



RAPPORT LNR 5453-2007



Tiltaksanalyse Nitelva



Nitelva ved Åros bru (foto: Knut Bjørndalen)

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadaléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Tiltaksanalyse Nitelva	Løpenr. (for bestilling) 5453-2007	Dato 18. juni 2007
	Prosjektnr. Undernr. O-26243	Sider Pris 66s
Forfatter(e) Knut Bjørndalen, NIVA Håkon Borch, Bioforsk Oddvar Lindholm, NIVA Lillian Øygarden, Bioforsk	Fagområde Eutrofiering Vannressursforv.	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Akershus	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Vannbruksplangruppa for Nitelva		Oppdragsreferanse Sigrid Louise Bjørnstad
Sammendrag Tiltaksanalysen for Nitelva viser at en må gjennomføre en rekke tiltak for at vassdraget skal kunne oppnå "god økologisk status". Vassdraget må avlastes med 11,8 tonn fosfor for å nå de foreslåtte miljømål. Det er skissert aktuelle tiltak innen kommunalt avløp, landbruk og spredt bebyggelse. Hvis alle tiltakene gjennomføres vil en kunne nå miljømålene.		

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Eutrofiering	1. Eutrophication
2. Vannressursforvaltning	2. Water resource management
3. Tiltaksanalyse	3. Abatement plan
4. Miljømål	4. Environmental objectives



Knut Bjørndalen

Prosjektleder



Merete Johannessen Ulstein

Forskningsleder

82-577-5188-3



Jarle Nygard

Fag- og markedsdirektør

Tiltaksanalyse Nitelva

Forord

Denne tiltaksanalysen er gjennomført på oppdrag fra Vannbruksplan-gruppa for Nitelva. Vannbruksplangruppa består av representanter fra kommunene Nittedal, Skedsmo, Rælingen, Lørenskog og Fet i tillegg representanter fra Fylkemannen i Oslo og Akershus, Akershus fylkeskommune og Regionkontor Landbruk (felles landbrukskontor for kommunene Nittedal, Lørenskog, Rælingen, Skedsmo og Oslo).

Tiltaksanalysen har vært utført som et samarbeid mellom NIVA og Bioforsk der NIVA har hatt prosjektledelsen og hovedansvaret for den generelle delen i analysen og arbeidet med de kommunaltekniske anlegg. Bioforsk har hatt hovedansvaret for den delen som omhandler landbruk og spredt bebyggelse,

Tiltaksanalysen har vært utarbeidet i nært samarbeid med vannbruksplangruppa, og vi vil få takke for godt samarbeid og nyttige innspill til arbeidet.

NIVA, juni 2007

Knut Bjørndalen

Innhold

1. SAMMENDRAG	8
Innledning	8
Målsetting med tiltaksanalysen	8
Inndeling av nedbørfeltet, brukerinteresser og tilstandsvurdering	9
Forslag til miljømål	9
Avlastningsbehov	9
Kommunaltekniske anlegg	9
Landbruk	11
Spredt bebyggelse	12
Tiltak for å nå miljømålet	12
2. INNLEDNING	15
2.1 Bakgrunn	15
2.2 Mål	15
2.3 Innhold	15
2.3.1 Arbeidsoppgaver	15
2.3.2 Organisering og tidsplan	16
3. RESULTATER OG DISKUSJON	17
3.1 Generell beskrivelse av Nitelvavassdraget (kilde: vvv-rapport 2000-5)	17
3.1.1 Fjellhamarelva/Sagelva	17
3.2 Avgrensning av tiltaksanalysen og inndeling av nedbørfeltet	17
3.3 Tilstandsvurderinger, klassifisering og typifisering av Nitelva	19
3.3.1 Tilstandsvurderinger	19
3.3.2 Klassifisering av Nitelva	20
3.3.3 Karakterisering av Nitelva	20
3.4 Bestemmelse av naturtilstand	21
3.5 Brukerinteresser og forslag til miljømål	21
3.6 Beregning av avlastningsnivå	23
3.7 Kommunale utslipp - Forurensningstilførsler, avløpstekniske tiltak og kostnadseffektivitet	24
3.7.1 Innledning	24
3.7.2 Utslipp	24
3.7.3 Avløpstekniske tiltak	25
3.7.4 Kommunaltekniske tiltak - Oppsummering – Sammenligning og rangering etter kostnadseffektivitet for kommunaltekniske tiltak	27
Kostnadseffektivitet	27
3.8 Forurensningstilførsler, tiltak og kostnadseffektivitet innen jordbruk	30
3.8.1 Resultater fra kjøring av modellen ”GIS i avrenning”	30
3.8.2 Reduksjon av fosforgjødsling i landbruket	32
3.8.3 Effekt av endret jordarbeiding	34

3.8.4 Effekt av 10m vegetasjonssone	35
3.8.5 Effekt av andre hydrotekniske tiltak	36
3.8.6 Kostnadseffektivitet ved landbrukstiltak	36
3.9 Forurensningstilførsler, tiltak og kostnadseffektivitet innen spredt bebyggelse	37
3.9.1 Resultater av modellberegninger	37
3.9.2 Kostnadseffektivitet spredt avløp	39
3.10 Oppsummering - Vurderinger av tiltak, rangering iht kostnadseffektivitet	40
4. REFERANSER	42
5. VEDLEGG	43
Reduksjon av lekkasjer fra avløpsledningsnett	50
Tiltak i overløp	52
Overføringsledninger for de tre renseanleggene i Nittedal til RA-2 eller Oslo.	52
Referanser om kost/nytte beregninger	53
Permanente vegetasjonssoner	54
Fangdammer	55
Leca-filter for grøftevann	56
Kostnadseffektivitet ved landbrukstiltak	56
Redusert fosfornivå	56
Redusert jordarbeiding	56
Vegetasjonssoner	57
Fangdam i bekk eller grøfteutløp	57
Oversikt over spredte avløpsanlegg	58
Om WEBGIS avløp modellen	60
Registrering av anlegg	60
Beregning og analyse	60
Registrering av anleggsdata	60
Rensegrad ved ulike anleggstyper	63
Miljøindeks	64

1. Sammendrag

Innledning

Denne tiltaksanalysen er gjennomført på oppdrag fra Vannbruksplangruppa for Nitelva. Tiltaksanalysen har vært utført som et samarbeid mellom NIVA og Bioforsk der NIVA har hatt prosjektledelsen og hovedansvaret for den generelle delen i analysen og arbeidet med de kommunaltekniske anlegg. Bioforsk har hatt hovedansvaret for den delen som omhandler landbruk og spredt bebyggelse.

Bakgrunnen for at vannbruksplangruppa ønsket å få gjennomført en tiltaksanalyse er at Nitelva fortsatt har dårlig vannkvalitet og at denne vannkvaliteten ikke er tilfredsstillende sett i sammenheng med brukerinteressene knyttet til vassdraget.

I tillegg ønsket vannbruksplangruppa at det skulle utarbeides en tiltaksanalyse som var tilpasset EUs rammedirektiv for vann. Iht. dette direktivet skal alle vassdrag ha god økologisk og kjemisk status i løpet av 10-15 år. Med god økologisk status menes at vassdraget skal ha et biologisk miljø som i bare liten grad skiller vannkvaliteten i vassdraget fra naturtilstanden dvs. den vannkvaliteten som var i vassdraget før menneskeskapt påvirkning endret vannkvaliteten i vassdraget.

Generell beskrivelse av Nitelvavassdraget og vannkvaliteten

Nitelva har sitt utspring i Harestuvannet og ender opp i Glomma og Øyeren. Nitelva er totalt 37km lang og øverst kan Nitelva (eller Hakadalselva som den heter her) beskrives som en skogselv med fosser og stryk. Nedover i Nittedal går den over i en bred og rolig flod. Før Nitelva munner ut i Glomma og Øyeren går den sammen med Leira.

Nitelva renner gjennom store jordbruksområder og flere tettsteder. Dette medfører at vassdraget blir forurenset av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen, erosjonsmateriale og bakterier. Forurensningen kommer primært fra utslipp fra jordbruket, kommunale avløpssystemer og spredt bebyggelse. At det kommer for mye plantenæringsstoffer ut i vassdraget forårsaker for stor algevekst på elvebunnenfor og det medfører gjengroing av selve vannstrengen. I tillegg medfører jorderosjonen at vannet er grumsete og har en brun missfarging, særlig ved høy vannføring. Utslipp av bakterier – spesielt fra avløpsanleggene medfører at Nitelva på flere strekninger har en dårlig hygienisk badevannskvalitet.

Fjellhamarelva/Sagelva begynner ved utløpet av Langvannet i Lørenskog kommune. Nedbørfeltet er på totalt 111 km². Om lag 15 km² er bolig- og industriområder, resten er jordbruk og naturområder.

En del av nedbørfeltet ligger i Oslo og Oslo kommune tar ut store vannmengder fra Elvåga lenger opp i nedbørfeltet. Det ”effektive” nedbørfeltet til Fjellhamarelva/Sagelva utgjør derfor bare 93 km².

Målsetting med tiltaksanalysen

Målsetningen med tiltaksanalysen for Nitelva er å finne fram til kostnadseffektive tiltak som forberdrer vannkvaliteten, slik at man oppnår en vannkvalitet i hele vassdraget som tilfredsstillende fastsatte brukermål og god økologisk og kjemisk tilstand. Følgende oppgaver er behandlet i rapporten:

1. Foreslå foreløpige miljømål
2. Vurdere tiltak for å nå målene
3. Grove anslag på kostnader
4. Kost/nyttvurderinger
5. Tiltaksanalysen vil være et grunnlag for utarbeiding av handlingsplaner

Inndeling av nedbørfeltet, brukerinteresser og tilstandsvurdering

Tiltaksanalysen for Nitelva er avgrenset til Nitelva i Akershus ned til Buret/Årnestangen, hvor Nitelva renner ut i Øyeren. For strekningen fra Rud og ned til Øyeren er det imidlertid ikke mulig å utarbeide en tiltaksanalyse før en tilsvarende tiltaksanalyse for Leira er gjennomført.

Nitelva er klassifisert ut ifra dagens forurensningstilstand basert på tilgjengelige vannkvalitetsdata for de ulike delnedbørfelt. Mht totalfosfor er Nitelva klassifisert å ha ”god vannkvalitet” øverst ved Kongsvang, mindre god ned til Slattum og dårlig fra Åros bru og nedover til Rud. Mht hygieniske forhold er Nitelva karakterisert som dårlig ned til Åros bru og meget dårlig ved Rud. Sagelva er karakterisert til å ha en vannkvalitet som er dårlig mht totalfosfor og meget dårlig mht bakterier. Brukerinteressene (bading, fiske og friluftsliv) har blitt kartlagt i samarbeid med de berørte kommunene.

Forslag til miljømål

Det er satt forslag til miljømål for parameteren *totalfosfor* (TP) og den hygieniske parameteren *termotabile koliforme bakterier* (TKB). Forslag til miljømål for vassdragets er foreslått etter en beregning av vassdragets naturtilstand, vurdering av dagens tilstand og et faglig skjønn av hva som er ”god økologisk status” for Nitelva. Det er også tatt hensyn til tidligere vedtatte brukermål i kommunene.

Det foreslås å sette følgende miljømål i Nitelva:

Elvestrekning	Mål, tot-P, µg/l*	Mål, TKB. antall/100 ml**
Nitelva, oppstrøms Møllerdammen	15	100
Nitelva, nedstrøms Møllerdammen		300
Ellingsrudelva og Langvannet***	11	100
Fjellhamarelva/Sagelva, nedstrøms utløpet av Langvannet	18	300

* målt som årsgjennomsnitt, prøvetaking minst hver annen uke

**målt i badesesongen (prøvetaking en gang pr uke). Det vises forøvrig til *Vannkvalitetsnormene for friluftsbad*.

*** Miljømål fra Lørenskog kommune

Avlastningsbehov

Vannkvaliteten nederst i Nitelva har en gjennomsnittelig fosforkonsentrasjon på 42 ug tot-p. Dette tilsier en tilførsel av totalfosfor på 18,4 tonn/år. Iht kravet om god vannstatus bør den gjennomsnittelige fosforkonsentrasjon være under 15 ug/l. Dette tilsvarer en tilførsel på 6,6 tonn fosfor pr år. dvs. fosfortilførselen må reduseres med 11,8 tonn fosfor for å nå miljømålet *god økologisk status*. Fosfortilførselene må reduseres til omlag en tredjedel.

Sagelva har en gjennomsnittelig fosforkonsentrasjon på 35 ug tot-p og fosfortilførselen må her reduseres med 1,2 tonn fosfor.

Beregninger av bakgrunnsavrenningen tilsier en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på 10 ug/l. Dette tilsier en bakgrunnsavrenning (naturlig erosjon) på 4,3 tonn/år.

Kommunaltekniske anlegg

Det er fremdeles betydelige utslipp fra de kommunale avløpssystemene til Nitelva. De årlige tilførselene av totalfosfor (tot-P) og biotilgjengelig fosfor er beregnet til:

Kilde	Tot -P, kg/år	Biotilgjengelig fosfor, kg/år
Overvann	1450	435
Overløp	1172	704
Lekkasjer fra ledningsnett	2627	1576
Avløpsrenseanlegg i Nittedal	496	149
Avløpsrenseanlegget RA-2	1982	844
Sum kommunale utslipp	7727	4646

Nøyaktigheten i tallene for overvann, sett som et middel over flere år, antas å ligge i området +/- 30 – 40 %, for lekkasjer +/- 50 %, for overløpene til RA-2 +/- ca 25 % og for renseanleggene ca +/- 15 %.

Tall for biotilgjengelig fosfor er også tatt med da dette forteller hvor mye av fosforet som faktisk kan utnyttes av algene. Resten er hovedsakelig bundet til partikler og vil ikke bidra til den økte mengden i vassdraget.

Overvann er den delen av nedbøren som renner av på tette flater. Overvannet vasker med seg avsatte forurensninger fra bileksos, atmosfærisk nedfall, partikler fra fyring og forbrenning etc. og renner ut via eget overvannsledningsnett. Overvann som renner til fellesavløpssystemnett, regnes å bidra under posten overløp i tabellen.

Overløp fra fellesavløpssystemene skjer under sterke regn og snøsmeltingsepisoder, og består av overvann fra flatene og spillvann fra husholdninger, næringsliv og offentlige virksomheter. I tillegg vil rørsedimenter, dvs. partikler i spillvannet som sedimenterer i rørsystemet i tørrvær, spyles ut i våtværperioder. Det kan ligge store slammengder i rørene bygget opp i tørrværperiodene som så spyles plutselig ut i korte episoder i regnvær. Posten overløp omfatter også små bidrag fra nødoverløp i pumpestasjoner.

Lekkasjer fra avløpsnett er lekkasjer fra separate spillvannsledninger og fellesavløpsledningene ut i grøftene de ligger i. For separate spillvannsledninger kan det også bli lekkasjer inn i på overvannsnett, men i tabellene regnes dette under posten lekkasjer fra ledningsnett.

Utslipp fra renseanlegg kommer fra tre renseanlegg, Åneby, Rotnes og Slattum i Nittedal kommune og det interkommunale renseanlegget RA-2 med utslipp i Nitelva i Skedsmo/Rælingen ved Rælingsbrua. Avløpsrenseanleggene i Nittedal har alle et kjemisk renseprinsipp som kalles direktefelling hvor det tilsettes kjemikalier for å felle ut fosfor og andre forurensninger. RA-2 renser kommunalt avløpsvann fra Lørenskog, Rælingen og Skedsmo og er det desidert største av de fire anleggene. Renseprinsippet i RA-2 er kjemisk felling for fjerning av fosfor som andre trinn og biologisk rensing for fjerning av nitrogen som første trinn. Alle renseanleggene overholder renskravene fra fylkesmannen.

Det er med utgangspunkt i generelle erfaringer beregnet hvor store reduksjoner man kan få og kostnadene knyttet til dette. Tiltakene for å få til dette er forutsatt å være

- Rensing av overvann i dammer og infiltrasjon til grunnen
- Bygging av fordrøyningsbassenger for overløp
- Sanering av de dårligste ledningene for å begrense lekkasjer
- Nedlegging av de tre renseanleggene i Nittedal og overføring av utslippet til Oslo
- Flytting av utslippet fra RA-2 til Glomma.

Kost/nytte-faktorer for disse tiltakene er beregnet både med hensyn til total fosfor og biotilgjengelig fosfor. Blant de kommunaltekniske tiltakene er det beregnet følgende rekkefølge med hensyn til kostnader/år per kg tot-P fjernet og år.

1. Infiltrasjon og rensing av deler av overvannet fra tette flater 4500 kr/år og kg tot-P
2. Fordrøyningsvolum for overløpsvann i Skedsmo og på RA-s anlegg 5500 kr/år og kg tot-P
3. Overføring av utløpet fra RA-2 til Glomma 8300 kr/år og kg tot-P
4. Sanering av dårlig avløpsnett 37 000 kr/år og kg tot-P
5. Nedlegging av de tre rensenanleggene i Nittedal og overføring til Oslo 46 000 kr/år og kg tot-P

Sanering av avløpsnett er et tiltak som primært ikke gjøres alene for å minke utslipp. Den meget ugunstige kost-nytte faktoren for nedlegging av rensenanleggene i Nittedal, skyldes i hovedsak at Nittedal må betale en ”inngangsbillett” til Oslo kommune på 9 kr/m³. Uten denne ”inngangsbilletten” ville kost-nytte ha ligget nærmere 8000 kr/år og kg tot-P.

Grunnen til at det er foreslått fordrøyningsvolum i Skedsmo, er at fellesavløpssystemet er mest utbredt i denne kommunen.

Landbruk

For jordbruksarealene er det tatt utgangspunkt i at erosjon og partikkelavrenning er den viktigste kilden til fosfortap. Det er gjort beregninger av erosjonshindrende tiltak ved endret jordarbeiding og for vegetasjonssoner. Data om faktisk arealbruk (vekster og jordarbeiding) ble innhentet for 2005 og tilrettelagt for bruk i modellen ”GIS avrenning”. Modellen beregner risiko for flateerosjon på landbruksarealer avhengig av jordart, topografi og driftsform (kartgrunnlag fra Skog og landskap, tidligere NIJOS). De tiltakene som er beregnet i modellen er;

- Alt areal som høstpløyd (worst case)
- Dagens drift (2005)
- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb
- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb
- Det anlegges 10 meter vegetasjonssone langs alle åpne vannløp (basis dagens drift).

Dersom alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4, blir lagt i stubb eller tilsvarende driftsform vil det gi 52% retensjon (tilbakeholdelse, ca. 2550 kgP/år). Hvis man i tillegg stiller tilsvarende krav til endret jordarbeiding på areal i erosjonsrisikoklasse 2, kan man få en retensjon på hele 64 % (ca. 3150 kg P/år). Reduksjonen av fosforavrenning til vassdraget ved gjennomføring av vegetasjonssone på 10 meter er beregnet til 42 % (ca. 2050 kg P/år), og dette er derfor også et svært godt tiltak. Beregningen er gjort med utgangspunkt i dagens drift, vekster og jordarbeiding. Også andre tiltak som hydrotekniske tiltak, fangdammer, redusert fosforgjødsling og punkttiltak innenfor jordbruket er aktuelle og bør gjennomføres, men for noen av disse er det ikke beregnet effekter og kostnader for i denne analysen. Det er samvirkning mellom tiltakene, dvs, at effekten av redusert høstpløying blir mindre hvis man har vegetasjonssoner og omvendt.

I rapporten er det innhentet data om P- Al tall (mål på plantetilgjengelig fosfor i jord) i jordprøver fra Jorddatabanken. Disse er framstilt som gjennomsnitt for hvert delnedbørfelt. De viser et gjennomsnitt på 7,6, med variasjoner 1 til 72. Det anbefales å redusere gjødsling på arealer med høye P-Al. tall. På kornarealer anbefales å sløyfe fosforgjødsling ved P-Al tall over 15. Ved gjennomgang på de enkelte gårdsbruk kan man gå gjennom gjødselplanlegging, hydrotekniske anlegg etc og planlegge tiltak som kan redusere fosfortapet ytterligere.

Det er registrert 5 fangdammer i Nitelvas nedbørfelt. Dette er et tiltak som er effektivt i mindre jordbruksbekker og som det derfor er potensial for å øke. Fangdammer er mer omtalt i vedlegg 2. Denne tiltaksanalysen har ikke omfattet en gjennomgang av vassdragets muligheter for flere fangdammer.

Grunnlaget for beregning av kostnadseffektivitet for en del jordbrukstiltak er mangelfullt, fordi tallene til dels er litt gamle, og man har et tynt grunnlag for vurdering av effekter og kostnader.

Spredt bebyggelse

For spredt avløp er det for kommunene Lørenskog, Nittedal og Rælingen brukt kommunens egne datakilder som grunnlag for modellberegning av utslipp til vassdrag (WEBGIS). I Skedsmo er det gjennomført en detaljert kartlegging av 163 anlegg i nedbørfeltet. Totalt er det i de fire kommunene ca 900 spredte avløpsanlegg, og beregnet utslipp fra disse er ca 900 kg P. Det må understrekes at dataene fra Nittedal og Rælingen har stor usikkerhet med hensyn på riktig anleggstype og anleggskvalitet. Vi anbefaler at det gjøres ytterligere kartlegging i disse kommunene med sikte på å få et bedre beslutningsgrunnlag før pålegg om oppgradering av anlegg. I Fet kommune er det også en mangelfull oversikt over spredte avløpsanlegg som ble innmeldt til prosjektet. Her er det imidlertid ikke mange anlegg som kommer innenfor nedbørfeltet.

Data om spredte avløp i Lørenskog har god kvalitet.

Tiltak for å nå miljømålet

I rangering av tiltak etter kostnadseffektivitet m.h.t. tot-P, er følgende rekkefølge satt opp:

Tiltak	Redusert tilførsel av P, kg/år	Kost-nytte Kr/kpP/år	Merknader/virkemidler
Redusert fosforgjødsling	500	0	Mangler antakelig virkemidler for å få gjennomført tiltaket fullt ut.
Endret jordarbeiding erosjonsklasse 3 og 4	3240	150	Påbud/forbud Økonomisk støtte Informasjon Kontroll
Endret jordbearbeiding erosjonsklasse 2 i stubb	740	250	Mangler antakelig virkemidler for å få gjennomført tiltaket fullt ut.
Anlegge 10 meter vegetasjonssoner langs alle åpne vannløp	2600	270	Mangler antakelig virkemidler for å få gjennomført tiltaket fullt ut.
Infiltrasjon og rensing av overvann fra tette flater	550	4500	
Fordrøyningsvolum	785	5500	
Overføring av utløpet fra RA-2 til Glomma	1980	8300	
Oppgradering av 350 anlegg i spredt bebyggelse med "Høy" og "Meget høy miljøindeks"	470	9450	Miljøindeks er en kombinasjon av virkninger i resipienten av fosfor, nitrogen og organisk stoff som brukes for å prioritere tiltak innen spredt avløp.
Oppgradering av 230 anlegg i spredt bebyggelse med "Middels miljøindeks"	140	20 400	
Sanering av ledningsnett	180	37 000	
Nedlegging av tre renseanlegg i Nittedal og overføring til Oslo *	500	46 000	

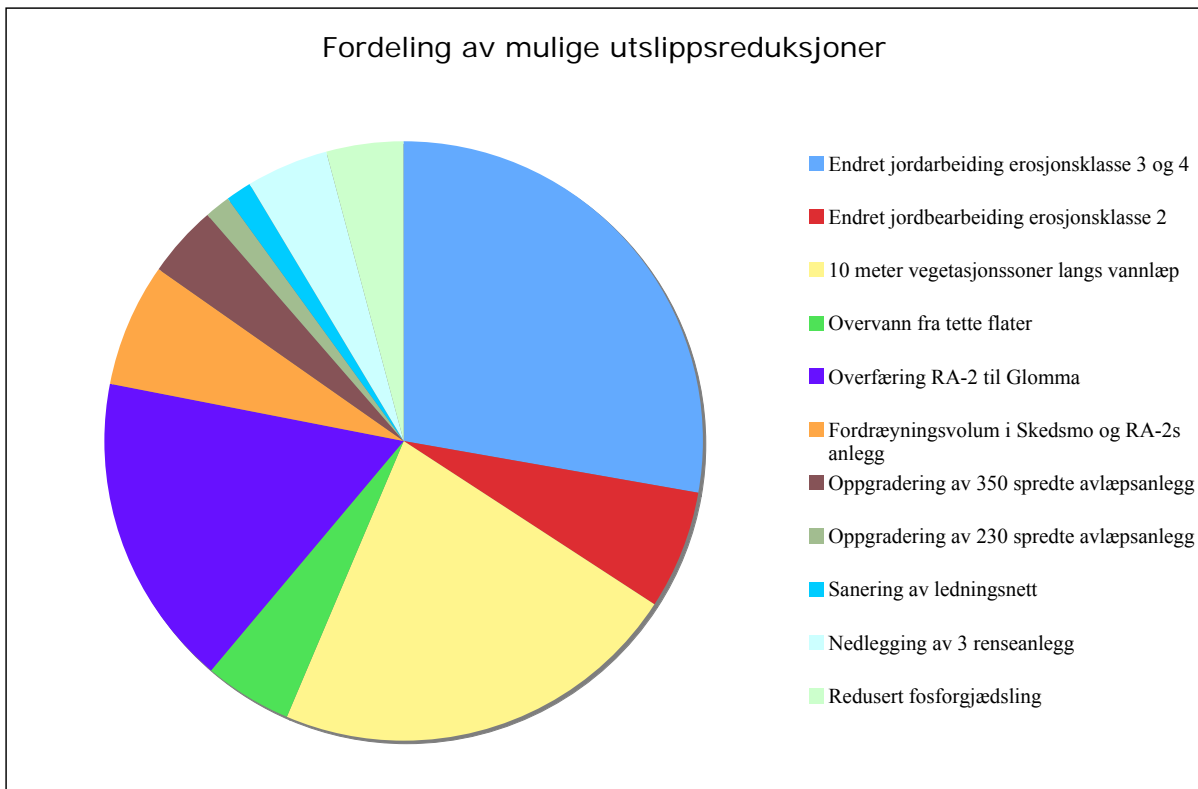
* Endresen (2006) har vist at overføring til Oslo er billigere enn overføring til RA2

Beregnet avlastningsbehov ved Rud er 11,8 tonn P. Ved gjennomføring av tiltak fra 1 til 11 vil en kunne forvente å nå de målsetningene som er satt opp i tiltaksanalysen. De mest kostnadseffektive tiltakene anbefales å iverksettes først. Dersom man gjennomfører sanering av avløpsnett vil en få en stor tilleggsnytte ved at TKB reduseres betydelig og en nødvendig fornyelse av gammelt ledningsnett. Opprydding i spredt avløp vil også ha en betydelig effekt mht hygieniske parametere som TKB.

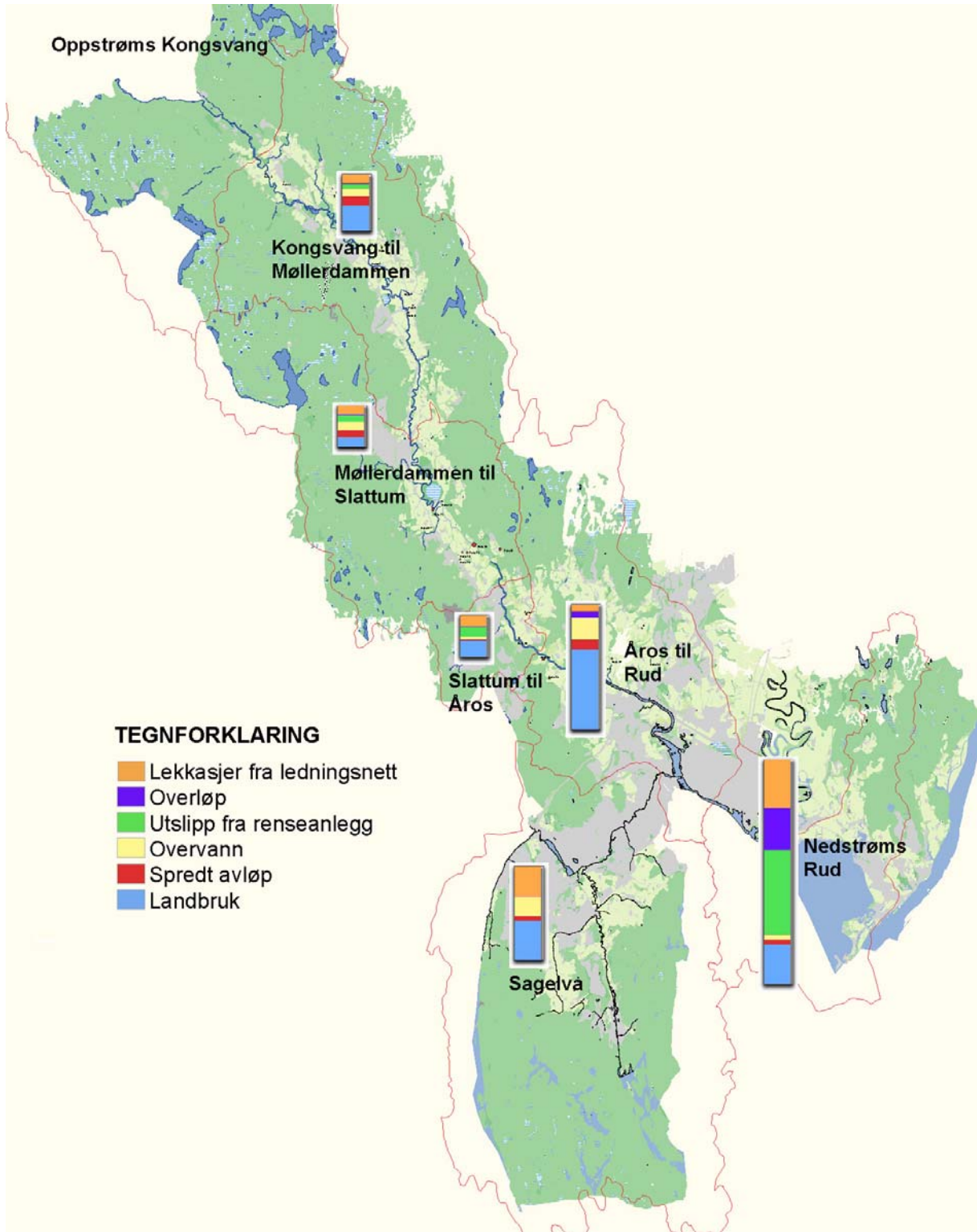
Ved nedleggelse av de 3 renseanleggene i Nittedal vil også utslippet av TKB reduseres merkbart.

Jordbrukstiltakene vil ha en betydelig effekt på mengde suspendert stoff i elva, og dermed også siktedyp og opplevelseskvaliteten av elva.

Ved vurdering av hvilke tiltak som skal gjennomføres bør en også vektlegge biotilgjengelighet da de tiltakene med høy biotilgjengelighet vil ha størst/raskest effekt.



Fordeling av redusert tilførsel av tot -P hvis alle tiltakene gjennomføres



Kartet viser med søyler en omtrentlig fordeling av forurensingskilder mhp. fosfor i hvert delnedbørfelt. Det er ikke gjort eksakte beregninger av bidragene fra lekkasjer, overløp og overvann innen for hvert delnedbørfelt, men søylene viser et estimat basert på en grov fordeling av arealbruken innen hvert delnedbørfelt.

2. Innledning

2.1 Bakgrunn

Denne tiltaksanalysen er gjennomført på oppdrag fra Vannbruksplangruppa for Nitelva. Bakgrunnen for at vannbruksplangruppa ønsket å få gjennomført en tiltaksanalyse er at Nitelva fortsatt har dårlig vannkvalitet og at denne vannkvaliteten ikke er tilfredsstillende sett i sammenheng med brukerinteressene knyttet til vassdraget.

Det er tidligere gjennomført tiltaksanalyser for vassdraget, men vannbruksplangruppa ønsket en ny gjennomgang basert på oppdaterte bakgrunnstall og en systematisk gjennomgang av aktuelle tiltak innenfor kommunaltekniske anlegg, landbruk og spredt bebyggelse. I tillegg ønsket vannbruksplangruppa at det skulle utarbeides en tiltaksanalyse som var tilpasset EUs rammedirektiv for vann. Iht. dette direktivet skal alle vassdrag ha god økologisk og kjemisk status i løpet av 10-15 år. Med god økologisk status menes at vassdraget skal ha et biologisk miljø som bare i liten grad skiller vassdraget fra den vannkvaliteten som var i vassdraget før menneskene begynte å påvirke vannkvaliteten gjennom utslipp fra husholdningskloakk, landbruk og annen virksomhet..

Det var derfor behov for å definere hva som er ”god økologisk” status i Nitelva. Det ble bestemt å nærme seg denne problemstillingen ved å beregne den ”naturlige bakgrunnsavrenningen” ved hjelp av datamodellen TEOTIL2.

Det ble bestemt at tiltaksanalysen skal omfatte nøkkelparameterene fosfor (eutrofiering) og totalt koliforme bakterier (hygiene). Parameteren TOC (totalt organisk karbon), som sier noe om den organiske belastningen i vassdraget, ble vurdert, men bl.a. pga manglende data ble det bestemt at denne parameteren ikke skulle være med i den foreliggende tiltaksanalysen. Vannbruksplangruppa vil imidlertid vurdere om bl.a. denne parameteren skal være med ved en revidering av tiltaksanalysen.

2.2 Mål

Målsetningen med tiltaksanalysen for Nitelva er å finne fram til kostnadseffektive tiltak som forbedrer vannkvaliteten, slik at man oppnår en vannkvalitet i hele vassdraget som tilfredsstillende fastsatte brukermål og god økologisk og kjemisk tilstand. Følgende oppgaver er behandlet i rapporten:

- Foreslå foreløpige miljømål
- Vurdere tiltak for å nå målene
- Grove anslag på kostnader
- Kost/nyttvurderinger
- Tiltaksanalysen vil være et grunnlag for utarbeiding av handlingsplaner

2.3 Innhold

2.3.1 Arbeidsoppgaver

Arbeidet har bestått av følgende hovedelementer:

1. Inndeling av nedbørfeltet i mindre delnedbørfelt

Tiltaksanalysen for Nitelva er avgrenset til Nitelva i Akershus ned til Buret/Årnestangen, hvor Nitelva renner ut i Øyeren. For strekningen fra Rud og ned til Øyeren er det imidlertid ikke mulig å utarbeide en tiltaksanalyse før en tilsvarende tiltaksanalyse for Leira er gjennomført.

Nitelvas nedbørfelt er inndelt i delnedbørfelt som er tilpasset administrative grenser (kommunegrenser) og de lokaliteter der det gjennom flere år har foregått vassdragsovervåking.

2. Tilstandsvurderinger og klassifisering av vassdraget

Nitelvavassdraget er klassifisert ut ifra dagens forurensningstilstand basert på tilgjengelige overvåkingsdata for de ulike delnedbørfelt.

3. Forurensningstilførsler

Det er gjennomført tilførselsberegninger mht fosfor fra avløpstekniske tiltak, landbruk og spredt bebyggelse.

4. Brukerinteresser og miljømål

Brukerinteressene har blitt kartlagt i samarbeid med de berørte kommunene. Brukermål er allerede definert av kommunene. Forslag til miljømål for vassdraget har blitt fastlagt etter vurdering av vassdragets naturtilstand og hva som anses å være ”god økologisk status”. Arbeidet er basert på en del av forarbeidet knyttet til fastsettelse av type vassdrag og innsjøer (typifisering) som NIVA utfører på oppdrag for SFT.

5. Beregning av avlastningsbehov

På bakgrunn av dagens vannkvalitet og foreslåtte miljømål er nødvendig avlastningsbehov når det gjelder tilførsel av fosfor beregnet.

6. Tiltaksanalyse

Tiltaksanalysen har utredet aktuelle tiltak som kan bedre vannkvaliteten og økologisk status i vassdraget, herunder generelle kostnader og effekter/nytte for tiltakene, så langt det er mulig ut fra eksisterende datagrunnlag. Tiltaksutredningen omfatter tiltak innen kommunaltekniske anlegg, jordbrukstiltak og tiltak innen spredt bebyggelse. Andre vesentlige kilder vil også bli omtalt.

7. Rapportering

Alle resultatene er samlet i denne rapporten som er ferdigstilt i juni 2007.

2.3.2 Organisering og tidsplan

Prosjektet er gjennomført som et samarbeid mellom NIVA og Bioforsk der NIVA har prosjektledelsen. NIVA har hatt hovedansvaret for den generelle delen av analysen og for de problemstillinger som berører kommunaltekniske anlegg. Bioforsk har hatt hovedansvaret for problemstillinger innenfor landbruk og spredt bebyggelse. Arbeidet har foregått i samarbeid med Vannbruksplangruppa for Nitelva.

Arbeidet har vært gjennomført i perioden mai 2006 - juni 2007. Rapporten er ferdigstilt i juni 2007.

Vannbruksplangruppa har bestått av følgende personer:

Sigrid Louise Bjørnstad, Skedsmo kommune, leder

Rune Lund, Geir Østereng og Agnete Haugland, Nittedal kommune

Tom G. Bengtson og Ingeborg Hønsen Aasvanger, Rælingen kommune

Terje Martinsen og Kari Westgård Berg, Lørenskog kommune

Ann-Kathrine Kristensen og Karl Alfred Bjølgerud, Fet kommune

Jan Erik Bøgeberg, Skedsmo kommune

Roy Johansen, Regionkontor Landbruk

Simon Haraldsen, Fylkesmannen i Oslo og Akershus

Stig Hvoslef, Akershus fylkeskommune

3. Resultater og diskusjon

3.1 Generell beskrivelse av Nitelvavassdraget (kilde: vvv-rapport 2000-5)

Nitelva har sitt utspring i Harestuvannet og ender opp i Øyeren. Nitelva eller Hakadalselva som den heter lengst nord i vassdraget, er 37 km lang med en total fallhøyde på 130 meter. I øvre del av vassdraget er dette en skogselv med mindre fosser og stryk, men som etterhvert går over i en bred og rolig flod. Elva starter i Lunner kommune, og renner gjennom Nittedal-, Skedsmo- Rælingen- og Fet kommuner. I alt bor det ca. 77000 innbyggere i nedbørsfeltet til Nitelva ned til samløpet med Leira.

Nedbørsfeltet til Nitelva strekker seg fra området rundt Mylla i Nordmarka (Lunner kommune i Oppland fylke) og ned til Øyeren. Vassdraget omfatter flere innsjøer, hvorav Harestuvannet er størst. Nitelva renner først sammen med Leira for så å renne sammen med Glomma ut i Øyeren. Sammen har disse elvene dannet et delta ved utløpet til Øyeren. Øyeren er regulert med en demning i søndre del, med en reguleringshøyde på 2,4 m. Vannstandsregulering ved denne demningen vil ha stor innvirkning på vannstanden i de nedre delene av elvene som renner ut i Øyeren. Nitelva ble, som en del av Oslomarkavassdragene, vernet mot kraftutbygging i 1973 gjennom verneplan I for vassdrag. Utover dette er Sørumsneset naturreservat og Nordre Øyeren naturreservat som ligger i nederste del av Nitelva, vernet etter naturvernloven. I tillegg er Songa, i Skedsmo kommune, vernet etter plan- og bygningsloven som spesialområde/naturområde. Forøvrig er det en del tilliggende områder, dvs. kantsoner, som er karakterisert til å være av *meget høy vernestatus*. Dette gjelder spesielt for sonene bestående av viktige våtmarksområder, som grenser ned mot naturreservatene i nedre del av Nitelvavassdraget.

Elva renner gjennom store jordbruksområder og større tettsteder før den ender opp i Øyeren. Øverst i vassdraget renner elva gjennom flere små og større tettbebygde områder. Videre flyter elva inn i Skedsmo kommune hvor den renner gjennom Lillestrøm, samt i utkanten av tettsteder som Skjetten, Strømmen og tettbebyggelsen langs Nedre Rælingsvei i Rælingen kommune før den ender opp i Øyeren.

I nedbørsfeltet er det flere gamle deponier, og spesielt bør nevnes Holm avfallsdeponi som var i bruk for husholdningsavfall i Nittedal fra 1967 frem til nedleggelse i 1995. Sigevannet blir samlet opp, og ble ført ut i Nitelva uten behandling frem til 2006. I 2006 ble det etablert et våtmarksrensaneanlegg for utslippet i Nitelva.

Store deler av nedbørsfeltet ligger innenfor Nordmarka, og er vernet gjennom markabestemmelsene.

3.1.1 Fjellhamarelva/Sagelva

Fjellhamarelva/Sagelva begynner ved utløpet av Langvannet i Lørenskog kommune. Nedbørsfeltet er på totalt 111 km² og består i nedre del hovedsakelig av bolig- og industriområder. Kun en mindre del er jordbruk og naturområder I Ellingsrudelva ovenfor Langvannet og nesten hele nedbørsfeltet til Lobyelva domineres nedbørsfeltet av utmarksområder i Østmarka og av en del jordbruk..

En del av nedbørsfeltet ligger i Oslo og Oslo kommune tar ut store vannmengder fra Elvåga lenger opp i nedbørsfeltet. Det ”effektive” nedbørsfeltet til Fjellhamarelva/Sagelva utgjør derfor bare 93km².

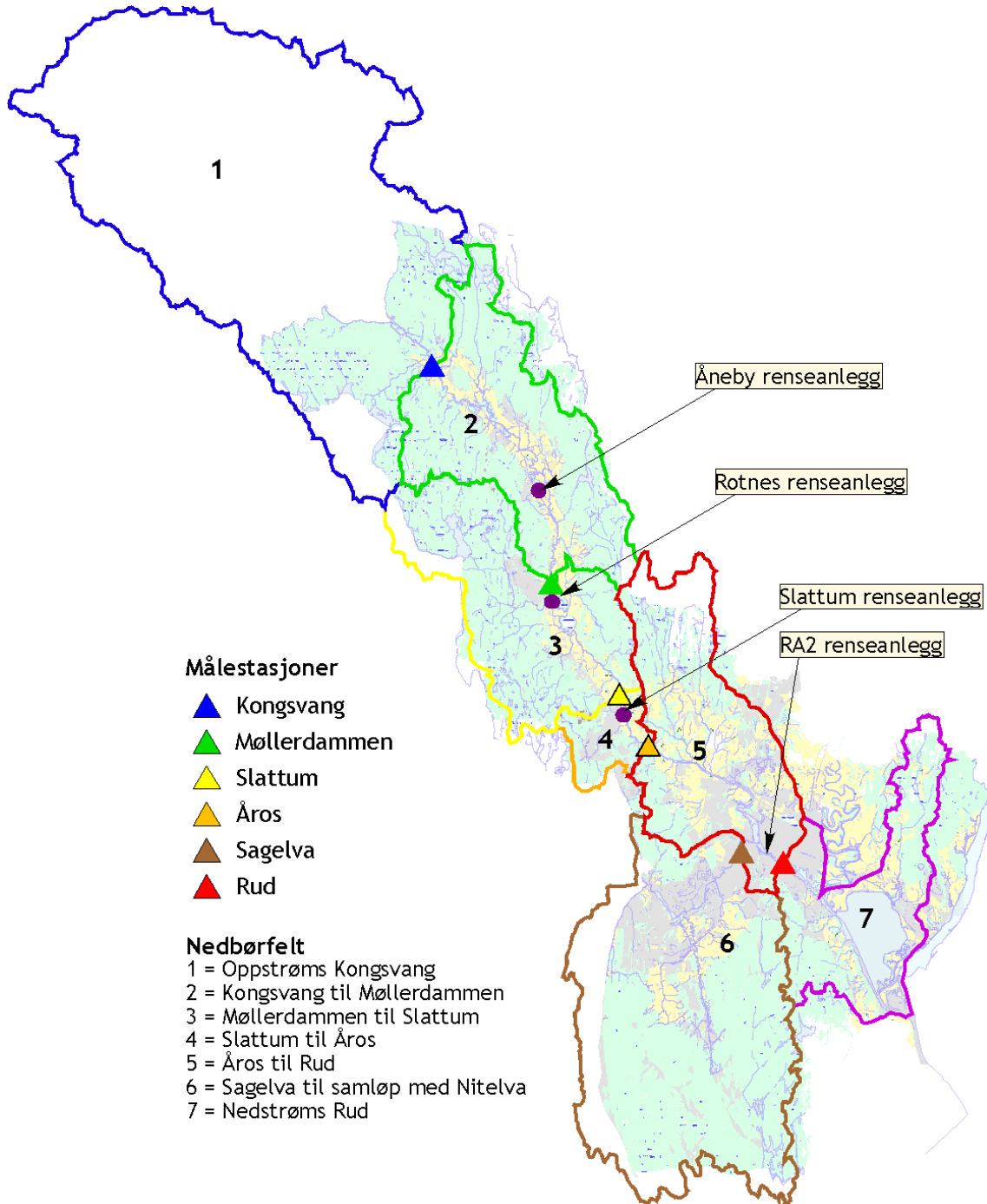
Utslipp fra Lørenskog kommune er i sin helhet innenfor dette delnedbørsfeltet.

3.2 Avgrensning av tiltaksanalysen og inndeling av nedbørsfeltet

Tiltaksanalysen for Nitelva er avgrenset til Nitelva i Akershus til Buret/Årnestangen, hvor Nitelva renner ut i Øyeren. For strekningen fra Rud og ned til Øyeren er det imidlertid ikke mulig å utarbeide en tiltaksanalyse før en tilsvarende tiltaksanalyse for Leira er gjennomført. En tiltaksanalyse fra Rud

og ned til Buret/Årnestangen/Øyeren må samordne tiltaksanalysene for de to vassdragene. Gjennom arbeidet med Nitelva har en allikevel foretatt det forberedende arbeidet knyttet til innsamling av relevante data slik at dette kan benyttes ved en senere tiltaksanalyse fra Rud og ned til Øyeren.

Nedbørfeltet er videre inndelt i delnedbørfelt som er tilpasset administrative grenser og de lokaliteter der det gjennom flere år har foregått vassdragsovervåking. Denne inndelingen er en tilpasning fra en inndeling basert på REGINE. REGINE er den hydrografiske inndelingen av Norge, og den dekker landarealet og kystarealet så langt ut det finnes øyer. REGINE er gjort tilgjengelig i NVE Atlas (<http://atlas.nve.no>). Selve delnedbørfeltene er basert på TEOTILs statistikkområder. Markslaget er beregnet fra NIJOS-kart 1:250 000.



Figur 1. Inndeling i delnedbørfelt. (Trekantene viser hvor delnedbørfeltene krysser selve Nitelva)

3.3 Tilstandsvurderinger, klassifisering og typifisering av Nitelva

3.3.1 Tilstandsvurderinger

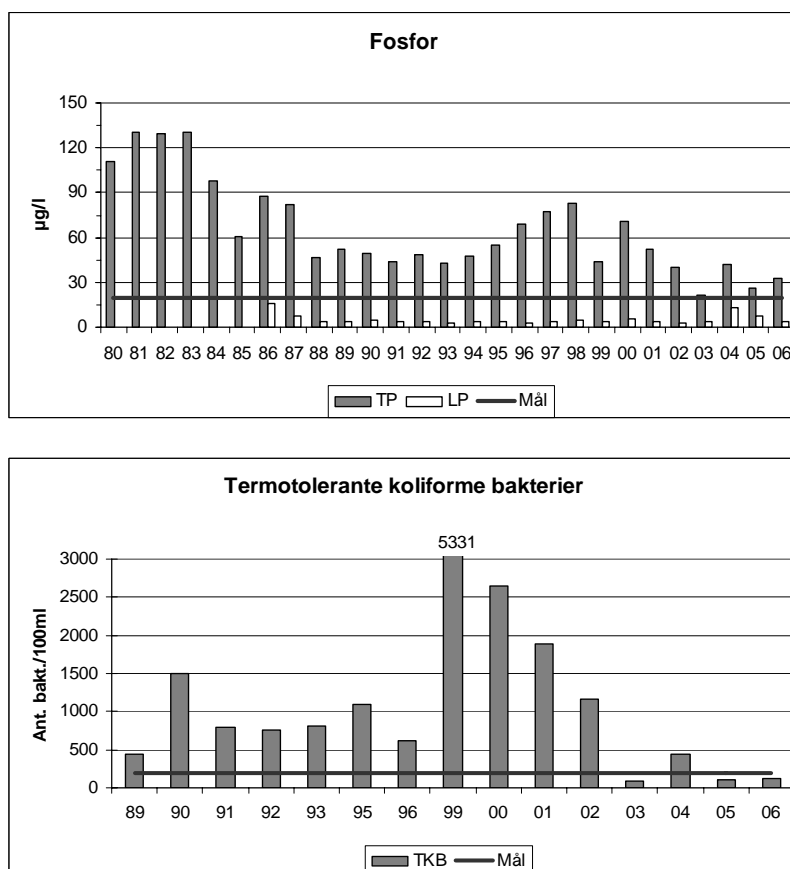
Vannkvalitet

Nitelva er betydelig forurenset av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen, erosjonsmateriale og bakterier. Forurensningen kommer primært fra utslipp fra jordbruket, kommunale avløpsanlegg og spredt bebyggelse. At det kommer for mye plantenæringsstoffer ut i vassdraget forårsaker for stor algevekst på bunnsubstratet og det medfører gjengroing av selve vannstrengen. I tillegg medfører jorderosjonen at vannet er grumsete og har en brun missfarging, særlig ved høy vannføring. Utslipp av bakterier – spesielt fra avløpsanleggene medfører at Nitelva på flere strekninger har en dårlig hygienisk badevannskvalitet.

Utvikling av vannkvaliteten

Vannkvaliteten i Nitelva er overvåket gjennom mange år. Vannkvaliteten er overvåket bl.a. ved Kongsvang, Møllerdammen, Slattum, Åros bru, Kjellerholen, Skjetten bru (Sagelva), Rud og Svullet. I tillegg er det gjort vannanalyser i enkelte av tilførselsbekkene.

Figur 2 viser utviklingen av vannkvaliteten ved Rud. Som det framgår av figuren er det registrert en markert nedgang i konsentrasjonen fra 80-tallet fram til i dag. På 80-tallet ble det påvist konsentrasjoner på over 120 ug/l men de siste 6 årene er registrert en gjennomsnittelig konsentrasjon på 42 ug P/L. Når det gjelder TKB ble det på slutten av 90-tallet påvist ekstremt høye verdier mens det de siste årene er registrert relativt lave verdier. For utviklingen av vannkvaliteten på de andre stasjonene vises det ANØ-rapport 35/06 (Mikkelsen, H. 2006).



Figur 2.Utvikling i konsentrasjonen av totalfosfor og termotolerante koliforme bakterier v/Rud.

Biologisk mangfold

Det er ikke foretatt noen helhetlig registrering av det biologiske mangfoldet i Nitelva men det er utført enkelte tematiske undersøkelser knyttet til vegetasjonen langs Nitelva og vannbiologi. Vegetasjonen langs Nitelva har stor artsdiversitet. Dette er nærmere beskrevet av Fylkesmannen i Oslo og Akershus (2000).

Overgjødningen av Nitelva har først og fremst betydning for gjengroing og en endring av vegetasjonen mot mer næringskrevende arter som mer og mer vil ta over. Overgjødningen vil også medføre en ytterligere økning av bestander med bunnfaste planter som ulike starr, gress, sivaks og flytebladsplanter. En gjengroing medfører også lavere vanngjennomstrømming noe som igjen forstreker tilgroingen dvs. Nitelva kommer inn i en ond sirkel. Den dårlige vannkvaliteten påvirker også det øvrige biologiske mangfoldet i negativ retning. Sportsfiske vil også kunne påvirkes ved at flere fiskearter for dårligere livsbetingelser.

3.3.2 Klassifisering av Nitelva

Klassifisering av tilstanden i Nitelva er basert på vannkvalitetsdata fra perioden 2000-2006 (Datakilde: ANØ Miljøkompetanse (Mikkelsen 2006), jmf. **Tabell 1**), og på SFTs veiledning 97:04 Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Som det framgår av **Tabell 1** er Nitelva mht totalfosfor i klasse ”meget god” ned til Møllerdammen, mindre god ned til overvåkingsstasjonen ved Åros bru og dårlig ned til Rud. Mht termotolerante koliforme bakterier (TKB) er situasjonen ”mindre god” ned til Møllerdammen, ”dårlig” ned til Kjellerholen. Ved Rud er situasjonen ”Meget dårlig.” Sagelva er klassifisert som ”dårlig” mht fosfor og ”meget dårlig” mht koliforme bakterier.

Tabell 1. Klassifisering av vannkvaliteten i Nitelva basert på perioden 2000-2006. Tilstandsklassene er betegnet: ”Blå” er meget god, ”grønn” er god, ”gul” er mindre god, ”oransje” er dårlig mens ”rød” er meget dårlig.

Lokaliteter	Tot-p (ug/l)	TKB/100ml
Kongsvang	6,3	158
Møllerdammen	12,3	203
Slattum	16,3	906
Åros bru	29,5	429
Kjellerholen	30,0	438
Rud	42,0	1082
Sagelva	34,5	2511

3.3.3 Karakterisering av Nitelva

I forbindelse med implementeringen av EUs vannrammedirektiv i Norge skal vannforekomstene inndeles i et begrenset antall typer (typifiseres). I henhold til denne typeinndelingen er Nitelva en ”liten elv i skog, kalkfattig og humøs”. I tillegg skal belastninger og virkninger vurderes. Ut fra dette skal vassdraget karakteriseres ut fra risikoen for at det ikke å vil kunne tilfredsstillende vanndirektivets krav om god økologisk og kjemisk vannstatus.

Fylkesmannen i Oslo og Akershus har foretatt en grovkarakterisering av Nitelva og øvrige vannforekomster i Oslo og Akershus. Iht denne er Nitelva karakterisert som ”possible at risk” ned til Rotnes tettsted, dvs. omtrent ved Møllerdammen) og ”at risk” videre nedover til utløpet med Leira. Finkarakteriseringen av Nitelva vil starte våren 2007.

3.4 Bestemmelse av naturtilstand

Iht EUs vannrammedirektiv skal økologisk status i alle vannforekomster fastsettes som avvik fra naturtilstanden (jmf **Figur 3**). Naturtilstanden må derfor fastsettes for alle vanntyper.

I Nitelva har vi valgt å angi naturtilstanden ved å beregne bakgrunnsavrenningen ved hjelp av NIVAs arealbruksmodell TEOTIL2. TEOTIL2 beregner tilførslene fra ulike typer landarealer, basert avrenningskoeffisienter for ulike typer uberørte landarealer i nedbørfeltet. I tillegg kommer bakgrunnsavrenningen fra de områder som i dag er jordbruksareal. For disse er avrenningen beregnet som den avrenningen som ville funnet sted hvis arealet ikke hadde vært oppdyrket. Koeffisientene for denne er utarbeidet av Bioforsk, og koeffisienter for bakgrunnsavrenning fra jordbruksarealer er antatt å være høyere enn koeffisienter for skog fordi man antar en annen bonitet og vegetasjonssammensetning i det opprinnelige landskapet. Koeffisientene angir konsentrasjon (mg/l) i vannet som drenerer til vassdraget. For hvert område kjenner man arealstørrelsen av skog og mark. Vannføringen er basert på middelveidien de siste 30 år.

Resultatene for beregningene gir en bakgrunnsavrenning i naturtilstanden på 5 µg/l for alle delnedbørfeltene i Nitelva, unntatt delnedbørfelt 6 (oppstrøms Sagelva). Her er bakgrunnsavrenningen beregnet til 6 µg/l. Det er ikke gjort beregninger for delnedbørfelt 7 (nedstrøms Rud), da tiltaksanalysen i denne omgang ikke omfatter denne delstrekningen av Nitelva.

3.5 Brukerinteresser og forslag til miljømål

Vannbruksplanutvalget for Nitelva utarbeidet forslag til brukermål for Nitelva og Fjellhamarelva/Sagelva. Flere av kommunene i Nitelvas nedbørsfelt har vedtatt disse. Disse er relatert til SFTs forslag til brukermål og tilstandsmål i SFT-veiledning 97:04, og er også knyttet til bading og rekreasjon samt jordvanning slik det fremgår av **Tabell 2**. Skedsmo kommune har også vedtatt at vannkvaliteten skal tilfredsstillende krav til fritidsfiske etter naturlige forekommende arter.

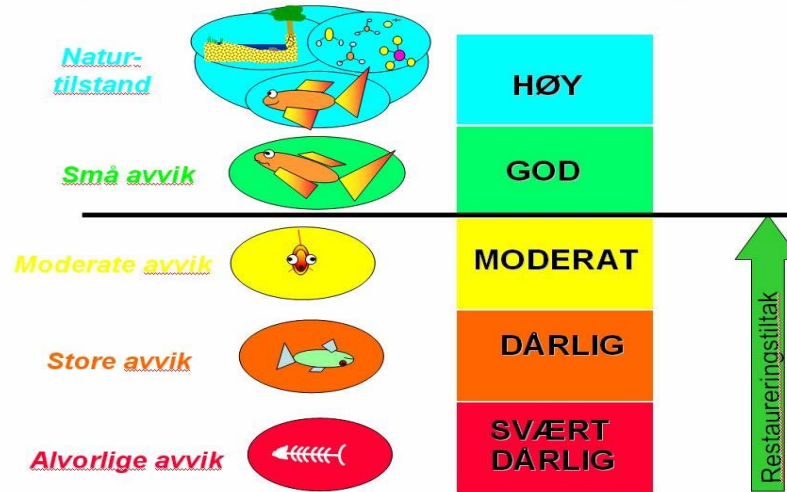
Tabell 2. Brukermål for Nitelva og Fjellhamarelva/Sagelva

Delstrekning	Målsetning	Krav til tot P, µg/l	Krav til TKB, antall/100ml
Nitelva			
Oppstrøms Rulse bru	Godt egnet som badevann	< 7	< 100
Rulse bru - Åros bru	Egnet som badevann Egnet til jordvanning	< 11	< 100
Nedstrøms Åros bru	Tilstandsklasse III	< 20	< 200
Fjellhamarvassdraget (Ellingsrudelva/Fjellhamarelva/Sagelva)			
Oppstrøms Langvannet	Egnet som badevann	< 11	< 100
Nedstrøms Langvannet	Tilstandsklasse III	< 20	< 200

Dagens brukerinteresser i Nitelva er primært bading (øvre deler) og rekreasjon. Det er også opparbeidede badeplasser i Langvannet. Pr idag er det ikke drikkevanns- eller jordvanningsinteresser i vassdraget, men vann fra Nitelva benyttes til laging av kunstsno ved Nylendlia skianlegg i nærheten av Kjellerholen.

Miljømålet i henhold til EUs rammedirektiv for vann vil ta utgangspunktet i økologisk og kjemisk status for vannforekomstene.

Økologisk status klassifisering og miljømål



Figur 3. Økologisk status, klassifisering og miljømål (Kilde: Helen Bennion, University College London)

Det vil derfor være naturlig at man i tiltaksanalysen retter miljømålene for Nitelva inn mot de krav og retningslinjer som beskrives i vannrammedirektivet, slik at disse er operative når vannrammedirektivets krav gjøres gjeldende. Miljømålene relatert til god økologisk og god kjemisk status vil generelt også ivareta aktuelle brukerinteressene i Nitelva.

Når det gjelder å utarbeide foreløpige operative miljømål for vannforekomstene basert på naturtilstand og god økologisk status har NIVA pr. idag anbefalt SFT at begrepet *Høy økologisk status* er tilnærmet lik 2x naturtilstanden. Dette er gjort for å legge inn en "buffer" for å forhindre et urealistisk strengt miljømål. Begrepet "god økologisk status" er satt til 3x naturtilstanden. Dette er en anbefaling som gjelder for innsjøer, men vi har valgt også å benytte dette for sakteflytende næringspåvirkede elver som Nitelva.

Dette foreløpige målet er noe strengere enn det som ble satt i tiltaksanalysen fra 1998 (Martinsen 1998) som var basert på brukerinteressene i vassdraget. Ut ifra et faglig skjønn er imidlertid miljømålet på 3x naturtilstanden et realistisk mål som avveier forholdet mellom å oppnå "god økologisk status" i vassdraget sett i relasjon til vannkvalitetsutviklingen de siste årene. Det foreløpige miljømålet vil uansett bli gjenstand for en eventuell revidering når bl.a. arbeidet med typifiseringen av denne type vassdrag er ferdig, og en høster mer erfaring i videreutvikling av tiltaksanalysen og utarbeidelse av handlingsplaner der bl.a. virkemiddelbruken inngår.

Med hensyn til bading bør det være de hygieniske forhold i vannet og de estetiske forhold ved badeplassen som avgjør. Disse forhold er ivarettatt i *Vannkvalitetsnormer for friluftsbad* som er utarbeidet etter kommunehelsetjenestelovens bestemmelser, og disse normene vil bli benyttet i tiltaksanalysen. Disse normene er noe utvidet i forhold til EUs badevannsdirektiv.

Med bakgrunn i dette foreslås det miljømål basert på god økologisk og kjemisk status (*god vannstatus*) for parameteren fosfor (tot-P) og å benytte vannkvalitetsnormene for friluftsbad for badevannskvaliteten for bakterieinnhold (TKB).

Det er få opparbeidede badeplasser i Nitelva. Den nederste opparbeidede badeplassen er ved Rulse bru ved Åneby i Nittedal. Nordover i Hakadalselva er det mer eller mindre spredt bading på egnede badeplasser. For disse mer eller mindre opparbeidede badeplassene bør man ha god badevannskvalitet i tråd med helsemyndighetenes normer, dvs. < 100TKB/100ml.

Også for andre deler av Nitelva bør det være mulig å bade. Her bør man ha som mål en tilfredsstillende badevannskvalitet, dvs. 300 TKB/100ml.

Ut fra dette foreslås å sette følgende miljømål:

Tabell 3. Miljømål for Nitelva og Fjellhamarelva/Sagelva

Elvestrekning	Mål, tot-P, µg/l*	Mål, TKB. antall/100 ml**
Nitelva, oppstrøms Møllerdammen	15	100
Nitelva, nedstrøms Møllerdammen		300
Ellingsrudelva og Langvannet	11	100
Fjellhamarelva/Sagelva, nedstrøms utløpet av Langvannet	18	300

* målt som årsgjennomsnitt, prøvetaking minst hver annen uke

**målt i badesesongen (prøvetaking en gang pr uke). Det vises forøvrig til *Vannkvalitetsnormene for friluftsbad*.

3.6 Beregning av avlastningsnivå

I **Tabell 4** er gjengitt beregninger av dagens tilførsler av fosfor til Nitelva og avlastningsbehovet for å oppnå god økologisk og kjemisk status i alle prøvepunktene i Nitelva. Beregningene er basert på vannføringsdata fra 1960 -1993, og data fra vannkvalitetsovervåkingen i årene 2000 - 2006, gjennomsnittlige verdier.

Tabell 4. Tilførsler og avlastningsbehov av total fosfor (tot-P) i kg pr. år

Lokaliteter	God vannstatus (kons), µg/l	Vannføring (m ³ /s)	God vannstatus Tilførsler (tonn/år)	Dagens konsentrasjon, µg/l	Dagens tilførsler (tonn/år)	Avlastningsbehov (tonn)
Kongsvang	15	5	2,3	6,3	1,0	0
Møllerdammen	15	8,5	3,6	12,3	3,2	0
Slattum	15	9,9	4,6	16,3	5,1	0,5
Åros bru	15	10,2	4,8	29,5	9,5	4,7
Rud	15	13,6	6,6	42	18,4	11,8
Sagelva	18	2,2	1,2	34,5	2,4	1,2

Vannkvaliteten nederst i Nitelva har en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på 42 ug tot-p. Dette tilsier at man har en tilførsel av totalfosfor på 18,4 tonn/år. For å oppnå god vannstatus bør den gjennomsnittlige fosforkonsentrasjon ikke være høyere enn 15 ug/l. Dette tilsvarer en tilførsel på 6,6 tonn P/år. dvs. fosfortilførselen må reduseres med 11,8 tonn P for å nå miljømålet *god økologisk status*. nederst i Nitelva.

Sagelva har en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på 35 ug tot-p og fosfortilførselen må her reduseres med 1,2 tonn fosfor.

Beregninger av bakgrunnsavrenningen tilsier en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på 10 ug/l. Dette tilsier en bakgrunnsavrenning (naturlig erosjon) på 4,3 tonn/år.

3.7 Kommunale utslipp - Forurensningstilførsler, avløpstekniske tiltak og kostnadseffektivitet

3.7.1 Innledning

Forurensningstilførslene fra avløpstekniske anlegg kommer fra overvann, fra overløp og lekkasjer i ledningssystemet og fra de kommunale avløpsrenseanleggene.

Overvann er den delen av nedbøren som renner av på tette flater. Overvannet vasker med seg avsatte forurensninger fra bileksos, atmosfærisk nedfall, partikler fra fyring og forbrenning etc. og renner ut via eget overvannsledningsnett. Overvann som renner til fellesavløpssystemnett, regnes å bidra under posten overløp i tabellen.

Overløp fra fellesavløpssystemene skjer under sterke regn og snøsmeltingsepisoder, og består av overvann fra flatene og spillvann fra husholdninger, næringsliv og offentlige virksomheter. I tillegg vil rørsedimenter, dvs. partikler i spillvannet som sedimenterer i rørsystemet i tørrvær, spyles ut i våtværsperioder. Det kan ligge store slammengder i rørene bygget opp i tørrværsperiodene som så spyles plutselig ut i korte episoder i regnvær. Under posten overløp er det også små bidrag fra nødoverløp i pumpestasjoner.

Lekkasjer fra avløpsnettet er lekkasjer fra separate spillvannsledninger og fellesavløpsledningene ut i grøftene de ligger i. For separate spillvannsledninger kan det også bli lekkasjer inn i på overvannsnettet, men i tabellene regnes dette under posten lekkasjer fra ledningsnett.

3.7.2 Utslipp

Utslipp fra renseanlegg kommer fra tre renseanlegg, Åneby, Rotnes og Slattum i Nittedal kommune og det interkommunale renseanlegget RA-2 med utslipp i Nitelva i Skedsmo/Rælingen ved Rælingsbrua. Avløpsrenseanleggene i Nittedal har alle et kjemisk renseprinsipp som kalles direktefelling hvor det tilsettes kjemikalier for å felle ut fosfor og andre forurensninger. RA-2 renser kommunalt avløpsvann fra Lørenskog, Rælingen og Skedsmo og er det desidert største av de fire anleggene. Renseprinsippet i RA-2 er kjemisk felling for fjerning av fosfor som **andre** trinn og biologisk rensing for fjerning av nitrogen som **første** trinn. Alle renseanleggene overholder renskravene fra fylkesmannen.

Utslippene av total fosfor (tot-P) fra avløpstekniske anlegg er vist i **Tabell 5**. Utslipp av total fosfor (tot-P) i kg pr. år fra kommunale avløpstekniske anlegg. Bortsett fra for Rælingen hvor tallene er gitt for 2001, er tallene er middelveier for årene 2003, 2004 og 2005. Beregningene for overvann og for lekkasjer fra ledningsnett fremgår av vedlegg 1.

Tabell 5. Utslipp av total fosfor (tot-P) i kg pr. år fra kommunale avløpstekniske anlegg

Kommune	Overvann **	Overløp *	Lekkasjer fra ledningsnett ***	Utslipp fra renseanlegg	Sum
Lørenskog	430	1	708	0	1139
Nittedal	410	49	654	Åneby 100 Rotnes 163 Slattum 233 Totalt = 496	1609
Rælingen	110	1	311	0	422
Skedsmo	500	154	954	0	1608
RA-2 (2004+2005)	0	967	-	1982	2949
Sum	1450	1172	2627	2478	7727

* Overløp = regnvannsoverløp og nødutløp i pumpestasjoner.

** Nye i beregninger i 2006 for overflateutslipp fra tette flater via separatsystemet og veger.

*** Nye beregninger i 2006 etter en mal fra Fylkesmannen

Overløpsutslippene er fordelt på utslipp fra RA-2s hovedavløpssystem, som er ganske dominerende, og de lokale overløpene i hver enkelt kommune. Av de 1982 kg som er registrert som utslipp fra RA-2 er 1150 kg fra selve renseanlegget, mens 832 kg er fra et sentralt overløp umiddelbart foran renseprosessene. Dette overløpet er der for å beskytte renseprosessene mot overbelastning.

2003 var et lite representativt år for RA-2 p.g.a. byggearbeider, og utslippsdata fra dette året er derfor utelatt i **Tabell 5** og **Tabell 6**. For vurdering av virkningene i resipienten, er det også viktig å kjenne utslippene av biotilgjengelig fosfor.

Tabell 6 viser utslippene regnet som biotilgjengelig fosfor. Tallene er basert på **Tabell 5**, og det er antatt at utslipp fra overløp og lekkasjer har 60 % biotilgjengelig fosfor, at RA-2s kjemisk-biologisk renseanlegg har 30 %, og at de kjemiske renseanleggene i Nittedal har 30 %, slik SFT anbefaler. Overvann fra tette flater antas å ha 30 % biotilgjengelig fosfor.

Tabell 6. Utslipp av biotilgjengelig fosfor i kg pr. år fra kommunale avløpstekniske anlegg

Kommune	Overvann	Overløp	Lekkasjer fra ledningsnett	Utslipp fra renseanlegg	Sum
Lørenskog	129	1	425	0	555
Nittedal	123	30	392	149	694
Rælingen	33	1	187	0	221
Skedsmo	150	92	572	0	814
RA-2 (2004+2005)	0	580	0	844	1424
Sum	435	704	1576	993	3708

Bakterieantallet som passerer et kjemisk renseanlegg reduseres normalt med 99 %, mens reduksjonen i et kjemisk-biologisk renseanlegg regnes normalt til 99,9 %. (SFT-rapport 95:02).

3.7.3 Avløpstekniske tiltak

Alle betraktninger om rensemuligheter, reduksjoner og kostnader er basert på generelle betraktninger og ikke på vurderinger for den enkelte kommune. Lokale beregninger må, om ønskelig, foretas i en annen fase av dette prosjektet.

For å redusere forurensningstilførslene fra kommunale kilder har vi betraktet følgende tiltak:

- Infiltrasjon av noe overvann (har antatt 20 % av overvannet i separate avløpsnett)
- Rensing av overvann i dammer (har antatt 30 % av overvannet i separate avløpsnett)
- Bygging av fordrøyningsbasseng for overløpsutslipp
- Sanering av dårlige avløpsledninger med lekkasjer
- Nedlegging av de tre avløpsrenseanleggene i Nittedal, og overføring av avløpet til Oslo
- Overføring av utslippet fra RA-2 til Oslo.

RA-2 har allerede relativt store fordrøyningsvolumer. Det er satt inn en reguleringsmulighet som gjør at man kan fordrøye inntil 5000 m³ i avløpstunnelen foran renseanlegget (dvs. i forkant av det sentrale overløpet) når situasjonen krever det. Denne løsningen utnyttes hver gang det er sterke regn- og snøsmeltingsperioder hvor tilførselen til anlegget overstiger kapasiteten. Avlastning i det sentrale overløpet, målt som m³, utgjør ca halvparten av den totale overløpsdriften. I tillegg kan man fordrøye inntil ca 1000 m³ i det avskjærende ledningsnettet i Skedsmo kommune.

Ytterligere fordrøyningsmuligheter i Skedsmo, hvor tiltakene er foreslått, begrenses delvis av hensynet til å hindre kjelleroversvømmelser i utsatte boligområder. Derfor er det anlagt flompumpestasjoner i Lillestrøm, som regulerer hensynet til ovennevnte opp mot hensynet til å minimere direkteutslipp. Potensialet er dermed begrenset for denne tiltaksgruppen.

Tilførselen av overvann via fellessystemledninger og spillvannsledninger er det store problemet for RA-2 i dag. Fra en tørrværsituasjon til en periode med vedvarende regn, øker avløpsmengden i rensedistriktet anslagsvis 8-10 ganger. Noe avlastes i lokale overløp, noe avlastes i regnvannsoverløp og i nødoverløp i pumpestasjoner i hovedoverføringssystemet og noe avlastes i overløpet foran renseanlegget.

RA-2 renseanlegget vil i løpet av 2007 få en utvidet kapasitet, til et nivå som svarer til ca 3,5 ganger "normalavløpet" (pr i dag ca 2 ganger). Med denne kapasitetsutvidelsen vil likevel hoveddelen av avløpet (av overvann + spillvann) fremdeles gå urensert ut i resipienten. Tilførsel av fremmedvann gir ikke bare overløp, men det bidrar også til høyere utslipp fra renseanlegget. Tiltak som begrenser overvannstilførselen er derfor etter RA-2s mening kanskje det viktigste av de kommunaltekniske tiltakene. Men slike tiltak foreligger det ikke beregninger av i fase 1 fordi mulighetene og kostnadene vil være sterkt avhengig av de lokale forholdene og det vil være umulig å bare bruke generelle erfaringer.

Tabell 7 viser de reduksjoner i total fosfor det antas man kan oppnå innen 2015. Det forutsettes at de fire kommunene til sammen sanerer 4,2 km avløpsledninger hvert år i de 8 årene og at man tar de verste ledningene først. Videre er det forutsatt at renseanleggene i Nittedal er nedlagt og overført til Oslo, og at utslippet fra RA-2 er ført ut av Nitelva og ut på dypt vann i Glomma. Grunnlaget for beregningene fremgår av vedlegg 1, som i denne sammenheng kun er ment som et internt arbeidsdokument, men som vi likevel finner riktig å ta med i rapporten..

Tabell 7. Antatte mulige reduksjoner av tot-P i kg pr. år fra kommunale avløpstekniske anlegg

Kommune	Overvann **	Overløp *	Lekkasjer fra ledningsnett	Utslipp fra renseanlegg	Sum
Lørenskog	163	0	52	0	215
Nittedal	156	0	65	Åneby 100 Rotnes 163 Slattum 233 Totalt = 496	717
Rælingen	42	0	44	0	86
Skedsmo	191	108	21	0	320
RA-2 (2004+2005)	0	677	0	1982	2659
Sum	552	785	182	2478	3997

* Svært små utslipp (under 50 kg/år. Antas å ha en ugunstig kost/nytte-faktor og droppes her.

** Det antas at 30 % av overvannet renses i overvannsdammer og at 20 % frakobles nettet og infiltreres i grunnen.

Tabell 8 viser reduksjoner regnet som biotilgjengelig fosfor. Tallene er basert på **Tabell 7** og det er antatt at utslipp fra overløp og lekkasjer har 60 % biotilgjengelig fosfor, RA-2 renseanlegget 30 % biotilgjengelig fosfor, Nittedals kjemiske renseanlegg har 30 % og overvann har 30 % biotilgjengelig fosfor i forhold til tot-P.

Tabell 8. Antatte mulige reduksjoner av biotilgjengelig fosfor i kg pr. år fra kommunale avløpstekniske anlegg

Kommune	Overvann **	Overløp *	Lekkasjer fra ledningsnett	Utslipp fra rensaneanlegg	Sum
Lørenskog	49	0	31	0	80
Nittedal	47	0	39	Åneby Rotnes Slattum Totalt = 149	235
Rælingen	13	0	26	0	39
Skedsmo	57	65	13	0	135
RA-2 (2004+2005)	0	406	0	844	1250
Sum	166	471	109	993	1739

* Svært små utslipp (under 50 kg/år). Antas å ha en ugunstig kost/nytte-faktor og droppes her.

** Det antas at 30 % av overvannet renses i overvannsdammer og at 20 % framkables nettet og infiltreres i grunnen.

3.7.4 Kommunaltekniske tiltak - Oppsummering – Sammenligning og rangering etter kostnadseffektivitet for kommunaltekniske tiltak

Kostnadseffektivitet

Tallene er basert på generelle vurderinger og må beregnes for den enkelte lokalitet og dets spesielle betingelser for å bli sikre. De generelle betraktningene vist i vedlegg 1.

Merknad vedr. overføring av Nittedals rensaneanlegg til Oslo

Kostnadstall er basert på en egen rapport utarbeidet av Svein Endresen 2006. "Kostnadsoverslag for overføring av Åneby, Rotnes og Slattum".

Årskostnadene = ca. 3,9 mill. kr pr. år (ved 4 % rente og inkl. drift og vedlikehold)

Det er i tillegg regnet en "inngangsbillett" til Oslos avløpssystem på 9 kr/m³.

496 kg tot-P pr. år. kan fjernes fra Nitelva ved at de tre rensaneanleggene nedlegges og avløpet overføres til Oslo. Overføring til Oslo er noe mindre kostbart enn en overføring til RA-2.

Merknad vedr. overføringsledninger for RA-2 til Glomma.

Tallene er basert på en forstudie utført av COWI (2007) for RA-2. Forstudiet viser en anleggskostnad på 193 mill kr for overføringen av utslippet ved RA-2. De totale årskostnadene er beregnet til 16,5 mill. kr/år.

Tabell 9 viser, at med utgangspunkt i tot-p er rekkefølgen for gunstigste kost-nytte faktor som følger:

1. Tiltak for infiltrasjon og rensing av overvann
2. Fordrøyningsvolum for overløp
3. Overføring av utløpet fra RA-2 til Glomma
4. Sanering av ledningsnett
5. Nedlegging av de tre rensaneanleggene i Nittedal og overføring av avløpet til Oslo.

Man må imidlertid ta inn i vurderingene at ikke alle tiltak har virkning på samme strekning i Nitelva og at visse tiltak har andre gunstige virkninger enn bare fjerning av fosfor.

Tabell 9.. Mulige utslippsreduksjoner ved kommunaltekniske tiltak, årskostnader og kostnadseffektivitet for totalfosfor og biotilgjengelig fosfor i Nitelvas nedbørfelt.

Tiltak	Effekt kg tot-P reduksjon	Kostnad Pr år (mill)	Kost.eff Tot-P kr/kg og år	Biotilgj. faktor	Effekt (kg bio-P reduksjo n)	Kostnad Pr år (mill)	Kost.eff Bio-P (kr/kg og år)	Ranger ing mht Tot-p
Overvann	552	2,5	4500	30 %	166	2,5	15 000	1
Overløp	785	4,3	5500	60 %	471	4,3	9200	2
Sanering av ledningsnett	182	6,7	37 000	60 %	109	6,7	62 000	4
Overføring av 3 renseanlegg til Oslo	496	22,8	46 000	30 %	149	22,8	153 000	5
Overføring av RA2 til Glomma	1982	16,5	8300	30 %	844	16,5	19500	3
Sum kommunalt avløp	3997	45,8			2679	45,8		

Når det gjelder virkning av kommunaltekniske tiltak på fjerning av TKB og miljøgifter kan følgende bemerkes:

Infiltrasjon av overvann til grunnen og rensing av overvann i dammer:

Det er i forhold til spillvann og overløpsvann lite bakterier i overvann. Tiltaket betyr derfor lite for fjerning av TKB. Det er derimot svært mye tungmetaller og organiske miljøgifter som PAH og PCB i overvann. Slike miljøgifter kan reduseres med ca 60 % i rensedammer og 100 % ved infiltrasjon i gode masser. Tiltaket iverksettes normalt ikke for fjerning av fosfor, TKB, nitrogen eller organisk stoff, men for fjerning av miljøgifter.

Fordrøyningsvolum for overløp i fellesavløpssystemer:

Det er mye bakterier i overløpsvann, da spillvann er en viktig del av overløpsvannet, samt utspylt kloakkslam fra bunnen av avløpsrørene. Videre er det mye overvann fra tette flater i overløpsvannet. Dette overvannet inneholder mye miljøgifter. Overløpsvannet går normalt helt ubehandlet til vannresipientene. Tiltaket har derfor god effekt på fjerning av TKB og miljøgifter i tillegg til fjerning av fosfor, nitrogen og organisk stoff. Miljøgiftene transporteres imidlertid til renseanlegget hvor det enten går ut via slammet eller i utløpet.

Sanering av ledningsnett ved utskiftning av gamle ledninger.

Hvis det skiftes ut en spillvannsledning som har lekkasjer ned i underliggende overvannsledning i separatsystemet, vil tiltaket ha god effekt på TKB, organisk stoff og nitrogen i tillegg til fosfor. Det er forholdsvis lite tungmetaller i spillvann så tiltaket betyr ikke så mye for miljøgifter.

Nedlegging av de tre renseanleggene i Nittedal og overføring til Oslo.

Kjemiske renseanlegg fjerner normalt ca 99 % av TKB, mens kjemisk-biologiske renseanlegg normalt fjerner 99,9 %. Det vil derfor være en viss tilleggsnytte med hensyn til reduksjon av utslippet av TKB. Renseeffekten av organisk stoff i kjemiske renseanlegg er ca 70 % og for nitrogen ca 30 %. En

overføring av avløpsvannet til Oslo vil derfor gi en ekstra nytte ved at 70 % av nitrogen ikke lenger slippes ut i Nitelva og ved at ikke lenger 30 % av det organiske stoffet slippes ut i Nitelva.

Overføring av utslippet til RA-2 til Glomma.

Fordi RA-2 fjerner ca 99,9 % av TKB, ca 70 % av nitrogenet og ca 90 % av det organiske stoffet, vil tilleggsnyttien av dette tiltaket ikke være særlig stort.

Tabell 10 viser investeringskostnader og tilhørende reduksjoner i tot-P fordelt på tiltakstype og kommune. Til de 74 mill. kr for overløpstiltak, vist i tabell 10, kan det bemerkes at RA-2 normalt bare bekoster tiltak knyttet til overløpet umiddelbart før renseanlegget.

Tabell 10. Investeringer i mill. kr og tilhørende utslippsreduksjoner i kg tot-P/år

	Overvann		Overløp		Lekkasjer nett		Overføring utslipp renseanlegg	
	Mill kr	Kg/år	Mill kr	Kg/år	Mill kr	Kg/år	Mill kr	Kg/år
Lørenskog	14,6	163	0	0	32	52	-	-
Nittedal	14	156	0	0	32	65	59,1	496
Rælingen	4	42	0	0	32	44	-	-
Skedsmo	17,2	190	12	108	38	21	-	-
RA-2	-	-	74	677	-	-	193	1982
Sum	50	552	86	785	134	182	209,1	2478

3.8 Forurensningstilførsler, tiltak og kostnadseffektivitet innen jordbruk



Figur 4: Bildene viser situasjoner i nedbørfeltet våren 2006 som illustrerer vanlige problemer med avrenning fra landbruket. Øverst til venstre; dårlige vegetasjonskanter mot vassdrag. Øverst til høyre; Dårlig utviklet høsthvete på jorder med lange hellingslengder gir stor avrenning. Nederst til venstre; Høstpløying på jorder med flere hundre meter hellingslengde gir større flateerosjon enn erosjonsrisikokartet viser. Nederst til høyre; Forurensningsbidraget fra småbekker fra kulturlandskapet er sterkt medvirkende årsak til vannkvalitetsproblemene i Nitelva.

3.8.1 Resultater fra kjøring av modellen ”GIS i avrenning”

Eksisterende data om faktisk arealbruk (vekster og jordarbeiding) er innhentet fra landbruksregisterets driftsdata for 2005 og tilrettelagt for bruk i ”GIS avrenning”. Modellen beregner risiko for flateerosjon på landbruksarealer avhengig av jordart, topografi og driftsform (NIJOS-kartgrunnlag) med basis i forventet jordtap ved et normalår. Modellen beregner skiftevis gjennomsnittstall for en sesong og er også brukt for beregne relative effekter ved å gjennomføre ulike jordarbeidingstiltak. De tiltakene som er beregnet er;

- Alt areal som høstpløyd (worst case)
- Dagens drift (2005)
- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb
- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb
- Det anlegges 10 meter vegetasjonssone langs alle åpne vannløp (basis dagens drift).

På grunnlag av modellen er det beregnet hvordan disse tiltak relativt sett vil redusere erosjonstapet. For å beregne fosfortilførsler til Nitelva er det i tillegg til erosjonsrisikovurderingene også tatt i bruk resultater fra en studie fra Mørdre i Nes kommune med sammenlignbare jordarter (marine

leirjordsavsetninger med silt på de høyereliggende flatene), samt analysetall fra Jorddatabanken. Fosforinnholdet ble også vurdert opp mot målinger fra JOVA- Jord og Vannovervåking i landbruket. Fosforinnholdet i jorda ble på denne bakgrunn satt til 1,12‰ for nedbørfeltene Slattum – Åros og Åros - Rud (delnedbørfelt 4 og 5 i fig. 1). For de andre nedbørfeltene ble fosforinnholdet satt til 0,98‰. Fosforinnholdet i jorda varierer relativt mye, noe som fremgår av variasjonen i P-Al tall som er gjengitt i tabell 9.

Totalt er det flere faktorer som det er knyttet en betydelig usikkerhet ved. 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 2005 selv om tallene er oppgitt ned på kilo nivå.

Tabell 11. Areal i daa med ulik erosjonsrisiko klasser fordelt på kommuner og delnedbørfelt innen hver kommune (prosentvis fordelt i parentes).

Kommune	Delnedbørfelt	Areal i erosjons-risikoklasse 1	Areal i erosjons-risikoklasse 2	Areal i erosjons-risikoklasse 3	Areal i erosjons-risikoklasse 1
Fet	7 Nedstrøms Rud	1303 (37%)	1037 (30%)	743 (21%)	404 (12%)
Lørenskog	6 Sagelva, oppstrøms Skjetten bru	549 (4%)	3646 (28%)	1729 (13%)	7278 (55%)
Nittedal		1332 (7%)	9422 (48%)	4465 (23%)	4465 (23%)
	1 Til Kongsvang	128 (39%)	168 (51%)	32 (10%)	2 (1%)
	2 Kongsvang - Møllerdammen	790 (10%)	4904 (65%)	1532 (20%)	375 (5%)
	3 Møllerdammen – Slattum	322 (7%)	2773 (64%)	974 (22%)	269 (6%)
	4 Slattum – Åros	34 (4%)	192 (20%)	344 (35%)	400 (41%)
	5 Åros – Rud	58 (2%)	1384 (37%)	1584 (42%)	759 (20%)
Rælingen		250 (14%)	677 (37%)	702 (38%)	198 (11%)
	5 Åros – Rud	0 (0%)	31 (100%)	0 (0%)	0 (0%)
	7 Nedstrøms Rud	250 (14%)	647 (36%)	702 (39%)	198 (11%)
Skedsmo		951 (11%)	3975 (44%)	3045 (34%)	995 (11%)
	5 Åros - Rud	480 (6%)	3614 (46%)	2773 (36%)	931 (12%)
	6 Oppstrøms Sagelva	0 (0%)	150 (40%)	160 (43%)	63 (17%)
	7 Nedstrøms Rud	471 (59%)	211 (27%)	112 (14%)	2 (≈0%)

Det er flere mulige feilkilder ved overføring av Landbruksregisterets driftsdata til et mindre nedbørfelt. Det mangler søknadsdata (søknad om produksjonsstøtte) for ca 20% av jordsmonnsarealet. Det er litt høyt, men skyldes blant annet en del nye boligfelter som har kommet til siden jordsmonnskartet ble laget, areal som er lagt ut til golfbaner, og at det dessuten er mye jordleie i nedbørfeltet. Problemet var størst i delnedbørfelt 2, og der ble en del av arealet hardkodet basert på befaring og fotografering som ble gjennomført i april.

For å øke presisjonen ytterligere ble to andre kjente feilkilder korrigert. Dette var;

- ravinearealer som ikke drives i aktiv landbruksdrift ble kodet som permanent beite.
- to gårder i Lørenskog som er tatt ut av drift og ligger brakk, ble kodet som permanent beite.

De 5 etablerte fangdammene som det var oversendt informasjon om i fra Regionkontor Landbruk ble hensyntatt i beregningene.

Effekter av å legge inn vegetasjonsbelter langs alle vassdrag ble beregnet ved at alle åpne vannflater og bekker ble buffret med 10 meter. Disse arealene ble klippet av jordsmonnspolygonene og kodet med permanent gras. Det ble så buffret et 100 meter influensområde for vegetasjonssonen hvor disse arealene (100m sonen) ble brukt som influensområde for vegetasjonsbeltet i modellberegningene.

Tabell 12. Flateerosjon i tonn jord i ulike delnedbørfelt ved dagens drift sammenlignet med hvis alt var høstpløyd. Denne tabellen kan også leses som endring siden 1980-tallet da det aller meste av jorda ble høstpløyd.

Delnedbørfelt	Erosjon høstpløying	Dagens drift	% red.
1 Til Kongsvang	37,7	5,1	87%
2 Kongsvang - Møllerdammen?	1487,8	607,6	59%
3 Møllerdammen - Slattum	871,6	229,1	74%
4 Slattum - Åros	715,5	390,7	45%
5 Åros - Rud	3964,2	1886,6	52%
6 Sagelva, oppstrøms Skjetten bru	1724,3	933,2	46%
7 Nedstrøms Rud	1642,5	942,5	43%

Tabell 13. Flateerosjon i tonn jord i ulike delnedbørfelt ved ulike tiltak med endret jordarbeiding, og ved anleggelse av en 10 meter vegetasjonssone langs alle åpne vannstrenger.

Delnedbørfelt	Dagens drift	Kl. 3 og 4 i stubb	% red. *	Erosjon klasse 2, 3 og 4 i stubb	% red. **	Vegsone 10m
1 Til						
Kongsvang	5,1	5,1	0%	5,1	0%	2,1
2 Kongsvang - Møllerdammen?	607,6	369,1	39%	221,7	64%	269,6
3 Møllerdammen - Slattum	229,1	177,7	22%	138,3	40%	136,1
4 Slattum - Åros	390,7	130,1	67%	129,0	67%	332,1
5 Åros - Rud	1886,6	884,3	53%	706,5	63%	1166,8
6 Sagelva, oppstrøms Skjetten bru	933,2	454,9	51%	311,3	67%	449,9
7 Nedstrøms Rud	942,5	372,7	60%	276,0	71%	548,6

* Reduksjon i jordtap hvis alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 & 4 ble lagt i stubb sammenlignet med dagens drift.

** Reduksjon i jordtap hvis alt areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 & 4 ble lagt i stubb sammenlignet med dagens drift.

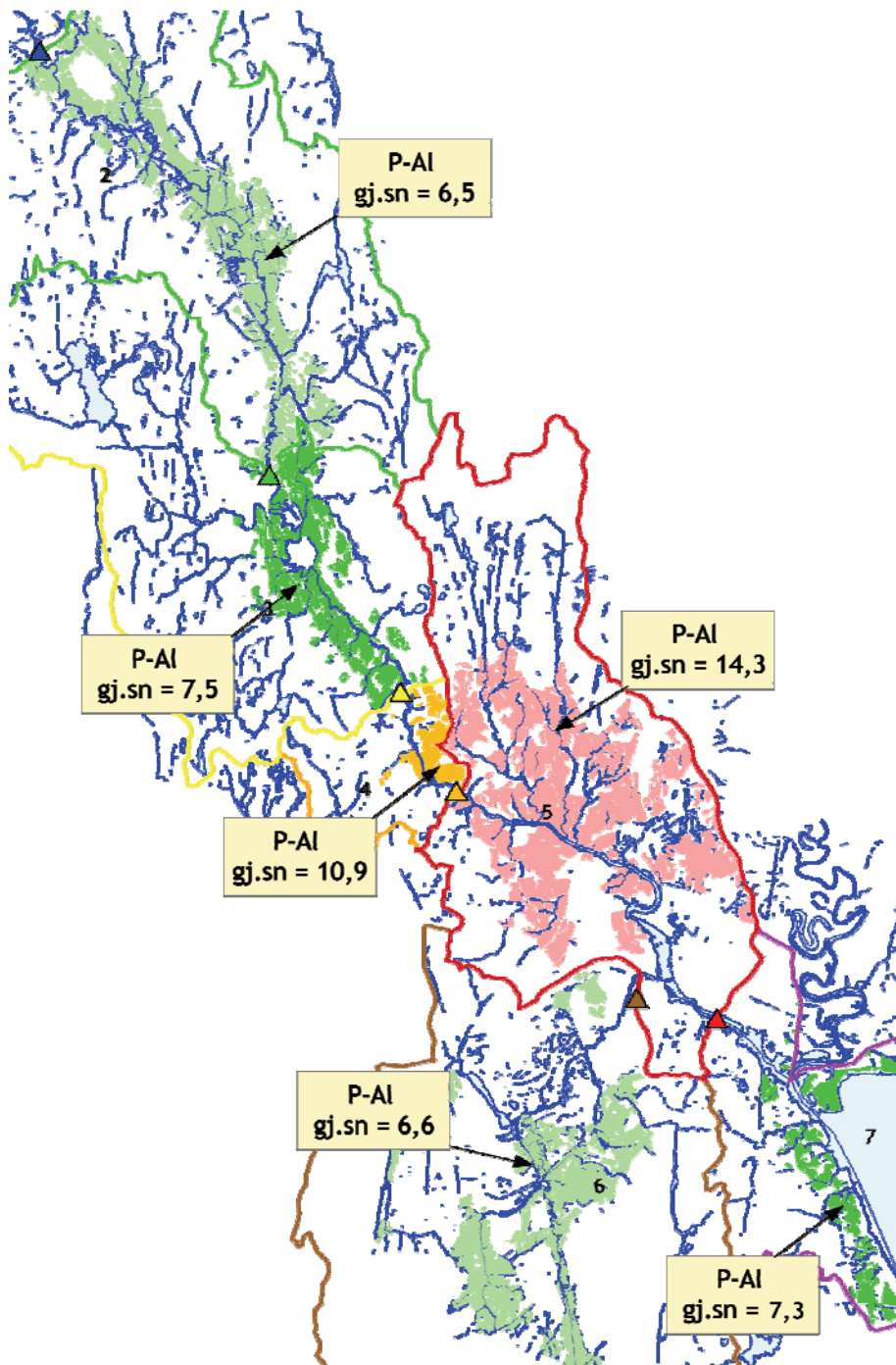
*** Reduksjon i jordtap hvis det ble anlagt en vegetasjonssone på 10 meter mot alle vannløp og dagens drift ble videreført på arealene sammenlignet med bare dagens drift.

3.8.2 Reduksjon av fosforgjødsling i landbruket

I fra Jorddatabanken (Bioforsk) ble det hentet ut analyseresultater fra jordprøver som bøndene har sendt inn i perioden 1992 – 2003. Dataene er analysert med tanke på jordbruk, og fosfornivået er analysert som plantetilgjengelig fosfor (P-AL). I tabell 11 vises gjennomsnitt, standardavvik og maks verdier. Totalt er det ca 2430 jordprøver tatt i 5 årsperioden 1999-2003 som er lagt til grunn. Tallene viser at det er relativt høye fosfortall i jordsmonnet, spesielt i delnedbørfeltene 4 Slattum til Åros (10,9) og 5 Åros til Rud (14,3). Det er også her det mest aktive landbruket er, noe som antakelig er medvirkende til dette. Max verdiene viser at det er enkelte arealer i området som har så høye verdier at det antakelig 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 (se forøvrig også figur 5). Det er derfor all grunn til å holde fokus på gjødselplaner og å redusere fosforgjødslingen i området. På arealer som har over 15 i P-AL verdi, vil vi anbefale at det ikke gjødsles med fosfor i det hele tatt. Rensing av grøfteutløp er også meget aktuelle tiltak for slike arealer (se for øvrig også tabell **Tabell 15** for generelle råd om gjødsling). Rensing av grøfteutløp er omtalt i vedlegg 2, og foreløpig er slike anlegg bare på utprøvningsstadiet.

Tabell 14. Fosfortilstand i jord målt som Plantetilgjengelig fosfor (P-AI) i de ulike delnedbørfelt. Gjennomsnitt er et veid gjennomsnitt veid med arealet på gårds og bruksnummeret prøvene er tatt fra.

Nedbørfelt	Gjennomsnitt P-AI	Standardavvik P-AI	Max P-AI
2 Kongsvang - Møllerdammen	6,5	3,8	29
3 Møllerdammen - Slattum	7,5	4,8	34
4 Slattum - Åros	10,9	10,0	55
5 Åros - Rud	14,3	7,1	72
6 Oppstrøms Sagelva	6,6	4,5	53
7 Nedstrøms Rud	7,3	5,7	43
Hele Nitelva	7,6	5,8	72



Figur 5.. P-AL tall regnet som gjennomsnitt i de ulike delnedbørfeltene (Kilde Jorddatabanken).

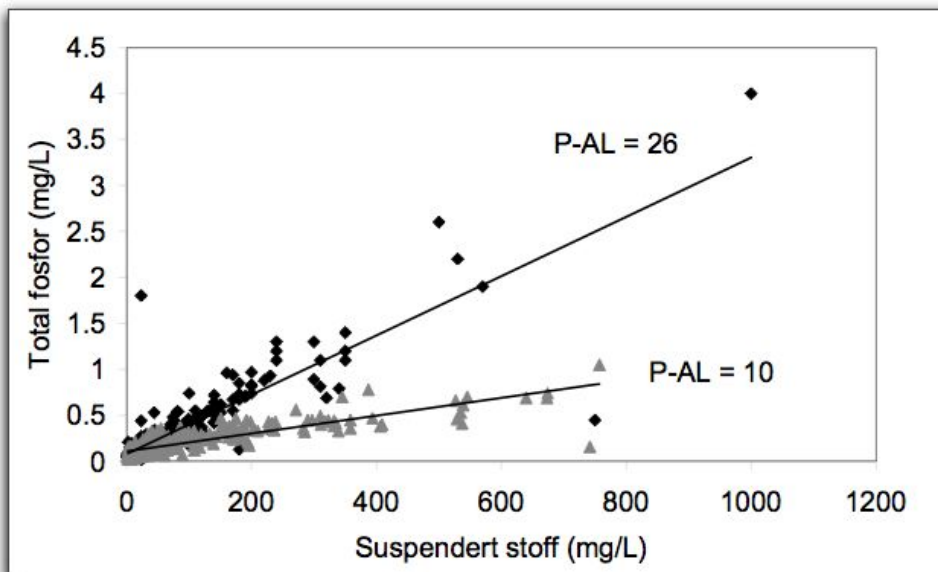
Tabell 15. P-Al nivåer og generelle råd. Gjødslingsrådene kan endres med ulike vekster.

Lavt nivå	Middels nivå	Høyt nivå	Meget høyt nivå
<3	3 - 6	7 - 15	>15
Økt gjødsling anbefales for å unngå avlingsreduksjon	Middels P-gjødsling for at næringstilstanden holdes ved like.	P-gjødsling kan reduseres, spesielt til mindre fosforkrevende vekster.	P-gjødsling kan reduseres betydelig.

Tilført plantetilgjengelig fosfor tas opp i plantene, og en god 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 har høyere fosforinnhold sammenlignet med det som er på jordbruksarealene (opphavsjorda). Dette er fordi det er en relativt stor andel finere leire- og siltfraksjoner og organisk materiale i den eroderte jorda. Dette er jordtyper med relativt stor bindingsevne for fosfor (Heathwaite 1997; Sharpley og Rekolainen, 1997).

Tiltak som gir redusert erosjon vil gi ulik reduksjon i fosfortap avhengig av jordas fosfortilstand (P-AL). Kombinasjon av tiltak som reduserer fosfortilstanden og tiltak som reduserer erosjon vil gi samspillseffekter på fosfortapet. Figur 5 viser økning i fosforkonsentrasjonen ved økt konsentrasjon av suspendert stoff (erosjon) i to bekker med forskjellig fosfornivå i nedbørfeltet.



Figur 6: Økt erosjon gir ulike fosformengder i bekken avhengig av fosfornivået (P-AL) i jorda.

3.8.3 Effekt av endret jordarbeiding

Endret jordarbeiding er det tiltaket som klart er det mest effektive tiltaket. Dersom alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 blir lagt i stubb eller tilsvarende driftsform, vil det gi 52 % retensjon (ca. 2550 kg P/år) sammenlignet med beregningen av tilstanden i 2005. Hvis man i tillegg stiller tilsvarende krav for areal i erosjonsrisikoklasse 2 kan man få en retensjon på hele 64 % (ca. 3150 kg P/år) Tabell 13. Man kan få økonomisk støtte til endret jordarbeiding, og det er økonomisk lønnsomt for bonden. Men allikevel er det en tendens til tilbakegang i bruk av ordningen i nedbørfeltet, bl.a. fordi man kan få problemer med driften enkelte år på grunn av sen opptørking og sen våronn, samt noe mer problemer med ugras. Effekter og reduksjonsprosenten for hvert delnedbørfelt er presentert i

Tabell 16

Tabell 16. Beregnet fosfortap ved ulike driftsformer

DD=Forventet fosfortap i kg/år til vassdrag ved driften i 2005 og et normalklimatisk år.

Ekl. 3 & 4 st=Forventet fosfortap i kg/år hvis alt areal i erosjonsklasse 3 og 4 legges i stubb.

Ekl. 2, 3 & 4 st=Forventet fosfortap i kg/år hvis alt areal i erosjonsklasse 2, 3 og 4 legges i stubb.

VS = Forventet fosfortap i kg/år hvis dagens drift, men 10 meter vegetasjonssone mot alle åpne vannløp.

Red dd % = Reduksjon sammenlignet med dagens drift ved tiltaksalternativet er satt opp i parantes.

Nedbørfelt	Fosfortap ved dagens drift	Ekl. 3 & 4 i stubb (red. dd%)	2, 3 & 4 stubb (red. dd%)	VS (red. dd%)
1	5	5 (0%)	5 (-0%)	2 (-59%)
2	595	362 (-39%)	217 (-64%)	264 (-56%)
3	225	174 (-22%)	136 (-40%)	133 (-41%)
4	383	128 (-67%)	126 (-67%)	325 (-15%)
5	1849	867 (-53%)	692 (-63%)	1143 (-38%)
6	915	446 (-51%)	305 (-67%)	441 (-52%)
7	924	365 (-60%)	271 (-71%)	538 (-42%)
Hele nedbørfeltet	4895	2346 (-52%)	1752 (-64%)	2847 (-42%)

I beregningene våre er det antatt at erosjonsrisikoen for høstkorn som jordarbeides om høsten (pløyes og harves) er like stor som for høstpløying. I noen tilfeller har vi observert større erosjon. Endret jordarbeiding til høstkorn som harving eller direkte såing kan redusere risikoen betraktelig. På høstkornareal er det spesielt viktig å ha kontroll med overflatevann, Avskjæringsgrøfter, grasdekte vannveier og vegetasjonssoner er derfor viktig å vurdere på areal som brukes til høstkorn. Vi vil også anbefale at høstkornarealer velges ut i fra erosjonsrisiko slik at det primært bare brukes arealer i erosjonsrisikoklasse 1 til denne produksjonen.

3.8.4 Effekt av 10m vegetasjonssone

Vi har også beregnet effekten av å anlegge en vegetasjonssone på 10 meter langs alle vassdrag. Tiltaket er mer utførlig beskrevet i vedlegg 2. Denne vegetasjonssonen skal være permanent grasdekke som kan høstes. Reduksjonen av fosforavrenning til vassdraget ved gjennomføring av tiltaket er beregnet til 42% (ca. 2050 kg P/år) Tabell 15, og dette er derfor også et svært godt tiltak. Beregningen er med utgangspunkt i dagens drift.

Det er ikke gjort beregninger av kombinasjoner av endret jordarbeiding og vegetasjonssone. Ved gjennomføring av begge tiltakene vil effekten av stubb på influensarealet til vegetasjonssonen redusere partikkeltransporten inn i vegetasjonssonen, og belastningen vil være betydelig mindre. Effekten av vegetasjonssonen vil være omtrent den samme i retensjonsprosent, men mindre i tilbakeholdt mengde partikler og fosfor.



Figur 7. Bildet viser et jorde hvor det både er lagt i stubb, og anlagt en 10 meter vegetasjonssone, (Hobøelva).

3.8.5 Effekt av andre hydrotekniske tiltak

De viktigste tiltakene i landbruket er de som gjøres på jorden, og som virker på avrenningsvannet før vannet kommer ut i bekken. Når vannet har forlatt jorden er det siste effektive tiltaket å bygge fangdammer og sedimentasjonskammere. I dette prosjektet er det ikke gjort stedsspesifikke vurderinger av hvor det bør bygges fangdammer, men det kan være sidebekker til Nitelva hvor det kan egne seg å få etablert slike. Fangdammer er videre beskrevet og omtalt i vedlegg 2.

Et annet tiltak som kan vise seg å bli svært aktuelt på noen lokaliteter er filtre for grøftevann. Dette er imidlertid et tiltak som bare i begrenset grad har vært prøvet ut. Det pågår nå forsøksreier med pilotanlegg i Morsa vassdraget. Tiltaket er beskrevet i vedlegg 2

3.8.6 Kostnadseffektivitet ved landbrukstiltak

Kostnadsvurderinger er tatt med der det foreligger kunnskap om dokumenterte effekter og kostnader av tiltak. For disse tiltakene er det gjort et anslag av kostnadseffektivitet, dvs. kostnad pr. enhet redusert tilførsel av fosfor (oppgitt i norske kroner (NOK)/kg P). For de tiltak der en slik dokumentasjon ikke foreligger, eller der tiltaket ikke ventes å medføre noen kostnad, er det i stedet gitt en mer generell vurdering av de økonomiske aspekter ved tiltaket i forhold til forventet effekt. Som diskutert tidligere i rapporten vil effekt av gitte tiltak variere betydelig avhengig av hvor godt tiltakene er tilpasset stedsspesifikke forhold. Dette vil følgelig også gjelde for kostnadseffektivitet.

Samspilleeffekter mellom tiltak vil også virke inn. Det er i denne vurderingen tatt utgangspunktet i at tiltakene gjennomføres som enkelttiltak. Generelt er det lite kunnskap om kostnader ved tiltak. Den beste oversikten finnes i Lyche- Solheim et al. (2001), hvor vurderingene i høy grad er basert på rapport fra NILF 1997 (Framstad og Stalleland, 1997). Det er et sterkt behov for bedre kostnadsstudier ved tiltakene i landbruket. Vurderingene bak kostnadstallene er samlet i vedlegg 2.

For jordbruk er det bare beregnet kostnadseffektivitet for endret jordarbeiding og vegetasjonssoner. Det er et hovedfokus på erosjon og da er endret jordarbeiding det viktigste tiltaket. Men også

hydrotekniske anlegg og fosforgjødsling bidrar til fosfortap. Dersom man skal gjøre beregninger for disse tiltak, trenger man data fra enkeltgårdsbruk som ikke har vært tilgjengelig for denne studien.

3.9 Forurensningstilførsler, tiltak og kostnadseffektivitet innen spredt bebyggelse

I dette prosjektet er det for kommunene Lørenskog, Nittedal og Rælingen brukt kommunens egne datakilder for spredt bebyggelse som grunnlag for modellberegning av utslipp til vassdrag. I Skedsmo ble det gjennomført en detaljert kartlegging av 163 anlegg i Solbergområdet. Her ble hver husstand og hytte i området befart og registrert etter et skjema som er gjengitt som figur i vedlegg 3. Det må understrekes at dataene i fra Nittedal og Rælingen har stor usikkerhet med hensyn på riktig anleggstype og anleggs kvalitet, da kommunens oversikt over dette er svært mangelfull. Vi anbefaler at det gjøres ytterligere kartlegging i disse kommunene med sikte på å få et bedre beslutningsgrunnlag før pålegg om oppgradering av anlegg.

Modelleringen av forurensing fra anleggene er gjort etter 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 rensesanlegg 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. WEBGIS avløp er nærmere beskrevet i vedlegg 3. og er en webbasert applikasjon.

3.9.1 Resultater av modellberegninger

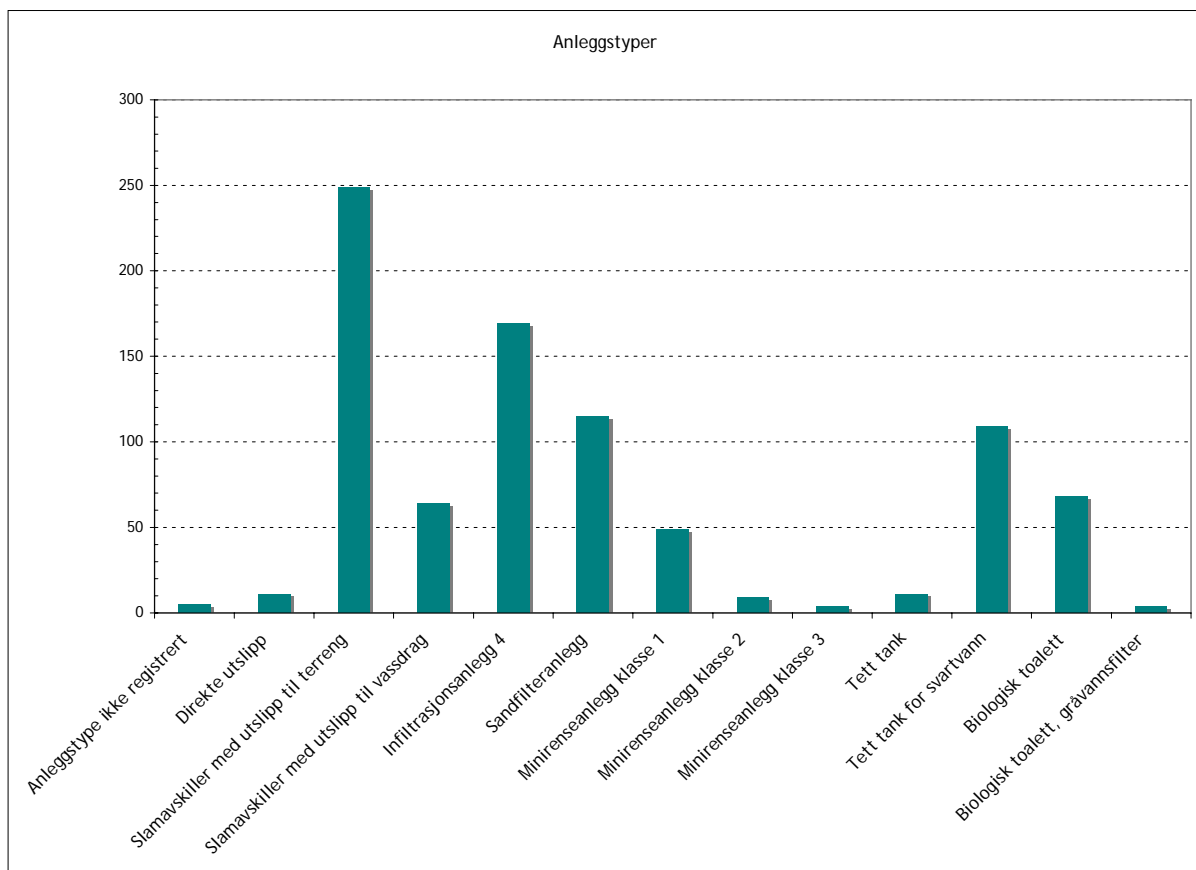
I tabell 15 er utslippstallene for spredt avløp presentert. I tabell 16 er disse tallene splittet opp i de forskjellige kommunenes andel av delnedbørfeltene. I figur 8 er antallet ulike anleggstyper gjengitt i et stolpediagram. Det er forbausende mange enkle anlegg som f.eks. slamavskiller til terreng. Datakvaliteten i kommunens arkiver er imidlertid mangelfull, og anlegg hvor man ikke visste annet enn at anlegget hadde en septiktank ble kodet til denne typen. Dette gjaldt relativt mange anlegg i Nittedal og Rælingen. I Lørenskog og Skedsmo er dataene av bedre kvalitet og anleggene er bedre klassifisert. Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til tallene i Nittedal og Rælingen. Dette påvirker usikkerheten i utslippstallene i delnedbørfeltene.

Tabell 17. Utslipp av Tot N, Tot-P og TOC i kg pr. år fordelt på delnedbørfelt.

Nedbørfelt	Antall anlegg	GjSnRense % P	Tot P kg/år	Tot N kg/år	Tot TOC kg/år
1 Til Kongsvang	20	52	14	83	146
2 Kongsvang - Møllerdammen	214	25	215	1 591	2 010
3 Møllerdammen - Slattum	152	24	164	1 307	1 540
4 Slattum - Åros	35	25	35	264	298
5 Åros - Rud	325	41	249	2 006	2 786
6 Oppstrøms Sagelva	97	32	119	756	964
7 Nedstrøms Rud	63	17	108	759	1 479
Hele Nitelva	906	31	903	6 766	9 222

Tabell 18. Utslipp av Tot N, Tot-P og TOC i kg pr. år fordelt på kommune og kommunenes andel av delnedbørfeltet.

KOMMUNE	RESIPIENT	Utslipp N kg/år	Utslipp P kg/år	Utslipp TOC kg/år
Lørenskog		756	119	964
	6 Sagelva, oppstrøms Skjetten bru	756	119	964
Nittedal		3 852	491	4 662
	1 Til Kongsvang	83	14	146
	2 Kongsvang - Møllerdammen	1 591	215	2 010
	3 Møllerdammen – Slattum	1 307	164	1 540
	4 Slattum – Åros	264	35	298
	5 Åros – Rud	608	64	668
Rælingen		785	111	1 532
	5 Åros – Rud	26	4	53
	7 Nedstrøms Rud	759	108	1 479
Skedsmo		1 372	182	2 065
	5 Åros – Rud	1 372	182	2 065



Figur 8. Antall av ulike typer renseløsninger for spredte avløp i Nitelvas nedbørfelt.

I vedlegg 3 er det gjengitt fordelingen av anlegg på anleggenes miljøindeks – dvs. deres relative miljøpåvirkning i resipienten. En del av minirensanleggene kommer i klasse ”Middels miljøindeks”. Dette kan virke uventet, og har sin årsak i at det ikke er lagt inn evt. etterpoleringsanlegg. De siste årene har det vært vanlig å bygge minirensanlegg med slike etterpoleringsanlegg. Det kan derfor være en del av disse anleggene er bedre enn det som fremkommer i tabellen.

Ved avlastingsnivå har vi lagt til grunn at anlegg i miljøindeksklasse ”Meget høy” – og ”Høy miljøindeks” blir oppgradert til moderne anlegg med en renseseffekt på 90 %.

3.9.2 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 i tabell 16 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 renseanlegg. 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, f.eks. vil et filterbed anlegg bare å skifte ut filtermassen. Et infiltrasjonsanlegg kan fornyes med nye grøfter, etc.

I Nitelvas nedbørfelt 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 4 440 000,- NOK for å oppgradere 350 anlegg til dagens standard.

Tabell 19. Forventede gjennomsnittlige investeringskostnader, årlige driftskostnader og årskostnader (kalkulasjonsrente 4%) for ulike renseløsninger. Alle kostnader eks. mva.

Renseløsninger for en bolig	Normale i nvestering- kostnader	Årlige drifts- kostnader	Årskostnad kalkulasjons- rente 4% pr. bolig.	Tilfredsstillende Renseklasse*
Infiltrasjon til grunnen (både gråvann og svartvann) 1 bolig.	70 000	2000	7 200	a
Jordhauginfiltrasjon (både gråvann og svartvann) 1 bolig.	120 000	2000	10 800	a
Filterbedanlegg (våtmarksfilter) 1 bolig.	175 000	3900	16 800	a
Biologisk/kjemisk minirensanlegg, klasse 1, 1 bolig.	95 000	5400	12 400	a
Tett tank til WC, gråvann til biofilter, 1 bolig.	120 000	7000	15 800	a
Mindre fellesanlegg				
Infiltrasjon til grunnen både gråvann og svartvann) 4 boligens fellesanlegg.	160 000	3500	3800	a
Jordhauginfiltrasjon (både gråvann og svartvann) 4 boligens fellesanlegg.	260 000	3500	5700	a
Filterbedanlegg (våtmarksfilter) 4 boligens fellesanlegg.	360 000	4900	7850	a
Biologisk/kjemisk minirensanlegg, klasse 1, 4 boligens fellesanlegg.	225 000	8000	6150	a

* * Renseklasser i forurensningsforskriftens kapittel 12 som gjøres gjeldende fra 1. jan. 2007.

3.10 Oppsummering - Vurderinger av tiltak, rangering iht kostnadseffektivitet

I **Tabell 20** er det satt opp en samlet oversikt over mulige utslippsreduksjoner, årskostnader og kostnadseffektivitet for totalfosfor og biotilgjengelig fosfor i Nitelvas nedbørfelt. Som det framgår av tabellen er mulige utslippsreduksjoner i Nitelvas nedbørfelt 11,2 tonn fosfor. Det er tidligere beregnet at det er behov for å redusere tilførslene i Nitelva med 11,8 tonn for å nå fastsatte miljømål. Det er dermed mulig å nå miljømålene ved å iverksette alle de foreslåtte tiltakene. Avviket mellom avlastingsbehov og tiltakseffekter (600 kg P) er innenfor usikkerheten som ligger i modelleberegningene. I tabell 19 er det satt opp en rangering av tiltakene. Denne rangeringen er basert på biotilgjengelig fosfor da det er rimelig å anta at de tiltakene som reduserer fosfor med høy biotilgjengelighet vil gi en raskere og tydeligere effekt.

Det er behov for nye undersøkelser/utredninger for å få et bedre beslutningsgrunnlag, dvs. redusere usikkerheten i tallene og i konklusjonene. Dette gjelder spesielt de kostbare tiltakene, men også de rimelige landbrukstiltakene bør utredes nærmere. Grunnlaget for kostnadseffektivitetstallene på landbrukstiltakene er som tidligere nevnt svakt, og det bør iverksettes et arbeid for å forbedre grunnlaget for disse beregningene.

Tabell 20. Mulige utslippsreduksjoner, årskostnader og kostnadseffektivitet for totalfosfor og biotilgjengelig fosfor i Nitelvas nedbørfelt

Tiltak	Effekt kg tot-P redusert.	Kostnad pr år, mill kr.	Kost.eff Tot-P kr/kg og år	Biotilgj. faktor	Effekt kg bio-P redusert	Kostnad pr år mill. kr	Kost.eff Bio-P kr/kg og år	Rangering (tot-P)
Jordbruk								
Redusert fosforgjødsling på arealer med PAL over 10*	≈500	≈0	≈0	23%		≈0	≈0	1
Endret jordarbeiding EK1 3&4 i stubb	3240	0,5	150	23%	745	0,5	650	2
Endret jordarbeiding EK1 2, 3 & 4 i stubb	3990	1,0	250	23%	917,7	1,0	1100	3
Vegetasj. soner	2600	0,7	270	23%	598	0,7	1170	4
Sum jordbruk	6600	1,7	260	23%	1500	2,2	1440	
Spredt bebyggelse								
Oppgradering av 350 anlegg med "Høy" og "Meget høy miljøindeks"	470	4,4	9448	90%	423	4,4	10500	8
Oppgradering av 230 anlegg med "Middels miljøindeks"	143	2,9	20406	90%	129	2,9	22700	9
Sum spredt bebyggelse	613	7,4	12004	90%	552	7,4	13340	
Kommunalt avløp								
Overvann	552	2,5	4500	30 %	166	2,5	15 000	5
Overløp	785	4,3	5500	60 %	471	4,3	9200	6
Sanering av ledningsnett	182	6,7	37 000	60 %	109	6,7	62 000	10
Overføring av 3 renseanlegg til RA2	496	22,8	46 000	30 %	149	22,8	153 100	11
Overføring av RA2 til Glomma	1982	16,5	8300	30 %	844	16,5	19500	7
Sum kommunalt avløp	3997	52,8			1739			

* Langsiktig tiltak som vil virke gradvis over 10-20 år. Svært kostnadseffektivt da det ikke vil være avlingsnedgang i kornproduksjon for arealer med PAL over 10, og kostnadene til gjødselmidler vil bli redusert. Det er ikke mulig å gi noe godt estimat for effekt pr. år uten å gå inn på en detaljert kartlegging av PAL i nedbørfeltet. Effekten vil være størst de første årene.

4. Referanser

- A.M.F. 2002. "Hovedplan for vannmiljø og avløp 2002 – 2012". November 2002.
- ANØ. 2001. "Saneringsplan Avløp 2002-2010" ANØ-rapport 41/01 24.09.2001.
- 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., Tonderski, K.S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A.-G.B., Ulén, B. og Koskiaho, J. (2005). Can Constructed Wetlands Reduce the Diffuse Phosphorus Loads to Eutrophic Water in Cold Temperate Regions? *Journal of Environmental Quality* 34 (2005) 2145- 2155.
- COWI. 2007. Forlengelse av utløpet fra RA-2 til Glomma/Øyeren.
- Endresen, S. 2006. "Kostnadsoverslag for overføring av avløpet fra Åneby, Rotnes og Slattum renseanlegg til henholdsvis RA-2 og Oslo". Nov. 2006. Asker.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2000 og Akershus fylkeskommune/Romerike vannbruksplanutvalg 2000. Verneverdier i Nitelva, Skedsmo og Rælingen kommuner i Akershus. Direktoratet for naturforvaltning i samarbeid med Norges vassdrag- og energidirektorat. VVV-rapport 2000-5. Trondheim. 45s.
- Martinsen, T. 1998. Tiltaksanalyse Nitelva. Romerike vannbruksplanutvalg. Rapport nr. 1/98. 22s.
- Mikkelsen, H. 2006. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold. Nitelva m/tilløpselver 2005. Årsrapport 2005. ANØ-rapport 35/06. 24s.
- Heathwaite, A.L. (1997). Sources and Pathways of Phosphorous Loss from Agriculture. I Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. and Johnston, A. E. (ed.) *Phosphorous Loss from Soil to Water*, s. 205-223. Oxon, CAB International.
- Sharpley, A.N. og Rekolainen, S. 1997. Phosphorous in Agriculture and Its Environmental Implications. I Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. and Johnston, A. E. (ed.) *Phosphorous Loss from Soil to Water*, s. 1-53. Oxon, CAB International.
- Statens forurensningstilsyn, 1995. Miljøsmål for vannforekomster. Tilførselsberegninger. SFT-veiledning 95:02. 70s.
- Syversen, N. 2002. Vegetasjonssoner som filter for overflateavrenning fra jordbruksarealer i *områder med kaldt klima*. Doktoravhandling 2002:12. Ås, Norges Landbrukshøgskole, Institutt for jord- og vannfag. 48 s.
- Syversen, N. 2003. Vegetasjonssoner som rensefilter for overflateavrenning fra jordbruksmark. Variasjon i renseffekt gjennom året og over lang tid (1992-2003). Jordforsk-rapport nr. 73/03.
- Syversen, N. and H. Borch (2005). "Retention of soil particle fractions and phosphorus in cold-climate buffer zones." *Ecological Engineering* 25(4): 382-394.
- Vannkvalitetsnormer for friluftsbad. FRILUFTSBAD - BADEVANN: Vedlegg til Rundskriv IK-21/94. Erstatte "Kvalitetskrav til vann - badevann" revidert utgave fra nov. 1976. Gjeldende fra 1. juli 1994.
- Øgaard, A.F., Bechmann, M. & Eggestad, H.O. 2006. Gjødslingspraksis, anbefalinger og risiko for næringsstofftap. Res. fra to nedbørfelt i JOVA-programmet. Bioforsk Rapport 1(25): 25 s

5. Vedlegg

Vedlegg 1. Beregninger for kommunaltekniske anlegg

Beregning av overvannsutslipp

De data man finner fra prosjekter på målinger av konsentrasjoner av forurensninger i overvann viser meget store variasjoner. Dette skyldes at tidspunktet for målingene, målemetodikk og de lokale forhold slår sterkt ut på resultatene.

Det fins forholdsvis lite av representative norske målinger av næringsstoffer og organisk stoff i overvann fra de senere år, og som kan brukes for å bedømme årlige utslipp av disse stoffene. Det er imidlertid gjort målinger i stort omfang og over lang tid i Sverige, og disse er meget grundig dokumentert. Basert på data fra nasjonale og internasjonale prosjekter er konsentrasjoner av ulike forurensningsparametre i overvann gitt for sentrumsområder, blokkområder, rekkehusområder, villaområder, næringsområder, veger med mye trafikk og veger med lite trafikk. I tabellen man tillagt de nyeste målinger, samt data fra Sverige stor vekt.

Tabell 1. Forurensningskonsentrasjoner i overvann fra tette flater (mg/l)

Utslippskilde	Tot. P mg P/l	Tot. N mg N/l	BOD ₅ mg O/l	COD mg O/l	SS mg/l	Olje mg/l
Sentrumsområder	0,35	2,1	40	120	200	0,8
Bolig- Villaområder	0,2	1,5	10	60	45	0,2
Bolig-Rekkehusområder	0,25	1,5	12	70	50	0,25
Bolig-Blokkbebyggelse	0,3	1,7	30	90	100	0,3
Næringsområder	0,4	2,0	35	120	200	1,5
Veger 5000 kj/d	0,15	1,6	10	40	80	0,2
Veger 30000 kj/d	0,24	2,4	18	160	115	1,0
Overløp i fellesavløpssystemer	1,0					-

Den avstrømmede overvannsmengden pr. år beregnes etter følgende formel:

$Q_{\text{år}} = a \times A \times (P-b) \times 10^{-3}$, hvor

$Q_{\text{år}}$ = Avrent volum over et middelår i m³

a = andelen tette flater som dreneres til overvannssystemet. (En del tette flater drenerer direkte ut på permeable felter, f.eks. avløp fra hustak som går direkte ut i egen have.)

A = Totalareal tette flater i avrenningsområdet i m².

P = Total nedbør over et middelår. (mm)

b = Totalt tap av vann p.g.a. fordampning. (mm). For områder med stor helning (> 1,5 %) kan man bruke $b = \text{ca. } 50 \text{ mm}$, og for flatere områder $b = \text{ca. } 100 \text{ mm}$

Dersom man ikke kjenner arealet av de tette flatene, kan man benytte arealet for hele avrenningsområdet og data fra tabell 2, som gir tallverdier for andel tette flater og andel deltagende flater i ulike typeområder. Denne beregningsmetoden gir imidlertid stor unøyaktighet i resultatet.

Tabell 2. Tette flater i ulike typer områder og andel deltagende tette flater

Type område	Tette flater i % av totalt areal	Andel deltagende tette flater (a)
Villa / eneboliger	10-20	0,55
Rekkehus	20-40	0,6
Blokk	40-50	0,65
Sentrums-områder	80-90	0,9
Veger	100	Vurderes lokalt

For å finne stoffavstrømningen multipliserer man konsentrasjonen med avrenningsvolumet. Resultatene av disse beregningene av de totale utslippene av fosfor (P), nitrogen (N), og organisk stoff er vist for de fire kommunene i Nitelvas nedslagsfelt i tabell 3 - 6.

Fosfor, nitrogen og organisk stoff er generelt bundet til partikler, og fosfor i noe høyere grad enn nitrogen. Larm et al, 2002, angir 33 % som løst fosfor og 34 % som løst nitrogen. I overvann er det store mengder partikler, noe som gjør at nitrogen og fosfor hovedsakelig foreligger partikulært.

Tabell 3. Beregninger av utslipp av forurensninger fra overvann i Skedsmo

Overvann PNO						Skedsmo					
Data om tette flater						Sjablonverdier for P N og O					
Type areal	Areal i km ²	% tette flater	andel koblet til nett	Nedbør mm /år	Tap i mm/år	TOT P mg/l	TOT N mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l	Mengde avrent overvann m ³ /år	
Veger 30000 ÅDT	0,11	100	1	810	100	0,24	2,4	18	160	78100	
Veger 5000	0	100	1	810	100	0,15	1,6	10	40	0	
Sentrum og næring	2,48	70	0,9	810	100	0,35	2,1	40	120	1109304	
Blokkbebygg	0,31	45	0,65	810	100	0,3	1,7	30	90	64379	
Rekkehus	1,5	35	0,6	810	100	0,25	1,5	12	70	223650	
Eneboliger	1,2	18	0,55	810	100	0,2	1,5	10	60	84348	
Produsert i tonn pr år fra tette flater										1559781	
	TOT P	TOT N	BOF ₅	COD						Sum	
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Veger A	0,02	0,19	1,4058	12,5							
Veger B	0,00	0,00	0	0							
Sentrum og næring	0,39	2,33	44,372	133,1							
Blokkbebygg	0,02	0,11	1,9314	5,794							
Rekkehus	0,06	0,34	2,6838	15,66							
Eneboliger	0,02	0,13	0,8435	5,061							
SUM	0,50	3,1	51,2	172,12							
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)											
Veger A	1										
Veger B	1										
Sentrum og næring	1										
Blokkbebygg	1										
Rekkehus	1										
Eneboliger	1										
Utslipp til vannforekomster											
	TOT P	TOT N	BOF ₅	KOF							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Utslipp	0,50	3,09	51,24	172,12							

Tabell 4. Beregninger av utslipp av forurensninger fra overvann i Nittedal

Overvann PNO						Nittedal						
Data om tette flater						Sjablonverdier for P N og O						
Type areal	Areal i km ²	% tette flater	andel koblet til nett	Nedbør mm /år	Tap i mm/år	TOT P mg/l	TOT N mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l		Mengde avrent overvann m ³ /år	
Veger 30000 ÅDT	0.07	100	1	930	100	0.24	2.4	18	160		58100	
Veger 5000	0.1	100	1	930	100	0.15	1.6	10	40		83000	
Sentrum og næring	1.465	70	0.9	930	100	0.35	2.1	40	120		766049	
Blokkbebygg	0.195	45	0.65	930	100	0.3	1.7	30	90		47341	
Rekkehus	0.505	35	0.6	930	100	0.25	1.5	12	70		88022	
Eneboliger	4.807	18	0.55	930	100	0.2	1.5	10	60		394991	
										Sum	1437502	
Produsert i tonn pr år fra tette flater												
	TOT P	TOT N	BOF ₅	COD								
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år								
Veger A	0.01	0.14	1.0458	9.296								
Veger B	0.01	0.13	0.83	3.32								
Sentrum og næring	0.27	1.61	30.642	91.93								
Blokkbebygg	0.01	0.08	1.4202	4.261								
Rekkehus	0.02	0.13	1.0563	6.162								
Eneboliger	0.08	0.59	3.9499	23.7								
SUM	0.41	2.7	38.9	138.66								
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)												
Veger A	1											
Veger B	1											
Sentrum og næring	1											
Blokkbebygg	1											
Rekkehus	1											
Eneboliger	1											
Utslipp til vannforekomster												
	TOT P	TOT N	BOF ₅	KOF								
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år								
Utslipp	0.41	2.69	38.94	138.66								

Tabell 5. Beregninger av utslipp av forurensninger fra overvann i Rælingen

Overvann PNO						Rælingen					
Data om tette flater						Sjablonverdier for P N og O					
Type areal	Areal i km ²	% tette flater	andel koblet til nett	Nedbør mm /år	Tap i mm/år	TOT P mg/l	TOT N mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l		Mengde avrent overvann m ³ /år
Veger 30000 ÅDT	0	100	1	810	100	0.24	2.4	18	160		0
Veger 5000	0.09	100	1	810	100	0.15	1.6	10	40		63900
Sentrum og næring	0.09	70	0.9	810	100	0.35	2.1	40	120		40257
Blokkbebygg	0.8	45	0.65	810	100	0.3	1.7	30	90		166140
Rekkehus	0.58	35	0.6	810	100	0.25	1.5	12	70		86478
Eneboliger	0.92	18	0.55	810	100	0.2	1.5	10	60		64667
Produsert i tonn pr år fra tette flater										Sum	421442
	TOT P	TOT N	BOF ₅	COD							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år	Nedbør ikke målt i Rælingen						
Veger A	0.00	0.00	0	0	Antar derfor 810 mm/år						
Veger B	0.01	0.10	0.639	2.556							
Sentrum og næring	0.01	0.08	1.6103	4.831							
Blokkbebygg	0.05	0.28	4.9842	14.95							
Rekkehus	0.02	0.13	1.0377	6.053							
Eneboliger	0.01	0.10	0.6467	3.88							
SUM	0.11	0.7	8.9	32.27							
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)											
Veger A	1										
Veger B	1										
Sentrum og næring	1										
Blokkbebygg	1										
Rekkehus	1										
Eneboliger	1										
Utslipp til vannforekomster											
	TOT P	TOT N	BOF ₅	KOF							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Utslipp	0.11	0.70	8.92	32.27							

Tabell 6. Beregninger av utslipp av forurensninger fra overvann i Lørenskog

Overvann PNO**Lørenskog**

Data om tette flater						Sjablonverdier for P N og O				Menge avrent overvann m ³ /år
Type areal	Areal i km ²	% tette flater	andel koblet til nett	Nedbø r mm /år	Tap i mm/år	TOT P mg/l	TOT N mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l	
Veger 30000 ÅDT	0.301	100	1	815	100	0.24	2.4	18	160	215215
Veger 5000	0.245	100	1	815	100	0.15	1.6	10	40	175175
Sentrum og næring	1.51	70	0.9	815	100	0.35	2.1	40	120	680180
Blokkbebygg	0.43	45	0.65	815	100	0.3	1.7	30	90	89929
Rekkehus	0.95	35	0.6	815	100	0.25	1.5	12	70	142643
Eneboliger	3.72	18	0.55	815	100	0.2	1.5	10	60	263320
						Sum				1566461

Produsert i tonn pr år fra tette flater				
	TOT P	N	BOF ₅	COD
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år
Veger A	0.05	0.52	3.8739	34.43
Veger B	0.03	0.28	1.7518	7.007
Sentrum og næring	0.24	1.43	27.207	81.62
Blokkbebygg	0.03	0.15	2.6979	8.094
Rekkehus	0.04	0.21	1.7117	9.985
Eneboliger	0.05	0.39	2.6332	15.8
SUM	0.43	3.0	39.9	156.94

Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)	
Veger A	1
Veger B	1
Sentrum og næring	1
Blokkbebygg	1
Rekkehus	1
Eneboliger	1

Utslipp til vannforekomster				
	TOT P	N	BOF ₅	KOF
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år
Utslipp	0.43	2.99	39.88	156.94

Beregninger av reduksjoner av utslipp av tot-P i overvann og tilhørende kostnader.

Overvann renses og forurensningstilførselen reduseres ved frakobling fra ledningsnettet og ved rensing i åpne dammer. Ved frakobling og infiltrasjon får man en renseeffekt på 100 % og ved rensing i dammer regnes det med en renseeffekt for fosfor på 60 %. Det er antatt frakobling av 20 % av overvannet og rensing av 30 % av overvannet i åpne dammer.

Tabell 7. Resipient for kommunale utslipp

Kommune	Resipient
Lørenskog	Fjellhamarelva
Nittedal	Nitelva
Rælingen	Nitelva/Svellet
Skedsmo	Nitelva/Sagelva

Overvann:

Antar 60 % renseeffekt i dammer og 100 % renseeffekt ved infiltrasjon.

Reduksjon i Lørenskog: $430 \times 0,3 \times 0,6 + 430 \times 0,2 = 163 \text{ kg/år}$

Reduksjon i Nittedal: $410 \times 0,3 \times 0,6 + 410 \times 0,2 = 156 \text{ kg/år}$

Reduksjon i Rælingen: $156 \times 110/410 = 42 \text{ kg/år}$

Reduksjon i Skedsmo: $500 \times 163/430 = 190 \text{ kg/år}$

Totalt 552 kg antas å kunne reduseres pr. år.

Kostnader for dammer blir 5700 kr/kg og år $\times 552 \times 0,48 = 1,5 \text{ mill.kr}$ i årskostnader

Kostnader for infiltrasjon blir 3600 kr/kg og år $\times 552 \times 0,52 = 1,0 \text{ mill.kr}$ i årskostnad

Totalt for overvannstiltak = 2,5 mill. kr i årskostnader (drift og vedlikehold er ikke medregnet)

Gjennomsnittlig kost-nytte 2,5 mill kr / 552 kg = 4500 kr/kg tot-P per år.

Generelt om rensing og kostnader vedr. overvann i åpne dammer.

Åstebøl (2004) angir en renseeffekt for Tot. fosfor på 61 % og for biotilgjengelig fosfor på 62 %. Internasjonale erfaringer oppgis å ligge på 55 – 65 % fjerning av total fosfor. Dette gjelder overvann fra veier. Det antas i denne utredningen en fjerning av tot. P på 60 %.

Gjennomsnittlig innløpskonsentrasjon av Tot. P var 0,67 mg/l og for biotilgjengelig fosfor 0,39 mg/l. Overvannsdammen var mottager av overvann fra E6 på Skullerud. Konsentrasjonen av overvann i Nitelvas nedslagsfelt som er aktuelt for en overvannsdam, antas til å ligge på 0,3 mg/l.

Staten vegvesen (1998) angir at ca. 200 m³ pr. redusert ha vil gi ca. 60 % fjerning av total fosfor. Videre av amerikanske myndigheter antok følgende kostnader i 1985-dollar

$$C = 6,1 (V/0,02832)^{0,75}$$

Der V = totalvolum i m³.

Vegvesenet refererer også danske utredninger som sier at kostnadene pr. m³ varierer mellom 30 – 300 DKK (1988), med et gjennomsnitt på 75 DKK/m³.

Jørn Arntzen i Vegdirektoratet mener at deres dammer koster i området 300 000 til 700 000 kr. Åstebøl i COWI har angitt at middelkostnaden på disse dammene var ca. 650 000 kr. Disse dammene har volumer i området 300 til 700 m³, med et midlere volum på ca. 500 m³. Med tetting i bunnen, innløps- og utløpsarrangementer antas det at m³-kostnaden ligger på ca. 1000 kr/m³ effektivt volum.

Dersom man velger som en illustrasjon tar et felt på 40 ha med 30 % tette flater, vil behovet for damvolum bli $200 \text{ m}^3 \times 40 \times 0,3 = 2400 \text{ m}^3$.

Bruker vi Larm (2000) og antar at samme felt har en avrenningskoeffisient på 0,25 blir anbefalt damareal = $0,25 \times 40 \times 250 = 2500 \text{ m}^2$. Ved en midlere dybde på 1,2 m blir volumet 3000 m^3 . Vi velger å bruke 2400 m^3 i beregningene.

Avrent overvannsmengde kan anslås til $400\,000 \text{ m}^2 \times 0,25 \times 0,7 \text{ m/år} = 70\,000 \text{ m}^3$ pr. år.

Regner vi 0,3 mg Tot P/liter i overvannet blir årlig fjernet stoff 21 kg.

Den amerikanske formelen gir 30300 dollar i 1985 verdi. Bruken man SSBs kostnadsindeks får man i 2006 ca 500 000 kr. Hvis man bruker de danske tallene med 200 DKK/m³ får man

i 2006 ca. 900 000 NOK kr. Alt dette høres for lite ut, og vi velger å bruke 1000 kr/m^3 . Da blir kostnaden 2,4 mill. kr. Bruker man 2,4 mill. kr får man et nytte/årskostnad på ca. 5700 kr/kg. Drift og vedlikehold er ikke regnet med.

Generelt om frakobling og infiltrasjon av overvann fra separatsystemnett og kostnader

Overvann infiltreres til grunnen via permeable flater, infiltrasjonsgrøfter eller pukkmagasin. Tiltaket har betydelig virkning for fjerning av tungmetaller og mikroorganiske miljøgifter som PAH.

Erfaringer fra Fredrikstad og Oslo tilsier at man kan regne meget varierende kostnader pr m² for frakobling av tette flater avhengig av grad av urbanisering og lokale forhold. Det antas at verdien kan settes til 10 til 50 kr/m². Fredrikstad ligger nærmere 10 kr/m².

Hvis man antar at 1 m² tett flate genererer 0,7 m³ avrenning/år og man antar 0,2 mg Tot. P/l i overvann (antar litt renere overvann enn det som renses i dammer) fjerner man 0,14 gram P pr. år dersom alt infiltreres i grunnen.

Ved en kostnad på 10 kr/m² blir kostnytte-faktoren, som nåverdi ca. 71 600 kr/kg Tot P/år.

Regnet med en annuitetsfaktor på 19,8 blir årskostnadsfaktoren ca. **3 600 kr/kg P/år.**

Drift og vedlikehold er da ikke medregnet.

Reduksjon av lekkasjer fra avløpsledningsnett

Avløpsnett i kommunene består av fellesledninger for spillvann og overvann og av separatsystemer hvor spillvann fra husholdninger og industri går i egen ledning og overvannet i en annen. Når det gjelder lekkasje fra ledningsnett er det først og fremst ledningene alder som er av betydning.

Fylkesmannen foreslo at følgende skulle legges til grunn for lekkasjeberegningene::

For fellesledninger: 1-2 % lekkasje(kan gå høyere med betydelig innslag av fjellgrøfter)

Det velges her 1,5 %

For to-rørs separatsystem:

Ledninger lagt etter 1970-75 : 1-6 % Det velges her 3 %.

Ledninger lagt før 1970: 5-10 % Det velges her 6 %.

Mengden fosfor inn på avløpsnett er beregnet ut fra en tilførsel på 1,6 g fosfor pr. personekvivalent og døgn og antall innbyggere i hver enkelt kommune. Lekkasjen fra avløpsnett er beregnet ut fra gjennomsnittsverdier på henholdsvis 6%, 3% og 1.5% fra de aktuelle strekningene med ulike

avløpssystemer. Resultatene av disse beregningene er gitt i tabell 8 - 11. I denne er det også gitt resultatene av beregninger av reduserte utslipp av fosfor i 2014, når man legger kommunenes planer for sanering av ledningsnett til grunn.

Tabell 8 Utslipp fra lekkasjer på ledningsnettet i Skedsmo

	Lengde ledningsnett, km	Utslipp*, kg P/år	Planlagt sanering, km/år	Andel sanert i 2014, %	Redusert utslipp, kg P/år
Totalt ledningsnett	208				
Fellessystem	48	104	1,2	20	20,8
Separatsystem	160				
Før 1970	37	321			
Etter 1970 -75	123	582			
Sum		954	1,2		20,8

* Beregnet ut fra en befolkning på 42.000 og at industrien tilfører 6 tonn P/år.

Tabell 9 Lørenskog

	Lengde ledningsnett, km	Utslipp kg P/år	Planlagt sanering, km/år	Andel sanert i 2014, %	Redusert utslipp, kg P/år
Totalt ledningsnett	98,5				
Fellessystem	15,5	47,5	0,6	30	14,3
Separatsystem	83,0				
Før 1970	28,1	333	0,4	11,4	38
Etter 1970 -75	54,9	327			
Sum		708	1		52,3

Tabell 10 Rælingen

	Lengde ledningsnett, km	Utslipp kg P/år	Planlagt sanering, km/år	Andel sanert i 2014, %	Redusert utslipp, kg P/år
Totalt ledningsnett	56,2				
Fellessystem	2,6		0,8	14,2	44,3
Separatsystem	53,6		0,2		
Før 1970					
Etter 1970 -75					
Sum		311	1		44,3

Tabell 11 Nittedal

	Lengde ledningsnett, km	Utslipp*, kg P/år	Planlagt sanering, km/år	Andel sanert i 2014, %	Redusert utslipp, kg P/år
Separatsystem**	80,3		1	10	65
Før 1970	36,5	245			
Etter 1970 -75	43,5	409			
Sum		654	1		65

* Beregnet ut fra 19.800 innbyggere og at tilførselen fra industrien er ca. 4 tonn P/år.

** Har kun separatsystem

Gjennomsnittlig generell betraktning om kost-nytte:

Regner i snitt at sanering totalt koster 4000 kr/m. Etter åtte års sanering frem til 2014 kan man regne med en reduksjon (182) 230 kg tot-P/år. De fire kommunene vil hvert år sanere 4,2 km ledninger pr.

år, og dette må gjøres i 8 år hvilket gir en årlig kostnad på 134 mill kr. Avskriver vi på 40 år med rente på 4 % blir annuitetsfaktoren = 19,79 og annuiteten for ledningsfornyelsen = 134 mill kr/19,79 = ca 6,7 mill kr pr. år. Midlere kost-nytte for tot-P blir da = ca. 37 000 kr/kg tot-P og år.

Tiltak i overløp

Fordi det bare er Skedsmo kommune som har en betydelig grad av fellessystem i sitt lokalnett, beregnes dette tiltaket bare der i tillegg til i RA2s ledningsnett.

Reduksjon av overløp i fellessystemer beregnes med fordrøyning i magasiner av store rør.

Betraktninger i et illustrasjonsfelt for å finne nøkkeltall for kost/nytte:

Beregninger med dataprogrammet NIVANETT av Lindholm (1987a) viste at et fordrøyningsbasseng på 25 m³/ha tette flater kunne gi ca. 80 % reduksjon av årlige utslipp av totalt fosfor i regnvannsoverløpene. Dersom overløpsutslippet er på 3 % av tørrværsavrenningen og vi regner med, som en illustrasjon, et felt på 40 ha med 35 pe/ha får vi:

Minket utslipp for illustrasjonsfeltet på 40 ha = 40 ha x 35 p/ha x 1,6 g/pd x 0,03 x 0,80 = ca 19 kg tot P/år. Vi regner videre med 35 % tette flater.

Nødvendig volum magasin = 25 x 40 x 0,35 = 350 m³.

I følge DANVA (2006) koster fordrøyningsbasseng 3000 – 15 000 DKR pr. m³.

Ifølge Brombach (2002) koster en m³ volum ca. 1000 Euro som er ca. 8000 kr.

Ved bruk av kostnadskurver fra SFT (1994) og SSBs byggekostnadsindeks blir byggekostnaden på ca. 2,1 mill. kr. (6000 kr/m³) Årskostnaden blir da ca. 105 000 kr

Kost-nytte som årskostnad blir da = ca. 5500 kr/år og kg P/år.

Det antas at når først tiltak settes inn mot overløp er det økonomisk gunstig å redusere årlige midlere utslipp med 70 %.

Reduksjon i Skedsmo: 154 x 0,7 = 108 kg /år

Reduksjon på RA-2: 967 x 0,7 = 677 kg /år

Totalt: 785 kg/år

Kostnader overløpstiltak = 785 x 5500 kr/kg = 4,3 mill.kr /år i årskostnader (Ikke med drift og vedlikehold)

Overføringsledninger for de tre renseanleggene i Nittedal til RA-2 eller Oslo.

(Kostnadstall fra: Endresen 2006, kostnadsoverslag for overføring av Åneby, Rotnes og Slattum.)

Årskostnadene = ca. 3,9 mill. kr pr. år (ved 4 % rente og inkl. drift og vedlikehold)

Både overføring til RA-2 og Oslo koster omtrent 3,9 mill kr i årskostnader.

496 kg tot-P kan fjernes fra de tre renseanleggene pr. år. Dette tilsvarer 149 kg biotilgjengelig P hvis 30 % er biotilgjengelig i utløpet fra kjemiske renseanlegg.

”Inngangsbilletten” som RA-2 og Bekkelaget renseanlegg i Oslo vil forlange antas å være 9 kr/m³.

Fra de tre renseanleggene vil det måtte leveres ca 2,1 mill. m³ pr. år. Årskostnadene for dette skulle da bli 18,9 mill. kr/år.

Total årskostnad blir 3,9 mill. kr/år + 18,9 mill. kr/år = 22,8 mill. kr/år

Den relative kost-nytte blir da = 22,8/496 som blir ca 46 000 kr/kg tot-P og år.

(Regnet som bio-P blir kost-nytte 22,8/149 som blir ca 153 000 kr/kg bio-P og år)

Kost-nytte uten "inngangsbillett" til Oslo ligger nærmere 8000 kr/år og kg tot-P, hvilket betyr at selve overføringskostnadene er små sammenlignet med "inngangsbilletten".

Overføringsledning fra RA-2 til Glomma

RA-2 regner med en investering på 193 mill. kr. Det blir en total årskostnad på ca 16,5 mill. kr/år.

Referanser - overvann.

Larm, T. 1994. "Dagvattenets sammansättning, recipientpåverkan och behandling". VAV-rapport nr. 1994-06. Stockholm.

Larm, T. et al. 2002. "Kartlegging av föroreningsutsläpp med dagvatten til recipienter i Lidingö Stad". SWECO VBB VIAK Stockholm.

Larm, T. 2004. "Schablonhalter- StormTac. Version 2004-02. SWECO

Lindholm, O. 2004. "Næringsstoffer og organisk stoff i overvann fra tette flater og overløpsvann.- Forslag til sjablongverdier og beregning av årlige utslipp. IMT-rapport 1/2004. Ås.

Lygren, E. og Wedum, K. 1982. "Hvirvelkammer og hvirveloverløp. Regulering av vannføring og rensing av overvann". NIVA-rapport VA- 3/82.

Malmqvist, P-A. 1983. "Urban Stormwater Pollutant Sources". ISBN 91-7032-106-X. CTH Göteborg.

Ibrekk, A. S., Barton, D.N., Lindholm, O., Vagstad, N. H., Iversen, E. og Berge, D.. 2004. "Systematisk gjennomgang av ulike miljøforbedrende tiltak og forslag til forbedring av metodikken ved tiltaksanalyser i lys av Rammedirektivet for vann". NIVA-rapport 4777 – 2004. Oslo.

Referanser om kost/nytte beregninger

Brombach, H. 2002. "Urban storm water practice in Germany". UFT Umwelt und fluid teknik. Germany.

Ibrekk, A. S., Barton, D.N., Lindholm, O., Vagstad, N. H., Iversen, E. og Berge, D.. 2004. "Systematisk gjennomgang av ulike miljøforbedrende tiltak og forslag til forbedring av metodikken ved tiltaksanalyser i lys av Rammedirektivet for vann". NIVA-rapport 4777 – 2004. Oslo.

Larm, T. 2000. "Utforming och dimensjonering av dagvattenanläggningar". VA-forsk. 2000-10. Stockholm.

Lindholm, O. 1983. Samlet optimalisering av avløpsrenseanlegg og avløpsledningsnett. O-82124 NIVA.

Lindholm, O. 1987a. "Overløpsberegninger. Teoretiske beregninger". NIVA-rapport VA-1/87. Oslo.

Lindholm, O. 1987b. Vurdering av usikkerhetene i beregning av kost-effekt for noen kommunaltekniske miljøverntiltak. NIVA-notat 4. februar 1987.

Lindholm, O. 2004. "Næringsstoffer og organisk stoff i overvann fra tette flater og overløpsvann.- Forslag til sjablongverdier og beregning av årlige utslipp". IMT-rapport 1/2004. Ås.

Lygren, E. og Wedum, K. 1982. "Hvirvelkammer og hvirveloverløp. Regulering av vannføring og rensing av overvann". NIVA-rapport VA- 3/82.

Lyche Solheim, A., N. Vagstad, et al. 2001. Tiltaksanalyse for Morsa. Vannsjø-Hobøl Vassdraget. Sluttrapport, NIVA, Jordforsk, Limnoconsult.

SFT 1995. Miljømål for vannforekomstene- Hovedveiledning. Veiledning 95:05. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

SFT 1994. "Kostnadskurver for avløpsanlegg". TA-1135. Oslo

Stalleland, T. og Nicholls, M. 1993. "Kostnadseffektivitetsanalyse for Romerike". NILF-rapport C-025-93.

Staten vegvesen. 1998. "Rensing av overvann fra veg". MISA 98/07. Oslo

Statistisk sentralbyrå. 2006. Byggekostnadsindeksene. www.ssb.no

Åstebøl, S. O. 2004. "Overvåking av rensebasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset I Oslo, 2003 – 2004". Interconsult. Oslo.

Åstebøl, S. O. 2006. "Personlig meddelelse"

Vedlegg 2. Metodikk og beregninger innen jordbruksavrenning

Om rensetiltak i jordbruket

Permanente vegetasjonssoner

Permanente vegetasjonssoner kan anlegges langs bekkeløp og innsjøer, rundt kummer, i forsenkninger, og for å dele opp lange hellingslengder i skrånende terreng. Vegetasjonssoner reduserer partikkel- og fosfortapet ved å øke sedimentasjon av partikler og dermed redusere avrenning av partikulært fosfor. I tillegg vil vegetasjonssonen ha større infiltrasjonskapasitet enn ovenforliggende åker, noe som reduserer andelen overflatevann. Fosforreduksjonen er også knyttet til opptak av fosfor i vegetasjon. Vegetasjonssoner bidrar også til å redusere risikoen for kjøreskader og utrasing av bekkeskråninger. Effekten på rensing av overflateavrenning fra jordbruksarealer i vegetasjonssoner er dokumentert i omfattende forsøksserier (Syversen 2002, Syversen 2003, Syversen N. and H. Borch 2005).

Forsøkene knyttet til renseeffekt av overflatevann som renner gjennom vegetasjonssoner, ble utført i fire forsøksfelt i Akershus og Østfold fylker i perioden 1992-2001 (Syversen, 2002). I forsøkene ble det studert renseeffekt i forhold til bredde på vegetasjonssonen, mengde overflatevann inn i vegetasjonssonen, sesongvariasjon og vegetasjonstype. Forsøkene ble utført i felt med både naturlig og simulert avrenning inn i vegetasjonssonen. Renseeffekt for fosfor ved både naturlig og simulert avrenning varierte fra 42-96 %, og økte med økende bredde av vegetasjonssonen. Samme renseeffekt for partikler var 55-97%. Det ble ikke funnet forskjell i renseeffekt (i %) mellom sommer og vinter. Renseeffekten målt i mengde ble funnet å være 15-35 ganger høyere om vinteren. Kraftig avrenning om vinteren førte til høy partikkeltransport, men en betydelig andel av dette sedimenterte i vegetasjonssonen, slik at renseeffekten i % tilnærmet ble den samme sommer som vinter.

Renseeffektene referert over viser stor variasjon. Dette gjelder også forskjellige forsøksfelt med samme bredde på vegetasjonssonen. Dette skyldes i hovedsak variasjon i stedsspesifikke forhold som total belastning inn i vegetasjonssone, vegetasjonstype, helningsgrad og jordtype (Syversen, 2002). Jordtype har stor betydning for effekten da silt- og sandfraksjoner sedimenterer lettere enn leirfraksjoner. Tabell 9 viser de nyeste resultater på renseeffekt i % og årlig spesifikk tilbakeholdelse av fosfor, partikler og organisk materiale etter en 5 m bred vegetasjonssone på Mørdre forsøksfelt (Nes kommune, Akershus) og en 5 og 10 m bred vegetasjonssone på Grorud forsøksfelt (Vestby kommune, Akershus). Laveste tall i % fra Grorud representerer 5 m bredde på vegetasjonssonen, mens laveste tall for spesifikk tilbakeholdelse representerer 10 m bredde.

Vedleggstabell 1. Renseeffekt og spesifikk tilbakeholdelse av fosfor, partikler og organisk stoff i vegetasjonssoner.

Mørdre (1992-93 og 1997-2003)	Fosfor	Partikler	Org. mat.
Renseeffekt (%)	63	75	74
Årlig spesifikk tilbakeholdelse (g/m ² år)	1,4	1962	117
Grorud (1992-99)			
Renseeffekt (%)	76-89	81-91	83-90
Årlig spesifikk tilbakeholdelse (g/m ² år)	1,5-1,6	860-990	85-100

Renseeffekt (i %) øker i de fleste tilfeller med økende bredde, mens renseeffekt pr. arealenhet avtar med økende bredde, – dette fordi renseeffekten er størst i de øverste delene av vegetasjonssonen. Effekten av vegetasjonssonen varierer også avhengig av feltspesifikke forhold som topografi, jordtype, avrenningsintensitet, avrenningstype og vegetasjonstype. Resultatene viste liten forskjell i renseeffekt for partikler og fosfor med vegetasjon med trær kontra bare grasvegetasjon. Resultatene viser imidlertid at et tett feltsjikt (grasdekke) er av størst betydning for sedimentasjonseffekten. Det er satt i gang videre forsøk hvor effekt av ulike typer vegetasjon i forhold til renseeffekt, undersøkes.

I forsøksfeltene ble ikke vegetasjonssonene høstet. Høsting av vegetasjonssonen med fjerning av gras vil hindre utfrysing av fosfor om vinteren. Forsøkene viste imidlertid at andelen løst fosfor (fra f.eks utfrosset plantemateriale) var svært liten. Høsting av vegetasjon vil forhindre at det danner seg et busksjikt som skygger ut feltvegetasjonen, og gi bedre lystilgang og et tettere vegetasjonsdekke, som igjen øker sedimentasjon.

I Akershus og Østfold (og i flere andre fylker) er det innført tilskudd til 10 m brede vegetasjonssoner. Erfaringene fra Morsa-vassdraget (Vansjø) viser at grunneierne gjør avtaler seg i mellom om høsting av arealet, og graset går til fôrproduksjon.

Jordbruksarealene i nedbørfeltet til Nitelva har forholdsvis lange hellinger, og i de deler av nedbørfeltet som har ravinlandskap er gradientene bratte. Jordtypene er dominert av marine avsetninger med lett eroderbare jordtyper, og de har dermed generelt stor overflateavrenning. I tillegg vil også flomutsatt jord være utsatt for overflatetransport, spesielt i perioden hvor flommen trekker seg tilbake. Områder som er vegetasjonsdekket vil i disse periodene holde tilbake partikler og partikkelbundne næringsstoffer i flomvannet. En kan derfor forvente god effektivitet på dette tiltaket i Nitelvas nedbørfelt.

Fangdammer

Anleggelse av fangdammer i nedbørfelt med stor avrenning av partikler og fosfor har i en rekke studier vist seg å være et effektivt tiltak for å redusere totale fosfortilførsler til innsjøer (Braskerud et al., 2005). Størst innvirkning på effekten har faktorer som fangdammens størrelse i forhold til nedbørfeltareal, andel dyrket mark innen nedbørfeltet, total hydraulisk belastning, og total belastning av partikler og fosfor. Fosforinnhold i øverste jordlag har i så måte stor betydning, der fosfor i stor grad vil tapes i partikkelbundet form ved overflateerosjon. Man vil i de fleste tilfeller få økt effekt av fangdammer ved å øke størrelsen på denne i forhold til nedbørfeltareal, og i felt med stor andel dyrket mark. Man vil og i de fleste tilfeller få økt total retensjon av fosfor i felt med høy avrenning og høye tap av partikler og fosfor. Høy total belastning av partikler og partikkelbundet fosfor har man vanligvis i felt med en stor andel dyrket mark. I felt dominert av utmarksareal vil man i de fleste tilfeller ha lavere tap, og følgelig lavere belastning i fangdammen.

Faktorer som innvirker på retensjon (tilbakeholdelse) av fosfor i små konstruerte våtmarker (fangdammer) er forøvrig beskrevet i detalj av Braskerud (2002). Effekten av fangdammer er vurdert ut fra resultater fra forsøk utført i fangdammer med areal tilsvarende 0,06-0,4 % av nedbørfeltets totalareal over perioder på 3-7 år. Studien ble utført i 4 forsøksanlegg, lokalisert i Akershus, Østfold, Sør-Trøndelag og Rogaland. Tilbakeholdelsen av fosfor var 21-44 % av totale tilførte mengder (relativ retensjon), tilsvarende en total retensjon på 20-39 kg P/år. Dette på tross av en relativt stor hydraulisk belastning (gjennomsnittlig 0,7-1,8 m³/dag). Fangdammer har generelt størst effekt på partikkelbundet fosfor og relativt liten effekt på løst fosfor. I forsøkene ble det funnet en gjennomsnittlig tilbakeholdelse av partikkelbundet P på 45 % og en tilbakeholdelse av løst P på 5 %.

Resultatene som er presentert ovenfor, indikerer at man ved anleggelse av fangdammer bør prioritere områder med relativt stor belastning av partikler og partikkelbundet fosfor. Tiltaket vil i så måte være høyst aktuelt i områder med stor andel dyrka mark og høye partikkel- og fosfortap, da fangdammer viser stor retensjon av partikler og partikkelbundet fosfor. Andel dyrket mark i nedbørfeltet har også stor betydning. Man vil i de fleste tilfeller oppnå større effekt per fangdamareal og større total retensjon i områder med høy andel dyrket mark. Nedbørfelt med stor andel utmarksareal og skogsområder vil følgelig gi lavere effekt av en etablert fangdam. I nedbørfeltet til Nitelva domineres

tilførselsbekkene til elva ved at de har største delen av nedbørfeltarealet i skogen i åsene rundt. Bekkene har derfor relativt stor vannføring når de kommer til jordbrukslandskapet. Det er derfor mange bekker som ikke er spesielt godt egnet for fangdam i Nitelva-området. I slike tilfeller kan det også vurderes å anlegge avskjæringsgrøfter som leder avrenningsvannet fra jordene til mindre sedimentasjonskammere før det ledes ut i bekken. Lokaltilpassing av fangdammer og enklere sedimentasjonsdammer vil øke effektiviteten og redusere kostnadene.

For områder med større andel løst P og fosfor på mindre partikler kan ekstra rens tiltak etableres med Leca-filter. Planlegging av et pilotforsøk med Leca-filter som et ekstra rens tiltak etter en fangdam i Støabekken er satt i gang, og er planlagt ferdig etablert innen vekstsesongen 2007. Slike filtre kan være spesielt egnet ved lav vannføring, spesielt om sommeren, hvor det i mange tilfeller er en økt utlekking av løst fosfor fra fangdammer på grunn av reduserende forhold, som fører til at fosfor frigjøres fra sedimentet (Hauge, 2006). Det foreligger ennå ikke målinger på effekten av slike rens basseng. Effekten vil antakelig være størst ved lav vannføring.

Leca-filter for grøftevann

Nedbørfelt med stor andel utmark gir, som nevnt, forholdsvis lav effekt av fangdammer, da slike felt i stor grad vil domineres av relativt store vannmengder med generelt lave fosforkonsentrasjoner. Arealkravet til fangdammen (0,06-0,4 % av nedbørfeltets totalareal) vil også være betydelig i slike store nedbørfelt. På bakgrunn av dette er det for slike områder behov for alternative renseløsninger direkte rettet mot avrenning fra jordbruk. For flate arealer med lite overflateavrenning, og på jorder med høye P-AL tall bidrar grøftevannet med store deler av fosforavrenningen. Rensing av grøfteavrenning er derfor et tiltak som kan gi nye muligheter i tillegg til de nåværende rensesystemer. Det er tidligere gjennomført forsøk med filtermaterialer (Leca-kuler) i stedet for drenerør, og resultatene viste en tilbakeholdelse av fosfor på 40-90 %. For å redusere anleggskostnadene er det nå satt i gang et pilotforsøk i nedbørfeltet til Vestre Vansjø der en tester muligheten for å redusere filteret til utløpet av samlegrøftene. På de flater arealene i bunn av Nittedalen og på en del arealene med svært høye P-AL tall tror vi dette vil kunne bli et tiltak som kan være svært aktuelt. Forsøkene med pilotanleggene er imidlertid akkurat startet, og en vil få et klarere bilde av hvordan disse anleggene skal konstrueres og effekten av de i løpet av de nærmeste årene.

Kostnadseffektivitet ved landbrukstiltak

Redusert fosfornivå

Det foreligger ikke dokumenterte 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 (jfr. *anbefalinger og gjødslingsnormer*), og tiltaket vil på disse arealene være forbundet med liten eller tilnærmet ingen kostnad. På mer intensive produksjoner som f.eks. grønnaksarealer vil P-AL nivået måtte ligge noe høyere for at det ikke skal være noe kostnad. Denne typen produksjon er det imidlertid svært lite av i nedbørfeltet. Ved vurdering av kostnader/økonomisk tap ved redusert gjødsling på arealer med lavere P-AL nivå, må kostnader ved eventuelt avlingstap vurderes opp mot den samfunnsøkonomiske gevinst man får ved redusert fosforstatus i jord, og lavere fosforbelastning i Nitelva.

Bedriftsøkonomisk vil de fleste gårdbrukere kunne bedre sin økonomi med en riktigere fosforgjødsling.

Redusert jordarbeiding

Det er stor variasjon i kostnadseffektivitet ved endret jordarbeiding. Lyche Solheim *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.

En ny sammenligning er gjort av Fyhri og Garnes (2004) som illustrerer de økonomiske resultater (lønnsomhet) ved tre ulike dyrkingssystem i perioden 2000-2003. 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.

Vegetasjonssoner

Kostnader ved etablering av vegetasjonssoner vil variere betydelig avhengig av lokale forhold. Det foreligger lite dokumentasjon av kostnadseffektivitet for tiltaket under norske forhold. Lyche Solheim *et al.* (2001) anslår en kostnadseffektivitet på om lag 270 kr/kg P uten høsting.

Fangdam i bekk eller grøfteutløp

Størrelsen på nedbørfeltet som drenerer til en fangdam er avgjørende for hvor stor dammen må være, og følgelig også for kostnadene ved anleggelse av fangdammen. Kostnadseffektivitet for fangdammer som rensetiltak er her anslått ut fra kostnader ved anleggelse av et antall fangdammer i Våler og Rygge kommuner, og renseeffekter i fangdammer dokumentert av Braskerud (2002), Bach *et al.* (2003) og Braskerud *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. Vedlikeholdskostnader er 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 anslått på denne bakgrunn ventet å ligge i intervallet 100-400 kr/kg P for forventet levetid 30 år.

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. Beregningene antyder også at det er stor variasjon i kostnadseffektivitet - dette i stor grad som følge av variasjon i kostnad pr. dekar nedbørfeltareal. Fangdammer i sidebekker til Nitelva har som nevnt tidligere ofte store nedbørfelt i bakkant av jordbruksarealet. Dammene må derfor på mange lokaliteter bygges relativt store, og kostnadseffektiviteten vil da gå ned. De høyeste kostnadseffektivitetene vil en følgelig få med oppsamlingssgrøfter og mindre sedimentasjonskammere. Variasjon i fangdammenes renseeffekt kommer i tillegg til variasjonen i anleggskostnader. Det er også stor variasjon i levetid mellom fangdammer.

Det er ikke tatt hensyn til de politiske mulighetene for å gjennomføre tiltakene. Tilskuddsordningene i landbruket er regionalisert, og Nitelva er ikke blant de vassdragene hvor man har størst tilskuddssatser i Akershus. Det er heller ikke tatt hensyn til konsekvensene av en slik omlegging for jordbruksdriften i området eller muligheten for avsetning av produkter etter en omlegging. I sammenstillingen er det gjort faglige vurderinger av effekter av tiltak som kan redusere fosforbelastningen til Nitelva, og beregningene er basert på eksisterende kunnskap. Denne er i noen tilfeller mangelfullt dokumentert for de aktuelle forholdene. Spesielt gjelder dette for kostnadene. Det er et sterkt behov for bedre kostnadsstudier ved tiltakene i landbruket.

Vedlegg 3. Metodikk og beregninger spredt avløp

Oversikt over spredte avløpsanlegg

Dette vedlegget viser to tabeller over ulike typer spredte avløpsanlegg, og hvordan de fordeler seg i klassifisering av miljøindeks (gradering av forurensingsbelastning, se vedlegg om WEBGIS avløp modellen [Miljøindeks](#)). (Høy miljøindeks indikerer dårlig anlegg)

Vedleggstabell 2. Ulike typer avløpsanlegg pr resipient. 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. Tabellen dekker øvre del av nedbørfeltet.

RESIPIENT	Antall anlegg	Gj. Sn. Rense % P	Tot P kg/år	Anleggstyper i hver miljøindeksklasse	Antall anlegg	Gj. Sn. Rense % P	Tot P kg/år
Hele Nitelva	906	31	904				
1 Til Kongsvang	20	52	14				
Meget lav miljøindeks	2	90	1	Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	2	90	1,1
Lav miljøindeks	10	81	4	Tett tank for svartvann	6	75	2,2
				Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	4	90	1,5
Middels miljøindeks	5	5	6	Infiltrasjonsanlegg	4	5	4,4
				Sandfilteranlegg	1	5	1,8
Høy miljøindeks	3	5	3	Slamavskiller med utslipp til terreng	3	5	3,3
2 Kongsvang - Møllerdammen	214	25	215				
Meget lav miljøindeks	3	95	0	Tett tank	1	100	0
				Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	1	90	0,4
				Biologisk toalett, gråvannsfiler	1	95	0
Lav miljøindeks	54	70	23	Infiltrasjonsanlegg	12	39	7,3
				Tett tank for svartvann	33	75	12
				Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	9	90	3,3
Middels miljøindeks	74	11	95	Infiltrasjonsanlegg	47	5	53
				Sandfilteranlegg	21	5	38,3
				Minirensanlegg klasse 1	5	73	2,9
				Minirensanlegg klasse 3	1	70	0,7
Høy miljøindeks	83	6	97	Slamavskiller med utslipp til terreng	81	5	92
				Infiltrasjonsanlegg	1	75	1,5
				Sandfilteranlegg	1	5	3,7
3 Møllerdammen - Slattum	152	24	164				
Meget lav miljøindeks	1	95	0	Biologisk toalett, gråvannsfiler	1	95	0
Lav miljøindeks	34	62	26	Infiltrasjonsanlegg	13	31	18
				Tett tank for svartvann	13	75	4,7
				Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	8	90	2,9
Middels miljøindeks	50	21	53	Infiltrasjonsanlegg	31	6	34
				Sandfilteranlegg	8	5	14,6
				Minirensanlegg klasse 1	11	75	4
Høy miljøindeks	64	6	81	Slamavskiller med utslipp til terreng	63	5	77
				Minirensanlegg klasse 3	1	70	3,7
Meget høy miljøindeks	3	5	5	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	3	5	5,5
4 Slattum - Åros	35	25	35				
Lav miljøindeks	6	75	2	Tett tank for svartvann	5	75	1,8
				Biologisk toalett	1	75	0,4
Middels miljøindeks	16	23	18	Infiltrasjonsanlegg	7	5	7,7
				Sandfilteranlegg	5	5	9,1
				Minirensanlegg klasse 1	4	75	1,5
Høy miljøindeks	13	5	14	Slamavskiller med utslipp til terreng	13	5	14,2

Vedleggstabell 3. Antall av ulike typer avløpsanlegg pr resipient. Disse er fordelt på ulike klasser av miljøindeks (gitt ulike farger). "Miljøindeks" er en indeksverdi for miljøpåvirkning fra anlegget basert på forventet fosfor-, nitrogen- og organisk stoff utslipp. Tabellen dekker nedre del av nedbørfeltet og Sagelvas nedbørfelt.

RESIPIENT	Antall anlegg	Gj. Sn. Rense % P	Tot P kg/år	Anleggstyper i hver miljøindeksklasse	Antall anlegg	Gj. Sn. Rense % P	Tot P kg/år
5 Åros - Rud	325	41	249				
Meget lav miljøindeks	79	75	0	Anleggstype ikke registrert	3	0	0
				Tett tank	8	100	0
				Tett tank for svartvann	13	75	0
				Biologisk toalett	52	75	0
				Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	1	90	0,4
				Biologisk toalett, gråvannsfiler	2	95	0
Lav miljøindeks	74	66	28	Direkte utslipp	2	0	0,7
				Slamavskiller med utslipp til terreng	3	5	1,1
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	1	5	0,4
				Infiltrasjonsanlegg	14	47	7
				Minirensanlegg klasse 1	2	75	0,7
				Tett tank for svartvann	35	75	12
				Biologisk toalett	7	75	2,2
Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	10	90	3,7				
Middels miljøindeks	80	27	89	Slamavskiller med utslipp til terreng	2	7	1,1
				Infiltrasjonsanlegg	28	5	32,9
				Sandfilteranlegg	24	5	41,2
				Minirensanlegg klasse 1	23	75	12
				Minirensanlegg klasse 2	2	60	1,5
				Minirensanlegg klasse 3	1	70	0,7
Høy miljøindeks	71	5	91	Slamavskiller med utslipp til terreng	68	5	81
				Infiltrasjonsanlegg	1	5	3,7
				Sandfilteranlegg	2	5	6,6
Meget høy miljøindeks	21	2	41	Anleggstype ikke registrert	2	0	4
				Direkte utslipp	9	0	16,4
				Slamavskiller med utslipp til terreng	1	5	1,5
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	9	5	19
6 Sagelva	97	32	119				
Meget lav miljøindeks	4	90	1	Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	4	90	0,7
Lav miljøindeks	22	66	7	Infiltrasjonsanlegg	7	60	2,2
				Sandfilteranlegg	3	46	1,2
				Minirensanlegg klasse 1	1	75	0
				Tett tank for svartvann	3	75	1,1
				Biologisk toalett	8	75	2,2
Middels miljøindeks	43	24	49	Infiltrasjonsanlegg	4	39	2,9
				Sandfilteranlegg	32	14	41
				Minirensanlegg klasse 2	6	60	4,7
				Minirensanlegg klasse 3	1	70	0,4
Høy miljøindeks	26	9	53	Slamavskiller med utslipp til terreng	15	5	16,1
				Sandfilteranlegg	9	5	33,2
				Minirensanlegg klasse 1	1	55	1,8
				Minirensanlegg klasse 2	1	50	1,8
Meget høy miljøindeks	2	5	10	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	1	5	2,2
				Sandfilteranlegg	1	5	7,7
7 Nedstrøms Rud	63	17	108				
Meget lav miljøindeks	3	68	0	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	1	5	0
				Tett tank	2	100	0
Lav miljøindeks	2	40	1	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	1	5	0,4
				Tett tank for svartvann	1	75	0,4
Middels miljøindeks	10	55	10	Sandfilteranlegg	8	50	9,5
				Minirensanlegg klasse 1	2	75	0,7
Meget høy miljøindeks	48	5	97	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	48	5	96,7

Om WEBGIS avløp modellen

WEBGIS avløp er et system for kommunenes registrering, drift og overvåkning 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.

Registrering av anlegg

Brukeren kan legge inn renseanlegg på kartet og registrere egenskaper for disse ved hjelp av menyer. Anlegget tilknyttes en resipient og en eiendom automatisk. Informasjon om eier og brukere kan hentes fra kopi av kommunens GAB-register.

Beregning og analyse

Modellen beregner rensegrad i avløpsanlegg og i terreng. Rensegrad for fosfor, nitrogen og organisk stoff avhenger av data om belastning (pe.), anleggstype og dimensjonering. Når anlegget tilknyttes en resipient, beregnes forventet utslipp til resipienten og miljøindeks (vektet forurensningsindikator) for anlegget. Systemet modellerer utslipp fra hvert anlegg eller fra flere anlegg innenfor et valgt område.

Registrering av anleggsdata

Modellen "WEBGIS avløp" omfatter 14 ulike typer renseløsninger. I tilknytning til avløpsanlegget registreres en rekke administrative og tekniske data.

Anleggstype er gjengitt i tabell 20.

Anleggsnr: Referanse til anleggsnummer avmerket på kart

Tømmesone: Kommunens soner for tømning av slamavskillere, *Adkomst tankbil,*

Bygningstype: Bolig, hovedbygning, kårbolig, hytte, bedrift eller driftsbygning.

Jordtypeklasse: hensepeler på retensjon i fra anleggets utslipp og frem til resipient

Antall pe.: Antall personer tilknyttet avløpsanlegget. I modellen er belastningen satt til 3 pe der det ikke var kunnskap om annen belastning. Dette er basert på et gjennomsnitt av ca 200 husstander i Nitelvas nedbørfelt.

Dimensjonerende kapasitet i pe.: Antall pe. anlegget er dimensjonert for.

Bruktid hytte: ca i antall mnd pr år. I modellen er brukstid satt til 3 mnd der det ikke var kunnskap om annen belastning. Dette er høyere enn samlet faktisk belastning, og modellens resultater vil derfor være et høyeste estimat på forurensningsbidraget fra spredt avløp. Det reelle bidraget vil ligge noe lavere.

Tankvolum og Antall kammer: Totalvolum (m³) og antall kammer for slamavskiller

Antall grøfter, Grøftelengde (m), Infiltrasjonsareal (m²) og støtbelastning(X): Data for sandfilter og infiltrasjonsanlegg.

Vannoppstuvning (X): Registreres i observasjonsrør/lufterør i sandfilter eller i slamavskiller.

Vannutslag (X): aktuelt for infiltrasjonsanlegg, sandfilter og ved direkteutslipp. Kjenetegnes ved synlig avløpsvann (lukt, farge) eller vegetasjon (brennesle og andre næringskrevende arter).

Slamflukt (X): Aktuelt for minirensanlegg (episodisk) og for slamavskiller uten dykket utløp

Resipient: Registreringsområdet inndeles mhp resipienter. Avløpsanlegget knyttes til en resipient som grunnlag for modellberegning av stofftransport.

Avstand resipient (m): Registreres der dette ikke fremgår av kartet, f.eks der infiltrert vann drenerer til lukket bekk.

Merknader: Her noteres alt som kan ha betydning for anleggets renseseffekt (misfunksjon, anleggskomponenter etc) og forhold av betydning for kommunens drift og administrative behandling av avløpsanlegg og vannforsyning.

Bioforsk Jord og miljø **WebGIS avløp**

Map layers (left sidebar):

- Eiendommer
- Anlegg i
- Miljøindeks i
- Tiltaksklasse i
- Markslag
- Vannflater
- Bygninger
- Resipient
- Brønner
- Veglinjer
- Nedbørfelt

Search (left sidebar):

Søk: Eier: Velg

Anleggsnummeret: 8

Gnr: Velg

Map (center):

Map details (right sidebar):

Anleggsdata - Anlegg nr 8
Se detaljer Se driftsdata Se resultater

Anleggsnr: 8

Anl. navn:

Anl. adresse:

Kommune: Skedsmo

Eier:

Adresse:

Poststed: Skedsmokorset

Postnr: 2020

Gnr: 49

Bnr: 26

Anleggstype: 4 - Infiltrasjonsanlegg

Anl. år: 2001

Dim (pe): 5

Status:

Resipient: 5 - Eiv fra store daljuven

Avstand res.: 300

Jordrensefaktor: 6 - Høy

Ant. husstønder: 1

Ant. Pe: 3

Bygningstype: 1 - Bolig

Bruktid hytte (mnd): 12




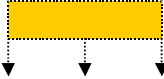







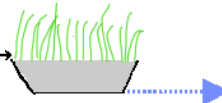


Tiltaksklasse: 1 - Bruk miljøindeks

Figur 9: Skjermbildet i WEBGIS avløp.

Feltregistrerings skjema avløpsanlegg				
LOKALITET		Anl.nr	1875	
ANLADR		GNR	BNR	FNR SNr
X	Y	Koordinatsystem		Kommune
Registrert av: _____ Dato: _____				
EIER				
Navn _____				
Adresse _____				
Poststed _____				
RESIPIENT				
RESIPIENT _____				
Avst. til resipient _____				
Bygning				
BYGNTYPE				BRUKSTID
<input type="checkbox"/> 1 Bolig <input type="checkbox"/> 4 Hytte <input type="checkbox"/> 2 Hovedbygning <input type="checkbox"/> 5 Bedrift <input type="checkbox"/> 3 Kårbolig <input type="checkbox"/> 6 Driftsbygn				12
Ant.husstander _____		Innlagt vann		
		<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nei		
ANLEGG				
<input type="checkbox"/> 0 Anleggstype ikke registrert <input type="checkbox"/> 1 Direkte utslipp <input type="checkbox"/> 2 Slamavskiller med utslipp til terreng <input type="checkbox"/> 3 Slamavskiller med utslipp til vassdrag <input type="checkbox"/> 4 Infiltrasjonsanlegg <input type="checkbox"/> 5 Sandfilteranlegg <input type="checkbox"/> 6 Minirensanlegg klasse 1 <input type="checkbox"/> 7 Minirensanlegg klasse 2 <input type="checkbox"/> 8 Minirensanlegg klasse 3 <input type="checkbox"/> 9 Tett tank <input type="checkbox"/> 10 Tett tank for svartvann <input type="checkbox"/> 11 Biologisk toalett <input type="checkbox"/> 12 Konstruert våtmark <input type="checkbox"/> 13 Tett tank for svartvann, gråvannsfiler <input type="checkbox"/> 14 Biologisk toalett, gråvannsfiler				
ANLEGG_AAR				
HUS PE _____				
VOLUM _____				
Ant. kammer _____				
Ant. grøfter _____				
Grøftelengde _____				
Støtbelast				
<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nei				
Vannoppstuving				
<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nei				
Vannutslag terreng				
<input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nei				
Merknad / beskrivelse				
Tiltak				
<input type="checkbox"/> Bruk Miljøindex <input type="checkbox"/> Tiltak bør iverksettes uavhengig av Miljøindex (se merknad) <input type="checkbox"/> Tiltak bør iverksettes hvis endret belastning (se merknad) <input type="checkbox"/> Tas ut av registeret (se merknad)				
Ved infiltrasjon vurder og evt. kommenter; jordtype, mektighet, avst. til grunnvann, fallforhold, antatt tilstand. Tegn plasserings skisse i forhold til huset på baksiden.				

Figur 10: Feltskjema som ble brukt ved registrering i Solbergfeltet - Skedsmo.

Vedleggstabell 4. Anleggstyper i modellen.

Typenavn	Symbol	Beskrivelse
1 - Direkte utslipp		Utslipp av alt avløpsvann direkte til terreng eller resipient
2 - Slamavskiller med utslipp til terreng		Diffust utslipp av slamavskilt avløpsvann
3 - Slamavskiller med utslipp til vassdrag		Utslipp av slamavskilt avløpsvann direkte til resipient
4 – Infiltrasjonsanlegg		Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og infiltrasjonsanlegg (lukkede grøfter, åpent eller lukket basseng eller jordhaug)
5 – Sandfilteranlegg		Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og sandfilteranlegg. Utslipp til resipient av behandlet avløpsvann.
6 – Minirensesanlegg klasse 1		Biologisk/kjemisk rensing
7 - Minirensesanlegg klasse 2		Biologisk rensing
8 - Minirensesanlegg klasse 3		Kjemisk rensing
9 - Tett tank		Oppsamling av alt avløpsvann
10 - Tett tank for svartvann		Oppsamling av svartvann. Utslipp av gråvann til resipient/terreng
11 - Biologisk toalett		Oppsamling og behandling klosettavløp. Utslipp av gråvann til resipient/terreng
12 – Konstruert våtmark		Behandlingsanlegget omfatter slamavskiller og konstruert våtmark
13 - Tett tank for svartvann, gråvannsfiler		Oppsamling av svartvann. Behandling av gråvann i sandfilter, kompaktanl. eller infiltrasjon.
14 Biologisk toalett, gråvannsfiler		Oppsamling og behandling klosettavløp. Behandling av gråvann i sandfilter, kompaktanl. eller infiltrasjon.

Rensegrad ved ulike anleggstyper

Krav til rensing fastsettes av kommunene og er spesifisert på ulike parametre. De mest aktuelle parametre i utslippstillatelser er fosfor, BOF/TOC¹, nitrogen og patogene mikroorganismer. Siden

¹ BOF = Biokjemisk oksygen forbruk, TOC = Totalt organisk (C)karbon

Nitelva har badevannsinteresser bare i de øverste to delnedbørfeltene, og at husstandene for det meste baserer seg på kommunal drikkevannsforsyning, kan man legge mindre vekt på bakterietall. For resipientkvaliteten vil det viktigste derfor være fosforutslipp og organisk stoff.

Fosfor vil i de fleste tilfeller renses godt. For både de naturbaserte og de prefabrikkerte renseanleggene kan det forventes renses effekter på 85 - 95 % på moderne anlegg. Derimot kan forskjellene for nitrogen bli større. Nitrogen er en forurensingskomponent som er viet større oppmerksomhet i den senere tiden. Nitrogentilførsel til vann og vassdrag vil bidra til eutrofiering og synkende oksygeninnhold.

Ammoniakk virker toksisk på fisk, og nitritt og nitrat er helseskadelig i drikkevann. De prefabrikkerte renseanleggene vil i varierende grad redusere nitrogeninnholdet. Biovac oppgir en renses effekt for standardmodellen på 40-50 %, mens de andre prefabrikkerte anleggene ikke har tallfestet denne renses effekten. For biologisk/kjemisk renseanlegg er det ofte kun 25 % fjerning av N. De naturbaserte renseanleggene har vist seg å ha gode renses effekter på nitrogen, og det bør kunne forventes gjennomsnittlige renses effekter på omkring 50-60 % fra disse anleggene.

Når det gjelder biologiske toaletter med kompostering av svartvannet, vil disse fjerne og resirkulere store deler av forurensingskomponentene i og med at svartvannet inneholder ca. 90% av nitrogenet, 80-90 % av fosforet og ca. 75 % organiske materialet. Gråvannet forutsettes renses ved annen løsning som gir tilstrekkelig renses effekt.

Vedleggstabell 5. Oversikt over forventet renses grad for ulike parametere og anleggstyper:

Anleggstype	TOC/BOF	Fosfor	Nitrogen
Infiltrasjon	80	75-90	15-30
Jordhaug	80	90	30
Våtmarksfilter	80	50-90	60
Sandfilter	80	50	30
Minirenses anlegg	80	90	30

Hva med TKB? (Er med i lokal forskrift for spredt avløp i Ullensaker, og er også viktig for Solberg-området i Nitelvas nedbørsfelt)

Miljøindeks

For å gi en mulighet for å sammenligne anleggenes renses funksjon og resipientbelastning, lager modellen en miljøindeks. Miljøindeksen beregnes for hvert anlegg som én tallverdi - en vektet kombinasjon av utslippsmengde per p.e til resipient av N, P og TOC. Vektingen er gjort på grunnlag av forholdet mellom mengden av de tre forurensingsstoffene i avløpsvann samt en vurdering av stoffenes effekt i resipienten. Miljøindeksen beregnes etter følgende formel:

Miljøindeks = (P-utslipp til resipient i g/d) * 16 + (N-utslipp til resipient i g/d) * 3 + (TOC-utslipp til resipient i g/d) * Belastning (p.e.).

De beste anleggene utslippsmessig har lav miljøindeks, og anlegg med høy miljøindeks er anlegg med stor miljøbelastning.

Vedlegg 4 Mulige utslippsreduksjoner i de ulike delnedbørfelt

Vedleggstabell 6. Mulige utslippsreduksjoner i de ulike delnedbørfelt

Tiltak	Effekt kg tot-P reduisert til Møllerda mmen	Effekt kg tot-P reduisert Møllerda mmen (Rotnes) – Slattum	Effekt kg tot-P reduisert Slattum – Åros bru	Effekt kg tot-P reduisert Åros bru – Rud	ffekt kg tot-P reduisert Sagelva
Avlastingsbehov	0	0,5	4,7	11,8	1,2
Jordbruk					
Endret jordarbeiding EK1 3&4 i stubb	369	85	433	1664	794
Endret jordarbeiding EK1 2i stubb	245	65	2	295	238
Vegetasjons- soner	679	211	235	1679	989
Spredt bebyggelse					
Oppgradering av 110 anlegg med ”Høy” og ”Meget høy miljøindeks”	102	71	17	128	71
Oppgradering av 63 anlegg med ”Middels miljøindeks”	41	28	5	33	28
Kommunalt avløp					
Overvann	31	51	73	190	163
Overløp	0	0	0	108	0
Sanering av ledningsnett	13	21	31	21	52
Overføring renseanlegg	100	163	233	1982	0
Sum kommunalt avløp	144	235	337	2300	215

Reduksjonene tot-P ved tiltak mot overvannsutslipp og lekkasjer, med bruk av sanering av ledningsnett, er fordelt i sonene i Nittedal i forhold til spillvannsproduksjonen i de tre sonene.