



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt

Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992—2016

NIBIO RAPPORT | VOL. 3 | NR. 71 | 2017



Marianne Bechmann, Marianne Stenrød, Inga Greipsland, Marit Hauken, Johannes Deelstra,
Hans Olav Eggestad og Geir Tveiti
Divisjon for miljø og naturressurser / Divisjon for bioteknologi og plantehelse

TITTEL/TITLE

Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt -
Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992–2016

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Marianne Bechmann, Marianne Stenrød, Inga Greipslund, Marit Hauken, Johannes Deelstra, Hans Olav Eggestad og Geir Tveiti

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
23.05.2017	3/71/2017	Åpen	2110184	17/01763
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-01859-9	2464-1162	88	3	

OPPDRAKSGIVER/EMPLOYER:

Landbruks- og matdepartementet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Johan Kollerud og Bjørn Huso
(Landbruksdirektoratet)

STIKKORD/KEYWORDS:

Jordarbeiding, klima, erosjon, suspendert stoff,
fosfor, løst fosfat, nitrogen, nitrat,
plantevernmidler

Soil tillage, climate, erosion, suspended
sediments, phosphorus, phosphate, nitrogen,
nitrate, pesticides

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Erosjon og avrenning, plantevernmidler

Erosion and runoff, pesticides

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Se side 6

English summary: See page 10

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Nordland, Nord-Trøndelag, Hedmark, Oppland, Rogaland, Akershus og
Østfold

GODKJENT /APPROVED

JANNES STOLTE

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

MARIT HAUKEN



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Arbeidet med Program for Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) finansieres av Landbruksdepartementet via NIBIO's grunnbevilgning. Programmet ledes av NIBIO v/Marit Hauken i samarbeid med fagansvarlige i Divisjon for miljø- og naturressurser og Divisjon for bioteknologi og plantehelse. Driften av feltene ivaretas av lokalt ansvarlige ved NIBIOs forskningsstasjoner samt Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Nord-Trøndelag og International Research Institute of Stavanger (IRIS). Gårdbrukere i overvåkingsfeltene bidrar med driftsopplysninger.

I denne rapporten gis en samlet presentasjon og vurdering av resultater fra overvåkingsfeltene i JOVA-programmet. Marianne Stenrød er ansvarlig for de deler av rapporten som handler om plantevernmidler og Marianne Bechmann er ansvarlig for de deler av rapporten som handler om erosjon og næringsstoffer samt den øvrige jordbruksdriften. Inga Greipsland har bidratt med beregninger og tekst, mens Marit Hauken, Johannes Deelstra, Hans Olav Eggestad og Ole Martin Eklo har bidratt med kommentarer. Geir Tveiti har ansvar for den tekniske oppfølgingen av feltene.

Ås, 23.05.17

Marianne Bechmann

INNHOOLD

Sammendrag	6
Summary	10
1 Innledning.....	14
2 Metoder.....	16
2.1 Overvåkingsfelt.....	16
2.2 Overvåkingsmetodikk	17
2.3 Kjemiske analyser	18
2.3.1 Partikler og næringsstoffer	18
2.3.2 Plantevernmidler.....	18
2.4 Gårdsdata	19
2.5 Vurdering av vannkvalitet på grunnlag av næringsstofftilstand.....	19
2.6 Risikovurdering ved funn av plantevernmidler	20
2.7 Beregninger og statistikk	21
2.7.1 Konsentrasjoner	55
3 Utvikling i jordbrukspraksis	22
3.1 Utvikling i vekstfordeling og gjødsling i Norge	22
3.2 Vekstfordeling i overvåkingsfeltene	23
3.3 Husdyrhold i overvåkingsfeltene	25
3.4 Gjødslingspraksis i overvåkingsfeltene.....	27
3.5 Næringsstoffbalanser i overvåkingsfeltene	30
3.6 Jordas fosforstatus i overvåkingsfeltene	34
3.7 Utvikling i bruk av plantevernmidler i Norge.....	35
3.8 Plantevernmiddelbruk i overvåkingsfeltene.....	36
3.9 Jordarbeiding i korndominerte overvåkingsfelt	39
4 Værforhold og hydrologi	41
4.1 Temperatur og nedbør i overvåkingsfeltene.....	41
4.2 Endringer i klima på Østlandet og Vestlandet siden 1900.....	42
4.3 Klimascenarier i områder med JOVA-felt	44
4.4 Avrenning i overvåkingsfeltene	45
4.5 Flomfrekvens i to av overvåkingsfeltene	48
5 Erosjon og næringsstoffavrenning	50
5.1 Nitrogenavrenning.....	50
5.1.1 Konsentrasjoner	50
5.1.2 Nitrogentap	52
5.2 Fosfor- og partikkelavrenning.....	55
5.2.1 Tap av fosfor og partikler	56
5.3 Trender i tap og konsentrasjoner av partikler og næringsstoffer	61
6 Funn av plantevernmidler	64
6.1 Generelt.....	64
6.2 Plantevernmidler i bekkevann i overvåkingsfeltene	64

6.3	Trender i funn av plantevernmidler i overvåkingsfeltene	66
6.4	Risiko for samvirkende effekter av plantevernmidler	76
6.5	Gjenfinning i overvåkingsfeltene og godkjenning av plantevernmidler.....	76
6.5.1	Opphørt bruk.....	76
6.5.2	Redusert bruk.....	79
6.5.3	Mulige nye utfordringer	82
7	Konklusjon	84
	Litteraturreferanser	86
	Vedlegg	88

Sammendrag

Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) ble startet i 1992 med det formål å dokumentere landbrukets virkning på vannkvaliteten samt effekten av endringer i jordbrukspraksis og tiltaksgjennomføring. I denne rapporten presenteres resultater fra alle deler av programmet for perioden fra 1992 til og med april 2016.

Overvåkingen foregår i nedbørfelt som representerer et utvalg av de viktigste jordbruksområdene i landet med hensyn til klima, jordsmonn og driftspraksis. Fire av feltene er dominert av kornproduksjon (Skuterud, Mørdre, Kolstad og Hotran), to felt er dominert av grønnsaker og potet med noe korn (Heia og Vasshaglona) og fire felt er dominert av grasproduksjon (Skas-Heigre, Time, Naurstad og Volbu). Feltene er lokalisert til Nordland (Naurstad), Trøndelag (Hotran), Valdres (Volbu), Hedmark (Kolstad), Akershus (Skuterud og Mørdre), Østfold (Heia), Aust-Agder (Vasshaglona) og Jæren (Skas-Heigre og Time). Avrenningen fra feltene måles kontinuerlig, og det tas ut vannføringsproporsjonale vannprøver for analyse av næringsstoffer fra alle feltene gjennom hele året og for analyser av plantevernmidler fra fem av feltene i løpet av vekstsesongen. Data om jordbruksdriften innhentes fra bøndene i åtte av feltene, og fra Statistisk Sentralbyrå i to felt.

Trender i vekstfordeling og husdyrtetthet

Generelle nasjonale trender i jordbruket er en nedgang i kornareal og økt antall svin og fjærfé og en nedgang i melkeproduksjon i kornområdene. Disse trendene gjenspeiles til en viss grad i overvåkingsfeltene.

Endringer i vekstfordeling varierer mellom felt. I Skuterud og Mørdre har det blitt mer ren kornproduksjon og mindre eng. I Kolstad og Hotran, som har en kombinasjon av korn og husdyr, har det blitt mer eng, og i de mest husdyrintensive feltene, Skas-Heigre og Time har det blitt mer eng og mindre beite.

Husdyrtettheten, angitt i gjødseldyrenheter per jordbruksareal (GDE/daa), er betydelig høyere i Kolstad, Vasshaglona og Time enn i de øvrige feltene, og den har vist en økning i gjennom overvåkingsperioden. Den største økningen har skjedd i svin og fjærfé. I de mer ekstensive feltene, Naurstad og Volbu, har det vært en nedgang i antall storfe.

Nitrogengjødsling

Gjødslingsnivået for nitrogen varierer betydelig mellom nedbørfeltene. I Skuterud, Mørdre og Kolstad, som er dominert av kornproduksjon ligger gjennomsnittlig årlig nitrogengjødsling på 12–16 kg N/daa, og i Heia og Vasshaglona, som har grønnsaks- og potetproduksjon ligger gjennomsnittlig nitrogengjødsling på henholdsvis 20 og 16 kg N/daa. Høyest nitrogengjødsling er registrert i det grasdominerte Timefeltet, med en gjennomsnittlig årlig tilførsel på 33 kg N/daa. I de ekstensivt drevne grasfeltene Naurstad og Volbu ligger gjennomsnittlig nitrogengjødsling på om lag 11 kg N/daa.

Analyse av trender viser tydelig reduksjon i nitrogengjødsling i Naurstad og Volbu, mens det i Time og Vasshaglona var en økning i total nitrogentilførsel, inkludert husdyrgjødsel.

Fosforgjødsling

Gjennomsnittlig gjødslingsnivå for fosfor varierer mellom om lag 2 og 5 kg P/daa. Største mengde fosfor blir tilført i Vasshaglona, men også i Time blir det tilført store mengder fosfor, totalt 4,4 kg/daa i gjennomsnitt for overvåkingsperioden. I Naurstad og Volbu ligger gjennomsnittlig årlig fosforgjødsling på henholdsvis 2,1 og 1,9 kg/daa og i Skuterud og Mørdre på henholdsvis 2,3 og 2,2 kg/daa.

Det har vært en reduksjon i tilførsel av fosfor i mineralgjødsel etter 2008 i alle felt. Dette samsvarer med den generelle nedgangen i fosforgjødsel i hele landet fra samme tidspunkt, og forklares med nye fosforgjødslingsnormer, økte priser og introduksjon av nye gjødselkombinasjoner.

Trender for hele overvåkingsperioden viser dessuten en reduksjon i fosforgjødsling i fem av åtte felt, der gjødsling er registrert. Det gjelder Naurstad, Volbu, Skuterud, Mørdre og Heia. Reduksjon i potetarealet bidrar antagelig til den sistnevnte reduksjonen. I Kolstad, der det har vært en økning i antall svin og fjærfé, har det vært en økning i total fosfortilførsel, inkludert husdyrgjødsel.

Nitrogen- og fosforbalanser

Gjennomsnittlig årlig nitrogenbalanse (tilført N - bortført N) for Skuterud, Mørdre og Kolstad er på henholdsvis 5,9, 5,4 og 6,8 kg N/daa, med en tendens til noe redusert nitrogenoverskudd i Mørdre de senere årene. De høyeste gjennomsnittlige nitrogenbalansene er funnet for Time og Vasshaglona på henholdsvis 9,5 og 9,0 kg N/daa. I begge disse feltene har nitrogenoverskuddet vært over 15 kg N/daa i enkelte år. Gjennomsnittlig nitrogenbalanse for Naurstad og Volbu er på henholdsvis 3,3 og -1,1 kg N/daa.

Gjennomsnittlig årlig fosforbalanse (tilført P - bortført P) for kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad er på henholdsvis 0,3, 0,6 og 1,0 kg P/daa. Den høyeste gjennomsnittlige fosforbalansen er registrert for Vasshaglona (3,1 kg P/daa), og gjennomsnittlig fosforbalanse for Time er 1,6 kg P/daa. Naurstad og Volbu har gjennomsnittlige fosforbalanser på henholdsvis 1,1 og 0,4 kg/daa. Den store forskjellen skylødes ulikt avlingsnivå i de to feltene.

Det er registrert en reduksjon i fosforbalansen for fem av åtte felt gjennom overvåkingsperioden, nemlig Skuterud, Mørdre, Heia, Naurstad og Volbu. De siste årene har fosforbalansen vært negativ for Skuterud, og både nitrogen- og fosforbalansene har vært negative for Volbu. Fosforbalansen har derimot vist en økning i Vasshaglona og Time. Nitrogenbalansene i fire av åtte felt, Mørdre, Heia, Naurstad og Volbu har vist en tendens til reduksjon, mens det har vært en økning i Time.

Reduksjonene skyldes både redusert bruk av mineralgjødsel og redusert i husdyrhold, mens økningene skyldes økt husdyrtetthet.

Bruk av plantevernmidler

Plantevernmiddelbruk registreres i fem av nedbørfeltene hvor det tas ut prøver for analyser av rester i vann. For de korndominerte feltene Skuterud og Mørdre viser dataene relativt stabilt areal sprøytet med ugrasmidler gjennom overvåkingsperioden, og en tendens til en økning i bruk av soppmidler de senere år. Dette er i samsvar med bruksstatistikken på landsbasis som viser at bruken av soppmidler i korn har økt i perioden fra 2001 til 2014. Feltene Vasshaglona og Heia, dominert av grønnsaker, potet og korn viser en relativt stabil bruk av plantevernmidler med hensyn på areal sprøytet. Når det gjelder mengde plantevernmiddel sprøytet i disse feltene er det ingen trend for ugrasmidler, mens det er en tendens til redusert bruk for soppmidler. Reduksjonen i mengde soppmidler sprøytet i Heia kan knyttes til en nedgang i potetarealet. I Time, som domineres av gras og eng, er det generelt lite bruk av plantevernmidler med sprøyting av om lag 10% av jordbruksarealet årlig.

Jordarbeidingsmetode påvirker utvikling av ugras og plantesjukdommer i en åker og dermed også behovet for planteverntiltak og bruk av kjemiske plantevernmidler. Overvåkingsdataene viser en trend med økende bruk av ugrasmidlet glyfosat gjennom perioden. Det kan knyttes til økt omfang av redusert jordarbeiding ved korndyrking. Etter 2010 er det en økning i høstpløying i felt med korndyrking, men dette påvirker foreløpig ikke trenden i glyfosatbruk for hele overvåkingsperioden. Det er imidlertid store variasjoner mellom år på grunn av drifts- og værmessige forhold, og over 70% av jordbruksarealet i Skuterud ble sprøytet med glyfosat i 2014 mot 11 % i 2012.

Jordarbeiding

De siste fire årene har det vært en økning i arealet som ble jordarbeidet om høsten i Skuterud og Mørdre, og arealet som overvintret i stubb gått tilsvarende ned. Økningen i Skuterud var mest i form av høstharving, mens det i Mørdre var mer høstpløying. I Kolstad er det variasjon mellom år, men ingen tydelig trend.

Været

Lange tidsserier med meteorologiske data viser at temperaturen og nedbøren på Østlandet og Vestlandet har økt de siste to tiårene. Temperatur og nedbør i overvåkingsfeltene de siste to tiårene er også høyere enn i normalperioden (1961 – 1990). En analyse av flomtopper i Skuterud og Mørdre viser dessuten at det er en tendens til økning i antall flomtopper i overvåkingsperioden.

Nitrogenavrenning

Den gjennomsnittlige nitrogenkonsentrasjonen i avrenningen fra de korndominerte feltene Skuterud og Mørdre (henholdsvis 5,7 og 5,0 mg N/L) er på nivå med engfeltene Time og Skas-Heigre (henholdsvis 4,8 og 6,4 mg N/L), men om lag 10 ganger større enn den gjennomsnittlige nitrogenkonsentrasjonen i avrenning fra utmarksfeltet Nyhaga (0,6 mg/L). Nyhaga overvåkes som en del av Volbu. I Naurstad er det jordbruk med lav intensitet og lave nitrogenkonsentrasjoner i bekken. Denitrifikasjon og immobilisering av nitrogen i myrjorda i Naurstad kan også være en forklaring på de lave konsentrasjonene i dette feltet.

Nitrogentapet i overvåkingsfeltene er i gjennomsnitt for alle år og alle felt om lag 5 kg/daa jordbruksareal. Gjennomsnittsverdien dekker over en stor variasjon mellom felt (2 – 10 kg N/daa jordbruksareal). De laveste nitrogentapene er målt fra Mørdre, Naurstad og Volbu, mens de høyeste nitrogentapene er målt fra Heia og Vasshaglona.

I Mørdre og Vasshaglona er det økende trender i nitrogentap gjennom overvåkingsperioden. Denne økningen forklares delvis av avrenningen. Det er en tendens til økte nitrogentap ved økt avrenning ($r^2 = 0,45$) for begge feltene. I feltene, Skuterud, Hotran og Skas-Heigre er det meget bra korrelasjon (r^2) mellom nitrogentap og avrenning, henholdsvis 0,68, 0,80 og 0,76. Det viser at den årlige avrenningen betyr mye for nitrogentapet i disse feltene.

Fosfor- og partikkelavrenning

Gjennomsnittlige årlige fosfortap fra jordbruksarealene varierer fra 41 g/daa i Volbu til 750 g/daa i Vasshaglona. De høye tapene i Vasshaglona kan forklares med høye fosfortall i jorda på grunn av et stort fosforoverskudd i produksjonen, mye jordarbeiding i forbindelse med potet- og grønnsaksdyrking, samt mye nedbør og stor avrenning. De høyeste gjennomsnittlige tapene av partikler er målt i Hotran (318 kg/daa), fulgt av Mørdre (232 kg/daa) og Vasshaglona (158 kg/daa). Hotran og Mørdre ligger i områder med stor erosjonsrisiko.

Det er oppadgående trender i fosfortap i tre overvåkingsfelt, Skuterud, Mørdre og Kolstad. For Skuterud og Mørdre er det også en tilsvarende trend i løst fosfat. Det har samtidig vært en økning i avrenning fra disse tre feltene, som bidrar til å forklare de økte fosfortapene. Sammenhengen mellom avrenning og fosfortap for enkelt år viser god korrelasjon i Skuterud ($r^2 = 0,68$) og trenden i Skuterud kan forklares med den økte avrenningen. Det har imidlertid ikke vært en tilsvarende oppadgående trend i jordtapet i utløpet av Skuterudfeltet, men målestasjonen ved innløpet til fangdammen i Skuterud viser oppadgående trender for både fosfor- og jordtapet. Det betyr at fangdammen har forhindret en økning i jordtapet, men at den ikke i samme grad har hatt betydning for fosfortapet.

Økning i avrenning er ikke tilstrekkelig for å forklare de økte fosfortapene i Mørdre og Kolstad.

Det er ikke funnet god sammenheng mellom partikkel- og fosfortap i Mørdre. De senere årene har fosfortapene økt i dette feltet, mens jordtapene har holdt seg på om lag samme nivå med årlige variasjoner. Økningen i årlige fosfortap gjelder for nesten alle årets måneder unntatt perioden med snøsmelting. Tidligere var snøsmeltingen den viktigste perioden for fosfortap. I 2010 og 2013 var det imidlertid spesielt store fosfortap i mai på grunn av mye avrenning etter såing/gjødsling, og i overvåkingsåret 2012/2013 var det meget store fosfortap i august og i april. Dette var samtidig året med høyest vannstand i bekken. Det kan tenkes å være agronomiske årsaker til den oppadgående trenden i fosfortap, men dette er enda ikke fullt klarlagt.

Redusert jordarbeiding er et viktig tiltak for å redusere jord- og fosfortap fra jordbruksarealene. De siste fire årenes økning i høstpløying (Mørdre) og høstharving (Skuterud) kan sammen med økt avrenning ha bidratt til økte jord- og fosfortap. I Mørdre er det i perioden fra 2009 til 2012 gjennomført en del tiltak rundt hydrotekniske anlegg. Det kan ha bidratt til reduserte jordtap uten at fosfortapene er påvirket like sterkt.

I Time er det oppadgående trender i tap og konsentrasjoner av løst fosfat. Disse trendene kan ikke forklares med økt avrenning, men kan skyldes økt husdyrtetthet og økning i fosforbalansen. Tilsvarende er det en oppadgående trend i konsentrasjon av løst fosfat i Vasshaglona.

Det har vært en reduksjon i både tap og konsentrasjoner av løst fosfat i Naurstad gjennom overvåkingsperioden. Samtidig har det vært en reduksjon i fosforgjødslingen og fosforbalansen.

Det er funnet trender i jordtap i Time og Volbu, men siden jordtapene i disse feltene i utgangspunktet er svært lave har trendene ingen betydning. For Skas-Heigre og Horan er det ikke blitt funnet signifikante trender for tap og konsentrasjoner av jord og fosfor.

Avrenning av plantevernmidler

Andelen prøver med funn og totalt antall funn av plantevernmidler i overvåkingsperioden fra 1995 til 2015 varierer mye mellom de ulike overvåkingsfeltene. I gjennomsnitt for alle lokaliteter og år påvises det 2 plantevernmidler i hver prøve som tas uavhengig av felt og i 70 % av vannprøvene hvor det påvises plantevernmidler blir det funnet flere plantevernmidler samtidig. Overvåkingsresultatene indikerer en risiko for negative effekter på vannlevende organismer i kortere perioder gjennom vekstsesongen på grunn av risiko for samvirkning mellom plantevernmidlene.

Totalt for overvåkingsperioden har det vært 497 overskridelser av faregrensen for miljøeffekter på vannlevende organismer (MF). Det har vært overskridelser i gjennomsnittlig 20 % av prøvene som er tatt og 33 forskjellige plantevernmidler har overskredet MF-verdien. 75 % av alle påvisninger er av ugrasmidler, men av disse er en relativt lav andel (10 %) over miljøfarlighetsverdien for vannlevende organismer. 21 % av alle påvisninger er av soppmidler, og av disse er 8 % over MF-verdien. Det er gjort få funn av skadedyrmidler (4 %), men av disse er relativt mange (34 %) over MF-verdien

Andelen jordbruksareal i nedbørfeltet og omfanget av plantevernmiddelbruk er avgjørende for gjenfinning i bekker og elver. Elvene med store nedbørfelt har gjennomgående færre funn enn bekkene, da betydningen av prosesser som holder tilbake/bryter ned plantevernmidlene er større i de store nedbørfeltene. Resultatene for de ulike feltene er derfor ikke direkte sammenliknbare og må kun ses som representative for de driftsformene, jordtypene og klimaforholdene de omfatter. De rene kornfeltene har færre funn av plantevernmidler enn de feltene som har en mer sammensatt produksjon med potet og grønnsaker.

Generelt er det en reduksjon i antall funn gjennom perioden når man tar hensyn til økningen i antallet plantevernmidler i søkespekteret for vannanalysene. Ett unntak er Mørdre hvor det ikke er noen signifikant endring. Det er få signifikante trender for utviklingen av påviste konsentrasjoner av plantevernmidler gjennom perioden, men det er en nedadgående trend i Time, og en nedadgående tendens i Vasshaglona. Utviklingen i total miljøbelastning er avtagende (positiv) eller ikke signifikant for fem av feltene, mens det er en økende (negativ) trend for Mørdre.

Referanse: *Bechmann, M., Stenrød, M., Greipslund, I., Hauken, M., Deelstra, J., Eggestad, H.O., Tveiti, G. 2017. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammenendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992–2016. NIBIO Rapport 3(71), 89s.*

Summary

The Norwegian Agricultural Environmental Monitoring (JOVA) was started in 1992 with the purpose of documenting the impact of agriculture on water quality as well as the effect of changes in agricultural practices and implementation of mitigation measures. This report presents results from all parts of the program for the period from 1992 through April 2016.

The monitoring takes place in catchments that represent a selection of the most important agricultural areas in the country in terms of climate, soil and agricultural management practices. Four of the catchments are dominated by grain production (Skuterud, Mørdre, Kolstad and Hotran), two catchments dominated by vegetables and potato with some grain (Heia and Vasshaglona) and four catchments dominated by grass production (Skas-Heigre, Time, Naurstad and Volbu). The catchments are located in Nordland (Naurstad), Trøndelag (Hotran), Valdres (Volbu), Hedmark (Kolstad), Akershus (Skuterud and Mørdre), Østfold (Heia), Aust-Agder (Vasshaglona) and Jæren (Skas-Heigre and Time). The runoff from the catchments is measured continuously and flowproportional water samples are taken for analysis of nutrients and soil particles from all catchments throughout the year and for pesticide analyses from five of the catchments during the growing season. Information on agricultural management is obtained from the farmers in eight of the catchments, and from Statistics Norway in two catchments.

Trends in crop distribution and livestock density

General national trends in agriculture are a decline in area for cereal production, increased numbers of pigs and poultry and a decline in milk production in the grain areas. These trends are reflected to some extent in the monitored catchments.

Changes in crop distribution vary between catchments. In Skuterud and Mørdre, there are more cereal production and less meadow. In Kolstad and Hotran, which has a combination of cereals and livestock, there are more meadow, and in the most livestock-intensive catchments, Skas-Heigre and Time, there are more meadow and less pasture.

Livestock density, expressed in manure units per agricultural area (GDE / daa), is significantly higher in Kolstad, Vasshaglona and Time than in the other catchments, and has increased during the monitoring period. The biggest increase has occurred in pigs and poultry. In the more extensive catchments, Naurstad and Volbu, there has been a decrease in the number of livestock.

Nitrogen application

The application level for nitrogen varies considerably between the catchments. In Skuterud, Mørdre and Kolstad, which is dominated by cereal production, the average annual nitrogen application is 120–160 kg N / ha, and in Heia and Vasshaglona, which has vegetable and potato production, the average nitrogen application is 200 and 160 kg N / ha. Highest nitrogen application rate is recorded in the grass-dominated Time catchment, with an average annual input of 330 kg N / ha. In the extensively driven catchments dominated by grass, Naurstad and Volbu, the average nitrogen application is about 110 kg N / ha.

Analysis of trends shows a clear reduction in nitrogen application in Naurstad and Volbu, while in Time and Vasshaglona there was an increase in total nitrogen application, including livestock manure.

Phosphorus application

The average application level for phosphorus varies between about 20 and 50 kg P / ha. The largest amount of phosphorus is added to Vasshaglona, but also in Time, a large amount of phosphorus is added, a total of 44 kg / ha on average for the monitoring period. In Naurstad and Volbu, the average annual phosphorus application is 21 and 19 kg / ha and in Skuterud and Mørdre respectively 23 and 22 kg / ha.

There has been a reduction in the application of phosphorus in mineral fertilizers after 2008 in all catchments. This corresponds to the general decline in phosphorus fertilizer across the country from the same time, and is explained by new phosphorus fertilization standards, increased prices and introduction of new fertilizer combinations.

Trends for the entire monitoring period also show a reduction in phosphorus application in five out of eight catchments where application is registered. This applies to Naurstad, Volbu, Skuterud, Mørdre and Heia. Reduction in potato area probably contributes to the latter reduction. In Kolstad, where there has been an increase in the number of pigs and poultry, there has been an increase in total phosphorus application, including livestock manure.

Nitrogen and phosphorus balances

Average annual nitrogen balance (applied N - harvested N) for Skuterud, Mørdre and Kolstad is 59, 54 and 68 kg N / ha, respectively, with a tendency for somewhat reduced nitrogen surplus in Mørdre in recent years. The highest average nitrogen balance is found for Time and Vasshaglona of 95 and 90 kg N / ha respectively. In both these catchments, the nitrogen surplus has been over 150 kg N / ha for single years. Average nitrogen balance for Naurstad and Volbu is 33 and -11 kg N / ha respectively.

Average annual phosphorus balance (applied P - harvested P) for the catchments Skuterud, Mørdre and Kolstad is 3, 6 and 10 kg P / ha, respectively. The highest average phosphorus balance is recorded for Vasshaglona (31 kg P / ha), and the average phosphorus balance for Time is 16 kg P / ha. Naurstad and Volbu have average phosphorus balances of 11 and 4 kg / ha, respectively. The big difference was caused by different crops in the two catchments.

A phosphorus balance reduction has been recorded for five out of eight catchments during the monitoring period, namely Skuterud, Mørdre, Heia, Naurstad and Volbu. In recent years, the phosphorus balance has been negative for Skuterud, and both nitrogen and phosphorus balances have been negative for Volbu. The phosphorus balance, on the other hand, has shown an increase in Vasshaglona and Time. The nitrogen balance in four of eight catchments, Mørdre, Heia, Naurstad and Volbu has shown a tendency for reduction, while there has been an increase in Time. The reductions are due to both reduced use of mineral fertilizers and reduced number of livestock, while increases are due to increased number of livestock.

Use of pesticides

Pesticides are registered in five of the catchment where samples are taken for analysis of pesticides in water. For the cereal-dominated catchments Skuterud and Mørdre, the data shows relatively stable area sprayed with herbicides during the monitoring period, and a tendency for an increase in the use of fungicides in recent years has been observed. This complies with national-level usage statistics, which shows that the use of fungicides in cereals has increased in the period 2001 to 2014. The Vasshaglona and Heia catchments, dominated by vegetables, potatoes and cereals, show a relatively stable use of pesticides with regard to area sprayed. As regards the amount of pesticide sprayed in these catchments there is no trend for herbicides, while there is a tendency for reduced use of fungicides. The reduction in the amount of fungicides sprayed in Heia can be associated with a decrease in the potato area. In Time, which is dominated by grass and meadow, there is generally little use of pesticides with spraying of about 10% of the agricultural area annually.

Soil tillage method affects the development of weeds and plant diseases in a catchment and thus also the need for plant protection measures and the use of chemical pesticides. The monitoring data shows a trend with increasing use of the glyphosate throughout the period. This can be attributed to increased extent of reduced soil cultivation in cereal production. After 2010 there is an increase in autumn ploughing in catchments with cereal production, but this does not currently affect the trend in glyphosate use for the entire monitoring period. However, there are large variations between years due to management and weather conditions, and over 70% of the agricultural area in Skuterud was sprayed with glyphosate in 2014 against 11% in 2012.

Soil tillage

Over the last four years there has been an increase in the area that was tilled in the autumn in Skuterud and Mørdre, and the area overwintering in stubble went down accordingly. The increase in Skuterud was mostly in the form of autumn harrowing, while in Mørdre there was more autumn ploughing. In Kolstad there is variation between years, but no clear trend.

Weather

Long time series with meteorological data show that the temperature and rainfall in eastern and western Norway have increased over the past two decades. For the monitored sites, both temperature and precipitation are higher on average in the monitoring period compared to the normal period (1961 – 1990). An analysis of runoff-data from Skuterud and Mørdre also shows that there is a tendency to increase the number of high-flow-events during the monitoring period.

Nitrogen concentration and losses

Nitrogen concentrations in runoff from the catchments Skuterud and Mørdre (5.7 and 5.0 mg N / L respectively) are at the same level as for the Time and Skas-Heigre (4.8 and 6.4 mg N / L) respectively, but about 10 times greater than the average nitrogen concentration in runoff from the Nyhaga natural area (0.6 mg / L). Nyhaga is monitored as part of Volbu. In Naurstad there is low intensity farming and low nitrogen concentrations in the stream. Denitrification and immobilization of nitrogen in the peaty soil in Naurstad can also explain the low concentrations in this stream.

Nitrogen levels in the monitored catchments are on average for all years and all catchments about 50 kg / ha of agricultural area. The average value covers a large variation between catchments (20 – 100 kg N / ha). The lowest nitrogen losses are measured from Mørdre, Naurstad and Volbu, while the highest nitrogen losses are measured from Heia and Vasshaglona.

In Mørdre and Vasshaglona there are increasing trends in nitrogen loss through the monitoring period. This increase is partly explained by the amount of runoff. There is a tendency for increased nitrogen loss at increased runoff ($r^2 = 0.45$) for both catchments. In the catchments Skuterud, Hotran and Skas-Heigre, there is very good correlation (r^2) between nitrogen loss and runoff, respectively, 0.68, 0.80 and 0.76. It shows that annual runoff are important for nitrogen loss in these catchments.

Phosphorus and particle concentration and losses

Average annual phosphorus losses from agricultural areas range from 410 g / ha in Volbu to 7500 g / ha in Vasshaglona. The high losses in Vasshaglona can be explained by high phosphorus levels in the soil due to a large phosphorus surplus in production, a lot of soil tillage in connection with potato and vegetable cultivation, as well as high rainfall and high runoff. The highest average losses of particles are measured in Hotran (3180 kg / ha) followed by Mørdre (2320 kg / ha) and Vasshaglona (1580 kg / ha). Hotran and Mørdre are located in areas with high erosion risk.

There are upward trends in phosphorus loss in three catchments, Skuterud, Mørdre and Kolstad. For Skuterud and Mørdre there is also a similar trend in dissolved phosphate. There has also been an increase in runoff from these three catchments, which helps explain the increased phosphorus losses. The connection between runoff and phosphorus loss for single years shows good correlation in Skuterud ($r^2 = 0.68$) and the trend in Skuterud can be explained by the increased runoff. However, there has been no corresponding upward trend in erosion at the outlet of the Skuterud catchment, but the measurement station at the inlet to the dam at Skuterud shows upward trends for both phosphorus and soil losses. This means that the dam has prevented an increase in soil loss, but it has not had a significant impact on the phosphorus loss.

Increase in runoff is not sufficient to explain the increased phosphorus losses in Mørdre and Kolstad.

No good correlation between particle and phosphorous losses in Mørdre has been found. In recent years, the phosphorus losses have increased in this catchment, while soil losses have remained at

about the same level with annual variations. The increase in annual phosphorus losses is valid for almost all months except the period of snow melting. Previously, the period of snowmelt was the most important period of phosphorus loss. However, in 2010 and 2013, there was a particularly high phosphorus loss in May due to much runoff after sowing / fertilization, and in the 2012/2013 monitoring year there was a very large phosphorus loss in August and April. This was also the year with the highest water level in the runoff. There may be agronomic causes of the upward trend in phosphorus loss, but this is not yet fully understood.

Reduced soil tillage is an important measure to reduce soil and phosphorus losses from agricultural land. The last four-year increase in autumn ploughing (Mørdre) and harrowing (Skuterud), together with increased runoff, has contributed to increased soil and phosphorus losses. In Mørdre, a number of measures have been implemented in the period 2009 to 2012 regarding hydrotechnical installations. It may have contributed to reduced soil loss without the phosphorus losses being affected equally strongly.

In Time there are upward trends in loss and concentrations of phosphate. These trends can not be explained by increased runoff, but may be due to increased livestock density and increase in phosphorus balance. Similarly, there is an upward trend in phosphate concentration in Vasshaglona.

There has been a reduction in both losses and concentrations of phosphate in Naurstad during the monitoring period. At the same time there has been a reduction in phosphorus application and phosphorus balance.

Trends in soil loss in Time and Volbu have been found, but since the soil losses in these catchments are basically very low, trends are of no importance. For Skas-Heigre and Hotran, significant trends have not been found for losses and concentrations of soil and phosphorus.

Runoff of pesticides

The proportion of samples with findings and total pesticide discovery during the monitoring period from 1995 to 2015 varies considerably between the various monitored catchments. On average, for all sites and years, 2 pesticides are detected in each sample, and in 70% of the water samples where pesticides are detected, more than one pesticide is found at the same time. Monitoring results indicate a risk of adverse effects on aquatic organisms for shorter periods during the growing season due to the risk of interactions between pesticides.

Over the monitoring period, there have been 497 exceedances of the limit for environmental effects on aquatic organisms (MF). There have been exceedances in average of 20% of the samples taken and 33 different pesticides have exceeded the MF value. 75% of all indications are of herbicides, but of these are a relatively low percentage (10%) above the environmental hazard value of aquatic organisms. 21% of all indications are of fungicides, of which 8% are above the MF value. There are few findings of pesticides (4%), but of these are relatively many (34%) above the MF value.

The proportion of agricultural area in the catchment and the extent of pesticide use is crucial for retrieval in streams and rivers. The rivers with large rainfall areas have generally fewer discoveries than the smaller streams, as the importance of processes that hold back / break down pesticides is greater in the larger catchment. The results for the various catchments are therefore not directly comparable and can only be seen as representative of the agricultural production systems, soil type and climate conditions they include. The cereal catchments have fewer pesticide discoveries than those catchments that have a more complex production of potato and vegetables.

In general, there is a reduction in the number of discoveries over the period when taking into account the increase in the number of pesticides in the search for water analyzes. One exception is Mørdre where there is no significant change. There are few significant trends for the development of pesticide concentrations throughout the period, but there is a downward trend in Time, and a downward trend in Vasshaglona. The development in overall environmental impact is decreasing (positive) or not significant for five of the catchments, while there is an increasing (negative) trend for Mørdre.

1 Innledning

Det nasjonale programmet for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) ble startet i 1992, og skal dokumentere miljøeffekter av landbruksdrift gjennom innsamling og bearbeiding av data fra overvåkingsfelt. Bakgrunnen for programmet er landbrukets utfordringer knyttet til å redusere avrenning av partikler (jord), næringsstoffer og plantevernmidler fra produksjonsarealene i mange områder.

Mål for overvåkingen har vært i endring i løpet av overvåkingsperioden. JOVA har i dag som mål å dokumentere:

- Miljøeffektene av endringer i jordbrukspraksis, produksjonssystemer og driftsformer inkludert:
 - avrenning av partikler, næringsstoffer og plantevernmidler fra nedbørfelt til vannmiljø
 - vannkvalitet i jordbruksbekker
 - endringer over tid
 - myndighetenes godkjenning av plantevernmidler
- Endringer i driftsformer/driftspraksis og tiltaksgjennomføring som følge av endringer i rammevilkår og virkemidler (bl.a. Regionale miljøprogram, handlingsplan for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler, øvrige nasjonale, regionale og lokale tilskuddsordninger)
- Effekter av driftsformer på vannkvalitet til nytte for jordbruket og vannregionenes lokale oppfølging av vannforskriften (EUs rammedirektiv for vann)
- Effekter av endringer i klima på jordbrukets produksjonssystemer og deres miljøpåvirkning
- Effekter av jordbruksdrift på endringer av jordas kjemiske og fysiske tilstand

Samt å bidra til:

- Kunnskap om de viktigste transportveiene og forhold i nedbørfelt som er av betydning for tap av næringsstoffer, partikler og plantevernmidler
- Kunnskap som kan skille effekter av driftsformer, tiltaksgjennomføring fra effekter av vær og endret klima på avrenningstap
- Data til bruk ved modellering av tap av næringsstoffer, partikler og plantevernmidler fra landbruket, beregninger av slike tap på regionalt og nasjonalt nivå samt risikovurdering av landbruksdrift
- Data til bruk for metoder og modeller som kan beregne tap og gi bedre grunnlag for å iverksette kostnadseffektive tiltak
- Kunnskap om bakgrunnsavrenning og avrenning fra skog og annen utmark
- Kunnskap og informasjon til nytte for effektiv forvaltning bl.a. ved utforming av regionale miljøprogram og vannregionenes oppfølging av vannforskriften
- Kunnskap og informasjon til nytte for jordbrukets klimarapportering, utslipp av klimagasser og tilpasning til endret klima
- Kunnskap og informasjon til å måle og rapportere framgang av redusert risiko ved bruk av plantevernmidler og EUs Planteverndirektiver

De 10 nedbørfeltene som overvåkes i JOVA-programmet representerer et utvalg av de viktigste jordbruksområdene i landet med hensyn til klima, jordsmonn og driftspraksis. Programmet har detaljerte opplysninger om jordbruksdriften på hvert skifte på alle gårdsbruk (gårdsdata) i 8 av overvåkingsfeltene som ble overvåket i 2015/2016. Tapene av jord, næringsstoffer og plantevernmidler kan dermed vurderes opp mot endringer i driftspraksis over tid.

I denne rapporten presenteres de viktigste overvåkingsresultatene fra programmet til og med det agrohydrologiske året 2015/2016. Dette omfatter både avrenning av partikler, næringsstoffer og plantevernmidler. Forrige rapport kom i 2014 og dekket overvåkingsperioden til og med det agrohydrologiske året 2012/2013 (Bechmann et al., 2014).

Rapporten inneholder resultater for de 10 nedbørfeltene som var omfattet av overvåkingen i 2015/2016. I løpet av overvåkingsperioden har programmet omfattet flere nedbørfelt, men disse er ikke inkludert i rapporten her.

Det er til dels store forskjeller mellom overvåkingsfeltene, både med hensyn til naturgitte forhold, jordbrukspraksis, analyseparametere og overvåkingsperiode. Det er årsaken til at ikke alle feltene omtales i alle deler av rapporten. Datainnsamlingen er beskrevet i kapittel 2. Resultater fra de enkelte overvåkingsfeltene er rapportert og nærmere beskrevet i egne feltrapporter (Hauken, 2017). Småfeltet Bye er også rapportert i egen feltrapport, men er ikke inkludert i denne rapporten. Det utgis dessuten en rekke andre publikasjoner basert på JOVA-data.

Resultater for avrenning er rapportert for agrohydrologisk år, som er definert som perioden fra 1. mai til 1. mai, med unntak av Volbu der det agrohydrologiske året regnes fra 1. juni til 1. juni.

Jordbruksdriften er presentert for kalenderår.

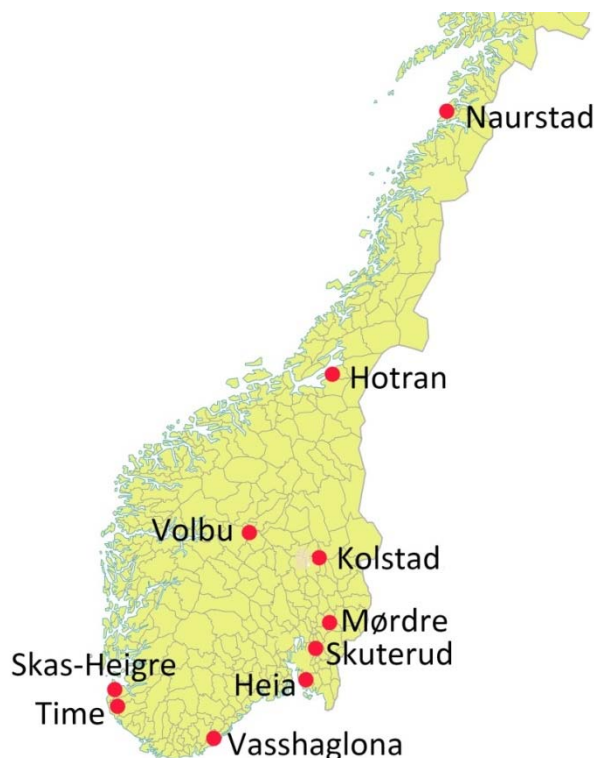
I rapporten er det brukt navn på det virksomme stoff i plantevernmiddelet. På Mattilsynets nettsider (<http://www.mattilsynet.no/plantevernmidler/godk.asp>) finner du en oversikt over godkjente virksomme stoffer og hvilke handelspreparater de inngår i.

Marianne Bechmann er ansvarlig for innholdet i de deler av rapporten som handler om jordbruksdrift og avrenning av partikler og næringsstoffer, mens Marianne Stenrød er ansvarlig for de delene som handler om plantevernmidler.

2 Metoder

2.1 Overvåkingsfelt

I 2015/2016 omfattet overvåkingen 10 felt lokalisert i ulike deler av landet (figur 2.1). Erosjon og næringsstofftap ble overvåket i alle nedbørfeltene, mens tap av plantevernmidler ble overvåket i 5 nedbørfelt (Skuterud, Mørdre, Heia, Vasshaglona, Time). Overvåkingen i de fleste av nedbørfeltene ble satt i gang i løpet av perioden 1990–1995 og har dermed pågått i om lag 20 år (tabell 2.1). Overvåking av Kolstad og Time ble satt i gang i 1985 som en del av ”Handlingsplan mot landbruksforurensning”, men på grunn av kvaliteten på data i databasen er de første årene ikke med i denne rapporteringen. I Heiabekken ble utstyr for vintermålinger først etablert i 2010, men overvåking av plantevernmidler i sommerperioden har pågått siden 2004. I noen av feltene har det vært perioder med manglende data eller feil i målingene som har ført til at enkelte år er utelatt fra rapporteringen. Det var bl.a. et opphold i overvåkingen i Time i årene 2002 og 2003 grunnet ombygging og flytting av målestasjonen. Flere andre nedbørfelt har vært omfattet av overvåkingen i tidligere perioder, men disse er ikke rapportert her.



Figur 2.1. Oversikt over overvåkingsfeltene i JOVA-programmet i 2015/2016 (Statens kartverk; Creative Commons Attribution ShareAlike 3.0)

Overvåkingsfeltene er valgt ut i områder som representerer ulike driftsformer, klima og jordtyper. Det er lagt vekt på å finne nedbørfelt med en høy andel jordbruksareal. Tap av plantevernmidler overvåkes i de nedbørfeltene som har regelmessig bruk av plantevernmidler. Feltene representerer ikke et statistisk gjennomsnitt av norsk jordbruksproduksjon, men er representative for vanlig forekommende driftsformer med fokus på områder der jordbruket har størst betydning for vannkvaliteten.

Tabell 2.1. Nøkkelfakta for nedbørfeltene i JOVA-programmet i 2015/2016.

Nedbørfelt	Kommune	Areal (km ²)	Dyrka (%)	Temp (°C)	Nedbør (mm)	Jordart	Driftsform	Startår	Omfang
Skuterud	Ås	4,5	61	5,5	785	Si. m.leire	Korn	1993	N+E+PLV (fra 1995)
Mørdre	Nes	6,8	65	4,3	665	Silt og leire	Korn	1990	N+E+PLV (fra 1996)
Kolstad	Ringsaker	3,1	68	4,2	585	Moldrik l.leire	Korn	1985	N+E+PLV (1995-2003)
Heia	Råde	1,7	62	5,6	829	Sand, si. l.leire	Potet/korn/g r.sak	2004	N+E (fra 2010) +PLV (fra 2004)
Vasshaglona	Grimstad	0,9	48	6,9	1230	Sand	Gr.sak/potet /korn	1991	N+E+PLV (fra 1995)
Hotran	Levanger	19,4	80	5,3	892	Si.l.leire/m.leir	Korn, gras	1992	N+E+PLV (fra 1995)
Skas-Heigre	Sandnes, Sola og Klepp	29,3	85	7,7	1180	Leire, sand, grus	Gras, korn	1995	N+E+PLV (1990–97, 99 2001–2010)
Time	Time	1,0	88	7,4	1180	Si. m.sand	Gras, rotv.	1985	N+E+PLV (1995–2000, fra 2004)
Naurstad	Bodø	1,5	35	4,5	1020	Myr/fin-m.sand	Gras	1994	N+E
Volbu	Øystre Slidre	1,7	41	1,6	575	Si m.sand	Gras	1991	N+E

Si. = Siltig, *l.leire* = lettleire, *m.leire* = mellomleire, *m.sand* = mellomsand. *N* = næringsstoffavrenning, *E* = jordtap, *PLV* = plantevernmiddeletap (periode for målinger av plantevernmidler angitt i parentes).

2.2 Overvåkingsmetodikk

Overvåkingen i JOVA-programmet er basert på kontinuerlig måling av vannføring i bekker og elver som renner ut av nedbørfeltene og vannføringsproporsjonal vannprøvetaking fra bekk/elv.

Vannprøvene analyseres for innhold av partikler, næringsstoffer og plantevernmidler. Analyse-resultatene og vannføringsmålingene brukes til å beregne erosjon og næringsstoffavrenning.

Beregningene utføres på blandprøver som tas ut om lag hver 14. dag hele året.

For analyser av plantevernmidler foregår prøvetaking fra og med 2011 kun i felter med kontinuerlig vannføringsmåling. På disse stasjonene blir det tatt ut blandprøver og fram til 2011 ble det supplert med stikkprøver ved spesielle nedbørepisoder. Prøveperioden for plantevernmiddeletalysen er for de fleste lokaliteter og år fra før sprøyteperioden starter (april/mai) til frosten kommer (november/desember), med noe variasjon avhengig av klima og prøvested. Stikkprøvene som ble tatt ut ved spesielle nedbørepisoder kan være tatt også om høsten etter 1. oktober eller tidlig vår. Det er også tatt noen prøver ved snøsmeltingen om våren. I noen felt er det også tatt prøver i vintermånedene.

For nærmere beskrivelse av målemetodene se Deelstra et al. (2013). I de fleste overvåkingsfeltene blir det også målt nedbør og temperatur, men i noen av feltene er nedbørdata hentet fra nærmeste nedbørstasjon fra Landbruksmeteorologisk tjeneste (LMT) eller Meteorologisk Institutt. Det er en del usikkerhet forbundet med registrering av nedbør i overvåkingsfeltene. Nedbøren vil variere innenfor et felt og nedbørmåleren står normalt i nedre ende av feltet (ved målestasjonen). For å få pålitelige estimater på totalnedbør må nedbørmåleren dessuten stå slik at det ikke er le fra f.eks. trær.

2.3 Kjemiske analyser

2.3.1 Partikler og næringsstoffer

Standard analysespekter for næringsstoffer og partikler omfatter pH, suspendert stoff (SS), totalfosfor (TP) og totalnitrogen (TN), løst fosfat-P (PO₄-P), nitrat-N (NO₃-N), og gløderest av suspendert stoff (SS-*glr*).

Suspendert stoff er bestemt etter filtrering av en nøyaktig oppmålt vannmengde på 25 til 250 ml etter grundig risting (inneholder minst 5 mg SS) gjennom et forhåndsveid glassfiberfilter (Whatman GF/A). I rapportens resultatdel er målt SS omtalt som partikler.

Totalfosfor er bestemt i ufiltrert prøve ved oppslutning med kaliumperoksidulfat (K₂S₂O₈). Løst fosfat-P er bestemt i prøve etter filtrering (0,45 µm). Begge fosforfraksjoner er bestemt etter reduksjon med askorbinsyre ved bruk av spektrofotometer eller ICP i henhold til ammonium-molybdat metoden beskrevet av Murphy og Riley (1962).

Totalnitrogen er bestemt etter oksidasjon av nitrogenforbindelser med peroksidulfat og etterfølgende analyse i spektrofotometer eller ICP.

En undersøkelse av analysemetoder for partikler og næringsstoffer viser at det er forholdsvis stor usikkerhet ved analyse av vannprøver med høyt innhold av partikler (Krogstad et al., 2013). I de aller fleste tilfelle ble det analysert for lave verdier av SS og TP i forhold til sann verdi, mens avviket for TN var noe mindre. Ved vurdering av resultatene må det tas hensyn til denne usikkerheten.

2.3.2 Plantevernmidler

For plantevernmidler er prøvene analysert med metodene GC-multi M60 og GC/MS-multi M15 for perioden fram til og med 2010 (vedlegg 3; viser søkespekter pr 2010). I perioden 2011–2014 er alle prøver analysert med metodene M60, M15 og M91 (vedlegg 3; viser søkespekter pr 2014), og fra 2015 er prøvene analysert med metodene M15 og M101 (erstatter M60 og M91) (vedlegg 3; viser søkespekter pr 2015). Metodene M15 og M101 inkluderer pr mai 2015 til sammen 120 substanser av ulike plantevernmidler (inkludert 17 metabolitter), med opprinnelse fra 97 forskjellige plantevernmidler. Analysespekteret har blitt utvidet hvert år (tabell 2.2). Analysene er gjennomført ved NIBIO Bioteknologi og Plantehelse, Avdeling pesticider og naturstoffkjemi. Metodene er akkreditert.

De fleste plantevernmidler som brukes i dag og som det analyseres for, kan påvises i vannmiljøet. Mulige unntak er midler som brukes i lave konsentrasjoner og/eller i et lite omfang av bruk i overvåkingsfeltene. Etter en omfattende utvidelse av søkespekteret i 2011 kan nå hovedparten av de midlene som brukes i JOVA-feltene påvises dersom de forekommer i konsentrasjoner over bestemmelsesgrensen for analysene. Det er imidlertid noen mye brukte plantevernmidler som ikke inngår i standard standard-søkespekter for vannanalysene i JOVA-programmet og som vi dermed ikke har kunnskap om forekomsten av.

Tabell 2.2. Antall plantevernmidler i standard analysespekter per år. Metabolitter er ikke inkludert.

År	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Antall	27	31	36	40	45	47	47	48	52	53	55	55	55	62	62	62	96	97	98	100	103

I 2014 var det i Norge godkjent 111 virksomme stoff (ugras-, sopp-, skadedyr- og vekstregulerende midler). 66 av disse inngikk i analysespekteret i overvåkingsprogrammet i 2015. I tillegg inkluderer søkespekteret plantevernmidler som har gått ut av bruk i overvåkingsperioden og persistente plantevernmidler som ikke har vært godkjent for bruk i Norge de siste 18 årene eller aldri har vært

godkjent for bruk i Norge. En del av disse midlene er inkludert på listen over prioriterte stoffer iht Vannforskriften. Det er også tatt et varierende antall spesialanalyser etter 8 plantevernmidler + 1 metabolitt tidligere år (vedlegg 3). En del plantevernmidler er brukt i nedbørfeltene, men ikke inkludert i standard analysespekter. Vi mangler derfor informasjon om eventuelle rester av disse stoffene i bekkene.

Bestemmelsesgrensene for analysene er blitt senket i perioden. Endringene var særlig store fra 1995 til 1996, og grensene for mange midler ble ytterligere senket i 2004. De fleste av stoffene (ca. 80 %) har nå en bestemmelsesgrense på 0,01 µg/L mens de øvrige har en bestemmelsesgrense på 0,02 µg/L (6 %) og 0,05 µg/L (13 %). Kun ett stoff har en bestemmelsesgrense >0,05 µg/L. Det innebærer at bestemmelsesgrensen for mange midler er 10 ganger lavere enn da overvåkingen startet i 1995. Nye midler tas inn i analysespekteret etter en årlig gjennomgang av de godkjente plantevernmidler og en prioritering ut fra stoffenes egenskaper med hensyn på binding, mobilitet, nedbrytning, giftighet, anvendelsesområdet og metode for analyse.

Det ble ved oppstart av plantevernmiddelovervåkingen i 1995 og i 2000 gjennomført laboratoriestudier for å avklare effekten av ulike prøvetakingsmetoder på gjenfinning av plantevernmidlene (Holen, 1995; Svendsen & Holen 2000). Studiene av nedbrytning viste at for noen få plantevernmidler skjedde det en nedbrytning i løpet av en 14 dagers periode (som tilsvarer lagringstiden på deler av blandprøvene). Studiene av binding til plast viste at noen av de upolare og middels polare plantevernmidlene som har kommet inn i søkespekteret i de siste årene, vil binde seg til plast. Det vil derfor være en redusert gjenfinning av disse midlene der prøvetakingen er basert på blandprøver.

I 2010 inngikk 62 aktive stoffer og 11 nedbrytningsprodukter av plantevernmidler i søkespekteret for overvåkingsprogrammet. I 2011 ble søkespekteret sterkt utvidet og omfattet i 2015 103 ulike plantevernmidler og 17 metabolitter. Samtidig var 111 aktive stoffer av plantevernmidler godkjent for bruk i Norge, og søkespekteret omfattet 60 % av disse midlene. De viktigste midlene mot tørråte i potet og soppmiddel mot *Fusarium* i korn inngår i søkespekteret fra vekstsesongen 2011. En del plantevernmidler som brukes i stor utstrekning inngår imidlertid ikke i dagens søkespekter. Dette gjelder spesielt ugrasmidler av sulfonylureatypen (lavdosemidler; Express m.fl.), glyfosatpreparater (mot kveke og annet flerårig ugras; Roundup m.fl.) og dikvat dibromid (for nedvisning av grønnmasse i diverse kulturer og nedsviing av utløpere i jordbær; Reglone). Pr i dag blir disse for kostnadskrevenende å overvåke da de krever egne analysemetoder på grunn av behov for svært lav bestemmelsesgrense (lavdosemidler) og spesielle kjemiske egenskaper (glyfosat, dikvat).

En del plantevernmidler som er inkludert i søkespekteret har også bestemmelsesgrenser for analysemetoden som er høyere enn faregrensen for miljøeffekter på vannlevende organismer (MF). Disse midlene kan forekomme i miljøet i konsentrasjoner som har effekt på organismer, uten at de er påvist i løpet av overvåkingen. Det finnes derfor mangelfull dokumentasjon på risikoen ved bruk av disse stoffene. Dette gjelder spesielt flere skadedyrmidler og enkelte soppmidler.

2.4 Gårdsdata

Informasjon om driftspraksis er viktig for å kunne relatere tapene til ulike driftsformer. I 8 av overvåkingsfeltene (Skuterud, Mørdre, Kolstad, Naurstad, Volbu, Time, Vasshaglona og Heia) registrerer gårdbrukerne all aktivitet på de ulike skiftene gjennom året. For de to største feltene (Hotran og Skas-Heigre) er opplysninger om jordbruksdrift hentet fra Statistisk Sentralbyrå (SSB; Landbruksundersøkelsen, Søknad om Produksjons- og miljøtilskudd og Jordbruksstillingen 1999).

2.5 Vurdering av vannkvalitet på grunnlag av næringsstofftilstand

Både nitrogen og fosfor er næringsstoffer som naturlig forekommer i vann, men forhøyede konsentrasjoner av nitrogen og fosfor er et resultat av menneskelig påvirkning og kan forstyrre den

økologiske balansen i tjern og innsjøer. Konsentrasjonene av næringsstoffer er et av flere forhold som må vurderes for å kunne fastsette den økologiske tilstanden.

De målte næringsstoffkonsentrasjonene i JOVA-programmet viktige til bruk i tilførselsberegninger av næringsstoffer fra jordbruksområder, og til kalibrering av modeller som skal kunne brukes for tilførselsberegninger for større deler av landet.

2.6 Risikovurdering ved funn av plantevernmidler

Det at plantevernmidler kan påvises i vann betyr ikke nødvendigvis at de gir skade på vannlevende organismer. Risikoen knyttet til kjemiske plantevernmidler er avhengig av forekomst og effekt. For å kunne vurdere hvilken risiko forekomsten utgjør, må analyseverdiene vurderes i forhold til den effekt plantevernmidler har på de ulike organismene.

Vannforskriftens liste over grenseverdier for prioriterte stoffer omfatter et fåtall plantevernmidler. Utover dette er det ikke grenseverdier for innhold av plantevernmidler i overflatevann som er fastsatt av myndighetene. JOVA-programmet har siden oppstart i 1995 utarbeidet miljøfarlighetsverdier (MF-verdier) for de plantevernmidler som er påvist. Beregningene er gjort i henhold til anbefalingene i Technical Guidance Document (TGD) for risikovurdering av nye og eksisterende industrikjemikalier i EU (EC, 2003) samt veiledning for beregning av vannkvalitetsstandarder i Vanndirektivet (EC, 2011). Etter tilsvarende metodikk er det utarbeidet «riktvården» for plantevernmidler i overflatevann gjennom det svenske overvåkingsprogrammet for plantevernmidler i miljøet (Andersson & Kreuger, 2011).

I JOVA-programmet utføres dette ved å sammenlikne målte konsentrasjoner i bekkevann med miljøfarlighetsverdier (MF) for det enkelte plantevernmiddel som baseres på 'ingen effekt-konsentrasjoner': PNEC₁ og PNEC₂ (*Predicted No Effect Concentration*). PNEC₁ danner grunnlaget for beregning av AMF, og angir et konsentrasjonsnivå som forventes å beskytte akvatiske organismer (f. eks. *Daphnia magna*; figur 2.2) for akutte toksiske effekter ved kortvarig eksponering for plantevernmidler. PNEC₂ danner grunnlag for beregning av MF, som angir et konsentrasjonsnivå som antas å sikre at kroniske toksiske effekter ved lengre tids eksponering unngås. Det er denne verdien vi har brukt som MF ved tidligere rapportering. Denne beregningsmetoden for MF-verdier gir mulighet for å bruke differensierte grenser for stikkprøver og blandprøver, men vi har valgt å basere analysene på MF-verdiene (kroniske effekter). MF-verdiene blir mer konservative, det vil si lavere enn AMF-verdiene.

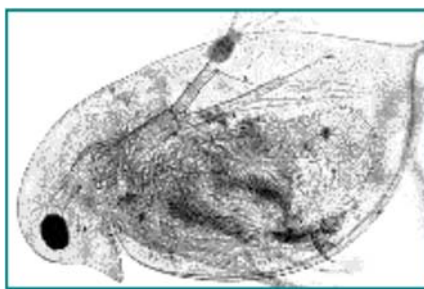
Miljøfarlighetsgrensene revideres når det kommer resultater fra nye tester. Det innebærer at grenseverdiene vil endres over tid. I 2012/13 og i 2014 ble det gjort en ny gjennomgang av toksisitetsdata og en del plantevernmidler har fått endret sin MF-verdi som en følge av denne gjennomgangen, samt at det nå er beregnet MF-verdier for alle plantevernmidlene og metabolittene som er med i dagens søkespekter. Oppdatert oversikt over miljøfarlighetsverdier finner du på www.bioforsk.no/miljofarlighetsverdier.

Dersom den målte konsentrasjonen er høyere enn MF eller AMF gir dette en viss risiko for skade på vannlevende organismer. Man bør imidlertid være oppmerksom på at EUs kvalitetsstandarder (QS) i henhold til vanndirektivet som er basert på langtidseffekter er tenkt benyttet på årsmiddelkonsentrasjoner, mens MF-verdiene i Norge vil bli brukt på enkeltverdier fra stikkprøver eller blandprøver fra perioder på ca. 14 dager. Miljøfarlighetsverdier for de plantevernmidler som er påvist i perioden 1995 til 2015 er gjengitt i vedlegg 1.

MF-verdiene er nyttet for å beregne total miljøbelastning (TMB) for bekker og elver. Tallet er fremkommet ved at den målte konsentrasjonen av hvert enkelt plantevernmiddel er "vektet" ved å dele på MF-verdien for stoffet. TMB-tall i gjennomsnitt per prøve gir et uttrykk for den relative belastningen på resipienten med hensyn på potensiell miljørisiko og er et uttrykk for risiko for samvirkende effekter av plantevernmidler i vann, forutsatt en additiv effekt av alle de påviste

plantevernmidlene i en vannprøve. Dersom TMB-verdien blir over 1 gir dette en viss risiko for effekt på vannlevende organismer. I det svenske overvåkingsprogrammet gjøres det en tilsvarende vurdering av miljøbelastning ved beregning av en "toksisitetsindex" (Adielsson et al., 2007).

Handlingsplanen for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler (2016–2020) (Landbruks- og Matdepartementet, 2016) fastsetter følgende mål for forekomst av plantevernmidler i overflate- og grunnvann i Norge; «Kunnskapen om forekomsten av plantevernmidler i grunnvann og overflatevann skal forbedres. Forurensning til vann skal reduseres. Forekomsten av plantevernmidler i overflatevann skal ikke overskride verdier som kan gi skade på miljøet. Forekomst av plantevernmidler i grunnvannet skal ikke overskride grenseverdien for drikkevann.»



Figur 2.2. *Daphnia magna*, et lite krepsdyr som bl.a. brukes for å bestemme plantevernmidlenes giftighet.

2.7 Beregninger og statistikk

Tap av partikler, næringsstoffer og plantevernmidler beregnes på bakgrunn av vannføringen multiplisert med konsentrasjonen over den perioden som hver blandprøve dekker. Gjennomsnittskonsentrasjoner i rapporten er presentert som vannføringsveide konsentrasjoner.

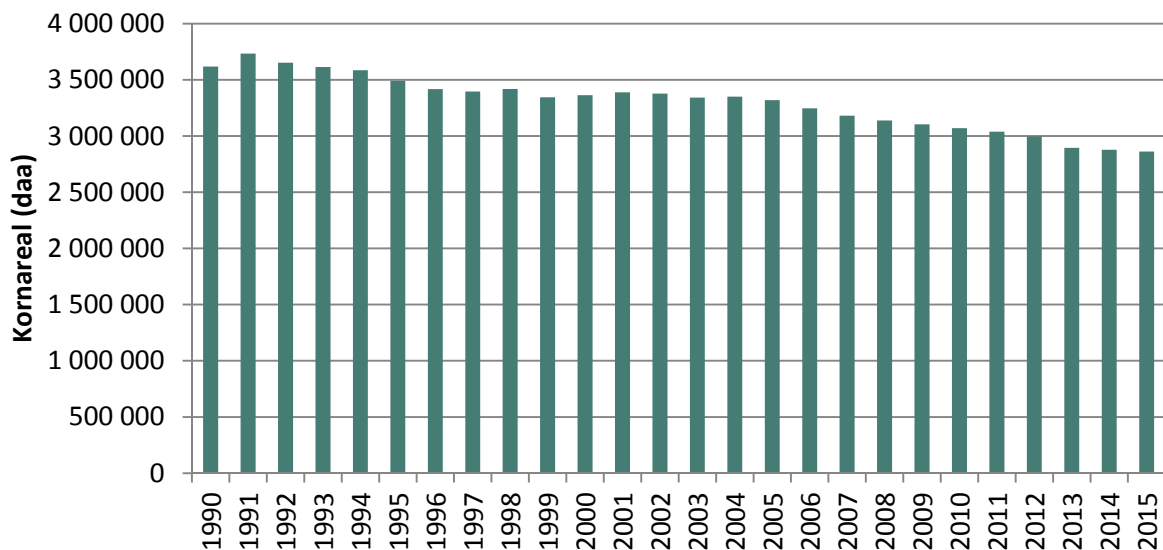
Det er gjort statistiske analyser for å tolke utviklingen i feltene (trendanalyser). Mann-Kendall testen ($\alpha = 0,05$) ble brukt for å vurdere trender i tap og konsentrasjoner (Mann 1945, Kendall 1975). Mann-Kendall-testen er en ikke-parametrisk trendanalyse som ofte er brukt for å oppdage trender i tidsserier med vannkvalitetsdata der avrenning er brukt som kovariat for å korrigere for variasjonen i avrenning mellom år (Libiseller and Grimvall, 2002). Trendanalysene er også utført for totalt tilført N og P i gjødsel, for tap og konsentrasjoner av partikler og næringsstoffer og for utvikling i funn, konsentrasjoner og total miljøbelastning av plantevernmidler. Signifikansen i trendsanalysen er testet på 5 % nivå.

3 Utvikling i jordbrukspraksis

Endringer i jordbrukspraksis i et område kan medføre at jordbrukets påvirkning på miljøet også endres i positiv eller negativ retning. De enkeltfaktorene som har størst betydning for avrenning fra jordbruksområder og etterfølgende miljøproblemer er vekstvalg, jordarbeiding, husdyrhold, gjødsling og bruk av plantevernmidler.

3.1 Utvikling i vekstfordeling og gjødsling i Norge

Vekstfordelingen i norsk jordbruk er endret siden begynnelsen på 1990-tallet. Fra 1990 til 2015 er kornarealet redusert med 21 % til 2,9 millioner dekar. For hele landet har arealandelen med høstkorn variert mellom 3 og 44 % av det totale kornarealet i perioden 1990–2015. Det var en nedgang i arealandelen med høstkorn fra 2007 til 2012, men deretter økte denne andelen. Andel areal med overvintring i stubb har variert fra 37 % i 2001 til 57 % i 2011, og i 2015 var andelen 38 % (Snellingen Bye/SSB, 2016). Det har ikke vært en trend i fulldyrka eng i denne perioden.



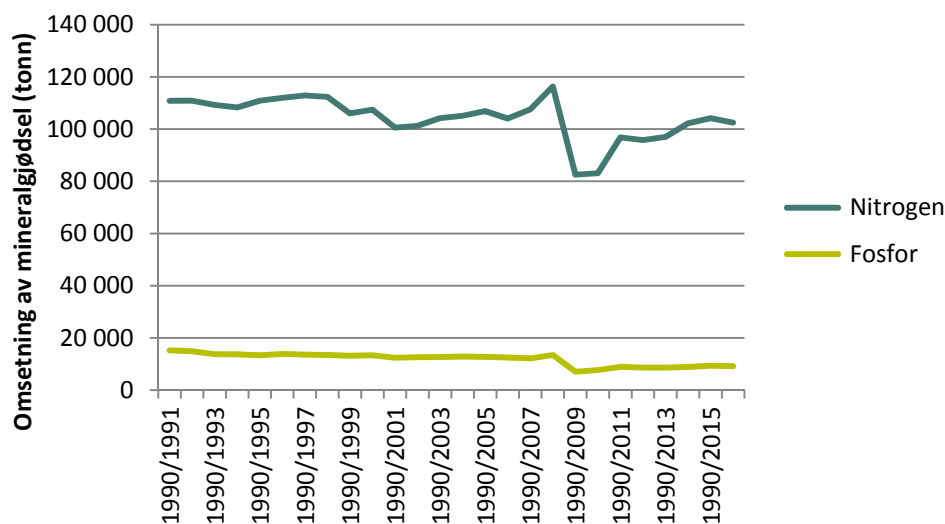
Figur 3.1. Endring i kornareal fra 1990 til 2015 (SSB, 2016).

Fra 2008 og fremover har det vært en betydelig reduksjon i omsetningen av både nitrogen og fosfor i mineralgjødsel (figur 3.2). Dette skyldes prisøkning, endring i gjødselsammensetning (N/P) av de vanligste gjødselslagene og endring i gjødslingsnormer for fosfor. Gjennomsnittlig omsetning av fosfor i mineralgjødsel i perioden 2008–2015 er 37 % lavere enn i perioden 1990–2008. Tilsvarende tall for nitrogen er 13 %.

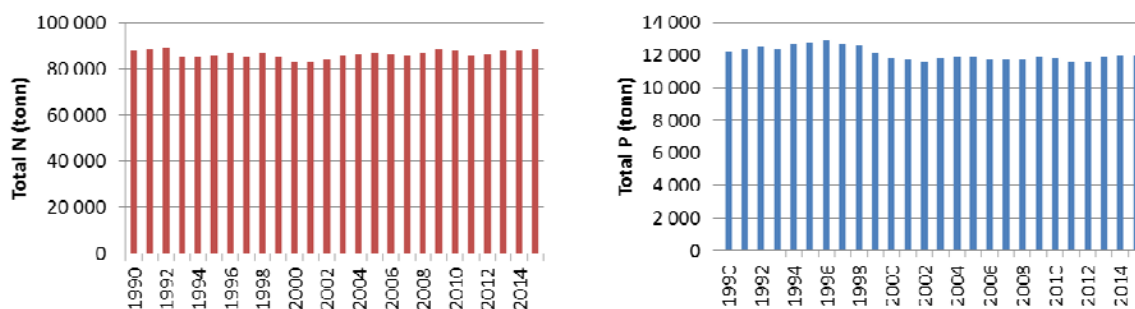
I perioden 1990 til 2015 har husdyrhold med sauer, geiter, avlssvin og melkekyr minsket noe mens husdyrhold med ammekyr, svin og fjørfe har økt (SSB, 2016). Mengden av nitrogen og fosfor som er tilført jordbruksarealene med husdyrgjødsel har også endret seg (figur 3.3). Forskjellen i utvikling for nitrogen og fosfor skyldes bl.a. forskjell i dyreslag. Det har blitt forholdsvis flere svin og fjørfe, og færre drøvtyggere i perioden. Husdyrgjødsel fra drøvtyggere inneholder forholdsvis mer nitrogen, mens fosforinnholdet er forholdsvis høyere i husdyrgjødsel fra gris og fjørfe.

Mengden av nitrogen tilført med husdyrgjødsel varierer mellom år, men det er ingen tydelig trend i perioden 1990–2015. I årene 2000–2002 ble det tilført noe mindre nitrogen enn i resten av perioden, men årsaken til dette er uvisst. Mengden av fosfor tilført med husdyrgjødsel har derimot hatt en liten

nedgang i perioden 1990–2015, noe som kan henge sammen med fytasetilsetning til fôret. I perioden 2001 til 2008 skjedde det en del fôr- og driftsendringer som har endret N- og P verdier i noen former for husdyrgjødsel (blant annet gris og høns). Fytase ble blant annet godkjent som tilsetningsstoff for å bedre fosforopptak fra fôr og dette førte til lavere fosforinnhold i husdyrgjødsel. Dette kan være en av årsakene til at nitrogen og fosfor har ulike trender i figur 3.3.



Figur 3.2. Omsetning av nitrogen og fosfor (tonn) i mineralgjødning i Norge (Mattilsynet, 2016).

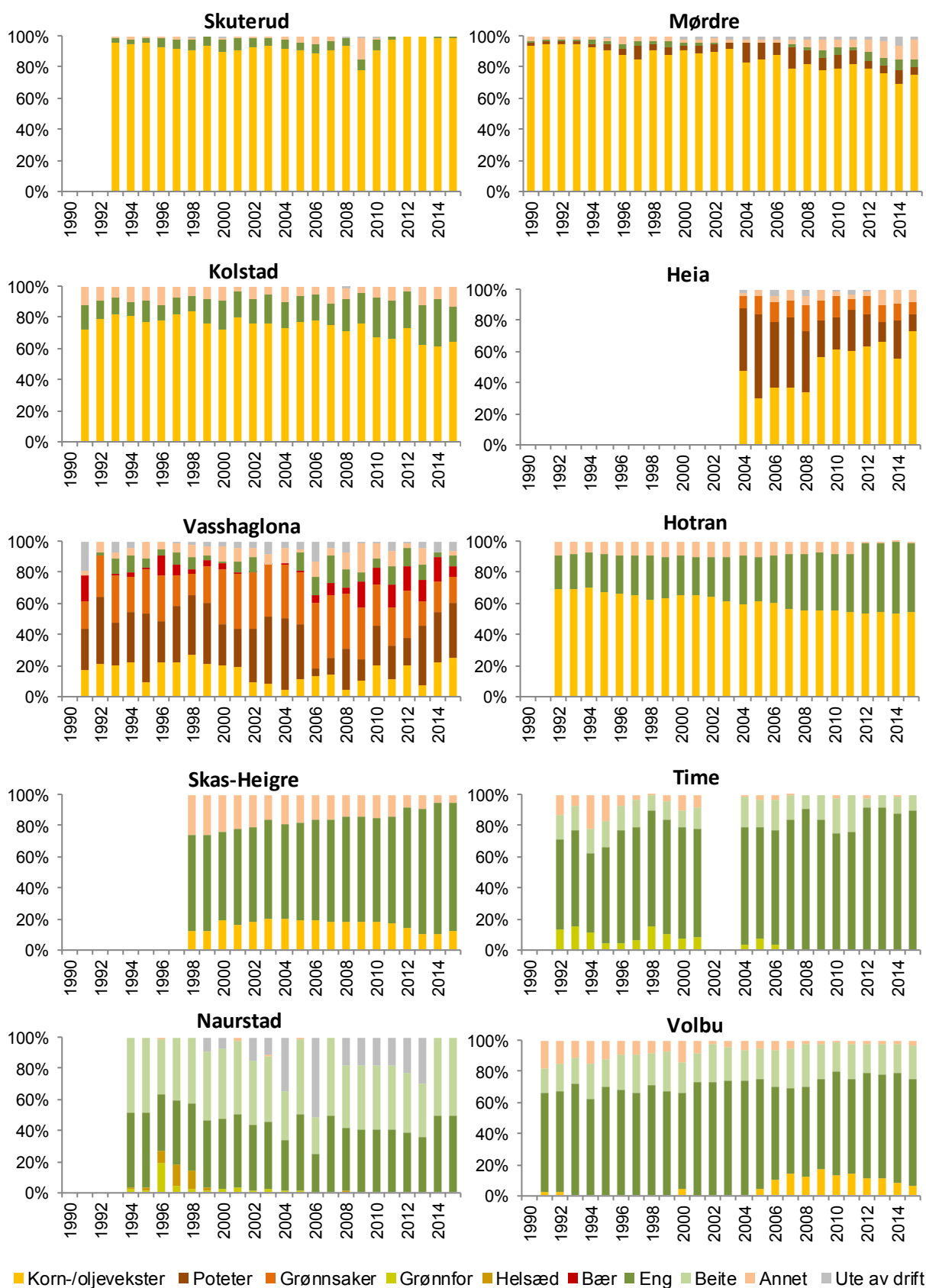


Figur 3.3. Fosfor og nitrogen (tonn) tilført med husdyrgjødsel fra 1990 til 2014 (SSB, 2016).

3.2 Vekstfordeling i overvåkingsfeltene

Generelle nasjonale trender er en nedgang i kornareal til fordel for grasdyrking og økt antall husdyr. Disse trendene gjenspeiles til en viss grad i overvåkingsfeltene.

De typiske områdene med engdyrking i Norge er representert med overvåkingsfeltene Time og Skas-Heigre på Jæren, Naurstad i Nordland og Volbu i Valdres. Begge feltene på Jæren har hatt en klar økning i areal med engdyrking gjennom overvåkingsperioden (figur 3.4). I Naurstad var det på 1990-tallet noe areal med helsæd og grønnfôr, men de siste årene har jordbruksarealet vært fordelt likt på eng og beite. Om lag 90 % av jordbruksarealet i Time har vært eng de siste årene, resten beite. Volbu er også dominert av eng og beite, men det har vært opp mot 15 % korndyrking de siste ti årene.



Figur 3.4. Vekstfordeling i % av totalt jordbruksareal for hvert felt og år.

Typiske kornområder på Østlandet er representert med Skuterud og Mørdre i Akershus. I Skuterud er tilnærmet alt jordbruksareal benyttet til korn gjennom hele perioden, mens det i Mørdre har vært en svak nedgang i kornarealet og en svak økning i arealet med andre vekster, bl.a. potet og eng (figur 3.4). Andelen høstkorn av det totale kornarealet har variert mellom 0 og 52 % i Skuterud og mellom 0 og 26 % i Mørdre (tilsvarende sådd areal i figur 3.15). Det er ingen tydelig trend i noen av feltene med hensyn til andel høstkorn. I Mørdre var det 11 år med fangvekst i feltet, på opp mot 40 % av arealet i noen år.

Kolstad i Hedmark og Hotran i Nord-Trøndelag representerer områder med kombinert husdyr- og kornproduksjon (figur 3.4). I både Kolstad og Hotran har det vært en økning i arealene som brukes til eng og reduksjon i kornarealene gjennom overvåkingsperioden. I Hotran er kornarealet redusert fra ca. 66 % i årene 1992–2002 til ca. 56 % i årene 2007–2015, mens kornarealet i Kolstad er redusert fra 79 til 71 % av jordbruksarealet. I Kolstad og Hotran har høstkorn-andelen vært svært liten (<5 %).

Vasshaglona i Aust-Agder og Heia i Østfold representerer områder med stort innslag av grønnsaker og poteter. Omfanget av de ulike produksjonene i Vasshaglona har variert mye mellom år, og det er ingen tydelige trender (figur 3.4). I gjennomsnitt for overvåkingsperioden dekker grønnsaker og potet hver for seg ca. 30 % av arealet, mens korn- og oljevekster, bær, eng og uspesifiserte produksjoner dekker resten. I Heia har det vært en klar økning i korndyrking og nedgang i potetdyrking gjennom overvåkingsperioden. I 2015 utgjorde kornproduksjon 72 % av arealet, av dette var 75 % vårsådd.

Endringene i vekstfordeling over tid kan ha stor betydning for risiko for erosjon og avrenning av næringsstoffer og plantevernmidler. I Kolstad og Hotran har kornarealet i stor grad blitt erstattet av eng, noe som vil minske erosjonsrisikoen, mens det i Mørdre har vært en økning i andre vekster inklusive potetproduksjon. Dyrking av potet og grønnsaker medfører generelt en økt risiko for erosjon og avrenning av næringsstoffer og plantevernmidler fordi det for det meste kreves mer jordarbeiding, kraftigere gjødsling og hyppigere sprøyting til slike vekster sammenliknet med korn. Overgangen fra eng til beite i Naurstad innebærer derimot en ekstensivering av jordbruket og redusert risiko for næringsstoffavrenning.

3.3 Husdyrhold i overvåkingsfeltene

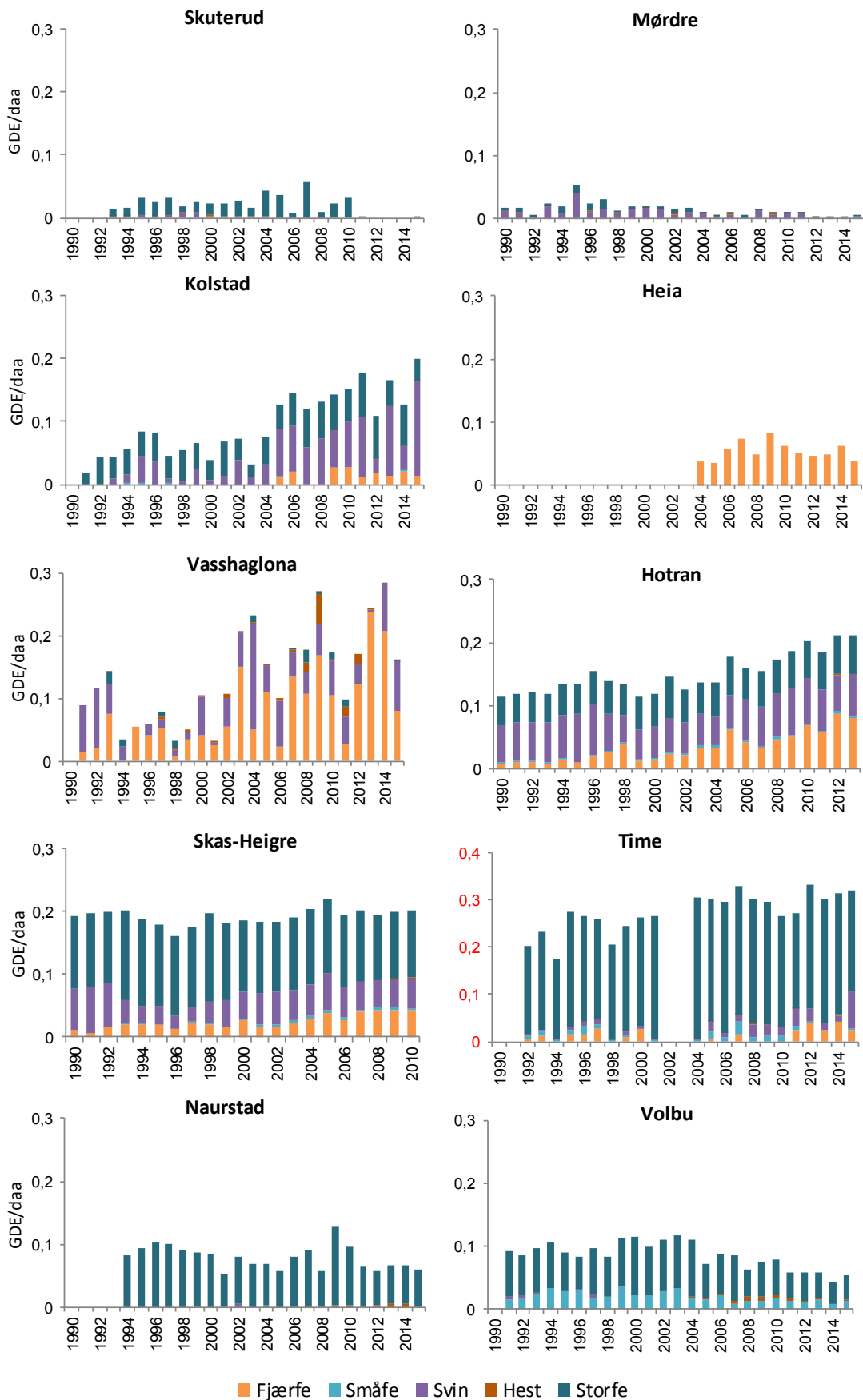
Det har vært en økning i antall husdyr i Kolstad, Hotran og Vasshaglona i overvåkingsperioden og en svak økning i antall gjødseldyrenheter i Time (figur 3.5). Økningen har skjedd mest innenfor fjærfé- og svineproduksjon, og det samsvarer med den generelle trenden i husdyrhold.

I Vasshaglona og Heia er hovedproduksjonen fjærfé, i Heia som eneste produksjon mens det i Vasshaglona også har vært innslag av svin, storfe og hest. Produksjonen av fjærfé har økt betydelig gjennom overvåkingsperioden i Vasshaglona, men med betydelig variasjon mellom enkelt år. Time er det overvåkingsfeltet som jevnt over har hatt høyest husdyrtetthet (0,2–0,3 GDE/daa), med storfe som dominerende husdyrproduksjon.

I Naurstad og Volbu har det vært noe avtakende husdyrtetthet de siste årene, også her med storfe som dominerende husdyr i begge feltene over år.

I kornfeltene Skuterud og Mørdre har det vært relativt lite husdyr (figur 3.5). I Mørdre var det hovedsakelig svineproduksjon, men denne er også blitt redusert de senere år. I Skuterud har det vært noe storfeproduksjon tidligere, men i senere tid har det blitt redusert til nærmere null.

Husdyrgjødselmengden som tilføres er som regel et resultat av hvor mange husdyr som holdes i nedbørfeltet, og kan derfor gi en indikasjon på husdyrtetthet (antall dyr/daa). Husdyrtettheten kan beregnes på grunnlag av tilført mengde husdyrgjødsel (spredd gjødsel og gjødsel fra beitedyr) i feltet hvert enkelt år, og det er vanlig å framstille dyretallet som gjødseldyrenheter (GDE). En GDE er lik gjødselmengden fra ei melkeku i løpet av ett år, og tilsvarende om lag 14 kg P (LMD, 1997). Dette tilsvarende gjødselmengden fra 3 avlspurker, 7 vinterføra sauer/geiter og 80 høner. Husdyrtettheten i denne rapporten er beregnet på grunnlag av husdyrgjødselmengden som er spredd i feltet.



Figur 3.5. Årlig husdyrtetthet angitt i gjødseldyrenheter per areal (GDE/daa). GDE er beregnet på grunnlag av spredd husdyrgjødsel og beitedyr i nedbørfeltet. Merk egen skala på y-akse for Time.

3.4 Gjødslingspraksis i overvåkingsfeltene

Tilførsler av næringsstoffer varierer betydelig mellom de ulike overvåkingsfeltene, både med hensyn til hvor mye næringsstoffer som tilføres og i hvilken form tilførselen skjer (husdyrgjødsel eller mineralgjødsel; tabell 3.1).

I nedbørfeltene med mest korn (Skuterud og Mørdre) tilføres over 90 % av næringsstoffene i form av mineralgjødsel. I de andre feltene er husdyrgjødsel en betydelig kilde til næringsstoffer. Andelen husdyrgjødsel er størst i de grasdominerte feltene Time, Volbu og Naurstad, hvor 40–50 % av nitrogenet (N) og 50–90 % av fosforet (P) tilføres i form av husdyrgjødsel, men også i Kolstad tilføres ca. 50 % av fosforet i form av husdyrgjødsel.

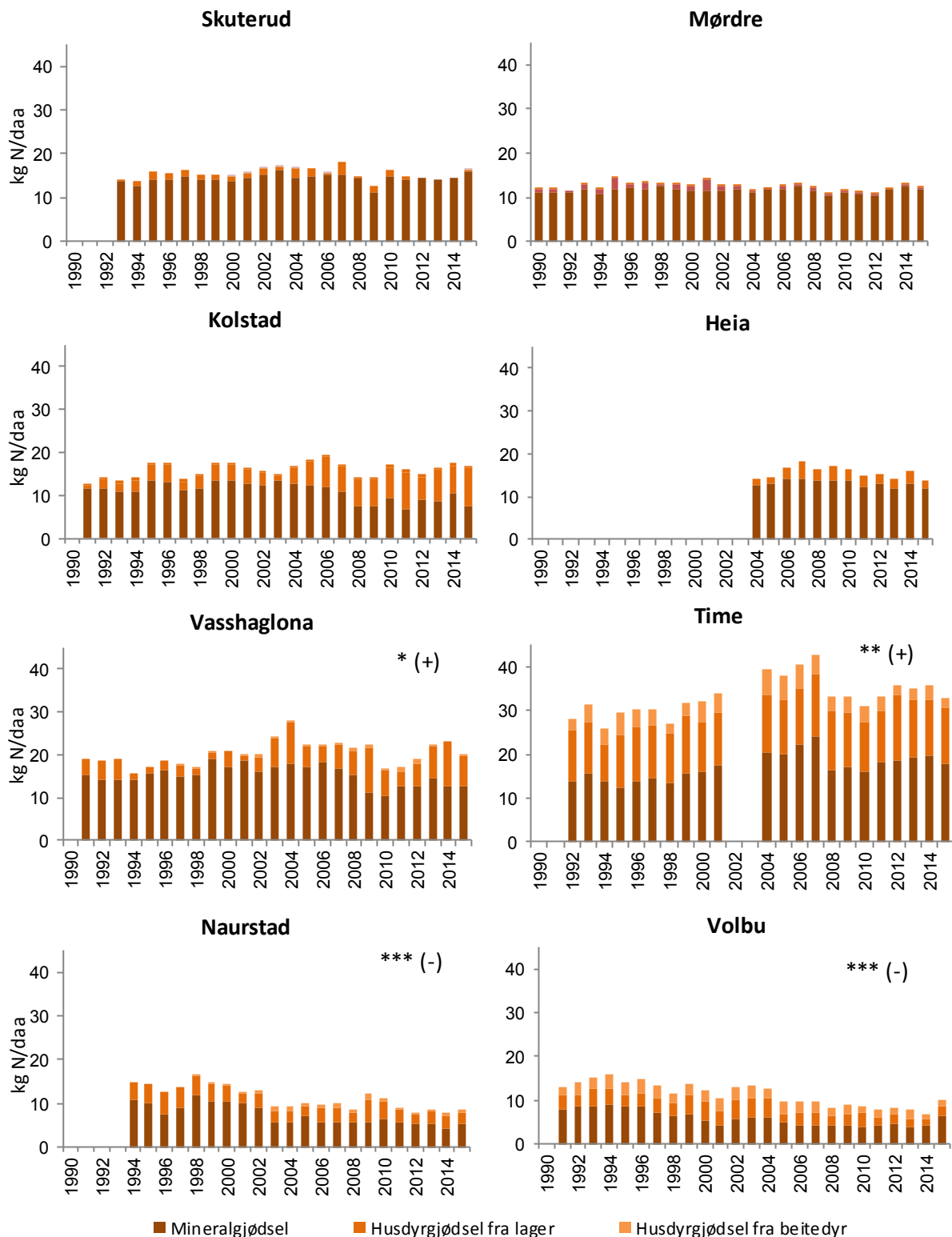
Tabell 3.1. Gjennomsnittlig nitrogen- og fosforgjødsling (kg/daa) for hele overvåkingsperioden for hvert felt fordelt på mineralgjødsel, husdyrgjødsel fra lager og fra dyr på beite.

	Nitrogengjødsling (kg N/daa)				Fosforgjødsling (kg P/daa)			
	Mineral- gjødsel	Husdyr- gjødsel fra lager	Husdyr- gjødsel fra beitedyr	Totalt	Mineral- gjødsel	Husdyr- gjødsel fra lager	Husdyr- gjødsel fra beitedyr	Totalt
Skuterud	14,4	1,0	-	15,5	1,9	0,3	-	2,3
Mørdre	11,6	0,7	0,1	12,4	1,9	0,2	-	2,2
Kolstad	11,1	4,6	0,4	16,0	1,4	1,3	0,1	2,7
Heia	13,1	2,6	-	15,8	2,3	0,8	-	3,1
Vasshaglona	15,2	4,8	0,3	20,3	3,2	1,9	-	5,2
Time	17,1	12,4	3,7	33,2	0,5	3,1	0,7	4,4
Naurstad	7,5	3,4	0,6	11,4	1,0	1,0	0,1	2,1
Volbu	6,0	3,0	2,3	11,3	0,7	0,7	0,5	1,9

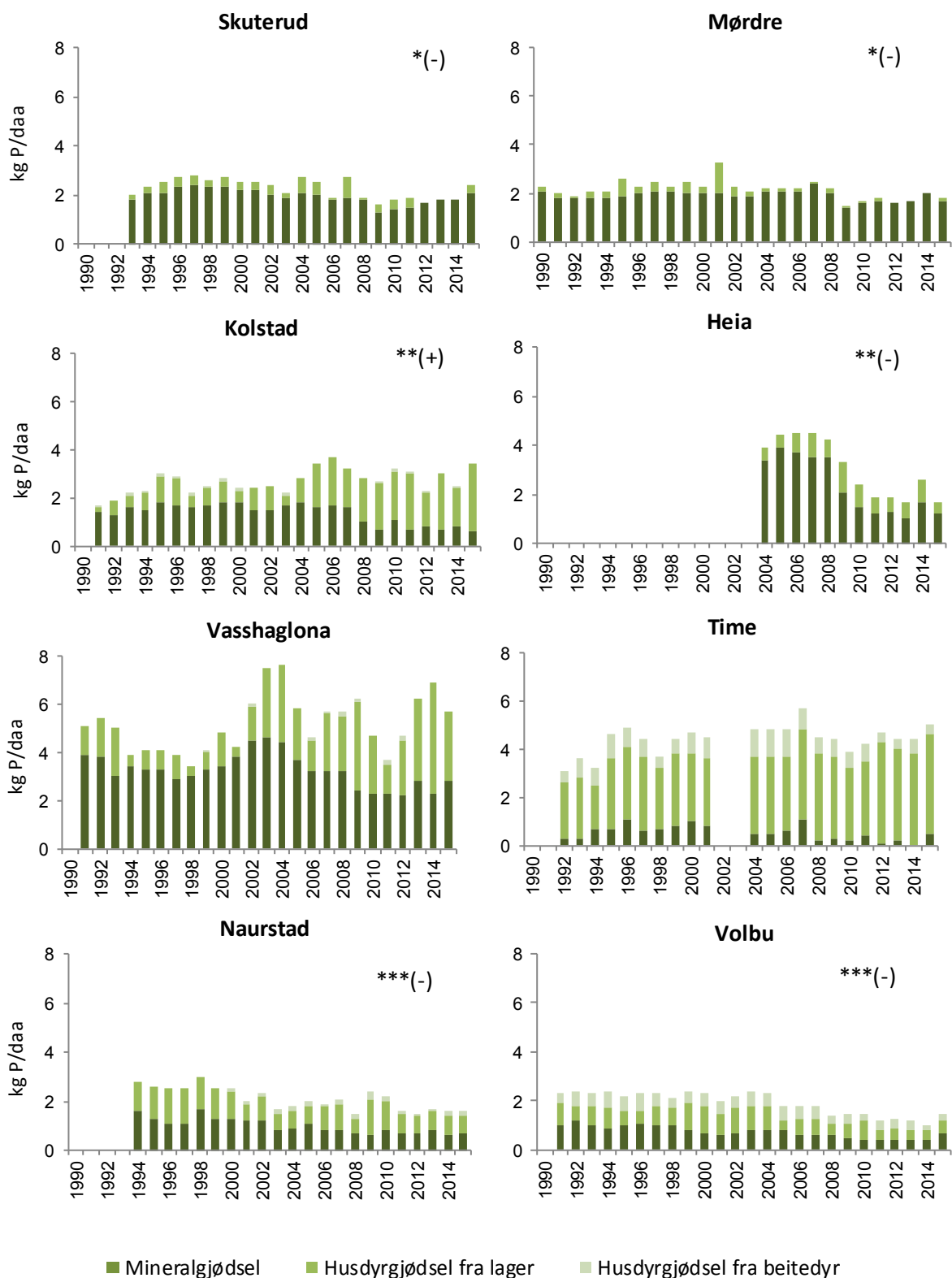
Ved vurdering av gjødslingsnivået for nitrogen i feltene med husdyrgjødsel må det tas hensyn til at gjødselvirkningen av nitrogen i husdyrgjødsel er generelt lavere enn for nitrogen i mineralgjødsel (www.bioforsk.no/gjodslingshandbok). Tallene i denne rapporten viser totale nitrogentilførsler i form av husdyrgjødsel, korrigert for et antatt gasstap i form av ammoniakk (NH₄). Ammoniakktapet er beregnet på grunnlag av informasjon om dyreslag, nedmoldingstidspunkt i forhold til spredning og været når husdyrgjødsel spres (John Morken, pers. medd.) Det er ikke korrigert for andre faktorer som påvirker gjødselvirkningen.

Når det gjelder fosfor (P) i husdyrgjødsel har det tilnærmet samme plantetilgjengelighet som fosfor i mineralgjødsel (www.bioforsk.no/gjodslingshandbok). Tallene i denne rapporten viser totale tilførsler av fosfor.

Gjennomsnittlig nitrogengjødsling varierer mellom 33 kg N/daa i Time til ca. 12 kg N/daa i Naurstad, Mørdre og Volbu (jfr. tabell 3.1 og figur 3.6). Time har en høy husdyrtetthet og 30 % av tilført nitrogen kommer i fra husdyrgjødsel. Vasshaglona, et felt med betydelig grønnsaksproduksjon har nest høyest gjennomsnittlig nitrogengjødsling (20 kg N/daa) og viser en svak økning. I Skuterud, Kolstad og Heia er gjennomsnittlig gjødslingsnivå ca. 16 kg N/daa. I Naurstad og Volbu har nitrogentilførselen blitt redusert gjennom overvåkingsperioden, mens nitrogentilførselen i Time har økt.



Figur 3.6. Tilførsler av nitrogen (N) i form av mineral- og husdyrgjødsel for hvert felt og år. Statistisk signifikante trender er angitt med * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) og *** ($p < 0,001$). (-) indikerer nedadgående trend, mens (+) indikerer oppadgående trend.



Figur 3.7. Tilførsler av fosfor (P) i form av mineral- og husdyrgjødsel for hvert felt og år. Statistisk signifikante trender er angitt med * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) og *** ($p < 0,001$). (-) indikerer nedadgående trend, mens (+) indikerer oppadgående trend.

Gjennomsnittlig fosforgjødsling varierer mellom 5 kg P/daa i Vasshaglona til 2 kg P/daa i Volbu (tabell 3.1 og figur 3.7). Vasshaglona og Heia (3 kg P/daa) er felt med betydelig potet- og grønnsaksproduksjon og mye av produksjonen består av fosforkrevende vekster. I kornfeltene Skuterud og Mørdre og i de ekstensive grasfeltene Naurstad og Volbu er fosfortilførslene rundt 2 kg P/daa. I Time tilføres i gjennomsnitt 4,4 kg P/daa.

I Skuterud, Mørdre, Heia, Naurstad og Volbu har det vært en signifikant reduksjon i totale tilførsler av fosfor gjennom hele overvåkingsperioden (figur 3.7). I Kolstad har det vært en signifikant økning i totale tilførsler mens det i Time og Vasshaglona ikke er noen tydelig trend. I alle felt unntatt Mørdre har det vært en signifikant reduksjon i tilførsel av fosfor i form av mineralgjødning i overvåkingsperioden. I Mørdre er det en signifikant reduksjon i fosfortilførsler fra husdyrgjødsling, men også i Mørdre har gjennomsnittlig fosfortilførsel med mineralgjødning vært mindre etter 2008 enn gjennomsnittet for tidligere år, dog ikke statistisk signifikant. Dette samsvarer med den generelle nedgang i bruk av fosforgjødsling i hele landet fra 2008 på grunn av endrede fosforgjødslingsnormer, økte priser og reduksjon i fosforinnholdet i de mest brukte sortene av NPK-gjødsling. Høyere fosfortilførsler i enkelte år og enkelte felt skyldes økte mengder husdyrgjødsling, uten at mineralgjødseltilførselen er redusert tilsvarende.

I Kolstad, Time og Vasshaglona er det i overvåkingsperioden en signifikant økning i fosfortilførsler i form av husdyrgjødsling. Dette gjør at de totale fosfortilførslene har økt i Kolstad. I Time og Vasshaglona er det imidlertid ikke er noen tilsvarende trend, siden tilførslene av mineralgjødning der er redusert. I Vasshaglona har tilførte mengder av fosfor variert relativt mye i løpet av overvåkingsperioden, men det er en tendens til reduserte tilførsler etter 2004. I Volbu har det vært en signifikant reduksjon i tilførsler av både nitrogen og fosfor med husdyrgjødsling.

3.5 Næringsstoffbalanser i overvåkingsfeltene

Næringsstoffbalanser blir brukt som indikator for risiko for næringsstofftap fra jordbruksareal. Næringsstoffbalansene er beregnet som tilført (med gjødning) minus bortført (i avling) nitrogen (N) eller fosfor (P) for alle nedbørfeltene. Nitrogen i nedbør er ikke medregnet.

$$NP_{balanse} = NP_{mineralgjødning} + NP_{husdyrgjødsling} - NP_{avling} - NP_{halm} \text{ (bortført)}.$$

Næringsstoffbalanser er beregnet for totale mengder av nitrogen og fosfor, og det er ikke tatt hensyn til plantetilgjengelighet. Et usikkerhetsmoment i balansene er estimatene for nitrogen- og fosforinnhold både i husdyrgjødsling og avlinger. Spesielt for gras er det også betydelig usikkerhet knyttet til avlingsmengder. Kilder for disse opplysningene er angitt i metodekapitlet.

De gjennomsnittlige nitrogenbalansene (tilført N – bortført N) for kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad er på henholdsvis 5,9, 5,2 og 6,8 kg N/daa (tabell 3.2). I Mørdre har det vært en signifikant nedgang i nitrogenoverskuddet de siste årene (figur 3.8). Årsaken er en signifikant nedgang i tilført nitrogen, og dette har ikke resultert i mindre avlinger. I Skuterud har det gjennomsnittlig vært noe høyere gjødning med nitrogen enn i Mørdre (figur 3.6), men samtidig noe høyere avlinger, hvilket gir en nokså lik nitrogenbalanse i de to feltene. Noe høyere nitrogenbalanse i Kolstad kan forklares med høyere gjennomsnittlig gjødning og høyere andel husdyrgjødsling. Nitrogen i husdyrgjødsling er i mindre grad direkte plantetilgjengelig for årets vekst sammenliknet med nitrogen i mineralgjødning (www.bioforsk.no/gjodslingshandbok), og derfor vil bruk av husdyrgjødsling kunne gi en høy nitrogenbalanse.

I Vasshaglona og Heia er gjennomsnittlig nitrogenbalanse på henholdsvis 9 og 6,3 kg N/daa. Andel areal med grønnsaker og potet er betydelig større i Vasshaglona og både gjennomsnittlig gjødning og avling er også høyere. Det er imidlertid stor variasjon i nitrogenbalansen mellom enkeltår i Vasshaglona, med lavest nitrogenoverskudd i år med høye avlinger. Værforhold som fører til reduserte avlinger, så som særlig tørre eller våte somre, vil kunne gi et økt overskudd på næringsstoffbalansen

for enkelte år. I Heia har det vært en signifikant nedgang i nitrogenbalansen i overvåkingsperioden (figur 3.8). Dette kan ha sammenheng med endret vekstfordeling i feltet med en økt andel kornareal og redusert potetareal (figur 3.4), som har ført til en svak reduksjon i tilført nitrogen gjennom gjødsel og noe økt uttak av nitrogen i avlinger.

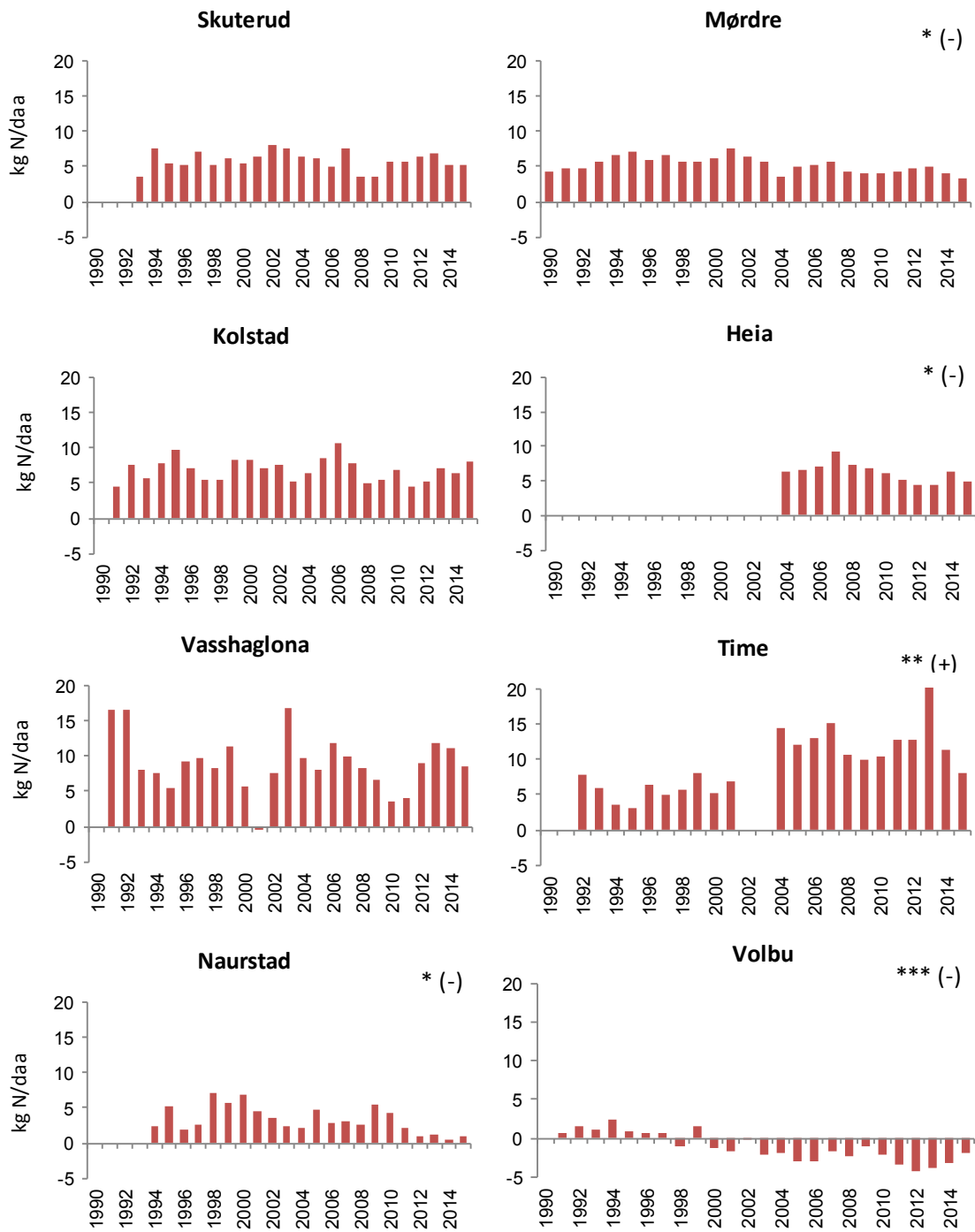
Tabell 3.2. Gjennomsnittlige årlige nitrogen- og fosforbalanser (kg/daa/år) for hele overvåkingsperioden for hvert felt. Det er regnet med tilførsel av totalnitrogen og totalfosfor.

	Nitrogenbalanse (kg N/daa/år)	Fosforbalanse (kg P/daa/år)
Skuterud	5,9	0,3
Mørdre	5,2	0,6
Kolstad	6,8	1,0
Heia	6,3	1,2
Vasshaglona	9,0	3,1
Time	9,5	1,6
Naurstad	3,3	1,1
Volbu	-1,1	0,4

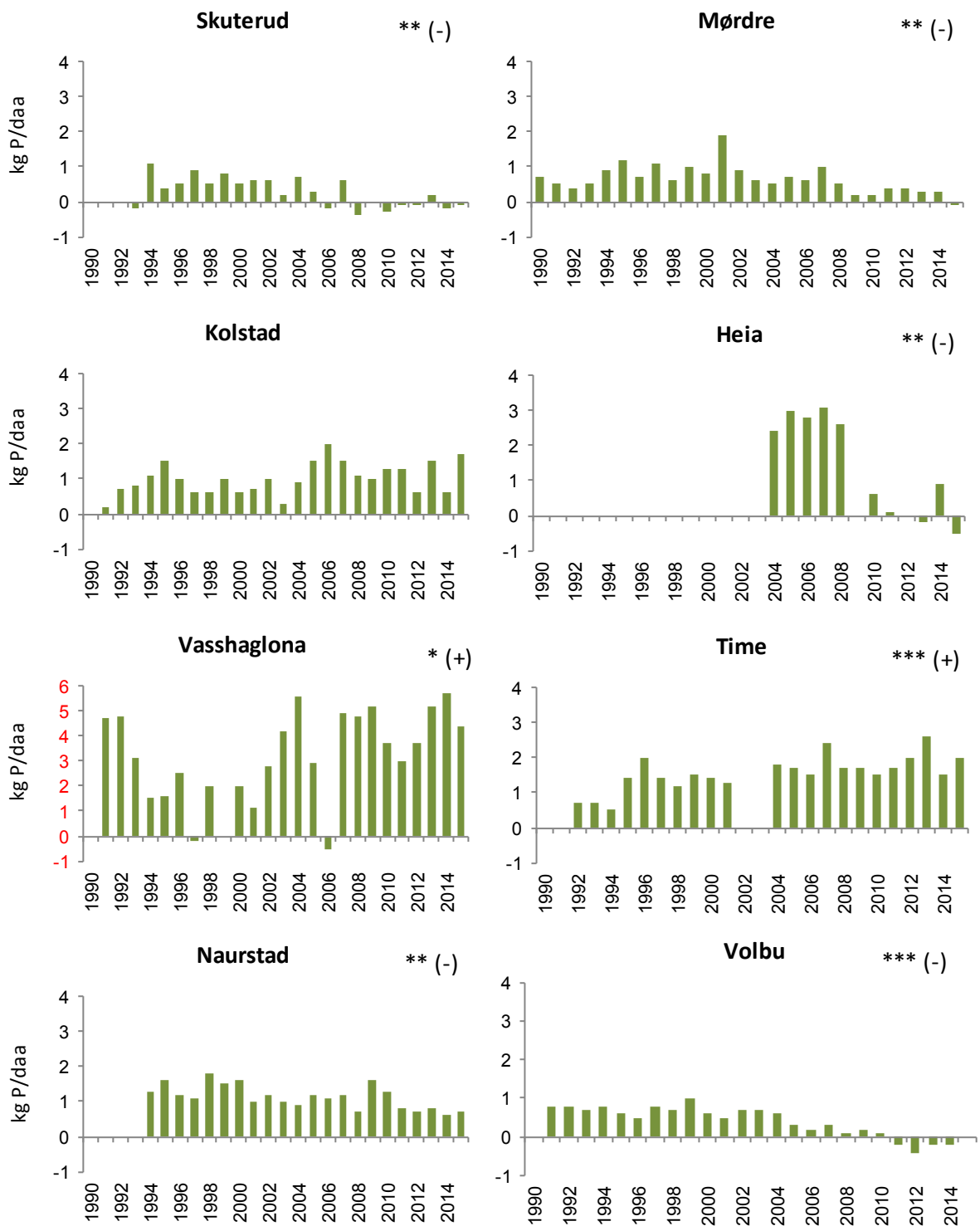
Grasfeltet Time har den høyeste gjennomsnittlige nitrogenbalansen av feltene (9,5 kg N/daa). I dette feltet har det vært en signifikant økning i nitrogenoverskuddet gjennom overvåkingsperioden, årsaken er økt husdyrtetthet og økning i tilført nitrogengjødsel. I de ekstensivt drevne grasfeltene Naurstad og Volbu var gjennomsnittlig nitrogenbalanse på henholdsvis 3,3 og -1,1 kg N/daa. I både Naurstad og Volbu har nitrogenoverskuddet blitt signifikant redusert gjennom overvåkingsperioden og i Volbu har balansen vært negativ alle år siden 2000 (figur 3.8). I begge feltene har det vært en betydelig reduksjon både i tilført nitrogengjødsel og nitrogen fjernet med avling.

I kornfeltene Skuterud og Mørdre var gjennomsnittlig fosforbalanse (tilført P - bortført P) henholdsvis 0,3 og 0,6 kg P/daa. Forskjellen mellom feltene er hovedsakelig grunnet i at Mørdre har lavere gjennomsnittlig avling enn Skuterud. I begge feltene har det vært en signifikant nedadgående trend i fosforbalansen og i begge feltene var fosforbalansen negativ i 2015. Reduksjon i tilførsel av fosfor i mineralgjødsel er noe av forklaringen. I Kolstad, et felt med kombinert korn- og husdyrproduksjon, er den gjennomsnittlige fosforbalansen på 1 kg P/daa og det er en tendens til økt fosforbalanse men ingen tydelig trend. I Kolstad har det vært en økning i tilført mengde husdyrgjødsel gjennom overvåkingsperioden.

Vasshaglona har klart høyest gjennomsnittlig fosforbalanse med 3 kg P/daa, og i dette feltet har det også vært en signifikant økning. Det er imidlertid stor variasjon mellom år, og det er veldig lavt fosforoverskudd i 1997, 1999 og 2006. Det er stor årlig variasjon i areal med ulike grønnsaker, potet og korn i Vasshaglona, og dermed stor variasjon i fosforgjødsling og mengde fosfor fjernet med avling. Det er videre stor usikkerhet knyttet til innhold av fosfor i potet og grønnsaksvekster, hvilket gir en stor usikkerhet i estimerte fosforbalanser for grønnsaksfelt. Heia er også et felt med betydelig innslag av grønnsaker og det har i tidlige år hatt en høy fosforbalanse (rundt 3 kg P/daa), og det har vært en signifikant reduksjon i fosforbalansen.



Figur 3.8. Nitrogenbalanse (N tilført - N i avling) for hvert felt og år. Statistisk signifikante trender er angitt med * (p<0,05), ** (p<0,01) og *** (p<0,001). (-) indikerer nedadgående trend, mens (+) indikerer oppadgående trend.



Figur 3.9. Fosforbalanse (P tilført – P i avling) for hvert felt og år. Merk egen skala på y-akse for Vasshaglona. Statistisk signifikante trender er angitt med * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) og *** ($p < 0,001$). (-) indikerer nedadgående trend, mens (+) indikerer oppadgående trend.

Gjennomsnittlig fosforbalanse i Time, et felt med høy husdyrtetthet, er 1,6 kg P/daa og denne har økt signifikant gjennom overvåkingsperioden. Det er spesielt høy fosforbalanse de i 2013 (2,6 kg/daa).

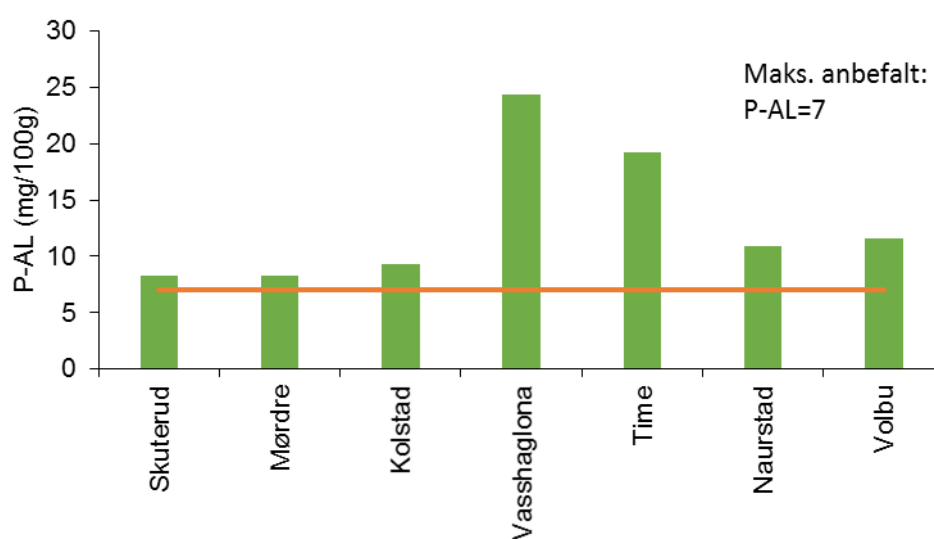
I feltene Naurstad og Volbu er det lavere husdyrtetthet og gjennomsnittlig fosforbalanse er henholdsvis 1,1 og 0,4 kg P/daa. Forskjellen mellom disse feltene skyldes lavere gjennomsnittlig avling i Naurstad, selv med noe høyere gjødsling. I begge feltene har det vært en signifikant nedgang i fosforbalansen.

3.6 Jordas fosforstatus i overvåkingsfeltene

Høye tilførsler av fosfor over tid og store overskudd på fosforbalansen kan føre til en betydelig opphopning av fosfor i jorda, med påfølgende risiko for tap av fosfor til omkringliggende vassdrag ved erosjon og avrenning. Et P-AL nivå mellom 5 og 7 beskrives vanligvis som optimalt mens P-AL over 10 regnes som høyt og over 14 som meget høyt.

I alle overvåkingsfeltene er jordas fosforstatus høyere enn anbefalt nivå på 5–7 mg P-AL/100g (figur 3.10). Vasshaglona er det overvåkingsfeltet som har høyest gjennomsnittlig arealveid fosforstatus (P-AL = 24 mg/100g). Dette feltet har også høyest gjennomsnittlig fosforbalanse. Av kartlagte arealer i Vasshaglona har 58 % 'høy' eller 'meget høy' fosforstatus (mg P-AL/100 g jord). Time har nest høyest gjennomsnittlig arealveid fosforstatus (P-AL = 19 mg/100g). I de ekstensivt drevne feltene Naurstad og Volbu er P-AL nivået henholdsvis 11 og 12 mg/100g, mens det i kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad er henholdsvis 8, 8 og 9 mg/100g.

Jordbruksarealene i Vasshaglona og Time har oppnådd den høye fosforstatusen på grunn av gjennomgående høy fosforbalanse (se figur 3.9). I gjennomsnitt for overvåkingsperioden er det tilført om lag dobbelt så mye fosfor i disse to feltene (4,4–5,2 kg/daa) sammenlignet med de korn- og engfeltene (1,9 – 2,7 kg/daa) der NIBIO har data for fosforstatus. For overvåkingsfeltene er det vist en god sammenheng ($r^2=0,85$) mellom gjennomsnittlig fosforbalanse og gjennomsnittlig fosforstatus (P-AL) for overvåkingsperioden. Jordas fosforinnhold kan bidra til økte fosforkonsentrasjoner ved erosjon og partikkelavrenning og dessuten bidrar høyt fosforinnhold i jorda til økt utvasking av løst fosfat.



Figur 3.10. Gjennomsnittlig arealveid fosforstatus målt som plantetilgjengelig fosfor (P-AL; mg P per 100 g jord). Merk at informasjon om jordas fosforstatus ikke er fullstendig for alle feltene. Merk at for Vasshaglona og Time foreligger P-AL tall for kun henholdsvis 62 og 76 % av jordbruksarealet. For de andre feltene foreligger tall for 95–100 % av jordbruksarealet.

3.7 Utvikling i bruk av plantevernmidler i Norge

Norge har fra juni 2015 implementert EUs regelverk for godkjenning og bruk av plantevernmidler gjennom iverksetting av ny plantevernmiddelforskrift. I Norge var det i 2015 godkjent 111 virksomme stoffer/organismer. Dette er relativt få midler sammenlignet med de fleste land i Europa. Det meste av volumet som omsettes er kjemisk syntetiserte plantevernmidler. Omsetningen i 2014 var 883 tonn (tabell 3.3). Dette er over gjennomsnittet for de siste fem årene. Det er ugrasmidlene som utgjør det største salgsvolumet av plantevernmidler med om lag 77 % (gjennomsnitt 2010–2014). Soppmidlene utgjør i gjennomsnitt ca. 13 %. Skadedyrmidler utgjør bare knapt 1 % av solgt volum. Utviklingen i omsetningen av plantevernmidler etter 1980 viser omlag en halvering av omsatt mengde virksomt stoff på vektbasis fra 1980 til 2000. Deretter har det vært en utflating, men med betydelige variasjoner mellom år. Reduksjonen i omsatt mengde virksomt stoff betyr ikke nødvendigvis at sprøytet areal er redusert siden det også kan innebære en overgang til bruk av midler som brukes i lave doser fordi de har høy biologisk effekt.

Tabell 3.3. Omsetning av plantevernmidler i tonn virksomt stoff 2010 til 2014. Kilde: Mattilsynet, 2015.

Type middel	2010	2011	2012	2013	2014	Gj.snitt 2010–2014	2014 fordeling %	2010–2014 fordeling %
Ugrasmidler (U)	573,7	679,2	628,0	614,9	692,3	638,4	78	77
Soppmidler (S)	87,2	106,6	119,9	101,9	121,8	107,6	14	13
Skadedyrmidler (SK)	5,3	6,4	7,2	6,6	6,9	6,6	>1	>1
Andre *	65,9	72,8	94,3	69,5	62,2	73,0	7	9
Sum	732,1	865,0	894,4	792,9	883,2	825,5		
Yrkespreparater	599,0	693,9	645,5	576,7	750,6	653,1	85	79
Hobbypreparater	137,8	171,1	203,9	216,2	132,5	172,3	15	21

Omsetningsstatistikken viser videre at hobbypreparatene utgjør ca. 20 % av omsatt mengde virksomt stoff.

I overvåkingsperioden fra 1995 til 2015 har det blitt gjennomført en rekke endringer i godkjenningene for plantevernmidler. Godkjenningen gis for det enkelte handelspreparat som inneholder ett eller flere virksomme stoff og fyllstoff (ikke virksomme). Endringer i bruken av handelspreparatene kommer som en følge av en rekke forskjellige tiltak:

- Det trekkes fra markedet av produsenten.
- Et plantevernmiddel mister sin godkjenning og alle handelspreparat med det samme virksomme stoffet tas av markedet (totalforbud).
- Handelspreparat som bare inneholder ett virksomt stoff trekkes, men fortsatt godkjennes det virksomme stoffet i blandingsformuleringer med andre plantevernmiddel (gir reduserte doser).
- Godkjenningen innskrenkes slik at det blir godkjent for færre kulturer enn tidligere (bruksomfang reduseres), evt. annen endring av bruksområde

- Off-label godkjenning for begrenset bruk (av allerede godkjente handelspreparat) i andre (mindre) kulturer og dyrkingssammenhenger enn hovedgodkjenningen.
- Etiketten endres slik at anbefalt dose settes lavere.
- Nye plantevernmidler med samme bruksområde kommer på markedet og bruken av ”de gamle” reduseres som følge av overgang til nye handelspreparat.
- Prisendringer og/eller avgiftsbelegging (evt. hamstring)

Alle disse endringene påvirker bruksomfang i sum. I statistikken for salg av plantevernmidler, vil en kunne se endringene i bruken av enkeltmidler på landsbasis

(http://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/plantevernmidler/godkjenning_av_plantevernmidler/statistik_k_omsetning_av_plantevernmidler.3094).

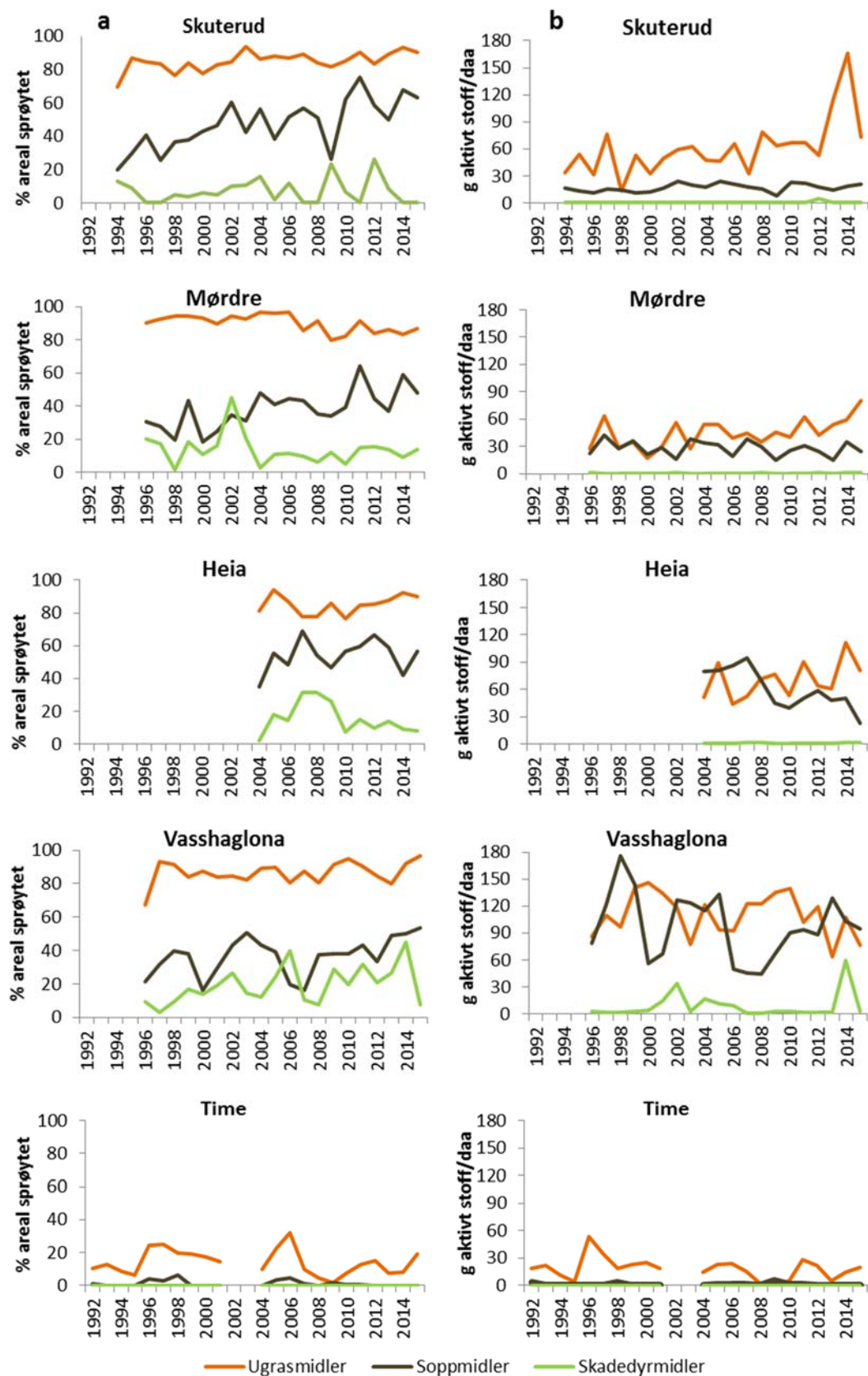
Bruksstatistikk på landsbasis fra Statistisk Sentralbyrå (Aarstad og Bjørlo, 2016) viser bruk av plantevernmidler fordelt på ulike vekster i 2001–2014. Andel areal behandlet minst en gang med plantevernmidler gjennom vekstsesongen varierte mellom 78 og 98 % i 2014; 79 % av oljevekstareale, 87 % av eplearealet, 90–99 % av arealet med gulrot, bygg, havre, potet, hodekål, jordbær, vår- og høsthvete, og kepaløk. Dette er med unntak for eng og beite hvor sprøyting hovedsakelig skjer ved fornying av enga. I 2014 ble ca 6 % av eng- og beitearealet behandlet med plantevernmidler. Det er store forskjeller i sprøytefrekvens og i 2014 var det registrert et gjennomsnitt på 6,9 sprøytinger i eple, 6,1 i potet, 6 i kepaløk og jordbær, 4,6 i gulrot og hodekål, 2,8 i høsthvete, 2,4 i vårhvete, 2,1 i bygg, 1,9 i oljevekster, 1,6 i havre og 1,1 i eng/beite. I enkelte vekster er det til dels store forskjeller mellom år, og undersøkelsene viser generelt økende antall behandlinger med økende areal av en vekst pr driftsenhet.

Hvis men ser nærmere på bruk av ulike grupper av plantevernmidler viser bruksstatistikken 2001–2014 (Aarstad og Bjørlo, 2016) at generelt sprøytes over 90 % av kornarealet med ugrasmidler, mens soppmidler brukes på 30–70 % av byggarealet og opp mot 88 % av hvetearealet mens kun en mindre andel av havrearealet ble sprøytet. Skadedyrmidler brukes i mindre utstrekning (ca. 5–25 %). Oljevekstareale sprøytes i hovedsak med ugrasmidler (ca. 40 %) og skadedyrmidler (ca. 40–60 %). En stor andel av potetarealet sprøytes med både ugrasmidler (> 90 %) og soppmidler (ca. 90 %), mens det er mindre bruk av skadedyrmidler (ca. 20–60 %). For kepaløk og gulrot er de tilsvarende arealandelene som sprøytes ca. 90–100 % for ugrasmidler, ca. 70–98 % (kepaløk) og ca. 40–75 % (gulrot) for soppmidler, ca. 10–65 % (kepaløk) og ca. 55–70 % (gulrot) for skadedyrmidler. I hodekål behandles generelt en større arealandel med skadedyrmidler (ca. 80–90 %) og ugrasmidler (ca. 70–90 %) enn med soppmidler (ca. 0–30 %). JOVA-feltene omfatter noe bær- og ingen epleproduksjon, men bruksstatistikken på landsbasis viser at en større arealandel sprøytes med sopp- (ca. 80–90 %) og skadedyrmidler (ca. 70–90 %) enn med ugrasmidler (henholdsvis ca. 70–85 % og 40–65 %).

I de overvåkede nedbørfeltene vil altså endringer i hvilke vekster som dyrkes kunne påvirke valget av plantevernmidler. Videre vil omfanget av skadegjørere det enkelte år og variasjoner i værforhold gi årlige variasjoner i behovet for å bruke et plantevernmiddel. Det blir derfor årlige svingninger som er knyttet til bruken av plantevernmidler i nedbørfeltene. I tillegg vil variasjoner i nedbør og temperatur påvirke gjenfinningen av stoffene.

3.8 Plantevernmiddelbruk i overvåkingsfeltene

Plantevernmiddelbruk registreres i fem av nedbørfeltene hvor det tas ut prøver for analyser av rester i vann, og vi kan se at det er noe variasjon i areal (figur 3.11 a) og mengde (figur 3.11 b) sprøytet med ulike grupper av plantevernmidler gjennom overvåkingsperioden.



Figur 3.11. Utvikling i bruk av ulike typer plantevernmidler i JOVA-feltene gjennom overvåkingsperioden, angitt i (a) andel jordbruksareal sprøytet (%), og (b) gjennomsnittlig arealdose (g aktivt stoff/daa).

For de korndominerte feltene Skuterud og Mørdre viser dataene relativt stabilt areal sprøytet med ugrasmidler gjennom overvåkingsperioden, og en tendens til en økning i bruk av soppmidler de senere år. Dette er i samsvar med bruksstatistikken på landsbasis som viser at bruken av soppmidler i korn har økt i perioden fra 2001 til 2014 (Aarstad og Bjørlo, 2016). Behov for bruk av plantevernmidler er i stor grad avhengig av vær- og vekstforhold, og det er generelt stor variasjon mellom år når det gjelder mengde plantevernmiddel sprøytet samt for areal sprøytet med soppmidler. Feltene Vasshaglona og Heia, dominert av grønnsaker, potet og korn viser en relativt stabil bruk av plantevernmidler med hensyn på areal sprøytet. Når det gjelder mengde plantevernmiddel sprøytet i disse feltene er det ingen trend for ugrasmidler, mens det er en tendens til redusert bruk for soppmidler. Produksjon av grønnsaker og potet er ofte forbundet med hyppig bruk av plantevernmidler, og mengde aktivt stoff pr dekar spesielt i Vasshaglona gjenspeiler dette. I Time, som domineres av gras og eng, er det generelt lite bruk av plantevernmidler, men det har vært en del variasjoner fra år til år gjennom overvåkingsperioden.

Disse totaltallene pr. nedbørfelt viser ingen klare sammenhenger mellom variasjoner i plantevernmiddelbruk og variasjoner i vekstfordelingen i nedbørfeltene gjennom overvåkingsperioden. Ulike midler er tilpasset og godkjent for bruk mot ulike skadegjørere og i ulike kulturer og forskjeller i bruk mellom år og over tid kan knyttes til forskjeller i vekstfordeling. Resistensproblematikk (utvikling av resistent ugras eller soppjukdommer) gjør det nødvendig å veksle på ulike midler med ulik virkningsmekanisme. Dette bidrar sammen med andre faktorer til at det ikke er noen klar samvariasjon mellom driftspraksis og bruk av enkeltmidler.

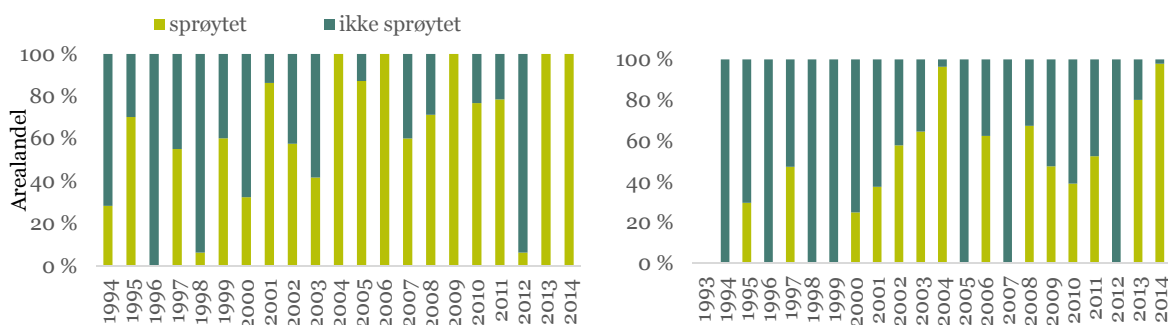


Figur 3.12. Utvikling i sprøyting med ugrasmidlet glyfosat i Skuterud pr år gjennom overvåkingsperioden. Vår = sprøyting om våren, Høst = sprøyting om høsten, Total = sum av sprøyting vår, sommer (moden byggåker) og høst.

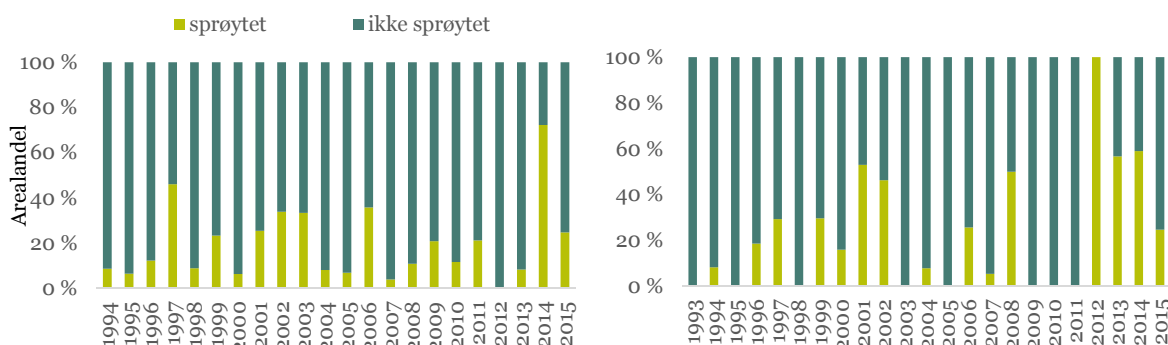
Overvåkingsresultatene viser generelt stor variasjon mellom år i bruken av enkeltmidler. Dette kan dels begrunnes i bruksområde/produksjon og resistensproblematikk, men er svært avhengig av værforhold og driftspraksis (jordarbeiding, vekstskifte mv). Værforhold påvirker skadegjørertutviklingen og er også avgjørende for om sprøyting kan utføres på rett tidspunkt. Gode forhold for utviklingen av en skadegjørere vil gi høy forekomst og stort behov for bruk av plantevernmidler. Sprøyting til feil tidspunkt vil gi dårlig bekjemping av skadegjøreren og evt. behov for ekstra sprøyting. I enkelte år kan værforholdene gjøre det vanskelig å sprøyte for å bekjempe en gitt skadegjørere, og man kan få økt behov for sprøyting etterfølgende sesong.

Jordarbeidingsmetode påvirker utvikling av ugras og plantesjukdommer i en åker og dermed også behovet for plantevern tiltak og bruk av kjemiske plantevernmidler. I Skuterud har en stor andel av arealet vært under plogfri jordarbeiding og dette gjenspeiles spesielt i bruken av ugrasmidlet glyfosat. Gjennom overvåkingsperioden ser vi en økende trend i bruk av glyfosat med hovedvekt på sprøyting om høsten (figur 3.12). Det er imidlertid stor variasjon mellom år mye grunnet variasjon i værforhold

og i 2012 gjorde mye nedbør det vanskelig å sprøyte med glyfosat om høsten. Videre viser overvåkingsdataene en tendens til mer glyfosatsprøyting ved jordarbeiding om våren (figur 3.13) sett i forhold til jordarbeiding om høsten (figur 3.14).



Figur 3.13. Sprøyting i Skuterud med ugrasmidlet glyfosat i stubben om høsten året før ved vårharving (venstre) eller vårpløying (høyre).



Figur 3.14. Sprøyting i Skuterud med ugrasmidlet glyfosat ved høstpløying (venstre) eller høstharving (høyre).

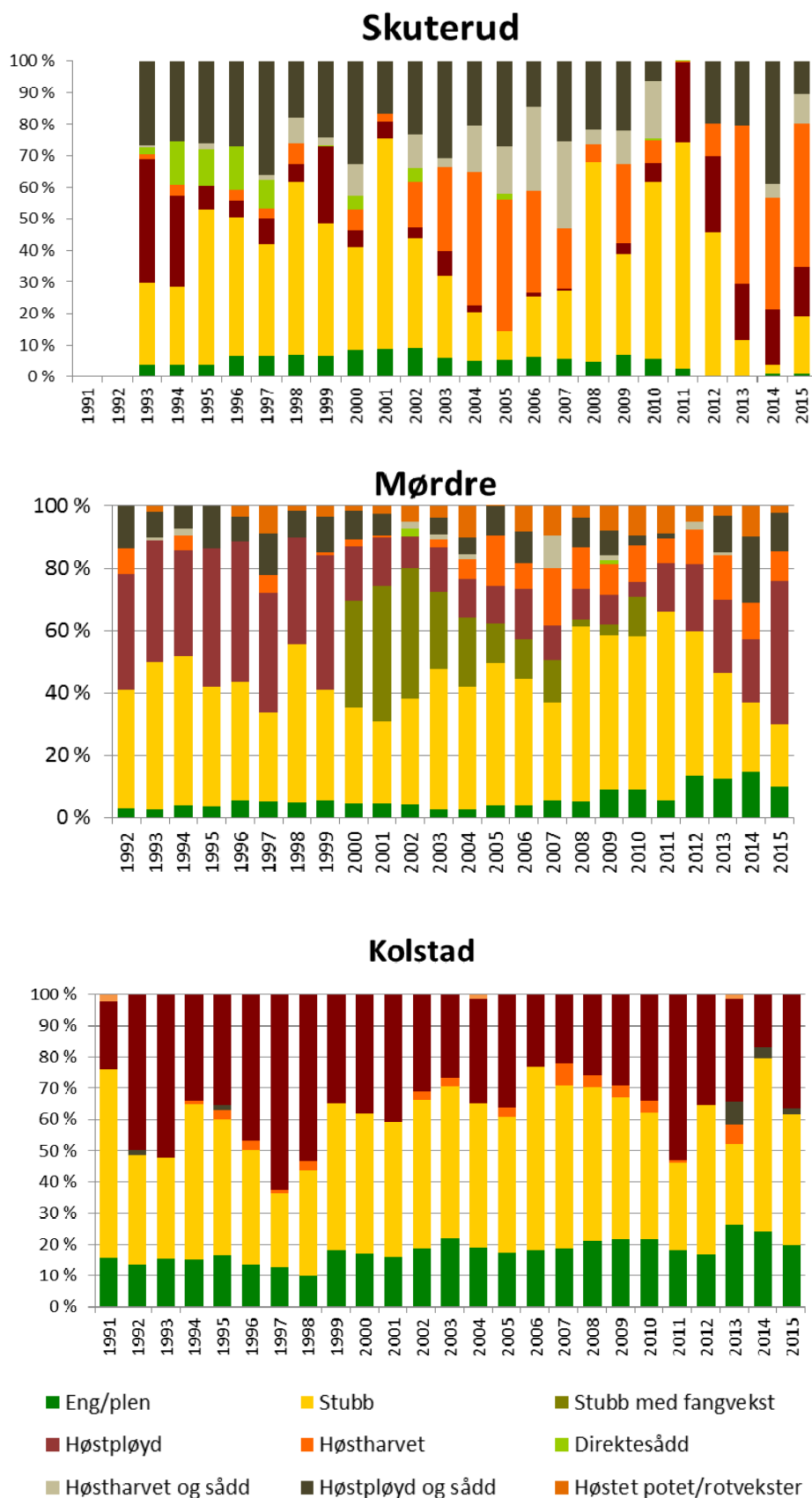
3.9 Jordarbeiding i korndominerte overvåkingsfelt

Overvintring i stubb (evt. med fangvekst) er den overflatetilstanden som gir best beskyttelse mot erosjon i kornområder. Jordarbeiding i form av pløying og harving modifierer jordoverflatens egenskaper og har derfor stor betydning for jordbruksarealenes erosjonsrisiko. Jordarbeiding etter høsting om høsten har større betydning enn jordarbeiding om våren, fordi den er bestemmende for jordoverflatens tilstand resten av høsten og hele vinteren.

I kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad varierer arealet som overvintrer i stubb/eng betydelig, men i gjennomsnitt har arealet vært henholdsvis 40, 53 og 61 %. I både Mørdre og Skuterud er det en klar reduksjon i høstpløyd areal i perioden 1992 til 2010, men deretter øker andel høstpløyd. I Kolstad er høstpløying utbredt, men det er stor variasjon i andel høstpløyd areal mellom år i feltet (17–63 % av arealet, figur 3.14) og ingen tydelige trender. I Skuterud har areal med høstharving økt gjennom overvåkingsperioden og har enkelte år dekket over 40 % av arealet. Høstharving er mindre utbredt i Mørdre og Kolstad, men også i disse feltene er den en tendens til økning i de siste årene.

I Skuterud og til en viss grad i Mørdre blir deler av arealet sådd om høsten for etablering av høstkorn. I Skuterud er 32 % av arealet høstsaidd i gjennomsnitt, og i Mørdre 9 % og Kolstad under 1 %.

Høstsaingen foregår stort sett i åker som er pløyd eller harvet, kun en liten del av arealet blir sådd direkte i stubb (figur 3.15). Værforholdene rundt høsting er styrende for mulighetene for jordarbeiding om høsten, og spesielt avgjørende for mulighetene for høstkorndyrking. Andel areal som overvintrer som pløyd eller stubbreal vil påvirkes av svingninger i høstkorndyrkingen grunnet sen høsting enkelte år eller lite egnede forhold for jordarbeiding og såing om høsten.



Figur 3.15. Jordbruksarealets overflatetilstand per 31. desember i kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad.

4 Værforhold og hydrologi

4.1 Temperatur og nedbør i overvåkingsfeltene

Værforholdene har stor betydning for de prosessene som fører til avrenning og tap av jord, næringsstoffer og plantevernmidler i det enkelte overvåkingsfelt. Temperatur har stor betydning for utvikling av plantedekke, mineralisering av organisk materiale og snøforhold. Våte og varme år kan gi økt risiko for erosjon og næringsstofftap. Samtidig er sammenhengen mellom nedbør, avrenning og tap av næringsstoffer og jord kompleks, og vil blant annet avhenge av jordtype, vegetasjonsdekke (vekst og jordarbeiding) og topografi. Størst jordtap skjer gjerne i de mest intensive nedbør- og snøsmelte-episodene. Kraftig nedbør i perioden etter jordarbeiding i kornområder, enten høst eller vår, gir dessuten stor risiko for erosjon og næringsstofftap, mens det er mindre sannsynlig at nedbør på sommeren eller i vekstsesongen vil gi en tilsvarende økning i tapene.

I følge Meteorologisk institutt har det blitt mer nedbør i alle deler av Norge de siste 100 år. I JOVA feltene har middelverdier for overvåkingsperioden vært høyere enn normalperioden (1961–1990) i Skuterud, Mørdre, Kolstad, Heia, Vasshaglona og Hotran. I Skuterud, Kolstad og Volbu har det vært en signifikant økning i nedbørmengden gjennom overvåkingsperioden ($p < 0,05$). Middelverdier for årlig temperatur har jevnt over også vært høyere enn normalperioden i alle overvåkingsfeltene. Gjennom overvåkingsperioden viser den årlige gjennomsnittstemperaturen i feltene en tendens til økning på mellom 0,5 og 2,5°C i gjennomsnitt fra de tre første til de tre siste årene (Bechmann og Eggestad, 2016). Den største temperaturøkningen er registrert i Naurstad i Nordland (2,5°C) og den minste i Vasshaglona i Aust-Agder (0,5°C).

Tabell 4.1. Middelverdier for årlig temperatur og nedbør for alle felt i normalperioden (1961–1990), sesongen 2014/2015 og 2015/2016, og for hele overvåkingsperioden frem til mai 2016.

	Temperatur årsmiddel (°C)				Årsnedbør (mm)			
	Normal	2014/2015	2015/2016	Middel t.o.m. 2015/2016	Normal	2014/2015	2015/2016	Middel t.o.m. 2015/2016
Skuterud	5,3	8,1	6,7	6,3	786	987	1139	898
Mørdre	4,0	6,8	5,5	4,9	665	727	795	729
Kolstad	3,6	5,9	4,6	4,3	585	818	854	729
Heia	5,6	8,5	7,0	6,9	829	986	970	975
Vasshaglona	6,9	9,1	8,1	8,3	1230	1564	1564	1472
Hotran	5,0	7,2	6,2	5,2	900	792	1037	993
Skas-Heigre	5,6	9,7	8,7	8,3	1243	1464	1186	1259
Time	7,4	9,1	8,3	8,2	1180	1617	1131	1345
Naurstad	4,5	7,5	6,0	5,4	1020	1289	1443	1254
Volbu	1,6	4,2	3,0	2,8	590	640	671	608

De siste to årene i overvåkingsperioden (2014/2015 og 2015/2016) kan karakteriseres som varme og våte år sammenlignet med både normalperioden og de andre årene i overvåkingsperioden (tabell 4.1). Gjennomsnittlig temperatur i alle feltene var høyere enn normalen, og gjennomsnittlig årlig nedbør var også høyere enn normalen i de fleste feltene med unntak av Hotran, Skas-heigre og Time. Vekstsesongen 2014 var spesielt varm og varmen ga grunnlag for gode avlinger mange steder. Samtidig var det også tørke i enkelte områder og periodevis store nedbørmengder førte til problemer (Hole m.fl. 2015). I 2015 var årstemperaturen høy, men sommeren var derimot kald og med mye nedbør i de fleste felt. En tidlig vår og varm høst gjorde at vekstsesongen likevel ble bra de fleste steder i Norge (Hole m.fl. 2016).

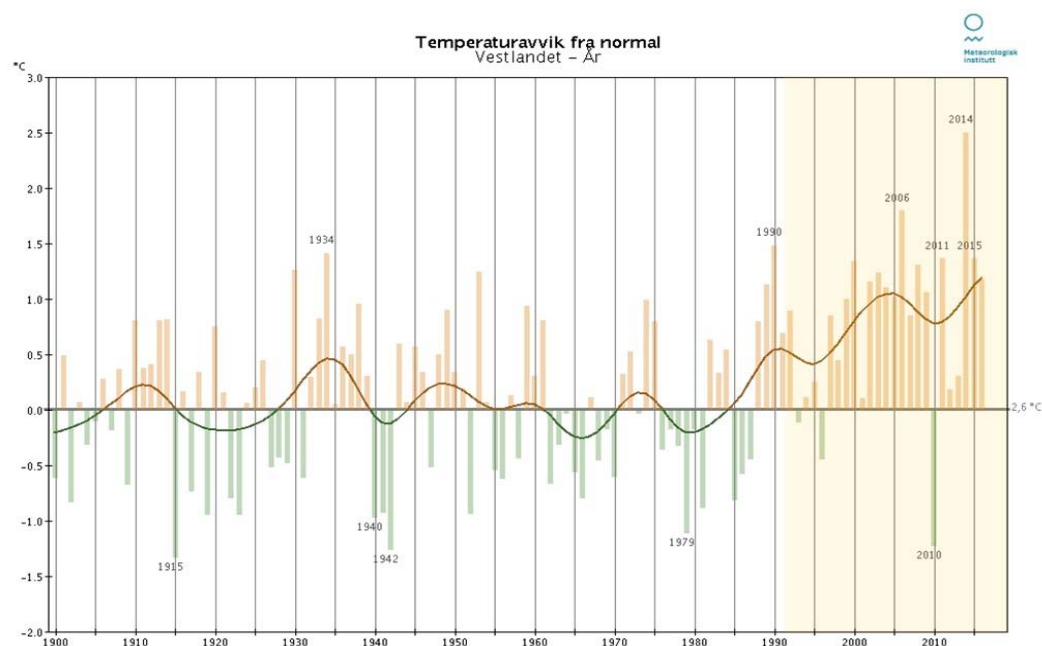
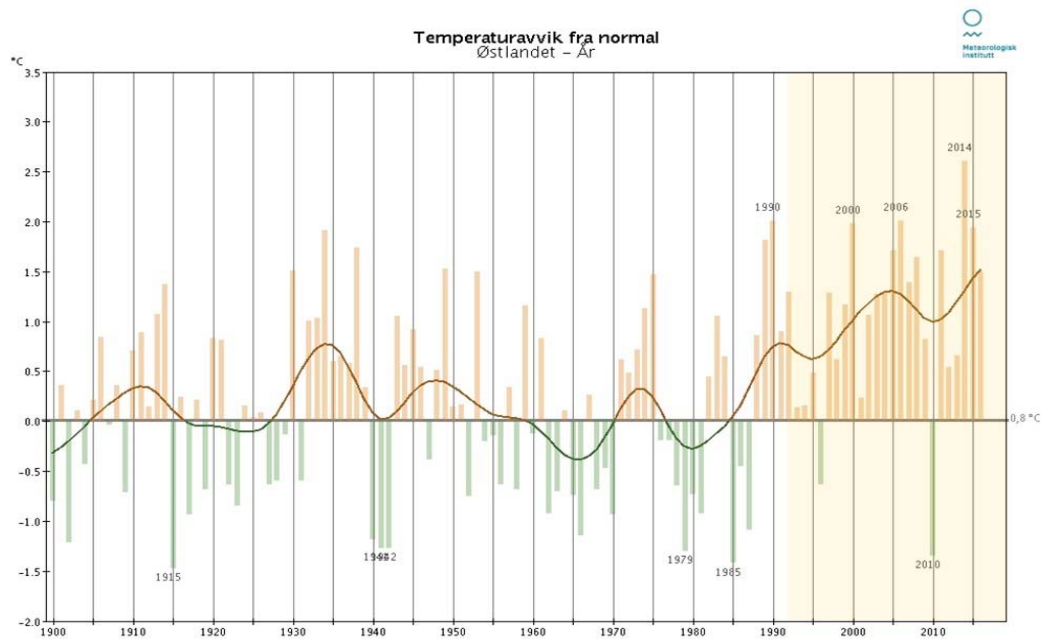
4.2 Endringer i klima på Østlandet og Vestlandet siden 1900

Klimaet forteller noe om værforholdene på et sted over tid og er en beskrivelse av gjennomsnittsværet på ett sted eller i et område. For steder med lange observasjonsserier kan man analysere for trender i det historiske datamaterialet, dette kan gi en pekepinn på om vi ser tendenser til det som er estimert for det fremtidige klimaet. I figur 4.1 er avviket fra årstemperaturen i normalperioden (1961–1990) vist for henholdsvis Østlandet og Vestlandet (griddet middel) for årene 1900 og til 2016. Perioden i gult er overvåkingsperioden for JOVA (1991–2016). Utjevnete trendlinjer med glidende gjennomsnitt over 10 år er også vist. I figur 4.2 er observert årsnedbør vist i forhold til % årsnedbør i normalperioden (1961–1990) for regionene Østlandet og Vestlandet i perioden 1900–2016. Utjevnete trendlinjer for 10 års glidende middel er også vist.

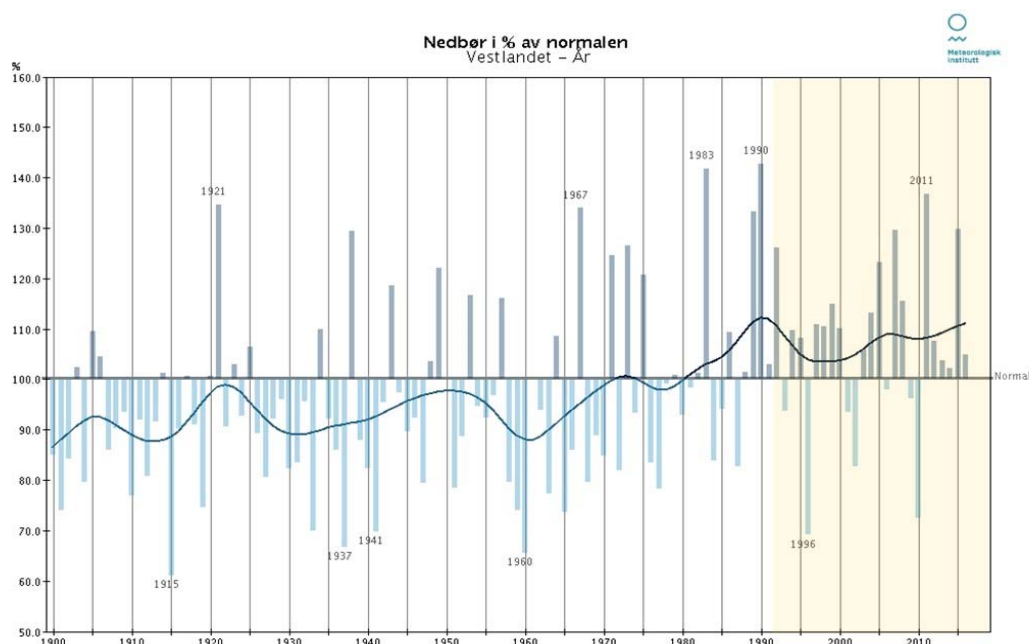
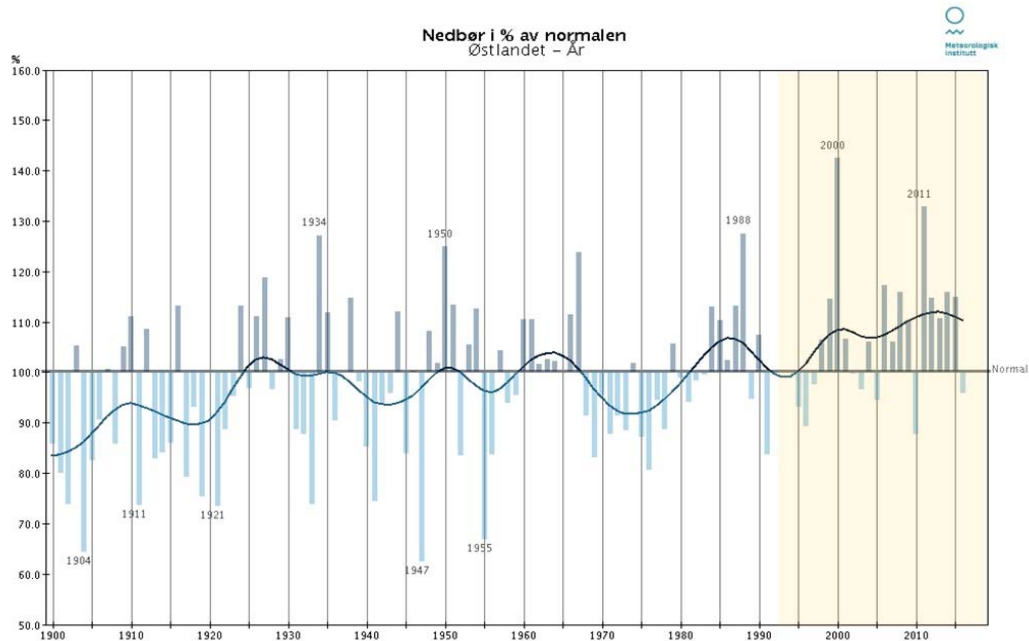
Avviket fra normalen varierer mye fra år til år, men det er en tydelig økning mot positivt avvik i temperatur etter 1990, spesielt ved å betrakte trendlinjen kan en se at det har vært en stigning i temperatur-avviket i forhold til normalperioden.

For nedbør er trenden litt mindre tydelig enn for temperatur, men det er likevel en økning mot positivt avvik etter 1990, spesielt ved å betrakte trendlinjen (figur 4.2).

Over lengre tidsperioder ser vi altså en stigning i både temperatur og nedbør på Østlandet og Vestlandet, men overvåkingsperioden i JOVA dekker i den sammenheng en forholdsvis kort tidsperiode hvor trender kan viskes ut på grunn av store årlige variasjoner.



Figur 4.1. Observert årlige relativ forskjell (%) i temperatur i forhold til normalen (1961–1990) for regionene Østlandet og Vestlandet i perioden 1900–2016. Overvåkingsperioden i JOVA er markert med gul bakgrunnsfarge. Trendlinjer for 10 år glidende middel er også vist. Kilde: klima.no, 2017.



Figur 4.2. Observert årlige relativ forskjell (%) i årsnedbør i forhold til normalen (1961–1990) for regionene Østlandet og Vestlandet i perioden 1900–2016. Overvåkingsperioden i JOVA er markert med gul bakgrunnsfarge. Trendlinjer for 10 år glidende middel er også vist. Kilde: klima.no, 2017.

4.3 Klimascenarier i områder med JOVA-felt

I Rapporten Klima i Norge 2015 (Hanssen-Bauer, 2015) er klimascenarier for Norge i periodene 2031–2060 og 2071–2100 beskrevet (relative til 1971–2000). Noen av klimascenariene for perioden 2071–2100 fra denne rapporten er gjengitt i dette avsnittet for områder med JOVA-felt. Klimarapporten gir tre ulike versjoner av scenarier for fremtiden basert på utvikling av mengde klimagasser i atmosfæren (Representative Concentration Pathways: RCP). Utviklingen i utslippene av klimagasser er i stor grad avhengig av verdens befolkningsvekst, teknologit utvikling, næringslivsutvikling og politiske

rammebetingelser. I avsnittet under vises scenarier for utvikling i nedbør og temperatur i en verden med stabile/svakt økende utslipp av klimagasser frem til 2014; deretter reduserte utslipp (RCP4,5).

Norge er med hensyn til klimascenarier delt inn i ulike nedbørregioner og JOVA-feltene ligger i seks ulike regioner. Det er forventet størst økning i nedbør i Volbu og Kolstad (region Nord-østerdal), mens det er forventet minst endring i Vasshaglona (region Sørlandet) (tabell 4.2). I alle områder med JOVA-felt forventes det over 30 % økning i dager med kraftig nedbør. Dager med kraftig nedbør er definert som dager med nedbørmengder som i normalperioden 1971–2000 ble overskredet 0,5 % av dagene. Størst forventet økning i dager med kraftig nedbør er i Naurstad (Hålogaland) der økningen kan bli på 58 %. Det er anslått at økt nedbør vil øke årlig avrenning i alle deler av Norge, men sesongmessige endringer vil trolig være større enn de årlige endringene (Hanssen-Bauer, 2015). Det er generelt forventet at avrenning vil øke om vinteren, mens avrenning om sommeren vil avta.

Med hensyn til temperatur er Norge delt inn noe større regioner og det er derfor ikke de samme regionene som nedbør. Forventet økning i temperatur fra årene 1971–2000 til 2071–2100 er 2,2°C på Østlandet, 2,4°C i Trøndelag og 3,1°C i Nordland/Troms. Generelle trekk i følge Hansen-Bauer (2015) er at det beregnes større oppvarming om vinteren enn om sommeren, mer utpreget i innlandet enn langs kysten og mer utpreget i nord enn i sør. Vekstsesongen er forventet å øke med opptil en måned i indre strøk av Østlandet og i en del innlandsstrøk i Nord-Norge, mens 1–2 måneders økning stort sett beregnes i landet for øvrig. Vekstsesongens lengde er her definert som antall dager med middeltemperatur over 5°C.

Tabell 4.2. Forventet økning i årlig nedbør (%), antall dager med kraftig nedbør (%) og årlig temperatur fra 1971–2000 til 2071–2100 i et medium utslippsscenario (RCP 4,5).

Nedbørregion	Østlandet	Sør-Vestlandet	Sørlandet	Nord-Østerdal	Trøndelag	Hålogaland
JOVA-felt	Mørdre, Skuterud, Kolstad, Heia	Time, Skas-Heigre	Vasshaglona	Volbu, Kolstad	Hotran	Naurstad
Økning i årlig nedbør (%)	8	6	5	13	11	11
Økning i dager med kraftig nedbør (%)	48	33	34	42	49	58
Temperatur-region	Østlandet	Vestlandet	Østlandet	Østlandet	Trøndelag	Nordland/Troms
Økning i temperatur C°	2,2	2,4	2,2	2,2	2,4	3,1

Kilde: Hanssen-Bauer m.fl., 2015

4.4 Avrenning i overvåkingsfeltene

Det er stor variasjon både i årlig gjennomsnittlig avrenningsmengde mellom overvåkingsfeltene, og mellom år for hvert enkelt felt. Mengde avrenning er nært knyttet til nedbør, og også temperatur/fordamping gjennom vekstsesongen og type plantevekst/vegetasjon. Mest nedbør og størst avrenning blir målt i feltene langs kysten, mens innlandsfeltene har mindre nedbør og lavere avrenning. Gjennomsnittlig årsavrenning i hele overvåkingsperioden varierer fra 290 mm (Volbu) til 1100 mm (Naurstad) (tabell 4.3).

Vannbalansen i et nedbørfelt kan uttrykkes som:

$$\text{Nedbør} = \text{avrenning} + \text{evapotranspirasjon} \pm \text{magasinering}$$

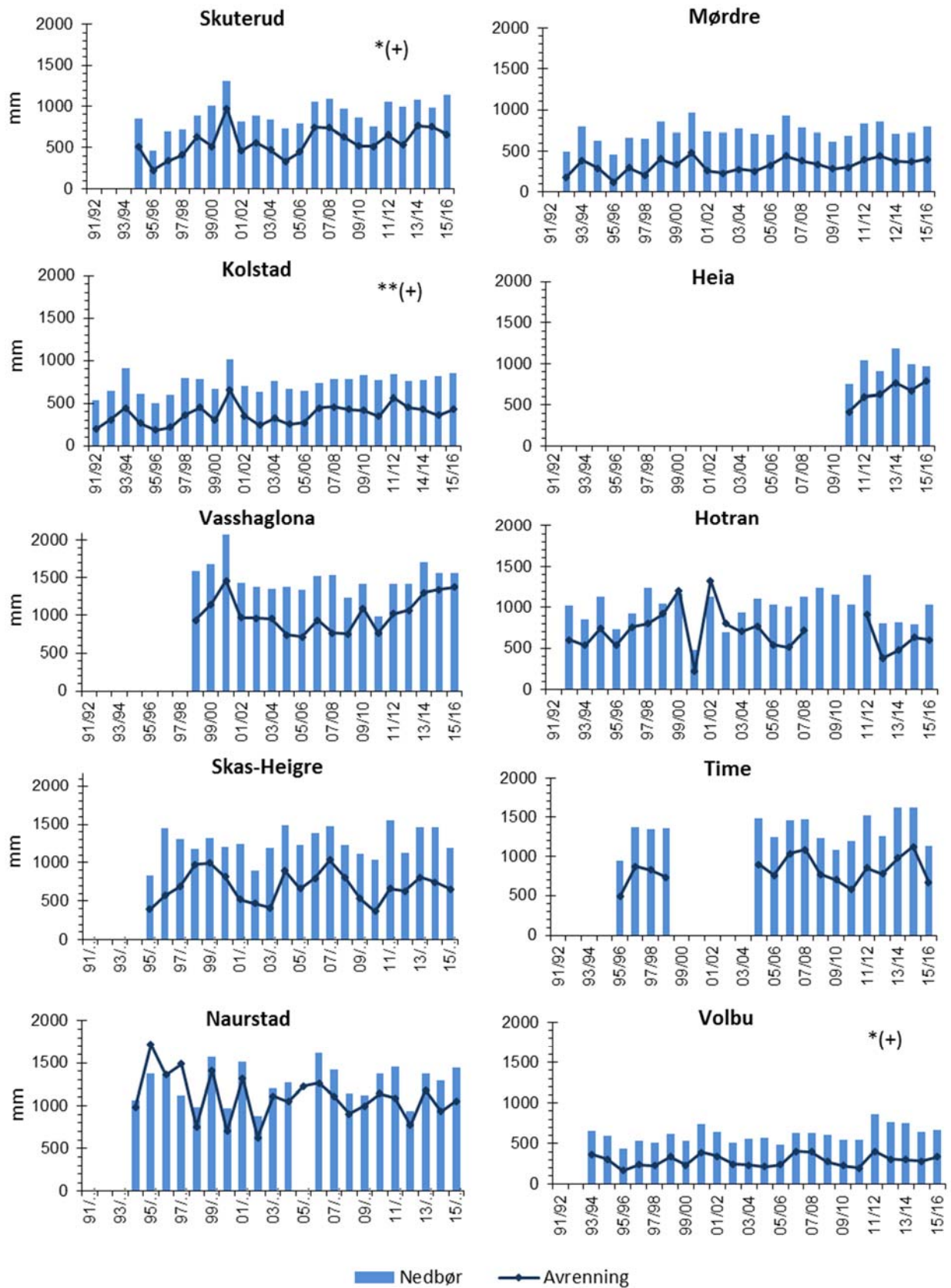
Evapotranspirasjon er summen av fordampning fra jordoverflaten pluss transpirasjonen fra plantene. Dette er vanskelig å måle, og den beregnes derfor ofte ut fra teoretiske formler basert på meteorologiske data. For mange praktiske formål benyttes differansen mellom nedbør og avrenning i et nedbørfelt som et uttrykk for evapotranspirasjonen. Dette forutsetter at det ikke magasineres vann i feltet eller tilføres ekstra vann/fremmedvann. I flere av overvåkingsfeltene er denne differansen unormalt lav eller høy og det kan derfor være grunnlag for å anta at det er målefeil knyttet til måling av nedbør (underestimert) og/eller avrenning, og/eller at nedbørfeltarealet er feil. I tabell 4.3 er tall for evapotranspirasjonen estimert ut i fra de målte årlige verdiene for nedbør (tabell 4.1) og avrenning i de enkelte nedbørfeltene.

Den beregnede evapotranspirasjonen varierer fra 169 mm i Naurstad til 568 mm i Skas-Heigre i gjennomsnitt for hele overvåkingsperioden. Reell evapotranspirasjon fra Naurstad er antagelig større og det lave tall kan skyldes tilførsel av grunnvann fra arealer utenfor det som er definert som nedbørfeltet. I Skas-Heigre-feltet er den beregnede evapotranspirasjonen høyere enn det som er forventet for dette område. For Vasshaglona er beregnet evapotranspirasjon de to siste årene lavere enn gjennomsnittet for hele perioden. Både nedbør og avrenning var forholdsvis høye de to årene i Vasshaglona.

Tabell 4.3. Målt avrenning (mm) og estimert evapotranspirasjon (mm) for enkeltseongene 2014/2015 og 2015/2016 og i middel for alle år i overvåkingsperioden (inkludert 2015/2016).

	Avrenning (mm)			Evapotranspirasjon (mm)		
	2014/15	2015/16	Middel inkl. 2015/2016	2014/15	2015/16	Middel inkl. 2015/2016
Skuterud	749	658	563	238	481	346
Mørdre	368	399	325	358	396	407
Kolstad	359	427	366	459	427	367
Heia*	673	793	646	313	177	328
Vasshaglona*	1340	1374	1017	224	190	460
Hotran*	634	600	700	158	437	274
Skas-Heigre	743	655	687	721	530	568
Time	1122	670	820	496	461	511
Naurstad*	932	1053	1100	356	390	169
Volbu	282	336	290	358	336	321

**Felt hvor tall for årlig evapotranspirasjon trolig er underestimert.*



Figur 4.3. Nedbør og avrenning (mm) for alle felt og år.

4.5 Flomfrekvens i to av overvåkingsfeltene

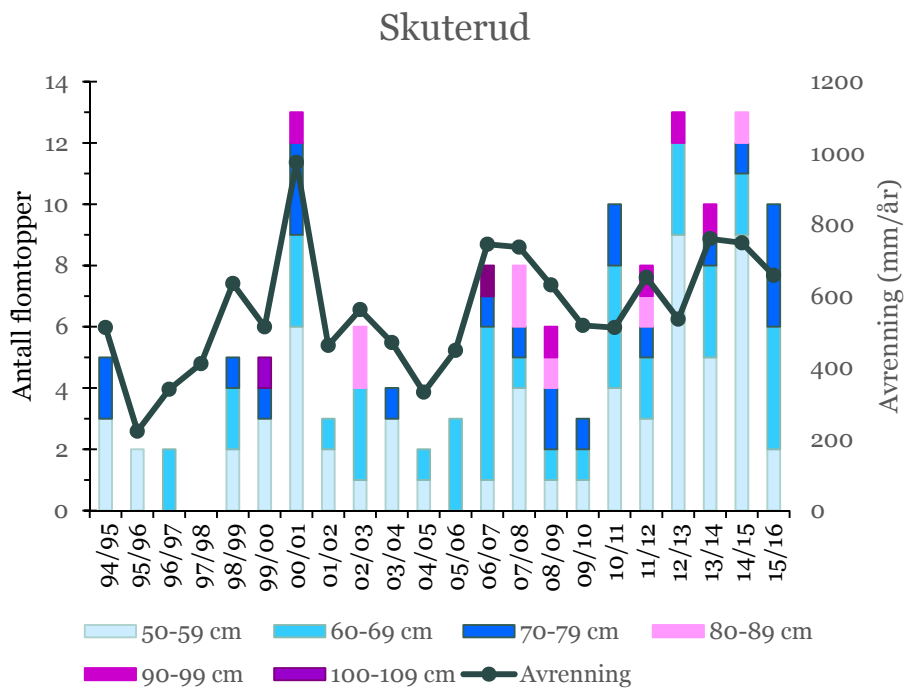
De estimerte klimaendringene for Norge tilsier at det generelt kan bli flere dager med høy nedbørintensitet til alle årstider (tabell 4.2), og dessuten flere og større regnflommer og mindre smeltevannsflokker (på grunn av mindre snø i lavlandet). Mye regn konsentrert på få dager kan gi mye erosjon og store jordtap. Det er forventet at det vil bli flere intensive episoder i fremtiden, og en forventer dermed også at det kan bli større tap av jord og partikkelbundne stoffer som fosfor.

Det er utført en analyse av trender i frekvens av flomtopper i Skuterud, i dette feltet foreligger det 22 år med avrenningsdata (fra 1994). Analysen er basert på middelveidier for vannhøyde på timebasis for perioden 1994 til 2016 ved utløpet av Skuterudbekken. En vannhøyde på 50 cm tilsvarer en vannføring på 1 mm/time (1217 l/s) og er her brukt som grense for hva som betraktes som en flomtopp. Til sammenlikning er gjennomsnittlig vannhøyde 10 cm for hele overvåkingsperioden. En flomtopp er her registrert som den høyeste målte vannhøyden over 50 cm innenfor en flomhendelse/avrenningsepisode. Differensieringen mellom to flomtopper er definert til å være minst ett døgn, dvs. at vannhøyden må være under 50 cm i minst 24 timer før ny flomtopp kan defineres. En flomhendelse kan derfor være i flere døgn i perioder med langvarig nedbør.

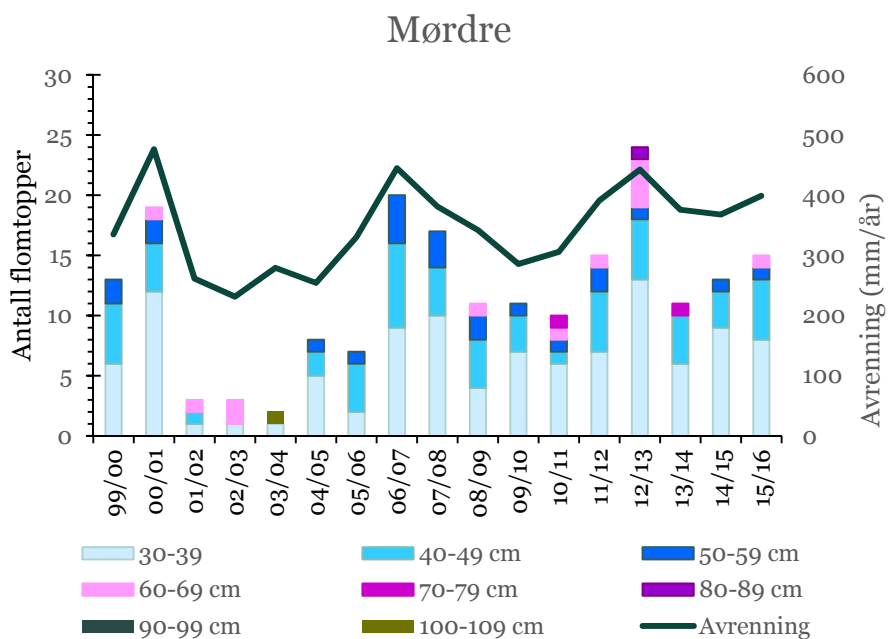
I figur 4.4 og 4.5 er antall flomtopper per år for hver størrelsesklasse (seks klasser) for Skuterud og Mørdre vist sammen med total årsavrenning. Det er god sammenheng mellom årlig nedbør, avrenning og antall flomtopper.

I Skuterud har antall flomtopper per år variert fra null (sesongen 1997/1998) til 13 (sesongene 2000/2001, 2012/2013 og 2014/2015). Sesongen 2000/2001 var også året med høyest avrenning i hele overvåkingsperioden og regnes på mange måter som et ekstremår på Østlandet med 1306 mm nedbør og 974 mm avrenning i Skuterud. Kun to ganger i overvåkingsperioden har vannhøyden vært over 100 cm; 25.12.1999 (101 cm) og 30.9.2006 (101 cm). Antall flomtopper over 50 cm vannhøyde viser en signifikant ($p = 0,02$) økning gjennom overvåkingsperioden. Total antall flomtopper pr år har også endret seg i perioden. I gjennomsnitt for de 11 første årene i overvåkingen var det 4 flomtopper per år, i gjennomsnitt for de 11 siste årene var gjennomsnittet 8. I samme periode har det også vært en økning i nedbør og i total avrenning (figur 4.3). Det vil si at det har vært en økning i antall flomtopper i Skuterud gjennom overvåkingsperioden.

I Mørdre har det vært spesielt kraftige flomtopper i 2012–2013. Den totale avrenningen var på samme nivå i 2000–2001, 2006–2007 og 2012–2013, men i 2000–2001 og 2006–2007 var det færre flomtopper. I årene 2001 til 2005 var det lite avrenning og mindre flomtopper.



Figur 4.4. Antall flomtopper per år for hver størrelseklasse for Skuterud i perioden 1994–2016 plottet sammen med årsavrenning.



Figur 4.5. Antall flomtopper per år for hver størrelseklasse for Mørdre i perioden 1999–2016 plottet sammen med årsavrenning.

5 Erosjon og næringsstoffavrenning

Konsentrasjoner av partikler og næringsstoffer i avrenningen fra overvåkingsfeltene varierer betydelig mellom de ulike feltene og mellom år. Temperatur og nedbør, samt avrenningsmengde og -mønster har stor betydning for både konsentrasjoner og tap av partikler og næringsstoffer, men vannkvaliteten påvirkes også av jordbrukets driftspraksis, jordart og topografi.

Sesongvariasjoner i tapene har betydning for effekten i resipienten og samtidig har været også betydning for den faktiske effekten utslippene får i resipienten. I denne rapporten er konsentrasjoner og tap presentert uavhengig av resipienten, men konsentrasjonene som måles i jordbruksbekkene kan relateres til grenseverdier for drikkevann eller til grenseverdier definert i vannforskriften.

Grensen for nitrogenkonsentrasjon i drikkevann er 11,3 mg TN/L. Jordbruksbekkene brukes imidlertid normalt ikke til drikkevann. Nitrogentapene kan dessuten bidra til eutrofiering av marine områder. For fosfor i lavlandet er grenseverdien for god vannkvalitet i elver om lag 20-30 µg TP/L, mens det spesielt i leirvassdrag er satt en foreløpig grense for god vannkvalitet på 40-60 µg TP/L (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet, 2009). Det er fosforkonsentrasjonen som har størst betydning for risiko for eutrofiering i innsjøer. Tilstandsformen på næringsstoffene (løst eller partikkelbundet) har betydning for effekten på vannkvalitet, men på grunn av risiko for omsetning mellom de ulike tilstandsformene i blandprøveperiodene er det lagt mest vekt på beskrivelse av total mengde næringsstoffer i rapporten. Med mindre annet er oppgitt siktes det til totalnitrogen og totalfosfor i omtalen av konsentrasjoner og tap i dette kapitlet.

5.1 Nitrogenavrenning

5.1.1 Konsentrasjoner

Den gjennomsnittlige årlige konsentrasjonen av nitrogen er lavest i Naurstadbekken (ca. 1 mg/L) og høyest i Kolstadbekken (ca. 11 mg N/L) (tabell 5.1). Nitrogenkonsentrasjonene i avrenningen fra Skuterud og Mørdre (henholdsvis 5,7 og 5,0 mg N/L) er på nivå som med engfeltene Time og Skas-Heigre (henholdsvis 4,8 og 6,4 mg N/L), mens den gjennomsnittlige nitrogenkonsentrasjonen i Nyhaga er på 0,6 mg/L. Nyhaga er et delfelt i Volbu og kan brukes som referanse for naturtilstand, da det ikke er dyrka mark i feltet.

Den svært lave gjennomsnittskonsentrasjonen av nitrogen i Naurstad kan skyldes flere forhold, bl.a. denitrifikasjon med gasstap av nitrogen, det forholdsvis lave gjødslingsnivået på jordbruksarealene, samt evt. mikrobiell immobilisering dersom C/N-forholdet i jorda er høyt. Dessuten er det vått og kaldt store deler av året i Naurstad og det gir dårlige forhold for mineralisering og frigjøring av nitrogen.

De høye nitrogenkonsentrasjonene i Kolstad kan bl.a. skyldes et stort nitrogenoverskudd (Gjns. 6,8 kg/daa) som følge av høy husdyrtetthet, men i grøfteavrenning fra småfeltet Bye som ligger i samme område er det målt høyere nitrogenkonsentrasjoner (16 mg/L) på tross av at nitrogenbalansen er mye lavere (3,3 kg/daa). Derfor er det sannsynlig at det er de andre forhold enn nitrogenbalansen som påvirker nitrogenkonsentrasjonene. Det er morenejord med stor infiltrasjonskapasitet i feltet og antagelig skjer det meste av avrenningen gjennom drengroftene. Målinger i småfeltet Bye viser at grøfteavrenningen i gjennomsnitt for overvåkingsperioden utgjorde 92% av totalavrenningen (Hauken m.fl. 2017). I et nærliggende rutefelt (Apelsvoll) på samme jord er det tilsvarende vist at grøfteavrenning utgjør langt det meste av den totale avrenningen (Korsaeth and Eltun, 2000). I en sammenstilling av resultater fra rutefelt er det vist at konsentrasjonen av nitrogen er 2-4 ganger høyere i grøfteavrenning enn i overflateavrenning (Kværnø og Bechmann, 2010).

Time på Jæren har høyere husdyrtetthet og høyere nitrogenbalanse enn Kolstad, men i Time er det eng og plantedekke gjennom hele vinteren og dermed en lang periode med opptak av nitrogen. Dessuten

er det mer nedbør i Time enn i Kolstad, noe som kan bety at avrenningen fra Time fortynnes mer enn i Kolstad. Disse faktorene kan være årsaken til at nitrogenkonsentrasjonene er vesentlig lavere i Time enn i Kolstad til tross for mer husdyr og høyere nitrogenbalanse.

Forskjellen i nitrogenkonsentrasjoner mellom Time og Skas-Heigre kan henge sammen med størrelsen på feltene og jordtypen med større denitrifikasjon og tap av nitrogen til luft i Skas-Heigre enn i Time.

Den høye gjennomsnittlige nitrogenkonsentrasjonen i Heia skyldes antagelig bidrag fra punktkilder i feltet. Det er gjennomført en undersøkelse av dette i 2014 og 2015, med funn av meget høye nitrogenkonsentrasjoner i deler av feltet som indikerer at punktkilder bidrar vesentlig til de høye konsentrasjonene i utløp av Heiabekkens nedbørfelt.

I de fleste feltene utgjør nitrat-nitrogen en stor andel av totalnitrogenet (72–85 %). Unntakene er Naurstad og Nyhaga (delfelt i Volbu), hvor nitrat-nitrogen kun utgjør henholdsvis 36 % og 33 % av totalnitrogenet. Naurstad er dominert av myrjord og Nyhaga er et felt med skog. I slike felt vil ofte ammonium-nitrogen og organisk bundet nitrogen utgjøre en større andel av totalnitrogenet.

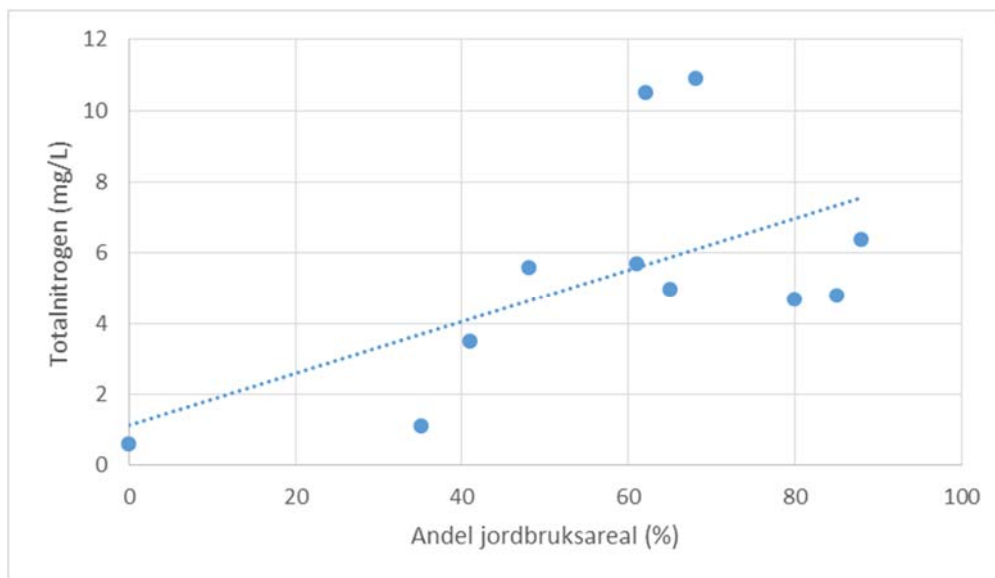
Tabell 5.1. Gjennomsnittlig årlig avrenning og vannføringsveide konsentrasjoner av suspendert stoff, gløderest av suspendert stoff, totalfosfor, løst fosfat, totalnitrogen og nitrat-nitrogen for overvåkingsperioden.

	Avrenning	Suspendert stoff	Gløderest	Totalfosfor	Løst fosfat	Totalnitrogen	Nitrat-nitrogen
	mm	mg SS/L	mg SS/L	µg P/L	µg P/L	mg N/L	mg N/L
Skuterud**	563	119	105	266	50	5,7	4,3
Mørdre	325	414	322	593	64	5,0	3,6
Kolstad	366	42	35	124	40	10,9	9,3
Heia	671	38	28	377	196	10,5	8,6
Vasshaglona	965	71	45	339	52	5,6	4,4
Hotran*	685	272	341	359	61	4,7	3,5
Skas-Heigre*	688	12	6	137	47	4,8	3,8
Time	820	11	6	163	69	6,4	4,6
Naurstad	1100	27	22	121	60	1,1	0,4
Volbu	290	25	21	73	28	3,5	2,8
Nyhaga (delfelt i Volbu)	332	5	4	14	4	0,6	0,2

* Analyser av gløderest og løst fosfat ble startet i 2011 i Hotran og i henholdsvis 2011 og 2008 i Skas-Heigre.

**Skuterud ved utløp av fangdam

Generelt forventes det at andel jordbruksareal i nedbørfeltene har stor betydning for nitrogenkonsentrasjonen, jo høyere andel jordbruksareal jo høyere nitrogenkonsentrasjon (Stålnacke m.fl., 2009). For små forholdsvis ensartede, men forskjellige nedbørfelt er denne sammenhengen ikke så tydelig (figur 5.1). Andre forhold som f.eks. jordtype, jordbruksdrift og klima har større betydning for nitrogenkonsentrasjonen enn andel jordbruksareal. Likevel viser figur 5.1 at feltet uten jordbruk (Nyhaga) har lavere nitrogenkonsentrasjon enn de øvrige feltene.



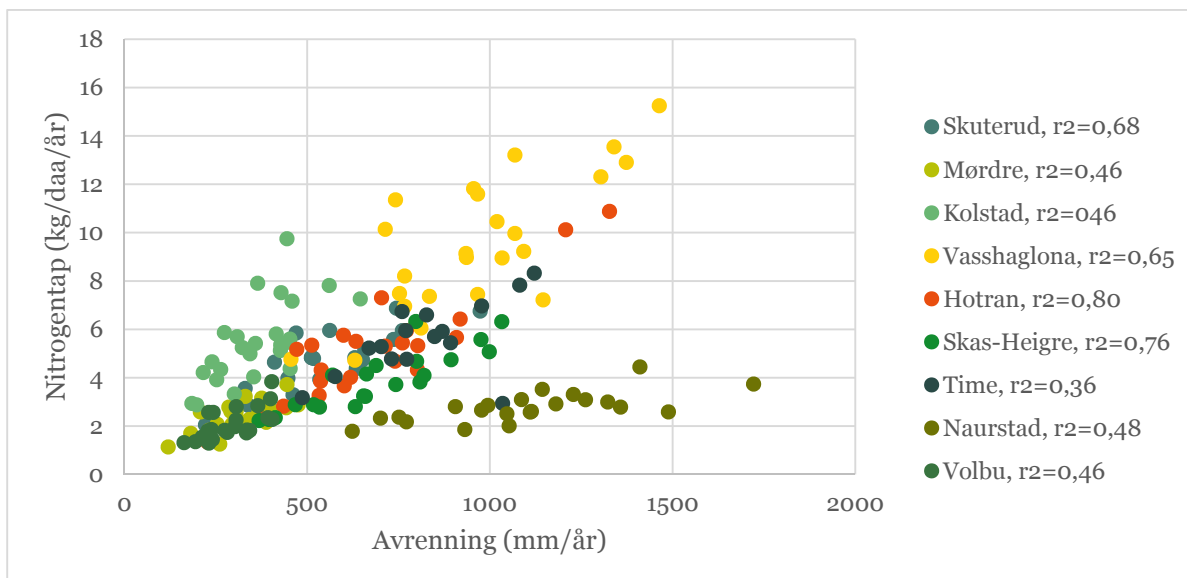
Figur 5.1. Sammenhengen mellom andel jordbruksareal i feltene (%) og gjennomsnittlig årlig nitrogenkonsentrasjon (mg/L).

5.1.2 Nitrogentap

Nitrogentapet i overvåkingsfeltene er i gjennomsnitt for alle år og alle felt om lag 5 kg/daa jordbruksareal (tabell 5.2). Dette gjennomsnittet dekker over en stor variasjon mellom felt fra om lag 2 til 10 kg N/daa jordbruksareal. De laveste nitrogentapene er målt i Mørdre, Naurstad og Volbu, de to siste med ekstensiv jordbruksdrift. Gjødslingsnivåene og nitrogenbalansene har generelt vært lave i de tre feltene i overvåkingsperioden og i Volbu har nitrogenbalansen vært negativ siden år 2000.

I Mørdre er det lite avrenning og siltjorda relativt lite drenerbart porevolum som gjør at jorda fort blir vannmettet når det regner, det blir lavt nivå av oksygen i jorda og dermed reduserende forhold og økt denitrifikasjon. I Naurstad er det myrjord med høyt innhold av organisk stoff. Denitrifikasjon skjer fortrinnsvis ved mangel på oksygen og tilgang på lett nedbrytbart organisk stoff. Høye tap til luft vil bety reduserte nitrogentap til vann.

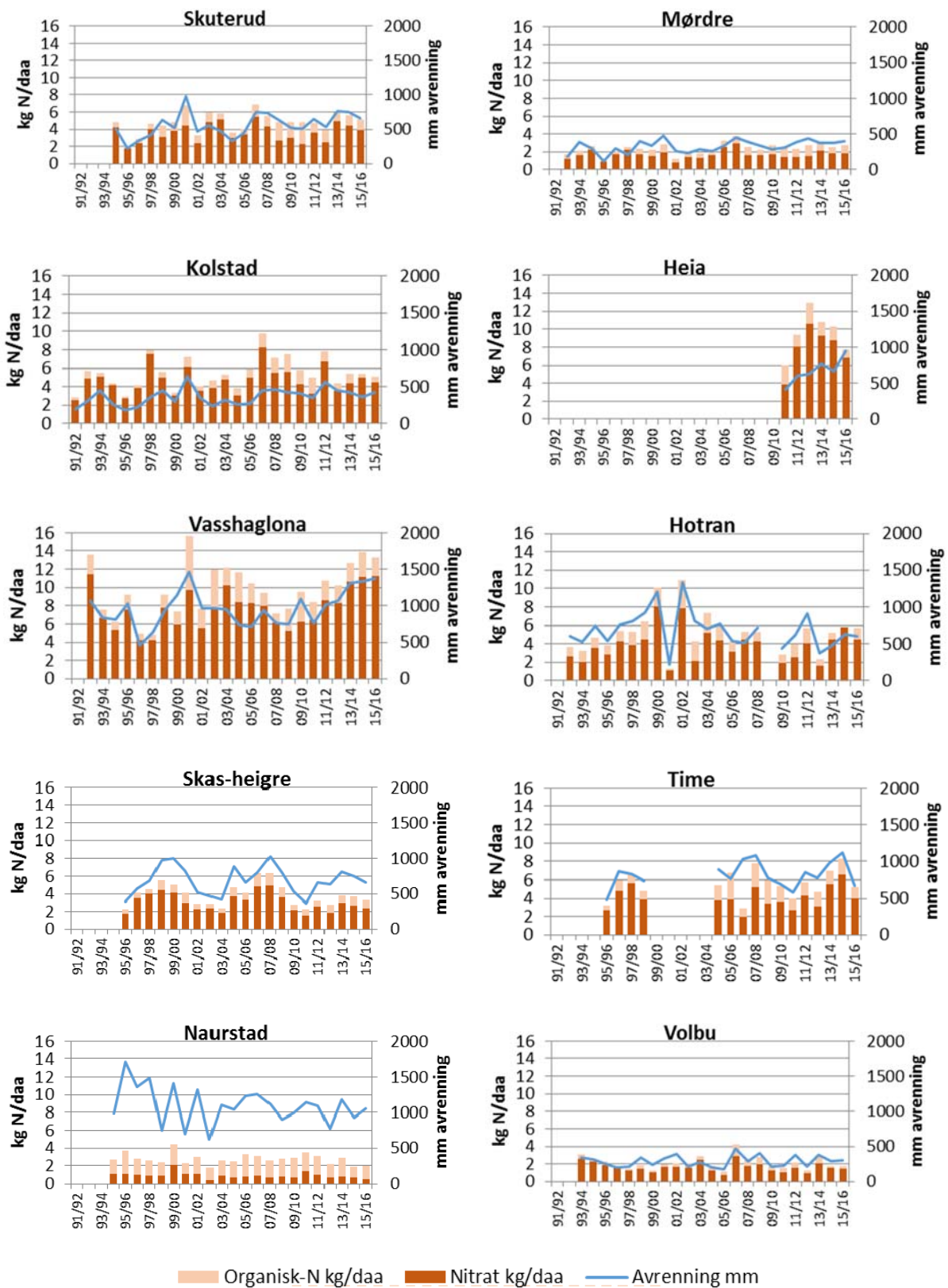
For de enkelte feltene er det god sammenheng mellom nitrogentapet og avrenningsmengden de enkelte årene (figur 5.2), men i sammenligningen mellom felt er avrenningsmengden ikke den dominerende faktoren. Nitrogentapet ligger på om lag 4–5,5 kg/daa i feltene på Østlandet (Skuterud og Kolstad), på Jæren (Skas-Heigre) og i Trøndelag (Hotran), mens den gjennomsnittlige avrenningsmengden varierer fra 366 til 700 mm i disse feltene (tabell 4.3). De to potet- og grønnsaksdominerte overvåkingsfeltene (Heia og Vasshaglona) har mye større nitrogentap (om lag 10 kg/daa) fra jordbruksarealet enn de øvrige feltene. Avrenningsmengden i disse to feltene er henholdsvis 646 til 1017 mm. Dessuten er det i Vasshaglona høyt gjødslingsnivå, mye jordarbeiding, og kort vekstsesong for potet og grønnsaker på en del av arealet. Overskudd på nitrogenbalansen bidrar til høye nitrogentap over tid. I Heiabekken er det dessuten, som nevnt, indikasjoner på bidrag fra punktkilder. Det er således et samspill mellom ulike faktorer som bestemmer nitrogentapene fra hvert av feltene, mens variasjonen mellom år for et enkelt felt i hovedsak er bestemt av avrenningsmengden.



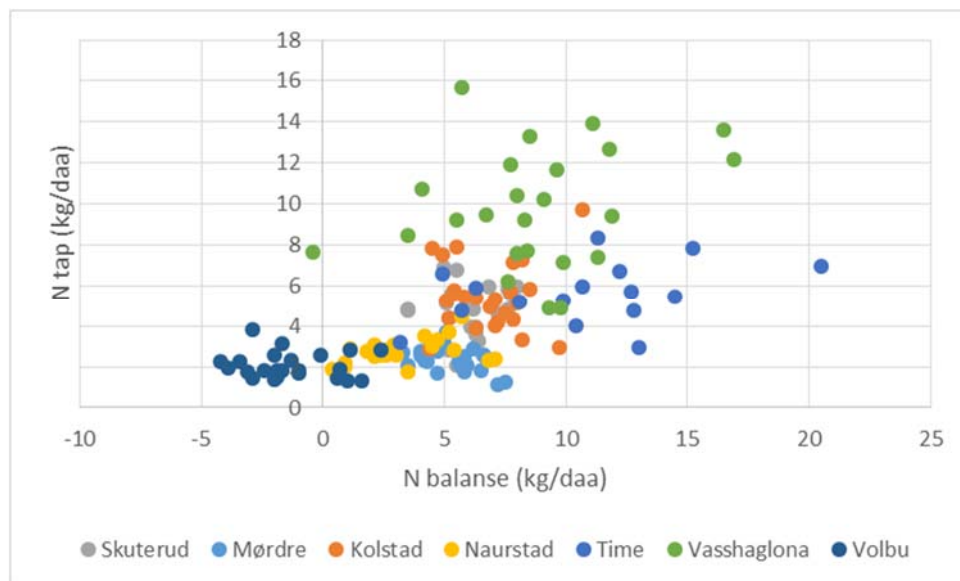
Figur 5.2. Avrenning (mm) og årlige nitrogen tap (kg/daa jordbruksareal) for alle felt og alle år.

Tabell 5.2. Gjennomsnittlig årlig tap av totalnitrogen og nitrat-nitrogen, samt høyeste og laveste årlige tap (kg N/daa jordbruksareal).

	Totalnitrogen (kg N/daa)		Nitrat-nitrogen (kg N/daa)	
	Gjennomsnitt	Min – Maks	Gjennomsnitt	Min – Maks
Skuterud	4,8	2,0-6,9	3,6	1,8-5,5
Mørdre	2,4	1,1-3,7	1,7	0,8-2,9
Kolstad	5,5	2,9-9,7	4,6	2,5-8,2
Heia	9,5	6,0-13,0	7,9	3,8-10,6
Vasshaglona	9,8	4,9-15,7	7,7	4,2-11,5
Hotran	5,2	1,3-10,9	3,9	1,1-8,1
Skas-Heigre	3,9	2,2-6,3	3,0	1,6-4,9
Time	5,6	2,9-8,3	4,1	2,0-6,6
Naurstad	2,8	1,8-4,4	1,0	0,5-2,0
Volbu	2,1	1,1-4,2	1,7	0,7-2,9
Gjennomsnitt	5,2	-	3,9	-



Figur 5.3. Avrenning (mm) og tap av nitrat-N og organisk N (kg N/daa jordbruksareal) for hvert felt og agrohydrologisk år (1.mai – 30.april; for Volbu 1.juni – 31. mai). Organisk N er beregnet som differansen mellom total-N og nitrat-N.



Figur 5.4. Effekten av årlige nitrogenbalanser på nitrogentap (kg/daa) i hvert av feltene

Det er vist at en økning i nitrogenbalansen gir økt risiko for nitrogentap (Goulding, 2000). Overvåkingfeltene viser den samme tendensen, men det er ikke en entydig sammenheng mellom årlige nitrogenbalanser og årlige nitrogen tap overvåkingfeltene (figur 5.4). Det skyldes flere forhold. Nitrogentapet det enkelte år er meget avhengig av avrenningsmengden det året (figur 5.2). Dessuten har nitrogenbalansene en langsiktig effekt på næringsstofftilstanden i jorda og nitrogenkonsentrasjonene det enkelte år er sterk påvirket av været. Trendene i nitrogenbalanse som er registrert for 5 av 8 overvåkingfelt er ikke tilstrekkelig sterke (figur 3.8) og endringene i nitrogenoverskudd er stort sett små og resulterer derfor ikke endring i nitrogentap. Den tydeligste nedadgående trenden i nitrogenbalanse ble registrert i Volbu, men det ble ikke registrert en signifikant nedgang i nitrogentap eller konsentrasjoner. I en studie av nordiske overvåkingfelt er det vist at for tre danske overvåkingfelt med langtidstrender med kraftig reduserte nitrogenbalanser er nitrogenkonsentrasjonene tydelig redusert (Bechmann et al., 2014).

5.2 Fosfor- og partikkelavrenning

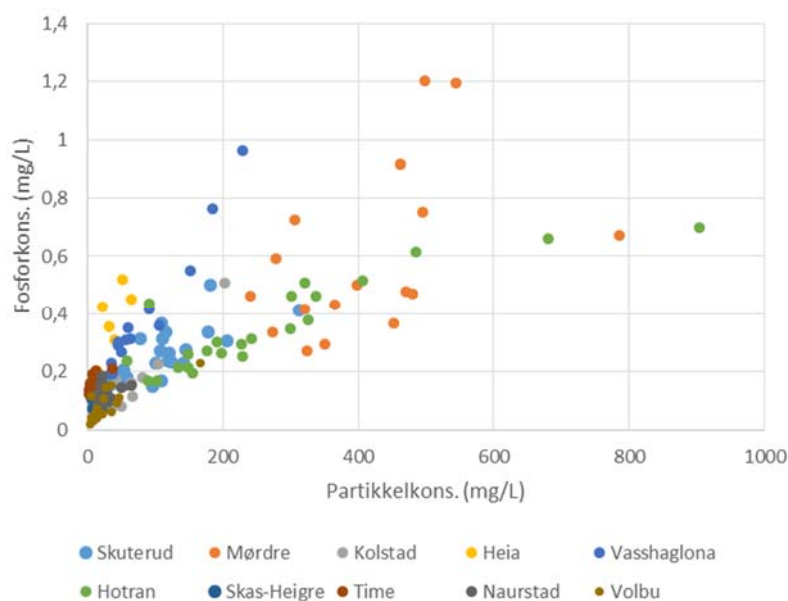
5.2.1 Konsentrasjoner

Gjennomsnittlig konsentrasjon av partikler (suspendert stoff) i avrenningen varierer fra 11 mg/L i Skas-Heigre til 414 mg/L i Mørdre (tabell 5.1). Konsentrasjonen er også meget høy i Hotran (272 mg/L). Både Mørdre og Hotran ligger i områder med marine avsetninger og stor erosjonsrisiko. Gjennomsnittlig konsentrasjon av partikler er meget lav (11–12 mg/L) i avrenningen fra felt med gras på Jæren (Time og Skas-Heigre), siden det er lite erosjon fra grasarealer. Konsentrasjonen er imidlertid enda lavere (5 mg/L) i avrenningen fra skogsdelfeltet i Volbu (Nyhaga).

Fosforkonsentrasjonen er, som partikkelkonsentrasjonen, høyest i avrenningen fra arealer med åpen åker. Gjennomsnittlig konsentrasjon av fosfor i avrenning fra overvåkingfeltene varierer fra 73 µg/L i Volbu til 593 µg/L i Mørdre (tabell 5.1). Som for partikler er det også målt høye gjennomsnittlige fosforkonsentrasjoner i Hotran (359 µg/L). De to grønnsaksdominerte feltene (Heia og Vasshaglona) har gjennomsnittlige fosforkonsentrasjoner i samme størrelsesorden henholdsvis 377 µg/L og 339 µg/L.

For bekkene under ett er det forholdsvis god sammenheng mellom gjennomsnittskonsentrasjon av partikler og totalfosfor (figur 5.5). Heia og Vasshaglona ligger over de øvrige feltene, det vil si at det er

mer fosfor i forhold til partikler. Høy fosforstatus i jorda etter mange års potet- og grønnsaksproduksjon bidrar til høyere fosforkonsentrasjoner i eroderte partikler.



Figur 5.5. Sammenhengen mellom konsentrasjon av partikler og fosfor i avrenningen fra overvåkingfeltene. Grønnsaksdominerte felt er merket med rødt.

I de fleste feltene utgjør gløderesten (mineralmateriale i suspendert stoff) en høy andel av totalt suspendert stoff (om lag 70–90 %) (tabell 5.1). I Time og Skas-Heigre, utgjør imidlertid gløderesten bare 50–55 % av totalt suspendert stoff. Det kan ha sammenheng med at det dyrkes gras og brukes mye husdyrgjødsel i disse feltene. I grasdominerte felt med husdyrproduksjon og lav erosjonsrisiko vil suspendert organisk materiale kunne utgjøre en større andel av totalt suspendert stoff, siden husdyrgjødsel kan bidra til økt organisk innhold i avrenningen.

5.2.2 Tap av fosfor og partikler

Gjennomsnittlige årlige fosfortap fra jordbruksarealene varierer fra 41 g/daa i Volbu til 750 g/daa i Vasshaglona (tabell 5.3). Det er flere forhold som forklarer de høye fosfortapene i Vasshaglona. Jordtapene fra Vasshaglona er også høye og bidrar til tap av partikkelbundet fosfor. Dessuten er det høye fosfortall i jorda på grunn av et stort fosforoverskudd i produksjonen gjennom mange år (figur 3.9 og 3.10). Mye jordarbeiding i forbindelse med potet- og grønnsaksdyrking, samt mye nedbør og avrenning bidrar til å forklare de høye partikkel- og fosfortapene. Særlig høye tap ble målt i 2000/2001 bl.a. i Vasshaglona på grunn av svært mye nedbør med påfølgende høy avrenning dette året (figur 5.6; 5.7).

De høyeste gjennomsnittlige tapene av partikler fra jordbruksarealene er målt i Hotran (318 kg/daa), fulgt av Mørdre (232 kg/daa) (tabell 5.4). Jorda i Hotran (Trøndelag) har generelt høy erosjonsrisiko. I Mørdre har jorda også høy erosjonsrisiko og planering av arealer på 1960–70-tallet bidrar også til økt erosjonsrisiko. Både Hotran og Mørdre har dessuten høye fosfortap. Særlig høye tap av både partikler og totalfosfor ble målt i Hotran i 2011/2012 på grunn av høye tap i februar og mars, men jordtapet har vært forholdsvis lavt i Hotran de siste fire årene.

Tabell 5.3. Gjennomsnittlig årlig tap av totalfosfor og løst fosfat, samt høyeste og laveste årlige tap (g P/daa jordbruksareal).

	Totalfosfor (g P/daa)		Løst fosfat (g P/daa)	
	Gjennomsnitt	Min – Maks	Gjennomsnitt	Min–Maks
Skuterud	252	58–530	43	13–74
Mørdre	340	100–846	26	11–75
Kolstad	66	16–307	18	4–52
Heia	361	194–553	185	99–312
Vasshaglona	750	195–2896	114	5–252
Hotran*	417	93–961	55	22–89
Skas-Heigre*	111	58–233	35	22–64
Time	144	84–213	62	14–108
Naurstad	365	168–714	172	54–357
Volbu	41	10–141	9	3–39

* Analyser av løst fosfat ble startet i 2011 i Hotran og i 2008 i Skas-Heigre.

De siste fire årene har det vært høye tap av fosfor i overvåkingsfeltene med korn på Østlandet (Skuterud, Mørdre og Heia) (figur 5.6). Det er en tendens til mer jordarbeiding de siste årene, men jordtapene viser ikke samme økning som fosfortapene (figur 5.7). Det må derfor finnes flere forhold enn økt jordarbeiding som har medført høye tap av fosfor. En analyse av trender i avrenning og tap er diskutert i avsnitt 5.3.

Tapene av fosfor og partikler fra Skuterud har variert mye fra år til år (figur 5.6 og 5.7). De siste fire årene har det vært høye tap av fosfor; nesten like høye som i 2000/2001, som var et år med ekstreme nedbørmengder over lang tid på høsten. Etter etablering av en fangdam ved utløpet av bekken i 2001, var det noen år med lave tap av fosfor og partikler på grunn av retensjon i fangdammen. Som for de andre kornfeltene bidrar tapene under snøsmeltingen om våren generelt mye til de totale årlige tapene av fosfor og partikler i Skuterud, men også avrenning på høsten bidrar vesentlig til tap av fosfor og partikler i dette feltet.

I år med høy avrenning er det generelt større tap av partikler i overvåkingsfelt med åpen åker enn i de andre feltene. Men en sammenligning av overvåkingsfeltene med åpen åker viser at det ikke bare er den gjennomsnittlige avrenningen som styrer nivået på jordtapet. Mørdre har f.eks. høye jordtap på tross av forholdsvis lav avrenning. Jordtapene fra Skuterud de enkelte årene kan heller ikke direkte relateres til størrelsen på avrenningen.

Tapene av fosfor og partikler i Kolstad er lave sammenliknet med de andre kornfeltene. Dette skyldes i hovedsak en jordtype med lite overflateavrenning og lite makroporetransport. Dette fører til infiltrasjon og transport av vann gjennom jorda, med lite løsrivelse og transport av partikler. Veletablerte vegetasjonssoner langs bekken, samt et betydelig innslag av eng (figur 3.4) bidrar også til lave partikkel- og fosfortap i Kolstad.

Tabell 5.4. Gjennomsnittlig årlig tap av suspendert stoff og gløderest av suspendert stoff, samt høyeste og laveste årlige tap (kg SS/daa jordbruksareal).

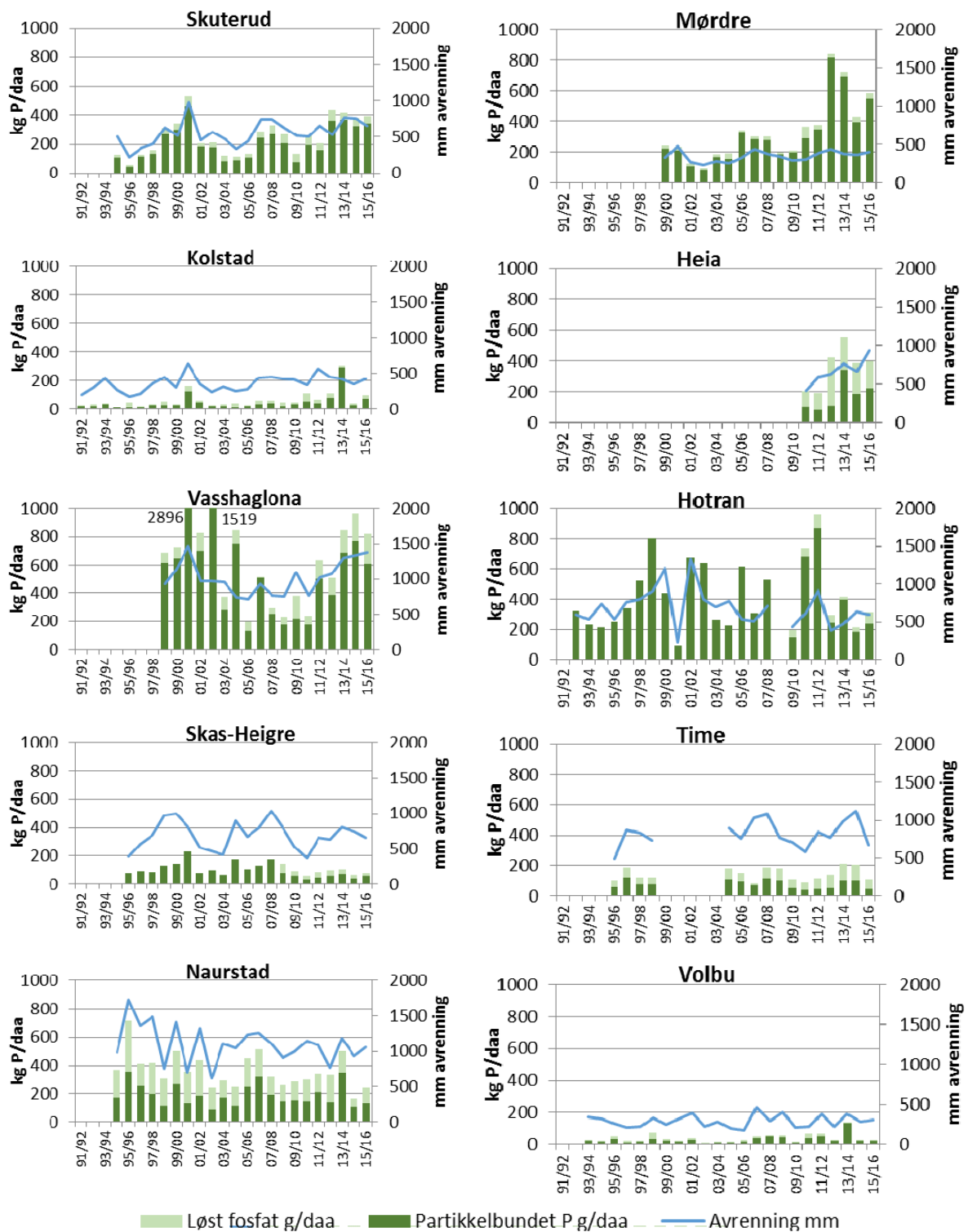
	Suspendert stoff (kg SS/daa)		Gløderest (kg SS/daa)	
	Gjennomsnitt	Min –Maks	Gjennomsnitt	Min–Maks
Skuterud	113	29–287	100	25–258
Mørdre	232	111–421	217	104–399
Kolstad	24	5–129	21	3–113
Heia	37	14–81	27	11–61
Vasshaglona	158	26–696	123	19–547
Hotran*	318	10–968	355	123–905
Skas-Heigre*	10	4–17	4	1–7
Time	9	3–17	5	2–9
Naurstad	85	39–219	71	33–187
Volbu	17	3–123	14	2–107

* Analyser av gløderest ble startet i 2011 i Hotran og Skas-Heigre.

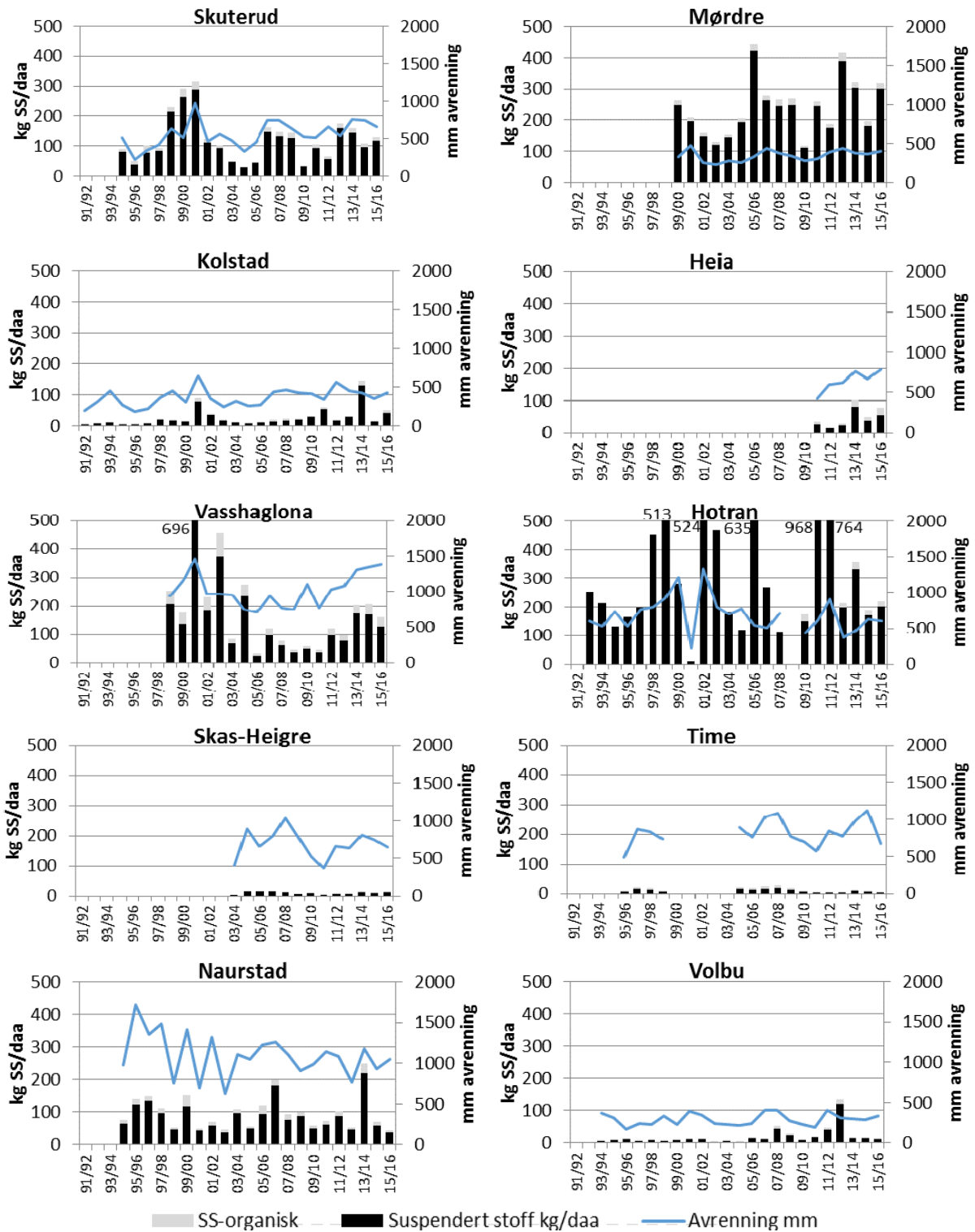
I kornfeltene (Skuterud, Mørdre, Kolstad, Hotran) er tapene av fosfor og partikler i stor grad styrt av avrenningen, hvor enkelte episoder med høy nedbørintensitet og snøsmelting kombinert med regn om våren bidrar til særlig høye tap. Dessuten kan mye nedbør over lengre tid gi store tap som f.eks. i Skuterud høsten 2000. Ved kornproduksjon (åpen åker) er det også om høsten og vinteren jorda er mest erosjonsutsatt. De siste tre årene har det vært mer jordarbeiding og arealet som overvintres i stubb mindre enn tidligere i overvåkingsperioden (figur 3.15), særlig i Skuterud hvor det har vært mye høstharving (35–50%).

I de grasdominerte feltene på Jæren (Time og Skas-Heigre) er det målt lave tap av partikler og fosfor, men fosfortapene er forholdsvis store sammenlignet med tap av partikler. Det brukes mye husdyrgjødsel på grasarealene i Time (figur 3.6 og 3.7), noe som fører til høyt overskudd av fosfor i produksjonen (figur 3.9) og høyt fosforinnhold i jorda (figur 3.10). Det bidrar til de forholdsvis høye fosfortapene.

Tapene av fosfor og partikler i Naurstad er høye sammenliknet med de andre gras- og engfeltene. Dette skyldes i første rekke en betydelig høyere avrenning i Naurstad, da konsentrasjonene som måles er om lag på samme nivå som i de andre gras- og engfeltene (tabell 5.1). Naurstad har en høy fosforbalanse (overskudd). Den utgjør litt over halvparten av fosfortilførselene, mens fosforbalansen for andre engfelt kun utgjør 21–36 % av tilførselene. I Naurstad er det dessuten en jordtype som binder lite fosfor og en relativt stor andel av fosforet tapes som løst fosfat (50 %).



Figur 5.6. Avrenning (mm), tap av partikkelbundet fosfor (totalfosfor-løst fosfat) og løst fosfat (g P/daa jordbruksareal) for hvert felt og agrohydrologisk år (1.mai – 30.april; for Volbu 1.juni – 31. mai).



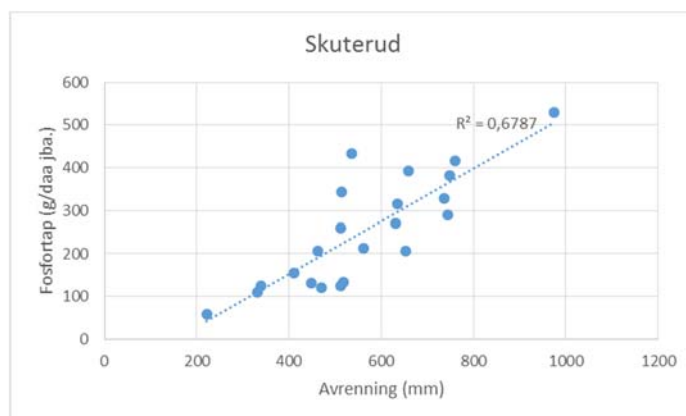
Figur 5.7. Avrenning (mm), tap av suspendert stoff og organisk stoff (kg/daa jordbruksareal) for hvert felt og agrohydrologisk år (1.mai – 30.april; for Volbu 1.juni – 31. mai).

Tapene av fosfor og partikler i Volbu er jevnt over lave (figur 5.6 og 5.7). I Volbu er det lite nedbør og avrenning og et dyrkingssystem med eng. Det er også et lavt fosforoverskudd i produksjonen i Volbu (figur 3.9).

Reduksjonen i fosforbalanse, som er registrert i jordbruket i Volbu skjer på et meget lavt nivå, og det er et svært lavt nivå på tap av partikler og fosfor i det feltet og endring i fosforbalansen har ikke hatt noen målbar effekt på fosfortapene som er målt. I Time ble det registrert en økning i fosforbalansen, og det har samtidig vært en signifikant økning i fosfortapet. Som for nitrogen, er den beregnede fosforbalansen mer usikker for felt med grasproduksjon enn for korn, på grunn av usikkerhet i avlingsestimater og innhold av fosfor i avlingen.

5.3 Trender i tap og konsentrasjoner av partikler og næringsstoffer

I Skuterud, Mørdre og Kolstad er det en oppadgående trend i årlig avrenning i overvåkingsperioden (tabell 5.5). Dette samsvarer med en signifikant økning i nedbør i Skuterud og Kolstad, men det samme er ikke tilfellet i Mørdre. I de tre kornfeltene har også fosforkonsentrasjoner og fosfortap vist en økning, og det er også en oppadgående trend for løst fosfat (tabell 5.5–5.8). Trendanalyser er utført både med og uten vannføring som kovariat. På den måten er det vist at den økte avrenningen forklarer økningen i fosfortap for Skuterud, mens den ikke alene kan forklare økningen i fosfortap i Mørdre og Kolstad.



Figur 5.8. Sammenhengen mellom avrenning (mm) og fosfortap (g/daa jordbruksareal) i Skuterud.

I Skuterud er det korrelasjon mellom årlig avrenning og tap av fosfor ($r^2 = 0,68$) og økningen i avrenning kan i dette feltet forklare mye av økningen i fosfortap (figur 5.5). Den økende avrenningen er også en sannsynlig årsak til økt tilførsel av partikler ved innløpet til fangdammen. Ved utløpet av fangdammen er tilførselen av partikler tilnærmet konstant, noe som indikerer at fangdammen har en effekt. Samtidig har det vært en signifikant økning i løst fosfat i Skuterud ved utløpet av fangdammen, noe som ikke forklares av økt avrenning. Økningen i løst fosfat har hovedsakelig skjedd etter byggingen av fangdammen i Skuterud.

I Kolstad har det vært en signifikant økning i både konsentrasjoner og tap av partikler og fosfor, en økning som ikke kan forklares av økt avrenning. Gjennomsnittlige tap av både partikler og fosfor de siste 5 årene er omtrent dobbelt så høyt som middel for hele perioden. Spesielt året 2013/2014 skiller seg ut med svært høye tap av partikler og fosfor fra Kolstad, men selv uten dette året er det en oppadgående trend for partikler og fosfor. I Kolstad har det samtidig vært en signifikant økning i tilførsel av fosfor som gjødsel, og spesielt i tilførsel av fosfor som husdyrgjødsel. Generelt er tapene av partikler og fosfor ave sammenlignet med de øvrige kornfeltene.

Tabell 5.5. Trender i avrenning og næringsstofftap i JOVA-feltene. Tabellen viser signifikansen i trendene vist som p-verdier med og uten justering for vannføring (Q). Fargene anger hvilke trender som er oppadgående og hvilke som er nedadgående på 5 % og 10 % nivå.

	Q	SS	TP	PO ₄	TN
Skuterud	0,01	0,61	0,02	0,00	0,17
Skuterud fangdam innløp	0,01	0,03	0,00		0,11
Mørdre	0,03*	0,32	0,00	0,05	0,02
Kolstad	0,03	0,00	0,00	0,07	0,18
Vasshaglona	0,31	0,19	0,79	0,21	0,04
Hotran	0,47	0,60	0,60		0,62
Skas Heigre	1,00	0,63	0,51		0,45
Time	0,53	0,04	0,72	0,01	0,47
Naurstad	0,15	0,30	0,08	0,00	0,52
Volbu	0,51	0,01	0,24	0,26	0,92
Vannføring som kovariat		SS-Q	TP-Q	PO₄-Q	TN-Q
Skuterud		0,12	0,57	0,04	0,47
Skuterud fangdam innløp		0,43	0,09		0,69
Mørdre		0,98	0,01	0,16	0,18
Kolstad		0,01	0,01	0,34	0,88
Vasshaglona		0,05	0,25	0,47	0,07
Hotran		0,41	0,29		0,18
Skas Heigre		0,57	0,28		0,13
Time		0,00	0,97	0,01	0,66
Naurstad		0,99	0,28	0,01	0,63
Volbu		0,01	0,30	0,27	0,45
		Nedadgående men ikke statistisk signifikant (0,05<p<0,1)			
		Statistisk signifikant nedadgående (p<0,05)			
		Oppadgående men ikke statistisk signifikant (0,05<p<0,1)			
		Statistisk signifikant oppadgående (p<0,05)			

*avrenning fra 1992

I de andre feltene er det ingen signifikante endringer i avrenning eller fosfortap, men det er observert noen andre trender. Vasshaglona har en svak oppadgående trend i nitrogentap, men trenden forsvinner når vannføring blir brukt som kovariat. Det betyr at økningen delvis kan forklares med økt vannføring. Både Vasshaglona og Time har en svak oppadgående trend i konsentrasjon av løst fosfat. Den kan ikke forklares av vannføring, men i begge disse feltene har det vært en signifikant økning i fosforbalansen. En nedadgående trend i både tap og konsentrasjon av partikler skjer samtidig med at det er en reduksjon i arealet med grønnfôr. Nivået på konsentrasjoner og tap av partikler er meget lavt i Time sammenlignet med de øvrige overvåkingsfeltene.

Naurstad har en nedadgående trend i løst fosfat, som ikke forklares av vannføring. Samtidig har Naurstad en signifikant nedgang i fosforbalansen, noe som kan bidra til å forklare den nedadgående trenden i løst fosfat. Volbu har derimot en oppadgående trend i partikler, som heller ikke kan forklares av vannføringen. I Volbu har det vært en signifikant økning i nedbør som kanskje kan knyttes til en økning i erosjon og forklare den oppadgående trenden i partikler.

Skas-Heigre har en nedadgående trend i konsentrasjoner av nitrogen (tabell 5.6). Denne trenden er uavhengig av avrenningen (tabell 5.6) og kan være et resultat av gjennomførte tiltak (miljøavtaler) i feltet i årene 2010–2015.

Tabell 5.6. Trender i konsentrasjoner av næringsstoffer i JOVA-feltene. Tabellen viser signifikansen i trendene vist som p-verdier med og uten justering for vannføring (Q). Fargene anger hvilke trender som er oppadgående og hvilke some er nedadgående på 5 % og 10 % nivå.

	SS	TP	PO ₄	TN	Nitrat
Skuterud	0,21	0,05	0,00	0,26	0,09
Skuterud fangdam innløp	0,14	0,01		0,35	
Mørdre	0,46	0,00	0,84	0,75	0,10
Kolstad	0,00	0,04	0,32	0,27	0,11
Vasshaglona	0,14	0,24	0,01	0,66	0,98
Hotran	0,34	0,13		0,09	0,07
Skas Heigre	1,00	0,15		0,02	0,01
Time	0,00	0,32	0,01	0,72	0,93
Naurstad	0,63	0,14	0,02	0,84	0,53
Volbu	0,02	0,36	0,20	0,28	0,10
Vannføring som kovariat	SS-Q	TP-Q	PO ₄ -Q	TN-Q	Nitrat-Q
Skuterud	0,12	0,46	0,03	0,66	0,58
Skuterud fangdam innløp	0,49	0,11		0,56	
Mørdre	0,51	0,01	0,57	0,33	0,68
Kolstad	0,02	0,07	0,50	0,81	0,46
Vasshaglona	0,05	0,07	0,01	0,44	0,69
Hotran	0,35	0,14		0,09	0,08
Skas Heigre	1,00	0,14		0,02	0,00
Time	0,00	0,21	0,01	0,75	0,86
Naurstad	0,99	0,11	0,01	0,30	0,20
Volbu	0,02	0,32	0,26	0,34	0,12
	Nedadgående men ikke statistisk signifikant (0,05<p<0,1)				
	Statistisk signifikant nedadgående (p<0,05)				
	Oppadgående men ikke statistisk signifikant (0,05<p<0,1)				
	Statistisk signifikant oppadgående (p<0,05)				

6 Funn av plantevernmidler

6.1 Generelt

De fleste funn skyldes bruk av plantevernmidler i nærområdet. De fleste av de påviste plantevernmidlene er eller har vært godkjent for bruk i Norge i overvåkingsperioden, men persistente midler kan påvises i lang tid etter opphørt bruk pga utvasking av rester fra jorda ved ekstreme nedbør og avrenningsepisoder. En del plantevernmidler brytes ned betydelig saktere under norske forhold enn forventet ut fra oppgitte data. Dette viser seg gjennom funn av pesticider som ikke er oppgitt brukt i feltet samme år, samt at en del midler gjenfinnes som en 'lang hale' av påvisninger utover høsten og i snøsmeltingen neste vår. Plantevernmiddelens egenskaper, jordas sammensetning og klimaet er avgjørende for hvor raskt et plantevernmiddel brytes ned i jord. Feltforsøk gjennomført i Norge indikerer at kombinasjonen av lave jordtemperaturer som gir lav mikrobiell aktivitet i jorda, og høyt innhold av organiske materiale som gir sterk binding av en rekke plantevernmidler, er 'worst-case'-forhold for nedbrytning av plantevernmidler (Almvik et al 2016).

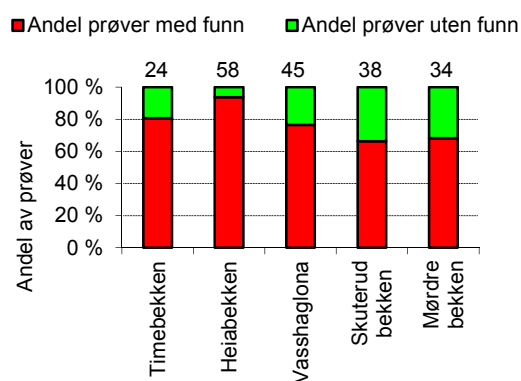
Plantevernmidler vaskes ut fra alle typer jord; de lette, snadholdige jordartene er betydelig utsatt for utvasking samtidig som leirjordtyper kan ha rask transport av høye konsentrasjoner plantevernmidler gjennom makroporer og sprekkesoner og det er på disse jordartene det gjøres flest funn. Det er også ofte på disse jordartene at det er grønnsak- og potetdyrking og stort forbruk av pesticider. De høyeste konsentrasjonene påvises etter nedbør kort tid etter sprøyting. Været har stor betydning for omfanget av funn og tidspunkt for nedbør betyr mye. Mye nedbør og/eller vanning kort tid etter sprøyting i sommerhalvåret medfører utvasking av plantevernmidler og funn i betydelige konsentrasjoner. Intensiv prøvetaking over korte tidsrom har vist at det er store variasjoner i konsentrasjoner over tidspunkt på få timer. Vindavdrift av plantevernmidler direkte til vann ved sprøyting og uhell ved sprøyting og uforsvarlig håndtering av plantevernmidlene på gårdstun, kan også være en årsak til funn i bekker og elver.

Plantevernmidler transporteres også til grunnvann, og overflatenært grunnvann og gårdsbrønner er prøvetatt i overvåkingsprogrammet gjennom perioden 1997–2011. En oppsummering av denne overvåkingen, samt resultater fra det Handlingsplanfinansierte prosjektet «Pesticider i grunnvann» (avsluttet i 2012) ble gitt i forrige samlerapport. Det pågår nå et arbeid med å utvikle et nett for overvåking av grunnvann i jordbruksområder gjennom prosjekter finansiert over Handlingsplan for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler (Roseth, 2017).

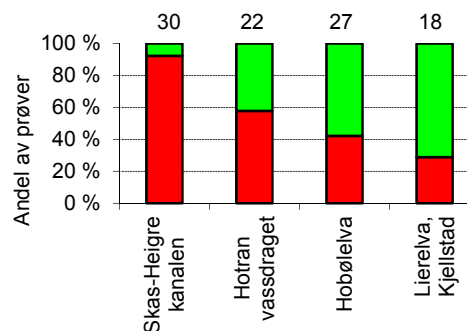
6.2 Plantevernmidler i bekkevann i overvåkingsfeltene

Andelen prøver med funn av plantevernmidler i overvåkingsperioden fra 1995 til 2015 varierer mye fra lokalitet til lokalitet (figur 6.1 og 6.2). Det er store variasjoner i antall funn mellom lokaliteter, og det er betydelige variasjoner gjennom året. I Heiabekken er det påvist 58 forskjellige plantevernmidler, og det påvises i gjennomsnitt ett eller flere plantevernmidler i nærmere 95 % av prøvene herfra.

I gjennomsnitt for alle lokaliteter og år påvises det 2 plantevernmidler i hver prøve som tas uavhengig av felt, mens det varierer fra 1,2 (Hotran) til 4,8 (Heia). For perioden etter utvidelsen av søkespekteret i 2011 er det i gjennomsnitt 3 funn av plantevernmidler pr prøve for alle feltene sett under ett, med variasjon mellom 1,2 og 6.



Figur 6.1. Plantevernmidler i små bekker 1995 – 2015. Nedbørfelt 0,9 – 6,8 km². Tall over søylene angir antall ulike plantevernmidler og metabolitter påvist. Kolstadbekken kun prøvetatt 9 år (1995–2003) er ikke med i figuren.



Figur 6.2. Plantevernmidler i større bekker, kanaler og elver 1995–2015. Nedbørfelt 20 til 331 km². Tall over søylene angir antall ulike plantevernmidler (inkl. metabolitter) påvist. Omfatter elver som tidligere ble overvåket, men Finsalbekken og Storelva kun prøvetatt 2-3 år (1995–1998) er ikke med.

Andelen jordbruksareal i nedbørfeltet og omfanget av plantevernmiddelbruk er avgjørende for gjenfinning i bekker og elver. Elvene med store nedbørfelt har gjennomgående færre funn enn bekkene, da betydningen av prosesser som holder tilbake/bryter ned plantevernmidlene er større i de store nedbørfeltene. Elvene fanger også opp mye vann fra usprøytet areal, slik at fortynningen blir stor og plantevernmidlene derfor ofte ikke kan påvises. De rene kornfeltene har færre funn sammenlignet med de felt som har en mer sammensatt produksjon med potet og grønnsaker. Resultatene for de ulike feltene er derfor ikke direkte sammenliknbare og må kun ses som representative for de driftsformene, jordtpene og klimaforholdene de omfatter.

I perioden 1995–2015 er det i bekker og elver utført 2441 analyser med multimetoder og påvist 71 ulike plantevernmidler (hvorav 6 påvist som nedbrytningsprodukter), herav 27 ugrasmidler (U), 31 soppmidler (S) og 13 skadedyrmidler (SK). Til sammen er det gjort 4686 enkeltfunn i de bekkene som er inkludert (vedlegg 1). Dersom vi tar med funn av plantevernmidler i de lokaliteter som også ble overvåket i perioden 1990–1994, øker omfanget av plantevernmidler som er påvist med ugrasmidlet ioksynil.

75 % av alle påvisninger er av ugrasmidler, men av disse er en relativt lav andel (10 %) over miljøfarlighetsverdien for vannlevende organismer (MF-verdi). Det er ugrasmidlene metribuzin, MCPA, propaklor og linuron som oftest overskrider MF-verdien, hvorav de to sistnevnte ikke lenger er godkjent for bruk. MF-verdien for MCPA er siden forrige rapportering redusert betydelig (MF=1,4 µg/L) fordi nyere toksistetsdata indikerer en risiko ved lavere konsentrasjonsnivåer enn tidligere antatt, og dette medfører at prosentandelen av funn over MF-verdien har økt betydelig. Endringer i MF-verdier er også foretatt for flere andre midler hvor det har fremkommet nyere data som indikerer en høyere eller lavere toksisitet.

21 % av alle påvisninger er av soppmidler (vedlegg 1), og av disse er 8 % over MF-verdien. Av soppmidlene er det fenpropimorf, propikonazol og protikonazol (som metabolitten protikonazol destio) som hyppigst påvises over MF-verdien. På grunn av mangelfullt datagrunnlag fra toksistetstester for sistnevnte er MF-verdien beregnet med en høy sikkerhetsfaktor (100) og MF-verdien er derfor relativt lav (MF = 0,034 µg/L). Noen soppmidler kan være relativt persistente og binde seg sterkt til jord, mens andre brytes raskt ned. Noen soppmidler er også relativt akutt toksiske.

Det er gjort få funn av skadedyrmidler (4 %), men av disse er relativt mange (34 %) over MF-verdien. MF-verdien for klorfenvinfos er revidert siden forrige rapportering og ny MF-verdi er høyere enn tidligere (MF=0,1 µg/L). Dette medfører at prosentandelen av funn over MF-verdien for skadedyrmidler totalt sett er betydelig redusert siden klorfenvinfos var det midlet med flest funn over MF. De fleste skadedyrmidlene som har overskredet faregrensen for miljøeffekt på vannlevende organismer (MF), brukes fortrinnsvis i grønnsaksproduksjon og potet, samt bærproduksjon, med imidakloprid, azinfosmetyl og diazinon øverst på statistikken og hvor de to sistnevnte ikke lenger er tillatt brukt. På grunn av endring i MF-verdi er klorfenvinfos ikke lenger det midlet med flest funn over MF, slik det har vært rapportert tidligere. Skadedyrmidler er gjerne svært akutt toksiske og har derfor oftest en lav MF-verdi. Samtidig brytes de fleste raskt ned, og det er derfor få påvisninger av disse stoffene totalt.

I 2015 ble det tatt totalt 57 prøver i 6 bekker (vedlegg 2), og det ble påvist 4 nye plantevernmidler i bekker og elver, inkludert soppmidlene tebukonazol og propamokarb (tørråtemiddel), og ugrasmidlene diflufenikan og klomazon. Disse midlene kom inn i standard analysespekter i henholdsvis 2011, 2015, 2014 og 2012. Førstnevnte middel er ikke tillatt brukt etter 1997, kun rapportert sprøytet 2 ganger i JOVA-felt (1993 og 2000) og ble påvist like over bestemmelsesgrensen for analysene (påvist 0,013 µg/L). Ugrasmidlet prosulfokarb ble tatt inn i søkespekteret i 2014, og ble påvist samme år etter rapportert bruk. I 2015 ble det gjort 17 funn over MF-verdien; ugrasmidlene diflufenikan (1) og MCPA (1), soppmidlet fenpropimorf (1) og metabolitten protiokonazol destio (7), samt skadedyrmidlene imidakloprid (6) og tiakloprid (1). Totalt for overvåkingsperioden har det vært 497 overskridelser av faregrensen for miljøeffekter på vannlevende organismer (MF). Det har vært overskridelser i gjennomsnittlig 20 % av prøvene som er tatt og 33 forskjellige plantevernmidler har overskredet MF-verdien.

6.3 Trender i funn av plantevernmidler i overvåkingsfeltene

Ved tolkning av trender i funn av plantevernmidler i bekker og elver, er følgende faktorer spesielt viktige å ta hensyn til:

- a. Utvidelse av analysespekteret
- b. Endringer i godkjenning og bruk av de enkelte plantevernmidler
- c. Lavere bestemmelsesgrenser
- d. Årlige variasjoner i værforhold

Analysespekteret i perioden 1990–1994 var svært begrenset. Disse årene er derfor ikke inkludert i analysen av utviklingstrender. I perioden 1995–2010 ble analysespekteret utvidet med 35 plantevernmidler (fra 27 til 62), i 2011 ble det ytterligere utvidet med 34 midler og antallet midler i søkespekteret var 103 (samt 17 metabolitter) i 2015. Tolkningen av resultatene må derfor ta hensyn til at det stadig letes etter flere midler. Samtidig har 21 av plantevernmidlene i analysespekteret blitt tatt av markedet etter 1995. Bruksområde og dosering for en del plantevernmidler har endret seg, og nye plantevernmidler har kommet på markedet. Utviklingen i hvert enkelt felt må derfor tolkes i forhold til de konkrete plantevernmidler som gjenfinnes. Bestemmelsesgrensen er senket i perioden og de vesentlige endringene kom fra 1995 til 1996 og fra 2003 til 2004. I den første endringen ble analysegrensene senket så mye for nesten alle plantevernmidler at vi har valgt å gjennomføre analysene uten å ta med 1995. Fra 2003 til 2004 ble analysegrensen for mange midler senket fra 0,02 til 0,01 µg/L. Trendanalysene for forrige samlerapportperiode (1995–2012) ble utført både med og uten påvisninger < 0,02 µg/L. Dette ga ingen store utslag på de estimerte trendene og trendanalysen inkluderer nå alle påvisninger ned til 0,01 µg/L.

Ved gjennomføring av trendanalysene er det valgt tre indikatorer for å karakterisere utviklingen i bekker og elver (Ludvigsen og Lode, 2002):

- Antall påvisninger av de enkelte plantevernmidler, beregnet som funnfrekvens per prøve
- Sum konsentrasjon av alle plantevernmidler per prøve
- Vekting av konsentrasjonen for det enkelte plantevernmiddel med miljøfarlighetsverdien (MF). Dette generer et tall for total miljøbelastning (TMB) per prøve og gir en indikasjon på risikoen for mulige samvirkende effekter/blandingseffekter av ulike plantevernmidler på vannlevende organismer.

For å hensynta økningen i antallet midler i søkespekteret gjennom overvåkingsperioden er datauttrekket for trendanalysen fra og med denne rapporteringen justert slik at det tas høyde for det faktiske antall midler i analysene det enkelte år når de over nevnte indikatorene beregnes.

Forrige samlerapportering omfattet perioden fram til og med 2012 og inkluderte dermed kun 2 år etter den store økningen i søkespekteret i 2011. Resultatene fra trendanalysen den gang viste signifikant nedgang i funnfrekvens, konsentrasjoner og total miljøbelastning i Timebekken, Vasshaglona og Heiabekken gjennom overvåkingsperioden, mens det ble ikke funnet signifikante trender i Skuterud, Mørdre og Hotran.

Resultatene av trendanalysene for perioden 1996–2015 er oppsummert under (tabell 6.1). Den nevnte justeringen av beregningsmetoden for datagrunnlaget, hvor det hensyntas det faktiske antallet midler i søkespekteret for vannanalysene det enkelte år, ga ingen endringer i retningene på de signifikante trendene sett i forhold til gammel beregningsmetode.

Generelt er det en reduksjon i antall funn gjennom perioden når man hensyntar økningen i antallet midler i søkespekteret for vannanalysene (justert funnfrekvens) med unntak av Mørdre hvor det ikke er noen signifikant endring, selv om faktisk antall funn pr prøve ikke er redusert gjennom perioden. Det er få signifikante trender for utviklingen av påviste konsentrasjoner av plantevernmidler (funnkonsentrasjon) gjennom perioden, men en positiv trend i Timebekken og en positiv tendens ($p=0,51$) i Vasshaglona. Utviklingen i total miljøbelastning er avtagende eller ikke signifikant for fem av feltene, mens det er en økende (dvs negativ) trend for Mørdre.

Tabell 6.1. Resultat av multivariat trendanalyse (Kendalls τ) for justert funnfrekvens, justert funnkonsentrasjon og justert total miljøbelastning (TMB) for funn av plantevernmidler i bekkevann i overvåkingsfelt for perioden 1996–2015. Statistisk signifikante trender ($p<0,05$) er markert med grønt (positiv trend (reduksjon) = negativ Kendall's τ) og rødt (negativ trend (økning) = positiv Kendall's τ). Tendenser ($p<0,1$) er markert med fet kursiv.

Felt	Justert funnfrekvens		Justert funnkonsentrasjon		Justert TMB	
	Kendall's τ	p-verdi	Kendall's τ	p-verdi	Kendall's τ	p-verdi
Heia*	-0,3216	<0,0001	-0,0791	0,299	-0,0832	0,275
Vasshaglona	-0,3053	<0,0001	-0,1075	0,051	-0,2589	<0,0001
Skuterud	-0,1197	0,029	0,0677	0,218	0,0991	0,071
Mørdre	-0,0353	0,555	0,0645	0,281	0,1274	0,033
Time	-0,4076	<0,0001	-0,1852	0,003	-0,2599	<0,0001
Hotran	-0,1139	0,058	0,0734	0,223	0,0294	0,625

*Overvåkingsperiode 2004–2015.

Det er i Vasshaglona påvist 45 forskjellige plantevernmidler (inkl. 6 metabolitter), hvorav 14 midler er påvist over MF-verdien. Det er gjort totalt 686 påvisninger, hvorav 108 funn er over MF-verdien. Statistiske analyser viser signifikant nedgang i funnfrekvens og total miljøbelastning gjennom overvåkingsperioden (figur 6.3), og en positiv tendens for funnkonsentrasjon. Mye av forklaringen til den positive utviklingen ligger i en reduksjon i arealandel sprøytet med ugrasmidler samt en reduksjon i mengde soppmiddel sprøytet i feltet gjennom perioden. Det har vært en svak tendens til reduksjon i antall funn av det mye påviste ugrasmidlet metribuzin sammen med en reduksjon i bruken av midlet, men etter lite bruk i 2006/2007 har det vært en tendens til økt bruk og flere funn de siste årene. For øvrig har enkelte mye påviste midler gått ut av bruk i løpet av perioden, som ugrasmidlene linuron (ikke tillatt brukt etter 2008) og propaklor som ikke er påvist i JOVA-felt etter henholdsvis 2006 og 2008. Siden flere mye brukte midler ikke er omfattet av overvåkingen er problemomfanget i denne typen produksjon imidlertid ikke klarlagt. Analysene omfatter bl.a. ikke nedvisningsmidlet dikvat dibromid, sulfonyleurea ugrasmidler (bl.a. rimsulfuron) og tørråtemidlet mankozeb. Det er imidlertid redusert bruk av de to sistnevnte og økende bruk av nyere tørråtemidler som brukes i lavere doser og som omfattes av dagens analysespekter i overvåkingsprogrammet.

Heiabekken har vært overvåket siden 1991. Prøvene har vært tatt ut som stikkprøver i mesteparten av overvåkingsperioden. Fra 2010 er det tatt ut volumproporsjonale blandprøver. Det er gjort mange funn hvert år, og totalt er det påvist 58 ulike plantevernmidler (inkl. fem metabolitter) i Heiabekken. Det er gjort 730 enkeltfunn over 14 år i Heiabekkens gamle målepunkt (1991–2004), mens det er gjort 780 funn i det nåværende målepunktet i Heiabekken de siste tolv årene (2004–2015). For begge målepunkt over alle år har 22 forskjellige plantevernmidler (inkludert en metabolitt) overskredet MF-verdien, med til sammen 225 overskridelser (dette tallet er justert for dobbel prøvetaking i 2004 og 2007 og avviker fra rapporter før 2013 grunnet endringer i flere MF-verdier). For det gamle prøvetakingspunktet er det for perioden 1991–2001 påvist ni ulike plantevernmidler over MF-verdien og gjort totalt 129 funn over MF-verdien. For det nye prøvetakingspunktet er det i perioden 2004–2015 påvist 19 ulike plantevernmidler (inkl. en metabolitt) over MF-verdien og gjort 109 funn over MF-verdien. Trendanalyser av utvikling i det opprinnelige prøvepunktet, viste en statistisk signifikant reduksjon i månedlig justert funnfrekvens, konsentrasjon og total miljøbelastning i perioden 1996–2004 (ikke vist). Trendanalyser viser også statistisk signifikant reduksjon i månedlig justert funnfrekvens for perioden 2004–2015 i nytt prøvepunkt, men det er ingen signifikant trend for øvrige indikatorparametre (figur 6.4). Gårdsdataene i Heiabekken viser at det var en reduksjon i bruken av plantevernmidler i nedbørfeltet fram til og med 2002, mens det siden 2004 har det vært relativt mye bruk av både soppmidler og ugrasmidler. Gjennom hele perioden har det vært en klar nedgang i bruk og funn av ugrasmiddelet metribuzin, noe som har bidratt til en positiv utvikling. Imidlertid har det de siste 5 årene vært en rask økning i funn av bl.a. skadedyrmidlet imidakloprid, som trolig er en viktig årsak til at det totalt sett for perioden ikke er noen trender i utviklingen av funnkonsentrasjoner og TMB, til forskjell fra forrige rapporteringsperiode.

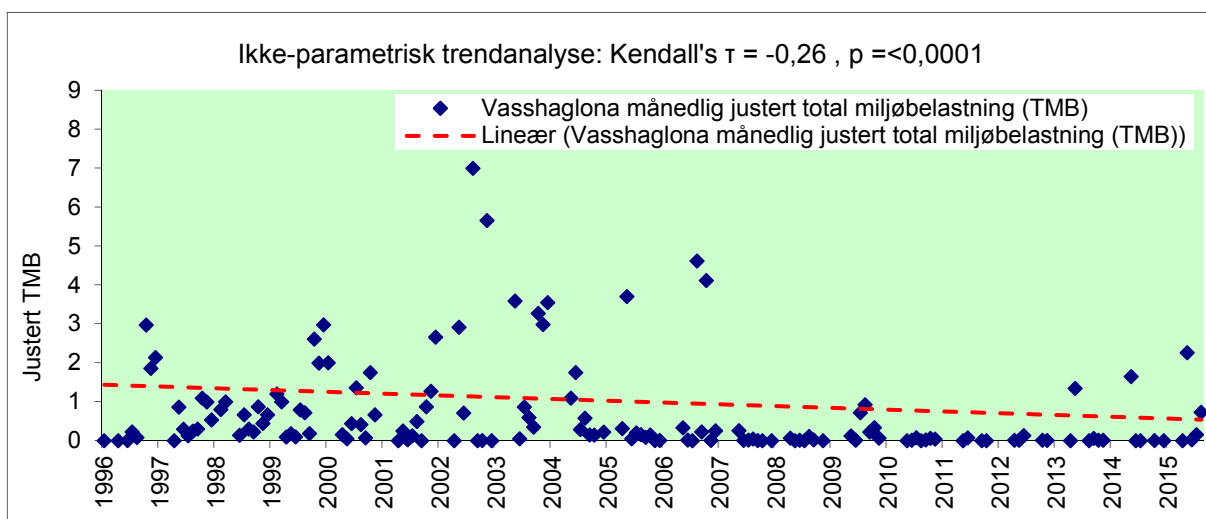
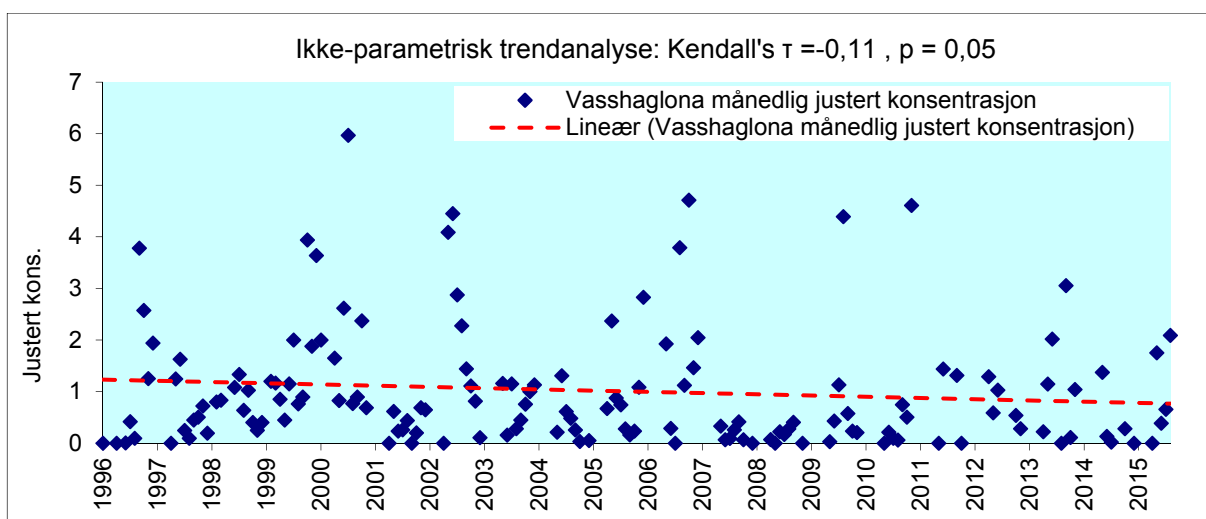
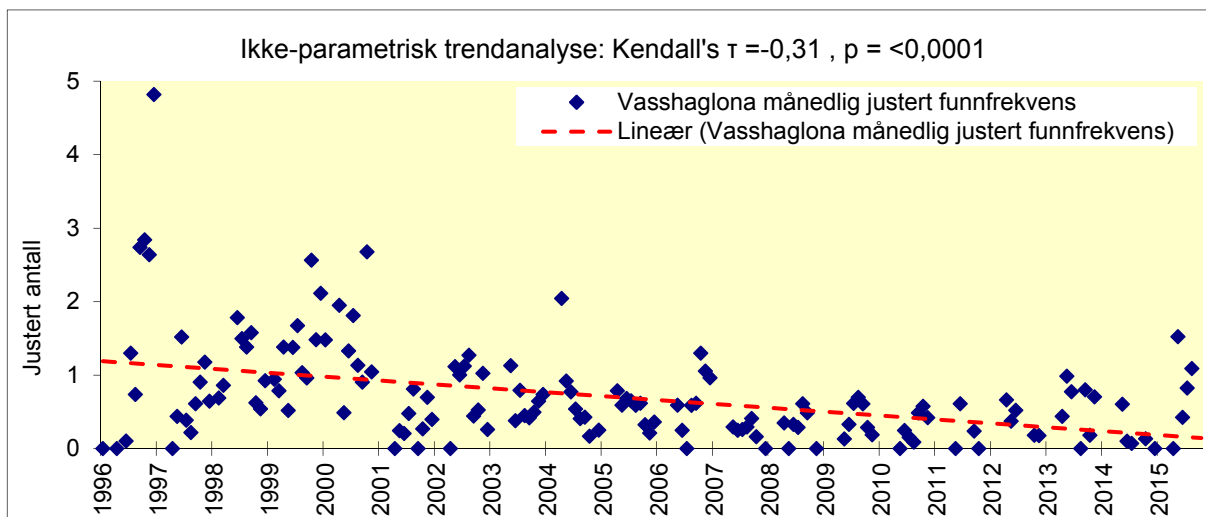
Kornfeltet Skuterud viser en positiv trend for justert funnfrekvens og for total miljøbelastning (figur 6.5), mens det ikke er noen signifikant endring i justert funnkonsentrasjon for perioden 1996–2015. Mørdre, som også er dominert av kornproduksjon, viser på den annen side en negativ trend (dvs økning) for total miljøbelastning, mens det ikke er noen statistisk signifikant endring for de øvrige indikatorparametrene (figur 6.6). I forrige rapporteringsperiode (1995–2012) så vi ingen signifikante trender for indikatorparametrene i disse feltene. Gårdsdataene i disse feltene viser en økende tendens i areal sprøytet med soppmidler gjennom perioden, samt stabilt høy arealandel sprøytet med ugrasmidler (figur 3.11). Antall påvisninger i de to feltene er relativt likt, med hhv 541 og 517 for Skuterud og Mørdre gjennom overvåkingsperioden. I Skuterud er 14 av disse funnene over MF-verdien, mens tilsvarende gjelder for 63 av funnene i Mørdre. Det er noe avvik i disse verdiene ift tidligere rapporter pga endringer i enkelte MF-verdier. Gjennom overvåkingsperioden har det vært relativt årvisse påvisninger av ugrasmidlene MCPA, diklorprop og bentazon i disse feltene, men med få funn av de to sistnevnte midlene senere år. I Mørdre er soppmidlene propikonazol, cyprodinil og

azoxystrobin hyppig påvist. Det er også kommet inn flere soppmidler i analysespekteret de senere år som påvises relativt hyppig (bl.a. metabolitter av trifloksystrobin og protiokonazol). En begrensning ved tolkningen av disse trendanalysene er at mye brukte ugrasmidler som glyfosatpreparater og sulfonylurea lavdosemidler ikke inngår i analysespekteret. Analyser fra første halvdel av 2000-tallet viste funn av glyfosat i ca. 90 % av analyserte prøver og indikerer at glyfosat vil kunne påvises i bekkevann ved bruk. Det pågår prøvetaking for analyse av glyfosat gjennom hele året fra høst 2016 som er planlagt å vare til våren 2018.

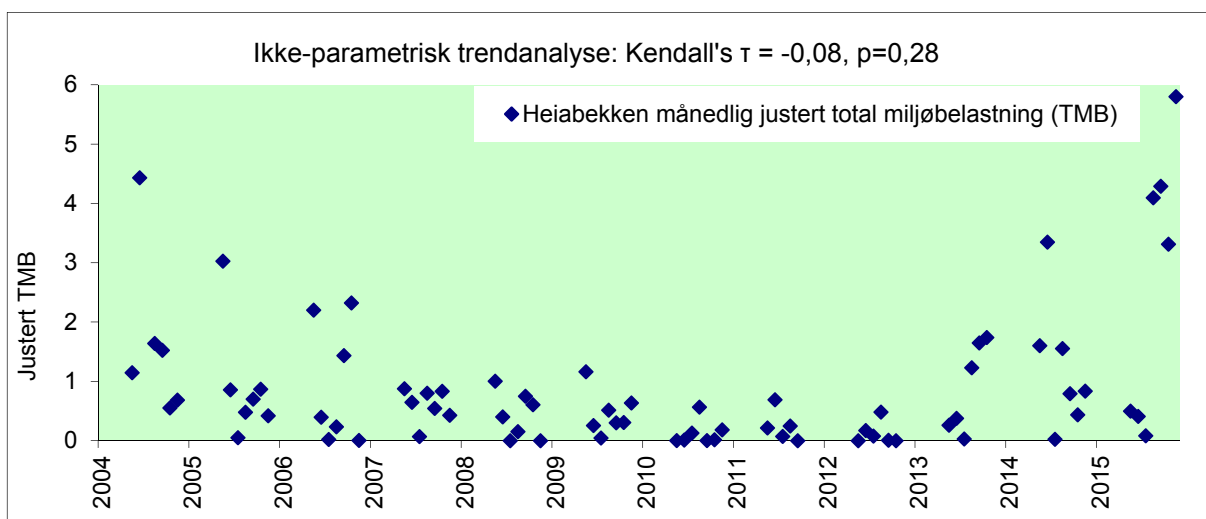
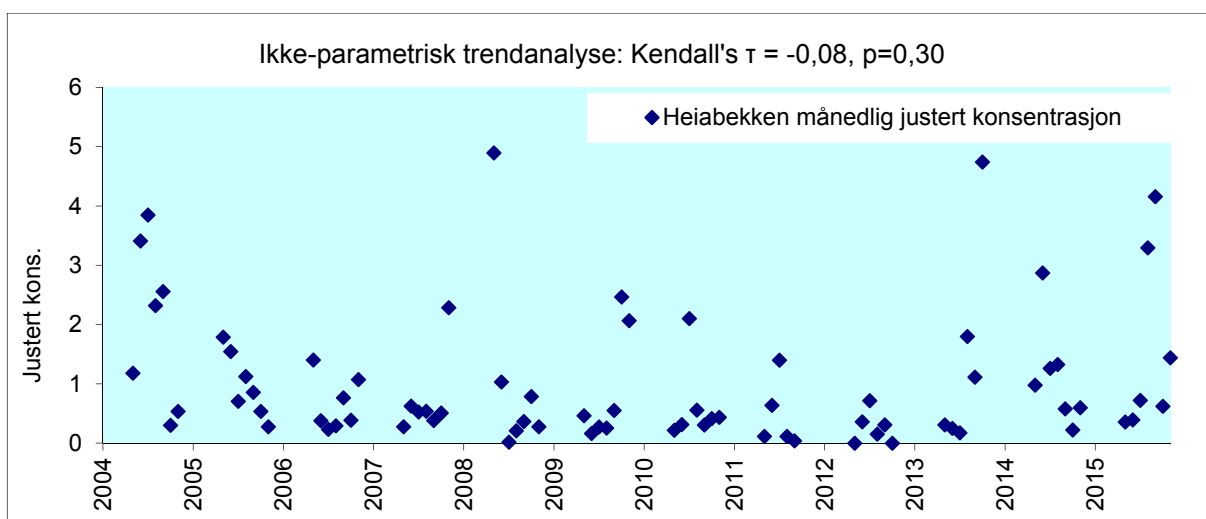
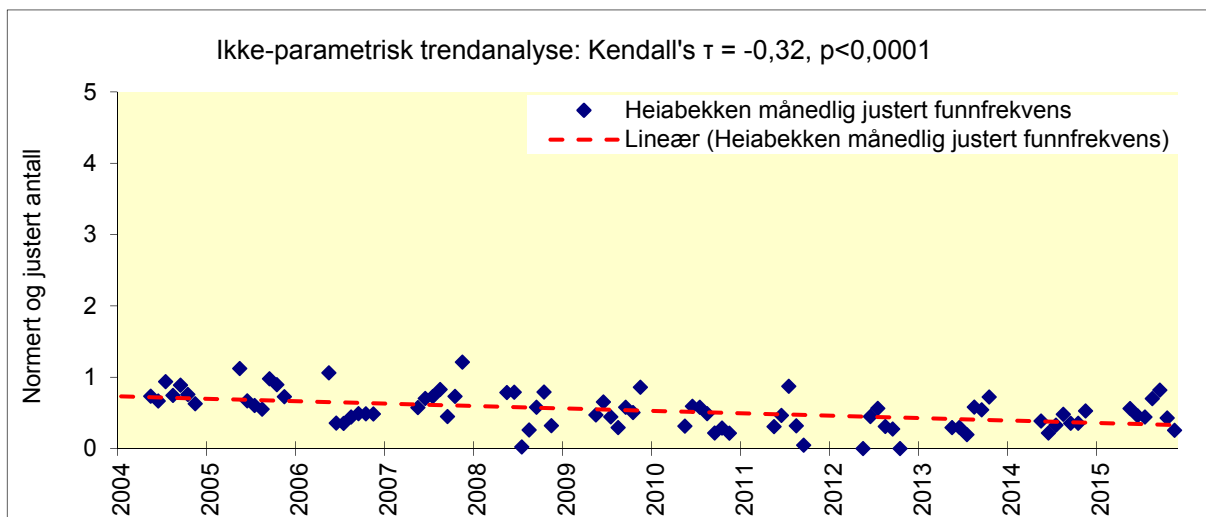
Det er ingen statistisk signifikante endringer i indikatorparameterne som er analysert for trender i Hotranelva i perioden 1996–2015, men en positiv tendens for funnfrekvens (figur 6.7). Det foreligger ikke gårdsdata for dette feltet, men det omfatter en stor andel korndyrking samt eng og beite. Det er gjort totalt 311 påvisninger av enkeltmidler, hvorav 12 (avviker fra tidligere rapporter pga endringer i MF-verdier) funn over MF-verdien. De ulike midlene som gjenfinnes hyppig er i stor grad de samme som i kornfeltene Skuterud og Mørdre, med flest og mest årvisse funn av ugrasmidlet MCPA.

Time har blitt overvåket for plantevernmidler i perioden 1995–2000 og fra 2004–2015. Det er påvist 24 forskjellige plantevernmidler (inkl. metabolitter), hvorav fire midler er påvist over MF-verdien. Det er gjort totalt 432 påvisninger i Timebekken, hvorav 18 funn over MF-verdien. Antall funn over MF er redusert ift tidligere rapporter pga endring i enkelte MF-verdier. Trendanalysene viser en signifikant nedgang i funnfrekvens, konsentrasjon og total miljøbelastning i bekken (figur 6.8). Reduksjonen gjennom overvåkingsperioden kan knyttes til en generell reduksjon i bruk av plantevernmidler, samt en betydelig andel funn av skadedyrmidlene lindan og klorfenvinfos tidlig i overvåkingsperioden. Disse funnene kan ikke knyttes til rapportert bruk i nedbørfeltet, og skyldes muligvis langtransport med nedbør. Den positive trenden er også gjeldende når vi analyserer perioden 2000–2015 separat og indikerer dermed totalt sett en positiv utvikling i dette feltet hvor rapportert sprøyting over år i gjennomsnitt omfatter 10 % av jordbruksarealet.

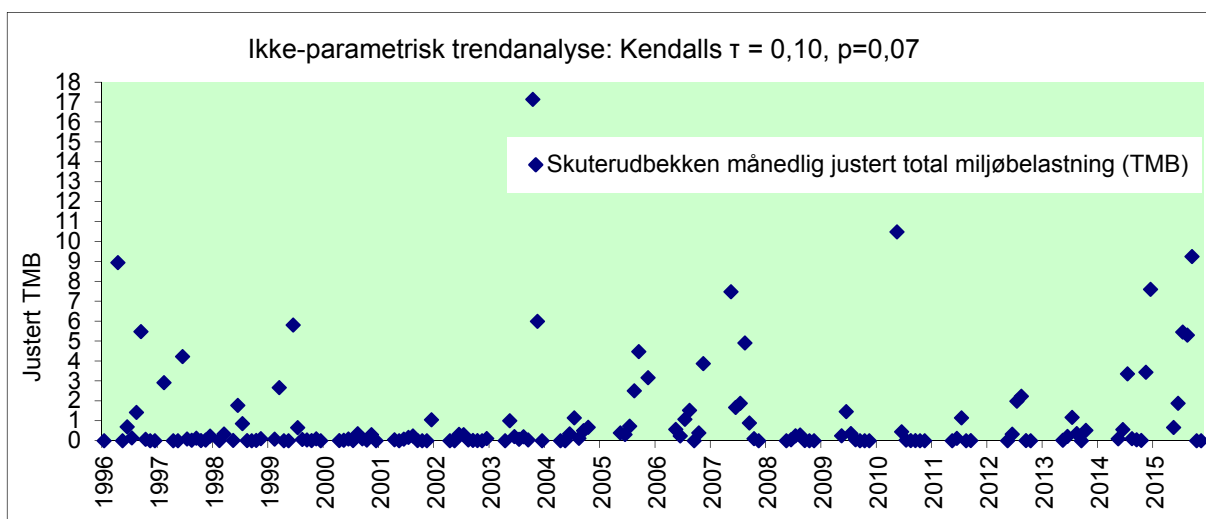
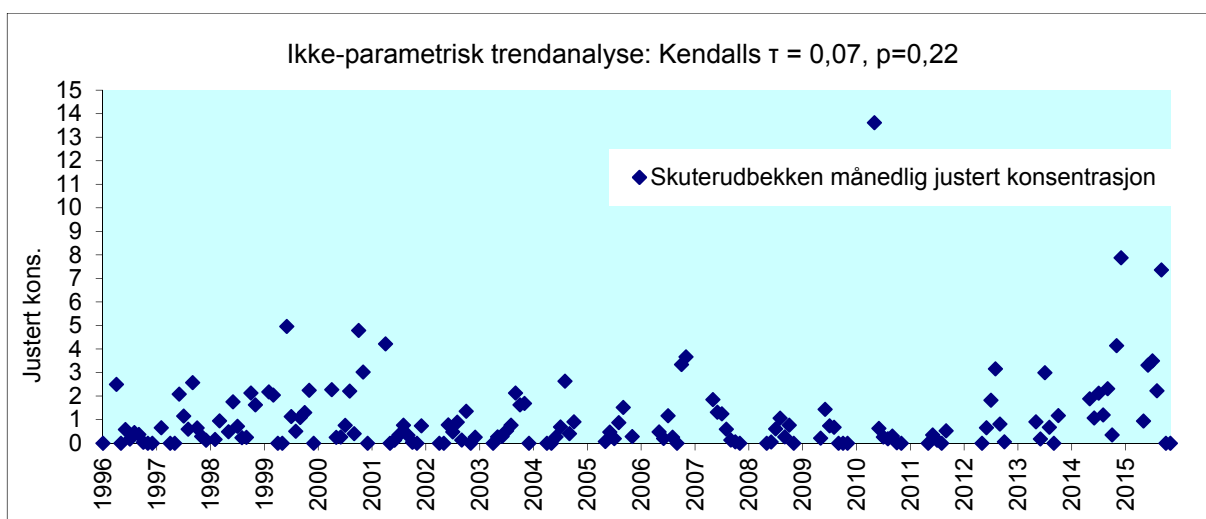
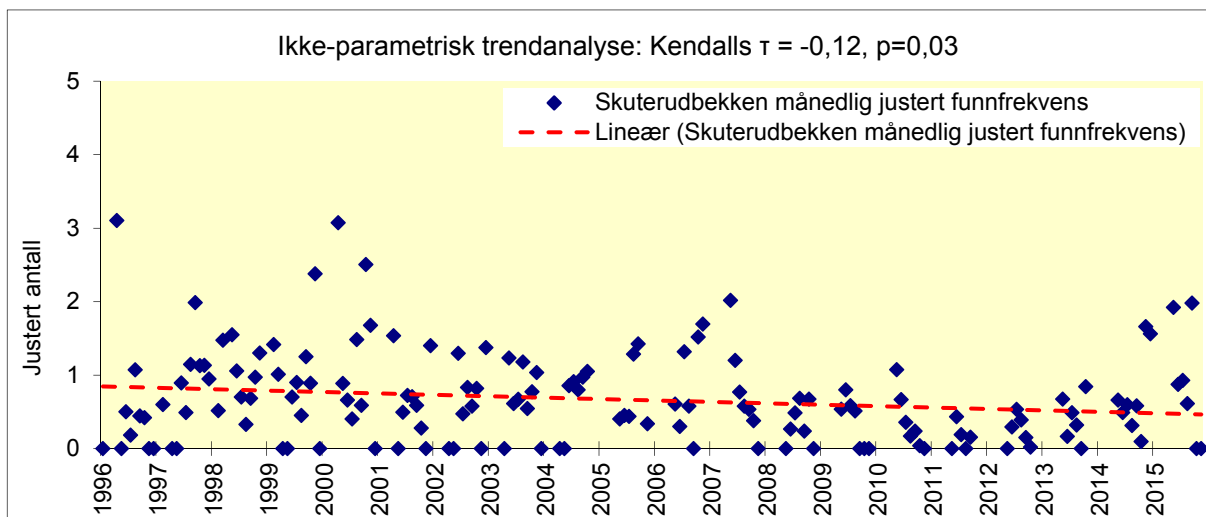
Vannprøvetakingen for analyse av plantevernmidler i overvåkingsfeltene Skas-Heigre, Hobølelva og Lierelva ble avsluttet i 2010. Det var ingen signifikante endringer i indikatorparametrene som er analysert for trender i perioden 1996/1997–2010 for disse feltene (Hauken et al., 2012).



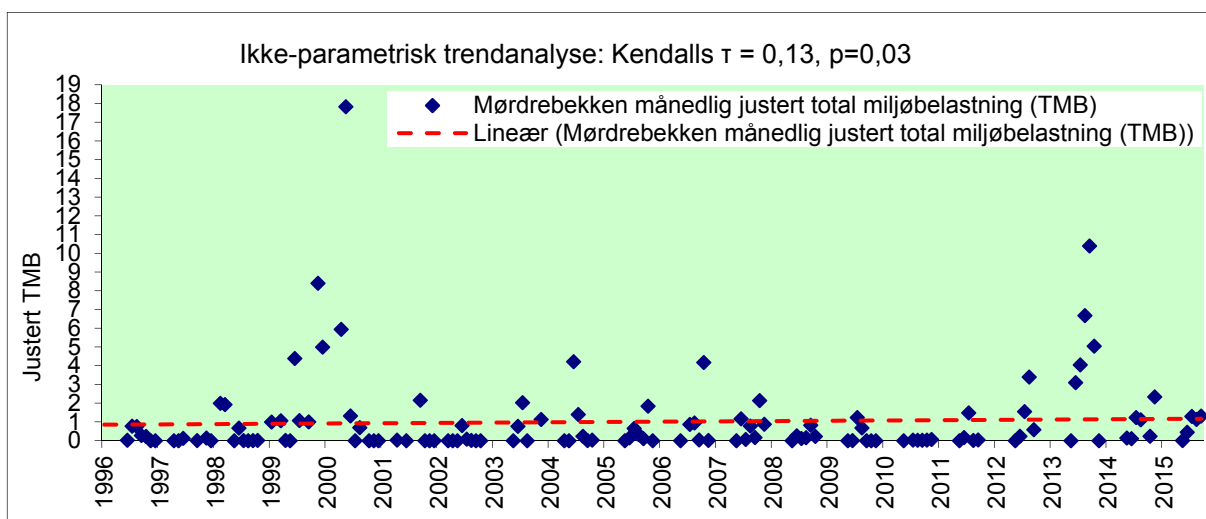
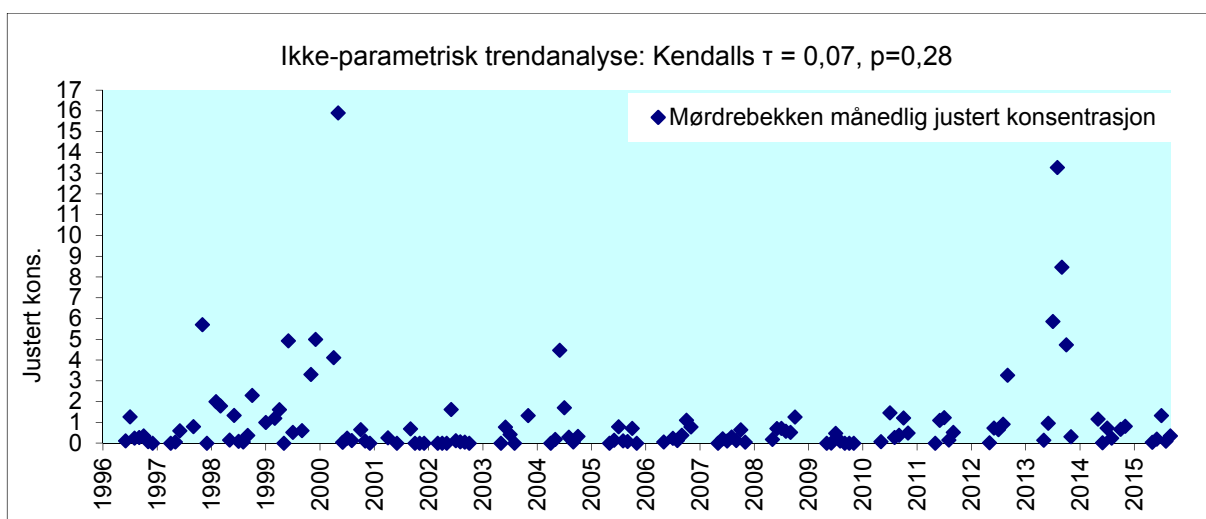
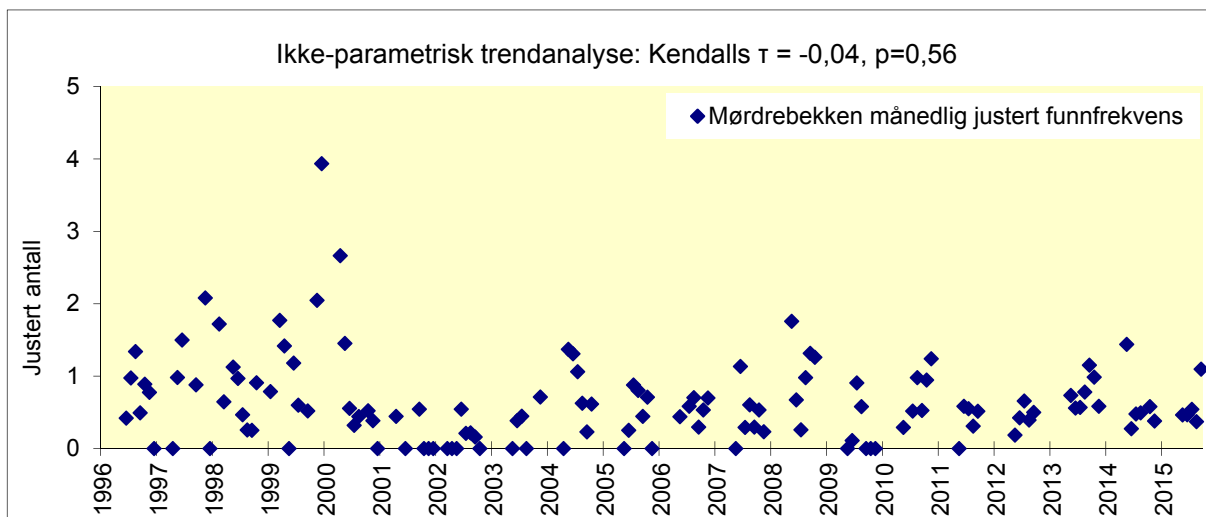
Figur 6.3 Trender i indikatorparametre (justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB)) for plantevernmidler i Vasshaglona i perioden 1996-2015. Stiplet, lineær trendlinje indikerer en statistisk signifikant utvikling i datasettet, men er ikke en reell framstilling av den bakenforliggende ikke-parametriske trendanalysen.



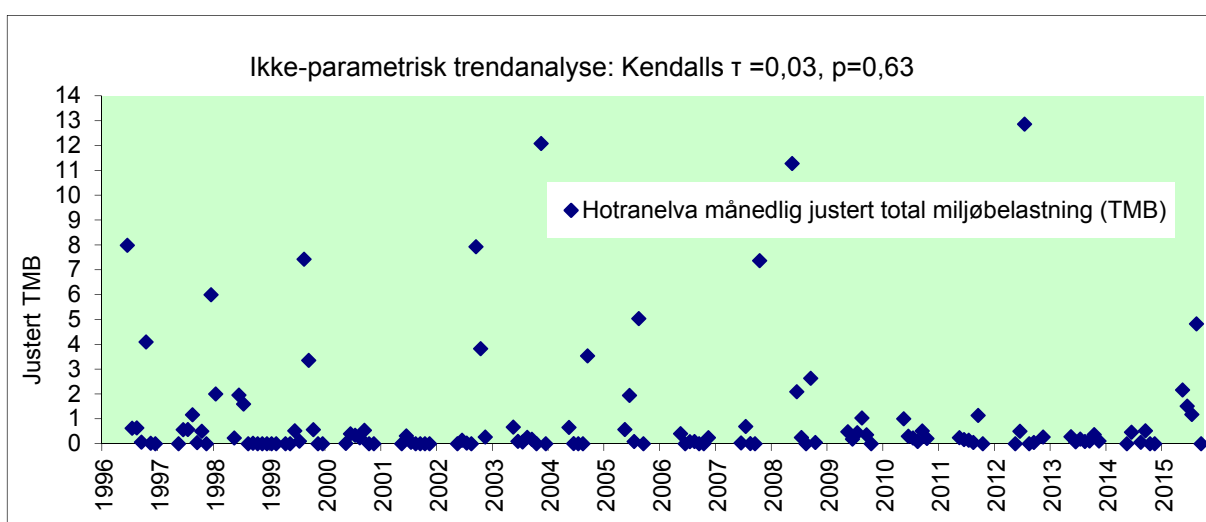
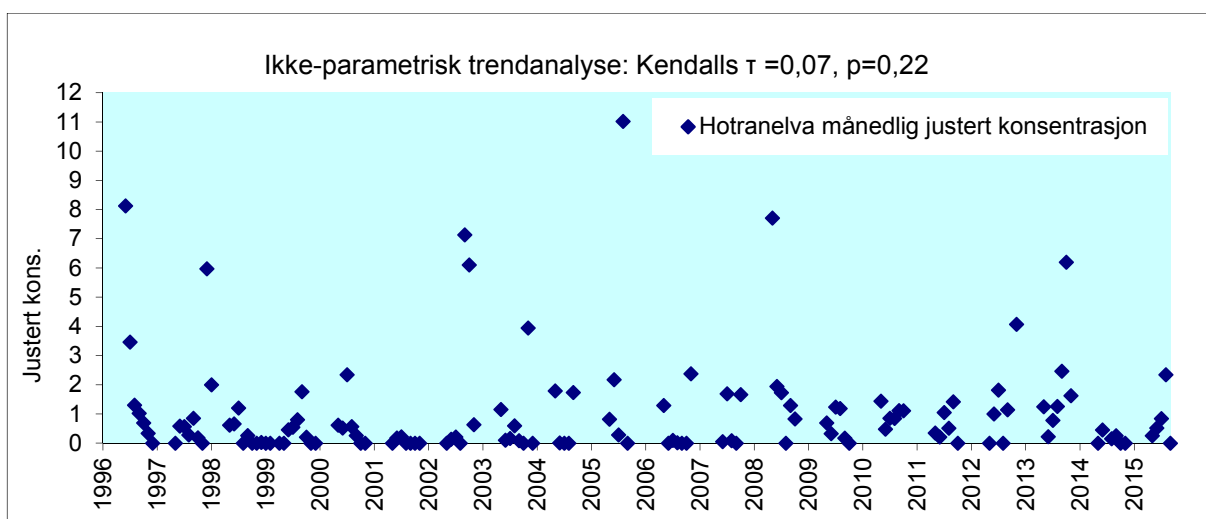
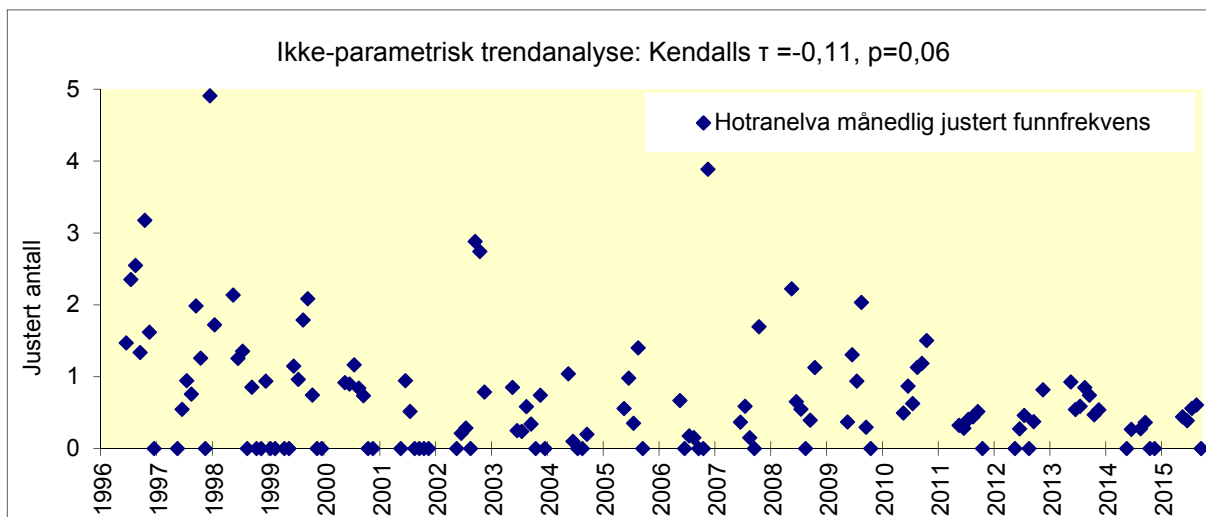
Figur 6.4. Trender i indikatorparametre (justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB)) for plantevernmidler i Heiabekken i perioden 2004-2015. Stiplet, lineær trendlinje indikerer en statistisk signifikant utvikling i datasettet, men er ikke en reell framstilling av den bakenforliggende ikke-parametriske trendanalysen.



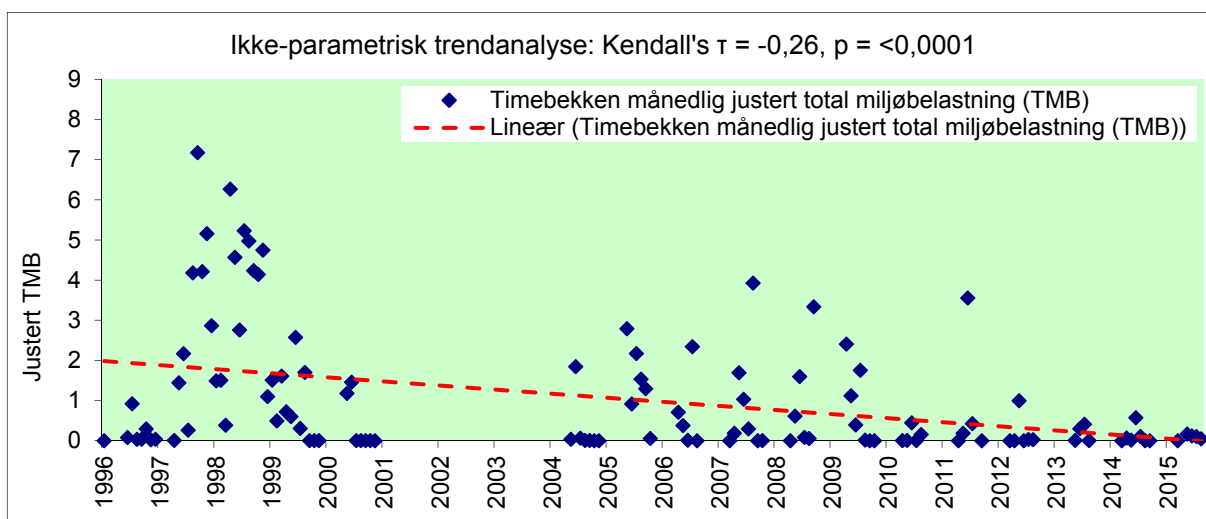
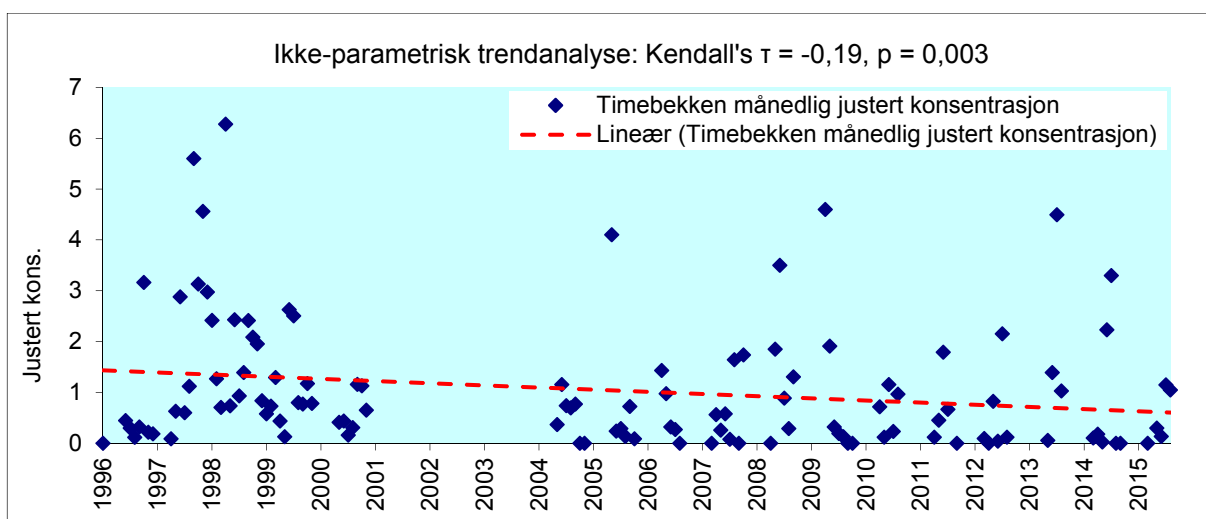
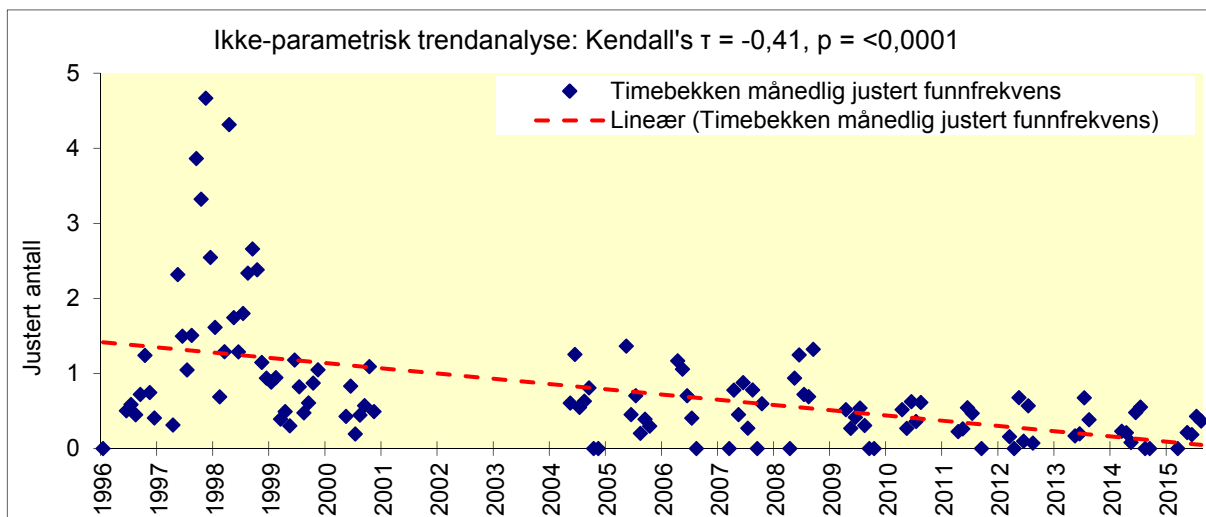
Figur 6.5. Trender i indikatorparametre (justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB)) for plantevernmidler i Skuterudbekken i perioden 1996-2015. Stiplet, lineær trendlinje indikerer en statistisk signifikant utvikling i datasettet, men er ikke en reell framstilling av den bakenforliggende ikke-parametriske trendanalysen.



Figur 6.6. Trender i indikatorparametre (justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB)) for plantevernmidler i Mørdrebekken i perioden 1996-2015. Stiplet, lineær trendlinje indikerer en statistisk signifikant utvikling i datasettet, men er ikke en reell framstilling av den bakenforliggende ikke-parametriske trendanalysen.



Figur 6.7. Trender i indikatorparametre (justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB)) for plantevernmidler i Hotranelva i perioden 1996-2015. Stiplet, lineær trendlinje indikerer en statistisk signifikant utvikling i datasettet, men er ikke en reell framstilling av den bakenforliggende ikke-parametriske trendanalysen.



Figur 6.8. Trender i indikatorparametre (justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB)) for plantevernmidler i Timebekken i perioden 1996-2015. Stiplet, lineær trendlinje indikerer en statistisk signifikant utvikling i datasettet, men er ikke en reell framstilling av den bakenforliggende ikke-parametriske trendanalysen.

6.4 Risiko for samvirkende effekter av plantevernmidler

Det er lite kunnskap om hvordan plantevernmidler i blanding samvirker i norsk miljø. Selv om de konsentrasjonene som måles av plantevernmidler i norsk miljø er lavere enn rapporterte ingen-effekt konsentrasjoner (NOEC) og 50 %-effekt konsentrasjoner (EC₅₀), så kan det forekomme effekter på vannlevende organismer gjennom samvirkning/blandingsgiftighet av flere plantevernmidler. Det er heller regelen enn unntaket at flere plantevernmidler forekommer samtidig/opptrer i blanding i vannprøver fra jordbruksbekker.

Per i dag er mer enn 100 virksomme stoffer av plantevernmidler godkjent for bruk i Norge og gjennom overvåkingsperioden har det vært en økning i antallet virksomme stoffer og metabolitter det har vært analysert for i vannprøver i overvåkingsprogrammet (vedlegg 3). Søkespekteret ble utvidet med en ny multimetode i 2011 og i 2015 ble det analysert for konsentrasjoner av 103 aktive stoffer og 17 metabolitter (vedlegg 3). I gjennomsnitt for overvåkingsperioden er det påvist 2 ulike midler pr analyserte prøve. I 70 % av vannprøvene hvor det påvises plantevernmidler blir det funnet flere plantevernmidler samtidig. Det er stor variasjon i hvor mange midler som faktisk påvises i hver analyserte prøve, og i 2015 ble på det meste 15 ulike midler påvist i én prøve. Trendanalysene med fokus på total miljøbelastning tar til en viss grad høyde for at det forekommer flere ulike plantevernmidler i bekkevannet til samme tid, mulige samvirkeeffekter på vannlevende organismer og dermed spørsmål knyttet til blandingstoksicitet. Det er imidlertid behov for mer konkret kunnskap om hvordan plantevernmidler i blanding påvirker økosystemet i jordbruksbekkene.

Gjennom et prosjektarbeid finansiert av Mattilsynet med midler fra Handlingsplanen for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler (Petersen et al., 2013 og 2015, Tollefsen et al 2016) har NIVA i samarbeid med NIBIO evaluert modeller for risikovurdering av blandinger av plantevernmidler i vann. Basert på dette vil det gjøres trendanalyser av total miljøbelastning som hensyntar variasjonen i følsomhet mellom ulike ikke-målorganismer i vann (alger, krepsdyr, fisk og vannplanter). Dette arbeidet vil publiseres i en egen NIBIO rapport i løpet av 2017.

6.5 Gjenfinning i overvåkingsfeltene og godkjenning av plantevernmidler

I det følgende gis en gjennomgang av enkeltmidler som har fått endret sin godkjenning i overvåkingsperioden. Analysen bygger på omsetningsstatistikk og bruk i JOVA-feltene sett i forhold til antall funn og funnkonsentrasjoner. Bruksdata omfatter feltene Skuterud, Mørdre, Heia, Vasshaglona og Time. Funndata er hentet fra 7 av nedbørfeltene: Heia, Skuterud, Mørdre, Vasshaglona, Hotran, Time og Skas-Heigre. Disse feltene har blitt overvåket gjennom hele perioden, med unntak av Skas-Heigre, som ikke ble prøvetatt i 1998, 2000, 2011 – 2015.

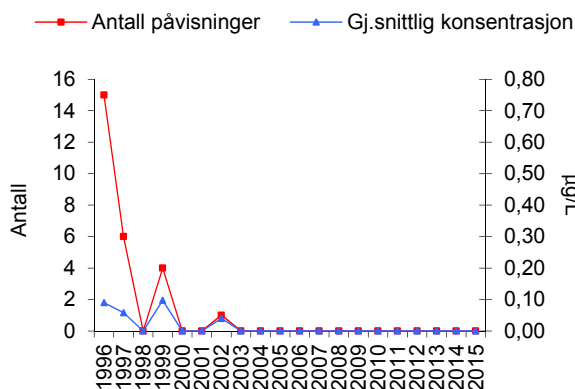
6.5.1 Opphørt bruk

I perioden 1995 til 2015 er godkjenningen av en rekke plantevernmidler trukket tilbake. Når godkjenningen trekkes tilbake vil det fastsettes en avviklingsperiode hvor middelet er tillatt solgt og brukt før et totalforbud innføres. Mange av disse midlene er relativt persistente, slik at de påvises flere år etter at bruken opphørte. For andre midler ser vi en rask reduksjon i gjenfinning, noe som indikerer at de ikke utgjør noen risiko for vannlevende organismer etter at de er tatt ut av bruk. Generelt er det lite gjenfinning av utgatte midler i overvåkingsfeltene, og når de påvises er det i lave konsentrasjoner som ikke antas å utgjøre noen risiko for vannlevende organismer.

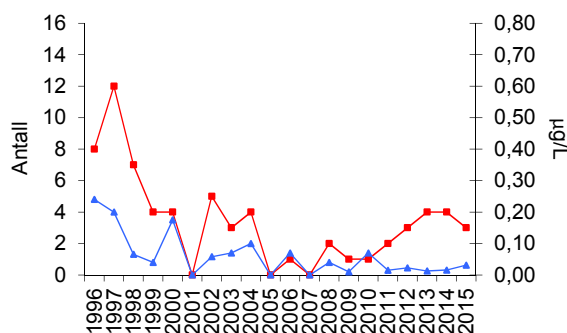
Vinklozolin (S) ble sist omsatt i 1995. Middelet er ikke påvist. Tebukonazol (S), endosulfan (SK) og fenvalerat (SK) ble sist omsatt i 1996. Midlene er ikke påvist. Terbutylazin (U) ble sist omsatt i 1996.

Siste påvisning av middelet var i 1998. Simazin (U) ble sist omsatt i 1996. Middelet ble sist påvist i 2002 (figur 6.9).

Fenitrotion (SK) ble sist omsatt i 1997. Middelet er ikke påvist. 2,4-D (U) ble sist omsatt i 1997. Middelet påvises fortsatt i noen få prøver i lave konsentrasjoner (figur 6.10), og med noe flere påvisninger senere år i tilknytning til nedbør-/avrenningsepisoder.



Figur 6.9. Funn av simazin og gjennomsnittlig konsentrasjon 1996-2015.

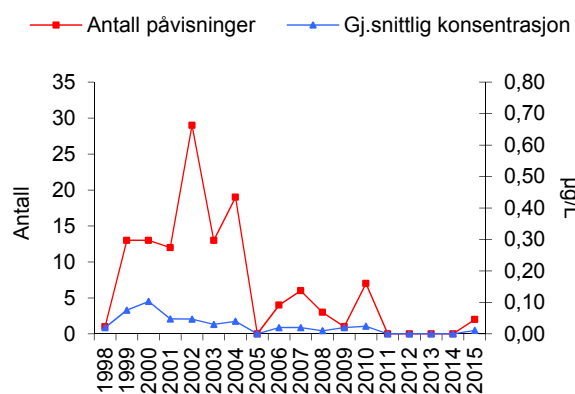


Figur 6.10. Funn av 2,4-D og gjennomsnittlig konsentrasjon 1996-2015.

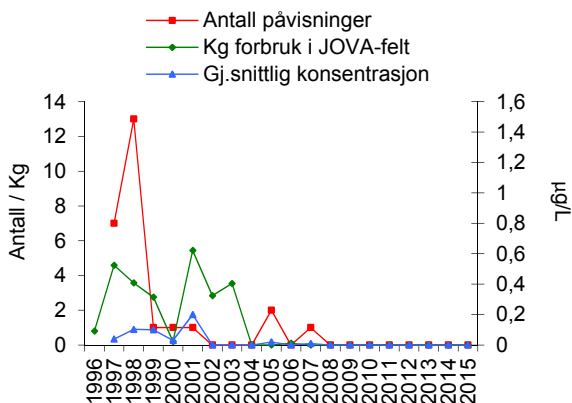
Diazinon (SK) og isoproturon (U) ble sist omsatt i 2003. Midlene er ikke påvist etter 2008 bortsett fra ett funn av isoproturon på bestemmelsesgrensen for analysemetode (0,01 µg/L) i 2015 (ikke vist).

Diklobenil (U)/ BAM (MU) ble sist omsatt i 1999. Middelet kom inn i analysespekteret siste halvdel av 1998. Det er svært persistent og det ble gjort mange påvisninger til og med 2004 (figur 6.11). De siste årene er det gjort færre funn av BAM, ingen funn i 2011–2014. Konsentrasjonene som påvises er lave.

Klorfeninfos (SK) er det skadedyrmeddelet med flest funn over MF-verdien i nedbørfeltene. Middelet ble sist registrert brukt i JOVA-feltene i 2003, sist omsatt i 2007 og er ikke påvist i noen av de overvåkede feltene etter dette (figur 6.12).



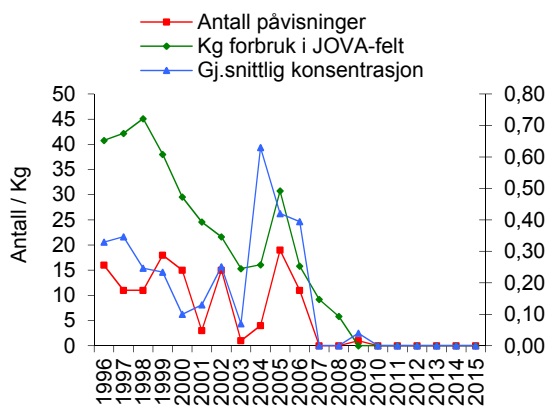
Figur 6.11. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av BAM (diklobenzamid) 1998-2015.



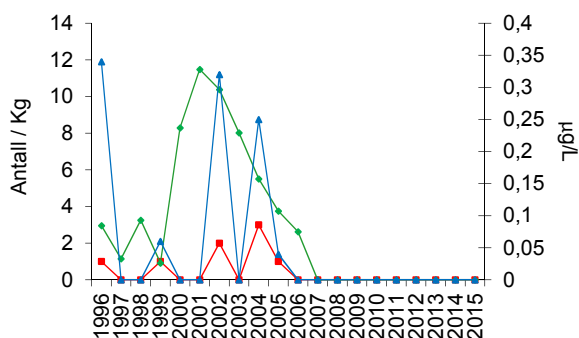
Figur 6.12. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av klorfeninfos. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.

Linuron (U) var hyppig påvist i Vasshaglona og Heiabekken. Fra og med 1999 ble det foretatt en betydelig dosereduksjon for middelet, og fra 2008 er det ikke lenger godkjent for bruk. Det ble sist omsatt i 2007 og sist rapportert brukt i de overvåkede nedbørfeltene i 2008 (Heiabekken, Vasshaglona og Mørdre). Dette viser seg også i antall funn etter 2007, med kun ett funn i 2009 (0,04 µg/L i Skas-Heigre hvor bruk ikke registreres) (figur 6.13).

Azinfosmetyl (SK) er et skadedyrmiddel som var godkjent for bruk i frukt, bær, kålvekster, prydvkster og pryddplanter i veksthus og er påvist over MF i overvåkingsfelt en rekke ganger. Midlet ble trukket fra markedet i 2006, sist rapportert brukt i overvåkingsfelt i 2007 og er ikke påvist etter dette (figur 6.14).



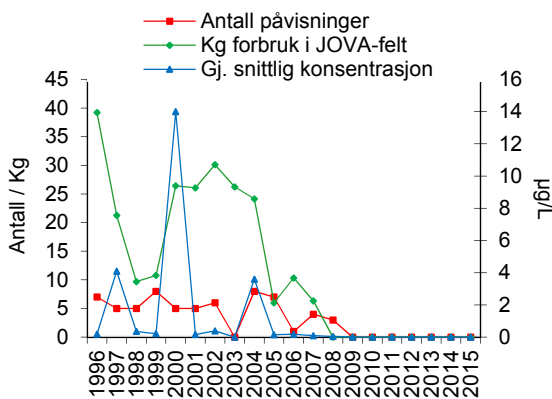
Figur 6.13. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av linuron. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.



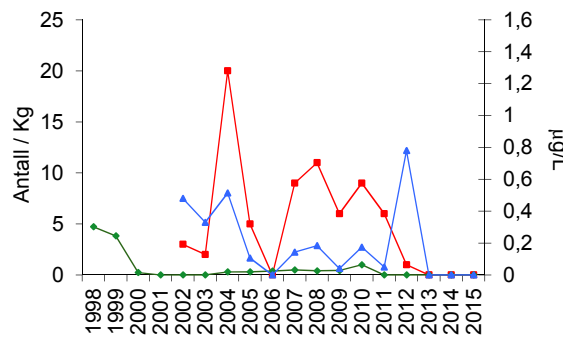
Figur 6.14. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av azinfosmetyl. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.

Propaklor (U) er et ugrasmiddel som har vært brukt i ulike grønnsakvekster og frøproduksjon, men har ikke vært i salg etter 2009. Midlet er ikke rapportert brukt i JOVA-felt etter 2007 og ble sist påvist i 2008 (figur 6.15).

Kresoksim-metyl (S) er et soppmiddel som har vært brukt i utvalgte frukt, bær og grønnsakvekster, men er ikke tillatt brukt etter 2010. Det er i hovedsak metabolitten kresoksim som påvises i miljøet, og dette stoffet ble inkludert i søkespekteret for vannprøver i overvåkingsprogrammet i 2002. Det er gjort enkelte påvisninger av metabolitten også etter godkjenningsperioden gikk ut (figur 6.16), men midlet er ikke påvist i feltet etter 2012. Det er ikke gjort funn over MF-verdien for stoffet.



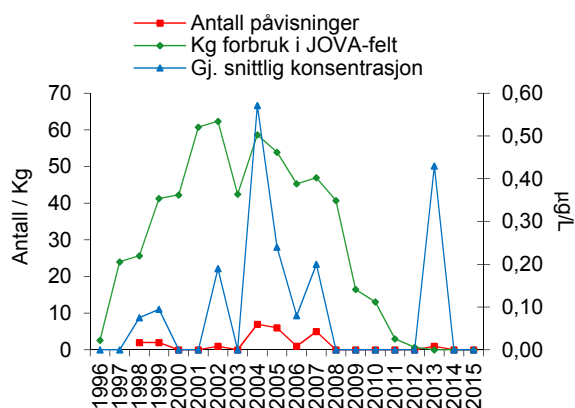
Figur 6.15. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av propaklor. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.



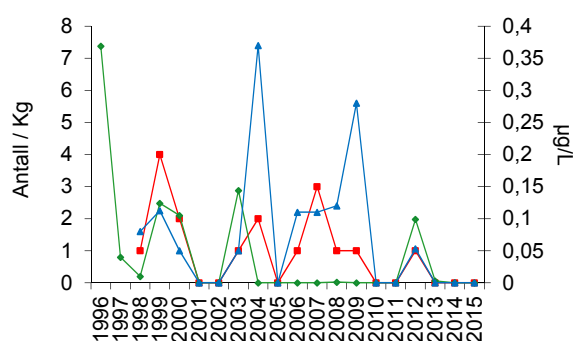
Figur 6.16. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av kresoksim (metabolitt). Kg forbruk i JOVA-felt. 1998-2015.

Fluazinam (S) var et mye brukt middel mot tørråte i potet som mistet sin godkjenning i 2010 pga. uheldige miljømessige konsekvenser. Middelet var tillatt solgt ut 2011 og tillatt brukt ut 2012. På grunn av nye midler på markedet har bruken av fluazinam avtatt kraftig de siste årene (figur 6.17), og etter 2007 er det kun gjort ett funn av midlet i 2013.

Dimetoat (SK) har de senere år kun vært tillatt brukt gjennom off-label godkjenning og midlet er ikke solgt i Norge etter 2012. Det er store variasjoner i bruk og funn av midlet mellom år og ingen klar sammenheng mellom disse. Midlet er ikke rapportert brukt eller påvist i JOVA-felt etter 2012 (figur 6.18).



Figur 6.17. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av fluazinam. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.



Figur 6.18. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av dimetoat. Kg forbruk i JOVA-felt. 1998-2015.

Tiodikarb (SK) er et middel mot snegler som sist var tillatt brukt i 2011 og som kun er rapportert brukt i ett JOVA-felt i 2007. Midlet ble inkludert i søkespekteret i analysemetodene i 2011, men er ikke påvist.

Klofentezin (SK) og heksytiazoks (SK) er skadedyrmidler som var sist tillatt brukt i 2014. Klofentezin er kun rapportert brukt to ganger i 2010 i JOVA-felt. Heksytiazoks er rapportert sprøytet et fåtall ganger 2006–2008 og 2011–2012. Midlene ble inkludert i søkespekteret i analysemetodene i 2011, men er ikke påvist.

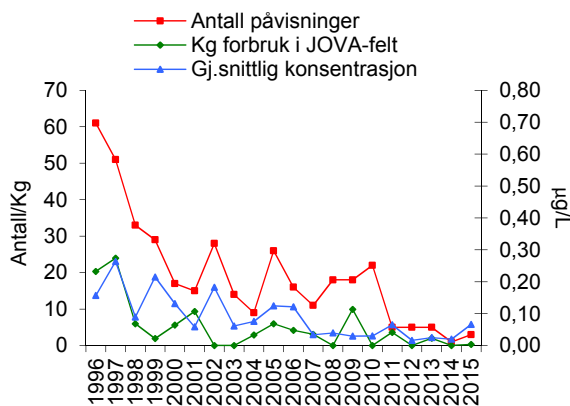
6.5.2 Redusert bruk

Mange av midlene som hyppig er påvist i JOVA-programmet, har fått endringer i sin godkjenning i perioden 1995–2015. Dette har ført til endringer i bruken av midlene og endringer i gjenfinningsbildet. De årlige variasjonene i værforhold, samt bruk i det enkelte felt, påvirker gjenfinningen av midlene. For en del plantevernmidler ser vi reduksjoner i funn eller konsentrasjoner over tid, men ikke nødvendigvis statistisk signifikante trender. For noen plantevernmidler er det også en tendens til at en positiv utvikling har snudd og at det igjen er økte påvisninger de siste år.

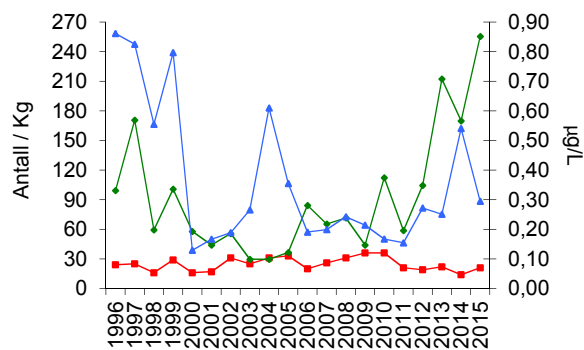
Bentazon (U) har vært hyppig påvist i alle nedbørfelt. Figur 6.19 viser at antall påvisninger ble redusert fra 1996 til 2001, i sammenheng med endring i godkjenningen. Senere er det gjort et varierende antall funn med svært få funn de siste fem årene, 2011–2015. Gjennomsnittlige konsentrasjoner er lave med en liten nedgang i gjennomsnittlig konsentrasjoner i perioden, med årlige fluktuasjoner.

MCPA (U) er ofte påvist i alle felt. Antall påvisninger er relativt stabilt. Det var en nedgang bruk og i påviste gjennomsnittlige konsentrasjoner fram til 2000, som må ses i sammenheng med begrensninger i godkjent bruksområde og økt bruk av alternative midler og metoder. De senere år er bruksområde igjen utvidet bl.a. grunnet bruk som resistensbryter for sulfonyleurea lavdosemidler og vi ser en økt bruk i JOVA-feltene fra 2010 og en tendens til økning i påviste konsentrasjoner (figur 6.20).

En senkning av miljøfarlighetsverdien for MCPA (MF=1,4 µg/L) i 2014 gjør at flere av påvisningene ligger over denne verdien.



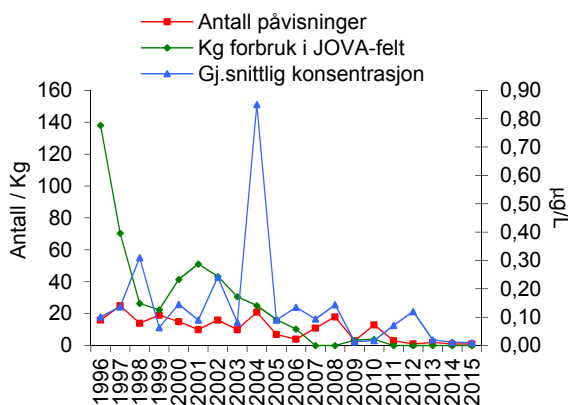
Figur 6.19. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av bentazon. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.



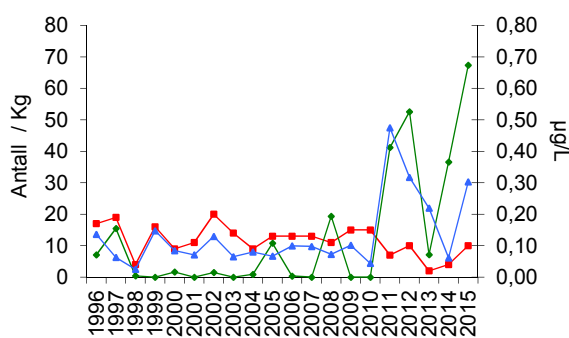
Figur 6.20. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av MCPA. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.

Diklorprop/diklorprop-P (U) har vært ofte påvist i alle nedbørfelt, men etter 2010 er det gjort kun et fåtall (1-3) påvisninger pr år og kun i lave konsentrasjoner. Det har vært en avtagende trend i rapportert bruk av midlet i JOVA-felt og det har ikke vært rapportert bruk de siste 5 årene. Det har gjennom perioden vært en overgang til preparater som kun inneholder den aktive isomeren diklorprop-p. I 2004 ble det gjort mange høye funn i Mørdrebekken, gjennomsnittlig konsentrasjon ble høy dette året (figur 6.21).

Mekoprop/mekoprop-P (U) har vært mindre i bruk enn diklorprop i JOVA-feltene, men vi ser en økning i bruken de siste 5 årene sammen med en økning i gjennomsnittlige påviste konsentrasjoner (figur 6.22). Det har gjennom perioden vært en overgang til preparater som kun inneholder den aktive isomeren mekoprop-p.



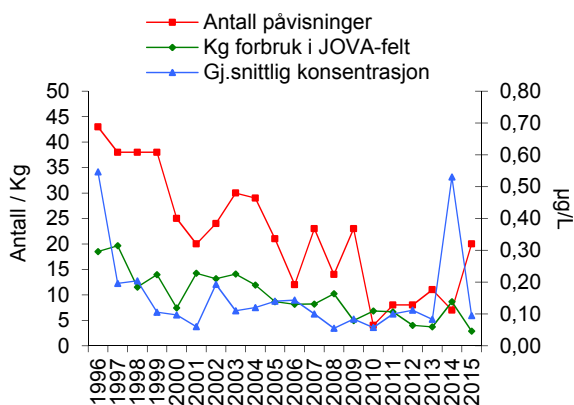
Figur 6.21. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av diklorprop(-P). Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.



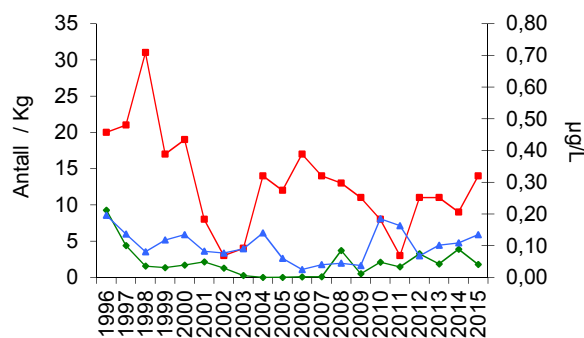
Figur 6.22. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av mekoprop(-P). Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.

Metribuzin (U) er hyppig påvist i områder med potet- og grønnsakproduksjon og da spesielt i Heiabekken og Vasshaglona. Fra og med 1999 ble det foretatt en betydelig reduksjon i anbefalt dose for middelet. Det var en trend med redusert bruk i overvåkingsfeltene fram til om lag 2010 hvorefter reduksjonen ser ut til å ha avtatt. Tilsvarende har det gjennom perioden vært en nedadgående trend for antall påvisning og gjennomsnittlige påviste konsentrasjoner, men med noe avvik fra denne trenden de siste par årene (figur 6.23). Gjennomsnittlige konsentrasjoner har stort sett ligget mellom 0,05 og 0,2 µg/L. Dersom vi ser på Heiabekken og Vasshaglona hver for seg, er det Heiabekken som har reduksjoner, om enn med noe flere funn senere år, mens vi ikke ser noen klar trend i Vasshaglona. En senkning av miljøfarlighetsverdien for metribuzin (MF=0,058 µg/L) i 2012 gjør at de fleste av påvisningene ligger over denne verdien.

Metalakstyl/metalakstyl-M (S) er hyppig påvist i Heiabekken og Vasshaglona, men er også påvist i andre bekker. Fra 1998 har det vært en overgang til preparater som kun inneholder den aktive isomeren metalakstyl-M. Dette innebærer i praksis en halvering av dosene. Figur 6.24 viser at det var en reduksjon i antall påvisninger fram til og med 2003. Det har imidlertid vært en økning igjen etter 2004 med unntak av 2011 da det var få funn av metalakstyl. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av metalakstyl er lave sett i forhold til MF-verdien for midlet.



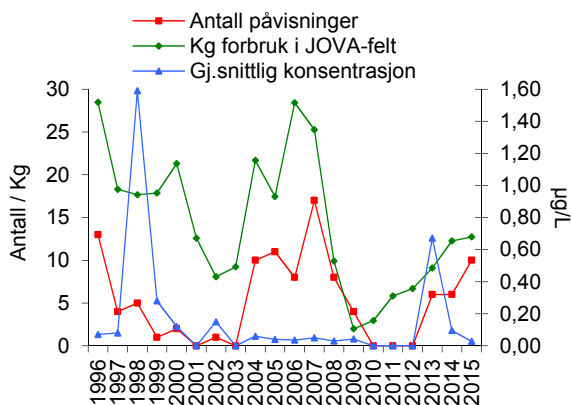
Figur 6.23. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av metribuzin. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.



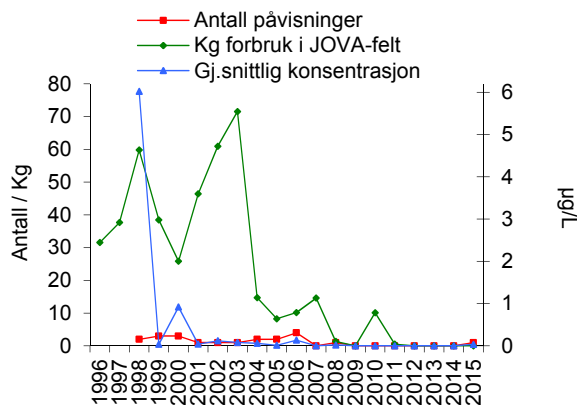
Figur 6.24. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av metalakstyl/metalakstyl-M. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.

Propikonazol (S) er et mye brukt soppmiddel som påvises i et visst omfang. Grunnet andre alternative midler på markedet er bruken av dette midlet redusert gjennom perioden. Resistensproblematikk knyttet til strobiluriner gjør at vi nå ser en økende bruk av propikonazol da midlet brukes i vekslings og blandinger med disse for å motvirke utvikling av resistens. Bruken av middelet og gjenfinning var lav i årene 2001 til 2003, mens antall funn økte med økt bruk i 2004–2007 og igjen i perioden fra 2012. Konsentrasjonene som påvises er gjennomgående lave med unntak av årene 1998 og 2013 (figur 6.25).

Fenpropimorf (S) er det soppmiddelet med fleste funn over MF-verdien gjennom perioden, men er kun påvist to ganger i feltet de siste 9 årene – i 2008 og i 2015. Grunnet andre alternative midler på markedet er bruken av dette midlet sterkt redusert gjennom perioden (figur 6.26).

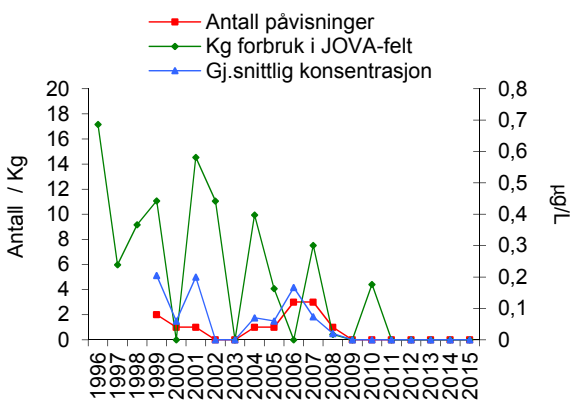


Figur 6.25. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av propikonazol. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.



Figur 6.26. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av fenpropimorph. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.

Prokloraz (S) er et soppmiddel som var tillatt brukt i prydplanter og planteskolekulturer, men er etter 2010 kun tillatt brukt som beisemiddel for såkorn. Det er ikke registrert funn i overvåkingsfelt etter denne endringen i godkjenningen opphørte (figur 6.27).



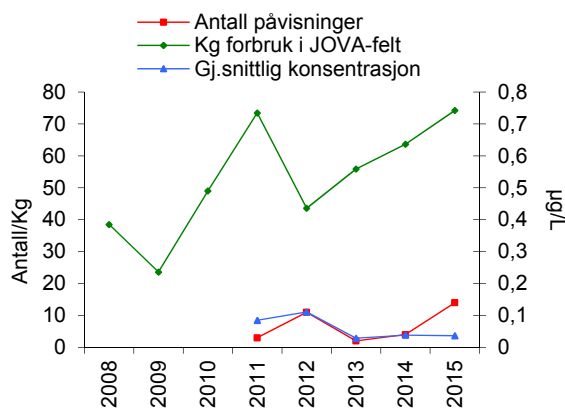
Figur 6.27. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av prokloraz. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.

6.5.3 Mulige nye utfordringer

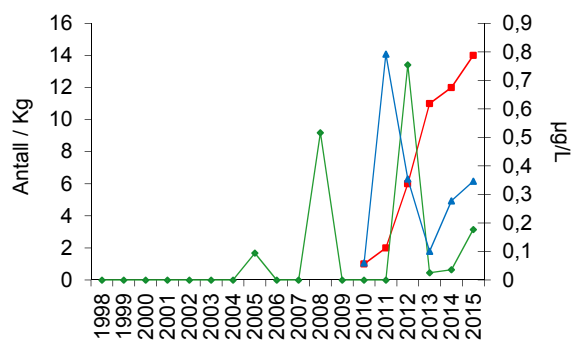
Protiokonazol (S) ble godkjent for bruk mot *Fusarium spp* i korn i 2008. Grunnet rask nedbrytning i miljøet er det metabolitten protiokonazol destio som i hovedsak påvises i bekkevann. Denne metabolitten kom inn i søkespekteret for vannanalysene i JOVA først i 2011, så det foreligger kun resultater for fem års overvåking av dette stoffet. Figur 6.28 viser den omfattende bruken av protiokonazol i overvåkingsfeltene siden introduksjonen i 2008. Flere av funnene som er gjort av metabolitten så langt er over MF-verdien (0,034 µg/L).

Imidakloprid (SK) har vært omsatt siden 1998, men ble først rapportert bruk i JOVA-felt i 2005 og kom inn i søkespekteret for vannanalysene i JOVA i 2011. Det er gjort en rekke funn over MF (0,2 µg/L) de fem årene overvåkingen har pågått (figur 6.29). Imidakloprid er et middel i gruppen neonicotinoider. I overvåkingsfeltene er rapportert bruk i hovedsak beising av potet. Imidakloprid-

preparat for bruk til beising av frø er forbudt fra og med 2014 grunnet mistanker om ugunstige miljøeffekter.

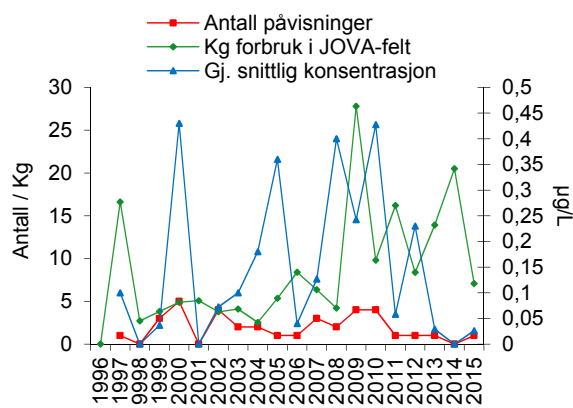


Figur 6.28. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av protikonazol destio (metabolitt). Kg forbruk i JOVA-felt av protikonazol. 2008/2011-2015.



Figur 6.29. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av imidakloprid. Kg forbruk i JOVA-felt. 1998/2010-2015.

Aklonifen (U) ble i 2013 inkludert på lista over prioriterte stoffer i Vanddirektivet, og har i den forbindelse fått fastsatt en EQS-verdi (0,12 µg/L) som også er adoptert som ny MF-verdi for midlet. Dette har gitt en lavere MF-verdi enn tidligere. Resultater fra JOVA-programmet viser ingen klare trender i gjenfinningen i JOVA-feltene gjennom overvåkingsperioden fra 1996 (figur 6.30). Resultatene viser store variasjoner mellom år i bruk og funn av midlet. Det er kun gjort et fåtall funn av midlet de siste tre årene.



Figur 6.30. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av aklonifen. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2015.

Metribuzin (U) er også et middel som har fått økt oppmerksomhet de senere år. MF-verdien (0,058 µg/L) for midlet ble senket i 2012, og det er mange funn av midlet over MF-verdien gjennom overvåkingsperioden (jf. vedlegg 1 og figur 6.23).

7 Konklusjon

Fosfor

Resultater fra overvåking av jordbruksbekker viser at det er oppadgående trender i fosfortap fra fire av ni overvåkingsfelt. Det er de tre overvåkingsfeltene på Østlandet (Skuterud, Mørdre og Kolstad) som viser slike trender i totalfosfor og for to av dem er det også oppadgående trender i løst fosfat. I tillegg er det et overvåkingsfelt på Jæren (Time) som bare viser oppadgående trend i løst fosfat, men ikke for totalfosfor. Det har vært en økning i avrenning fra de tre feltene på Østlandet gjennom overvåkingsperioden og trendene i Skuterud kan forklares med den økte avrenningen. Økning i avrenning er derimot ikke tilstrekkelig for å forklare de økte fosfortapene i Mørdre og Kolstad. Økningen i tap av løst fosfat i Time kan ikke heller forklares med økt avrenning.

I Naurstad har det vært en reduksjon i både tap og konsentrasjoner av løst fosfat gjennom overvåkingsperioden.

Jordtap fra Time og Volbu er små og trendene i disse feltene er derfor ubetydelige. For øvrige felt har det ikke blitt identifisert signifikante trender for tap og konsentrasjoner av jord og fosfor.

De agronomiske endringene som har skjedd i overvåkingsperioden omfatter en reduksjon i bruken av fosfor i mineralgjødsel i alle overvåkingsfelt. Derfor er det en reduksjon i total tilført fosfor i kornfeltene. Tilførselen av fosfor i husdyrgjødsel har derimot økt i tre av feltene (Kolstad, Vasshaglona og Time) og har ført til samlet økning i tilført fosfor (mineral- og husdyrgjødsel) i Kolstad. Økningen i husdyrtetthet i Kolstad, Vasshaglona og Time skyldes spesielt en økning i svine- og fjærféproduksjonen. Det svarer til den generelle trenden i norsk landbruk.

I Naurstad er det registrert en reduksjon i fosfortilførsler, som samsvarer med reduksjonen i både tap og konsentrasjon av løst fosfat. Tilsvarende er det registrert en reduksjon i fosfortilførsler i Volbu, men her er det ikke målt reduksjon i fosfortap og -konsentrasjoner. Forskjell i jordtype i de to feltene er med på å forklare forskjellen i effekt på fosfortap. Den organiske jorda i Naurstad vil antagelig reagere mye raskere på nedgang i fosforgjødsling enn den siltige sandjorda i Volbu.

Redusert jordarbeiding er et viktig tiltak for å redusere jord- og fosfortap fra kornarealene. De siste fire årene har det vært en økning i arealene med høstpløying (Mørdre) og høstharving (Skuterud).

Jordarbeidingen har sammen med økt avrenning har bidratt til økte fosfortap. I Kolstad har arealet som blir høstpløyd vært ganske stabilt gjennom overvåkingsperioden.

Nitrogen

I Mørdre og Vasshaglona har det vært økende trender i nitrogentap gjennom overvåkingsperioden. Økning i avrenningen forklarer en del av denne økningen. Det er en positiv sammenheng mellom nitrogentap og avrenning ($r^2 = 0,45$) for begge feltene. I tre av feltene, Skuterud, Hotran og Skas-Heigre er det meget bra sammenheng (r^2), henholdsvis 0,68, 0,80 og 0,76. Det vil si at den årlige avrenningen betyr mye for nitrogentapet.

I Vasshaglona og Time har det vært en økning i mengden tilført nitrogen gjennom overvåkingsperioden, mens nitrogentilførselen og nitrogenbalansen i Naurstad og Volbu har gått ned. Nitrogenbalansen har også gått ned i Mørdre. Nitrogenbalansen i felt med eng og/eller grønnsaker er meget usikre siden avlingen og/eller nitrogen i avlingen er usikkert.

Plantevernmidler

Trendanalyser for plantevernmidler for overvåkingsperioden 1996–2015 viser at det generelt er en reduksjon i antall funn av plantevernmidler gjennom perioden når man tar hensyn til økningen i antallet midler i søkespekteret for vannanalysene. Heia og Vasshaglona har store arealer med poteter og grønnsaker som er produksjoner hvor det brukes mye plantevernmidler. Disse feltene viser en relativt stabil plantevernmiddelbruk gjennom overvåkingsperioden. Indikasjoner på en reduksjon i

mengde soppmidler sprøytet i Heia kan knyttes til en nedgang i potetarealet. Analyser av konsentrasjoner av plantevernmidler i jordbruksbakkene i disse feltene indikerer redusert miljøbelastning gjennom overvåkingsperioden i Vasshaglona, mens det ikke er noe statistisk signifikant trend i Heia. I gras/husdyrfeltet Time er det et generelt lavt forbruk av plantevernmidler. Trendanalyser for plantevernmidler i vannmiljø viser redusert belastning for perioden 1996–2015. Det er en tendens til økende bruk av soppmidler i de to korndominerte feltene Skuterud og Mørdre, noe som gjenspeiles i indikasjoner på en økning i funn av soppmidler (Skuterud, Mørdre og Hotran). Totalt for overvåkingsperioden fram til og med 2015 er det en økning i total miljøbelastning for Mørdre, mens det ikke er noen statistisk signifikant utvikling for Skuterud og Hotran.

Det påvises i gjennomsnitt 2 ulike plantevernmidler per analysert prøve i JOVA-programmet. I 70 % av vannprøvene hvor det påvises plantevernmidler blir det funnet flere plantevernmidler samtidig. Overvåkingsresultatene indikerer en risiko for negative effekter på vannlevende organismer i kortere perioder gjennom vekstsesongen på grunn av risiko for samvirkning mellom plantevernmidlene.

Overvåkingsdataene viser en trend med økende bruk av ugrasmidlet glyfosat gjennom perioden som kan knyttes til økt omfang av redusert jordarbeiding ved korndyrking. Etter 2010 er det en økning i høstpløying i felt med korndyrking, men dette påvirker foreløpig ikke trenden i glyfosatbruk for hele overvåkingsperioden. Det er imidlertid store variasjoner mellom år på grunn av drifts- og værmessige forhold, og over 70% av jordbruksarealet i Skuterud ble sprøytet med glyfosat i 2014 mot 11 % i 2012. Glyfosat inngår ikke i søkespekteret for vannanalysene, så det er uavklart hvordan økt bruk påvirker konsentrasjonsnivåene i bekkevann. Det pågår prøvetaking for analyse av glyfosat gjennom hele året i feltene Skuterud og Mørdre fra høsten 2016 som er planlagt å vare til våren 2018.

Litteraturreferanser

- Adielsson, S., Törnquist, M., Kreuger, J., 2007. Rapport om växtskyddsmedel och miljöeffekter baserat på pesticidövervakningen och regionala databasen. Underlag till SJVs rapportering om CAPs miljöeffekter. Teknisk rapport 118, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, 27 pp.
- Almvik, M., Eklo, O.M., Stenrød, M., Nyborg, Å.A., Hole, H., 2016. Plantevernmidler i miljøet i jordbruket i Norge. NIBIO POP Vol 2 Nr 27. ISBN 978-82-17-01680-9. 6 s.
- Andersson, M., Kreuger, J., 2011. Preliminära riktvärder för växtskyddsmedel i ytvatten, beräkning av riktvärden för 64 växtskyddsmedel som saknar svenskt riktvärde. Teknisk rapport 144, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, 90 pp.
- Bechmann, M., Blicher-Mathiesen, G., Kyllmar, K., Iital, A., Lagzdins, A., Salo, T. 2014. Nitrogen application, balances and the effect on nitrogen concentrations in runoff from small catchments in the Nordic-Baltic countries. Agriculture, Ecosystems and Environment (Accepted).
- Bechmann, M., Stenrød, M., Pengerud, A., Grønsten, H., Deelstra, J., Eggestad, H. O., Hauken, M. 2014. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992-2013. Bioforsk Rapport 9 (84). 92 s.
- Deelstra, J., Stenrød, M., Bechmann, M., Eggestad, H.O., 2013. Discharge measurement and water sampling. In: Bechmann, M., Deelstra, J. (Eds.). Agriculture and Environment - Long Term Monitoring in Norway. Akademika Publishing, Trondheim, Norway, ISBN nr. 978-82-321-0014-9, 83-104.
- Direktoratsgruppa vanndirektivet, 2009. Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- EC, 2003. Technical guidance document on risk assessment. Part II. Available at http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/public-health/risk_assessment_of_Biocides/doc/tgd/tgdpart2_2ed.pdf
- EC. 2011. Guidance Document No. 27: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Technical Report - 2011 – 055.
- Goulding, K.W.T. 2000. Nitrate leaching from arable and horticultural land. Soil use and management 16, 145-151
- Greipsland, I. og Stenrød, M. 2016. Nedbørendringer og virkning på jordbruk. NIBIO POP 2(4). 4s.
- Hanssen-Bauer, I., E.J. Førland, I. Haddeland, H. Hisdal, S. Mayerm A. Nesje, J.E.Ø. Nilsen, S. Sandven, A.B. Sandø, A. Sorteberg og B. Ådlandsvik. 2015. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert 2015. Miljødirektoratet rapport 2/2015. ISSN nr. 2387-3027.
- Hauken, M., Bechmann, M., Stenrød, M., Eggestad, H.O., Deelstra, J., 2012. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammendragsrapport for overvåkingsperioden 1992-2011 fra Program for jord- og vannovervåking. Bioforsk rapport 7 (78).
- Hauken, M. 2017. Jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA). Feltrapporter fra programmet i 2015. NIBIO rapport 3(44). 51s.
- Holen, B., 1995. Lagringsforsøk pesticider i vann. Adsorpsjon til emballasjen. Planteforsk rapport. 8 s.
- Hole, H., Eikemo, H. & Nordskog, B. 2016. Været i vekstsesongen 2016. NIBIO POP Issue date: 201-11-02 Series/Report: NIBIO POP;Vol. 2 Nr. 32 :8s.
- Hole, H., Eikemo, H. & Nordskog, B. 2015. Været i vekstsesongen 2015. Bioforsk POP Issue date: 2015-11-05 Series/Report: NIBIO POP;Vol. 1 Nr. 3 :5s.
- Kendall, M.G. 1975. Rank correlation methods. 4th edition, Cahrles Griffin, London, 202p.

- Korsaeth, A., Eltun, R., 2000. Nitrogen mass balance in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year field experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79, 199-214.
- Krogstad, T., Øgaard, A.F., Skarbøvik, E. 2013. Laboratorieanalyser av suspendert stoff, fosfor og nitrogen i turbide vannprøver – usikkerhet og metodeutfordringer. *Vann* 2(48), 239-248.
- Kværnø, S. og Bechmann, M. 2010. Transport av jord- og næringsstoffer i overflate- og grøftevann. *Bioforsk rapport* 5(30). 76s
- LMD, 1997. Forskrift om husdyrgjødsel. Landbruksdepartementet 1997. 24s.
- Landbruks- og Matdepartementet, 2016. Handlingsplan for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler (2016-2020).
http://www.regjeringen.no/upload/LMD/Vedlegg/Handlingsplan_plantervern_2010_2014.pdf
- Libiseller, C. and Grimvall, A. 2002. Performance of partial Mann-Kendall tests for trend detection in the presence of covariates. *Environmetrics* 13:71-84
- Ludvigsen G.H. & Lode, O., 2002. Trends of pesticides in Norwegian streams and rivers (1996-2000). *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry* 82: 631-643.
- Mann, H. B. 1945. Nonparametric test against trend. *Econometrica* 13, 245-259.
- Mattilsynet, 2015. Omsetningsstatistikk for plantevernmidler. www.mattilsynet.no
- Mattilsynet, 2016. www.mattilsynet.no
- Murphy, J., Riley, J.P., 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27, 31-6.
- Petersen, K., Stenrød, M., Tollefsen, K.E., 2013. Initial environmental risk assessment of combined effects of plant protection products in six different areas in Norway. NIVA Rapport sno 6588-2013.
- Petersen, K., Stenrød, M., Odenmarck, S.R., Fredriksen, L., Gomes, T., Backhaus, T., Tollefsen, K.E., 2015. Exposure and toxicity of mixtures of plant protection products (PPPs) in the environment under Norwegian conditions. Evaluation of a cumulative environmental risk assessment of PPPs. NIVA-rapport 6830. ISBN 978-82-577-6565-1. 46 s.
- Roseth, R. 2017. Plantevernmidler i grunnvann. Forprosjekt automatisert overvåking i faste forsøksfelt. NIBIO Rapport Vol. 3 Nr. 1.
- Sieling, K., Kage, H. 2006. N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape – winter wheat – winter barley rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115, 261-269.
- SSB, 2016. Pers.medd. Statistisk Sentral Byrå v/Anne Snellingen Bye.
- Stålnacke, P., Pengerud, A. Bechmann, M., Garnier, J., Humborg, C. Novotny, V. 2009. Nitrogen driving force and pressure relationships at contrasting scales: implications for catchment management. *Intl. J. River Basin Management* 7(1), 1-12.
- Svendsen, N.O. & Holen, B. 2000. Lagringsforsøk pesticider i vann, adsorpsjon og nedbrytning. *Planteforsk rapport*. 10 s.
- Tollefsen, K.E., Bæk, K., Almeida, A., Haug, L.A., Norli, H.R., Odenmarck, S.R., Stenrød, M., 2016. Evaluation of the combined toxicity assessment and cumulative risk assessment of ecologically relevant mixtures of plant protection Products (PPPs) under Norwegian conditions. NIVA rapport 7030. ISBN 978-82-577-6765-5. 30 s.
- Aarstad, P.A., Bjørlo, B., 2016. Bruk av plantevernmidler i jordbruket i 2014. *Rapporter* 02/2016. Statistisk sentralbyrå.

VEDLEGG 1

Funn av plantevernmidler i bekker og elver i perioden 1995-2015

Tabell V1.1. Funn av plantevernmidler i bekker og elver i perioden 1995 til 2015. Plantevernmidlene er innenfor hver gruppe rangert etter antall overskridelser av miljøfarlighetsgrense (MF-grense pr. 2016).

	Antall prøver analysert [§]	Antall funn	% av antall prøver	Antall overskrid. av MF*	MF/AMF-grense	Gj. snitt kons. µg/L	Maks kons. µg/L
Ugrasmidler							
Metribuzin	2441	500	20 %	266*	0,058/0,8	0,17	12
MCPA	2441	697	28 %	31*	1,4/15,2	0,32	9,7
Linuron	2441	139	6 %	20	0,56/0,7	0,28	2,9
Propaklor	2441	82	3 %	20	0,29/0,65	1,76	68
Aklonifen	2321	37	2 %	12*	0,12/0,12	0,21	1,5
Isoproturon ¹	1129	22	2 %	3	0,32/2,1	0,10	0,45
Metamitron	2441	130	5 %	2	10/40	0,89	42
Diflufenikan	118	1	<1 %	1	0,01/0,025	-	0,012
Fenmedifam	609	10	2 %	1	1/8,6	0,45	2,2
2,4 - D	2441	90	4 %	0	27/5,8	0,09	1,1
2,6-diklorbenzamid (BAM) (metabolitt)	1956	147	8 %	0	10/1000	0,04	0,6
Atrazin	2441	2	<1 %	0	0,4/4,3	0,02	0,03
Bentazon	2441	663	27 %	0	80/360	0,11	6,9
Dikamba	1956	18	1 %	0	4,5/45	0,08	0,25
Diklorprop	2441	303	12 %	0	15/250	0,19	10,5
Flamprop	1771	1	<1 %	0	19/240	-	0,16
Fluroksypyr	2164	139	6 %	0	123/1230	0,28	14
Glyfosat ²	92	85	92 %	0	28/64	0,19	4,03
Klomazon	231	2	<1 %	0	5/13,6	0,012	0,013
Klopyralid	1771	68	4 %	0	71/540	0,26	2,4
Klorprofam	1771	9	<1 %	0	5/30	0,29	1,4
Mekoprop	2441	312	13 %	0	44/64	0,11	1,8
Pinoksaden	273	1	<1 %	0	0,91/91	-	0,029
Prosulfokarb	118	4	3 %	0	0,45/4,9	0,05	0,06
Pyridat metabolitt	273	1	<1 %	0	1/484	-	0,024
Simazin	2441	73	3 %	0*	1/4	0,07	0,57
Terbutylazin	2441	1	<1 %	0**	0,2/1,28	-	0,09
Sum ugrasmidler		3537		356*			
Soppmidler							
Fenpropimorf	2164	22	1 %	21	0,016/17	0,77	12
Protiokonazol-destio ⁴	273	34	13 %	19	0,033/3,9	0,06	0,55
Propikonazol	2441	119	5 %	17	0,13/0,8	0,18	7,7
Prokloraz	2321	14	<1 %	9	0,05/6,65	0,11	0,25
Fenamidon ⁴	273	6	2 %	3	0,25/5,3	0,24	0,68
Azoksystrobin	1223	129	10 %	2	0,95/5,6	0,14	2,5
Fluazinam	1956	24	1 %	2	1,2/3,6	0,30	2,2
Karbendazim ⁴	273	2	<1 %	2	0,03/1,9	0,037	0,039
Cyprodinil	1582	51	3 %	1	0,18/0,33	0,04	0,29
Dimetomorf	275	4	1 %	1	0,5/340	0,34	0,72
Fludioksonil	273	5	2 %	1	0,05/2,4	0,04	0,083
Propamokarb	57	3	5 %	1	0,63/1,8	0,44	1,1
Boskalid ^{4,5}	275	41	11 %	0	12,5/270	0,22	2,8
Cyazofamid ⁴	273	5	2 %	0	1,17/2,5	0,04	0,05
ETU ² (metabolitt)	59	14	24 %	0*	20/216	0,26	3,0
Fenamidon	273	6	2 %	0	5/5,3	0,24	0,68
Fenheksamid	609	22	4 %	0	28/100	0,14	1,4
Metalaksyl-m	2441	295	12 %	0	120/3600	0,12	1,62
Kresoksim-metyl	609	1	<1 %	0	0,7/5,5	-	0,01
Imazalil	1456	2	<1 %	0	4,3/87	0,34	0,64
Iprodion	2164	76	3 %	0	17/25	0,27	5,3
Mandipropamid ⁴	273	21	8 %	0	7,6/79	0,05	0,24
Pencykuron ⁴	273	41	15 %	0	4,96/30	0,16	2,2
Penkonazol	1956	9	<1 %	0	6/19	0,06	0,28
Pikoksystrobin	609	5	<1 %	0	0,36/0,62	0,02	0,03
Pyraklostrobin	609	3	<1 %	0	0,4/0,6	0,05	0,1
Pyrimetanil	1771	4	<1 %	0	16/120	0,05	0,11
Tebukonazol	2164	1	<1 %	0	0,2/14,4	-	0,013
Tiabendazol	2321	3	<1 %	0	1,2/28	0,13	0,22
Tiofanatmetyl	216	1	<1 %	0	3,6/10,7	-	0,033
Trifloksystrobin	974	3	<1 %	0	0,19/0,53	0,02	0,03
Sum soppmidler		966		79*			

Skadedyrmidler							
Imidakloprid ^{4, 5}	275	46	17 %	15	0,2/5,52	0,28	1,9
Diazinon	2441	12	<1 %	12	0,017/0,096	0,14	0,49
Azinfosmetyl	2321	11	<1 %	11	0,0034/0,021	0,24	0,64
Klorfenvinfos	2441	26	1 %	6***	0,1/0,3	0,08	0,37
Lindan	2441	33	1 %	5	0,08/0,29	0,06	0,16
Pirimikarb	2441	21	<1 %	4	0,09/1,7	0,07	0,47
Alfacypermetrin	2321	3	<1 %	3	0,0001/0,0007	0,07	0,11
Tiakloprid	273	9	3 %	2	0,064/2,4	0,09	0,46
Dieldrin	1223	1	<1 %	1	0,01/0,01	-	0,16
Esfenvalerat	1956	1	<1 %	1	0,0001/0,0048	-	0,06
DDT-m. metabolitter	2441	1	<1 %	1	0,025/0,025	-	0,06
Permetrin	2441	1	<1 %	1	0,012/0,015	-	0,02
Dimetoat	2441	18	<1 %	0	0,8/20	0,17	0,75
Sum skadedyrmidler		183		62*			
Sum alle		4686		497*			

⁵Nytt prøvested i Heia er ikke tatt med. Dobbelte prøvetak i Heia er utelatt. *Avvik fra tidligere rapportering pga endring i MF-verdien for flere stoffer. ** Avvik fra tidligere rapportering da feilaktig oppgitt 1 funn over MF. ***Avvik fra tidligere (færre funn over MF) pga endring i MF-verdi. ¹Spesialanalyser (færre prøver) fram til 2004. ²Spesialanalyser. Ikke analysert etter 2004. ³Høyeste kons påvist under episodestudie, gj.snitt fra ordinære prøver. ⁴Påvist pga utvidet standard søkespekter fra 2011. ⁵To prøver i Heiabekken analysert med utvidet analysemetode i 2010.

VEDLEGG 2

Overskridelser av miljøfarlighetsgrenser (MF-grenser) for plantevernmidler

Tabell V2.1. Overskridelser av miljøfarlighetsgrenser (MF-grenser) for plantevernmidler. På grunn av endringer i MF-verdiene mellom hver samlerapportering for noen viktige stoffer som har vært inkludert i søkespekteret over så å si hele overvåkingsperioden, er overskridelsene angitt ut fra MF-verdier for hhv. før 2011, 2013 og 2016de nye MF-verdier for hele overvåkingsperioden.

År	Antall prøver	Antall overskridelser basert på MF-verdier pr.			Overskridelser i % av antall prøver basert på MF-verdier pr.		
		Før 2011	2013	2016	Før 2011	2013	2016
1995	120	18	28	30	15	23	25
1996	157	19	34	37	12	22	24
1997	208	24	41	37	12	20	18
1998	185	33	48	43	18	26	23
1999	189	17	33	34	9	18	18
2000	106	13	21	20	12	20	19
2001	123	3	10	10	2	8	8
2002	130	19	28	29	15	22	22
2003	123	8	24	25	7	20	20
2004*	126	25	30	33	20	24	26
2005	125	16	21	21	13	17	17
2006	120	14	23	24	12	19	20
2007**	120	8	18	17	7	15	14
2008	111	4	9	10	4	8	9
2009	112	2	13	16	2	12	14
2010	113	1	2	3	1	2	3
2011	42	-	8	8	-	19	19
2012	54	-	17	17	-	32	31
2013*	59			22			37
2014**	61			13			21
2015**	57			27			47
SUM	2441	(224)	(409)	476	-	-	-
Gjennomsnitt pr år		14	23	23	10	19	20

*Nytt prøvested i Heia er ikke tatt med. **Dobbelt prøveuttak i Heia er utelatt. *Spesialanalyser for lavdosemidler i Heia og Skuterud ikke talt med i antall prøver og overskridelser. **Spesialanalyser for glyfosat i Skuterud ikke talt med i antall prøver og overskridelser.

VEDLEGG 3

Søkespekter for plantevernmidler i vann

Standard analyseprogram med bestemmelsesgrenser for analyser med multimetoder ved NIBIO Pesticider og naturstoffkjemi for perioden fram til 2010 er gjengitt i tabell V3.1, søkespekter for perioden 2011-2014 er gjengitt i tabell V3.2, og søkespekter pr 2015 er vist i tabell V3.3. Analyseperiode for stoffene inkludert i multimetoder gjennom overvåkingsperioden er oppsummert i tabell V3.4.

På noen prøver er det enkelte år utført spesialanalyser med følgende bestemmelsesgrenser:

Bioforsk Plantehele:

- isoproturon, bestemmelsesgrense 0,05 µg/L (1995-1999) og 0,01 µg/L (2000-2003).
- klormekvat, bestemmelsesgrense 0,05 µg/L.
- glyfosat, bestemmelsesgrense 0,01 µg/L (2001-2006) og 0,05 µg/L (2014→, metode M59)
- desamino-metribuzin (metribuzin- DA), bestemmelsesgrense 0,01 µg/L.
- diketo-metribuzin (metribuzin-DK), bestemmelsesgrense 0,02 µg/L.
- desamino-diketo-metribuzin (metribuzin-DADK), bestemmelsesgrense 0,02 µg/L.
- sulfonylurea lavdosemidler (metode M72), bestemmelsesgrense 0,0002-0,013 µg/L

Sveriges Landbruksuniversitet, Institusjon for Organisk Miljøkemi:

- tribenuron-metyl, bestemmelsesgrense 0,02 µg/L (1997).
- klorsulfuron, bestemmelsesgrense 0,01 µg/L (1997).
- ETU (nedbrytningsprodukt av mankozeb), bestemmelsesgrense 0,05 µg/L (1996).

Miljø Kjemi, Danmark:

- glyfosat, analysert ved bestemmelsesgrense 0,01 µg/L (1997-2001).
- ETU (nedbrytningsprodukt av mankozeb, bestemmelsesgrense 0,01 µg/L (1998).
- tribenuron-metyl, bestemmelsesgrense 0,03 µg/L (1999).
- tribenuron-metyl, bestemmelsesgrense 0,01 µg/L (2000-2001).
- tribenuron-metyl, bestemmelsesgrense 0,02 µg/L (2002).
- triazinamin-metyl (nedbrytningsprodukt av tribenuron-metyl), best. grense 0,02 µg/L (2002).
- klorsulfuron, bestemmelsesgrense 0,01 µg/L (2000-2001).
- triasulfuron, bestemmelsesgrense 0,01µg/L (2000-2001).
- tifensulfuron-metyl, bestemmelsesgrense 0,01 µg/L (2000-2001).
- metsulfuron-metyl, bestemmelsesgrense 0,01 µg/L (2000-2001).

Eurofins:

- ETU (nedbrytningsprodukt av mankozeb), bestemmelsesgrense 0,01 µg/L (2008).

SØKESPEKTER FOR VANNPRØVER (M60 OG M15)

Metode M60, GC-multi vann

Pesticid	Gruppe	LOQ µg/L	Pesticid	Gruppe	LOQ µg/L
Aklonifen	U	0,01	Heptaklor	I	0,01
Aldrin	I	0,01	Heptaklor epoksid	M	0,01
Alfacypermetrin	I	0,01	Imazalil	S	0,05
Atrazin	U	0,01	Iprodion	S	0,02
Atrazin-desetyl	M	0,01	Isoproturon	U	0,01
Atrazin-desisopropyl	M	0,02	Klorfenvinfos	S	0,01
Azinfosmetyl	I	0,01	Klorprofam	U	0,01
Azoksystrobin	S	0,02	Kresoksimmetyl	S	0,01
Cyprodinil	S	0,01	Lambdacyhalotrin	I	0,01
Cyprokonazol	S	0,01	Lindan	I	0,01
DDD- o,p'	M	0,01	Linuron	U	0,02
DDD- p,p'	M	0,01	Metalaksyl	S	0,01
DDE- o,p'	M	0,01	Metamitron	U	0,05
DDE- p,p'	M	0,01	Metribuzin	U	0,01
DDT- o,p'	I	0,01	Paklobutrazol	V	0,01
DDT- p,p'	I	0,01	Penkonazol	S	0,01
Diazinon	I	0,01	Permetrin	I	0,01
Dieldrin	I	0,01	Pikoksystrobin	S	0,01
2,6-diklorbenzamid (BAM)	M	0,01	Pirimikarb	I	0,01
Dimetoat	I	0,01	Prokloraz	S	0,02
Endosulfan sulfat	M	0,01	Propaklor	U	0,01
Endosulfan-alfa	I	0,01	Propikonazol	S	0,01
Endosulfan-beta	I	0,01	Pyraklostrobin	S	0,01
Esfenvalerat	I	0,02	Pyrimetaniil	S	0,01
Fenheksamid	S	0,02	Simazin	U	0,01
Fenitroton	I	0,01	Tebukonazol	S	0,02
Fenmedifam	U	0,02	Terbutylazin	U	0,01
Fenpropimorf	S	0,01	Tiabendazol	S	0,05
Fenvalerat	I	0,02	Tolklofosmetyl	S	0,01
Fluazinam	S	0,02	Trifloksystrobin	S	0,01
Heksaklorbenzen (HCB)	S	0,01	Vinklozolin	S	0,01

I: Skadedyrmiddel (insecticid) U: Ugrasmiddel (herbicid) S: Soppmiddel (fungicid) M:metabolitt V: vekstregulator

Fortsetter på baksiden

Metode M15, GC/MS- multi vann

Pesticid	Gruppe	LOQ µg/L
Bentazon	U	0,01
2,4-D	U	0,01
Dikamba	U	0,02
Diklorprop	U	0,01
Flamprop	U	0,1
Fluroksypyr	U	0,05
Klopyralid	U	0,05
Kresoksim	M	0,02
MCPA	U	0,01
Mekoprop	U	0,01
Trifloksystrobin- metabolitt AE1344138	M	0,05

I: Skadedyrmiddel (insecticid) U: Ugrasmiddel (herbicid) S: Soppmiddel (fungicid) M:metabolitt V: vekstregulator

LOQ: Limit of quantification = bestemmelsesgrense: Den laveste konsentrasjonen av stoffet som kan bestemmes kvantitativt med metoden. Bestemmelsegrensene kan være høyere i sterkt forurenset vann. Endringer i forhold til de rettlede bestemmelsegrensene blir oppgitt på analyserapporten.

Opplysninger om måleusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet.

For multimetoder oppgis bare de pesticider som påvises ved analysen. De andre pesticidene som metoden omfatter, er da ikke påvist over bestemmelsegrensene. Dersom analyseresultatet er oppgitt som "Ikke påvist" for en metode, betyr det at ingen av stoffene som metoden omfatter er funnet i konsentrasjoner over rettlede bestemmelsegrense. Endringer i forhold til de rettlede bestemmelsegrensene blir oppgitt på analyserapporten.

SØKESPEKTER FOR VANNPRØVER (M60 OG M15)

Metode M60, GC-MS multi vann

Pesticid	Gruppe	LOQ µg/L	Pesticid	Gruppe	LOQ µg/L
Aklonifen	U	0.01	Fenvalerat	I	0.02
Aldrin	I	0.01	Fluazinam	S	0.02
Alfacypermetrin	I	0.01	Heksaklorbenzen (HCB)	S	0.01
Boskalid §	S	0.02	Heptaklor	I	0.01
Cyflutrin beta §	I	0.02	Heptaklor epoksid trans	M	0.01
Cyprodinil	S	0.01	Klorprofam	V	0.01
DDD- o,p'	M	0.01	Lambdacyhalotrin	I	0.01
DDD- p,p'	M	0.01	Lindan (HCH gamma)	I	0.01
DDE- o,p'	M	0.01	Metalaksyl	S	0.01
DDE- p,p'	M	0.01	Permetrin	I	0.01
DDT- o,p'	I	0.01	Pikoksystrobin	S	0.01
DDT- p,p'	I	0.01	Propaklor	U	0.01
Deltametrin §	I	0.05	Pyrimetanil	S	0.01
Diazinon	I	0.01	Pyriproksyfen §	S	0.01
Dieldrin	I	0.01	Simazin	U	0.01
Endosulfan alfa	I	0.01	Terbutylazin	U	0.01
Endosulfan beta	I	0.01	Tolklofosmetyl	S	0.01
Endosulfan sulfat	M	0.01	Vinklozolin	S	0.01
Fenitrotion	I	0.01			

Antall stoffer: 37

Metode M15, GC-MS polare ugrasmidler

Pesticid	Gruppe	LOQ	Pesticid	Gruppe	LOQ
Bentazon	U	0.01	Fluroksypyr	U	0.05
2,4-D	U	0.01	Klopyralid	U	0.05
Dikamba	U	0.02	Kresoksim	M	0.02
Diklorprop	U	0.01	MCPA	U	0.01
Flamprop	U	0.1	Mekoprop	U	0.01

Antall stoffer: 10

I: Skadedyrmediddel (insecticid) U: Ugrasmiddel (herbicid) S: Soppmiddel (fungicid) M: Metabolitt V: Vekstregulator
 §: Ikke akkreditert

LOQ: Limit of quantification = kvantifiseringsgrense: Den laveste konsentrasjonen av stoffet som kan bestemmes kvantitativt med metoden. Kvantifiseringsgrensene kan være høyere i sterkt forurenset vann. Endringer i forhold til de rettleidende kvantifiseringsgrensene blir oppgitt på analyserapporten.

For multimetoder oppgis bare de pesticider som påvises ved analysen. De andre pesticidene som metoden omfatter, er da ikke påvist over kvantifiseringsgrensene. Dersom analyseresultatet er oppgitt som "Ikke påvist" for en metode, betyr det at ingen av stoffene som metoden omfatter er funnet i konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen.

Opplysninger om måleusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet.

Søkespekter for LC-MS/MS multi vann M91					
Pesticid			Pesticid		
		LOQ µg/L			LOQ µg/L
Abamektin	I	0,02	Kresoximmetyl	S	0,02
Atrazin	U	0,02	Linuron	U	0,02
Atrazin desetyl	M	0,02	Mandipropamid	S	0,02
Atrazin desisopropyl	M	0,02	Metamitron	U	0,02
Azinfosmetyl	I	0,02	Metiokarb	I	0,02
Azoxystrobin	S	0,02	Metiokarb sulfoksid	M	0,02
BAM (2,6-diklorbenzamid)	M	0,02	Metiokarb sulfon	M	0,02
Bifenazat	I	0,02	Metribuzin	U	0,02
Bitertanol	S	0,02	Paklobutrazol	V	0,02
Cyazofamid	S	0,02	Pencykuron	S	0,02
Cyprokonazol	S	0,02	Penkonazol	S	0,02
Diflubenzuron	I	0,02	Pirimikarb	I	0,02
Diflufenikan	U	0,02	Pirimikarb desmetyl	M	0,02
Dimetoat	I	0,02	Pirimikarb desmetyl formamido	M	0,02
Dimetomorf	S	0,02	Pinoksaden	U	0,02
Fenamidon	S	0,02	Prokloraz	S	0,02
Fenheksamid	S	0,02	Prokvinazid	S	0,02
Fenmedifam	U	0,02	Prokvinazid metabolitt IN MM671	M	0,02
Fenpropidin	S	0,02	Propakvizafop	U	0,02
Fenpropimorf	S	0,02	Propikonazol	S	0,02
Fenpyroksimat	I	0,02	Prosulfokarb	U	0,02
Florasulam	U	0,02	Protiokonazol-destio	M	0,02
Fludioksonil	S	0,02	Pyraklostrobin	S	0,02
Heksaflumuron	I	0,02	Pyridat metabolitt	M	0,02
Heksytiasoks	I	0,02	Spinosad	I	0,02
Imazalil	S	0,02	Spirodiklofen	I	0,02
Imidakloprid	I	0,02	Syklodydim	U	0,02
Indoksakarb	I	0,02	Tebukonazol	S	0,02
Iprodion	S	0,02	Tiabendazol	S	0,02
Isoproturon	U	0,02	Tiakloprid	I	0,02
Karbendazim	S	0,02	Tiodikarb	I	0,02
Klofentezin	I	0,02	Tiofanatmetyl	S	0,02
Klomazon	U	0,02	Trifloksystrobin	S	0,02
Klorantraniliprol	I	0,02	Tritikonazol	S	0,02
Klorfenvinfos	I	0,02	Zoksamid	S	0,02

I: Skadedyrmiddel (insekticid)

S: Soppmiddel (fungicid)

V: Vekstregulator

M: Metabolitt

U: Ugrasmiddel (herbicid)

Antall stoffer: 70

LOQ: Limit of quantification = kvantifiseringsgrense: Den laveste konsentrasjonen av stoffet som kan bestemmes kvantitativt med metoden.

For multimetoder oppgis bare de pesticider som påvises ved analysen. De andre pesticidene som metoden omfatter, er da ikke påvist over kvantifiseringsgrensen. Dersom analyseresultatet er oppgitt som "Ikke påvist" for en metode, betyr det at ingen av stoffene som metoden omfatter er funnet i konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen. Endringer i forhold til kvantifiseringsgrensene blir oppgitt på analyserapporten.

Opplysninger om måleusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet.

Søkespekter for multimetoder vann M15 og M101
Monitoring programme multi-methods water M15 and M101

Pesticid	Pesticide	Class	LOQ µg/L	Method	Comments
2,4-D	2,4-D	H	0,01	M15	
Abamektin	Abamectin	I	0,05	M101/ LC	
Aklonifen	Aclonifen	H	0,01	M101/ GC	
Aldrin	Aldrin	I	0,05	M101/ GC	Ikke akkreditert
Alfacypermetrin	Alpha-cypermethrin	I	0,05	M101/ GC	
Atrazin	Atrazine	H	0,01	M101/ LC	
Atrazin desetyl	Atrazine-desethyl	M	0,05	M101/ LC	
Atrazin desisopropyl	Atrazine-desisopropyl	M	0,05	M101/ LC	
Azinfosmetyl	Azinphos-methyl	I	0,01	M101/ LC	
Azoksystrobin	Azoxystrobin	F	0,01	M101/ LC	
BAM (2,6-diklorbenzamid)	BAM (2,6-dichlorobenzamide)	M	0,01	M101/ LC	Metabolitt av diklobenil og fluopikolid
Bentazon	Bentazone	H	0,01	M15	
Bitertanol	Bitertanol	F	0,01	M101/ LC	
Boskalid	Boscalid	F	0,01	M101/ GC	
Cyazofamid	Cyazofamid	F	0,01	M101/ LC	
Cyflutrin beta	Cyfluthrin beta	I	0,01	M101/ GC	
Cyprodinil	Cyprodinil	F	0,01	M101/ GC	
Cyprokonazol	Cyproconazole	F	0,01	M101/ LC	
DDD-o,p'	DDD-o,p'	M	0,01	M101/ GC	
DDD-p,p'	DDD-p,p'	M	0,01	M101/ GC	
DDE-o,p'	DDE-o,p'	M	0,01	M101/ GC	
DDE-p,p'	DDE-p,p'	M	0,01	M101/ GC	
DDT-o,p'	DDT-o,p'	I	0,01	M101/ GC	
DDT-p,p'	DDT-p,p'	I	0,01	M101/ GC	
Deltametrin	Deltamethrin	I	0,05	M101/ GC	
Diazinon	Diazinon	I	0,01	M101/ GC	
Dieldrin	Dieldrin	I	0,05	M101/ GC	
Diflubenzuron	Diflubenzuron	I	0,01	M101/ LC	
Diflufenikan	Diflufenican	H	0,01	M101/ LC	
Dikamba	Dicamba	H	0,02	M15	
Diklorprop	Dichlorprop	H	0,01	M15	
Dimetoat	Dimethoate	I	0,01	M101/ LC	
Dimetomorf	Dimethomorph	F	0,01	M101/ LC	
Endosulfan alfa	Endosulfan alpha	I	0,01	M101/ GC	
Endosulfan beta	Endosulfan beta	I	0,05	M101/ GC	
Endosulfan sulfat	Endosulfan-sulfate	M	0,05	M101/ GC	
Esfenvalerat	Esfenvalerate	I	0,01	M101/ GC	
Fenamidon	Fenamidone	F	0,01	M101/ LC	
Fenheksamid	Fenhexamid	F	0,01	M101/ LC	
Fenitrotion	Fenitrothion	I	0,01	M101/ GC	
Fenmedifam	Phenmedipham	H	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Fenpropidin	Fenpropidin	F	0,01	M101/ LC	

Fenpropimorf	Fenpropimorph	F	0,01	M101/ LC	
Fenpyroksimat	Fenpyroximate	I	0,01	M101/ LC	
Fenvalerat	Fenvalerate	I	0,01	M101/ GC	
Flamprop	Flamprop	H	0,1	M15	
Florasulam	Florasulam	H	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Fluazinam	Fluazinam	F	0,01	M101/ GC	Ikke akkreditert
Fludioksonil	Fludioxonil	F	0,01	M101/ LC	
Flumetrin	Flumethrin	I	0,01	M101/ LC	
Fluroksypyr	Fluroxypur	H	0,05	M15	
Heksaflumuron	Hexaflumuron	I	0,01	M101/ LC	
Heksythiasoks	Hexythiazox	I	0,01	M101/ LC	
Heptaklor	Heptachlor	I	0,05	M101/ GC	
Heptaklor epoksid trans	Heptachlor-epoxide trans	M	0,01	M101/ GC	
Heksachlorobenzene (HCB)	Hexachlorobenzene (HCB)	F	0,05	M101/ GC	Ikke akkreditert
Imazalil	Imazalil	F	0,02	M101/ LC	
Imidaklopid	Imidaclopid	I	0,01	M101/ LC	
Indoksakarb	Indoxacarb	I	0,02	M101/ LC	
Iprodion	Iprodione	F	0,02	M101/ LC	
Isofenfos	Isofenphos	I	0,01	M101/ LC	
Isoproturon	Isoproturon	H	0,01	M101/ LC	
Karbendazim	Carbendazim	F	0,01	M101/ LC	
Klofentezin	Clofentezine	I	0,01	M101/ LC	
Klomazon	Clomazone	H	0,01	M101/ LC	
Klopyralid	Chlopyralid	H	0,05	M15	
Klorantraniliprol	Chlorantraniliprole	I	0,01	M101/ LC	
Klorfenvinfos	Chlorfenvinphos	I	0,01	M101/ LC	
Klorprofam	Chlorpropham		0,01	M101/ GC	
Kresoksim	Kresoxim	M	0,02	M15	
Kresoksimmetyl	Kresoxim-methyl	F	0,01	M101/ LC	
Lambdacyhalotrin	Lambda-cyhalothrin	I	0,05	M101/ GC	Ikke akkreditert
Lindan (HCH gamma)	Lindane (HCH gamma)	I	0,01	M101/ GC	
Linuron	Linuron	H	0,01	M101/ LC	
Mandipropamid	Mandipropamid	F	0,01	M101/ LC	
MCPA	MCPA	H	0,01	M15	
Mekoprop	Mecoprop	H	0,01	M15	
Metalaksyl	Metaxyl	F	0,01	M101/ GC	
Metamitron	Metamitron	H	0,01	M101/ LC	
Metiokarb	Methiocarb	I	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Metiokarb sulfoksid	Methiocarb-sulfoxide	M	0,02	M101/ LC	Ikke akkreditert
Metiokarb sulfon	Methiocarb-sulfone	M	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Metribuzin	Metribuzin	H	0,01	M101/ LC	
Paklobutrazol	Paclobutrazol	G	0,01	M101/ LC	
Pencykuron	Pencycuron	F	0,01	M101/ LC	
Penkonazol	Penconazole	F	0,01	M101/ LC	
Permetrin	Permethrin	I	0,05	M101/ GC	
Pikoxystrobin	Picoxystrobin	F	0,01	M101/ GC	
Pinoksaden	Pinoxaden	H	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Pirimikarb	Pirimicarb	I	0,01	M101/ LC	
Pirimikarb desmetyl	Pirimicarb desmethyl	M	0,01	M101/ LC	
Pirimikarb desmetyl formamido	Pirimicarb desmethyl formamido	M	0,01	M101/ LC	

Prokloraz	Prochloraz	F	0,01	M101/ LC	
Prokvinazid	Proquinazid	F	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Prokvinazid metabolitt	Proquinazid metabolite	M	0,01	M101/ LC	IN MM671
Propaklor	Propachlor	H	0,01	M101/ GC	
Propakvizafop	Propaquizafop	H	0,01	M101/ LC	
Propamokarb	Propamocarb	F	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Propikonazol	Propiconazole	F	0,01	M101/ LC	
Prosulfokarb	Prosulfocarb	H	0,01	M101/ LC	
Protiokonazol-destio	Prothiokonazole-desthio	M	0,01	M101/ LC	
Pyraklostrobin	Pyraclostrobin	F	0,01	M101/ LC	
Pyridat metabolitt	Pyridate metabolite	M	0,01	M101/ LC	6-klor-4-hydroksy-3-fenylpyridazin
Pyrimetanil	Pyrimethanil	F	0,01	M101/ GC	
Pyriproksyfen	Pyriproxyfen	F	0,01	M101/ GC	
Simazin	Simazine	H	0,05	M101/ GC	
Spinosad	Spinosad	I	0,01	M101/ LC	
Spirodiklofen	Spirodiclofen	I	0,01	M101/ LC	
Syklodydim	Cycloxydim	H	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Tebukonazol	Tebuconazole	F	0,01	M101/ LC	
Terbutylazin	Terbutylazine	H	0,01	M101/ GC	
Tiabendazol	Thiabendazole	F	0,02	M101/ LC	
Tiaklopid	Thiaclopid	I	0,01	M101/ LC	
Tiodikarb	Thiodicarb	I	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Tolklofosmetyl	Tolclofos-methyl	F	0,01	M101/ GC	
Trifloksystrobin	Trifloxystrobin	F	0,01	M101/ LC	
Trisyklazol	Tricyclazole	F	0,01	M101/ LC	
Tritikonazol	Triticonazole	F	0,01	M101/ LC	
Vinklozolin	Vinclozolin	F	0,01	M101/GC	
Zoksamid	Zoxamide	F	0,01	M101/ LC	

M15: 10 stoffer M101: 110 stoffer

H: Herbicide F: Fungicide I : Insecticide M: Metabolite G: Growth regulator/ vekst regulator

Prøvene bør tas og oppbevares på glassflasker.

LOQ: Limit of quantification / kvantifiseringsgrense:

Den laveste konsentrasjonen av stoffet som kan bestemmes kvantitativt med metoden. For multimetoder oppgis bare de pesticider som påvises ved analysen. De andre pesticidene som metoden omfatter, er da ikke påvist over kvantifiseringsgrensen. Dersom analyseresultatet er oppgitt som "Ikke påvist" for en metode, betyr det at ingen av stoffene som metoden omfatter er funnet i konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen.

Måleusikkerhet:

Opplysninger om måleusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet.

Tabell V3.4. Pesticides analysed by multi-methods by NIBIO, Department of Pesticides and natural products chemistry, through the monitoring period, with current (2015) limit of quantification indicated.

Pesticide	Group	Period	^a Limit of quantification (µg/L)
2,4-D	Herbicide	1995-present	0.01
Atrazine	Herbicide	1995-present	0.01
Atrazine - desethyl	Metabolite	1995-present	0.05
Atrazine - desisopropyl	Metabolite	1995-present	0.05
Bentazon	Herbicide	1995-present	0.01
Chlorfenvinphos	Fungicide	1995-present	0.01
DDD-pp'	Metabolite	1995-present	0.01
DDE-pp'	Metabolite	1995-present	0.01
DDT-op'	Insecticide	1995-present	0.01
DDT-pp'	Insecticide	1995-present	0.01
Diazinon	Insecticide	1995-present	0.01
Dichlorprop	Herbicide	1995-present	0.01
Dimethoate	Insecticide	1995-present	0.01
Endosulfan-alpha	Insecticide	1995-present	0.01
Endosulfan-beta	Insecticide	1995-present	0.05
Endosulfan sulfate	Metabolite	1995-present	0.05
Fenitrothion	Insecticide	1995-present	0.01
Fenvalerate	Insecticide	1995-present	0.01
Isoproturone	Herbicide	^b 1995-present	0.01
Lindane (gamma HCH)	Insecticide	1995-present	0.01
Linuron	Herbicide	1995-present	0.01
MCPA	Herbicide	1995-present	0.01
Mecoprop	Herbicide	1995-present	0.01
Metalaxyl	Fungicide	1995-present	0.01
Metamitron	Herbicide	1995-present	0.01
Metribuzin	Herbicide	1995-present	0.01
Permethrin	Insecticide	1995-present	0.05
Pirimicarb	Insecticide	1995-present	0.01
Propachlor	Herbicide	1995-present	0.01
Propiconazole	Fungicide	1995-present	0.01
Simazine	Herbicide	1995-present	0.05
Terbuthylazine	Herbicide	1995-present	0.01
Vinclozolin	Fungicide	1995-present	0.01
Aclonifen	Herbicide	1996-present	0.01
Alpha-cypermethrin	Insecticide	1996-present	0.05
Azinphos-methyl	Insecticide	1996-present	0.01
Prochloraz	Fungicide	1996-present	0.01
Tiabendazole	Fungicide	1996-present	0.02
Ioxynil	Herbicide	1997-2000	(0.1)
Fenpropimorph	Fungicide	1997-present	0.01
Fluroxypyr	Herbicide	1997-present	0.05
Iprodione	Fungicide	1997-present	0.02
Tebuconazole	Fungicide	1997-present	0.01
2,6-diclorobenzamide	Metabolite	1998-present	0.01
Dicamba	Herbicide	1998-present	0.02
Esfenvalerate	Insecticide	1998-present	0.01
Fluazinam	Fungicide	1998-present	0.01
Penconazole	Fungicide	1998-present	0.01
Chlorpropham	Herbicide	1999-present	0.01
Clopyralid	Herbicide	1999-present	0.05
Flamprop	Herbicide	1999-present	0.1
Lambda-cyhalotrin	Insecticide	1999-present	0.05
Pyrimethanil	Fungicide	1999-present	0.01
Cyproconazole	Fungicide	2000-present	0.01
Cyprodinil	Fungicide	2000-present	0.01

Imazalil	Fungicide	°2000-present	0.02
Kresoxim	Metabolite	2001-present	0.02
Aldrin	Insecticide	2003-present	0.05
Azoxystrobin	Fungicide	2003-present	0.01
DDD-op'	Metabolite	2003-present	0.01
DDE-op'	Metabolite	2003-present	0.01
Dieldrin	Insecticide	2003-present	0.05
Heptachlor	Insecticide	2003-present	0.05
Heptachlor epoxide	Metabolite	2003-present	0.01
Hexachlorobenzene	Fungicide	2005-present	0.05
Trifloxystrobin	Fungicide	2005-present	0.01
Trifloxystrobin met. (CGA321113)	Metabolite	2008-2011	0.05
Fenhexamid	Fungicide	2008-present	0.01
Kresoxim-methyl	Fungicide	2008-present	0.01
Phenmedipham	Herbicide	2008-present	0.01
Picoxystrobin	Fungicide	2008-present	0.01
Pyraclostrobin	Fungicide	2008-present	0.01
Pacllobutrazol	Plant growth regulator	2009-present	0.01
Tolclofos-methyl	Fungicide	2009-present	0.01
Deltamethrin	Insecticide	2010-present	0.05
Boscalid	Fungicide	^d 2010-present	0.01
Dimetomorph	Fungicide	^d 2010-present	0.01
Imidacloprid	Insecticide	^d 2010-present	0.01
Prothioconazole	Fungicide	^d 2010-2011	0.02
Abamectin	Insecticide	2011-present	0.05
Beta-cyfluthrin	Insecticide	2011-present	0.01
Bifenazate	Insecticide	2011-2014	0.02
Bitertanol	Fungicide	2011-present	0.01
Carbendazim	Fungicide	2011-present	0.01
Clofentezine	Insecticide	2011-present	0.01
Chlorantraniliprole	Insecticide	2011-present	0.01
Cyazofamid	Fungicide	2011-present	0.01
Cycloxydim	Herbicide	2011-present	0.01
Diflubenzuron	Insecticide	2011-present	0.01
Fenamidone	Fungicide	2011-present	0.01
Fenpropidin	Fungicide	2011-present	0.01
Fenpyroximate	Insecticide	2011-present	0.01
Florasulam	Herbicide	2011-present	0.01
Fludioxonil	Fungicide	2011-present	0.01
Hexaflumuron	Insecticide	2011-present	0.01
Hexythiazox	Insecticide	2011-present	0.01
Indoxacarb	Insecticide	2011-present	0.02
Mandipropamid	Fungicide	2011-present	0.01
Methiocarb	Insecticide	2011-present	0.01
Methiocarb sulfone	Metabolite	2011-present	0.01
Methiocarb sulfoxide	Metabolite	2011-present	0.02
Pencycuron	Fungicide	2011-present	0.01
Pinoxaden	Herbicide	2011-present	0.01
Pirimicarb desmethyl	Metabolite	2011-present	0.01
Pirimicarb desmethyl formamido	Metabolite	2011-present	0.01
Propaquizafop	Herbicide	2011-present	0.01
Prothioconazol desthio	Metabolite	2011-present	0.01
Pyridate metabolite	Metabolite	2011-present	0.01
Pyriproxyfen	Fungicide	2011-present	0.01
Spinosad	Insecticide	2011-present	0.01
Spirodiclofen	Insecticide	2011-present	0.01
Thiacloprid	Insecticide	2011-present	0.01
Thiodicarb	Insecticide	2011-present	0.01
Thiophanat methyl	Fungicide	2011-2014	0.02
Triticonazole	Fungicide	2011-present	0.01

Clomazone	Herbicide	2012-present	0.01
Proquinazid	Fungicide	2013-present	0.01
Diflufenican	Herbicide	2014-present	0.01
Proquinazid metabolite	Metabolite	2014-present	0.01
Prosulfocarb	Herbicide	2014-present	0.01
Flumethrin	Insecticide	2015-present	0.01
Isofenphos	Insecticide	2015-present	0.01
Propamocarb	Fungicide	2015-present	0.01
Tricyclazole	Fungicide	2015-present	0.01

^a2015, ^bonly selected samples analysed before 2004, ^cnot analysed for in 2004, ^donly selected samples analysed in 2010.
Included in the standard analyses from 2011.

Etterord

Nøkkelord:	Jordarbeiding, klima, erosjon, suspendert stoff, fosfor, løst fosfat, nitrogen, nitrat, plantevernmidler
Key words:	Soil tillage, climate, erosion, suspended sediments, phosphorus, phosphate, nitrogen, nitrate, pesticides
Andre aktuelle publikasjoner fra prosjekt:	www.nibio.no/jova

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.