Erosjon og næringsstofftap fra jordbruksarealer

Resultater fra Program for Jordsmonnovervåking 1999/00

Marianne Bechmann
Johannes Deelstra, Hans Olav Eggestad, Bjørn Kløve, Per Stålnacke, Stine Vandsemb og Lillian Øygarden

Jordforsk rapport nr. **106/00**
Desember 2000

TA-1785/2001

Senter for jordfaglig miljøforskning

Hovedkontor:
1432 Ås
Tel. 64 94 81 00
Fax 64 94 81 10
Besøksadr.: Saghellinga, NLH

Avd. Bodø
Vågønes forskningsstasjon
8001 Bodø
Tel. 75 58 32 22
Fax. 75 58 80 99

Tittel:

Erosjon og næringsstofftap fra jordbruksarealer.
Resultater fra program for Jordsmonnovervåking 1999/00

Forfatter(e):

Marianne Bechmann, Johannes Deelstra, Hans Olav Eggestad, Bjørn Kløve, Per Stålnacke, Stine Vandsemb og Lillian Øygarden

Dato:	*Tilgjengelighet:*	*Prosjekt nr.:*	*Arkiv nr.:*
8. desember 2000	Åpen	2700	6.92.20.00
Rapport nr.:	*ISBN-nr.:*	*Antall sider:*	*Antall vedlegg:*
106/00	82-7467-382-4	45	0

Oppdragsgiver:	*Kontaktperson(er):*
LD/SFT	Eivin Berg /Ragnar Mjelde (LD) Ola Glesne/Linn Bryhn Jacobsen (SFT)

Stikkord:	*Fagområde:*
Jorderosjon, nitrogen, fosfor, avrenning, små nedbørfelt	Arealavrenning

Sammendrag:

Erosjon og næringsstofftap overvåkes i en rekke mindre nedbørfelter som representerer ulik jordbruksdrift, klima og jordsmonn i Norge. Overvåkingsprogammet ble satt i gang 1992, men en del av nedbørfeltene har målinger fra midten av 80-tallet. Erosjon og næringsstofftap er beregnet for agrohydrologiske år, 1. mai 1999– 30. april 2000.

Året 1999/2000 var preget av generelt høye nitrogentap i Grimestadbekken, Vasshaglona og Hotrankanalen (10-12 kg N/dekar), mens det for de øvrige feltene var mindre enn 5 kg N/dekar. I kornfeltene på Østlandet var nitrogentapet 2-5 kg/dekar, som er på nivå med middeltapene for hele måleperioden. I nedbørfelt med overveiende grasdyrking varierte nitrogentapene fra 1-5 kg/dekar, størst i nedbørfelt med størst husdyrtetthet.

Svært store fosfortap ble registrert i Grimestadbekken (1220 g/dekar) og Vasshaglona (720 g/dekar) i 1999/00. I Hotrankanalen var fosfortapet 430 g/dekar. I kornfeltene i Akershus varierte fosfortapet 120-340 g/dekar, mens det på Hedmarken var 40 g/dekar. I nedbørfelter med overveiende grasdyrking ble det registret fosfortap på 30-500 g/dekar i 1999/00. Nedbørfeltet med myrjord ga de største tapene.

I 1999/00 er det også målt svært høye jordtap i Grimestadbekken (730 kg/dekar) og Vasshaglona (140 kg/dekar). I Skuterud-, Mørdrebekken og Hotrankanalen var jordtapet ca 260 kg/dekar, mens det i Naurstadbekken og Vasshaglona lå jordtapene på ca 130 kg/dekar. Jordtapene fra Rømua var meget lave (60 kg/dekar) i 1999/00, sammenlignet med andre felt i tilsvarende områder. Kolstad-, Time- og Volbubekken hadde jordtap på ca 10 kg/dekar.

Vannkvaliteten i jordbrukspåvirkede innsjøer er klassifisert i intervallet mindre god til meget dårlig.

Ansvarlig leder	Prosjektleder
.....	.....
Nils Vagstad	Marianne Bechmann

FORORD

Program for Jordsmonnovervåking (JOVÅ) ble satt i gang i 1992. Programmet finansieres av Landbruksdepartementet og Statens Forurensningstilsyn. I utgangpunktet omfattet JOVÅ målinger i jordbruksbekker samt enkelte småfelt med måling av grøfte- og overflateavrenning. I 1998 ble SFT's overvåking av innsjøer og jordbruksbekker inkludert i JOVÅ.

Programmet finansieres av LD og SFT. Målingene i de enkelte feltene drives av Planteforsk sine lokale avdelinger, Apellsvol/Kise, Særheim, Landvik, Løken, Vågønes, i tillegg til Fylkesmannens miljøvernavdelinger, Avløpssambandet Nordre Øyern, Limnoconsult og Jordforsk.

I en del av nedbørfeltene bistår bøndene med opplysninger om jordbruksdriften. Av hensyn til personvern er det ikke presentert opplysninger som kan tilbakeføres til enkelte gårdsbruk.

INNHOLD

1. SAMMENDRAG 4
   1.1. Jordbruksdriften i feltene 4
   1.2. Nitrogen-tap 4
   1.3. Fosfor-tap 5
   1.4. Erosjon 6
   1.5. Hydrologiske forhold 6
   1.6. Vannkvalitet i innsjøene 7
2. INNLEDNING 8
3. OVERVÅKINGSFELT OG MÅLINGER 9
   3.1. Jordbruksbekker 9
   3.2. Innsjøer 11
4. JORDBRUKSDRIFT I NEDBØRFELTENE 12
   4.1. Husdyrhold - Spredetidspunkt for husdyrgjødsel 13
   4.2. Gjødsling 14
   4.3. Høstpløying 15
   4.4. Næringsstoffbalanser i felter med kornproduksjon 16
5. JORDBRUKSDRIFT I INNSJØFELTENE 18
6. VANNKVALITET – KARAKTERISTISKE TREKK 20
   6.1. Jordbruksbekker 20
      6.1.1. Korndyrking 22
      6.1.2. Korn-engdyrking 23
      6.1.3. Engdyrking 23
      6.1.4. Grønnsaksdyrking 24
   6.2. Vannkvalitet i innsjøene 24
7. STOFFTAP - NITROGEN, FOSFOR OG SUSPENDERT STOFF 25
   7.1. Nitrogentap 25
   7.2. Fosfortap og erosjon 25
   7.3. Trender i jordbruksbekker 27
8. ÅRSAKER TIL NITROGEN-AVRENNING 33
   8.1. Påvirkningsfaktorer for N-min 33
   8.2. Næringsstoffbalanser og -tap 34
   8.3. Empirisk modell for N-avrenning i nedbørfelt 34
   8.4. SOIL/SOILN_NO i nedbørfelt 37
9. EROSJONSFORMER OG FOSFORTAP 38
   9.1. Erosjonsformer i Mørdre- og Skuterudfeltet 38
   9.2. Fosfortap i relasjon til erosjon, jordtype og jordbruksdrift 39
10. BETYDNINGEN AV NEDBØRFELTENES HYDROLOGI 41
11. REFERANSER 44

1. SAMMENDRAG

Rapporten presenterer resultater fra Program for Jordsmonnovervåking. Det er lagt spesiell vekt på jordbruksdriften i året 1999 og avrenningen det agrohydrologiske året 1999/00 (mai 1999-april 2000). Programmet ble satt i gang i 1992, men enkelte overvåkingsfelt har dataserier fra midten av 80-tallet. I forbindelse med prosjektet er det i år 2000 gjennomført analyser av trender og årsakssammenhenger i datamaterialet. Sammendrag fra disse analyser er inkludert i rapporten.

1.1. Jordbruksdriften i feltene

Generelt har det kun vært mindre endringer i jordbruksdriften i overvåkingsfeltene i overvåkingsperioden på 90-tallet. Vekstfordelingen og husdyrtettheten har vist årlige variasjoner, men det er ikke registrert varige endringer i feltene på 90-tallet.

Omtrent 90 % av husdyrgjødsla ble vårspredd i nedbørfeltene med stor husdyrtetthet. I felt med lavere husdyrtetthet ble opp mot 35 % spredd på høsten i 1999. Spredetidspunktet har variert noe fra år til år i overvåkingsperioden med en tendens til noe mindre vårspredning i Kolstad- og Volbubekkens nedbørfelter midt på 90-tallet.

Det er store årlige variasjoner i arealet som blir høstpløyd, men det er ingen klare endringer på 90-tallet. I forhold til 1986 er derimot andelen høstpløyd areal redusert i Kolstadbekkens nedbørfelt. Statistiske data for Rømuas nedbørfelt tyder også på en nedgang i arealet med høstpløying i dette nedbørfeltet.

I Vasshaglona ble gjennomsnittlig fosforgjødsling redusert fra 6 til 4 kg/dekar fra 1992 til 1993 og har også vist en svak reduksjon de senere årene. For de øvrige feltene har fosforgjødslingen vist årlige variasjoner men ingen generelle endringer siden programmet startet i 1992. Nitrogen gjødslingen har økt i Timebekkens nedbørfelt fra 1995 til 1999, mens det forøvrig kun er registrert små endringer.

Overskuddet av nitrogen, dvs differansen mellom tilført og bortført nitrogen i avling, i nedbørfelter på Østlandet som er dominert av korndyrking ligger i gjennomsnitt for åtte år på 5-7 kg N/dekar. For fosfor utgjør overskuddet i de samme feltene 0,6- 2 kg P/dekar.

1.2. Nitrogen-tap

De høyeste nitrogentapene i avrenning i 1999/00 ble målt i Grimestadbekken (12 kg N/dekar), Hotrankanalen (10 kg N/dekar) og Vasshaglona (12 kg N/dekar), mens det ble målt tap på mindre enn 5 kg N/dekar i de øvrige feltene. Felter i typiske kornområder på Østlandet, Skuterud, Mørdre, Kolstad og Rømua hadde nitrogentap på hhv. ca 5, 2, 3 og 2 kg N/dekar i 1999/00 og omtrent det samme i gjennomsnitt for overvåkingsperioden på 90-tallet. Grimestadbekken og Hotrankanalen, som har husdyrbruk kombinert med korndyrking hadde i gjennomsnitt for overvåkingsperioden tap på hhv. 10 og 6 kg N/dekar årlig, mens Vasshaglona hadde tap på 9 kg N/dekar i gjennomsnitt. Naurstad-, Time- og Volbubekken, som er dominert av husdyrbruk og engdyrking har hatt tap på hhv. 3, 5 og 2 kg N/dekar i overvåkingsperioden, høyest for feltet med størst husdyrintensitet. Nitrogentapet i 1999/00 fra disse felter var henholdsvis 4, 5 og 1 kg N/dekar.

Jordas innhold av utvaskbart nitrogen (nitrat og ammonium) er i særlig grad påvirket av værforholdene. Andre forhold vil også bidra, og en analyse av et større datamateriale for

mineral-N i jord viste at avlingsstørrelse, nitrogenbalanse, gjødsling, moldinnhold og tekstur var de enkeltfaktorene som ga størst utslag. De samme faktorene ga også utslag i en analyse av sammenhenger mellom jordbruksdrift og nitrogentap i overvåkingsfeltene. Nitrogenbalansen var den driftsfaktoren som hadde størst betydning for nitrogentapet, selv om det ikke er spesielt god generell korrelasjon mellom nitrogenbalanse og nitrogentap. Etterfølgende studier på bakgrunn av lysimeterforsøk viser at de vesentligste faktorer i jordbruksdriften av betydning for nitrogentapet er nitrogenbalanse i forhold til jordas moldinnhold, samt halmnedmolding.

Fangvekst har ikke inngått i jordbruksdriften i overvåkingsfeltene. Derimot har modellsimuleringer av ulike tiltak i et overvåkingsfelt vist at den største effekten på nitrogentapet ble oppnådd med fangvekst sammenliknet med redusert nitrogen gjødsling og vanning. Reduksjonen i nitrogen tapet i gjennomsnitt for hele feltet var i simuleringen ca 20 % med fangvekst på 26 % av arealet som årlig gjennomsnitt. Simuleringene for fangvekster er basert på fangvekstenes nitrogenopptak i et lysimeterforsøk på Ås. I norske og svenske forsøk er det oppnådd reduksjoner i nitrogentapet på gjennomsnittlig 50 % ved bruk av fangvekster. Den simulerte reduksjonen i nitrogentap ved hjelp av vanning var stor i et enkelt tørt år, mens den som gjennomsnitt var 12 %. Dette samsvarer med analysene som viser at avling har stor betydning for nitrogentapet. Redusert nitrogen gjødsling (7%) på skifter som gjødsler over norm ga en gjennomsnittlig reduksjon på 5 % i nitrogen tapet i forhold til ved dagens gjødslingsnivå.

Det har vært få endringer i nitrogentapene i overvåkingsperioden. Det er gjort en analyse av trender i nitrogentap, som er normalisert med hensyn til vannføring. I Hotrankanalen i Nord-Trøndelag har det vært en signifikant økning i det vannføringsnormaliserte nitrogentapet på 90-tallet. Økningen er jevnt fordelt over sesongene. En nedadgående trend er registrert for Volbubekken samtidig med en svak reduksjon i nitrogengjødslingen i nedbørfeltet. Reduksjonen i nitrogentap er registrert i juni, oktober og april.

1.3. Fosfor-tap

Tapene av fosfor har vært store i 1999/00 på Sør- og Østlandet. Det ble målt svært store fosfortap (1200 g P/dekar) i 1999/00 i Grimestadbekken. Det er ikke mulig å konkludere noe om årsaken til de store tapene. I Vasshaglona ble det også målt meget høye tap (720 g P/dekar) i 1999/00. Tidligere i overvåkingsperioden var det tap på hhv. 500 og 360 g P/dekar i Grimestadbekken og Vasshaglona. Skuterud og Mørdre har hatt fosfortap på ca 350 og 250 g P/dekar i 1999/00 mot 200 og 150 g P/dekar i gjennomsnitt. Hotrankanalen i Nord Trøndelag hadde fosfortap i 1999/00 som tidligere i overvåkingsperioden på ca 400 g P/dekar. Time og Volbufeltene, som er dominert av husdyrbruk og engdyrking på mineraljord har hatt tap på hhv. 126 og 34 g P/dekar i 1999/00 og omtrent det samme i gjennomsnitt for overvåkingsperioden, høyest for Timebekken som har størst husdyrtetthet. Myrjorda i Naurstadbekkens nedbørfelt medfører relativt høye fosfortap (450 g P/dekar i 1999/00 og 500 g P/dekar i gjennomsnitt).

En analyse av årsaker til fosfortap i overvåkingsfelt viser at de viktigste faktorer for fosfortransport i overvåkingsfeltene er erosjon, andelen organisk jord i feltet og jordas fosforinnhold (P-AL). Jordas fosforinnhold er på lang sikt påvirket av fosforbalansen, men i foreliggende periode er det ikke god korrelasjon mellom fosforbalanse og fosfortap.

Det er få signifikante endringer i fosfortap på 90-tallet. For Grimestad- og Volbubekken er det funnet signifikante oppadgående trender i det årlige fosfortapet. Trendene i Grimestadbekken er signifikante for juli, spetember og mars. De årlige fosfortapene fra Volbubekken er fortsatt små. For Rømua, Kolstad- og Timebekken, som har målinger fra midten av 80-tallet, er det funnet signifikante nedadgående trender i fosforkonsentrasjonen. Dette kan forklares med

tiltak mot punktkilder, redusert jordarbeiding, stabilisering av planerte områder og redusert fosforgjødsling.

1.4. Erosjon

Erosjonen i det agrohydrologiske året 1999/00 var omtrent dobbelt så stor som gjennomsnittet for overvåkingsperioden på Sør- og Østlandet.

Det største jordtapet i 1999/00 ble målt i Grimestadbekken (730 kg/dekar) i 1999/00 mot et gjennomsnitt på 250 kg SS/dekar for dette feltet. I Skuterud-, Mørdrebekken og Vasshaglona ble det også målt høye erosjonstap (hhv. 260, 250 og 140 kg/dekar) i 1999/00 i forhold til gjennomsnitt for overvåkingsperioden som var hhv. 150, 100 og 70 kg SS/dekar. Rømua er det eneste overvåkingfelt på Sør- og Østlandet som har hatt liten erosjon i 1999/00 (55 kg/dekar) mot 110 kg/dekar i gjennomsnitt for 1986-1999. Hotrankanalen i Nord Trøndelag hadde jordtap som tidligere i overvåkingsperioden på ca 280 kg SS/dekar. Time- og Volbubekken, som er dominert av husdyrbruk og engdyrking på mineraljord, har hatt jordtap på ca 7 kg/dekar i 1999/00 og omtrent det samme i gjennomsnitt for overvåkingsperioden for begge feltene. I Naurstadbekkens nedbørfelt ble det også målt jordtap lik gjennomsnittet for tidligere år (ca 100 kg/dekar).

Analyser av erosjonsmønster i Skuterud- og Mørdrebekkens nedbørfelter viser betydningen av jordarbeiding og plantedekke for erosjonsprosessene. Resultatene viser bl.a. at dårlig plantedekke ga omfattende overflateerosjon på skifter i Mørdrebekkens nedbørfelt, mens det var mindre synlige spor på skifter med høsthvete i Skuterudbekkens nedbørfelt, hvor plantedekket var bedre.

Det er funnet en signifikant nedadgående trend for erosjonen i Rømua overvåkingsfelt på Romerike i perioden 1990-1999. Denne trenden kan bl.a. henge sammen med en reduksjon i arealet som høstpløyes. Dessuten kan det ha sammenheng med at områder som ble planert rundt 1980 nå har stabilisert seg. I Grimestadbekken og Vasshaglona har det vært et signifikant økende jordtap i perioden 1993-1999. For begge felter er økningen er fordelt på ulike sesonger.

1.5. Hydrologiske forhold

Hydrologien i nedbørfeltene kan forklare en del av den observerte variasjonen i avrenning av nitrogen, fosfor og SS i Skuterud-, Mørdre-, Kolstadbekken og Hotrankanalen. Som ventet gir stor årsavrenning stort stofftap. Resultatene tyder på at nitrogentapet er størst i Kolstadbekken som har relativt sakte respons på nedbør.

Variasjon i fosfortap skyldes i stor grad variasjon i avrenning og erosjon. Som for nitrogen er det sannsynlig at variasjon i vannets transportveier for ulike jordtyper og dreneringsforhold bidrar til variasjoner i fosfortransport mellom ulike felt. Resultatene tyder på at fosfor-transporten er størst i felt med rask avrenning (Skuterud-, Mørdrebekken og Hotrankanalen).

Jordtapet kan også delvis forklares med variasjon i avrenning. Hydrologiske forhold kontrollerer jordtapet, men det er ikke ventet en sterk lineær korrelasjon mellom jordtap og vannføring. I norsk klima vil teleforhold i jord påvirke avrenningsveiene og være avgjørende for erosjonen. Dessuten vil for eksempel erosjon i bekkeløp vanligvis skje når vannføringen har en kritisk verdi for den aktuelle bekken og for det aktuelle bekkesedimentet.

1.6. Vannkvalitet i innsjøene

I forhold til SFT's vannkvalitetskriterier, der vannkvaliteten inndeles i 5 klasser, ligger alle innsjøene i intervallet fra klasse III (mindre god) til klasse V (meget dårlig). Innsjøene i den sørlige delen av landet (Akersvann, Nærevann, Gjesåssjøen og Frøylandsvann) har den dårligste vannkvaliteten, mens de fire innsjøene lengst nord (Laugen, Lyngstadvann, Langmovann og Liavann) har bedre vannkvalitet. Nedbørfeltene til Akersvann, Nærevann og Gjesåssjøen er dominert av korndyrking, mens Frøylandsvann har intensiv husdyrproduksjon. Nedbørfeltene til Laugen, Lyngstadvann og Langmovann er dominert av grasdyrking, mens Liavann har likt areal med korn og eng.

Innsjøovervåkingen har vist meget få trender i vannkvalitet. Det er ikke funnet trender i innsjøene som er tilknyttet overvåkingsprogrammet i jordbruksbekker. I Timebekken er det en nedadgående trend i fosforkonsentrasjonen som ennå ikke kan spores i forbedret vannkvalitet i Frøylandsvannet. Det er registrert økning i fosfor- og jordtapet i Grimestadbekken, mens den tilhørende innsjøen, Akersvannet i Vestfold, ikke har vist noen trender i stoffkonsentrasjoner i overvåkingsperioden. I Nærevann, Liavann og Langmovatn er det registrert en bedre vannkvalitet i 1999 i forhold til tidligere.

2. INNLEDNING

Formålet med overvåking av jordbruksbekker og innsjøer er å etablere grunnlag for å tallfeste jordbrukets tilførseler av partikler og plantenæringsstoffer til vassdrag, innsjøer og kystnære havområder, samt å kunne se sammenhenger mellom tiltaksgjennomføring og endringer i vannkvalitet over tid i jordbrukspåvirkede bekker og innsjøer. Program for jordsmonnovervåking har felter som skal representere for de største jordbruksområdene i landet med hensyn til klima, jordsmonn og driftspraksis.

Jordbruksdriften i overvåkingsfeltene, med unntak av et par store felter, kartlegges nøye hvert år for å kunne vurdere den samlede effekten av endringer i driftspraksis i feltene.

Programmet ble satt i gang i 1992, men enkelte overvåkingsfelt har tidsserier helt tilbake fra begynnelsen av 80-tallet. En del av innsjøene overvåkes fra 1996.

I forbindelse med programmet er det gjennomført analyse av årsakssammenhenger i datamaterialet. I 1999 omfattet disse analysene følgende delaktiviteter:

- Simulering med SOIL/SOILN_NO, verktøy for å vurdere effekter av tiltak inklusive kart for nitratutvasking
- Fosfortap og erosjon forklart på grunnlag av erosjonsformer, jordbruksdrift og jordas fosfor-tilstand
- Nitrogen-tap: Delrapport 1. Påvirkningsfaktorer for N-min i Jovå og N-prognose prosjektet
- Nitrogen-tap. Delrapport 2. Årsaksforklaring av nitrogen-avrenning med spesiell vekt på gjødsling
- Hydrologi i nedbørfeltene. Betydningen for erosjon og næringsstoffavrenning
- Næringsstoffbalanser
- Tidstrender i avrenning

Korte sammendrag fra disse analysene er tatt med i denne rapporten. For hver delaktivitet er det laget en egen rapport som fremkommer av referanselisten.

I foreliggende rapport presenteres hovedtrekkene fra overvåkingsprogrammet. For mer fyllestgjørende informasjon om feltene, se feltrapportene for de respektive feltene (Vandsemb, Bechmann og Ludvigsen, 2000; Berge, Vandsemb og Bechmann, 2000). I rapporten er det lagt spesiell vekt på det agrohydrologiske året 1999/00, 1.mai - 30. april. Avrenningsåret er regnet fra 1. mai til 30. april.

3. OVERVÅKINGSFELT OG MÅLINGER

3.1. Jordbruksbekker

Overvåkingen omfatter totalt 10 nedbørfelter, 4 av nedbørfeltene er dominert av kornproduksjon, 3 av gras/husdyrproduksjon (tabell 1, figur 1). To av feltene er karakterisert av en kombinasjon av korn/grasdyrking (likevel med korn som dominerende vekst) og et felt består av en kombinasjon av potet, grønnsaker og korn (figur 2). Det foretas i tillegg separate målinger av grøfte- og overflatevann fra to enkeltskifter i tilknytning til henholdsvis Mødre- og Kolstadfeltet, samt målinger av avrenning fra et skifte i Bodø. Av hensyn til personvern er resultatene fra disse små feltene ikke presentert her. Tabell 1 gir en oversikt over de enkelte feltene.

Tabell 1. Oversikt over nedbørfelter som inngår i JOVÅ-programmets målinger av erosjon og næringsstoffavrenning. Temperatur og nedbør oppgitt som 30-årsnormaler (DNMI).

Nedbørfelt	Kommune	Areal dekar	Dyrka %	Temp °C	Nedbør mm	Jordart	Driftsform	Startår/ mnd
Nedbørfelt med bekkemålinger								
Skuterudbekken	Ås	4490	61	5,5	785	Si. m.leire	Korn	1993/9
Mørdrebekken	Nes	6800	65	4,3	665	Silt og leire	Korn	1991/5
Kolstadbekken	Ringsaker	3080	68	4,2	585	Moldrik l.leire	Korn	1985/9
Rømua	Nes og Ullensaker	87 100	41	4,3	665	Silt og leire	Korn	1983/1
Grimestadbekken	Stokke	1850	43	6,0	1029	Sand	Korn, gras, rotv	1993/1
Hotrankanalen	Levanger	19 400	80	5,3	892	Si.l.leire/m.leir	Korn, gras	1992/5
Naurstadbekken	Bodø	1456	35	4,5	1020	Myr/fin-m.sand	Gras	1994/5
Timebekken	Time	1140	85	7,4	1154	Si. m.sand	Gras, rotv.	1995/1
Volbubekken	Østre Slidre	1680	41	1,6	575	Si. m.sand	Gras	1992/9
Vasshaglona	Grimstad	650	62	6,9	1230	Sand	Grsak/potet/korn	1992/1

Si. = Siltig, l.leire = lettleire, m.leire = mellomleire

Standard analyseparametre omfatter pH, SS (suspendert tørrstoff), fosfor (Total-fosfor, Ortofosfat), nitrogen (Total-N, nitrat-N). I tillegg analyseres for svovel, kalium, org. C, kolibakterier og mikronæringsstoffer for enkelte felt.

Tidspunkt for start av målingene varierer mellom felt. Kolstadbekken og Timebekken ble satt i gang i 1985 som en del av "Handlingsplanen mot landbruksforurensning". Overvåking av Rømua ble satt i gang av NIVA i 1983. De øvrige feltene ble igangsatt i løpet av perioden 1990-1994.



Figur 1. Kart over nedbørfelter med målinger i jordbruksbekker og innsjøer.

Målingene i alle vassdrag er basert på kontinuerlig måling av vannføring og vannføringsproporsjonal vannprøvetaking. De kjemiske analysene foretas på basis av blandprøver, vanligvis hver 14. dag. For nærmere beskrivelse av målemetodene, se Deelstra og Øygarden (1998) og Deelstra et al. (1998).

Jordbruksprakis i 8 av nedbørfeltene til jordbruksbekkene og de to småfelt registreres årlig ved spørreundersøkelser hos gårdbrukerne i feltet. Opplysninger om jordbruksdrift i de to største felt (Rømua og Hotran) er data fra Statistisk sentral byrå (Utvalgstelling i Landbruket, Søknad om Produksjonstilskudd og Jordbrukstellingen 1999).

3.2. Innsjøer

Overvåkingen omfatter 8 jordbrukspåvirkede innsjøer (tabell 2). Tre av nedbørfeltene er dominert av korndyrking, et felt har en blanding av gras, poteter og korn, mens fire av nedbørfeltene er dominert av grasdyrking.

Tabell 2. Oversikt over nedbørfelter i innsjøovervåkingen. Nedbør er oppgitt som 30-årsnormaler (DNMI).

Nedbørfelt	Kommune	Areal dekar	Dyrka %	Nedbør mm	Innsjøoverflate dekar	Driftsform	Startår
Nærevann	Ski	6 400	30	785	655	Korn	1992
Gjesåssjøen	Åsnes	54 500	19	617	4 000	Korn	1988
Akersvannet	Stokke	14 105	41	1029	2 300	Korn	1992
Frøylandsvannet	Time/Klepp	55 000	49	1154	4 950	Gras	1984
Lyngstadvannet	Eide	8 900	21	2257	600	Gras	1995
Laugen	Rissa	6 625	23	1684	134	Gras	1996
Liavatnet	Frosta	8 350	25	855	300	Gras/potet/korn	1984
Langmovatn	Bø	5 100	25	1505	180	Gras	1992

Prøvetakingen i innsjøene gjennomføres i henhold til overvåkingsmanualen: "Overvåking av jordbrukspåvirkede vassdrag. Spesifisering av SFTs oppdrag. Brukerveiledning" (1997). Prøveuttak gjennomføres gjennom hele sesongen, med blandprøver i sommerhalvåret og vertikalsnitt i høst- og vintertoktene.

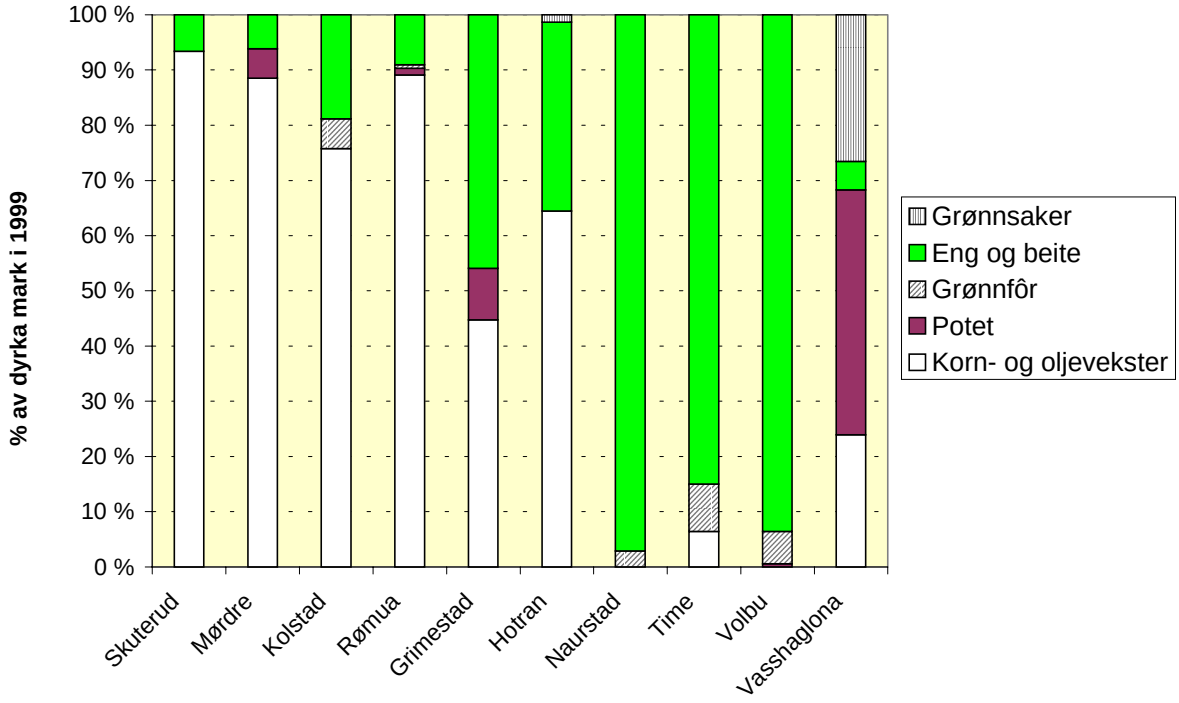
Analyser av vannprøvene omfatter biologiske effektparametre, som analyse av kvalitativt planteplankton, mengde klorofyll a og begroingsundersøkelser.

Oplysninger om jordbruksdrift i nedbørfeltene hentes fra SSB. Jordbruksdriften for Gjesåssjøen er basert på data for jordbruksdrift i Åsnes kommune og Frøylandsvannet, Time og Klepp kommune. For de andre innsjøene er innsamlete data fra gårdsbruk i nedbørfeltet brukt.

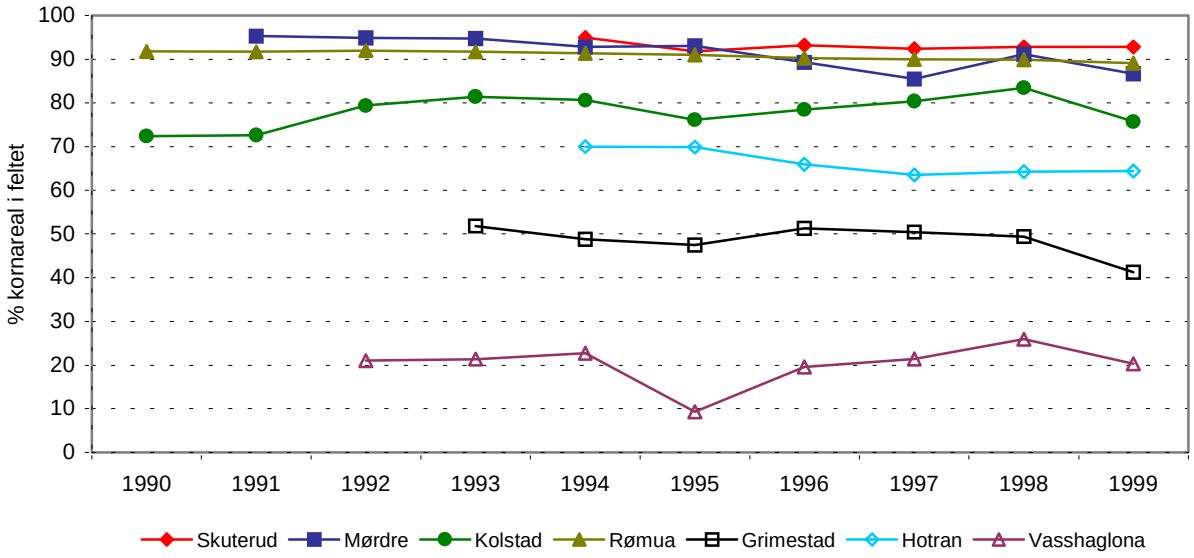
Opplysninger om gjødsling er registrert fra 1990 til 1995. Fra jordbrukstellingen i 1999 finnes det opplysninger om tilførsel av nitrogen og fosfor i mineralgjødsel. Det er registrert husdyrtall fra 1990 til 1999.

4. JORDBRUKSDRIFT I NEDBØRFELTENE

Overvåkingsfeltene representerer områder med ulik vekstsammensetning (figur 2). Skuterud-, Mørdre-, Kolstadbekken og Rømuas nedbørfelter hadde i 1999 korn på mer enn 75 % av jordbruksarealet. På det resterende arealet ble det dyrket potet, grønnfôr eller eng/beite. Grimestadbekken og Hotrankanalens nedbørfelter hadde 50-60 % korn og dessuten i hovedsak eng/beite. I Naurstad-, Time- og Volbubekkens nedbørfelter utgjorde eng og beite rundt 90 %. Den resterende del var i hovedsak grønnfôrvekster. Vasshaglona er det eneste nedbørfelt som har en høy andel potet og grønnsaker, tilsammen utgjorde disse vekstene ca 70 % av jordbruksarealet i feltet i 1999. Dette er en økning på ca 15 % fra 1998.



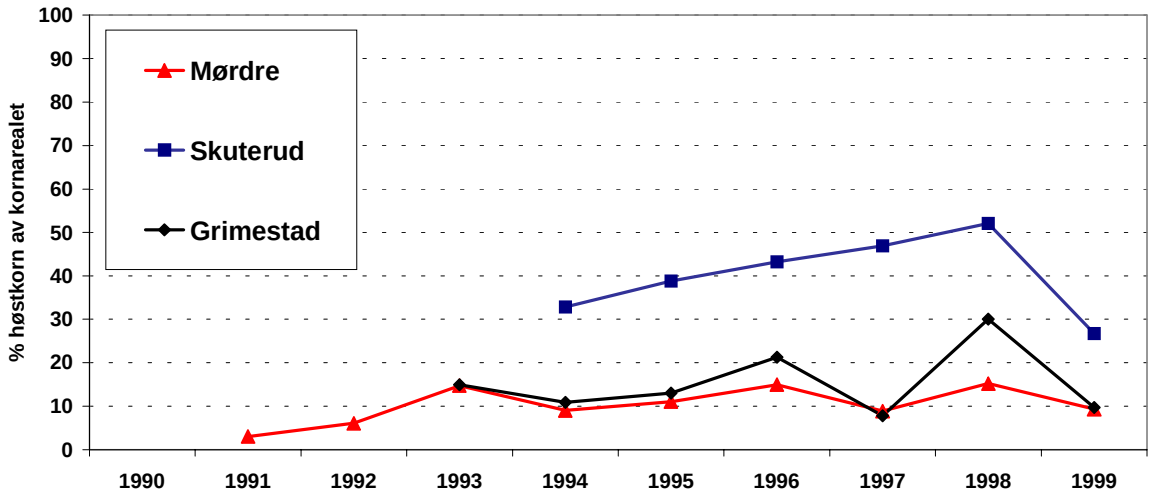
Figur 2. Arealfordeling av ulike vekster som andel av totalt jordbruksareal i nedbørfeltene i1999.



Figur 3. Utvikling i kornareal som andel av totalt jordbruksareal i nedbørfeltene i overvåkingsperioden.

Arealet med korn endret seg lite på 90-tallet i Skuterud-, Grimestadbekkens og Rømuas nedbørfelter (figur 3). Det har vært en liten reduksjon i kornarealet i Mørdrebekkens nedbørfelt. I Kolstadfeltet økte kornarealet med 19 % fra 1990 til 1998. Det har vært en liten nedgang i kornarealet i Kolstadbekkens nedbørfelt fra 1998 til 1999. Kornarealet i nedbørfeltet til Vasshaglona har ikke endret seg i perioden. Kornarealet utgjorde ca 20 % av dyrka mark i 1999. I nedbørfeltet til Hotrankanalen var det en svak nedgang i kornarealet fra 1994.

Dyrking av høstkorn begynte i større omfang i Norge på slutten av 80-tallet. I overvåkingsfeltene har høsthvetearealet økt spesielt i Skuterudbekkens nedbørfelt frem til 1998 (50 % av arealet). I 1999 var imidlertid høstkornarealet halvert (figur 4). I Mørdrebekkens nedbørfelt har høsthvetearealet utgjort ca 10 % av jordbruksarealet i perioden fra 1993 til 1999, mens det i Grimestadbekkens nedbørfelt har variert fra 8 % i 1997 til 30 % i 1998. I de øvrige nedbørfelter har det vært lite eller ikke høstkorn.

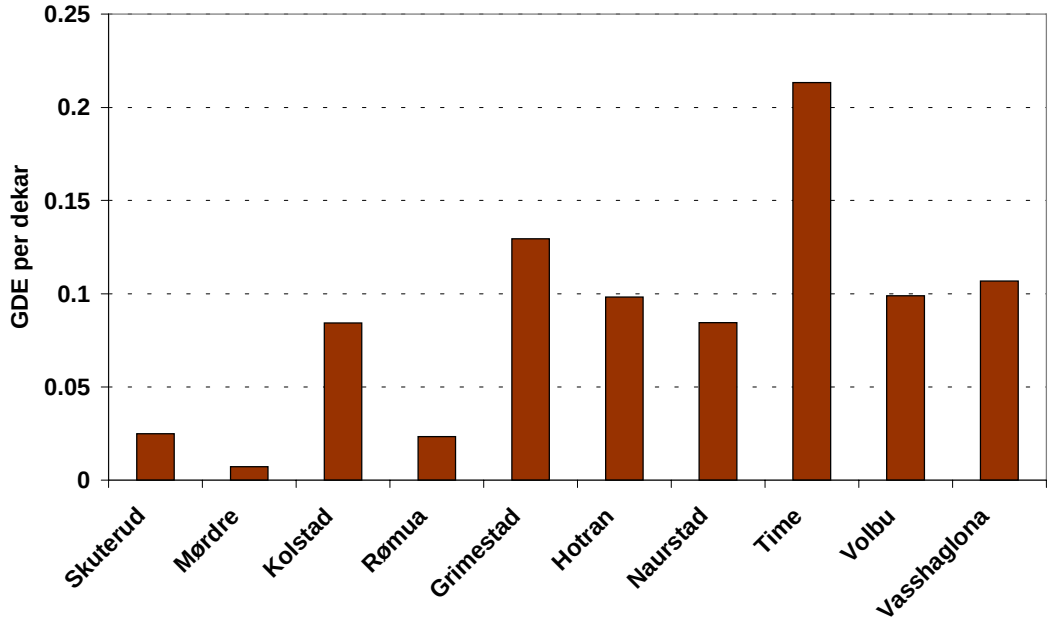


Figur 4. Høstkornarealet i % av totalt kornareal i nedbørfeltene Mørdre-, Skuterud-, og Grimestadbekkens nedbørfelt.

4.1. Husdyrhold - Spredetidspunkt for husdyrgjødsel

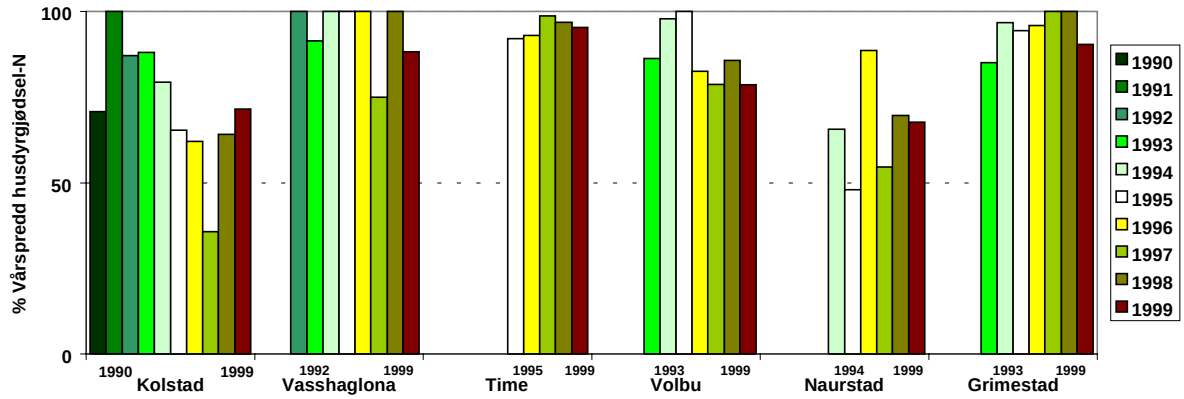
Grensen for antall gjødseldyrenheter (GDE) per dekar spredeareal i Norge er 0,25. Det tilsvarer en fosforproduksjon i husdyrgjødsel på ca. 3,5 kg per dekar. I Timebekkens nedbørfelt var det i gjennomsnitt 0,21 GDE pr dekar i 1999 (figur 5), hvilket svarer til ca 3 kg P/dekar. I Grimestadbekkens nedbørfelt ble fosfor i husdyrgjødsel beregnet til 1,8 kg/dekar i 1999, i Kolstad-, Hotran-, Naurstad-, Volbubekkens og Vasshaglonas nedbørfelter var det 1,1 til 1,5 kg P/dekar.

Det har vært noen årlige variasjoner i husdyrtetthet men det er ikke registrert varige endringer.



Figur 5. Husdyrhold på gårdsbruk i nedbørfeltene fordelt på total arealene til gårdsbrukene, gjødseldyrenheter (GDE) per dekar i 1999. (Kilde: Søknad om produksjonstilskudd, SSB)

Andelen av husdyrgjødsla som ble spredt om våren eller i vekstsesongen er vist i figur 6. Generelt har det vært liten nedgang i andelen husdyrgjødsel spredt på våren og i vekstsesongen det siste året (figur 6). I alle nedbørfelter har det blitt spredt husdyrgjødsel på høsten. I Time- og Grimestadbekken og Vasshaglonas nedbørfelter ble 80-90 % spredt på våren eller i vekstsesongen, mens det i Kolstad-, Volbu-, og Naurstadbekkens nedbørfelter var 70-80 % som ble spredt på denne tiden i 1999. På 90-tallet har andelen vårspredd gjødsel falt i Kolstad- og Volbubekkens nedbørfelter.

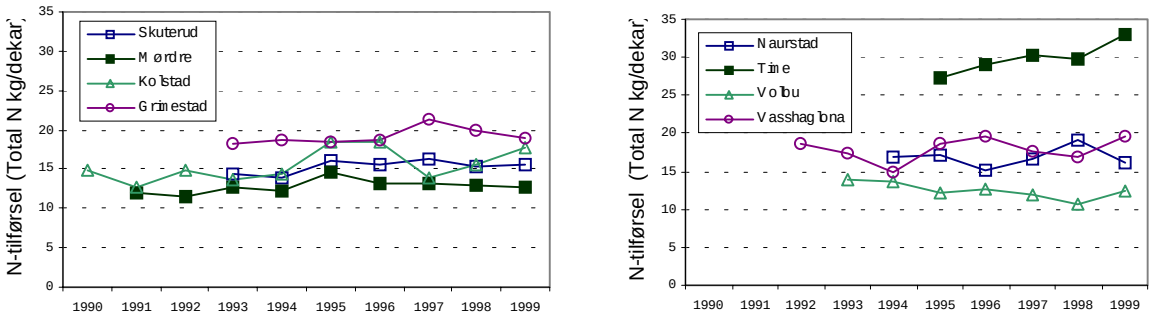


Figur 6. Andel husdyrgjødsel spredd på våren og i vekstsesongen; mengde total nitrogen for nedbørfelter med høy andel av husdyrgjødsel.

4.2. Gjødsling

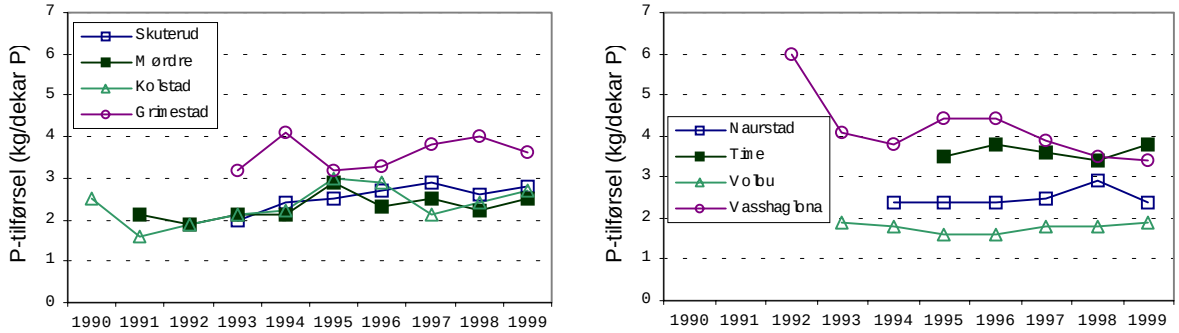
Gjennomsnittlig tilførsel av nitrogen i overvåkingsfeltene i 1999 varierte fra 12 til 19 kg N/dekar i mineral- og husdyrgjødsel i kornfeltene (total N), mens den i de øvrige feltene varierte fra 12 til 33 kg N/dekar (figur 7). I gjennomsnitt av alle felt og for alle vekster har det vært en svak økning i nitrogen tilførselen i 1999, mest på grunn av økningen i Timebekkens nedbørfelt. Timebekkens nedbørfelt har den største tilførselen, ca 33 kg N/dekar i gjennomsnitt, mens nitrogentilførselen i de øvrige felter i gjennomsnitt ligger mellom 10 og

20 kg N/dekar i gjennomsnitt. I kornfeltene har det vært en økning på gjennomsnittlig 10 % i nitrogentilførselen fra 1993 til 1999.



Figur 7. Tilførsel av nitrogen (kg total N/dekar) i husdyr- og mineralgjødsel i nedbørfelter med korndyrking, Skuterud-, Mørdre-, Kolstad-, Grimestadbekken og nedbørfeltene Naurstad-, Time-, Volbubekken og Vasshaglona.

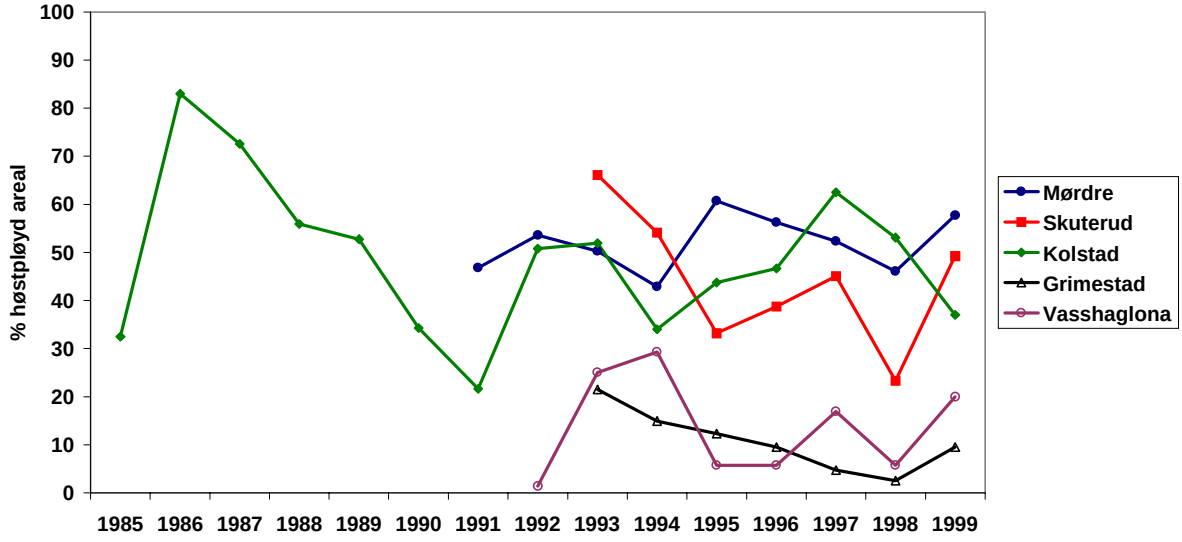
Tilførsel av fosfor i kornfeltene i 1999 varierte fra 2,5 til 3,6 kg P/dekar i mineral- og husdyrgjødsel, mens den i de øvrige feltene varierte fra 1,9 til 3,8 kg P/dekar (figur 8). I Timebekkens nedbørfelt, som har høyest husdyrtetthet, er det tilført 3,8 kg P/dekar i gjennomsnitt i 1999. Det har vært en nedgang på ca 40 % i fosfortilførselen i Vasshaglonas nedbørfelt, mens nedbørfeltene som representerer Østlandet (Skuterud-, Mørdre- og Kolstadbekkens nedbørfelter) har vist en økning i fosfortilførselen på 25 % fra 1993 til 1999.



Figur 8. Tilførsel av fosfor (kg P/dekar) i husdyr- og mineralgjødsel i nedbørfelter med korndyrking, Skuterud-, Mørdre-, Kolstad-, og Grimestadbekken og nedbørfeltene Naurstad-, Time-, Volbubekken og Vasshaglona.

4.3. Høstpløying

Arealet med høstpløying viser store årlige variasjoner, dels på grunn av værforholdene og dels på grunn av vekstvalgene (andel høstkorn). Dette gjør det vanskelig å spore trender i arealet som blir høstpløyd. Det er lite høstpløying i Grimestadbekkens nedbørfelt. I 1999 ble ca 10 % høstpløyd (figur 9). I Skuterudbekkens nedbørfelt ble ca 50 % av arealet høstpløyd, delvis i forbindelse med såing av høstkorn. Dette er dobbelt så mye som året før. I Mørdre- og Kolstadbekkens nedbørfelter ble hhv. 60 og 40 % høstpløyd i 1999.



Figur 9. Andelen av jordbruksarealet som ble pløyd på høsten i Kolstad-, Mørdre-, Skuterud- og Grimestadbekkens nedbørfelter.

4.4. Næringsstoffbalanser i felter med kornproduksjon

Næringsstoffbalanser blir brukt som en indikator for risiko for næringsstofftap fra jordbruksareal. Næringsstoffbalanser er her beregnet for nitrogen og fosfor. Det er sett på balansen mellom tilført og bortført nitrogen og fosfor for skifter innenfor nedbørfeltene. Balansen enkelte år er særlig påvirket av avlingsvariasjon, som i stor grad er resultat av været i vekstsesongen.

Nitrogenbalansene for de fire feltene varierer mellom 5 og 7 kg N/dekar som gjennomsnitt for alle år (tabell 3) (Bechmann og Vandsemb, 2000). De årlige variasjoner er minst for Mørdrefeltet, sannsynligvis på grunn av mer stabile avlinger. Tørkeåret 1994 hadde generelt høye nitrogenbalanser. I 1999 var det større nitrogenoverskudd i Skuterud- og Kolstadbekkens nedbørfelter enn i gjennomsnitt for overvåkingsperioden. I Grimestadbekkens nedbørfelt er det derimot mindre nitrogenoverskudd i 1999.

Tabell 3. Nitrogen balanse for Mørdre-, Skuterud-, Grimestad- og Kolstadbekkens nedbørfelt i kg N/dekar dyrka areal. $N_{balanse} = N_{mineral\text{-}N} + N_{husdyr\text{-}N} + N_{deposisjon} - N_{avling} - N_{halm.}$

	Mørdre	Skuterud	Grimestad	Kolstad	Gjns. alle felt
			- kg N/dekar -		
1992	4,3		4,7	7,5	5,5
1993	4,9	2,8	3,5	4,9	4,0
1994	6,6	7,4	7,2	7,6	7,2
1995	6,6	4,3	6,2	9,5	6,7
1996	5,1	3,9	7,8	7,3	6,0
1997	5,8	5,5	5,0	5,5	5,5
1998	4,8	4,2	8,0	5,4	5,6
1999	5,6	5,8	4,2	7,6	5,8
Gjns alle år	5,5	4,9	5,8	6,9	5,8

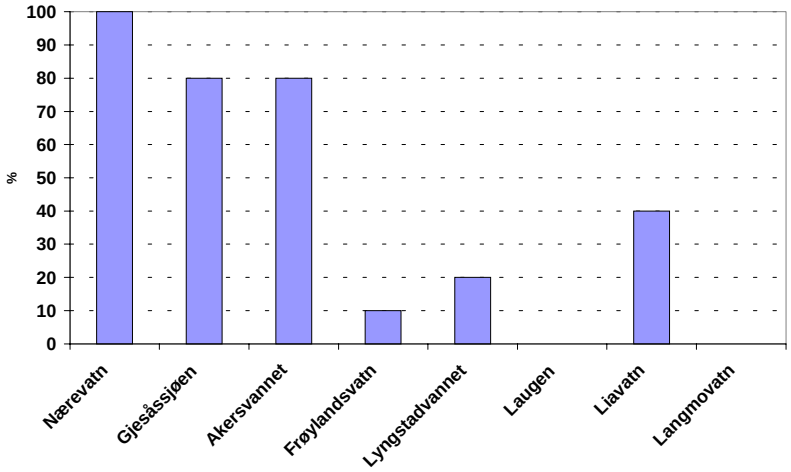
Fosforbalansene for de fire feltene varierer mellom 0,6 og 1,9 kg P/dekar som gjennomsnitt for alle år (tabell 4). Høyest i Grimestadbekkens nedbørfelt, der husdyrtettheten er størst av nedbørfeltene som inngår i næringsstoffbalanse-beregningene. I 1999 var det middels høye fosforbalanser for Grimestad- og Kolstadbekkens nedbørfelter, mens fosforbalansene er noe høyere enn gjennomsnittet for overvåkingsperioden i Mørdre- og Skuterudbekkens nedbørfelter.

Tabell 4. Fosfor balanse for Mørdre-, Skuterud-, Kolstad- og Grimestadbekkens nedbørfelt i kg P/dekar dyrka areal. $P_{balanse} = P_{mineral\text{-}P} + P_{husydr\text{-}P} - P_{avling} - P_{halm.}$.

	Mørdre	**Skuterud**	**Grimestad**	**Kolstad**	**Gjns. alle felt**
			- kg P/dekar -		
1992	0,4		2,3	0,7	1,1
1993	0,6	-0,2	1,2	0,7	0,6
1994	0,9	1,0	2,3	1,0	1,3
1995	1,4	0,4	1,5	1,7	1,3
1996	0,8	0,6	1,9	0,6	1,0
1997	1,1	0,9	1,9	0,7	1,2
1998	0,7	0,7	2,6	0,4	1,1
1999	1,2	1,0	1,8	0,7	1,2
Gjns alle år	0,9	0,6	1,9	0,8	1,1

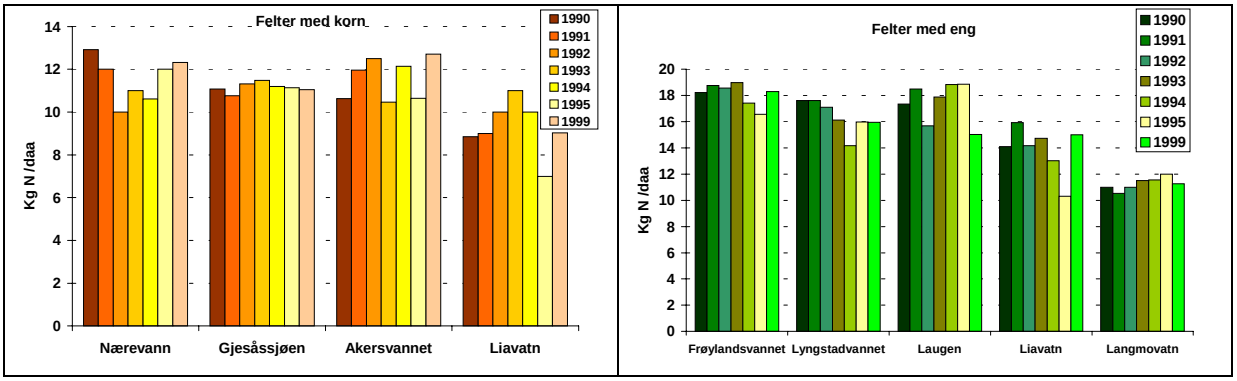
5. JORDBRUKSDRIFT I INNSJØFELTENE

Resultatene fra overvåking av innsjøene i Program for Jordsmonnovervåking er detaljert beskrevet i Berge et al. (2000). Jordbruksdriften i nedbørfeltene til Nærevann, Gjesåssjøen og Akersvannet er dominert av korndyrking (80-100 %) (figur 10). I Liavann er eng- og kornarealet omtrent like stort og 10 % er potetareal. Frøylandsvannet, Lyngstadvannet, Laugen og Langmovann har ca 90-100 % eng og grønnfôr.



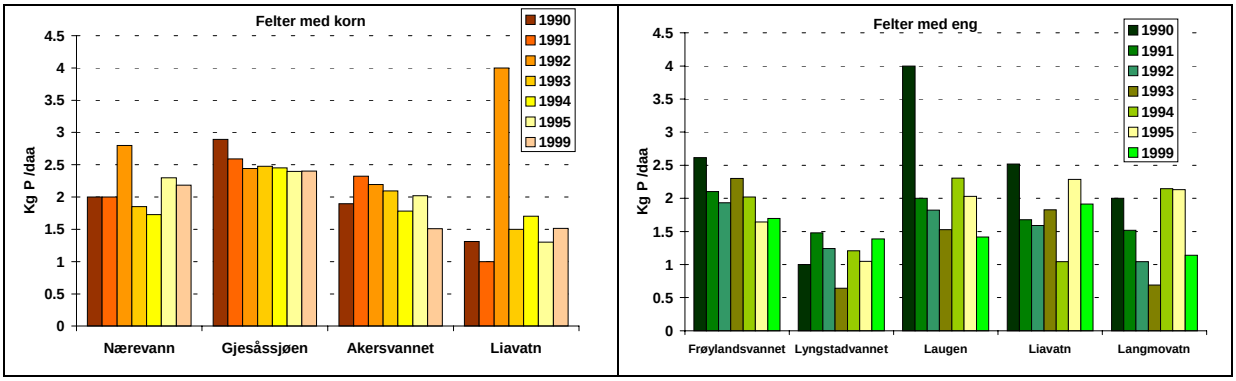
Figur 10. Andel kornareal i nedbørfeltene til innsjøene i overvåkingsprogrammet i1999.

For felter som domineres av korn er det lite trender å spore i tilførsel av mineralnitrogen (figur 11). For Liavatn er det store årlige variasjoner i tilførsel av mineral nitrogen både til eng (10-16 kg/dekar) og korn (7-11 kg/dekar). Nedbørfeltet til Liavatn har gjennom perioden blitt tilført minst nitrogen i mineralgjødsel (ca 9 kg N/dekar). Nitrogentilførselen til eng antyder generelt en svak reduksjon fra 1990 til 1999. For Lyngstadvannet er det en klar nedgang i N-tilførselen til eng i 1999 i forhold til 1990 på ca 2 kg N/dekar.



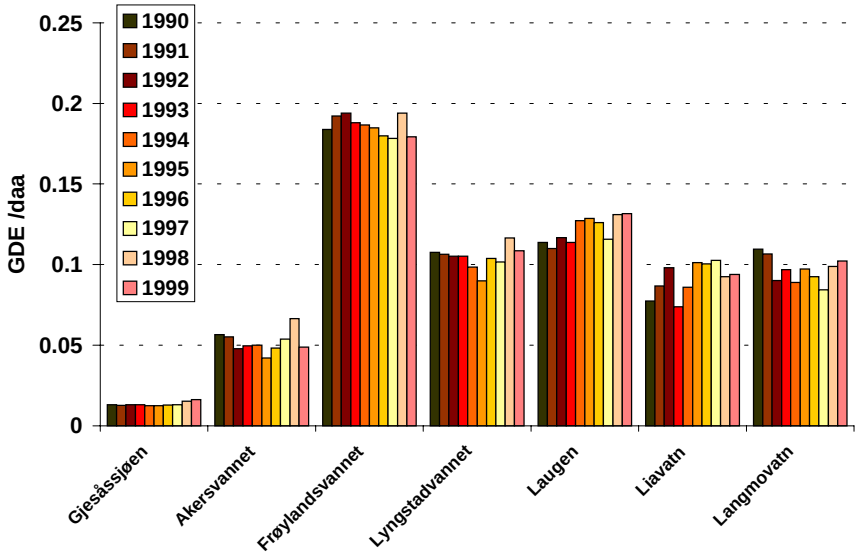
Figur 11. Tilførsel av nitrogen i mineralgjødsel til felter dominert av korn (venstre) og av eng (høyre) i perioden 1990-1995 og i 1999.

Figur 12 viser at det har vært en nedgang i fosfor-tilførselen til korn i Gjesåssjøen og Akersvannets nedbørfelt fra 1990 til 1999 på henholdsvis ca 1 og 0,4 kg P/dekar. De andre kornfeltene viser ingen klare endringer. Fosfor-tilførselen til eng viser stor årlig variasjon. I 1999 er fosfor tilførsel i mineralgjødsel mellom redusert i fire av fem nedbørfelter i forhold til 1990. Reduksjonen er på opp til 60 % (Laugen).



Figur 12. Tilførsel av fosfor i mineralgjødsel til felter dominert av eng (venstre) og av eng (høyre) i perioden 1990-1995 og i 1999.

Utviklingen av antall gjødseldyrenheter per dekar i feltene er framstilt i figur 13. Husdyrtallet har vært nokså stabilt innenfor feltene i perioden 1990 – 1999. Lyngstadvannet og Laugen har hatt en økning i antall gjødseldyrenheter per dekar i perioden. Ingen av feltene overskrider grensen på 0,25 gjødseldyrenheter per dekar spredeareal. Frøylandsvannet har høyest antall gjødseldyrenheter per dekar av de ulike feltene (0,18 GDE/dekar i 1999).



Figur 13. Fordeling av gjødseldyrenheter (GDE) per dekar for de ulike feltene fra 1990 til 1999.

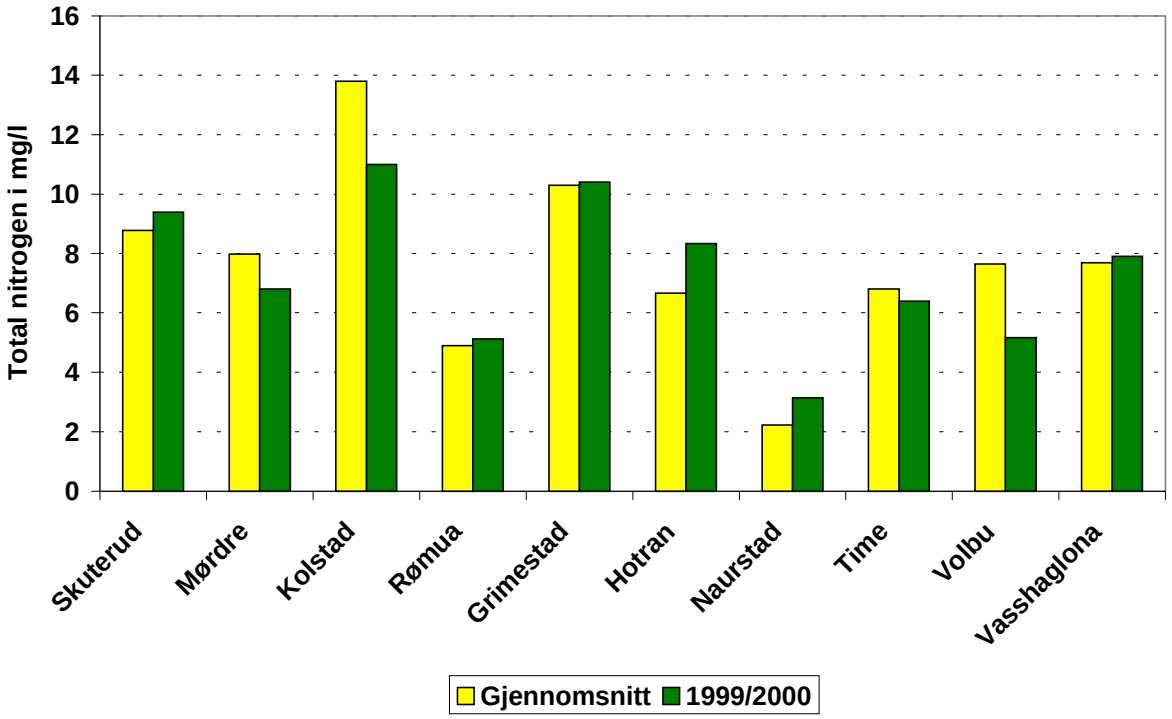
Husdyrtettheten i Akersvann har gått ned i 1999 i forhold til de siste tre år, dette kan være grunnen til at tilførselen av nitrogen og fosfor i mineralgjødsel har gått opp. I Frøylandsvannets nedbørfelt har det vært en nedadgående trend for fosfor-tilførsel til eng i mineralgjødsel. Antall GDE per dekar ligger imidlertid på et høyere nivå enn de andre feltene og stor bruk av husdyrgjødsel kan være årsaken til nedgangen i tilførsel av mineralgjødsel.

6. VANNKVALITET – KARAKTERISTISKE TREKK

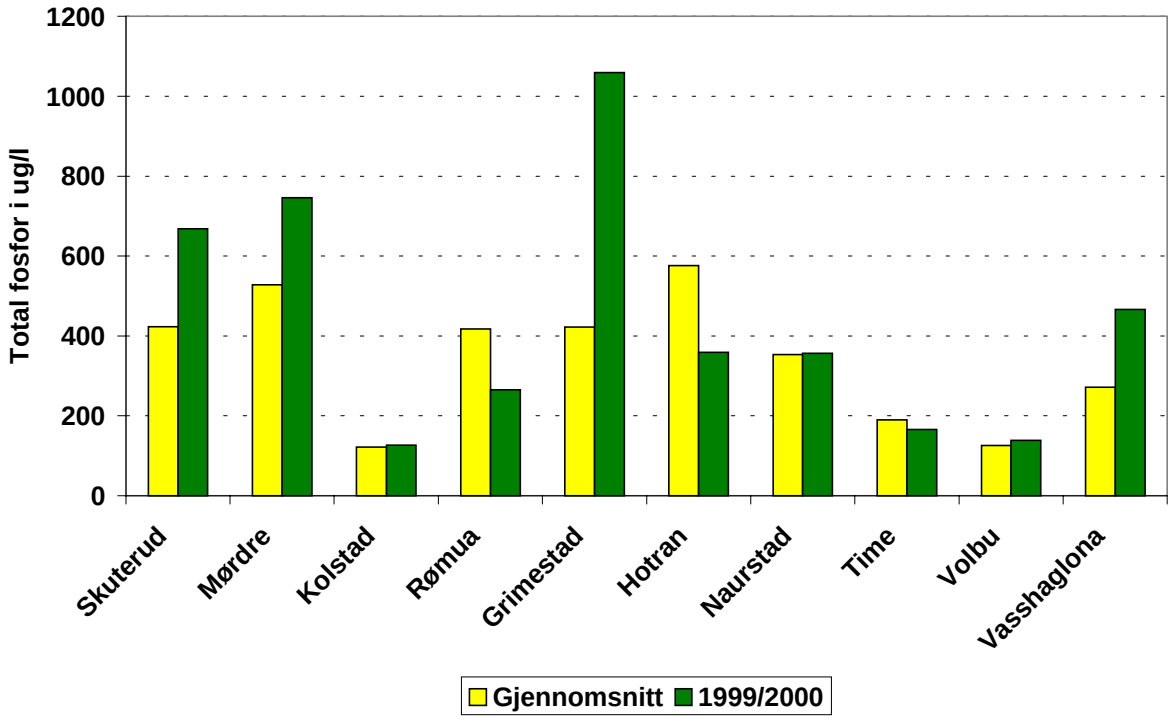
6.1. Jordbruksbekker

Effektene i resipientene vil først og fremst være påvirket av stoffkonsentrasjonene, mengdeforholdet mellom ulike stoffer og tidspunkt på året tilførslene skjer. Mengdeforholdet mellom nitrogen og fosfor er av særlig betydning for algeveksten, for eksempel vil blågrønnalger fortrinnsvis utvikles i tilfeller der N/P-forholdet er lavt. Suspendert stoff (SS) vil gi en indikasjon på fosfortapet, men biotilgjengeligheten kan variere mye. Et høyt P/SS-forhold i avrenningen tyder på at en stor del av fosforet finnes som løst fosfor, som har langt større biotilgjengelighet enn partikulært bundet fosfor.

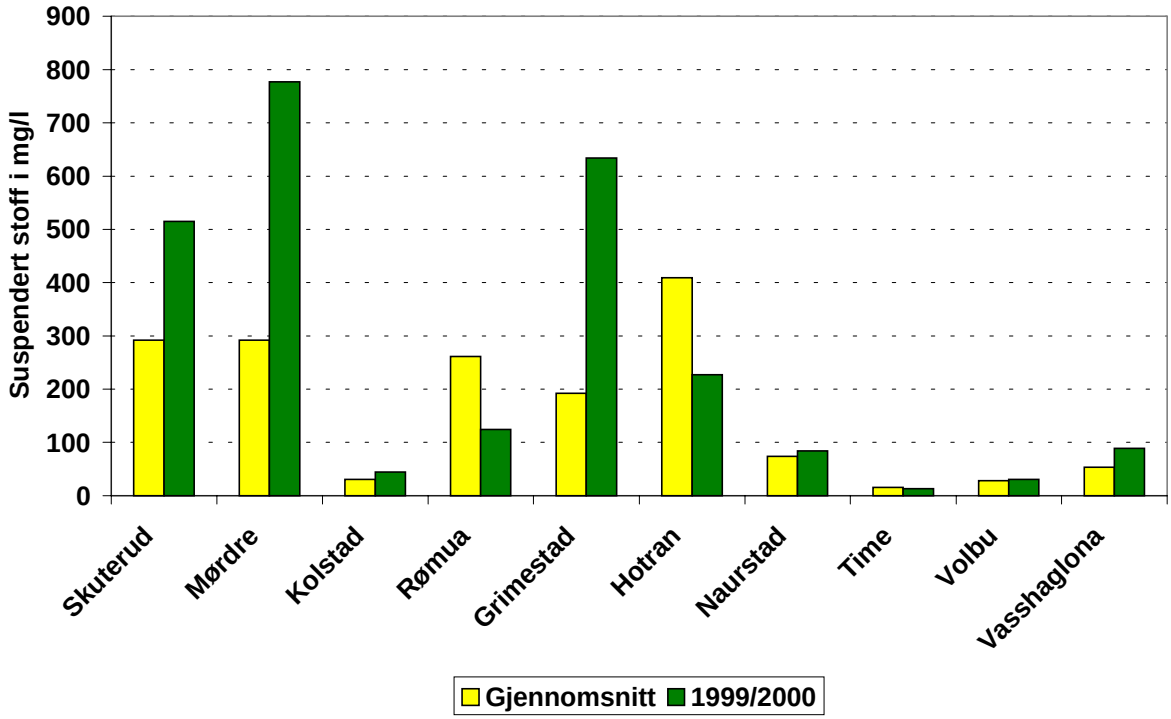
Figur 14-18 viser gjennomsnittlige årlige konsentrasjoner av nitrogen, fosfor og suspendert stoff målt i overvåkingsfeltene. Figurene er basert på hele agrohydrologiske år (1.mai-30.april) etter start av overvåkingen i feltet (tabell 1). Resultatene for de enkelte felt kan være påvirket av at overvåkingsperiodene er forskjellige for feltene.



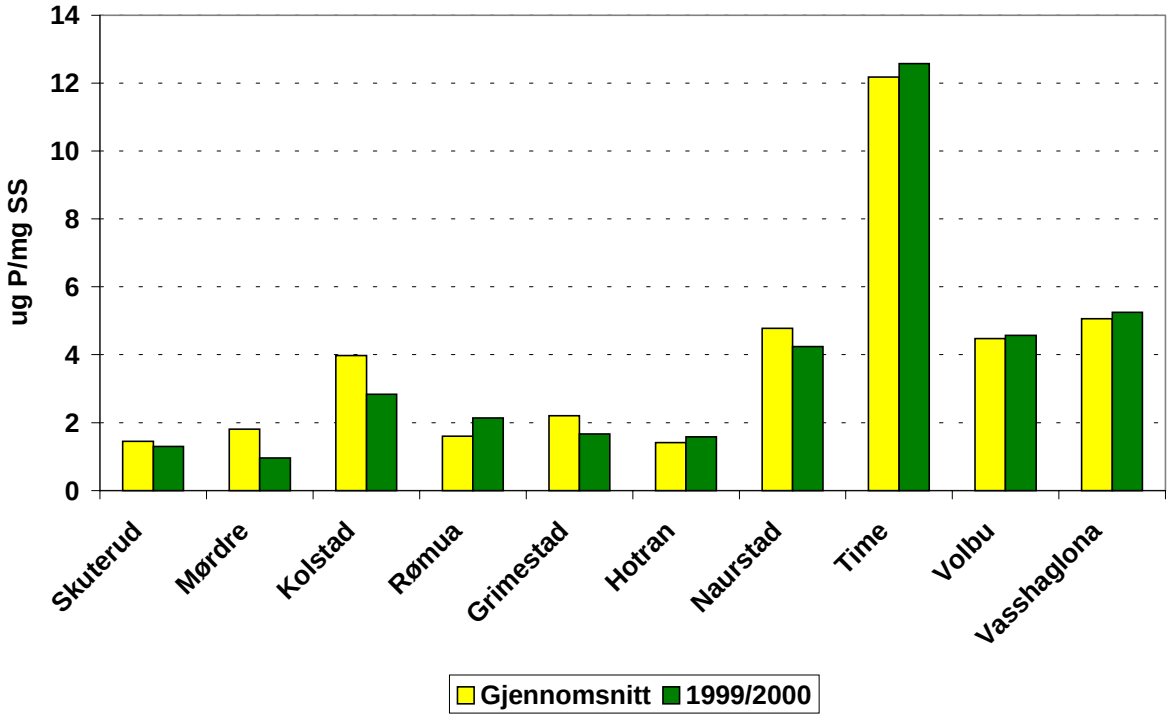
Figur 14. Middelkonsentrasjoner av total nitrogen for hele overvåkingsperioden og siste års målinger av total nitrogen for de ulike feltene.



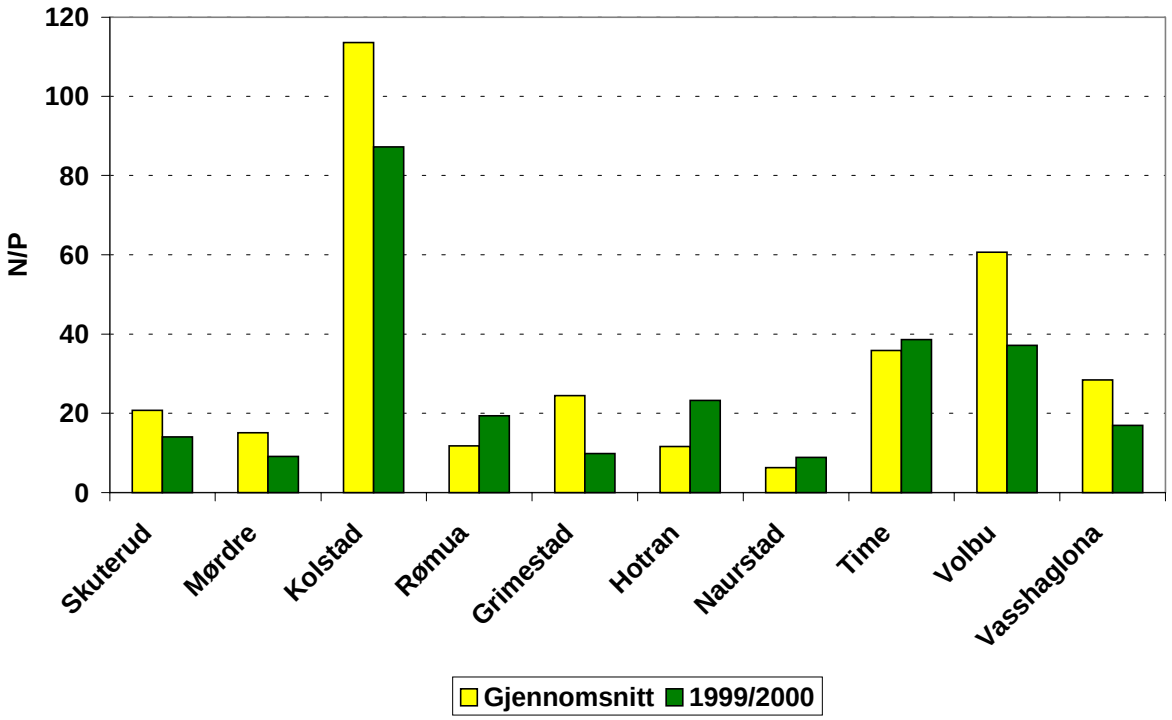
Figur 15. Middelkonsentrasjoner av total fosfor for hele overvåkingsperioden og siste års målinger av total P for de ulike feltene.



Figur 16. Middelkonsentrasjoner av suspendert stoff (SS) for hele overvåkingsperioden og siste års målinger av suspendert tørrstoff for de ulike feltene.



Figur 17. P/SS-forholdet i avrenningsvannet fra ulike felter (µg P/mg SS). Beregnet som middel for hele for overvåkingsperioden, og siste året.



Figur 18. N/P-forholdet i avrenningsvannet fra ulike felter. Beregnet som middel for hele for overvåkingsperioden og siste året.

6.1.1. Korndyrking

Det er store forskjeller i konsentrasjonene av nitrogen, fosfor og SS mellom ulike overvåkingsfelt (figur 14, 15 og 16). Kornfeltene har generelt høyere konsentrasjoner av fosfor og SS, men omtrent lik konsentrasjon av nitrogen som feltene med grasdyrking. Kolstadbekken skiller seg ut med høyest gjennomsnittlige nitrogenkonsentrasjon (13,8 mg/l),

men mye lavere konsentrasjon av fosfor (120 ug/l) og SS (30 mg/l) enn fra de øvrige kornfeltene i gjennomsnitt for overvåkingsperioden. Dette gir et meget høyt N/P forhold (117) (figur 18).

I 1999/00 var nitrogen-konsentrasjonen lavere (11 mg/l) i Kolstadbekken enn gjennomsnitt av tidligere år, mens fosfor og SS lå på gjennomsnitt for overvåkingsperioden. Nitrogenkonsentrasjonen var omtrent som gjennomsnitt for overvåkingsperioden for de øvrige kornfeltene i 1999/00. SS- og fosforkonsentrasjonen i 1999/00 var derimot mye større enn gjennomsnitt for overvåkingsperioden i Mørdre- og Skuterudbekken. fosfor-konsentrasjon var hhv. 660 og 750 ug/l mot gjennomsnittet på hhv. 410 og 520 ug/l. SS-konsentrasjonen var hhv. 510 og 780 mg/l mot gjennomsnittet på 290 mg/l for begge feltene. I Rømua var fosforkonsentrasjonen 410 µg/l i gjennomsnitt for overvåkingsperioden, mens den var 230 µg/l i 1999/00. SS-konsentrasjonen var 260 mg/l i gjennomsnitt for overvåkingsperioden og 120 mg/l i 1999/00.

P/SS-forholdet er lavest for felter med korndyrking inklusive felter med husdyr (figur 17). Det tyder på at det vesentligste av fosforet tapes som partikulært fosfor, eller at partiklene har et lavere fosforinnhold enn vanlig jordbruksjord, f.eks. erosjon i bekken.

6.1.2. Korn-engdyrking

Grimestadbekken og Hotrankanalen representerer en kombinasjon av korn- og engdyrking, men de to feltene har forskjellig jordtype. Nitrogenkonsentrasjonen i Grimestadbekken og Hotrankanalen ligger på ca 8-10 mg/l i 1999/00, mens konsentrasjonen i Hotrankanalen tidligere var noe lavere (6,6 mg/l) (figur14).

I Grimestadbekken var konsentrasjonen av SS meget høy i 1999/00. Det ble målt en gjennomsnittskonsentrasjon på 630 mg/l SS og 1040 ug/l fosfor (figur 15 og 16). I gjennomnsnitt for overvåkingsperioden var SS-konsentrasjonen ca 190 mg/l og fosfor-konsentrasjonen ca 420 ug/l. I Hotrankanalen er det registrert mye lavere SS- og fosfor-konsentrasjoner enn gjennomsnitt for overvåkingsperioden. Stor avrenning i 1999/00 har ført til en økning i konsentrasjonene i Grimestadbekken, mens det har ført til en reduksjon i konsentrasjonene av SS og fosfor i Hotrankanalen. Destabilisering av bekkekantene kan være en del av forklaringen på de høye konsentrasjoner i Grimestadbekken. P/SS-forholdet var 1,5-2 i 1999/00 dvs. omtrent som gjennomsnitt for overvåkingsperioden (figur 18). Korn-engdyrkings områdene har således hatt litt lavere andel partikulært fosfor enn de rene korndyrkingsfeltene.

6.1.3. Engdyrking

Nitrogen-konsentrasjonene i jordbruksbekker fra engarealer varierte fra 3,2 til 6,3 mg/l i 1999/00, høyest i Timebekken på Jæren (figur 14). I gjennomsnitt for overvåkingsperioden på 90-tallet varierte nitrogenkonsentrasjonen fra 2,3 til 7,7 mg/l. Den største gjennomsnittskonsentrasjonen er målt i Volbubekken i Valdres.

Fosfor- og SS-konsentrasjonene har generelt vært lavere i vassdrag med engdyrking enn i de øvrige vassdragene (figur 15 og 16). Året 1999/00 skiller seg ikke stort fra gjennomsnittet for overvåkingsperioden. I Time-, Naurstad- og Volbubekken var det hhv. ca 170, 360 og 140 µg/l fosfor i 1999/00. Tidligere år var fosfor-konsentrasjonene ca 190, 350 og 130 µg/l fosfor i gjennomsnitt. Konsentrasjonen av SS var ca. 20, 90 og 40 mg/l for hhv. Time-, Naurstad- og Volbubekken i 1999/00 og i gjennomsnitt for tidligere år.

Engfeltene er preget av stor andel løst fosfor. P/SS-forholdet var i gjennomsnitt for overvåkingsperioden var ca 5 for Naurstadbekken, 12 for Timebekken og 4 for Volbubekken

(figur 18). I 1999/00 omtrent som for gjennomsnitt av overvåkingsperioden. I Naurstadbekken er N/P-forholdet lavt (ca 7), mens det i Time- og Volbubekken er ca 38 i 1999/00 (figur 17). I gjennomsnitt for overvåkingsperioden er N/P-forholdet i Time- (39) og Naurstadbekken (5) omtrent som i 1999/00, mens det i Volbubekken var mye høyere N/P-forhold i gjennomsnitt enn i 1999/00.

6.1.4. Grønnsaksdyrking

I nedbørfeltet til Vasshaglona utgjør grønnsaksarealene en betydelig del av jordbruksarealet. Nitrogen-konsentrasjonen i Vasshaglona var 7,8 mg/l i gjennomsnitt for overvåkingsperioden (figur 14). I 1999/00 var nitrogenkonsentrasjonen omtrent som for tidligere år. Fosfor- og SS-konsentrasjonene var høyere (hhv. 460 ug/l P og 90 mg/l SS) i 1999/00 enn tidligere år (hhv. 270 ug/l P og 50 mg/l SS). I gjennomsnitt er SS-konsentrasjonen på nivå med Kolstad- og Naurstadbekken, fosfor-konsentrasjonen er som i Naurstadbekken (figur 15 og 16).

6.2. Vannkvalitet i innsjøene

I forhold til SFT's vannkvalitetskriterier, der vannkvaliteten inndeles i 5 klasser, ligger alle innsjøene i intervallet fra klasse III (Mindre god) til klasse V (Meget dårlig) (Berge et al., 2000). Akersvannet i Vestfold har dårligst vannkvalitet og ligger stabilt plassert i klasse V. Nærevann i Akershus og Frøylandsvann i Rogaland følger dernest på overgangen mellom klasse IV og V. Gjesåssjøen i Hedemark ligger nedre del av klasse IV (Dårlig), mens Laugen i Sør-Trøndelag og Langmovatn i Nordland ligger på grensen mellom klasse III (Mindre god) og klasse IV (Dårlig). Liavannet i Nord-Trøndelag og Lyngstadvannet i Møre og Romsdal ligger i klasse III (Mindre god).

I Nærevann, Liavann og Langmovatn kan det se ut til å være en bedring på gang, og denne kan muligens settes i sammenheng med endringer i jordbruksdriften. Redusert fosforgjødsling, riktigere spredetidspunkt for husdyrgjødsel og mindre høstpløying kan ha vært årsakene for Nærevann og Langmovann.

I Langmovann var det en sterk nedgang i algemengden i 1999 sammenliknet med tidligere. Planteplanktonets sammensetning har også bedret seg. Det var mye større diversitet i 1999 og den store dominansen av blågrønnalger var borte. Fosforgjødslingen varierer fra år til år og var i 1999 det halve av 1995. Det ble brukt 1 kg P/da i mineralgjødsel i 1999 mot 2 kg P/da i 1995. Dette kan være en av grunnene til bedringen. Det har også vært en viss nedgang i nitrogengjødsling i mineralgjødsling fra 1995 til 1999. Husdyrholdet har vært noenlunde konstant i perioden og det meste av gjødsla er spredd om våren eller i vekstsesongen.

For Liavanns vedkommende har det blitt mindre alger siden overvåkingen startet i siste halvdel av 1980-åra. Dette har trolig sammenheng med at en økende del av jordarbeidingen og spredning av husdyrgjødsel har skjedd om våren de senere årene. Likeledes har antall gjødseldyrenheter gått noe ned fra 1995 - 1999.

I Nærevann har det vært en klar nedgang både i konsentrasjon av total fosfor, total nitrogen og algemengde i løpet av 90-årene. Dette kan ha sammenheng med driftsendring i landbruket. Tidligere har det vært et større område med grønnsaker innen nedbørfeltet, som gradvis er redusert og overført til kornproduksjon. Dette i følge opplysninger fra landbrukskontoret i kommunen. Grønnsaker gjødsles vanligvis mer med fosfor enn korn. Gjødsling av grønnsaker kommer ikke inn i de oppgitte tallene fra SSB, så denne endringen kan ikke kvantifiseres.

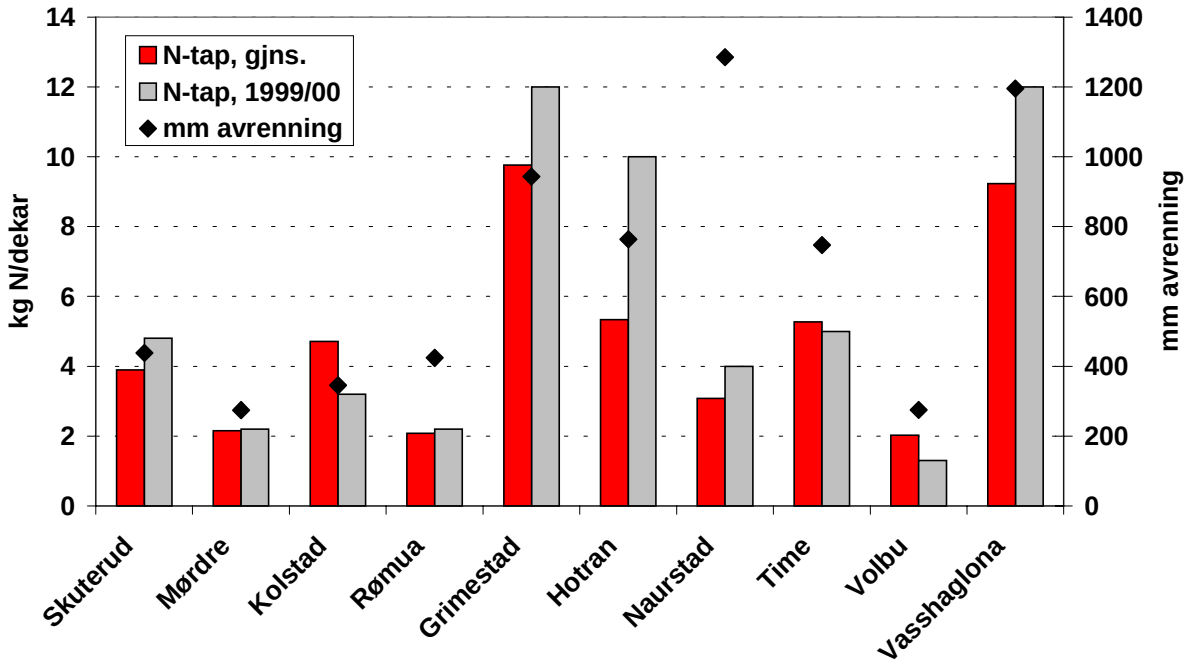
For de andre innsjøene er det ikke mulig å se noen tendens til at vannkvaliteten endrer seg utover vanlige år-til-år variasjoner.

7. STOFFTAP - NITROGEN, FOSFOR OG SUSPENDERT STOFF

7.1. Nitrogentap

I 1999/00 er det målt nitrogen tap i Grimestadbekken og Vasshaglona på 12 kg/dekar. I Hotrankanalen var nitrogentapet 10 kg/dekar, mens det for de øvrige feltene var mindre enn 5 kg N/dekar i 1999/00. I kornfeltene på Østlandet var nitrogentapet hhv. 5, 2, 3 og 2 kg/dekar for Skuterud-, Mørdre-, Kolstadbbekken og Rømua i 1999/00. Engfeltene, Naurstad-, Time- og Volbubekken hadde nitrogentap på hhv. 4, 5 og 1 kg/dekar i 1999/00.

De største gjennomsnittlige nitrogentapene i er målt i Grimestadbekken (9,8 kg/dekar, 1993-99) og Vasshaglona (9,2 kg/dekar, 1992-99) (figur 19). Husdyrtettheten er middels stor og det er mye avrenning i disse feltene (hhv. 950 og 1200 mm). De laveste nitrogentapene er målt i Mørdrebekken (1991-99) og Rømua (1986-99) på Romerike (2 kg/dekar for begge felt), samt i Naurstadbekken (3 kg/dekar, 1994-99) i Bodø og i Volbubekken (2 kg/dekar, 1993-99) i Valdres. Kolstad- (1986-99), Timebekken (1995-98) og Hotrankanalens (1992-99) nedbørfelter har hatt nitrogentap på ca 5 kg N/dekar i gjennomsnitt. Nitrogentapet i Skuterudbekken var 4 kg/dekar (1993-99). Avrenningen har ikke alene vært avgjørende for forskjellen i nitrogentap mellom felt. Det har vært lavt nitrogentap fra Naurstadbekkens nedbørfelt på tross av avrenning på 1100 mm per år i overvåkingsperioden.



Figur 19. Avrenning (mm) og tap av total N (kg dekar^{-1}) fra jordbruksareal for overvåkingsperioden og for 1999/00. Tallene er oppgitt som middel for overvåkingsperioden. Middelvannføringen er markert i forhold høyre Y-akse, mens N-tapet er angitt i forhold til venstre y-akse.

7.2. Fosfortap og erosjon

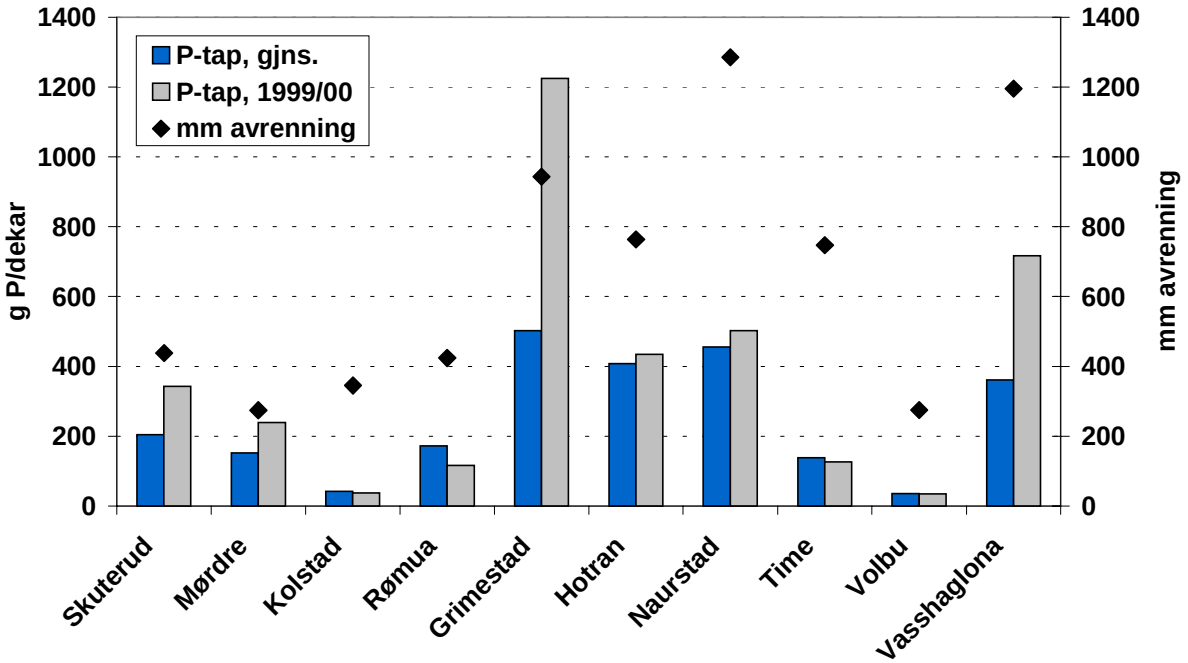
I 1999/00 er det målt meget høye fosfortap i Grimestadbekken (1220 g/dekar) og Vasshaglona (720 g/dekar) i 1999/00. I Hotrankanalen var fosfortapet 430 g/dekar. I kornfeltene på Østlandet var fosfortapet hhv. 340, 240, 40 og 120 g/dekar for Skuterud-, Mørdre-,

Kolstadbbekken og Rømua i 1999/00. Engfeltene, Naurstad-, Time- og Volbubekken hadde fosfortap på hhv. ca 500, 130 og 30 g/dekar i 1999/00.

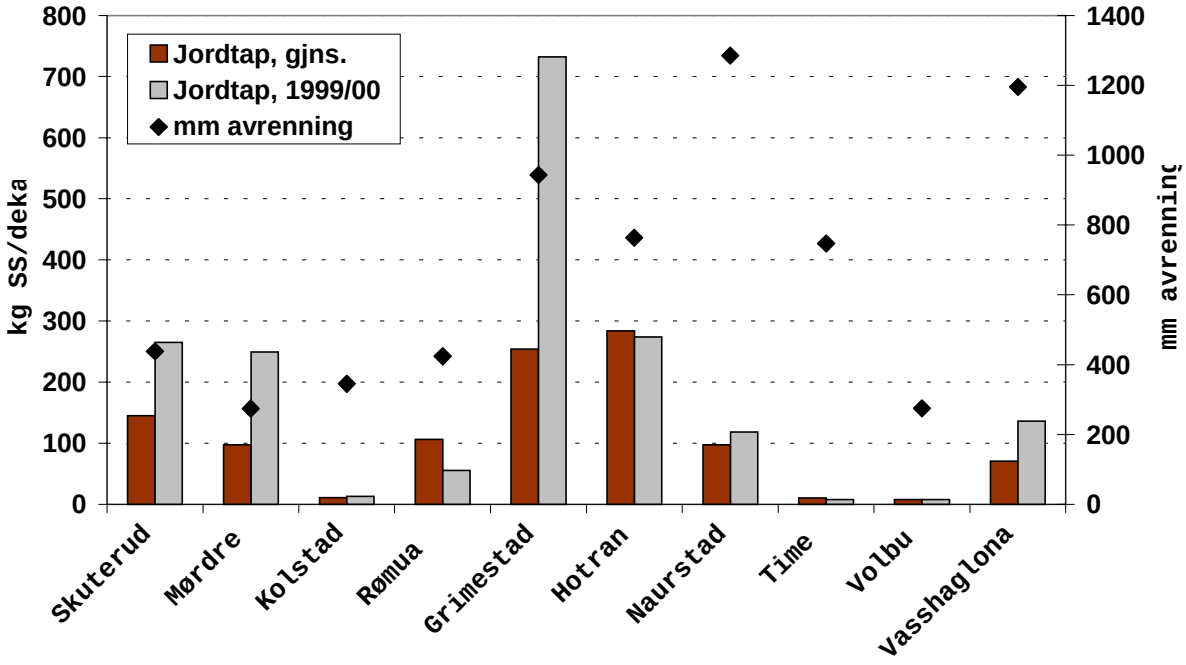
De største fosfortapene i gjennomsnitt for overvåkingsperioden ble målt fra Grimestad- (1993-99), Hotran- (1992-99), Naurstadbekkens (1994-99) og Vasshaglonas (1992-99) nedbørfelter, hhv. 500, 410, 460 og 360 g P/dekar (figur 20). Tre av disse feltene har en kombinasjon av husdyr og åpen åker. Naurstadbekkens nedbørfelt har store fosfortap, noe som mest trolig skyldes at arealet består av myrjord. Fosfor-tapet var lavest fra Kolstad- (1986-99) og Volbubekkens nedbørfelter (ca 40 g P/dekar, 1993-99). Tre kornfelter på Østlandet, Skuterud (1993-99), Mørdre (1991-99) og Rømua (1986-99) har fosfortap på hhv. 200, 150 og 170 g P/dekar og Timebekkens nedbørfelt på Jæren har samme nivå på fosfor-tapet som kornfeltene (140 g/dekar, 1995-98).

I 1999/00 er det også målt meget høye jordtap i Grimestadbekken (730 kg/dekar) og Vasshaglona (140 kg/dekar). I Skuterud-, Mørdrebekken og Hotrankanalen var jordtapet hhv. 270, 250 og 270 kg/dekar, mens det i Naurstadbekken og Vasshaglona lå på hhv. 120 og 140 kg SS/dekar. Jordtapene fra Rømua var meget lave (60 kg/dekar) i 1999/00, sammenlignet med andre felt i tilsvarende områder. Kolstad-, Time- og Volbubekken hadde jordtap på hhv. 10, 8 og 7 kg/dekar.

Jordtapet ble målt til 280 kg/dekar (1992-99) i Hotrankanalens nedbørfelt i gjennomsnitt for overvåkingsperioden (figur 21). Stort jordtap i 1999/00 i Grimestadbekken gjør at dette feltet i gjennomsnitt for overvåkingsperioden har jordtap på over 250 kg/dekar (1993-99). Imidlertid har jordtapet de to siste årene vært så dramatisk større enn tidligere at dette må undersøkes nærmere før det stadfestes. De laveste jordtapene er målt i Kolstad- (1986-99), Time- (1995-98) og Volbubekkens (1993-99) nedbørfelter (ca 10 kg/dekar). I Skuterud- (1993-99), Mørdrebekkens (1991-99), Rømuas (1986-99) og Naurstadbekkens (1994-99) nedbørfelter er det målt hhv. 150, 100, 110 og 100 kg/dekar i jordtap. Vasshaglona (1993-99) har hatt jordtap på 71 kg/dekar. Timebekken og Vasshaglona har hatt forholdsvis store tap av fosfor i forhold til SS.



Figur 20. Avrenning (mm) og tap av total P (g dekar^{-1}) fra jordbruksareal for overvåkingsperioden og for 1999/00. Tallene er oppgitt som middel for overvåkingsperioden. Middelvannføringen er markert i forhold høyre Y-akse, mens P-tapet er angitt i forhold til venstre y-akse.



Figur 21. Avrenning (mm) og tap av total SS (kg dekar^{-1}) fra jordbruksareal for overvåkingsperioden og for 1999/00. Tallene er oppgitt som middel for overvåkingsperioden. Middelvannføringen er markert i forhold høyre Y-akse, mens SS-tapet er angitt i forhold til venstre y-akse.

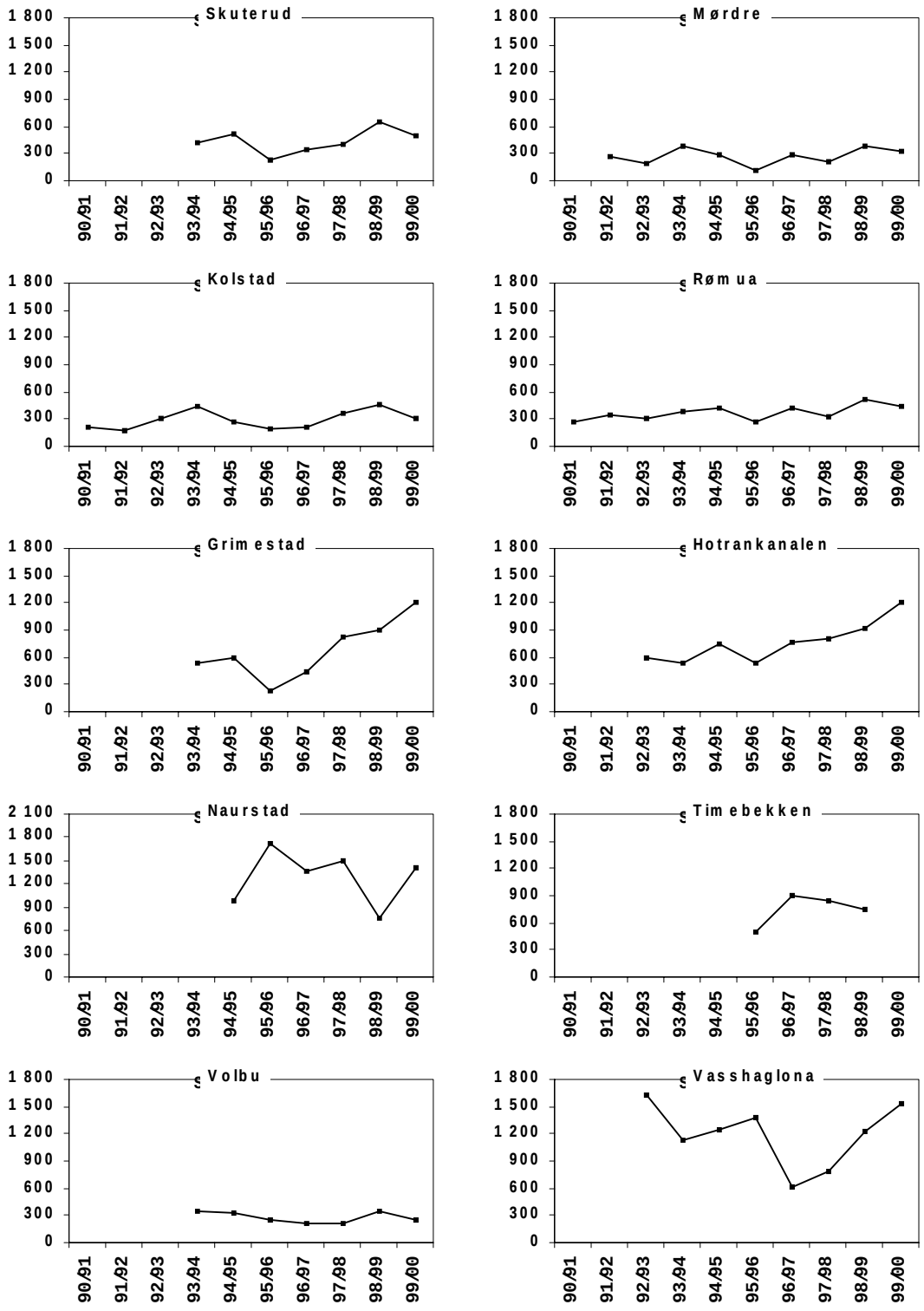
7.3. Trender i jordbruksbekker

Figur 22, 23, 24 og 25 viser en oversikt over årlige variasjoner i avrenning og stofftap i de ulike feltene (Stålnacke og Bechmann, 2000). Variasjonen i stofftap mellom år er for en stor del knyttet til variasjon i avrenning/vannføring.

Vannføringen i JOVÅ-feltene viser en betydelig variasjon mellom år. Størst mellomårsvariasjon er det i Grimestad-, Naurstadbekken og Vasshaglona. Noen entydige trender i vannføringen er det vanskelig å påvise. I noen felter har det vært spesiell høy vannføring de tre siste agrohydrologiske årene.

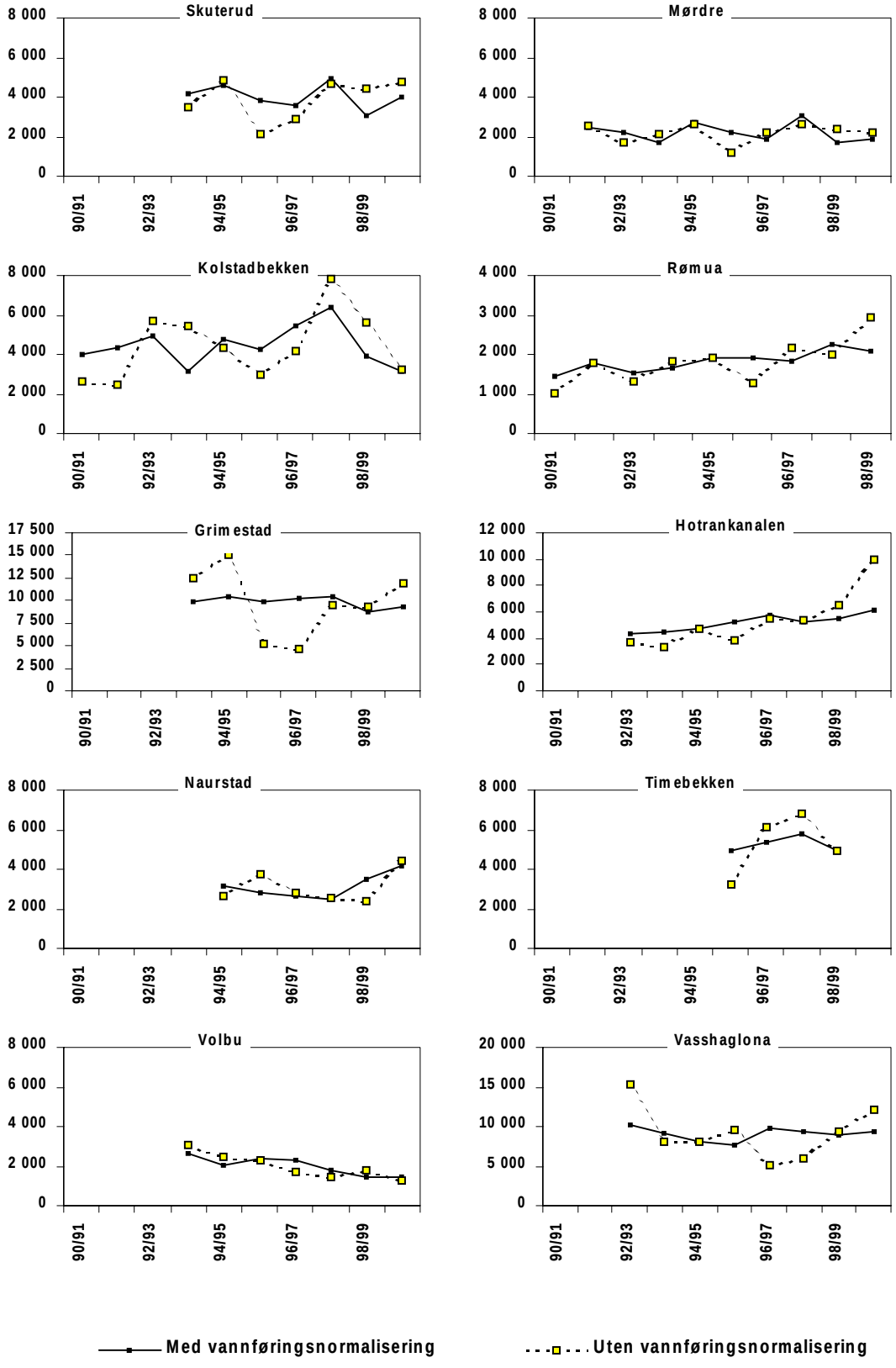
For å få et mål for effekter av andre forhold enn variasjon i vannføring, er det gjennomført en hydrologisk normalisering av stofftapene. De normaliserte nitrogentapene er relativt stabile i måleperioden, med få endringer hverken i oppadgående eller nedadgående retning.

Den eneste statistisk signifikante nedadgående trenden i nitrogentap er funnet i Volbubekken. Det er dessuten funnet en signifikant oppadgående trend for nitrogentapet i Hotrankanalen. For Grimestad- og Naurstadbekken er det en tendens til økning i tapene. Disse trendene er imidlertid svake eller ikke statistisk signifikante ($p>0,05$). For Kolstadbekken ser vi at den tydelige økningen i tap vi tidligere observert fram til og med det agrohydrologiske året 97/98 (Vagstad et al, 1998), er jevnet ut de siste årene. Vannføringsnormaliseringen gir for mange felter en betydelig reduksjon i variasjonen mellom år i sammenligning med de observerte/ikke korrigerte tapene.



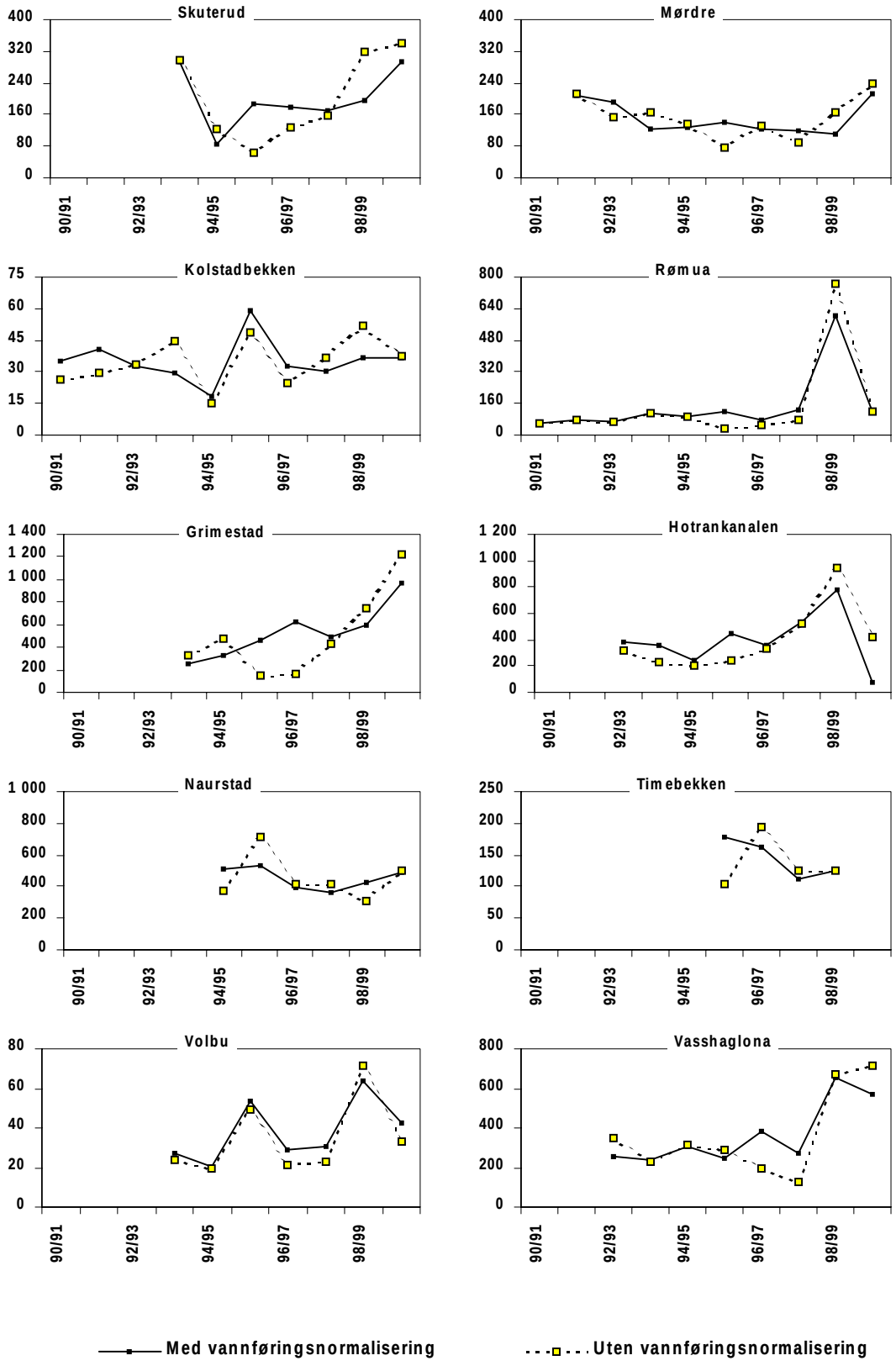
Figur 22. Trender i avrenningen i Mørdre,- Skuterud-, Kolstad-, Vasshaglona, Time-, Hotran-, Naurstad-, Volbu-, Rømua og Grimestadbekken.

Nitrogen-tap (g/dekar dyrka areal)



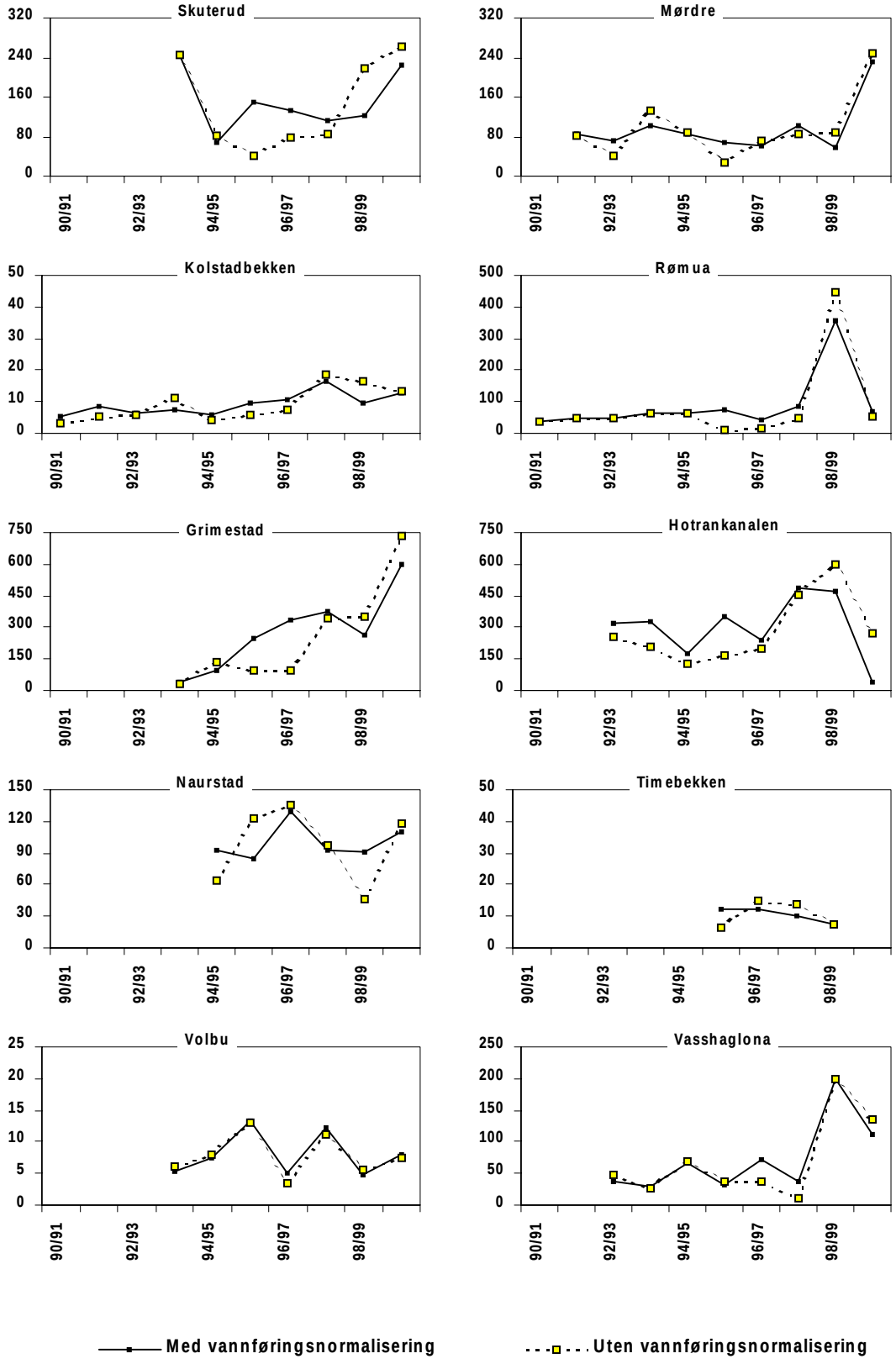
Figur 23. Trender i nitrogenavrenningen i Mørdre,- Skuterud-, Kolstad-, Vasshaglona, Time-, Hotran-, Naurstad-, Volbu-, Rømua og Grimestadbekken, med og uten vannføringsnormalisering.

Fosfor tap (g/dekar dyrka areal)



Figur 24. Trender i fosforavrenningen i Mørdre,- Skuterud-, Kolstad-, Vasshaglona, Time-, Hotran-, Naurstad-, Volbu-, Rømua og Grimestadbekken, med og uten vannføringsnormalisering.

Erosjon (kg/dekar dyrka areal)



Figur 25. Trender i partikkelavrenningen i Mørdre,- Skuterud-, Kolstad-, Vasshaglona, Time-, Hotran-, Naurstad-, Volbu-, Rømua og Grimestadbekken, med og uten vannføringsnormalisering.

For tap av fosfor og suspendert tørrstoff er det generelt en større variasjon mellom årene enn for nitrogen. Det var tre statistisk signifikante endringer i erosjonen. En økning i jordtapene

for Vasshaglona og Grimestadbekken, samt en reduksjon for Rømua. Økningen er fordelt på ulike sesonger. Månedlige tidsrekker viser at for Vasshaglona er det juni, oktober, desember og februar som har signifikant økning, mens det for Grimestadbekken er juli, september-desember og mars som har signifikant økning.

For Rømua er det høye tap i 1998/99 kun er forårsaket av enkelte høye observasjoner som dermed har liten betydning for beregning av signifikante trender. Det ble funnet en signifikant oppadgående trend i fosfortapet for Volbubekken, men tapet er fortsatt lavt i dette feltet.

8. ÅRSAKER TIL NITROGEN-AVRENNING

8.1. Påvirkningsfaktorer for N-min

Sammenhengen mellom mineralnitrogen i jord (N-min) og variabler for jordbruksdrift og jordegenskaper er undersøkt ved hjelp av en statistisk analyse (Stålnacke et al., 2000). Data hentet fra Planteforsks *'N-prognoseprosjekt'* (NPP) danner grunnlaget for analysen. Programmet går ut på å måle N-min i rotsonen sent på høsten og etter snøsmelting/telegang om våren på ca 600 faste representative lokaliteter/skifter over hele landet (Abrahamsen, 1993; Riley *et al.*, 1994). Prøvene er tatt ut fra 2 dybder (0-25 cm og 25-60 cm). I programmet er det registrert opplysninger om vekst, gjødsling, jordarbeiding, avlingsnivå, jordart og jordkjemi (bl.a. glødetap, P-AL og K-AL). Den statistiske analysen er begrenset til kornfelter i sørøst Norge (totalt 276 felt). Totalt omfatter analysen mer enn 4400 N-min-prøver i tidsperioden 1990-1998.

Resultatene viser at forskjellen i gjennomsnittlig N-min mellom felt i stor grad kan forklares av følgende faktorer:

- nitrogen bortført i avling
- den relative nitrogen-balansen
- mengde husdyrgjødsel (gjelder N-min i matjordlaget) og total gjødsling (gjelder N-min i hele jordprofilet)
- organisk karbon i jorda
- tekstur (% sand)
- P-AL og K-AL (gjelder for N-min i hele jordprofilet)

Alle disse faktoren er statistisk signifikante på 10% risiko nivå, med en total forklaringsgrad mer enn 60. En log-transformering av N-min-data gir noe bedre tilpasning. Signifikante forskjeller mellom distrikter i sørøst Norge ble også påvist, sannsynligvis relatert til forskjeller i nedbør- og temperaturforhold i kombinasjon med andre faktorer som ikke kan oppfanges av en empirisk modell.

Det er i tillegg til N- prognosemålingene startet opp målinger av N-min i jord på 55 skifter innenfor 5 utvalgte JOVÅ-felt. Disse målingene kan være av stor verdi for den framtidige koblingen mellom N-prognoseprosjektet og JOVÅ. Resultater fra N-min målinger er diskutert i relasjon til feltkarakteristika og nitrogen-avrenning. Målingene av N-min i de fem JOVÅ-feltene viste på høsten i 1999 generelt lave verdier. Dette skyldes i hovedsak stor utvasking av nitrogen tidligere på høsten. Dette har også medført at innholdet av N-min var lavere høsten 1999 enn våren 2000, noe som også bekreftes i målingene i NPP. I perioden 1991-98 har det vært en reduksjon i N-min fra høst til vår. Det kan konkluderes at 1999/2000 er et ekstremår med hensyn til N-min. Gjennomsnittlig avrenning dette året (1/5/99-1/5/00) i JOVÅ feltene var ca 25 % over tidligere års gjennomsnitt. Gunstige forhold for mineralisering og immobilisering på vinteren og våren og det faktum at noen av N-min-prøvene var tatt sent om våren kan også bidra til unormale nivåer på N-min. Forskjellen i N-min mellom felt innenfor samme nedbørfelt kan til dels forklares med feltegenskaper og driftspraksis. Høyest N-min verdier ble funnet i Vasshaglona som er det nedbørfelt i JOVÅ-programmet som også har høyest nitrogen-input og nitrogen-avrenning. Dessuten ser innholdet av sand i jorda ut til å påvirke N-min på høsten.

8.2. Næringsstoffbalanser og -tap

Det er ingen generell god sammenheng mellom nitrogenbalanser og nitrogen tap i enkeltår (figur 26) (Bechmann, 2000). Tapet i enkeltår er først og fremst påvirket av værvariasjoner, enten direkte eller indirekte som funksjon av ulik avling. Det er derfor vanskelig å finne entydige sammenhenger.

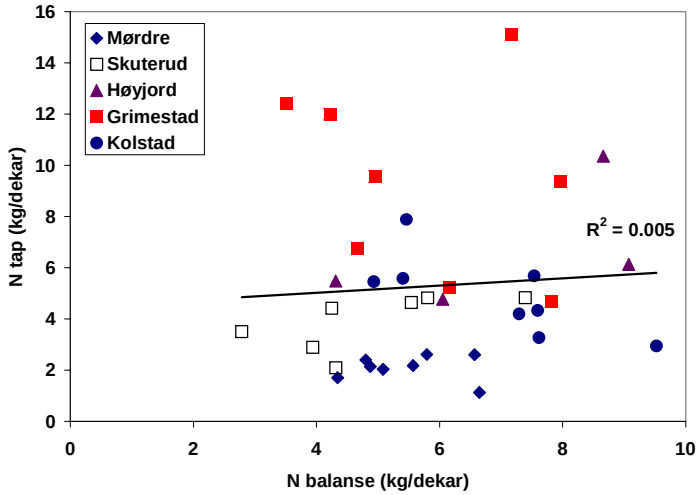


Figure 26. Sammenhengen mellom årlige nitrogen tap og nitrogen balanse for Mørdre, Skuterud, Høyjord, Grimestad og Kolstadbekkens nedbørfelter.

Heller ikke for fosfor er det spesielt god sammenheng mellom overskudd og tap i enkelte år (figur 28). Det var en tendens til høyere fosfor-tap ved større fosfor-overskudd (R^2=0,19). For fosfor ser det ut til å være andre faktorer f.eks. erosjon, som har større betydning for fosfor-tapet enn fosfor-balansen.

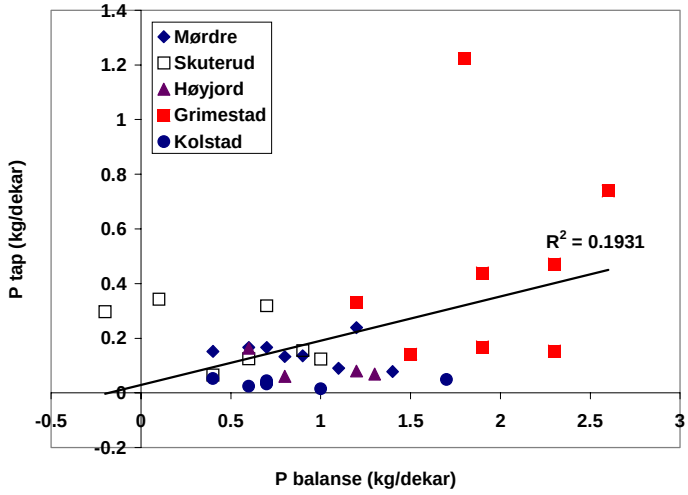


Figure 28 . Sammenhengen mellom årlig fosfor tap og fosfor balanse for Mørdre, Skuterud, Høyjord, Grimestad og Kolstadbekkens nedbørfelter.

8.3. Empirisk modell for N-avrenning i nedbørfelt

Målingene i Jovå-programmet viser store variasjoner i nitrogenavrenningen. Det har vist seg å være vanskelig eksakt å forklare denne variasjonen. I dette arbeidet har en forsøkt å finne sammenhenger ved:

1. å bruke en modell som håndterer de viktigste effektene av forskjellig jordbrukspraksis, jordegenskaper og værforhold,
2. kalibrere denne mot de målte avrenningstapene i jordsmonnovervåkingsfeltene for å gi bedre estimater for tapene i enkeltår eller for en periode.

Dette arbeidet er et ledd i å utvikle en empirisk modell for beregning av nitrogentapene (Eggestad, 2000).

Viktig forutsetning for en slik modell er at den må basere seg på informasjon som i størst mulig grad er tilgjengelig for hele området som omfattes av beregningene eller som kan estimeres rimelig sikkert. Kildene for slik informasjon er i hovedsak SSB (jordbruksstatistikk), NIJOS (jordsmonnkart), DNMI (vær) og NVE (avrenning).

Datagrunnlaget for utvikling av basis-modellen er 5 lysimeterforsøk og Kvithamar i Trøndelag. Varigheten av disse har vært 4-7 år. (Uhlen 1989, Uhlen 1994, Uhlen et al. 1992,Uhlen et al. 1996b, Uhlen et al. 1996a, Lundekvam pers. medd., Myhr et al. 1996b, Oskarsen et al. 1996, Myhr et al. 1996a)

For flere av disse forsøkene var ikke dataene tilgjengelig på enkeltår slik at dataanalysen har måttet basere seg på middeltall for forsøksperiodene. Dette har vanskeliggjort analysen på grunn av at svært mange variabler får karakter av å være kategoriske (kun en verdi for hvert forsøk/forsøksledd). Statistiske utslag for kategoriske variabler kan være upålitelige fordi de i realiteten kan bero på andre egenskaper ved forsøkene som mer eller mindre tilfeldig samvarierer med disse kategoriske variablene.

Bruken av middeltall har også medført at de av forsøksleddene som ikke har vært konsistente over hele forsøksperioden har måttet ekskluderes fra dataanalysen. Andre usikkerhetsmomenter ved datamaterialet er dyrkingshistorien til jorda i forsøkene og at jorda i de fleste forsøkene er forstyrret. I flere av forsøkene har det inntil forsøkene startet vært dyrket eng på jorda som er brukt.

Innslaget av andre vekster enn korn i forsøkene er for lite til at disse kunne inkluderes i analysen. Dataanalysen er derfor kun basert på kornleddene.

Dataanalysen er utført ved lineær multippel regresjon. Nitrogen-tapene er lognormalt fordelt, noe som tyder på at tapene domineres av samspill-effekter. Et stort antall mulige samspill-effekter er testet, både i lineær og ikke-lineær form.

Analysen resulterte i følgende ligning:

$$N_tap = 2.122\ N_bal_pos/mold + 0.02079\ Q/\sqrt{leire} - 0.004348\ halm + 1.15222$$
$$r^2 = 0.49$$

der

N_tap = Nitrogen-tap (kg/dekar)
N_bal_pos = Positiv nitrogenbalanse (overskudd), beregnet som tilført i form av gjødsling (hele N-mengden i husdyrgjødsel) og nitrogen i nedbør fratrukket bortført nitrogen i avling (både korn og halm er medregnet) (kg/dekar)
mold = Moldinnhold (%)
Q = Avrenning (mm)
leir = jordas leirinnhold (%)
halm = nedpløyd halm (kg/dekar)

Halmmengden er forutsatt å være proporsjonal med avlingen, og er i ligningen representert av avlingsstørrelsen.

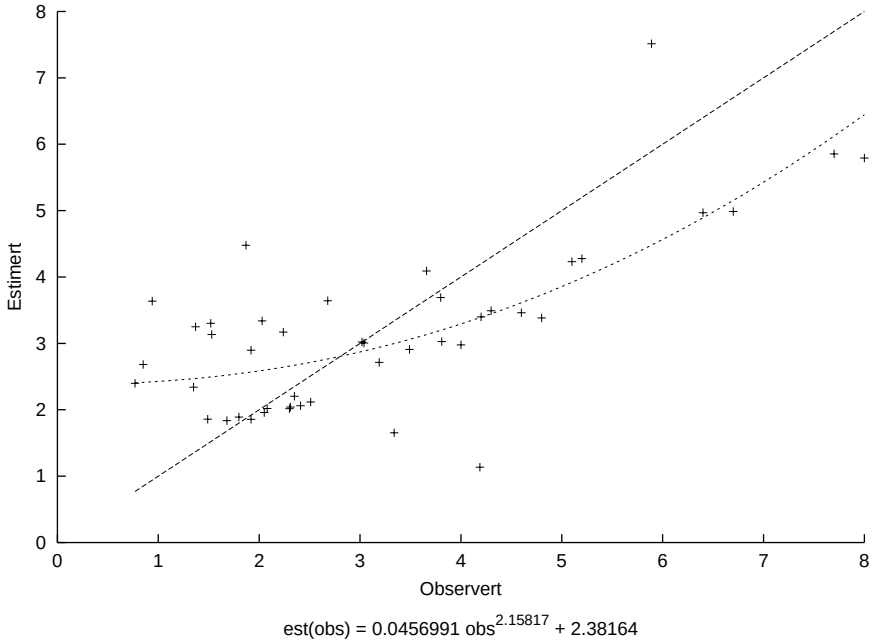
Overgjødsling eller avlingssvikt øker risikoen for nitrogen-tap, mens økende moldinnhold reduserer denne risikoen. Simmelsgaard et al. (2000) har i sin empiriske modell for danske forhold også en reduserende effekt av moldinnholdet.

Avrenningstapene øker naturlig nok med økende avrenning, men effekten modereres av økende leirinnhold. Dette har sannsynligvis sammenheng med at det er en større del av porevolumet som deltar i utvaskingen av nitrogen på sandjord enn på leirjord. Simmelsgaard et al. (2000) har også avtakende risiko for nitrogen-tap med økende leirinnhold, men har en logaritmisk sammenheng mellom avrenning og nitrogen-tap (nitrogen-konsentrasjonene i avrenningen avtar med økende avrenningsmengder).

Nedpløying av halm har i ligningen en reduserende effekt på nitrogen-tapene. Dette er imidlertid en variabel som ikke har vært en del av forsøksoppleggene i noen av forsøkene. Denne effekten kan derfor omfatte andre forskjeller mellom forsøkene (kategorisk effekt).

Det er ikke funnet signifikante utslag for noen variabler basert på jordarbeiding, men dette kan bero på at jordarbeiding bare har inngått i forsøksoppleggene i to av forsøkene. Imidlertid har Simmelsgaard et al. (2000) heller ikke funnet noen effekt av pløying på åkerjord.

Fangvekst (raigras) ble utprøvd i 2 år i lysimeterforsøkene til Uhlen et al. (1996a). I middel for disse to årene reduserte fangveksten nitrogen-tapene med ca 50-80 %. Tilsvarende resultat er oppnådd i Sverige (30-80 %) (Aronsson 2000).



Figur 29. Plot av estimerte nitrogen-tap mot observerte

Figur 29 viser plot av estimerte nitrogen-tap i ligningen mot de målte verdiene. Ligningen overestimerer tapene ved lave observerte tap og underestimerer ved høye tap.

Denne ligningen forklarer bare halvparten av variasjonen i nitrogen-tapene, men her er alle variabler som har et sterkt preg av å være kategoriske ekskludert. Slike variabler kan være aktuelt å trekke inn igjen når analysen skal gjøres på jordsmonnovervåkingsfeltene for å lage

den aktuelle beregningsmodellen for enkeltår eller perioder. Formålet med denne analysen var å finne sammenhenger for enkeltskifter (ensartet jord og jordbruksdrift), noe som er svært vanskelig å få til på komplekse områder som jordsmonnsovervåkingsfeltene.

8.4. SOIL/SOILN_NO i nedbørfelt

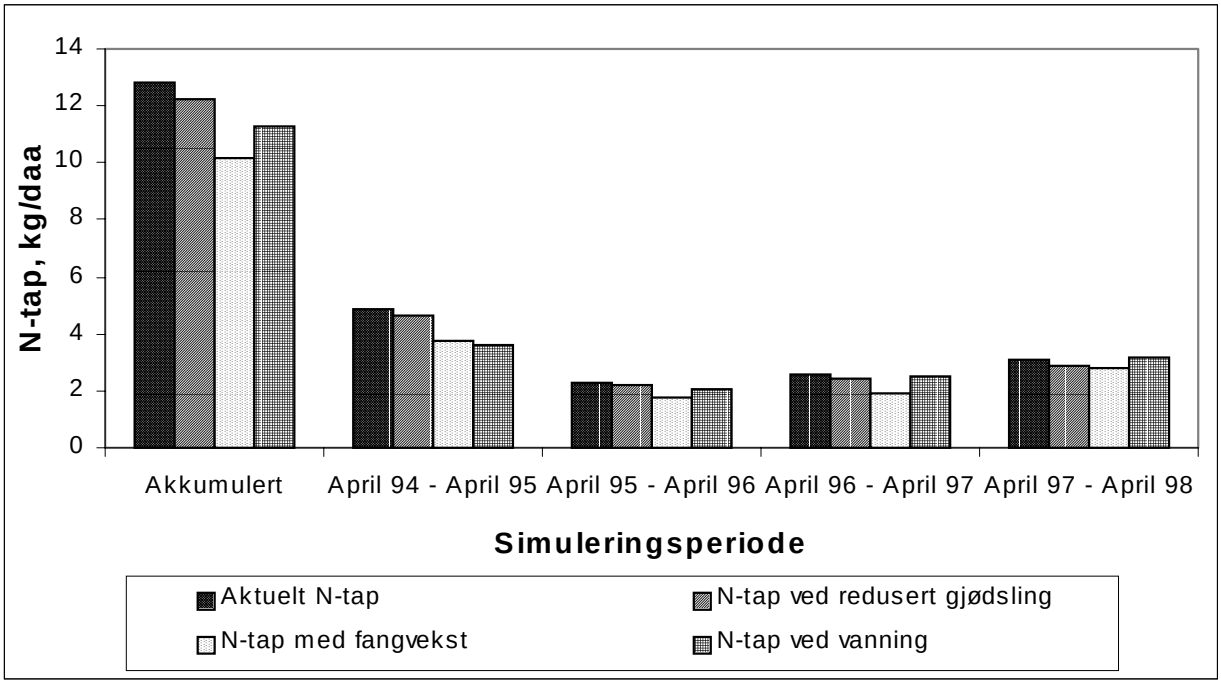
Den en-dimensjonale modellen, SOIL/SOILN_NO (Janssons og Halldin, 1979; Vold, 1998; Haugen et al., 1998) ble brukt til å simulere vann og nitrogen balanse for nedbørfelt i perioden 1994 til 1998 (Deelstra et al., 2000). Simuleringene ble gjennomført for alle skifter. Som grunnlag for simuleringene er det brukt kalibrering av modellen på lysimeterforsøk ved NLH (Haugen et al., 1998).

Resultatene oppnådd ved simuleringen stemmer bra overens med målinger av nitrogentap i Skuterudfeltet. Imidlertid er det en tendens til økt differanse mellom målte og modellerte N tap utover i simuleringsperioden.

Nitrogentapet ved gjennomføring av ulike tiltak på jordbruksarealene ble simulert for perioden.

Det ble oppnådd følgende resultater ved simuleringene (figur 30):

- Fangvekst var det mest effektive tiltaket. Nitrogen tapet fra nedbørfeltet ble redusert med en gjennomsnittlig årlig effekt på 20 %. Resultatene samsvarer godt med forskning utført i Norge og Sverige på effekter av fangvekster på nitrogen tapet.
- Effekten av redusert nitrogen gjødsling (7 % i gjennomsnitt) på arealer som gjødsles over norm ga en årlig reduksjon i nitrogen tapet på ca 5 % samlet for nedbørfeltet.
- Effekten av vanning på nitrogen tapet gir først og fremst utslag i tørre år på grunn av økt utnyttelse av nitrogen i planteproduksjon.



Figur 30. Effekten av ulike tiltak på nitrogen tapet i Skuterud feltet

9. EROSJONSFORMER OG FOSFORTAP

9.1. Erosjonsformer i Mørdre- og Skuterudfeltet

Overvåkingen i bekker muliggjør en sammenligning av jordtap mellom jordtyper, klima og driftsformer i de ulike distriktene. Denne overvåkingsmetoden gjør det imidlertid ikke mulig å kvantifisere de ulike erosjonsformene eller plukke ut de skifter der erosjonen er størst.

Det er derfor satt i gang mer detaljerte studier av erosjonsmønstre og erosjonsprosesser , hovedsakelig knyttet til Skuterud og Mørdrebekkens nedbørfelt. Disse undersøkelsene ble startet som en del av det Strategiske Instituttprogrammet: Bærekraftig landbruk, delprogram erosjon i 1997 og ble i 2000 tatt inn som en overvåkingsrutine delfinansiert av Jovå programmet.

Det er utarbeidet en standard metodikk for overvåking av erosjonsmønster og erosjonsformer på skiftenivå. Alle skifter i Skuterud og Mørdrebekkens nedbørfelt er fulgt opp med kartlegging. Det registreres hvilke erosjonsformer som forekommer, flateerosjon, rillerosjon eller gully erosjon. Alle felt med synlige erosjonsspor fotograferes og i år med stor synlig erosjonsutvikling er det også tatt flyfoto etter snøsmelteperioden. Denne samling av bilder utgjør en viktig dokumentasjonkilde for erosjon på landbruksareal (figur 31).



Figur 31. Erosjon og sedimentasjon i Skuterudbekken etter stor vinteravrenning

Utbredelse og forekomst av synlige erosjonspor har vært størst etter vinterperioden, mens langvarig og/eller intenst regnvær på høsten ikke har gitt tilsvarende jordtap. Dette skyldes delvis den effekt fryse/tine perioder har på infiltrasjon i vinterperioden og dermed på fordeling mellom overflate og grøftevann.

I det agrohydrologiske året 1999/00 var erosjonstapene målt i Mørdre- og Skuterudbekken høyere enn året før, mens mengden av oppmålte erosjonspor var mindre. Det var to perioder med stor erosjon i 1999/00, den ene i slutten av februar og den andre i midten av april. I februar var det frost i jorda og et islag på 2-3 cm tykkelse. Mye av avrenningen foregikk på frosset jord og dette begrenset utviklingen av dype erosjonspor. Det var utbredt flateerosjon med et stort antall småriller (2-3 cm dybde) fra flere skifter, men hver enkelt smårille ble ikke målt opp i detalj. Den dypeste rille var 56 cm dyp ved registreringene etter avrenningen i april. Jorda var tint i topplaget og telen i jorda forhindret infiltrasjon. Det var derfor stor overflateavrenning og jordtap fra arealer som var jordarbeidet.

Utviklingen av plantedekke i høsthveten ser også ut til å ha stor betydning for utviklingen av erosjonsspor. I 1997 hadde høsthveten utviklet seg bedre i Skuterud enn i Mørdrebekkens nedbørfelt. Det var omfattende overflateerosjon fra hele skifter/flater i Mørdrebekken, mens det var mindre synlige spor i Skuterud. På et skifte i Skuterudbekkens nedbørfelt ble det målt erosjonspor ned til 70 cm dybde i dårlig utviklet høsthvete. Det ble utviklet flere parallelle grøfter til dybde under ploglaget (figur 32).



Figur 32. Erosjonsmønster i høsthvete med dårlig utviklet plantedekke etter snøsmelting og nedbørepisoder i vinterperioden.

Den overvåking som nå er satt i gang med beskrivelse av typiske erosjonsmønstre gir også et grunnlag for å følge opp utviklingen ved studier relatert til effekter av klimaendringer. Det er spesielt fokusert på hvordan vinterforhold har påvirket erosjonsmønsteret og særlig ekstreme vinterforhold (Øygarden, 2000, Eggestad og Øygarden, 2001)). Dette bakgrunnsmaterialet er også tatt inn i arbeidet med utvikling av erosjons modeller tilpasset til norske klimaforhold.

9.2. Fosfortap i relasjon til erosjon, jordtype og jordbruksdrift

Fosfortap i overvåkingsfeltene er i særlig grad påvirket av erosjonen i feltet. Andre faktorer har også betydning for fosfortapet. I enkelte felt er disse faktorer avgjørende for de fosfortap som måles fra feltet. I denne sammenstillingen er det tatt utgangpunkt i målinger av transport av suspendert stoff i nedbørfeltet (Bechmann, 2000). I tillegg inngår data for jordas P-AL-verdi, fosfor-gjødsling (mineral og husdyrgjødsel), areal av nedbørfeltet og % organisk jord i nedbørfeltet (tabell 5).

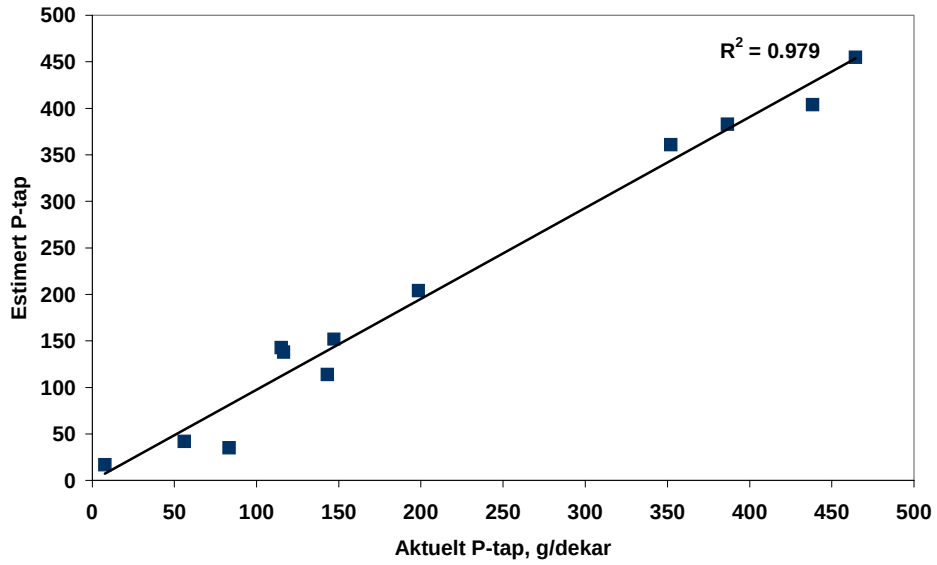
Trinvis multivariat regressjonsanalyse ga følgende signifikante variabler av betydning for fosfortap:

P-tap (g/dekar)= -55 + 7,3 *P-AL* + 1,1 *SS* + 3,4 *% org.jord*
$r^2 = 0,98$

Modellen er basert på overvåkingsfeltene og begrenser seg til området for aktuelle målinger: P-AL > 7 og SS-tap > 8.

Tabell 5. Faktorer av betydning for P-transport i overvåkingsfelt

	P-AL	Gjødsling	Husdyrgjødsel	SS-tap	Nedbør-feltareal	Organisk jord	P-tap
		kg P/dekar	kg P/dekar	kg/dekar	dekar	% av feltet	kg/dekar
Skuterud	8.21	2.19	0.37	145.00	4490	10	0,204
Mørdre	8.59	1.92	0.38	95.70	6800	10	0,152
Vandsemb	17.00	2.43	3.28	67.20	60	0	0,114
Kolstad	13.55	1.63	0.77	10.90	3080	0	0,042
Bye	7.00	2.83	0.00	10.50	40	0	0,017
Rømua	8.25	1.92	0.38	84.30	87100	5	0,143
Grimestad	15.63	1.70	1.93	174.00	1850	40	0,383
Hotran	15.46	1.20	0.77	284.00	19400	20	0,404
Naurstad	9.91	1.23	1.30	97.30	1460	100	0,455
Time	17.23	1.93	2.88	10.60	1140	10	0,138
Volbu	13.10	0.99	0.77	7.82	1680	10	0,035
Vasshaglona	40.43	3.17	0.80	70.80	650	10	0,361



Figur 33. Aktuelt mot estimert P-tap i overvåkingsfeltene.

Forholdet mellom aktuelt og estimert fosfor tap er vist i figur 33. SS-tapet og % organisk jord i feltet er omtrent like godt korrelert med fosfortapet (r^2 = 0,52), mens P-AL er mindre godt korrelert med fosfortapet (r^2 = 0,12).

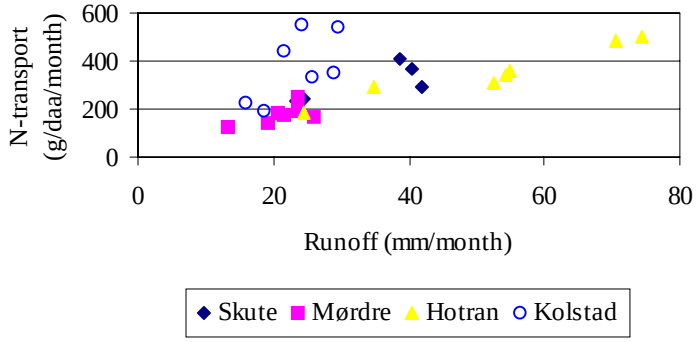
10. BETYDNINGEN AV NEDBØRFELTENES HYDROLOGI

Sammenhengen mellom hydrologi og stofftap ble analysert i 4 nedbørfelter, Skuterud, Mørdre, Hotran og Kolstad. Klimatiske data og noe karakteristiske tall for avrenningen vises i tabell 6. For detaljer om hydrologien, se Kløve og Deelstra (2000).

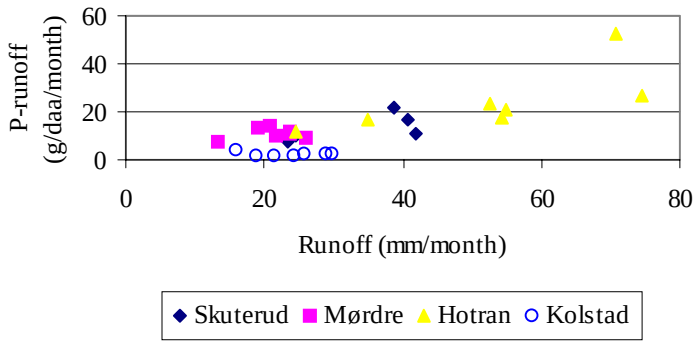
Tabell 6. Karakteristiske tall for variasjon i avrenning fra Skuterud, Mørdre, Hotran og Kolstad (fra 1991-1994 til 1998).

Hydrologi	Skuterud	Mørdre	Hotran	Kolstad
Nedbør P (mm)	856	698	839	568
Avrenning Q (mm)	403	253	667	290
Avrenningskoeffisient Q/P (%)	47	39	79	51
"Evapotranspirasjon" (P-Q)	453	445	172	278
Qmaks /Qave daily	20	18	19	18
Q maks vinter (l/s/km^2)	631	286	1182	455
Q maks sommer (l/s/km^2)	276	187	567	178
Q maks høst (l/s/km^2)	523	232	952	312
Avrenning vinter/sommer/høst (%)	47/14/39	47/15/39	52/14/33	47/27/27
BFI (%)	21	16	22	36
Resesjon parametere	1.71(n=26)	1.04(n=12)	2.02(n=38)	0.74(n=10)

Karakteristiske tall for avrenning ble relatert til stofftap. Resultatene viser at stofftapet øker med avrenning og at forskjell mellom tap av nitrogen (figur 34) og fosfor (figur 35) fra ulike felt delvis skyldes variasjon i avrenning. Forskjellen mellom felt som ikke direkte kan korreleres med avrenning kan også skyldes forskjeller i hydrologi mellom ulike felt. Målesettingen i arbeidet med hydrologisk analyse av nedbørsfelt har i stor grad hatt hensikten å belyse forskjell mellom hvordan avrenningen skjer mellom ulike felt (diskutere mulige transportveier). Datagrunnlaget tilsier ikke en direkte konklusjon av hvilke prosesser fungerer i nedbørsfeltet men gir et visst grunnlag til å diskutere noen alternative transportveier.



Figur 34. Variasjon i årlig avrenning (mm/måned) i relasjon til N-transport fra Skuterud, Mørdre, Hotran og Kolstad (r^2 = 0.36).



Figur 35. Variasjon i årlig avrenning (mm/måned) i relasjon til P-transport fra Skuterud, Mørdre, Hotran og Kolstad (r^2 = 0.64).

Korrelasjon av nitrogen mot ulike variabler viser at variasjon i nitrogen kan delvis forklares med årlig middelsavrening, årlig minimumsavrenning, og BFI (base-flow) (tabell 7). Selv om korrelasjonen ikke er høy for alle sammenhenger (0.4-0.8) tyder resultatene på at nitrogenavrenningen er størst i felt med relativt sakte respons fra nedbør dvs i felt der avrenningstoppene er relativt små og avrenningen skjer "langsomt". Det finnes flere mulige hypoteser og kombinasjoner av hydrologiske faktorer for økt nitrogenavrenning fra felt med stor andel "base flow". For middels permeable jordtyper kan infiltrasjon skje gjennom jordmatrisen (istedenfor strømning i makroporer). Dette kan øke kontakten mellom vann og jord og bidra til utvasking og lekkasje av nitrogen. For mindre permeable jordarter med mye leire kan strømningen skje i sprekker og jordkanaler (makroporer). I visse fall vil dette føre til rask infiltrasjon i konsentrerte vannveier der vannet for liten kontakt til jorda hvilket da ikke bidrar vesentlig til nitrogen lekkasje. En hydrologisk forklaring som kan bidra til mye base flow og økt nitrogen-tap er at i visse felt kan den umettede sonen lagre vann og bidra til sakte avrenning. Infiltrasjon og stigende grunnvannsstanden vasker ut nitrogen som transporteres via relativt sakte grunnvannstrøms som bidrar til baseflow. I felt der avrenningen skjer raskt og nitrogen tapet er lite kan jordtypene være tette og ha liten mulighet til lagring av overskuddsvannet. For disse jordtypene vil strømning av vann kunne skje i større grad i den øvre delen av jordprofilen. Dette vil føre til avrenning av relativt mye "nytt" vann fra den aktuelle nedbørsepisoden.

Variasjon i totalfosfor skyldes i stor grad variasjon i avrenning (r^2=0.64) og SS (r^2=0.94) hvilket er en vanlig sammenheng for areal basert forurensningtransport. Som for nitrogen er det sannsynlig at også prosesser for avrenningen bidrar til variasjoner i fosfor-transport mellom ulike felt. Fosfor korrelerer negativt med base-flow. Dette betyr at fosfor transporten er større i de felt der avrenningen skjer raskt. Som for nitrogen-tap finnes det flere mulig årsaker til fosfor-tap som burde belyses. Dersom man antar at variasjon i base-flow skyldes enten makropore strømning eller variasjon i jordas lagringsevne (slik som for nitrogen) kan to ulike årsaker til fosfor-transport belyses. Bidrag fra makroporer kan føre til økt SS transport i forhold til strømning i jordmatrisen hvilket dermed også øker fosfor-transporten. I felt med liten andel base-flow og store avrenningstopper vil det øvre jordlaget bidra mest til avrenning i flomperioder. Dette kan være via overflateavrenning eller rask strømning i det øvre jordprofilet. Det er rimelig å anta at fosfor-konsentrasjonen i dette øvre profilet er større enn i nedre profilet hvilket i sin tur vil gi økt fosfor-transport da vannet stammer fra den øverste profilen.

Variasjon i SS kan delvis forklares med variasjon i avrenning (r^2=0.5). Det er mest vanlig at hydrologiske forhold kontrollerer SS transporten. Dette kan imidlertid ikke bare forklares kun med korrelasjon mot avrenning. Selv om SS transporten avhenger av Q vil ikke en klar korrelasjon altid observeres mellom SS og Q (sammenhengen er ikke helt lineær). For eksempel vil erosjon i bekkeløp vanligvis skje etter at Q når en kritisk verdi for den aktuelle

bekken. Dette vil føre til en høyere topp i SS før Q når maks-verdien. I store vassdrag vil denne forskjellen vokse da vannet transporteres med en raskere hastighet en SS. Det finnes generelt også en rekke andre mulige årsaker for erosjon av jord som fører til SS transport. I noen tilfeller vil det være naturlig at SS transporten korrelerer med nedbørsintensitet. Man har i norske undersøkninger (Øygarden, 2000) vist at tele i jord i sammenheng med nedbør fører til høy erosjon. Basert på tilgjengelig data er det relativt usannsynlig at et klart samband ville kunne forklares med variasjon i avrenning og fokus har derfor vært på å forklare nitrogen og fosfor med variasjon i hydrologi.

Tabell 7. Korrelasjon av årlig avrenning (n=25) fra data bestående av Skuterud, Mørdre, Hotran, Kolstad (tidserier fra1991-1994 til 1998). Samband som kan ha en viktig fysikalsk forklaring er hevet.

	N	Nmax	Nmin	P	Pmax	Pmin	SS	SSmax	SSmin	Qmean	Qmaks	Qmin	Qmaks (1h)	BFI
N	1,0	0,7	0,5	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,6	0,5	0,4	0,4	0,4
Nmax	0,7	1,0	0,0	-0,2	0,0	-0,1	-0,1	0,0	0,2	0,1	0,4	0,1	0,1	0,5
Nmin	0,5	0,0	1,0	0,3	0,2	0,6	0,4	0,3	0,2	0,4	0,0	0,8	0,3	0,2
P	0,3	-0,2	0,3	1,0	0,9	0,6	1,0	0,9	-0,1	0,8	0,6	0,1	0,8	-0,4
Pmax	0,3	0,0	0,2	0,9	1,0	0,5	0,9	1,0	-0,2	0,7	0,7	0,1	0,7	-0,3
Pmin	0,2	-0,1	0,6	0,6	0,5	1,0	0,6	0,5	0,5	0,5	0,2	0,1	0,4	-0,2
SS	0,3	-0,1	0,4	**1,0**	**0,9**	0,6	1,0	0,9	-0,1	0,7	0,6	0,2	0,7	-0,3
SSmax	0,3	0,0	0,3	**0,9**	**1,0**	0,5	0,9	1,0	-0,1	0,7	0,6	0,1	0,7	-0,3
SSmin	0,3	0,2	0,2	-0,1	-0,2	0,5	-0,1	-0,1	1,0	-0,1	-0,2	-0,1	-0,2	0,0
Qmean	**0,6**	0,1	0,4	**0,8**	**0,7**	0,5	0,7	0,7	-0,1	1,0	0,8	0,2	0,9	-0,1
Qmaks	0,5	0,4	0,0	**0,6**	**0,7**	0,2	0,6	0,6	-0,2	0,8	1,0	0,0	0,7	0,0
Qmin	0,4	0,1	**0,8**	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	-0,1	0,2	0,0	1,0	0,1	0,2
Qmaks(1h)	0,4	0,1	0,3	**0,8**	**0,7**	0,4	0,7	0,7	-0,2	0,9	0,7	0,1	1,0	-0,1
BFI	**0,4**	**0,5**	0,2	**-0,4**	**-0,3**	-0,2	-0,3	-0,3	0,0	-0,1	0,0	0,2	-0,1	1,0

11. REFERANSER

Abrahamsen, U. 1993. Tilpasset nitrogengjødsling: Nitrogenprognoser. Jord- og plantekulturboka 1993. SFFL/Apelsvoll.

Aronsson, H. (2000): Nitrogen Turnover and Leaching in Cropping Systems with Ryegrass Catch Crops. PhD thesis, Swedish University og Agricultural Sciences.

Bechmann, M. 2000. The influence of agricultural practices, soil properties and erosion on P-losses at catchment scale in Norway. *Jordforsk rapport 110/00.*

Bechmann, M. og S. Vandsemb. 2000. Nitrogen and phosphorus balances at catchment scale, The influence on runoff of nutrients. *Jordforsk rapport 109/00.*

Berge, D., S. Vandsemb og M. Bechmann, 2000: Overvåking av jordbrukspåvirkede innsjøer 1999. Tiltaksgjennomføring, vannkvalitetstilstand og - utvikling. *NIVA rapport 4315-2000.*

Deelstra, J. M. Bechmann og S. Kværnø. 2000. SOIL/SOIL_NO as a tool for assessing diffuse nitrogen losses at catchment scale in Norway. *Jordforsk rapport 105/00.*

Deelstra, J., N. Vagstad og L. Øygarden, 1998: Sampling tecnique and strategy. In: Øygarden, L. and P. Botterweg 1998 (eds.). Measuring runoff and nutrient losses from agricultural land in Nordic countries. *Tema Nord 1998: 575*, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Pp. 27-35.

Deelstra, J. og L. Øygarden, 1998: Measurement of runoff. In: Øygarden, L. and P. Botterweg 1998 (eds.). Measuring runoff and nutrient losses from agricultural land in Nordic countries. *Tema Nord 1998: 575,* Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Pp. 13-26.

Eggestad, H.O., P. Stålnacke og M. Bechmann. 1999. Nitrogenavrenning fra nedbørfelt. En analyse av sammenhenger mellom drift- og natyrgitte variabler. *Jordforsk rapport 88/99.*

Eggestad, H.O. 2000: Nitrogenavrenning - en statistisk analyse basert på norske lysimeterforsøk. *Jordforsk rapport 114/00.*

Haugen, L.E., A. Vold, L.R. Bakken og G. Uhlen. 1998. Model validation (SOILN_NO) using long term crop rotation experiment at Ås, Norway. Department of Soil and water Sciences. *Report no 2/98 (64).* Agricultural University of Norway. pp 36.

Janssons, P-E og S. Halldin. 1979. Model of annual water and energy flow in a layered soil. In: S. Halldin (editor), Comparison of forest and energy exchange models. Society for Ecological Modelling, Copenhagen. 145-163.

Kløve, B. og J. Deelstra, 2000: Hydrological characteristics of four agricultural catchments in relation to nutrient and suspended solids load. *Jordforsk rapport 107/00.*

Myhr, K., T.K. Haraldsen og H. Oskarsen, 1996a. The kvithamar field lysimeter. III. barley yield and nutrient balance. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences 10*:469-480. ISSN 0801-5341.

Myhr, K., H. Oskarsen og T.K.Haraldsen, 1996b. The kvithamar field lysimeter. i. objectives, methods and results of soil analysis. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences 10*:197-210. ISSN 0801-5341.

Oskarsen, H., T.K. Haraldsen, A. Aastveit og K. Myhr, 1996. The kvithamar field lysimeter. ii. pipe drainage, surface runoff and nutrient leaching. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences 10*:211-228. ISSN 0801-5341.

Riley, H., U. Abrahamsen og O. Fugleberg, 1994. Prognoser av behovet for N-gjødsling. *Norsk landbruksforskning. Supplement 16: 78-93.*

Simmelsgaard, S., K. Kristensen, R. G. Andersen, J. Jørgensen og H. Østergaard, 2000. Empirisk model for n-udvaskning. n-les nitrate leaching estimator. Technical report, Danmarks JordbrugsForskning, Danmarks Miljøundersøgelser, Landbrugets Rådgivningscenter.

Stålnacke, P. og M. Bechmann, 2000: Temporal trends in nutrient runoff and erosion from agricultural catchments in Norway. *Jordforsk rapport nr. 95/00.*

Stålnacke, P., A. Grønlund, M. Bechmann, H. Riley, B. Hoel og A. Øverli, 2000. Soil mineral-N content in agricultural soils in south-east Norway and the relationships with field characteristics. *Jordforsk rapport 84/00.*

Uhlen, G., 1989. Nutrient leaching and surface runoff in field lysimeters on a cultivated soil. nutrient balances 1974-81. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences 3*:33-46. ISSN 0801-5341.

Uhlen, G.,1994. The leaching behaviour and balances of nitrogen and other elements under spring wheat in lysimeter experiment 1985-1992. Acta Agriculture Scandinavica, Sect. B, *Soil and Plant Sci. 44*:201-207. ISSN 0906-4710.

Uhlen, G., L. Bakken og L. Haugen, 1996a. Nutrient and water balances in lysimeter experiments. ii. nitrogen and mineral leaching and balances. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences 10*:339-354. ISSN 0801-5341.

Uhlen, G., L. Haugen, og A. Kolnes, 1992. Avrenningsundersøkelser i lysimetre på Ås forsøsanlegg og resultater 1989/91. *Norsk landbruksforskning 6*:73-91. ISSN 0801-5333.

Uhlen, G., L. Haugen, og A. Kolnes, 1996b. Nutrient and water balances in lysimeter experiments. i. barley yields, water use and water balances. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences 10*:325-338. ISSN 0801-5341.

Vagstad, N., M. Bechmann, P. Stålnacke, H.O. Eggestad, J. Deelstra, 1998: Rapport fra overvåkingen av næringsstoffer i 1997. *Jordforsk rapport 79/98.*

Vandsemb, S., Bechmann, M. og G. Ludvigsen, 2000: Jordsmonnovervåking i Norge, Feltrapporter fra programmet 1999/00. *Jordforsk rapport nr. 86/00.*

Vold, A. 1998. Aguide to the user of SOILN_NO.

Øygarden, L., H.O. Eggestad og S. Vandsemb., 2000. Erosjonsformer i Skuterud og Mørdrebekkens nedbørfelt. *Jordforsk rapport 112/00.*

Øygarden, L., 2000. Rill and gully development during an extreme winter runoff event in Norway. Paper presented at the International Symposium on Gully Erosion under Global Change, April 16-19, 2000, Leuven, Belgium. Submitted to Catena.

Øygarden, L. og H.O. Eggestad, 2001. Monitoring of soil erosion in the Norwegian Soil Monitoring Programme. In : Proceedings International Symposium: Snowmelt erosion and related problems. Oslo 28 - 30 March, 2001.(in prep).