Agricat 2:

- Erosjonsrisiko ved høstpløying (fra erosjonsrisikokartet) er beregnet med en modifisert form av den amerikanske USLE-likningen. Hovedsvakhetene ved dagens erosjonsrisikokart er at erosjonsrisiko ikke er korrigert for lokale klima- og avrenningsforhold, og at det opereres med konstant hellingslengde (100 m) og ikke tas hensyn til terrengform (konkav/konveks, «dråg»). Det er også knyttet usikkerheter til eroderbarhetsfaktoren i likningen, f.eks. at den har et begrenset gyldighetsområde for innhold av organisk materiale i jord og ikke inkluderer effekt av grove fragmenter og opphavsmateriale/mineralogi.
- Funksjonen for fordeling av jordtap på overflate- og grøfteavrenning i Agricat 2 er basert på et meget begrenset datamateriale og er svakt dokumentert.
- Funksjonene for effekter av drift (jordarbeidingsfaktorer) er basert på et begrenset datamateriale der felter med leirjord og/eller høy erosjonsrisiko og dyrking av vårkorn er overrepresentert. Datagrunnlaget betydelig tynnere for sand- og siltjord og/eller lav erosjonsrisiko, og for driftsformer med potet, frukt, bær, høstharving eller høstkorn. Det er også betydelig tynnere datagrunnlag for effekter av drift på jordtap via grøfteavrenning enn for jordtap via overflateavrenning.
- Formlene for renseeffekter av grasdekte buffersoner og fangdammer er basert på målinger i norske feltforsøk, fortrinnsvis i Sørøst Norge, med et begrenset utvalg av buffersonebredden og fangdamstørrelser, jord- og klimaforhold. Formlene er svakt dokumentert.

Og for fosfortap kan man særlig peke på:

- Estimering av  $P_{tot}$  i jord utfra PAL kan være en kilde til usikkerhet. Formlene er basert på store datasett for tre jordtyper. Det er endel spredning i datamaterialet, med overlapp mellom de tre gruppene. Kanskje kan det skilles mer mellom ulike jordarter og avsetningstyper, men dette gir ikke datamaterialet grunnlag for.
- Fosfortap fra organisk jord er basert på ekspertkunnskap pga. stor mangel på empiriske data.
- Formelen for anrikningsfaktoren er basert på en laboratoriestudie i USA med simulert nedbør. Om resultatet fra denne studien kan utvides til å gjelde naturlige feltforhold i Norge, er usikkert.

Testing av Agricat 2 mot jord- og fosfortapsdata fra norske rute- og småfelter, som presentert i avsnitt 7.2.1, indikerer at usikkerhetene i formelverket til Agricat2 er sterkere knyttet til dagens erosjonsrisikokart enn til formlene for beregning av fosformengder-/tap, i hvert fall for de jordtypene og klimaregionene som er representert i valideringsdataene.

### 8.3 Inputdata

Usikkerheter i resultatene fra en modell avhenger mye av tilgjengelighet, egnethet og kvalitet på inputdataene til modellen. For Agricat 2 kan nevnes:

- Erosjonsrisikokart: usikkerhetene i erosjonsrisikokartet er nevnt i avsnitt 8.2. I tillegg kommer det faktum at jordsmonnkart/erosjonsrisikokart bare er tilgjengelig for 50 % av dyrka mark i Norge. God dekningsgrad av slike kart er det kun på sørøstlandet. Modellen kan ikke kjøres der det mangler verdier for erosjonsrisiko.
- Nedbørfelt til grasdekte buffersoner: dette mangler vanligvis, og i Agricat 2 løses det ved å bruke en standard 50 m influensbredde. Valget av denne influensbredden

stammer fra arbeidet med tiltaksplan for Morsa fra 2009 (Øygarden et al., 2010). Dette er en forenkling som medfører usikkerheter.

- PAL-verdier: disse dataene foreligger vanligvis på en slik form at de i beste fall bare kan knyttes til driftsenheten som helhet, og ikke til den enkelte teig. Ofte mangler det dessuten data for deler av arealer. I Agricat 2 løses det ved å bruke gjennomsnittsverdier for arealer der data er tilgjengelig, og det medfører usikkerhet.
- Fordeling av drift: I Agricat 2 er fordeling av drift basert på RMP-kart, hvilket gir en betydelig reduksjon i usikkerheten sammenliknet med tidligere versjoner av modellen der all drift måtte fordeles utfra rutiner i modellen. Usikkerheter knyttet til fordeling av drift er ellers mer utførlig beskrevet i avsnitt 3.3.1.

## 8.4 Kalibrering og validering

Kalibrering og validering av en modell er også forbundet med usikkerheter og utfordringer. For Agricat 2 er de viktigste:

- Tidsoppløsning: Agricat 2 er en statisk modell, dvs. at den kun gir som output et langsiktig gjennomsnitt for jord- og forsfortap per responsenhet, uten å ta hensyn til variasjoner i vær- og avrenningsforhold. Derfor må modellen testes/valideres mot en tidsserie som er så lang som mulig, men med lavest mulig tidsoppløsning. Man kan ikke forvente gode resultater på årlig basis, mens gjennomsnittlig tendens kan forventes å bli rimelig bra reflektert.
- Romlig skala: Agricat 2 bør først og fremst kalibreres og valideres mot måledata på liten skala (rutefelt/småfelt), for på nedbørfeltskala er det meget vanskelig å skille ut effekter av enkeltfaktorer, samt at mange nedbørfeltprosesser ikke er inkludert i modellen. Testing mot måledata fra nedbørfelter er likevel nyttig for å illustrere avvik på denne skalaen, ettersom man i praksis rapporterer resultatene fra modellen for større nedbørfelter. Man bør unngå å kalibrere modellen mot data på nedbørfeltskala, med mindre man har svært gode grunner for å gjøre det. For kalibrering og validering av fangdameffekter er imidlertid nedbørfeltskala det eneste relevante, selv om det byr på utfordringer knyttet til manglende prosessbeskrivelser.
- Måledata: Måling av vannføring, innsamling av prøver, lagring av prøver og analysering av prøver er beheftet med usikkerhet/feil, særlig ved dårlige måleforhold og lite kvalitetskontroll. Måledata representerer derfor ikke fasiten, men sier likevel mye om modellberegningene ligger innenfor et akseptabelt nivå.



## 9. Liste over symboler

---

AR	areal av responsenhet (daa)
AR <sub>fang</sub>	areal av fangdam (m <sup>2</sup> )
AR <sub>fangnbf</sub>	areal av nedbørfelt til fangdam (m <sup>2</sup> )
AR <sub>org</sub>	areal va organisk jord (daa)
BB	bredde av grasdekt buffersone (m)
CP	USLE jordarbeidingsfaktor (-)
CP <sub>ofl</sub>	jordarbeidingsfaktor overflateavrenning (-)
CP <sub>grø</sub>	jordarbeidingsfaktor overflateavrenning (-)
CPT <sub>ofl</sub>	tabellverdi for CP-faktorer for ulike driftssystemer (-)
EDR <sub>grø</sub>	jordtap ved aktuell drift, via overflateavrenning (kg)
EDR <sub>ofl</sub>	jordtap ved aktuell drift, via grøfteavrenning (kg)
EF	anrikningsfaktor (-)
EFAN <sub>grø</sub>	jordtap ved aktuell drift, via grøfteavrenning, etter passering av fangdam (kg)
EFAN <sub>ofl</sub>	jordtap ved aktuell drift, via overflateavrenning, etter passering av fangdam (kg)
EHP	erosjonsrisiko ved vårkorn med høstpløying (kg/daa/år)
EHP <sub>andelgrø</sub>	andel av partikler som tapes via grøfteavrenning (-)
EHP <sub>andelofl</sub>	andel av partikler som tapes via overflateavrenning (-)
EBUF <sub>ofl</sub>	jordtap ved aktuell drift, via overflateavrenning, etter passering av buffersone (kg)
FDR	fangdamretensjon (-)
HF	hellingskoeffisient/vannhastighetskoeffisient
K	USLE-faktor for eroderbarhet
LS	USLE hellingsfaktor
P <sub>tot</sub>	totalt fosforinnhold i jord (‰)
P-AL	fosforstatus i jord (mg/100 g)
P-AL <sub>org</sub>	fosforstatus i organisk jord (mg/100 ml)
PF	planeringskoeffisient
PTAP <sub>grø</sub>	forsfortap via overflateavrenning (kg)
PTAP <sub>ofl</sub>	forsfortap via grøfteavrenning (kg)
PTAP <sub>org</sub>	forsfortap fra organisk jord (kg)
PTAP <sub>tot</sub>	totalt fosfortap (kg)
RET <sub>buf</sub>	renseeffekt av buffersone (-)
RET <sub>fang</sub>	renseeffekt av fangdam (-)
BSR	bufferoneretensjon (-)
X	USLE klima-/avrenningsfaktor

## 10. Referanser

---

- Bechmann, M., Krogstad, T., Sharpley, A.N., 2005. A phosphorus index for Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section Soil and Plant* 55 (3), 205-213.
- Bechmann, M., Kværnø, S., Skøien, S., Øygarden, L., Riley, H., Børresen, T. & Krogstad, T. 2011. Effekter av jordarbeiding på fosfortap - Sammenstilling av resultater fra nordiske forsøk. *Bioforsk RAPPORT 6(61)*, 73 s.
- Borch, H., Hauge, A. 2008. Avrenning av næringsstoff fra landbruk og spredt avløp i Fredrikstad kommune. *Bioforsk Rapport 136 (Vol 3)*.
- Borch, H., Kværnø, S.H., Bechmann, M. 2014. Verktøy for beregning av fosfortilførsler fra jordbruksdominerte områder. *Bioforsk Rapport 38 (Vol 9)*, 36 s.
- Borch, H., Turtumøygard, S. 2008. Tilførselsberegninger fra bakgrunnsavrenning, landbruk og spredt avløp. Tiltak for landbruksforurensningen i Haldenvassdraget. *Bioforsk Rapport 121 (Vol 3)*.
- Borch, H. 2009. Avrenning av næringsstoff fra landbruk i Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget. *Bioforsk Rapport 11 (Vol 4)*, 25 s.
- 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 9 (Vol 5)*, 56 s.
- Borch, H., Turtumøygard, S. & Eggestad, H.O. 2011. Modellering av næringsstofftilførsler i et vassdragsavsnitt på Hadeland. *Bioforsk Rapport 132 (Vol 6)*, 55 s.
- Borch, H., Kværnø, S.H., Bechmann, M., 2014. Verktøy for beregning av fosfortilførsler fra jordbruksdominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat. *Bioforsk Rapport 38 (Vol 9)*, 36 s.
- Greipsland, I., Borch, H., Engebretsen, A. M., Farkas, Cs., Eggestad, H.O., Krogstad, T., 2013. Test av modeller for næringsstoffavrenning på Skuterudfeltet. *Bioforsk Rapport 57 (Vol 8)*, 36 s.
- Grønsten, H.A., Øygarden, L., Skjevdal, R.M. 2007. Jordarbeiding til høstkorn - effekter på erosjon og avrenning av næringsstoffer. *Bioforsk rapport 60 (Vol 2)*, 73 s.
- Kværnø, S.H., Bechmann, 2010. Strømningsveier for vann, partikler og næringsstoffer i jord. *VANN 45(2)*: 177-190.
- Kværnø, S.H., Borch, H., Greipsland, I., Buseth-Blankenberg, A.-G., Eggestad, H.O., Bechmann, M., 2014. Beregning av landbruksavrenning i et utvalg av vannområder i vannregion Glomma. *Bioforsk rapport 9(37)*, 109 s.
- Lundekvam, H., 1990. Open åker og erosjonsproblem. Sammendrag. *Foredrag ved konferansen om landbrukspolitikk og miljøforvaltning i Drammen 30.-31. Januar, 1990*.

- Lundekvam, H., 2002. ERONOR/USLENO - Empirical Erosion Models for Norwegian conditions. *NLH-Rapport nr. 6/2002*. Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Sharpley, A., 1980. The Enrichment of Soil Phosphorus in Runoff Sediments. *Journal of Environmental Quality* 9(3): 521-526.
- Turtumøygard, S., Syversen, N., Braskerud, B., 2005. GIS-basert modell for beregning av retensjon i fangdammer og vegetasjonssoner. *Jordforsk rapport 54/05*, 7 s.
- Turtumøygard, S., Øygarden, L. & Randby, J. 2005. GIS avrenning. Planleggingsverktøy for tiltak mot erosjon fra landbruksarealer. *Jordforsk-rapport 26/05*, 33 s.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. *Predicting the Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning. Agricultural Handbook No. 537*, US Department of Agriculture.
- Øygarden, L., Borch, H., Skarbøvik, E., Bechmann, M. & Øgaard, A.F. 2010. Fornyet tiltaksanalyse for jordbrukstiltak i Morsa. *Bioforsk Rapport 99 (Vol 5)*, 67 s.

# 11. Vedlegg

---

Oversikt over vedlegg

Nr	Tittel
1	Utforming av Agricat 2-XLS
2	Utforming av WebGIS Agricat 2
3	Dokumentasjon på nye formler for jordarbeidingsfaktorer
4	Dokumentasjon på nye formler for total-fosfor i jord
5	Registerbasert metodikk for å lage inputdata for jordbruksdrift og fosforstatus i jord til Agricat 2

## Vedlegg 1. Utforming av Agricat 2-XLS

Agricat 2-XLS inneholder følgende ark med tabeller:

- Ark: «Velkommen!» - Generell informasjon om modellen.
- Ark: «Parametre» - Inneholder parametre som brukes i beregningene. Skal ikke endres.
- Ark: «1\_Stedsinformasjon» - Her legger brukeren inn alle sine steds spesifikke data om jord, vekst, jordarbeiding, PAL, osv. Følgende felter fylles ut:

Felt	Enhet	Påkrevd?	Hva er dette?
Nedbørfelt_ID	-	Nei	Sett samme ID på delteiger som ligger i samme nedbørfelt
Nedbørfelt_navn	-	Nei	Navnet på nedbørfeltet
Polygon_ID	-	Nei	Delteigen/polygonets ID, unik verdi
Areal av polygon	daa	Ja	Areal av beregningsenhet (delteig, polygon)
EHP	kg/daa	Ja	Erosjonsrisiko ved høstpløying
AVSETNING	-	Ja	Løsmasse/opphavsmateriale, koder fra jordsmonnkart
PLANERING	-	Ja	Om det er planert eller ikke, verdi 0: ikke planert, verdi > 0: planert. Fra jordsmonnkart
PLOGSIKTT	-	Ja	Jordart i ploglaget, koder fra jordsmonnkart
PAL	mg/100 g	Ja	Fosforstatus i jord, f.eks. fra Jorddatabanken
Driftssystem	-	Ja	Må samsvare med mulige driftsformer i arket «Parametre»
Hellingslengde	m	Ja	Delteigens hellingslengde, per definisjon 100 m i erosjonsrisikokartet, men kan evt. settes til noe annet her (påvirker da renseeffekt av buffersone).
Fangdam?	-	Ja	Om delteigen drenerer til en fangdam eller ikke - ja eller nei.
Grasdekt buffersone?	-	Ja	Om delteigen drenerer til en grasdekt buffersone eller ikke - ja eller nei.
Fangdam_ID	-	Ja	Sett samme ID på delteiger som drenerer til samme fangdam
Fangdamareal	m <sup>2</sup>	Ja	Arealet til fangdammen
Areal fangdamfelt	m <sup>2</sup>	Ja	Areal av nedbørfeltet til fangdammen
Buffer_ID	-	Ja	Sett samme ID på delteiger som drenerer til samme buffersone
Bredde buffersone	m	Ja	Bredden på grasdekt buffersone

- Ark: «2\_Kalibrering» - Her er muligheter for å legge inn kalibreringsparametre som påvirker erosjonsrisiko og anrikningsfaktor.
- Ark: «Erosjonsrisiko» - Her fordeles erosjonsrisiko på grøfte- og overflateavrenning, og evt. modifiseres utfra kalibreringsparametre.

- Ark: «Jordarbeidingsfaktor» - Her beregnes jordarbeidingsfaktorer til modifisering av erosjonsrisiko for å ta høyde for aktuell drift.
- Ark: «Erosjon jordarbeiding» - Her beregnes jordtap ved faktisk drift, utfra erosjonsrisiko og jordarbeidingsfaktorer.
- Ark: «Erosjon grasdekt buffersone» - Her beregnes renseeffekt av grasdekt buffersone, og jordtap etter at overflateavrenning har passert buffersonen.
- Ark: «Erosjon fangdam» - Her beregnes renseeffekt av fangdam, og jordtap etter at overflate- og grøfteavrenning har passert fangdammen.
- Ark: «Fosfortap» - Her beregnes tot-P i jord fra PAL, anrikningsfaktoren, og fosfortap via grøfte- og overflateavrenning, etter aktuell jordarbeiding og eventuell buffersone og fangdam.
- Ark: «Sluttresultat» - Her oppsummeres jord- og fosfortap, og knyttes til erosjonsrisikoklasse og aktuell drift.

Brukeren legger inn data i «1\_Stedsinformasjon» og evt. i «2\_Kalibrering». Resten av arkene skal ikke røres, annet enn at alle formler kopieres nedover slik at alle enheter som er lagt inn i «1\_Stedsinformasjon» får resultater.

## Vedlegg 2. Utforming av WebGIS Agricat 2

Inngangsporten til WebGIS Agricat 2 ser pr. oktober 2014 ut som i figur V2.1:

### WebGIS agricat 2014

[Start applikasjonen](#)

#### Dataklargjøring

[Klargjør tabellen DJRPOL](#)  
[Kode om SLF's RMP-data til DJRPOL-koder på alle skifter](#)  
[Oppdatere jordarbeidingstabellen med data fra RMP-shape](#)  
[Kjør arealfordeling av registerdata](#)  
[Kjør arealfordeling på restarealet](#)

#### Beregninger

[Fjern gamle beregninger på alle driftsenheter](#)  
[Kjør beregning av erosjon og P-tap på alle driftsenheter som hittil ikke er beregnet](#)  
[Kjør beregning av erosjon og P-tap bare for valgt driftsenhet \(evt valgt gid\)](#)  
[Til testing: Kjør beregning av erosjon og P-tap inkl utskrift av mellomresultater\(dette tar LANG tid\)](#)

#### Scenarier inkl ny beregning av AKTIV driftsenhet

[Bruk faktisk drift pr 2013](#)  
[Scenario 1, alt kornareal høstpløyd](#)  
[Scenario 2, kornareal i klasse 3 og 4 i stubb](#)  
[Scenario 3, kornareal i klasse 2, 3 og 4 i stubb](#)  
[Scenario 4, alt kornareal i stubb](#)  
[Scenario 5, Alle vassdragsnære kornarealer i stubb](#)  
[Scenario 6, Maksverdi for P-AL settes til 10](#)  
[Scenario 7, Maksverdi for P-AL settes til 7](#)  
[Scenario 8, 6m vegetasjonssoner langs alle bekker og elver](#)  
[Scenario 10, Alt kornareal i stubb, 6m vegsoner alle bekker \(ikke klart ennå\), maksverdi for P-AL settes til 10](#)

#### Scenarier inkl ny beregning av ALLE driftsenheter

[Bruk faktisk drift pr 2013](#)  
[Scenario 1, alt kornareal høstpløyd](#)  
[Scenario 2, kornareal i klasse 3 og 4 i stubb](#)  
[Scenario 3, kornareal i klasse 2, 3 og 4 i stubb](#)  
[Scenario 4, alt kornareal i stubb](#)  
[Scenario 5, Alle vassdragsnære kornarealer i stubb](#)  
[Scenario 6, Maksverdi for P-AL settes til 10](#)  
[Scenario 7, Maksverdi for P-AL settes til 7](#)  
[Scenario 8, 6m vegetasjonssoner langs alle bekker og elver](#)  
[Scenario 10, Alt kornareal i stubb, 6m vegsoner alle bekker \(ikke klart ennå\), maksverdi for P-AL settes til 10](#)

#### Utslppsregnskap

[Vis beregnede resultater pr teig](#)

Figur V2.1 Inngangsporten til WebGIS Agricat 2.

Proessen starter øverst, med dataklargjøring, og deretter følger beregninger. For å se kart klikker man på «Start applikasjonen». Til dette behøves brukernavn og passord. Eksempel på hvordan kartbildet ser ut, er vist i kapittel 2.



Figur V2.2 Venstremenyen i kartbildet til WebGIS Agricat 2.

I figur V2.2 er det vist detaljer fra venstremenyen i kartbildet. Her kan man blant annet vise flere typer bakgrunnskart.

Videre kan man for alle delteiger vise hvilken drift som er tildelt og hva fosforstatus i jorda er. Dette kan gjøres når som helst i prosessen med dataklargjøring, og det gir et førsteinntrykk av hvor mye areal som har RMP-kart og hvor mye areal som må tildeles drift basert på modellens innebygde rutiner.

I venstre-menyen kan man også vise drift for de scenariene som er listet i inngangsvinduet. For å få opp riktig scenario i kartet, må man først klikke på scenario av interesse i inngangsvinduet (se forrige side).

Etter at beregning er kjørt, kan man klikke på fosfortap under Resultater på venstre-menyen. Resultatene vises for hver delteig, men inkluderer effekt av evt. buffersone og fangdam i resultatet.

Man kan videre zoome seg inn på en driftsenhet (Velg driftsenhet) eller en bestemt teig (Velg teignummer) nederst på venstre-menyen. Da har man mulighet til å kjøre beregninger kun på disse enhetene, noe som går mye raskere enn å kjøre modellen for et stort nedbørfelt.

Man kan klikke på enkeltteiger ved å bruke kikkertikonet («Data» - se under) på menyen over kartet, og får da opp en del informasjon, inklusive resultater av beregninger, på høyre side av kartet.

På menyen over kartet er det også et skriver-ikon som kalles «Rapporter». Når man klikker på denne, får man en oversikt over rapporter på høyre side. Her ligger regneark-filer med tabeller med input-data og resultater.



Figur V2.3 Øverste meny i kartbildet til WebGIS Agricat 2.

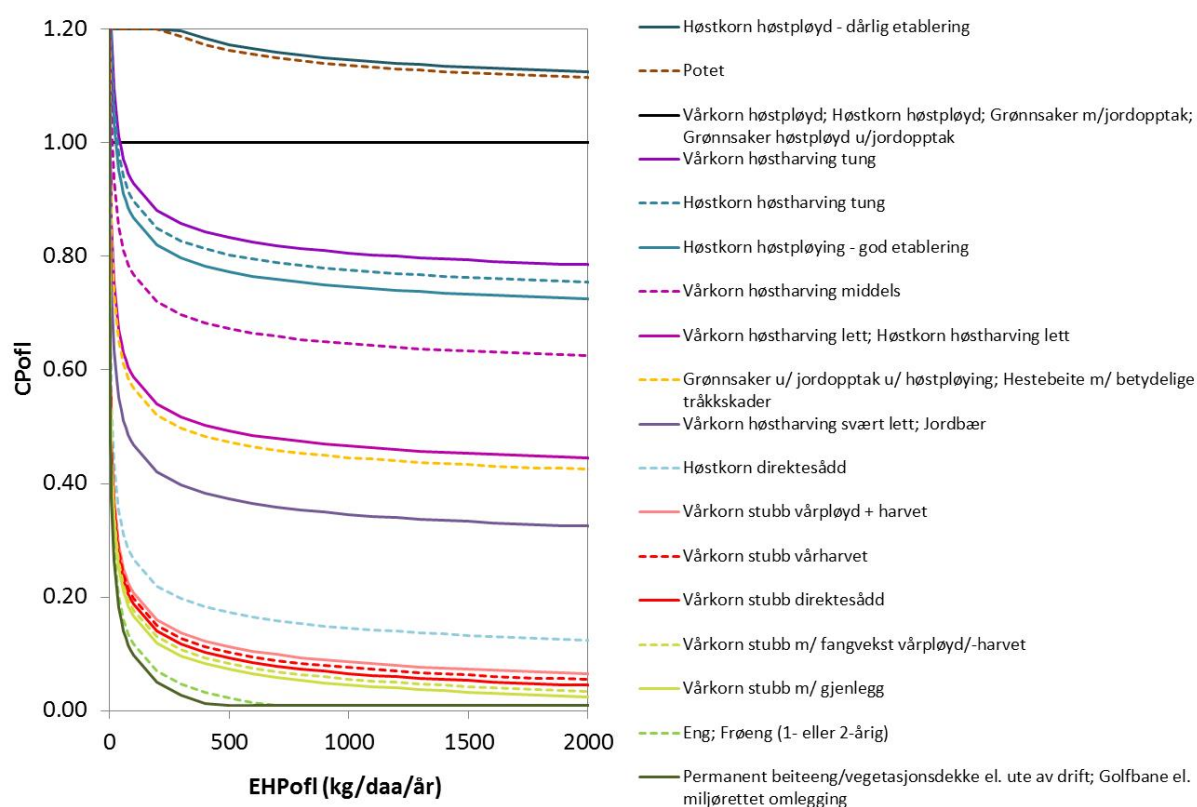


## Vedlegg 3. Dokumentasjon på nye formler for jordarbeidingsfaktorer

### V3.1. Bakgrunn

#### V3.1.1. Jordarbeidingsfaktorer i Agricat-versjonen fra 2013

I Agricat-versjonen fra 2013 ble jordarbeidingsfaktorene for jordtap via overflateavrenning for ulike driftssystemer beregnet utfra en formel basert på måledata fra ruter og skifter med stubb i Nordiske forsøk, samt ut fra noen tabellverdier fra Lundekvam. Resultatet var funksjonene som er vist i figur V3.1.

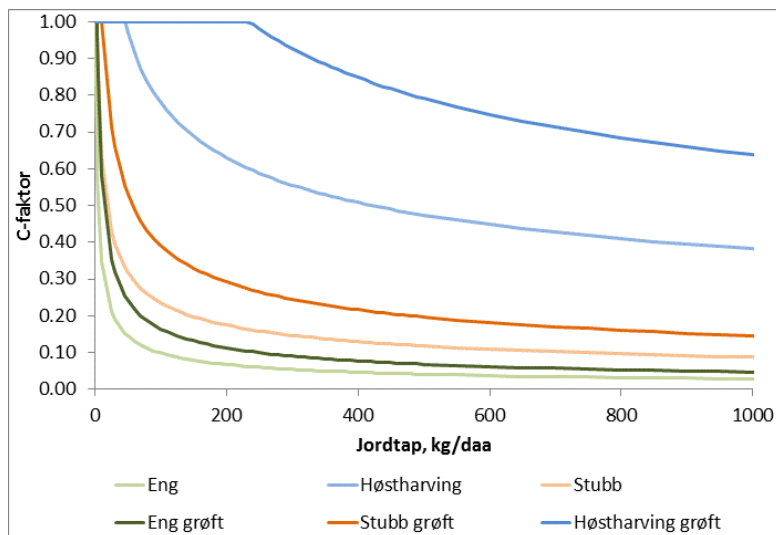


Figur V3.1 Jordarbeidingsfaktorer i Agricat-versjonen av 2013.

Jordarbeidingsfaktorer for jordtap via grøfteavrenning ble beregnet som en funksjon av jordarbeidingsfaktoren for overflateavrenning, også basert på jordarbeidingsfaktorer fra Lundekvam (tabellverdier).

#### V3.1.2. Jordarbeidingsfaktorer i Kost-effektkalkulatoren

Alternative funksjoner for overflate- og grøfteavrenning ble utviklet for Kost-effektkalkulatoren i 2012/2013, med en litt annen tilnærming for grøfteavrenning. Disse funksjonene var som illustrert i figur V3.2.



Figur V3.2 Jordarbeidingsfaktorer i Kost-effekt-kalkulatoren.

Datamaterialet er utvidet siden Kost-effekt-kalkulatoren ble utviklet, og funksjonene er derfor oppdatert.

### V3.2. De nye formlene og konstantene i Agricat 2

Hypotesen som ligger bak funksjonene er at jordarbeidingsfaktoren, dvs. den relative effekten av tiltaket, øker med økende erosjonsrisiko, slik datagrunnlaget indikerer. Vi antar at dette gjelder for både overflate- og grøfteavrenning. Det antas videre at jordarbeidingsfaktorene er noe høyere for grøfteavrenning enn for overflateavrenning (lavere effekt av tiltak for grøfteavrenning sammenlignet med overflateavrenning), blant annet fordi en del av jordtapet gjennom grøftene kan være intern erosjon som ikke påvirkes av jordarbeiding.

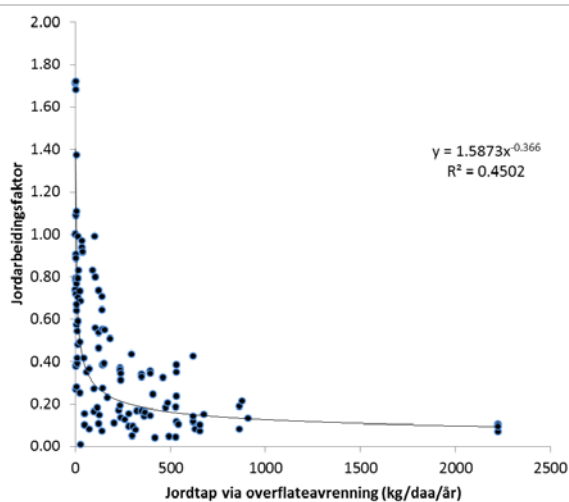
For en del jordarbeidingsystemer har vi valgt å ikke bruke slike funksjoner, men heller konstante verdier, dvs. at jordarbeidingsfaktoren er uavhengig av erosjonsrisiko. Dette gjelder der jordarbeidingsfaktoren er lik 1 eller høyere. Denne tilnærmingen er valgt pga. manglende datagrunnlag, eller fordi datagrunnlaget ikke gir indikasjoner på at det er noen sammenheng mellom erosjonsrisiko og jordarbeidingsfaktor. Dessuten gjelder det for grønnsaker, hvor datagrunnlaget er svakt.

Det er viktig å vurdere om måledata (tilgjengelige ruteforsøk) dekker de variasjoner som vi ønsker å si noe om. Hvis vi vet at det er en skjevfordeling i måledata i forhold til virkeligheten må vi gjøre et kvalifisert estimat for det vi ikke har tall for slik at vi nærmer oss de reelle representative verdier.

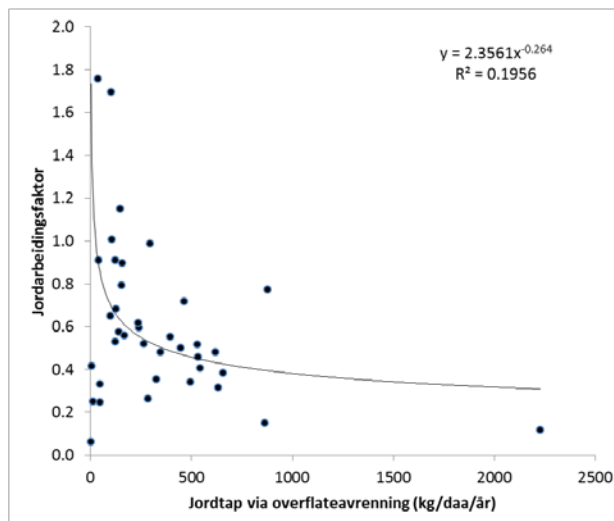
#### V3.2.1. Jordarbeidingsfaktorer for overflateavrenning

##### Vårkorn med høstpløying

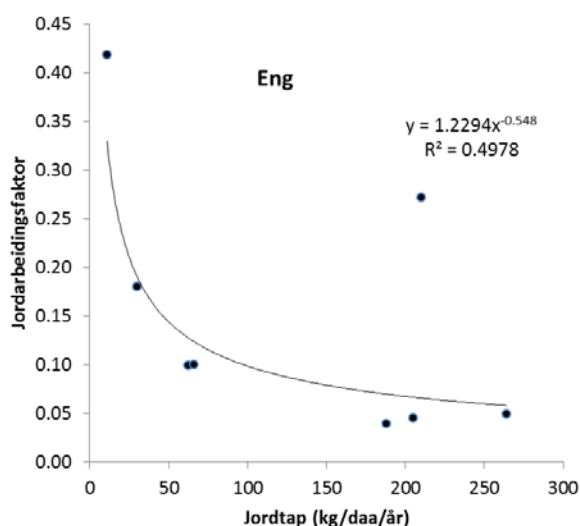
Dette er referansedriften som erosjonsrisikokartet er basert på, og jordarbeidingsfaktoren ( $CP_{off}$ ) = 1. Denne omfatter høstharving dersom dette ikke kan skiller ut i RMP.



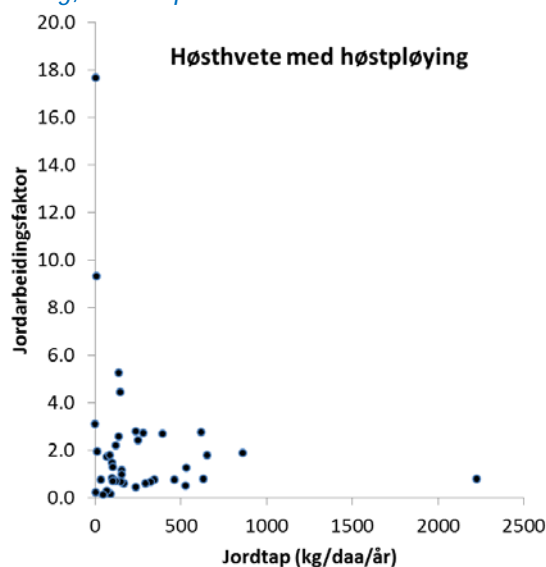
Figur V3.4 Funksjonen  $CP_{ofl}$  for vårkorn med overvintring i stubb, basert på måledata.



Figur V3.5 Funksjonen  $CP_{ofl}$  for vårkorn med harving, basert på måledata.



Figur V3.6 Funksjonen for eng og gras.



Figur V3.7 Jordarbeidingsfaktor plottet mot målt jordtap for høstpløyd høsthvete.

### Vårkorn med overvintring i stubb

Dette omfatter vårkorn med vårpløying, vårkorn med vårharving og direkte sådd vårkorn og høstkorn, evt. også med gjenlegg til eng eller med fangvekst.

Datagrunnlaget er for tynt til å kunne skille mellom disse forskjellige driftsformene, derfor er det laget kun en felles funksjon (formel V3.1). Årlige data fra feltene Askim, Bjørnebekk, Hellerud, Øsaker, Syverud, Skjetlein, Kvithamar, Apelsvoll, Vandsemb (Norge), Hedemora, Vässigebro (Sverige), Aurajoki, Jokioinen, Liperi, Kotkanoja (Finland), Foulum og Ødum (Danmark) inngår i datasettet. Den oppdaterte funksjonen ser slik ut:

$$CP_{ofl} = 1,5873 \times EHP_{ofl}^{-0,366}$$

(Formel V3.1)

Når  $CP_{ofl}$  er beregnet til  $> 1$ , settes  $CP_{ofl} = 1$ .

Funksjonen er basert på måledata (årlige verdier) fra norske, danske, finske og svenske felter. Målinger der jordtapet er mindre enn 1 kg/daa er utelatt fra datasettet, fordi de relative variasjonene blir meget store.

Det er undersøkt betydningen av å utelate de utenlandske feltene. Funksjonen blir ikke vesentlig endret av den grunn. Derfor har vi beholdt disse dataene i den endelige funksjonen, for å få flest mulig datapunkter.

Funksjonen skiller seg heller ikke mye fra tilsvarende funksjon basert på tilgjengelige data i 2013.

### Vårkorn med høstharving

Denne jordarbeidingsmetoden omfatter også høstharving med høstkorn uten pløying, da det er for svakt datagrunnlag til å utvikle en egen funksjon for dette. Det er ikke mulig å skille mellom lett og tung høstharving i registre der informasjon om høstharving er tilgjengelig. I teorien skal bare lett høstharving være tilskuddsberettiget. I praksis har det vist seg å variere mye hvor omfattende høstharvingen er. Det er også utilstrekkelig informasjon om intensiteten av høstharvingen som er gjennomført i forsøk med måledata, men antakelig er det som regel snakk om en relativt lett høstharving og funksjonen under er estimert for lett høstharving. Felter som er inkludert er Askim (her er det tung høstharving), Bjørnebekk, Øsaker (Norge), Kotkanoja, Aurajoki, Kotkaniemi (Finland) og Hedemora (Sverige). Den oppdaterte funksjonen ser slik ut:

$$CP_{\text{ofl}} = 2,3561 \times EHP_{\text{ofl}}^{-0,264} \quad (\text{Formel V3.2})$$

Når  $CP_{\text{ofl}}$  er beregnet til  $> 1$ , settes  $CP_{\text{ofl}} = 1$ .

Formel 3.2 er basert på måledata (årlige verdier) fra norske, danske, finske og svenske felter. Målinger der jordtapet er mindre enn 1 kg/daa er utelatt fra datasettet.

Funksjonen skiller seg ikke mye fra tilsvarende funksjon basert på tilgjengelige data i 2013.

### Frukt og bær

Herunder for eksempel jordbær, epler, pærer, bærbusker, osv. her eksisterer ingen måledata. Tidligere har man antatt at  $CP_{\text{ofl}} = 0,4$  ved høy erosjonsrisiko. Ved antakelse om at samme type funksjon gjelder for frukt og bær som for stubb og høstharving, kommer vi ut med samme funksjon som for høstharving (formel V3.2), da denne gir  $CP_{\text{ofl}} = 0,4$  ved  $EHP_{\text{ofl}} = 800$  kg/daa/år.

### Gras

Herunder ettårig gras, flerårig eng og permanent beite, samt golfbaner etc. Her er det et meget tynt datagrunnlag, men vi vet at ved stor erosjonsrisiko beskytter gras meget godt mot erosjon. Med i datasettet er feltene Syverud, Skjetlein, Hellerud (Norge), Aurajoki, Liperi (Finland), Foulum og Ødum (Danmark). Funksjonen er:

$$CP_{\text{ofl}} = 1,2294 \times EHP_{\text{ofl}}^{-0,548} \quad (\text{Formel V3.3})$$

Når  $CP_{\text{ofl}}$  er beregnet til  $> 1$ , settes  $CP_{\text{ofl}} = 1$ .

Funksjonen er i denne omgang ikke oppdatert siden Kost-effekt-kalkulatoren, ettersom det ikke er noen nye data tilgjengelig fra norske felter.

### Grønnsaker over jorda

Dette kan være så mangt, og vi har ingen måledata for slike systemer. Vi antar at det vanligvis høstpløyes til slike vekster, og setter jordarbeidingsfaktoren lik som for referansedriften vårkorn med høstpløying, dvs.  $CP_{ofl} = 1$ .

### Potet og rotgrønnsaker

Det er ikke kjent at det eksisterer representative måledata for disse vekstene. Erfaringsmessig kan det være stor erosjon på arealer med slik drift, særlig hvis det dyrkes langs fallet. Jordoverflata er eksponert mellom radene, det kan bli konsentrert strømming mellom radene, og jord fjernes med røtter og knoller, samt at det høstpløyes (men noen steder brukes høstpløying som et tiltak for å *redusere* erosjon på potetarealer (Bechmann, pers.med.)). Vi har ikke noe grunnlag for å tallfeste hvor mye høyere jordtapet er enn ved høstpløying, men en konservativ verdi på 1,2 har lenge vært brukt som jordarbeidingsfaktor. Vi velger å beholde denne verdien inntil vi får mer kunnskap og måledata.

### Høstkorn med høstpløying

Herunder også høstkorn med høstharving fordi slik drift per i dag ikke kan skilles ut basert på informasjon fra søknader om produksjonstilskudd og RMP.

Det tilgjengelige datamaterialet skriver seg fra Bjørnebekk, Hellerud, Øsaker (Norge), Aurajoki (Finland) og Hedemora (Sverige). To danske felt er utelatt fra analysen pga. ekstremt store forskjeller som er vanskelige å forklare.

Plotting av jordarbeidingsfaktor mot jordtap gir ikke noen indikasjon på hvordan en eventuell funksjon kan se ut.

Beregnet aritmetisk middel for jordarbeidingsfaktoren er 2,1, mens medianverdien er 1,2, tilsvarende det tidligere estimat for norske forhold.

Jordarbeidingsfaktoren vil avhenge av blant annet klimaforhold. Der høstveten rekker å utvikle seg godt slik at det blir et robust plantedekke gjennom vinteren, vil høstkorn antakelig ha en positiv effekt på erosjonen, mens der det generelt utvikler seg dårlig, vil effekten være negativ sammenlignet med høstpløying uten høstkorn. Utfra datamaterialet slår dette begge veier i alle feltene, dvs. at værforholdene i de enkelte år har stor betydning. Med bakgrunn i dette synes det mest rimelig å bruke en konstant verdi. Pga. de store usikkerhetene legger vi oss på det mest konservative estimatet på 1,2.

### V3.2.2. Jordarbeidingsfaktorer for jordtap via grøfteavrenning

Her er det valgt en enkel tilnærming som innebærer å multiplisere med en faktor på 1,67 for å øke CP-faktoren sammenliknet med overflateavrenning.

$$CP_{grø} = 1,67 \times m \times EHP_{grø}^n \quad (\text{Formel V3.4})$$

Der konstantene  $m$  og  $n$  er de samme som for de respektive driftssystemenes formler for  $CP_{ofl}$ . Når  $CP_{grø}$  er beregnet til  $> 1$ , settes  $CP_{grø} = 1$ .

Funksjonen gjelder stubb, eng, høstharving og frukt og bær. For potet, grønnsaker og høstkorn med høstpløying er  $CP_{grø} = 1$ .

Tilnærmingen er i liten grad basert på måledata, pga. manglende dokumentasjon på hva endret jordarbeiding betyr for jordtap via grøftene. Det er derfor en hypotetisk betraktning som ligger bak. Hypotesen er at der det er en positiv effekt av redusert jordarbeiding, vil CP for grøfteavrenning ha samme funksjon som for overflateavrenning, men med høyere verdier for CP fordi det anslås at effekten er noe dårligere enn for overflateavrenning. Der det er ingen eller negativ effekt av en driftsform, anslår vi at grøfteavrenningen ikke blir påvirket i noe særlig grad, og derfor vil være omtrent som ved høstpløying.

## Vedlegg 4. Dokumentasjon på nye formler for total-fosfor i jord

I Agricat-versjonen fra 2013 var det fire likninger for beregning av tot-P fra PAL. Flere av likningene virket å være nesten sammenfallende, derfor har vi gjort en ny gjennomgang av datagrunnlaget for å se om det var mulig med forenklinger.

### V4.1. De nye formlene i Agricat 2

Det ble i utgangspunktet laget fem nye likninger, og disse ble forenklet ned til tre likninger basert på følgende antakelser og observasjoner:

- Ettersom sluttresultatet er et fosfortap beregnet som produktet av jordtap, tot P og anrikning, kan små forskjeller i tot P potensielt gi relativt store forskjeller i fosfortap, i hvert fall hvis det er høye jordtap. Av dette følger at vi ikke må forenkle *for* mye.
- Utfra mineralogi og avsetningsforhold (kornfordeling/sortering), forventes det at lettleirer som stammer fra morenejord og forvittringsjord skiller seg fra lettleirer som stammer fra andre avsetninger, og det bør derfor skilles mellom disse.
- Vi antar at for eksempel innsjø- og flomavsetninger med leirtekstur er mer sammenliknbare med marine avsetninger enn morene og forvittringsjord, pga. avsetningsforholdene.
- Det er ikke nok datagrunnlag for å skille mellom sand- og siltjord, og heller ikke mellom ulike avsetninger innenfor disse jordartene.
- Enkle analyser av konfidensintervallene til differansene mellom tot P beregnet med de fem ulike likningene antyder at det ikke er signifikant forskjell mellom likningene til sand og silt, og heller ikke mellom likningene til marine lettleirer og tyngre marine leirer, men at det er signifikant forskjell mellom sand/silt på den ene sida og marine leirer på den andre sida. Morenelettleirene er et tilfelle som ikke passer helt inn i noen av gruppene, men ligger nærmest opptil de andre leirene.

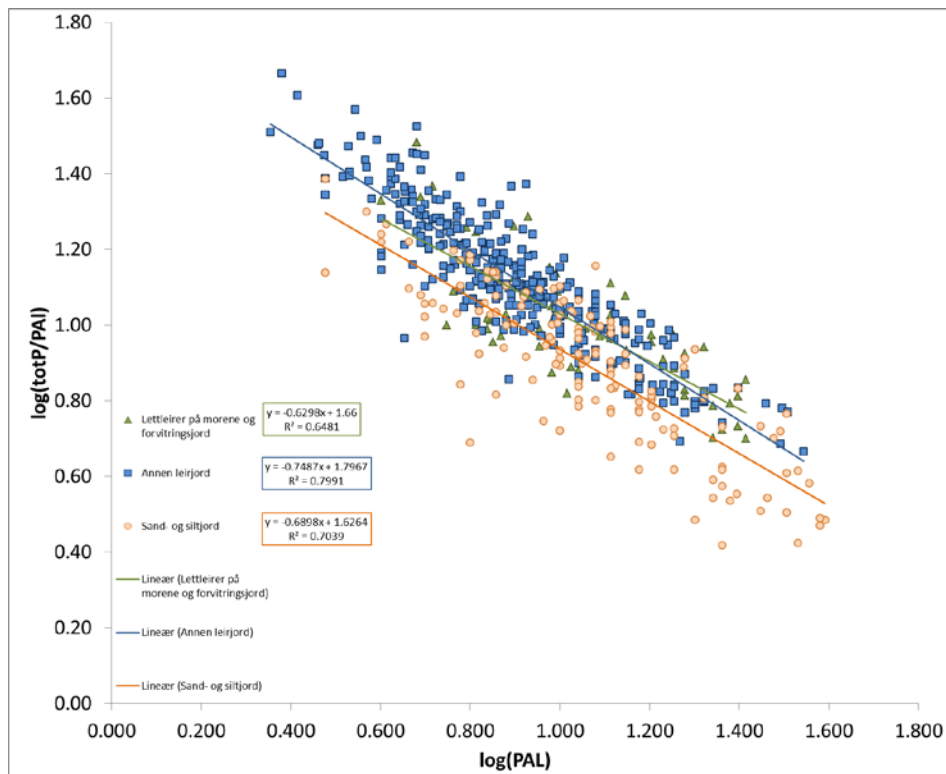
Figur V2.1 på neste side viser de tre gruppene det endte opp med, og regresjonslinjene som er tilpasset til dataene.

Formlene for tot P har den generelle formen

$$P_{tot} = P-AL \times (10^{a \times \log(P-AL) + b}) / 100000 \quad (\text{Formel V4.1})$$

der koeffisient a er stigningstall og b er skjæringspunkt.

Denne formelen skal kun brukes for mineraljord (PLOGSJIKTT < 6).



Figur V2.1. Sammenhenger mellom  $P_{tot}$  og PAL for ulike jord.

Kriterier for tilordning av likninger til variable i jordsmonnkartet (PLOGSJIKTT og AVSETNING), og formlenes koeffisienter a og b

«Sand og silt» ( $R^2 = 0,7039$ )

Kriterier:

PLOGSJIKTT < 4

Koeffisienter:

a = -0,6898

b = 1,6264

«Letteirer av morene og forvittringsjord» ( $R^2 = 0,6481$ )

Kriterier:

PLOGSJIKTT = 4 og AVSETNING = 5 eller 8

Koeffisienter:

a = -0,6298

b = 1,66

«Annen leirjord» ( $R^2 = 0,7991$ )

Kriterier:

PLOGSJIKTT = 4 og AVSETNING er ulik 5 eller 8; eller PLOGSJIKTT = 5.

Koeffisienter:

a = -0,7487

b = 1,7967



## Vedlegg 5. Registerbasert metodikk for å lage inputdata for jordbruksdrift og fosforstatus i jord til Agricat 2.

### V5.1. Forberedende kartarbeid (DJPOL og DJRPOL)

Input til beregningene er et digitalt kartpolygontema (DJRPOL). Dette er resultatet av en overlay mellom kart over jordsmonn, eiendommer, skifter fra RMP, nedbørfelt, kobling mot tabeller med jordleie, PAL, drift og eventuelle fangdam-nedbørfelt, og eventuelt andre kartlag (f.eks. avrenningskart dersom dette brukes til kalibrering av erosjonsrisiko).

#### V5.1.1. Innholdet i DJRPOL

Hvert DJR-polygon inneholder data som vist i tabellen under:

Variabel	Datagrunnlag
Polygonets areal (daa) (\$areal)	Alle kart kombinert
Erosjonsrisikoklasse (\$ERKlasse)	Jordsmonnskart
Erosjonsrisikoklasse (\$ERKlasse)	Jordsmonnskart
Jordart (\$plogsjkt)	Jordsmonnskart
Avsetning (\$avsetning)	Jordsmonnskart
Planering (\$planering) (J/N)	Jordsmonnskart
Eiendom (knr/gnr/bnr)	Digitalt eiendomskart (DEK)
Driftsenhet (dknr/dgnr/dbnr)	Jordleietabellen
Nedbørfelt	Nedbørfeltkart (f.eks. REGINE)
Tiltak_NAV for de polygonene som har RMP-tilskudd	Digitale RMP-kart fra SLD/detaljkart
Fangdam som polygonet evt. har avrenning til (\$fangdamnummer, refererer til tabell over fangdammene)	Digitale RMP-kart fra SLD/detaljkart
Om polygonet har avrenning til grasdekt buffersone (J/N)	Digitale RMP-kart fra SLD/detaljkart + vannlinjekart
P-AL-verdi pr driftsenhet	Tabell basert på Jorddatabanken
Avrenning (mm) pr driftsenhet (\$avrenning)	Avrenningskart fra NVE e.l.
drift (dvs jordarbeiding) (=»Ukjent«)	Tom kolonne, fylles under beregningene
erosjon_ofl (=0)	Tom kolonne, fylles under beregningene
erosjon_groft (=0)	Tom kolonne, fylles under beregningene
ptap_ofl (=0)	Tom kolonne, fylles under beregningene
ptap_groft (=0)	Tom kolonne, fylles under beregningene
tap_pr_daa (=0)	Tom kolonne, fylles under beregningene
Buffer6m (0/1) forteller om polygonet ligger innenfor 6 meter fra en vannstreng	Tom kolonne, fylles under beregningene
Buffer50m (0/1) forteller om polygonet ligger innenfor 50 meter fra en vannstreng	Tom kolonne, fylles under beregningene

## V5.1.2. Rekkefølge i dataklargjøringen

### 1. GIS-klargjøring (Rekkefølgen kan variere)

Først tilrettelegges et midlertidig digitalt kart DJPOL (dvs. DEK- og jordsmonnpolygoner), som er en krysning (overlay) mellom jordsmonnskart, digitale eiendomskart, jordleieregisteret og nedbørfeltkart.

#### Tilrettelegging av DJRPOL

1. Last ned digital eiendomskart (DEK) fra Norge Digitalt og legg det inn i PostGIS. Hvert polygon inneholder kommune, gnr, bnr.
2. Hent ut jordleie-daa i ssb-databasen for ønsket årgang og fylke. Legg den inn i PostGIS med navn JORDLEIE. Hver linje inneholder driftsenhetens nummer: knr/gnr/bnr og eiendommens nummer: eknr/egnr/ebnr
3. Kjør et script som kobler kommune/gnr/bnr i DEK mot eknr/egnr/ebnr i JORDLEIE og legger inn feltene knr/gnr/bnr i DEK.  
Fjern alle DEK-linjer som mangler data i knr/gnr/bnr.
4. Hent jordsmonn-shapet fra Skog og landskap, og last det inn i PostGIS som JORDSMONN
5. Endre navn på kolonner i DEK og JORDSMONN, slik at det ikke finnes to kolonner med samme navn (for eksempel må gid og the\_geom døpes om til for eksempel dek\_gid og dek\_the\_geom)  
Kjør et script som intersecter DEK og JORDSMONN og lager en ny tabell DJPOL:

```
create table djpol as select dek.* ,jordsmonn.*,st_intersection (dek.the_geom,
jordsmonn.jord_the_geom) as djpol_the_geom from dek, jordsmonn where
st_intersects(dek.the_geom, jordsmonn.jord_the_geom)
```

6. Fjern alle kolonner unntatt:  
gid, knr, gnr,dnr, dknr,dgnr, dbnr, e\_hp, tekstur1, tekstur2, tekstur3, sl\_sdeid, djpol\_the\_geom
7. Legg inn nye kolonner:
  - drift (character varying, 30 tegn), verdi='ukjent'
  - erklasse (beregnes fra e\_hp: (1,2,3,4)(<50,<200,<800,>=800)
  - areal m<sup>2</sup> (update DJPOL set areal=st\_area(djpol\_the\_geom))
  - driftsenhet (update DJPOL set driftsenhet = dknr || '/' || dgnr || '/' || dbnr Legg index på dette feltet.

Dessuten en del kolonner som skal fylles med beregninger senere:

- erosjon\_ofl (=0)
- erosjon\_groft (=0)
- ptap\_ofl (=0)
- ptap\_groft (=0)

For hvert DJPOL-polygon har vi data om driftsenhet (dknr, dgnr, dbnr, driftsenhet), eiendom, polygonets areal (daa), erosjonsrisiko (klasse og kg/daa/år), avsetning og jordart, planering (J/N), og nedbørfelt.

### 2. Deretter kobler vi inn data pr driftsenhet fra hjelpetabeller:

- P-AL-verdi pr driftsenhet, beregnet fra Jorddatabanken (se V5.3.)
- Fangdammer. For hver fangdam: ID-nummer (\$fangdamnummer), nedbørfeltareal (\$areal\_fangdam\_nbfelt m<sup>2</sup>) og damareal (\$areal\_fangdam m<sup>2</sup>)
- (Avrenning (mm) pr driftsenhet, hentet fra NVE (\$avrenning))

### 3. RMP-data fra SLF-kart

Fra SLF mottar vi 13 forskjellige shapefiler med ulike typer jordarbeiding fra RMP. Slå sammen disse til en shapefil RMP og ta med feltet for tilskuddstype (Tiltak\_NAV). For linjetemaer (grasdekte buffersoner, grasdekte vannveier) legges det inn et buffer for å få også dette som en flate. Bredden på bufferet bestemmes etter hvilket fylke det

gjelder. Mer om dette i avsnitt V5.2.

#### 4. Lag DJRPOL

Så kjører vi union mellom DJPOL og RMP, og får et nytt kartlag DJRPOL (dvs DEK, jordsmonn og registerdata) med et nytt felt Jordarbeiding, som inneholder Tiltak\_NAV fra RMP.

#### 5. Klargjør tabell med registerdata fra SLF/SSB

De DJRPOL-polygonene som ikke har fått noen verdi i Tiltak\_NAV, skal bestemmes på grunnlag av registerdata. Til dette lager vi først en tabell JORDARBEIDING, som så skal kjøres gjennom to arealfordelings-script.

##### Tilrettelegging av tabellen JORDARBEIDING

1. Åpne accessbasen K:\IT\Databaser\Registerdata SLF\produksjonstilskudd.mdb og kjør spørringen produksjonstilskudd til Agricat 2014.  
Lag en kolonne driftsenhet ="kommune/gnr/bnr"
2. Resultatet legges inn i PostGresbasen med tabellnavn JORDARBEIDING
3. Legg til følgende variabler i JORDARBEIDING, og bruk formelen til å beregne innholdet i dem.  
Dette gjøres ved to scripts:  
- Ett script legger inn jordarbeiding  
- Ett script legger inn 0 i alle numeriske felt som er blanke
- 4.

Variabel	Formel
Vårhvetete	Hvete-tot - Høsthvete
Vårkorn	Rug + Bygg + Havre + Vårhvetete + Oljevekster
Høstkorn	Høsthvete
Høstkorn direktesådd	Høstkorn_dir_sådd fra DJRPOL
Kornareal	Rug + Bygg + Havre + Hvete-tot + Oljevekster
Stubb klasse 1	Arealsum klasse 1 med kode stubb fra DJRPOL
Stubb klasse 2	Arealsum klasse 2 med kode stubb fra DJRPOL
Stubb klasse 3	Arealsum klasse 3 med kode stubb fra DJRPOL
Stubb klasse 4	Arealsum klasse 4 med kode stubb fra DJRPOL
Sum_stubbareal	Sum av Stubb klasse 1,2,3 og 4
Høstharvet	Høst_harvet_lett + Høstkorn_harvet_lett fra DJRPOL
Høstpløyd	Kornareal - Sum_stubbareal - Høstharvet - Høstkorn direktesådd
Grønnsaker_i_jorden	Røtvekster + Matkålrot
Grønnsaker_over_jorden	Raig_forr_formk_grønnfn + andre_grønnforv + erter_bønner_kons + blomster_friland + rughvete
Jordbær	epler + pærer + plommer + moreller_kirsebær + jordbær + bringebær_solbær_mm + andre_fruktarter
Permanent gras	Innmarks_beite
Eng	Fulldyrka_eng
Potet	Potet

En del av feltene i jordarbeiding-tabellen trenger data fra RMP i DJRPOL: subb-arealene, høstkorn, høstharvet, høstpløyd. Dette beregnes i et eget script [jordarbeiding\\_forberedelse.php](#)

Totalt areal er sum av alle jordarbeidingstyper:

Sum\_stubbareal + Høstharvet + Høstpløyd + Grønnsaker\_i\_jorden + Grønnsaker\_over\_jorden +  
Jordbær + Eng + Permanent gras

Disse arealene skal så fordeles i et eget script [arealfordeling.php](#), unntatt de som allerede ligger i DJRPOL (stubb, høstharvet, høstkorn direktesådd).

Sorter DJRPOL synkende på ERklasse og restareal, og begynn å dele ut areal slik at første linje får den jordarbeidingen som har lavest jordarbeidingsfaktor osv.

Dette er beskrevet i [scriptet arealfordeling.php](#)

#### Innholdet i produksjonstilskudd-tabellen (det som brukes)

kommune
gnr
bnr
festenr
år
data_kode
jordbr_ar
fulldyrka_eng
rotvekster
raig_forr_formk_grønnfn
andre_grønnforv
potet
hvete_tot
høsthvete
rug
bygg
havre
oljevekster
erter_bønner_kons
matkålrot
rughvete
epler
pærer
plommer
moreller_kirsebær
jordbær
bringebær_solbær_mm
blomster_friland
inmarks_beite
andre_fruktarter

### V5.1.3. Scripts for dataklargjøring, arealfordeling og utslippsberegning

1. Initiering av arbeidsversjonen av DJRPOL  
Kjør scriptet lag\_djrpole.php
2. Forberedelse av jordarbeidingstabellen  
Kjør scriptet jordarbeiding\_forberedelse.php som legger RMP-arealene fra DJRPOL inn i jordarbeidingstabellen. Dette er fordi vi trenger disse arealene når vi skal beregne høstpløyd areal i arealfordeling.php
3. Omkoding av RMP-data i DJRPOL  
Scriptet registerklargjøring.php leser gjennom DJRPOL og oppdaterer kolonnen «drift» for de polygonene som har tiltak\_nav utfylt (dvs de som har RMP-tilskudd):  
Etter dette ligger følgende verdier i 'drift' : 'stubb\_klasse\_1' , 'stubb\_klasse\_2' , 'stubb\_klasse\_3' , 'stubb\_klasse\_4' , 'grasdekt\_vannvei' , 'vegetasjonssone' , 'eng' og 'ukjent' (alle de andre)
4. Arealfordeling av data fra JORDARBEIDING  
Scriptet arealfordeling.php leser fra JORDARBEIDING for en og en driftsenhet og fordeler de «snille» driftstypene (gras, stubb) på de «slemme arealene» (klasse 4,3 osv.). Deretter fordeles de slemme driftstypene (potet, grønnsaker, høstpløyd) på de snille arealene (klasse 1,2 osv.).

## 5. Utfylling av manglende arealer.

Scriptet arealfordeling\_restareal.php tildeler drift på de resterende (tomme) arealene slik at de forholdsmessig blir som for resten av nedbørfeltet, evt vannområdet:

- Når scriptet arealfordeling.php er ferdig med å løpe gjennom alle driftsenheter i JORDARBEIDING, har ca 80% av polygonene fått data. De manglende vil i første rekke gjelde driftsenheter der vi ikke har greid å koble til riktig register-driftsenhet, for eksempel fordi eiendommen har flere matrikelnummer. Det kan også være en del driftsenheter som ikke har søkt tilskudd, eller der deler av jordmonnarealet er nedbygd.
- Neste steg blir nå å blåse opp til 100% arealdekning. Det skjer på samme måte som ovenfor. Først beregnes (for hver nedbørfelt) prosentvis andel pr driftstype i de møblerte polygonene. Så summeres arealet av umøblerte polygoner, dette arealet fordeles ifølge prosentberegningen og det genereres én registerlinje pr nedbørfelt.
- Denne kjøres gjennom en arealfordeling slik som ovenfor, men denne gangen uten å ta hensyn til driftsenheten, kun nedbørfeltnummeret. Dvs at restarealet for nedbørfeltet fordeles på alle nedbørfeltets polygoner uavhengig av driftsenhet.
- Det beregnes også en usikkerhet, ved å beregne øvre og nedre erosjonsmulighet for hvert polygon: erosjon hvis driften var snillest mulig (f.eks. gras?) og erosjon hvis driften var slemmest mulig (f.eks. potet). Summen av disse grenseverdiene beskriver den maksimale usikkerheten. Denne kan til slutt relateres til den totale beregnede erosjonen.

### *V5.2. Beregning av buffere og retensjon i grasdekte buffersoner*

Fra RMP får vi årets grasdekte buffersoner og grasdekte vannveier som linjetemaer. Disse bufres til polygoner med standardbredde for fylket. Det bufres slik at den ene bufferhalvparten havner delvis i bekken og delvis over på andre bredden, men det er greit, for der ligger det vel en tilsvarende linje som også bufres. Det kjøres union mot DJRPOL, og vi får en stripe med gras i DJRPOL, med variabelen vegsone=1.

I tillegg skal det settes drenerer\_til\_vegsone=1 i alle DJR-polygoner som drenerer til en grasdekt buffersoner (vegsone-nbfelt). Disse skal ha retensjonsberegning. Vi antar at nedbørfeltet til en grasdekt buffersoner består av skifter som ligger mindre enn 50 meter fra den grasdekte buffersonen (56 meter fra bekken hvis grasdekt buffersoner er 6 m bred). Disse klippes i DJRPOL vha. et buffer.

I to av scenariene trenger vi også bufring:

- Vegetasjonssone 6m rundt alle vassdrag  
Nedbørfelt som et 56 meters buffer rundt alle vassdrag
- Vassdragsnære arealer < 6 meter fra vassdrag

Vi genererer opp disse to bufrene på forhånd rundt digitale vannlinjer. Det gjøres slik (her med utgangspunkt i grasdekt buffersoner med 6 m bredde):

- Lag 6m og 56 meters buffer rundt alle vannstrenger
- Kjør deretter 6m og 56 meters buffer med flat ende rundt hver av vegsonelinjene fra RMP. Disse kaller vi vegsone6m og vegsone56m
- Kjør spatial join av vegsone6m mot 6m og vegsone56m mot 56m-bufrene. Resultatet er altså to nye 6m- og 56meter-buffer med en kolonne vegsone=0 eller 1.

- Kjør så spatial join av de to bufrene mot DJRPOL, slik at vi får verdien 0 eller 1 i de fire DJRPOL-kolonnene:
  - buffer6m (ligger i 6m-beltet)
  - buffer50m (ligger i 50m-beltet)
  - grasdekt buffersoner (ligger i 6m-beltet ved en vegetasjonssone)
  - drenerer\_til\_vegsone (ligger i 50m-beltet ved en vegetasjonssone)

**Standard bredder på grasdekte buffersoner og grasdekte vannveier i RMP**  
(Turid Asklund Trötscher, pers.med.)

1. For grasdekte buffersoner har de ulike fylkene forskjellige minstekrav. Men søker skal også oppgi antall dekar (subenhet). Per i dag kan ikke dekar tas ut annet enn på kommunenivå. Det vil komme en rapport om dette fra Landbruksdirektoratet.

Bredde	Fylke med krav
5 m	Buskerud, Telemark, Vestfold
6 m	Østfold
8 m	Hedmark, Oppland
10 m	Rogaland, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag

Der minstekravet er 5 m, vil vi praktisere 6 m i modellberegningene, fordi 6 m er minste kjørebredde.

2. For grasdekte vannveier utmåles det kun per løpemeter og her oppgis ingen bredde. Men de ulike fylkene har ulike krav:

Bredde	Fylke med krav
5 m	Vestfold
6 m	Østfold
8 m	Hedmark, Oppland, Buskerud, Sør-Trøndelag
10 m	Nord-Trøndelag

### V5.3. Metode for å tilordne PAL-verdier til eiendommer

Dersom det ikke foreligger detaljkart over fosforstatus i jord (PAL) for de områdene det skal beregnes for, må PAL-data hentes fra analyselaboratoriene. Data fra Eurofins kan hentes fra Jorddatabanken ved Bioforsk, mens data fra andre analyselaboratorier må innhentes via bønder og/eller landbrukskontorene. Metodebeskrivelsen her gjelder for bruk av dataene i Jorddatabanken.

I prinsippet er det ikke nødvendig å lage PAL-kart, da en tabell med ID for driftsenhet og PAL per driftsenhet er det eneste som trengs som input i Agricat 2. Men som oftest mangler det så mye data at det må gjøres beregninger og ekstrapoleringer som er avhengig av kart.

1. Sjekk hvilke kommuner som har arealer innenfor nedbørfeltet, gjerne ved å koble sammen/undersøke digitale kart over
  - Kommunegrenser
  - Nedbørfeltgrenser
2. Koble sammen følgende kart gjennom intersect-funksjonen (geoprocessing) i GIS-programmet:

- Digitalt eiendomskart
- Jordsmonnskart
- Nedbørfeltgrenser

Dersom man ønsker å fordele PAL-verdier også på dyrka mark der det ikke fins jordsmonnkart, kan man bruke Arealressurskart AR5 i tillegg.

3. Så må det hentes ut PAL-data fra Jorddatabanken og beregnes gjennomsnittlig PAL per driftsenhet, dette kan gjøres gjennom to spørringer i databasen - se figur V5.1 og V5.2.

Felt:	gnr	bnr	fyko	ar	kode	pal	tekst
Tabell:	public_jordprover	public_jordprover	public_jordprover	public_jordprover	public_dform	public_jordprover	public_dform
Total:	Grupper etter	Grupper etter	Grupper etter	Grupper etter	Grupper etter	Grupper etter	Grupper etter
Sorter:							
Vis:	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Vilkår:					<5		
eller:							

Figur V5.1 Spørring 1: hente ut PAL-data fra aktuell kommune. Fyko - her må man sette inn kommunenummer (tre siffer), driftsform <5 - kun landbruk.

Felt:	gnr	bnr	fyko	pal
Tabell:	1 Jordprøver i en kom	1 Jordprøver i en kom	1 Jordprøver i en kom	1 Jordprøver i en kom
Total:	Grupper etter	Grupper etter	Grupper etter	Gjsn
Sorter:				
Vis:	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Vilkår:				
eller:				

Figur V5.2 Spørring 2: beregne gjennomsnittlig P-AL pr driftsenhet.

4. Eksporter tabellen til MS Excel, og lag eiendomskoder:
  - Slå sammen kommunenr, gnr og bnr i egen kolonne i datafilen med funksjonen:  
 $\text{=kjede.sammen(kommunenr;»-«;gnr;»-«;bnr)}$
  - Lagre filen deretter i tekst-format (xxx.txt).
5. Lag tilsvarende eiendomskoder i karttabellen tilhørende intersect-kartet fra pkt. 2. I ArcGIS gjøres det med denne formelen i «Field calculator»:
 
$$[\text{MATRIKKELK}] \& "/" \& [\text{GNR}] \& "/" \& [\text{BNR}]$$
6. Koble PAL-tabellen i xxx.txt med intersect-kartet, via eiendomscodefeltet. I ArcGIS gjøres det via «Joins and Relates», husk å hake av for «Keep all records».
7. Nå har vi et PAL-kart som forhåpentligvis dekker så mye av dyrkamarka som mulig. Der det mangler data, må det beregnes PAL basert på de eksisterende PAL-verdiene. Det brukes fortrinnsvis arealveid gjennomsnitt for nedbørfeltet, men dersom det er lite dyrka mark i nedbørfeltet, kan det være hensiktsmessig å bruke arealveid gjennomsnitt for større enheter, som vannområde eller kommune. Beregningen gjøres slik:
  - Hent ut av intersect-kartet bare de arealene som har PAL-verdier > 0. I ArcGIS kan det gjøres ved å merke alle rader med  $\text{PAL} > 0$ , og eksportere dette til et nytt kartlag.
  - I det nye PAL-kartlaget lages to nye kolonner med tallformat:
    - I den første kolonnen beregnes arealet av polygonet (hvis denne informasjonen ikke ligger inne fra før)
    - I den andre multipliseres PAL med arealet:  $\text{PAL} * \text{areal}$
  - Kjør nå en summering over  $\text{PAL} * \text{areal}$  innenfor hvert nedbørfelt (eller vannområde eller kommune). I ArcGIS vil resultatet komme ut som en tabell med summert  $\text{PAL} * \text{areal}$  for hvert nedbørfelt ( $\text{Sum\_PAL} * \text{areal}$ ).
  - Kjør en tilsvarende summering av arealet ( $\text{Sum\_areal}$ ).
  - Koble sammen tabellene  $\text{Sum\_PAL} * \text{areal}$  og  $\text{Sum\_areal}$ , og legg til en ny kolonne der  $\text{Sum\_PAL} * \text{areal}$  divideres med  $\text{Sum\_areal}$ :  $\text{PAL} * \text{areal} / \text{areal}$ . Resultatet blir det arealveide gjennomsnittet for nedbørfeltet.
  - Den kobla tabellen med arealveide gjennomsnitt per nedbørfelt kobles nå inn i det opprinnelige intersect-kartet, via nedbørfeltidentifikasjonen. Erstatt manglende PAL-verdier med arealveide gjennomsnitt for de respektive nedbørfelt.

#### V5.4. Beregne erosjon og P-tap pr polygon (DJRPOL)

Dette utføres i scriptet beregning.php, etter formlene som er dokumentert i denne rapporten.