



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—2019

NIBIO RAPPORT | VOL. 7 | NR. 135 | 2021



Marianne Bechmann, Marianne Stenrød, Sigrun H. Kværnø og Hans Olav Eggestad
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 1992–2019

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Marianne Bechmann, Marianne Stenrød, Sigrun H. Kværnø og Hans Olav Eggestad

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
29.06.2021	7/135/2021	Åpen	2110184	17/01763
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02890-1	2464-1162	106	3	

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Landbruks- og matdepartementet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Johan Kollerud
(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 ord- 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 og NORCE Norwegian Research Centre. Gårdbrukere i overvåkingsfeltene bidrar med driftsopplysninger.

I denne rapporten gis en samlet presentasjon og vurdering av resultater fra overvåkingsfeltene i JOVA. Marianne Bechmann er ansvarlig for de deler av rapporten som handler om jordbruksdrift, erosjon og næringsstoffer. Marianne Stenrød er ansvarlig for de deler av rapporten som handler om bruk og funn av plantevernmidler. Sigrun H. Kværnø har bidratt med analyser og tekst til kapitlene om vær og avrenning, og erosjon og næringsstoffavrenning. Marit Hauken, Johannes Deelstra, Frederik Bøe, Marie Uhlen Maurset, Ole Martin Eklo og Roger Holten har bidratt med kommentarer. Geir Tveiti har ansvar for den tekniske oppfølgingen av feltene.

Ås, 29.06.21

Marianne Bechmann

INNHOOLD

Sammendrag	6
Summary	11
1 Innledning.....	17
2 Metoder.....	19
2.1 Overvåkingsfelt.....	19
2.2 Overvåkingsmetodikk.....	22
2.3 Kjemiske analyser.....	22
2.3.1 Partikler og næringsstoffer.....	22
2.3.2 Plantevernmidler.....	22
2.4 Gårdsdata.....	24
2.5 Risikovurdering ved funn av plantevernmidler.....	24
2.6 Beregninger og statistikk.....	25
2.6.1 Husdyrtall og gjødsling.....	25
2.6.2 Vannbalanse.....	26
2.6.3 Flomtopp-analyse.....	26
2.6.4 Næringsstoffbalanser.....	26
2.6.5 Næringsstoffkonsentrasjoner og -tap.....	26
2.6.6 Trendanalyser.....	27
3 Utvikling i jordbrukspraksis	28
3.1 Utvikling i vekstfordeling og gjødsling i Norge.....	28
3.2 Vekstfordeling i overvåkingsfeltene.....	29
3.3 Husdyrhold i overvåkingsfeltene.....	31
3.4 Gjødslingspraksis i overvåkingsfeltene.....	33
3.5 Næringsstoffbalanser i overvåkingsfeltene.....	36
3.6 Jordas fosforstatus i overvåkingsfeltene.....	38
3.7 Utvikling i bruk av plantevernmidler i Norge.....	39
3.8 Plantevernmiddelbruk i overvåkingsfeltene.....	41
3.9 Jordarbeiding i korndominerte overvåkingsfelt.....	44
4 Værforhold og hydrologi	47
4.1 Endringer i klima på Østlandet og Vestlandet siden 1900.....	47
4.2 Temperatur og nedbør i overvåkingsfeltene.....	49
4.3 Avrenning i overvåkingsfeltene.....	51
4.4 Flomfrekvens i tre av overvåkingsfeltene.....	54
5 Erosjon og næringsstoffavrenning	56
5.1 Nitrogenavrenning.....	56
5.1.1 Konsentrasjoner.....	56
5.1.2 Nitrogentap.....	59
5.2 Fosfor- og partikkelavrenning.....	63
5.2.1 Konsentrasjoner.....	63
5.2.2 Tap av fosfor og partikler.....	66

5.3	Trender	72
5.3.1	Jordtap	72
5.3.2	Fosfortap	73
5.3.3	Nitrogentap	74
5.4	Effekter av tiltak i nedbørfeltene.....	74
5.4.1	Jordarbeidingstiltak.....	74
5.4.2	Fangdam i Skuterudfeltet.....	75
6	Funn av plantevernmidler	77
6.1	Generelt.....	77
6.2	Plantevernmidler i bekkevann i overvåkingsfeltene	77
6.3	Trender i funn av plantevernmidler i overvåkingsfeltene	79
6.4	Risiko for samvirkende effekter av plantevernmidler	90
6.5	Gjenfinning i overvåkingsfeltene og godkjenning av plantevernmidler.....	92
6.5.1	Opphørt bruk.....	92
6.5.2	Redusert bruk.....	95
6.5.3	Mulige utfordringer.....	98
7	Konklusjon	100
	Litteraturreferanser	102
	Vedlegg.....	106

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 2019.

Overvåkingen foregår i nedbørfelt som representerer et utvalg av de viktigste jordbruksområdene i Norge med hensyn til klima, jordsmonn og driftspraksis. Fire av nedbørfeltene er dominert av kornproduksjon (Skuterud, Mørdre, Kolstad og Hotran), to er dominert av grønnsaker og potet med noe korn (Heia og Vasshaglona) og fire er dominert av grasproduksjon (Skas-Heigre, Time, Naurstad og Volbu). Feltene er lokalisert til fylkene som frem til og med 2019 var Nordland (Naurstad), Trøndelag (Hotran), Oppland (Volbu), Hedmark (Kolstad), Akershus (Skuterud og Mørdre), Østfold (Heia), Aust-Agder (Vasshaglona) og Rogaland (Skas-Heigre og Time). Avrenningen fra feltene måles kontinuerlig, og det tas ut vannføringsproporsjonale vannprøver for analyse av næringsstoffer fra alle felt gjennom hele året og for analyser av plantevernmidler fra seks av feltene i løpet av vekstsesongen. Data om jordbruksdriften innhentes fra bøndene i åtte av feltene, og fra Statistisk Sentralbyrå i to felt. Overvåkingen dekker også et mindre nedbørfelt (Bye), men resultatene fra dette feltet behandles ikke i denne rapporten.

Trender i vekstfordeling og husdyrhold

Generelle nasjonale trender i jordbruket i Norge er en nedgang i kornareal og økt antall svin og fjørfé og en nedgang i melkeproduksjon, særlig i kornområdene. Disse trendene gjenspeiles i noen grad i overvåkingsfeltene.

Endringer i vekstfordeling varierer mellom felt. I Skuterud har det blitt mer ren kornproduksjon og mindre eng, mens det i Mørdre har blitt litt mer potet og 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 beite, og mindre av andre vekster.

Husdyrtettheten, angitt i gjødseldyrenheter per jordbruksareal, er betydelig høyere i Kolstad, Vasshaglona, Hotran, Skas-Heigre og Time enn i de øvrige feltene, og i flere av disse feltene har den vist en økning i gjennom overvåkingsperioden. Den største økningen har skjedd i svin og fjørfé. I de mer ekstensive feltene, Naurstad og Volbu, har det vært en nedgang i totalt antall dyr, særlig storfé. I Skuterud og Mørdre har husdyrene blitt nesten helt borte i løpet av overvåkingsperioden.

Nitrogengjødsling

Gjødslingsnivået for nitrogen varierer betydelig mellom feltene. I Skuterud, Mørdre og Kolstad, som er dominert av kornproduksjon ligger gjennomsnittlig årlig nitrogengjødsling på 12–16 kg N/daa, og i Vasshaglona, som har grønnsaks- og potetproduksjon ligger gjennomsnittlig nitrogengjødsling på henholdsvis 20 kg N/daa. Høyest nitrogengjødsling er registrert i det grasdominerte Timefeltet, med en gjennomsnittlig årlig tilførsel på 34 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 reduksjon i nitrogengjødsling i Naurstad og Volbu, mens det i Time var en tendens til 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 hhv. 5,1 og 4,5 kg fosfor/daa i gjennomsnitt for overvåkingsperioden. I Naurstad og Volbu ligger gjennomsnittlig årlig fosforgjødsling på henholdsvis 2,0 og 1,9 kg/daa og i Skuterud og Mørdre på henholdsvis 2,9 og 2,1 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 total fosforgjødsling i Naurstad, Volbu og Mørdre. I Skuterud ble det i 2016 og 2018 tilført mye avløpsslam og derfor er det ikke en reduksjon i fosfortilførsler for det feltet. I Kolstad, der det har vært en økning i antall svin og fjørfé, har det vært en tendens til 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, 5,2 og 6,7 kg N/daa. Gjennomsnittlig nitrogenbalanse for Naurstad og Volbu er på henholdsvis 2,9 og -1,2 kg N/daa. Nitrogenbalansen i Mørdre, Naurstad og Volbu er redusert gjennom overvåkingsperioden.

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. Naurstad og Volbu har gjennomsnittlige fosforbalanser på henholdsvis 1,0 og 0,4 kg/daa. Forskjellen mellom Naurstad og Volbu skyldes ulikt avlingsnivå i de to feltene, mens tilførslene av fosfor er omtrent like.

Det er registrert en reduksjon i fosforbalansen for fire av fem felt gjennom overvåkingsperioden, nemlig Skuterud, Mørdre, Naurstad og Volbu. De siste årene har fosforbalansen vært negativ for Skuterud, og både nitrogen- og fosforbalansene har vært negative for Volbu.

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 med unntak av siste år (2018) da det var lite sprøyting. Feltene Vasshaglona og Heia, dominert av grønnsaker, potet og korn viser en relativt stabil bruk av plantevernmidler med hensyn på areal sprøytet. Vi ser en tendens til økende arealandel behandlet med soppmiddel også i Vasshaglona. SSBs undersøkelser av bruk av plantevernmidler i jordbruket indikerer også en tendens med økende utfordringer med soppsjukdommer på flere av kornartene og flere grønnsakskulturer. 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.

Behov for bruk av plantevernmidler er i stor grad avhengig av vær- og vekstforhold, og det er generelt stor variasjon mellom år. De rapporterte 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 soppsjukdommer) 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.

Jordarbeiding

Høst-jordarbeidingen i kornfeltene Skuterud og Mørdre har variert i ulike perioder. I 2003–2007 i Skuterud var det lite areal som overvintret i stubb og mye som ble jordarbeidet om høsten. Det samme gjelder perioden 2013–2016, da det var mye jordarbeiding om høsten i Skuterud. I Mørdre var det mest jordarbeiding om høsten til og med 1999 og fra 2013 til og med 2018. Arealet som overvintret i stubb var tilsvarende lavt i årene med mye jordarbeiding. Økningen i jordarbeiding om høsten fra 2013 i Skuterud var mest i form av høstharving, mens det i Mørdre var mer høstpløying. For hele overvåkingsperioden er det identifisert en økning i jordarbeiding om høsten i Mørdre, mens det ikke er

vist noen trend i Skuterud. I Kolstad er det vist en nedadgående trend i jordarbeiding gjennom overvåkingsperioden. For de øvrige feltene er trender i jordarbeidingen ikke analysert.

Været og avrenning

Lange tidsserier med meteorologiske data viser at temperaturen og nedbøren på Østlandet og Vestlandet har økt siden begynnelsen på 1990-tallet. Av overvåkingsfeltene er det kun Volbu som har hatt en signifikant økning i nedbørmengden gjennom overvåkingsperioden. Temperaturen har vist en signifikant økning i feltene Mørdre, Naurstad og Hotran.

Temperatur og nedbør i overvåkingperioden er høyere enn i normalperioden (1961–1990) for alle feltene. Mengde nedbør og avrenning er størst i feltene langs kysten (Vasshaglona, Skas-Heigre, Time, Naurstad og Hotran), mens innlandsfeltene har mindre avrenning (Volbu, Kolstad og Mørdre). Skuterud og Heia ligger i mellom kyst- og innlandsfelt. Gjennomsnittlig årsavrenning i hele overvåkingsperioden varierer fra 286 mm (Volbu) til 1100 mm (Naurstad). I Vasshaglona er det registrert en økning i avrenningen, noe som delvis forklares med økt bruk av vanning i feltet.

En analyse av flomtopper i Skuterud, Mørdre og Kolstad viser at det er en økning i antall flomtopper i overvåkingsperioden i Skuterud, men ikke for de to andre overvåkingsfeltene.

Nitrogenavrenning

Den gjennomsnittlige nitrogenkonsentrasjonen i avrenningen varierer mellom 1 og 11 mg N/L. Nitrogenkonsentrasjonene er på samme nivå (ca. 5-6 mg N/L) i de korndominerte feltene Skuterud, Mørdre og Hotran, i det grønnsaksdominerte feltet Vasshaglona, og i engfelt med intensiv husdyrproduksjon, Time og Skas-Heigre. Nitrogenkonsentrasjonen i kornfeltet Kolstad er dobbelt så høy som i de andre kornfeltene, noe som henger sammen med flere faktorer, bl.a. klima, jordsmonn og gjødsling. I de to engfeltene Naurstad og Volbu er det jordbruk med lav intensitet og det er lavere nitrogenkonsentrasjoner i bekkene (hhv. 1 og 3,5 mg N/L). Denitrifikasjon, immobilisering av nitrogen i myrjorda og fortykning pga. mye nedbør i Naurstad bidrar også til å forklare de lave konsentrasjonene i dette feltet. Nitrogenkonsentrasjonene i avrenningen fra utmarksfeltet Nyhaga, som overvåkes som del av Volbu, er lavt (0,6 mg/L).

I 2018/2019, som var preget av en svært varm og tørr sommer, var nitrogenkonsentrasjonene høyere enn gjennomsnittet i alle felt unntatt Naurstad, der nivået var omtrent likt gjennomsnittet. Forskjellen var særlig stor i Kolstad, Mørdre, Skuterud og Vasshaglona (1,4-7 mg/L høyere enn gjennomsnittet). De høye nitrogenkonsentrasjonene skyldes både tørken og høstpløying før såing av høstkorn på en stor del av arealet. Tørken virket negativt på nitrogenopptak i gras og korn denne sommeren og det ble svært lave avlinger, noe som resulterte i høyere nitrogenbalanse enn gjennomsnittet i kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad på tross av at det ble gjødslet med mindre nitrogen det året enn gjennomsnittet. De høye nitrogenkonsentrasjonene høsten og vinteren 2018/2019 henger også sammen med en relativt stor andel jordarbeiding høsten 2018, blant annet på grunn av gode forhold for såing av høstkorn etter tidlig høsting og tørre forhold.

Nitrogen tapet i overvåkingsfeltene er i gjennomsnitt for alle år og alle felt om lag 5 kg/daa jordbruksareal. Det er stor variasjon mellom feltene, fra 2 til 9,4 kg N/daa jordbruksareal. Forskjellene i nitrogentap følger av forskjeller i kombinasjonen av avrenningsmengde og nitrogenkonsentrasjoner mellom feltene. De laveste nitrogentapene er fra Mørdre, Naurstad og Volbu (hhv. 2,4, 2,7 og 2,0 kg/daa jordbruksareal), mens de høyeste nitrogentapene er målt fra Vasshaglona (9,4 kg/daa jordbruksareal).

Tap av totalnitrogen har vist økende trender for Mørdre og Vasshaglona gjennom overvåkingsperioden. For Vasshaglona og Mørdre har vannføringen bidratt til økning i nitrogentap, men vannføringen kan ikke alene forklare økningen i de to feltene. Ingen av de to feltene har vist økning i tilført nitrogen med gjødsel gjennom overvåkingsperioden. I Vasshaglona har det vært økt tilførsel av husdyrgjødsel på bekostning av mineralgjødsel gjennom overvåkingsperioden, noe som

ikke forventes å påvirke nitrogentapene. I Mørdre er det ikke registrert noen endring i tilført nitrogengjødsel, men det er derimot en signifikant nedgang i nitrogenbalansen, det vil si redusert nitrogenoverskudd i produksjonen. Jordarbeiding om høsten bidrar til økt mineralisering og kan bidra til å forklare noe av økningen i nitrogentap fra Mørdre. Samtidig kan økning i temperatur i Mørdre ha bidratt til økt mineralisering. Skuterud har også en tendens til økt nitrogentap på tross av signifikant reduksjon i tilført nitrogen, og også her kan økning i jordarbeiding om høsten ha bidratt til økte nitrogentap. Nitrogentap fra Skas-Heigre viser en tendens til reduksjon. Det kan ha sammenheng med miljøavtalene, som har vært gjennomført i Skas-Heigre, men tiltaksgjennomføringen kan ikke dokumenteres. I Volbu er det også en nedgang i nitrogentap og her er det registrert en betydelig nedgang i nitrogengjødslingen og nitrogenbalansen. Nitrogenbalansen har vært negativ siden år 2000 i Volbu. Dessuten har det vært en nedgang i nitrat-nitrogen i Naurstad, Volbu og Skas-Heigre, som ikke kan forklares med nedgang i avrenning. I Naurstad har det som for Volbu vært en signifikant nedgang i tilført nitrogen og i nitrogenbalanse, og reduksjon i tilført nitrogen kan muligvis forklare nedgangen i nitrat-tap for alle tre feltene.

Fosfor- og partikkelavrenning

Gjennomsnittlig konsentrasjon av partikler (suspendert stoff) i avrenningen varierer mellom 12 og 410 mg SS/L, og gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon mellom 73 til 627 µg P/L. Gjennomsnittlige årlige fosfortap fra jordbruksarealene varierer fra 73 til 703 g P/daa. Nivået på fosforkonsentrasjoner og -tap er høyest i de mest erosjonsutsatte kornfeltene, Mørdre og Hotran, men er også høyt i de i utgangspunktet mindre erosjonsutsatte feltene Vasshaglona og Naurstad. 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. I Naurstad er mye nedbør og avrenning også en forklaring, samt at myrjorda i feltet binder lite fosfor. I de andre engfeltene (Volbu, Skas-Heigre, Time) er jordtapene lave (10-20 kg SS/daa), bl.a. pga. grasdyrkingen. I Volbu er også fosfortapet lavt, pga. ekstensiv husdyrdrift med lite gjødsling, og lite avrenning. I Time og Skas-Heigre er fosfortapet høyere (100-180 g P/daa) pga. mer intensiv husdyrdrift med mer gjødsling, kombinert med mer avrenning. Kornfeltet Skuterud, med middels erosjonsrisiko, har middels fosfortap (ca. 250 g P/daa).

For tap av suspendert stoff er det en økende trend i Kolstad, og det er også en tendens til økning når det tas hensyn til betydningen av avrenning. Det betyr at andre faktorer i tillegg til avrenningen bidrar til å forklare økningen. Jordtapene i Kolstad er generelt lave og enkelte episoder kan ha stor betydning for de årlige tapene. I Skuterud er det en nedadgående trend i tap av suspendert stoff når det tas hensyn til avrenningen de enkelte årene, noe som betyr at det er andre faktorer enn avrenningsmengde som har betydning for det reduserte jordtapet. Fangdammen som ble etablert i 2001 har vist god effekt på suspendert stoff og er et viktig tiltak som bidrar til denne nedgangen i suspendert stoff. Det er registrert økende trend i tap av totalfosfor i fire felt (Mørdre, Kolstad, Vasshaglona og Time) og en tendens til økning i et femte felt (Skuterud). Selv om det tas hensyn til avrenningen er det fortsatt signifikant økning i tap av totalfosfor i Mørdre og Time. I Mørdre og Skuterud har det vært mer jordarbeiding de siste årene, noe som har bidratt til en oppadgående trend for fosfortap. En analyse av jordarbeiding i kornfeltene viste at om lag 46 % av variasjonen i fosfortap i september–april i Skuterud ble forklart av nedbørmengden, mens kun 10 % av variasjonen ble forklart av endring i jordarbeiding. Tilsvarende for Mørdre forklarte nedbøren 9 % av variasjonen, mens jordarbeiding forklarte 33 %. Økningen i fosfortap i Skuterud kan også delvis skyldes en økning i antall flomtopper. I Time var det høye tap av totalfosfor og løst fosfat de siste tre årene av rapporteringsperioden. Det er ikke registrert endringer i Time som kan forklare økningen. Vinteren 2019 besto overvåkingen delvis av stikkprøver, noe som bidrar til større usikkerhet i beregning av næringsstofftap fra Time dette året, men det forklarer ikke de høye fosfortapene de to foregående årene. Økningen i fosfortap i Vasshaglona henger sammen med en økning i avrenningen og er ikke signifikant når det tas hensyn til avrenningen. I Naurstad har det vært en signifikant nedgang i tap av totalfosfor som kan relateres til en signifikant nedgang i fosforgjødslingen. I Volbu er

fosforgjødslingen også redusert, men blant annet på grunn av graving av veigrøfter har tap av totalfosfor ikke gått ned. Antagelig vil jordtypen (organisk jord over sand) i Naurstad bidra til at det blir en mer direkte effekt av redusert gjødsling der enn i Volbu.

Avrenning av plantevernmidler

I perioden 1995–2018 er det i bekker og elver utført 2640 analyser med multimetoder og påvist 78 ulike plantevernmidler (hvorav 6 påvist som nedbrytningsprodukter), herav 29 ugrasmidler, 32 soppmidler og 17 skadedyrmidler. Til sammen er det gjort 5386 enkeltfunn i de bekkene som er inkludert. Andelen prøver med funn og totalt antall funn av plantevernmidler i overvåkingsperioden fra 1995 til 2018 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. I 75 % 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 553 overskridelser av faregrensen for miljøeffekter på vannlevende organismer (MF). Det har vært overskridelser i gjennomsnittlig 20 % av prøvene som er tatt og 34 forskjellige plantevernmidler viser overskridelse av MF-verdiene (oppdatert mai 2021). 72 % av alle påvisninger er av ugrasmidler, men av disse er en relativt lav andel (10 %) over miljøfarlighetsverdien for vannlevende organismer. 23 % av alle påvisninger er av soppmidler, og av disse er 8 % over MF-verdien. Det er gjort få funn av skadedyrmidler (5 %), men av disse er relativt mange (33 %) 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 sammenliknbare og må kun ses som representative for de driftsformene, jordtypene og klimaforholdene de omfatter. De rene kornfeltene har generelt færre funn av plantevernmidler enn de feltene som har en mer sammensatt produksjon med potet og grønnsaker. Dette er spesielt tydelig i år med tørre værforhold og lite bruk av soppmiddel i feltene.

Det er en statistisk signifikant reduksjon i antall funn gjennom perioden når man tar hensyn til økningen i antallet plantevernmidler i søkespekteret for vannanalysene for tre av feltene. Det er ingen slik endring for de korndominerte overvåkingsfeltene. Utviklingen i total miljøbelastning er avtagende (positiv) eller ikke signifikant for fire av feltene, mens det er en økende (negativ) trend for Mørdre og Skuterud. Det er en positiv utvikling for alle de tre indikatorparametrene (funnfrekvens, funnkonsentrasjon, total miljøbelastning) i Time-feltet.

En utvidet analyse av kronisk miljørisiko som er gjennomført for overvåkingsdata fra perioden 2011-2018, viser at estimert risikokvotient generelt ligger lavere enn terskelverdien for hva vi anser som miljørisiko (RQ=1). Denne analysen er utført samlet for en rekke ulike arter og potensielle skadeeffekter og antyder at risiko i hovedvekt er lav for feltene, men at det oppstår episoder med forhøyet/mulig risiko en eller flere ganger i løpet av perioden. Denne potensielle risikoen er gjerne knyttet til et fåtall plantevernmidler, såkalte risikodrivere, og det er spesielt noen få insektmiddel og soppmiddel som påvirker de mest følsomme organismegruppene i bekkene.

Referanse: *Bechmann, M., Stenrød, M., Kværnø, S.H. Eggestad, H.O. 2021. Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt. Sammendragsrapport fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) for 1992–2019. NIBIO Rapport 7(135)2021.*

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 2019.

The monitoring takes place in catchments that represent a selection of the most important agricultural areas in Norway with regard to climate, soil and agricultural management practices. Four of the catchments are dominated by grain production (Skuterud, Mørdre, Kolstad and Hotran), two are dominated by vegetables and potatoes with some grain (Heia and Vasshaglona) and four are dominated by grass production (Skas-Heigre, Time, Naurstad and Volbu). The catchments are located in the counties which up to and including 2019 were Nordland (Naurstad), Trøndelag (Hotran), Oppland (Volbu), Hedmark (Kolstad), Akershus (Skuterud and Mørdre), Østfold (Heia), Aust-Agder (Vasshaglona) and Rogaland (Skas-Heigre and Time). The runoff from the catchments is measured continuously, and flowproportional water samples are taken for analysis of nutrients from all streams throughout the year and for analyzes of pesticides from six of the streams during the growing season. Data on agricultural management are obtained from farmers in eight of the catchments, and from Statistics Norway in two catchments. The monitoring also includes a small catchment (Bye), but the results from this catchment are not discussed in this report.

Trends in crop distribution and animal husbandry

General national trends in agriculture in Norway are a decrease in grain area, an increased number of pigs and poultry, and a decrease in milk production, especially in the grain cropping areas. These trends are reflected to some extent in the monitored catchments.

Changes in crop distribution vary between catchments. In Skuterud there has been more grain production and less grass production, while in Mørdre there has been a little more potato and grass/meadow during the monitoring period. In Kolstad and Hotran, which have a combination of grain and livestock, there has been more meadow, and in the most livestock-intensive catchments, Skas-Heigre and Time, there has been more meadow and pasture, and less of other crops during the monitoring period.

The livestock density, stated in manure units per agricultural area, is significantly higher in Kolstad, Vasshaglona, Hotran, Skas-Heigre and Time than in the other catchments, and in several of these catchments an increase during the monitoring period was shown. The largest increase is seen in pigs and poultry. In the catchments with less intensive production practice, Naurstad and Volbu, there has been a decrease in the total number of animals, especially cattle. In Skuterud and Mørdre, the number domestic animals have been reduced to near zero during the monitoring period.

Nitrogen fertilizer

The fertilization level for nitrogen varies considerably between the catchments. In Skuterud, Mørdre and Kolstad, which are dominated by grain production, the average annual nitrogen fertilization is 120–160 kg N / ha, respectively, and in Vasshaglona, dominated by vegetable and potato production, the average nitrogen fertilization is 200 kg N / ha. The highest amount of nitrogen fertilization is registered in the grass-dominated Time catchment, with an average annual supply of 340 kg N / ha. In the extensively managed grasslands Naurstad and Volbu, the average annual nitrogen fertilization level is about 110 kg N / ha.

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

Phosphorus fertilization

The average annual fertilization level for phosphorus varies between about 20 and 50 kg P / ha. The largest amount of phosphorus is applied in Vasshaglona, but also in Time large amounts of phosphorus are applied, in total resp. 51 and 45 kg P / ha on average for the monitoring period. In Naurstad and Volbu, the average annual phosphorus fertilization is 20 and 19 kg / ha, respectively, and in Skuterud and Mørdre it is 29 and 21 kg / ha, respectively.

There has been a reduction in the application of phosphorus in mineral fertilizers after 2008 in all catchments. This corresponds with the general decline in phosphorus fertilizers throughout Norway during this time period, and is explained by new phosphorus fertilization norms, increased prices and the introduction of new fertilizer combinations.

Trends for the entire monitoring period also show a reduction in total phosphorus fertilization in Naurstad, Volbu and Mørdre. In Skuterud, a lot of sewage sludge was added in 2016 and 2018 and therefore there is no reduction in phosphorus application for that catchment. In Kolstad, with an increase in the number of pigs and poultry, there has been a tendency for an increase in total phosphorus application, including livestock manure.

Nitrogen and phosphorus balances

The average annual nitrogen balance (added N - removed N) for Skuterud, Mørdre and Kolstad is 59, 52 and 67 kg N / ha, respectively. The average nitrogen balance for Naurstad and Volbu is 29 and -12 kg N / ha, respectively. The nitrogen balance in Mørdre, Naurstad and Volbu has been reduced during the monitoring period.

The average annual phosphorus balance (added P - removed P) for the grain-dominated catchments Skuterud, Mørdre and Kolstad is 3, 6 and 10 kg P / ha, respectively. Naurstad and Volbu have average phosphorus balances of 10 and 4 kg / ha, respectively. The difference between Naurstad and Volbu is due to different yield levels in the two catchments, while the application of phosphorus is about the same.

A reduction in the phosphorus balance has been registered for four of five catchments during the monitoring period, namely Skuterud, Mørdre, Naurstad and Volbu. In recent years, the phosphorus balance has been negative for Skuterud, and both the nitrogen and phosphorus balances have been negative for Volbu.

Use of pesticides

Pesticide use is registered in five of the catchments where samples are taken for analyzes of residues in water. For the grain-dominated catchments Skuterud and Mørdre, the data show a relatively stable area sprayed with herbicides during the monitoring period, and a tendency for an increase in the use of fungicides in recent years with the exception of last year (2018) when there was little spraying. The catchments Vasshaglona and Heia, dominated by vegetables, potatoes and cereals, show a relatively stable use of pesticides with regard to the area sprayed. However, we see a tendency for increasing percentage area treated with fungicide in Vasshaglona. Statistics Norway's surveys of the use of pesticides in agriculture also indicate a trend of increasing challenges with fungal diseases on several of the cereals and vegetable crops. In Time, which is dominated by grass and meadows, there is generally little use of pesticides, but with some variations from year to year throughout the monitoring period.

The need for the use of pesticides is largely dependent on weather and growth conditions, and there is generally considerable variation between years. The reported totals per catchment show no clear correlations between variations in pesticide use and variations in the crop distribution in the catchments during the monitoring period. Different plant protection products (PPPs) are adapted and approved for use against different pests and in different crops and differences in use between years and over time can be linked to differences in crop distribution. Resistance problems (development of

pesticide resistant weeds or fungal diseases) make it necessary to switch between different PPPs with different modes of action. This, together with other factors, contributes to the fact that there is no clear covariation between operating practices and the use of individual PPPs.

Soil tillage

The autumn tillage in the grain-dominated catchments Skuterud and Mørdre has varied in different periods. In 2003–2007 in Skuterud, there was only a small percentage area overwintering in stubble and the majority was tilled in the autumn. The same applies to the period 2013–2016, when there was a lot of tillage in the autumn in Skuterud. In Mørdre, the largest percentage area tilled in the autumn was during the period up to and including 1999 and from 2013 to and including 2018. The area that overwintered in stubble was correspondingly low in the years with a lot of tillage. The increase in tillage in the autumn from 2013 in Skuterud was mostly as autumn harrowing, while in Mørdre there was more autumn ploughing. Trend analyses for the entire monitoring period show an increase in autumn tillage in Mørdre, while no trend is evident for Skuterud. In Kolstad, a downward trend in autumn tillage has been shown during the monitoring period. For the other catchments, trends in tillage have not been analyzed.

The weather and runoff

Long time series with meteorological data show that the temperature and precipitation in Eastern Norway and Western Norway have increased since the beginning of the 1990s. Of the monitored catchments, only Volbu has had a significant increase in precipitation during the monitoring period. The temperature has shown a significant increase in the catchments Mørdre, Naurstad and Hotran.

Temperature and precipitation in the monitoring period are higher than in the normal period (1961–1990) for all catchments. The amount of precipitation and runoff is greatest in the catchments along the coast (Vasshaglona, Skas-Heigre, Time, Naurstad and Hotran), while the inland catchments have less runoff (Volbu, Kolstad and Mørdre). Skuterud and Heia are located between coastal and inland climate. The average annual runoff throughout the monitoring period varies from 286 mm (Volbu) to 1100 mm (Naurstad). In Vasshaglona, an increase in runoff has been registered, which is partly explained by increased use of irrigation in the catchment.

An analysis of flood peaks in Skuterud, Mørdre and Kolstad shows that there is an increase in the number of flood peaks during the monitoring period in Skuterud, but not for Mørdre and Kolstad.

Nitrogen runoff

The average nitrogen concentration in the runoff varies between 1 and 11 mg N / L. Nitrogen concentrations are at the same level (approx. 5-6 mg N / L) in the grain-dominated catchments Skuterud, Mørdre and Hotran, in the vegetable-dominated catchment Vasshaglona, and in meadow catchments with intensive livestock production, Time and Skas-Heigre. The nitrogen concentration in the Kolstad grain-dominated catchment is twice as high as in the other grain-dominated catchments, which is related to several factors, e.g. climate, soil and fertilizer. In the two meadow catchments Naurstad and Volbu, there is agriculture with low intensity and there are lower nitrogen concentrations in the streams (1 and 3.5 mg N / L, respectively). Denitrification, immobilization of nitrogen in the peat soil and dilution due to heavy rainfall in Naurstad also explains the low concentrations in this stream. Nitrogen concentrations in the runoff from the Nyhaga outfield catchment, which is monitored as part of Volbu, are low (0.6 mg / L).

In 2018/2019, which was characterized by a very hot and dry summer, the nitrogen concentrations were higher than the average in all catchments except Naurstad, where the level was approximately equal to the average. The difference was particularly large in Kolstad, Mørdre, Skuterud and Vasshaglona (1.4-7 mg / L higher than average). The high nitrogen concentrations are due to both drought and autumn ploughing before sowing autumn grain on a large part of the area. The drought had a negative effect on nitrogen uptake in grass and grain this summer and there were very low

yields, which resulted in a higher nitrogen balance than the average in the grain-dominated catchments Skuterud, Mørdre and Kolstad despite the fact that less nitrogen was fertilized that year than average. The high nitrogen concentrations in the autumn and winter of 2018/2019 are also related to a high proportion of tillage in the autumn since there were good conditions for sowing autumn grain after early harvest and dry conditions and therefore a large area was tilled.

The nitrogen loss in the monitoring catchments is on average for all years and all catchments about 50 kg / ha agricultural area. There is great variation between the catchments, from 20 to 94 kg N / ha agricultural area. The differences in nitrogen loss follow from differences in the combination of runoff and nitrogen concentrations between the catchments. The lowest nitrogen losses are from Mørdre, Naurstad and Volbu (24, 27 and 20 kg / ha agricultural area, respectively), while the highest nitrogen losses are measured from Vasshaglona (94 kg / ha agricultural area).

Loss of total nitrogen has shown increasing trends for Mørdre and Vasshaglona during the monitoring period. For Vasshaglona and Mørdre, changes in the discharge has contributed to an increase in nitrogen loss, but the discharge alone cannot explain the increase in nitrogen loss from the two catchments. Neither of the two catchments has shown an increase in added nitrogen with fertilizer during the monitoring period. In Vasshaglona, there has been an increased application of livestock manure at the expense of mineral fertilizers during the monitoring period, which is not expected to affect nitrogen losses. In Mørdre, no change in nitrogen fertilizer has been registered, but there has been a significant decrease in the nitrogen balance, i.e. reduced nitrogen surplus in production. Tillage in the autumn contributes to increased mineralization and may help to explain some of the increase in nitrogen loss from Mørdre. At the same time, an increase in temperature in Mørdre may have contributed to increased mineralization. Skuterud also has a tendency to increase nitrogen loss despite a significant reduction in added nitrogen, and here too an increase in tillage in the autumn may have contributed to increased nitrogen loss. Nitrogen loss from Skas-Heigre shows a tendency towards reduction. It may be related to the environmental agreements, which have been implemented in Skas-Heigre, but the implementation of these measures can not be documented. In Volbu, there is also a decrease in nitrogen loss and here a significant decrease in nitrogen fertilization and nitrogen balance has been registered. The nitrogen balance has been negative since the year 2000 in Volbu. In addition, there has been a decrease in nitrate nitrogen in Naurstad, Volbu and Skas-Heigre, which cannot be explained by a decrease in runoff. In Naurstad, as for Volbu, there has been a significant decrease in added nitrogen and in nitrogen balance, and a reduction in added nitrogen may possibly explain the decrease in nitrate loss for all three catchments.

Phosphorus and particle runoff

The average concentration of particles (suspended matter) in the runoff varies between 12 and 410 mg SS / L, and the average phosphorus concentration between 73 to 627 µg P / L. Average annual phosphorus losses from agricultural areas vary from 730 to 7030 g P / ha. The level of phosphorus concentrations and losses is highest in the most erosion-prone grain-dominated catchments, Mørdre and Hotran, but is also high in the initially less erosion-prone catchments Vasshaglona and Naurstad. 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 tillage in connection with potato and vegetable production, as well as a lot of precipitation and large runoff volume. In Naurstad, a lot of precipitation and runoff is also an explanation, as well as the fact that the peat soil in the catchment binds little phosphorus. In the other meadow catchments (Volbu, Skas-Heigre, Time) the soil losses are low (100-200 kg SS / ha), i.e. because of grass cultivation. In Volbu, the phosphorus loss is also low, due to extensive livestock farming with low fertilization levels, and low runoff volume. In Time and Skas-Heigre, the phosphorus loss is higher (1000-1800 g P / ha) due to more intensive livestock farming with more fertilization, combined with more runoff. The Skuterud has a medium erosion risk, and a medium phosphorus loss (approx. 2500 g P / ha).

For loss of suspended matter, there is an increasing trend in Kolstad, and there is also a tendency towards increase when changes in runoff is accounted for. This means that other factors in addition to runoff help to explain the increase. The soil losses in Kolstad are generally low and short-duration episodes with high losses can have a major impact on the annual losses. In Skuterud, there is a downward trend in the loss of suspended sediments when the changes in runoff is accounted for in the individual years, which means that there are other factors than the amount of runoff that are important for the reduced soil loss. The sedimentation pond that was established in 2001 has shown a good effect on suspended matter and is an important measure that contributes to this decline in suspended sediments. There is an increasing trend in the loss of total phosphorus in four catchments (Mørdre, Kolstad, Vasshaglona and Time) and a tendency to increase in a fifth catchment (Skuterud). Even if the runoff is taken into account, there is still a significant increase in the loss of total phosphorus in Mørdre and Time. In Mørdre and Skuterud, there has been more tillage in recent years, which has contributed to an upward trend for phosphorus loss. An analysis of tillage in three of the grain-dominated catchments showed that about 46% of the variation in phosphorus loss in September – April in Skuterud was explained by the amount of precipitation, while only 10% of the variation was explained by changes in tillage. Similarly for Mørdre, precipitation explained 9% of the variation, while tillage explained 33%. The increase in phosphorus losses in Skuterud may also be partly due to an increase in the number of flood peaks. In Time, there was a high loss of total phosphorus and dissolved phosphate in the last three years of the reporting period. No changes have been registered in Time that can explain this increase. In the winter of 2019, the monitoring consisted partly of grab samples, which contributes to greater uncertainty in the calculation of nutrient losses from Time this year, but this does not explain the high phosphorus losses in the previous two years. The increase in phosphorus loss in Vasshaglona is related to an increase in runoff and is not significant when runoff volume is taken into account. In Naurstad, there has been a significant decrease in total phosphorus loss that can be related to a significant decrease in phosphorus fertilization. In Volbu, phosphorus fertilization has also been reduced, but partly due to the excavation of road ditches, the loss of total phosphorus has not decreased. The soil type (organic soil over sand) in Naurstad will probably contribute to a more direct effect of reduced fertilization there than in Volbu.

Runoff of pesticides

In the period 1995–2018, 2640 analyzes were performed in streams and rivers with multi-methods for pesticides and 78 different substances were detected, of which 29 were herbicides, 32 fungicides and 17 insecticides. A total of 5386 individual detections have been made in the monitored streams. The proportion of samples with pesticide detections and the total number of detections during the monitoring period from 1995 to 2018 varies greatly between the monitored catchments. On average for all locations and years, 2 pesticides are detected in each sample taken regardless of catchment. In 75% of the water samples where pesticides are detected, several pesticides are found at the same time. The monitoring results indicate a risk of negative effects on aquatic organisms for shorter periods during the growing season due to the risk of interaction between the pesticides.

In total for the monitoring period, there have been 553 exceedances of the hazard limit for environmental effects on aquatic organisms (MF). There have been exceedances in an average of 20% of the samples taken and 34 different pesticides show exceedances of the MF values (updated May 2021). 72% of all detections are of herbicides, but of these a relatively low proportion (10%) is above the environmental risk index (MF-value).

The proportion of agricultural area in the catchment area and the extent of pesticide use govern the occurrence of pesticides in streams and rivers. The rivers with large catchments generally have fewer pesticide detections than the smaller streams, as the importance of processes that retain /metabolise the pesticides is greater in the large catchments. The results for the various catchments are therefore not directly comparable and must only be seen as representative of the predominant cropping practice, soil types and climatic conditions they include. The catchments dominated by grain production

generally have fewer detections of pesticides than the catchments that have a more varied production with potatoes and vegetables. This is especially evident in years with dry weather conditions and little use of fungicides in the catchments.

There is a statistically significant reduction in the number of pesticide detections during the monitoring period when one takes into account the increase in the number of pesticides included in the analyses of the water samples for three of the catchments. There is no such evident change for the grain-dominated monitoring catchments. The development trend for total environmental impact is decreasing (positive) or not significant for four of the catchments, while there is an increasing (negative) trend for Mørdre and Skuterud. There is a positive development for all three indicator parameters (detection frequency, detected concentrations, total environmental impact) in the Time catchment.

An analysis of chronic environmental risk carried out for monitoring data from the period 2011-2018, shows that the estimated risk quotient (RQ) is generally lower than the threshold value for what we consider to be environmental risk ($RQ = 1$). This analysis takes into account a wide range of different aquatic species and potential harmful effects and suggests that the main risk is low for the catchments, but that episodes of increased / possible risk has occurred during the analysed time period. This potential risk is often associated with a few pesticides, so-called risk drivers, and there are especially a few insecticides and fungicides that affect the most sensitive groups of organisms in the streams.

1 Innledning

Det nasjonale programmet for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) ble startet i 1992, og har som formål å dokumentere miljøeffekter av jordbruksdrift 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 landbruksområder i Norge.

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 og miljøkrav)
- Effekter av ulike driftsformer på vannkvalitet til nytte for jordbruket og vannregionenes lokale oppfølging av vannforskriften
- Effekter av endringer i klima på jordbrukets produksjonssystemer og deres miljøpåvirkning
- Effekter av jordbruksdrift på endringer av jordas kjemiske og fysiske tilstand

JOVA skal også 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 og 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 2018/2019. Tapene av jord, næringsstoffer og plantevernmidler kan dermed vurderes opp mot endringer i driftspraksis over tid. Tapene av jord og næringsstoffer overvåkes i 9 av nedbørfeltene, mens plantevernmidler overvåkes i 5 av nedbørfeltene.

I denne rapporten presenteres de viktigste overvåkingsresultatene fra programmet til og med det agrohydrologiske året 2018/2019. Dette omfatter både avrenning av partikler, næringsstoffer og plantevernmidler. Forrige rapport kom i 2017 og dekket overvåkingsperioden til og med det agrohydrologiske året 2015/2016 (Bechmann et al., 2017).

Rapporten inneholder resultater for de 10 nedbørfeltene som var omfattet av overvåkingen i 2018/2019. 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, 2021). Småfeltet Bye er også rapportert i egen feltrapport, men er ikke inkludert i denne rapporten. Det er dessuten utgitt en rekke andre publikasjoner basert på JOVA-data de seneste årene (blant andre Krzeminska m.fl. 2021, Bechmann m.fl. 2020).

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.

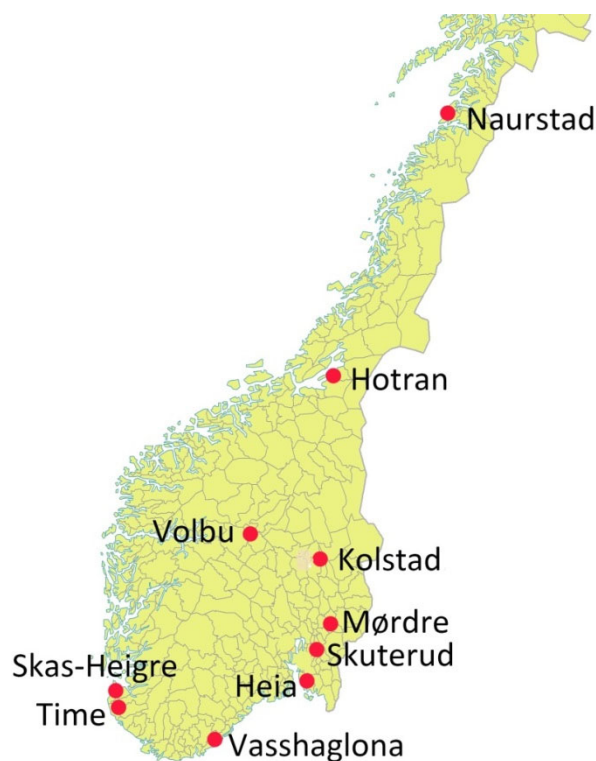
Jordbruksdriften er presentert for kalenderår.

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.

2 Metoder

2.1 Overvåkingsfelt

I 2018/2019 omfattet overvåkingen 11 felt lokalisert i ulike deler av landet (figur 2.1). Erosjon og næringsstofftap ble overvåket i 9 nedbørfelt (alle felt unntatt Heia), mens tap av plantevernmidler ble overvåket i 5 nedbørfelt (Skuterud, Mørdre, Heia, Vasshaglona, Time) (tabell 2.1). Denne rapporten omfatter kun resultater fra overvåkingen av nedbørfelt og resultater fra småfeltet Bye er ikke inkludert i rapporten. Overvåkingen i de fleste av nedbørfeltene ble satt i gang i løpet av perioden 1990–1995 og har dermed pågått i om lag 25 år. 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 måling om vinteren 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 (tabell 2.2). 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 2018/2019 (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.

Nedbørfeltene varierer i størrelse fra rundt 1 km² til 29 km² (tabell 2.1). Utstrekningen av nedbørfeltene er vurdert ut fra terrengoverflaten og dreneringen. Det ble gjort en revurdering og justering av nedbørfeltgrensene til Vasshaglona i 2019, noe som førte til en endring i jordbruksandel fra 48 til 55 %.

Tabell 2.1. Nøkkelfakta for nedbørfeltene i JOVA-programmet i 2018/2019. Temperatur og nedbør er normalverdier for 1961–1990.

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	L.leire	Korn	1985	N+E+PLV (1995–2003)
Bye	Ringsaker	0,04	100	4,2	585	L.leire	Korn/potet	1995	N+E (fra 1995)
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	0,86	55	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	Myr, sand/grus, leire	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).

Tabell 2.2. Godkjente år for hvert felt og tema. Gårdsdata rapporteres for hele kalenderår og avrenningsdata rapporteres for agrohydrologiske år fra 1. mai til 1. mai (for Volbufeltet 1. juni til 1. juni). Når det f.eks. står 1995/1996 betyr det at tidsserien med agr.hyd.-år starter med mai 1995.

Nedbørfelt	Gårdsdata	Avrenning	Suspendert stoff	SS_glr	TP	Løst fosfat	TN	Nitrat
Skuterud utløp fangdam	1993-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.
Skuterud innløp fangdam	-	-	2003/2004-d.d.	-	2003/2004-d.d.	-	2003/2004-d.d.	-
Mjørdre	1990-d.d.	1992/1993-d.d.	1999/2000-d.d.	1999/2000-d.d.	1999/2000-d.d.	1999/2000-d.d.	1992/1993-d.d.	1992/1993-d.d.
Kolstad	1991-d.d.	1991/1992-d.d.	1991/1992-d.d.	1991/1992-d.d.	1991/1992-d.d.	1991/1992-d.d.	1991/1992-d.d.	1991/1992-d.d.
Bye		1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.
Heia	2004-d.d.	2010/2011-d.d.	2010/2011- 2015/2016	2010/2011- 2015/2016	2010/2011- 2015/2016	2010/2011- 2015/2016	2010/2011- 2015/2016	2010/2011- 2015/2016
Vasshaglona	1991-d.d.	1992/1993-d.d.	1998/1999-d.d.	1998/1999-d.d.	1998/1999-d.d.	1998/1999-d.d.	1992/1993-d.d.	1992/1993-d.d.
Hotran	-	1992/1993 -d.d. (ikke 2008/2009)	1992/1993-d.d. (ikke 2008/2009)	1992/1993-d.d. (ikke 2008/2009)	1992/1993-d.d. (ikke 2008/2009)	1992/1993-d.d. (ikke 2008/2009)	1992/1993-d.d. (ikke 2008/2009)	1992/1993-d.d. (ikke 2008/2009)
Skas-Heigre	-	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.	1995/1996-d.d.
Time	1992 (ikke 2002-2003)	1995/1996 -d.d. (ikke 1999/2000- 2003/2004 og 2006/2007)	1995/1996 (ikke 1999/2000- 2003/2004 og 2006/2007)	1995/1996 (ikke 1999/2000- 2003/2004 og 2006/2007)	1995/1996 (ikke 1999/2000- 2003/2004 og 2006/2007)	1995/1996 (ikke 1999/2000- 2003/2004 og 2006/2007)	1995/1996 (ikke 1999/2000- 2003/2004 og 2006/2007)	1995/1996 (ikke 1999/2000- 2003/2004 og 2006/2007)
Naurstad	1994-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.	1994/1995-d.d.
Volbu	1991-d.d.	1993/1994-d.d.	1993/1994-d.d.	1993/1994-d.d.	1993/1994-d.d.	1993/1994-d.d.	1993/1994-d.d.	1993/1994-d.d.

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 plantevernmiddeanalyser 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 (tabell 2.3). 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*). Analysene utføres av Toslab AS.

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 (erstatte M60 og M91) (vedlegg 3; viser søkespekter pr 2018). Metodene M15 og M101 inkluderer pr juli 2018 til sammen 127 substanser av ulike plantevernmidler (inkludert 17 metabolitter), med opprinnelse fra 110 forskjellige plantevernmidler. Analysespekteret har blitt utvidet i samarbeid med Mattilsynet gjennom overvåkingsperioden (tabell 2.4). Analysene er gjennomført ved NIBIO Bioteknologi og Planterehelse, 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 søkespekter for vannanalysene i JOVA-programmet og som vi dermed ikke har kunnskap om forekomsten av.

Tabell 2.4. Antall plantevernmidler i standard analysespekter per år. Metabolitter er ikke inkludert.

År	1995	1996	1997	1998	1999	2000-2001	2002	2003	2004	2005-2007	2008-2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Antall	27	31	36	40	45	47	48	52	53	55	62	96	97	98	100	103	107	109	110

I 2018 inngikk ca. 70% av de godkjente aktive stoffene av plantevernmidler (ikke inkludert mikrobiologiske preparater, uorganiske stoffer, basisstoffer mv.) i søkespekteret. 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 for utvalgte plantevernmidler og metabolitter tidligere år (vedlegg 3), inkludert glyfosat og sylfonulurea lavdose ugrasmidler, samt metabolittene ETU og metribuzin DA/DK/DADK. 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). Det vil derfor være en redusert gjenfinning av disse midlene der prøvetakingen er basert på blandprøver. 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. Prøvetakingen i programmet gjennomføres derfor med glassflasker.

I 2010 inngikk 62 aktive stoffer og 11 nedbrytningsprodukter av plantevernmidler i søkespekteret for overvåkingsprogrammet. I 2011 ble søkespekteret sterkt utvidet og omfattet i 2018 110 ulike plantevernmidler og 17 metabolitter. Som nevnt inkluderte dette om lag 70 % av de aktuelle kjemiske plantevernmidlene godkjent for bruk i Norge. De viktigste midlene mot tørråte i potet, med unntak av

mankozeb, 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 kostnadskrevenne å overvåke da de krever egne analysemetoder på grunn av behov for svært lav bestemmelsesgrense (lavdosemidler) og spesielle kjemiske egenskaper (glyfosat, dikvat). Dikvat er ikke lenger tillatt brukt i Norge pr. februar 2020.

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 skadedyrmidler.

2.4 Gårdsdata

Informasjon om driftspraksis er viktig for å kunne relatere tapene til ulike driftsformer. I 9 av overvåkingsfeltene (Skuterud, Mørdre, Kolstad, Bye, Naurstad, Volbu, Time, Vasshaglona og Heia) registrerer gårdbrukerne all aktivitet på de ulike skiftene gjennom året. Tabell 2.2 viser felt og år med tilgjengelige data. Det kan mangle informasjon fra enkelte gårdsbruk i noen år. For de to største feltene (Hotran og Skas-Heigre) er opplysninger om jordbruksdrift hentet fra Statistisk Sentralbyrå.

2.5 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 vanddirektivet (EC, 2011). Etter tilsvarende metodikk er det utarbeidet «riktvården» for plantevernmidler i overflatevann gjennom det svenske overvåkingsprogrammet for plantevernmidler i miljøet (Andersson & Kreuger, 2011; KemI 2020).

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.

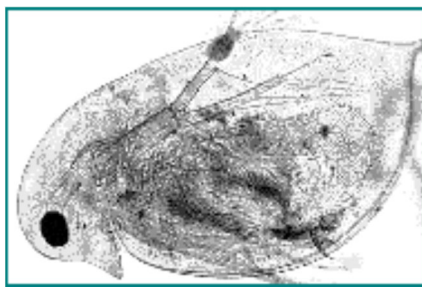
Miljøfarlighetsgrensene revideres når det kommer resultater fra nye tester. Det innebærer at grenseverdiene vil endres over tid. I 2012–2014, i 2017–2018 og i 2021 er det gjort en gjennomgang av

toksisitetsdata og en del plantevernmidler har fått endret sin MF-verdi som en følge av disse gjennomgangene. De rapporterte resultatene om overskridelser av MF-verdier vil derfor variere noe mellom de ulike samlerapportene og mellom felt- og samlerapporter, da beregningene til enhver tid benytter siste versjon av MF-verdien. Oppdatert oversikt over miljøfarlighetsverdier finner du på www.nibio.no/jova under tema Plantevernmidler.

Dersom den målte konsentrasjonen er høyere enn MF eller AMF indikerer dette en viss risiko for skade på vannlevende organismer. Man bør imidlertid være oppmerksom på at EUs kvalitetsstandarder (QS) i henhold til vanddirektivet 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. Metodikken i JOVA-programmet er dermed mer konservativ. Miljøfarlighetsverdier for de plantevernmidler som er påvist i perioden 1995 til 2018 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 indikerer 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' (Lindström et al. 2015).

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.

2.6 Beregninger og statistikk

2.6.1 Husdyrtall og gjødsling

Husdyrgjødselmengden som tilføres er som regel et resultat av hvor mange husdyr som holdes i nedbørfeltet. Husdyrtettheten er beregnet på grunnlag av tilført mengde husdyrgjødsel (spredd gjødsel og gjødsel fra beitedyr) i feltet hvert enkelt år, og dyretallet er vist som gjødseldyrenheter (GDE). En GDE er lik gjødselmengden fra ei melkeku i løpet av ett år, og tilsvarer om lag 14 kg P. For antall dyr per GDE for øvrige dyreslag henvises til Forskrift om organisk gjødsel (2003).

Tilført nitrogen og fosfor med gjødsel er beregnet som gjennomsnitt for alt jordbruksareal i nedbørfeltet. Næringsstofftilførsler med husdyrgjødsel er totale mengder og er beregnet på bakgrunn

av standardinnhold av næringsstoffer i husdyrgjødsel i JOVA-databasen. Verdier for innhold av næringsstoffer oppdateres løpende i JOVA-databasen ettersom nye verdier er tilgjengelige. For nitrogentilførsler med husdyrgjødsel er det korrigert for et antatt gasstap i form av ammoniakk (NH₄). Ammoniakk-tapet 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.nibio.no/gjodslingshandbok). Tallene i denne rapporten viser totale tilførsler av fosfor.

2.6.2 Vannbalanse

Vannbalansen i et nedbørfelt kan uttrykkes som:

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

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. Feil på enkelte år kan skyldes årlige forskjeller i vannmagasin 1. mai.

2.6.3 Flomtopp-analyse

Det er utført en analyse av trender i frekvens av flomtopper i Skuterud, Mørdre og Kolstad. Analysen er basert på middelverdier for vannhøyde, målt ved utløpet av feltene, på timebasis for perioden 1/5-1991 (Kolstad), 1/5-1992 (Mørdre) og 1/5-1994 (Skuterud) til 1/5-2019. En vannhøyde på 50 cm tilsvarer en vannføring på 1 mm/time (1217 l/s) i Skuterud og er her brukt som grense for hva som betraktes som en flomtopp. I Mørdre er denne grensa satt til 30 cm vannhøyde, og i Kolstad til 40 cm vannhøyde. En flomtopp er registrert som den høyeste målte vannhøyden over grenseverdien innenfor en flomhendelse/avrenningsepisode. Differensieringen mellom to flomtopper er definert til å være minst ett døgn, dvs. at vannhøyden må være under grenseverdien i minst 24 timer før ny flomtopp kan defineres. En flomhendelse kan derfor vare i flere døgn i perioder med langvarig nedbør. Flomtoppene er delt inn i klasser på 10 cm intervaller.

2.6.4 Næringsstoffbalanser

Næringsstoffbalansene er beregnet som tilført (med gjødsel) minus bortført (i avling) nitrogen (N) eller fosfor (P) for alle nedbørfeltene:

$$NP_{\text{balanse}} = NP_{\text{mineralgjødsel}} + NP_{\text{husdyrgjødsel}} - NP_{\text{avling}} - NP_{\text{halm (bortført)}}$$

Nitrogen i nedbør er ikke medregnet. 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 husdyrgjødsel og avlinger. Spesielt for gras er det også betydelig usikkerhet knyttet til avlingsmengder.

2.6.5 Næringsstoffkonsentrasjoner og -tap

Tap av partikler, næringsstoffer og plantevernmidler beregnes ved å multiplisere vannføringen med konsentrasjonen for den perioden som hver blandprøve dekker. Gjennomsnittskonsentrasjoner i

rapporten er presentert som vannføringsveide konsentrasjoner for hvert agrohydrologiske år. Gjennomsnittet for hele overvåkingsperioden er beregnet som gjennomsnitt av de årlige vannføringsveide konsentrasjonene.

Konsentrasjonene er presentert for hele nedbørfeltarealet og tilsvarer konsentrasjonsnivået slik det er målt i bekkene. Tapene er beregnet per dekar jordbruksareal. For suspendert stoff/jordtap er det antatt at alt kommer fra jordbruksarealet og ikke noe fra andre arealer (skog, utmark, byggefelt m.m.). For fosfor er det antatt et bidrag på 6 g/daa fra andre arealer basert på målinger gjort i skogsområder (Holtan og Holtan, 1993). For nitrogen er det, basert på Uhlen (1989), antatt at tap fra andre arealer utgjør 10 % av tapene fra jordbruksarealet som følger:

$$N_{agr} = N_{tot} / (A_{ag} + A_{nag} * 0,1)$$

hvor

$$N_{agr} = N\text{-tap fra jordbruksarealet}$$

$$N_{tot} = Q * N_{kons} \text{ (vannføring * målt konsentrasjon)}$$

$$A_{ag} = \text{Jordbruksareal}$$

$$A_{nag} = \text{Ikke-jordbruksareal}$$

2.6.6 Trendanalyser

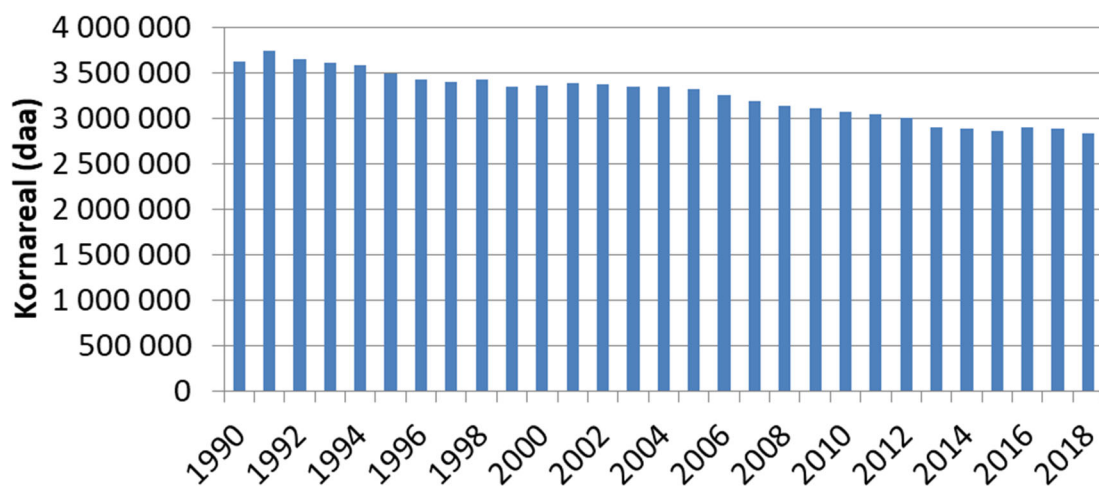
Det er gjort statistiske analyser for å tolke utviklingen i feltene (trendanalyser). Mann-Kendall testen ($\alpha = 0,05$) ble brukt for å vurdere trender i tap og konsentrasjoner (Mann 1945, Kendall 1975). Mann-Kendall-testen er en ikke-parametrisk trendanalyse som ofte er brukt for å oppdage trender 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 næringsstoffbalanser 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

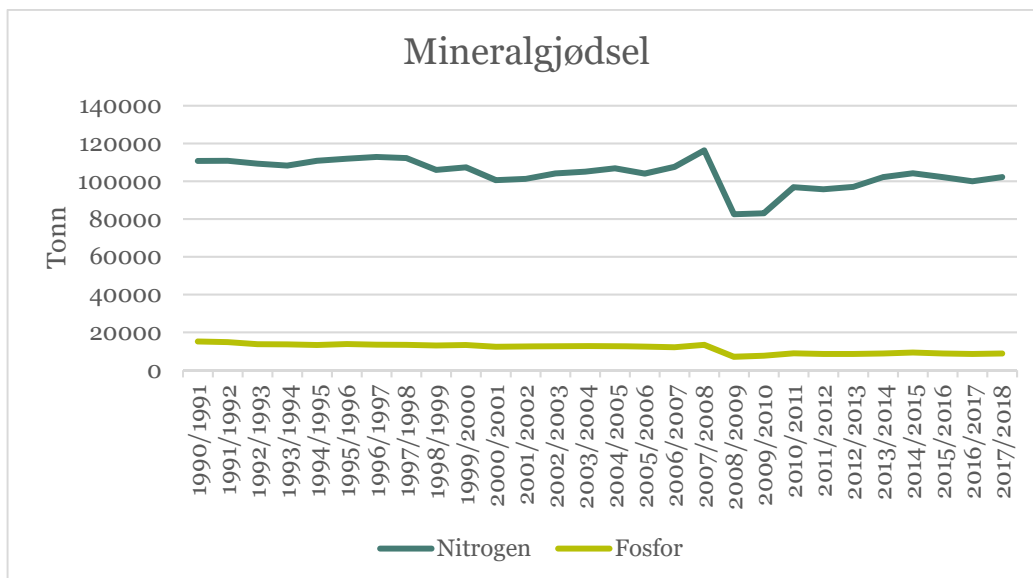
Vekstfordelingen i norsk jordbruk er endret siden begynnelsen på 1990-tallet. Fra 1990 er kornarealet redusert med 22 % til 2,8 millioner dekar. For hele landet har arealandelen med høstkorn variert mellom 3 og 44 % av det totale kornarealet i perioden 1990–2018. Det var en nedgang i arealandelen med høstkorn fra 2007 til 2012, men deretter har det vært store årlige variasjoner. Andel av kornarealet som overvintret i stubb har variert fra 25 % i 2015/2016 til 57 % i 2011/2012, og i 2018 var andelen 36 % (Snellingen Bye m.fl./SSB, 2020). Det har ikke vært noen tydelig trend i areal med fulldyrka eng i denne perioden.



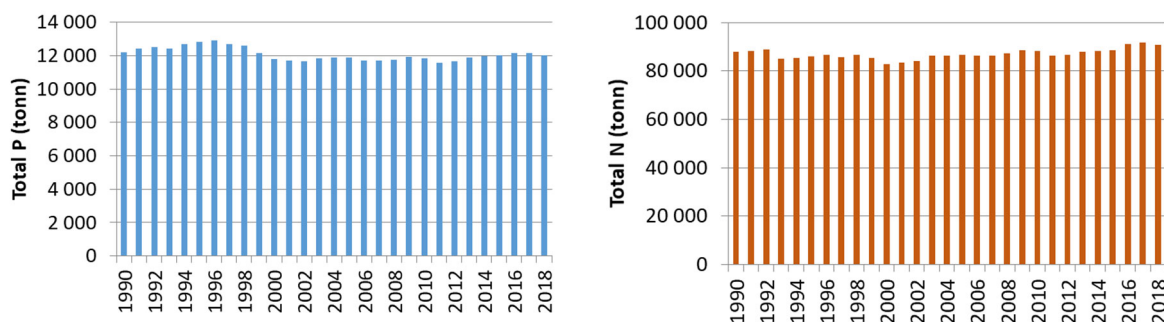
Figur 3.1. Endring i kornareal i Norge fra 1990 til 2019 (SSB, 2020).

Omsetningen av mineralgjødsel viste i 2008 en betydelig reduksjon for både nitrogen og fosfor (figur 3.2). Dette skyldes prisøkning, samt endring i gjødslingsnormer for fosfor som førte til en endring i gjødselsammensetning (N/P) av de vanligste gjødselslagene. Etter 2010 har omsetningen av nitrogen i mineralgjødsel stabilisert seg om lag på et nivå som fra før 2008, mens omsetningen av fosfor i mineralgjødsel har holdt seg om lag 30 % lavere sammenlignet med årene før 2008.

I perioden 1990 til 2018 har husdyrhold med melkekyr minsket noe, mens husdyrhold med ammekyr, svin og fjørfe har økt (Bye m.fl./SSB, 2020). 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. Tilsetning av fytase har gitt bedre utnyttelse av fosfor i fôret og lavere innhold i gjødsel hos enkelte dyreslag.



Figur 3.2. Omsetning av nitrogen og fosfor (tonn) i mineralgjødning i Norge 1990-2018 (Bye m.fl./SSB, 2020).



Figur 3.3. Fosfor og nitrogen (tonn) tilført med husdyrgjødsel fra 1990-2018 (SSB, 2020).

3.2 Vekstfordeling i overvåkingsfeltene

De generelle nasjonale trendene med en nedgang i kornareal til fordel for grasdyrking og økt antall husdyr 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. I Skas-Heigre har det vært en økning i areal med engdyrking gjennom overvåkingsperioden på bekostning av kornarealet. Tilsvarende endring er registrert i Time bortsett fra at det i 2016 var 12 % kornareal (figur 3.4). I Naurstad var det på 1990-tallet noe areal med helsæd og grønnfôr, men de siste årene har det vært eng og beite på hele jordbruksarealet. Volbu er også dominert av eng og beite med en økning på bekostning av annet areal.

De typiske kornområdene på Østlandet er i overvåkingsprogrammet representert ved Skuterud og Mørdre i tidligere 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).



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

Kolstad, på Hedmarken, og Hotran i Trøndelag representerer områder med både eng og kornproduksjon (figur 3.4). I begge feltene har det vært en økning i arealer med eng og en reduksjon i kornarealene gjennom overvåkingsperioden. I Hotran er kornarealet redusert fra rundt 70 % i årene 1992–2002 til 54 % i 2018, mens det i Kolstad er redusert fra 83 % på det meste i 1997 og 1998 til 56 % av jordbruksarealet i 2018. I 2018 ble 27 % av kornarealet i Kolstad høstet til grønnfôr i hovedsak på grunn av meget lave avlinger i eng under tørken dette året.

Vasshaglona i Agder og Heia i tidligere Østfold representerer områder dominert av grønnsaker og potet (figur 3.4). Omfanget av de ulike produksjonene i Vasshaglona har variert mye mellom år. I gjennomsnitt for overvåkingsperioden til og med 2016 har grønnsaker og potet hver for seg dekket ca. 30 % av arealet, men over tid har det vært en reduksjon i arealet med grønnsaker, og i 2018 ble det kun dyrket grønnsaker på 8 % av jordbruksarealet (figur 3.4). Til gjengjeld har arealet med bærproduksjon økt, og dessuten ble det i 2018 dyrket grønnfôrvekster på 25 % av arealet. Korn- og oljevekster, eng og uspesifiserte produksjoner har dekket resten. I Heia har det vært et stort innslag av potet og grønnsaker, men dette arealet, særlig potetarealet, ble betydelig redusert fra 2009 og kornarealet har økt fra 30 % i 2005 til 76 % i 2018.

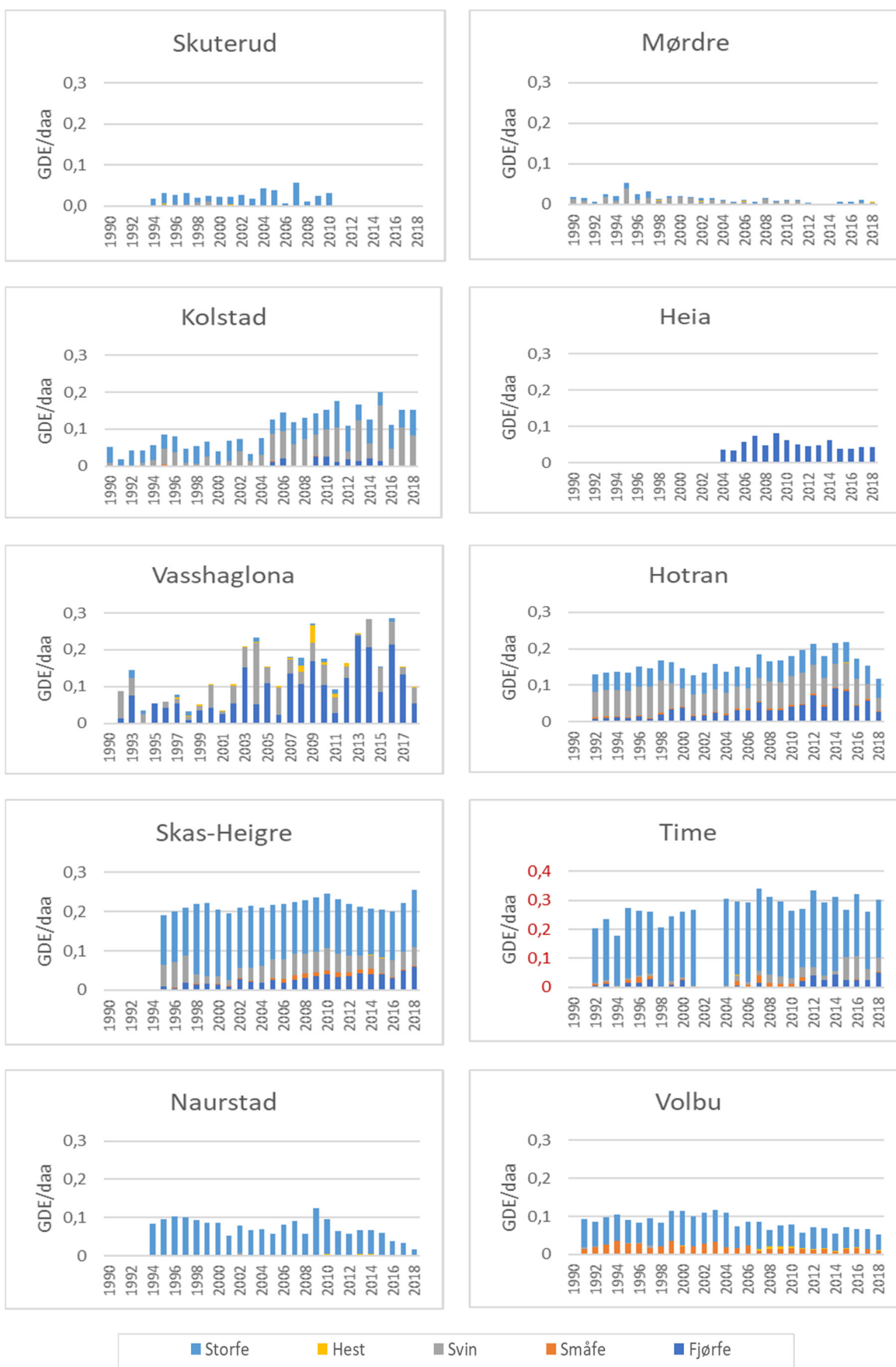
Endringene i vekstfordeling over tid kan ha stor betydning for risiko for erosjon og avrenning av næringsstoffer og plantevernmidler. I Kolstad og Hotran har kornarealet i stor grad blitt erstattet av eng, noe som vil minske erosjonsrisikoen, mens det i Mørdre har vært en økning i andre vekster inklusive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

3.3 Husdyrhold i overvåkingsfeltene

I overvåkingsperioden har det vært en betydelig økning i spredt mengde husdyrgjødsel i Kolstad og Vasshaglona, mens det i Time har vært en svak økning (figur 3.5). I Hotran var det også en økning, men de siste tre årene har det vært en kraftig reduksjon i antall gjødseldyrenheter, særlig for fjørfé og svin. Økningene for Kolstad, Vasshaglona og Time var også mest innenfor fjørfé- og svineproduksjon, noe som samsvarer med den generelle trenden i husdyrhold i Norge.

I Vasshaglona og Heia er hovedproduksjonen fjørfé, i Heia som eneste produksjon, mens det i Vasshaglona også har vært innslag av svin, storfé og hest. Bruken av fjørfégjødsel har økt betydelig gjennom overvåkingsperioden i Vasshaglona, men med betydelig variasjon mellom enkelt år. Time er det feltet som jevnt over har hatt høyest husdyrtetthet (0,2–0,3 GDE/daa), med storfé som dominerende husdyrproduksjon. I Naurstad og Volbu har det vært avtakende husdyrtetthet, også her med storfé 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 og noe storfé, men begge deler er redusert gjennom overvåkingsperioden. I Skuterud har det vært noe storfé og svineproduksjon tidligere, men i senere tid er det redusert til nærmere null.



Figur 3.5. Årlig husdyrtetthet angitt i gjødselyrenheter per areal (GDE/daa) beregnet på grunnlag av spredt 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) har i gjennomsnitt over 90 % av næringsstoffene blitt tilført i form av mineralgjødsel (tabell 3.1). I de andre feltene har husdyrgjødsel vært en betydelig kilde til næringsstoffer. Andelen husdyrgjødsel har vært størst i de grasdominerte feltene Time, Volbu og Naurstad, hvor 40–50 % av nitrogenet og 50–90 % av fosforet i gjennomsnitt har blitt tilført i form av husdyrgjødsel, men også i Kolstad har ca. 50 % av fosforet blitt tilført 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 (inkludert avløpsslam) 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*	14,3	1,9	-	16,2	1,9	1,0	-	2,9
Mørdre	11,6	0,7	0,1	12,4	1,9	0,2	-	2,1
Kolstad	11,0	4,7	0,3	15,9	1,3	1,3	0,1	2,7
Vasshaglona	14,8	4,9	0,2	19,9	3,2	1,9	0,04	5,1
Time	17,6	12,5	3,5	33,6	0,5	3,3	0,7	4,5
Naurstad	7,2	3,1	0,6	10,8	1,0	0,9	0,1	2,0
Volbu	6,1	3,0	2,3	11,4	0,7	0,7	0,5	1,9

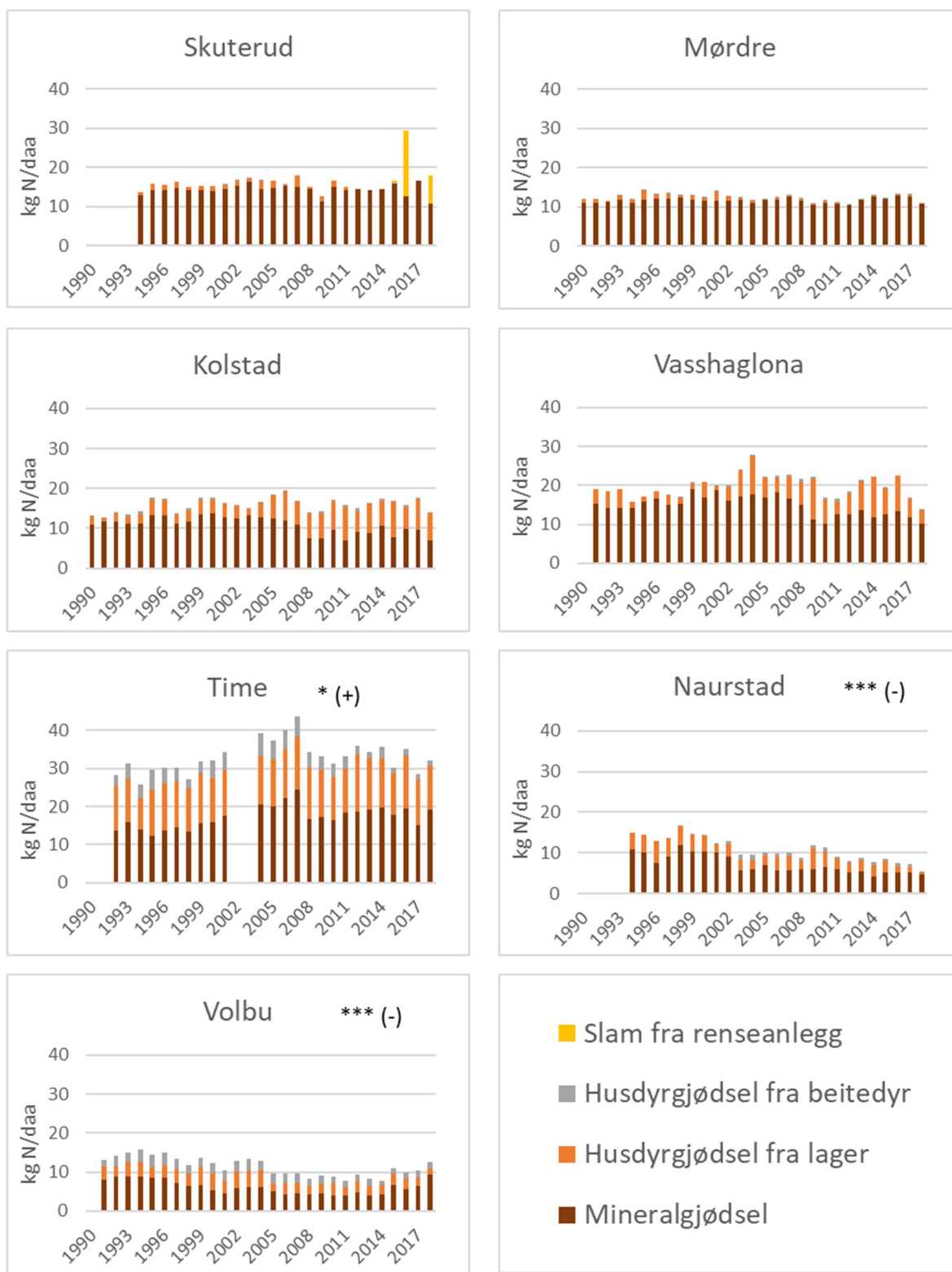
*herav gjennomsnittlig 1 kg N/daa og 0,7 kg P/daa tilført med avløpsslam

Ved vurdering av gjødslingsnivået for nitrogen i feltene med husdyrgjødsel må det tas hensyn til at gjødselevirkningen av nitrogen i husdyrgjødsel er generelt lavere enn for nitrogen i mineralgjødsel (www.nibio.no/gjodslingshandbok).

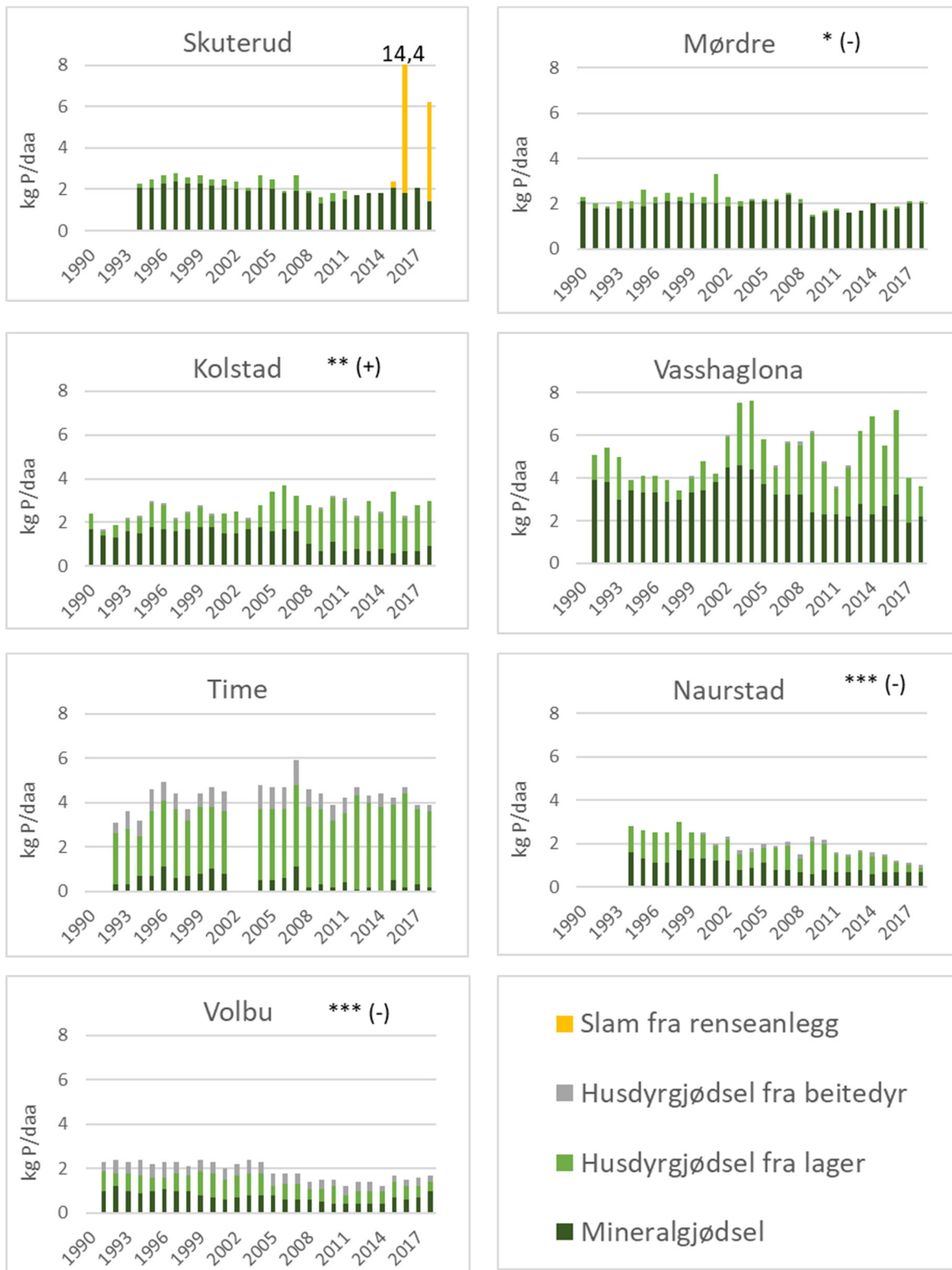
Gjennomsnittlig nitrogengjødsling for hele overvåkingsperioden har variert fra ca. 34 kg/daa i Time til ca. 11 kg N/daa i Naurstad og Volbu (tabell 3.1). Time har høy husdyrtetthet og om lag 50 % av tilført nitrogen kom i gjennomsnitt fra husdyrgjødsel. Vasshaglona, et felt med betydelig grønnsaksproduksjon, har hatt nest høyest gjennomsnittlig nitrogengjødsling (20 kg/daa). I Skuterud og Kolstad var gjennomsnittlig gjødslingsnivå ca. 16 kg/daa. For Skuterud inkluderer dette nitrogen i avløpsslam tilført enkelte år i store mengder. Uten avløpsslam var gjennomsnittlig nitrogentilførsel for Skuterud 15,3 kg/daa. I Mørdre var gjennomsnittlig gjødslingsnivå 12 kg N/daa. I Naurstad og Volbu har den totale nitrogentilførselen blitt signifikant redusert gjennom overvåkingsperioden, mens nitrogentilførselen i Time har vist en svak tendens til økning. I de andre overvåkingsfeltene er det ingen signifikant endring i nitrogentilførselen (figur 3.6).

Tilførsel av avløpsslam i Skuterud i 2016 og 2018 utgjorde en stor andel av tilført nitrogen. I 2016 var det 16,7 kg N/daa og i 2018 7,2 kg N/daa (figur 3.6). Tilsvarende for fosfor var det i 2016 12,5 kg P/daa og 2018 4,8 kg P/daa (figur 3.7). Fosfor tilført som avløpsslam er betydelig mindre tilgjengelig

sammenlignet med tilført gjødsel, men pga. av de store mengder fosfor som tilføres kan det gi økt fosforinnhold i jorda og dermed økt risiko for fosforavrenning (Øgaard m. fl. 2021).



Figur 3.6. Tilførsler av nitrogen (N) i form av mineral- og husdyrgjødsel for hvert felt og årtal og med 2018. 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 til og med 2018. 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 og om lag 2 kg P/daa i Mørdre, Volbu og Naurstad (tabell 3.1). Vasshaglona har betydelig potet- og grønnsaksproduksjon og mye av produksjonen har gjennom overvåkingsperioden bestått av fosforkrevende vekster. I Skuterud

er gjennomsnittlig fosfortilførsel 2,9 kg/daa inklusive store mengder avløpsslam i enkelte år. Uten avløpsslam er tilførslene i gjennomsnitt 2,2 kg P/daa i Skuterud. I de ekstensive grasfeltene Naurstad og Volbu er fosfortilførslene rundt 2 kg P/daa. I Time ble det i gjennomsnitt tilført 4,5 kg P/daa.

I Mørdre, Naurstad og Volbu har det vært en signifikant reduksjon i totale tilførsler av fosfor gjennom overvåkingsperioden (figur 3.7). I Skuterud har det også vært tilsvarende reduksjon når en ser bort fra tilførsler av avløpsslam. I Kolstad har det vært en signifikant økning i totale fosfortilførsler, mens det i Time og Vasshaglona ikke har vært registrert noen trend. I alle felt, bortsett fra Mørdre, har det vært en signifikant reduksjon i tilførsel av fosfor i form av mineralgjødning i overvåkingsperioden.

Reduksjonen samsvarer med den generelle nedgangen i bruk av fosforgjødsel i hele landet fra 2008 på grunn av endrede fosforgjødslingsnormer, økte priser og reduksjon i fosforinnholdet i de mest brukte sortene av NPK-gjødsel. I Mørdre, Naurstad, Volbu og Skuterud har det vært en signifikant reduksjon i fosfortilførsler fra husdyrgjødsel (figur 3.7).

I Kolstad, Time og Vasshaglona har det gjennom overvåkingsperioden vært en signifikant økning i fosfortilførsler i form av husdyrgjødsel. De totale fosfortilførslene har økt i Kolstad, men ikke tilsvarende i Time og Vasshaglona, siden tilførslene av mineralgjødning der er redusert. I Vasshaglona har tilførte mengdene av fosfor variert relativt mye i løpet av overvåkingsperioden på grunn av variasjoner i vekstfordelingen. I Volbu og Naurstad har det vært en signifikant reduksjon i tilførsler av både nitrogen og fosfor med husdyrgjødsel.

3.5 Næringsstoffbalanser i overvåkingsfeltene

Næringsstoffbalanser (tilført – bortført i avling) blir brukt som indikator for risiko for næringsstofftap fra jordbruksareal.

De gjennomsnittlige nitrogenbalansene for kornfeltene Skuterud (uten avløpsslam), Mørdre og Kolstad er på henholdsvis 5,9, 5,2 og 6,7 kg N/daa (tabell 3.2). I Skuterud har det gjennomsnittlig vært høyere gjødsling med nitrogen enn i Mørdre (figur 3.6), men samtidig noe høyere avlinger, hvilket gir en nokså lik nitrogenbalanse i de to feltene. Om en inkluderer tilførsel av avløpsslam i Skuterud er nitrogenbalansen i gjennomsnitt over alle år 6,6 kg/daa. I Mørdre har det skjedd en reduksjon i nitrogenbalansen gjennom overvåkingsperioden (figur 3.8).

Høyere nitrogenbalanse i Kolstad sammenliknet med Skuterud og Mørdre kan forklares med høyere gjennomsnittlig gjødsling og høyere andel husdyrgjødsel (tabell 3.2). Nitrogen i husdyrgjødsel er i mindre grad direkte plantetilgjengelig for årets vekst sammenliknet med nitrogen i mineralgjødning (www.nibio.no/gjodslingshandbok), og derfor vil bruk av husdyrgjødsel kunne gi en høy nitrogenbalanse.

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.

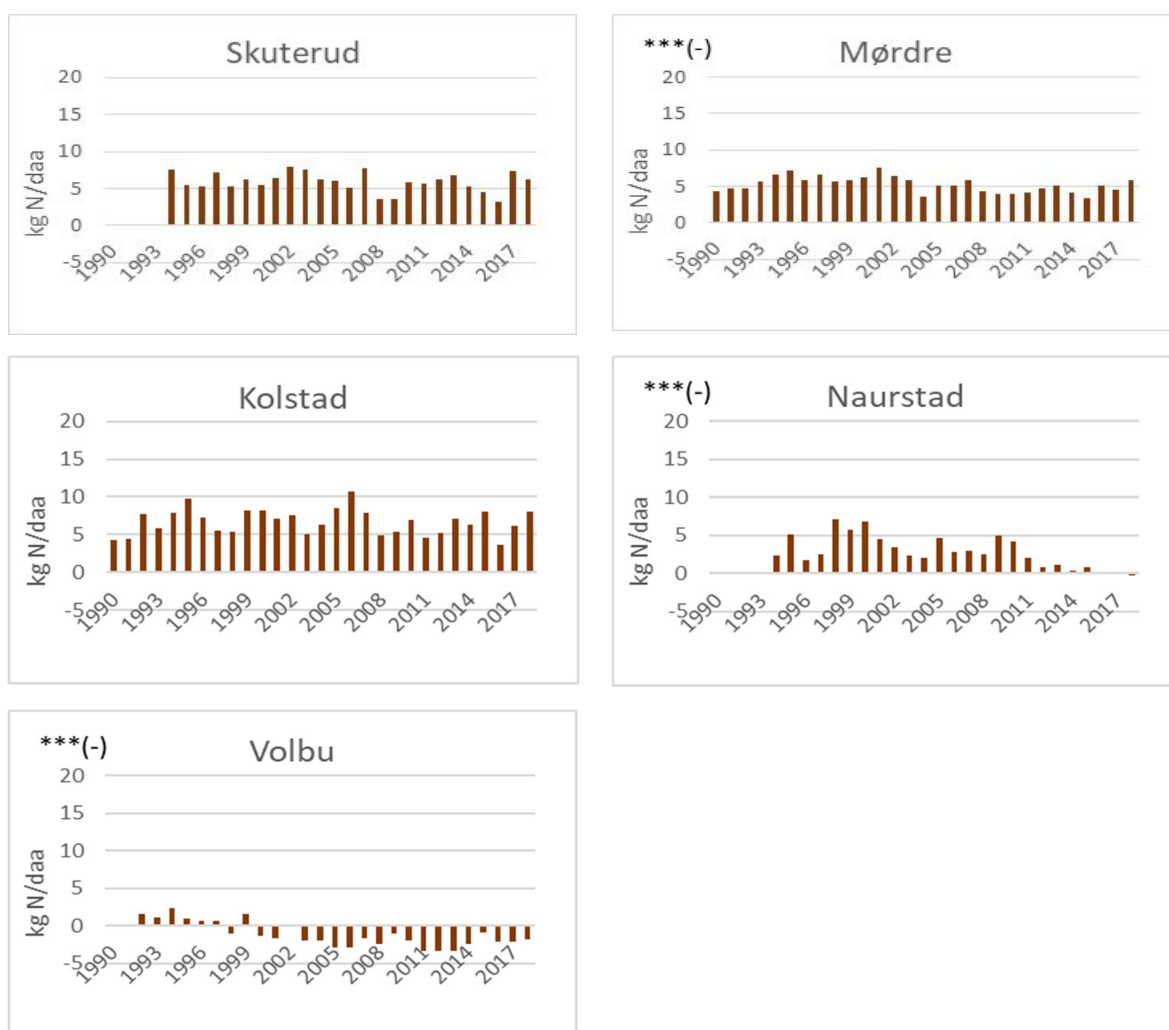
	Nitrogenbalanse (kg N/daa/år)	Fosforbalanse (kg P/daa/år)
Skuterud	5,9*	0,3
Mørdre	5,2	0,6
Kolstad	6,7	1,0
Naurstad	2,9	1,0
Volbu	-1,2	0,4

* Uten avløpsslam

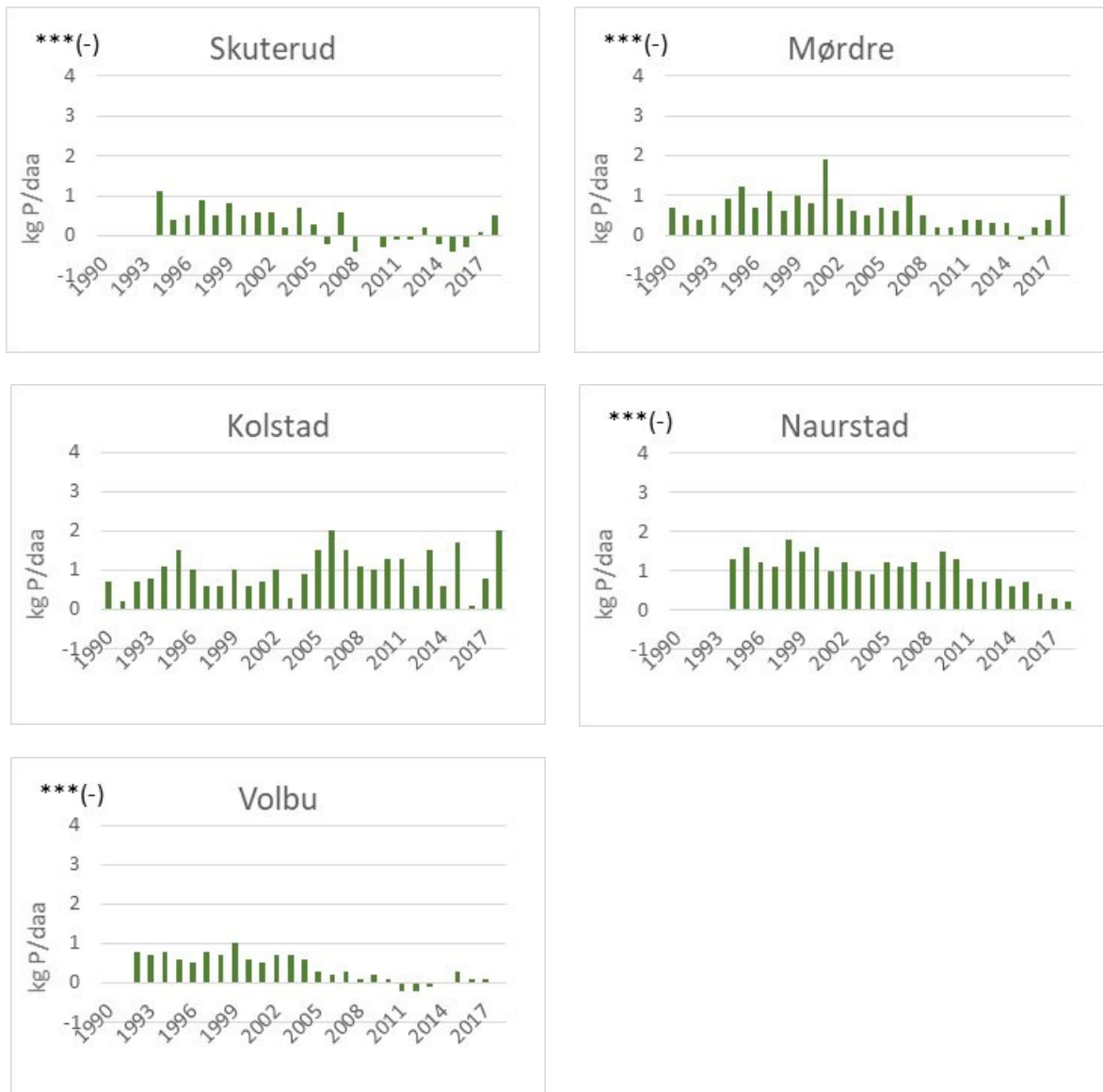
I de ekstensivt drevne grasfeltene Naurstad og Volbu er gjennomsnittlig nitrogenbalanse henholdsvis 2,9, og -1,2 kg N/daa. I både Naurstad og Volbu har nitrogenoverskuddet blitt signifikant redusert gjennom overvåkingsperioden og i Volbu har balansen vært negativ alle år siden 2000 (figur 3.8). I begge feltene har det vært en betydelig reduksjon både i tilført nitrogengjødsel og i nitrogen fjernet med avling.

I kornfeltene Skuterud og Mørdre er gjennomsnittlig fosforbalanse henholdsvis 0,3 og 0,6 kg P/daa (tabell 3.2). Forskjellen mellom feltene er hovedsakelig 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 (figur 3.9). I Skuterud har fosforbalansen vært negativ i syv av de siste 10 årene. Reduksjon i tilførsel av fosfor i mineralgjødsel er noe av forklaringen, men også tilførsel av husdyrgjødsel er redusert. I Kolstad, som har kombinert korn- og husdyrproduksjon, er den gjennomsnittlige fosforbalansen på 1 kg P/daa. Det er ingen trend i fosforbalansen til tross for at det har vært en økning i tilført mengde husdyrgjødsel gjennom overvåkingsperioden i Kolstad.

I feltene Naurstad og Volbu er det lav husdyrtetthet, og gjennomsnittlig fosforbalanse er henholdsvis 1,0 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 (figur 3.9).



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. Tilført avløpsslam kommer i tillegg.



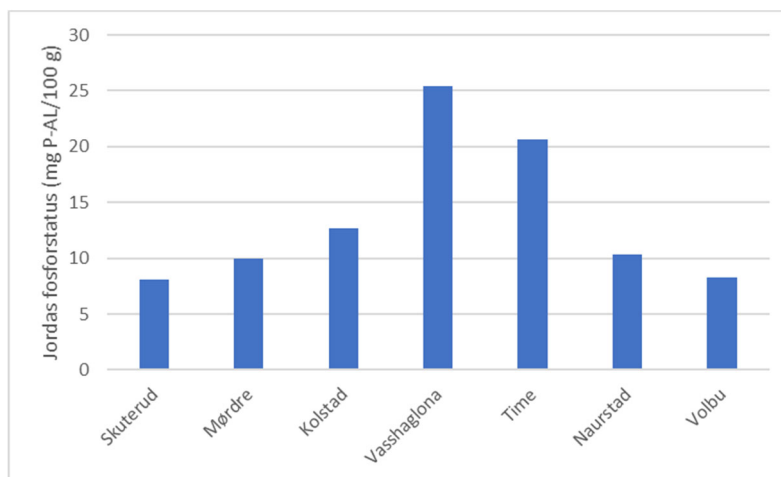
Figur 3.9. Fosforbalanse (P tilført – P i avling) for hvert felt og år. Merk egen skala på y-akse for Vasshaglona. Statistisk signifikante trender er angitt med * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) og *** ($p < 0,001$). (-) indikerer nedadgående trend, mens (+) indikerer oppadgående trend. Tilført avløps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

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 (målt som mg P-AL/100g), 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 overvåkingsfeltene er jordas fosforstatus i gjennomsnitt 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 = 25 mg/100g). Dette feltet har også høyest gjennomsnittlig fosfortilførsel. 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 = 21 mg/100g). I de ekstensivt drevne feltene Naurstad og Volbu er P-AL nivået henholdsvis 10 og 8 mg/100g, mens det i kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad er henholdsvis 8, 10 og 13 mg/100g.

Resultatene kan tyde på at jordbruksarealene i Time og Vasshaglona har fått tilført et overskudd av fosfor over tid (tabell 3.1). I gjennomsnitt for overvåkingsperioden er det tilført om lag dobbelt så mye fosfor i disse to feltene (4,5 og 5,1 kg/daa) sammenlignet med korn- og engfeltene (1,9–2,9 kg/daa). Mengden fosfor som bortføres med avling er ikke kjent for Time og Vashaglona. Jordas fosforinnhold kan bidra til økte fosforkonsentrasjoner i avrenningen 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 felt og år.

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 ble det i 2018 rapportert omsetningsstatistikk for 110 ulike virksomme stoffer/organismer for bruk som ugras-, sopp- eller insektmiddel. Dette er relativt få midler sammenlignet med de fleste land i Europa. Det meste av volumet som omsettes er kjemisk syntetiserte plantevernmidler. Omsetningen i 2018 var 622 tonn (tabell 3.3). Dette er under gjennomsnittet for de siste fem årene, men omsetningen i 2014 var høy og påvirker gjennomsnittet i stor grad. Det er ugrasmidlene som utgjør det største salgsvolumet av plantevernmidler med om lag 75 % (gjennomsnitt 2014–2018). Soppmidlene utgjør i gjennomsnitt ca. 15 %. Skadedyrmidler utgjør om lag 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 2014 til 2018. Kilde: Mattilsynet, 2019.

Type middel	2014	2015	2016	2017	2018	Gj.snitt 2014–2018	2018 fordeling %	2014–2018 fordeling %
Ugrasmidler (U)	692,3	467,5	524,0	495,5	485,4	532,9	78	75
Soppmidler (S)	121,8	93,0	109,3	109,8	82,9	103,4	13	15
Skadedyrmidler (SK)	6,9	6,3	7,4	7,2	12,8	8,1	2	1
Andre *	62,2	82,9	57,8	64,9	41,2	61,8	7	9
Sum	883,2	649,8	698,5	677,3	622,3	706,2		
Yrkespreparater	750,7	632,9	631,8	603,5	554,8	634,7	89	90
Hobbypreparater	132,5	16,9	66,7	73,8	67,5	71,5	11	10

Omsetningsstatistikken viser videre at hobbypreparatene utgjør ca. 10 % av omsatt mengde virksomt stoff. For perioden 2010–2014 utgjorde salget av hobbypreparater ca. 20% av omsatt mengde.

I overvåkingsperioden fra 1995 til 2018 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 ut 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/statistikk_omsetning_av_plantevernmidler.3094).

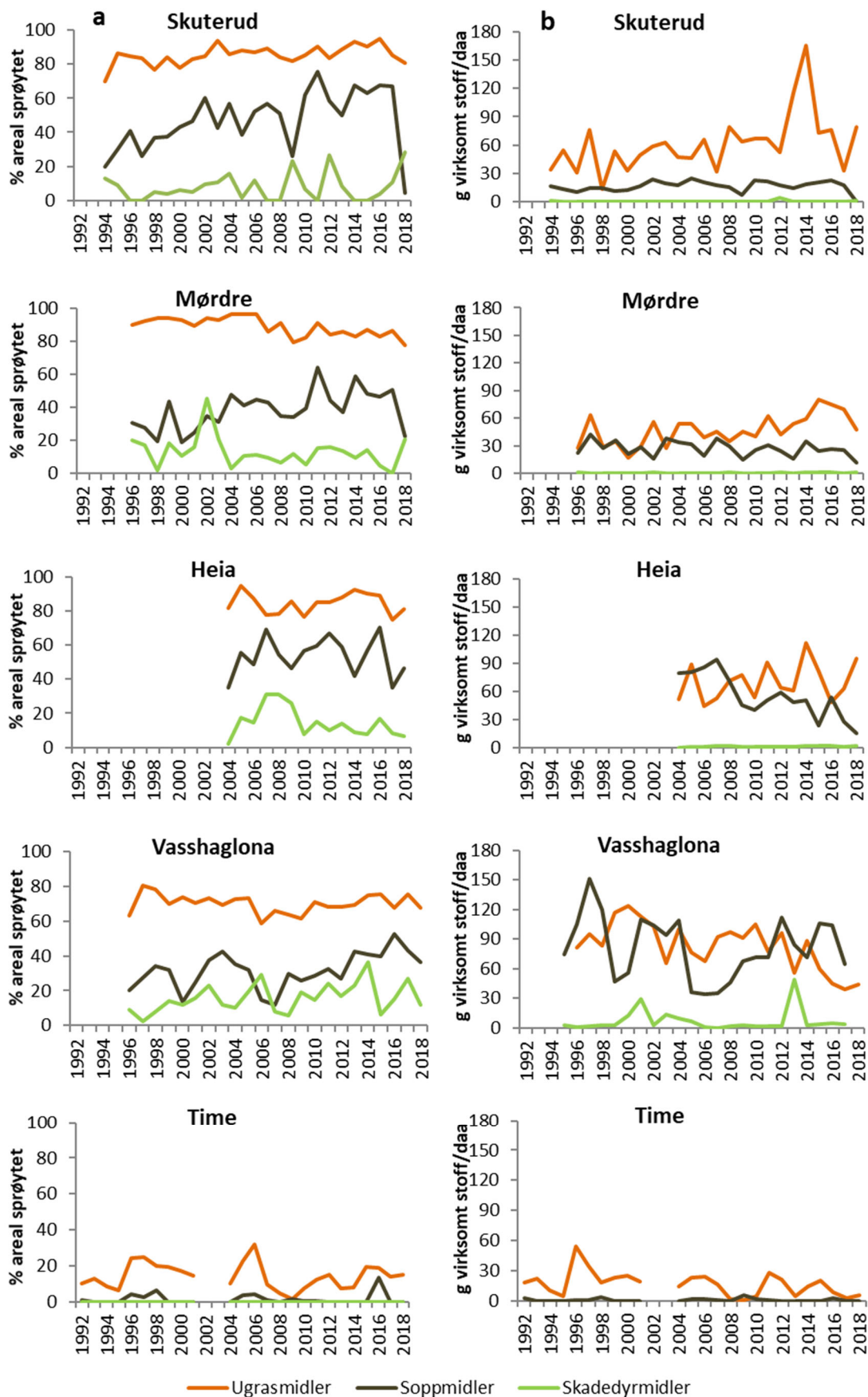
Bruksstatistikk på landsbasis fra Statistisk Sentralbyrå (Aarstad og Bjørlo, 2019) viser bruk av plantevernmidler fordelt på ulike vekster i 2001–2017. Totalt 32 % av jordbruksarealet ble behandlet med plantevernmidler i 2017. Dette tallet påvirkes i stor grad av at eng- og beiteareal hovedsakelig kun sprøytes ved fornying av enga og i 2017 ble ca 6 % av eng- og beitearealet behandlet med plantevernmidler. For de øvrige hovedkulturene varierte andel areal behandlet minst en gang med plantevernmidler gjennom vekstsesongen mellom 76 og 97 % i 2017; 81 % av oljevekstarealet, 85 % av eplearealet, 76–95 % av arealet med grønnsaker og potet (kepaløk < gulrot < hodekål < potet), 86–97 % av kornarealet (havre < bygg < vårhvete < høsthvete) og 97 % av jordbærarealet. 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 (Aarstad og Bjørlo, 2016). 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 man ser nærmere på bruk av ulike grupper av plantevernmidler, viser bruksstatistikken 2001–2017 (Aarstad og Bjørlo, 2019) at generelt sprøytes over 90 % av kornarealet med ugrasmidler. Soppmidler brukes på 30–70 % av byggarealet og 60–90 % av hvetearealet mens kun en mindre andel av havrearealet blir sprøytet. Skadedyrmidler brukes i mindre utstrekning i korn (ca. 5–25 %). Oljevekstarealet sprøytes i hovedsak med ugrasmidler (ca. 30–50 %) og skadedyrmidler (ca. 40–65 %) mens soppmidler brukes på en mindre andel av arealet (ca. 5–30 %). En stor andel av potetarealet sprøytes med både ugrasmidler og soppmidler (ca. 85–95 %) mens det er mindre bruk av skadedyrmidler (ca. 20–60 %). For kepaløk og gulrot er de tilsvarende arealandelene som sprøytes ca. 75–100 % for ugrasmidler, ca. 70–100 % (kepaløk) og ca. 40–75 % (gulrot) for soppmidler, ca. 10–65 % (kepaløk) og ca. 55–75 % (gulrot) for skadedyrmidler. I hodekål behandles generelt en større arealandel med skadedyrmidler (ca. 80–90 %) og ugrasmidler (ca. 65–90 %) enn med soppmidler (ca. 0–35 %). For jordbærareal viser statistikken at både ugras-, sopp- og skadedyrmiddel brukes på en relativt stor andel av arealet, med hhv. ca. 70–85 %, 80–95 % og 80–90 % i perioden 2001–2017. JOVA-feltene omfatter ingen epleproduksjon, men bruksstatistikken på landsbasis viser at en større arealandel sprøytes med sopp- (ca. 80–90 %) og skadedyrmidler (ca. 60–85%) enn med ugrasmidler (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 i bekkevann.

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.



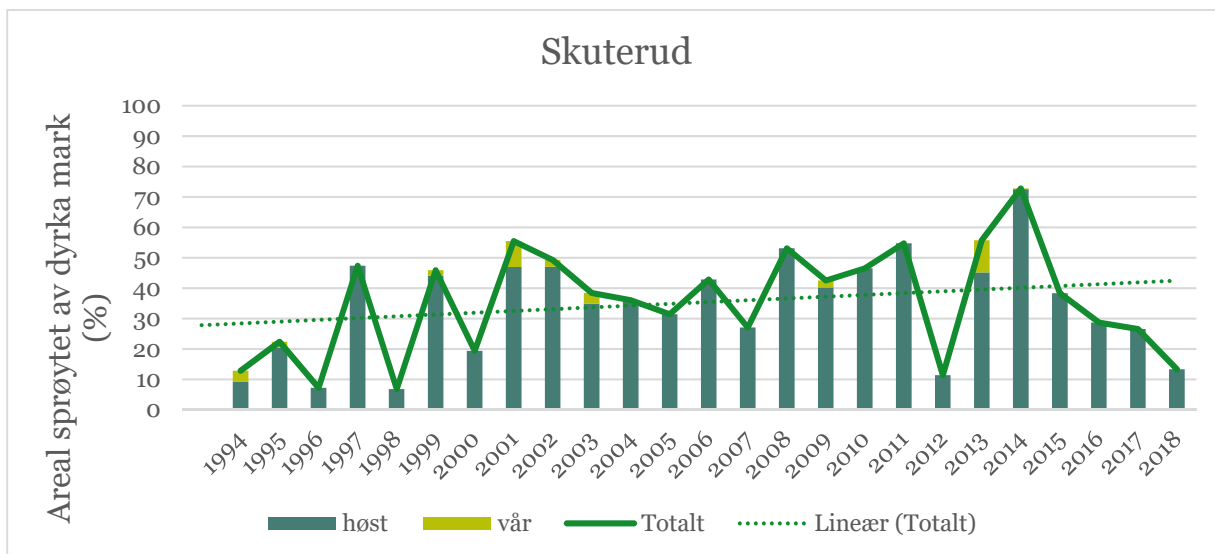
Figur 3.11. Utvikling i bruk av ulike typer plantevernmidler i JOVA-feltene gjennom overvåkingsperioden, angitt i (a) andel jordbruksareal sprøytet (%), og (b) gjennomsnittlig arealdose (g aktivt stoff/daa).

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 med unntak av siste år (2018). 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. Her er det også indikasjoner på noe økt areal sprøytet med soppmiddel senere år. SSBs undersøkelser av bruk av plantevernmidler i jordbruket (Aarstad og Bjørlo, 2019) indikerer også en trend med økende utfordringer med soppjukdommer for flere av kornartene og flere grønnsakkulturer. 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.

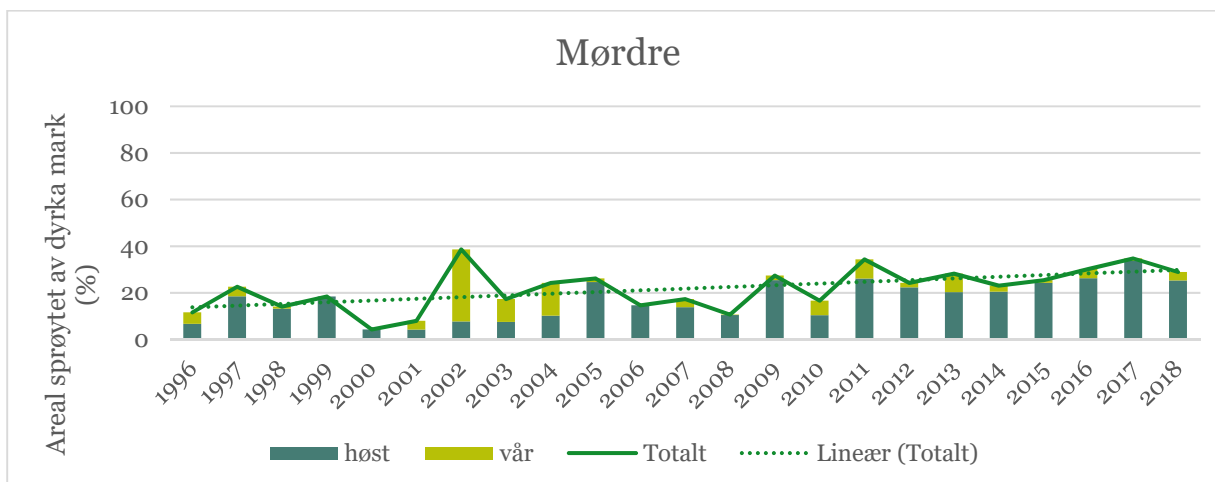
Disse totaltallene pr. nedbørfelt viser ingen klare sammenhenger mellom variasjoner i plantevernmiddelbruk og variasjoner i vekstfordelingen i nedbørfeltene gjennom overvåkingsperioden. Ulike midler er tilpasset og godkjent for bruk mot ulike skadegjørere og i ulike kulturer og forskjeller i bruk mellom 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.

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 skadegjører 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 skadegjører, 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. Glyfosat er et hyppig brukt ugrasmiddel i konvensjonelt jordbruk og særlig til sprøyting i stubb etter høsting av kulturen når man dyrker med redusert/plogfri eller utsatt jordarbeiding (dvs. pløyer om våren fremfor høsten). I de korndominerte JOVA-feltene Skuterud og Mørdre er det en tendens til økende bruk av glyfosat gjennom overvåkingsperioden totalt sett (Figur 3.12 og 3.13), men i Skuterud er glyfosatbruken redusert hvert år siden 2015. I de senere år har side-effektene ved bruken av glyfosat blitt diskutert. Det internasjonale byrået for kreftforskning (IARC), underlagt verdens helseorganisasjon (WHO), vurderte at glyfosat trolig er kreftfremkallende, mens organer i EU (EFSA, det europeiske 'Mattilsynet', og ECHA, det europeiske kjemikaliebyrået) konkluderte med at glyfosat ikke klassifiseres som kreftfremkallende. I november 2017 fikk glyfosat fornyet godkjenning i EU og Norge for fem nye år til 2022 (Mattilsynet 2018). Det arbeides med å finne gode alternativer til glyfosat i ugrasbekjemping og mer informasjon om bruken av glyfosat i norsk jordbruk, og mulige alternativer, kan du finne i Tørresen m.fl. (2018). Midlet inngår også i hobbypreparater for bruk i privathager.



Figur 3.12. Bruk av glyfosat i Skuterudfeltet gjennom overvåkingsperioden i JOVA 1994-2018. Presentert som % av dyrka mark sprøytet om høsten, våren og totalt. Stiplet linje indikerer tendensen i utviklingen.



Figur 3.13. Bruk av glyfosat i Mørdrefeltet gjennom overvåkingsperioden i JOVA 1994-2018. Presentert som % av dyrka mark sprøytet om høsten, våren og totalt. Stiplet linje indikerer tendensen i utviklingen.

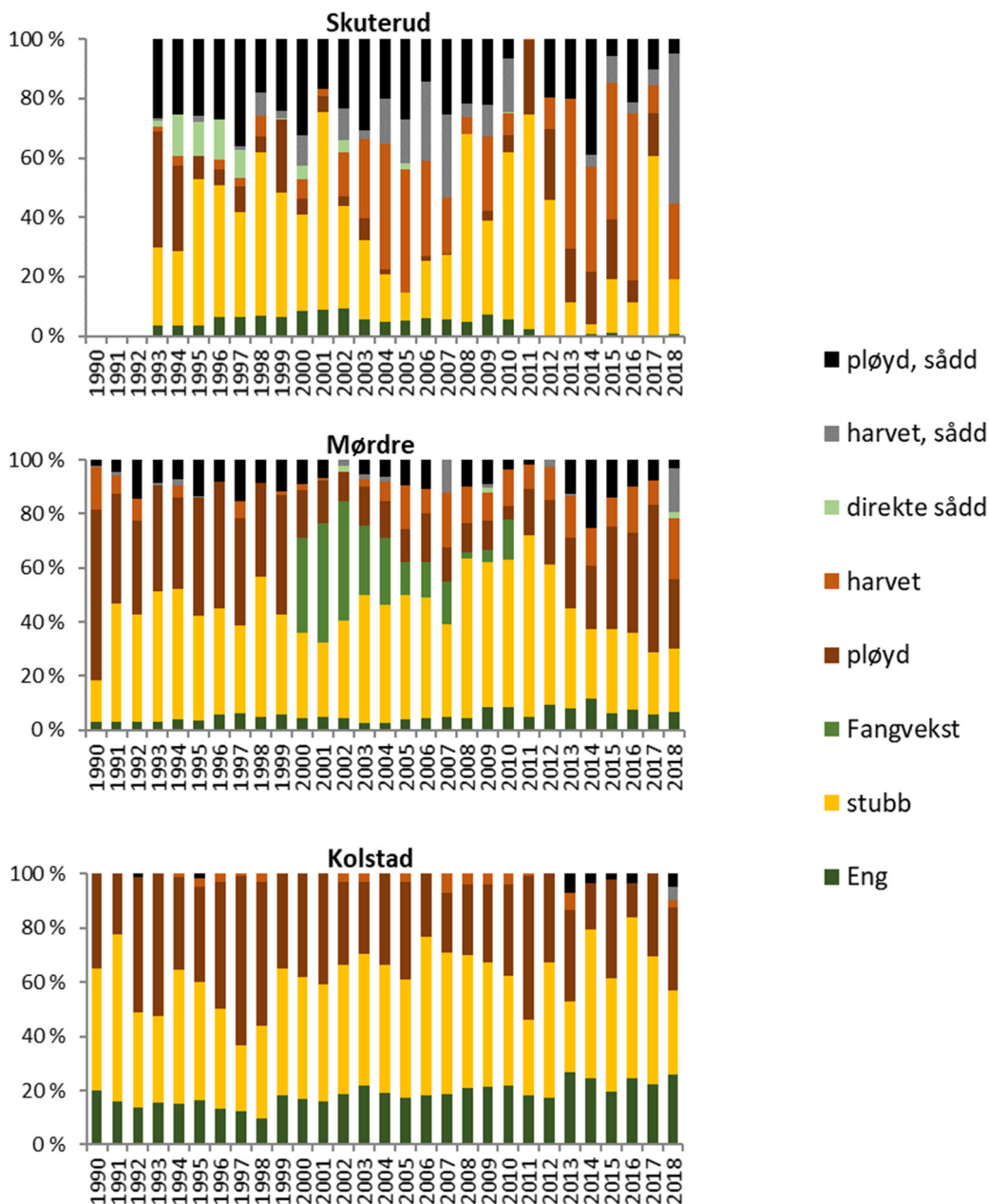
3.9 Jordarbeiding i korndominerte overvåkingsfelt

Overvintring i stubb uten jordarbeiding om høsten gir god beskyttelse mot erosjon i kornområder (Øygarden m.fl. 2006; Bechmann og Bøe, 2021). Jordarbeiding om høsten har større betydning for erosjon enn jordarbeiding om våren, fordi den er bestemmende for jordoverflatens tilstand resten av høsten, hele vinteren og våren.

I kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad varierer arealet som overvintret i stubb betydelig fra år til år. I gjennomsnitt for overvåkingsperioden har arealet med stubb vært henholdsvis 34, 45 og 44 % av totalt jordbruksareal i de tre feltene (figur 3.15). Det er ulike jordarbeidingsmetoder som dominerer på høsten i de ulike nedbørfeltene. I Skuterud har det vært mye høstharving i perioder (2002–2007 og 2013–2016), mens det i Mørdre og Kolstad har vært mest høstpløying.

Andel av kornarealet som overvintret i stubb i Norge økte fra nær null % på begynnelsen av 1990-tallet til 57 % i 2011/2012 (basert på RMP tilskudd) (Bye m.fl. 2020). I en del prioriterte vassdrag var det fra 2009–2012 krav om at 60 % av arealet på hver eiendom skulle overvintre i stubb (40-60-regelen). Fra

2013 ble kravet om at 60 % av kornarealet skulle overvintre i stubb i disse områdene fjernet. Tilskudd til overvintring i stubb i erosjonsrisikoklasse 1 ble også fjernet i mange områder. Målet var å få en bedre målretting av tiltakene mot arealer med høy risiko for erosjon og fosfortap. I både Skuterud og Mørdre ble det fra 2013 registrert en økning i arealet som jordarbeides om høsten. For norske kornarealer generelt har det også vært en økning i andel av kornarealet som jordarbeides om høsten fra 2013 og i 2015/2016 utgjorde overvintring i stubb kun 25 % av kornarealet (Bye m.fl. 2020). I overvåkingsperioden for Mørdre (1999–2018) er det identifisert en økning i jordarbeiding om høsten, mens det ikke er vist noen trend i Skuterud for overvåkingsperioden 1994–2018.



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

En del av variasjonen i overvintring i stubb henger sammen med variasjon i høstkornarealet. I Skuterud har i gjennomsnitt 32 % av arealet vært høstsådd, med en variasjon fra 0 til 55 %. I Mørdre har det vært tilsvarende 9 % med en variasjon fra 0 til 21 % og i Kolstad under 1 %, bortsett fra det siste året (2018), da det var 10 % av kornet ble høstsådd. Høstsåingen foregår stort sett i åker som er pløyd eller harvet, kun en liten del av arealet blir sådd direkte i stubben (figur 3.15). Værforholdene i september er styrende for mulighetene for jordarbeiding om høsten, og er spesielt avgjørende for mulighetene for såing av høstkorn.

I Skuterud er høstkornet enten sådd direkte i stubben, eller etter forutgående pløying eller harving. Høstpløying før såing har vært den mest vanlige jordarbeidingsmetoden for høstkorn. Fra 2004–2007, i 2010 og 2018 var det relativt mye av høstkornet som ble sådd etter harving. I Mørdre ble det med få unntak pløyd før såing av høstkorn, men høstkornarealet utgjør en liten andel i dette feltet. I Kolstad er det lite høstkorn, og alt ble sådd etter forutgående pløying.

Det har generelt vært lite direktesåing i de tre nedbørfeltene. Det tilsvarer trenden for resten av landet hvor omtrent 3 % av kornarealet ble direktesådd i 2017 (Bye m.fl. 2020).

I Mørdre var det mye fangvekster i vårkorn i perioden 2000–2010, med størst fangvekstareal i 2000–2005 med opp til 40 % av jordbruksarealet. I Skuterud og Kolstad har det vært lite fangvekster.

4 Værforhold og hydrologi

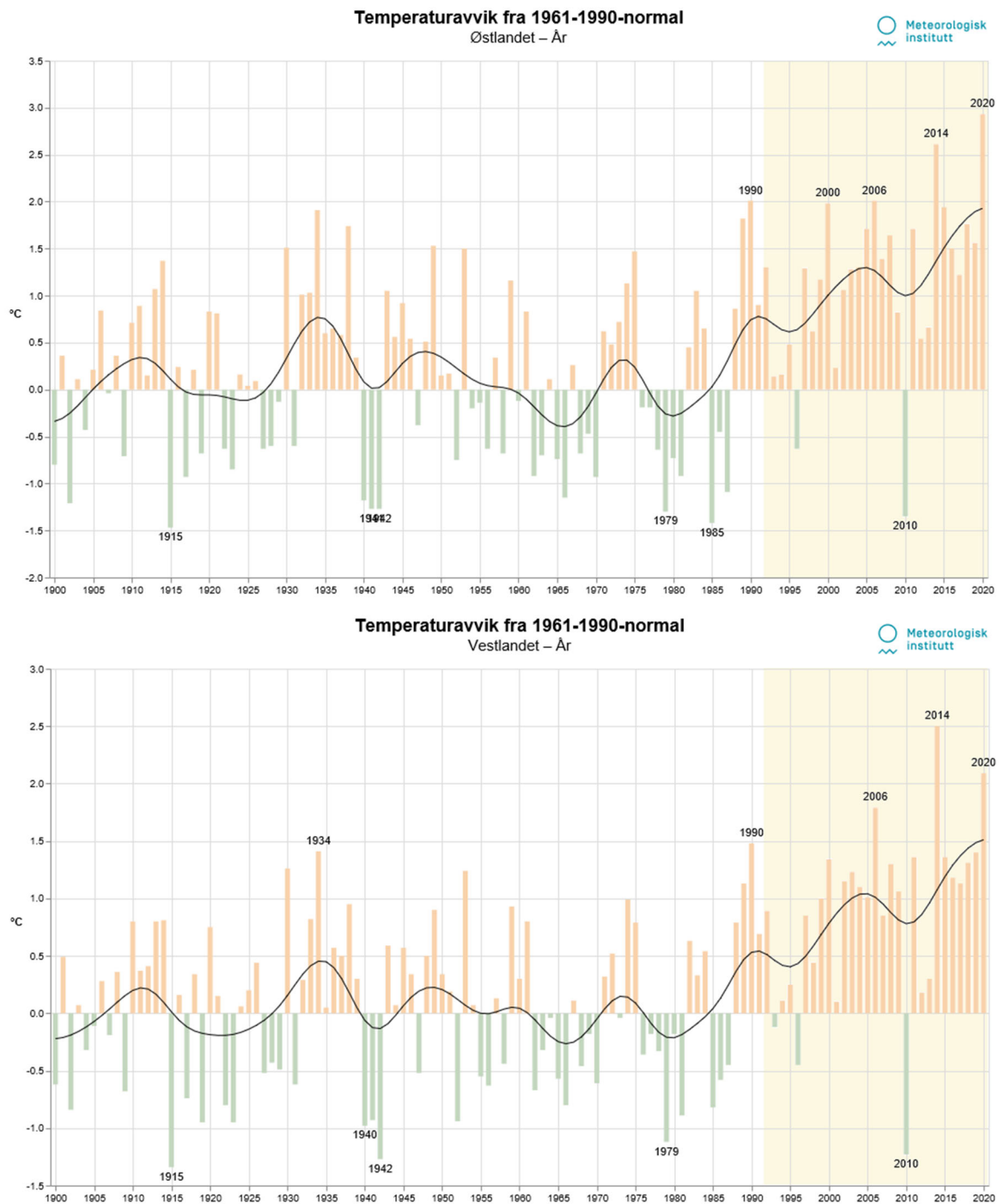
4.1 Endringer i klima på Østlandet og Vestlandet siden 1900

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 viser data fra Meteorologisk institutt avviket fra årstemperaturen i normalperioden (1961–1990) for henholdsvis Østlandet og Vestlandet (griddet middel) for årene 1900 og til 2020. Perioden i gult er overvåkingsperioden for JOVA (1991–2019). 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 1900–2020. Utjevnete trendlinjer for 10 års glidende middel er også vist.

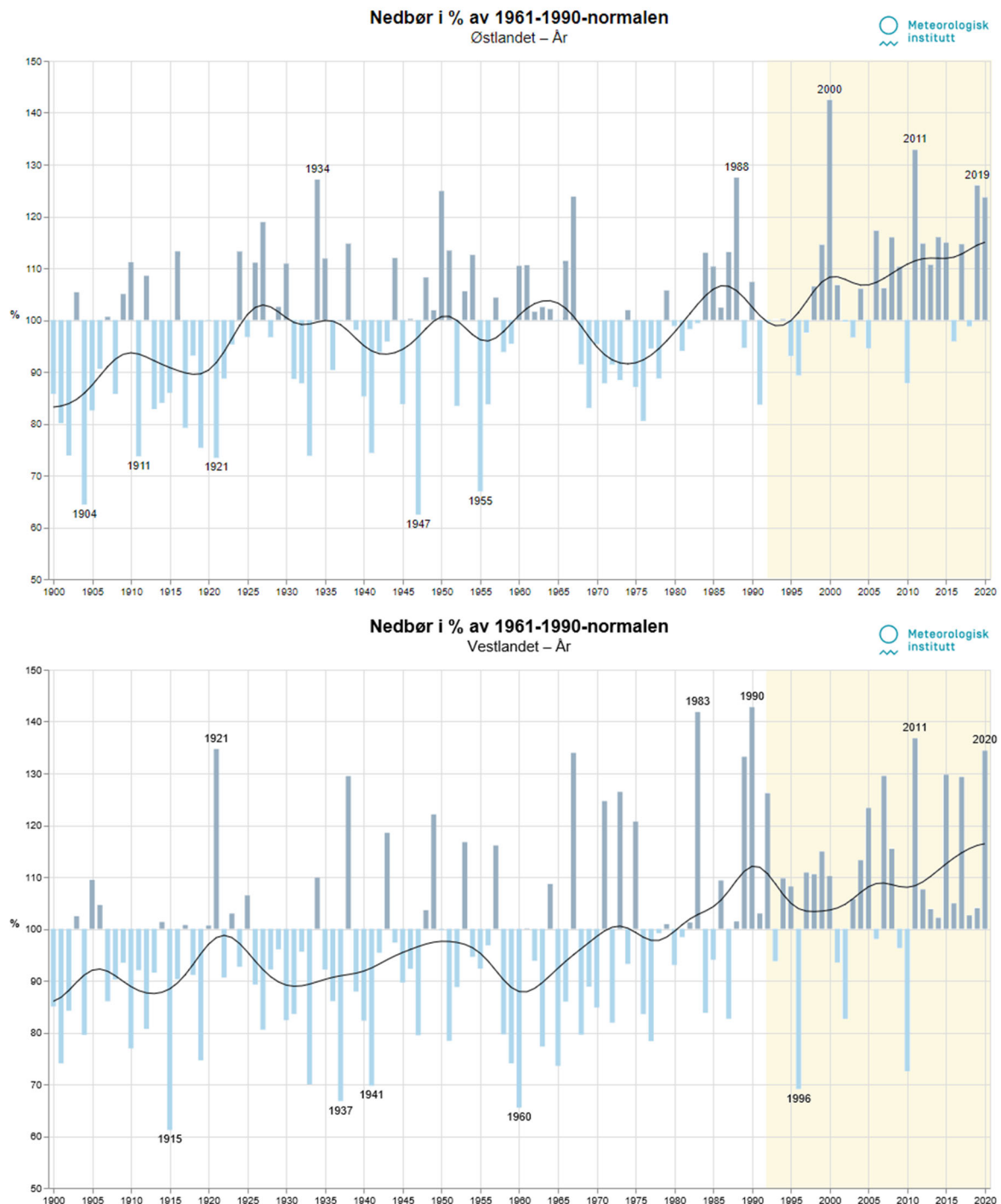
Forskjellen i temperatur i overvåkingsperioden sammenlignet med normalen varierer mye fra år til år, men det er en tydelig økning mot positivt forskjell i temperatur etter 1990, spesielt ved å betrakte trendlinjen kan en se at det har vært en stigning i temperatur-avviket i forhold til normalperioden.

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

Over lengre tidsperioder har det altså vært en stigning i både temperatur og nedbør på Østlandet og Vestlandet. Overvåkingsperioden i JOVA dekker i den sammenheng en forholdsvis kort tidsperiode hvor trender kan være vanskelige å vise 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 1900–2020. Overvåkingsperioden i JOVA er markert med gul bakgrunnsfarge. Trendlinjer for 10 år glidende middel er også vist. Kilde: met.no, 2021.



Figur 4.2. Observert årlige relativ forskjell (%) i årsnedbør i forhold til normalen (1961–1990) for regionene Østlandet og Vestlandet i perioden 1900–2020. Overvåkingsperioden i JOVA er markert med gul bakgrunnsfarge. Trendlinjer for 10 år glidende middel er også vist. Kilde: met.no, 2021.

4.2 Temperatur og nedbør i overvåkingsfeltene

Temperatur og nedbør i overvåkingperioden er høyere enn i normalperioden (1961–1990) for alle feltene. Mengde nedbør og avrenning er størst i feltene langs kysten (Vasshaglona, Skas-Heigre, Time, Naurstad og Hotran), mens innlandsfeltene har mindre avrenning (Volbu, Kolstad og Mørdre). Skuterud og Heia ligger i mellom kyst- og innlandsfelt. Gjennomsnittlig årsavrenning i hele

overvåkingsperioden varierer fra 286 mm (Volbu) til 1100 mm (Naurstad). I Vasshaglona er det registrert en økning i avrenningen, noe som forklares med økt bruk av vanning i feltet. 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 snø- og teleforhold. Sammenhengen mellom nedbør, avrenning og tap av næringsstoffer og jord er 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 om sommeren eller i vekstsesongen vil gi tilsvarende store tap.

I følge Meteorologisk institutt har det blitt mer nedbør i alle deler av Norge de siste 100 årene. I alle overvåkingsfeltene er middelverdien for nedbør for overvåkingsperiodene i hvert felt høyere enn middelverdien for normalperioden (1961–1990) (tabell 4.1). Forskjellen er størst i Naurstad og Vasshaglona (hhv. ca. 270 og 200 mm høyere nedbør i overvåkingsperioden), etterfulgt av Kolstad, Time, Skuterud og Hotran (ca. 90–140 mm høyere), og lavest i Heia, Mørdre, Volbu og Skas-Heigre (ca. 15–50 mm høyere).

Middelverdier for årlig temperatur er også høyere for overvåkingsperioden enn for normalperioden i alle overvåkingsfeltene. Forskjellen er her størst i Heia (1,6°C høyere temperatur i overvåkingsperioden enn i normalperioden), noe lavere i Vasshaglona, Volbu, Mørdre og Skuterud (1–1,3°C høyere) og lavest i Naurstad, Time, Skas-Heigre, Kolstad og Hotran (0,3–0,9°C høyere).

Tabell 4.1. Middelverdier for årlig temperatur og nedbør for alle felt i normalperioden (1961–1990), overvåkingsårene 2016/2017, 2017/2018 og 2018/2019, og for hele overvåkingsperioden frem til mai 2019.

	Temperatur årsmiddel (°C)					Årsnedbør (mm)				
	Normal	2016/ 2017	2017/ 2018	2018/ 2019	Middel	Normal	2016/ 2017	2017/ 2018	2018/ 2019	Middel
					t.o.m. 2018/ 2019					t.o.m. 2018/ 2019
Skuterud	5,3	6,9	5,8	7,9	6,3	786	711	956	786	903
Mørdre	4,0	6,2	4,7	6,9	5,1	665	478	700	553	714
Kolstad	3,6	4,9	3,6	6,4	4,3	585	557	800	611	724
Heia	5,6	7,6	6,4	9,2	7,2	829	617	856	633	883
Vasshaglona	6,9	8,8	7,9	9,8	8,2	1230	1279	1755	1251	1426
Hotran	5,0	6,3	5,1	6,7	5,3	900	1158	962	1053	993
Skas-Heigre	7,7	8,8	7,6	9,5	8,4	1243	1155	1547	1113	1257
Time	7,4	9,1	8,3	9,5	8,3	1180	1018	1430	1259	1316
Naurstad	4,5	5,9	4,9	5,8	5,4	1020	1741	1063	1549	1293
Volbu	1,6	3,9	2,4	4,0	2,9	590	536	774	687	617

I Volbu har det vært en signifikant økning i nedbørmengden gjennom overvåkingsperioden ($p < 0,05$) (figur 4.3). Det har vært signifikant økning i temperatur i feltene Mørdre ($p < 0,05$), Naurstad og Hotran ($p < 0,01$), og tendens (ikke signifikant) til økning også i Kolstad, Time og Skas-Heigre.

Av de siste tre årene var 2018/2019 det varmeste året for alle felt (tabell 4.1), og er kjent som året med tørkesommer. På årsbasis var det likevel kun to av feltene som hadde lavere nedbør i 2018/2019 enn i de to foregående årene. Nedbørmengden de siste tre årene var størst i 2017/2018 i feltene sør for Trøndelag. I Trøndelag (Hotran) og Nordland (Naurstad) var det mest nedbør i 2016/2017.

Overvåkingsåret 2016/2017 var varmere ($0,4 - 1,1^\circ\text{C}$ høyere temperatur) enn i middel for overvåkingsperioden (tabell 4.1). Dette var et tørt år i alle overvåkingsfeltene (80–300 mm lavere nedbør enn i middel for overvåkingsperioden), unntatt i Hotran og Naurstad. Det var særlig høst og tidlig vinter som var tørr i feltene på Østlandet, Sørlandet og Sørvestlandet, men til dels også sommeren. I Hotran var det særlig mye nedbør i november til januar, og i april, og total nedbør var drøyt 160 mm høyere enn i middel for overvåkingsperioden. I Naurstad var det hele 450 mm mer nedbør dette året, pga. en svært våt vinter og vår (desember til april).

Overvåkingsåret 2017/2018 var for de fleste feltene litt kaldere ($< 1^\circ\text{C}$ lavere temperatur) enn i middel for overvåkingsperioden. Dette skyldes hovedsakelig at vinteren var særlig kald i hele landet, men også at deler av sommeren var kald (juli–august i de fleste feltene). Årsnedbøren var høyere enn i overvåkingsperioden i Skuterud, Kolstad, Volbu, Time og særlig i Skas-Heigre og Vasshaglona (begge rundt 300 mm høyere nedbør). Mørdre, Heia og Hotran hadde litt lavere nedbør enn i middel for overvåkingsperioden, Naurstad betydelig lavere (230 mm lavere). Høst og tidlig vinter var en våt periode i alle felt, unntatt i Hotran og Naurstad, der det var spesielt lite nedbør i september, og også i januar–april. Feltene f.o.m. Mørdre og sørover hadde tørr februar-april.

Overvåkingsåret 2018/2019 var det varmeste av de tre årene, med temperaturer som var mellom $1 - 2^\circ\text{C}$ høyere enn middel for overvåkingsperioden for alle felt unntatt Naurstad ($0,4^\circ\text{C}$ høyere temperatur dette året). Det var særlig sommermånedene som var varme, og det startet allerede i mai. Sommeren 2018 gikk inn i historien som en av de varmeste vi har hatt i Norge siden begynnelsen av 1900-tallet. Det var også svært tørt denne sommeren, noe som gjenspeiles i at nedbøren i flere av overvåkingsfeltene var 60–250 mm lavere i 2018/2019 enn i middel for hele overvåkingsperioden. Dette gjaldt nesten alle feltene på Østlandet og alle feltene på Sørlandet og Sørvestlandet. Volbu i Valdres, Hotran i Trøndelag og Naurstad i Nordland hadde noe mer nedbør dette året enn i middel for overvåkingsperioden.

4.3 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 286 mm i Volbu til 1100 mm i Naurstad (tabell 4.2). Kun ett av nedbørfeltene, Vasshaglona, har en statistisk signifikant ($p < 0,05$) økning i avrenning gjennom overvåkingsperioden (figur 4.2). Denne økningen skyldes antakelig endring i vanningsregime i feltet.

De siste tre årene i overvåkingsperioden følger avrenningen i stor grad nedbørmengden (avsnitt 4.1). Det er likevel ikke alltid en god sammenheng, siden forholdene under de enkelte avrenningsepisodene kan variere og gi litt ulike utslag, samt at temperaturen har betydning og at det også kan være enkelte hull i nedbør- og avrenningsdata.

I de tre siste årene var avrenningen, som nedbøren, størst i 2017/2018 i feltene sør for Trøndelag og størst i 2016/2017 i Trøndelag (Hotran) og Nordland (Naurstad). Året 2018/2019 hadde med unntak av Time på tross av tørkesommeren ikke lavest avrenning for året som helhet.

I 2016/2017 var det, som for nedbør, betydelig mindre avrenning (50–260 mm mindre) enn i middel for overvåkingsperioden i alle felt, unntatt Hotran og Naurstad, der det var hhv. 150 og 300 mm mer avrenning dette året.

I 2017/2018 var det mer avrenning enn i middel for overvåkingsperioden i alle felt unntatt Hotran og Naurstad. For Østlandsfeltene var avviket mindre enn 100 mm avrenning, mens for feltene på Sørlandet, Sørvestlandet, i Trøndelag og Nordland var avviket større. Størst var avviket i Vasshaglona (450 mm mer avrenning) og Naurstad (450 mm mindre avrenning). Dette er i samsvar med avvik i nedbør for alle felt, unntatt i Mørdre, der det var litt mindre nedbør, men litt mer avrenning. Det mangler avrenningsdata for Heia dette året.

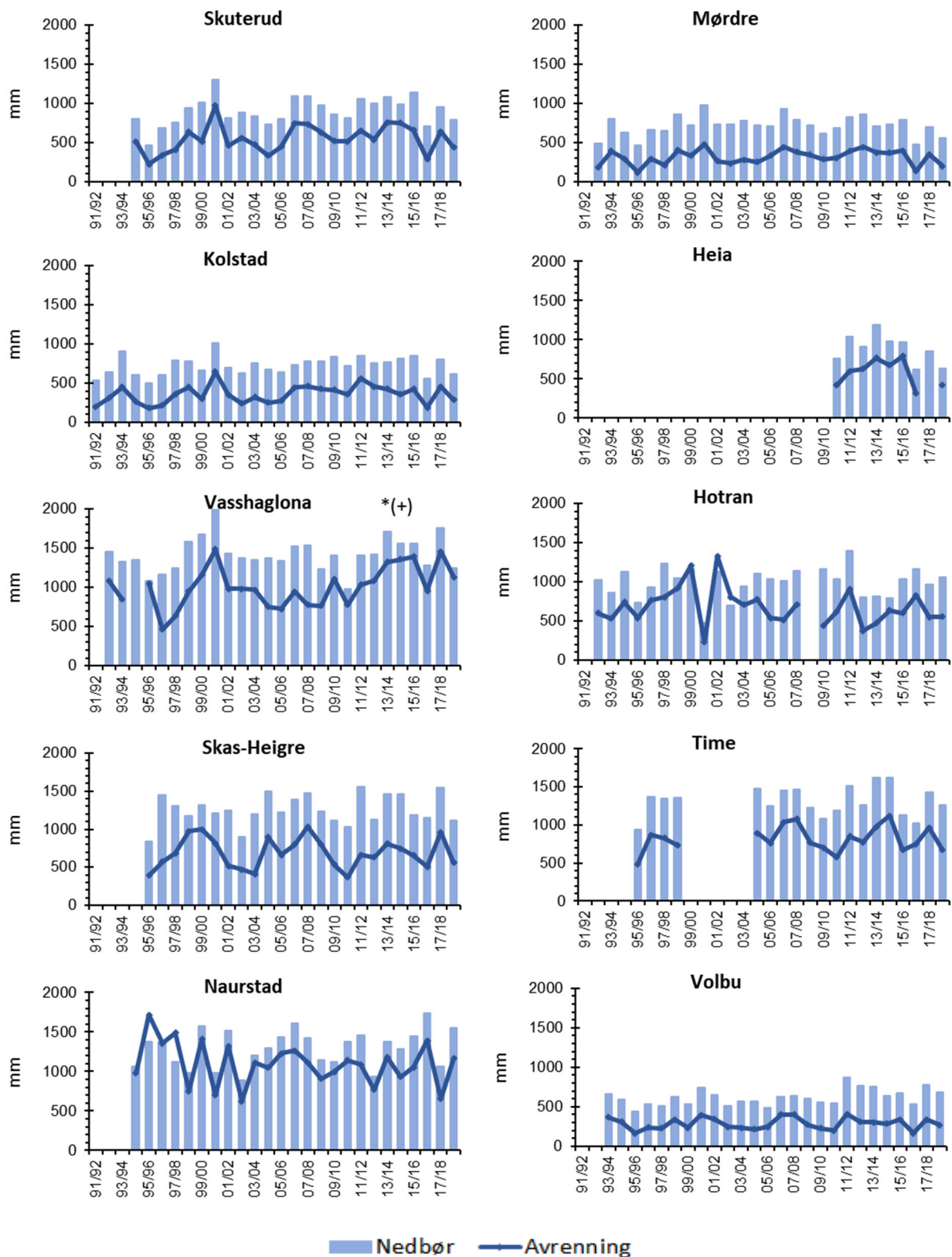
I det tørre året 2018/2019 var det mindre avrenning enn i middel for overvåkingsperioden i alle felt unntatt Vasshaglona og Naurstad. Dette er ikke helt i samsvar med avvik i nedbør, der en skulle forvente mindre avrenning i Vasshaglona, noe som forklares med utstrakt vanning i nedbørfeltet pga. tørre forhold denne sommeren.

Den beregnede evapotranspirasjonen (nedbør minus avrenning) varierer fra ca. 200 mm i Naurstad til ca. 570 mm i Skas-Heigre i gjennomsnitt for hele overvåkingsperioden (tabell 4.2). Reell evapotranspirasjon fra Naurstad er antagelig større og det lave tallet kan skyldes tilførsel av grunnvann fra arealer utenfor det som er definert som nedbørfeltet. I Vasshaglona er beregnet evapotranspirasjon underestimert pga. vanning. I Skas-Heigre-feltet er den beregnede evapotranspirasjonen høyere enn det som er forventet for dette område.

Tabell 4.2. Målt avrenning (mm) og estimert evapotranspirasjon (mm) for enkeltseongene 2017/2018 og 2018/2019 og i middel for alle år i overvåkingsperioden (inkludert 2018/2019).

	Avrenning (mm)				Evapotranspirasjon (mm)			
	2016/ 2017	2017/ 2018	2018/ 2019	Middel t.o.m. 2018/ 2019	2016/ 2017	2017/ 2018	2018/ 2019	Middel t.o.m. 2018/ 2019
Skuterud	288	641	436	550	423	315	350	353
Mørdre	133	350	201	314	344	350	352	400
Kolstad	189	456	287	361	368	344	324	363
Heia*	311	-	420	576	306	-	213	311
Vasshaglona *	961	1460	1130	1009	318	295	121	419
Hotran*	829	549	552	680	329	413	501	313
Skas-Heigre	504	959	559	686	651	589	553	572
Time	750	967	673	817	267	464	586	500
Naurstad*	1393	651	1165	1096	348	413	384	197
Volbu	164	334	269	286	372	440	419	332

*Felt hvor tall for årlig evapotranspirasjon trolig er underestimert.



Figur 4.3. Nedbør og avrenning (mm) for alle felt og år. Statistisk signifikante trender i avrenning er angitt med * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$) og *** ($p < 0,001$). (-) indikerer nedadgående trend, mens (+) indikerer oppadgående trend.

4.4 Flomfrekvens i tre av overvåkingsfeltene

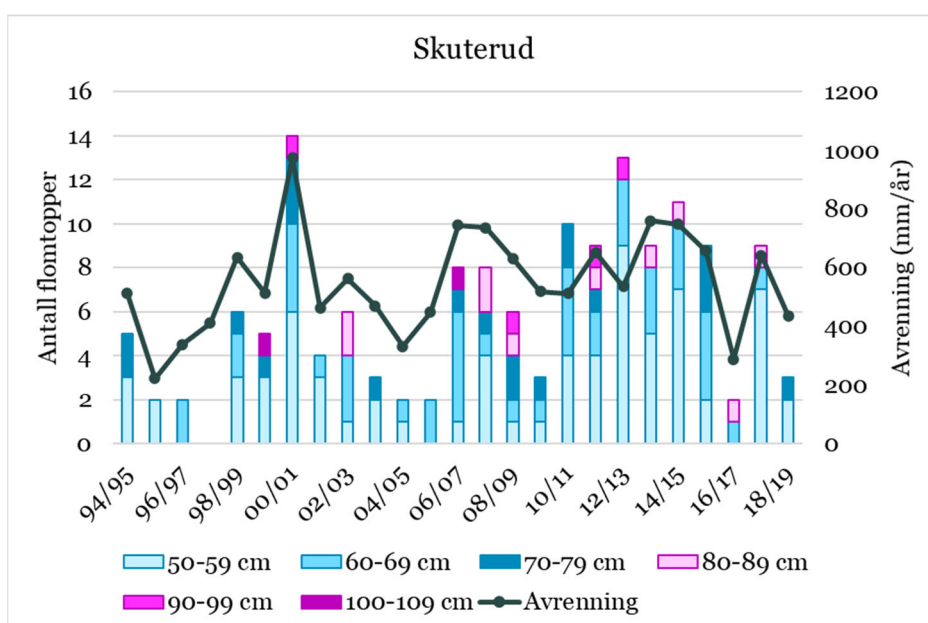
De estimerte klimaendringene for Norge tilsier at det generelt kan bli flere dager med høy nedbørintensitet til alle årstider (Hanssen-Bauer m.fl. 2015), og dessuten flere og større regnflommer og mindre smeltevannsflommer (på grunn av mindre snø i lavlandet). Mye regn konsentrert på få dager kan gi 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.

I figur 4.4, 4.5 og 4.6 er antall flomtopper per år (i overvåkingsperioden) for hver størrelsesklasse for Skuterud, Mørdre og Kolstad vist sammen med total årsavrenning. Det er god sammenheng mellom årlig nedbør, avrenning og antall flomtopper for hvert felt.

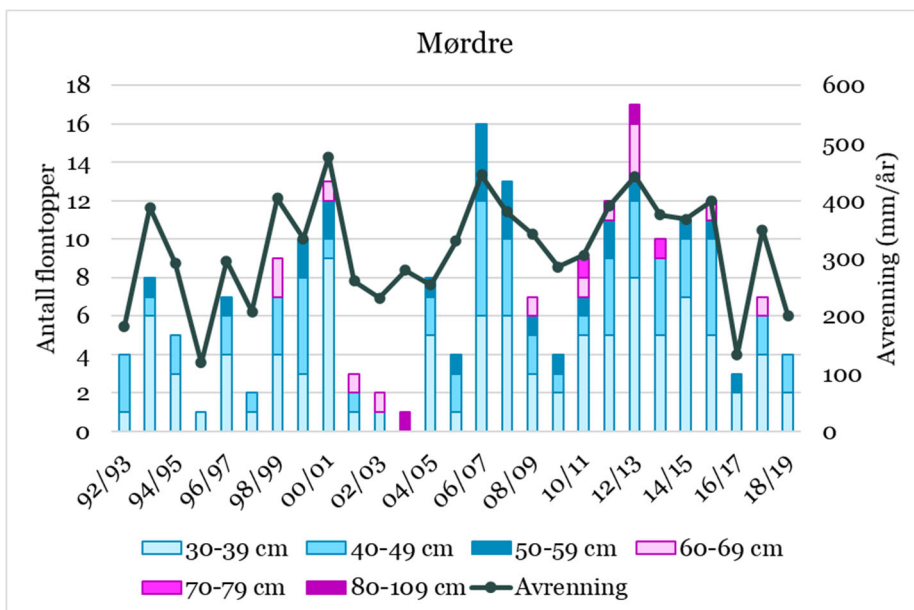
I Skuterud (figur 4.4) har antall flomtopper (>50 cm vannhøyde) per år variert fra null (sesongen 1997/1998) til 14 (sesongen 2000/2001), med 6 flomtopper som gjennomsnitt for hele overvåkingsperioden. Sesongen 2000/2001 var også året med høyest avrenning i hele overvåkingsperioden og regnes på mange måter som et ekstremår på Østlandet med 1306 mm nedbør og 974 mm avrenning i Skuterud. Det var mange flomtopper (10 eller flere) også i 2010/2011, 2012/2013 og 2014/2015. Kun to ganger i overvåkingsperioden har vannhøyden vært over 100 cm; 25.12.1999 (101 cm) og 30.9.2006 (101 cm). Antall flomtopper viser en signifikant ($p < 0,05$) økning gjennom overvåkingsperioden.

I Mørdre (figur 4.5) har antall flomtopper (>30 cm vannhøyde) per år variert fra én (sesongen 2003/2004) til 17 (sesongen 2012/2013), med 7 flomtopper som gjennomsnitt for hele overvåkingsperioden. Høyeste flomtopp ble registrert 18.3.2004 (108 cm). Det var den eneste flomtoppen denne sesongen. Nest høyeste flomtopp ble registrert 18.4.2013 (81 cm). Setter man samme grenseverdi som for Skuterud, 50 cm, blir det i gjennomsnitt bare to flomtopper, og et variasjonsområde på 0-5 flomtopper. Det er ikke påvist en økning i antall flomtopper gjennom overvåkingsperioden.

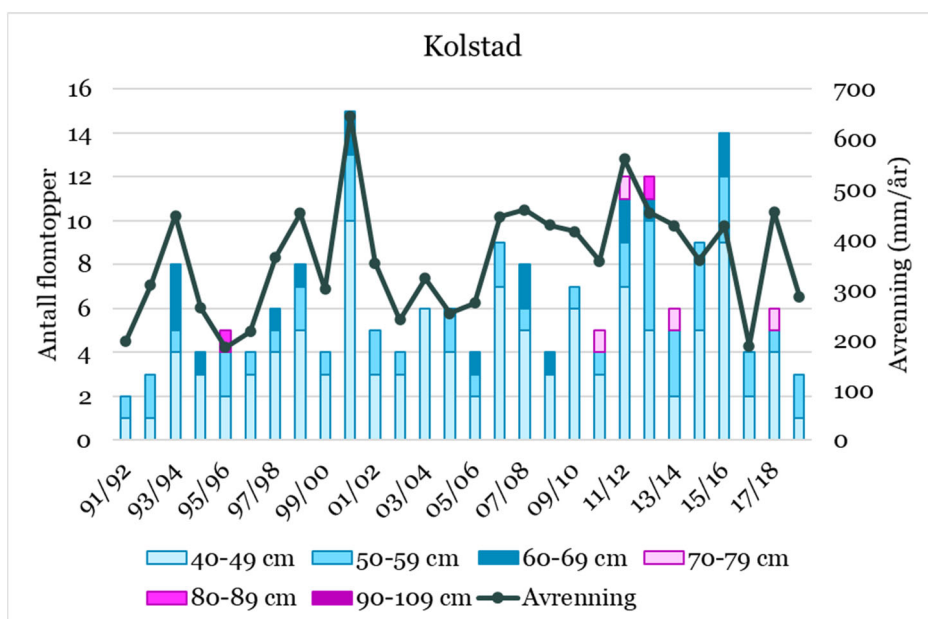
I Kolstad (figur 4.6) har antall flomtopper (>40 cm vannhøyde) per år variert fra to (sesongen 1991/1992) til 15 (sesongen 2000/2001), med 7 flomtopper som gjennomsnitt for hele overvåkingsperioden. De høyeste flomtoppene ble registrert 18.4.1996 (81 cm) og 17.4.2013 (87 cm). Det er ikke påvist økning i antall flomtopper gjennom overvåkingsperioden.



Figur 4.4. Antall flomtopper per år for hver størrelsesklasse for Skuterud i perioden 1994–2019 plottet sammen med årsavrenning.



Figur 4.5. Antall flomtopper per år for hver størrelseklasse for Mørdre i perioden 1992–2019 plottet sammen med årsavrenning.



Figur 4.6. Antall flomtopper per år for hver størrelseklasse for Kolstad i perioden 1991–2019 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, nedbør, avrenningsmengde og -mønster har stor betydning for både konsentrasjoner og tap av partikler og næringsstoffer, men vannkvaliteten påvirkes også av jordart, topografi og jordbrukets driftspraksis. Effekten i resipienten påvirkes av sesongvariasjoner i tapene og samtidig har været også betydning for responsen i selve 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. Det er fosforkonsentrasjonen som har størst betydning for risiko for eutrofiering i innsjøer. 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, 2018). Tilsvarende for nitrogen er grenseverdien for god vannkvalitet i elver i lavlandet om lag 0,4-0,7 mg TN/L. Grensen for nitrogenkonsentrasjon i drikkevann er 11,3 mg TN/L. Jordbruksbekkene brukes imidlertid normalt ikke til drikkevann. Nitrogentapene kan bidra til eutrofiering av marine områder. Tilstandsformen på næringsstoffene (løst eller partikkelbundet) har betydning for effekten på vannkvalitet, men på grunn av risiko for omsetning mellom de ulike tilstandsformene i blandprøvene 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

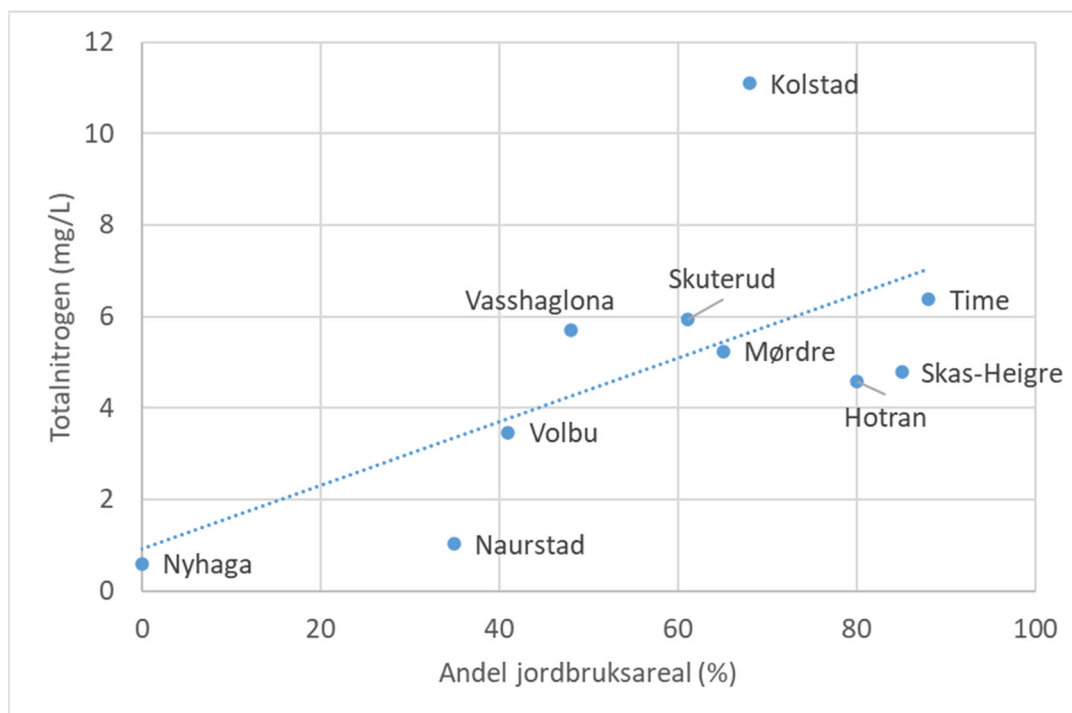
5.1.1 Konsentrasjoner

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). De fleste andre feltene har nitrogenkonsentrasjoner i avrenningen i størrelsesorden 4,5-6,5 mg N/L. Det gjelder både kornfeltene Skuterud og Mørdre, grønnsaksfeltet Vasshaglona, korn- og engfeltet Hotran og engfeltene Time og Skas-Heigre. Utenom Naurstad er det lav nitrogenkonsentrasjon (3,5 mg/L) i engfeltet Volbu. Den gjennomsnittlige nitrogenkonsentrasjonen i Nyhaga er på 0,6 mg/L. Nyhaga er et delfelt i Volbu med skog og utmark der det er ikke er dyrka mark og Nyhaga kan brukes som referanse for naturtilstand.

I de fleste feltene utgjør nitrat-nitrogen en stor andel av totalnitrogenet (72–86 %). Unntakene er Naurstad og Nyhaga (skog- og utmarksfeltet i Volbu), hvor nitrat-nitrogen kun utgjør henholdsvis 35 % og 33 % av totalnitrogenet. Naurstad er dominert av myrjord og Nyhaga er et felt med skog. I disse feltene utgjør ammonium-nitrogen og organisk bundet nitrogen en større andel av totalnitrogenet.

Generelt forventes det at andel jordbruksareal i nedbørfeltene har stor betydning for nitrogenkonsentrasjonen; jo høyere andel jordbruksareal jo høyere nitrogenkonsentrasjon (Stålnacke m.fl., 2009). Andre forhold som f.eks. jordtype, jordbruksdrift og klima har i midlertid også betydning for nitrogenkonsentrasjonen og sammenhengen er derfor ikke entydig (figur 5.1). Figur 5.1 viser at feltet uten jordbruk (Nyhaga) har lavere nitrogenkonsentrasjon enn de øvrige feltene.

Andre viktige faktorer/prosesser i tillegg til andel jordbruksareal som påvirker nitrogenkonsentrasjonen er f.eks. avrenningsmengde (fortynning), nitrogenprosessene i jorda (mineralisering, denitrifikasjon, mikrobiell immobilisering, nitrogenfiksering), opptak i planter, jordsmonn mht. risiko for utvasking og makroporer i jorda, kunstig drenering og tilførsel av nitrogen i form av gjødsel og som nitrogen i nedbør.



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

Tabell 5.1. Vannføringsveide konsentrasjoner av suspendert stoff, gløderest av suspendert stoff, totalfosfor, løst fosfat, totalnitrogen og nitrat-nitrogen for overvåkingsperioden til og med april 2019.

	Suspendert stoff mg SS/L	Gløderest mg SS/L	Totalfosfor µg P/L	Løst fosfat µg P/L	Totalnitrogen mg N/L	Nitrat-nitrogen mg N/L
Skuterud**	113	99	268	53	5,9	4,6
Mørdre***	410	384	627	63	5,2	3,9
Kolstad	41	34	122	39	11	9,5
Vasshaglona	73	56	351	55	5,7	4,5
Hotran*	268	315	340	58	4,6	3,5
Skas-Heigre*	12	7,5	135	44	4,8	3,7
Time	12	6,9	199	76	6,3	4,6
Naurstad	26	21	117	57	1,0	0,35
Volbu	24	20	73	28	3,5	2,7
Nyhaga (delfelt i Volbu)	4,6	3,7	14,2	3,6	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 *fra 1999 for suspendert stoff, gløderest og totalfosfor

Den svært lave gjennomsnittskonsentrasjonen av nitrogen i Naurstad kan skyldes flere forhold, bl.a. fortykning med mye nedbør, denitrifikasjon pga. vått klima og myrjord, forholdsvis lavt gjødslingsnivå (nitrogenbalanse på +2,9 kg N/daa), samt evt. mikrobiell immobilisering. Eng og beite bidrar til forlenget periode med opptak av nitrogen i planter og lite jordarbeiding begrenser mineraliseringen.

Også i Volbu er det lav gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjon (3,5 mg N/L). Her er det sandjord, som i utgangspunktet kan ha høy risiko for utvasking av nitrogen, men med negativ nitrogenbalanse (-1,2 kg N/daa) blir det lite nitrogen tilgjengelig for utvasking. Feltet ligger dessuten i et område, med kjølig og tørt klima som til dels reduserer mineraliseringen. Eng og beite bidrar også her til forlenget periode med opptak av nitrogen i planter, og lite jordarbeiding begrenser mineraliseringen.

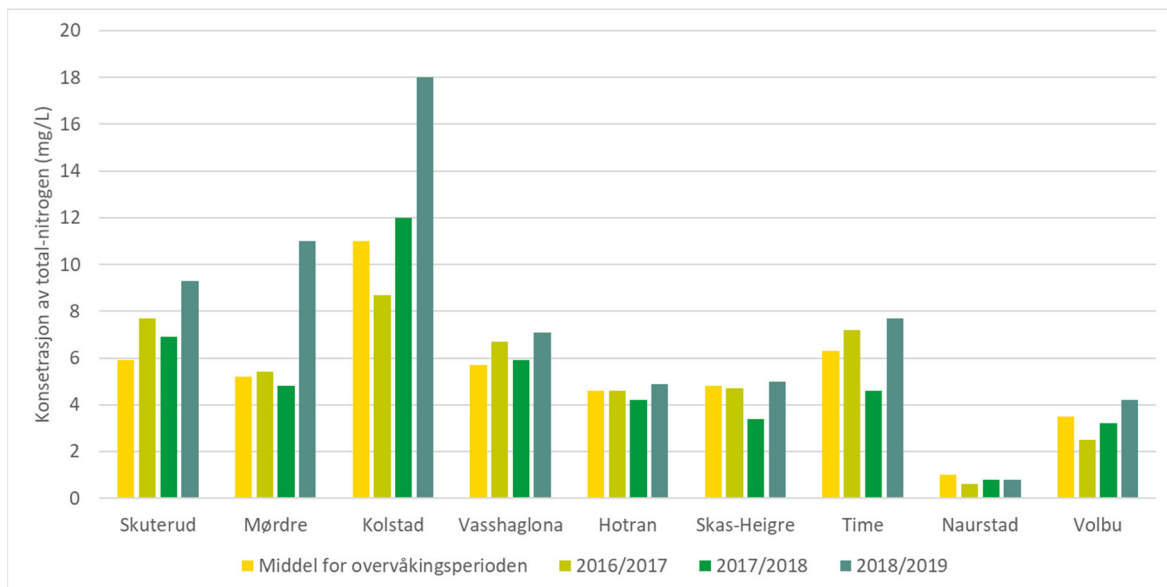
Den høye nitrogenkonsentrasjonen i Kolstad (gjennomsnittlig 9,5 mg/L) kan bl.a. skyldes et forholdsvis stort nitrogenoverskudd (+6,7 kg N/daa i gjennomsnitt) som følge av høy husdyrtetthet og mye husdyrgjødsel spredd i feltet. I grøfteavrenning fra småfeltet Bye som ligger i samme område, er det imidlertid målt høyere gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjon (17 mg N/L) på tross av at nitrogenbalansen er mye lavere (+2,8 kg N/daa). Derfor er det sannsynlig at det er flere forhold enn nitrogenbalansen som påvirker nitrogenkonsentrasjonene her. Tilgjengelig nitrogen vaskes lett ut gjennom drenert sandjord og lettleire og der vann transporteres via matrikstransport i jordprofilen tar det med seg nitrat fra jordvannet. Jordarbeiding bidrar dessuten til å fremme mineralisering.

Vasshaglona er dominert av en type jordsmonn (mye sandjord) som kombinert med drift (potet, grønnsaker, mye jordarbeiding og åpen jord) og forholdsvis høy gjennomsnittstemperatur gjør feltet utsatt for mineralisering og utvasking av nitrogen. I tillegg blir det tilført mye nitrogengjødsel, men nitrogenbalansen er ikke beregnet for feltet da bortført mengde nitrogen i avling er ukjent for en rekke grønnsaker. Gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjon er høy (5,7 mg N/L), men lavere enn i Kolstad. Det fuktige klimaet og mye avrenning bidrar til fortykning.

Kornfeltene Skuterud og Mørdre har tilsvarende nitrogenkonsentrasjoner (hhv. 5,9 og 5,2 mg N/L) som potet- og grønnsaksfeltet Vasshaglona (5,7 mg N/L). Nivåene i Skuterud og Mørdre forklares ved en kombinasjon av nitrogenbalansen (hhv. +5,9 og +5,2 kg N/daa), klima (det er litt tørrere og kaldere klima i Mørdre enn i Skuterud) og jordsmonn (leirjord dominerer i Skuterud, siltjord dominerer i Mørdre). Lavere nitrogenkonsentrasjoner i Skuterud og Mørdre enn i Kolstad henger sammen med at både Skuterud og Mørdre har både fuktigere klima (mer denitrifikasjon), mer leire (med makroporetransport) og lavere nitrogenbalanse enn i Kolstad.

Engfeltene Time og Skas-Heigre har nitrogenkonsentrasjoner (hhv. 6,3 og 4,8 mg N/L) på samme nivå som i Skuterud, Mørdre og Vasshaglona, og lavere enn i Kolstad. I Time tilføres store mengder nitrogengjødsel, men nitrogenbalansen er ikke kjent. Jordsmonnet i Time og Skas-Heigre er på en stor del av arealet sandjord, med høy risiko for nitrogenutvasking, men det fuktige klimaet med stor fortykning og antakelig denitrifikasjon bidrar til lavere konsentrasjoner sammenlignet med kornfeltene på Østlandet. Videre er det eng og plantedekke gjennom hele vinteren i disse feltene, og dermed en lang periode med opptak av nitrogen. Lite jordarbeiding begrenser mineraliseringen. Kanskje er lavere nitrogenkonsentrasjoner i Skas-Heigre enn i Time et resultat av større utbredelse av myrjord med denitrifikasjon i Skas-Heigre. Det kan også være av betydning at Skas-Heigre er et betydelig større felt enn Time, noe som gir større transportavstand, lengre oppholdstid og dermed mer tid til denitrifikasjon.

Hotran domineres av kornproduksjon, men har også mye grasproduksjon. Her er nitrogenkonsentrasjonen (4,6 mg N/L) lavere enn i de andre kornfeltene og i engfeltet Time, men på samme nivå som i engfeltet Skas-Heigre. Gjennomsnittlig avrenning (680 mm) er den samme som i Skas-Heigre. Klimaet er fuktig og litt kjølig. Feltet er heterogent mht. jordsmonn, men domineres av leirjord. Dermed kan det antas at noe av årsaken til relativt lave nitrogenkonsentrasjoner her er denitrifikasjon og fortykning. Som i Skas-Heigre, kan størrelsen på feltet gi større transportavstand, lengre oppholdstid og dermed mer tid til denitrifikasjon.



Figur 5.2. Nitrogenkonsentrasjoner i overvåkingsfeltene, i gjennomsnitt for overvåkingsperioden og for de siste tre årene.

I 2016/2017 var det lav nitrogenkonsentrasjon i Kolstad. Det kan antakelig tilskrives bl.a. at både nitrogenbalanse (+3,7 kg N/daa) og andel areal jordarbeidet om høsten (16 %) var på laveste registrerte nivå i overvåkingsperioden. Lavere nitrogenbalanse kan også være forklaring på lavere konsentrasjoner i Naurstad og Volbu. Nitrogenbalansen var lavere enn gjennomsnittet også i Mørdre og Skuterud. Likevel var nitrogenkonsentrasjonen så vidt høyere i Mørdre og betydelig høyere i Skuterud. Sammen med værforholdene (varmere og tørrere) kan jordarbeiding om høsten på mye av arealene (64 % i Mørdre og 89 % i Skuterud) være en medvirkende årsak, ettersom jordarbeiding fremmer mineralisering.

I 2017/2018, var nitrogenkonsentrasjonene 0,2-1,8 mg/L lavere enn gjennomsnittet for de fleste feltene, unntatt Skuterud, Kolstad og Vasshaglona, der nitrogenkonsentrasjonen var 0,2-1 mg/L høyere enn gjennomsnittet. Av de fem feltene der nitrogenbalanse er beregnet, var den høyere enn gjennomsnittet kun i Skuterud, og kan dermed ha bidratt til høyere nitrogenkonsentrasjon dette året i Skuterud. Lavere andel jordarbeiding om høsten (40 %) enn gjennomsnittet for Skuterud kan ha gitt lavere mineralisering, men denne effekten motvirkes antakelig av at det samtidig var mye mindre areal med vekster (høstkorn og gras) som aktivt tar opp nitrogen utenom vekstsesongen (til sammen 16 % av arealet, sammenliknet med 34 % av arealet i gjennomsnitt for overvåkingsperioden).

I 2018/2019, som var preget av en svært varm og tørr sommer, var nitrogenkonsentrasjonene høyere enn gjennomsnittet i alle felt unntatt Naurstad, der nivået var omtrent likt gjennomsnittet (figur 5.2). Forskjellen var særlig stor i Kolstad, Mørdre, Skuterud og Vasshaglona (1,4-7 mg/L høyere enn gjennomsnittet). Tørken virket negativt på nitrogenopptak i gras og korn denne sommeren og det ble svært lave avlinger (ikke vist), noe som resulterte i høyere nitrogenbalanse enn gjennomsnittet i kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad på tross av at det ble gjødslet med mindre nitrogen det året enn gjennomsnittet. De høye nitrogenkonsentrasjonene høsten og vinteren 2018/2019 henger også sammen med en relativt stor andel jordarbeiding høsten 2018, blant annet på grunn av gode forhold for såing av høstkorn etter tidlig høsting og tørre forhold.

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). Det er stor variasjon mellom feltene, fra om lag 2 til 10 kg N/daa

jordbruksareal. Forskjellene i nitrogentap følger direkte av forskjeller i kombinasjonen av avrenningsmengde og nitrogenkonsentrasjoner mellom feltene. Faktorer som påvirker nitrogenkonsentrasjonene (klima, gjødsling/nitrogenbalanse, drift og jordsmonn) har også betydning for nitrogentapene.

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*	4,9	2,0-6,9	3,8	1,8-6,1
Mørdre	2,4	1,1-3,7	1,7	0,8-3,2
Kolstad	5,5	2,3-9,7	4,7	2,0-8,2
Vasshaglona	9,4	4,4-14,5	7,4	3,8-11,0
Hotran	5,0	1,2-10,9	3,8	0,9-8,1
Skas-Heigre	3,8	2,2-6,3	3,0	1,6-4,9
Time	5,8	2,9-8,3	4,2	2,0-6,6
Naurstad	2,7	1,2-4,4	0,9	0,3-2,0
Volbu	2,0	1,0-4,2	1,6	0,7-2,9

**utløp fangdam*

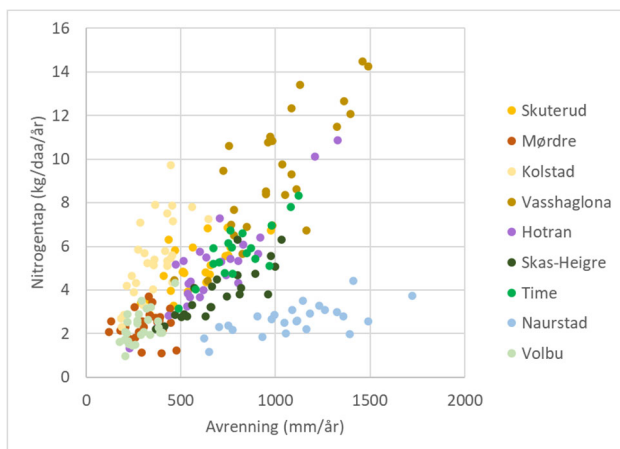
De laveste nitrogentapene er målt i Mørdre, Volbu og Naurstad (2–3 kg N/daa), de to siste med ekstensiv jordbruksdrift. I Mørdre er nitrogentapet lavt pga. lite avrenning, selv om nitrogenkonsentrasjonen er middels til høy. I Naurstad er det mye avrenning (ca. 1100 mm/år), men nitrogenkonsentrasjonen er så lav at også nitrogentapet blir lavt. I Volbu er det lavt nitrogentap fordi både avrenning (ca. 300 mm/år) og nitrogenkonsentrasjon er lav.

Nitrogentapet er høyest i potet- og grønnsaksfeltet Vasshaglona (9,4 kg N/daa). I Vasshaglona gir høy avrenning (ca. 1000 mm/år) kombinert med middels nitrogenkonsentrasjon høye nitrogentap.

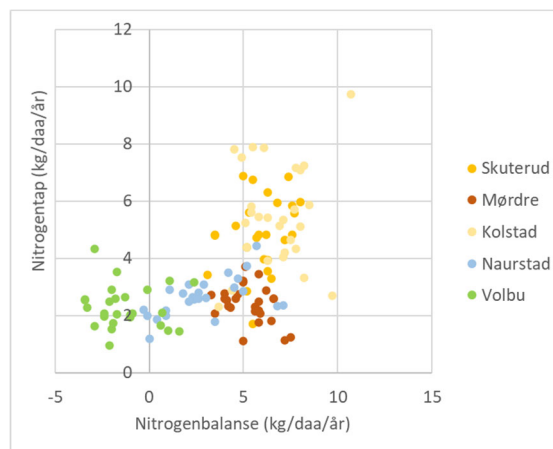
Feltene med middels høyt nitrogentap (ca. 4–5,5 kg N/daa) er Skuterud og Kolstad på Østlandet, Skas-Heigre og Time på Jæren og Hotran i Trøndelag. I Skas-Heigre er nitrogentapet lavest (3,8 kg N/daa) blant disse feltene, selv om Skas-Heigre har betydelig avrenning (ca. 700 mm/år), pga. relativt lav nitrogenkonsentrasjon. Time har til sammenlikning høyere nitrogentap (5,8 kg N/daa) enn Skas-Heigre, pga. mer avrenning (ca. 800 mm/år), og særlig pga. høyere nitrogenkonsentrasjon. Kornfeltet Kolstad, som har den høyeste nitrogenkonsentrasjonen av feltene, har middels nitrogentap (5,5 kg N/daa) pga. lav avrenning (ca. 360 mm/år). Skuterud og Hotran har lavere nitrogentap (ca. 5 kg N/daa i begge felt) enn Kolstad. For begge felt skyldes det lavere nitrogenkonsentrasjon (5,6 mg N/L i Skuterud og 4,9 mg N/L i Hotran) kombinert med høyere avrenning (ca. 550 mm/år i Skuterud og 680 mm/år i Hotran).

Mens forskjeller i nivå på nitrogentap mellom de ulike feltene bestemmes av et samspill mellom ulike faktorer, er variasjonen mellom år for et enkelt felt i hovedsak er bestemt av avrenningsmengden. Det er god sammenheng mellom nitrogentapet og avrenningsmengden de enkelte årene for de fleste feltene unntatt to felt (Mørdre og Volbu), som har lave nitrogentap og lite avrenning (figur 5.3). Alle

felt har relativt stor spredning i nitrogentap, men sammenhengen mellom tap og avrenning er dårligere i felt med lite avrenning.



Figur 5.3. Avrenning (mm) og årlige nitrogentap (kg/daa jordbruksareal) for alle felt og alle år.

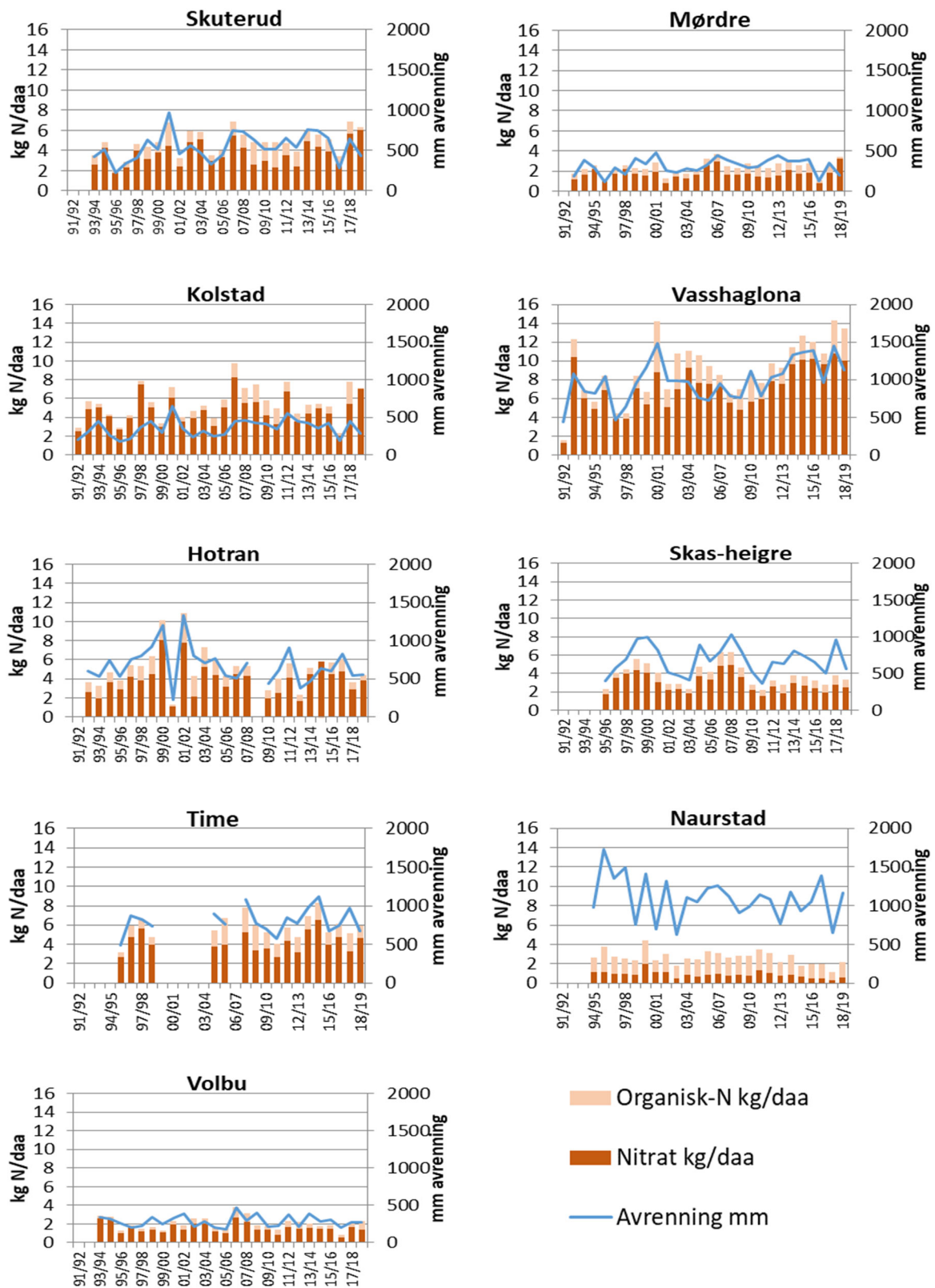


Figur 5.4. Effekten av årlige nitrogenbalanser på nitrogentap (kg/daa) i hvert av feltene.

Det er vist at en økning i nitrogenbalansen gir økt risiko for nitrogentap (Goulding, 2000). Overvåkingsfeltene viser den samme tendensen, men det er ikke en entydig sammenheng mellom årlige nitrogenbalanser og årlige nitrogentap overvåkingsfeltene (figur 5.4). Det skyldes flere forhold. Nitrogentapet det enkelte år er sterkt avhengig av avrenningsmengden det året (figur 5.3). Dessuten har nitrogenbalansene en langsiktig effekt på nitrogeninnholdet i jorda og nitrogenkonsentrasjonene det enkelte år er sterkt påvirket av været. Trendene i nitrogenbalanse som er registrert for 5 av 8 overvåkingsfelt 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 overvåkingsfelt er det vist at for tre danske overvåkingsfelt med langtidstrender med kraftig reduserte nitrogenbalanser er nitrogenkonsentrasjonene tydelig redusert (Bechmann et al., 2014).

De to siste årene (2017/2018 og 2018/2019) var nitrogentapene på Sør- og Østlandet (Skuterud, Mørdre, Kolstad og Vasshaglona) særlig høye (figur 5.5). I 2017/2018 var høy avrenning årsaken til de høye nitrogentapene, mens det i 2018/2019 var høye konsentrasjoner som bidro til de høye tapene i disse feltene.

I 2016/2017 var det lavere nitrogentap enn gjennomsnittet i de fleste feltene, noe som hovedsakelig forklares ved at også avrenningen var lavere enn gjennomsnittet dette året samtidig som nitrogenkonsentrasjonene stort sett var lavere enn eller omtrent like som gjennomsnittet.



Figur 5.5. 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.

5.2 Fosfor- og partikkelavrenning

5.2.1 Konsentrasjoner

Gjennomsnittlig konsentrasjon av partikler (suspendert stoff) i avrenningen varierer fra 12 mg SS/L i Skas-Heigre og Time til 410 mg/L i Mørdre (tabell 5.1). Forskjeller mellom feltene forklares hovedsakelig ved erosjonsrisikoen, som avhenger av klima, topografi, jordsmonn og jordas overflatetilstand (vekst og jordarbeiding).

Høye konsentrasjoner i Mørdre og Hotran (hhv. 410 og 268 mg SS/L) skyldes at feltene ligger i områder med marine avsetninger med stedvis stor erosjonsrisiko. Årsakene til stor erosjonsrisiko er høyt innhold av leir og/eller silt i jorda. Leirjord kan være tett, med lav infiltrasjonskapasitet og høy risiko for at det dannes overflateavrenning og makroporetransport. Kunstig drenert leirjord har betydelig risiko for transport av partikler via makroporer til grøftesystemet. Siltjord og leirjord med høyt siltinnhold har høy eroderbarhet pga. lav kohesjon (svak binding mellom partiklene).

Både i Mørdre og Hotran er det betydelig areal med bakkeplanert jord (bakkeplanering foretatt på 1960–70-tallet), som ofte har dårlig jordstruktur og derfor er tett, og som har lavt moldinnhold og dermed høy eroderbarhet. Bakkeplanert areal har ofte også mange forsenkninger/søkk/dråg der vann samler seg og fører til drågerosjon. Dessuten brukes mye av jorda til kornproduksjon/åpen åker, med til dels mye jordarbeiding om høsten, noe som gjør jorda erosjonsutsatt utenom vekstsesongen.

Kornfeltet Skuterud og grønnsaksfeltet Vasshaglona har også forholdsvis høye partikkelkonsentrasjoner (hhv. 113 og 73 mg SS/L). I Skuterud er det middels erosjonsrisiko pga. kombinasjonen av leirjord og bølgende terreng med til dels betydelig hellingsgrad og hellingslengde, samt dråg i terrenget. Kornproduksjonen medfører jordarbeiding og dels manglende plantedekke utenom vekstsesongen. Vasshaglona er et ganske flatt felt, men mye nedbør på noe erosjonsutsatte jordtyper (mest sand, noe leirjord) og intensiv grønnsaksproduksjon gir betydelig risiko for erosjon pga. åpen jord i store deler av året.

Kornfeltet Kolstad er i likhet med de andre kornfeltene noe erosjonsutsatt pga. jordarbeiding og mangelfullt plantedekke utenom vekstsesongen, men totalt sett er det lavere erosjonsrisiko her pga. tørrere og mer stabilt klima og mindre eroderbare jordtyper (sandjord og lettleire med betydelig moldinnhold). Dermed blir partikkelkonsentrasjonene i Kolstad forholdsvis lave (41 mg SS/L i gjennomsnitt).

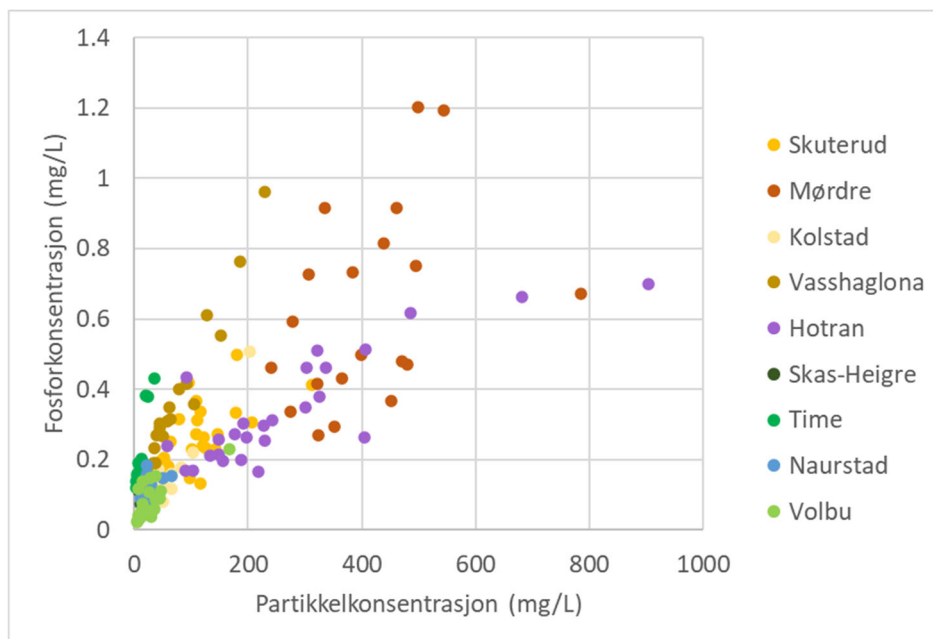
Gjennomsnittlig konsentrasjon av partikler er lav (12 mg SS/L) i avrenningen fra overvåkingsfeltene med gras på Jæren (Time og Skas-Heigre), i Valdres (Volbu, 24 mg SS/L) og Nordland (Naurstad, 26 mg SS/L), siden det er lite erosjon fra grasarealer. Konsentrasjonen er enda lavere (5 mg SS/L) i avrenningen fra skogsdelfeltet i Volbu (Nyhaga).

Fosforkonsentrasjonen er, som partikkelkonsentrasjonen, høyest i avrenningen fra arealer med åpen åker. For bekkene under ett er det forholdsvis god sammenheng mellom gjennomsnittskonsentrasjonen av partikler og av totalfosfor (figur 5.6).

Gjennomsnittskonsentrasjonen av totalfosfor i avrenning fra overvåkingsfeltene varierer fra 73 µg P/L i Volbu til 627 µg P/L i Mørdre (tabell 5.1). Som for partikler er det også målt høy fosforkonsentrasjon i Hotran (gjennomsnittskonsentrasjon 340 µg P/L). Det grønnsaksdominerte feltet Vasshaglona har gjennomsnittskonsentrasjon av totalfosfor (351 µg/L) i samme størrelsesorden som Hotran. I Vasshaglona er det mer fosfor i forhold til partikler enn i de andre feltene (figur 5.6). Høy fosforstatus i jorda etter mange års potet- og grønnsaksproduksjon bidrar til høyere fosforinnhold i eroderte partikler. Samme tendens, om enn ikke så tydelig pga. generelt lavere variasjonsområde for partikkelkonsentrasjoner, ser vi i ett av feltene med intensiv husdyrproduksjon, f.eks. Time.

Løst fosfat (tabell 5.1) utgjør mellom 10 og 50 % av totalfosfor i feltene. Andel løst fosfat er lavest i feltene med åpen åker (10-30 %), spesielt i Mørdre. I felt der husdyrproduksjon er viktig er

forholdstallet høyere og ligger på 30-40 %. Det gjelder både ved intensiv og ekstensiv husdyrproduksjon. Andel løst fosfat er aller høyest i Naurstad. Det forklares ved at det er myrjord, som i liten grad binder fosfor, i feltet.

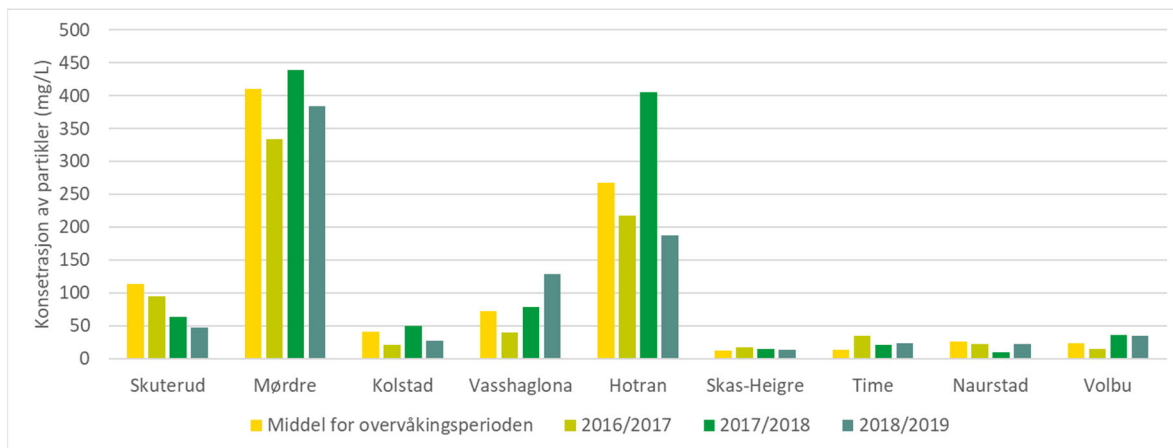


Figur 5.6. Sammenhengen mellom konsentrasjon av partikler og fosfor i avrenningen fra overvåkingfeltene.

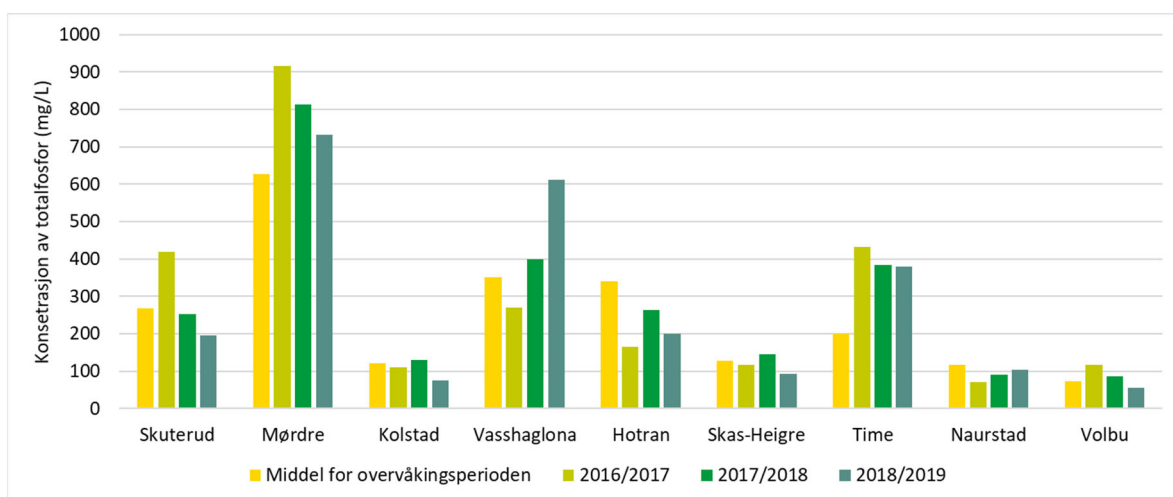
I de fleste feltene utgjør gløderesten (mineralmateriale i suspendert stoff) en høy andel av totalt suspendert stoff (om lag ca. 80–100 %) (tabell 5.1). I Time og Skas-Heigre utgjør imidlertid gløderesten bare ca. 50-60 % av totalt suspendert stoff. Det kan skyldes anrikning av organisk materiale i erosjonsprosessen ved lav erosjon. Andre forklaringer kan være at det dyrkes gras og brukes mye husdyrgjødsel i disse feltene og husdyrgjødsel kan bidra til økt organisk innhold i avrenningen. Moldinnholdet i jorda er dessuten høyere ved dyrking av gras enn korn, og eroderte partikler vil ha noe høyere organisk innhold i disse feltene.

De siste tre årene har konsentrasjonene av partikler (figur 5.7) og fosfor (figur 5.8) variert i forhold til gjennomsnittet. Pga. komplekse årsaksforhold, der transporten av både partikler og fosfor i stor grad styres av enkelte avrenningsepisoder, er det ikke alltid en direkte sammenheng mellom hvordan partikkelkonsentrasjoner på den ene siden og fosforkonsentrasjoner på den andre siden forholder seg til gjennomsnittet.

I engfeltet Time var både partikkel- og fosforkonsentrasjoner mer enn dobbelt så høye som gjennomsnittet alle de tre siste årene. Forklaringen på høye fosforkonsentrasjoner ligger delvis i høyere erosjon enn vanlig. Avrenningen var da lavere i to av årene, og høyere i ett av årene (2017/2018). Fosforgjødslingen var noe høyere enn gjennomsnittet i 2016/2017, men lavere i de to påfølgende årene. I 2018/2019 var konsentrasjonen sterkt påvirket av høy konsentrasjon i en stikkprøve i januar 2019. Det er behov for ytterligere undersøkelser for å kartlegge årsaksforholdene. Skas-Heigre hadde samme mønster mht. avrenning og partikkelkonsentrasjon som Time, bortsett fra at partikkelkonsentrasjonene bare var 5-40% høyere enn gjennomsnittet, i motsetning til dobbelt så høy i Time. Videre var fosforkonsentrasjonene i Skas-Heigre, til forskjell fra Time, lavere i de to årene med mindre avrenning, og litt høyere enn gjennomsnittet i året med mer avrenning. Konsentrasjonene i Skas-Heigre påvirkes av dammen som ligger oppstrøms vannprøveuttaket og som fører til sedimentasjon av partikler og partikkelbundne stoffer.



Figur 5.7. Partikkelkonsentrasjoner i overvåkingsfeltene, i gjennomsnitt for overvåkingsperioden og for de siste tre årene.



Figur 5.8. Fosforkonsentrasjoner i overvåkingsfeltene, i gjennomsnitt for overvåkingsperioden og for de siste tre årene.

Grønnsaksfeltet Vasshaglona hadde lavere avrenning og partikkel- og fosforkonsentrasjoner i 2016/2017 enn i gjennomsnitt for overvåkingsperioden, og høyere avrenning, partikkel- og fosforkonsentrasjoner de siste to årene, spesielt i 2018/2019. Fosforgjødslingen var godt over gjennomsnittet i 2016/2017, men lavere i de to påfølgende årene. Det tilsier at avrenningsmengde- og mønster er hovedforklaringen på variasjon i konsentrasjoner.

Kornfeltene på Østlandet (Skuterud, Mørdre, Kolstad) hadde lavere avrenning enn gjennomsnittet i 2016/2017 og 2018/2019, og høyere avrenning i 2017/2018. Partikkelkonsentrasjonene viste samme mønster, med unntak av partikkelkonsentrasjonen i Skuterud, som var lavere enn gjennomsnittet også det året avrenningen var høyere. Det kan ha sammenheng med avrenningsmønsteret (mengde, intensitet, tidspunkt), og det kan også nevnes at det var mye mindre jordarbeiding om høsten i Skuterud akkurat det året – 40% sammenliknet med hele 80-90 % de to andre årene.

Fosforkonsentrasjonene fulgte samme mønster som avrenning og partikler i Kolstad, men ikke i Mørdre (høye fosforkonsentrasjoner alle de tre årene) og bare delvis i Skuterud (høy fosforkonsentrasjon i 2016/2017). I Skuterud var det tilførsel av store mengder næringsstoffer med avløpsslam på arealene i 2016/2017, men det var også høy tilførsel av samme type kloakkslam i 2017/2018, uten at det gjenspeiles i fosforkonsentrasjonen. Gjødslingsnivået i Mørdre var omtrent som gjennomsnittet, og forklarer dermed ikke de høye fosforkonsentrasjonene.

I engfeltet i Valdres, Volbu, var det samme mønster for avrenning som i kornfeltene på Østlandet de siste tre årene, men det gjenspeiles ikke i partikkel- og fosforkonsentrasjonene.

Partikkelkonsentrasjonen var lavere enn gjennomsnittet i 2016/2017 og høyere de to andre årene, mens det var motsatt for fosforkonsentrasjonen. Fosforgjødslingen var lavere enn gjennomsnittet alle de tre årene.

Hotran og Naurstad hadde begge lavere partikkelkonsentrasjoner (unntatt 2017/2018 i Hotran) og fosforkonsentrasjoner enn gjennomsnittet de siste tre årene, mens avrenningen var dels lavere, og dels høyere enn gjennomsnittet. Fosforgjødslingen var lavere enn gjennomsnittet alle de tre årene.

5.2.2 Tap av fosfor og partikler

Gjennomsnittlige årlige fosfortap fra jordbruksarealene varierer fra 41 g/daa i Volbu til 703 g/daa i Vasshaglona (tabell 5.3). Forskjellene mellom feltene er, som nevnt i avsnitt 5.2.1., knyttet til feltenes erosjonsrisiko og drift/produksjon, i tillegg til klima/avrenning.

Jordtapet er høyest i kornfeltene Hotran (305 kg SS/daa) og Mørdre (219 kg SS/daa) (tabell 5.3), pga. høy partikkelkonsentrasjon i avrenningen grunnet areal med høyere erosjonsrisiko (erosjonsutsatte jordtyper, inkl. bakkeplanert jord) enn i de andre feltene. Fosfortapet ligger på hhv. 385 og 333 kg SS/daa i disse feltene (tabell 5.4). Grønnsaksfeltet Vasshaglona har noe lavere jordtap (145 kg SS/daa), selv om avrenningen her (1009 mm) er mye høyere enn i Mørdre (314 mm) og Hotran (680 mm). Det skyldes at partikkelkonsentrasjonen er lavere i Vasshaglona enn i disse feltene. Vasshaglona har likevel høyere fosfortap (351 g P/daa) enn Mørdre (268 g P/daa), og på samme høye nivå som Hotran (340 g P/daa). Dette skyldes antakelig at det er høye fosfortall i jorda på grunn av et stort fosforoverskudd i produksjonen gjennom mange år (figur 3.9 og 3.10). Som nevnt tidligere, bidrar mye jordarbeiding i forbindelse med potet- og grønnsaksdyrking, samt mye nedbør og avrenning til å forklare relativt høyt jordtap og tap av partikkelbundet fosfor.

Kornfeltet Skuterud, med en avrenning på 550 mm/år, har middels høyt jordtap (105 kg SS/daa) sammenlignet med de øvrige overvåkingsfelt og relativt høyt fosfortap (246 g P/daa). Det er altså et høyere forholdstall mellom fosfor- og jordtap (og fosfor- og partikkelkonsentrasjon) her enn i Mørdre og Hotran. Det kan ha sammenheng med at anrikningen av fosfor på partiklene blir større når erosjonen er lavere. Det er de minste og mest fosforrike partiklene som tapes først ved erosjon, slik at fra arealer med mer erosjon er det forholdsvis mindre fosfor på partiklene.

Kornfeltet Kolstad har enda lavere jord- og fosfortap (hhv. 24 kg SS/daa og 64 g P/daa) enn Skuterud, pga. mindre erosjonsutsatt jord (sandjord og lettleire dannet på morene) med lite overflateavrenning og lite makroporetransport, og totalt sett mindre avrenning (361 mm) pga. tørrere klima. Mer stabilt vinterklima enn lenger ute ved kysten bidrar også til lavere erosjon. Veletablerte kantsoner langs bekken, samt et betydelig innslag av eng (figur 3.4) bidrar også til lave partikkel- og fosfortap i Kolstad. I Kolstad er forholdstallet mellom fosfor- og jordtap enda litt høyere enn i Skuterud, pga. anrikning av fosfor, men også pga. litt høyere fosforoverskudd i jorda (fosforbalanse i gjennomsnitt +1,0 g P/daa i Kolstad og +0,3 g P/daa i Skuterud) og derfor høyere fosforinnhold i jorda (figur 3.10).

Engfeltene Skas-Heigre, Time og Volbu har lave jordtap (10-20 kg SS/daa) pga. mindre erosjonsutsatt jord (sandjord med betydelig moldinnhold, dannet på morenejord, og dels myrjord), og ikke minst pga. eng, som beskytter godt mot erosjon. I Volbu, der det er ekstensiv husdyrproduksjon, er også fosfortapet lavt (41 g P/daa). Det er et lavt fosforoverskudd i produksjonen i Volbu (figur 3.9). I Skas-Heigre og Time, med mer intensiv husdyrproduksjon, er fosfortapet (hhv. 109 og 179 g P/daa) høyere enn i Volbu. 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. Det samme kan antas å være tilfellet i Skas-Heigre.

Tapene av fosfor og partikler i Naurstad er høye sammenliknet med de andre gras- og engfeltene. Dette skyldes i første rekke betydelig høyere avrenning i Naurstad (1096 mm), 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 (+1,0 g P/daa). I Naurstad er det dessuten myrjord, som binder lite fosfor og en relativt stor andel av fosforet tapes som løst fosfat (50 %).

Tabell 5.3. 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	105	29–287	93	25–258
Mørdre	219	72–421	205	67–399
Kolstad	24	5–129	20	3–113
Vasshaglona	146	23–617	113	17-485
Hotran*	305	10–968	330	123–905
Skas-Heigre*	10	4–17	5	1–10
Time	11	3–30	6,4	2,0–18
Naurstad	82	19–219	68	14–187
Volbu	17	3–123	14	2–107

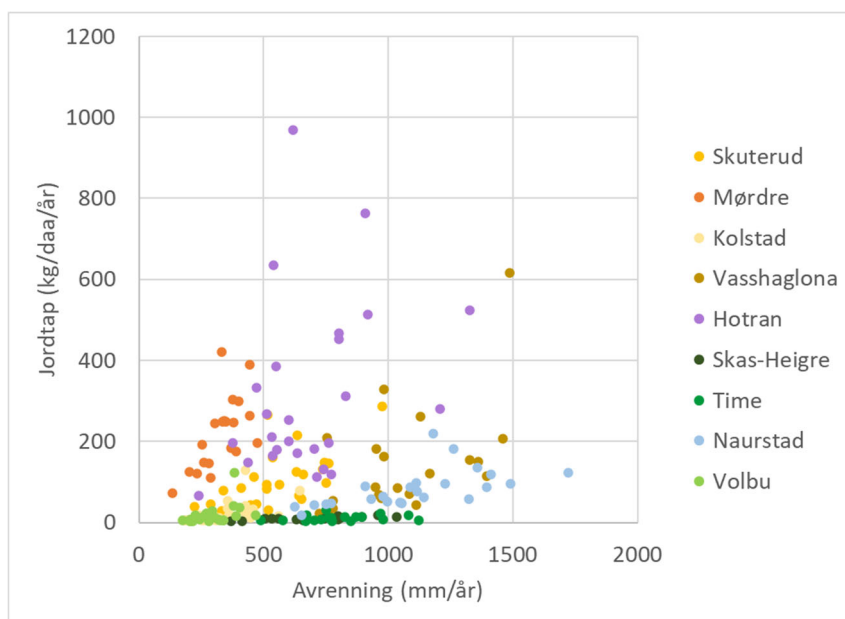
* Analyser av gløderest ble startet i 2011 i Hotran og Skas-Heigre, , TP startet i 1999 i Mørdre og 1998 i Vasshaglona.

Tabell 5.4. Gjennomsnittlig årlig tap av totalfosfor og løst fosfat, samt høyeste og laveste årlige tap (g P/daa jordbruksareal).

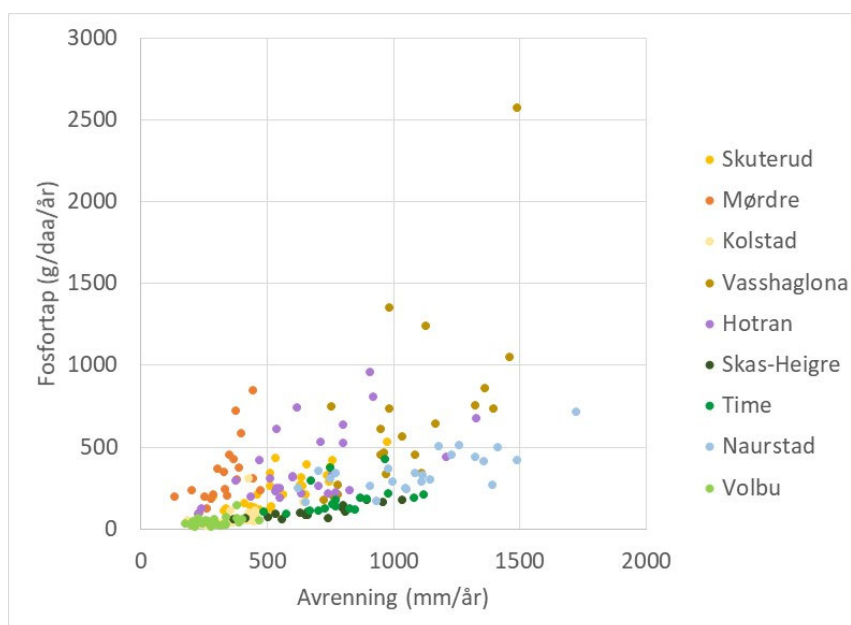
	Totalfosfor (g P/daa)		Løst fosfat (g P/daa)	
	Gjennomsnitt	Min – Maks	Gjennomsnitt	Min–Maks
Skuterud	246	58–530	43	13–74
Mørdre	333	100–846	25	11–75
Kolstad	64	16–307	17	4–52
Vasshaglona	703	174-2674	96	4–227
Hotran*	385	93–960	52	23–89
Skas-Heigre*	109	58–233	34	20–64
Time	184	84–426	73	14–157
Naurstad	352	163–713	162	47–356
Volbu	41	10–141	10	3–40

* Analyser av løst fosfat ble startet i 2011 i Hotran, i 2008 i Skas-Heigre, TP startet i 1999 i Mørdre og 1998 i Vasshaglona.

For de enkelte årene er det i stor grad mengde, intensitet og tidspunkt for avrenning, samt andre forhold knyttet til været (jordfuktighet, tele, snødekke), som styrer tapene av partikler og fosfor. De største tapene skjer ofte under enkeltepisodes med høy nedbørintensitet, og snøsmelting kombinert med regn bidrar til særlig høye tap. Type erosjonsprosess som gjør seg gjeldende (flateerosjon, drågerosjon, erosjon i bekkeløpet) kan også være av betydning, bl.a. ved at ulike partikkelstørrelser blir erodert ved ulike prosesser. Som nevnt tidligere, er de minste partiklene ofte mest fosforrike. Ved kornproduksjon (åpen åker) er det om høsten og vinteren jorda er mest erosjonsutsatt, og utbredelsen av jordarbeiding om høsten har dermed betydning for tapene. I kornområder er omfanget av og tilstanden på høstkorn også en faktor, da høstkornets evne til å beskytte jorda mot erosjon avhenger mye av hvor godt det har etablert seg om høsten – som igjen avhenger av hvor tidlig man får sådd – og som igjen avgjør hvordan det klarer seg gjennom vinteren. I sum gjør dette at det bare delvis er sammenheng mellom total årsavrenning og totalt årlig jord- og fosfortap (figur 5.9 og 5.10).



Figur 5.9. Avrenning (mm) og årlige jordtap (kg/daa jordbruksareal) for alle felt og alle år.



Figur 5.10. Avrenning (mm) og årlige fosfortap (g/daa jordbruksareal) for alle felt og alle år.

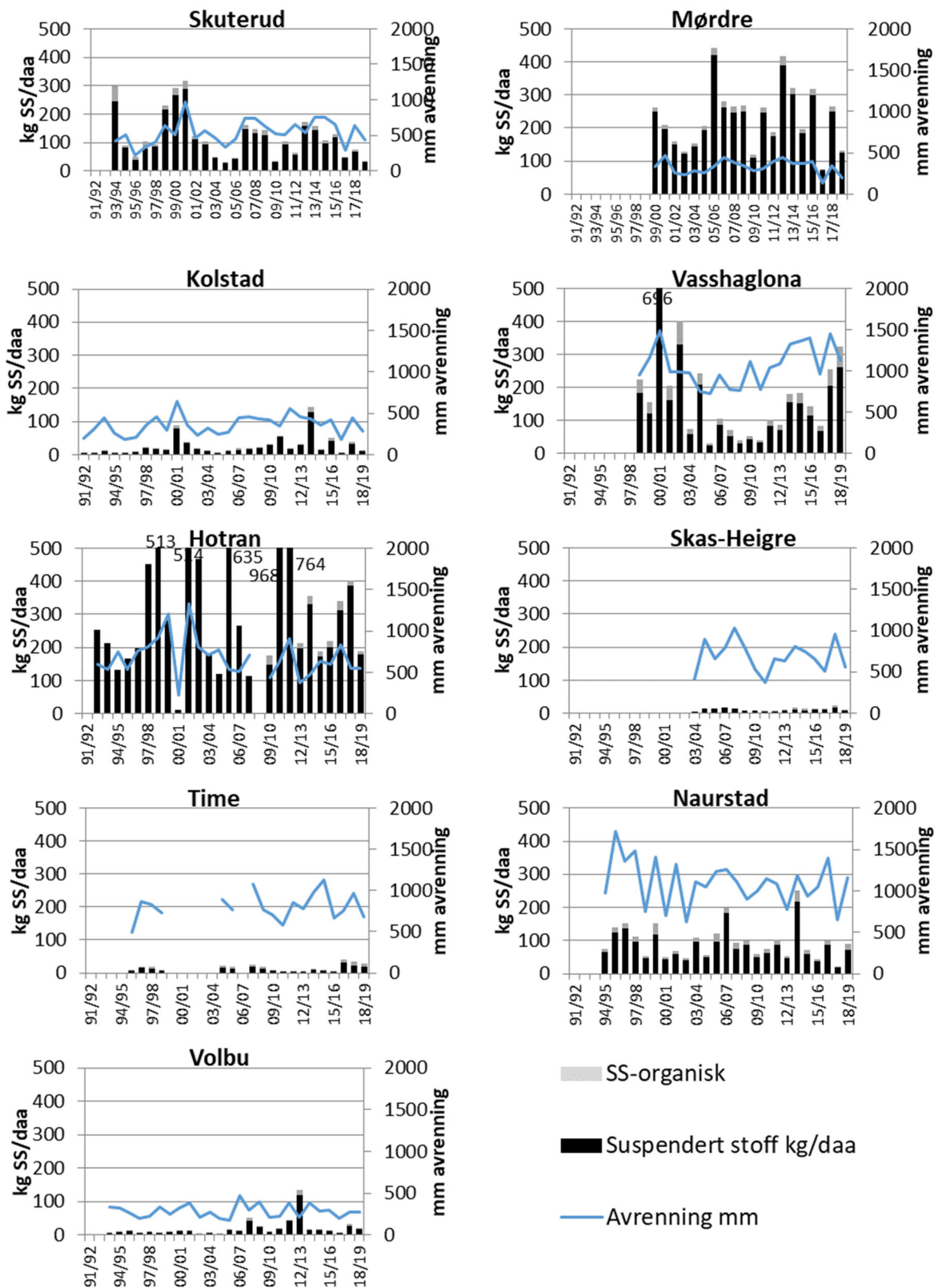
Det er år i tidsseriene som utmerker seg med spesielt høye jord- og fosfortap. Et eksempel er året 2000/2001, med høye tap i flere av feltene (Vasshaglona, Skuterud, Kolstad og Skas-Heigre; figur 5.11 og 5.12). Da var det usedvanlig mye avrenning en lang periode om høsten, etterfulgt av en jevnt over kald, men ustabil vinter. Det ga store jord- og fosfortap både om høsten og påfølgende vinter og vår. Ellers varierer det mellom feltene hvilke år som skiller seg ut med spesielt lave eller høye jordtap.

De siste tre årene har hatt både lavere og høyere jord- og fosfortap enn gjennomsnittet for overvåkingsperioden (figur 5.11 og 5.12), noe som har direkte sammenheng med avrenningsmengden og konsentrasjonene.

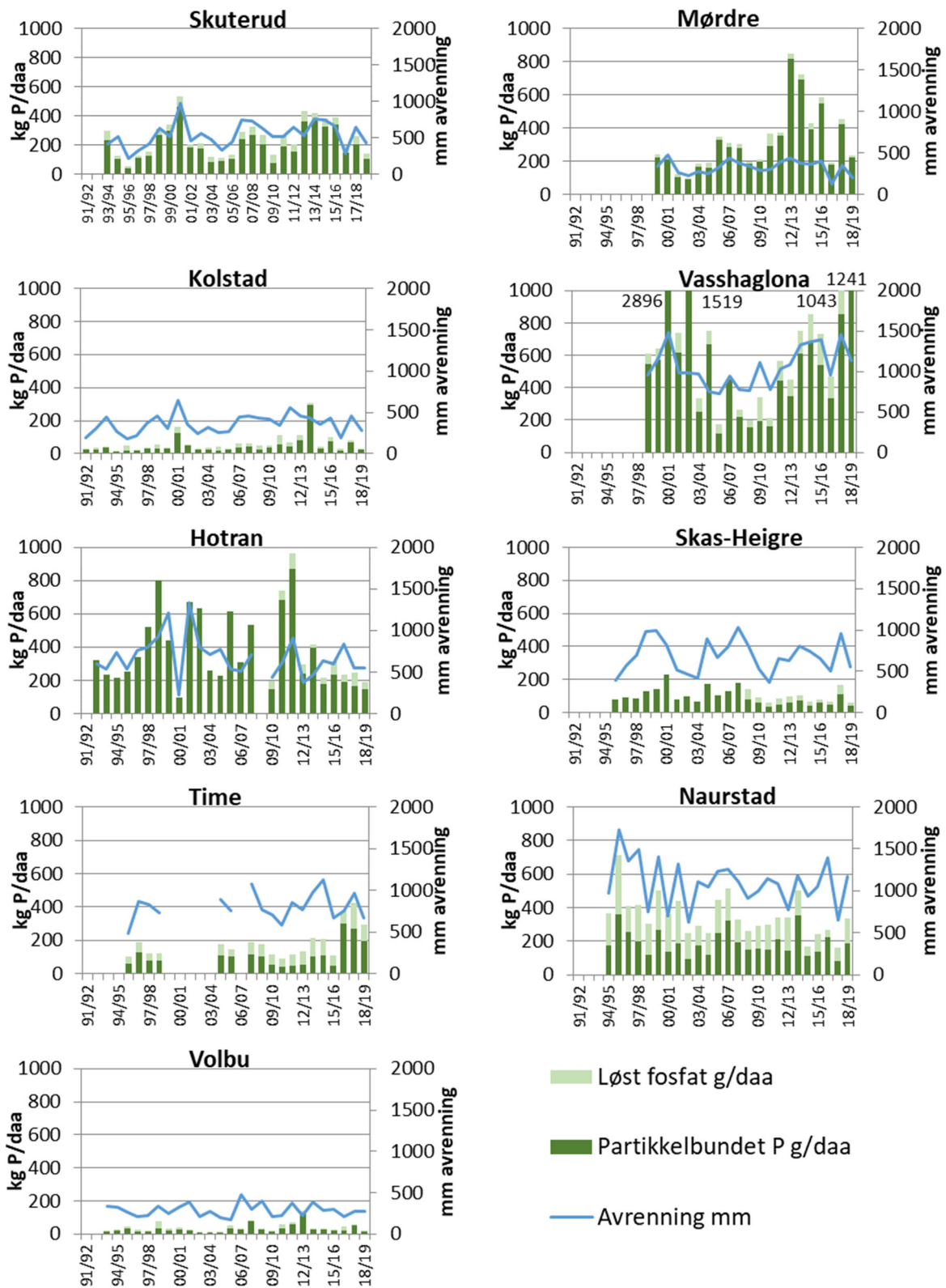
I 2016/2017 var det lavere jordtap enn gjennomsnittet i feltene på Østlandet og Sørlandet, og det var også lavere avrenning dette året. I Hotran og Naurstad var jordtapet så vidt høyere enn gjennomsnittet. Der var også avrenningen høyere. I Skas-Heigre var det mindre avrenning enn gjennomsnittet, mens jordtapet var omtrent likt gjennomsnittet. Fosfortapene var lavere enn gjennomsnittet i alle disse feltene, unntatt Volbu (høy fosforkonsentrasjon). I Time var både jord- og fosfortap betydelig høyere enn gjennomsnittet (høye konsentrasjoner), selv om avrenningen var lavere.

I 2017/2018 var det høyere jord- og fosfortap enn gjennomsnittet, pga. mer avrenning, i Volbu, Kolstad, Mørdre, Vasshaglona, Time og Skas-Heigre. I Naurstad var det mindre avrenning og jord- og fosfortap enn gjennomsnittet dette året. I Skuterud og Hotran var det samsvar mellom avrenning og fosfortap (høyere enn gjennomsnittet i Skuterud, lavere i Hotran). Jordtapet var derimot lavere enn gjennomsnittet i Skuterud, og høyere i Hotran.

I 2018/2019 var det lavere jord- og fosfortap enn gjennomsnittet i Kolstad, Mørdre, Skuterud, Hotran og Skas-Heigre, pga. lav avrenning. I Time var avrenningen lavere enn gjennomsnittet, mens både jord- og fosfortap var høyere pga. høye konsentrasjoner. I Naurstad var det høyere avrenning og lavere jord- og fosfortap (jf. lave konsentrasjoner). I Volbu var avrenning og fosfortap lavere enn gjennomsnittet (jf. lavere fosforkonsentrasjon), og høyere jordtap (jf. høyere konsentrasjon).



Figur 5.11. 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).



Figur 5.12. 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).

5.3 Trender

5.3.1 Jordtap

For tap av suspendert stoff er det økende trend i Kolstad, og det er også tendens til økning når det tas hensyn til avrenningen (tabell 5.5). Det betyr at andre faktorer i tillegg til avrenningen bidrar til økningen. På begynnelsen av 1990-tallet var det flere år med svært lave jordtap i Kolstad, og i år 2000 ble den høyeste avrenningen målt, men ikke det høyeste jordtapet. Det høyeste jordtapet ble målt i 2013/2014, og var da høyt i forhold til avrenningen det året (figur 5.9). Den vinteren var det noe høstkorn sådd etter pløying (figur 3.15), men jordarbeidingen har ikke endret seg betydelig i overvåkingsperioden og ser derfor ikke ut til å ha bidratt til økning i jordtapet. Det er heller ikke mulig å vise til en entydig sammenheng mellom tap av suspendert stoff og antall flomtopper (figur 4.6). Det er derfor behov for nærmere studier av avrenningsepisoder for å kunne identifisere årsaker til den økende trenden i jordtap for Kolstad.

I Skuterud er det nedadgående trend for tap av suspendert stoff når det tas hensyn til avrenningen de enkelte årene (tabell 5.5), noe som betyr at det er andre faktorer enn avrenningsmengde som har betydning for det reduserte jordtapet. Fangdammen som ble etablert i 2001 har vist god effekt på suspendert stoff (Krzeminska m.fl. 2021) og er en viktig forklaring på nedgangen i dette tapet.

Tabell 5.5. Trender i avrenning og næringsstofftap i JOVA-feltene til og med 2018/2019. 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.

	Q	SS	TP	PO ₄	TN	NO ₃
Skuterud	0,13	0,56	0,09	0,003	0,09	0,16
Mørdre*	0,27	0,97	0,01	0,95	0,03	0,30
Kolstad	0,11	0,01	0,02	0,33	0,19	0,30
Vasshaglona	0,01	0,72	0,005	0,04	0,001	0,001
Hotran	0,37	0,65	0,56	0,59	0,85	0,48
Skas Heigre	0,88	0,93	0,30	0,09	0,29	0,21
Time**	0,86	0,81	0,05	0,0015	0,51	0,55
Naurstad	0,24	0,25	0,02	0,0005	0,08	0,0003
Volbu	0,74	0,01***	0,14***	0,30	0,16	0,07
Vannføring som kovariat		SS-Q	TP-Q	PO₄-Q	TN-Q	NO₃-Q
Skuterud		0,04	0,41	0,01	0,37	0,45
Mørdre*		0,45	0,02	0,79	0,06	0,48
Kolstad		0,05	0,08	0,83	0,78	1,00
Vasshaglona		0,14	0,16	0,59	0,03	0,02
Hotran		0,35	0,92	0,43	0,14	0,10
Skas Heigre		0,84	0,13	0,07	0,07	0,04
Time**		0,75	0,04	0,001	0,51	0,57
Naurstad		0,70	0,04	0,001	0,18	0,0006
Volbu		0,002***	0,07***	0,30	0,08	0,02
		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, PO₄, TN og NO₃ fra 1992, SS, TP fra 1999

**tap i 2018/2019 inkluderer stikkprøver

***økende trend for suspendert stoff og totalfosfor pga. graving av veigrøfter i 2013

5.3.2 Fosfortap

Det er funnet økende trend for tap av totalfosfor i tre felt (Mørdre, Kolstad og Vasshaglona) og tendens til økning i to felt (Skuterud og Time) (tabell 5.5). Hvis det tas hensyn til avrenningen er trenden signifikant økende i Mørdre og Time. I Mørdre har det vært mer jordarbeiding de siste årene, noe som kan ha bidratt til den oppadgående trenden. En analyse av jordarbeidingseffekter viste god sammenheng mellom jordarbeidingsintensitet og fosfortap i Mørdre (Bechmann m.fl. 2020). Jordarbeiding om høsten forklarer 33 % av variasjonen i fosfortap og ser dermed ut til å ha en vesentlig betydning for fosfortap i Mørdre. I motsetning til fosfortapet er jordtapet i større grad påvirket av erosjon i fosforfattige bekkeskrenter og erosjon fra andre kilder. I Time har det vært høye tap av totalfosfor de siste tre årene uten at det kan forklares med registrerte data for gjødsling eller jordarbeiding, f.eks. i forbindelse med omlegging av eng. Vinteren 2019 besto overvåkingen delvis av stikkprøver i Time, noe som bidrar til større usikkerhet i beregning av næringsstofftap fra feltet dette året, men det forklarer ikke de høye fosfortapene de to foregående årene. Alle tre årene var det særlig store fosfortap på sommeren og høsten, men det er ikke registrert informasjon som kan forklare de høye tapene. Trenden i totalfosfor for Kolstad følger trenden i suspendert stoff med signifikant økning i tap av totalfosfor og en tendens til økning når det tas hensyn til den årlige avrenningen. Økningen i fosfortap i Vasshaglona henger sammen med en økning i avrenningen og er ikke signifikant når det tas hensyn til avrenningen. I Skuterud er det registrert en tendens (ikke signifikant) til økt fosfortap, samtidig som tiltaksgjennomføringen i feltet tilsier at det burde være en nedgang. Fangdammen har bidratt til tilbakeholdelse av fosfor og mengden av tilført fosfor med gjødsel har blitt redusert i løpet av overvåkingsperioden. Tilførsel av avløps slam (2016 og 2018) har ikke vist effekt på fosfortap de årene (figur 3.7), men konsentrasjonen av fosfor var høyere i 2016/2017 sammenlignet med gjennomsnittet, noe som også kan tilskrives høy grad av jordarbeiding. Det er dessuten færre husdyr og dermed mindre risiko for punktutslipp fra husdyr samt at det er ryddet opp i spredt avløp. Disse faktorene skulle tilsi en nedgang i fosfortapene. Når det likevel er registrert en tendens til økning i fosfortapene kan det henge sammen med værforholdene, f.eks. den registrerte økningen i antall flomtopper (figur 4.4). Det ble dessuten gjennomført mye jordarbeiding i perioden 2013-2016 og 2018, noe som bidrar til økte fosfortap (figur 5.9). Bechmann m.fl. (2020) viste at 46 % av variasjonen i fosfortap i Skuterud ble forklart av nedbørmengden i september-april, mens kun en liten del av variasjonen (10 %) forklares av endring i jordarbeiding.

I Naurstad har det vært en signifikant nedgang i tap av totalfosfor samtidig med en signifikant nedgang i fosforgjødslingen (figur 3.7). I Volbu er fosforgjødslingen også redusert, men tap av totalfosfor har ikke gått ned, blant annet på grunn av graving av veigrøfter. Antagelig har jordtypen (organisk jord over sand) i Naurstad bidratt til at det blir en mer direkte effekt av redusert gjødsling der enn i Volbu.

Det er funnet økende trender for løst fosfat i Skuterud, Vasshaglona og Time (tabell 5.5). For Vasshaglona er trenden ikke signifikant når det tas hensyn til avrenning, mens den fortsatt er signifikant for Skuterud og Time. Forklaringen på økende trend i Vasshaglona er dermed sannsynligvis relatert til økende avrenning og ikke til endringer i jordbruksdrift. I Skuterud og Time ser trenden derimot ikke ut til å være relatert til avrenning alene. Tilsvarende som for totalfosfor er det mange faktorer som burde gi nedgang i fosfortapet i Skuterud. Når tapene likevel øker, kan det ha sammenheng med endring i været som det ikke har vært mulig å spore i denne analysen. I Time var det en sterk økning i løst fosfat og den var tydeligst for desember-januar. Vinteren 2019 besto overvåkingen delvis av stikkprøver, noe som bidrar til denne trenden, men det forklarer ikke den generelle trenden i tap av løst fosfat. I Skas-Heigre har det vært en tendens til reduksjon i avrenning av løst fosfat, noe som kan ha sammenheng med gjennomføring av miljøavtaler i nedbørfeltet. Det er ikke tilstrekkelig med opplysninger om gjødsling og andre miljøtiltak til å kunne verifisere dette. I Naurstad er det en signifikant reduksjon i løst fosfat tilsvarende som for totalfosfor. Reduksjon i fosforgjødsling antas å ha bidratt til denne reduksjonen.

5.3.3 Nitrogentap

Det er økende trend i tap av totalnitrogen i Mørdre og Vasshaglona gjennom overvåkingsperioden. I Vasshaglona bidrar økt avrenning til økning i nitrogentapet, men avrenningen alene kan ikke forklare denne økningen. Selv om det har vært økt tilførsel av husdyrgjødsel i Vasshaglona, har total nitrogentilførsel ikke økt og ser dermed ikke ut til å kunne forklare hele økningen i nitrogentap. Også for Mørdre er avrenningen med på å forklare økningen i nitrogentap, uten å kunne forklare denne økningen alene. Det er heller ikke registrert noen endring i tilført nitrogengjødsel som kan bidra til å forklare de økte nitrogentapene i Mørdre. Det er derimot en signifikant nedgang i nitrogenbalansen i feltet, det vil si redusert nitrogenoverskudd i produksjonen, noe som skulle tilsi reduserte nitrogentap (figur 3.8). Økningen i temperatur i Mørdre kan ha bidratt til økt mineralisering og dermed økte tap av nitrogen. I Skuterud er det en *tendens* til økt nitrogentap, dette på tross av signifikant reduksjon i tilført mengde nitrogen. Økt jordarbeiding de seneste årene kan ha bidratt til denne tendensen da det skaper gunstige forhold for mineralisering. Lave avlinger og stort nitrogenoverskudd i jorda etter tørkesommeren i 2018 har sammen med omfattende såing av høstkorn etter jordarbeiding høsten 2018 bidratt til store nitrogentap i året 2018/2019. Nitrogentap i Skas-Heigre viser tendens til reduksjon når det tas hensyn til avrenningen. Som for fosfor kan det ha sammenheng med miljøavtalene, men det kan ikke dokumenteres. I Volbu er det også en nedgang i nitrogentap og her er det registrert en nedgang i nitrogengjødslingen og nitrogenbalansen. Nitrogenbalansen har vært negativ siden år 2000 i Volbu (figur 3.8).

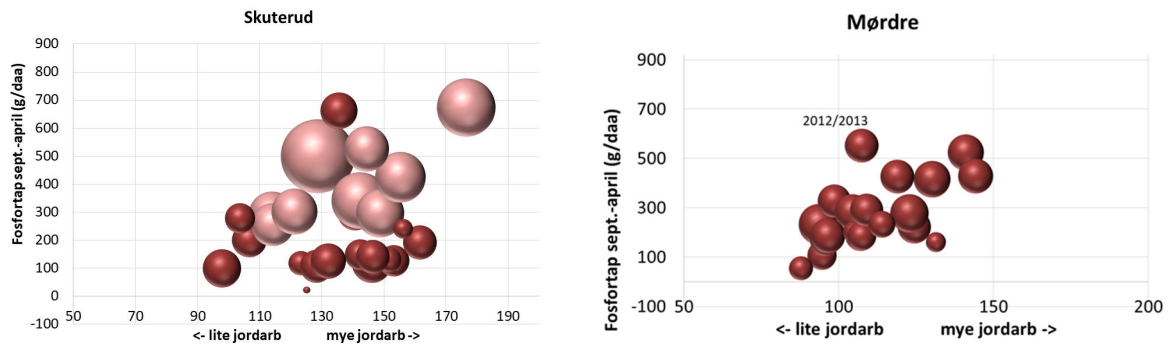
For nitrat-nitrogen er det trend til økende tap i Vasshaglona tilsvarende økningen for totalnitrogen (tabell 5.5). Det har vært en nedgang i nitrattapene Naurstad, Volbu og Skas-Heigre, som ikke kan forklares med nedgang i avrenning. I Naurstad og Volbu er det signifikant nedgang i tilført nitrogen og nitrogenbalanse som kan bidra til å forklare nedgangen i nitrat.

5.4 Effekter av tiltak i nedbørfeltene

5.4.1 Jordarbeidingstiltak

I en tidligere analyse av kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad er det identifisert effekt av jordarbeiding på fosfortap og fosforkonsentrasjoner (figur 5.13; Bechmann m.fl. 2020).

For Mørdre viser analysen en statistisk signifikant sammenheng mellom jordarbeiding om høsten og fosfortap utover høsten og gjennom påfølgende vinter og vår. Jordarbeidingen har også signifikant effekt på konsentrasjonen av fosfor. Tilsvarende sammenheng mellom jordarbeiding og jordtap/konsentrasjoner av partikler er ikke signifikant. At fosfortap er bedre korrelert med jordarbeiding enn jordtap kan henge sammen med at jordarbeidingen foregår på den jorda som har høyest fosforinnhold og dermed er best korrelert med fosfortapet, mens erodert materiale med annet opphav (f.eks. bekkeskrenter) har lavere fosforinnhold og derfor bidrar til å forstyrre sammenhengen mellom jordarbeidingen og jordtapet.



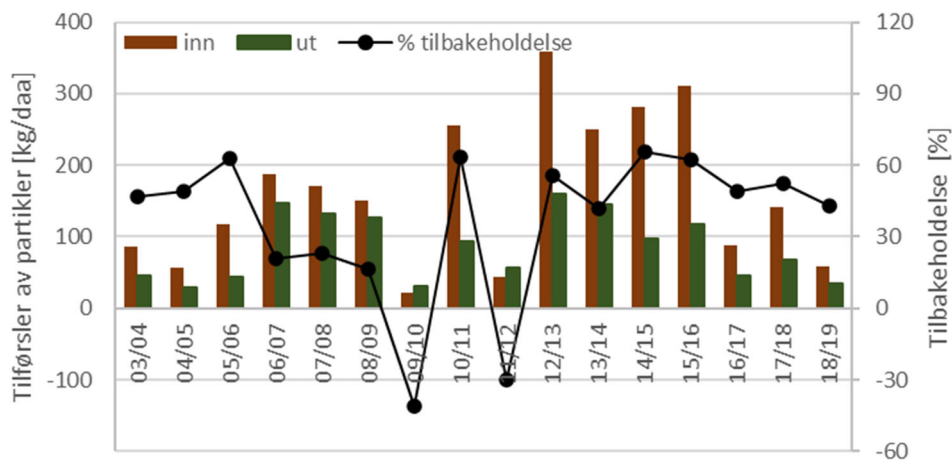
Figur 5.13. Årlige tap av totalfosfor (kg/daa jordbruksareal) i forhold til jordarbeidingsindikator (lite-mye jordarbeiding). Boblestørrelsen viser avrenningsmengden hvert år; For Skuterud er rosa bobler over 500 mm avrenning. Jordarbeidingsindikatoren skal tolkes slik at alt kornareal i stubb i Skuterud svarer til 70 og alt areal høstpløyd med høstkorn svarer til 231, tilsvarende at alt kornareal i stubb i Mørdre svarer til 55 og alt areal høstpløyd svarer til 148.

For Skuterud viser analysen signifikant sammenheng mellom jordarbeiding om høsten og fosfortap utover høsten og gjennom påfølgende vinter og vår for de ni årene som hadde mye avrenning. Det vil si at det er tydeligere effekt av jordarbeidingstiltak ved mye nedbør, noe som stemmer godt med at effekten av tiltak i ruteforsøk er større når det er stor avrenning (Øygarden m.fl. 2006; Bechmann m.fl. 2021). For konsentrasjoner i Skuterud viser analyser samme tendens som for Mørdre med signifikant effekt av jordarbeiding for fosfor, men ikke for konsentrasjon av partikler.

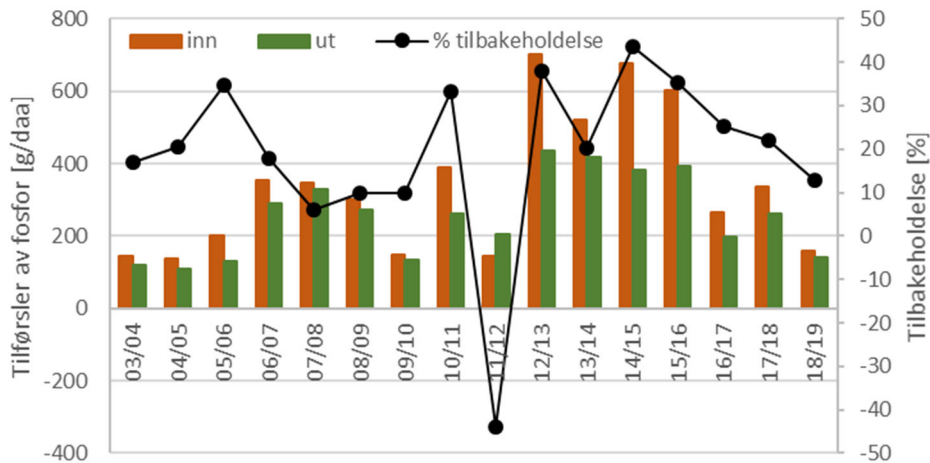
I Kolstad er det ikke signifikant sammenheng mellom jordarbeiding om høsten og noen av de undersøkte variablene. Lav erosjonsrisiko og liten variasjon i jordarbeiding mellom år gjør at det er vanskelig å identifisere effekt av jordarbeidingstiltak for dette feltet.

5.4.2 Fangdam i Skuterudfeltet

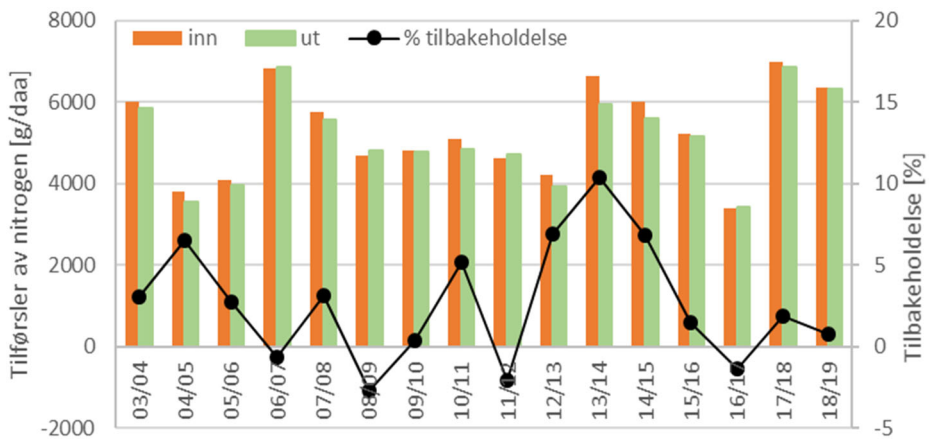
Fangdammen i Skuterudbekken har blitt overvåket i 16 år med målinger i inn- og utløp. Resultatene dokumenterer en renseeffekt som i gjennomsnitt for 16 år har vært 36 % for partikler, 19 % for fosfor og 3 % for nitrogen (figur 5.14-5.16, Krzeminska m.fl. 2021). Fangdammen ble tømt tre ganger i løpet av de 16 årene, i februar 2005, februar 2011 og februar 2020.



Figur 5.14. Årlige tilførsler av partikler til innløp og fra utløp av fangdammen, og tilbakeholdelse av partikler i fangdammen. Tilførsler er beregnet som kg/daa jordbruksareal i nedbørfeltet (Krzeminska m.fl. 2021).



Figur 5.15. Årlig tilførsler av fosfor til innløpet og fra utløpet av fangdammen, og tilbakeholdelse av fosfor i fangdammen. Tilførsler er beregnet som kg/daa jordbruksareal i nedbørfeltet (Krzeminska m.fl. 2021)..



Figur 5.16. Årlig tilførsler av nitrogen til innløpet og fra utløpet av fangdammen, og tilbakeholdelse av nitrogen i fangdammen. Tilførsler er beregnet som kg/daa jordbruksareal i nedbørfeltet (Krzeminska m.fl. 2021)..

Tidsserien omfatter også enkelte år med negativ tilbakeholdelse for suspendert stoff (2009/2010 og 2011/2012), totalfosfor (2011/2012) og totalnitrogen (2006/2007, 2009/2010, 2011/2012 og 2016/2017). Dette skjedde som en konsekvens av to faktorer:

1) Fangdammen var nesten full av sedimenterte partikler fra nedbørfeltet eller var under tømning, noe som medførte en oppvirvling av mye partikler i vannet eller 2) det var lav vannføring eller lave tilførsler av partikler eller næringsstoffer til fangdammen, noe som betyr at partiklene er meget små og bruker lang tid på å sedimentere. Negativ tilbakeholdelse vil si at tidligere sedimentert materiale løsrives og transporteres ut av fangdammen. Årene med negativ tilbakeholdelse viser viktigheten av at fangdammer tømmes jevnlig.

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 plantevernmidler som ikke er oppgitt brukt i feltet samme år, samt at en del midler kan gjenfinnes også utover høsten og under snøsmeltingen neste vår. Plantevernmiddelens egenskaper, jordarbeidingspraksis, 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 mfl. 2016).

Plantevernmidler vaskes ut fra alle typer jord; de lette, sandholdige 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. Det gjennomføres spesialundersøkelser for å klarlegge utfordringer og mulige løsninger i prosjekter med finansiering utenom JOVA-programmet. Dette inkluderer blant annet kontrollerte ruteforsøk på Kjelle videregående skole ved Bjørkelangen for glyfosat (Bechmann mfl. 2019) og et utvalg ugras- og soppmiddel brukt i korn (Bechmann mfl. 2021), og et forsøk med utprøving av biofilter for plantevernmiddel for rensing av avløpsvann fra vaske- og påfyllingsplasser for sprøyteutstyr på et gårdsbruk i Grue kommune (Eklo mfl. 2021).

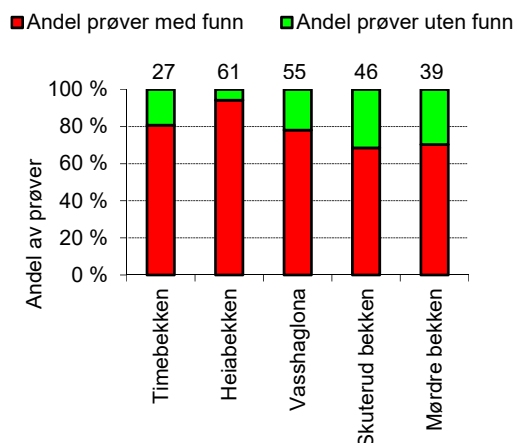
Plantevernmidler transporteres også til grunnvann, og overflatenært grunnvann og gårdsbrønner er prøvetatt i overvåkingsprogrammet gjennom perioden 1997–2011. En oppsummering av denne overvåkingen, samt resultater fra det Handlingsplanfinansierte prosjektet «Pesticider i grunnvann» (avsluttet i 2012) ble gitt i samlerapport for perioden 1995–2013. Det er i perioden 2016–2018 etablert et nett for overvåking av grunnvann i jordbruksområder gjennom prosjekter finansiert over Handlingsplan for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler (Roseth, 2017), hvor NIBIO har etablert overvåking på Haslemoen i Våler kommune, Rimstadmoen i Larvik kommune, Horpestad i Klepp kommune og Nedre Eri i Lærdal (Roseth mfl. 2018). NGU har etablert tilsvarende overvåkingsfelt i Grødalen i Sunndal kommune og Ristad i Overhalla kommune. Samlet skal disse seks lokalitetene danne grunnlaget for en langsiktig overvåking av jordbruksbelastet grunnvann i Norge, der ulike natur- og driftsforhold er representert. Alle lokalitetene ligger innenfor nasjonale grunnvannsforekomster, som definert av Vann-Nett (vann-nett.no).

6.2 Plantevernmidler i bekkevann i overvåkingsfeltene

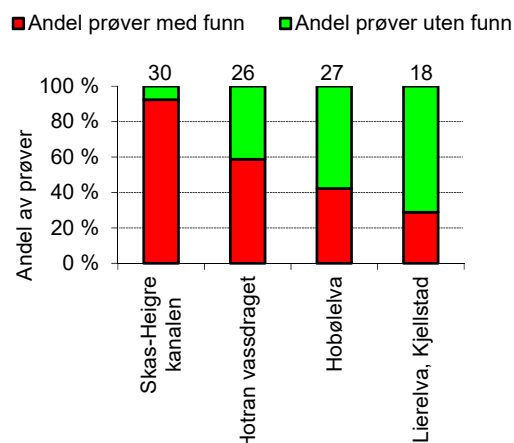
Andelen prøver med funn av plantevernmidler i overvåkingsperioden fra 1995 til 2018 varierer mye fra lokalitet til lokalitet (figur 6.1 og 6.2). Det er store variasjoner i antall funn mellom lokaliteter, og det er betydelige variasjoner gjennom året. I Heiabekken er det påvist 61 forskjellige plantevernmidler, og

det påvises i gjennomsnitt ett eller flere plantevernmidler i over 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 (Hotranelva) til 5,3 (Heiabekken). 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 6,6.



Figur 6.1. Plantevernmidler i små bekker 1995 – 2018. 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 1995–2018. 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 feltene 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, jordtypene og klimaforholdene de omfatter.

I perioden 1995–2018 er det i bekker og elver utført 2640 analyser med multimetoder og påvist 78 ulike plantevernmidler (hvorav 6 påvist som nedbrytningsprodukter), herav 29 ugrasmidler (U), 32 soppmidler (S) og 17 skadedyrmidler (SK). Til sammen er det gjort 5386 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.

72 % 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. I perioden siden forrige samlerapport (2016–2018) er det metribuzin som er påvist flest ganger (43) og flest ganger over MF-verdien (15). MF-verdien for MCPA ble redusert betydelig før forrige samlerapportering (MF=1,4 µg/L) fordi nyere toksisitetsdata indikerte en risiko ved lavere konsentrasjonsnivåer enn tidligere antatt. Dette medførte at prosentandelen av funn over MF-verdien rapportert i 2017 (Bechmann mfl. 2017) og i denne rapporten er betydelig høyere enn tidligere rapporter. Endringer i MF-verdier er også foretatt for flere andre midler hvor det har fremkommet

nyere data som indikerer en høyere eller lavere toksisitet, og i denne rapporten er antall funn over MF for ugrasmidlet florasulam endret (reduisert) på grunn av dette.

23 % av alle påvisninger er av soppmidler (vedlegg 1), og av disse er 8 % over MF-verdien. Av soppmidlene er det fenpropimorf, propikonazol og protiokonazol (som metabolitten protiokonazol 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). Som følge av en justering av MF-verdien for soppmidlet fluazinam (MF = 0,069 µg/L) i revisjonen av disse i 2021, er en rekke (13) tidligere funn av dette midlet nå over denne verdien. Dette midlet er imidlertid ikke lenger i bruk i jordbruket i Norge. Noen soppmidler kan være relativt persistente og binde seg sterkt til jord, mens andre brytes raskt ned. Noen soppmidler er også relativt akutt toksiske for vannlevende organismer.

Det er gjort få funn av skadedyrmidler (5 %), men av disse er relativt mange (33 %) over MF-verdien. De fleste skadedyrmidlene som har overskredet MF-verdien, brukes fortrinnsvis i grønnsaksproduksjon og potet, samt bærproduksjon, med imidakloprid, azinfosmetyl og diazinon øverst på statistikken. De to sistnevnte har ikke vært omsatt i Norge de senere år (siden 2006 og 2003 henholdsvis), og imidakloprid er ikke tillatt brukt etter 2018. Skadedyrmidler er gjerne svært akutt toksiske og har derfor oftest en lav MF-verdi og for mange av midlene er MF-verdien lavere enn bestemmelsesgrensen for analysemetoden. Samtidig brytes de fleste raskt ned, og det er derfor få påvisninger av disse stoffene totalt. Problemomfanget med skadedyrmidler i norsk miljø er dermed ikke avklart.

I 2018 ble det tatt totalt 56 prøver i 6 bekker (vedlegg 2), og det ble påvist 3 nye plantevernmidler i bekker og elver, inkludert soppmidlet difenokonazol og skadedyrmidlene tiodikarb og cyflutrin-beta. Difenokonazol kom inn i standard analysespekter i 2016, mens de to øvrige ble inkludert i 2011. Difenokonazol er godkjent for bruk mens tiodikarb ikke er rapportert omsatt i Norge etter 2008 og cyflutrin-beta kun er rapportert omsatt i et lite volum i 2001. Diflufenikan har en MF-verdi nær bestemmelsesgrensen for analysemetoden (MF = 0,014 µg/L, LOQ = 0,01 µg/L) og ble påvist 1 gang over MF. Videre har cyflutrin-beta en MF-verdi som er svært lav (MF = 0,00002 µg/L, LOQ = 0,01 µg/L) og de to funnene var dermed over MF. Cyflutrin er godkjent for bruk som biocid (produkttype 18, insektmiddel). I perioden siden forrige samlerapport er også soppmidlet tebukonazol, ugrasmidlene propoksykarbazon og florasulam samt skadedyrmidlene spinosad, spiroidiklofen påvist for første gang i overvåkingen. Propoksykarbazon ble inkludert i overvåkingen i 2016 mens tebukonazol ble inkludert allerede i 1997. De øvrige midlene har vært analysert for siden 2011. Alle disse midlene er godkjent for bruk som plantevernmiddel.

I 2018 ble det gjort 10 funn over MF-verdien; ugrasmidlene diflufenikan (1) og MCPA (1), og skadedyrmidlene imidakloprid (6) og cyflutrin-beta (2). Totalt for overvåkingsperioden har det vært 554 overskridelser av faregrensen for miljøeffekter på vannlevende organismer (MF). Ut fra beregninger med MF-verdier oppdatert mai 2021 har det totalt gjennom hele overvåkingsperioden vært overskridelser i gjennomsnittlig 21 % av prøvene som er tatt, 34 forskjellige plantevernmidler har overskredet MF-verdien og cirka 10 % av alle funn har vært over MF.

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 110 (samt 17 metabolitter) i 2018. Tolkningen av resultatene må derfor ta hensyn til at det stadig letes etter flere midler. Samtidig har minst 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 samlerapportperioden 1995–2012 ble utført både med og uten påvisninger < 0,02 µg/L. Fra og med forrige samlerapportperiode (1995–2015) gjennomføres trendanalysene med alle påvisninger ned til laveste bestemmelsesgrense på 0,01 µg/L inkludert, da datamaterialet nå er så omfattende at endringene i bestemmelsesgrenser over tid ikke gir noe utslag på de estimerte trendene.

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
- Sumkonsentrasjon 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 forrige samlerapportering (1995–2015) justert slik at det tas høyde for det faktiske antall midler i analysene det enkelte år når de over nevnte indikatorene beregnes. Dette har innvirkning på beregning av indikatoren 'Justert funnfrekvens' hvor vi unngår at det estimeres en uforholdsmessig høy funnfrekvens som følge av en utvidelse av søkespekteret. Det er gjort noe justeringer i hvilke middel som er med i trendanalysen siden forrige samlerapportering, da enkelte stoffer analysert en kortere periode er utelatt. Dette kan ha medført mindre endringer i beregningene for perioden fram til 2015 sammenliknet med forrige rapportering. Det er også gjort oppdateringer i MF-verdiene i forkant av beregningene for perioden til og med 2018. Dette kan ha påvirket beregningen av TMB sammenliknet med tidligere rapporteringer.

Samlerapporteringen for perioden 1995–2012 inkluderte 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. Ved forrige samlerapportering (1995–2015) inkluderte datasettet 5 år med analyser med utvidet søkespekter. For denne perioden viste trendanalysene en generell 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 var noen signifikant endring. Det faktiske antall funn pr prøve var imidlertid ikke redusert gjennom perioden. Det var få signifikante trender for utviklingen av påviste konsentrasjoner av plantevernmidler (funnkonsentrasjon) gjennom perioden 1996–2015, men en positiv trend (reduksjon) i Timebekken og en positiv tendens ($p=0,51$) i Vasshaglona. Utviklingen i total miljøbelastning var avtagende eller ikke signifikant for fem av feltene, mens det var en økende (dvs. negativ) trend for Mørdre. Justeringen i beregningsmetode ga ingen

endring i retningen av de beregnede trendene for denne perioden (dvs. om det var estimert en positiv eller negativ trend).

Resultatene av trendanalysene for perioden 1996–2018 er oppsummert under (tabell 6.1). Figurene 6.3–6.8 viser de estimerte verdiene for indikatorparametrene som trendanalysen er bygget på.

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 overvåkingfelt for perioden 1996–2018. Statistisk signifikante trender ($p < 0,05$) er markert med grønt (positiv trend (reduksjon) = negativ Kendalls τ) og rødt (negativ trend (økning) = positiv Kendalls 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*	-0.1467	0.029	0.048	0.4751	0.0536	0.4249
Vasshaglona	-0.2388	<0.0001	-0.0806	0.1223	-0.2248	<0.0001
Skuterud	0.0131	0.7933	0.1974	<0.0001	0.1742	0.0005
Mørdre	0.0179	0.7435	0.144	0.0086	0.1558	0.0044
Time	-0.4009	<0.0001	-0.1554	0.0081	-0.2014	0.0006
Hotran	-0.1002	0.0767	0.0505	0.3725	0.0767	0.1755

*Overvåkingsperiode 2004–2018.

I Vasshaglona er det påvist 55 forskjellige plantevernmidler (inkl. 6 metabolitter). Det er gjort totalt 859 påvisninger, hvorav 117 funn er over MF-verdien. Statistiske analyser viser signifikant nedgang i funnfrekvens og miljøbelastning gjennom overvåkingsperioden (tabell 6.1; figur 6.3). Mye av forklaringen til den positive utviklingen ligger i en reduksjon i mengde (kg) sprøytet med ugrasmidler og soppmidler i feltet gjennom perioden. Det er imidlertid en tendens til økt arealandel sprøytet med soppmiddel. 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. Det var i 2016 en rekke (5) funn av metribuzin over MF-verdien. Det er de senere år gjort en rekke funn av soppmidlet boskalid og skadedyrmidlet tiakloprid i feltet, men disse påvises generelt i konsentrasjoner under MF. 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 dette feltet ikke klarlagt. Analysene omfatter bl.a. ikke nedvisningsmidlet dikvat dibromid, sulfonylurea 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. Nedvisningsmidlet dikvat dibromid (bl.a. Reglone) er ikke tillatt for bruk etter 4. februar 2020.

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 61 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 997 funn i det nåværende målepunktet i Heiabekken de siste tolv årene (2004–2018). For begge målepunkt over alle år har MF-verdien vært overskredet til sammen 248 ganger (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

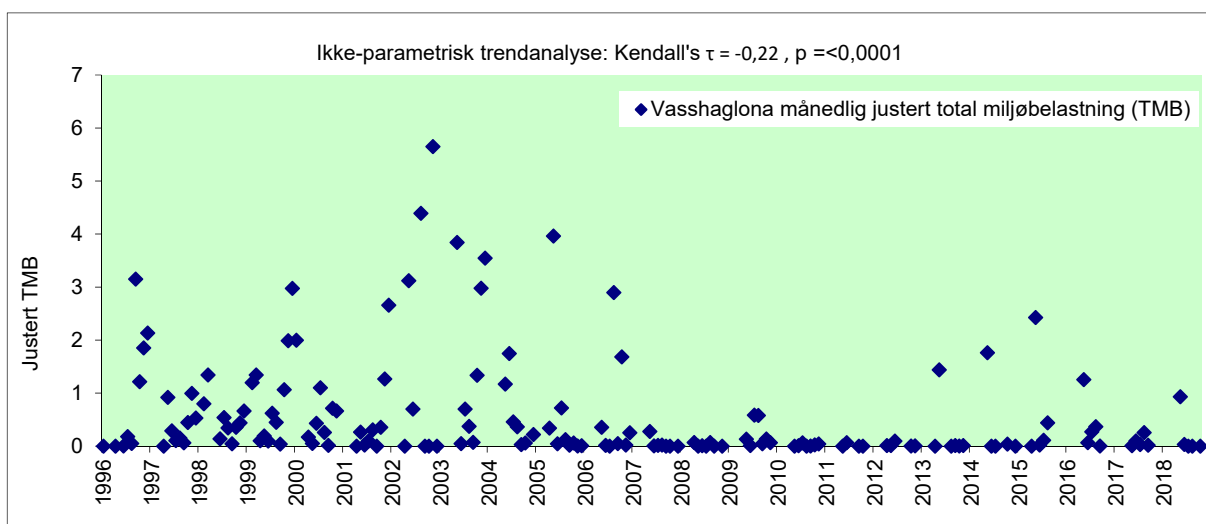
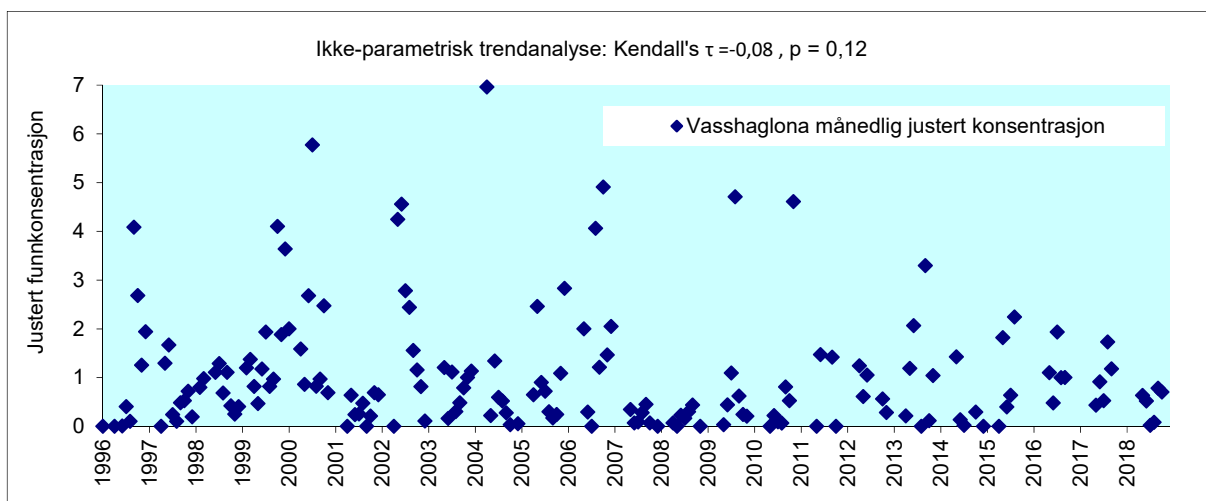
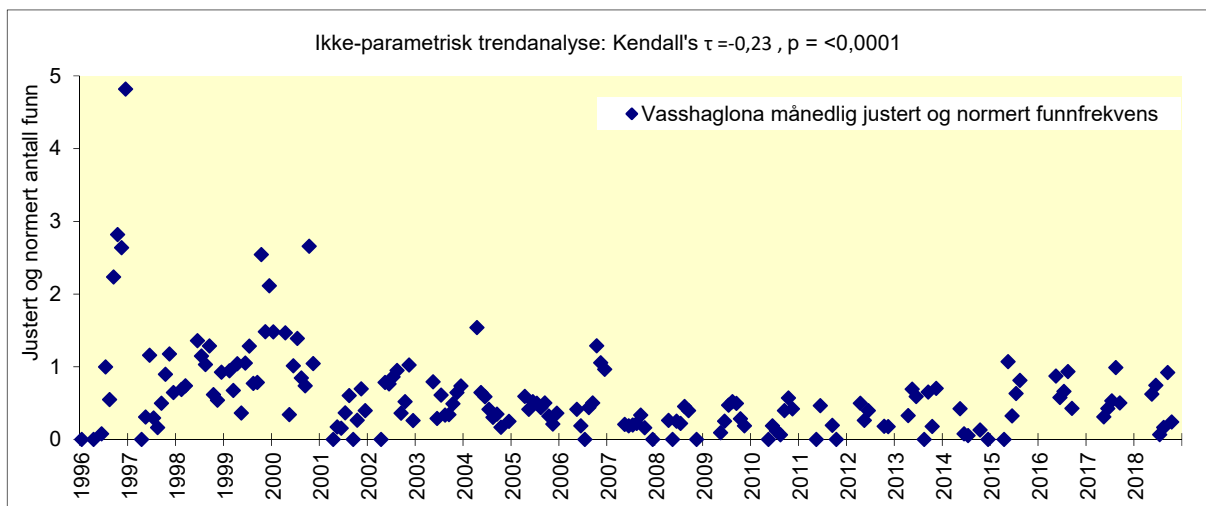
prøvetakingspunktet er det i perioden 2004–2018 gjort 144 funn over MF-verdien. Trendanalyser av utvikling i det opprinnelige prøvepunktet, viste en statistisk signifikant reduksjon i funnfrekvens, konsentrasjon og miljøbelastning (TMB) i perioden 1996–2004 (ikke vist). Trendanalyser viser også statistisk signifikant reduksjon i funnfrekvens for perioden 2004–2018 i nytt prøvepunkt, men det er ingen signifikant trend for øvrige indikatorparametre (figur 6.4). Dette er en bekreftelse av trendutviklingen fra forrige samlerapporteringsperiode, hvor vi ikke lenger så noen signifikant utvikling i funnkonsentrasjoner og TMB. Den estimerte reduksjonen i funnfrekvens er mindre for perioden 2004–2018 sammenliknet med foregående periode 2004–2015 (Kendall's τ lik -0,15 mot tidligere Kendall's τ lik -0,32). 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 vært relativt mye bruk av både soppmidler og ugrasmidler. Gjennom store deler av perioden har det vært en klar nedgang i bruk og funn av ugrasmiddelet metribuzin, men det har de siste årene vært en rekke funn av metribuzin også over MF-verdien fordi denne fikk en ny og lavere verdi på grunn av ny kunnskap om midlets toksisitet. Det har også de siste 8 årene vært en økning i funn av bl.a. skadedyrmedlet 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. Imidakloprid er ikke lenger tillatt brukt på friland etter våren 2018, så vi kan forvente en signifikant positiv utvikling som følge av dette i Heiabekken.

Kornfeltene Skuterud og Mørdre viser en økning i funnkonsentrasjoner og miljøbelastning (figur 6.5 og 6.6), mens det ikke er noen signifikant endring i funnfrekvens for perioden 1996–2018. Dette er en forsterkning av den negative tendensen for funnkonsentrasjoner og TMB som vi så i forrige samlerapportperiode (1995–2015). I rapporteringsperioden 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. 675 og 646 for Skuterud og Mørdre gjennom overvåkingsperioden. Dette inkluderer prøvetaking for analyse av glyfosat gjennom hele året i sesongen 2016/2017 og 2017/2018 samt analyse med multimetoder gjennom vintersesongen i samme periode (i 2016/2017 kun analyse med M101). I Skuterud er 19 av disse funnene over MF-verdien, mens tilsvarende gjelder for 69 av funnene i Mørdre. Gjennom overvåkingsperioden har det vært relativt årvisse påvisninger av ugrasmidlene MCPA, diklorprop og bentazon i disse feltene, men med relativt store variasjoner mellom 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 mange 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. I perioden 2016–2018 er det også analysert for glyfosat gjennom hele året i disse to feltene. Disse analysene viser at glyfosat påvises i bekkevann gjennom hele året når det benyttes i feltet. Som vist i figur 3.12 og 3.13 har bruken av glyfosat økt gjennom overvåkingsperioden og glyfosatanalysene fra perioden 2016–2018 viser statistisk signifikant høyere funnkonsentrasjoner i denne perioden sammenliknet med prøvetakingesperioden 1997–2001. Funnkonsentrasjonene for begge periodene er imidlertid svært lave sett i forhold til MF-verdien for midlet.

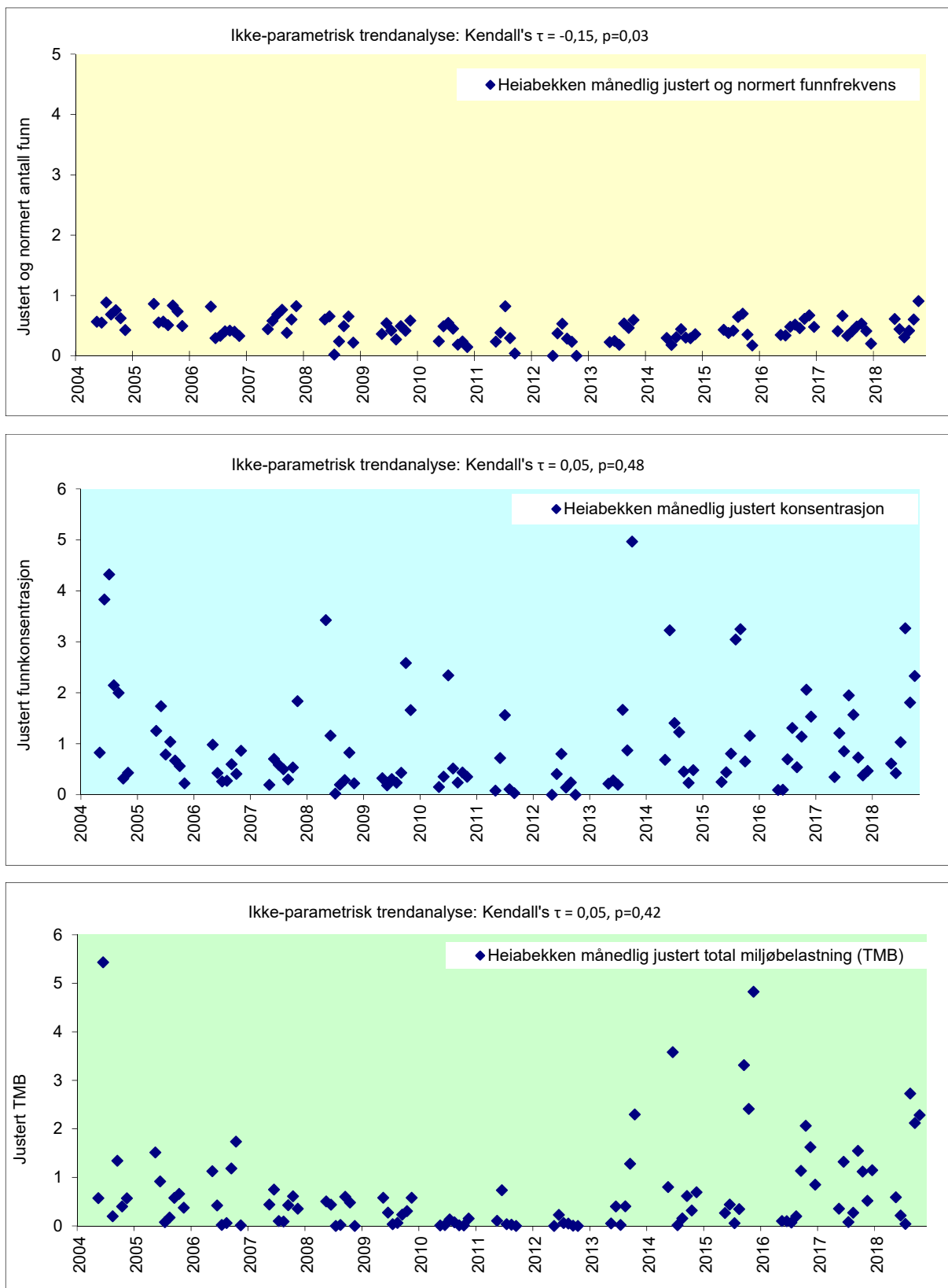
Det er ingen statistisk signifikante endringer i indikatorparameterne som er analysert for trender i Hottranelva i perioden 1996–2018, som i forrige rapporteringsperiode, men en positiv tendens med redusert funnfrekvens (figur 6.7). Det foreligger ikke gårdsdata for dette feltet, men det omfatter en stor andel korn dyrking samt eng og beite. Det er gjort totalt 338 påvisninger av enkeltmidler, hvorav 14 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. Vannprøvetakingen for analyse av plantevernmidler i Hottranelva ble avsluttet etter 2018.

Time har blitt overvåket for plantevernmidler i perioden 1995–2000 og fra 2004–2018. Det er påvist 27 forskjellige plantevernmidler (inkl. metabolitter). Det er gjort totalt 495 påvisninger i Timebekken, hvorav 18 funn over MF-verdien. Trendanalysene viser en signifikant nedgang i funnfrekvens, konsentrasjon og miljøbelastning i bekken (figur 6.8) på om lag samme nivå som ved forrige samlerapportering (1996–2015). 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 2000–2018 separat og indikerer dermed totalt sett en positiv utvikling i dette feltet hvor rapportert sprøyting over år i gjennomsnitt omfatter 10 % av jordbruksarealet. Det benyttes imidlertid også her en rekke midler som ikke inngår i standard søkespekter for analysene, spesielt sulfonylurea lavdose ugrasmidler og glyfosat.

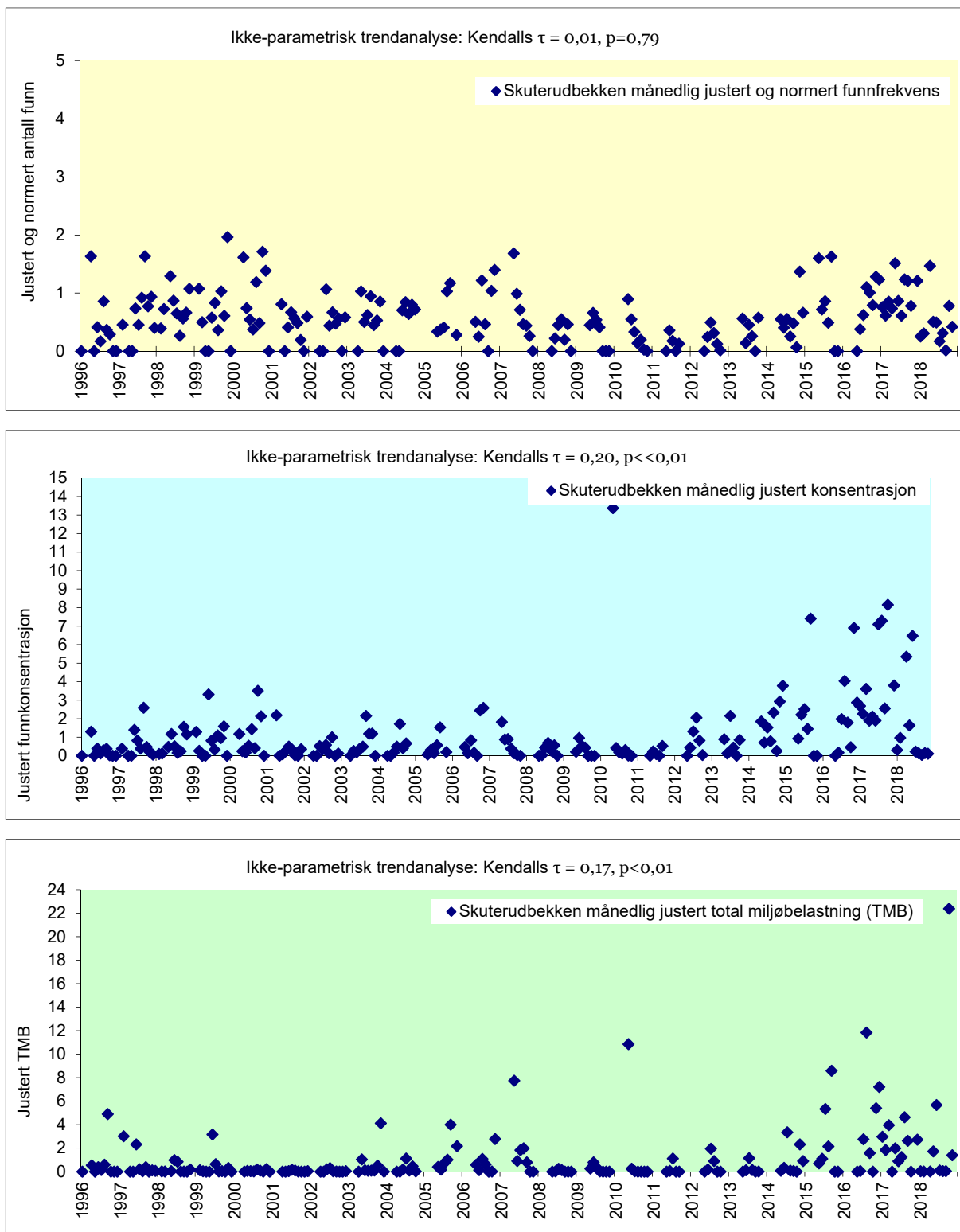
Vannprøvetakingen for analyse av plantevernmidler i overvåkingsfeltene Skas-Heigre, Hobølelva og Lierelva ble avsluttet i 2010. Det var ingen signifikante endringer i indikatorparametrene som er analysert for trender i perioden 1996/1997–2010 for disse feltene (Hauken mfl., 2012).



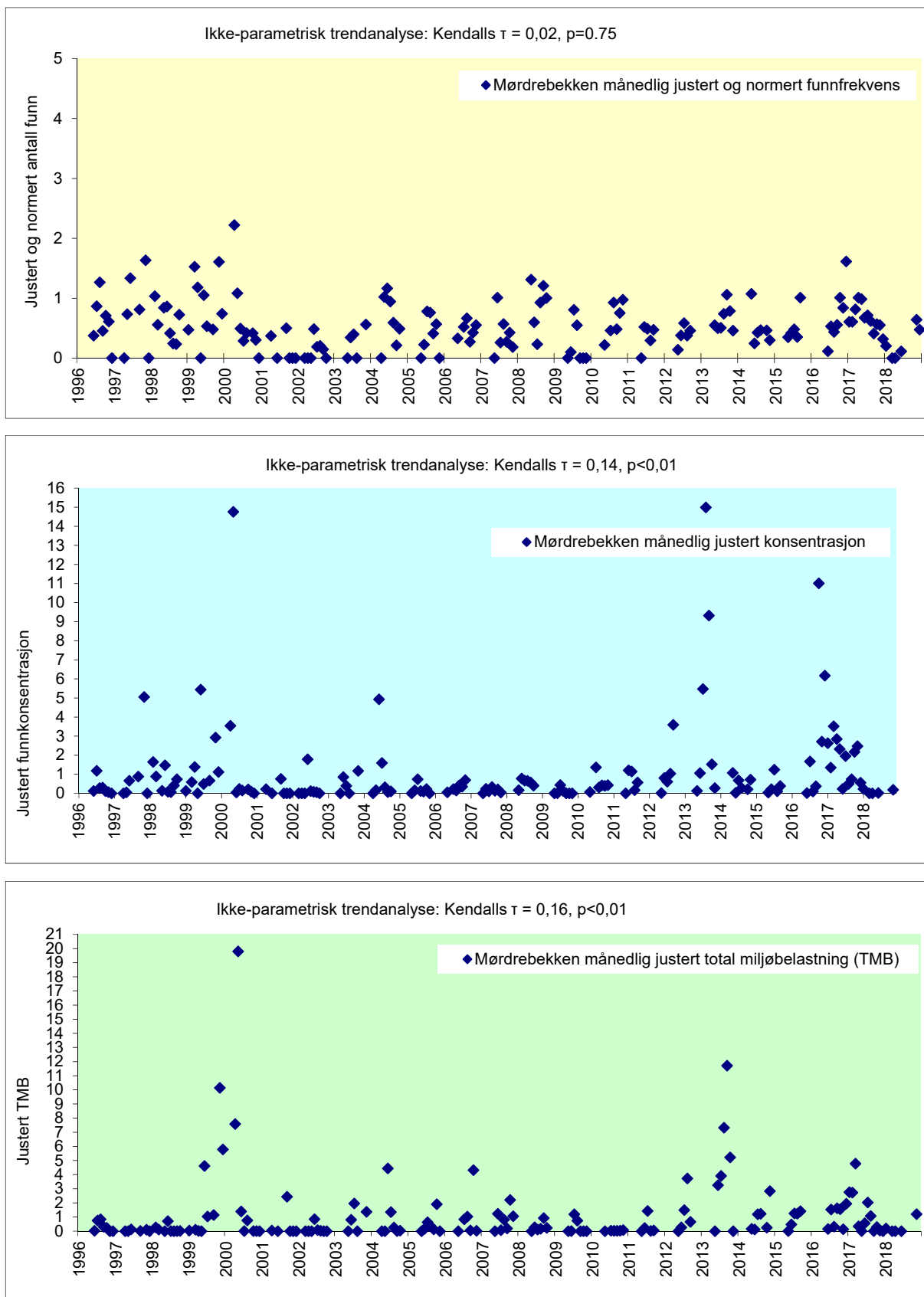
Figur 6.3 Trender i plantevernmiddebelastning i Vasshaglona i perioden 1996-2018 presentert gjennom plott av estimerte månedlige verdier for indikatorparametrene justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB). Resultater av ikke-parametrisk trendanalyse er angitt i overskriften i hvert plott.



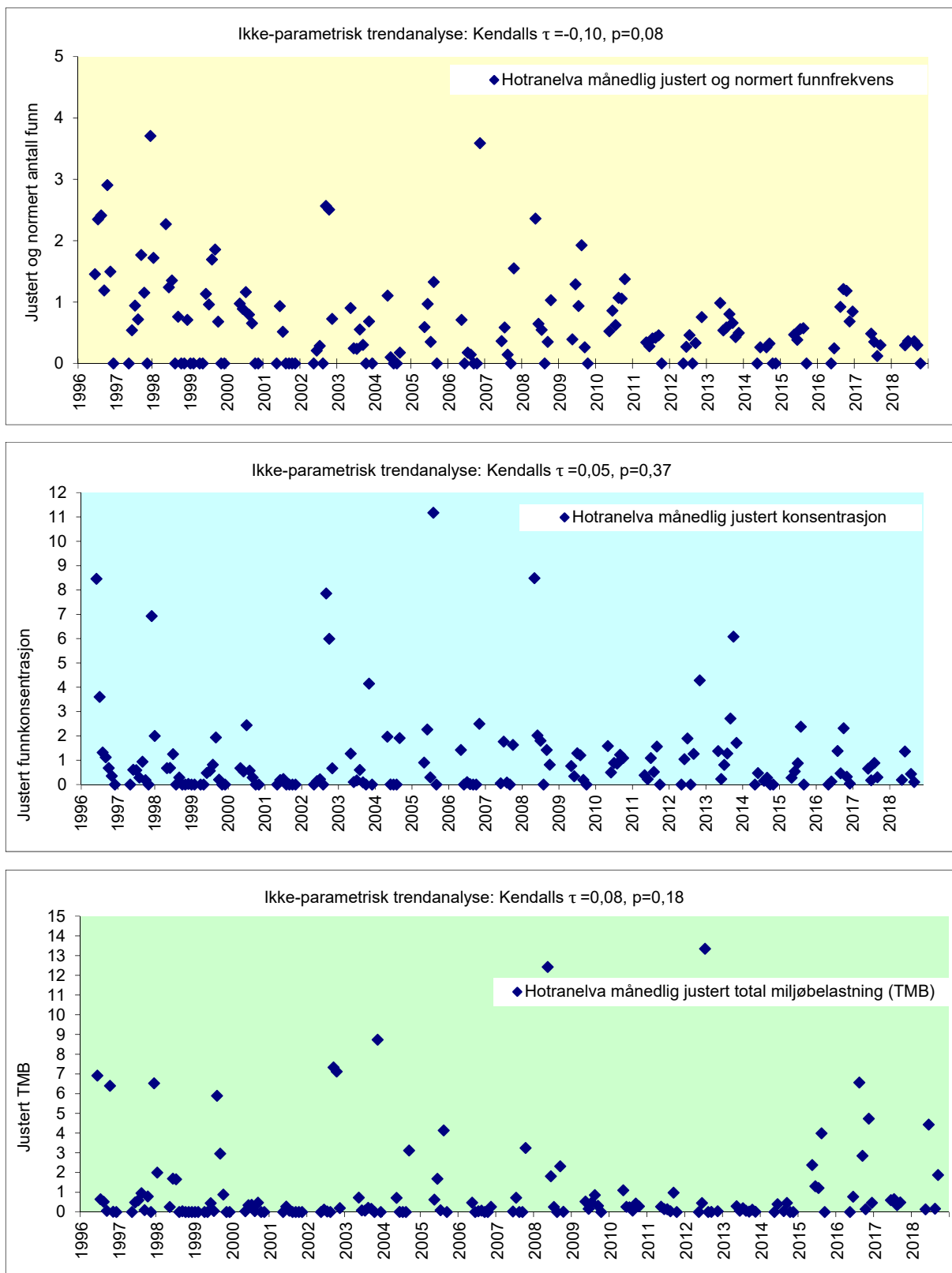
Figur 6.4. Trender i plantevernmiddelbelastning i Heiabekken i perioden 2004-2018 presentert gjennom plott av estimerte månedlige verdier for indikatorparametrene justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB). Resultater av ikke-parametrisk trendanalyse er angitt i overskriften i hvert plott.



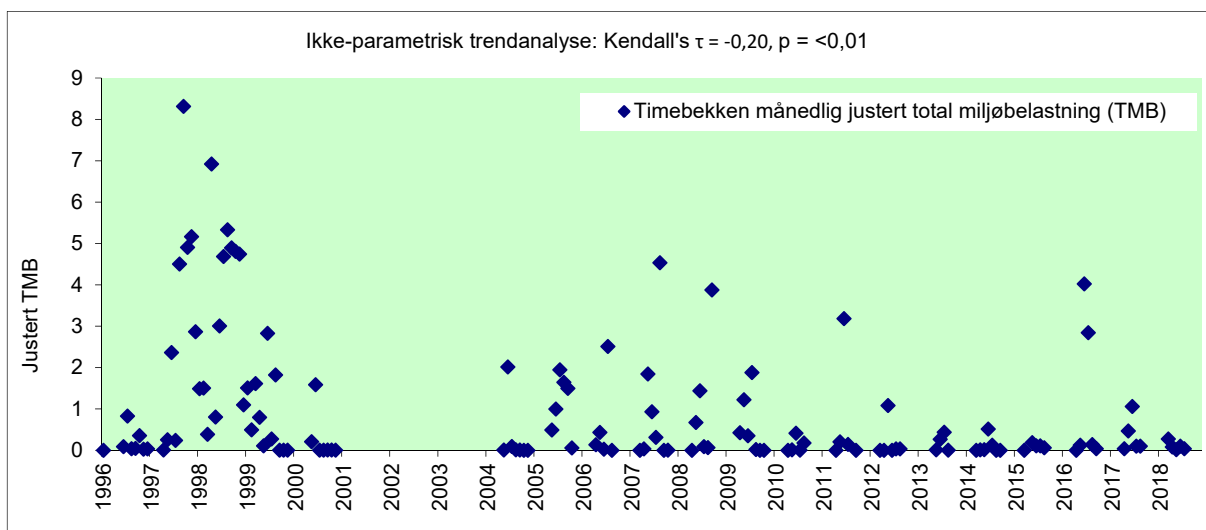
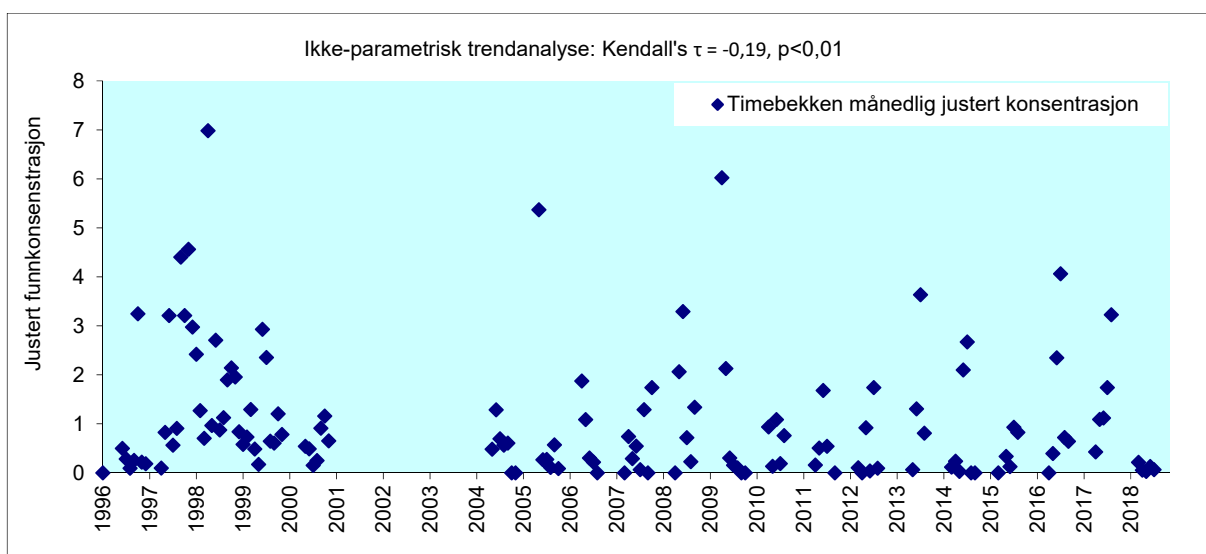
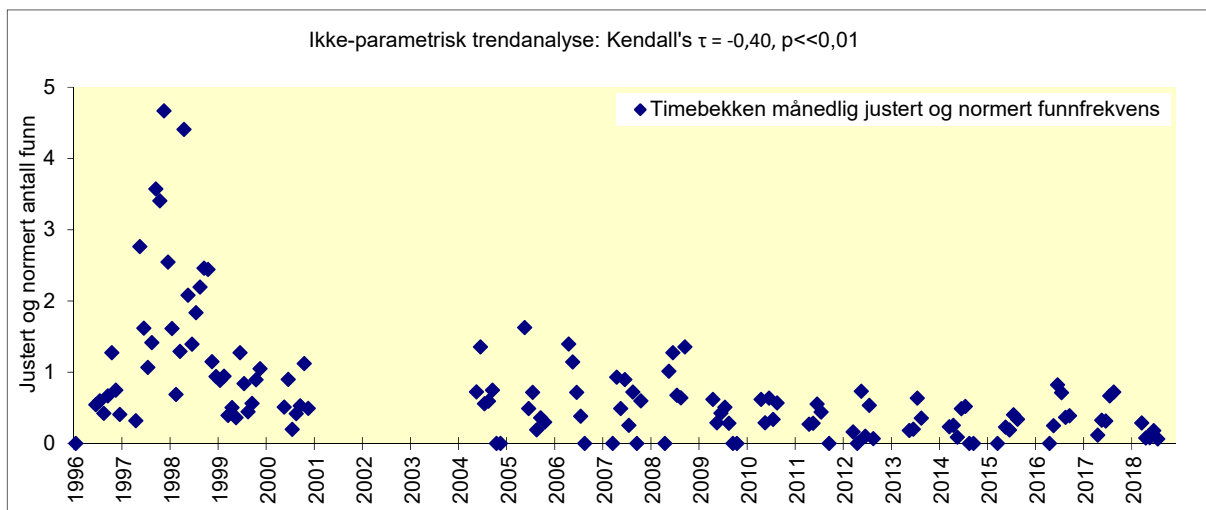
Figur 6.5. Trender i plantevernmiddebelastning i Skuterubekken i perioden 1996-2018 presentert gjennom plott av estimerte månedlige verdier for indikatorparametrene justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB). Resultater av ikke-parametrisk trendanalyse er angitt i overskriften i hvert plott.



Figur 6.6. Trender i plantevernmiddelbelastning i Mørdrebekken i perioden 1996-2018 presentert gjennom plott av estimerte månedlige verdier for indikatorparametrene justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB). Resultater av ikke-parametrisk trendanalyse er angitt i overskriften i hvert plott.



Figur 6.7. Trender i plantevernmiddelbelastning i Hotranelva i perioden 1996-2018 presentert gjennom plott av estimerte månedlige verdier for indikatorparametrene justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB). Resultater av ikke-parametrisk trendanalyse er angitt i overskriften i hvert plott.



Figur 6.8. Trender i plantevernmiddelbelastning i Timebekken i perioden 1996-2018 presentert gjennom plott av estimerte månedlige verdier for indikatorparametrene justert antall påvisninger, funnkonsentrasjoner og total miljøbelastning (TMB). Resultater av ikke-parametrisk trendanalyse er angitt i overskriften i hvert plott.

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 2018 ble det analysert for konsentrasjoner av 110 aktive stoffer og 17 metabolitter (vedlegg 3). I gjennomsnitt for overvåkingsperioden er det påvist 2 ulike midler pr analyserte prøve. I 75 % av vannprøvene hvor det påvises plantevernmidler blir det funnet flere plantevernmidler samtidig, med en variasjon mellom de ulike overvåkingsfeltene fra 60 til 95 %. Det er stor variasjon i hvor mange midler som faktisk påvises i hver analyserte prøve, og i 2018 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.

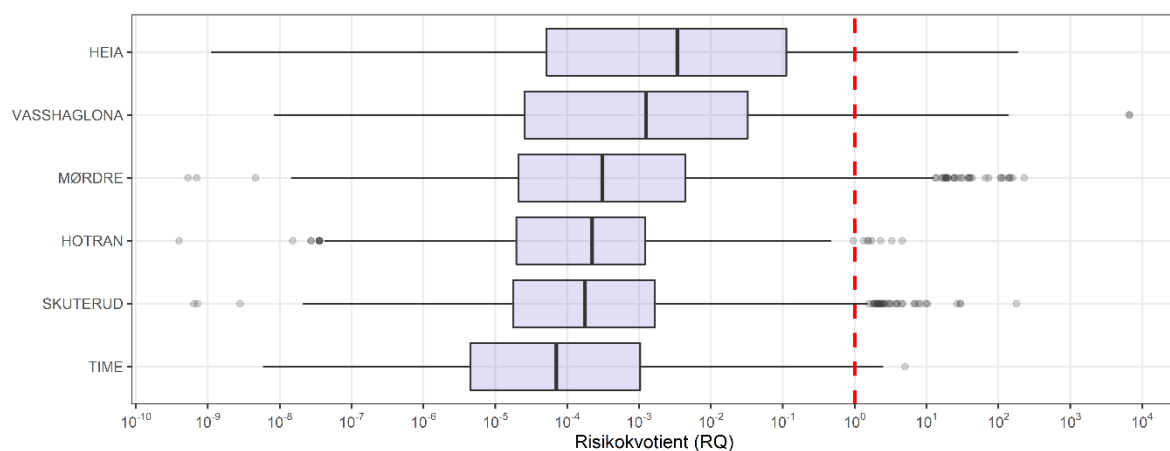
Gjennom et prosjektarbeid finansiert av Mattilsynet med midler fra Handlingsplanen for redusert risiko ved bruk av plantevernmidler (Petersen mfl. 2013 og 2015, Tollefsen mfl. 2016) har NIVA i samarbeid med NIBIO evaluert modeller for risikovurdering av blandinger av plantevernmidler i vann. Basert på dette arbeidet er det i perioden 2018-2021 arbeidet med trendanalyser av total miljøbelastning som hensyntar variasjonen i følsomhet mellom ulike ikke-målorganismer i vann (alger, krepsdyr, fisk og vannplanter) med data fra JOVA-programmet for perioden 2011-2018. Et eget risikovurderingsverktøy (NIVA Risk Assessment DataBase, NIVA RADB, www.niva.no/radb) er utviklet for å gjennomføre standardisert risikovurdering av komplekse blandinger.

De kumulative risikoprediksjonene gjennomført ved hjelp av risikovurderingsverktøyet RADB baserer seg på data fra et stort antall effektstudier innen hver organismegruppe, og benytter et gjennomsnitt av effektverdier (eks. NOEC, LOEC og EC₅₀) sammen med en ekstrapoleringsfaktor for å predikere en terskelverdi der effekter ikke forventes (i praksis NOEC for organismegruppen). Disse terskelverdiene skiller seg ut fra klassiske predikerte terskelverdier for miljøfarlighet (eks. PNEC og JOVA-programmets MF-verdier) ved at det ikke benyttes korreksjonsfaktorer for mangel på tilgjengelig effektdata fra ulike trofiske nivå (også kalt assessment factors). Ettersom ulike aktive virkestoffer påvirker ulike organismer og organismegrupper forskjellig, unngår man da overprediksjon av risiko som følge av en konservativ PNEC-verdi basert på de mest følsomme artsgruppene og giftighetsmekanismen for hvert virkestoff i blandingen. Prediksjonene som gjennomføres er også basert på antagelse om additivitet, og vil ikke ta hensyn til samvirkeeffekter som antagonisme og synergi.

Dette arbeidet vil publiseres i en egen NIBIO rapport i løpet av 2021 (Tollefsen mfl. 2021, unpubl.) og noen hovedresultater er gjengitt under.

En analyse av kronisk miljørisiko (dvs. risiko for effekter ved langvarig påvirkning) viser at estimert risikokvotient generelt ligger lavere enn terskelverdien for hva vi anser som miljørisiko (RQ=1). Denne analysen er utført samlet for en rekke ulike organismegrupper og potensielle skadeeffekter og antyder at risiko i hovedvekt er lav for feltene, men at det har vært episoder med forhøyet/mulig risiko en eller flere ganger i løpet av perioden (figur 6.9). Heiabekken har de fleste tilfeller av episoder med forhøyet/mulig risiko, selv om enkeltepisoder i feltene Vasshaglona, Mørdre og Skuterud også gir høye

RQ verdier ($RQ > 100$) i enkelte tilfeller. Feltene Timebekken og Hotranbekken har de færreste tilfeller av overskridelser av risikoterskel ($RQ=1$).



Figur 6.9. Fordeling av kumulativ kronisk miljørisiko (risikokvotienter) for stoffer påvist i Heiabekken (HEIA), Skuterudbekken (SKUTERUD), Mørdrebekken (MØRDRE), Hotranbekken (HOTRAN), Timebekken (TIME) og Vasshaglona (VASSHAGLONA) under vekstperioden i årene 2011 til 2018. Data viser 25% til 75% interkvantiler (boks), median (linje), største verdi innenfor 1.5 ganger interkvantilene (stolper) og ekstremverdier (punkter). Risikokvotientene, som representerer ulike kombinasjoner av organismer og skadeeffekter, er gruppert ifht. følgende antatte miljørisiko: $<0,01$ (veldig liten); $0,01$ til $0,1$ (liten), $0,1$ til 1 (moderat), 1 til 10 (høy) og >10 (veldig høy), der verdien 1 (100 , rød strek) er grenseverdi for antatt miljørisiko.

Analysen som er gjennomført omfatter videre en identifisering av følsomme arter, relevante biologiske effekter og risikodrivere (plantevernmidler) for de ulike overvåkingsfeltene. De midlene som peker seg ut som risikodrivere inkluderer alle grupper av plantevernmidler, men det er spesielt et utvalg insektmidler og soppmidler som påvirker de mest følsomme organismegruppene i bekkene.

Det er spesielt akvatiske leddyr som utpeker seg som en følsom organismegruppe i flere av overvåkingsfeltene. I både Mørdre, Skuterud, Heiabekken og Vasshaglona indikerer analysen at det er episoder/perioder med mulig risiko for denne organismegruppen. I Mørdrefeltet er det da spesielt soppmidlet azoxystrobin, og insektmidlene imidakloprid og dimetoat som kan ha forårsaket slike episoder gjennom perioden 2011-2018. Dimetoat har de senere år kun vært tillatt brukt gjennom off-label godkjenning og midlet er ikke solgt i Norge etter 2012.

I Skuterudfeltet er det soppmidlet azoxystrobin og insektmidlene imidakloprid og tiakloprid som peker seg ut, mens det i Heiabekken også er risikoepisoder knyttet til forekomst av soppmidlet boskalid. Tilsvarende analyse for Vasshaglona indikerer at soppmidlet azoxystrobin og insektmidlene alfa cypermetrin, imidakloprid og tiakloprid spiller en viktig rolle. I Vasshaglona er det i perioden også episoder med mulig risiko for akvatiske virveldyr (fisk, amfibier) knyttet til forekomst av alfacypermetrin og azoxystrobin.

I Hotranfeltet er det generelt få funn av plantevernmidler og dermed også lav hyppighet av episoder med mulig risiko. Her er det imidlertid akvatiske primærprodusenter (alger, vannplanter) som peker seg ut som de mest følsomme organismene, og da spesielt knyttet til forekomst av ugrasmidlet diflufenikan. I Timefeltet indikerer våre analyser at det er akvatiske vertebrater (fisk, amfibier) som er de mest følsomme organismene, og episoder med risiko er i hovedsak knyttet til ugrasmidlet simazin. Dette midlet er ikke godkjent for bruk i Norge, men på grunn av persistens påvises det år om annet i lave konsentrasjoner.

6.5 Gjenfinning i overvåkingsfeltene og godkjenning av plantevernmidler

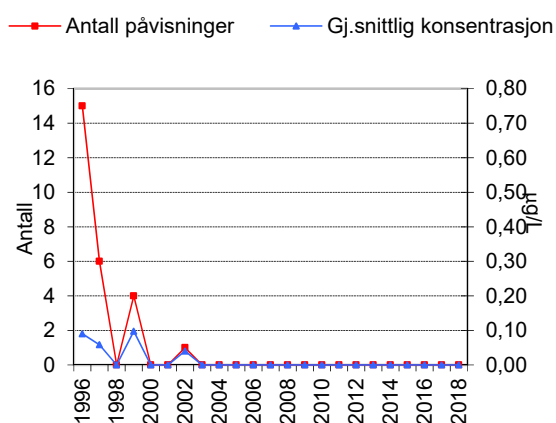
I det følgende gis en gjennomgang av enkeltmidler som har fått endret sin godkjenning i overvåkingsperioden. Analysen bygger på omsetningsstatistikk og bruk i JOVA-feltene sett i forhold til antall funn og funnkonsentrasjoner. Bruksdata omfatter feltene Skuterud, Mørdre, Heia, Vasshaglona og Time. Funndata 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 – 2018.

6.5.1 Opphørt bruk

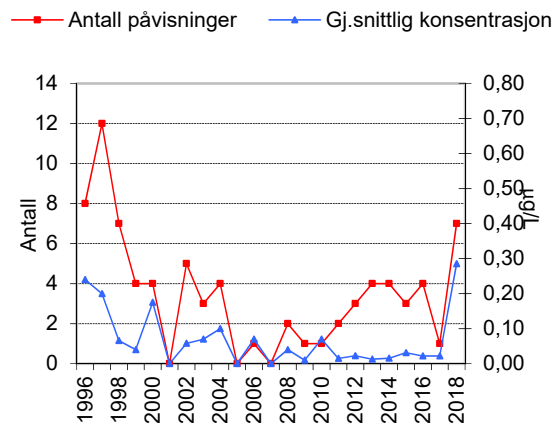
I perioden 1995 til 2018 er godkjenningen av en rekke plantevernmidler trukket tilbake. Når godkjenningen trekkes tilbake vil det fastsettes en avviklingsperiode hvor middelet er tillat solgt og brukt før et totalforbud innføres. Mange av disse midlene er relativt persistente, slik at de påvises flere 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 utgåtte 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. Tebukonazol er påvist en gang i 2015 og en rekke ganger i 2016 (ikke vist) trolig som følge av at midlet er godkjent som biocid og benyttes i treimpregnering. 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 6.10).

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 6.11), og med noe flere påvisninger senere år i tilknytning til nedbør-/avrenningsepisoder. Etter behandling av søknad i september 2019 er 2,4-D nå godkjent for bruk mot ugras i korn i formen 2,4-D-EHE.



Figur 6.10. Funn av simazin og gjennomsnittlig konsentrasjon 1996-2018.

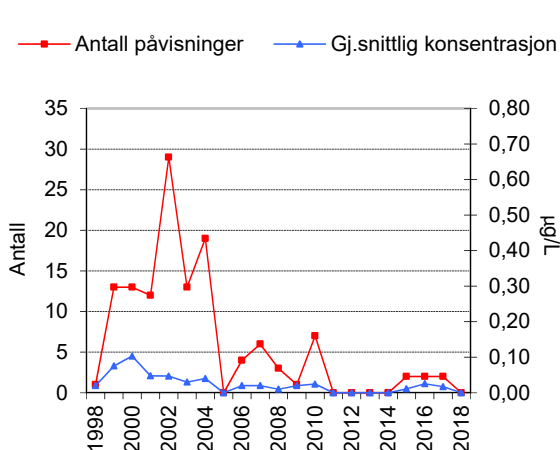


Figur 6.11. Funn av 2,4-D og gjennomsnittlig konsentrasjon 1996-2018.

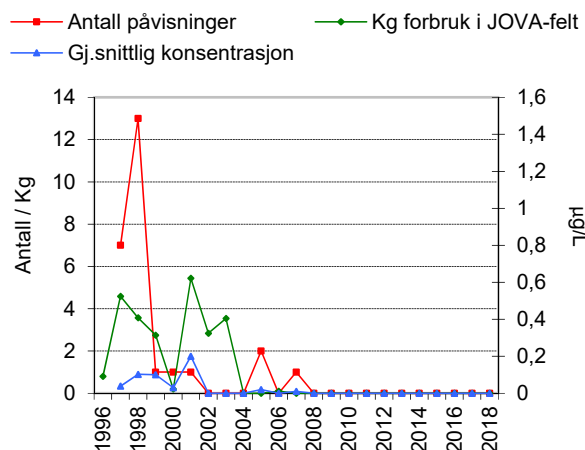
Diazinon (SK) og isoproturon (U) ble sist omsatt i 2003. Midlene er ikke påvist etter 2008 bortsett fra ett funn av isoproturon på bestemmelsesgrensen for analysemetode (0,01 µg/L) i 2015 (ikke vist).

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 6.12). De siste årene er det gjort færre funn av BAM, ingen funn i 2011–2014. Konsentrasjonene som påvises er lave.

Klorfeninfos (SK) har i tidligere rapportert vært det skadedyrmedlet med flest funn over MF-verdien i nedbøreltet, men grunnet en justering av MF-verdien for middelet er det nå kun et fåtall av de tidligere funnene (6) som overskrider MF (MF = 0,1 µg/L). 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 6.13).



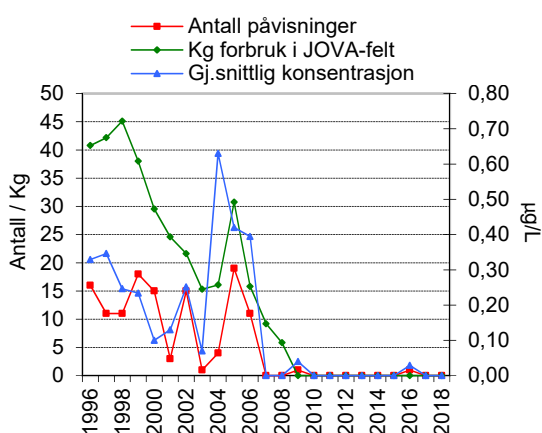
Figur 6.12. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av BAM (2,6-diklorbenzamid) 1998-2018.



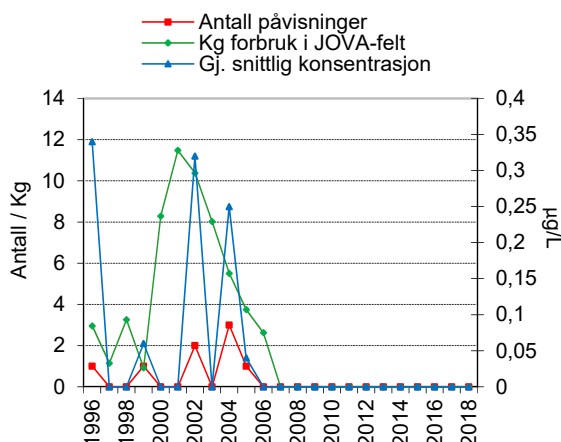
Figur 6.13. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av klorfeninfos. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.

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 to funn i lave konsentrasjoner (0,04 µg/L i 2009 og 0,03 µg/L i 2016) (figur 6.14).

Azinfosmetyl (SK) er et skadedyrmedel som var godkjent for bruk i frukt, bær, kålvekster, prydvkster og pryddplanter i veksthus og er påvist over MF i overvåkingsfelt en rekke ganger. Middelet ble trukket fra markedet i 2006, sist rapportert brukt i overvåkingsfelt i 2007 og er ikke påvist etter dette (figur 6.15).



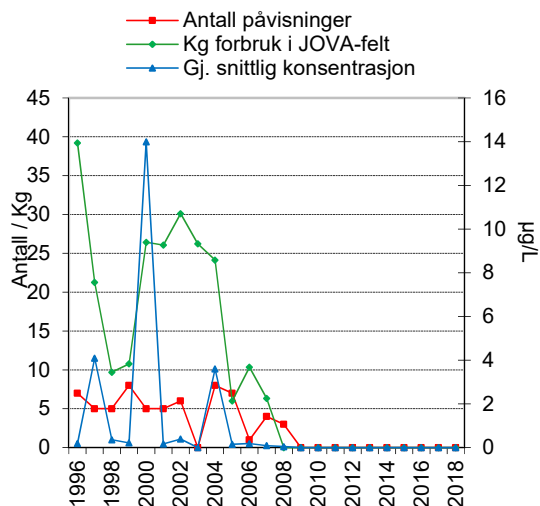
Figur 6.14. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av linuron. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.



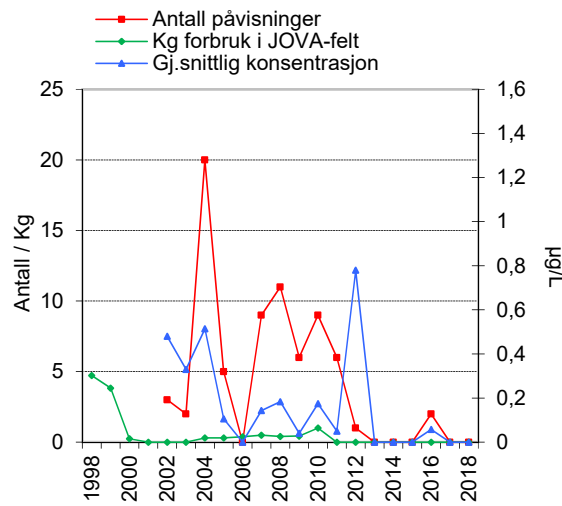
Figur 6.15. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av azinfosmetyl. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.

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 6.16).

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 at godkjenningsperioden gikk ut (figur 6.17), med siste påvisning i 2016. Det er ikke gjort funn over MF-verdien for stoffet.



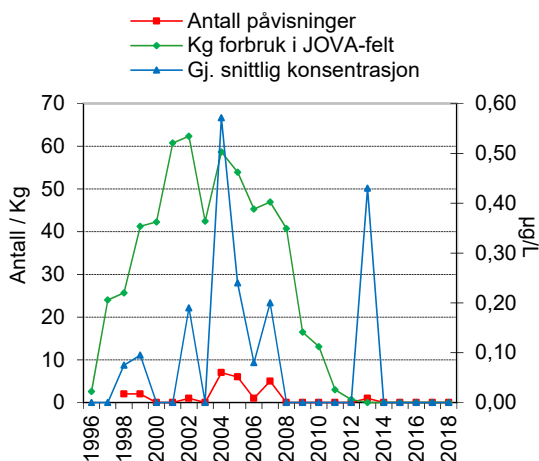
Figur 6.16. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av propaklor. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.



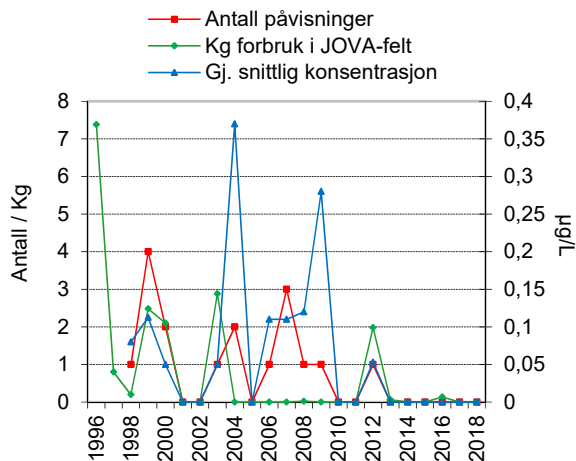
Figur 6.17. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av kresoksim (metabolitt). Kg forbruk i JOVA-felt. 1998-2018.

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 6.18), 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 registrert omsatt 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 påvist i JOVA-felt etter 2012 (figur 6.19), men er rapportert brukt i et fåtall sprøytinger i årene 2013, 2014 og 2016.



Figur 6.18. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av fluazinam. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.



Figur 6.19. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av dimetoat. Kg forbruk i JOVA-felt. 1998-2018.

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, og er påvist én gang i 2018 (0,09 µg/L).

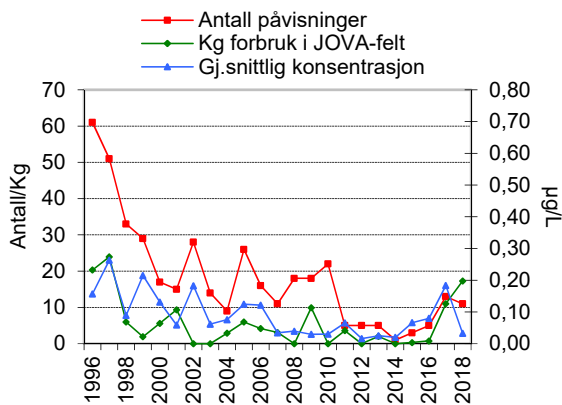
Klofentezin (SK) og heksyiazoks (SK) er skadedyrmidler som var sist tillatt brukt i 2014. Klofentezin er kun rapportert brukt to ganger i 2010 i JOVA-felt. Heksyiazoks er rapportert sprøytet et fåtall ganger 2006–2008 og 2011–2012. Midlene ble inkludert i søkespekteret i analysemetodene i 2011, men er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

6.5.2 Redusert bruk

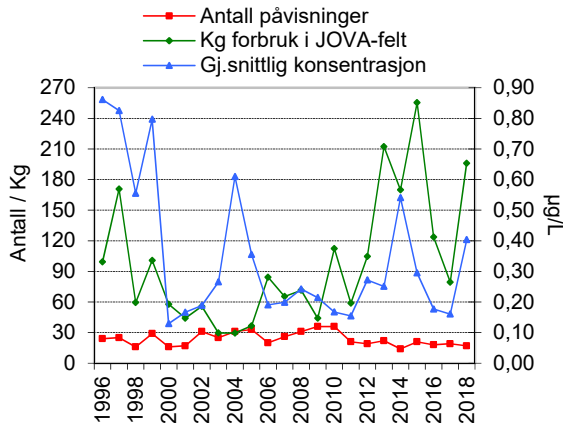
Mange av midlene som hyppig er påvist i JOVA-programmet, har fått endringer i sin godkjenning i perioden 1995–2018. Dette har ført til endringer i bruken av midlene og endringer i gjenfinningsbildet. De årlige variasjonene i værforhold, samt bruk i det enkelte felt, påvirker gjenfinningen av midlene. 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 6.20 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 i perioden 2011–2016, men med noe økt bruk og flere funn de to siste årene. Gjennomsnittlige konsentrasjoner er generelt lave, men med årlige fluktusjoner.

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 sulfonylurea lavdosemidler og vi ser en økt bruk i JOVA-feltene fra 2010 og stor variasjon mellom år i gjennomsnittlig påvist konsentrasjon (figur 6.21). En senkning av miljøfarlighetsverdien for MCPA (MF=1,4 µg/L) i 2014 gjør at flere av påvisningene ligger over denne verdien.



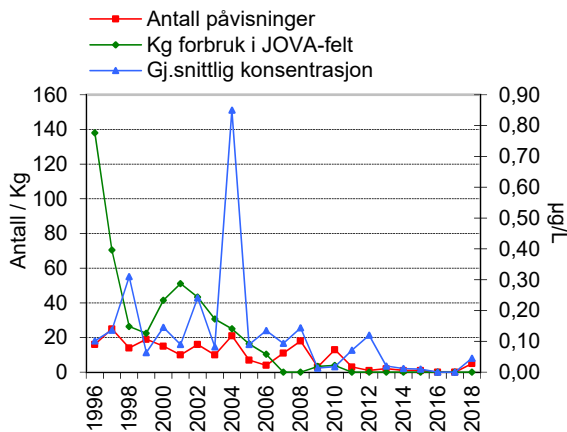
Figur 6.20. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av bentazon. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.



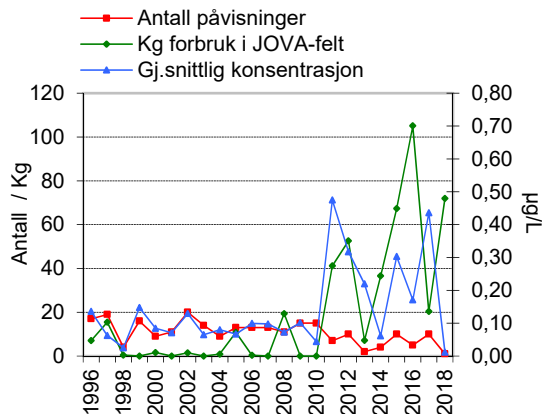
Figur 6.21. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av MCPA. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.

Diklorprop/diklorprop-P (U) har vært ofte påvist i alle nedbørfelt, men etter 2010 er det gjort kun et fåtall (0-5) 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 8 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 6.22).

Mekoprop/mekoprop-P (U) har vært mindre i bruk enn diklorprop i JOVA-feltene, men vi ser en økning i bruken de siste 8 årene sammen med en økning i gjennomsnittlige påviste konsentrasjoner (figur 6.23). Det har gjennom perioden vært en overgang til preparater som kun inneholder den aktive isomeren mekoprop-p.



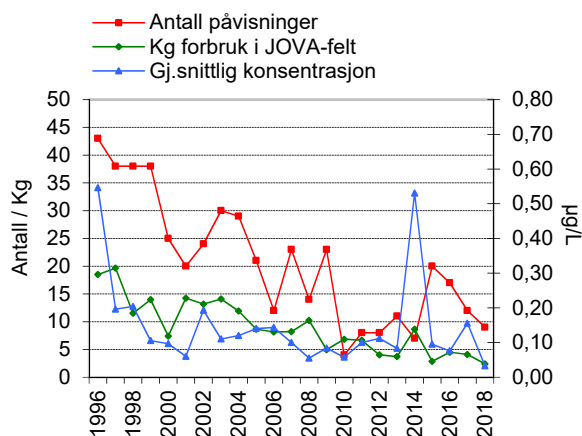
Figur 6.22. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av diklorprop(-P). Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.



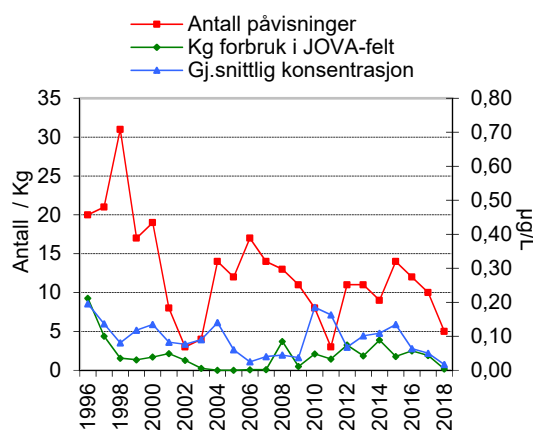
Figur 6.23. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av mekoprop(-P). Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.

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 er en trend med redusert bruk i overvåkingfeltene. Tilsvarende har det gjennom perioden vært en nedadgående tendens for antall påvisning og gjennomsnittlige påviste konsentrasjoner, men med noe avvik fra dette bildet de senere årene (figur 6.24). Gjennomsnittlige konsentrasjoner har stort sett ligget mellom 0,05 og 0,2 µg/L. En senkning av miljøfarlighetsverdien for metribuzin (MF=0,058 µg/L) i 2012 gjør at de fleste av påvisningene ligger over denne verdien.

Metalaksyl/metalaksyl-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 metalaksyl-M. Dette innebærer i praksis en halvering av dosene. Figur 6.25 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 og 2018 da det var få funn av metalaksyl. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av metalaksyl er svært lave sett i forhold til MF-verdien for midlet.



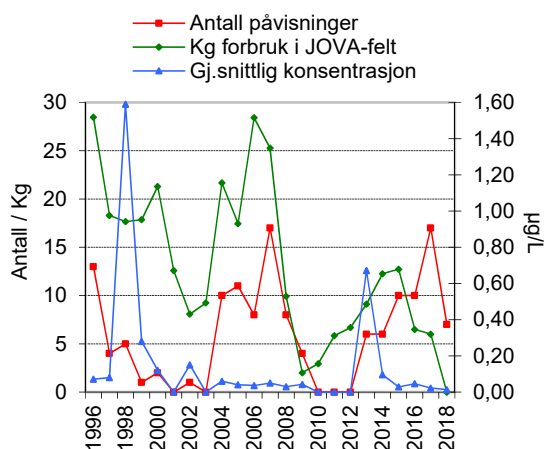
Figur 6.24. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av metribuzin. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.



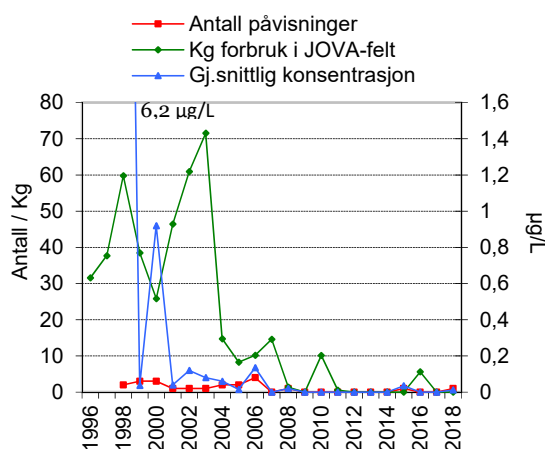
Figur 6.25. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av metalaksyl/metalaksyl-M. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.

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 2012–2017. Konsentrasjonene som påvises er gjennomgående lave med unntak av årene 1998 og 2013 (figur 6.26). Midlet har mistet sin godkjenning og er tillatt brukt til 19.03.2020.

Fenpropimorf (S) er ett av soppmidlene med fleste funn over MF-verdien gjennom perioden, men er kun påvist tre ganger i feltet de siste 11 årene - i 2008, 2015 og 2018. Grunnet andre alternative midler på markedet er bruken av dette midlet sterkt redusert gjennom perioden (figur 6.27) med rapportert bruk kun i 2016 i perioden etter 2010.



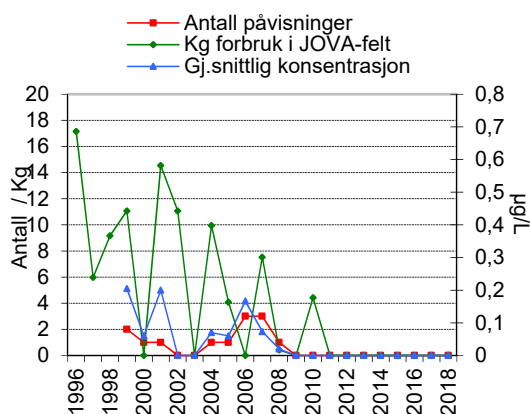
Figur 6.26. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av propikonazol. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.



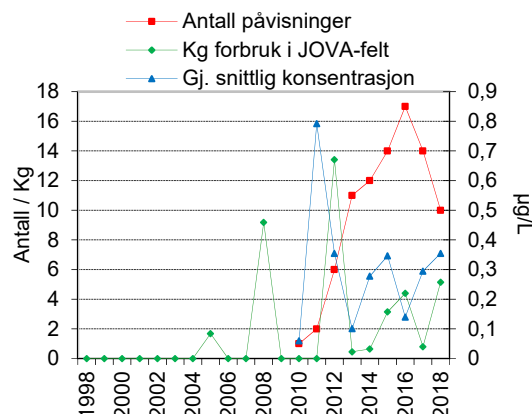
Figur 6.27. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av fenpropimorf. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.

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 at denne endringen i godkjenningen opphørte (figur 6.28).

Imidakloprid (SK) har vært omsatt siden 1998, men ble først rapportert brukt 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 åtte 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 og godkjenning for beising av potet opphørte i løpet av 2018.



Figur 6.28. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av prokloraz. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.

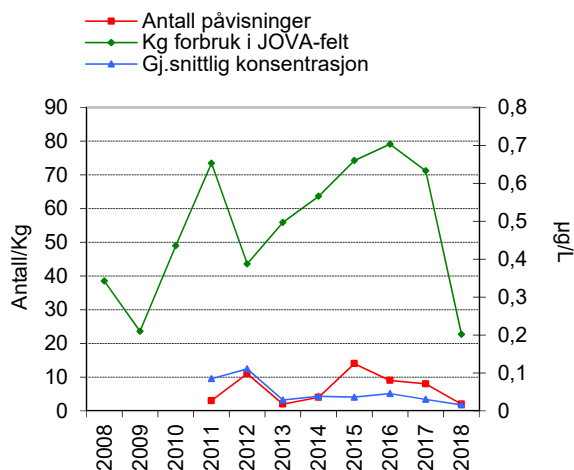


Figur 6.29. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av imidakloprid. Kg forbruk i JOVA-felt. 1998/2010-2018.

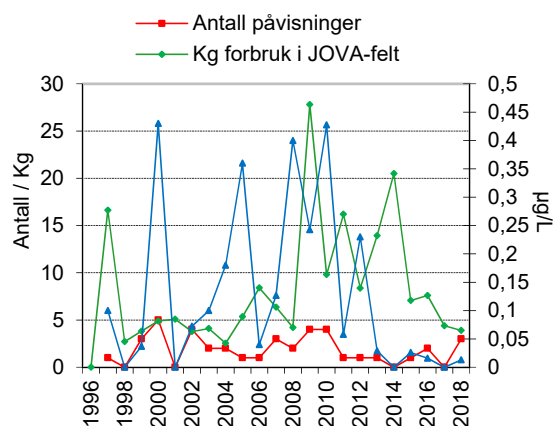
6.5.3 Mulige utfordringer

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 6.30 viser økningen i bruken av protiokonazol i overvåkingsfeltene siden introduksjonen i 2008, med unntak av i 2018 da generelt tørt vær ga lite behov for sprøyting. Nær halvparten av funnene som er gjort av metabolitten så langt er over MF-verdien (0,034 µg/L). MF-verdien er imidlertid satt lavt grunnet mangler i datasettet som er benyttet i beregningene.

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 6.31). Resultatene viser store variasjoner mellom år i bruk og funn av midlet. Det er kun gjort et fåtall funn av midlet de siste seks årene.

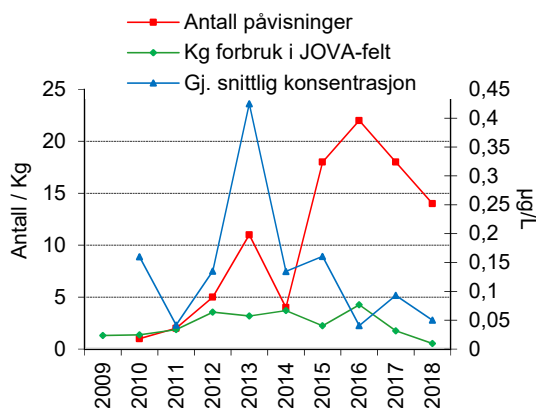


Figur 6.30. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av protikonazol destio (metabolitt). Kg forbruk i JOVA-felt av protikonazol. 2008/2011-2018.



Figur 6.31. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av aklonifen. Kg forbruk i JOVA-felt. 1996-2018.

Boskalid (S) er i en prosess for revurdering i EU og Norge. Undersøkelser i norsk jord og klima indikerer at boskalid kan ha uventet lang persistens i norsk miljø (Almvik mfl. 2016) Det er gjort en rekke funn i JOVA-felt de senere årene, men generelt i lave konsentrasjoner (figur 6.32).



Figur 6.32. Funn og gj.snittlig konsentrasjon av boskalid. 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 6.24).

En rekke både godkjente og tidligere godkjente plantevernmidler er pr i dag godkjent for bruk som biocid gjennom biocidforskriften, eller som veterinærlegemidler. Dette kan omfatte produkttyper som benyttes både innedørs og utendørs, i urbane strøk og i landbruksområder, og kan resultere i spredning i miljøet slik som plantevernmiddelbruk for øvrig. Denne problemstillingen er pr i dag ikke direkte adressert gjennom overvåkingen eller rapporteringen i JOVA-programmet.

7 Konklusjon

Fosfor- og jordtap

Resultatene fra overvåkingen viser at det er oppadgående trend i fosfortap fra tre av de ni overvåkingsfeltene som nå overvåkes for næringsstoffer. Det gjelder to av overvåkingsfeltene på Østlandet (Mørdre og Kolstad) og det ene på Sørlandet (Vasshaglona). Det er dessuten en tendens til oppadgående trend i Skuterud (Østlandet) og Time, som ligger på Jæren. Samlet sett kan de oppadgående trendene i fosfortap kun delvis forklares med økt avrenning. Resultatene tyder på at det er andre faktorer enn avrenningsmengde som bidrar til økte tap av totalfosfor gjennom overvåkingsperioden. Det er registrert økning i antall flomtopper i ett av feltene (Skuterud), noe som kan ha bidratt til tendensen til økt tap av fosfor der. Andre værforhold kan også ha bidratt, men det er ikke undersøkt her. Gjennom overvåkingsperioden for Mørdre (1999-2019) har det vært en kraftig økning i jordarbeiding om høsten i det feltet, mens det ikke har vært noen signifikant endring i Skuterud. Det er vist en god sammenheng mellom jordarbeiding og fosfortap i Mørdre, og en tilsvarende sammenheng for Skuterud, men i Skuterud gjelder sammenhengen kun for år med stor avrenning. I Kolstad har arealet som blir jordarbeidet om høsten vist en nedgang gjennom overvåkingsperioden. Likevel er det registrert en økning i fosfortapet i Kolstad.

Det er også oppadgående trend i tap av løst fosfat fra tre av overvåkingsfeltene Skuterud, Vasshaglona og Time. For Vasshaglona er det den økte vannføringen som er årsak til trenden, mens det for de to andre feltene er andre faktorer som forklarer denne økningen.

Jordtapet fra Kolstad har vært økende gjennom overvåkingsperioden, men tapet er lite og trenden har derfor mindre betydning. I Volbu, som også normalt har lavt jordtap, er det registrert en økning gjennom overvåkingsperioden, men denne har sannsynligvis sammenheng med graving av veigrøfter og lagring av mye sediment i målerenna. I Skuterud er det registrert en reduksjon i jordtap når det tas hensyn til avrenningen. Det skyldes sannsynligvis renseeffekten av fangdammen som ble etablert i 2001. For de øvrige feltene er det ikke funnet signifikante trender for jordtap.

Gjennom overvåkingsperioden har bruken av fosfor i mineralgjødsel blitt redusert i alle overvåkingsfeltene. Dette har ført til en reduksjon i total mengde tilført fosfor i kornfeltene. Tilførsel av fosfor i husdyrgjødsel har imidlertid økt i tre av de andre feltene (Kolstad, Vasshaglona og Time). Det har ført til en 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 fjørfé-produksjon. Det svarer til den generelle trenden i norsk landbruk.

I Naurstad har det vært en reduksjon i både tap av totalfosfor og løst fosfat gjennom overvåkingsperioden. Det er dessuten 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. 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.

Avrenningsprosesser i nedbørfeltene er komplekse og varierer mye i rom og tid, og kan være avhengige av enkelte spesifikke hendelser, f.eks. snøsmelting med regn. Derfor er enkle årsakssammenhenge ofte vanskelige å identifisere.

Nitrogentap

Resultater fra overvåkingen viser en oppadgående trend i nitrogentap fra Mørdre og Vasshaglona. Økt avrenning forklarer en del av denne økningen, men analysen viser at det også er faktorer utover avrenningsmengde som bidrar til økte nitrogentap. Det er også en tendens til økte tap av nitrogen i Skuterud og en tendens til reduksjon i Time, men for øvrig er det ikke registrert trender i nitrogentap. I Time har det vært en økning i mengden av tilført nitrogen gjennom overvåkingsperioden, som ikke

reflekteres i nitrogentapene. I Naurstad og Volbu har nitrogentilførselen og nitrogenbalansen gått ned. I de øvrige overvåkingsfeltene er det ikke registrert entydige trender for tilført nitrogen. Nitrogenbalansen har gått ned i Mørdre, noe som ikke henger sammen med den økte trenden for nitrogentap i dette feltet.

I 2018/2019, som var preget av en svært varm og tørr sommer, var nitrogenkonsentrasjonene høyere enn gjennomsnittet i alle felt unntatt Naurstad, der nivået var omtrent likt gjennomsnittet. Forskjellen var særlig stor i Kolstad, Mørdre, Skuterud og Vasshaglona (1,4-7 mg/L høyere enn gjennomsnittet). De høye nitrogenkonsentrasjonene skyldes både tørken og høstpløying før såing av høstkorn på en stor del av arealet. Tørken virket negativt på nitrogenopptak i gras og korn denne sommeren og det ble svært lave avlinger, noe som resulterte i høyere nitrogenbalanse enn gjennomsnittet i kornfeltene Skuterud, Mørdre og Kolstad på tross av at det ble gjødslet med mindre nitrogen det året enn gjennomsnittet. De høye nitrogenkonsentrasjonene høsten og vinteren 2018/2019 henger også sammen med en relativt stor andel jordarbeiding høsten 2018, blant annet på grunn av gode forhold for såing av høstkorn etter tidlig høsting og tørre forhold.

Plantevernmidler

Trendanalyser for plantevernmidler for overvåkingsperioden 1996–2018 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 potet og grønnsaker, som er produksjoner hvor det brukes mye plantevernmidler. Disse feltene viser en relativt stabil plantevernmiddebruk gjennom overvåkingsperioden. Trendanalyser viser ingen statistisk utvikling, verken økning eller reduksjon, i miljøbelastningen fra plantevernmidler i disse feltene. I gras/husdyrfeltet Time er det et generelt lavt forbruk av plantevernmidler og trendanalyser for plantevernmidler i vannmiljø viser redusert belastning for perioden 1996–2018. Det er en tendens til økende bruk av soppmidler i de to korndominerte feltene Skuterud og Mørdre. Det er imidlertid store variasjoner mellom år både i behov for bruk av soppmidler og i funn av disse i bekkevann. Under tørre forhold er det generelt lite sprøyting og det er også lav risiko for transport fra jord til vann. I produksjoner som krever jevnlig vanning vil det generelt være større risiko for transport av plantevernmidler til vann. Totalt for overvåkingsperioden fram til og med 2018 er det en økning i total miljøbelastning for Mørdre og Skuterud, mens det ikke er noen statistisk signifikant endring for Hotran. Dette bildet kan være forsterket av prøvetaking gjennom vintersesongen i 2017 og 2018 samt analyse for ugrasmidlet glyfosat i kornfeltene Mørdre og Skuterud.

Det påvises i gjennomsnitt 2 ulike plantevernmidler per analysert prøve i JOVA-programmet. I 75 % av vannprøvene hvor det påvises plantevernmidler blir det funnet flere plantevernmidler samtidig. 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.

En analyse av kronisk miljørisiko viser at estimert risikokvotient for JOVA-feltene generelt ligger lavere enn terskelverdien for hva vi anser som miljørisiko. Denne analysen er utført samlet for en rekke ulike arter og potensielle skadeeffekter og antyder at risiko i hovedvekt er lav for feltene, men at det forekommer episoder med forhøyet/mulig risiko. Analysen indikerer at insektmidlene alfacypermetrin, dimetoat, imidakloprid og tiakloprid, soppmidlene azoxystrobin og boskalid, og ugrasmidlene diflufenikan og simazin kan ha forårsaket episoder med risiko for enkelte organismegrupper i bekken i ett eller flere av feltene i løpet av perioden 2011–2018.

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. og Bøe, F. 2021. Soil Tillage and Crop Growth Effects on Surface and Subsurface Runoff, Loss of Soil, Phosphorus and Nitrogen in a Cold Climate. *Land* 2021, 10(1), 77; <https://doi.org/10.3390/land10010077>
- Bechmann, M., Bøe, F., Stenrød, M., Tveiti, G., 2021. Kjelle avrenningsforsøk. Årsrapport 2019-2020 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko. NIBIO Rapport 7(9). 42 s.
- Bechmann, M., Starckloff, T., Eklo, O.M., Tveiti, G., 2019. Kjelle avrenningsforsøk. Årsrapport 2017-2018. for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko. NIBIO Rapport 5(26). 48 s.
- 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* 198: 104-113.
- Bechmann, M., Stenrød, M., Greipsland, I., Hauken, M., Deelstra, J., Eggestad, H.O., Tveiti, G. 2017. 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 3(71).
- 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.
- Bye, A.S., Aarstad, P.A., Løvberget, A.I., Rognstad, O. og Storbråten, B. 2020. Jordbruk og miljø 2019 – tilstand og utvikling. SSB-rapport 2020/3. 192s.
- 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.
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften. 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. <https://www.vannportalen.no/veiledning/klassifiserings/>
- 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.

- Eklo, O.M., Stenrød, M., Almvik, M., Bolli, R., Odenmarck, S.R., Snapa, B., 2021. Bioreaktivt filter – Utprøving av bioreaktivt filter i fullskalaforsøk for rensing av avløpsvann fra utslipp av plantevernmiddelester fra vaske-/påfyllingsplasser. NIBIO Rapport 7(100). 52 s.
- Forskrift om organisk gjødsel. 2003. Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav (FOR-2003-07-04-951). Henta fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951>
- 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 oppdater 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.
- Holtan, G. and Holtan, H., 1993. Avrenning fra jordbruksområder i Maridalen 1989 – 1991. NIVA rapport 2839.
- KemI 2020. <https://www.kemi.se/bekampningsmedel/vaxtskyddsmedel/anvandning-avvaxtskyddsmedel/riktvarden-for-ytvatten>
- Kendall, M.G. 1975. Rank correlation methods. 4th edition, Charles 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
- Lindström, B., Larsson, M., Boye, K., Gönczi, M. och Kreuger, J. 2015. Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel). Långtidsöversikt och trender 2002-2012 för ytvatten och sediment. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, Rapport 2015:5.

- 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 2018. Fakta om glyfosat.
https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/plantevernmidler/godkjenning_av_plantevernmidler/fakta_om_glyfosat.3100/binary/Fakta%20om%20glyfosat.
- Mattilsynet, 2019. Omsetningsstatistikk for plantevernmidler 2014-2018.
https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/plantevernmidler/godkjenning_av_plantevernmidler/omsetningsstatistikk_20142018.33791/binary/Omsetningsstatistikk%202014-2018
- 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 3(1). 60 s.
- Roseth, R., Kværner, J., Rognan, Y., Mæland, T., Reinemo, J., 2018. Overvåking av grunnvann påvirket av jordbruk. Haslemoen, Rimstadmoen, Horpestad og Lærdal. NIBIO Rapport 4(117). 56s.
- 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., Rasmussen, J., Stenrød, M., 2021 (upubl.). Kumulativ risikovurdering av plantevernmidler målt i JOVA programmet i perioden 2011 til 2018. Publiseres som NIBIO Rapport i 2021.
- 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.
- Tørresen, K., Brandsæter, L.O., Netland, J., Berge, T.W., Ringselle, B., Strand, E., 2018. Alternativer til glyfosat i korn og grasmark. NIBIO Rapport 4(79). 72 s.
- Uhlen, G. 1989. Surface runoff losses of phosphorus and other nutrient elements from fertilized grassland. *Norwegian Journal of Agricultural Science* 3, 47-55.
- Aarstad, P.A., Bjørlo, B., 2016. Bruk av plantevernmidler i jordbruket 2014. Rapporter 2016/02. Statistisk sentralbyrå.

Aarstad, P.A.; Bjørlo, B., 2019. Bruk av plantevernmidler i jordbruket 2017. Rapport 2019/23. Statistisk sentralbyrå.

Øgaard, A.F., Haraldsen, T.K., Sveistrup, T. 2021. Avløpsslam til jordbruksarealer – resultater fra feltforsøk. NIBIO rapport (under utarbeidelse).

Øygarden, L. , Lundekvam, H., Arnoldussen, A.H. and Børresen, T. 2006. Norway. In: Soil Erosion in Europe Edited by J. Boardman and J. Poesen. 3-16.

Vedlegg

Vedlegg 1: Funn av plantevernmidler i bekker og elver i perioden 1995-2018

Tabell V1.1. Funn av plantevernmidler i bekker og elver i perioden 1995 til 2018. Plantevernmidlene er innenfor hver gruppe rangert etter antall overskridelser av miljøfarlighetsgrense (MF-grense pr. 2021).

	Antall prøver analysert [§]	Antall funn	% av antall prøver	Antall overskrid. av MF*	MF/AMF-grense	Maks kons. µg/L
Ugrasmidler						
Metribuzin	2640	543	21 %	281	0,058/0,4	12
MCPA	2630	774	29 %	33	1,4/15,2	9,7
Linuron	2640	140	5 %	20	0,56/1,7	2,9
Propaklor	2640	82	3 %	20	0,29/0,5	68
Aklonifen	2520	42	2 %	12	0,12/0,12	1,5
Isoproturon ¹	1328	22	2 %	3	0,3/1	0,45
Metamitron	2640	133	5 %	2	10/40	42
Diflufenikan	317	3	<1 %	2	0,01/0,025	0,014
Fenmedifam	808	10	1 %	1	1/8,6	2,2
2,4 - D	2630	102	4 %	0	4,9/34,6	1,5
2,6-diklorbenzamid (BAM) (metabolitt)	2155	151	7 %	0	10/1000	0,6
Atrazin	2640	2	<1 %	0	0,6/2	0,03
Bentazon	2630	697	27 %	0	80/540	6,9
Dikamba	2145	20	1 %	0	4,5/45	0,25
Diklorprop(-p)	2630	308	12 %	0	15/250	10,5
Flamprop	1960	1	<1 %	0	19/240	0,16
Fluroksypyr	2353	172	7 %	0	123/1230	14
Glyfosat ²	144	129	90 %	0	100/850	4,83
Klomazon	430	3	<1 %	0	5/13,6	0,016
Klopyralid	1960	79	4 %	0	71/540	2,4
Klorprofam	2060	9	<1 %	0	32--/100	1,4
Mekoprop(-p)	2630	335	13 %	0	16/160	3,09
Pinoksaden	472	1	<1 %	0	0,91/91	0,029
Propoksykarbazon	199	14	7 %	0	0,064/0,64	0,089
Prosulfokarb	317	20	6 %	2	0,45/4,9	0,58
Pyridat metabolitt	472	9	2 %	0	1/484	0,96
Simazin	2640	75	3 %	0	1/4	0,57
Florasulam	472	1	<1 %	0*	0,063/0,1	0,21
Sykloksydim	472	1	<1 %	0	1000/7080	0,029
Terbutylazin	2640	1	<1 %	0	0,2/1,28	0,09
Sum ugrasmidler		3879		376		
Soppmidler						
Fenpropimorf	2363	23	1 %	21	0,016/17	12
Protiokonazol-destio	472	54	11 %	24	0,033/3,9	0,55
Propikonazol	2640	153	6 %	17	0,13/0,8	7,7
Prokloraz	2520	14	<1 %	9	0,05/0,55	0,25
Fenamidon	472	16	3 %	0	0,95/5,3	0,68
Azoksystrobin	1422	145	10 %	2	0,95/5,6	2,5
Fluazinam	2155	24	1 %	13*	0,069/3,6	2,2
Karbendazim	472	3	<1 %	0*	0,15/1,9	0,039
Cyprodinil	1781	54	3 %	1	0,18/3,3	0,29
Dimetomorf	474	4	<1 %	4*	0,1/100	0,72
Fludioksonil	472	11	2 %	1	0,05/2,4	0,083
Propamokarb	256	28	11 %	0*	630/1800	1,2
Boskalid ⁴	474	95	20 %	0	12,5/270	2,8
Cyazofamid ⁴	472	11	2 %	0	1,17/2,5	0,09
ETU ² (metabolitt)	59	14	24 %	0	40/1100	3,0
Fenamidon	472	6	1 %	0*	0,95/5,3	0,68
Fenheksamid	808	38	5 %	0	10,1/100	1,4
Metalaksyl(-m)	2640	322	12 %	0	120/3600	1,62
Kresoksim-metyl	808	1	<1 %	0	0,7/4,7	0,01
Imazalil	1655	2	<1 %	0	4,3/87	0,64
Iprodion	2363	86	4 %	4*	0,75/66	5,3
Mandipropamid	472	35	8 %	0	7,6/79	0,24
Pencykuron	472	82	17 %	0	4,96/30	2,2

Penkonazol	2155	11	<1 %	0	6/19	0,28
Pikoksystrobin	808	5	<1 %	0	0,36/0,62	0,1
Pyraklostrobin	808	4	<1 %	0	0,4/0,6	0,1
Pyrimetanol	1970	4	<1 %	0	4/120	0,11
Tebukonazol	2363	10	<1 %	1	0,2/14,4	0,37
Tiabendazol	2520	3	<1 %	0	1,2/24	0,22
Tiofanatmetyl	216	1	<1 %	0	10,7/10,7	0,033
Difenokonazol	199	2	1 %	0	0,56/3,2	0,021
Trifloksystrobin	1173	5	<1 %	0	0,19/0,53	0,03
Sum soppmidler		1266		97		
Skadedyrmidler						
Imidakloprid ⁴	474	87	18 %	28	0,2/5,52	1,9
Diazinon	2640	12	<1 %	12	0,017/0,096	0,49
Azinfosmetyl	2520	11	<1 %	11	0,0034/0,021	0,64
Klorfenvinfos	2640	26	1 %	6	0,1/0,3	0,37
Lindan	2640	33	1 %	5	0,08/0,29	0,16
Pirimikarb	2640	21	<1 %	4	0,09/1,7	0,47
Alfacypermetrin	2520	3	<1 %	3	0,0001/0,0013	0,11
Tiakloprid	472	24	5 %	4	0,064/2,4	0,46
Dieldrin	1422	1	<1 %	1	0,01/0,01	0,16
Esfenvalerat	2099	1	<1 %	2*	0,0001/0,0048	0,06
DDT-m. metabolitter	2640	1	<1 %	1	0,025/0,025	0,06
Permetrin	2640	1	<1 %	1	0,009/0,015	0,02
Cyflutrin beta	472	2	<1 %	2	0,00002/0,0002	0,012
Dimetoat	2640	18	<1 %	0	4/200	0,75
Spinosad	472	1	<1 %	0*	0,024/22,7	0,013
Spirodiklofen	472	1	<1 %	0	0,195/3,51	0,016
Tiodikarb	472	1	<1 %	0	0,16/2,7	0,093
Sum skadedyrmidler		244		80		
Sum alle		5389		553		

⁵Nytt prøvested i Heia er ikke tatt med. Dobbelte prøvetak i Heia er utelatt. * Avvik fra tidligere pga endring i MF-verdi. ¹Spesialanalyser (færre prøver) fram til 2004. ²Spesialanalyser. Analysert før 2004 og i utvalgte felt i 2016-2017. ³Høyeste kons påvist under episodestudie, gj.snitt fra ordinære prøver. ⁴To 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, 2016 og 2021 med de 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	2021	Før 2011	2013	2016	2021
1995	120	18	28	30	30	15	23	25	25
1996	157	19	34	37	37	12	22	24	24
1997	208	24	41	37	37	12	20	18	18
1998	185	33	48	43	44	18	26	23	24
1999	189	17	33	34	35	9	18	18	19
2000	106	13	21	20	20	12	20	19	19
2001	123	3	10	10	10	2	8	8	8
2002	130	19	28	29	30	15	22	22	23
2003	123	8	24	25	25	7	20	20	20
2004*	126	25	30	33	33	20	24	26	26
2005	125	16	21	21	24	13	17	17	19
2006	120	14	23	24	25	12	19	20	21
2007**	120	8	18	17	17	7	15	14	14
2008	111	4	9	10	10	4	8	9	9
2009	112	2	13	16	16	2	12	14	14
2010	113	1	2	3	4	1	2	3	4
2011	42	-	8	8	7	-	19	19	17
2012	54	-	17	17	16	-	32	31	30
2013*	59			22	23			37	39
2014**	61			13	13			21	21
2015**	57			27	26			47	46
2016**	73				19				26
2017**	70				15				21
2018	56				10				18
SUM	2640	(224)	(409)	(476)	526***	-	-	-	-
Gjennomsnitt pr år		14	23	23	22	10	19	20	20

*Nytt prøvested i Heia er ikke tatt med. Beregning 2021 ikke justert og angitt lik beregning fra 2016. **Dobbelt prøveuttak i Heia er utelatt. Beregning 2021 ikke justert og angitt lik beregning fra 2016. ***Avvik fra Vedlegg 1 pga justeringer av prøveantall 2004 og 2007.

*Spesialanalyser for lavdosemidler i Heia og Skuterud ikke talt med i antall prøver og overskridelser. **Spesialanalyser for glyfosat i Skuterud og Mørdre (kun 2016-2018) ikke inkludert, men ingen funn over MF i disse dataene..

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, søkespekter pr 2015 er vist i tabell V3.3 og søkespekter pr 2018 er vist i tabell V3.4. Analyseperiode for stoffene inkludert i multimetoder gjennom overvåkingsperioden er oppsummert i tabell V3.5.

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

NIBIO Pesticider og naturstoffkjemi:

- 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.
- sulfonyleurea 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: Skadedyrmediddel (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: Skadedyrmedel (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.

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	
Biksafen	Bixafen	F	0,01	M101/ LC	
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	0,02	M101/ LC	
Diazinon	Diazinon	I	0,01	M101/ GC	
Dieldrin	Dieldrin	I	0,05	M101/ GC	
Difenokonazol	Difenoconazole	F	0,01	M101/ LC	
Difenokonazol metabolitt	Difenoconazole metabolite				
CGA205375	CGA205375	M	0,01	M101/ LC	
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	
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	
Flurokypsypr	Fluroxypyr	H	0,05	M15	
Halauksifen-metyl	Halauksifen-methyl	H	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert

Pesticid	Pesticide	Class	LOQ µg/L	Method	Comments
Heksachlorobenzene (HCB)	Hexachlorobenzene (HCB)	F	0,05	M101/ GC	Ikke akkreditert
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	
Imazalil	Imazalil	F	0,02	M101/ LC	
Imidakloprid	Imidacloprid	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	Clopyralid	H	0,05	M15	
Klorantraniliprol	Chlorantraniliprole	I	0,01	M101/ LC	
Klorfenvinfos	Chlorfenvinphos	I	0,01	M101/ LC	
Klorprofam	Chlorpropham	G	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	
MCPA	MCPA	H	0,01	M15	
Mandipropamid	Mandipropamid	F	0,01	M101/ LC	
Mekoprop	Mecoprop	H	0,01	M15	
Mepanipirim	Mepanipirim	F	0,01	M101/ LC	
Metalaksyl	Metalaxyl	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	
Pikoksystrobin	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	
Propikonazol	Propiconazole	F	0,01	M101/ LC	
Propoksykarbazon	Propoxycarbazone	H	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	
Pyroksulam	Pyroxsulam	H	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Simazin	Simazine	H	0,05	M101/ GC	
Spinosad	Spinosad	I	0,01	M101/ LC	
Spirodiklofen	Spirodiclofen	I	0,01	M101/ LC	
Sykloksydim	Cycloxydim	H	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Tau-fluvalinat	Tau-fluvalinate	I	0,01	M101/ LC	Ikke akkreditert
Tebukonazol	Tebuconazole	F	0,01	M101/ LC	

Pesticid	Pesticide	Class	LOQ µg/L	Method	Comments
Terbutylazin	Terbutylazine	H	0,01	M101/ GC	
Tiabendazol	Thiabendazole	F	0,02	M101/ LC	
Tiakloprid	Thiacloprid	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: 117 stoffer

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

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 V3.5. Pesticides analysed by multi-methods by NIBIO, Department of Pesticides and natural products chemistry, through the monitoring period, with current (2018) 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 - desclorpropyl	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 (BAM)	Metabolite	1998-present	0.01
Dicamba	Herbicide	1998-present	0.02
Esfenvalerate	Insecticide	1998-2017 ^e	0.01
Fluazinam	Fungicide	1998-present	0.01
Penconazole	Fungicide	1998-present	0.01
Chlorpropham	Plant growth regulator	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	^c 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 (trans)	Metabolite	2003-present	0.01
Hexachlorobenzene (HCB)	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	0.02
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
Fenamidon	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
Zoxamide	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
Bixafen	Fungicide	2016-present	0.01
Difenoconazole	Fungicide	2016-present	0.01
Difenoconazole metabolite (CGA205375)	Metabolite	2016-present	0.01
Mepanipyrim	Fungicide	2016-present	0.01
Propoxycarbazone	Herbicide	2016-present	0.01
Halauxifen-methyl	Herbicide	2017-present	0.01
Tau-fluvalinate	Insecticide	2017-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. ^eRepresented by results for fenvalerate from 2018 as only esfenvalerate is approved for use in Norway.

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.