

Bioforsk Rapport

Vol. 3 Nr. 136 2008

Avrenning av næringsstoff fra landbruk og spredt avløp i Fredrikstad kommune

Håkon Borch, Atle Hauge

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

<i>Tittel/Title:</i>
Avrenning av næringsstoff fra Landbruk og spredt avløp i Fredrikstad kommune
<i>Forfatter(e)/Autor(s):</i>
Håkon Borch, Atle Hauge

<i>Dato/Date:</i>	<i>Tilgjengelighet/Availability:</i>	<i>Prosjekt nr./Project No.:</i>	<i>Arkiv nr./Archive No.:</i>
10.11.2008	Åpen	2110390	
<i>Rapport nr.:</i>	<i>ISBN-nr.:</i>	<i>Antall sider:</i>	<i>Antall vedlegg:</i>
3(136) 2008	978-82-17-00427-1	24	1

<i>Oppdragsgiver/Employer:</i>	<i>Kontaktperson/Contact person:</i>
Fredrikstad kommune	Kjell Arne Skagemo

<i>Stikkord/Keywords:</i>	<i>Fagområde/Field of work:</i>
Avrenning, fosfor, landbruk, erosjon, gjødsling, spredt avløp	Landbruksforurensning, spredt avløp

<i>Sammendrag:</i>
Se eget sammendrag side 7.

<i>Land/fylke:</i>	Østfold, Norge
<i>Kommuner:</i>	Fredrikstad
<i>Sted/Lokalitet:</i>	Fredrikstad

Ansvarlig leder/Responsible leader

Prosjektleder/Project leader

Marianne Bechmann

Håkon Borch

Forord

Bioforsk Jord og miljø har på oppdrag for Fredrikstad kommune utarbeidet en avrenningsberegning for naturlig bakgrunn, landbruk og spredt avløp i Fredrikstad.

Rapporten gir ny kunnskap om miljøforholdene i kommunen og er et godt grunnlag for det videre arbeidet for å bedre miljøforholdene i bekker og vannløp i kommunen. Arbeidet har skjedd i nært samarbeid med Kjell Arne Skagemo i kommunen. Feltarbeidet er utført av Atle Hauge og rapporten er forfattet av Håkon Borch. Han har også vært prosjektleder og ansvarlig for ferdigstillingen. Lillian Øygard har vært kvalitetssikrer på prosjektet.

Vi takker for godt samarbeid.

Ås 25.11.2008



.....

Innhold

1. Sammendrag	7
2. Innledning	10
2.1 Bakgrunn	10
2.2 Beskrivelse av området og brukerinteresser	10
2.2.1 Nedbørfeltene.....	10
2.2.2 Vannkvaliteten i nedbørfeltene	12
3. Kildebasert forurensingsregnskap	15
3.1 Biotilgjengelighet	15
3.2 Bakgrunnsavrenning	15
4. Fosfortilførsler til vassdrag fra landbruk	17
4.1 Drift.....	17
4.2 Modellsimuleringer	17
4.2.1 Simulering 0 - alt kornareal som høstpløyd.....	19
4.2.2 Simulering 1 - alt høstpløyd legges til stubb	20
4.2.3 Simulering 2 - stubb eller tilsvarende på alle kornarealer i erosjonsrisikoklasse 3 og 4	20
4.2.4 Simulering 3 - Stubb eller tilsvarende på alle kornarealer i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4	21
4.2.5 Simulering 4 - 20% av kornarealene pløyes, men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4. Resten av kornarealene i stubb	22
4.2.6 Simulering 5 - 20% av kornarealene pløyes, men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4, og arealer med P-AL over 7 redusert til 7	23
4.2.7 Simulering 6 - Høstkornarealer drives med direktesåmaskin	23
4.3 Fosforgjødsling i landbruket - PAL nivåer i jordsmonn	25
4.3.1 Redusert gjødsling som vassdragstiltak	26
4.4 Kostnadseffektivitet ved landbrukstiltak	27
4.4.1 Redusert fosfornivå.....	27
4.4.2 Miljøtilpasset jordarbeiding.....	27
4.4.3 Vegetasjonssoner	28
4.4.4 Fangdam	29
5. Spredt avløp	30
5.1 Resultater av modellberegninger	31
5.1.1 Kostnadseffektivitet spredt avløp.....	31
6. Tiltaksprioriteringer	35
6.1 Biotilgjengelighet	35
7. Referanser	37
8. Vedlegg - Beskrivelse av anleggstyper for spredt avløp	39
9. Vedlegg: Kart over erosjonsrisiko på landbruksjord i Fredrikstad - nord	40

1. Sammendrag

Fredrikstad kommune har både gjennom sporadisk og mer systematisk overvåking av vannkvaliteten avdekket at det er dårlig tilstand i mange av de små nedbørfeltene i kommunen. I denne rapporten er det laget et teoretisk basert forurensingsregnskap (tilførselsberegninger) av fosfor fra kildene jordbruk, avløp og naturlig bakgrunnsavrenning. Nedbørfeltene i Fredrikstad ligger sin helhet under marin grense. Prøvetaking i småbekkene i Fredrikstad gir et ganske entydig bilde av betydelig næringsalttilførsler.

Fredrikstad kommune er med sine 69 000 daa dyrket mark og 270 gårdbrukere den 4. største jordbrukskommunen sett i forhold til antall daa dyrket mark i Østfold. Det er i dette prosjektet ikke gjort beregninger for tap fra husdyrhold. Eksisterende data om faktisk arealbruk er innhentet ved feltkartlegging vinteren 2008. Dataene som ble samlet inn er tilrettelagt for bruk i modellen "AGRICAT" (AGRIculture run-off in CATchment). 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 er egnet til å beregne effekter ved å gjennomføre ulike driftsopplegg. For å fastsette fosforinnholdet i jorda brukes jordprøver fra Jorddatabanken. I dette prosjektet er dagens drift og alt kornareal høstpløyes beregnet i tillegg til 6 scenarioer. 1) Alt høstpløyd legges til stubb, 2) Stubb eller tilsvarende på alle arealer i erosjonsrisikoklasse 3 og 4, 3) Stubb eller tilsvarende på alle arealer i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4, 4) 20% av kornarealene pløyes, men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4, 5) 20% av kornarealene pløyes, men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4, og arealer med P-AL over 7 redusert til 7, 6) Høstkornarealer drives med direktesåmaskin.

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.

Beregningene viser at mulighetene for å redusere fosfortapet er sterkest tilstede med **scenarioene 4 og 5** ("*20% kornareal pløyes, men ikke e-klasse 3 og 4*") / ("*S4 + P-AL reduksjon*") med henholdsvis 50% og 57% reduksjon i forfortap. Høstkorndyrkingen har økt kraftig på grunn av god økonomi for gårdbrukerne. Det er derfor satt opp et **scenario 6** ("*høstkorn direktesåes*") for å se hvor stor effekt ulik høstkorndrift kan gi. Scenarioet gir en relativt stor effekt (-32%) på fosfortapet, og viser samtidig hvor lite gunstig det er med økt høstkorndyrking med tradisjonell jordarbeiding. 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.

I fra Jorddatabanken (Bioforsk) ble det hentet ut analyseresultater fra jordprøver. Tallene viser at det delvis er høye fosfortall i jordsmonnet, spesielt i delnedbørfeltene Oslofjorden (P-AL 14,8) og Seutelva (12,4). Maksimumsverdiene har meget høye P-verdier. Det er derfor 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. For jordbruk er det bare beregnet kostnadseffektivitet for endret jordarbeiding og redusert fosfornivå.

For Fredrikstad kommune ble det i 2007/2008 gjennomført en detaljert innlegging av ca 1020 anlegg i modellen WEBGIS avløp. WEBGIS avløp er et system for kommunenes registrering, drift og overvåking av avløpsløsninger i spredt bebygde strøk. WEBGIS avløp beregner utslipp av fosfor, nitrogen og TOC. Dagens gjennomsnittlige rensegrad for fosfor er beregnet til 23% til resipient. Kravet ved nybygging av anlegg i dag er 90% rensing av fosfor.

Vi har satt opp to hypotetiske scenarioer med ulike tiltaksambisjoner. Tiltakspakke 1 vil innebære oppgradering av 637 anlegg som i dag faller i klassen "Meget høy" eller "Høy" miljøindeks. I tiltakspakke 2 er anleggene som kommer i klassen "Middels" miljøindeks tatt med. Dette utgjør ytterligere 215 anlegg. Tiltakspakke 1 vil redusere 814 kg fosfor til vassdragene. Tiltakspakke 2 vil gi en effekt på 237 kg. Ikke alt fosfor er biotilgjengelig. Det er derfor av interesse å få et bilde av hvor biotilgjengelig fosforet er fra ulike kilder. Spredt avløp

sitt bidrag av fosfor øker da fra 11% til 32%, mens landbruket går ned fra 79% til 64% når man tar hensyn til biotilgjengeligheten. Naturlig bakgrunnsavrenning synker fra 10% til 4%.

Landbruket har den største betydning for situasjonen i de fleste bekker og små vannløp i Fredrikstad. For å heve vannkvaliteten i bekkene må det gjøres endringer i landbruksdriften. Den største utfordringen her er den gode økonomien i høstkorndyrkingen. I Fredrikstad er klimaet gunstig og det bør kunne være mulig å sette krav om at høstkorn må være sådd innen siste del av august. I scenario 4 og 5 er det satt tak på 20% for høstpløying. En variant som vil gi omtrent samme effekten vil være å fristille til valgfri drift på 20% av arealet. Da vil det meste av de 20% legges til høstkorn.

Selv med sterke tiltak på landbruksdriften er det helt nødvendig å gjennomføre tiltak innen spredt avløp. Vi vil anbefale å starte med tiltakspakke 1 "Oppgradering av 623 anlegg merket "Høy" og "Meget høy". Dette vil gi kommunen store arbeidsoppgaver de nærmeste årene. Når første tiltakspakke er gjennomført kan en gjennomføre tiltakspakke 2. En slik tilnærming vil gi den høyeste kostnadseffektiviteten med hensyn på måloppnåelse av god vannkvalitet i bekkene. Vi vil også anbefale som et oppfølgende prosjekt at de 5000 hyttene som er i kommunen kartlegges med tanke på avløpsløsning og legges inn i WEBGIS.

Det er ikke gjort vurdering av kommunaltekniske tiltak.

Bioforsk vil anbefale at det velges ut et mindre sett av bekker 3-5 hvor det igangsettes et overvåkingsprogram.

Noen begrepsforklaringer

Avløpsvann (Kloakk):	Vann fra klosett, dusj, kjøkken i bolig, bedrift og lignende
Avløpsnett/Ledningsnett:	Et ledningsnettssystem 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 forhøyede 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 akkumuleringen 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:	Overgjødningseffekter. 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 tilsetning 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 oksygenforbruk, 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 forureningsmengde 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.
Spredd 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 (forurensete) stoffer.
Økologisk tilstand:	Tilstand på status og utvikling for funksjoner, strukturer og produktivitet i et vannområde sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer.

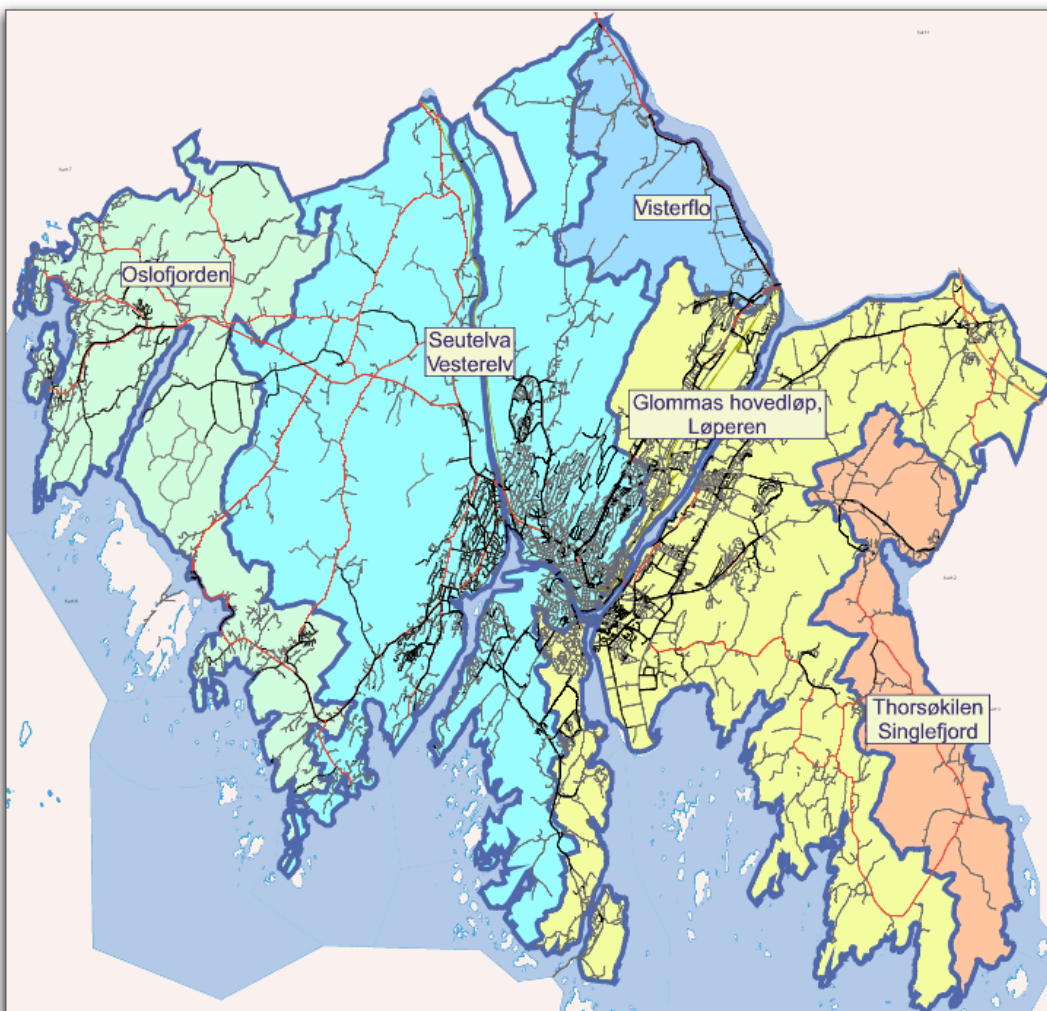
2. Innledning

2.1 Bakgrunn

Fredrikstad kommune har både gjennom sporadisk og mer systematisk overvåking av vannkvaliteten avdekket at det er dårlig tilstand i mange av de små nedbørfeltene i kommunen. I denne rapporten er det laget et teoretisk basert forurensingsregnskap (tilførselsberegninger) av fosfor fra kildene jordbruk, avløp og naturlig bakgrunnsavrenning. Dette kilderegnskapet er gjennomført på oppdrag fra Fredrikstad kommune, og er utarbeidet på bakgrunn av et ønske om å få et datagrunnlag for å bedre kunne prioritere innsatsen mot forurensing i de små bekkene i Fredrikstad.

2.2 Beskrivelse av området og brukerinteresser

2.2.1 Nedbørfeltene



Figur 1: Inndelingen av kommunen i delnedbørfelt. Det er denne inndelingen som ligger til grunn for tilførselsberegningene.

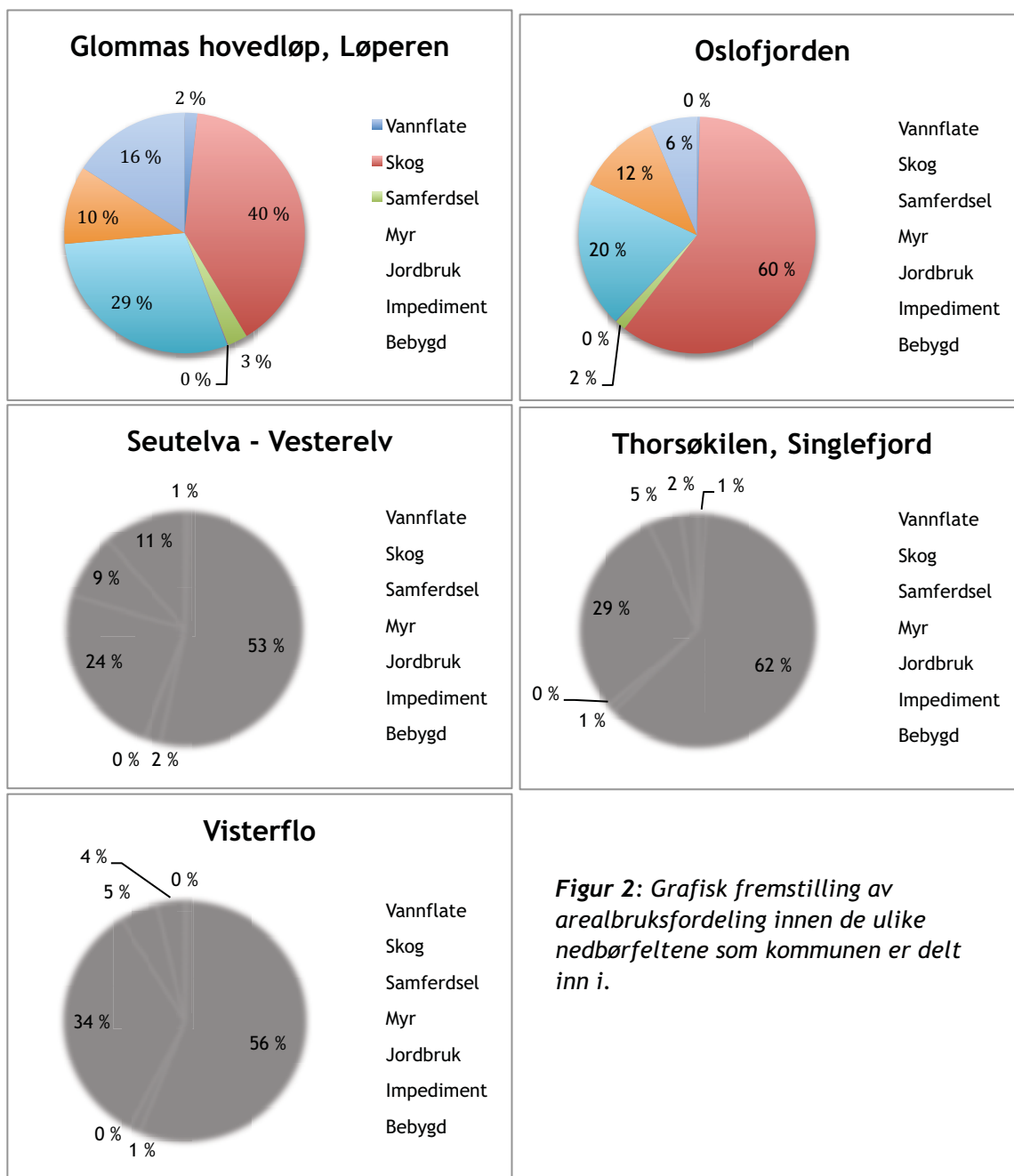
Nedbørfeltene i Fredrikstad ligger i det sør-øst norske grunnfjellsområdet som domineres av gneis- og granittiske bergarter. Det ligger i sin helhet under marin grense, og løsmassene er

dominert av marine finsedimenter. Nedbørfeltene dekker ca. 270 km² og fordelingen er presentert i tabell 1.

Tabell 1: Oversikt over nedbørfeltene som kommunen er delt inn i inkludert vannflate og deres areal.

Nedbørfelt	Areal km ²
Glommas hovedløp, Løperen	82
Oslofjorden	46
Seutelva - Vesterelv	103
Thorsøkilen, Singlefjord	23
Visterflo	15
Sum (inkl. Vannflate)	270

Arealfordelingen i de ulike nedbørfeltene er presentert i figur 2.

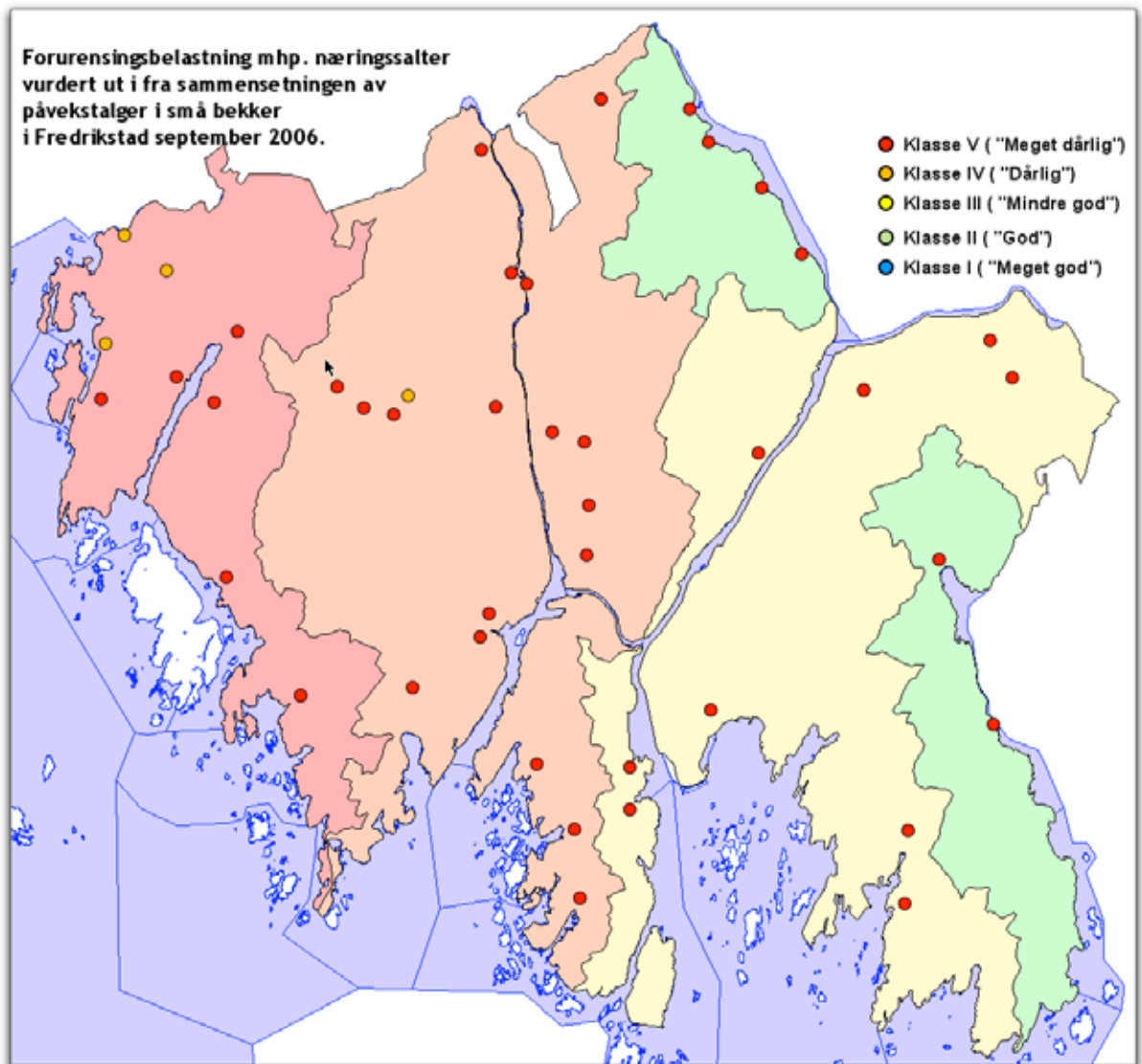


Figur 2: Grafisk fremstilling av arealbruksfordeling innen de ulike nedbørfeltene som kommunen er delt inn i.

2.2.2 Vannkvaliteten i nedbørfeltene

Det foregår en sporadisk prøvetaking i småbekkene i Fredrikstad som gir et bilde av tilstanden. Antall prøver er for lavt for å trekke konklusjoner og beregne tilførselsmengder, men det gir et ganske entydig bilde av betydelig næringssalttilførsler til de små vassdragene. Resultatene i fra perioden 2000 - 2006 er presentert i tabell 2. Det er relativt få prøver på hver lokalitet. Med unntak av Vikenesbekken og Holmsbekken viser resultatene høye verdier for fosforbelastning.

På grunn av raske vekslinger i miljøforholdene kan det være vanskelig å få et godt bilde av tilstanden i rennende vann ved å ta spredte vannprøver. Fysisk/kjemiske målinger gir bare et øyeblikksbilde og det kreves hyppige målinger for å få et representativt bilde av vannkvaliteten. Begroingsamfunnet vil derimot, ved å være bundet til et voksested, avspeile miljøforholdene på voksestedet og integrere denne påvirkningen over tid. En analyse av artssammensetningen av påvekstalger gjenspeiler derfor forholdene i vanndraget under en lengre periode, opp til ett par måneder, før prøvetakingen. I 2006 ble det gjort en undersøkelse av påvekstalger i bekkene i Fredrikstad. Undersøkelsen viste at belastningen stort sett ligger i det som kan betegnes som nært SFTs klasse 5 "Meget dårlig" (Andersen, Bratli et al. 1997). Resultatene er presentert i figur 3.



Figur 3. Resultater av påvekstalgeundersøkelse i 2006. Hvert punkt er prøvetakingsstasjoner hvor det ble innsamlet påvekstalger, og funnene ble tolket inn i SFTs vannkvalitets-klasifiseringsssystem av Limnoconsult ved Øyvind Løvstad.

Tabell 2: Oversikt over bekker hvor det er tatt prøver av vannkvaliteten i perioden 2000- 2007. Gjennomsnittlig verdi for tot-P, og antall prøver er presentert. Kilde Fredrikstad kommune.

Prøvetakingssted	Gj.sn. tot-P 2000-2007	Antall prøver
Kallerødbekken v. Utløp, Evja (bru)	48	3
Kallerødbekken v. Kjerre (bru RV 116)	42	6
Saltnesbekken v Råde grense (RV 116)	51	3
Rødsbekken til Elingårdskilen (Rød vestre)	113	3
Gruntvikbekk (tidl. GR01)	40	3
Bossumbekken v. Fjærå, n. Huseby	103	3
Ellingardsbekk v. Espeiti	71	3
Torpebekk v. Skuggerød	78	4
Torpebekken - bru v. gårdsvei til Lund Store	1115	2
Torpebekken - Vikanevn. (rv117)	78	2
Torpebekk v. Torp (Torpekrysset)	160	4
Torpebekk v. Skårasletta	177	8
Ørmenbekken v. RV110	64	3
Fossbekken v. Veumneset	69	3
Nystedbekk v. Veumneset	56	3
Vikenebekken v Vestre vikene RV117	15	3
Slevikbekken oppstrøms renseanl.	53	7
Fjelle/Dalebekken (stedsnavn)	53	6
Åledalsbekken v. RV117	123	3
Hovlandsbekken	122	3
Enhuusbekken v. Bro til Sandvika	123	3
Stralesundbekken v. Goen	82	3
Bekk Bjørnevågkilen v. Eidet	100	3
Alshusbekken v. Alshus	94	3
Holmebekk v. Buskogen	52	3
Veumbekken (VEU1)	111	3
Veumbekken v. Hjørnerød (Kvernh.bekken)	71	3
Veumbekken v. Ambjørørød	82	3
Krabberødbekken	143	3
Råbekken v. Evjebekkveien	88	3
Horgenbekken (nord for Horgen)	47	3
Gretlandsbekken v. Elinveien	65	3
Ringstadbekken v. Soliveien	88	3
Rødsbekken	67	3
Holmebekken v. Soliveien	107	3
Oldenborgbekken v. Knollen	251	7
Ødegårdsveien	62	3
Kilebekken	39	3
Holmsbekken v. Holm Brygge	71	3
Holmsbekken	13	1
Hunnebunnbekken	114	6
Gretnesbekken v. Brudalen	186	2
Gretnesbekken mot Glomma v. R. A. minne	87	3
Moumbekken v. Moum. RV111	291	3

3. Kildebasert forurensingsregnskap

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

3.1 Biotilgjengelighet

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 biotilgjengelig 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 minireseanlegg bør verdiene settes i det nedre område, mens hvis det er lite minireseanlegg bør verdien settes i det øvre området. I utslipp fra kommunale avløpsanlegg har tester vist at biotilgjengeligheten 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 $\approx 25\%$ av total fosfor (JOVA). Biotilgjengeligheten av fosfor fra jordbruksavrenningen er i beregningene satt til 23%. Biotilgjengeligheten i overvann fra bebygde områder settes på skjønn til 50%.

Tabell 3. Biotilgjengelig fosfor i % av mengde tilført total fosfor.

Forurensningskilder	Biotilgjengelig
Naturlig bakgrunnsavrenning	11%
Separate avløpsanlegg	75-90%
Kommunale avløpsanlegg med kjemisk felling	35-40%
Overvann fra bebygde områder	50%
Jordbruksavrenning (jordpartikler)	23%

3.2 Bakgrunnsavrenning

Ved beregning av naturlig bakgrunnsavrenning er en primært interessert i å finne hva som hadde kommet av næringsalter uansett antropogen aktivitet i nedbørsfeltet. Bidraget fra naturlig bakgrunnsavrenning trekkes fra de totale tilførselsene før en begynner å beregne tiltak fra de ulike sektorer. Det er derfor beregnet naturlig bakgrunnsavrenning 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.

Vassdrag mottar betydelige mengder næringsalter 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 nedbørsfeltet. Tilslutt legger en på det som betegnes som atmosfærisk deponisjon - dvs. bidrag direkte på vannoverflaten. Atmosfærisk deponisjon 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 deponisjon direkte på vannoverflatene satt til $16 \text{ kg P/km}^2/\text{år}$ 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 Fredrikstad er alle nedbørfelt under marin grense, og det er relativt gode næringsforhold med en relativt stor andel av arealet i middels og høye boniteter (75 %) for de arealene som har jordsmonn. Disse områdene domineres av marine leirsedimenter. Skogtypene i slike områder ville i en naturtilstand vært dominert av edelløskoger. For dette området vil en måtte kunne forvente høyere avrenningsverdier, og koeffisienten for disse områdene er satt til 12 g P/daa/år.

For landbruksområdene i Fredrikstad 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. Resultatene av naturlig bakgrunnsavrenningsverdier er presentert i Tabell 4.

Tabell 4: Naturlig bakgrunnsavrenning av fosfor fra de forskjellige nedbørfeltene i Fredrikstad.

Nedbørfelt	Sum areal (ikke vannarealer)	Bakgrunnsavrenning av fosfor (tot-P)	Bakgrunnsavrenning av fosfor (tot-P) fra dagens jordbruksareal	Gj.snitt g/daa	Bakgrunnsavrenning av biotilgjengelig fosfor
Glommas hovedløp, Løperen	80890 daa	780 kg	362 kg	9,6	86 kg
Oslofjorden	45968 daa	400 kg	138 kg	8,7	44 kg
Seutelva - Vesterelv	102261 daa	960 kg	368 kg	9,4	106 kg
Thorsøkilen, Singlefjord	23108 daa	222 kg	103 kg	9,6	24 kg
Visterflo	15008 daa	155 kg	76 kg	10,4	17 kg
Hele Fredrikstad	267234 daa	2517 kg	1046 kg	9,4	277 kg

Nedbørfeltarealene drenerer både til lokale bekker, større elver (Glomma) og direkte til sjøen. Det er mulig å beregne det naturlige fosfortapet på et gitt punkt i en lokal bekk ved å definere mindre nedstrømsfelt. Dette ligger utenfor dette prosjektet.

4. Fosfortilførsler til vassdrag fra landbruk

Fredrikstad kommune er med sine 69 000 daa dyrket mark den 4. største jordbrukskommunen sett i forhold til antall daa dyrket mark i Østfold. 270 gårdbrukere som søker produksjonstilskudd gjør Fredrikstad til den 3. mest aktive jordbrukskommunen i Østfold sett i forhold til antall søkere. Fredrikstad kommune hadde pr. 01.01.07 snaut 100 gårdsbruk med husdyr inkludert 15 gårdsbruk med melkeproduksjon. 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.

4.1 Drift

Eksisterende data om faktisk arealbruk (vekster og jordarbeiding) er innhentet ved kartlegging av faktisk drift av jordbruksarealene vinteren 2008. Det er et tidspunkt hvor det er mulig å fastslå om areal med for eksempel vårkorn lå i stubb eller var høstpløyd. I tabell 4 er resultatene fra feltarbeidet presentert som jordbruksareal fordelt på faktisk drift og erosjonsklasser. I tabell 5 er fordeling av produksjoner presentert.

4.2 Modellsimuleringer

Dataene som ble samlet inn er tilrettelagt for bruk i modellen "AGRICAT" (AGRICulture run-off in CATchment). 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 dreinsvann ved de ulike driftsformene på ulike jordtyper. For å fastsette fosforinnholdet i jorda brukes Jorddatabanken med bøndernes jordprøver. Basert på 562 jordprøver hvor sammenhengen mellom P-AL og Tot-P er undersøkt er det laget ligninger for 4 jordtyper: siltig sand, sandig silt, lettleire med moreneopphav, marin lettleire og mellomleire. Modellen beregner ulik reduksjon av SS (jordtap) og Tot-P ved endring av jordarbeiding. Fosforavrenning reduseres mindre ved redusert jordarbeiding enn SS tapet

For organisk jord er avrenningsundersøkelser fra myrjord på Smøla benyttet. Modellen henter P-AL verdier fra Bioforsks Jorddatabank og i dette tilfelle brukes gjennomsnittlig målt P-AL nivå for driftsenheten de siste 7 år. Modellen kan også beregne tiltak som vegetasjonssoner og fangdammer. I dette prosjektet har vi tatt med 6 scenarioer som er effektberegnet.

1. Alt høstpløyd legges til stubb
2. Stubb eller tilsvarende på alle arealer i erosjonsrisikoklasse 3 og 4.
3. Stubb eller tilsvarende på alle arealer i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4.
4. 20% av kornarealene pløyes, men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4.
5. 20% av kornarealene pløyes, men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4, og arealer med P-AL over 7 redusert til 7.
6. Høstkornarealer drives med direktesåmaskin.

I AGRICAT modellen er det beregnet hvordan disse tiltakene relativt sett vil redusere fosfortapet. Tabellene viser samlet forventet fosfortap inkludert naturlig bakgrunnsavrenning. I figur 4 er naturlig bakgrunnsavrenning markert ut for å vise hvor stor andel som skyldes driften.

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 6 til 14. 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 må derfor leses som i ”i størrelsesorden”. For eksempel; oppgitt verdi på forsfortap er 517 kg = ”rundt 500 kg fosfor tapes i et normalår.”

Tabell 5. Produksjonsfordeling i året 2008.

Erosjonsrisikoklasse	Drift	Areal (daa)	Prosentfordeling
1		17 226 daa	25,1%
	Eng	2 017 daa	12%
	Golfbane eller miljørettet omlegging	119 daa	1%
	Grønnsaker uten jordopptak	185 daa	1%
	Høstkorn m/pløying	4 690 daa	27%
	Høstpløying m/harving om våren, korn	4 565 daa	27%
	Jordbær	14 daa	0%
	Lett høstharving og vårharving, korn	273 daa	2%
	Løk og rotgrønnsaker	218 daa	1%
	Permanent beiteeng/vegetasjonsdekke eller ute av drift	260 daa	2%
	Potet	75 daa	0%
	Stubb + vårpløying	3 905 daa	23%
	Tung høstharving, vårkorn	903 daa	5%
2		47 403 daa	69,0%
	Eng	4 374 daa	9%
	Golfbane eller miljørettet omlegging	50 daa	0%
	Grønnsaker uten jordopptak	386 daa	1%
	Høstkorn m/pløying	16 196 daa	34%
	Høstpløying m/harving om våren, korn	12 012 daa	25%
	Jordbær	79 daa	0%
	Lett høstharving og vårharving, korn	756 daa	2%
	Løk og rotgrønnsaker	200 daa	0%
	Permanent beiteeng/vegetasjonsdekke eller ute av drift	931 daa	2%
	Potet	33 daa	0%
	Stubb + vårpløying	10 886 daa	23%
	Tung høstharving, vårkorn	1 501 daa	3%
3		3 930 daa	5,7%
	Eng	328 daa	8%
	Grønnsaker uten jordopptak	13 daa	0%
	Høstkorn m/pløying	1 254 daa	32%
	Høstpløying m/harving om våren, korn	877 daa	22%
	Lett høstharving og vårharving, korn	47 daa	1%
	Løk og rotgrønnsaker	12 daa	0%
	Permanent beiteeng/vegetasjonsdekke eller ute av drift	58 daa	1%
	Stubb + vårpløying	1 207 daa	31%
	Tung høstharving, vårkorn	134 daa	3%
4		163 daa	0,2%
	Eng	8 daa	5%
	Høstkorn m/pløying	75 daa	46%
	Høstpløying m/harving om våren, korn	13 daa	8%
	Stubb + vårpløying	58 daa	36%
	Tung høstharving, vårkorn	9 daa	6%

Tabell 6. Produksjonsfordeling hvis alt kornareal blir høstpløyd (HP), slik det var i året 2008 (Dagens drift) og ved scenario 1 til 6.

Drift	Drift i 2008	Andel av totalareal av ulike driftsformer i scenarioene							
	Areal (daa)	HP	Dagens drift	1	2	3	4	5	6
Eng	6 726	9,8%	9,8%	9,8%	9,8%	9,8%	9,8%	9,8%	9,8%
Golfbane eller miljørettet omlegging	170	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%
Grønnsaker uten jordopptak	584	0,9%	0,9%	0,9%	0,9%	0,9%	0,9%	0,9%	0,9%
Høstkorn m/pløying	22 215	0%	32,3%	32,3%	30,4%	30,4%	32,3%	32,3%	0%
Høstkorn med direktesåmaskin	0	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	32,3%
Høstpløying m/harving om våren, korn	17 467	86,4%	25,4%	0%	24,1%	6,6%	20%	20%	25,4%
Jordbær	93	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%
Lett høstharving og vårharving, korn	1 077	0%	1,6%	1,6%	1,6%	1,6%	0%	0%	1,6%
Løk og rotgrønnsaker	430	0,6%	0,6%	0,6%	0,6%	0,6%	0,6%	0,6%	0,6%
Permanent beiteeng/vegetasjonsdekke eller ute av drift	1 249	1,8%	1,8%	1,8%	1,8%	1,8%	1,8%	1,8%	1,8%
Potet	108	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%
Stubb + vårpløying	16 056	0%	23,4%	48,8%	26,8%	46,5%	34%	34%	23,4%
Tung høstharving, vårkorn	2 547	0%	3,7%	3,7%	3,5%	1,3%	0%	0%	3,7%
Sum	68 721	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

4.2.1 Simulering 0 - alt kornareal som høstpløyd

Tabell 7: Jordtap i de ulike delnedbørfeltene. Simulering = alt kornareal blir høstpløyd.

Nedbørfelt	Jordtap dagens drift (tonn)	Jordtap pr. daa dagens drift (kg/daa)	Jordtap simulering (tonn)	Jordtap pr. daa simulering (kg/daa)	Reduksjon jordtap ved simulering (tonn)
Seutelva - Vesterelv	1466	60,7	2057	85,1	-591
Visterflo	435	87,7	622	125,4	-187
Oslofjorden	413	45,5	554	61,1	-141
Glommas hovedløp, Løperen	1273	53,5	1686	70,9	-413
Thorsøkilen, Singlefjord	340	50,4	438	64,9	-98
Hele nedbørfeltet	3926	57,1	5357	77,9	-1431

Tabell 8: Fosfortap i de ulike delnedbørfeltene. Simulering = alt blir høstpløyd.

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)
Seutelva - Vesterelv	2992	123,9	3395	140,5	-403
Visterflo	727	146,5	934	188,1	-206
Oslofjorden	890	98,1	905	99,8	-16
Glommas hovedløp, Løperen	2623	110,3	2896	121,8	-273
Thorsøkilen, Singlefjord	686	101,7	783	116,1	-97
Hele nedbørfeltet	7919	115,2	8913	129,7	-995

4.2.2 Simulering 1 - alt høstpløyd legges til stubb

Tabell 9: Jordtap i de ulike delnedbørfeltene. Simulering = høstpløyd areal ÷ høstkorn legges i stubb.

Nedbørfelt	Jordtap dagens drift (tonn)	Jordtap pr. daa dagens drift (kg/daa)	Jordtap simulering (tonn)	Jordtap pr. daa simulering (kg/daa)	Reduksjon jordtap ved simulering (tonn)
Seutelva - Vesterelv	1466	60,7	1017	42	448
Visterflo	435	87,7	392	79	43
Oslofjorden	413	45,5	342	38	72
Glommas hovedløp, Løperen	1273	53,5	885	37	388
Thorsøkilen, Singlefjord	340	50,4	237	35	103
Hele nedbørfeltet	3926	57,1	2872	42	1054

Tabell 10: Fosfortap i de ulike delnedbørfeltene. Simulering = høstpløyd areal 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)
Seutelva - Vesterelv	2992	123,9	2245	79,8	1065
Visterflo	727	146,5	666	128,8	88
Oslofjorden	890	98,1	759	66,5	286
Glommas hovedløp, Løperen	2623	110,3	1943	72,2	907
Thorsøkilen, Singlefjord	686	101,7	507	69,7	216
Hele nedbørfeltet	7919	115,2	6120	77,9	2562

4.2.3 Simulering 2 - stubb eller tilsvarende på alle kornarealer i erosjonsrisikoklasse 3 og 4

Tabell 11: Jordtap i de ulike delnedbørfeltene. Simulering = Stubb eller tilsvarende på alle arealer i erosjonsrisikoklasse 3 og 4.

Nedbørfelt	Jordtap dagens drift (tonn)	Jordtap pr. daa dagens drift (kg/daa)	Jordtap simulering (tonn)	Jordtap pr. daa simulering (kg/daa)	Reduksjon jordtap ved simulering (tonn)
Seutelva - Vesterelv	1465,5	60,7	1333,8	55,2	131,6
Visterflo	435,3	87,7	411,5	82,9	23,8
Oslofjorden	412,8	45,5	409,9	45,2	2,9
Glommas hovedløp, Løperen	1272,5	53,5	1216	51,1	56,5
Thorsøkilen, Singlefjord	339,9	50,4	336	49,8	3,9
Hele nedbørfeltet	3926	57,1	3707,2	53,9	218,8

Tabell 12: Fosfortap i de ulike delnedbørfeltene. Gjelder simuleringen ”Stubb eller tilsvarende på alle arealer i erosjonsrisikoklasse 3 og 4”.

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)
Seutelva - Vesterelv	2992	123,9	2806	116,1	187
Visterflo	727	146,5	698	140,5	30
Oslofjorden	890	98,1	886	97,7	4
Glommas hovedløp, Løperen	2623	110,3	2550	107,3	73
Thorsøkilen, Singlefjord	686	101,7	681	100,9	5
Hele nedbørfeltet	7919	115,2	7621	110,9	298

4.2.4 Simulering 3 - Stubb eller tilsvarende på alle kornarealer i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4

Tabell 13: Jordtap i de ulike delnedbørfeltene. Gjelder simuleringen ”Stubb eller tilsvarende på alle kornarealer i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4”.

Nedbørfelt	Jordtap dagens drift (tonn)	Jordtap pr. daa dagens drift (kg/daa)	Jordtap simulering (tonn)	Jordtap pr. daa simulering (kg/daa)	Reduksjon jordtap ved simulering (tonn)
Seutelva - Vesterelv	1465,5	60,7	908,4	37,6	557,1
Visterflo	435,3	87,7	274,1	55,2	161,2
Oslofjorden	412,8	45,5	285,3	31,5	127,5
Glommas hovedløp, Løperen	1272,5	53,5	858,8	36,1	413,7
Thorsøkilen, Singlefjord	339,9	50,4	236,2	35	103,6
Hele nedbørfeltet	3926	57,1	2562,7	37,3	1363,2

Tabell 14: Fosfortap i de ulike delnedbørfeltene. Gjelder simuleringen ”Stubb eller tilsvarende på alle kornarealer i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4”.

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)
Seutelva - Vesterelv	2992	123,9	2101	87	892
Visterflo	727	146,5	517	104,2	210
Oslofjorden	890	98,1	673	74,2	217
Glommas hovedløp, Løperen	2623	110,3	1945	81,8	678
Thorsøkilen, Singlefjord	686	101,7	518	76,8	168
Hele nedbørfeltet	7919	115,2	5754	83,7	2165

4.2.5 Simulering 4 - 20% av kornarealene pløyes, men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4. Resten av kornarealene i stubb

Tabell 15: Jordtap i de ulike delnedbørfeltene. Gjelder simuleringen 20% av kornarealene pløyes, resten men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4.

Nedbørfelt	Jordtap dagens drift (tonn)	Jordtap pr. daa dagens drift (kg/daa)	Jordtap simulering (tonn)	Jordtap pr. daa simulering (kg/daa)	Reduksjon jordtap ved simulering (tonn)
Seutelva - Vesterelv	1465,5	60,7	604,9	25	860,6
Visterflo	435,3	87,7	159,1	32	276,3
Oslofjorden	412,8	45,5	173,7	19,2	239,1
Glommas hovedløp, Løperen	1272,5	53,5	495,5	20,8	777
Thorsøkilen, Singlefjord	339,9	50,4	130,6	19,4	209,3
Hele nedbørfeltet	3926	57,1	1563,8	22,8	2362,2

Tabell 16: Fosfortap i de ulike delnedbørfeltene. Gjelder simuleringen 20% av kornarealene pløyes men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4, resten 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)
Seutelva - Vesterelv	2992	123,9	1554	64,3	1438
Visterflo	727	146,5	337	67,9	390
Oslofjorden	890	98,1	466	51,4	423
Glommas hovedløp, Løperen	2623	110,3	1265	53,2	1358
Thorsøkilen, Singlefjord	686	101,7	329	48,7	358
Hele nedbørfeltet	7919	115,2	3951	57,5	3968

4.2.6 Simulering 5 - 20% av kornarealene pløyes, men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4, og arealer med P-AL over 7 redusert til 7

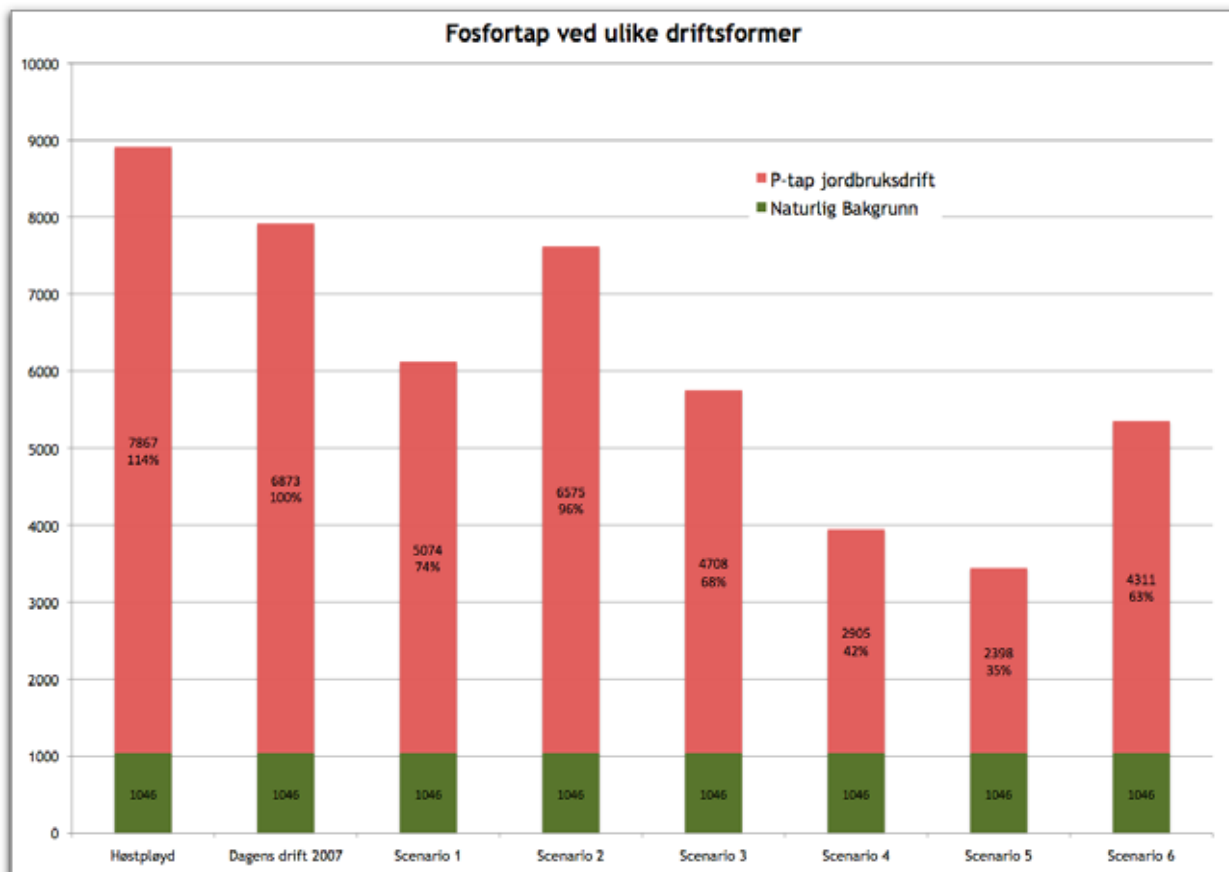
Tabell 17: Fosfortap i de ulike delnedbørfeltene. Gjelder simuleringen 20% av kornarealene pløyes men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4, resten i stubb, og arealer med P-AL over 7 redusert til 7.

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)
Seutelva - Vesterelv	2992	123,9	1328	55	1664
Visterflo	727	146,5	323	65,1	404
Oslofjorden	890	98,1	370	40,9	519
Glommas hovedløp, Løperen	2623	110,3	1116	46,9	1507
Thorsøkilen, Singlefjord	686	101,7	306	45,3	381
Hele nedbørfeltet	7919	115,2	3444	50,1	4475

4.2.7 Simulering 6 - Høstkornarealer drives med direktesåmaskin

Tabell 18: Fosfortap i de ulike delnedbørfeltene. Gjelder simuleringen 20% av kornarealene pløyes men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4, resten i stubb, og arealer med P-AL over 7 redusert til 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)
Seutelva - Vesterelv	2992	123,9	2066	85,5	926
Visterflo	727	146,5	433	87,2	294
Oslofjorden	890	98,1	572	63,1	318
Glommas hovedløp, Løperen	2623	110,3	1797	75,6	826
Thorsøkilen, Singlefjord	686	101,7	489	72,4	198
Hele nedbørfeltet	7919	115,2	5357	78	2562



Figur 4: Fosfortap hvis alt høstpløyes, ved dagens drift og Scenario 1 = "Alt høstpløyd legges til stubb", Scenario 2 = "Stubb eller tilsvarende på alle arealer i erosjonsrisikoklasse 3 og 4", Scenario 3 = "Stubb eller tilsvarende på alle arealer i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4", Scenario 4 = "20% av kornarealene pløyes, men ikke erosjonsrisikoklasse 3 og 4", Scenario 5 = "Som S4 + arealer med P-AL over 7 redusert til 7", Scenario 6 = "Høstkornarealer drives med direktesåmaskin".

Tabell 9 til Tabell 18 og figur 4 viser at mulighetene for å redusere fosfortapet er sterkest tilstede med **scenarioene 4 og 5** ("20% kornareal pløyes, men ikke e-klasse 3 og 4") / ("S4 + P-AL reduksjon") med henholdsvis 50% og 57% reduksjon i forfortap. Dette scenarioet gir en kraftig begrensningen for landbruket på bruk av plog, samtidig som dette alternativet gir fleksibilitet for gårdbrukerne med hensyn på å bruke pløying på en selektiv måte som et verktøy i ugras- og sykdomskontroll. 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 avhjelpest 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.

Scenario 1 ("alt høstpløyd areal til stubb") omfatter bare endring av de arealene som høstpløyes i dag, og ikke høstpløyes ligger i erosjonsrisikoklasse 1 (26%) og erosjonsrisikoklasse 2 (69%). Alternativet får dermed ikke så stor effekt.

Scenario 2 gir en svært liten effekt (-4%). Grunnen er at det er relativt lite areal i erosjonsklasse 3 og 4 (6,2% av arealet), og at dette arealet tildels allerede drives med redusert jordarbeiding.

Scenario 3 ("stubb eller tilsvarende på e-klasse 2, 3 og 4") gir en medium effekt på henholdsvis -23% og -27% reduksjon i fosfortap. Disse scenarioene gir noe mindre fleksibilitet enn S4/S5, men for scenario 3 gir det mulighet til å pløye større arealer siden så stor andel av arealene ligger i erosjonsrisikoklasse 1. Alternativene vil allikevel kanskje oppleves som mindre attraktive for næringen enn scenario 4/5 (som også gir en bedre effekt).

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 6** ("høstkorn direktesåes") for å se hvor stor effekt ulik høstkorndrift kan gi. Scenarioet gir en relativt stor effekt (-32%) 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 høstpløyd tapet, mens direktesådd bare gir 15-30% av tapet. Variasjonene er store fra år til år avhengig av såtidspunkt, nedbørmengde og intensitet om høsten, og temperatur og snødekke om vinteren. Ulempene for gårdbrukerne er at direktesådd høstkorn 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.

Det foreligger ikke overvåkingsgrunnlag til å utarbeide miljømål for de enkelte bekker og vassdragsavsnitt. Dermed vet vi heller ikke avlastningsbehovet, og hvordan det varierer. Scenarioene vil imidlertid være av interesse når miljømålene kommer på plass og en vet mer om hvor mye fosfortallene må ned.

4.3 Fosforgjødsling i landbruket - PAL nivåer i jordsmonn

I fra Jorddatabanken (Bioforsk) ble det hentet ut analyseresultater fra jordprøver som bøndene har sendt inn i perioden 2000 - 2007. Fosfornivået er analysert som plantetilgjengelig fosfor (P-AL). I tabell 9 vises gjennomsnitt, standardavvik og maksimumsverdier. Totalt er ca 2524 jordprøver analysert. Tallene viser at det er høye fosfortall i jordsmonnet, spesielt i delnedbørfeltene Oslofjorden (P-AL 14,8) og Seutelva (12,4). 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 utprøvningsstadiet.

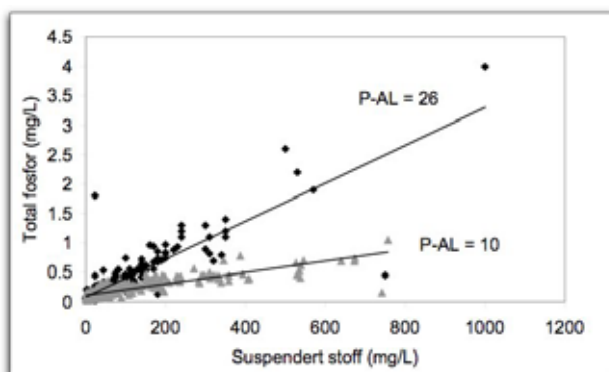
Tabell 19. Fosfortilstand i jord målt som Plantetilgjengelig fosfor (P-AL) i de ulike delnedbørfelt. Gjennomsnitt er veid med arealet på gårds og bruksnummeret prøvene er tatt fra.

Nedbørfelt	Gjennomsnitt P-AL (arealveid)	Standardavvik P-AL	Maks. P-AL
Seutelva - Vesterelv	12,4	9	99
Visterflo	11,7	9	98
Oslofjorden	14,8	10	81
Glommas hovedløp, Løperen	11,1	8	99
Thorsøkilen, Singlefjord	8,9	5	23

Tilført plantetilgjengelig fosfor tas opp i plantene, og en del av dette vil lekke ut i biotilgjengelig form bl.a. gjennom ikke innhøstet plantemateriale. Dette er en fosforkilde som kan være av betydning ved kulturer hvor mye planterester blir liggende igjen f.eks. en

del grønnsakskulturer. I nedbørfeltet er det kornproduksjon som er dominerende. I denne produksjonen blir avrenning fra planterester mindre.

Jord som tilføres vannforekomster ved overflateerosjon er anrikt 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. En reduksjon i erosjon vil gi ulik effekt på fosfortap avhengig av jordas fosfortilstand (P-AL). 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.

4.3.1 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). Eksakt effekt av dette tiltaket er vanskelig å beregne uten at det gjøres et mer grundig arbeid bl.a. med å kartlegge PAL på hvert skifte.

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 12, hvor det er gjort anslag på reduksjon i P-AL ved null-gjødsling ved ulike P-AL-nivå med utgangspunkt i 2 kg P/dekar bortført i kornavling.

Tabell 20: 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

4.4 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 (Framstad og Stalleland, 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.

4.4.1 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.

4.4.2 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.

4.4.3 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:

$\text{pris} * \text{avling} - \text{variable kostnader} + \text{tilskudd} = 1,8 * 365 - 385 + (192 + 107) = 571 \text{ kr/daa.}$

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

Dekningsbidrag som vegetasjonssone blir:

$\text{pris} * \text{avling} - \text{variable kostnader} + \text{tilskudd} = 1,8 * 600 - 1200 + (192 + 75 + 600) = 747 \text{ kr/daa}$

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).

4.4.4 Fangdam

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

- alternativ verdi av arealet
- etableringskostnader
- vedlikeholdskostnader

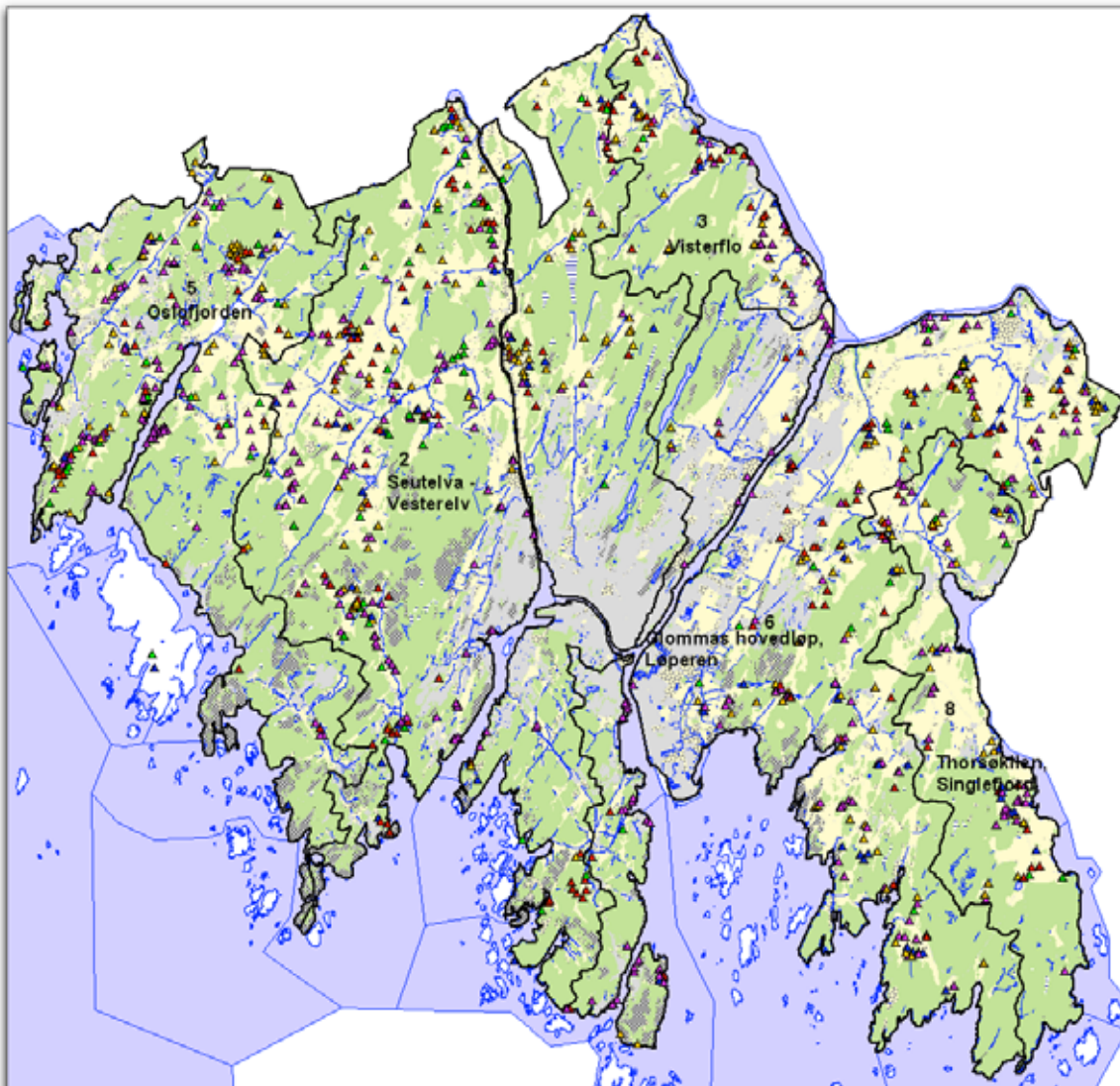
Videre er effektiviteten på dammen viktig. Størrelsen på nedbørfeltet som drenerer til en fangdam er avgjørende for kostnadsnivået ved anleggelse av fangdammen. Som en generell veiledning anbefales anlegg som er større en 0,1 % av nedbørfeltets totalareal i Norge (Bach et al., 2003).

Kostnadseffektivitet for fangdammer som rensiltak er anslått ut fra kostnader ved anleggelse av et antall fangdammer i Våler og Rygge kommuner, og renses effekter 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 tømning 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 fangdammen etableres der de gir størst effekt. I Fredrikstad har det ikke blitt bygget mange fangdammer. Vi har ingen informasjon om hvorfor, men det vil oftest skyldes manglende fokusering på fangdam som tiltak i rådgivning og forvaltningsleddet, eller at området har få naturgitte egnede lokaliteter. Hvis det siste er tilfelle kan en anta at det er få steder hvor det kan bygges billige fangdammer rett i bekken. Fangdamkostnadene i Fredrikstad vil i så tilfelle antakelig ligge i øvre del av kostnadstallene.

Tabell 21. Kosteffektivitet av ulike scenarioer. Kostnadseffektivitetsberegningene er ikke oppdatert og ikke helt tilpasset scenarioene. Tallene må derfor bare betraktes som omtrentlige kostnadsnivåer.

Tiltak	Effekt kg tot-P reduksjon	Kostnad pr. år (mill)	Kost.eff tot-P kr/kg og år	Biotilgj. faktor	Effekt (kg bio-P reduksjon)	Kostnad pr. år (mill)	Kost.eff Bio-P (kr/kg og år)
S1	1799	0,45	250	23 %	414	0,45	1087
S2	298	0,07	250	23 %	69	0,07	1087
S3	2165	0,43	200	23 %	498	0,43	870
S4	3968	0,60	150	23 %	913	0,60	652
S5 Redusert P gjødling	507	0	0	23%	117	0	0
S5-S4							
S6	2568	0,77	300	23 %	591	0,77	1304

5. Spredt avløp



Figur 6: Kartet viser spredte avløpsanlegg Fredrikstad. Alle anleggene som er vist er bolighus. Hytter er ikke tatt med.

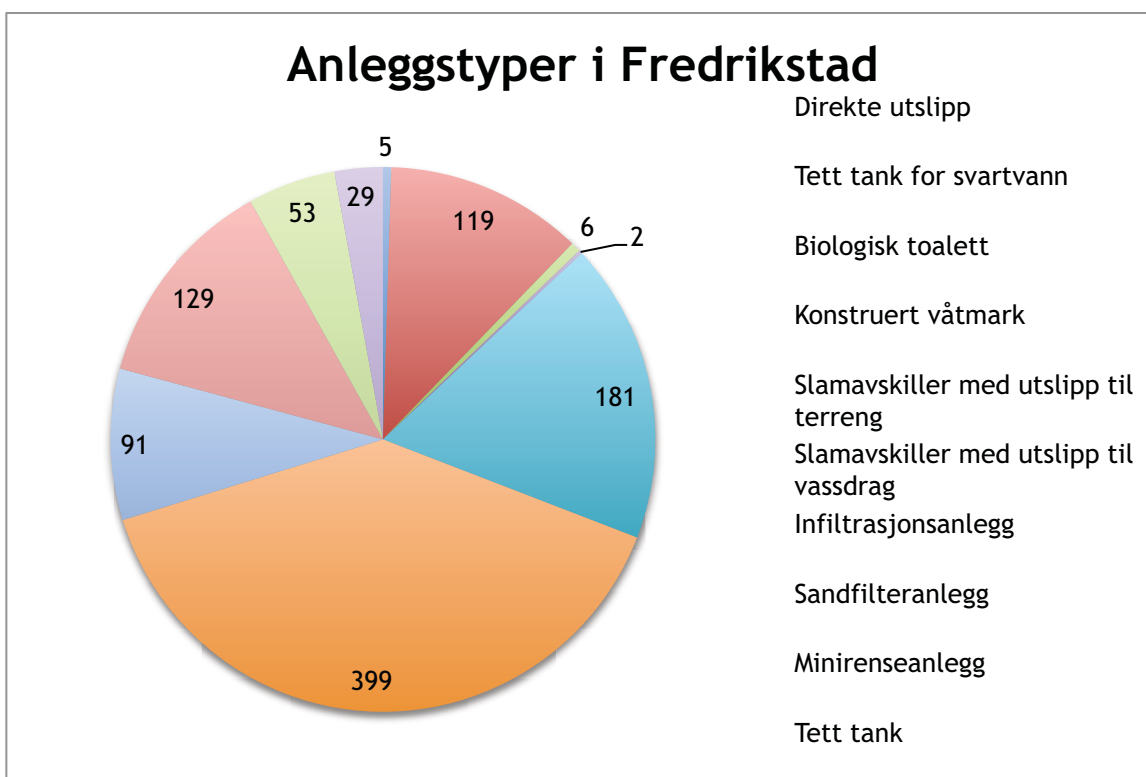
For Fredrikstad kommune ble det i 2007/2008 gjennomført en detaljert innlegging av ca 1020 anlegg i modellen WEBGIS avløp. WEBGIS avløp er et system for kommunenes registrering, drift og overvåking av avløpsløsninger i spredt bebygde strøk. Modellen er utviklet av Jordforsk (nå Bioforsk Jord og miljø) i samarbeid med blant annet SFT, og er tidligere benyttet i en rekke kommuner. WEBGIS avløp beregner utslipp av fosfor, nitrogen og TOC fra mindre renseanlegg til resipient på grunnlag av data om anleggstype, belastning og lokalisering av anlegget. Systemet beregner også utslipp til resipienter og påvirkningen på miljøet, og kan sammenligne effektene av alternative tiltak. Det kan derfor benyttes som et sentralt hjelpemiddel i kommunens administrative oppgaver, ved prioritering av tiltak og planlegging av nye anlegg.

5.1 Resultater av modellberegninger

I Tabell 24 er anleggstyper og utslippstallene for spredt avløp presentert med andel i delnedbørfeltene og sortert på ulik belastning på miljøet - uttrykt gjennom WEBGIS avløp miljøindeksklasser.

Totalt er det registrert 1020 anlegg knyttet til boliger i hele nedbørfeltet. Dagens gjennomsnittlige rensegrad for fosfor er beregnet til 23% til resipient. Kravet ved nybygging av anlegg i dag er 90% rensing av fosfor. Fordelingen av anleggstyper er presentert i figur 5. For de som ikke er fortrolige med de ulike anleggstypene er det en beskrivelse av anleggstyper i eget vedlegg.

Vi har satt opp to hypotetiske scenarier med ulike tiltaksambisjoner. Tiltakspakke 1 vil innebære oppgradering av 637 anlegg som i dag faller i klassen "Meget høy" eller "Høy" miljøindeks. I tiltakspakke 2 er anleggene som kommer i klassen "Middels" miljøindeks tatt med. Dette utgjør ytterligere 215 anlegg. Tiltakspakke 1 vil redusere 814 kg fosfor til vassdragene. Tiltakspakke 2 vil gi en effekt på 237 kg. Fritidsboliger og deres anlegg er ikke tatt med i beregningene.



Figur 7: Fordeling av ulike anleggstyper i Fredrikstad.

5.1.1 Kostnadseffektivitet spredt avløp

Kostnad for etablering og drift av anlegg har selvfølgelig stor betydning for valg av type avløpsanlegg. På grunnlag av prislister og erfaringsmateriale har vi satt opp forventede gjennomsnittlige kostnader uten mva. for ulike anleggstyper og størrelser. Tallene er basert på at alle arbeider settes bort til entreprenør og at det ikke er behov for sprengingsarbeider. Tallene omfatter derfor alle kostnader ved etablering av rensesanlegg. Det er store variasjoner i anleggskostnader og tallene for et enkelt anlegg kan avvike fra disse.

For å beregne investeringens årlige kapitalkostnad må investeringskostnaden multipliseres med annuitetsfaktoren for gitt levetid for tiltaket og gitt rente. Legger vi til årlig drifts- og vedlikeholdskostnad får vi tiltakets årskostnad. Beregning av årskostnader kan beskrives ved:

$$\text{Årskostnad} = A * \text{investeringskostnad} + \text{årlig drifts- og vedlikeholdskostnader}$$

A er annuitetsfaktoren, definert som:

$A = r(1+r)t / (1+r)t - 1$, der $r = 0,04$ når renta = 4%, $t =$ tiltakets økonomiske levetid.

For alle anleggene er levetiden satt til 20 år. Erfaringer viser at anleggene i praksis kan ha en betydelig lenger levetid / eller at de kan fornyes med en sterkt redusert kostnad etter at behovet for fornyelse er tilstede. For eksempel vil et filterbed anlegg bare å skifte ut filtermassen. Et infiltrasjonsanlegg kan fornyes med nye grøfter, etc.

I nedbørfeltene i Fredrikstad er det mye tette masser slik at det er begrenset med egnet jorddekke for infiltrasjonsanlegg. Vi har derfor satt at 10% av anleggene kan bygges som infiltrasjonsanlegg, og fordelt resten av anleggstypene ved nyanlegg etter forventet markedsandel. Vi har også lagt til grunn at 15% av anleggene kan bygges som små mindre fellesanlegg. Vi kommer da til en samlet årskostnad på 7 900 000,- NOK for å oppgradere 623 anlegg til dagens standard. Effekten av tiltakene vil gi en årlig tilførselsreduksjon på 814 kg P/år.

Tabell 22: Forventede gjennomsnittlige investeringskostnader, årlige driftskostnader og årskostnader (kalkulasjonsrente 4%) for ulike renseløsninger. Alle kostnader eks. mva.

Renseløsninger for en bolig	Normale investeringskostnader	Årlige driftskostnader	Årskostnad kalkulasjonsrente 4% pr. bolig.
Infiltrasjon til grunnen (både gråvann og svartvann) 1 bolig.	70 000	2000	7 200
Jordhauginfiltrasjon (både gråvann og svartvann) 1 bolig.	120 000	2000	10 800
Filterbedanlegg (våtmarksfilter) 1 bolig.	175 000	3900	16 800
Biologisk/kjemisk minirenselanlegg, klasse 1, 1 bolig.	95 000	5400	12 400
Tett tank til WC, gråvann til biofilter, 1 bolig.	120 000	7000	15 800
Mindre fellesanlegg			
Infiltrasjon til grunnen både gråvann og svartvann) 4 boligers fellesanlegg.	160 000	3500	3800
Jordhauginfiltrasjon (både gråvann og svartvann) 4 boligers fellesanlegg.	260 000	3500	5700
Filterbedanlegg (våtmarksfilter) 4 boligers fellesanlegg.	360 000	4900	7850
Biologisk/kjemisk minirenselanlegg, klasse 1, 4 boligers fellesanlegg.	225 000	8000	6150

Tabell 23. Kosteffektivitet av å oppgradere anlegg med to ulike tiltaksambisjoner.

Tiltak	Effekt kg tot-P reduksjon	Kostnad pr. år (mill)	Kost.eff tot-P kr/kg og år	Biotilgj. faktor	Effekt (kg bio-P reduksjon)	Kostnad pr. år (mill)	Kost.eff Bio-P (kr/kg og år)
Oppgradering av 623 anlegg merket "Høy" og "Meget høy"	814	7,9	9710	90 %	733	7,9	10789
Oppgradering av 215 anlegg merket "Middels"	237	2,7	11510	90 %	213	2,7	12789
Sum spredt bebyggelse	1051	10,6	10116	90 %	946	10,6	11240

Tabell 24: Ulike typer avløpsanlegg pr resipient (grå linje). Disse er fordelt på ulike klasser av miljøindeks (gitt ulike farger). "Miljøindeks" indikerer miljøpåvirkning fra anlegget basert på forventet fosfor, nitrogen- og organisk stoff utslipp. Høy miljøindeks gir stor miljøpåvirkning (rød) og meget lav (blå) liten miljøpåvirkning.

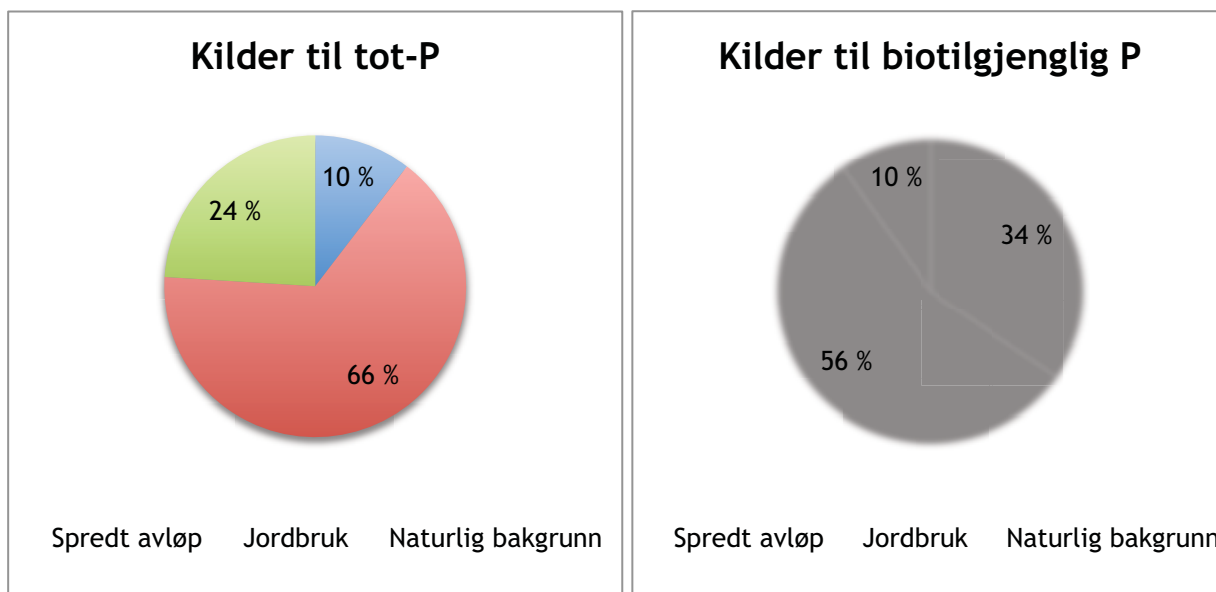
Resipient / Miljøindeksklasse	Antall anlegg	Gj. sn. Rense%	Tot-P kg/år	Anleggstyper:	Antall:
Glommas hovedløp, Løperen	303	23	327,8		Antall: 303
Meget lav miljøindeks	32	93	0,4	Tett tank for svartvann, gråvannsfiler Infiltrasjonsanlegg	20 1
				Tett tank	11
Lav miljøindeks	19	66	6,9	Direkte utslipp	1
				Tett tank for svartvann	12
				Biologisk toalett	1
				Konstruert våtmark	1
				Slamavskiller med utslipp til terreng	1
				Infiltrasjonsanlegg	2
				Sandfilteranlegg	1
Middels miljøindeks	62	20	71,2	Infiltrasjonsanlegg	11
				Sandfilteranlegg	40
				Minirensanlegg klasse 1	11
Høy miljøindeks	63	13	64,6	Slamavskiller med utslipp til terreng	52
				Sandfilteranlegg	8
				Minirensanlegg klasse 2	2
				Minirensanlegg klasse 3	1
Meget høy miljøindeks	127	5	184,7	Anleggstype ikke registrert	2
				Direkte utslipp	2
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	123
Oslofjorden	208	21	230,7		Antall: 208
Meget lav miljøindeks	11	92	0,0	Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	6
				Biologisk toalett, gråvannsfiler	1
				Minirensanlegg klasse 1	1
				Tett tank	3
Lav miljøindeks	22	62	11,3	Tett tank for svartvann	15
				Infiltrasjonsanlegg	5
				Sandfilteranlegg	1
				Minirensanlegg klasse 1	1
Middels miljøindeks	49	20	49,3	Infiltrasjonsanlegg	28
				Sandfilteranlegg	12
				Minirensanlegg klasse 1	9
Høy miljøindeks	28	18	27,0	Slamavskiller med utslipp til terreng	21
				Infiltrasjonsanlegg	1
				Minirensanlegg klasse 2	2
				Minirensanlegg klasse 3	4
Meget høy miljøindeks	98	5	143,1	Anleggstype ikke registrert	1
				Direkte utslipp	1
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	96
Seutelva - Vesterelv	355	25	365,7		Antall: 355
Meget lav miljøindeks	29	91	1,1	Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	15
				Biologisk toalett, gråvannsfiler	2
				Infiltrasjonsanlegg	1
Meget lav miljøindeks				Tett tank	11
Lav miljøindeks	46	73	16,8	Tett tank for svartvann	37
				Biologisk toalett	2
				Konstruert våtmark	1

Resipient / Miljøindeksklasse	Antall anlegg	Gj. sn. Rense%	Tot-P kg/år		
				Infiltrasjonsanlegg	5
				Minirensesanlegg klasse 1	1
Middels miljøindeks	71	18	77,4	Infiltrasjonsanlegg	29
				Sandfilteranlegg	30
				Minirensesanlegg klasse 1	12
Høy miljøindeks	86	10	90,9	Slamavskiller med utslipp til terreng	78
				Sandfilteranlegg	5
				Minirensesanlegg klasse 2	2
				Minirensesanlegg klasse 3	1
Meget høy miljøindeks	123	5	179,6	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	123
Thorsøkilén, Singlefjord	85	20	97,1	Anleggstyper:	Antall: 85
Meget lav miljøindeks	10	94	0,0	Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	6
				Tett tank	4
Lav miljøindeks	4	58	2,2	Tett tank for svartvann	2
				Infiltrasjonsanlegg	2
Middels miljøindeks	21	8	28,1	Infiltrasjonsanlegg	4
				Sandfilteranlegg	16
				Minirensesanlegg klasse 1	1
Høy miljøindeks	14	15	14,2	Slamavskiller med utslipp til terreng	11
				Sandfilteranlegg	3
Meget høy miljøindeks	36	5	52,6	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	36
Visterflo	66	23	69,4	Anleggstyper:	Antall:66
Meget lav miljøindeks	4	90	0,0	Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	4
Lav miljøindeks	2	75	0,7	Tett tank for svartvann	2
Middels miljøindeks	12	36	11,0	Infiltrasjonsanlegg	2
				Sandfilteranlegg	6
				Minirensesanlegg klasse 1	4
Høy miljøindeks	26	19,2	25,6	Slamavskiller med utslipp til terreng	18
				Sandfilteranlegg	7
				Minirensesanlegg klasse 2	1
Meget høy miljøindeks	22	4,8	32,1	Direkte utslipp	1
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	21
Hele Fredrikstad	1017	23%	1090kg		

6. Tiltaksprioriteringer

6.1 Biotilgjengelighet

Ikke alt fosfor er biotilgjengelig. Det er derfor av interesse å få et bilde av hvor biotilgjengelig fosforet er fra ulike kilder. Dette er beskrevet i kapittel 3.1. I figur 8 er det satt opp to kakediagram som viser hvordan de ulike kildene endrer betydning når man tar hensyn til biotilgjengelighet. Spredt avløp øker da fra 10% til 34%, mens landbruket går ned fra 66% til 56%. Naturlig bakgrunnsavrenning har også lav biotilgjengelighet og synker fra 24% til 10%.



Figur 8: Kilder for fosfortilførsler til vassdragene i Fredrikstad fordelt på total fosfor (tot-P) og biotilgjengelig fosfor. Det er flere kilder til fosfor i vassdragene som ikke er tatt med. Avrenning fra tette flater, lekkasjer fra ledningnett, overløp fra pumpestasjoner og lignende kommunaltekniske kilder kan være potensielt relativt store.

Ved prioriteringer mellom ulike tiltak vil biotilgjengelig fosfor være viktig. Allikevel er det klart at landbruket med sin driftsform i 2007 med stor andel høstkorn i et normalt nedbørsår vil ha den største betydning for situasjonen i de fleste bekker og små vannløp i Fredrikstad. For å heve vannkvaliteten i bekkene kommer en derfor ikke vekk fra at det må gjøres endringer i landbruksdriften. Den største utfordringen her er den gode økonomien i høstkorndyrkingen. Et avbøtende tiltak for høstkorndrift er å stille krav om etablering av høstkorn tidlig slik at høstkornet får en kraftig etablering før vinteren. I Fredrikstad er klimaet gunstig og det bør kunne være mulig å sette krav om at høstkorn må være sådd innen siste del av august. Ved sen høstkorntablering øker risikoen for tap kraftig. Det bør også vurderes å sette en øvre grense på hvor stort areal som tillates drevet med høstkorn. I scenario 4 og 5 er det satt tak på 20% for høstpløying. En variant som vil gi omtrent samme effekten vil være å fristille til valgfri drift på 20% av arealet. Da vil det meste av de 20% legges til høstkorn.

Selv med sterke tiltak på landbruksdriften er det helt nødvendig og også gjennomføre tiltak innen spredt avløp. Vi vil anbefale å starte med tiltakspakke 1 "Oppgradering av 623 anlegg merket "Høy" og "Meget høy". Dette vil gi kommunen store arbeidsoppgaver de nærmeste årene. Når første tiltakspakke er gjennomført kan en vurdere tilstanden i bekker og vassdrag og gå litt mer målrettet ut i de verste resipientene ved gjennomføring av tiltakspakke 2. En slik tilnærming vil gi den høyeste kostnadseffektiviteten med hensyn på måloppnåelse av god

vannkvalitet i bekkene. Vi vil også anbefale som et oppfølgende prosjekt at de 5000 hyttene som er i kommunen kartlegges med tanke på avløpsløsning og legges inn i WEBGIS. Dette kan være en fin sommerjobb for studenter, og vil erfaringsmessig avdekke en god del ulovlige utslipp.

Det er ikke gjort vurdering av kommunaltekniske tiltak (rørlekkasjer, overløp fra pumpestasjoner, kapasiteter i forhold til ekstremvær osv.) og avrenning fra tette flater. Her bør kommunen se på hva som er faktiske problemstillinger og få gjort kostnadseffektivitetsberegninger med tanke på å redusere sine utslipp.

For å kunne gi et bedre bilde av situasjonen, og å følge effektene av gjennomførte tiltak over tid vil vi anbefale at det velges ut et mindre sett av bekker hvor det igangsettes et overvåkingsprogram. Ideelt sett vil vi anbefale at det settes opp vannproporsjonal prøvetaking. Dette kan imidlertid være noe kostbart. Et prøvetakingsprogram med minimum 6 prøvetakinger i sesongen på et utvalg av bekker bør gjennomføres. Med et slikt datasett vil det være mulig å gjøre beregninger av avlastningsbehov og dermed kunne modellere og dimensjonere tiltakene med tanke på å nå bestemte vannkvalitetsnivåer. Bioforsk jord og miljø kan bistå med å sette opp et forslag til overvåking av bekker i kommunen.

7. Referanser

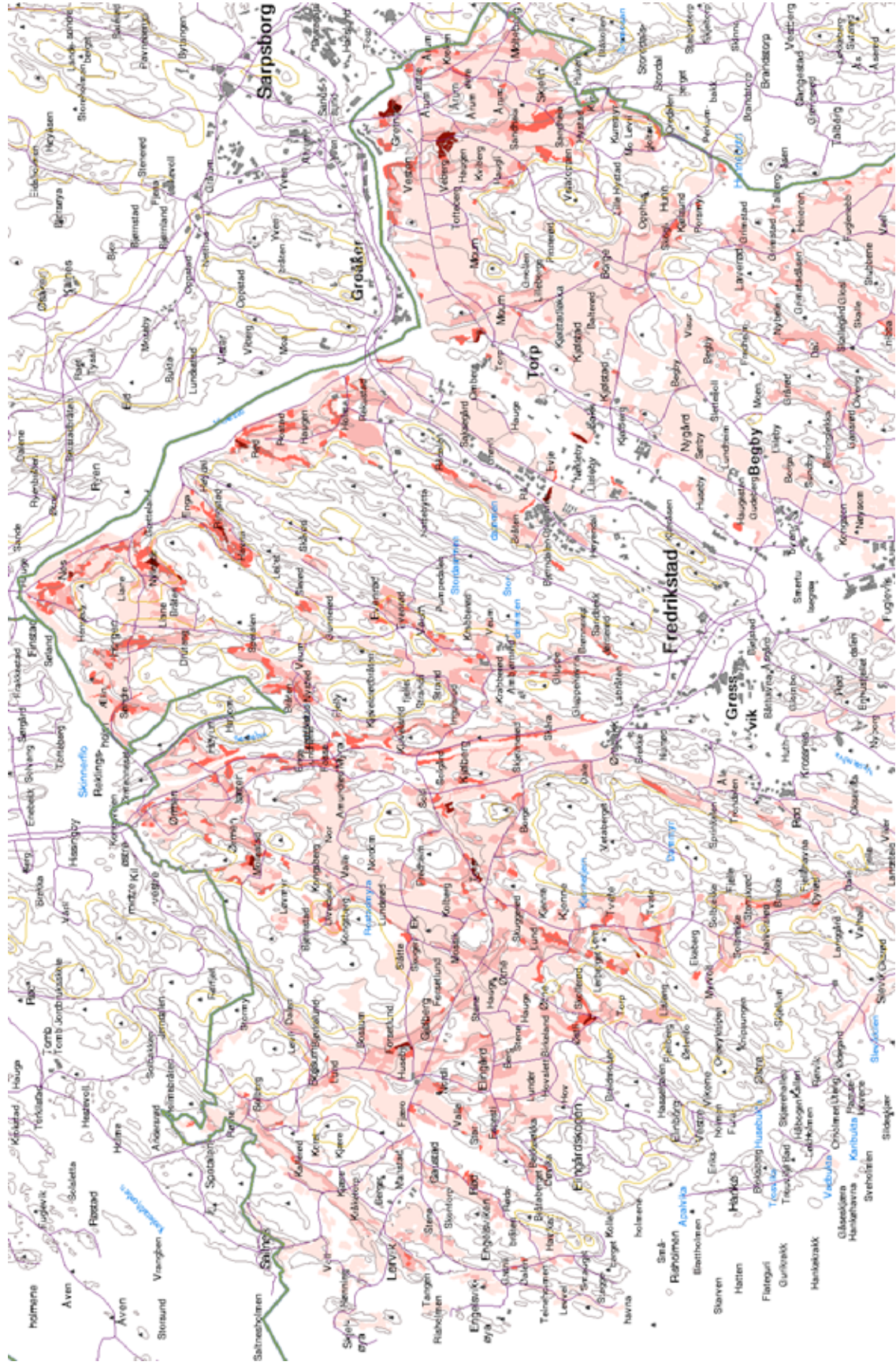
- Andersen, J. R., J. L. Bratli, et al. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. J. L. Bratlie, SFT.
- Bach, R., B. Braskerud, et al. (2003). Tilbakeholding av fosfor og jordpartikler i fangdammene rundt Akersvannet. Jordforsk Rapport, Jordforsk. **03**.
- Bechmann, M., S. 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.
- 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_ekonomi.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.
- Tjomsland, T. B., Jon Lasse (1996). Brukerveiledning for TEOTIL : modell for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogentilførsler i Norge. NIVA rapport, NIVA.

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.

8. Vedlegg - Beskrivelse av anleggstyper for spredt avløp

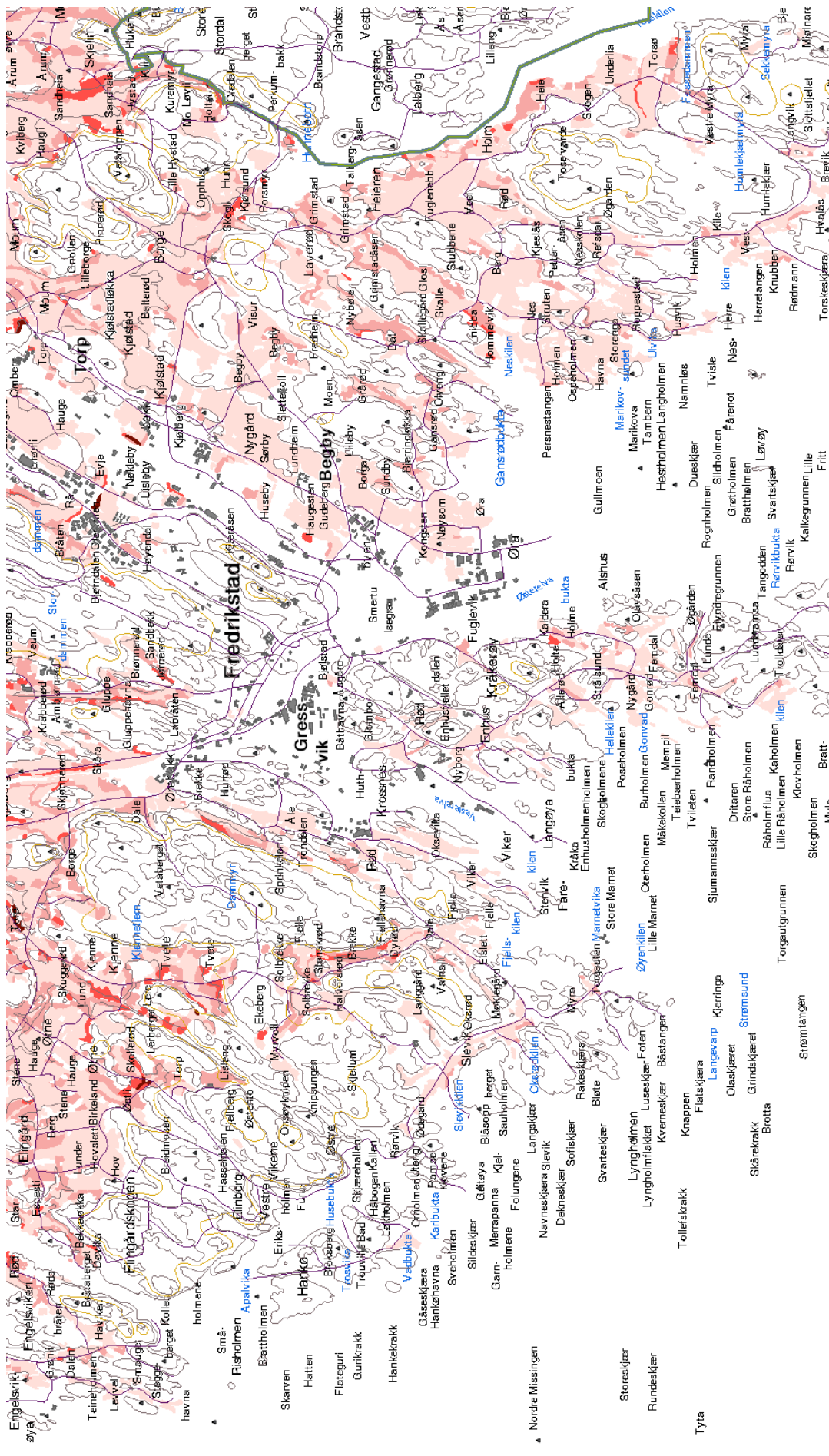
Typenavn	Beskrivelse
Direkte utslipp	Utslipp av alt avløpsvann direkte til terreng eller resipient
Slamavskiller med utslipp til terreng	Diffust utslipp av slamavskilt (septikktank) avløpsvann
Slamavskiller med utslipp til vassdrag	Utslipp av slamavskilt (septikktank) avløpsvann direkte til resipient
Infiltrasjonsanlegg	Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og infiltrasjonsanlegg (lukkede grøfter, åpent eller lukket basseng eller jordhaug)
Sandfilteranlegg	Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og sandfilteranlegg. Utslipp til resipient av behandlet avløpsvann.
Minirensesanlegg klasse 1	Biologisk/kjemisk rensing
Minirensesanlegg klasse 2	Biologisk rensing
Minirensesanlegg klasse 3	Kjemisk rensing
Tett tank	Oppsamling av alt avløpsvann
Tett tank for svartvann	Oppsamling av svartvann. Utslipp av gråvann til resipient/terreng
Biologisk toalett	Oppsamling og behandling klosettavløp. Utslipp av gråvann til resipient/terreng
Konstruert våtmark	Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og konstruert våtmark
Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	Oppsamling av svartvann. Behandling av gråvann i sandfilter, kompaktanlegg eller infiltrasjon.
Biologisk toalett, gråvannsfiler	Oppsamling og behandling klosettavløp. Behandling av gråvann i sandfilter, kompaktanlegg eller infiltrasjon.

9. Vedlegg: Kart over erosjonsrisiko på landbruksjord i Fredrikstad - nord



Kartforklaring: Fire rødsjatteringer på landbruksarealer viser erosjonsrisikoklassene. E-klasser 1 = Rosa, 2 = lys rød, 3 = rød, 4 = mørk rød.

Vedlegg: Kart over erosjonsrisiko på landbruksjord i Fredrikstad - sør



Kartforklaring: Fire rødsjatteringer på landbruksarealeret viser erosjonsrisikoklassene. E-klasse 1 = Rosa, e-klasse 2 = lys rød, e-klasse 3 = rød, e-klasse 4 = mørk rød.