Bioforsk Rapport
Vol. 4 Nr. 11 2009

Avrenning av næringsstoff fra landbruk i Bunnefjordens nedbørfelt

Håkon Borch

Bioforsk Jord og miljø

Hovedkontor

Frederik A. Dahls vei 20,
1432 Ås

Tel.: 03 246

Fax: 63 0092 10
post@bioforsk.no

Bioforsk Jord og miljø
Frederik A. Dahls vei 20
1432 Ås
Tlf: 03 246

Faks: 63 00 94 10

jord@bioforsk.no

Tittel/Title:
Avrenning av næringsstoff fra Landbruk i Bunnefjordens nedbørfelt
Forfatter(e)/Autor(s):
Håkon Borch

Dato/Date:	*Tilgjengelighet/Availability:*	*Prosjekt nr./Project No.:*	*Arkiv nr./Archive No.:*
26.01.2009	Åpen	2110484	
Rapport nr.:	*ISBN-nr.:*	*Antall sider:*	*Antall vedlegg:*
4(11) 2009	978-82-17-00466-0	25	0

Oppdragsgiver/Employer:	*Kontaktperson/Contact person:*
PURA - prosjektet, ”Vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget”	Prosjektleder Anita Borge

Stikkord/Keywords:	*Fagområde/Field of work:*
Avrenning, fosfor, landbruk, erosjon, gjødsling,	Landbruksforurensning

Sammendrag:

Nedbørfelt ligger i kommunene Ski, Ås og Frogn, Oppegård og Nesodden. Vannkvaliteten er ikke tilfredsstillende sett i sammenheng med brukerinteressene, og Vannrammedirektivets krav om "god økologisk status". Denne rapporten vurderer jordbrukets fosforbidrag til vassdragene og muligheter for å redusere utsllippene. Det er gjort beregning av naturlig bakgrunnsavrenning med to like metoder. Beregninger på fosforavrenninger i modellen AGRICAT på dagens drift og ulike scenarier viser at det er et potensiale på å redusere bidraget med opp mot 50%. Videre inneholder rapporten en vurdering av P-AL nivået i jorda.

Land/fylke:	Akershus, Norge
Kommuner:	Oppegård, Ski, Ås, Frogn, Nesodden
Sted/Lokalitet:	Bunnefjorden

Ansvarlig leder/Responsible leader

Marianne Bechmann

Prosjektleder/Project leader

Håkon Borch

Forord

Bioforsk Jord og miljø har på oppdrag for PURA - prosjektet, ”Vannområdet Bunnefjorden med Årungen- og Gjersjøvassdraget”, utarbeidet en avrenningsberegning for naturlig bakgrunn og landbruk i Bunnefjordens nedbørfelt. Dette arbeidet var opprinnelig etter avtale bare levert som et notat som skulle innarbeides i en fellestiltaksplan. Etter oppdragsgivers ønske er dette arbeidet utvidet til å få en form som en Bioforskrapport. Det er derfor innarbeidet en del ekstra stoff om bakgrunnsavrenning og P-AL som ikke opprinnelig var med.

Rapporten gir ny kunnskap om miljøforholdene i PURA-området (Bunnefjorden) og er et godt grunnlag for det videre arbeidet for å bedre miljøforholdene i bekker og vannløp som sogner til Bunnefjorden. Arbeidet har skjedd i nært samarbeid med Anita Borge og Svein Skøien ved Landbrukskontoret.

Vi takker for godt samarbeid.

Ås 25.01.2009

……

Innhold

Innledning **8**
Bakgrunn 8
Beskrivelse av området 8
Kildebasert forurensingsregnskap **11**
Biotilgjenglighet 11
Bakgrunnsavrenning 11
Beregning med koefisienter 11
Beregning med leirdekningsprosent 12
Fosfortilførsler til vassdrag fra landbruk **13**
Drift 13
Modell og simuleringer 13
Scenarioer 14
Østensjøvannet, Årungen og Gjersjøen som sedimentasjonskammer 19
Nitrogen19
Fosforgjødsling i landbruket – PAL nivåer i jordsmonn **20**
Redusert gjødsling som vassdragstiltak 21
Kostnadseffektivitet ved landbrukstiltak 21
Redusert fosfornivå 21
Miljøtilpasset jordarbeiding 22
Vegetasjonssoner 22
Fangdam 23
Referanser **24**

Noen begrepsforklaringer

Avløpsvann (Kloakk): Vann fra klosett, dusj, kjøkken i bolig, bedrift og lignende

Avløpsnett/Ledningsnett: Et ledningsnettsystem som samler opp og fører avløpsvann fra boligen eller andre bygninger.

Anoksisk: Oksygenfritt. Brukes ofte i forbindelse med forhold i bunnvann i fjorder og dypere innsjøer.

Bakgrunnsnivå: Mengden eller konsentrasjonen av stoffer en regner med å finne i naturen (naturlig tilstand) dersom ikke menneskelig aktivitet medfører forhøyde nivåer av stoffet.

Begroing: Uønsket vekst av planter (alger).

Bioakkumulering: Når opptak av et stoff er større enn nedbrytningen eller utskillelsen i planter eller dyr skjer det en akkumulering. Denne akumuleringen øker oppover i næringskjeden og kan nå toksiske nivåer for en del ikke naturlige stoffer (brukes mest om miljøgifter).

Biologisk mangfold: Mangfoldet av økosystemer, arter og genetiske variasjoner innenfor artene, og de økologiske sammenhengene mellom disse komponenter.

Diffuse kilder: Forurensing som ikke lett kan lokaliseres til et punkt. Forurensa grunn, avrenning fra tette flater, lekkasjer ledningsnett.

Eutrofiering: Overgjødslingseffekter. For store mengder tilførsel av næringsstoffer som forårsaker økt planteproduksjon/ begroing i vassdrag, tjern. Sterk eutrofiering gir oppblomstring av giftige alger (blågrønnalger og kieselalger), og tap av biologisk mangfold.

Forsuring: Atmosfæriske avsetninger av forsurende forbindelser leder til endring av PH (surhetsgrad) som igjen kan gi tap av biologisk mangfold.

Gråvann: Den del av avløpsvannet som ikke kommer fra toalettet (avløp fra kjøkken, vaskemaskin, dusjbad osv.).

Kjemisk renseanlegg: Renseanlegg for avløpsrensing (kloakk) ved tilsetting av kjemikalier slik at partiklene i avløpsvannet bindes sammen til større og tyngre enheter som er lettere å fjerne fra vannet.

Naturens tålegrense: Den høyeste belastning av en eller flere forurensninger forurensninger som ikke fører til skade på følsomme deler av et økosystem ut fra nåværende kunnskap.

Naturlig bakgrunnsnivå: Mengder eller konsentrasjoner av stoffer en regner med å finne i naturen dersom ikke menneskelig aktivitet medfører forhøyede nivåer av stoffet.

Organisk stoff: Vannets innhold av organisk stoff. Betegnes ofte med ulike målemetoder 1) BOF = biokjemisk okygenforbruk, 2) KOF = kjemisk oksygenforbruk 3) TOC = total organisk karbon.

Organiske forbindelser: Kjemiske forbindelser som har sitt opphav fra levende organismer. Inneholder karbon oksygen og hydrogen og ulike andre elementer som for eksempel nitrogen.

Overvann: Vann som renner på tette flater og i ledningsnett i forbindelse med regn og som ofte medfører uønsket stor hydraulisk belastning på nettet og renseanlegget.

Persistent: Varig, holdbar. Brukes om stoffer som er motstandsdyktig mot nedbrytning.

Personekvivalent (PE): Spesifikk belastning eller forbruk pr. person mhp. vannvolum og/eller forurensningsmengde pr. døgn.

Personenhet: Målenhet som tilsvarer utslippet fra en person.

Punktkilder: Utslippskilder som er klart avgrenset, og som kan knyttes til et punkt som f.eks utslipp fra et rør.

Referanseverdi: Verdi for sammenligning med tilsvarende undersøkelser/studier gjort andre steder.

Resipient: Mottaker. Brukes bl.a. om innsjøer, elver, bekk. Vann som blir tilført avløpsvann eller andre forurensninger.

Spredt avløp: Lokale avløpsløsninger for enkelt hus eller små grupper av hus. Baseres på småskala renseteknologi og avløpet slippes ut lokalt. Oversikt over renseløsninger i eget vedlegg.

Sediment: Lagvise avsetninger av sand, grus og leire på bunnen.

Stubb: Etter at kornet er høstet lar men planterester og stråene stå urørt over vinteren for å armere jorda og gi et dekke som reduserer jordtap ved kraftig nedbør og fryse/tine episoder gjennom vinteren. Arealet jordarbeides først som del av våronna.

Svartvann: Vann fra vannklosett med urin og fekalier.

Totalfosfor: Både partikulært bundet og løst fosfor.

Turbiditet: Redusert sikt i vann som skyldes oppløst materiale

Vannkvalitetovervåking: Undersøkelse av forholdene i et vassdrag, sjø. Vil omfatte målinger av utvalgte (forurensede) stoffer.

Økologisk tilstand: Tilstand på status og utvikling for funksjoner, strukturer og produktivitet i et vannområde sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer.

1.Innledning

1.1. Bakgrunn

Nedbørfelt til Bunnefjorden ligger i kommunene Ski, Ås, Frogn, Oppegård og Nesodden. Kommunene som sogner til Bunnefjorden har både gjennom sporadisk og mer systematisk overvåking av vannkvaliteten avdekket at det er dårlig tilstand i mange av vannforekomstene i kommunene. Vannkvaliteten er ikke tilfredsstillende sett i sammenheng med brukerinteressene, og nå også ikke tilfredsstillende i forhold til kravet om "god økologisk status" som har kommet gjennom Vannrammedirektivet. Bunnefjorden er på denne bakgrunn definert som et vannområde i kategorien "at risk" i forbindelse med innføringen av Vannrammedirektivet. Jordbruksvirksomhet er for noen av vannforekomstene en vesentlig årsak til problemene - spesielt i områdene i sør hvor jordbruksarealene er størst. Det er i tidligere tiltaksanalyse for Årungen knyttet usikkerhet til om det er mulig å gjennomføre nødvendige tiltak for å oppnå gjeldende miljømål for bekker og vann (Borch, Yri et al. 2007).

På denne bakgrunn er det satt i gang flere arbeider som skal analysere overvåkingsdata og kartlegge ulike kilder og mulige tiltak. Denne rapporten er en av delrapportene, og dekker jordbruket. Det er laget et teoretisk basert forurensingsregnskap (tilførselsberegninger) av fosfor fra jordbruk.

1.2. Beskrivelse av området

Nedbørfeltet ligger i det sør-øst-norske grunnfjellsområdet som domineres av gneis- og granittiske bergarter. Det ligger i sin helhet under marin grense, og løsmassene er dominert av marine finsedimenter og morenerygger (Ås-Ski morenen) i sør og tynnere moreneavsetninger i lenger nord (Oppegård, Nesodden og Ski). Nedbørfeltet dekker ca. 247 km2 landareal og arealet av innsjøer og hav utgjør 73,5 km2. Høyeste punkt er Slettåsen i Ski kommune på 240 moh. Figur 1 viser en oversikt over nedbørfeltet.

De tre mest fokuserte innsjøene innsjøene er Gjersjøen, Årungen og Østensjøvannet. Nærevannet og Midtsjøen i Ski er også relativt store innsjøer med eutrof utforming og betydelige interesser for Biologisk mangfold.

Gjerssjøen er 5,6 km lang og har en midlere bredde på ca 600 m. Største dyp er 63,5 m og middel dyp er 22 meter. Med en relativt dyp utforming og høye åser rundt sjøen er det antakelig dårlig vindomrøring, selv om selv om dominerende lengderetning nord-syd er lik fremherskende vindretning. Gjersjøen er drikkevannskilde, og Slorene området i sør er et viktig habitat for fugl og planter. Området er derfor regulert til spesialområdet naturvern etter Pbl. §25.

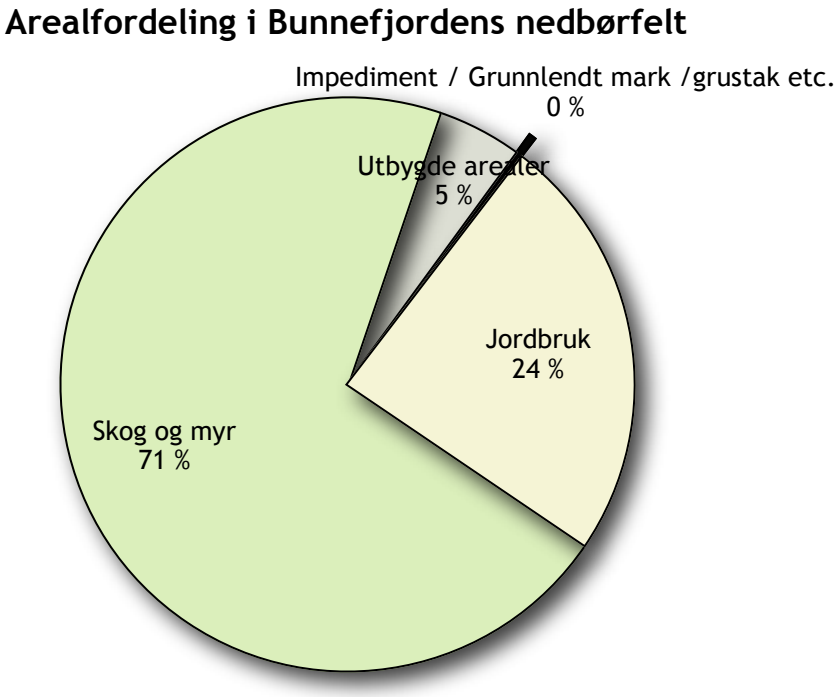
Årungen er 3 km lang og har en midlere bredde på 450 m. Største dyp er 13,2 m og middel dyp er 8 meter. Teoretisk oppholdstid er ca. 4,5 måned. Med en dominerende lengderetning nord-syd er innsjøen meget vindeksponert noe som gir god omrøring av vannmassene.

Kolbotn sentrum, Ås sentrum, Ski sentrum og aksen fra Kolbotn til Vinterbro er områdene med de største befolkningskonsentrasjonene. Deler av disse områdene har urban karakter med relativt høy andel tette flater. I tillegg er det mindre ”tettsteder”/boligfelt spredt over nedbørfeltet. Den øvrige bebyggelsen er grovt sett lokalisert nær gårdsbrukene. I Ski og Oppegård er det endel industribedrifter. Ås kommunale avfallsdeponi er anlagt i Bølstadbekkens nedbørfelt. Arealfordelingen for hele nedbørfeltet er presentert i figur 2 og tabell 1.

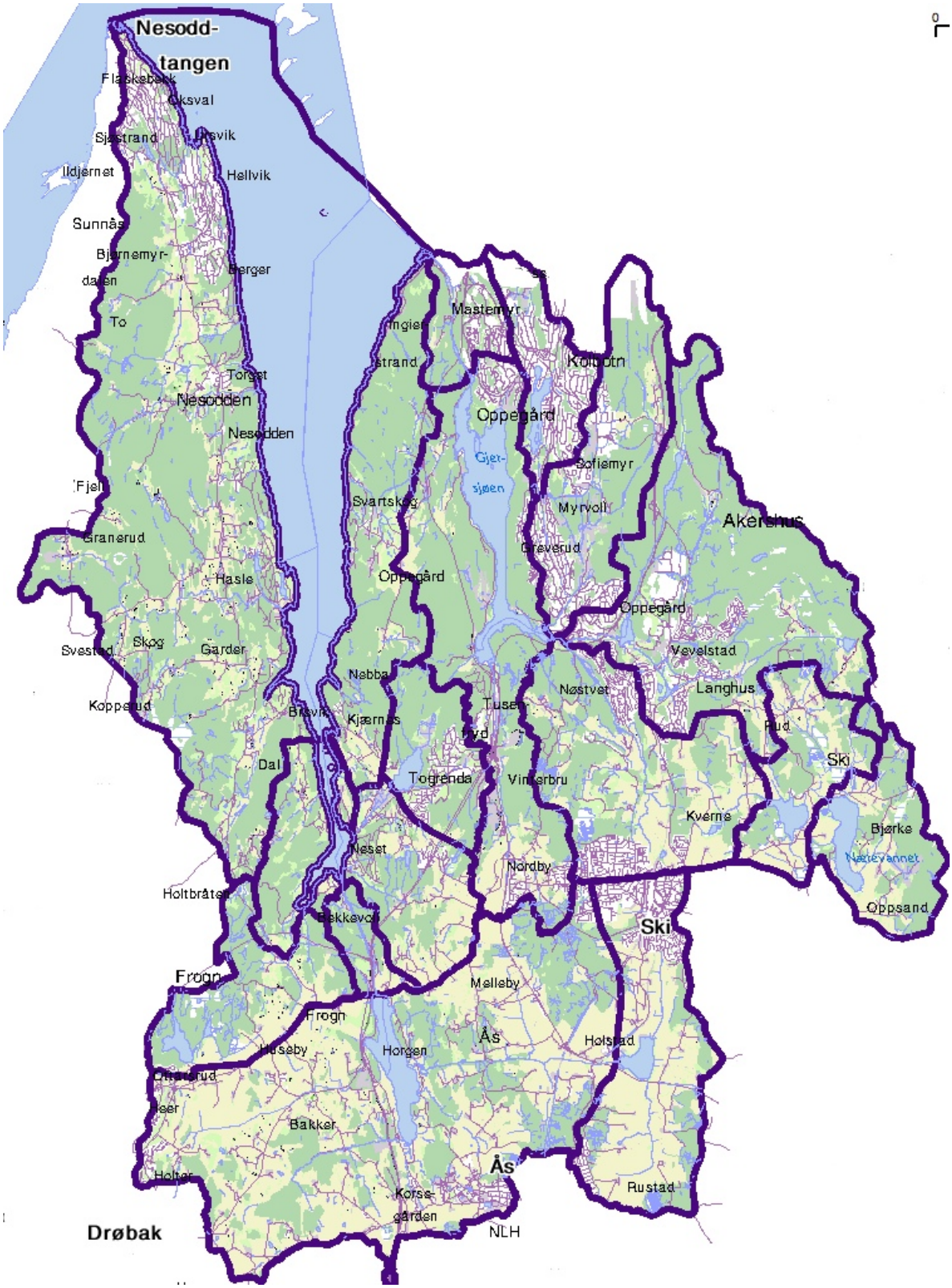
Arealfordeling kan oppsumeres som jordbruk 24%, skog, myr og annen utmark 71%, tettsteder og bebygde arealer 5%. I tabell 1 er det satt opp en oversikt over arealfordelingen litt mer detaljert, og i figur 2 er det en grafisk presentasjon av de største gruppene.

*Tabell **1**: Arealfordelingen i Bunnefjordens nedbørfelt (fra markslagskart Skog og landskap).*

Markslag	Sum areal i daa
Myr	343
Myr med barskog	1 598
Myr med blandingsskog	135
Myr med løvskog	65
Fulldyrka	58 533
Overflate dyrka	139
Gjødsla beite	989
Barskog	154 077
Blandingskog	9 932
Løvskog	8 871
Annen jorddekket fastmark	11 729
Grunnlendt mark	763
Fjell i dagen	200
Grustak	4



Figur 1: Arealfordelingen i nedbørfeltet til Bunnefjorden.



Figur 2: Oversiktskart som viser avgrensningen av nedbørfeltet til Bunnefjorden. Området er lik det administrative vannområdet "Bunnefjorden" som PURA prosjektet arbeider med.

2.Kildebasert forurensingsregnskap

Dette forurensingsregnskapet er basert på teoretiske beregninger av tilførsler av totalfosfor fra kildene jordbruk og naturlig bakgrunnsavrenning.

2.1. Biotilgjenglighet

Fosfor opptrer i mange former i naturen, og noen av formene er lite tilgjengelig for algevekst og produksjon i vannsystemer. Det er derfor vanlig å veie fosforkildene ut i fra undersøkelser av hvor biotilgjenglig fosforet er. Ut fra Berge og Källqvist (Berge and Källqvist 1990) er biotilgjengeligheten i naturlig bakgrunnsavrenning satt til 11%. Biotilgjengeligheten av fosfor i avløp fra separate avløpsanlegg er vanligvis satt til 75-90%. Hvis det er et høyt antall minirenseanlegg bør verdiene settes i det nedre område, mens hvis det er lite minirenseanlegg bør verdien settes i det øvre området. I utslipp fra kommunale avløpsanlegg har tester vist at biotilgjengligheten ligger i størrelsesorden 35-40% (pers.med Odvar Lindholm). Dette skyldes også bruk av fosforbindingskjemikalier.

For jordbruksarealene vil biotilgjengeligheten av fosfor normalt være lav, fordi en stor del av fosforet fra jordbruksarealene er partikkelbundet. I nedbørsfeltet til Skuterudbekken har analyseresultater vist at fosfat har utgjort i gjennomsnitt ≈25% av total fosfor (JOVA). Biotilgjengeligheten av fosfor fra jordbruksavrenningen er i beregningene satt til 23%. Biotilgjengeligheten i overvann fra bebygde områder er oftest satt til 50%.

*Tabell **2**. Biotilgjengelig fosfor i % av mengde tilført total fosfor.*

Forurensningskilder	Biotilgjenglig
Naturlig bakgrunnsavrenning	11%
Jordbruksavrenning (jordpartikler)	23%
Separate avløpsanlegg	75-90%

2.2. Bakgrunnsavrenning

Ved beregning av naturlig bakgrunnsavrenning er en primært interessert i å finne hva som hadde kommet av næringssalter uansett antropogen aktivitet i nedbørfeltet. Bidraget fra naturlig bakgrunnsavrenning trekkes fra de totale tilførlsene før en begynner å beregne tiltak fra de ulike sektorer. Det er derfor beregnet naturlig bakgrunnsavrenning på to måter. Første metode er ved bruk av graderte koeffisienter med basis i faglig skjønn og kunnskap om området. Det er tatt utgangspunkt i arealtilstand og bonitetsverdier i digitale markslagskart. Den andre metoden er basert på dekningsprosent av marine leirsedimenter i nedbørfeltet fratrukket retensjon i de store innsjøene. Metoden er beskrevet i (Solheim, Berge et al. 2008).

2.2.1. Beregning med koefisienter

Vassdrag mottar betydelige mengder næringssalter som naturlige bakgrunnstilførsler fra utmark. I tillegg kommer det som ville ha kommet fra jordbruksarealer hvis de ikke var dyrket opp og det som ville kommet fra arealer som er nedbygd og i dag betegnes som ”tette flater”. Størrelsen på dette bidraget varierer med geologisk opphav og løsmasseavsetningenes kornfordeling i nedbørfeltet. Tilslutt legger en på det som betegnes som atmosfærisk deposisjon – dvs. bidrag direkte på vannoverflaten. Atmosfærisk deposisjon av P vil forekomme via partikler som vaskes ut med nedbør eller som partikulær tørravsetning. Denne andelen er ikke helt uavhengig av antropogen aktivitet, men for enkelhetsskyld gjøres det ikke en differensiering av denne. Basert på tidligere undersøkelser er atmosfærisk deposisjon direkte på vannoverflatene satt til 16 kg P/km^2/år for (Oredalen 2000).

I SFTs veileder (Bratli 1997) er det anbefalt å bruke 10-20 g P/daa/år for skogsområdene under marin grense på Østlandet der det er løsmasseavsetninger. Denne anbefalingen er generell og tar liten i liten grad hensyn til lokale forhold. I Bunnefjordens nedbørfelt er deler av arealet under marin grense med dype avsetninger, og det er relativt gode næringsforhold med en relativt stor andel av arealet i middels og høye boniteter (65 %) for de arealene som

har skog. Disse områdene domineres av morener og marine leirsedimenter. Skogtypene i slike områder ville i en naturtilstand vært dominert av rikere granskoger og edelløvskoger. For dette området vil en måtte kunne forvente høyere avrenningsverdier, og koeffisienten for disse områdene er derfor satt til 12 g P/daa/år.

For landbruksområdene i Bunnefjorden er det brukt Bioforsks modellberegninger av koeffisienter for landbruksarealer i avrenningsmodellen "TEOTIL" (Tjomsland 1996). Koeffisienten er her satt til 15 g P/daa/år. Koeffisienter for bakgrunnsavrenning fra jordbruksarealer er høyere enn koeffisienter for skog fordi disse arealene er de mest næringsrike og produktive i landskapet. I en naturlig utforming ville disse arealene ha meget høye boniteter og ofte en annen vegetasjonssammensetning i en naturlig utforming.

En del av arealene er bare svaberg eller har svært tynt løsmassedekke. Disse arealene har liten eller ingen produksjon og ligger i klassen impediment. For disse arealer er det brukt 4 g P/daa/år. Lave boniteter er satt til 7 g P/daa/år, middels boniteter 8 g P/daa/år og arealer med høye bonitetsverdier er satt til 12 g P/daa/år. Arealer med myr er satt til 7,5 g P/daa/år. Med disse koefisientene blir bakgrunnsavrenningen (uten atmosfærisk deposisjonResultatene av naturlig bakgrunnsavrenningsverdier er presentert i Tabell 3.

2.2.2. Beregning med leirdekningsprosent

Metoden er beskrevet i NIVA-rapport 5708 (Solheim Berge et. al. 2008). For leirdominerte vassdrag under marin grense er bakgrunnsverdien for total fosfor relatert til dekningsgraden av leirsedimenter i nedbørfelter. Metoden baserer seg på bakgrunnsavrenning målt i ulike overvåkingsdata. Det er denne metoden som er siste anbefalte metode for bruk i fornbindelse med Vannrammedirektivet. I beregningene er det tatt med en forventet retensjon i Årungen, Gjersjøen og Østensjøvannet.

*Tabell **3**: Naturlig bakgrunnsavrenning av fosfor fra nedbørfeltet til Bunnefjorden.*

Nedbørfelt og beregningsmetode	**Bakgrunns-avrenning av fosfor (tot-P) totalt**	**Bakgrunns-avrenning av fosfor (tot-P) fra dagens jordbruksareal**	**Gj.snitt g/daa**	**Bakgrunns-avrenning av biotilgjenglig fosfor**
Bunnefjorden samlet Koefisientmetoden	3150 kg	700 kg	12,7	264 kg
Bunnefjorden samlet Leirdeknings % metode	3800 kg	Inngår ikke i metoden	15,3	418 kg

3.Fosfortilførsler til vassdrag fra landbruk

Bunnefjordens nedbørfelt har med sine ca. 45 000 daa aktivt drevet dyrkamark et betydelig jordbruksareal (24%). Det er gjort beregninger av fosfortap fra arealavrening. Det er i dette prosjektet ikke gjort beregninger for tap fra husdyrhold. Mulige kilder her er lekkasjer i fra gjødsellagre, og spredning av husdyrgjødsel utenom vekstsesongen med påfølgende næringstap.

3.1. Drift

Eksisterende data om faktisk arealbruk (vekster og jordarbeiding) er innhentet fra søknad om miljørettet tiltak 2007 hvor bøndene selv har tegnet inn på kart hvor de har ulike produksjoner. Dette datagrunnlaget dekker ikke alt areal, og resterende informasjon er hentet fra søknad om produksjonstilskudd 2007. Dataene er kodet i WEBGIS avrenning og tilrettelagt for bruk i modellen "AGRICAT" (AGRIculture run-off in CATchment). Noe areal finnes det ikke oppgaver for, og disse ble fordelt tilfeldig slik at produksjonsfordelingen stemte med data fra Follo landbrukskontor. Produksjonsfordelingen er gjengitt i tabell 4.

Tabell 4: Drift på arealer som drenerer mot Bunnefjorden.

Drift	Andel av totalareal	Areal daa
Flerårig eng	11,0%	5038
Golfbane eller miljørettet omlegging	0,6%	274
Hestebeite med betydelige tråkkskader	0,1%	44
Høstkorn m/harving	14,2%	6507
Høstkorn med pløying	27,8%	12722
Høstpløyd	14,6%	6668
Jordbær	0,0%	23
Lett høstharving	15,5%	7094
Løk og rotgrønnsaker	0,2%	111
Permanent beite/gras	0,7%	340
Stubb + vårpløying	15,3%	6987

3.2. Modell og simuleringer

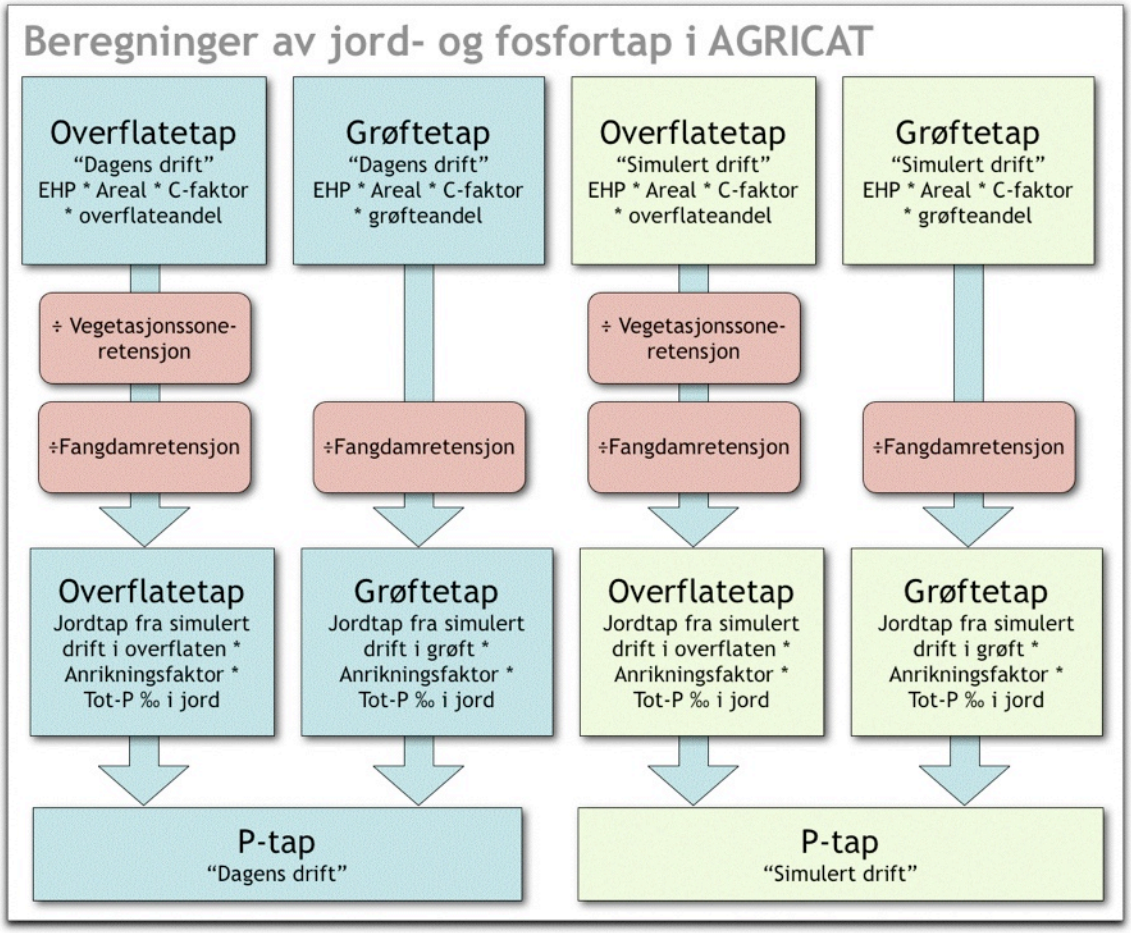
Dataene som ble samlet inn er tilrettelagt for bruk i modellen "AGRICAT" (AGRIculture run-off in CATchment)(Borch 2009). Modellen beregner fosfortap fra jordbruksarealer basert på jordart (Nyborg and Solbakken 2003), driftsform og fosforstatus i jorda med basis i forventet jordtap ved et normalår. Modellen beregner fosfortap på hvert jordsmonnspolygon og er egnet til å beregne effekter ved å gjennomføre ulike jordarbeidingstiltak. For å beregne fosfortapet tar AGRICAT modellen utgangspunkt i forventet partikkeltransport på overflaten og i drensvann ved de ulike driftsformene på ulike jordtyper.

For å fastsette fosforinnholdet i jorda brukes Jorddatabankens P-AL data med innsendte jordprøver fra de siste 7 årene. Modellen henter P-AL verdier fra Jorddatabanken, og i dette tilfelle brukes gjennomsnittlig målt P-AL nivå for driftsenheten de siste 7 år. I AGRICAT modellen er det utarbeidet ligninger for sammenhengen mellom P-AL og Tot-P i vann (basert på 562 jordprøver hvor sammenhengen mellom P-AL og Tot-P er undersøkt). Modellen dekker 4 jordtyper: siltig sand, sandig silt, lettleire med moreneopphav, marin lettleire og mellomleire. AGRICAT beregner ulik reduksjon av SS (jordtap) og Tot-P ved endring av jordarbeiding. For organisk jord er det utviklet egen modell.

Modellen tar også hensyn til tiltak som vegetasjonssoner og fangdammer som er lagt inn ved beregninger og trekker fra retensjon.

Jordsmonnspolygonene i kartet er delt opp etter skifter/ drift, P-AL status og avstand til åpent vann (30m buffer rundt alle vassdrag). Fangdammer i Bunnefjordens nedbørfelt (totalt 12 dammer) er digitalisert og lagt inn, og retensjonseffektene av disse er beregnet i AGRICAT. AGRICAT beregner fosfortap på hvert jordsmonnspolygon og er egnet til å beregne effekter ved å gjennomføre ulike jordarbeidingstiltak.

I figur 3 er beregningsmodellen skjematisk fremstilt.



Figur 3: Skjematisk fremstilling av hvordan AGRICAT beregner jord og fosfortap.

AGRICAT modellen tar ikke hensyn til punkterosjon, og heller ikke avrenning fra f.eks. husdyrhold. Tallene er derfor antakelig mindre enn de totale tapene fra landbruket. Tallene fra de ulike scenarioene er presentert i tabell 5 til x. I tabellene er jordtapet og fosfortapet angitt ned på kilonivå. Det er imidlertid viktig å huske at dette er simuleringer for et normalår basert på klimaet i 30-årsperioden 1961 til 1990. I tillegg kommer usikkerheter i modellen. Tallene fra modellen bør derfor ansees som omtrentlige nivåer fosfortapet vil ligge på i et gjennomsnittsklimatisk år, og ikke et uttrykk for eksakte tap i 2007. Selv om tallene er oppgitt ned på kilo nivå, så ligger det en rekke usikkerheter i en slik modellberegning. Tallene må derfor tolkes "i størrelsesorden". For eksempel; oppgitt verdi på forsfortap er 517 kg = "rundt 500 kg fosfor tapes i et normalår". Det bør også tas i betraktning om at det er noe usikkerhet rundt hva som var den faktiske landbruksdriften på for eksempel høstkornarealene.

3.2.1. Scenarioer

Resultatene fra modellsimuleringene er presentert i tabellene under. For de syv scenarioene av endret jordarbeiding er det modellert følgende effekter på reduksjon av fosfor til vassdrag samlet for hele vannområde Bunnefjorden:

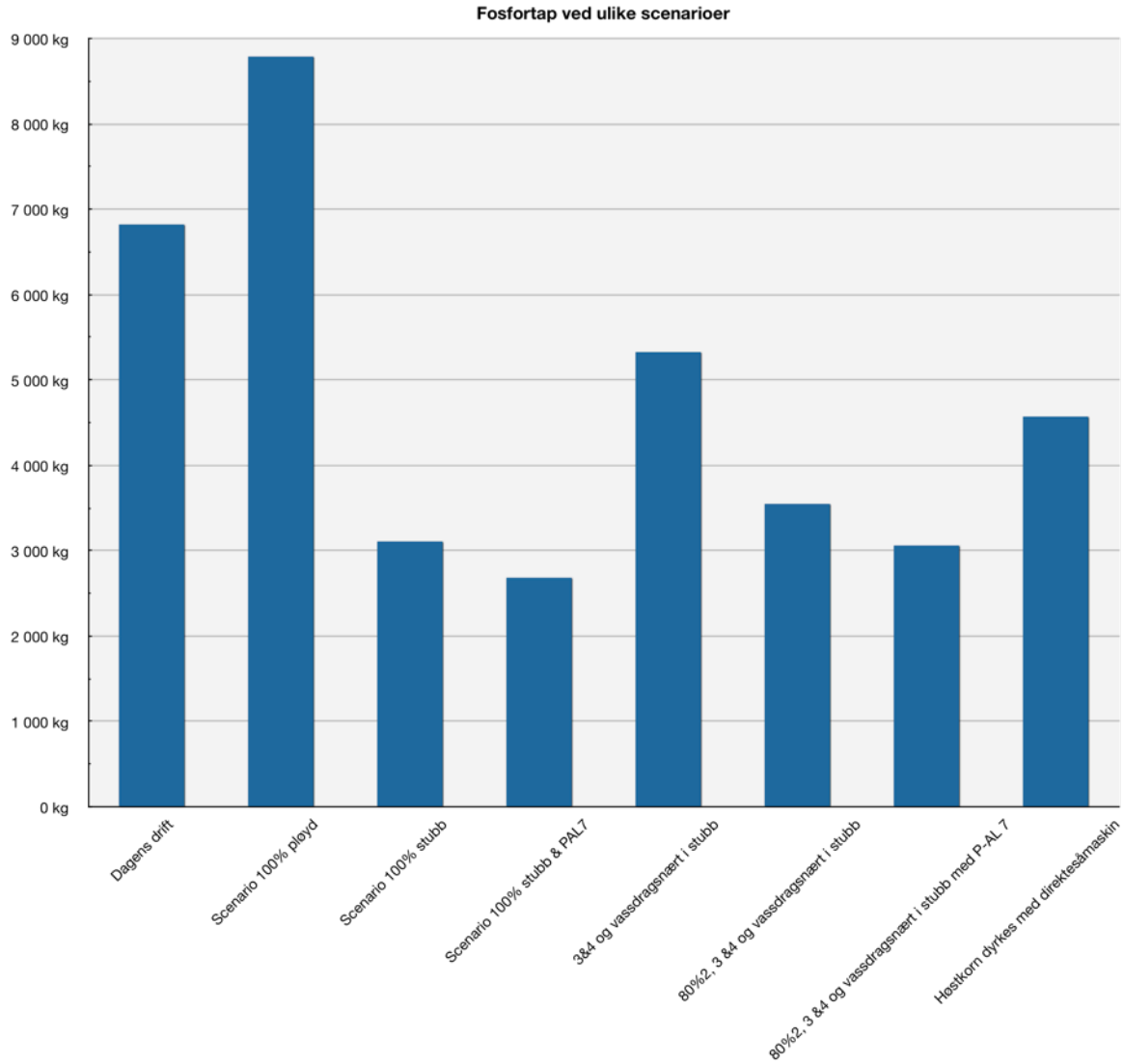
1. Hvis alt av kornarealet høstpløyes vil det gi et modellert fosfortap på 8792 kg, eller 1968 kg (29%) mer enn dagens drift.
2. Hvis alt av kornarealet legges i stubb gjennom vinterhalvåret vil det gi et modellert fosfortap på 3113kg, dvs. En reduksjon på 3711kg (54%) mindre enn dagens drift.
3. Som over, men alt areal med P-AL mer enn 7 redusert til P-AL 7 vil gi et modellert fosfortap på 2687kg, dvs. en reduksjon på 4137kg (61%) mindre enn dagens drift.
4. Hvis alt kornareal som er vassdragsnært (nærmere enn 30 meter fra åpent vann /bekk / elv) eller i erosjonsklasse 3 og 4 legges i stubb vil det gi et modellert fosfortap på 5328kg, dvs. En reduksjon på 1496kg (22%) mindre enn dagens drift.

5 Hvis 80 % av kornarealet i klasse 2, 100% i klasse 3 og 4 og arealer som er vassdragsnært (30 m) legges i stubb vil gi et modellert fosfortap på 3563kg, dvs. En reduksjon på 3271kg (48%) mindre enn dagens drift.

6 Som scenario 5 (over) pluss reduksjon av PAL tall ned til 7 vil gi et modellert fosfortap på 3067kg, dvs. En reduksjon på 3767kg (55%) mindre enn dagens drift.

7 Hvis alt høstkornareal drives med direktesåing og alle andre driftsformer beholdes som i 2007 vil gi et modellert fosfortap på 4579kg, dvs. En reduksjon på 2255kg (33%) mindre enn dagens drift.

Effekter av de ulike driftsscenarioene er også presentert i figur 4.



Figur 4. Effekter av ulike driftsalternativer som er modellert i AGRICAT.

Tabell 5: Fosfortap i delnedbørfeltene ved scenario 1; alt kornareal drives med høstpløying.

Nedbørfelt	P-tap dagens drift (kg)	P-tap pr. daa dagens drift (g/daa)	P-tap simulering (kg)	P-tap pr. daa simulering (g/daa)	Reduksjon P-tap ved simulering (kg)
Gjersjøelva	14	259,8	14	277,2	-1
Gjersjøen	427	201,8	516	243,7	-89
Kolbotnvann	1	162,9	1	162,9	0
Greverudbekken	69	193,1	94	263,9	-25
Tussebekken	147	132,6	220	199,1	-74
Dalsbekken	684	174,6	953	243,4	-269
Midtsjøvann	263	114,7	353	154	-90
Nærevann	234	121,5	312	162,2	-78
Ås/Oppegård til Bunnefjorden	101	127,2	151	190,8	-50
Ås til Bunnebotn	14	171,4	14	173,3	0
Fåleslora/Kaksrudbekken	240	117	364	177,4	-124
Pollevann	7	86,6	14	169,8	-7
Årungselva	20	113	46	262,7	-26
Årungen	2972	160	3571	192,2	-598
Østensjøvann	633	118,8	841	157,9	-208
Bonnbekken	269	162	316	190,4	-47
Frogn til Bunnebotn	76	231,1	79	242,2	-4
Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	655	131,9	932	187,7	-277
Hele nedbørfeltet	**6824**	**149**	**8792**	**191,9**	**-1968**

Tabell 6: Fosfortap i delnedbørfeltene ved scenario 2; 100% av kornarealet dyrkes med stubb og vårkorn.

Nedbørfelt	P-tap dagens drift (kg)	P-tap pr. daa dagens drift (g/daa)	P-tap simulering (kg)	P-tap pr. daa simulering (g/daa)	Reduksjon P-tap ved simulering (kg)
Gjersjøelva	14	259,8	5	88,1	9
Gjersjøen	427	201,8	166	78,3	261
Kolbotnvann	1	162,9	0	58,9	1
Greverudbekken	69	193,1	31	86,8	38
Tussebekken	147	132,6	74	66,8	73
Dalsbekken	684	174,6	310	79,3	373
Midtsjøvann	263	114,7	123	53,6	140
Nærevann	234	121,5	109	56,8	125
Ås/Oppegård til Bunnefjorden	101	127,2	52	65,2	49
Ås til Bunnebotn	14	171,4	5	61,3	9
Fåleslora/Kaksrudbekken	240	117	127	61,8	113
Pollevann	7	86,6	5	58,5	2
Årungselva	20	113	15	84,2	5
Årungen	2972	160	1267	68,2	1705
Østensjøvann	633	118,8	349	65,5	284
Bonnbekken	269	162	107	64,8	161
Frogn til Bunnebotn	76	231,1	26	79,1	50
Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	655	131,9	342	68,8	313
Hele nedbørfeltet	**6824**	**149**	**3113**	**67,9**	**3711**

Tabell 7: Fosfortap i delnedbørfeltene ved scenario 3; 100% av kornarealet dyrkes med stubb og vårkorn, og alt areal med mer enn P-AL 7 reduseres til P-AL.

Nedbørfelt	P-tap dagens drift (kg)	P-tap pr. daa dagens drift (g/daa)	P-tap simulering (kg)	P-tap pr. daa simulering (g/daa)	Reduksjon P-tap ved simulering (kg)
Gjersjøelva	14	259,8	4	77	10
Gjersjøen	427	201,8	154	72,9	273
Kolbotnvann	1	162,9	0	52,1	1
Greverudbekken	69	193,1	27	76,5	42
Tussebekken	147	132,6	65	58,3	82
Dalsbekken	684	174,6	272	69,5	412
Midtsjøvann	263	114,7	107	46,7	156
Nærevann	234	121,5	93	48,2	141
Ås/Oppegård til Bunnefjorden	101	127,2	45	56,7	56
Ås til Bunnebotn	14	171,4	4	54	10
Fåleslora/Kaksrudbekken	240	117	105	51	135
Pollevann	7	86,6	4	51	3
Årungselva	20	113	11	63,9	9
Årungen	2972	160	1084	58,4	1888
Østensjøvann	633	118,8	314	58,9	319
Bonnbekken	269	162	95	57	174
Frogn til Bunnebotn	76	231,1	23	70,4	53
Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	655	131,9	279	56,3	375
Hele nedbørfeltet	**6824**	**149**	**2687**	**58,7**	**4137**

Tabell 8: Fosfortap i delnedbørfeltene ved scenario 4; Alt kornareal som er vassdragsnært (nærmere enn 30 meter fra åpent vann) eller i erosjonsklasse 3 og 4 legges i stubb.

Nedbørfelt	Fosfortap dagens drift (kg)	Fosfortap pr. daa dagens drift (g/daa)	Fosfortap simulering (kg)	Fosfortap pr. daa simulering (g/daa)	Reduksjon fosfortap ved simulering (kg)
Gjersjøelva	14	259,8	8	161,8	5
Gjersjøen	427	201,8	282	133	146
Kolbotnvann	1	162,9	1	106,2	0
Greverudbekken	69	193,1	56	156,2	13
Tussebekken	147	132,6	112	101,2	35
Dalsbekken	684	174,6	496	126,7	188
Midtsjøvann	263	114,7	222	96,7	41
Nærevann	234	121,5	194	101	40
Ås/Oppegård til Bunnefjorden	101	127,2	84	106,7	16
Ås til Bunnebotn	14	171,4	11	141,2	2
Fåleslora/Kaksrudbekken	240	117	215	104,9	25
Pollevann	7	86,6	6	71,5	1
Årungselva	20	113	18	100,6	2
Årungen	2972	160	2265	121,9	708
Østensjøvann	633	118,8	539	101,3	94
Bonnbekken	269	162	218	131,2	51
Frogn til Bunnebotn	76	231,1	56	171,3	20
Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	655	131,9	544	109,6	111
Hele nedbørfeltet	6824	149	5328	116,3	1496

Tabell 9: Fosfortap i delnedbørfeltene ved scenario 5; 80 % av kornarealet i klasse 2, 100% i klasse 3 og 4 samt arealer som er vassdragsnært legges i stubb.

Nedbørfelt	Fosfortap dagens drift (kg)	Fosfortap pr. daa dagens drift (g/daa)	Fosfortap simulering (kg)	Fosfortap pr. daa simulering (g/daa)	Reduksjon fosfortap ved simulering (kg)

Gjersjøelva	14	259,8	5	88,1	9
Gjersjøen	427	201,8	183	86,6	244
Kolbotnvann	1	162,9	0	58,9	1
Greverudbekken	69	193,1	32	89,7	37
Tussebekken	147	132,6	82	74,2	65
Dalsbekken	684	174,6	350	89,4	334
Midtsjøvann	263	114,7	149	64,8	114
Nærevann	234	121,5	133	68,9	101
Ås/Oppegård til Bunnefjorden	101	127,2	58	73,4	43
Ås til Bunnebotn	14	171,4	5	61,2	9
Fåleslora/Kaksrudbekken	240	117	157	76,3	84
Pollevann	7	86,6	5	65,6	2
Årungselva	20	113	17	95,2	3
Årungen	2972	160	1483	79,9	1489
Østensjøvann	633	118,8	353	66,4	279
Bonnbekken	269	162	135	81,2	134
Frogn til Bunnebotn	76	231,1	30	92,1	46
Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	655	131,9	387	77,8	268
Hele nedbørfeltet	**6824**	**149**	**3563**	**77,8**	**3261**

Tabell 10: Fosfortap i delnedbørfeltene ved scenario 6; 80 % av kornarealet i klasse 2, 100% i klasse 3 og 4 samt arealer som er vassdragsnært legges i stubb, og areal med P-AL >7 settes til P-AL 7.

Nedbørfelt	Fosfortap dagens drift (kg)	Fosfortap pr. daa dagens drift (g/daa)	Fosfortap simulering (kg)	Fosfortap pr. daa simulering (g/daa)	Reduksjon fosfortap ved simulering (kg)
Gjersjøelva	14	259,8	4	77	10
Gjersjøen	427	201,8	170	80,5	257
Kolbotnvann	1	162,9	0	52,1	1
Greverudbekken	69	193,1	28	79,1	41
Tussebekken	147	132,6	72	64,7	75
Dalsbekken	684	174,6	306	78,3	377
Midtsjøvann	263	114,7	129	56,4	134
Nærevann	234	121,5	113	58,7	121
Ås/Oppegård til Bunnefjorden	101	127,2	50	63,8	50
Ås til Bunnebotn	14	171,4	4	54	10
Fåleslora/Kaksrudbekken	240	117	129	62,9	111
Pollevann	7	86,6	5	57,7	2
Årungselva	20	113	13	72,6	7
Årungen	2972	160	1264	68	1708
Østensjøvann	633	118,8	317	59,5	316
Bonnbekken	269	162	118	71	151
Frogn til Bunnebotn	76	231,1	27	81,6	49
Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	655	131,9	316	63,7	338
Hele nedbørfeltet	**6824**	**149**	**3067**	**66,9**	**3757**

Tabell 11: Fosfortap i de ulike delnedbørfeltene.

Nedbørfelt	Fosfortap dagens drift (kg)	Fosfortap pr. daa dagens drift (g/daa)	Fosfortap simulering (kg)	Fosfortap pr. daa simulering (g/daa)	Reduksjon fosfortap ved simulering (kg)
Gjersjøelva	14	259,8	6	116,8	7
Gjersjøen	427	201,8	262	123,8	165
Kolbotnvann	1	162,9	0	69,8	1
Greverudbekken	69	193,1	35	98,7	34
Tussebekken	147	132,6	112	101,4	34

Dalsbekken	684	174,6	458	117	226
Midtsjøvann	263	114,7	193	84	70
Nærevann	234	121,5	164	85,2	70
Ås/Oppegård til Bunnefjorden	101	127,2	76	95,5	25
Ås til Bunnebotn	14	171,4	8	99	6
Fåleslora/Kaksrudbekken	240	117	183	89,1	57
Pollevann	7	86,6	6	73,7	1
Årungselva	20	113	18	103,7	2
Årungen	2972	160	1913	103	1060
Østensjøvann	633	118,8	422	79,3	210
Bonnbekken	269	162	176	106,1	93
Frogn til Bunnebotn	76	231,1	52	158,4	24
Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	655	131,9	494	99,5	161
Hele nedbørfeltet	**6824**	**149**	**4579**	**100**	**2245**

Tabell 5 til Tabell **11** og figur 4 viser at mulighetene for å redusere fosfortapet er sterkest tilstede med **scenarioene 2 og 3** (*"Alt kornareal i stubb") / ("S2 + P-AL reduksjon")* med henholdsvis 54% og 61% reduksjon i forfortap. Dette scenarioet gir en kraftig begrensingen for landbruket på bruk av plog. Alternativet vil antakelig gi noe mer sprøytemiddelbruk hvis ikke det legges inn økt bruk av vekstskifte i driften. Hvete etter hvete er ønskelig for bonden da hvete potensielt gir størst inntekt, men i flere år etter hverandre er det problematisk med tanke på økt sykdom på kornet. Dette avhjelpes noe ved pløying. Når pløying ikke er mulig må man sprøyte mer for å kompensere. Miljømessig ville det vært gunstigere med økt bruk av vekstskifte. Nesten like godt ut kommer **scenarioene 5 og 6** (*"80 % av kornarealet i klasse 2, 100% i klasse 3 og 4 og arealer som er vassdragsnært (30 m) legges i stubb"*) / (*"S5 + P-AL reduksjon")* med henholdsvis 48% og 55% reduksjon i forfortap. Dette alternativet gir gårdbrukeren noe større fleksibilitet og mulighet til å redusere plantevernmiddelbruken ved å pløye områder med mye ugras og med plantesykdommer.

Høstkorndyrkingen har i de siste 10 årene økt kraftig på grunn av gode avlingsresultater og dermed god økonomi for gårdbrukerne. Det er derfor satt opp et **scenario 7** (*"høstkorn direktesåes")* for å se hvor stor effekt ulik høstkorndrift kan gi. Scenarioet gir en relativt stor effekt (-33%) på fosfortapet, og viser samtidig hvor lite gunstig det er med økt høstkorndyrking med tradisjonell jordarbeiding. Høstkorn med full jordarbeiding (pløying, harving og såing) gir omtrent like stort eller større tap sammenlignet med høstpløying. Høstkorn sådd etter lett høstharving gir ca 60-80% av høstpløydtapet, mens direktesådd bare gir 15-30% av tapet. Variasjonene er store fra år til år avhengig av såtidspunkt, nedbørsmengde og intensitet om høsten, og temperatur og snødekke om vinteren. Ulempene for gårdbrukerne er at direktesådd høskorn gir noe lavere avlinger og at også her er det behov for mer vekstskifte for å unngå for store problemer med soppsykdommer. I tillegg er disse maskinene kostbare og trenger svært kraftige traktorer. For å få til økt bruk av direktesåmaskin vil en antakelig måtte organisere en maskinring, eller at det blir økt bruk av entreprenører som sår for flere bruk.

3.2.2. Østensjøvannet, Årungen og Gjersjøen som sedimentasjonskammer

Det meste av landbruksarealet ligger oppstrøms sjøene Østensjøvannet, Årungen og Gjersjøen (m.fl.). En stor del av det fosforet som kommer fra landbruket er knyttet til partikler og sedimenterer ved lengre oppholdstider i innsjøene. Innsjøene vil derfor virke som store sedimentasjonskammere. Tilførslene til Bunnefjorden er derfor mindre enn det som fremkommer i tabellene. For å eksemplifisere denne effekten har vi kjørt en fosforresponsmodell som tar hensyn til retensjon i innsjøer (Larsen & Mercier 1976). Modellen viser at retensjonen i Årungen vil være ca. 33 % av tilført fosfor. Tilsvarende effekter vil det være i de andre sjøene. Effekten er avhengig av oppholdstid, noe som styres av volumet i forhold til nedbørfeltstørrelsen. Gjersjøen som er en dyp sjø med relativt lang oppholdstid vil ha en større tilbakeholdelse enn Årungen.

3.2.3. Nitrogen

Det er ikke en del av dette prosjektet å beregne nitrogenavrenningen da det har liten effekt i ferskvann. Det er allikevel en viss interesse for å se på nitrogen da sluttresipienten er Bunnefjorden og indre fjordbasseng. Her har Nitrogen en eutrofierende virkning. Generelt kan det sies at tiltakene med endret jordarbeiding reduserer primært fosfortapet, men vil også ha en positiv virkning på nitrogentapet.

4. Fosforgjødsling i landbruket – PAL nivåer i jordsmonn

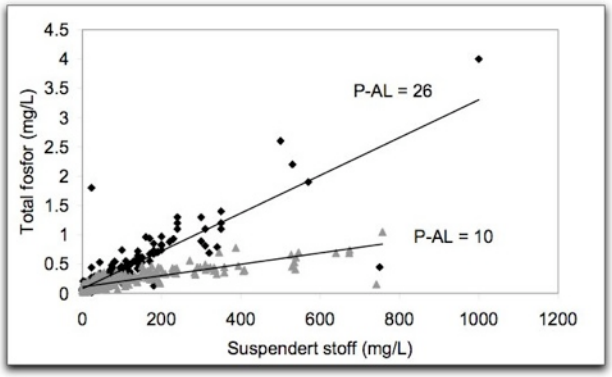
Fra Jorddatabanken (Bioforsk) ble 4251 jordprøver (P-AL) som bøndene har sendt inn i perioden 2000 – 2007 analysert. I tabell 12 vises gjennomsnitt, standardavvik og maksimumsverdier. Tallene viser at det er høye fosfortall i jordsmonnet, kansje med unntak av delnedbørfeltet Østensjøvannet. Max verdiene viser at det er enkelte arealer i området som har så høye PAL verdier at det vil lekke ut løst fosfor i grøftevann som dermed kan ha meget høye P-verdier. Dette kommer i tillegg til partikkelavrenningen hvor partiklene også vil ha høyt P/SS forhold. Det er derfor all grunn til å holde fokus på gjødselplaner, og redusere fosforgjødslingen i området. På arealer som har over 15 i P-AL verdi anbefales at det ikke gjødsles med fosfor i det hele tatt. Rensing av grøfteutløp kan være et aktuelt tiltak ved slike arealer. Rensing av grøfteutløp er foreløpig bare på utprøvingsstadiet.

***Tabell 12**. Fosfortilstand i jord målt som Plantetilgjengelig fosfor (P-Al) i de ulike delnedbørfelt. Gjennomsnitt er veid med arealet på gårds og bruksnummeret prøvene er tatt fra.*

Nedbørfelt	Gjennomsnitt P-Al (arealveid)	Standardavvik P-Al	Maks. P-Al
Gjersjøelva	6,3	2,7	10
Gjersjøen	11,4	6,0	27,3
Dalsbekken	9,7	5,6	36
Midtsjøvann	9,7	5,5	39
Nærevann	15,2	11,8	83
Ås/Oppegård til Bunnefjorden	15,9	12,5	51
Fåleslora/Kaksrudbekken	15,1	14,5	117
Årungselva	11,2	6,0	29
Årungen	10,8	8,6	139
Østensjøvann	8,1	5,5	55
Bonnbekken	11,7	7,4	36,5
Frogn/Nesodden til Bunnefjorden	14,6	14,5	115

Tilført plantetilgjengelig fosfor tas opp i plantene, og en del av dette vil lekke ut i biotilgjengelig form gjennom ikke innhøstet plantemateriale. Dette er en fosforkilde av betydning ved kulturer som f.eks. en del grønnsakskulturer. I Bunnefjorden er det kornproduksjon som dominerer. I denne produksjonen blir avrenning fra planterester mindre.

Jord som tilføres vannforekomster ved overflateerosjon er anriket med fosfor i forhold til opphavsjord. Dette på grunn av relativt stor andel leire- og siltfraksjoner og organisk materiale i eroderte jordmasser. Dette er jordtyper med relativt stor bindingsevne for fosfor (Heathwaite 1997); (Sharpley and Rekolainen 1997). Figur 5 viser økning i fosforkonsentrasjonen ved økt konsentrasjon av suspendert stoff (erosjon) i to bekker med forskjellig fosfornivå i nedbørfeltet. Kombinasjon av tiltak som reduserer fosfortilstanden og tiltak som reduserer fosfortransporten (f.eks. redusert erosjon) vil gi samspillseffekter på fosfortapet.



***Figur 5**: Økt erosjon gir ulike fosformengder i bekken avhengig av fosfornivået (P-AL) i jorda.*

4.1.1. Redusert gjødsling som vassdragstiltak

Fosfor bindes sterkt i mineraljord, slik at tilførsel av fosfor gjennom gjødsling utover det plantene tar opp i løpet av vekstsesongen, på sikt vil bidra til å øke jordas fosforinnhold. På grunn av mineraljordas bindingsevne for fosfor ble det ofte anbefalt å gjødsle med mer fosfor enn det som tas ut med avlingene. Fram til midten av 80-tallet var overskuddsgjødslingen med fosfor spesielt stor. Dette førte til en generell fordobling i P-AL verdiene i perioden fra 1960-1985 (Krogstad 1987). Fortsatt innebærer anbefalingene en overskuddsgjødsling i mange tilfeller, men normene for en rekke vekster er nå redusert (Fystro, Hoel et al. 2008). I korn og gras der P-AL tallene er lavere enn 10, anbefales det å gjødsle med mer P enn det som tas ut med avlingene, slik at en kompenserer for fosforbinding til jorda og tap ved utvasking. Næringsstoffbalanser dokumentert i Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) viser at det i praksis gjødsles med et overskudd av fosfor. Opptil 2 kg P/dekar i overskuddsgjødsling er vanlig (Øgaard, Bechmann et al. 2006). Fosfortapet fra kornområder er målt til om lag 200 g/dekar (Bechmann, Vandsemb et al. 2005). Det vil si en årlig forskjell mellom fosforoverskudd og fosfortap på opptil 1,8 kg P/dekar. Dette gir risiko for fortsatt økning i jordens innhold av lett tilgjengelig fosfor. Resultater fra JOVA-programmet tyder også på at det i praksis ikke har vært oppnådd høyere avlinger i korn som har fått tilført et overskudd av fosfor sammenlignet med korn som har fått tilført fosfor i balanse med opptak i plantene. Undersøkelser Bioforsk har gjort i JOVA feltene (bl.a. Skuterudfeltet), tyder på at det er liten risiko for avlingsnedgang i **korn** ved null-gjødsling på arealer med P-AL verdier over 10. Ved lavere P-AL nivå (<10) vil kornavlingen også i de fleste tilfeller kunne opprettholdes med fosfortilførsler som erstatter bortført fosfor. Redusert gjødsling ved PAL 7-10, og null-gjødsling med fosfor på arealer med PAL >10, er derfor et aktuelt tiltak som vil gradvis redusere jordas innhold av lett tilgjengelig P (P-AL).

En P-AL enhet tilsvarer om lag 2-2,5 kg P/daa i matjordlaget i mineraljord. Omlag 50% av underskuddet på fosforbalansen gjenfinnes som en reduksjon i P-AL tallene. Tilførslene må derfor reduseres betydelig for at dette medfører en tilsvarende reduksjon i P-AL. Det ser imidlertid ut til at for jord med i utgangspunktet høye fosfortall, vil en se en raskere reduksjon enn i jord med moderate fosfortall. Ved P-AL verdi på ≈ 15, vil det kunne ta mer enn 10 år med en negativ fosforbalanse på om lag 2 kg P/daa/år før man får P-AL nivået ned under 10. Redusert gjødsling er et tiltak som først vil ha stor effekt på lengre sikt. Eksemplet er satt opp i Tabell 13, hvor det er gjort anslag på reduksjon i P-AL ved null-gjødsling ved ulike P-AL-nivå med utgangpunkt i 2 kg P/dekar bortført i kornavling.

***Tabell 13**: Antatt effekt av null-gjødsling med P i korn i jord ved ulike P-AL nivå.*

Fosforstatus (P-AL) i mg/100g	Anslått fosforstatus (P-AL) etter 10 år med 0 P gjødsling
10-15	8-12
15-20	12-15
>20	>15

4.2. Kostnadseffektivitet ved landbrukstiltak

For jordbruk er det bare beregnet kostnadseffektivitet for endret jordarbeiding og redusert fosfornivå. Det er et hovedfokus på erosjon og da er endret jordarbeiding det viktigste tiltaket. Kostnadsvurderinger er tatt med der det foreligger kunnskap om dokumenterte effekter og kostnader av tiltak. Samspilleffekter mellom tiltak vil virke inn på kostnadseffektiviteten. Det er i denne vurderingen tatt utgangspunktet i at tiltakene gjennomføres som enkelttiltak. Vurderingene er i høy grad basert på rapport fra NILF 1997 (Stalleland and Framstad 1997). Det er et sterkt behov for bedre kostnadsstudier ved tiltakene i landbruket. På den annen side er det knapt rimeligere tiltak enn de som kan gjøres i landbruket. Ut i fra et samfunnsmessig kostnadsperspektiv bør en derfor gjøre det som er mulig innenfor landbrukssektoren.

4.2.1. Redusert fosfornivå

Det foreligger ikke informasjon om kostnader ved redusert gjødsling som tiltak for å redusere total fosforbelastning i et nedbørfelt for norske forhold. Kostnader ved dette tiltaket vil variere betydelig avhengig av jordas fosfortilstand, type vekst og eventuell avlingsnedgang ved redusert gjødsling. På kornarealer er det liten risiko for avlingsnedgang ved tilnærmet null-gjødsling ned til P-AL 10-15 (jfr. *anbefalinger og gjødslingsnormer*). Tiltaket på disse arealene være forbundet med liten eller tilnærmet ingen kostnad. På mer intensive

produksjoner som f.eks. grønnsaksarealer vil P-AL nivået måtte ligge noe høyere for at det ikke skal være noe risiko for avlingsnedgang. Denne typen produksjoner er det svært lite av i nedbørfeltet (0,8%), og i denne sammenhengen kan det ses bort i fra.

4.2.2. Miljøtilpasset jordarbeiding

Flere faktorer må vurderes ved kostnader i forbindelse med miljøtilpasset jordarbeiding:

- Økt eller redusert behov for arbeidskraft
- Investering i ny redskap (med mulig unntak av en overgang fra høstpløying til vårpløying).
- Økt sprøytebehov (særlig ved direktesåing).
- Maskinkostnader (dvs. kostnader knyttet til bruk av traktor)
- Mulig redusert avling

Alle faktorer vil variere avhengig av hvilken metode som benyttes. For eksempel kan en overgang fra jordarbeiding om høsten til våren føre til *lavere* arbeidsinnsats, men "verdien" av arbeid er høyere om våren pga. høyere behov for arbeidskraft. I tillegg vil økt tidsforbruk om våren kunne føre til rettidskostnader. Det er stor variasjon i kostnadseffektivitet ved endret jordarbeiding.

En sammenligning er gjort av (Fyhri and Garnes 2004) fra perioden 2000-2003 som illustrerer den bedriftsøkonomiske lønnsomhet ved tre ulike dyrkingssystem.

- system med harving før såing
- system med høstpløying
- system med direktesåing

System med harving før såing kom best ut av de tre systemene både før og etter tilskudd. System med direktesåing kom dårligst ut, noe som delvis skyldes svært stort tresketap for rybsen i 2002. System med høstpløying og system med harving før såing er følgelig mest sammenliknbare med tanke på økonomisk resultat. Tilskuddsordningene er svært avgjørende for det totale resultatet, spesielt for system med harving før såing og system med direktesåing der overvintring i stubb og dyrking av fangvekster er mulig. Tallene indikerer at man både før og etter tilskudd vil tape noe ved omlegging fra høstpløying til direktesåing, mens man vil få en økonomisk gevinst ved omlegging fra høstpløying til harving før såing. Det vil altså i følge resultatene fra denne undersøkelsen ikke innebære noen kostnad å endre jordarbeiding fra høstpløying til harving før såing.

(Solheim, Vagstad et al. 2001) anslår en kostnadseffektivitet 90-250 kr/kg P, noe som antyder at dette er et relativt rimelig tiltak som gir stor effekt på reduksjon i fosfortap. I disse beregningene estimeres det for en kostnadseffektivitet på 250 kr/kg P.

4.2.3. Vegetasjonssoner

Kostnadene ved vegetasjonssoner omfatter:

- Bortfall av dyrket areal, hvis arealet hvor sonen legges er i produksjon
- Etablering og vedlikehold av sonen
- Inntekt hvis sonen fortsatt brukes til produksjon (høy)

Det foreligger lite dokumentasjon av kostnadseffektivitet for tiltaket under norske forhold. (Solheim, Vagstad et al. 2001)anslår en kostnadseffektivitet på om lag 270 kr/kg P uten høsting. Det er ikke tatt hensyn til avlingstap på arealer tatt ut av drift.

Dersom arealet som skal legges om til vegetasjonssone utgjør en liten del av totalarealet på gården vil en kalkyle av årlig dekningsbidrag før og etter etableringen av vegetasjonssonen gi et godt bilde av de privatøkonomiske virkningene av tiltaket. Rørstad (Rørstad 2008) setter opp et interessant eksempel på en beregning av kostnadseffektivitet for vegetasjonssoner. Vi kan for eksempel tenke oss et areal på 1 dekar drives hvor det i dag dyrkes korn (bygg) skal legge om til eng som vegetasjonssone. Det forutsettes at høyet høstes og selges. Dekningsbidrag i dag er:

pris * avling – variable kostnader + tilskudd = 1,8 * 365 – 385 + (192 + 107) = 571 kr/daa.

Variable kostnader omfatter kostnader til såkorn, gjødsel, kalk, sprøytemidler, tresking og transport. Tilskudd er kulturlandskapstilskudd (sone 1) og arealtilskudd.

Dekningsbidrag som vegetasjonssone blir:

pris * avling – variable kostnader + tilskudd = 1,8 * 600 – 1200 + (192 + 75 + 600) =747 kr/daa

Variable kostnader omfatter kostnader til høsting av høyet (skjønnsmessig anslått). Tilskudd er AK-tilskuddet + tilskudd til vegetasjonssoner (Morsa 2006). I dette eksemplet vil det årlige dekningsbidraget øke med 176 kr/daa, og tiltaket er derfor lønnsomt for eieren. Det må imidlertid bemerkes at det kan være kostnader som ikke er med i det enkle eksemplet ovenfor. Små arealer medfører ofte høyere kostnader siden det er vanskelig å drive arealet rasjonelt. Eksemplet tar heller ikke hensyn til eventuelle opparbeidings-/ etableringskostnader (som i dette eksemplet ikke vil være store siden arealet allerede er i drift).

4.2.4. Fangdam

I likhet med vegetasjonssoner er det tre typer kostnader som er relevante:

- alternativ verdi av arealet
- etableringskostnader
- vedlikeholdskostnader

Videre er effektiviteten på dammen viktig. Størrelsen på nedbørfeltet som drenerer til en fangdam er avgjørende for kostnadsnivået ved anleggelse av fangdammen. Som en generell veiledning anbefales anlegg som er større en 0,1 % av nedbørfeltets totalareal i Norge (Bach, Braskerud et al. 2003).

Kostnadseffektivitet for fangdammer som rensetiltak er anslått ut fra kostnader ved anleggelse av et antall fangdammer i Våler og Rygge kommuner, og renseeffekter i fangdammer dokumentert av (Braskerud 2002), (Bach, Braskerud et al. 2003) og (Braskerud, Tonderski et al. 2005). Kostnadseffektivitet er beregnet på grunnlag av gjennomsnittlig retensjon i fangdammer tilsvarende 0,053 kg P/daa nedbørfeltareal/år. Beregningene er utført for antatt levetid for fangdammer på 30 år, selv om de fleste fangdammer vil ha en betydelig lengre levetid enn dette. Det er antatt behov for tømming av sedimentasjonskammer hvert tiende år. Vedlikeholdskostnader er derfor satt til kr 10 000,- hvert tiende år. Det er ikke tatt hensyn til eventuell tapt inntekt for areal som tas ut av produksjon eller tilskuddsordninger. Det er beregnet en årlig kostnad ved hjelp av amortiseringsfaktoren, hvor rentefoten er satt til 7 %. Kostnadseffektivitet for fangdammer er med forutsetningene over anslått å ligge i intervallet 100-400 kr/kg P for forventet levetid 30 år (tilsvarende en generasjonstid for gårdbrukeren). Det er her viktig å påpeke at kostnaden kan være noe underestimert, da tapte inntekter fra arealer som omlegges ikke er tatt med i beregningene. Beregningene antyder allikevel at etablering av fangdammer er et relativt rimelig tiltak dersom fangdammene etableres der de gir størst effekt.

5.Referanser

Bach, R., B. Braskerud, et al. (2003). Tilbakeholding av fosfor og jordpartikler i fangdammene rundt Akersvannet. Jordforsk Rapport, Jordforsk. 03.

Bechmann, M., S. Vandsemb, et al. (2005). Erosjon og næringsstofftap fra jordbruksarealer. Resultater fra Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) Jordforsk Rapport, Jordforsk: 40.

Berge, D. and T. Källqvist (1990). Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenlignet med andre forurensningskilder. Sluttrapport, NIVA: 130.

Borch, H., A. Yri, Ø. Løvstad, S. Turtumøygard. (2007). Tiltaksplan for Årungen. Bioforsk rapport. Ås, Bioforsk. (2) 52.

Borch, H. (2009). "AgriCat-P – En ny modell for fosforavrenning i landbruket." Bioforsk fokus 4(2): 2.

Braskerud, B. (2002). "Factors affecting phosphorous retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution." Ecological Engineering(19): 41-61.

Braskerud, B. C., K. S. Tonderski, et al. (2005). "Can Constructed Wetlands Reduce the Diffuse Phosphorus Loads to Eutrophic Water in Cold Temperate Regions?" Journal of Environmental Quality 34: 10.

Bratli, J. L. (1997). Miljømål for vannforekomstene : tilførselsberegninger. SFT-veiledning, SFT.

Fyhri, T. and A. J. Garnes (2004). Dyrkingsystemer i kornproduksjon. Norges Vels rapport, Norges Vel.

Fystro, G., B. Hoel, et al. (2008, 16.05.2008). "Gjødslingshåndbok." 2008, from http://www.bioforsk.no/dok/senter/ost/ape/gjodslingshandbok/gjodslingshandbok.html.

Heathwaite, A. L. (1997). Sources and Pathways of Phosphorous Loss from Agriculture. Phosphorous Loss from Soil to Water. H. Tunney, Carton, O. T., Brookes, P. C. and Johnston, A. E., Oxon CAB International: 205-223.

Krogstad, T. (1987). Fosfor i erosjonsmaterialet. NLVF-rapport. Ås, NLVF: 13.

Nyborg, Å. and E. Solbakken (2003). Klassifikasjonssystem for jordsmonn i Norge - Feltguide basert på WRB. NIJOS dokument, NIJOS. 03: 154.

Oredalen, T. J., Aas, W. (NILU) (2000). Vurdering av atmosfærisk fosforavsetning i sørøst-Norge, NIVA: 33.

Rørstad, P. K. (2008). "Tiltaksveileder for landbruket - EUs Rammedirektiv for vann. Infoark – tiltaksveileder landbruk – økonomi." 2008, from http://www.bioforsk.no/dok/senter/jordmil/aas/tiltak/diversevedlegg/infoark_okonomi.pdf.

Sharpley, A. N. and S. Rekolainen (1997). Phosphorous in Agriculture and Its Environmental Implications. Phosphorous Loss from Soil to Water. H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes and A. E. Johnston, Oxon, CAB International: 1-53.

Solheim, A. L., N. Vagstad, et al. (2001). Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobølvassdraget)-sluttrapport. NIVA rapport, NIVA: 104.

Solheim, A. L., D. Berge, T. Tjomsland, F. Kroglund, I. Tryland, A. K. Schartau, T. Hesthagen, H. Borch, E. Skarbøvik,H. O. Eggestad, A. Engebretsen. (2008). Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerinteresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering. NIVA rapport. Oslo, NIVA: 79.

Stalleland, T. and B. Framstad (1997). Tiltak for å bedre vannkvaliteten i Årungen, NILF: 34 s.

Øgaard, A. F., M. Bechmann, et al. (2006). Gjødslingspraksis, anbefalinger og risiko for næringsstofftap. Resultater fra to nedbørfelt i JOVA-programmet. Bioforsk Rapport. 1: 25.