

Tiltaksanalyse for Leiravassdraget

2008



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Tiltaksanalyse for Leiravassdraget 2008	Løpenr. (for bestilling) 5657-2008	Dato 26.08.2008
	Prosjektnr. Undernr. 27058	Sider Pris 86
Forfatter(e) Håkon Borch, Bioforsk Jim Bogen, NVE Eigil Iversen, NIVA Markus Lindholm, NIVA Torulv Tjomsland, NIVA Helge B. Pedersen, Nannestad kommune	Fagområde eutrofiering, vannressurs- forvaltning	Distribusjon fri
	Geografisk område Akershus	Trykket CopyCat AS

Oppdragsgiver(e) Styringsgruppa for Leira (Vannområdeutvalg)	Oppdragsreferanse Anne Søbye
-----------------------------------------------------------------	---------------------------------

Sammenheng

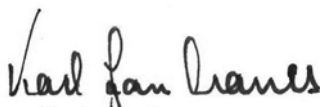
Tiltaksanalysen for Leiravassdraget sammenstiller eksisterende kunnskap om nedbørsfeltet, beregner graden av menneskeskapt påvirkning og gir forslag om ulike tiltak. De øvre delene av vassdraget drenerer gjennom barskog på Romerikssåsene, mens de nedre delene går gjennom marin leire, med intensivt jordbruk. Klassifiseringen er basert på data fra perioden 2000-2006. Leira går raskt over i SFTs klasse "dårlig" og "meget dårlig" når den renner fra skogsområdene og inn i områder med landbruk og marin leire. Gjennom leirinnholdet og erosjonen skiller Leira seg fra de fleste andre vassdrag i landet, og det er foretatt drøftelser av andre kvalitetsgrenser enn dem som ordinært gjøres gjeldende. - Det er gjort tilførselsberegninger for fosfor, fordelt på kommunalteknikk, spredt avløp og landbruk. Gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon nederst i vassdraget er i dag 80 µg l⁻¹. Ulike tiltak er foreslått, og disse vil i sum kunne redusere fosforutslippene med 18,4 tonn.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. eutrofiering 2. vannressursforvaltning 3. tiltaksanalyse 4. vannkvalitet 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. eutrophication 2. water resource management 3. abatement plan 4. water quality
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------



Markus Lindholm

Prosjektleder NIVA



Karl Jan Aanes

Forskningsleder

ISBN 978-82-577-5392-4



Jarle Nygard

Fag- og markedsdirektør

Tiltaksanalyse for Leiravassdraget

Forord

NIVA og Bioforsk Jord og miljø har på oppdrag av Styringsgruppa for Leira utarbeidet en tiltaksanalyse for Leira i Akershus. Tiltaksplanen er utarbeidet i et samarbeid mellom Fylkesmannen i Akershus, NIVA, Bioforsk og NVE, der NIVA har hatt prosjektledelsen fram til 1. juli 2007 og Bioforsk fra og med juli.

NIVA har hovedansvaret for den generelle delen av analysen og for de problemstillinger som berører kommunaltekniske anlegg. Bioforsk har hovedansvaret for problemstillinger innenfor jordbruk og spredt bebyggelse. NVE har sett på naturlige erosjonsprosesser. Arbeidet har foregått i samarbeid med Vannbruksplangruppa for Leira. Saksbehandlere ved Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling har også gitt viktige innspill.

Rapporten gir ny kunnskap om miljøforholdene i vassdraget og vil være et godt grunnlag for det videre arbeid for å bedre miljøforholdene i vassdraget. Det er også lagt vekt på at statusrapporten skal danne grunnlag for forvaltningsplanen for Leira i tilknytning til EUs vanndirektiv.

Følgende medarbeidere har bidratt til statusrapporten:

- Håkon Borch (Bioforsk Jord og miljø) har skrevet om spredt avløp, landbruksavrenning, gjødsling (P-AL), naturtilstand, miljømål og avlastningsnivå. Han har også redigert sammen rapporten.
- Jim Bogen (NVE) har skrevet om naturlige erosjonsprosesser i Leira.
- Helge B. Pedersen (Nannestad kommune) har skrevet om sur nedbør og kalking.
- Markus Lindholm (NIVA) har skrevet om brukerinteresser
- Eigil Iversen (NIVA) har skrevet om utslipp fra kommunaltekniske anlegg
- Torulf Tjomsland (NIVA) har beregnet forurensningstilførsler ved hjelp av TEOTIL-modellen.

Arbeidet er finansiert gjennom bidrag fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus og Fylkeskommunen i Oslo og Akershus.

Vi takker for samarbeidet.

25.08.2008

Markus Lindholm

NIVA

Håkon Borch

Bioforsk

Innhold

Begrepsforklaringer	10
Sammendrag	11
1. DEL 1 Hovedrapport	12
1. Innledning	13
1.1 Målsetning for arbeidet	13
1.2 Kort beskrivelse av vassdraget	13
1.3 Karakterisering av Leira	13
1.4 Brukerinteresser i Leira	14
2. Miljøtilstand og miljømål	16
2.1 Klassifisering av Leira	16
2.2 Miljøutfordringer	16
2.2.1 Eutrofiering	16
2.2.2 Bakterier	16
2.2.3 Langtransportert forurensing - forsuring	17
2.2.4 Partikkelavrenning/nedslamming	17
2.3 Miljømål	18
2.3.1 Bestemmelse av naturtilstand	18
2.4 Brukerinteresser og forslag til miljømål	21
3. Tilførsler av næringsalter fordelt på kilder	23
3.1 Inndeling av nedbørfeltet	23
3.2 Kommunalteknikk - forurensningstilførsler	24
3.2.1 Utslipp	25
3.3 Forurensningstilførsler fra spredt bebyggelse	26
3.3.1 Resultater av modellberegninger	26
3.4 Landbruk	28
4. Beregning av avlastningsnivå	33
5. Tiltak for å nå målene	34
5.1 Sammenstilte kostnader og kostnadseffektivitet sektorvis og samlet for å nå målene	34
5.2 Kommunalteknikk	34
5.2.1 Infiltrasjon av overvann til grunnen og rensing av overvann i dammer.	36
5.2.2 Fordrøyningsvolum for overløp i fellesavløpssystemer.	36
5.2.3 Sanering av ledningsnett ved utskiftning av gamle ledninger.	36
5.2.4 Generelle tiltak	36
5.3 Tiltak og kostnadseffektivitet innen spredt bebyggelse	36
5.3.1 Kostnadseffektivitet spredt avløp	36
5.4 Jordbruk	38
5.4.1 P-AL i jordsmonn	36
5.4.2 Effekt av redusert P-AL	41
5.4.3 Utvikling av P-AL-tall i nedbørfeltet	41

5.4.4 Andre jordbrukstiltak	42
5.5 Forsuring	43
5.5.1 Kostnader	43
5.6 Naturlig erosjon	43
Del 2: Supplerende informasjon og bakgrunnsdata	44
6. Om beregning av naturtilstanden	45
7. Om langtransportert forurensing - forsuring	47
7.1 Forsuringsfølsomt område i Leiras nedbørsfelt	47
7.2 Skadeomfang	47
7.3 Humøse tjern	49
7.4 Prognoser	49
8. Om naturlig erosjon og partikkelavrenning/gjenslamming	50
8.1.1 Erosjon i elve-og bekkeløp	50
8.1.2 Erosjon i raviner	51
8.1.3 Virkningen av erosjonsforbygninger	53
8.1.4 Virkningen av klimaendringer og inngrep	54
8.1.5 Oppfølgende undersøkelser	55
9. Om brukerinteresser	56
10. Om spredt avløp	58
11. Om beregninger for kommunaltekniske anlegg	61
12. Referanser	80

Begrepsforklaringer

<i>Avløpsvann (Kloakk):</i>	Vann fra klosett, dusj, kjøkken i bolig, bedrift og lignende
<i>Avløpsnett/Ledningsnett:</i>	Et ledningsnettssystem som samler opp og fører avløpsvann fra boligen eller andre bygninger.
<i>Anoksisk:</i>	Oksygenfritt. Brukes ofte i forbindelse med forhold i bunnvann i fjorder og dypere innsjøer.
<i>Bakgrunnsnivå:</i>	Mengden eller konsentrasjonen av stoffer en regner med å finne i naturen (naturlig tilstand) dersom ikke menneskelig aktivitet medfører forhøyde nivåer av stoffet.
<i>Begroing:</i>	Vekst av planter (alger).
<i>Bioakkumulering:</i>	Når opptak av et stoff er større enn nedbrytningen eller utskillelsen i planter eller dyr skjer det en akkumulering. Denne akkumuleringen øker oppover i næringskjeden og kan nå toksiske nivåer for en del ikke naturlige stoffer (brukes mest om miljøgifter).
<i>Biologisk mangfold:</i>	Mangfoldet av økosystemer, arter og genetiske variasjoner innenfor artene, og de økologiske sammenhengene mellom disse komponenter.
<i>Diffuse kilder:</i>	Forurensning som ikke lett kan lokaliseres til et punkt. Forurenset grunn, avrenning fra tette flater, lekkasjer ledningsnett.
<i>Eutrofiering:</i>	Overgjødningseffekter. For store mengder tilførsel av næringsstoffer (for Leira: fosfor) som forårsaker økt planteproduksjon/ begroing i vassdrag, tjern. Sterk eutrofiering kan gi oppblomstring av giftige alger (blågrønnalger og kieselalger), og tap av biologisk mangfold.
<i>Forsuring:</i>	Atmosfæriske avsetninger av forsurende forbindelser leder til endring av pH (surhetsgrad) som igjen kan gi tap av biologisk mangfold.
<i>Gråvann:</i>	Den del av avløpsvannet som ikke kommer fra toalettet (avløp fra kjøkken, vaskemaskin, dusjbad osv.).
<i>Irreversibel:</i>	En tilstand som ikke kan føres tilbake til den opprinnelige.
<i>Kjemisk renseanlegg:</i>	Renseanlegg for avløpsrensing (kloakk) ved tilsetning av kjemikalier slik at næringsalter og partikler i avløpsvannet felles ut og bindes sammen til større og tyngre enheter som er lettere å fjerne fra vannet.
<i>Kostholdsråd:</i>	Myndighetenes frarådning om å spise skaldyr og fisk fra områder hvor det er registrert for høye konsentrasjoner av miljøgifter (ofte PCB og/eller kvikksølv)
<i>Miljøgifter:</i>	Stoffer som selv i små konsentrasjoner kan gi gifteffekter på organismer. Kan ofte oppkonsentreres til skadelige konsentrasjoner i næringskjeden fordi de har lav nedbrytbarhet eller bindes til fettvev.
<i>Naturens tålegrense:</i>	Den høyeste belastning av en eller flere forurensninger som ikke fører til skade på følsomme deler av et økosystem.
<i>Naturlig bakgrunnsnivå:</i>	Mengder eller konsentrasjoner av stoffer en regner med å finne i naturen dersom ikke menneskelig aktivitet medfører forhøyde nivåer av stoffet.
<i>Organisk stoff:</i>	Vannets innhold av organisk stoff. Betegnes ofte med ulike målemetoder 1) BOF = biokjemisk oksygenforbruk, 2) KOF = kjemisk oksygenforbruk 3) TOC = total organisk karbon.
<i>Organiske forbindelser:</i>	Kjemiske forbindelser som har sitt opphav fra levende organismer. Inneholder karbon oksygen og hydrogen og ulike andre elementer som for eksempel nitrogen.
<i>Overvann:</i>	Vann som renner fra tette flater og i ledningsnett i forbindelse med regn og som ved store nedbørmengder kan medføre uønsket stor hydraulisk belastning på nettet og renseanlegget.
<i>Persistent:</i>	Varig, holdbar. Brukes om stoffer som er motstandsdyktig mot nedbrytning.
<i>Personekvivalent (PE):</i>	Spesifikk belastning eller forbruk pr. person mhp. vannvolum og/eller forurensningsmengde pr. døgn.
<i>Personenhet:</i>	Målenhet som tilsvarer utslippet fra en person.
<i>Punktkilder:</i>	Utslippskilder i vassdraget som er klart avgrenset, og som kan knyttes til et punkt som f.eks utslipp fra et rør.
<i>Ravinedal:</i>	Mindre dal med bratte sider som er gravet ut av rennende vann i løsmasser.
<i>Referanseverdi:</i>	Verdi for sammenligning med tilsvarende undersøkelser/studier gjort andre steder.
<i>Resipient:</i>	Mottaker. Brukes bl.a. om innsjøer, elver, bekk. Vann som blir tilført avløpsvann eller andre forurensninger.
<i>Reversibel:</i>	En tilstand som om ønskelig kan føres tilbake til den opprinnelige.
<i>Sediment:</i>	Lagvise avsetninger av sand, grus og leire på bunnen.
<i>Totalfosfor:</i>	Både partikulært bundet og løst fosfor.
<i>Turbiditet:</i>	Redusert sikt i vann som skyldes oppløst materiale
<i>Vannkvalitetsovervåking:</i>	Undersøkelse av forholdene i et vassdrag, sjø. Vil omfatte målinger av utvalgte (forurensete) stoffer.
<i>Økologisk tilstand:</i>	Status og utvikling for biologiske funksjoner, strukturer og produktivitet i et vannområde sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer.
<i>Økotoxikologi:</i>	Læren om forurensete stoffers spredning og opptak i organismer, og virkning på individer og økosystem.

Sammendrag

Leiravassdraget er svært variert – fra klart skogsvann i Romeriksåsene, til bekker og elver som renner gjennom bratte ravedaler i løsmasseslettene på Romerike, – og er sterkt preget av partikulært materiale. Leiras dårlige vannkvalitet begrenser bruk av elva og setter det biologiske mangfoldet i fare. Det er nedlagt betydelige ressurser i tiltak for å forbedre situasjonen. Dette har gitt en målbar forbedring, men i midtre og nedre deler av vassdraget er det ingen målbar forbedring det siste tiåret. Kommunalt samarbeid og tett oppfølging av tiltaksplanen vil være avgjørende for Leiras videre utvikling.

Karakteriseringsarbeidet i tilknytning til EUs vanndirektiv viser vannkvalitetsproblemer med hensyn på overgjødning, bakterier, tilslamming og forsurening, samt innførsel av fremmede arter. Vassdraget er derfor plassert i gruppen ”at risk”, – vassdrag som trolig ikke vil kunne nå god økologisk status innen 2015/2021 (EU’s målsetning). Vannbruksplangruppa ønsket en ny gjennomgang basert på oppdaterte bakgrunnstall og en systematisk gjennomgang av aktuelle tiltak innenfor kommunaltekniske anlegg, jordbruk og spredt bebyggelse. I henhold til EUs vanndirektiv skal prioriterte vassdrag (plukket ut til første runde) ha god økologisk og kjemisk tilstand innen 2015. Målsetningen for arbeidet er å finne fram til kostnadseffektive tiltak, slik at man oppnår miljømålet innen fristen.

Tiltaksanalysen for Leira omfatter hele nedbørfeltet ned til samløpet med Nitelva. Vassdraget er inndelt i 13 delnedbørfelt etter ulike økologiske vannmiljøgrupper. De midtre og nedre deler av Leira er betydelig forurenset av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen, erosjonsmateriale både fra naturlige erosjonsprosesser og jordbruksavrenning, samt bakterier fra mennesker og dyr.

Aktuelle brukerinteresser for Leira inkluderer først og fremst rekreasjon, bading, fritidsfiske, jakt, båtbruk og ulike former for friluftsliv, samt noe vanning for jordbruksformål. Bare de øvre delene av vannstrengen nyttes til bading i noen særlig utstrekning. I de øvre delene av vassdraget foregår det en del fiske etter ørret, men lite nedenfor Homledalen. I den midtre delen av vassdraget fiskes det mindre. Nedenfor Frogner bru fiskes det mye, og flere fiskeplasser er etablert. Fiskefaunaen i denne delen er uvanlig mangfoldig (20 arter). Om sommeren er kanopadling populært. Rapporten gir en oversikt over brukerinteresser i en egen tabell.

Klassifisering av Leira er basert på vannkvalitetsdata fra perioden 2000-2006. Leira går raskt over i SFTs klasse ”dårlig” og ”meget dårlig” når den renner fra skogsområdene og inn i løsmasseområdene med jordbruksdrift. I henhold til EUs vannrammedirektiv skal økologisk tilstand i alle vannforekomster fastsettes som avvik fra naturtilstanden. I Leira er det tatt utgangspunkt i arealbruksmodell TEOTIL2 for å beregne naturtilstand, men Leira skiller seg ut fra andre elver med en meget høy naturlig partikkeltransport. Det er derfor gjort tilleggsberegninger for å korrigere for naturlig erosjon. For Leira som helhet antas det at $\approx 60\%$ av suspendert stoff i elva er naturlig erosjon og $\approx 40\%$ jordbruksforårsaket. Miljømål for Leira er satt til:

- *Leira oppstrøms Krokfoss (L2) skal ha total fosfor (tot-P) < 29 $\mu\text{gP/l}$ målt som årsgjennomsnitt, og innholdet av tarmbakterier (TKB) skal ikke overstige 1000 pr. ml. i noen målinger i badesesongen. Gjennomsnittlig TKB skal være < 100 pr. ml. i badesesongen.*
- *Leira ved Borgen bru (L5) skal ha en tot-P verdi < 37 $\mu\text{gP/l}$ målt som årsgjennomsnitt.*

Med disse målene antas det at kriteriene for god økologisk status vil være tilfredstillt.

Eutrofiering preger Leira under den marine grense, og næringsstoff-forurensingen kommer primært fra utslipp fra jordbruket, kommunale avløpsanlegg og spredt bebyggelse.

Utslipp av tarmbakterier medfører at Leira på flere strekninger har en dårlig hygienisk badevannskvalitet. Også fra spredt avløp kan det være et betydelig bakteriebidrag.

Nedbørsfeltet til Leira ligger i all hovedsak på bergarter som gir liten buffer mot forsurende atmosfæriske avsetninger. En stor andel av innsjøene og tjernene i øvre del av nedbørsfeltet er

forsurede (ca. 80 innsjøer og tjern). Det er grunn til å anta at en firedel av det totale artsmangfoldet er tapt i de mest forsurede innsjøene. Et stort antall innsjøer og tjern kalkes i Leiras nedbørfelt.

NVE har tidligere påvist at den naturlige erosjonen bidrar med 55% av den totale erosjonen i nedbørfeltet. I elveløp der bunnen og sidene består av lett eroderbare løsmasser vil det være naturlig erosjon til det blir likevekt med vannføring og sedimenttransport. Hvis hyppigheten av flomepisoder øker, kan elveløpet senke seg. I perioder like etter store flommer vil de naturlige sedimentkildene dominere. Etter noen år vil det relative bidraget fra jordbruket øke.

Det er gjort tilførselsberegninger for fosfor til vassdraget da dette er den viktigste kilden til eutrofiering. Landbrukets bidrag er beregnet til 24 000 kg fosfor pr. år. Når det gjelder kommunaltekniske forhold har en i undersøkelsen beregnet tilførsler av fosfor via overvann, overløp, lekkasjer fra nettet samt utslipp fra rensanleggene. Summen av de kommunale utslippene ble beregnet til 5995 kg tot-P pr år, som utgjør 2429 kg biotilgjengelig P pr år. Tilførsler via overvann og lekkasjevann utgjorde de største bidragene. Av de enkelte kommunene betydde utslippene fra Ullensaker kommune mest, der utslippene via overvann utgjorde en stor andel. Årskostnadene for reduksjon av fosfor fra overvann er anslått til kr. 4400.- pr.kg fjernet tot-P og kr. 14.800.- pr. kg for fjernet biotilgjengelig P. Modelleringen av forurensing fra spredt avløp er beregnet til 1700 kg fosfor pr. år.

Vannkvaliteten nederst i Leira har i dag en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på 80 µg tot-P/l. Miljømålet er som nevnt 37 µg tot-P/l, noe som gir et avlastningsbehov beregnet til ≈17 800 kg tot-P ved Borgen bru. Tilsvarende avlastningsbehov for Leira ved Krokfoss (L2) er beregnet til 3 930 kg og ved Frogner (L4) til 15 400 kg.

For å redusere forurensningstilførslene fra kommunale kilder er følgende tiltak vurdert:

- Infiltrasjon av overvann
- Rensing av overvann i dammer
- Bygging av fordryningsbasseng for overløpsutslipp

Totalt er det beregnet at ≈1490 kg P kan fjernes med en kostnadseffektivitet på 4 400 kr pr kilo tot-P.

Det er beregnet kostnadseffektivitet ved to ulike ambisjonsnivåer for tiltak innen spredt avløp. Alt. 1) Oppgradering av 732 anlegg av svært dårlig kvalitet vil redusere 860 kg tot-P med en kostnadseffektivitet på ≈10 800 kr pr kilo tot-P. Alt. 2) Oppgradering av 733 anlegg av middel til dårlig kvalitet vil redusere ≈460 kg tot-P med en kostnadseffektivitet på ≈20 400 kr pr kilo tot-P. Datakvaliteten i en del av kommunenes arkiver er for mangelfull til at man kan gjennomføre pålegg med en kostnadseffektiv og målrettet oppgradering. Det anbefales derfor at kommunene intensiverer arbeidet med å kartlegge spredt avløp. Dårlig datakvalitet øker usikkerheten i beregningene.

Eksisterende data om faktisk arealbruk i jordbruket er innhentet for 2006 og modellen "GIS avrenning" er benyttet for å modellere jordbruksavrenning. De tiltakene som er beregnet er;

- Alt areal som høstpløyd (worst case)
- Dagens drift (2006)
- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 legges i stubb
- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb
- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 1, 2, 3 og 4 legges i stubb

Ved å legge alt kornareal i erosjonsrisikoklasse 1, 2, 3 og 4 i stubb vil man kunne redusere dagens fosfortap med 14 200 kg.

Jordas innhold av lett tilgjengelig fosfor (P-AL) har betydning for risikoen for fosfortap til vassdrag. For å vurdere effekten av gjødslingsplanlegging har vi kjørt beregninger på hvor mye fosfortapet reduseres hvis all jord holdes ved P-AL = 7. Ved en kombinasjon av gjennomførte tiltak på endret jordarbeiding på arealer med erosjonsrisiko 2, 3 og 4 vil tot-P tapet i Leira kunne reduseres med ≈1700

kg. Hvis endret jordarbeiding også inkluderes på alle areler i erosjonsrisikoklasse 1 synker effekten av P-AL reduksjonen til ≈ 1450 kg.

Utviklingen av P-AL tallet i nedbørfeltet, ble vurdert ut i fra 5-årsperioden 1988-1992, og 2001-2005. Det ser ut til at det har vært en svak nedgang i jordas P-AL nivå. Det er rimelig å anta at innføring av gjødslingsplanlegging på 1990-tallet har bidratt til at utviklingen går i riktig retning. De nye gjødslingsnormene som kom i 2007 vil ytterligere bidra til å redusere høye P-AL-tall når de blir fulgt opp.

Erosjonsforbygning kan gi en betydelig forbedring av vannkvaliteten i vassdraget. NVE foreslår å oppdatere tidligere undersøkelser av ravineerosjon og vurdere nye tiltak. I en utvidet analyse foreslås det å bearbeide data fra senere år og vurdere betydningen av ekstremflommer som er prognosert i klimaendringer.

Samlet effekt alle tiltak vil gi en reduksjon på 18 400 kg P. Det er imidlertid ikke beregnet effekter av ledningssanering og fordrøyningsbassenger for overløpssituasjoner. Det er satt i gang et arbeid for å se på potensialet i å redusere tilførslene ved å oppgradere hydrotekniske anlegg i landbruket. Her vil det også ligge et ikke ubetydelig tiltakspotensiale.

Dagens kalking bør videreføres så lenge behovet er tilstede. Det bør foretas modellberegninger av humuskorrigerte ANC-verdier for alle forsurede innsjøer og tjern. Det bør videre vurderes å foreta terrengkalking ved noen av bekkene. Totalt sett vil det koste 900 – 950 000 kroner å opprettholde tiltakene mot forsuring på dagens nivå.

1. DEL 1 Hovedrapport

1. Innledning

1.1 Målsetning for arbeidet

Målsetningen med tiltaksanalysen for Leira er å finne fram til kostnadseffektive tiltak som forberdr vannkvaliteten, slik at man oppnår en vannkvalitet i hele vassdraget som tilfredsstillende fastsatte brukermål og god økologisk og kjemisk tilstand. Tiltaksanalysen vil være et grunnlag for utarbeiding av handlingsplaner, og følgende oppgaver er behandlet i rapporten:

- Foreslå foreløpige miljømål
- Vurdere tiltak for å nå målene
- Grove anslag på kostnader
- Kost/nyttevurderinger

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, jordbruk og spredt bebyggelse. Leira er utpekt til å være med i første planperiode som løper fra 2009 til 2015. Tiltaksanalysen har derfor en oppbygging som er tilpasset EUs rammedirektiv for vann. Iht. dette direktivet skal alle vassdrag ha god økologisk og kjemisk tilstand i løpet av 10-15 år. Med dette 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, jordbruk og annen virksomhet.

Tiltaksanalysen vektlegger i hovedsak nøkkelparameteren fosfor (eutrofiering), men også og totalt antall koliforme bakterier (hygiene), suspendert stoff og pH (forsuring) er behandlet. Miljøgifter og fremmede arter er ikke behandlet i denne rapporten.

1.2 Kort beskrivelse av vassdraget

Leira vassdraget er svært variert – fra klart, noe humøst skogsvann og mange innsjøer i Romeriksåsene, til bekker og elver som renner gjennom bratte ravinedaler på de store løsmasseslettene på Romerike. Her endrer Leira karakter og blir en elv sterkt preget av partikulært materiale – som også har gitt dens navn. I de nederste delene renner Leira som en meandrerende sakteflytende elv gjennom flate jordbruksletter før den renner sammen med Nitelva rett overfor innløpet til Øyeren. På grunn av sine naturverdier er Leira et varig vernet vassdrag mot kraftutbygging. Leira har sitt utspring i Oppland i kommunene Gran og Lunner, og renner gjennom 6 Akershuskommuner (Nannestad, Ullensaker, Sørumsund, Gjerdrum, Skedsmo og Fet).

Leiras dårlige vannkvalitet i nedre deler begrenser bruk av elva, og setter det biologiske mangfoldet i fare. Sportsfiske påvirkes av at flere fiskearter får dårlige livsbetingelser. Det er nedlagt betydelige ressurser i tiltak for å forbedre situasjonen i Leira. Dette har gitt en målbar forbedring, men i midtre og nedre deler av vassdraget er det ingen målbar forbedring det siste tiåret. Innsatsen har antakelig sørget for at vannkvaliteten ikke har blitt forverret. Kommunalt samarbeid og tett oppfølging av tiltaksplanen vil være avgjørende for Leiras videre utvikling.

1.3 Karakterisering av Leira

Med hensyn til vanntype er de områdene som befinner seg over marin grense (skogsområdene med for eksempel Øvre leira/Øvre Gjermåa/Fiskeløysa/Rotua og Råsjøen) klassifisert som ”*Små-middels store elver, kalkfattige og humøse*”, mens de områdene som befinner seg under den marine grense (jordbruksområdene) klassifiseres som ”*Små-middels store elver, kalkrike humøse*”.

Karakteriseringsarbeidet som er gjennomført i forbindelse med innføring av EUs vanndirektiv viser store vannkvalitetsproblemer med hensyn på overgjødning, tarmbakterier, tilslamming og forsuring, samt introduksjon av fremmede arter. Forurensning fra jordbruk og avløp har ført til en negativ utvikling av vannkvaliteten og reduksjon i naturlige artssamfunn. Sammenlignet med øvrige vassdrag i

Akershus for 1996-2000 kommer Leira ved Frogner dårligst ut både med hensyn på næringsstofftilførsler og tilslamming. Vassdraget er derfor plassert i gruppen ”at risk” ved inndeling av vannområder i Norge. Dette er gruppen av vassdrag som ikke vil kunne nå god økologisk tilstand uten en betydelig samfunnsinnsats innen 2015/2021, (EU’s målsetning). Vannkvaliteten er heller ikke tilfredsstillende sett i sammenheng med brukerinteressene knyttet til vassdraget.

1.4 Brukerinteresser - Leira

Kommunene har bidratt med informasjon om ulike brukerinteresser i tilknytning til vassdraget. Viktige bakgrunnsdata er også sammenlignet med tilgjengelig litteratur, særlig Solberg (2007). I tillegg er det innhentet supplerende opplysninger fra interesseorganisasjoner (Norges Naturvernforbunds lokallag, Jeger- og Fiskerforeninger) og lokalfolk.

Aktuelle brukerinteresser for Leira inkluderer først og fremst rekreasjon, bading, fritidsfiske, jakt, båtbruk og ulike former for friluftsliv, samt noe vanning for jordbruksformål. Historisk har elva vært en viktig lokal vannressurs, slik det også nylig er dokumentert (Solberg 2007). Det fantes badeplasser langs alle deler av elva, også i de nedre delene. Turbiditeten som i dag kjennetegner elva var tilsynelatende begrenset til perioder med mye nedbør. I de øvre deler av elva er det de siste årene satt ut edelkreps i et forsøk på å restituere krepsebestanden i elva. Det er kjent at det ble krepset så sent som på midten av 1960-årene helt ned på Leirelvsløtten syd for Leirsund.

Elva nyttes nå bare i begrenset grad til vanningsformål. I Nannestad, Gjerdrum og Skjedsmo brukes lite eller intet vann til jordbruksformål. I Ullensaker brukes noe vann til korn og grasproduksjon, og på enkelte strekninger finnes noe beitemark med storfe som drikker fra elva. I Sørums og Fet brukes noe vann fra elva til vanning av gras og korn.

Bare de øvre delene av vannstrengen nyttes til bading i noen særlig utstrekning. Ned til Vålaugmoen er det en del bading i kulpene. Vassenga oppgis å være nederste badeplass, men noe bading foregår også i kulpen nedenfor Krokfoss. Bakterietallene i vannet nedenfor Kringlerdalen er imidlertid for høye til at bading anbefales. Vassdraget brukes i varierende grad til rekreasjon. I de øvre delene av vassdraget foregår det en del fiske etter ørret, men lite nedenfor Homledalen. I den midtre delen av vassdraget fiskes det mindre. Tilgjengeligheten langs deler av elveløpet er dårlig, med tett krattskog kombinert med bløt leire langs bredden, som reduserer fremkommeligheten. Nedenfor Frogner bru fiskes det imidlertid mye, og flere fiskeplasser er etablert. Fiskefaunaen i denne delen av vassdraget er uvanlig mangfoldig. Av de 20 ulike fiskeslagene som er påvist i Leira, har de fleste tilhold i denne delen. Blant annet finnes her en god bestand av gjørs. Når elva er islagt er skøyeturer populært, og flere skiløyper følger også elva. Om sommeren er kanopadling populært, særlig nedenfor Krokfoss. Vassdraget har høyt mangfold av fugler, og fugletitting er populært, særlig om våren i de nedre delene. En del lokaliteter brukes også i undervisning og feltundervisning. Beverbestanden har vært sterkt økende siden 1980-tallet, konsentrert i de øvre og nedre deler av vannstrengen. Leira Bevervald har ferdigstilt en forvaltningsplan for beskatning frem til 2011 som åpner for årlig avskyting av 35 dyr. Det drives også noe duejakt enkelte steder langs elva. En oversikt over brukerinteresser er gitt i Del 2 – ”Om brukerinteresser”.



Figur 1: Padling i Leira innebære utfordringer i form av trær som velter ut i elveløpet og sperrer.

2. Miljøtilstand og miljømål

2.1 Klassifisering av Leira

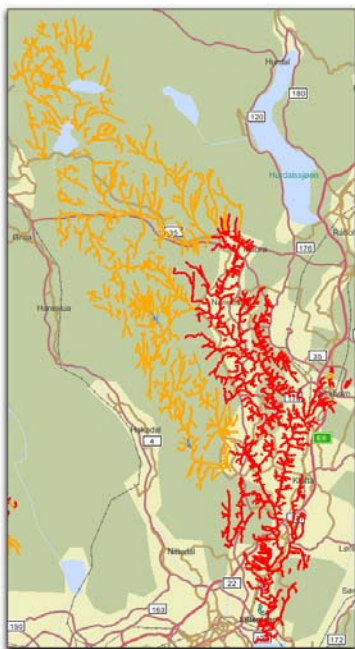
Klassifisering av tilstanden i Leira er basert på vannkvalitetsdata fra perioden 2000-2006 (Datakilde: ANØ Miljøkompetanse (Mikkelsen 2006) Som det framgår av Tabell 1 er Leira raskt over i SFTs klasse ”dårlig” og ”meget dårlig” når den renner i fra skogsområdene og inn i løsmasseområdene med jordbruksdrift.

Tabell 1. Klassifisering av vannkvaliteten i Leira basert på gjennomsnittsverdier i perioden 2001-2006. Gjermå er også basert på perioden 2001-2006 mens Mikkelsbekken og Sogna er basert på vannkvaliteten i perioden 2003-2004. Sogna er basert på vannkvaliteten i 2003-2004.

Tilstandsklassen mht. tot-P og TKB: **Blå er ”meget god”**, **grønn er ”god”**, **gul er ”mindre god**, **oransj er ”dårlig”** og **rød er ”meget dårlig”**. : **Blå er ”meget god”**, **grønn er ”god”**, **gul er ”mindre god”**, **oransj er ”dårlig”** og **rød er ”meget dårlig”**.

Stasjon	Tot-P (µg/l)	TKB/100ml
Leira v/ Kringlerdalen (L9, Nannestad)	10	208
Leira v/ Krokfoss (L2, Nannestad & Krokfoss)	44	437
Leira v/ Frogner (L4, Gjerdrum?)	76	661
Leira v/ Borgen bru (L5, Skedsmo & Fet)	80	597
Gjermå v Hekseberg	60	1465
Sogna Vikka	147	516
Mikkelsbekken	61	210

2.2 Miljøutfordringer



2.2.1 Eutrofiering

De midtre og nedre deler av Leira er betydelig forurensset av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen, erosjonsmateriale både fra naturlige erosjonsprosesser og jordbruksavrenning, samt bakterier. Forurensingen 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 bunnen og det medfører gjengroing av selve vannstrengen. I tillegg medfører jorderosjonen at vannet er grumsete og har en brun misfarging, særlig ved høy vannføring. Den dårlige vannkvaliteten påvirker også det øvrige biologiske mangfoldet i negativ retning. Sportsfiske vil også kunne påvirkes ved at flere fiskearter får dårligere livsbetingelser. Kartet til venstre viser resultatet av karakteriseringsarbeidet med tanke på inndeling av Leira i klassene — ”Risiko for ikke å nå god økologisk status innen 2015”, og — ”Mulig risiko for ikke å nå god økologisk status innen 2015”. Klassifiseringen ”mulig risiko” er knyttet til forsurening og introduserte arter, og disse områdene er i liten grad berørt av eutrofiering.

2.2.2 Bakterier

Utslipp av tarmbakterier, spesielt fra enkelte kommunale avløpsrenseanlegg, medfører at Leira på flere strekninger har en dårlig hygienisk badevannskvalitet. Høye bakterietall kan også ha betydning for jordbruksvanning i forbindelse med grønnsaks- og bærproduksjon. I Leira er det imidlertid lite slik produksjon. Nedstrøms de store renseanleggene vil det være svært vanskelig å oppnå god hygienisk kvalitet med hensyn på bading, uten ekstra etterpolering av avløpsvannet. Gardermoen renseanlegg har bakterierensning i sitt anlegg.

Også fra spredt avløp kan det være et betydelig bidrag, spesielt fra anlegg som har direkte utslipp rett etter slamavskilleren. Minirensenanlegg bidrar også, hvis det ikke er lagt opp til etterpolering med hygeniseringstrinn, infiltrasjon eller fordrøyning, før avløpsvannet går ut i resipienten. Det er spesielt viktig å fokusere på anleggs kvaliteten på spredt avløp oppstrøms de lokalitetene der det er badeplasser som er i aktivt bruk. Pålegg om etterpolering for standardløsninger som har dårlig rensing av bakterier, kan være et aktuelt virkemiddel hvis bakterietallene er uakseptabelt høye.

2.2.3 Langtransportert forurensing - forsuring

Forsuring av vann og vassdrag har vært et alvorlig miljøproblem i Norge. Langtransportert sur nedbør som skyldes utslipp av svovel- og nitrogenforbindelser gir skader på det biologiske mangfoldet. På det verste var 30 % av Norges landareal påvirket og 20 % av artene forsvunnet fra de sureste vassdragene (DN 2004 og DN 1999). I påvente av utslippsreduksjoner, tilføres de øvre deler av Leira kalk for å begrense skadevirkningene. Med rett dosering og riktig metode er de positive effektene svært gode, og de negative effektene er marginale (Lura et.al. 2002). Dette støttes av overvåkingen som skjer i regi av hhv. Fylkesmannen i Oslo og Akershus og Oppland på vannkjemi og biologi.

Det er ca. 95 innsjøer innen Leiras nedbørsfelt i Akershus. Av disse kalkes 71 innsjøer og tjern. I tillegg er det 3 forsurede vann som får tilfredsstillende effekt av kalking oppstrøms. Det er 7 innsjøer/tjern der pH er under 5,0 som ikke kalkes. De øvrige 14 vannene er ikke forsuringsskadd. Som følge av redusert innhold av svovel og nitrogen i nedbøren, er kalkmengdene i Akershus redusert med over 30 % de siste årene. Men så langt er det ingen innsjøer/tjern i fylket der kalkingen er stoppet helt. I Oppland er 12 av de 16 forsurede innsjøene kalket. To er påvirket av kalkingen oppstrøms. Maritjernet er forsuret, men ikke kalket, og Steinsjøen er muligens noe forsuret. De siste årene er kalkingen stoppet i 5 av innsjøene. De overvåkes og det kan muligens være behov for å gjenoppta kalkingen i deler av disse i perioder. I de 7 innsjøene som fortsatt kalkes, er kalkmengdene redusert de siste årene, men innsjøene har fortsatt for dårlig vannkvalitet til at kalkingen er stoppet helt.

2.2.4 Partikkelavrenning/gjenslamming

I tillegg til forurensningstilførselene fra kommunaltekniske utslipp, jordbruk og spredt bebyggelse er den naturlige erosjonen spesielt stor i Leira. NVE har tidligere påvist at den naturlige erosjonen bidrar med 55% av den totale erosjonen i nedbørfeltet. Dette er erosjon i elver og bekker utenfor de oppdyrkede områdene. Målinger, undersøkelser og modellberegninger utført av NVE tidlig på 90 tallet viste at størstedelen av materialet fra naturlig erosjon kom fra ravineerosjon, men det var bare visse typer raviner som var spesielt aktive. Økt nedbør som følge av klimaendring antas å ville skape nye utfordringer i form av ustabilitet i raviner og økt naturlig erosjon. I del 2 er naturlig erosjon behandlet i kapitlet "*Om partikkelavrenning/gjenslamming og naturlig erosjon*".



Figur 2: Utrasing og jordsig langs hovedløpet av Leira. Foto: H. Borch.

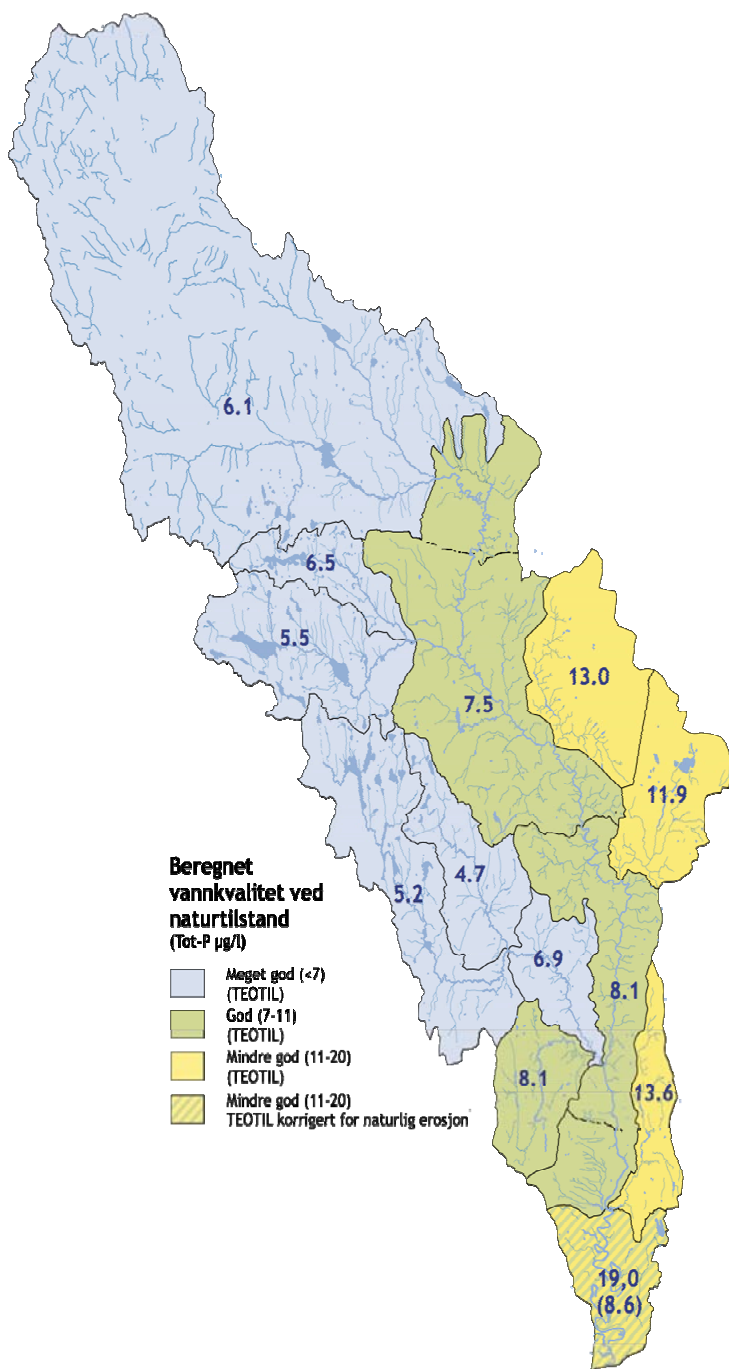
2.3 Miljøsmål

2.3.1 Bestemmelse av naturtilstand

Iht. EUs vannrammedirektiv skal økologisk tilstand i alle vannforekomster fastsettes som avvik fra naturtilstanden. Naturtilstanden må derfor fastsettes for alle vanntyper. De spesielle naturforholdene i Leira har gjort at SFT nå igangsetter et eget prosjekt med sikte på å avklare Leiravassdragets naturtilstand. I denne rapporten har vi valgt å ta utgangspunkt i NIVAs arealbruksmodell TEOTIL2 for å beregne en realistisk forventet naturtilstand. TEOTIL2 beregner tilførslene fra ulike typer landarealer, basert på 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. En mer detaljert gjennomgang av metoden er gjengitt i Del 2. I tabell 2 og **Figur 3** er resultatene av Teotil beregninger presentert.

Tabell 2. Beregning av naturlig fosfortilførsler til Leira akkumulert nedover vassdraget i modellen TEOTIL2. På grunn av den store partikkeltransporten i Leira er dette et underestimat. Vi har derfor lagt inn en korreksjon for denne økte erosjonsfaktoren (se for øvrig kap. 6). Tilstandsklassen mht. tot-P: **Blå er "meget god"**, **grønn er "god"**, **gul er "mindre god"**.

Delnedbørfelt	Beregnet naturlig P-konsentrasjon (Tot-P µg/l)	Vannføring Q (m ³ /s)	Naturlige P tilførsler (kg pr. år)
Øvre Leira	6,1	4,866	932
Rotua og Råbjørn	5,5	0,709	122
Fiskeløysa	6,5	1,008	205
Songa og Vikka	13,0	0,651	267
Leira midtre	7,5	8,45	1990
Tveia og No	11,9	0,516	193
Gjermåa øvre	5,2	0,914	151
Mikkelsbekken	4,7	0,456	68
Gjermåa	6,9	1,788	391
Ulvedalsbekken	8,1	0,494	126
Leira midtre	8,3	12,213	3181
Jeksla	13,6	0,343	147
Leira nedre	8,6	13,001	3511
Erosjonkorrigert ved utløpet av Leira	19,0	13,001	7970



Figur 3. Beregnet naturtilstand i Leira basert på TEOTIL og korreksjonsberegninger for samlet naturlig erosjon i den nederste delen.

2.4 Brukerinteresser og forslag til miljømål

Miljømålet i henhold til EUs vanddirektiv for vann vil ta utgangspunktet i økologisk og kjemisk tilstand for vannforekomstene. Det vil derfor være naturlig at man i tiltaksanalysen retter miljømålene for Leira inn mot de krav og retningslinjer som beskrives i vanddirektivet, slik at disse er operative når vanddirektivets krav gjøres gjeldende. Miljømålene relatert til *god økologisk og god kjemisk* tilstand vil generelt også ivareta aktuelle brukerinteressene i Leira.

Foreløpige operative miljømål for vannforekomstene er basert på naturtilstand og god økologisk status. I påvente av et endelig vannkvalitetssystem tilpasset vanddirektivet har SFT anbefalt at begrepet *Høy økologisk status* er tilnærmet lik 2x naturtilstanden for fosfor. 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 (SFT TA-1500). Dette er en anbefaling som gjelder for innsjøer, men vi har valgt også å benytte dette for sakteflytende næringspåvirkede elver som Leira. Dette vil gi Tot-P $8,6 * 3 = 25,7 \mu\text{g/l}$. Den naturlige erosjonen er så stor at vi mener at et erosjonstillegg må legges til dette nivået for at det ikke skal settes urimelig og urealistiske miljømål. Erosjonstillegget er beregnet til Tot-P $\approx 10,5 \mu\text{g/l}$ (se Del 2 "Om beregning av naturtilstand"). **Miljømålet for Leira ved Borgen bru blir da Tot-P = $37 \mu\text{g/l}$.**

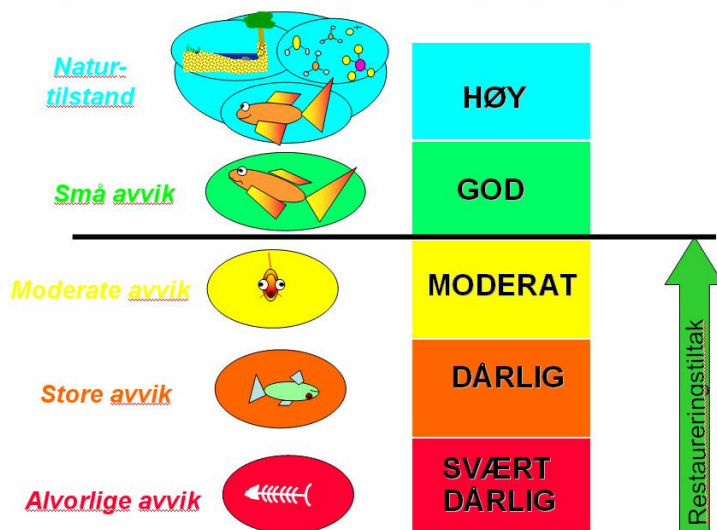
Ved oppnåelse av "god økologisk status" vil stort sett også vannkvalitetskrav fra brukerinteressene bli dekket. Ved fastsettelse av miljømål for Leira er det allikevel nødvendig å ha en oversikt over de ulike brukerinteressene i de forskjellige deler av Leira. Det kan være at brukerinteresser har strengere krav til vannkvalitet enn det som settes av "god økologisk status". For Leiras vedkommende vil dette primært være knyttet til bading ned til Krokfoss. En fullstendig oversikt over brukerinteressene basert på innspill fra kommunene er gitt i egen tabell i Del 2 – "Om brukerinteresser".

Ved Krokfoss bør vannkvaliteten forbedres fra dagens overvåkingsresultat på $44 \mu\text{gP/l}$ til nærmere øvre grense for egnethet for friluftsliv og bading som i SFTs normer er satt til $20 \mu\text{gP/l}$ i innsjøer. I elver kan det aksepteres noe høyere verdier. Av hensyn til brukerinteressene har vi derfor valgt å definere to miljømål med hensyn på næringssalter / eutrofiering og tarmbakterier (TKB);

- ***Leira oppstrøms Krokfoss (L2) skal ha total fosfor (tot-P) $< 29 \mu\text{gP/l}$ målt som årsgjennomsnitt, og tarmbakterier (TKB) skal ikke overstige < 1000 pr. ml. i noen målinger i badesesongen. Gjennomsnittlig TKB skal være < 100 pr. ml. i badesesongen.***
- ***Leira ved Borgen bru (L5) skal ha en gjennomsnittlig Tot P verdi $< 37 \mu\text{gP/l}$ målt som årsgjennomsnitt.***

Med disse målene antas det at kriteriene for god økologisk status vil være tilfredstillt. Når kriteriene for klassifisering av vannkvalitet for alle artsgrupper er klargjort anbefales det at miljømålene vurderes en gang til.

Økologisk status klassifisering og miljømål



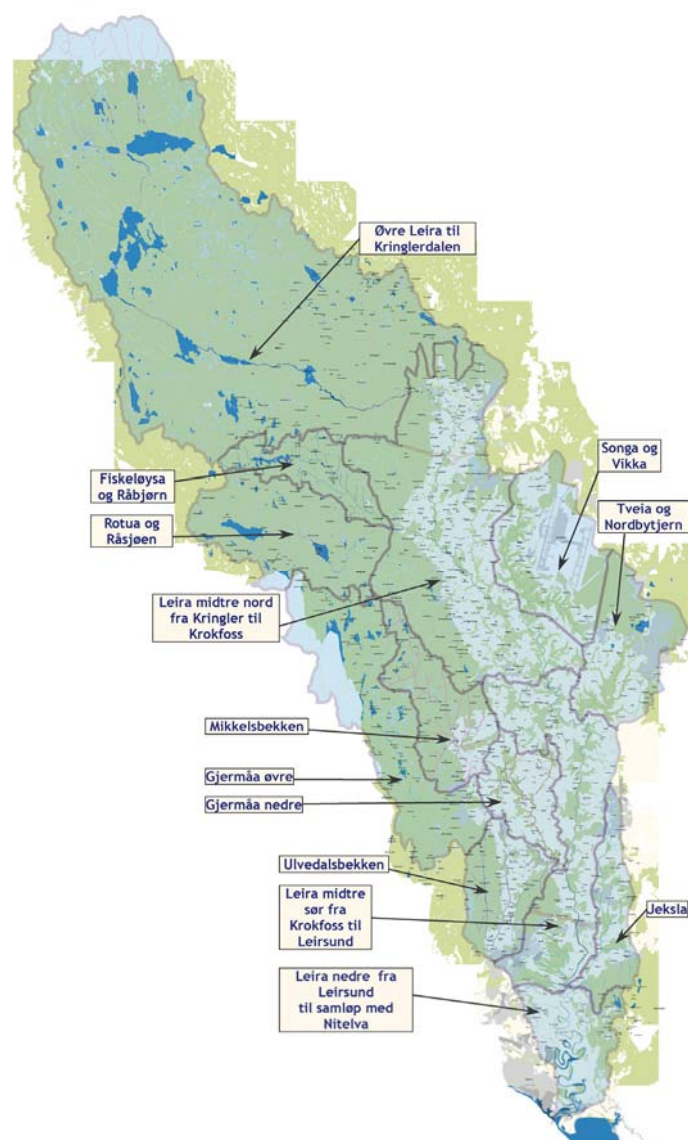
Figur 4. Økologisk status, klassifisering og miljømål (Kilde: Helen Bennion, University College London)

3. Tilførsler av næringsalter fordelt på kilder

I vassdraget er det en markert deling over og under marin grense, hvor den øvre del er preget av skogsområder med få inngrep og en tilnærmet naturlig vannkvalitet. De viktigste temaene som er behandlet i tiltaksplanen for disse områdene er knyttet til spørsmålene rundt forsuring og kalking, samt innføring av fremmede arter som f.eks. ørekyte. Nedenfor marin grense begynner jordbruk og bebygde arealer å dominere nedbørfeltet. Det er i disse områdene det har blitt gjort vurderinger av ulike samfunnssektors påvirkninger, f.eks. kommunalteknikk, spredt avløp og jordbruk. Disse temaene er derfor her presentert med analyser og beregningsresultater fra modellkjøringer.

3.1 Inndeling av nedbørfeltet

Tiltaksanalysen for Leira omfatter hele nedbørfeltet ned til samløpet med Nitelva. Vassdraget er inndelt etter karakteriseringsarbeidet som er gjort i forbindelse med EUs vanndirektiv. Det vil si at vassdraget er inndelt etter ulike økologiske vannmiljøgrupper. Inndelingen i tiltaksplanen er forenklet noe ved at enheter i den øvre delen er slått sammen til ”Øvre Leira til Kringlerdalen”, og noen mindre enheter er slått sammen i den nedre delen. Dette er gjort for å få operasjonelle enheter for å kunne kjøre modeller med tilstrekkelig stort datamateriale i analysearbeidet. Figur 5 viser inndelingen i nedbørfelt.



Figur 5. Inndeling i delnedbørfelt

3.2 Kommunalteknikk - forurensningstilførsler

Utslippene fra de kommunale avløpssystemene er beregnet og presentert i tabell 3.

Tabell 3: Oversikt over beregnede utslipp fra kommunaltekniske systemer.

Kilde	Tot-P (kg/år)	Bio-P (kg/år)
Overvann	3 959	1194
Overløp	256	154
Lekkasjer fra ledningsnett	1 186	903
Utslipp fra renseanlegg	594	178
Sum kommunale utslipp	5995	2 429

Nøyaktigheten i tallene for overvann, sett som et middel over flere år, antas å ligge i området $\pm 30 - 40\%$, for lekkasjer $\pm 50\%$, og for renseanleggene ca $\pm 15\%$. 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 å øke algemengden i vassdraget

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 tabell 3.

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 røsedimenter, 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. Under posten overløp er det også små bidrag fra nødoverløp i pumpestasjoner.

Lekkasjer fra ledningsnett 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.

3.2.1 Utslipp

Utslipp fra renseanlegg kommer fra tre anlegg: Gardermoen og Kløfta renseanlegg i Ullensaker kommune, og renseanlegget i Gjerdrum (går til Gjermåa). Utslippene av total fosfor (tot-P) fra avløpstekniske anlegg er vist i tabell 4. Tallene er oppgitt for året 2006. Beregningene for overvann og for lekkasjer fra ledningsnett fremgår i Del 2 "Om kommunaltekniske beregninger".

Tabell 4: Utslipp av fosfor (tot-P) i kg/år fra kommunaltekniske anlegg i 2006.

Kommune	Overvann	Overløp	Lekkasjer fra ledningsnett	Renseanlegg	Utslipp fra renseanlegg	Sum	Anm.
Nannestad	101	-	163	Åsgreina renseanlegg	23	287	Ikke oppgitt noe overløpsutslipp
Ullensaker	3447	23	656	Gardermoen, Kløfta Gjerdrum renseanlegg	378	4504	Ikke overløp i fellesavløpssystemer
Gjerdrum	134	-	62		193	389	Ikke oppgitt noe overløpsutslipp
Sørum	80	-	247		-	327	Igjen renseanlegg i nedbørfeltet
Skedsmo	181	233*	58		-	472	
Fet	16	-	-		-	16	Ingen anlegg langs Leira
Sum	3959	256	1186		594	5995	

*) middel av 2440-2005-2006

For vurdering av virkningene i resipienten, er det også viktig å kjenne utslippene av biotilgjengelig fosfor. Tabell 5 viser utslippene regnet som biotilgjengelig fosfor. Tallene er basert på tabell 22 i Del 2 – ("Om kommunaltekniske beregninger"), og det er antatt at utslipp fra overløp og lekkasjer har 60 % biotilgjengelig fosfor, at utslippene fra renseanleggene har 30 %. Overvann fra tette flater antas å ha 30 % biotilgjengelig fosfor.

Tabell 5: Utslipp av biotilgjengelig fosfor i kg/år fra kommunaltekniske anlegg i 2006.

Kommune	Over- vann	Over- løp	Lekkasjer fra lednings- nett	Renseanlegg	Utslipp fra rense- anlegg	Sum	Anm.
Nannestad	30		98	Åsgreina renseanlegg	7	135	Ikke oppgitt noe overløps- utslipp
Ullensaker	1034	14	370	Gardermoen, Kløfta Gjerdrum	113	1531	Ikke overløp i fellesavløpssystemer
Gjerdrum	40		37	renseanlegg	58	135	Ingen anlegg langs Leira
Sørum	24		148			172	
Skedsmo	54	140	250			444	
Fet	5						Ingen anlegg langs Leira
Sum	1187	154	903		178	2417	

3.3 Forurensningstilførsler fra spredt bebyggelse

I dette prosjektet er det for kommunene Ullensaker, Gjerdrum og Sørum brukt kommunens egne datakilder for spredt bebyggelse som grunnlag for modellberegning av utslipp til vassdrag. Ullensaker har gjennomført befaring i felt på private avløpsanlegg sommeren 2004. Gjerdrum befarte alle avløpsanlegg i Gjermåas nedbørfelt sommeren 2002, dvs store deler av kommunen. Sørum har gjennomgått kommunens arkiver, og har her relativt detaljerte opplysninger om anleggene. Disse dataene har derfor god kvalitet. I kommunene Nannestad og Skedsmo var datagrunnlaget tømmelister for septikk. Disse listene er uspesifisert på anleggstyper og vi brukte derfor SSBs statistikk som er basert på et anslag gjort av kommunene på hvordan fordelingen av ulike typer anlegg er. Nannestad har startet et større prosjekt med kartlegging av alle anlegg, men disse dataene foreligger ikke digitalt før på slutten av 2008. Det må understrekes at dataene i fra disse to kommunen har stor usikkerhet med hensyn på riktig anleggstype og anleggskvalitet. Vi anbefaler at det gjøres ytterligere kartlegging i Skedsmo kommunene med sikte på å få et bedre beslutningsgrunnlag før pålegg om oppgradering av anlegg. Datagrunnlaget er ikke av høy nok kvalitet til å brukes som grunnlag for pålegg om oppgradering av anlegg for Nannestad og Skedsmo, men i denne sammenhengen er dataene brukt for å kvantifisere bidraget fra spredt avløp. Vi anser datagrunnlaget som tilstrekkelig godt for å gi et godt anslag på næringsstoffbidrag til Leira. Fet har nesten ikke spredte avløpsanlegg i nedbørfeltet og har ikke bidratt med data.

Modelleringen av forurensing fra anleggene er gjort etter modellen ”WEBGIS avløp”. 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. Gjerdrum og Ullensaker benytter GIS i avløp. 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.

3.3.1 Resultater av modellberegninger

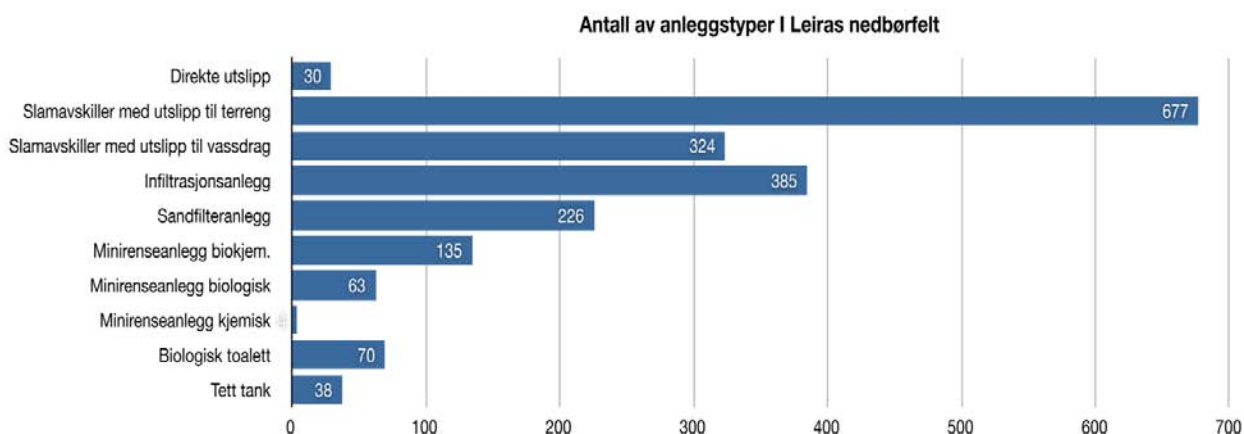
I tabell 6 er utslippstillene for spredt avløp presentert. I tabell 7 er disse tallene splittet opp i de forskjellige kommunenes andel av delnedbørfeltene. I Figur 6 er antallet ulike anleggstyper gjengitt i et stolpediagram. Det er forbausende mange enkle anlegg som f.eks. slamavskiller til terreng. Dette tyder på at det ikke har vært en aktiv strategi for å pålegge anleggseiere å oppgradere anlegg etter at utslippstillatelse er gitt. Mange hus av de som ble bygget etter krigen og frem til ca 1975, har ofte bare en slamavskiller med utløp koblet til et enkelt punktinfiltrasjonssystem eller utløpet koblet direkte på

jordbruksdren eller ledet til vassdrag. Hvis ikke kommunen har hatt en aktiv praksis, med for eksempel krav om oppgradering ved eierskifte, vil slike utdaterte løsninger ofte beststå.

Datakvaliteten for kommunen Sørum, Nannestad og Skedsmo er mangelfull, og anlegg hvor man ikke visste annet enn at anlegget hadde en septiktank ble kodet til denne typen. Dette påvirker usikkerheten i utslippstallene i delnedbørfeltene.

Tabell 6: Antall anlegg, gjennomsnittlig renseprosent og utslipp av Tot N, Tot-P og TOC i kg pr. år fordelt på delnedbørfelt.

Nedbørfelt	Antall anlegg	GjSn Rense % P	Tot P kg/år	Tot N kg/år	Tot TOC kg/år
Øvre Leira	2	40%	1	14	16
Rotua og Råsjøen	5	20%	4	33	33
Fiskeløysa	6	40%	4	39	29
Songa og Vikka	98	22%	58	501	347
Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	715	33%	408	4 661	4 000
Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	418	23%	438	3 476	4 398
Tveia og Nordbytjern	78	16%	92	623	741
Gjermåa øvre	57	48%	34	277	366
Mikkelsbekken	97	24%	115	817	1 119
Gjermåa	189	15%	272	1 856	2863
Ulvedalsbekken	117	30%	114	969	1 118
Jeksla	104	17%	84	864	997
Leira nedre fra Leirsund til samløp med Nitelva	66	30%	56	425	354
Hele Leira	1952	26%	1 679	14 555	16 382



Figur 6. Antall av ulike typer renseløsninger for spredte avløp i Leiras nedbørfelt.

Tabell 7: Gjennomsnittlig renseprosent og utslipp av tot N, tot-P og TOC i kg pr. år fordelt på kommune og kommunenes andel av delnedbørfeltet. En lav gjennomsnittlig renseprosent gir indikasjon på hvor det er mest å hente på oppgradering av renseanlegg for spredt avløp. Data fra Fet er mangelfulle og svært få anlegg drenerer til Leira. De er derfor ikke tatt med.

Kommune	Resipient	Gj.sn. rense %P	Utslipp P kg/år	Utslipp N kg/år	Utslipp TOC kg/år
Nannestad		33%	501	5 697	4 868
	Fiskeløysa og Råbjørn	40%	3	39	29
	Gjermåa	35%	5	53	60
	Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	33%	374	4 490	3 723
	Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	33%	50	487	433
	Mikkelsbekken	31%	32	260	295
	Rotua og Råsjøen	20%	4	33	33
	Songa og Vikka	35%	32	323	278
	Øvre Leira	40%	1	14	16
Ullensaker		15%	270	1 680	2 071
	Jeksla	5%	6	33	45
	Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	22%	34	172	277
	Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	14%	112	673	940
	Songa og Vikka	11%	26	178	68
	Tveia og Nordbytjern	16%	92	623	741
Gjerdrum		23%	657	4 791	6 928
	Gjermåa	14%	267	1 804	2 803
	Gjermåa øvre	48%	34	277	316
	Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	22%	184	1 438	2 037
	Mikkelsbekken	19%	83	558	824
	Ulvedalsbekken	33%	89	715	1898
Sorum		21%	151	1 550	1 788
	Jeksla	17%	75	805	925
	Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	22%	75	728	855
	Ulvedalsbekken	80%	1	17	8
Skedsmo		25%	100	836	727
	Jeksla	7%	2	25	27
	Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	24%	17	149	134
	Leira nedre fra Leirsund til samløp med Nitelva	30%	56	425	354
	Ulvedalsbekken	17%	24	237	212

En positiv tilleggseffekt ved opprydning av dårlige anlegg i spredt bebyggelse er bakteriereduksjon. Denne effekten lar seg ikke beregne.

3.4 Landbruk

Eksisterende data om faktisk arealbruk (vekster og jordarbeiding) er innhentet fra søknad om produksjonstilskudd 2006 og tilrettelagt for bruk i "GIS avrenning". Modellen beregner risiko for flateerosjon på jordbruksarealer 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 (2006)
- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb
- Alt areal i erosjonsrisikoklasse 1, 2, 3 og 4 legges i stubb

På grunnlag av modellen er det beregnet hvordan disse tiltak relativt sett vil redusere erosjonstapet.

Fosforinnholdet i de tapte jordmassene vil variere med P-Al¹ nivået i jordbruksjorda. For å fastsette fosforinnholdet i de eroderte masser har vi brukt en regresjonsfunksjon² utledet av 567 jordprøver med sammenlignbare jordtyper (hovedsakelig fra Romerike) hvor både tot-P og P-Al er analysert (Øgaard & Borch 2007). P-Al nivået ble innhentet fra jorddatabanken (Bioforsk) og beregnet som gjennomsnitt for hvert delnedbørfelt. Det beregnede fosforinnholdet i jorda som er brukt i tilførselsberegningene er presentert i tabell 9.

Totalt er det flere faktorer i modellen som varierer med klima og lokale forhold som det ikke tas hensyn til i modellberegningene. 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 2006 selv om tallene er oppgitt ned på kilo nivå.

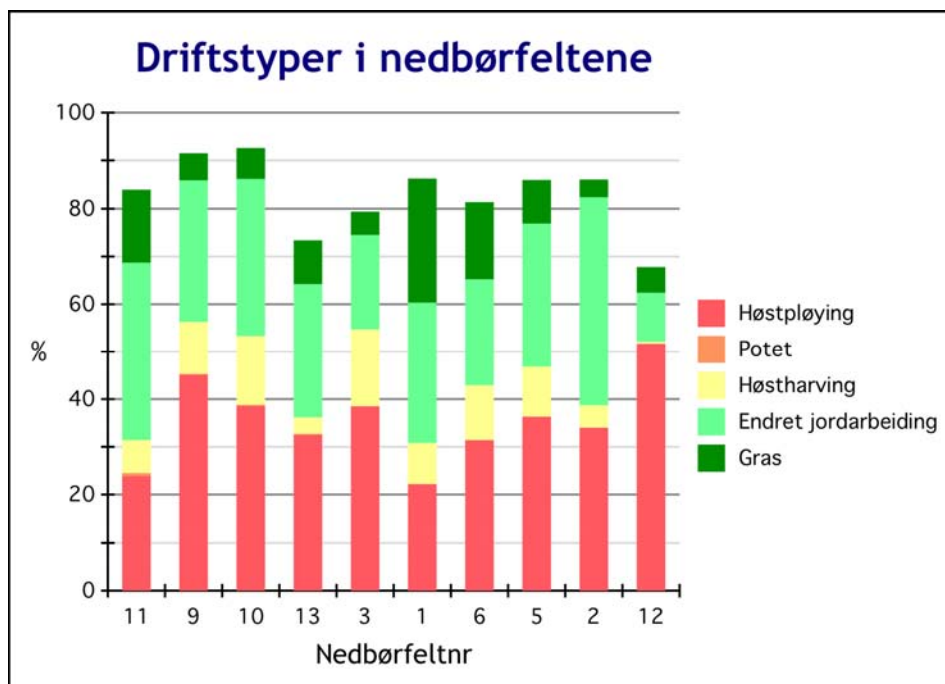
I tabell 8 er det presentert hvor stor dekning det er på drift som gir redusert avrenning som høstharving, endret jordarbeiding (stubb) og gras. Dette er også presentert grafisk i Figur 7. I tabell 9 er fordeling av erosjonsrisiko i de ulike delnedbørfeltene presentert som arealandeler i ulike erosjonsrisikoklasser. Delnedbørfeltene som har den største risikoen (areal med kl. 3 & 4) er Øvre Gjermåa (76%), Germåa (74%), Mikkelsbekken (71%), Ulvedalsbekken (69%) og Leira midtre nord (67%). I tabell 10 og 11 er resultater for modellert jordtap og fosfortap beregnet for ulike driftsformer. Ved å legge alt kornareal (høst- og vårkorn) i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 i stubb med vårpløying vil man kunne redusere dagens (2006) fosfortap med 10,1 tonn. Hvis man får til det samme også på arealer i klasse 2 kan man redusere fosfortapet med 12,3 tonn, og hvis man innfører stubb på alle arealer (klasse 1, 2, 3 & 4) vil man redusere fosfortapet med 14,1 tonn.

Tabell 8: Fordeling av noen driftsformer i delnedbørfeltene (i%).

Nedbørfelt	Høstployd	Høstharving	Endret jordarbeiding (stubb)	Gras
Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	23,9%	6,9%	37,3%	15,3%
Songa og Vikka	45,1%	11%	29,5%	5,7%
Tveia og Nordbytjern	38,6%	14,5%	32,8%	6,5%
Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	32,5%	3,5%	28%	9,2%
Gjermåa øvre	38,5%	16,2%	19,8%	4,9%
Mikkelsbekken	22,2%	8,6%	29,5%	25,9%
Ulvedalsbekken	31,4%	11,5%	22,3%	16,2%
Gjermåa	36,3%	10,5%	30,1%	9%
Jeksla	34%	4,7%	43,7%	3,6%
Leira nedre fra Leirsund til samløp Nitelva	51,7%	0,4%	10,3%	5,4%

¹ P-Al er en analysemetode for fosfor som brukes som måleenhet på jordas innhold av plantetilgjengelig fosfor.

² $y = -0.7477x + 1.7$ hvor $Y = \text{Log Tot-P/P-AL}$ og $x = \text{Log P-AL}$



Figur 7: Fordeling av driftsformer i de ulike delnedbørfeltene (%). Delnedbørfeltene er 11 = Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss, 9 = Songa og Vikka, 10 = Tveia og Nordbytjern, 13 = Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund, 3 = Gjermåa øvre, 1 = Mikkelsbekken, 6 = Ulvedalsbekken, 5 = Gjermåa, 2 = Jeksla, 12 = Leira nedre fra Leirsund til samløp med Nitelva.

Tabell 9: Fordeling av arealer i ulike erosjonsrisikoklasser i delnedbørfeltene.

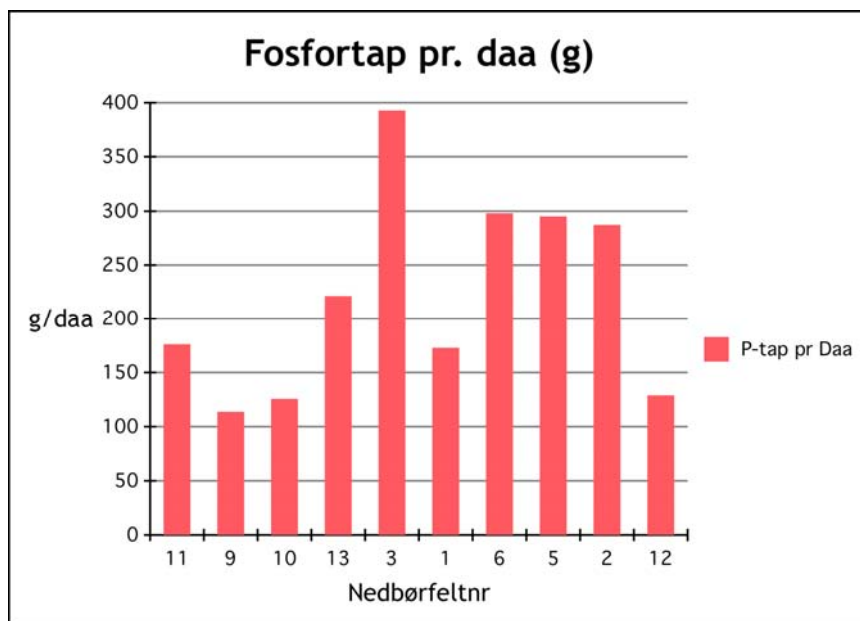
Delnedbørfelt	Ekl. 1	Ekl. 2	Ekl. 3	Ekl. 4	Sum ekl. 3 & 4	P innhold
Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	7 %	26 %	39 %	29 %	67 %	1,05‰
Songa og Vikka	31 %	32 %	24 %	13 %	37 %	0,77‰
Tveia og Nordbytjern	28 %	37 %	29 %	7 %	35 %	0,81‰
Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	5 %	32 %	39 %	25 %	63 %	1,08‰
Gjermåa øvre	8 %	16 %	40 %	36 %	76 %	1,04‰
Mikkelsbekken	2 %	27 %	33 %	39 %	71 %	1,05‰
Ulvedalsbekken	7 %	23 %	41 %	28 %	69 %	1,13‰
Gjermåa	1 %	24 %	41 %	34 %	74 %	1,03‰
Jeksla	24 %	21 %	26 %	29 %	55 %	1,06‰
Leira nedre fra Leirsund til samløp Nitelva	54 %	26 %	16 %	4 %	20 %	1,14‰

Tabell 10: Jordtap i delnedbørfeltene hvis alt høstpløyes, dagens drift, all jord i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb og all jord i erosjonsrisikoklasse 1, 2, 3 og 4 legges i stubb. Alle tall i tonn jord.

Nedbørfelt	Høstpløyd (tonn)	Dagens drift (tonn)	2, 3 & 4 i stubb (tonn)	1, 2, 3 & 4 i stubb (tonn)
Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	14600	3893	2348	2190
Songa og Vikka	1794	683	347	269
Tveia og Nordbytjern	1933	819	408	290
Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	10291	3902	1739	1544
Gjermåa øvre	723	355	142	108
Mikkelsbekken	1890	483	291	283
Ulvedalsbekken	3345	1298	586	502
Gjermåa	6609	2825	1276	991
Jeksla	2537	1162	493	381
Leira nedre fra Leirsund til samløp Nitelva	1574	818	344	236
Sum hele Leira	45296	16238	7974	6794

Tabell 11: Fosfortap fra arealavrenning i delnedbørfeltene hvis alt høstpløyes, dagens drift, scenariet all jord i erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb og scenariet all jord i erosjonsrisikoklasse 1, 2, 3 og 4 legges i stubb. Tall i kg fosfor (P). Siste kolonne viser fosfortap pr. daa i de forskjellige delnedbørfeltene (gram).

Nedbørfelt	Høstpløyd (kg)	Dagens drift (kg)	2, 3 & 4 i stubb (kg)	1,2,3 & 4 i stubb (kg)	P-tap / daa (g)
Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	20965	5590	3372	3145	176
Songa og Vikka	2150	819	416	322	114
Tveia og Nordbytjern	2469	1045	521	370	126
Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	15716	5959	2656	2357	221
Gjermåa øvre	982	483	193	147	393
Mikkelsbekken	2710	693	418	406	173
Ulvedalsbekken	5075	1969	889	761	298
Gjermåa	9195	3931	1775	1379	295
Jeksla	3736	1712	725	560	287
Leira nedre fra Leirsund til samløp Nitelva	3186	1655	696	478	129
Sum hele nedbørfeltet	66746	24068	11756	9925	



Figur 8: Fosfortap pr. daa i de ulike delnedbørfeltene ved dagens drift (gram/daa). Delnedbørfeltene er 11 = Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss, 9 = Songa og Vikka, 10 = Tveia og Nordbytjern, 13 = Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund, 3 = Gjermåa øvre, 1 = Mikkelsbekken, 6 = Ulvedalsbekken, 5 = Gjermåa, 2 = Jeksla, 12 = Leira nedre fra Leirsund til samløp med Nitelva.

4. Beregning av avlastningsnivå

I tabell 12 er gjengitt beregninger av dagens tilførsler av fosfor til Leira og avlastningsbehovet for å oppnå god økologisk og kjemisk tilstand i Leira. Beregningene er basert på vannføringsdata fra 1960 - 1993, og data fra vannkvalitetsovervåkingen i årene 2000 - 2006, gjennomsnittlige verdier. Kun stasjonen ved Krokfoss og Nedre Leira har definert miljømål med hensyn på fosforkonsentrasjon. De andre linjene har dels for dårlig overvåkingsdata, eller for stor usikkerhet rundt andelen naturlig erosjon til å fastsette miljømål basert på naturtilstandsestimater. Bare for Nedre Leira er det gjort en beregning som gir et tilstrekkelig godt grunnlag til å fastsette avlastingsnivå. For de andre delnedbørfeltene er det tatt med beregninger der det foreligger data, men disse beregningene tar ikke hensyn til naturlig erosjon. Avlastingsbehovene for disse nedbørfeltene vil derfor være sterkt overestimert.

Tabell 12. Beregning av naturlig fosfortilførsler (TEOTIL), naturlig erosjonstillegg, fosforbelastning naturlig og dagens, samt miljømål og avlastingsbehov til Leira på tre lokaliteter nedover i vassdraget .

Målestasjoner i nedbørfeltet	Naturlig avrenning P (kg) (TEOTIL)	Tillegg naturlig erosjon (kg P)	Fosfor med med naturlig erosjon (kg P)	MILJØMÅL (Beregnet Tot-P naturlig (TEOTIL) *3 + erosjons-korrigerings.) (µg/l)	Tot-P målt (µg/l)	Tilførsler P (2000-2006) (kg P)	Avlastingsbehov (kg P)
Krokfoss L2	1990	1 827	3 817	29	44	11 725	3 928
Frogner L4	3181	4 285	7 466	36	76	29 271	15 443
Borgen bru L5	3511	4 458	7 969	37	80	32 800	17 809

Vannkvaliteten nederst i Leira har en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på 80 µg Tot-P/l. Dette tilsier at man har en tilførsel av totalfosfor på 32,8 tonn/år. For å oppnå god tilstand bør den gjennomsnittlige fosforkonsentrasjon ikke være høyere enn 37 µg/l. Dette innebærer at fosfortilførselen må reduseres med 17,8 tonn P for å nå miljømålet *god økologisk status* nederst i Leira. Tilsvarende avlastingsbehov for Leira ved Krokfoss (L2) er beregnet til 3,93 tonn og ved Frogner (L4) til 15,4 tonn.

5. Tiltak for å nå målene

5.1 Sammenstilte kostnader og kostnadseffektivitet sektorvis og samlet for å nå målene

Tiltak	Effekt kg tot-P reduksjon	Kostnad pr. år (mill)	Kost.eff tot-P kr/kg og år	Biotilgj. faktor	Effekt (kg bio-P reduksjon)	Kostnad pr. år (mill)	Kost.eff Bio-P (kr/kg og år)	Rang-ering
Jordbruk								
Endret jordbearbeiding Ekl. 3&4 i stubb	10200	2,55	250	23 %	2346	2,55	1087	1
Endret jordbearbeiding Ekl. 2 i stubb	2200	0,55	250	23 %	506	0,55	1087	2
Endret jordbearbeiding Ekl. 1 i stubb	1800	0,45	250	23 %	414	0,45	1087	3
Redusert P-AI	1450	0,00	0	23 %	334	0	0	1
Sum jordbruk	15 650	3,55	227	23 %	3600	3,55	986	
Spredt bebyggelse								
Oppgradering av 732 anlegg med "Høy" og "Meget høy miljøindeks"	860	9,3	10801	90 %	774	9,3	12001	4
Oppgradering av 733 anlegg med "Middels miljøindeks"	456	9,3	20413	90 %	410	9,3	22681	6
Sum spredt bebyggelse	1315	18,6	14130	90 %	1184	18,6	15700	
Kommunalt avløp								
Overvann	1437	6,6	4600	30	431	6,6	15 300	5
Samlet effekt alle tiltak	18 402kg P	Avlastingsbehov for å nå miljømålet	17 809kg P	Effekt over nivået for å nå miljømålet	593kg P			

Vi har innenfor rammen av denne tiltaksanalysen oppnådd tiltak som vil kunne gi en måloppnåelse. Det er imidlertid ikke beregnet effekter av ledningssanering og fordryningsbassenger for overløpssituasjoner, og heller ikke effekter av hydrotekniske tiltak i landbruket. Det kan derfor være andre tiltak som kan ha bedre kostnadseffektivitet enn de som er tatt med her. Vi anbefaler derfor at det gjøres et videre arbeid med tanke på å avklare om denne typen tiltak kan gi bedre kostnadseffektivitet for å nå miljømålet. Det bør også påpekes at det er behov for å øke kunnskapsnivået om biologiske grenseverdier med hensyn på god økologisk status i elver som har så stor naturlig erosjon. Endringer av grenseverdier som følge av bedre kunnskap vil kunne påvirke ambisjonsnivået.

5.2 Kommunalteknikk

Alle betraktninger om rensmuligheter, 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), og rensing av overvann i dammer (har antatt 30 % av overvannet i separate avløpsnett). Noe overvann vil dessuten ikke være mulig å rense – med bakgrunn i erfaringene fra en tilsvarende tiltaksanalyse av Nitelva (Bjørndalen et al, 2007) har en anslått en forventet effekt på 1488 kg P. I tillegg har dette tiltaket på enkelte lokaliteter stor betydning for flomdemping og erosjon i elva.
- Bygging av fordrøyningsbasseng for overløpsutslipp, – forventet effekt ikke beregnet.
- Sanering av dårlige avløpsledninger med lekkasjer, – forventet effekt ikke beregnet.

Kost/nytte-faktorer for disse tiltakene er beregnet både med hensyn til total fosfor og biotilgjengelig fosfor. Når det gjelder sanering av ledningsnett som tiltak, er det neppe aktuelt med spesifikke tiltak her. Sanering av avløpsnett er et tiltak som primært ikke gjøres alene for å minke utslipp. En har derfor ikke gått videre med å beregne kostnader her i denne sammenheng. Tiltak på ledningsnettet vil inngå i de løpende planer for den enkelte kommune. Overløpsutslipp var relativt beskjedent i de berørte kommuner. Gjerdrum har planer om å oppgradere sitt renseanlegg. Fet kommune er ikke med i beregningene da tiltakspotensialet er av mindre betydning.

I tabell 13 er beregnet reduksjoner av totalfosfor og av biotilgjengelig fosfor i overvann som man antar er oppnåelig for de enkelte kommuner.

Tabell 13: Antatt mulige reduksjoner av totalfosfor og bio-P i overvann

Kommune	Tot-P Kg/år	Bio-P Kg/år
Nannestad	38	11
Ullensaker	1310	393
Sørum	20	6
Skedsmo	69	21
Gjerdrum	51	15
Sum	1488	446

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. Med bakgrunn i disse betraktningene har en beregnet mulige utslippsreduksjoner for overvann, årskostnader og kostnadseffektivitet for totalfosfor og biotilgjengelig fosfor. Dette er presentert i tabell 14.

Tabell 14: Effekt, årskostnader og kostnadseffektivitet for totalfosfor og biotilgjengelig fosfor for tiltak på overvann.

Effekt Kg tot-P reduksjon	Kostnad pr. år (mill)	Kost.eff. Tot-P Kr/kg.år	Biotilgj. faktor %	Effekt Kg bio-P reduksjon	Kostnad Pr.år (mill)	Kost.eff Bio-P Kr./kg.år
1488	6,6	4400	30	446	6,6	14 800

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

5.2.1 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 kan derimot være 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.

5.2.2 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 som inneholder miljøgifter. Overløpsvannet går normalt helt ubehandlet til vannresipientene. Tiltaket har derfor god effekt på fjerning av TKB i tillegg til fjerning av fosfor, nitrogen og organisk stoff. Miljøgiftene transporteres imidlertid til renseanlegget hvor det enten går ut via slammet eller i avløpet.

5.2.3 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.

5.2.4 Generelle tiltak

En stor del av utslippene kan oppstå ved driftsstans og uheldige episoder. Systematisk vedlikehold av anleggene er derfor et langsiktig viktig tiltak for å holde anleggene operative. Nyanlegg bør ta høyde for klimatiske endringer hvor det er forventet økte regnintensitet. Dimensjoneringskriteriene bør gjennomgås og vurderes ved alle nyanlegg.

5.3 Tiltak og kostnadseffektivitet innen spredt bebyggelse

I Del 2 – ”Om spredt avløp” er det gjengitt fordelingen av anlegg på anleggenes miljøindeks – dvs. deres relative miljøpåvirkning i resipienten. En del av minirensesanleggene kommer i klasse ”Middels miljøindeks”. Dette kan virke uventet, og har sin årsak i at det ikke er lagt inn evt. etterpoleringsanlegg i modellen (jordhaug/infiltrasjon etc.). De siste årene har det vært vanligere å bygge minirensesanlegg med slik etterpolering. Det kan derfor være at 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 %, og tiltaksalternativ at også anlegg med ”Middels miljøindeks” blir oppgradert. I effektberegningen har vi lagt til grunn at det oppnås 85% rensing på de nye anleggene. For å nå dette målet må alle nye anlegg og oppgraderinger av anlegg bygges med krav om 90% rensing av fosfor. I praksis vil det alltid være en andel av anleggene som har funksjonssvikt eller ikke renser optimalt. Vi har derfor antatt at en ikke kan forvente høyere samlet rensing en ca 85% selv om anleggene blir oppgradert.

For å redusere forurensningstilførslene fra spredt avløp har vi betraktet følgende tiltak:

- Oppgradering av 732 anlegg med ”Høy” og ”Meget høy miljøindeks”, – forventet effekt 860 kg P.
- Oppgradering av 733 anlegg med ”Middels miljøindeks”, – forventet effekt 456 kg P.

5.3.1 Kostnadseffektivitet spredt avløp

Kostnad for etablering og drift av anlegg har selvfølgelig stor betydning for valg av type avløpsanlegg. På grunnlag av prislister og erfaringsmateriale har vi i tabell 15 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 behøve å skifte ut filtermassen. Et infiltrasjonsanlegg kan fornyes med nye grøfter hvis slamavskileren er god nok, etc.

I Leiras nedbørfelt – spesielt i den nedre delen –, 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.

Det er beregnet kostnadseffektivitet ved to ulike ambisjonsnivåer for tiltak. *Middels ambisjonsnivå* er basert på oppgradering av de 732 anleggene som bidrar mest (miljøindeks klasse ”Meget høy” og ”Høy”). Samlet årskostnad for dette scenariet blir på kr. 9 300 000,- NOK. Kostnadseffektivitet regnet på redusert tot-P blir kr. 10 800,-, pr kg/år. Ved regnet på biotilgjengelig P blir kostnaden kr. 12 000,- pr kg/år.

Høyt ambisjonsnivå er basert på oppgradering av ytterligere de 733 anleggene som bidrar nest mest (miljøindeks klasse ”Middels”). Samlet årskostnad for dette scenariet blir på kr. 9 300 000,-. Kostnadseffektivitet regnet på redusert tot-P blir kr. 20 400,-, pr kg/år. Ved regnet på biotilgjengelig P blir kostnaden kr. 22 680,- pr kg/år.

Tabell 15: Forventede gjennomsnittlige investeringskostnader, årlige driftskostnader og årskostnader (kalkulasjonsrente 4%) for ulike renseløsninger. Alle kostnader eks. mva.

Renseløsninger for en bolig	Normale in- vesterings- 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.

Tabell 16: Kosteffektivitet beregnet både med Tot-P og biotilgjengelig P ved to ulike tiltaksambisjoner.

Tiltak	Effekt kg tot-P reduksjon	Kostnad pr. år (mill)	Kost.eff tot-P (kr/kg/år)	Biotilgj. faktor	Effekt (kg bio-P reduksjon)	Kostnad pr. år (mill)	Kost.eff Bio-P (kr/kg/år)
Oppgradering av 732 anlegg med "Høy" og "Meget høy miljøindeks"	860	9,3	10801	90 %	774	9,3	12001
Oppgradering av 733 anlegg med "Middels miljøindeks"	456	9,3	20413	90 %	410	9,3	22681
Sum spredt bebyggelse	1315	18,6	14130	90 %	1184	18,6	15700

5.4 Jordbruk

For å redusere forurensningstilførslene fra jordbruk har vi betraktet følgende tiltak:

- Endret jordbearbeiding (i stubb) på areal som drives med kornproduksjon eller tilsvarende som ligger i erosjonsrisikoklasse 3 eller 4, – forventet effekt $\approx 10\ 100\text{kg P}$.
- Endret jordbearbeiding (i stubb) på areal som drives med kornproduksjon eller tilsvarende som ligger i erosjonsrisikoklasse 2 – forventet effekt $\approx 2200\text{kg P}$.
- Endret jordbearbeiding (i stubb) på alt areal som drives med kornproduksjon eller tilsvarende som ligger i erosjonsrisikoklasse 1 – forventet effekt $\approx 1800\text{kg P}$.
- Effekt av gjødslingsreduksjoner slik at alt areal får P-AL 7 – forventet effekt 3609 kg P ved dagens drift, og 2031kg P hvis jordbruksiltak 3 og 4 i stubb gjennomføres. Effekten av tiltaket reduseres med økende effekt av andre tiltak. For eksempel hvis arealene med erosjonsrisikoklasse 2, 3 og 4 legges i stubb reduseres effekten til 1704kg P , og hvis klasse 1,2,3, & 4 ligger i stubb vil effekten være 1453kg P . Effekten vil komme gradvis da det tar en del år (5-20 år) å bygge ned fosfornivået i dyrkingsjord.

5.4.1 P-AL i jordsmønn

Jordas innhold av lett tilgjengelig fosfor (P-AL) har betydning for risikoen for fosfortap til vassdrag. Både vannløselig P og algetilgjengelig P har en positiv sammenheng med jordas P-AL tall. Det betyr at risikoen for tap av algetilgjengelig fosfor ved overflateavrenning og erosjon øker med økende P-AL tall i jorda. En lang rekke utenlandske undersøkelser i felt viser en tydelig sammenheng mellom jordas innhold av lett tilgjengelig P og P tap ved avrenning fra jordbruksarealer. Det er derfor viktig å fokusere på jordas innhold av lett tilgjengelig P, i tillegg til tiltak for å redusere transport av jordpartikler fra jordbruksarealer til vassdrag.

En regner at P-AL i området 5-7 er tilstrekkelig for å oppnå optimale avlinger av f.eks. korn. For potet, grønnsaker og eng er kravene noe høyere ($\approx 7-10$) (noen vekster, f.eks. purre kan gi økt kvalitet med enda høyere P-AL tall). Den mest kontrollerbare situasjonen forurensningmessig har vi når P-AL tallene er lavest mulig ned mot det nivået som er tilstrekkelig for å gi gode avlinger.

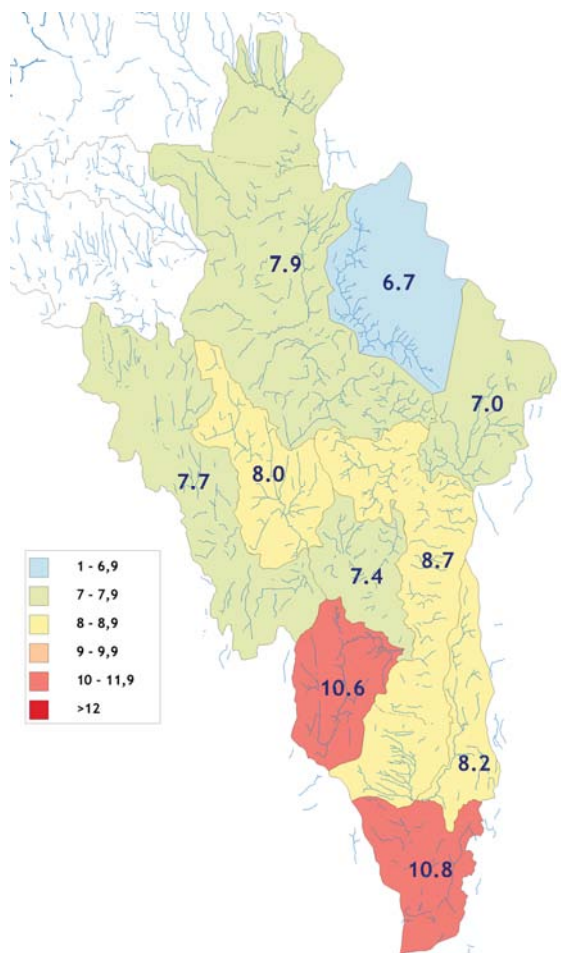
Fosforgjødslingen har gjennom en stor del av etterkrigstiden vært større enn det som fjernes med avlingen. Dette har ført til at en stor del av jordbruksarealene har høyere P-AL tall enn det som er nødvendig for optimal vekst. Spesielt høye tall finner man på gårdsbruk med grønnsaksarealer og der det har vært intensiv husdyrproduksjon. I tabell 17 er det gjengitt de siste anbefalte normene for fosforgjødsling som ble introdusert i 2007 (Kilde [Gjødslingshåndboka](#) SLF/Bioforsk).

Tabell 17. P-AL nivåer og generelle råd. (Kilde [Gjødslingshåndboka](#) SLF/Bioforsk).

P-AL- verdi	% korreksjon av fosforbehov	
	Korn	Potet grønnsaker, engvekster, frukt og bær
<2	100%	100%
2	75%	75%
3	50%	50%
4	25%	25%
5-9	0	0
10-13	-25%	-25%
14-15	-50%	-50%
>15	-100%	-75%

Jord som vaskes ut i vann og vassdrag ved overflateerosjon har høyere fosforinnhold enn den som er på jordbruksarealene (opphavsjorda). Dette skyldes at er det en relativt større andel finere leire- og siltfraksjoner og organisk materiale i den eroderte jorda.

Bioforsk Jord og miljø har en jorddatabank hvor jordanalyseresultatene for jordprøver analysert ved Bioforsk Lab, tidligere Landbrukets analysesenter, er lagt inn siden 1988, sammen med informasjon om blant annet jordart, driftsform (med eller uten husdyr og vekst etc.). Jordbruksarealene i Leira er godt representert i denne jorddatabanken. Det ble hentet ut 3 833 analyseresultater fra jordprøver, som bøndene har sendt inn i perioden 2001 – 2006 hvor vi også kunne geografisk plassere jordprøvene i de riktig delnedbørfelt. Jordprøvene er så aggregert til gjennomsnittsverdier, med standardavvik og maksimumsverdier. Figur 9 viser kart med P-AL-status ved to ulike delnedbørfeltene. I tabell 18 vises verdier for gjennomsnitt, standardavvik og maks-verdier for de ulike delnedbørfeltene.



Figur 9: P-AL kart for Leira.

Kartene viser at det er noe høye fosfortall i jordsmonnet, spesielt i delnedbørfeltene Nedre Leira og Ulvedalsbekken. Maksimumverdiene viser at enkelte arealer i alle delnedbørfelt har så høye verdier (15-75) at det antakelig også vil lekke ut løst fosfor i grøftevann, som dermed kan få meget høye P-verdier. Dette kommer i tillegg til partikkelavrenningen, hvor partiklene også vil ha høyt fosforinnhold. Det er derfor all grunn til å holde fokus på gjødselplaner og å redusere fosforgjødslingen på disse arealene. 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 kan være aktuelle tiltak for slike arealer.

Tabell 18. Gjennomsnitt P-AL nivåer, standardavvik, maxverdier antall prøver for de ulike delnedbørfeltene.

Delnedbørfelt	Gjennomsnitt P-AL	Standardavvik	Max P-AL	Antall prøver
Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	7,9	4,5	48	748
Songa og Vikka	6,7	4,7	46	691
Tveia og Nordbytjern	7,0	4,7	42,9	262
Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	8,7	4,9	38,5	371
Øvre Gjermåa	7,7	3,0	15	47
Mikkelsbekken	8,0	2,8	18	137
Ulvedalsbekken	10,6	7,8	58	126
Gjermåa	7,4	4,3	35	443
Jeksla	8,2	4,0	43	652
Leira nedre fra Leirsund til samløp Nitelva	10.8	8,7	75	356

5.4.2 Effekt av redusert P-AL

For å vurdere effekten av gjødslingsplanlegging har vi kjørt beregninger på hvor mye fosfortapet reduseres hvis all jord holdes ved P-AL = 7,0. Dette er gjort for de foreslåtte tiltakene innen endret jordarbeiding. Resultatene er presentert i tabell 19. Ved korndrift vil det ikke være vanskelig å holde P-AL nivået på $\approx 7,0$ gjennom et aktivt gjødselsplanarbeid. Ved husdyrhold vil det kunne innebære at man bruker et større spredeareal enn det som normalt gjøres ved dagens drift. Dagens krav til spredeareal er antakelig for lite for å få til dette. Dette vil kunne bety et større samarbeid mellom gårdbrukere for å øke spredearealet. Det er imidlertid store bakkeplanerte arealer som vil ha fordel av å motta husdyrgjødsel da det bidrar til høyere organisk innhold i jorda og dermed bedre jordstruktur.

Tabell 19. Beregnet effekt av redusert P-Al ved ulike driftsalternativer. Alle tall i kg fosfor.

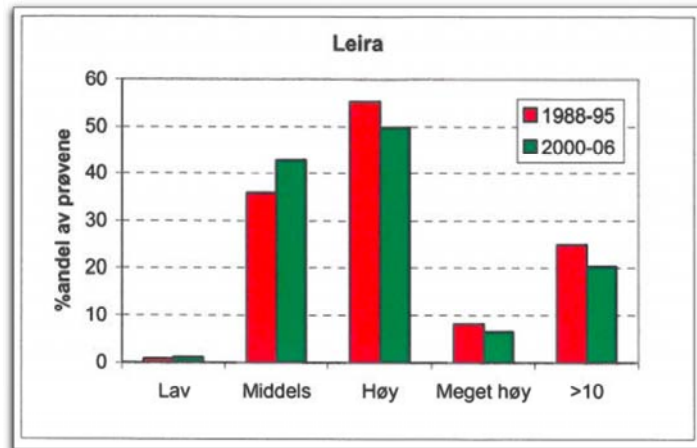
Nedbørfelt	Ekl. 1, 2, 3 og 4 i stubb og P- Al=7	Ekl. 2, 3 og 4 i stubb og P- Al=7	Ekl. 3 og 4 i stubb og P- Al=7	Dagens drift og P- Al = 7
Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	358	384	446	637
Songa og Vikka	-14	-19	-26	-37
Tveia og Nordbytjern	0	0	0	0
Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund	461	519	635	1164
Gjermåa øvre	13	18	18	44
Mikkelsbekken	51	52	59	87
Ulvedalsbekken	259	302	325	669
Gjermåa	75	96	109	212
Jeksla	82	106	116	250
Leira nedre fra Leirsund til samløp med Nitelva	168	245	346	582
Hele Leira	1453	1703	2030	3609

5.4.3 Utvikling av P-AL-tall i nedbørfeltet

For å se på hvordan utviklingen av P-AL tallet er i nedbørfeltet, ble data fra Jorddatabanken fra 5-årsperioden 1988-1992, og sammenholdt mot tallene fra 2001-2005. Analysen av trenden i P-AL tallene fra perioden 1988-95 til 2000-06 ble foretatt på kommunegruppene under Leira, og bare for hele nedbørfeltet for å få stort nok datasett. Det er en del færre prøver bak tallene for perioden 1988-95 enn for 2000-06, slik at sammenligningen er beheftet med en del usikkerhet. Det ser ut til at det har vært en svak nedgang i jordas P-AL nivå (Figur 10). Det er en tendens til økning i andel prøver i klasse Middels, mens det er en nedgang i klasse Høy. Nedgangen i jordas P-AL-nivå som disse dataene antyder, kan være en effekt av den betydelige reduksjonen i P-gjødsling som skjedde på slutten av 80-tallet og begynnelsen av 90-tallet. Følges de siste årenes anbefalte P-gjødsling, skal P-

gjødsling til korn og gras ved P-AL >12 være mindre enn det som tas ut med avling. Følgelig kan en forvente en nedgang i arealer med P-AL i klasse Meget høy. Resultatene antyder imidlertid at det for Leira også har skjedd en overgang fra Klasse Høy til klasse Middels. Årsaken til dette kan være bindingsprosesser i jord som overfører P-AL til tyngre tilgjengelig fosforformer.

Det er likevel rimelig å anta at innføring av gjødslingsplanlegging på 1990-tallet har bidratt til at utviklingen går i riktig retning. De nye gjødslingsnormene som kom i 2007 vil ytterligere bidra til å redusere høye P-AL-tall når de blir fulgt opp.



Figur 10. Gjennomsnittlig P-AL verdier i dyrka mark i Leiras nedbørfelt i 5-årsperioden 1988 - 1992 sammenlignet med perioden 2001-2005 (Kilde Jorddatabanken.) Lav = 0-2, Middels = 3-6, Høyt = 7-15 og Meget høyt >15.

5.4.4 Andre jordbrukstiltak

Innen jordbruksdriften er det en del spesielle utfordringer i Leiras nedbørfelt. De store arealene med bakkeplaneringer med bekkelukninger og et stort antal nedtaksnummer for overflateavrenning er spesielt for dette landskapet. Også bakkeplaneringenes fyllingskanter er svært sårbare, hvor det lett kan skje mye punkterosjon. Disse anleggene ble for en stor del anlagt fra 1950 til 1980, og en del av anleggene er i dag i dårlig stand. Når slike anlegg slutter å fungere vil de kunne gi store jordtap ved at vannet/bekker tvinges opp på overflaten med en påfølgende massiv graving i løsmassene.

Som en oppfølging av dette prosjektet er det gjort en kartlegging av Bioforsk våren 2008 for å få en bedre oversikt over problemkomplekset. Kartleggingen viste at det er et stort behov for utbedringstiltak, og også behov for å ta i bruk alternative hydrotekniske løsninger. Dette blir rapportert i egen rapport høsten 2008.

Et økende hestehold de siste årene gjør det også aktuelt å påpeke at det kan være en betydelig erosjon og næringsstoffavrenning fra beiter/innhegninger som har så betydelig tråkkskader at vegetasjonen ikke lenger er dekkende.

Andre tiltak som det ikke er gjort beregninger for er bruk av vegetasjonssoner og fangdammer. Topografien i nedbørfeltet gjør imidlertid at disse tiltakene bare er aktuelle på noen få lokaliteter. Bioforsk gjennom kartleggingsarbeidet våren 2008 vil komme tilbake til aktuelle steder og effekter av disse tiltakene i egen rapport.

5.5 Forsuring

- Dagens vassdragskalkinger med kalsiumkarbonat i form av mel som tilføres innsjøer og tjern, og grovkalk i bekker bør videreføres så lenge behovet er tilstede i de enkelte lokaliteter.
- Det bør foretas modellberegninger av humuskorrigerede ANC-verdier for alle forsurede innsjøer og tjern, for å sannsynliggjøre hvorvidt kalking kan stoppe i enkelte vann nå, innen år 2015 eller om kalkingen må videreføres i tiden etter 2015. Ved eventuell stopp i kalkingen, er det forøvrig viktig med vannkjemisk og biologisk oppfølging en del år, for å fastslå at reforsuring ikke finner sted.
- Det bør vurderes å foreta terrengkalking i nedbørsfelter til de bekkene som modellberegningene eventuelt viser at ikke blir ”friskmeldte” etter år 2015.

5.5.1 Kostnad

Budsjettet for vassdragskalkinger i Akershus/Oslo de siste årene har vært 350 000 fra Akershus fylkeskommune og 2,7 – 2,9 mill. fra Staten per år, inkl. ekstrabevilgninger til biologisk effektkontroll. Totalt kalkes for tiden 263 innsjøer/tjern. Av disse ligger 71 innenfor Leiras nedbørsfelt i Akershus. Andelsmessig ligger derfor totalkostnadene for kalk, transport, spredning, både av innsjøer og bekker, vannprøveanalyser, biologisk oppfølging og administrative kostnader på ca. 840 000 kroner. Kalkingskostnadene pr. tonn i Leira er noe høyere enn i gjennomsnitt for fylket pga. lengre flyavstander, og få vann som kan båtkalkes. Kalking og videre effektoppfølging av vannene i Oppland har tilsvarende en kostnad på omkring 80 000 kroner. Totalt sett koster det derfor 900 – 950 000 kroner å opprettholde tiltakene mot forsuring på dagens nivå.

Kostnader for modellering av humuskorrigert ANC for alle forsurede vann, må det innhentes pris på.

Kostnad for vannprøvetaking av mulig forsurede innsjøer i Oppland som ikke er med i Kalkingsplanen for Oppland, må det innhentes pris på.

Kostnader for terrengkalking av gytebekker som eventuelt ikke antas å å tilfredsstillende vannkjemisk etter år 2015, må det innhentes pris på.

5.6 Naturlig erosjon

- NVEs måleprogrammer for organisk og uorganisk suspensjonstransport i Leira ved Krokfoss samt i delfeltene Vikka, Slemdalsbekken og Sogna foreslås utvidet.
- Det bør gjøres oppmålinger av flere tverrprofiler i raviner og kartlegging av aktiv erosjon for å overvåke at elveløpene er stabile. Denne overvåkingen og registreringen bør gjøres på lokaliteter i delfelt som er utsatt for vertikal bunnsenkning. Overvåkingen bør kombineres med registrering av aktiv erosjon og kornfordelingsanalyser av bunnmaterialet.
- Etter gjennomført nyregistreringen bør det utarbeides en tiltaksplan.

Del 2: Supplerende informasjon og bakgrunnsdata

6. Om beregning av naturtilstanden

Koeffisientene i TEOTIL-modellen for dette er utarbeidet av Bioforsk. Koeffisienter for bakgrunnsavrenning fra jordbruksarealer er 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 av TEOTIL beregningene for Leira er presentert i Del 1.

Leira som elvesystem skiller seg ut fra andre elver ved å ha en meget høy naturlig partikkeltransport (derav navnet). Løsmasseavsetningene på Romerike som elva eroderer i, gjør elva ganske spesiell i norsk sammenheng. TEOTIL-modellen tar ikke hensyn til disse spesielle forholdene, og vil derfor underestimere den naturlige bakgrunnsavrenningen. Vi har derfor gjort en del tilleggsberegninger for å korrigere estimatet til TEOTIL2.

Ved Krokfoss har NVE en stasjon med nøyaktige målinger av partikkeltransport (SS). Kvaliteten på disse målingene er svært høy i forhold til vanlig prøvetaking som ANØ har gjort. NVEs målinger av partikkeltransport ved Krokfoss viser at det i perioden 1990-2006 var en årlig tilførsel av 26 600 tonn³. For å få tall for flere punkter i vassdraget har vi brukt ANØs SS målinger ved L2 – Krokfoss, L4 – Frogner, og L5 – Borgen bru i perioden 1990 – 2004 til å beregne forholdstall mellom disse stasjonene. Forholdstallene har vi brukt for å beregne partikkeltransporten basert på NVE sine målinger ved Krokfoss. Ved å kjøre partikkelavrenningsmodellen GIS i avrenning for jordbruket med de samme stasjonene har vi estimert partikkelbidraget i et normalår til vassdraget med drift fra 2000, 2003, 2006. Vi valgte å bruke dagens drift (2006) i beregningene hvor estimatet for partikkelerosjon til hele vassdrag er $\approx 16\,300$ tonn. Denne metoden mener vi har gitt et godt estimat for naturlig erosjon ved;

- Krokfoss ($\approx 80\%$ naturlig / $\approx 20\%$ jordbruksforårsaket)
- Leira ved Frogner ($\approx 60\%$ naturlig erosjon / $\approx 40\%$ jordbruksforårsaket)
- Borgen bru ($\approx 60\%$ naturlig erosjon / $\approx 40\%$ jordbruksforårsaket)

Dette tilsier et jordbruksbidrag på $\approx 41\%$ for hele vassdraget. Dette samsvarer ganske bra med tidligere estimater som NVE har beregnet hvor de fant jordbrukets bidrag til å være 45%. Siden den gang er det mer bruk av endret jordarbeiding, noe som vil redusere jordbrukets bidrag. Samtidig har klimatiske endringer med dårligere vinterforhold de siste årene økt partikkelavrenningen til et høyere nivå enn det som modellen estimerer. Vi har valgt å bruke disse verdiene som da gir et partikkelbidrag til elva fra naturlige erosjonsprosesser i et normalår på $\approx 10\,400$ tonn.

Fosforinnholdet i disse jordmassene vil variere med opphavet. Noe av partiklene kommer fra jordsig i ravineskråningene som er skogsjord med en relativt lav fosforstatus, mens andre deler vil være erosjonsmateriale fra graving i elvebunnen og dypere jordlag hvor jordsmonnsdannende prosesser i liten grad har virket. Disse jordtypene (ujord/blåleire) vil ha apatitt mineraler som er lett tilgjengelig for planter og alger og dermed bidra mer til algeproduksjon i elva. For å fastsette fosforinnholdet i naturlige eroderte masser har vi brukt en regresjonsfunksjon⁴ utledet av 567 jordprøver med sammenlignbare jordtyper (hovedsakelig fra Romerike) hvor både tot-P og P-AL er analysert (Øgaard & Borch 2007). Vi har antatt at den naturlige eroderte jorda er marin lettleire og mellomleire med P-AL på 5. Biotilgjengeligheten for det partikkelbundete fosforet i naturlig jordsmonn er relativt lavt da det er hardt bundet til jordpartiklene. I fra naturlige erosjonsprosesser er det derfor antatt at 20% er biotilgjengelig, - resten vil føres med vannet ut i Øyeren og videre uten å gi effekt i Leira. Disse beregningene gir da et estimert ekstrabidrag til TEOTIL2 modellen på ≈ 4460 kg pr år eller Tot-P=10,

³ Årsvariasjonen er stor med standardavvik på 12 300 tonn, maks. 65 000 i 2000 og min. på 12 500 i 1997.

⁴ $y = -0.7477x + 1.7$ hvor $Y = \text{Log Tot-P/P-AL}$ og $x = \text{Log P-AL}$

5µg/l. Naturtilstand uten erosjonstillegget er Tot-P=8,6µg/l. **Forventet naturtilstand er etter disse beregningene satt til 19µg P/l. Ved beregning av avlastingsnivå er dette lagt til grunn.**

7. Om langtransportert forurensing - forsuring

Sur nedbør gir økt avrenning og forhøyede konsentrasjoner av reaktiv aluminium i vassdragene som dreper flere dyregrupper. Basekationer vaskes ut av nedbørsfeltet. I tillegg virker H⁺-ionene giftige ved høye konsentrasjoner på sensitive livsstadier, og reduserte kalsiumkonsentrasjoner og forhøyede nitrogenkonsentrasjoner påvirker både dyre- og plantesamfunnene.

7.1 Forsuringsfølsomt område i Leiras nedbørsfelt

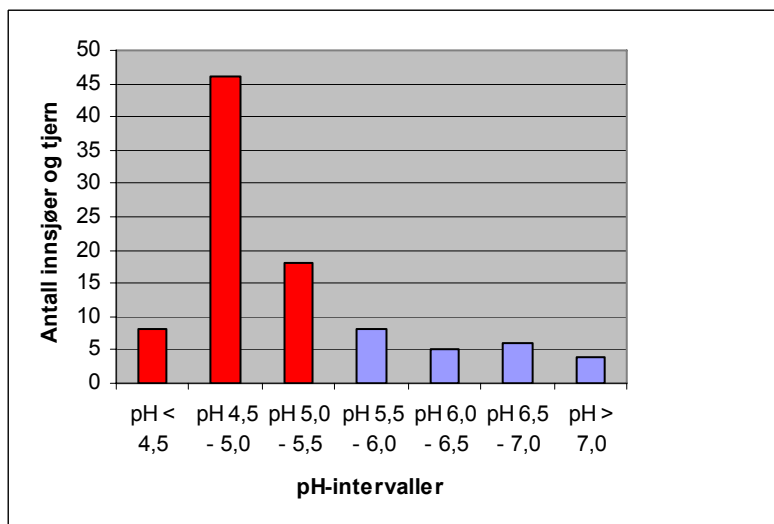
Nedbørsfeltet til Leira ligger i all hovedsak på forsuringsfølsomme permiske dyp-, gang- og dagbergarter. Det gir kalkfattige innsjøer, med liten evne til å motstå forsuring. Det er kun noen mindre felter i Nannestad som ligger på kambrosilur-sedimentære bergarter, som er mer forsuringstolerante. I tillegg er det et mindre område i Oppland som har gunstigere bergarter. Innsjøer og vassdrag som ligger under marin grense har ikke forsuringproblemer da løsmasseavsetningene avgir tilstrekkelig med basekationer slik at vannets buffringsevne øker. Hovedelva er ikke skadd av forsuring, men en svært stor andel av innsjøene og tjernene i øvre del av nedbørsfeltet er rammet.

I Akershus og Oppland kom meldinger om reduserte og døde fiskebestander på 1960-, 70- og 80-tallet. To tredjedeler av endringene skjedde på 70- og 80-tallet (AJFF & FMOA 1990, Fylkesmannen i Oppland 1996). Gjennom store deler av 70- og 80-tallet var veid årsmiddel-pH i nedbøren på 4,2 – 4,4 i dette området (SFT 2007).

7.2 Skadeomfang

Med unntak av de få innsjøene som ligger på gunstige bergarter eller under marin grense, er de aller fleste øvrige innsjøer og tjern på Romeriksåsene og Nordåsen sterkt forsuret. Videre nordvestover i Oppland er andelen forsuringsskadede innsjøer noe lavere. De store innsjøene og hovedvassdraget er lite eller ikke forsuringsskadd.

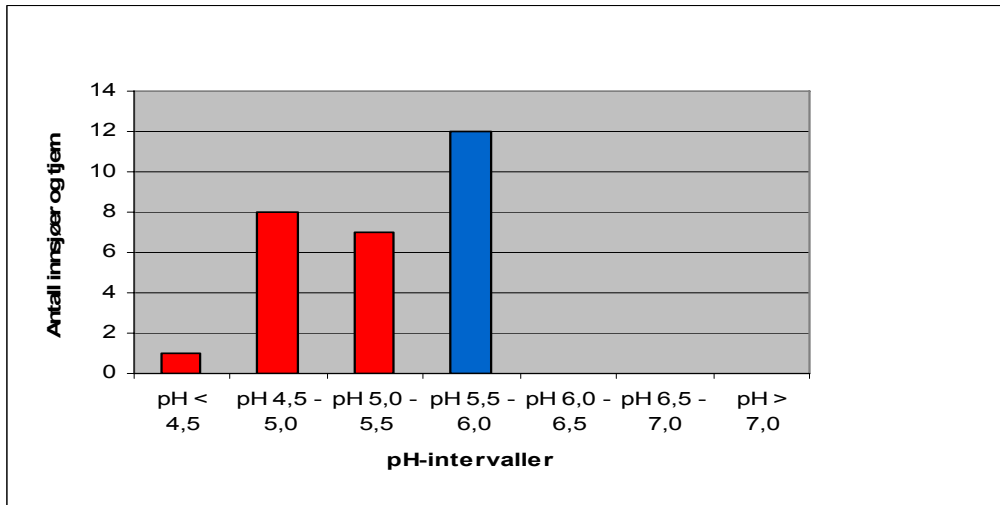
Figur 11 nedenfor gir et anslag på andelen skadde økosystemer. Selv om det vil kunne være noen få innsjøer og tjern som er naturlig sure, er de fleste av dem også påvirket. Det viser at i Akershus fylke av Leiras nedbørsfelt er tre firedeler av sjøene i større eller mindre grad skadet av forsuring. Det vil si ca. 80 innsjøer og tjern.



Figur 11. Antall innsjøer i Leiras nedbørsfelt innen Akershus fylke fordelt på ulike pH-intervaller. Der innsjøene er kalket, er det benyttet pH-verdi fra før kalkingen startet. (AJFF & FMOA 1990).

I Oppland er andelen sure og skadde vann lavere. Av de innsjøene det foreligger vannkjemimålinger fra, er litt over halvparten skadd eller mulig skadd, dvs. 16 innsjøer. Stort sett var det de antatt

forsurede innsjøene som ble prøvetatt. Med omkring 80 innsjøer/tjern totalt i Opplands del av Leiraområdet, innebærer det at ca. 20 % av innsjøene er forsurede i større eller mindre grad.

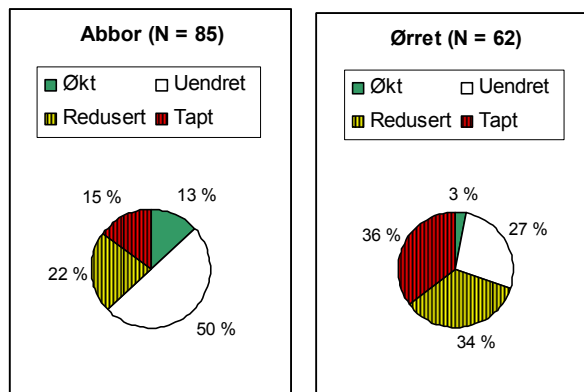


Figur 12. Antall innsjøer i Leiras nedbørsfelt innen Oppland fylke fordelt på ulike pH-intervaller. Figuren er ikke representativ for området, da det i hovedsak er forsurede innsjøer som er prøvetatt (Fylkesmannen i Oppland 1996).

I én kartlegging av Tovdalsvassdraget var 20 – 30 % av artene var forsvunnet pga. forsuringen (DN1999). Spesielt sensitive dyregrupper er fisk, snegler, krepsdyr og enkelte insekter, men også mange plantearter og plankton forsvinner. I hardt rammede vassdrag er det påvist at halvparten av artsmangfoldet av planter er blitt borte (Lindstrøm E. A. 2005). Ved pH under 5,5 er det 95 % sannsynlighet for forsurede vannvegetasjon (Lindstrøm et.al 2004).

I Akershus er det foretatt en undersøkelse over fiskebestandene, både totalt og for hvert vassdrag. Av 85 abborbestander i Leiravassdraget var 15 % tapte og 22 % reduserte. I de 62 innsjøene med ørret, var 36 % tapte og 34 % reduserte, dvs. hele 70 % av ørretbestandene var enten skadd eller utdød. Endringen av fiskebestandene var korrelert med pH-endringene. I Oppland er også fiskestatus kartlagt i forsuringssammenheng, men ikke delt videre på Leiravassdraget særskilt. Totalt for fylket var ørret skadd/tapt i 128 bestander, røye i 23 bestander, abbor i 65 bestander og sik i 23 bestander (Fylkesmannen i Oppland 1996). De største skadene i fylket var i de sørlige deler, bl.a. Gran kommune som delvis ligger i Leiras nedbørsfelt.

Hvor stort tapet av biologisk mangfold har vært som følge av forsurede innsjøer i Leiravassdraget er ikke undersøkt men det er grunn til å anta at det vil være omtrent som Tovdalsvassdraget, dvs. omkring en firedel av det totale artsmangfoldet kan antas å være tapt i de mest forsurede innsjøene. I tillegg til den akvatiske fauna og flora har forsuringen en klar påvirkning på amfibier (Strand 2007). I nedslagsfeltet til Leira finnes både stor og liten salamander, spissutefrosk, frosk og padde (6). De tre førstnevnte er rødlistet. Tapet av amfibier som følge av forsuringen er ikke kvantifisert.



Figur 13. Endring i hhv. abbor- og ørretbestander i Leira i Akershus. (AJFF & FMOA 1990).

7.3 Humøse tjern

Pga. humussyrer har humusrike innsjøer og tjern en naturlig lav pH. Svovel- og nitrogendeposisjonene har imidlertid bidratt til en ytterligere forsuring som har medført bl.a. fiskedød også i humøse tjern. Humøse vann trenger en høyere ANC-verdi enn humusfattige vann for biologisk gjenhenting. Dette må innarbeides i tolkninger og vurderinger av forsurrede humøse sjøer (Hindar A. & T. Larssen 2005). En konsekvens av dette er at tålegrensene for Østlandet er endret i forhold til tidligere.

7.4 Prognoser

Flere internasjonale avtaler har gitt betydelige utslippsreduksjoner. Utslippene i Europa er redusert med 56 % og 20 % for hhv. svoveldioksyd og nitrogenoksyd i perioden 1990 – 2004 (EMEP 2006). Konsentrasjonene i elver og innsjøer har hatt tilsvarende økning av pH. Til tross for den forbedringen som har funnet sted, er nedbøren fortsatt for sur i forhold til naturens tålegrensene mange steder. Mange tiårs utvasking av basekationer har gitt en svekkelse av vassdragenes evne til å motstå forsuring, og konsentrasjonene av kalsium og magnesium er på historiske lave nivåer. Det vil ta lang tid før dette tar seg opp til opprinnelig nivå igjen.

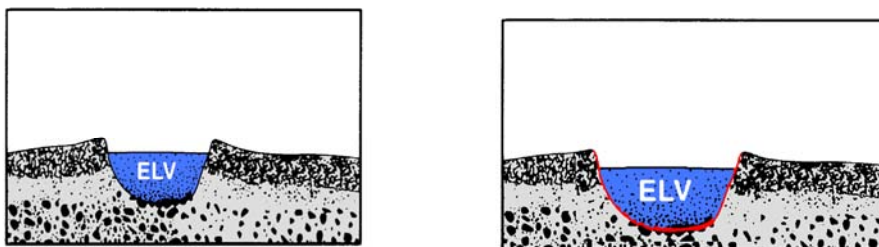
Prognoser viser at mesteparten av vannkvalitetsforbedringen allerede har funnet sted. De neste ti-årene vil det bare bli en svak forbedring, uten at ytterligere utslippsreduksjoner finner sted (Larssen 2007 & Larssen et.al. 2005). Den nasjonale overvåkingen av langtransportert forurensing viser at utflatingen begynte for ca. 5 år siden (SFT 2007). Klimaeffekter antas å bidra til at forbedringene forsinkes. Det er forventet at omkring to tredeler av de sterkt forsurrede vannene fortsatt vil ha ustabil vannkvalitet i tiden etter 2010 (Larssen 2007), dersom ikke ytterligere utslippsreduksjoner foretas. I moderat forsurrede vassdrag vil flere vann oppnå tilfredsstillende vannkvaliteter. Det nasjonale overvåkingsprogrammet viser også at forsuringssituasjonen fremdeles er alvorlig med hensyn til status for fisk og invertebrater i Region II (som Leira tilhører) (SFT. 2007).

8. Om naturlig erosjon og partikkelavrenning/gjenslamming

NVE har tidligere påvist at den naturlige erosjonen bidrar med 55% av den totale erosjonen i nedbørfeltet (Bogen og Sandersen 1991, Bogen, Berg og Sandersen 1993). Dette er erosjon i elver og bekker utenfor de oppdyrkede områdene. Målinger, undersøkelser og modellberegninger utført av NVE tidlig på 90 tallet viste at størstedelen av materialet fra naturlig erosjon kom fra ravineerosjon, men det var bare visse typer raviner som var spesielt aktive. I undersøkelsene ble det også estimert hvordan erosjonsforbygninger og andre tiltak i ulike deler av nedbørfeltet vil bidra til reduksjon av sedimenttilførselen til Leira.

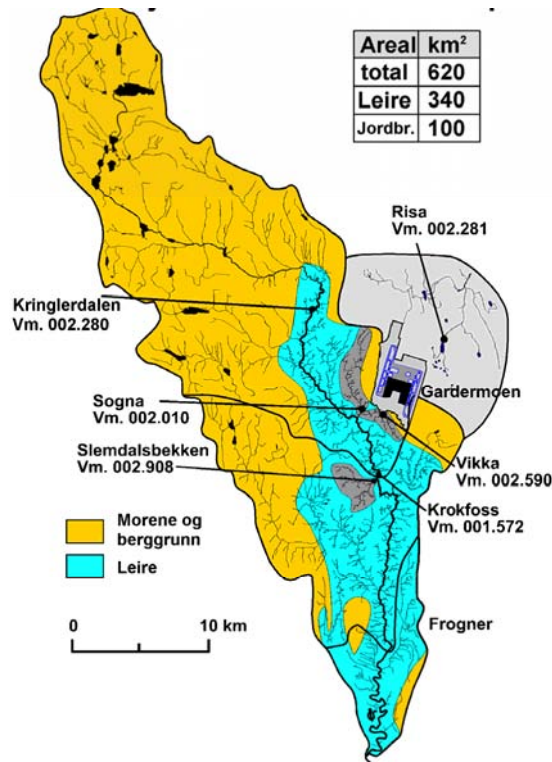
8.1.1 Erosjon i elve-og bekkeløp

I alluviale elveløp eller andre elveløp der bunnen og sidene består av lett eroderbare løsmasser vil det være en tilpasning slik at elveløpenes geometri er i likevekt med fremherskende vannføring og sedimenttransport. Vannføringen når elven går breiddfull har vært regnet som den kritiske størrelsen i denne sammenhengen. Breiddfull vannføring er ansett som den løpsformende vannføringen, dvs den vannføringen som er bestemmende for utformingen av elveløpets hydrauliske geometri. Hvis hyppigheten av vannføringer som når breiddfull øker, kan elveløpet senke seg. Hvis de avtar, kan sedimentasjon med heving av elveløpet inntreffe, fig 1. Endringer i sedimentmengden som tilføres, og sedimentenes kornfordeling har også innvirkning på likevekten. Hvis den tilførte materialmengde øker, vil elveløpet oftest heve seg. Avtar sedimenttilførselen, kan løpet senke seg. Undersøkelser fra USA (Leopold, m.fl 1964, Rosgen 1996) har gitt gjentaksintervaller for breiddfull vannføring på 1.3 – 1.7 år. I visse typer landskap har også de mer sjeldne ekstremflommene en avgjørende betydning.

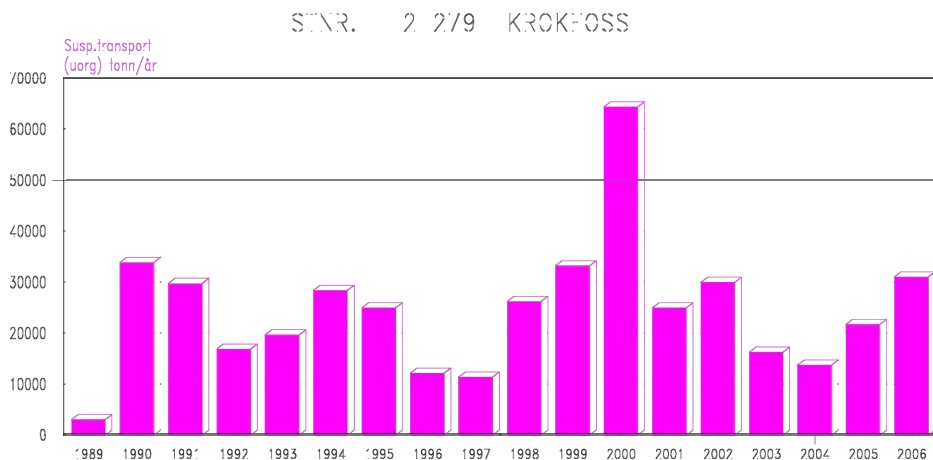


Figur 14. Illustrasjon av elveløpsgeometri. Tverrprofil, løpsmønster og gradient er tilpasset breiddfull vannføring dvs gjentaksintervall rundt 1.6 år og den aktuelle sedimenttransporten.

I vassdraget Leira er ca 340 km² dekket av marin leire. I dette området har den fluviale erosjonen utformet raviner. NVE har målt sedimenttransporten i tre mindre ravinefelt, Slemdalsbekken, Sogna og Vikka, samt i hovedelva ved Krokfoss, se figur 15. Den årlige totaltransport ved Krokfoss i årene 1989 – 2006 er vist i figur 16.



Figur 15. Kart over Leira- vassdraget med lokalisering av målestasjoner og angivelse av arealer med forskjellig løsmassedekning.



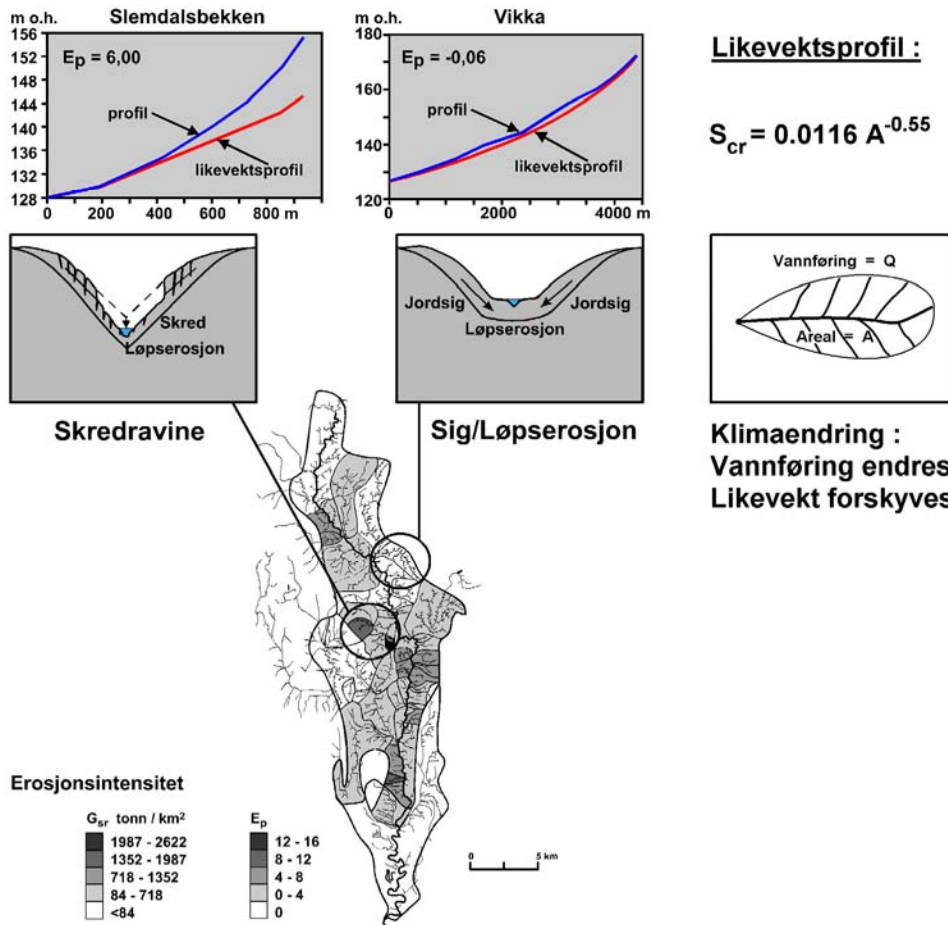
Figur 16 Målinger av uorganisk suspensjonstransport ved Krokfoss i Leira i årene 1989 -2006.

8.1.2 Erosjon i raviner

En undersøkelse av ravinene viste at 100 års – flommen som inntraff i 1987 førte til en bunnsenking på 2m i deler av Slemdalsbekken(Bogen m. fl 1993)

Undersøkelsene viste at det de fleste ravinedalene i leirterrenget kan klassifiseres i to typer. I den mest aktive typen foregår en stadig senking av hovedløpet. Store flommer kan senke erosjonstersklene slik at skråningene blir ustabile og skredhyppigheten øker. Graden av vertikal løpserosjon vil først og fremst være avhengig av løpsgradienten og av bunnmaterialets egenskaper. Et bekkeløp med en bestemt vannføring og kornfordeling av bunnsedimentene vil grave seg ned inntil det når et likevektsprofil, eller inntil det er dannet et stabilt dekk sjikt. I figur 17 er det vist eksempler på

lengdeprofilen i de to ravedalene Vikka og Slemdalsbekken på Romerike sammenliknet med et likevektsprofil beregnet etter Bjerrum (1971). Med utgangspunkt i undersøkelsene til Bjerrum ble det beregnet likevektsprofiler i Vikka og Slemdalsbekken. I Vikka ligger det oppmålte lengdeprofilen nær likevektsprofilen og det er sannsynlig at bekkeløpet er stabilt. Slemdalsbekkens lengdeprofil er bratt og ligger flere meter over det beregnede likevektsprofilen i den øvre delen av ravinen. Det må derfor forventes at bunnen av ravinen etter hvert vil senke seg helt til likevekt blir etablert. Målinger av sedimenttransport og sedimentproduksjon i de to ravinene viste en helt markert innbyrdes størrelsesforskjell. I Vikka er jordsig og lateral erosjon de viktigste erosjonsprosessene. Sedimentproduksjonen er målt til 141 t/km² år i Vikka, mens den i Slemdalsbekken var 1131 t/km² år i samme periode (1989- 1992).



Figur 17. Resultatet av modellberegninger for forskjellige delfelt med ulikt fall. Beregningene er basert på målinger i perioden 1989- 1992 og en antagelse om at det er en lineær sammenheng mellom erosjonsintensiteten og potensiell erosjon.

Undersøkelser etter den store flommen i oktober 1987 viste at det ble utløst fire større skred som et resultat av senkningen av hovedløpet. Det største hadde et volum på nærmere 10 000 m³ og de tre andre var rundt 1000 m³ hver. I tillegg ble det utløst en rekke mindre skred med volum på 1– 100 m³. Erosjonsintensiteten i leirterrenget synes altså i stor grad å være styrt av de store flommene, anslagsvis med gjentakelsesintervall på ca. 30 år. Under ekstreme flommer som tilfellet var i 1987, vil bunnsenkningen være så stor at skråningene kommer i ubalanse. Dette resulterer i en intensivering av erosjonsprosessene de nærmeste påfølgende årene. Flommen som inntraff høsten 1987 er beregnet til å ha et gjentakelsesintervall på 100 år ved Krokfoss. Store flommer har altså en avgjørende betydning for stabiliteten i ravinlandskapet og erosjonsprosessenes intensitet. Økningen i sedimenttilførselen fra

ravineområdene i etterkant av de store flommene vil kunne bidra til en generelt større sedimentbelastning og en dårligere vannkvalitet i disse periodene. Bidraget fra henholdvis naturlige og menneskepåvirkede sedimentkilder variere mye fra år til år. I perioder like etter store flommer vil sannsynligvis de naturlige kildene dominere. Etter noen år vil det relative bidraget fra jordbruket igjen få større betydning.

Forskjellen mellom elveløpets fall i det teoretisk beregnede likevektsprofil og det aktuelle profilet i hver enkelt ravine er et mål på den ”potensielle erosjon”. Dvs omfanget av erosjon som følge av bunnsenking i hver enkelt ravine. Målingene av sedimenttransporten i de to ravinene Vikka og Slemdalsbekken ble benyttet til å finne en relasjon mellom potensiell erosjon og sedimenttransport i Leira. Denne modellen kunne dermed brukes til å estimere erosjonsintensiteten i hvert enkelt delfelt for å finne ut hvor bidraget fra naturlig erosjon er størst, se Bogen m. fl 1993.

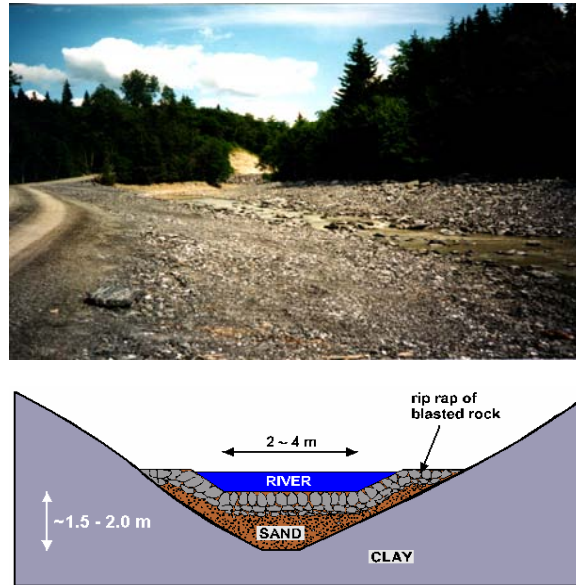
8.1.3 Virkningen av erosjonsforbygninger

Modellberegningene i figur 17 viser hvor en sikring mot bunnsenking vil gi størst reduksjon i partikkeltransporten. På grunnlag av undersøkelsene i Leira ble det anbefalt at Slemdalsbekken ble sikret mot videre bunnsenking. Da det ikke var mulig å få til et slikt prosjekt ble de videre undersøkelsene forflyttet til Trøndelag hvor en omfattende erosjonsforbygning ble innledet i Gråelva i 1992. Forbygningene var primært en forsterkning av elvebunnen med stein for å forhindre vertikal nedskjæring. Stabiliseringsarbeidet startet i 1992 og i 2000 var totalt 10 km av vassdraget sikret mot bunnsenking. Om lag 20 km² av det 48 km² store nedbørfeltet er dekket av marin leire og det er rapportert om mange større skred i historisk tid. Hovedløpet ble steinsatt for å hindre elva i å grave i bunn og sider, se figur 18. Det var nødvendig å gjøre tilsvarende arbeid i flere sidebekker. Det var forbygningene av Helgåa i Verdalen som først viste at erosjonsvern kan ha en betydelig effekt på sedimenttransporten i leirelver. Forbygningene hindrer elven fra å komme i kontakt med de mange høye erosjonsskråningene. Dette medførte at tilførselen fra sedimentkildene ble sterkt redusert. Da erosjonsforbygningene sto ferdig på midten av 80 – tallet var sedimentkonsentrasjonene sterkt redusert og vannkvaliteten ble bedret. Sannsynligvis er det denne bedringen av vannkvaliteten som har gjort at laksefisket i Verdalselva tok seg opp igjen.

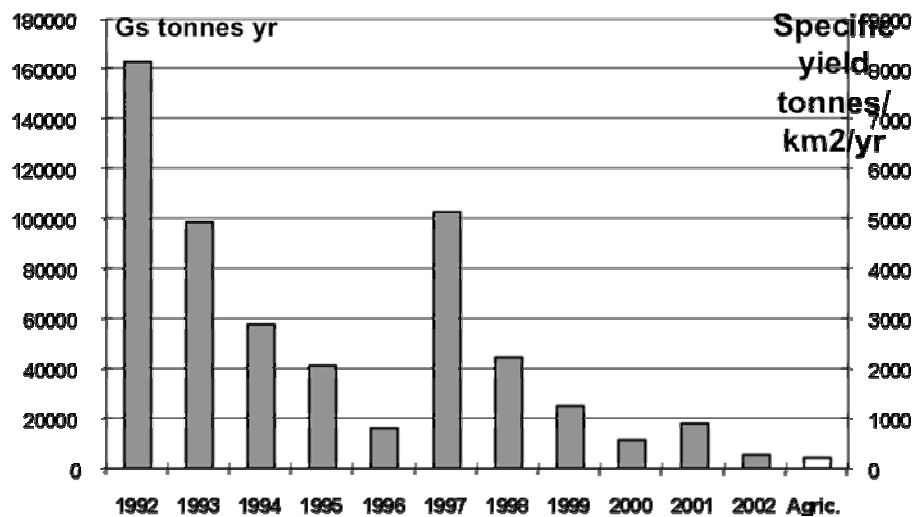
Erosjonsforbygningene førte til en betydelig forbedring av vannkvaliteten i vassdraget. I 1992 og 1993, når forholdene var nær naturlige, ble maksimumskonsentrasjonen i Gråelva ved målestasjonen målt til å ligge i intervallet 15000 – 25000 mg/l. Den årlige suspensjonstransporten var 163 000 og 99000 t/år. Dette ga spesifikk sedimentproduksjon på 8150 og 4950 t/km²år.

Maksimumskonsentrasjonen i 2000 og 2001 etter at store del av vassdraget var forbygd, oversteg ikke 6000 mg/l. Årlig sedimenttransport avtok til 11800 og 18500 t/år, som tilsvarer spesifikk sedimentproduksjon på 590 og 925 t/km²år. Selv om sedimenttransporten ble sterkt redusert så er det fortsatt en variabilitet fra år til år på grunn av endringer i værslaget. Se figur 19. Se for øvrig rapportene.

I undersøkelsene av Leiravassdraget ble det også estimert hvordan erosjonsprosessene kan bremses i raviner hvor jordsig er den dominerende prosessen. Frivold(1991) har utredet betydningen av tilplanting av ravineområdene med ulike typer trevegetasjon og sammenliknet f. eks gran i forhold til bjerk og andre arter. Bjerkas rotsystem vil bremse jordsiget mens granas flate røtter ikke vil ha direkte effekt på sughastigheten.



Figur 18. Illustrasjon av erosjonsforbygningene i Gråelva



Figur 19. Årlig total og spesifikk suspensjonstransport i Gråelva i årene 1992 - 2002. Agric: Estimert av tilførselen fra dyrket mark i Gråelvas nedbørfelt oppstrøms for målestasjonen.

8.1.4 Virkningen av klimaendringer og inngrep

Når høst og vinterflommene blir hyppigere og er øker i størrelse er det sannsynlig at likevekten i ravinene endres. I raviner med stor potensiell erosjon vil bunnsenkningen i elveløpene øke. I raviner med liten potensiell erosjon vil sannsynligvis tilpasningen først skje ved endringer i elveløpets geometri. Hvis klimaendringene er betydelige er det mulig at likeveksprofilen også endres slik at erosjonspotensialet øker. Det kan i så tilfelle føre til bunnsenkning. Sideelvene kan være instabile selv om hovedløpet er stabilt

Et utslipp av vann har samme effekt som en klimaendring men det påvirker bare deler av nedbørfeltet. Bunntransportert materiale på elvebunnen bremser nedskjæringen. Dette betyr at grusuttak og andre tiltak som påvirker bunntransporten i vassdragene kan destabilisere vassdraget i slike leirlandskap. Som et eksempel på at et slikt forløp kan påvirke vannkvaliteten er grusuttakene i Gaula. Når det ble lite grus igjen på elvebunnen skar elven seg ned i det underliggende leirlaget. Dette førte til en betydelig turbiditetsøkning og negative konsekvenser for oppvekstvilkårene for laksefisk.

8.1.5 Oppfølgende undersøkelser

Mange av de undersøkelsene som det er redegjort for i denne rapporten ble utført tidlig på 1990 – tallet. Senere er det utført langt flere målinger av sedimenttransporten i vassdragene og det er en enklere tilgang på digitale kart som gjør det enklere å beregne gradienter i de forskjellige delvassdragene. NVEs videre bidrag til tiltaksanalysen kan være å oppdatere de tidligere undersøkelsene av ravineerosjon og innarbeide resultatene fra senere undersøkelser og nyere kunnskap om tiltak. I en mer utvidet analyse vil det kunne bearbeides data fra senere år og gjøres vurderinger av betydningen av økningen av ekstremflommer som er prognosert i fremtidige klimaendringer. Det vil også være aktuelt å undersøke betydningen av bunntransporten i vassdraget som stabiliserende element. Det foreligger også mer kunnskap om denne typen prosesser enn tidligere.



Figur 20: Utløp av bekk med betydelig sedimenttransport. Foto: H. Borch.

9. Om brukerinteresser

Tabell 20: Oversikt over brukerinteresser direkte knyttet til Leira.

SFTs minimumskrav for god vannkvalitet →	Vanning* <11 µg l ⁻¹ total P < 4 µg l ⁻¹ Klf a	Bading <100 termotol.koli.bakt. ant./100 ml, >4 m siktedyp	Fiske** > 70% oksygenmetning <11 µg l ⁻¹ total P	Rekreasjon	Kommentar
Nannestad					
Generelt				Turområder i øvre deler	Beverjakt. Elvemusling i de øvre delene
Stråttjern		Noe bading	Noe fiske		
Gåfossen		Populært			
Vålaugsmoen		Mye i kulpene oppstrøms			
Vålaugdalen mølle			Rikt ørretfiske		
Maura		Tidligere badeplasser			2400 innbyggere. Skibakken tar ut vann til produksjon av snø
Breen bru			Ørretfiske		
Kringlerdalen		Noe bading	Ørretfiske	Turstier, kanopadling	
Låkedalen/Låkefossen			ørret mm. (mindre fiske nedenfor)	Turstier	
Homledalen			Fiskeplass	Kanopadling	
Ånesruddalen		Noe bading	Noe fiske	Ballspill	
Vassenga		Nederste badeplass i vassdraget			
Eksvad bru			Fiskeplass		
Holter kirke	Potensiale for grønnsaker, og vann til golfbanen?				
Ullensaker					
Generelt	Dyrking av gras/korn, noe potet. Storfehold		Vanskelig tilgjengelig. Lite fiske	Noe kanopadling	
Hallingstadorrådet	storfe				
Krokfoss		Badeplass	Fiske under fossen	Kanopadling	Øvre grense for mange fiskearter fra Øyeren. Nedre grense for reprod. Av ørret
Tveiter bru			Fiskeplass	Turstier	
Kløfta				Turstier fra Hilton	

SFTs minimumskrav for god vannkvalitet →	Vanning* <11 µg l ⁻¹ total P < 4 µg l ⁻¹ Klf a	Bading <100 termotol.koli.bakt. ant./100 ml, >4 m siktedyp	Fiske** > 70% oksygenmetning <11 µg l ⁻¹ total P	Rekreasjon	Kommentar
Gjerdrum					
Generelt	Lite storfe langs elva. Ingen jordvanning	Ingen	Lite	Noe kanopadling	
Sørum					
Generelt	Eng. storfe, lite til korn	Ingen i dag	Fiske etter gjørs	Må utvikles bedre	
Frogner kirke	Bærdyrking (dryppvanning), idrettsbaner				
Frogner sentrum				Frrområde satt av langs elva	
Frogner bru		Gammel bade plass nedenfor, på begge sider			
Søndre Hexeberg			Fiskeplass		
Eisval, Hexebergveien			Fiskeplass		
Skedsmo					
Generelt	Moderat/lite behov til jordbruk	Ingen bading	Fiske etter gjørs	Viktig (kano, særegen våt- mark). Skiturer, skøyteturer.	Beverjakt
Leirsund		Tidligere bade plass	Fiskeplass		
Borgen bru			Fiskeplass		
Isakbekken		Planlagt som bade plass			
Leirelvslettene				Høyt biomangfold, sumpskog, rødlistearter	Vernet
Stilla, Ringstilla, Tomtstilla				Turstier mellom kroksjøene.	
Farseggen				Padling, fugletitting	
Holmen				Oldtidsvei	
Sørumneset				Biomangfold	Reservat
				Biomangfold	Reservat
Fet					
Generelt	Noe til korn/gras, noe storfe, ellers lite			Skiturer, skøyte- turer.	Beverjakt
Jølsen naturreservat				Høyt biomangfold	
Sundtangen	Storfe				
Tuen			Fiskeplass		

* kriteriene settes av tre ulike vekst kategorier, og varierer i forhold til dette: I Frukt, bær og grønnsaker som nyttes ubehandlet; II Rotfrukter, løk mv. som varmebehandles eller skrelles før bruk; III Korn og fôrvekster. ** for ørret.

10. Om spredt avløp

Tabell 21: 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. Høy miljøindeks gir stor miljøpåvirkning (rød) og lav (blå) liten miljøpåvirkning.

Resipient / Miljøindeksklasse	Antall anlegg	GjSn. Rense%	Tot P kg/år	Anleggstype	Antall anlegg
Øvre Leira	2	40	1,5		
2	1	74	≈0	Infiltrasjonsanlegg	1
5	1	5	1,5	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	1
Fiskeløysa og Råbjørn	6	40	2,5		
2	2	73	≈0	Infiltrasjonsanlegg	2
3	4	4	2,5	Slamavskiller med utslipp til terreng Minirensanlegg klasse 1	3 1
Rotua og Råsjøen	5	20	3,7		
2	2	39	0,7	Infiltrasjonsanlegg	2
3	2	7	1,5	Slamavskiller med utslipp til terreng	2
5	1	5	1,5	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	1
Leira midtre nord fra Kringler til Krokfoss	715	33	409		
1	19	77	1,2	Infiltrasjonsanlegg Tett tank	18 1
2	208	69	15,3	Infiltrasjonsanlegg Sandfilteranlegg	207 1
3	451	16	332,5	Slamavskiller med utslipp til terreng Sandfilteranlegg Minirensanlegg klasse 1 Minirensanlegg klasse 2	357 27 43 24
4	2	28	5,5	Sandfilteranlegg Minirensanlegg klasse 2	1 1
5	35	6	54,8	Direkte utslipp Slamavskiller med utslipp til vassdrag Sandfilteranlegg	5 29 1
Songa og Vikka	98	22	57,7		
1	8	27	2,6	Biologisk toalett Infiltrasjonsanlegg	1 7
2	45	29	18,6	Biologisk toalett Infiltrasjonsanlegg Sandfilteranlegg	1 43 1
3	19	26	14,2	Infiltrasjonsanlegg Sandfilteranlegg Minirensanlegg klasse 1 Minirensanlegg klasse 2	7 6 4 2
4	21	7	15,3	Slamavskiller med utslipp til terreng	21
5	5	5	6,9	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	5
Tveia og Nordbytjern	78	16	92,3		
1	5	45	1,5	Tett tank for svartvann, gråvannsfiler Infiltrasjonsanlegg	1 4
2	28	26	23,4	Biologisk toalett Infiltrasjonsanlegg Sandfilteranlegg Minirensanlegg klasse 1	1 20 5 2
3	14	9	16,4	Infiltrasjonsanlegg	8

				Sandfilteranlegg	5
				Minirensanlegg klasse 2	1
4	2	7	3,3	Slamavskiller med utslipp til terreng	1
				Infiltrasjonsanlegg	1
5	29	5	47,8	Direkte utslipp	1
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	28
Leira midtre sør fra Krokfoss til Leirsund					
	418	23	438		
1	27	65	0,7	Direkte utslipp	1
				Biologisk toalett	11
				Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	2
				Slamavskiller med utslipp til terreng	6
				Tett tank	7
2	43	64	15,7	Direkte utslipp	4
				Tett tank for svartvann	3
				Biologisk toalett	6
				Infiltrasjonsanlegg	27
				Sandfilteranlegg	2
				Minirensanlegg klasse 1	1
3	89	37	81,8	Infiltrasjonsanlegg	5
				Sandfilteranlegg	39
				Minirensanlegg klasse 1	21
				Minirensanlegg klasse 2	23
				Minirensanlegg klasse 3	1
4	150	8	160,9	Slamavskiller med utslipp til terreng	123
				Sandfilteranlegg	23
				Minirensanlegg klasse 1	1
				Minirensanlegg klasse 3	3
5	109	5	178,9	Direkte utslipp	8
				Slamavskiller med utslipp til terreng	3
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	97
				Sandfilteranlegg	1
Gjermåa øvre					
	57	48	33,6		
1	24	73	0	Biologisk toalett	22
				Biologisk toalett, gråvannsfiler	1
				Slamavskiller med utslipp til terreng	1
2	5	78	0,7	Biologisk toalett	4
				Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	1
3	12	42	7,7	Slamavskiller med utslipp til terreng	2
				Sandfilteranlegg	3
				Minirensanlegg klasse 1	4
				Minirensanlegg klasse 2	3
4	5	5	10,9	Slamavskiller med utslipp til terreng	1
				Sandfilteranlegg	4
5	11	5	14,2	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	11
Mikkelsbekken					
	97	24	114,9		
1	6	78	0	Biologisk toalett	5
				Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	1
2	12	74	4,7	Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	1
				Infiltrasjonsanlegg	11
3	19	33	16,1	Infiltrasjonsanlegg	1
				Sandfilteranlegg	11
				Minirensanlegg klasse 1	6
				Minirensanlegg klasse 2	1
4	19	6	28,5	Slamavskiller med utslipp til terreng	9
				Sandfilteranlegg	10

5	41	5	65,7	Direkte utslipp	1
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	40
Ulvedalsbekken	117	30	114,2		
1	11	81	0	Tett tank for svartvann	1
				Biologisk toalett	7
				Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	1
				Tett tank	2
2	7	73	1,8	Tett tank for svartvann	1
				Biologisk toalett	2
				Tett tank for svartvann, gråvannsfiler	1
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	1
				Infiltrasjonsanlegg	1
				Sandfilteranlegg	1
3	44	41	30,3	Infiltrasjonsanlegg	5
				Sandfilteranlegg	15
				Minirensanlegg klasse 1	18
				Minirensanlegg klasse 2	6
4	33	6	43,1	Slamavskiller med utslipp til terreng	24
				Sandfilteranlegg	9
5	22	4	39,1	Slamavskiller med utslipp til vassdrag	22
Gjermåa	189	15	272,3		
1	5	85	0	Biologisk toalett	3
				Tett tank	2
2	10	68	2,9	Tett tank for svartvann	4
				Biologisk toalett	3
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	1
				Infiltrasjonsanlegg	2
3	34	31	26,6	Sandfilteranlegg	21
				Minirensanlegg klasse 1	11
				Minirensanlegg klasse 2	2
4	51	5	93,1	Slamavskiller med utslipp til terreng	22
				Sandfilteranlegg	29
5	89	4	149,7	Direkte utslipp	2
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	87
Jeksla	104	17	83,6		
1	8	40	0,3	Direkte utslipp	1
				Biologisk toalett	3
				Slamavskiller med utslipp til terreng	2
				Infiltrasjonsanlegg	1
				Sandfilteranlegg	1
2	2	0	0,7	Direkte utslipp	2
3	17	54	12,0	Sandfilteranlegg	5
				Minirensanlegg klasse 1	12
4	71	7	55,4	Slamavskiller med utslipp til terreng	71
5	6	1	14,9	Direkte utslipp	5
				Slamavskiller med utslipp til vassdrag	1
Leira nedre fra Leirsund til samløp med Nitelva	66	30,36818182	56,21		
1	9	100	0	Tett tank	9
3	28	32,5	24,455	Infiltrasjonsanlegg	12
				Sandfilteranlegg	5
				Minirensanlegg klasse 1	11
4	29	6,7	31,755	Slamavskiller med utslipp til terreng	29

12. Om 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 22. 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 23. 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 aktuelle kommunene i Leiras nedslagsfelt i følgende tabeller.

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.

Beregninger av utslipp av forurensninger fra overvann

Beregninger av utslipp av forurensninger fra overvann

Overvann PO						Nannestad Holter					
Data om tette flater						Sjablonverdier for P 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	Bio P 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	0,072	18	160	0	
Veger 5000	0	100	1	810	100	0,15	0,045	10	40	0	
Sentrum og næring	0	70	0,9	810	100	0,35	0,105	40	120	0	
Blokkbebygg	0	45	0,65	810	100	0,3	0,09	30	90	0	
Rekkehus	0	35	0,6	810	100	0,25	0,075	12	70	0	
Eneboliger	0,71	18	0,55	810	100	0,2	0,06	10	60	49906	
Produsert i tonn pr år fra tette flater										49906	
	TOT P	Bio P	BOF ₅	COD							Sum
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Veger A	0,0000	0,0000	0	0							
Veger B	0,0000	0,0000	0	0							
Sentrum og næring	0,0000	0,0000	0	0							
Blokkbebygg	0,0000	0,0000	0	0							
Rekkehus	0,0000	0,0000	0	0							
Eneboliger	0,0100	0,0030	0,499059	2,99435							
SUM	0,0100	0,0030	0,5	2,99							
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)											
Veger A	1										
Veger B	1										
Sentrum og næring	1										
Blokkbebygg	1										
Rekkehus	1										
Eneboliger	1										
Utslipp av overvann											
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Utslipp	0,0100	0,0030	0,50	2,99							
Overløp: Det er ikke oppgitt noe overløpsutslipp											
Lekkasjer Holter											
34 kg tot - P/år = 20,4 kgBio-P/år											
Fellessystem Det foreslås her 1 %											
For to-rørs separatsystem:											
Ledninger lagt etter 1970 : 1-6 % Det foreslås her 3 %.											
Ledninger lagt før 1970: 5-10 % Det foreslås her 6 %.											

Overvann PO						Nannestad Åsgreina				
Data om tette flater						Sjablonverdier for P 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	Bio P mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l	Mengde avrent overvann m ³ /år
Veger 30000 ADT	0	100	1	870	100	0,24	0,072	18	160	0
Veger 5000	0	100	1	870	100	0,15	0,045	10	40	0
Sentrum og næring	0	70	0,9	870	100	0,35	0,105	40	120	0
Blokkbebygg	0	45	0,65	870	100	0,3	0,09	30	90	0
Rekkehus	0	35	0,6	870	100	0,25	0,075	12	70	0
Eneboliger	0,15	18	0,55	870	100	0,2	0,06	10	60	11435
Sum										11435
Produsert i tonn pr år fra tette flater										
	TOT P tonn/år	Bio P tonn/år	BOF ₅ tonn/år	COD tonn/år						
Veger A	0,0000	0,0000	0	0						
Veger B	0,0000	0,0000	0	0						
Sentrum og næring	0,0000	0,0000	0	0						
Blokkbebygg	0,0000	0,0000	0	0						
Rekkehus	0,0000	0,0000	0	0						
Eneboliger	0,0023	0,0007	0,1143	0,686						
SUM	0,0023	0,0007	0,1	0,69						
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)										
Veger A	1									
Veger B	1									
Sentrum og næring	1									
Blokkbebygg	1									
Rekkehus	1									
Eneboliger	1									
Utslipp overvann										
	TOT P tonn/år	Bio P tonn/år	BOF ₅ tonn/år	KOF tonn/år						
Utslipp	0,0023	0,0007	0,11	0,69						
Overløp:	Det er ikke oppgitt noe overløpsutslipp									
Kommunalt renseanl 2006	330 pe, 69030 m ³									
Antar mek/kjemisk renseanlegg										
	TOT P tonn/år	Bio P tonn/år								
	0,023	0,0069								
Lekkasjer	Fellessystem Det foreslås her 1 %									
Åsgreina = 7,2 kg Tot-P/år = 4,3 kg Bio-P/år	For to-rørs separatsystem:									
	Ledninger lagt etter 1970 : 1-6 % Det foreslås her 3 %.									
	Ledninger lagt før 1970: 5-10 % Det foreslås her 6 %.									
Åsgreina renseanlegg er et kjemisk renseanlegg som planlegges nedlagt. Spillvannet overføres til Gardermoen renseanlegg. Spredt avløp langs Asvegen vil i den forbindelse bli sanert.										
Avrenning fra Rv 35 og Rv 120 med ca 260 da asfalterte flater.										

Overvann PNO						Nannestad Nannestad					
Data om tette flater						Sjablonverdier for P 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	Bio-P mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l	Mengde avrent overvann m ³ /år	
Veger 30000 ÅDT	0	100	1	870	100	0,24	0,072	18	160	0	
Veger 5000	0	100	1	870	100	0,15	0,045	10	40	0	
Sentrum og næring	0,2	70	0,9	870	100	0,35	0,105	40	120	97020	
Blokkbebygg	0	45	0,65	870	100	0,3	0,09	30	90	0	
Rekkehus	0	35	0,6	870	100	0,25	0,075	12	70	0	
Eneboliger	1,12	18	0,55	870	100	0,2	0,06	10	60	85378	
										Sum	182398
Produsert i tonn pr år fra tette flater											
	TOT P	Bio P	BOF ₅	COD							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Veger A	0,000	0,000	0	0							
Veger B	0,000	0,000	0	0							
Sentrum og næring	0,034	0,010	3,8808	11,64							
Blokkbebygg	0,000	0,000	0	0							
Rekkehus	0,000	0,000	0	0							
Eneboliger	0,017	0,005	0,8538	5,123							
SUM	0,051	0,015	4,7	16,77							
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)											
Veger A	1										
Veger B	1										
Sentrum og næring	1										
Blokkbebygg	1										
Rekkehus	1										
Eneboliger	1										
Utslipp overvann											
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Utslipp	0,051	0,015	4,73	16,77							
Overløp:	Det er ikke oppgitt noe overløpsutslipp										
Lekkasjer Nannestad tettsted					Fellessystem Nannestad foreslår her 1 %						
55 kg Tot P/år = 33 kg Bio-P/år					For to-rørs separatsystem:						
					Ledninger lagt etter 1970 : 1-6 % Det foreslås her 3 %.						
Lekkasjer er beregnet i eget excel-ark					Ledninger lagt før 1970: 5-10 % Det foreslås her 6 %.						

Overvann PO						Nannestad				Maura	
Data om tette flater						Sjabloneverdier for P og O					Mengde avrent overvann
Type areal	Areal i km ²	% tette flater	andel koblet til nett	Nedbør mm /år	Tap i mm/år	TOT P mg/l	Bio-P mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l	m3 /år	
Veger 30000 ÅDT	0	100	1	870	100	0,24	0,072	18	160	0	
Veger 5000	0	100	1	870	100	0,15	0,045	10	40	0	
Sentrum og næring	0,1	70	0,9	870	100	0,35	0,105	40	120	48510	
Blokkbebygg	0	45	0,65	870	100	0,3	0,09	30	90	0	
Rekkehus	0	35	0,6	870	100	0,25	0,075	12	70	0	
Eneboliger	1,39	18	0,55	870	100	0,2	0,06	10	60	105960	
Produsert i tonn pr år fra tette flater										Sum	154470
	TOT P	Bio-P	BOF ₅	COD							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Veger A	0,000	0,000	0	0							
Veger B	0,000	0,000	0	0							
Sentrum og næring	0,017	0,005	1,9404	5,8212	Nedbør						
Blokkbebygg	0,000	0,000	0	0	Nannestad = 870						
Rekkehus	0,000	0,000	0	0	Skedsmo = 810						
Eneboliger	0,021	0,006	1,0596	6,3576	Gjerdrum = 840						
SUM	0,038	0,011	3,0	12,18	Sørum = 730						
					Ullensaker = 862						
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)											
Veger A	1										
Veger B	1										
Sentrum og næring	1										
Blokkbebygg	1										
Rekkehus	1										
Eneboliger	1										
Utslipp overvann											
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Utslipp	0,038	0,011	3,00	12,18							
Overløp:						Det er ikke oppgitt noe overløpsutslipp					
Lekkasjer fra ledninger (se eget excelark)						Fellessystem Det foreslås her 1,5 %					
67 kg/år Tot-P = 40 kg Bio-P/år						For to-rørs separatsystem:					
						Ledninger lagt etter 1970 : 1-6 % Det foreslås her 3 %.					
						Ledninger lagt før 1970: 5-10 % Det foreslås her 6 %.					

Overvann PO						Ulvedalsbekken				
Data om tette flater						Sjablonverdier for P 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	Bio-P 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	0,072	18	160	0
Veger 5000	0	100	1	810	100	0,15	0,045	10	40	0
Sentrum og næring	0,237	70	0,9	810	100	0,35	0,105	40	120	106010
Blokkbebygg	0,243	45	0,65	810	100	0,3	0,09	30	90	50465
Rekkehus	0,134	35	0,6	810	100	0,25	0,075	12	70	19979
Eneboliger	0,368	18	0,55	810	100	0,2	0,06	10	60	25867
Produsert i tonn pr år fra tette flater										Sum
	TOT P	Bio-P	BOF ₅	COD						
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år						
Veger A	0,000	0,000	0	0						
Veger B	0,000	0,000	0	0						
Sentrum og næring	0,037	0,011	4,2404	12,721						
Blokkbebygg	0,015	0,005	1,514	4,5419						
Rekkehus	0,005	0,001	0,2398	1,3986						
Eneboliger	0,005	0,002	0,2587	1,552						
SUM	0,062	0,019	6,3	20,21						
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)										
Veger A	1									
Veger B	1									
Sentrum og næring	1									
Blokkbebygg	1									
Rekkehus	1									
Eneboliger	1									
Utslipp overvann										
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF						
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år						
Utslipp	0,062	0,019	6,25	20,21						
Overløp: Det er ikke oppgitt noe overløpsutslipp										
Lekkasjer fra ledninger (se eget excelark)										
417 kg/år Tot-P = 250 kg Bio-P/år										

Overvann PNO						Leirsund					
Data om tette flater						Sjablonverdier for P 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	Bio-P 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	0,072	18	160	0	
Veger 5000	0	100	1	810	100	0,15	0,045	10	40	0	
Sentrum og næring	0,62	70	0,9	810	100	0,35	0,105	40	120	277326	
Blokkbebygg	0,2	45	0,65	810	100	0,3	0,09	30	90	41535	
Rekkehus	0,052	35	0,6	810	100	0,25	0,075	12	70	7753	
Eneboliger	0,544	18	0,55	810	100	0,2	0,06	10	60	38238	
										Sum	364852
Produsert i tonn pr år fra tette flater											
	TOT P	Bio P	BOF ₅	COD							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Veger A	0,000	0,000	0	0							
Veger B	0,000	0,000	0	0							
Sentrum og næring	0,097	0,029	11,093	33,28							
Blokkbebygg	0,012	0,004	1,2461	3,738							
Rekkehus	0,002	0,001	0,093	0,543							
Eneboliger	0,008	0,002	0,3824	2,294							
SUM	0,119	0,036	12,8	39,85							
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)											
Veger A	1										
Veger B	1										
Sentrum og næring	1										
Blokkbebygg	1										
Rekkehus	1										
Eneboliger	1										
Utslipp overvann											
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Utslipp	0,119	0,036	12,81	39,85							
Overløp:	2004	48 kg									
	2005	120 kg									
	2006	530 kg									
Middel overløp		233 kg									
Lekkasjer Skedsmo samlet											
417 kg Tot P/år = 250 kg Bio-P/år											

Overvann PO						Sørum samlet					
Data om tette flater						Sjablonverdier for P 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	Bio-P mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l	Mengde avrent overvann m ³ /år	
Veger 30000 ÅDT	0	100	1	870	100	0,24	0,072	18	160	0	
Veger 5000	0	100	1	870	100	0,15	0,045	10	40	0	
Sentrum og næring	0,321	70	0,9	870	100	0,35	0,105	40	120	155717	
Blokkbebygg	0,059	45	0,65	870	100	0,3	0,09	30	90	13288	
Rekkehus	0,164	35	0,6	870	100	0,25	0,075	12	70	26519	
Eneboliger	0,969	18	0,55	870	100	0,2	0,06	10	60	73867	
Produsert i tonn pr år fra tette flater										Sum	269391
	TOT P	Bio-P	BOF ₅	COD							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Veger A	0,000	0,000	0	0							
Veger B	0,000	0,000	0	0							
Sentrum og næring	0,055	0,016	6,2287	18,686							
Blokkbebygg	0,004	0,001	0,3986	1,1959							
Rekkehus	0,007	0,002	0,3182	1,8563							
Eneboliger	0,015	0,004	0,7387	4,432							
SUM	0,080	0,024	7,7	26,17							
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)											
Veger A	1										
Veger B	1										
Sentrum og næring	1										
Blokkbebygg	1										
Rekkehus	1										
Eneboliger	1										
Utslipp overvann											
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Utslipp	0,080	0,024	7,68	26,17							
Overløp: Det er ikke oppgitt noe overløpsutslipp											
Lekkasjer fra ledninger (se eget excelark)											
240 kg/år Tot-P = 144kg Bio-P/år											

Nedbør
Nannestad = 870
Skedsmo = 810
Gjerdrum = 840
Sørum = 730
Ullensaker = 862

Overvann PO						Ullensaker				Jessheim													
Data om tette flater						Sjablonverdier for P 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	Bio-P mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l	Mengde avrent overvann m ³ /år													
Veger 30000 ÅDT	0	100	1	862	100	0,24	0,072	18	160	0													
Veger 5000	0	100	1	862	100	0,15	0,045	10	40	0													
Sentrum og næring	0,66	70	0,9	862	100	0,35	0,105	40	120	316840													
Blokkbebygg	0	45	0,65	862	100	0,3	0,09	30	90	0													
Rekkehus	0,07	35	0,6	862	100	0,25	0,075	12	70	11201													
Eneboliger	3,42	18	0,55	862	100	0,2	0,06	10	60	257998													
										Sum	586039												
Produsert i tonn pr år fra tette flater																							
	TOT P	Bio-P	BOF ₅	COD																			
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år																			
Veger A	0,000	0,000	0	0																			
Veger B	0,000	0,000	0	0																			
Sentrum og næring	0,111	0,033	12,674	38,021																			
Blokkbebygg	0,000	0,000	0	0																			
Rekkehus	0,003	0,001	0,1344	0,7841																			
Eneboliger	0,052	0,015	2,58	15,48																			
SUM	0,165	0,050	15,4	54,28																			
						<table border="1"> <tr> <td>Nedbør</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Nannestad = 870</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Skedsmo = 810</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Gjerdrum = 840</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Sørum = 730</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Ullensaker = 862</td> <td></td> </tr> </table>						Nedbør		Nannestad = 870		Skedsmo = 810		Gjerdrum = 840		Sørum = 730		Ullensaker = 862	
Nedbør																							
Nannestad = 870																							
Skedsmo = 810																							
Gjerdrum = 840																							
Sørum = 730																							
Ullensaker = 862																							
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)																							
Veger A	1																						
Veger B	1																						
Sentrum og næring	1																						
Blokkbebygg	1																						
Rekkehus	1																						
Eneboliger	1																						
Utslipp overvann																							
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF																			
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år																			
Utslipp	0,165	0,050	15,39	54,28																			
Overløp:						Det er ikke oppgitt noe overløpsutslipp																	
Lekkasjer fra ledninger (se eget excelark)						Fellessystem Det foreslås her 1,5 %																	
617 kg/år Tot-P = 370 kg Bio-P/år						For to-rørs separatsystem:																	
						Ledninger lagt etter 1970 : 1-6 % Det foreslås her 3 %.																	
						Ledninger lagt før 1970: 5-10 % Det foreslås her 6 %.																	

Overvann PNO						Ullensaker Kløfta				
Data om tette flater						Sjablonverdier for P 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	Bio-P mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l	Mengde avrent overvann m ³ /år
Veger 30000 ÅDT	0	100	1	862	100	0,24	0,072	18	160	0
Veger 5000	0	100	1	862	100	0,15	0,045	10	40	0
Sentrum og næring	0,25	70	0,9	862	100	0,35	0,105	40	120	120015
Blokkbebygg	0	45	0,65	862	100	0,3	0,09	30	90	0
Rekkehus	0	35	0,6	862	100	0,25	0,075	12	70	0
Eneboliger	1,12	18	0,55	862	100	0,2	0,06	10	60	84491
									Sum	204506
Produsert i tonn pr år fra tette flater										
	TOT P	Bio P	BOF ₅	COD						
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år						
Veger A	0,000	0,000	0	0						
Veger B	0,000	0,000	0	0						
Sentrum og næring	0,042	0,013	4,8006	14,402						
Blokkbebygg	0,000	0,000	0	0						
Rekkehus	0,200	0,000	0	0						
Eneboliger	1,530	0,005	0,8449	5,0694						
SUM	1,772	0,018	5,6	19,47						
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)										
Veger A	1									
Veger B	1									
Sentrum og næring	1									
Blokkbebygg	1									
Rekkehus	1									
Eneboliger	1									
Utslipp overvann										
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF						
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år						
Utslipp	1,772	0,018	5,65	19,47						
Overløp:										
Det er ikke oppgitt noe overløpsutslipp										

Overvann PO						Ullensaker Sand					
Data om tette flater						Sjablonverdier for P 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	Bio P mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l	Mengde avrent overvann m3 /år	
Veger 30000 ADT	0	100	1	862	100	0,24	0,072	18	160	0	
Veger 5000	0	100	1	862	100	0,15	0,045	10	40	0	
Sentrum og næring	0	70	0,9	862	100	0,35	0,105	40	120	0	
Blokkbebygg	0	45	0,65	862	100	0,3	0,09	30	90	0	
Rekkehus	0	35	0,6	862	100	0,25	0,075	12	70	0	
Eneboliger	0,63	18	0,55	862	100	0,2	0,06	10	60	47526	
Produsert i tonn pr år fra tette flater										47526	
	TOT P	Bio P	BOF ₅	COD							Sum
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Veger A	0,0000	0,0000	0	0							
Veger B	0,0000	0,0000	0	0							
Sentrum og næring	0,0000	0,0000	0	0							
Blokkbebygg	0,0000	0,0000	0	0							
Rekkehus	0,0000	0,0000	0	0							
Eneboliger	0,0095	0,0029	0,4753	2,8516							
SUM	0,0095	0,0029	0,5	2,85							
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)											
Veger A	1										
Veger B	1										
Sentrum og næring	1										
Blokkbebygg	1										
Rekkehus	1										
Eneboliger	1										
Utslipp overvann											
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Utslipp	0,0095	0,0029	0,48	2,85							
Overløp: Det er ikke oppgitt noe overløpsutslipp											

Overvann PO						Ullensaker Gardermoen					
Data om tette flater						Sjablonverdier for P 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	Bio P mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l	Mengde av rent overvann m ³ /år	
Veger 30000 ÅDT	0	100	1	862	100	0,24	0,072	18	160	0	
Veger 5000	0	100	1	862	100	0,15	0,045	10	40	0	
Sentrum og næring	8,93	70	0,9	862	100	0,35	0,105	40	120	4286936	
Blokkbebygg	0	45	0,65	862	100	0,3	0,09	30	90	0	
Rekkehus	0	35	0,6	862	100	0,25	0,075	12	70	0	
Eneboliger	0	18	0,55	862	100	0,2	0,06	10	60	0	
Produsert i tonn pr år fra tette flater										Sum	
	TOT P	Bio P	BOF ₅	COD							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Veger A	0,0000	0,0000	0	0							
Veger B	0,0000	0,0000	0	0							
Sentrum og næring	1,5004	0,4501	171,48	514,432							
Blokkbebygg	0,0000	0,0000	0	0							
Rekkehus	0,0000	0,0000	0	0							
Eneboliger	0,0000	0,0000	0	0							
SUM	1,5004	0,4501	171,5	514,43							
Andelen som renner av lokalt (i separatssystemet)											
Veger A	1										
Veger B	1										
Sentrum og næring	1										
Blokkbebygg	1										
Rekkehus	1										
Eneboliger	1										
Utslipp av overvann											
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF							
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år							
Utslipp	1,5004	0,4501	171,48	514,43							
Overløp: Det er ikke oppgitt noe overløpsutslipp											

Overvann PO						Fet						
Data om tette flater						Sjablonverdier for P og O					Mengde avrent overvann	
Type areal	Areal i km ²	% tette flater	andel koblet til nett	Nedbør mm /år	Tap i mm/år	TOT P mg/l	Bio P mg/l	BOF ₅ mg/l	KOF mg/l			m³ /år
Veger 30000 ÅDT	0	100	1	810	100	0,24	0,072	18	160		0	
Veger 5000	0	100	1	810	100	0,15	0,045	10	40		0	
Sentrum og næring	0,1	70	0,9	810	100	0,35	0,105	40	120		44730	
Blokkbebygg	0	45	0,65	810	100	0,3	0,09	30	90		0	
Rekkehus	0	35	0,6	810	100	0,25	0,075	12	70		0	
Eneboliger		18	0,55	810	100	0,2	0,06	10	60		0	
Produsert i tonn pr år fra tette flater										Sum	44730	
	TOT P	Bio P	BOF ₅	COD								
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år								
Veger A	0,0000	0,0000	0	0								
Veger B	0,0000	0,0000	0	0								
Sentrum og næring	0,0157	0,0047	1,7892	5,3676								
Blokkbebygg	0,0000	0,0000	0	0								
Rekkehus	0,0000	0,0000	0	0								
Eneboliger	0,0000	0,0000	0	0								
SUM	0,0157	0,0047	1,8	5,37								
Andelen som renner av lokalt (i separatsystemet)												
Veger A	1											
Veger B	1											
Sentrum og næring	1											
Blokkbebygg	1											
Rekkehus	1											
Eneboliger	1											
Utslipp av overvann												
	TOT P	Bio P	BOF ₅	KOF								
	tonn/år	tonn/år	tonn/år	tonn/år								
Utslipp	0,0157	0,0047	1,79	5,37								

Reduksjoner av utslipp av tot-P i overvann og tilhørende kostnader.

Overvann kan 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.

Overvann:

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

Reduksjon i Nannestad : $101 \times 0,3 \times 0,6 + 101 \times 0,2 = 38 \text{ kg/år}$

Reduksjon i Skedsmo : $181 \times 0,3 \times 0,6 + 181 \times 0,2 = 69 \text{ kg/år}$

Reduksjon i Ullensaker : $3447 \times 0,3 \times 0,6 + 3447 \times 0,2 = 1310 \text{ kg/år}$

Reduksjon i Sørumsund : $80 \times 0,3 \times 0,6 + 80 \times 0,2 = 20 \text{ kg/år}$

Totalt 1437 kg antas å kunne reduseres pr. år.

Kostnader for dammer blir 5700 kr/kg og år x 1437 x 0,48 = 3,9 mill.kr i årskostnader
 Kostnader for infiltrasjon blir 3600 kr/kg og år x 1437 x 0,52 = 2,7 mill.kr i årskostnad
 Totalt for overvannstiltak = 6,6 mill. kr i årskostnader (drift og vedlikehold er ikke medregnet)
Gjennomsnittlig kost-nytte: 6,6 mill kr / 1437 kg = 4600 kr/kg tot-P per år.

Rensing og kostnader vedr. overvann i åpne dammer.

Åstebøl (2004) angir en renseseffekt for tot. P på 61 % og for biotilgjengelig fosfor på 62 %.
 Internasjonale erfaringer oppgis å ligge på 55 – 65 % fjerning av tot. P. 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 i
 Åstebøls studie. Konsentrasjonen av overvann i Leira nedslagsfelt som er aktuell 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 antok amerikanske myndigheter følgende kostnader (C) i 1985-US 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 fra 300 000 til 700 000 kr. Åstebøl i COWI har angitt at middelkostnaden på disse
 dammene var ca. 650 000 kr. 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 for eksempel tar et felt på 40 ha med 30 % tette flater, vil behovet for damvolum bli 200
 m³ x 40 x 0,3 = 2400 m³.

Bruker vi Larm (2000) og antar at samme felt har en avrenningskoeffisient på 0,25 blir anbefalt
 damareal = 0,25 x 40 x 250 = 2500 m². Ved en midlere dybde på 1,2 m blir volumet 3000 m³. Vi
 velger å bruke 2400 m³ i beregningene.

Avrent overvannsmengde kan anslås til 400 000 m² x 0,25 x 0,7 m/år = 70 000 m³ pr. år.

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

Den amerikanske formelen gir 30300 US 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/m³. 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.

Reduksjon av lekkasjer fra avløpsledningsnett

Avløpsnettet 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 ledningsnettet er det først og fremst ledningenes alder som er av betydning.

Det foreslås at følgende legges til grunn for lekkasjeberegningene:

- For fellesledninger: 1-2 % lekkasje (kan gå høyere med betydelig innslag av fjellgrøfter)
- For to-rørs separatsystem:
- Ledninger lagt etter 1970-75 : 1-6 %, her satt til 3 %.
- Ledninger lagt før 1970 : 5-10 %, her satt til 6 %.

Mengden fosfor inn på avløpsnettet er beregnet ut fra en tilførsel på 1,6 g fosfor pr. personekvivalent og døgn, og antall innbyggere i hver enkelt kommune. Lekkasjen fra avløpsnettet 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 følgende tabeller.

Nannestad - Alle tall for utslipp er Tot - P

	Maura	Nannestad	Asgreina	Holter	Kommunen
Overvann,tette flater					
Boligområde, eneboliger	1390 da	1120 da	150 da	710 da	
Næringsområder	100 da	200 da			
Utslipp fra fellesavløpssystemer	1 %	1 %			
Utslipp fra sp.v. ledn eldre enn 1970	6 %	6 %	6 %	6 %	
Utslipp fra sp.v. ledn nyere enn 1970	3 %	3 %	3 %	3 %	
Utslipp kommunalt renseanlegg					
Antall personer tilknyttet 2006			330		
Utslipp 2006			69030 m3		
Tot-P 2006			23 kg		
Tot-P 2005			12 kg		
Tot-P 2004			9 kg		
Utslipp pumpestasjoner					
Lekkasjer fra komm. avløpsanlegg					
Antall meter fellesledninger	800	2762	0	0	3562
Antall meter spillvannledn.eldre enn 1970	13843	11144	1493	7064	33544
Antall meter spillvannsledn. 1970-	18145	14620	1960	9265	43990
SUM	32788	28526	3453	16329	81096
PE fellessystem	67	230	0	0	297
PE sp.v. ledn eldre enn 1970	1154	929	124	589	2795
PE sp.v. ledn nyere enn 1970	1512	1218	163	772	3666
SUM PE	2732	2377	288	1361	6758
Lekkasje fellesledninger kg/år	0,3893	1,3442	0,0000	0,0000	1,7335
Lekkasje sp.v. ledn eldre enn 1970 kg/år	40,4216	32,5405	4,3596	20,6269	97,9485
Lekkasje sp.v. ledn nyere enn 1970 kg/år	26,4917	21,3452	2,8616	13,5269	64,2254
SUM lekkasjer kg/år	67,3026	55,2299	7,2212	34,1538	163,9074
Antall personer tilknyttet					6750
Antall personer spredt avløp					3450

Skedsmo - Alle tall for utslipp er Tot - P

	Ulvedalsbekken	Leirsund	Kommunen
Overvann,tette flater			
Boligområde, eneboliger	0,368 km2	0,544 km2	
Næringsområder	0,237 km2	0,62 km2	
Blokkbebyggelse	0,243 km2	0,2 km2	
Rekkehus	0,134 km2	0,052 km2	
Utslipp fra fellesavløpssystemer	1,5	1,5	
Utslipp fra sp.v. ledn eldre enn 1970	6 %	6 %	
Utslipp fra sp.v. ledn nyere enn 1970	3 %	3 %	
Utslipp kommunalt renseanlegg			
Antall personer tilknyttet 2006			
Utslipp 2006			
Tot-P 2006			
Tot-P 2005			
Tot-P 2004			
Utslipp pumpestasjoner			
Lekkasjer fra komm. avløpsanlegg			
Antall meter fellesledninger	1900	2200	4100
Antall meter spillvannledn.eldre enn 1970	1300	7700	9000
Antall meter spillvannsledn. 1970-	8200	12000	20200
SUM	11400	21900	33300
PE fellessystem	380	440	820
PE sp.v. ledn eldre enn 1970	260	1540	1800
PE sp.v. ledn nyere enn 1970	1640	2400	4040
SUM PE	2280	4380	6660
Lekkasje fellesledninger kg/år	3,3288	3,8544	7,1832
Lekkasje sp.v. ledn eldre enn 1970 kg/år	2,2776	13,4904	15,7680
Lekkasje sp.v. ledn nyere enn 1970 kg/år	14,3664	21,0240	35,3904
SUM lekkasjer kg P/år	19,9728	38,3688	58,3416
Antall personer tilknyttet			6750

Sørum - Alle tall for utslipp er Tot - P

	Kommunen
Overvann,tette flater	
Boligområde, eneboliger	
Næringsområder	
Utslipp fra fellesavløpssystemer	1 %
Utslipp fra sp.v. ledn eldre enn 1970	6 %
Utslipp fra sp.v. ledn nyere enn 1970	3 %
Utslipp kommunalt renseanlegg	
Antall personer tilknyttet 2006	14279
Utslipp 2006 m3	
Tot-P 2006 kg	
Tot-P 2005	
Tot-P 2004	
Utslipp pumpestasjoner	
Lekkasjer fra komm. avløpsanlegg	
Antall meter fellesledninger	0
Antall meter spillvannledn.eldre enn 1970	4862
Antall meter spillvannsledn. 1970-	89050
SUM	93912
PE fellessystem	0
PE sp.v. ledn eldre enn 1970	695
PE sp.v. ledn nyere enn 1970	12721
SUM PE	13416
Lekkasje fellesledninger kg/år	0,0000
Lekkasje sp.v. ledn eldre enn 1970 kg/år	24,3378
Lekkasje sp.v. ledn nyere enn 1970 kg/år	222,8794
SUM lekkasjer kg/år	247,2172
Antall personer tilknyttet	14279

Ullensaker - Alle tall for utslipp er Tot - P					
	Jessheim	Kløfta	Sand	Gardermoen	Kommunen
Overvann,tette flater					
Boligområde, eneboliger km2					
Næringsområder km2					
Utslipp fra fellesavløpssystemer	1 %	1 %			
Utslipp fra sp.v. ledn eldre enn 1970	6 %	6 %	6 %	6 %	
Utslipp fra sp.v. ledn nyere enn 1970	3 %	3 %	3 %	3 %	
Utslipp kommunalt renseanlegg					
Antall personer tilknyttet 2006					
Utslipp 2006					
Tot-P 2006					
Tot-P 2005					
Tot-P 2004					
Utslipp pumpestasjoner					
Lekkasjer fra komm. avløpsanlegg					
Antall meter fellesledninger					2500
Antall meter spillvannledn.eldre enn 1970	21000	9000	6000		36000
Antall meter spillvannsledn. 1970-	31000	14000	9000		54000
SUM	52000	23000	15000	0	92500
Meter ledning pr innbygger= 92500/26000= 3,6 m					
PE fellessystem	0	0	0	0	694
PE sp.v. ledn eldre enn 1970	1750	750	500	0	10000
PE sp.v. ledn nyere enn 1970	2583	1167	750	0	15000
SUM PE	4333	1917	1250	0	25694
Lekkasje fellesledninger kg/år	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	4,0556
Lekkasje sp.v. ledn eldre enn 1970 kg/år	61,3200	26,2800	17,5200	0,0000	350,4000
Lekkasje sp.v. ledn nyere enn 1970 kg/år	45,2600	20,4400	13,1400	0,0000	262,8000
SUM lekkasjer kg/år	106,5800	46,7200	30,6600	0,0000	617,2556
Antall personer tilknyttet	13000	6000		21893	26000

Tiltak i overløp

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

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

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: 233 x 0,7 = 163 kg /år

Kostnader overløpstiltak = 163 x 5500 kr/kg = 0,9 mill.kr /år i årskostnader (Ikke med drift og vedlikehold)

12. Referanser

- AJFF & FOA 1990. Aksjon 88 – forurensingssituasjonen i Akershus. Akershus Jeger- og Fiskerforbund og Fylkesmannen i Oslo og Akershus
- Bogen, J. & Bønsnes, T.E. 2004 The impact of erosion protection work on sediment transport in the river Gråelva, Norway, p 155 – 164 in: Sediment transfer through the fluvial system, eds:V. Golosov, V. Belyaev and DE. Walling(eds), IAHS publ. 288
- Bogen, J. og Sandersen, F. 1991. Sedimentkilder, erosjonsprosesser og sedimenttransport i Leira-vassdraget på Romerike. Delrapport i forskningsprosjektet: Forurensning som følge av leirerosjon og betydningen av erosjonsforebyggende tiltak. NVE - publ. 20/91, 126 s.
- Bogen, J., Berg,H. og Sandersen, F. 1993 Forurensning som følge av leirerosjon og betydningen av erosjonsforebyggende tiltak. Sluttrapport. NVE - Publikasjon nr 21, 86s.
- Borch, H. & A.G.B. Blankenberg, 2003. *Områdeplan - miljøtiltak i Sogna*. Jordforskrappport 82/03.
- Bjørndalen, K., Borch, H., Lindholm, O. og Øygarden, L. 2007. Tiltaksanalyse Nitelva. NIVA-rapport, L-nr. 5334-2007, O-26243. Oslo, 24.januar 2007. 63 s.
- Brombach, H. 2002. "Urban storm water practice in Germany". UFT Umwelt und fluid teknik. Germany.
- Bønsnes, T.E., Bogen, J. 2001 Sedimenttransporten i Gråelva i perioden 1991 – 2000. NVE – Dokument 10/2001, 19s
- Bønsnes, T.E., Bogen, J. og Husebye,S. 2000 Effekten av erosjonssikring på sedimenttransporten i Gråelva, Nord Trøndelag. Rapp 12/2000, Norges Vassdrag og Energidirektorat, 88s.
- Direktoratet for naturforvaltning 1999. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Basisundersøkelser i Tovdalsvassdraget 1995-96. Utredning for DN nr. 1999-9.
- Direktoratet for naturforvaltning 2004. Plan for kalking av vassdrag i Norge i 2004 – 2010.
- EMEP Status report 1/2006.
- Frivold, L. H. 1991 Trær som stabiliserende element i leirskrånninger. Med spesiell relevans til Romerike. Delrapport i prosjektet: Forurensning som følge av leirerosjon og betydningen av erosjonsforebyggende tiltak. Institutt for skogfag, Ås-NLH, 45pp
- Fylkesmannen i Oppland Rapp. 9/96. Plan for kalking av fiskevann i Oppland.
- Hindar A. og T. Larssen 2005. Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. NIVA-rapp. 5030-2005.
- 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.
- Kommunaltekniske miljøverntiltak. NIVA-notat 4. februar 1987.
- Larm, T. 1994. "Dagvattenets sammansætning, recipientpåverkan och behandling". VAV-rapport nr. 1994-06. Stockholm.
- Larm, T. 2000. "Utforming och dimensjonering av dagvattenanleggninger". VA-forsk. 2000-10. Stockholm.
- Larm, T. 2004. "Schablonhalter- StormTac. Version 2004-02. SWECO
- Larm, T. et al. 2002. "Kartlegging av föroreningsutsläpp med dagvatten til recipienter i Lidingö Stad". SWECO VBB VIAK Stockholm.
- Leif Åge Strand. 2007. Fylkesmannen i Oppland. Rapp. 3/07. Amfibieregistrering i Oppland 1996 – 2007.
- Leopold, L.B., Wolman, M.G. og Miller, J.P. 1964 Fluvial processes in geomorphology, Freeman San Francisco, 522s.
- Lindholm, O. 1983. Samlet optimalisering av avløpsrensaneanlegg 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
- 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.
- 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.
- Lindstrøm E. A. 2005. Artsmangfoldet av vannplanter redusert til om lag det halve i surt vann. pH-status 1-2005.
- Lindstrøm E. A. m.fl. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forurensning. Effekter av kalking. NIVA-rapp. 4821-2004.
- Lura H. m.fl. 2002. Skadeeffekter av kalking – en litteraturstudie. Rapp. Fra Ambio Miljørådgivning på oppdrag for Direktoratet for naturforvaltning.

- Lyche Solheim, A., N. Vagstad, et al. 2001. Tiltaksanalyse for Morsa. Vannsjø-Hobøl Vassdraget. Sluttrapport, NIVA, Jordforsk, Limnoconsult.
- Lygren, E. Og Wedum, K. 1982. "Hvirvelkammer og hvirveloverløp. Regulering av vannføring og rensing av overvann". NIVA-rapport VA- 3/82.
- 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.
- Rosgen 1996) Rosgen, D. 1996 Applied river Morphology. Wildland Hydrology, Pagosa springs, Colorado
- SFT 1994. "Kostnadskurver for avløpsanlegg". TA-1135. Oslo
- SFT 1995. Miljømål for vannforekomstene- Hovedveiledning. Veiledning 95:05. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT. 2007. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør – sammendragsrapport. TA-2274.
- SFT. 2007. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør – atmosfæriske tilførsler, 2006. TA-2268. (Nærmeste målestasjoner på Løken i Høland og Nordmoen/Hurdal.)
- 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
- Syversen, N. & H. Borch, 2003. Områdeplan - Miljøtiltak i Mikkelsbekken. Jordforskrapport 6/03.
- Thorjörn Larssen m.fl. 2005. Target loads for acidification of Norwegian surface waters. NIVA-rapp. 5099-2005.
- Thorjörn Larssen. 2007. Fremtidig vannkvalitet ved videre utslippsreduksjoner. pH-Status 1-2007.
- Øgaard & Borch 2007. Foreløpig rapport " Sammenheng mellom P-AL og total P i ulike jordtyper". Grunnbevilgningprosjekt Bioforsk 2007.
- Åstebøl, S. O. 2004. "Overvåking av rensedbasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset I Oslo, 2003 – 2004". Interconsult. Oslo.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no