



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Regionale miljøkrav i jordbruket i Vestfold og Telemark

Konsekvenser for vannmiljø, matproduksjon og kostnader

NIBIO RAPPORT | VOL. 10 | NR. 81 | 2024



Sigrun Hjalmarsdottir Kværnø og Marianne Bechmann
Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Regionale miljøkrav i jordbruket i Vestfold og Telemark - Konsekvenser for vannmiljø, matproduksjon og kostnader.

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Sigrun Hjalmarsdottir Kværnø og Marianne Bechmann

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
26.06.2024	10/81/2024	Åpen	53672	23/01515
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03539-8	2464-1162	66	0	

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Statsforvalteren i Vestfold og Telemark

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Everdien van Weeghel

STIKKORD/KEYWORDS:

Vannmiljøtiltak, regionale miljøkrav, erosjon, erosjonsrisiko, fosfortap, nitrogentap, næringsstofftap, matproduksjon, avling, kostnader, korn, potet, grønnsaker, jordarbeidingstiltak, buffersone, fangvekst, gras, stubb, direktesåing, høstharving.

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Landbruksforurensing

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Statsforvalteren i Vestfold og Telemark har satt opp noen forslag til ulike vannmiljøtiltak som vurderes inkludert i ny forskrift om regionale miljøkrav i jordbruket. NIBIO har utredet hvilke effekter tiltakene kan ha på næringsstofftap, matproduksjon og kostnader. Tiltakene gjelder for areal med korn, oljevekster, potet og grønnsaker i tre virkeområder: Vestfold, Grenland og Midtre Telemark. Beregning av jord-, fosfor- og nitrogentap fra jordbruksareal er gjort med modellene Agricat2 og AGRITIL, med grunnlagsdata fra offentlige kart og dataregistre som inputdata. Tiltakenes effekter på matproduksjon er beregnet utfra forventet effekt på avling knyttet til endret jordarbeidingsmetode eller bortfall av produksjonsareal. Kostnader beregnes utfra forskjell i dekningsbidrag med og uten tiltak, inklusive maskiner og arbeid og eksklusive evt. tilskudd. Statsforvalteren har bidratt med lokalt tallgrunnlag for en del faktorer som er brukt i beregningene. Tiltakene som er vurdert, er som følger, med tiltakseffekt på fosfor- og nitrogentap beregnet som prosent reduksjon i forhold til totale tap fra alt jordbruksareal, og ingen andre tiltak gjennomført: 1) buffersoner rundt nedløpskummer: 1-5 % for fosfor og <1 % for nitrogen; 2) gras eller stubb i dråg: 15-30 % for fosfor og ca. 1 % for nitrogen, gras mer effektivt enn stubb; 3) buffersoner langs vassdrag: 10-20 % for fosfor og ca. 1 % for nitrogen; 4) stubb/plantedekke på flomutsatt areal: ikke tallfestet; 5) stubb/plantedekke på areal med stor til svært stor erosjonsrisiko: 30-45 % for fosfor og 1-3 % for nitrogen; 6) minst 60 % stubb eller plantedekke på alle foretakens fulldyrkede areal: 30-45 % for fosfor og 1-4 % for nitrogen; og 7) fangvekster: 30-50 % for fosfor og 5-10 % for nitrogen, gitt etablering i stubb på areal med stor til svært stor erosjonsrisiko eller 60 % plantedekke, og på 80 % av potet- og grønnsaksareal med tidligkulturer. Effektene er beregnet per kommune, og vil være annerledes for enkeltnedbørfelt med annen vekstfordeling enn i kommunene. Det er spesielt viktig i

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

nedbørfelt med mye potet- og grønnsaksareal, der effekten av tiltak vil være større enn det som er beregnet per kommune. De fleste tiltakene vil gi noe avlingsreduksjon. Unntaket er fangvekst som sås etter potet og grønnsaker, og før eller etter høsting av korn. For grasdekke i dråg og grasdekte kantsoner tilsvarer avlingsreduksjonen hele avlingen man ville forventet på det beslaglagte arealet, her beregnet til totalt ca. 5400 tonn korn og 3300 tonn potet og grønnsaker. Kostnader ved gras i dråg er estimert til 1,5-3 mill. kroner på kornareal og 3,7-9,5 mill. kroner på potet- og grønnsaksareal. Tilsvarende kostnader for grasdekte kantsoner er henholdsvis 1,3-2,3 mill. kroner og 3,2-8,1 mill. kroner. På kornareal vil buffersoner med stubb i dråg eller langs vassdrag gi lavere avlingsreduksjon enn grasdekke. Forventet avlingsreduksjon ved endret jordarbeiding til korn i erosjonsrisikoklasse 3-4 er beregnet til 2000-2800 tonn, avhengig av om eventuelt høstkorn blir direktesådd eller høstharvet. Dersom mer areal legges om (60 % stubb eller plantedekke), blir avlingsreduksjonen 4200-6000 tonn korn. Kostnadene ved jordarbeidingstiltakene er beregnet til mellom 7 og 20 mill. kroner.

LAND/COUNTRY:	Norge
FYLKE/COUNTY:	Vestfold, Telemark
KOMMUNE/MUNICIPALITY:	Færder, Holmestrand, Horten, Larvik, Sandefjord, Tønsberg, Bamble, Porsgrunn, Siljan, Skien, Midt-Telemark, Nome

GODKJENT /APPROVED



DOMINIKA KRZEMINSKA

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



MARIANNE BECHMANN



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

1 Innhold

Forord.....	6
2 Innledning.....	7
3 Materialer og metoder	8
3.1 Virkeområder.....	8
3.2 Metoder brukt i konsekvensutredningen.....	10
3.2.1 Kartanalyser	11
3.2.2 Statistikk for vekstfordeling, avlinger og P-AL.....	12
3.2.3 Forenklet beregning av tiltakseffekter med modeller	14
3.2.4 Beregning av kostnader	17
4 Dokumentasjon av tiltakseffekter.....	19
4.1 Ingen eller redusert jordarbeiding om høsten	19
4.2 Fangvekster	22
4.3 Gras eller stubb i erosjonsutsatte dråg	23
4.4 Buffersoner langs vassdrag og rundt kummer	24
4.4.1 Grasdekte kantsoner	24
4.4.2 Buffersone med ingen jordarbeiding om høsten	26
4.5 Redusert gjødsling	26
5 Vurdering av miljøkrav på areal med korn og oljevekster.....	27
5.1 Krav 1: Ingen jordarbeiding rundt nedløpskummer	28
5.1.1 Vannmiljø	28
5.1.2 Matproduksjon og økonomi.....	28
5.2 Krav 2: Beskytte mot erosjon i dråg	29
5.2.1 Vannmiljø	29
5.2.2 Matproduksjon og økonomi.....	30
5.3 Krav 3: Buffersoner langs vassdrag.....	32
5.3.1 Vannmiljø	32
5.3.2 Matproduksjon og økonomi.....	34
5.4 Krav 4: Flomutsatt areal	36
5.4.1 Vannmiljø	36
5.4.2 Matproduksjon og økonomi	37
5.5 Krav 5: Stubb eller gras i erosjonsrisikoklasse 3 og 4	37
5.5.1 Vannmiljø	37
5.5.2 Matproduksjon og økonomi.....	40
5.6 Krav 6: Seksti prosent stubb eller plantedekke	41
5.6.1 Vannmiljø	41
5.6.2 Matproduksjon og økonomi.....	43
5.7 Krav 7: Fangvekster	44
5.7.1 Vannmiljø	44
5.7.2 Matproduksjon og økonomi.....	47
6 Vurdering av miljøkrav på areal med potet og grønnsaker.....	48
6.1 Krav 1: Nedløpskummer	49

6.1.1	Vannmiljø	49
6.1.2	Matproduksjon og økonomi.....	49
6.2	Krav 2: Beskytte mot erosjon i dråg	50
6.2.1	Vannmiljø	50
6.2.2	Matproduksjon og økonomi.....	51
6.3	Krav 3: Buffersoner	52
6.3.1	Vannmiljø	52
6.3.2	Matproduksjon og økonomi.....	53
6.4	Krav 4: Fangvekster	54
6.4.1	Vannmiljø	54
6.4.2	Matproduksjon og økonomi.....	55
7	Diskusjon og konklusjon	57
8	Litteratur.....	61

Forord

NIBIO har på oppdrag fra Statsforvalteren i Vestfold og Telemark vurdert konsekvenser av foreslåtte Miljøkrav. Denne rapporten oppsummerer arbeidet og presenterer resultatet av vurderingen.

Marianne Bechmann har vært prosjektleder og hatt hovedansvar for vurdering av konsekvenser for nitrogenavrenning, matproduksjon og økonomi.

Sigrun Kværnø har hatt hovedansvar for beregning av berørte arealer og vurdering av konsekvenser for jord- og fosforavrenning.

Rapporten er kvalitetssikret av Dominika Krzeminska.

Ås, 25.06.24

Marianne Bechmann

2 Innledning

Det skal utformes en forskrift om regionale miljøkrav for Vestfold fylke og deler av Telemark fylke, for å sikre miljøforsvarlig drift av jordbruksareal. Miljøkravet skal bidra til å redusere tap av nitrogen, fosfor og jordpartikler fra jordbruksarealene. Forskriften skal bidra til å bedre tilstanden for vassdrag i jordbruksdominerte områder som ikke oppfyller miljøtilstand etter kravene i vannforskriften. Forskriften må bidra til en bedre miljøtilstand både i eutrofe innsjøer og elver i fylkene og i Ytre Oslofjord. Videres forventes det at miljøkravene

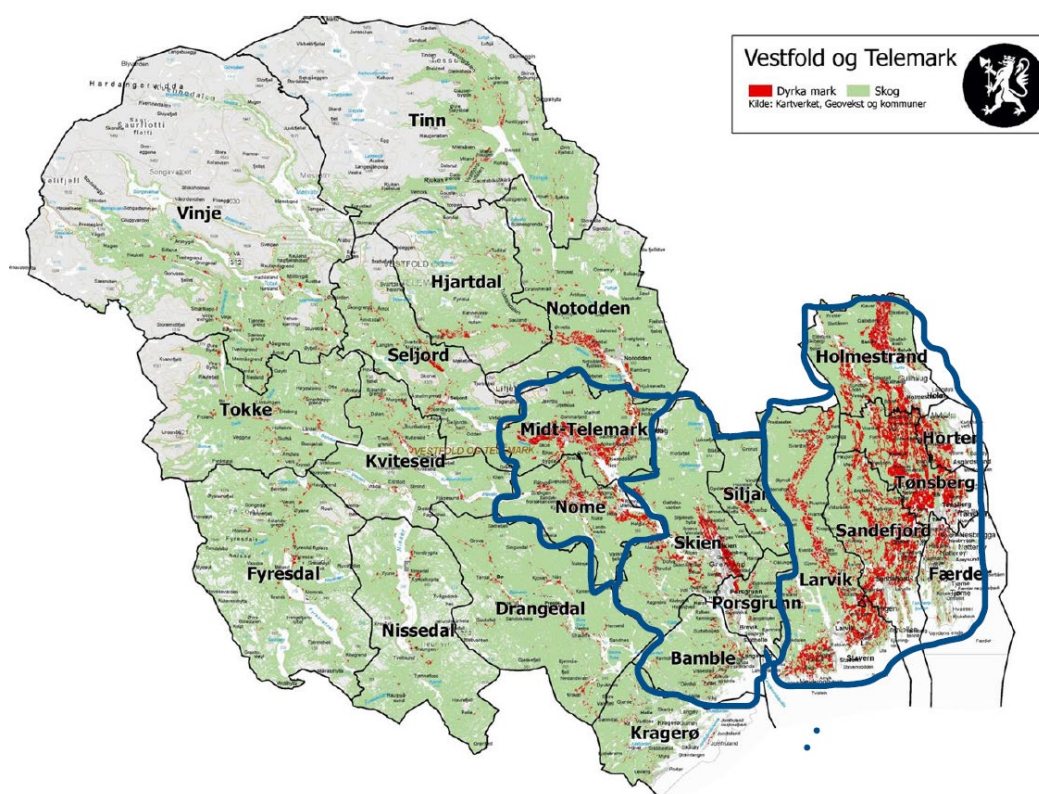
- skal være målrettet,
- må møte miljøutfordringene i fylkene,
- må knyttes til tiltakene i fylkenes Regionale miljøprogram (RMP),
- bør ligne på kravene i Oslo, Akershus, Østfold og Buskerud,
- skal bidra til en god balanse mellom matproduksjon og miljøhensyn,
- må være kostnadseffektive,
- må ta hensyn til bondens økonomi og samfunnsøkonomi.

Statsforvalteren har foreslått en rekke miljøkrav som de ønsker utredet for effekter på tap av jordpartikler og næringsstoffer og matproduksjon, og NIBIO har fått i oppdrag å utrede konsekvensene av de foreslåtte miljøkravene for effekt på vannmiljø, matproduksjon og økonomi. Denne konsekvensutredningen består av et innledende kapittel med oversikt over kunnskapsstatus for effekter av aktuelle enkelttiltak, med henvisning til tilgjengelig vitenskapelig litteratur (kapittel 3), etterfulgt av to kapitler der forslagene til miljøkrav behandles i tur og orden, ett for korn og oljevekster (kapittel 4) og ett for potet og grønnsaker (kapittel 5), med beregning av effekter for hver kommune i de tre virkeområdene, samt henvisning til allerede publiserte undersøkelser for regionen. Resultatene sammenfattes til slutt (kapittel 6).

3 Materialer og metoder

3.1 Virkeområder

I arbeidet med forslag til forskrift om regionale miljøkrav i Vestfold og Telemark fylker, har Statsforvalteren i Vestfold og Telemark valgt å dele fylkene inn i tre virkeområder som forskriftene skal gjelde for (figur 2.1). Virkeområde Vestfold består av alle kommunene i Vestfold fylke: Holmestrand, Horten, Tønsberg, Færder, Sandefjord og Larvik. Virkeområde Grenland består av fire kommuner i Telemark: Skien, Porsgrunn, Bamble og Siljan. Virkeområde Midtre Telemark består av to kommuner i Telemark: Midt-Telemark og Nome.



Figur 2.1. De tre virkeområdene i Vestfold og Telemark. Midtre Telemark til venstre, Grenland i midten og Vestfold til høyre.

Vannområdene og hovedvassdragene som inngår i disse virkeområdene er som følger:

Virkeområde Vestfold:

- VO Eikeren: Bergsvann og Hillestadvann
- VO Breiangen Vest: Sande og Holmestrand-Helland-Frebergsvik
- VO Aulivassdraget: Revovannet, Merkedamselva, Storelva, Bjune-Undrumsdal og Auli
- VO Horten-Larvik: Borrevannet, Slagen, Søndre Slagen, Byfjorden-bekkefelt, Færder, Akersvannet, Vårnes-Rove-Unneberg, Sandefjord vest-Tjølling øst, Viksfjord, Brunlanes
- VO Numedalslågen: Lågen (Vestfolds del) og Goksjø

Virkeområde Grenland:

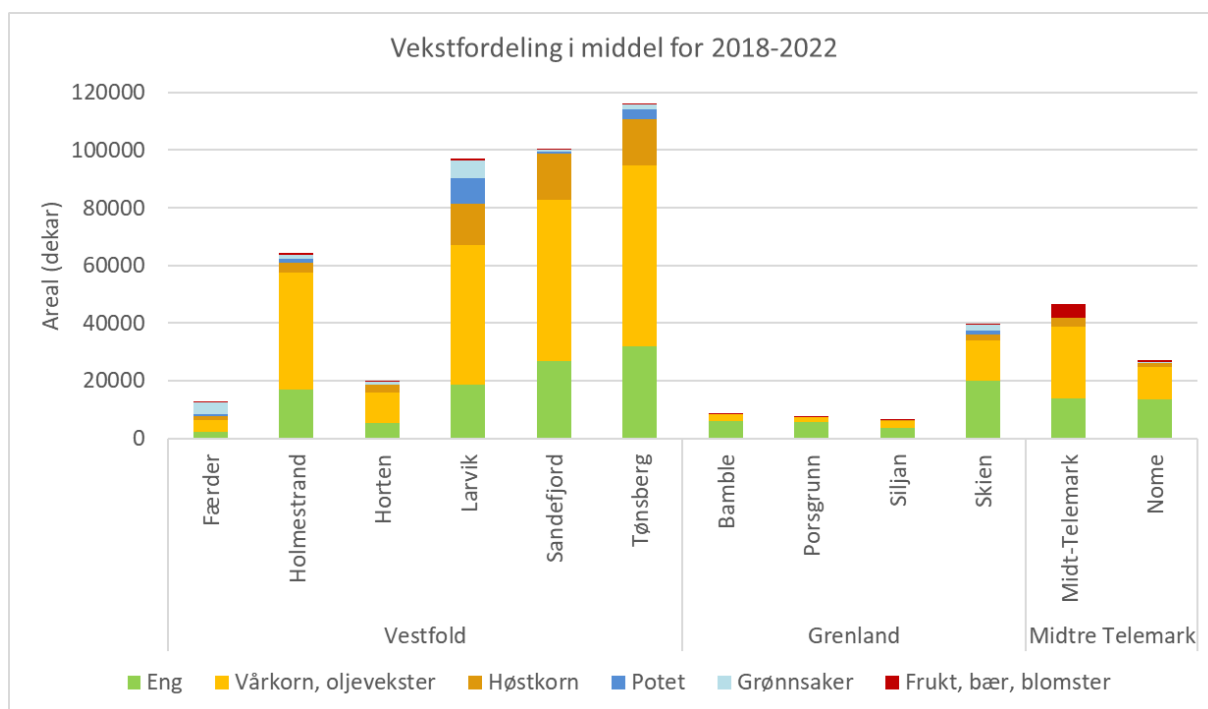
- VO Farrisvassdraget: Siljan-Farris
- VO Skien-Grenlandsfjordene: Eidanger, Herre-Kilebygda, Skien, Børsesjø, Børsesjø-Sør, Luksefjell-Hoppestad og Norsjø

Virkeområde Midtre Telemark:

- VO Midtre Telemark: Lunde, Bø, Sauherad-Notodden og Norsjø

De utvalgte områdene har store jordbruksarealer som i hovedsak ligger på marin leire. I kystområdene ute ved Raet er det også store områder med mer sandige havavsetninger. Erosjon og næringsstofftap fra jordbruksarealene er et omfattende problem for vannkvaliteten i regionen.

På jordbruksarealene dyrkes det mye korn (ca. 340 000 dekar), og produksjon av potet og grønnsaker er også viktig (ca. 33 000 dekar). Til sammen utgjør dette ca. 70 % av det fulldyrka og overflatedyrka arealet, som betyr at mye av jorda i virkeområdene potensielt kan ligge åpen og erosjonsutsatt utenom vekstsesongen. Midtre-Telemark og særlig Vestfold har størst andel åpen åker, med henholdsvis 55 og 75 % åpen åker (figur 2.2). Potet- og grønnsaksarealene fordeler seg med 89 % av arealet i Vestfold, 10 % i Grenland og 1 % i Midtre Telemark. Jordbruksarealet i Grenland er lite sammenliknet med i de to andre virkeområdene, og har også en større andel grasproduksjon (ca. 60 %).

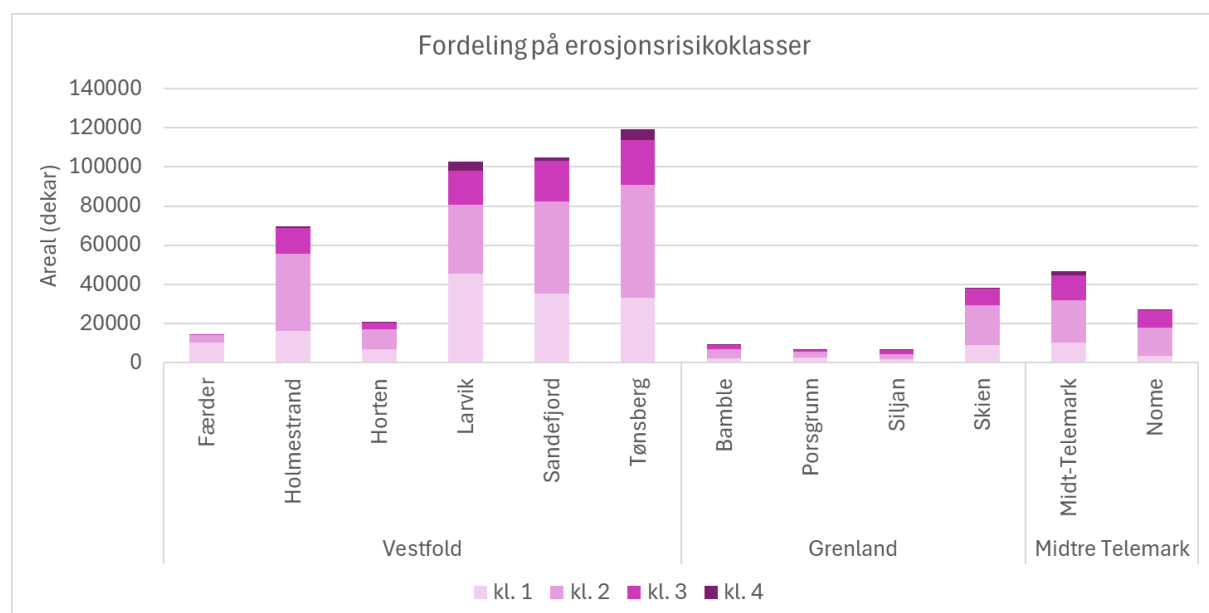


Figur 2.2. Vekstfordeling på fulldyrka og overflatedyrka jord, per kommune i gjennomsnitt for perioden 2018-2022. Eng inkluderer også såfrø til gras, kløver o.l. Vårkorn og oljevekster inkluderer også erter, bønner, andre grovfôrvekster, og såfrø til korn, belgvekster, poteter, oljevekster o.l. Høstkorn inkluderer høsthvete, rug og rughvete. Jordleie er ikke tatt høyde for. Kilde: Søknad om produksjonstilskudd, Landbruksdirektoratet, arealer korrigert med Arealressurskart AR5.

Ifølge NIBIOs erosjonsrisikokart (risiko for flate- og rilleerosjon samt jordtap gjennom drensrør; Kværnø m.fl., 2020), er det en betydelig andel av jordbruksarealet i regionen som har stor til svært stor erosjonsrisiko – totalt drøyt 20 % (tabell 2.1, figur 2.3). Nesten halvparten av arealet har middels erosjonsrisiko. På resterende ca. 30 % av arealet er erosjonsrisiko klassifisert som lav. Fordelingen på erosjonsrisikoklasser er ganske lik i de tre virkeområdene, men Midtre Telemark utmerker seg med relativt mer areal med stor erosjonsrisiko og mindre med lav erosjonsrisiko. Det forventes også at konsentrert erosjon i søkk og forsenkninger, såkalt drågerosjon, er en viktig erosjonsform i regionen.

Tabell 2.1. Fordeling på erosjonsrisikoklasser. Kilde: NIBIOs flateerosjonskart pr. 28.08.2024.

Erosjonsrisiko-klasse	Vestfold	Grenland	Midtre Telemark	Total
Areal (daa)				
1	147 822	16 043	13 700	177 566
2	192 894	30 423	36 356	259 672
3	77 614	13 628	21 302	112 545
4	12 951	704	2556	16 210
Total	431 281	60 798	73 914	565 993
Areal (%)				
1	34 %	26 %	19 %	31 %
2	45 %	50 %	49 %	46 %
3	18 %	22 %	29 %	20 %
4	3 %	1 %	3 %	3 %



Figur 2.3. Fordeling av erosjonsrisikoklasser på jordsmonnkartlagt i kommunene (NIBIO).

Erosjon forårsaker tap av jord og partikkelbundet fosfor. I de aktuelle virkeområdene er det gjennomsnitt høyt og meget høyt innhold av fosfor i jorda (NIBIOs jorddatabank, www.nibio.no/gjodslingshandbok). Gjennomsnittlig nivå på fosforstatus i jord (P-AL) registrert på jordbruksarealene gjennom de siste 30 årene varierer fra 9 til 17 mg/100 g per kommune (tabell 2.2). Under slike forhold, spesielt kombinert med betydelig erosjonsrisiko, kan det bli høye tap av både partikkelbundet fosfor og løst fosfat. Løst fosfat er umiddelbart biotilgjengelig, mens partikkelbundet fosfor kan bli biotilgjengelig etter hvert ved at fosforet løses ut i vann.

Den intensive jordbruksproduksjonen forårsaker også avrenning av nitrogen. Dette skjer hovedsakelig gjennom grøfteavrenning. Det forventes at en stor andel av jordbruksarealet i regionen er kunstig drenert, ettersom spesielt leirjorda har dårlige dreneringsegenskaper fra naturens side.

3.2 Metoder brukt i konsekvensutredningen

Tiltakseffektene som er presentert for de enkelte forslagene til miljøkrav i denne rapporten, er beregnet gjennom å kombinere offentlige statistikker og kart, modellverktøy og informasjon fra

litteratursammenstillingen i kapittel 3. En rekke forenklinger og forutsetninger har blitt gjort, og resultatene er relativt usikre. Beregningene er gjort per kommune, og oppsummert per virkeområde. Det er ikke mulig å kvantifisere effekten av alle tiltakene.

3.2.1 Kartanalyser

Digitale kart er brukt for å beregne generelle arealtall til bruk i modellene, og for å beregne hvor store arealer som blir påvirket av ulike tiltak. Følgende kart er brukt:

- **Kommunegrenser (Kartverket):** Kommunene er beregningsenhetene som tiltakseffektene presenteres for.
- **Arealressurskart FKB-AR5 (NIBIO):** Brukt i beregning av areal som påvirkes av forskjellige tiltak. Arealtypene fulldyrket jord (arealtype 21), overflatedyrket jord (arealtype 22), og ferskvann (arealtype 81) er brukt til formålet.
- **Elvenett (NVE):** Brukt i beregning av areal som påvirkes av gras eller plantedekke i dråg og buffersoner.
- **Flateerosjonskart (NIBIO, versjon av 28.08.2023):** Brukt til å beregne areal av hver erosjonsrisikoklasse, og bakgrunnsdataene i NIBIOs database er brukt til å beregne gjennomsnittlig jordtap ved høstpløying per erosjonsrisikoklasse per kommune, som input til modellene.
- **Drågerosjonskart (NIBIO, versjon av 28.08.2023):** Brukt i beregning av areal som påvirkes av gras eller plantedekke i dråg. Kartet og bakgrunnsdata i NIBIOs database er også brukt til å beregne forventet mengde drågerosjon per kommune. Kun dråg som ligger innenfor jordsmonnflater med mer enn 2 % hellingsgrad er inkludert.

Areal påvirket av gras/plantedekke i dråg, er beregnet som følger: Det er lagt 3 og 10 meter buffere på begge sider av alle dråglinjer i drågerosjonskartet, så det tilsvarer hhv. 6 meter gras og 20 meter stubb i dråg. Arealene vil i prinsippet være noe overestimert, ettersom 1) alle dråglinjer i kartet er ført helt ut til annen arealbruk enn dyrka mark, selv om den nedre delen (spesielt ved utflating av terreng) ikke nødvendigvis er spesielt erosjonsutsatt, 2) det vil være en del artefakter i grunnlagskart som kan forårsake dråglinjer der dråg ikke forekommer i virkeligheten, f.eks. i veigrøfter, i elvestrenger o.l., og 3) noen steder er risiko for drågerosjon overestimert på bekostning av risiko for flate- og rilleerosjon, dels pga. kartgrunnlaget og dels pga. at kalibreringsverdier i drågerosjonsmodellen kanskje ikke er representative overalt. De resulterende bufferkartene er klippet med arealressurskartet, så de kun dekker areal med fulldyrka og overflatedyrka jord.

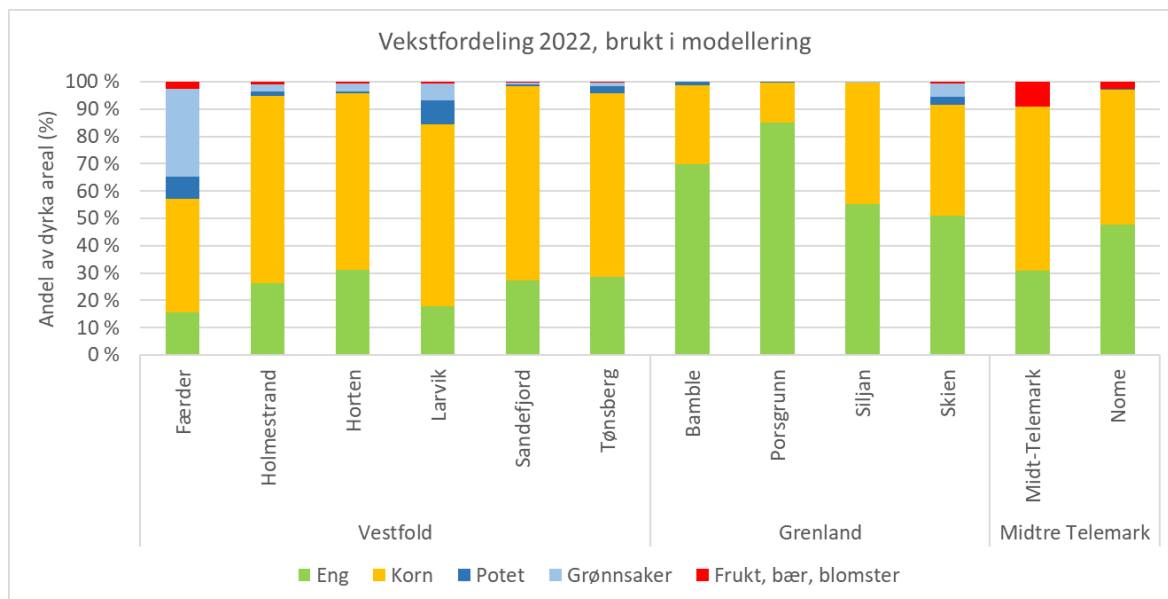
Areal påvirket av buffersoner, er beregnet som følger: Det er lagt 8 og 22 meter buffere langs elver i NVEs kart over elvenett og langs elver og innsjøer i AR5-kartet (arealtype 81). Bufferne representerer henholdsvis 6 meter grasdekt kantsone og 20 meter sone med stubb, begge med et tillegg av 2 meter obligatorisk sone med vegetasjon ytterst. De resulterende bufferkartene er klippet med arealressurskartet, så de kun dekker areal med fulldyrka og overflatedyrka jord. Man oppnår da *minimum* totalt påvirket areal, dvs. at der det allerede er en viss bredde med naturlig kantvegetasjon eller annen arealbruk mellom jordbruksarealet og vannforekomsten, så legges det kun til den bredden som er nødvendig for å oppfylle kravet om maksimalt 6 eller 20 meter kantsone. I realiteten vil arealet derfor kunne bli større, da en i praksis kan velge å ha 6 eller 20 meter bredde hele veien.

For både tiltak i dråg og buffersoner gjelder at totalt areal av bufferne er summert opp per kommune. På en del av dette arealet vil det ikke være åpen åker, og tiltaket er her ikke relevant. Det er da forutsatt jevn fordeling av vekster på alt areal i kommunen, og «reelt» påvirket areal beregnes ved å multiplisere totalt påvirket areal med andel av aktuell vekstkategori (korn og oljevekster, og potet og grønnsaker).

3.2.2 Statistikk for vekstfordeling, avlinger og P-AL

Ulike databaser og datakilder er benyttet for å få informasjon om vekstfordeling, avlinger og fosforstatus i jord (P-AL):

- **Informasjon om vekstfordeling, søknad om produksjonstilskudd (Landbruksdirektoratet):** Inneholder data for areal av ulike vekster på alle foretak som har søkt om produksjonstilskudd. Disse arealtallene er summert opp per kommune, uten å ta hensyn til jordleie. Den resulterende vekstfordelingen, i prosent, er brukt i modellering av tiltakseffekter. For modelleringen er vekstene kategorisert i gruppene «Eng» (overflatedyrka og fulldyrka eng, såfrøproduksjon), «Korn» (korn, oljevekster, erter, bønner, grønnfôr, andre grovfôrvekster, annet tilskuddsberettiget korn, annen såfrøproduksjon), «Potet», «Grønnsaker» og «Frukt, bær og blomster». Året 2022 er valgt ut for bruk i dataanalysene for de aktuelle kommunene (figur 2.4). Dersom vekstfordeling i 2022 avviker fra «normalen», viser tydelig ulik fordeling innen kommunene og ikke er fordelt omtrent likt på erosjonsrisikoklasser, vil resultatet påvirkes av dette. En del av potet- og grønnsaksproduksjonen som er registrert i Færder kommune, skjer på leid areal i andre kommuner (hovedsakelig i samme virkeområde). Potet- og grønnsaksarealet i Færder kan derfor være overestimert, og korn- og/eller grasareal underestimert. Det motsatte vil da kunne være tilfelle i kommunene der areal til potet- og grønnsaksproduksjon leies av gårdbrukere i Færder. Dette kan ha en viss påvirkning på modellerte tiltakseffekter for disse områdene.
- **Informasjon om fosforstatus i jord, Jorddatabanken (NIBIO):** Modellberegning av fosfortap krever tall for P-AL som input. Disse er hentet fra datagrunnlag brukt i tidligere modellering av tiltakseffekter for Vestfold og Telemark (Krzeminska m.fl. 2019). Verdiene stammer fra NIBIOs Jorddatabank. Databasen inneholder data kun fram til 2016, så dersom P-AL har endret seg i de senere årene, er dette ikke fanget opp i datasettet som er brukt.
- **Informasjon om avlinger, ulike kilder (Statsforvalteren i Vestfold og Telemark):** Gjennomsnittlig avling av ulike vårkorn i perioden 2016-2020 er brukt for å beregne effekter på matproduksjon og kostnader. Dataene kommer fra et regneark «Kornavlinger 2002-2020» som ble lastet ned fra Statsforvalterens nettside (Statsforvalteren i Vestfold og Telemark, 2024), og foreligger her per kommune. Arealandel høstkorn er satt til 22 % av kornarealet (van Weeghel, pers. medd.) og avlingen er estimert til 500 kg/dekar. Statsforvalteren i Vestfold og Telemark har gjennomført en spørreundersøkelse for å få oppdatert informasjon om avlingsnedgang ved endret jordarbeiding til høstkorn. Basert på 40 svar i undersøkelsen, er gjennomsnittlig avlingsreduksjon satt til 6 % for høstharving og 15 % for direktesåing av høstkorn (van Weeghel, pers. medd.). Avling av potet og grønnsaker er hentet fra en rapport om jordbruket i Vestfold og Telemark (Bunger og Smedshaug, 2021), og er her tilgjengelig for ulike produksjoner, i sum for hele Vestfold og Telemark.
- **Informasjon om fangvekster (Statsforvalteren i Vestfold og Telemark):** Metode for etablering av fangvekster er anslått av Statsforvalteren (van Weeghel, pers.medd.), og er som følger: 40 % såes som underkultur om våren; 20 % såes i korn like før høsting; 20 % såes med direktesåmaskin etter høsting; 20 % såes etter lett høstharving etter høsting. Denne fordelingen har betydning for effekt på matproduksjon. Fangvekst som underkultur kan gi noe reduksjon i avling. På potet- og grønnsaksareal er fangvekst kun aktuelt etter tidligkulturer, og det er anslått at det dyrkes tidligkulturer på 9 % av potetarealet og 23 % av grønnsaksarealet (van Weeghel, pers.medd.).



Figur 2.4. Prosentvis vekstfordeling per kommune i 2022, brukt i modellering av jord-, fosfor- og nitrogenetap. Jordleie er ikke tatt høyde for. Kilde: Søknad om produksjonstilskudd (Landbruksdirektoratet).

Tabell 2.2. Jordas fosforstatus (mg P-AL/100g) og gjennomsnittsavling i korn (kg/dekar) for perioden 2016-2020 for de prioriterte kommunene. Kilder: Jorddatabanken ved NIBIO og Statsforvalteren i Vestfold og Telemark (2024).

Virkeområde	Kommune	P-AL (mg/100 g)	Gjennomsnittlig kornavling (2016-2020; kg/dekar)
Vestfold	Færder	17	441
	Horten	14	450
	Holmestrand	11	427
	Larvik	15	392
	Sandefjord	14	411
	Tønsberg	14	468
Grenland	Bamble	11	355
	Porsgrunn	13	323
	Siljan	12	318
	Skien	12	396
Midtre Telemark	Midt-Telemark	12	365
	Nome	9	383

Tabell 2.3. Viktigste grønnsaksproduksjoner i Vestfold og Telemark i 2020 (Bunger og Smedshaug, 2021).

Produksjon	Areal (dekar)	Andel av grønnsaksareal (%)	Avling (tonn)	Avling (kg/dekar)
Sommerkål	221	2 %	471	2131
Rosenkål	812	6 %	528	650
Blomkål	861	6 %	1281	1488
Brokkoli	646	4 %	284	440
Gulrot	4520	31 %	15746	3484
Kepaløk	2767	19 %	7686	2778
Rødløk	855	6 %	2083	2436
Purreløk	255	2 %	882	3459
Matkålrot	1135	8 %	2213	1950
Rødbete	298	2 %	717	2406
Knollselleri	635	4 %	1440	2268
Stilkselleri	123	1 %	208	1691
Squash	67	0 %	135	2015
Asparges	208	1 %	18	87
Isberg	1285	9 %	2354	1832
<i>Total</i>	<i>14688</i>	<i>100 %</i>	<i>36046</i>	<i>2454</i>

3.2.3 Forenklet beregning av tiltakseffekter med modeller

Effekter av tiltak på jord-, fosfor- og nitrogen tap er beregnet per kommune i modellene Agricat 2 (Kværnø m.fl. 2014) og AGRITIL (Kværnø m.fl. 2024). Agricat 2 er oppdatert med jordarbeidingsfaktorer lik de som er brukt i AGRITIL, dvs. litt bedre effekt av stubb/direktesåing og dårligere effekt av potet og grønnsaker enn i tidligere beregninger for Vestfold og Telemark. Effekter av vekster og jordarbeiding på erosjon og næringsstofftap i modellene er basert på tilgjengelige data fra ruteforsøk over de siste 30 årene. Det er flere kombinasjoner av vekst/jordarbeiding, jordtype og landskapsform som ikke er representert i ruteforsøkene og resultatene her gir kun en pekepinn om relativt nivå på effekter. Oppskalering av effekter fra ruteforsøk til nedbørfeltskala er forbundet med stor usikkerhet og lokale forhold i jordbrukslandskapet kan ha stor betydning for de faktiske jord- og næringsstofftapene. I tillegg vil klimaendringer kunne føre til endret avrenningsmønster (endring i tidspunkter for flom/tørke) som ikke er representert i ruteforsøkene som er gjennomført de siste 30 årene.

Beregningen av jord- og fosfortap er gjort som følger: Input til modellen (Agricat 2) er gjennomsnittlig jordtap ved høstpløying i kg/daa fra erosjonsrisikokart og gjennomsnittlig P-AL, begge deler per erosjonsrisikoklasse per kommune. Modellen er brukt per erosjonsrisikoklasse per kommune, og resultatene er oppsummert per kommune. Modellen er brukt for alle vekstkategoriene eng, korn, potet, grønnsaker og frukt/bær/blomster, på alt areal. Vekstfordelingen i prosent er brukt til å beregne jord- og fosfortap i henhold til denne. Vekstfordelingen fra 2022 (avsnitt 2.3.2) er antatt representativ for de siste årene, og fordelt likt på alle erosjonsrisikoklasser. I praksis er det antakelig større andel gras i høyere erosjonsrisikoklasser og høyere andel potet og grønnsaker i lavere erosjonsrisikoklasser.

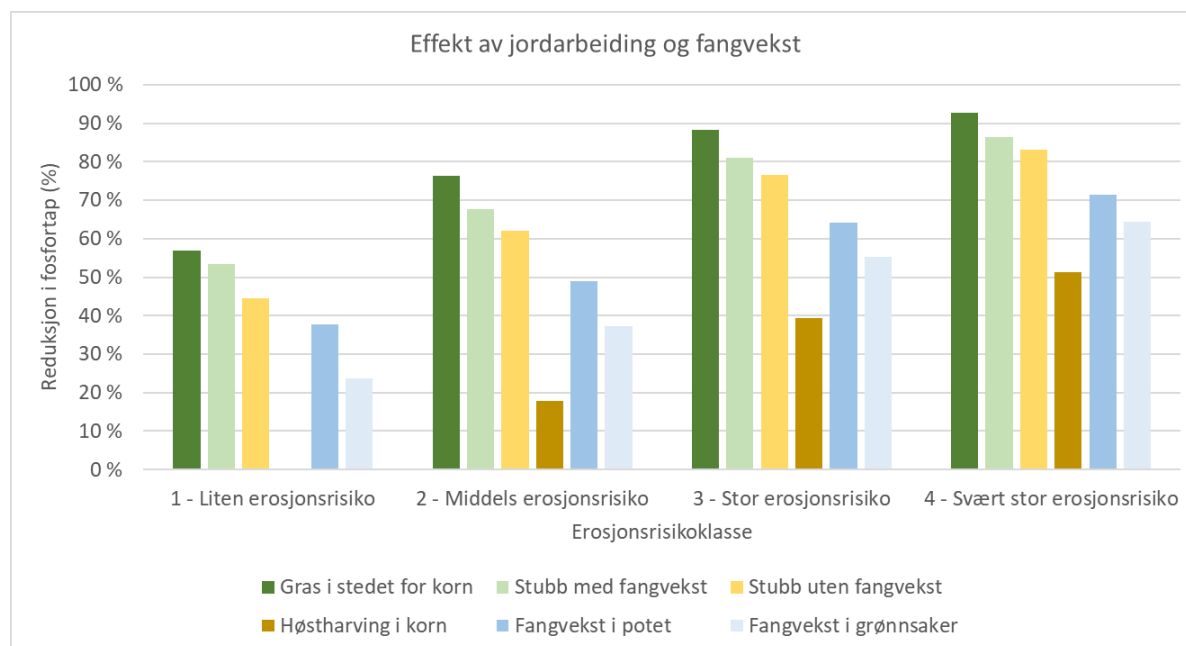
Det er ikke skilt mellom vårkorn og høstkorn mht. effekt på erosjon, selv om det i modellen vanligvis regnes med mer negativ effekt av høstkorn med høstpløying enn høstpløying (uten harving) til vårkorn. Denne forenklingen antas å være av mindre betydning i de aktuelle beregningene, selv om høstkornarealet er betydelig i regionen.

For de fleste tiltakene er det først beregnet effekter på flateerosjon, og det er antatt at tiltakseffekten for flate-/rillerosjon er overførbart til drågerosjon, slik at tiltakseffekten som presenteres er noenlunde representativ for totalt jord- og fosfortap. Beregning av effekt av tiltak kun i drågene er beregnet med en mer spesifikk modell for drågerosjon som ligger inne i AGRITIL-modellen.

Sammenlikningsgrunnlaget for alle de foreslåtte kravene er høstpløying på alt åpenåkerareal, for å se på maksimal effekt av tiltakene. Der det i utgangspunktet evt. er utbredt med høstharving i stedet for høstpløying, vil effekten av omlegging til stubb/direktesåing eller høstharving kunne være litt overestimert. Effekter av tiltak på kornareal beregnes for seg, og på potet- og grønnsaksareal for seg. Dvs. at ved beregning av tiltak på kornareal, er tilsvarende tiltak ikke lagt inn på potet- og grønnsaksareal, og motsatt. For enkelttiltak kan tiltakseffektene i prosent summeres hvis man ønsker tall for gjennomføring av krav både i korn- potet- og grønnsaksproduksjon. Det samme gjelder ikke kombinasjon av flere tiltak, ettersom det vil være samspillseffekter – kombinasjonen vil gi litt lavere effekt enn summen av enkelttiltak. I rapporten er effekten på jordtap ikke presentert i tabeller, den effekten vil som regel være 5-10 prosentpoeng høyere enn effekten på fosfortap.

Tiltakseffekten beregnes i forhold til jord- og fosfortap fra *hele* jordbruksarealet, inklusive eng. Tiltakseffekten på de enkelte arealene vil dermed være *høyere* enn effekten for alt jordbruksarealet.

Effekter av jordarbeiding og fangvekst på fosfortap, beregnet i forhold til fosfortap fra kun det arealet tiltaket er gjennomført på, er illustrert i figur 2.5. Tallene gjelder i gjennomsnitt for alle virkeområdene, fordelt på erosjonsrisikoklasser. Grasdekke gir den største reduksjon i fosfortap sammenlignet med høstpløying og dermed de laveste fosfortapene. Det er størst prosentvis effekt av tiltakene i erosjonsklasse 4 (svært stor erosjonsrisiko).



Figur 2.5. Effekter av jordarbeidingstiltak og fangvekst på fosfortap i hele regionen, isolert for og oppdelt på produksjoner (korn, potet og grønnsaker), per erosjonsrisikoklasse, framstilt som prosent reduksjon i fosfortap sammenliknet med fosfortap ved høstpløying/ingen tiltak.

Effekt av de spesifikke kravene er beregnet slik:

- Krav 1 (korn- potet- og grønnsaksareal): Nedløpskummer. Her er det i modellen lagt inn 2 m buffersone på alt areal, enten kornareal eller potet- og grønnsaksareal. Tiltakseffekten er beregnet som om alt areal drenerer til nedløpskummer, men dette er usikkert og arealet som drenerer til kummer er ukjent.

- Krav 2 (korn- potet- og grønnsaksareal): Gras/stubb i dråg. Mengde drågerosjon er beregnet i AGRITIL-modellen. Det er regnet med 95 % reduksjon i drågerosjon ved grasdekke og 80 % reduksjon ved stubb (sistnevnte kun beregnet for kornareal). Resten av åpenåkerarealet, som bidrar ned flate-/rilleerosjon og jord- og fosfortap gjennom drengroftene, beregnes som høstpløyd, i Agricat 2-modellen. Tapene fra alle kildene til erosjon legges sammen, og tiltakseffekten beregnes i forhold til dette. Evt. sedimentasjon av partikler fra tilførende areal til dråget beregnes ikke, ettersom tilførende areal er ukjent.
- Krav 3 (korn- potet- og grønnsaksareal): Buffersoner. Her er det i modellen lagt inn 6 m buffersoner på alt areal med enten kornareal eller potet- og grønnsaksareal. Ettersom arealet som drenerer til buffersoner er ukjent, er det antatt to alternativer for andel tilførende areal: 25 og 50 %, og tiltakseffekten angis som et variasjonsområde. Effekt av buffersoner med stubb/direktesåing eller høstharving, med eller uten høstkorn eller fangvekst, er ikke beregnet pga. ukjent effekt.
- Krav 4 (kornareal): Flomusatt areal. Ingen beregninger er gjort pga. mangel på kvantitative data, både mht. hvilket areal som er berørt og hva effekten av tiltaket er.
- Krav 4 (potet- og grønnsaksareal): Fangvekst. Det er lagt fangvekst på 80 % av arealet med tidligkulturer, som utgjør 32 % av totalt potet- og grønnsaksareal. Det er antatt at effekt av fangvekst tilsvarer effekt av høstharving til korn.
- Krav 5 (kornareal): Ingen jordarbeiding i erosjonsrisikoklasse 3-4. Her er det på arealene i erosjonsrisikoklasse 3-4 beregnet med 1) kun gras, eller 2) stubb på vårkornareal og direktesåing på høstkornareal, eller 3) stubb på vårkornareal og lett høstharving på høstkornareal, eller 4) som 2), men med fangvekst i stubben, eller 5) som 3), men med fangvekst i stubben. Effekt av fangvekst er basert på Øgaard og Bechmann (2021) – se krav 7. Areal i erosjonsrisikoklasse 1-2 er høstpløyd. Det er forutsatt 22 % høstkorn i alle kommunene.
- Krav 6 (kornareal): 60 % plantedekke. Her er det i erosjonsrisikoklasse 3-4 beregnet med 1) stubb på vårkornareal og direktesåing på høstkornareal, eller 2) stubb på vårkornareal og lett høstharving på høstkornareal, eller 3) som 1), men med fangvekst i stubben, eller 4) som 2), men med fangvekst i stubben., Deretter er det fylt på med de samme alternativene i erosjonsrisikoklasse 1-2 (jevnt fordelt i begge klasser) til kravet om 60 % plantedekke innfris. Eng inngår i de 60 %. Effekt av fangvekst er basert på Øgaard og Bechmann (2021) – se krav 7. Resten av kornarealet er høstpløyd. Det er forutsatt 22 % høstkorn i alle kommunene.
- Krav 7 (kornareal): Fangvekst. Det er antatt at stubb med fangvekst i middel kan gi ca. 20 % lavere fosfortap enn stubb uten fangvekst, basert på norske forsøk (Øgaard og Bechmann, 2021). I modellen er dette løst ved å sette jordarbeidingsfaktoren for stubb med fangvekst lik 70 % av jordarbeidingsfaktoren for stubb uten fangvekst. Det er beregnet effekt av stubb med fangvekst i erosjonsrisikoklasse 3-4 (krav 5), ved 60 % plantedekke (krav 6) og på alt vårkornarealet. Det er forutsatt 22 % høstkorn i alle kommunene. På høstkornarealet er det ikke regnet med fangvekst. I tillegg er det beregnet hvor stor andel av arealet som må ha fangvekst + stubb for å oppnå samme effekt på fosfor som å ha 60 % plantedekke med stubb uten fangvekst på kornarealet (krav 6). Arealandel fangvekst er oppjustert til samme effekt er oppnådd.

Beregningen av nitrogentap er gjort som følger: Input til modellen for beregning av nitrogentap (AGRITIL-N) er avrenning, andel leir- og siltjord, andel organisk jord, gjennomsnittlig temperatur i perioden mai til august, andel areal med eng, andel areal med stubb/direktesåing, og andel areal med fangvekst. Mesteparten av inputdataene kommer fra datagrunnlaget for de nasjonale beregningene med AGRITIL-N (Fischer pers.medd.; Kværnø m. fl. 2024), mens andeler av eng,

stubb/direktesåing og fangvekst er basert på vekstfordelingen for 2022 (avsnitt 2.3.2) og areal berørt av de ulike tiltakene.

Beregningene gir resultater per kommune. Sammenlikningsgrunnlaget er at alt kornareal er høstpløyd. Tiltakseffekten er i forhold til nitrogentap fra alt jordbruksareal.

Effekt av de spesifikke kravene er beregnet slik:

- Krav 1 (korn- potet- og grønnsaksareal): Nedløpskummer. Ingen beregning er gjort pga. ukjent areal som berøres.
- Krav 2 (korn- potet- og grønnsaksareal): Gras/stubb i dråg. Andel eng oppjusteres i henhold til arealet gras i dråg utgjør. Andel stubb oppjusteres i henhold til arealet stubb i dråg utgjør.
- Krav 3 (korn- potet- og grønnsaksareal): Buffersoner. Andel eng oppjusteres i henhold til arealet grasdekte kantsoner utgjør. Andel stubb oppjusteres i henhold til arealet buffersoner av stubb/direktesåing utgjør. Andel fangvekst oppjusteres i henhold til arealet buffersoner av stubb + fangvekst utgjør, men korrigert for andel høstkornareal slik at det ikke legges stubb + fangvekst på dette arealet.
- Krav 4 (kornareal): Flomusatt areal. Ingen beregninger er gjort pga. mangel på kvantitative data, både mht. hvilket areal som er berørt og hva effekten av tiltaket er.
- Krav 4 (potet- og grønnsaksareal): Fangvekst. Det er lagt fangvekst på 80 % av arealet med tidligkulturer, som utgjør 32 % av totalt potet- og grønnsaksareal. Det er antatt en fast tiltakseffekt på 50 % reduksjon i nitrogentap på de aktuelle arealene, basert på danske forsøk (se avsnitt 3.2), der målt effekt av fangvekst var 60 % reduksjon i nitrogentap. Effekten er nedjustert med 10 prosentpoeng under antakelse av litt dårligere utvikling av fangvekster enn i Danmark.
- Krav 5 (kornareal): Ingen jordarbeiding i erosjonsrisikoklasse 3-4. Her er det lagt gras, stubb eller stubb + fangvekst på disse arealene, mens arealet i erosjonsrisikoklasse 1-2 forblir høstpløyd. Andel stubb oppjusteres i henhold til arealet stubb utgjør. Andel fangvekst oppjusteres i henhold til arealet stubb + fangvekst utgjør, men korrigert for andel høstkornareal slik at det ikke legges stubb + fangvekst på dette arealet.
- Krav 6 (kornareal): 60 % stubb/plantedekke. Her er det lagt stubb eller stubb + fangvekst på kornarealet inntil kravet innfris. Eng inngår i de 60 %. Andel stubb oppjusteres i henhold til arealet stubb utgjør. Andel fangvekst oppjusteres i henhold til arealet stubb + fangvekst utgjør, men korrigert for andel høstkornareal slik at det ikke legges stubb + fangvekst på dette arealet.
- Krav 7 (kornareal): Fangvekst. Her er det beregnet hvor stor andel av arealet som må ha fangvekst + stubb for å oppnå samme effekt på nitrogen som å ha 60 % plantedekke med stubb uten fangvekst på kornarealet (krav 6). Andel fangvekst oppjusteres til samme effekt er oppnådd. Denne beregningen gir ikke en tiltakseffekt, men i stedet en forventet arealandel. For øvrig brukes resultatene for stubb og fangvekst beregnet i krav 5 og krav 6 under dette punktet, i tillegg til at det er beregnet en hypotetisk effekt av stubb og fangvekst på alt kornareal.

3.2.4 Beregning av kostnader

Kostnader ved overvintring i stubb er basert på en avlingsnedgang på 6 % iflg. Refsgaard m.fl. (2013) (oppdatert til 2022-kroner) for Vestfold og Telemark og tilsvarende forskjell i dekningsbidrag med og uten tiltak. Fra denne undersøkelsen er dekningsbidraget inklusive maskiner og arbeid for vårkorn med høstpløying beregnet til rundt 267 kr/dekar og med overvintring i stubb 171 kr/dekar (tabell 2.4). Forskjellen i dekningsbidrag er dermed 96 kr/dekar i tapt fortjeneste. For direktesåing og høstharving til høstkorn er kostnadene basert på Statsforvalteren i Vestfold og Telemark sin spørreundersøkelse

om avlingsnedgang (van Weeghel, pers. medd.) og utgifter og inntekter for beregning av dekningsbidrag fra Refsgaard m.fl. (2013) (oppdatert til 2022-kroner). Avlingsnedgangen ble i spørreundersøkelsen estimert til 15 og 6 % for hhv. direktesåing og høstharving til høstkorn sammenlignet med høstpløying. For høstkorn er dekningsbidraget 480 kr/dekar ved høstpløying og 246 kr/dekar ved direktesåing, altså en tapt fortjeneste på 235 kr/dekar (tabell 2.4). Tilsvarende er kostnadene ved høstharving til høstkorn i stedet for høstpløying 85 kr/dekar. Dekningsbidraget for grasdekte arealer er for Vestfold og Telemark estimert til 49 kr/dekar dersom det produseres rundballer, mens det er ca. -160 kr/dekar dersom graset på arealene ikke gir avling (kun beitepussing) (Refsgaard m.fl. 2013 oppdatert til 2022-priser). Kostnadene svarer da til forskjellen i dekningsbidrag mellom vårkorn og gras, det vil si mellom 218 og 428 kr/dekar avhengig av om grasety høstes til rundballer eller beitepusses (Refsgaard m.fl. 2013, oppdatert til 2022-priser).

Tabell 2.4. Dekningsbidrag og endring i dekningsbidrag (=kostnad i kr/dekar) ved endring fra høstpløying til overvintring i stubb, direktesåing og høstharving til høstkorn(Refsgaard m.fl. 2013 oppdatert til 2022-priser).

Tiltak	Dekningsbidrag (kr/dekar)		Endring i dekningsbidrag = Kostnad (kr/dekar)
	Med høstpløying	Med tiltak	
Overvintring i stubb	267	171	96
Direktesåing av høstkorn	480	246	235
Høstharving til høstkorn	480	395	85

Tabell 2.5. Dekningsbidrag og endring i dekningsbidrag (=kostnad, kr/dekar) ved endring fra vårkorn og høstkorn til gras (Refsgaard m.fl. 2013 oppdatert til 2022-priser).

Vekst	Dekningsbidrag (kr/dekar)			Endring i dekningsbidrag = kostnad (kr/dekar)	
	Med høstpløying	Gras uten høsting	Gras høstet som rundballer	Gras uten høsting	Gras høstet som rundballer
Vårkorn	267	-161	49	428	218
Høstkorn	480	-161	49	641	431

Dekningsbidraget for potet og grønnsaker varierer mye avhengig av avlingsnivå og pris per kg solgt vare (Hovland, 2023). Håndbok for driftsplanlegging (NIBIO) viser til stor variasjon i dekningsbidrag for grønnsaker og potet. Avlingene i Vestfold og Telemark er i gjennomsnitt om lag 3200 kg/dekar for potet, 3500 kg/dekar for gulrot og 2800 kg/dekar for kepaløk (Bunger og Smedshaug, 2021). Dekningsbidraget for disse avlingsnivåene er iflg. Håndbok for driftsplanlegging om lag 9000-11000 kr/dekar for potet, 15000-25000 kr/dekar for gulrot og 11000-28000 kr/dekar for kepaløk avhengig av pris på produktene (Hovland, 2023). For areal som tas ut av produksjon på grunn av vannmiljøtiltak (f.eks. grasdekte kantsoner og grasdekte vannveier) vil kostnaden bli tilsvarende dekningsbidraget pluss kostnaden ved tiltaket, f.eks. såing av gras og beitepussing.

Kostnadene ved etablering av **fangvekster** avhenger av typen fangvekst. Ifølge Bøe m.fl. (2020) koster det rundt 100 kr/dekar for undersådde fangvekster, 165 kr/dekar for fangvekster sådd før høsting av korn og rundt 250 kr/dekar for fangvekster sådd etter tidligkulturer av potet- og grønnsaker. Forskjellen i kostnader er i hovedsak relatert til mengde såfrø som brukes.

Tilskudd knyttet til tiltakene er ikke inkludert i beregning av kostnadene.

4 Dokumentasjon av tiltakseffekter

4.1 Ingen eller redusert jordarbeiding om høsten

Det viktigste tiltaket for å redusere jord- og fosfortap, og et tiltak som også reduserer nitrogentap, er å sørge for at mest mulig av jorda ligger minst mulig forstyrret og mest mulig beskyttet utenom vekstsesongen. På kornareal betyr dette å utsette jordarbeidingen til våren (vårpløying, vårharving), eller å ikke jordarbeide i det hele tatt (direktesåing), eventuelt å jordarbeide mindre intensivt om høsten (redusert jordarbeiding i form av lett høstharving). Direktesåing og lett høstharving kan også brukes som tiltak i høstkorn og ved såing av fangvekst.

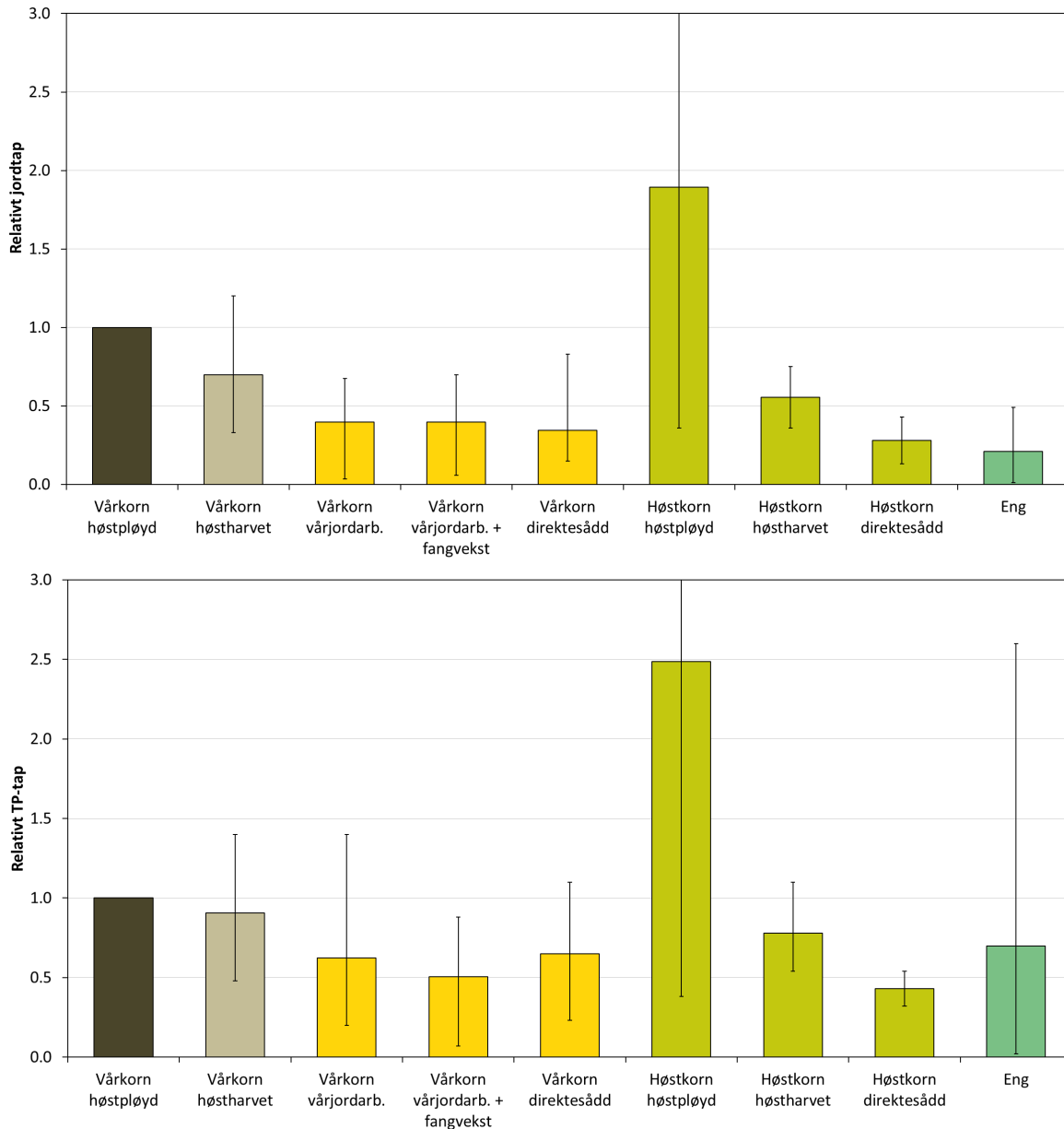
Effekten av disse tiltakene, som i dagens tilskuddsordning er delt på tiltakene «ingen jordarbeiding om høsten», «direktesåing til høstkorn» og «lett høstharving til høstkorn», er godt dokumentert gjennom mange forsøk på ulik skala i mange land, deriblant i norske forsøk (Oskarsen m.fl. 1996; Lundekvam, 1997; 2007a; 2007b; Haraldsen, 1998; Grønsten m.fl. 2007; Bechmann m.fl. 2011; Bechmann m.fl. 2020, Bechmann m.fl. 2023). I 2011 ble det gjort en sammenstilling av resultater fra en rekke forsøk fra Norge, Sverige, Finland og Danmark (Bechmann m.fl. 2011), som er oppsummert i figur 3.1. De mange forsøkene som var inkludert i analysen, hadde ulike forsøksopplegg med forskjellig varighet, ulike perioder og behandling, og dekket et spekter av klima-, jord- og terrengforhold.

Fosfor. Sammenstillingen fra 2011 viser at det er en tydelig positiv effekt på jord- og fosfortapsreduksjon av *ingen jordarbeiding om høsten*. Tiltaket reduserer tap av partikler og fosfor fra både overflate- og grøfteavrenning. Effekten er størst ved høyere erosjonsrisiko, men det er en effekt også ved lavere erosjonsrisiko, noe som bekreftes av resultater fra et nyere norsk forsøk (igangsatt i 2014) på relativt flatt areal – Kjelle ruteforsøk i Bjørkelangen, Akershus (Bøe m.fl. 2024; figur 3.2). Den største effekten på de totale tapene oppnås ved minst mulig bearbeiding av jorda, men det er stor variasjon mellom forsøk. Enkelte forsøk viser effekter som ikke støtter den generelle trenden. Overvintring i stubb (alle metoder for jordarbeiding om våren) og direktesådd høstkorn gir stort sett en halvering av jordtap i forhold til høstpløying. Jordas tilstand i perioden fra høsting til såing neste vår har størst betydning for jordtapet. Det er kun små forskjeller i jordtap mellom de ulike metodene for jordarbeiding om våren. Imidlertid har tre forsøk med vårharving vist lavere jordtap sammenlignet med vårpløying (etterfulgt av harving).

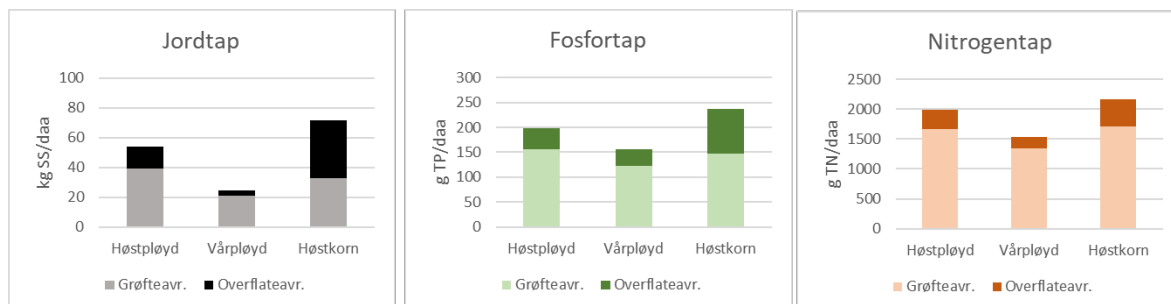
Høstharving til vårkorn kan også ha en positiv effekt sammenlignet med høstpløying, men i noen tilfeller har det slått negativt ut. Spesielt i de finske forsøkene var det en tendens til høyere jordtap ved høstharving sammenlignet med høstpløying fordi jordas kapasitet til å ta opp regnvann var mindre på grunn av mindre dybde på jordarbeidingen. Norske forsøk med lett høstharving har vist betydelig lavere jordtap sammenlignet med høstpløying, særlig på grunn av at en del plantemateriale (halmrester) bevares på jordoverflaten.

Høstpløying til høstkorn gir i middel større jord- og fosfortap enn høstpløying til vårkorn. I enkeltforsøk kan høstpløying til høstkorn ha positiv eller negativ effekt i forhold til høstpløying. Effekten varierer også mellom år, og kan være avhengig av hvor godt etablert plantedekket er.

Høstharving til høstkorn gir betydelig reduksjon i jord- og fosfortap sammenliknet med høstpløying til høstkorn. Effekten sammenliknet med høstpløying til vårkorn er også positiv, og omtrent den samme som for høstharving til vårkorn.



Figur 3.1. Gjennomsnittlig jordtap (øverst) og fosfortap (TP, nederst), relativt til korn med høstpløying, målt i forsøk med ulike vekster og ulike typer jordarbeiding til korn (data fra Bechmann m.fl. 2011). Feilfeltene viser minimums- og maksimumseffekt blant alle forsøksfeltene. Figuren viser en tendens og ikke eksakte forskjeller mellom ulike jordarbeidingsmetoder, ettersom verdiene for de enkelte jordarbeidingsmetodene bygger på data fra ulike felt og ulike år.

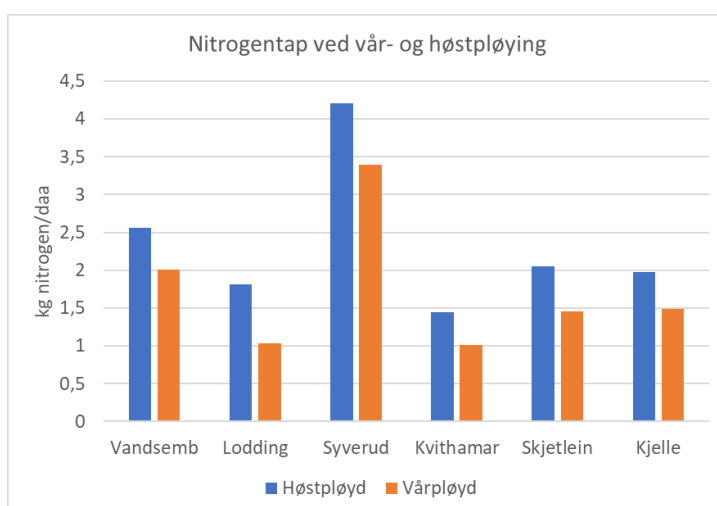


Figur 3.2. Tap av jordpartikler, fosfor og nitrogen i ruteforsøk på Kjelle (Bjørkelangen i Akershus), i gjennomsnitt for perioden 2014-2023 (Bøe m.fl. 2024), fordelt på overflate- og grøfteavrenning.

Effekten av jordarbeidingstiltakene er litt mer usikker for løst fosfat enn for erosjon og tap av partikkelbundet fosfor. En del av forsøkene (8 av 20), også noen av de norske, har vist at avrenningen av løst fosfat kan øke ved overvintring i stubb i noen år. Det gjelder spesielt forsøk med direktesåing, men også i noen forsøk med høstharving. Ved direktesåing over flere år kan det bli anrikning av fosfor fra gjødsling i de øverste jordlagene, ettersom jord fra ulike sjikt ikke blandes jevnlig. Grunnere jordarbeiding, som lett høst- eller vårharving, kan også ha tilsvarende, om enn litt mindre effekt (Koskiaho m.fl., 2002). I tillegg kan fosfor fryse ut fra planterester og ugras (Puustinen m.fl., 2005). Forsøk med høstkorndyrking i Norge har vist lavere tap av løst fosfat ved redusert jordarbeiding sammenlignet med høstpløying til høstkorn. Sammenhengen mellom jordarbeiding og avrenning av løst fosfat er komplisert, og jordas fosforinnhold har også betydning for konsentrasjonen av løst fosfat i avrenning fra ulike jordarbeidingsystemer.

Nitrogen. Risiko for nitrogentap øker når det jordarbeides tidlig på høsten, fordi frigjøringen av nitrogen fra organisk materiale (mineralisering) øker når jorda forstyrres uten at det er planter som kan ta opp næringsstoffene utover høsten. Jordarbeiding senere på høsten vil også gi mineralisering, men når temperaturen er lavere går prosessene langsommere (Kværnø og Bechmann, 2010). Dette framgår også av resultatene fra Kjelle ruteforsøk, der det i gjennomsnitt for perioden 2014-2023 ble målt lavere nitrogentap fra vårpløyde ruter enn fra høstpløyde ruter (Bøe m.fl. 2024). Grunnere jordarbeiding, harving, gir mindre innblanding og dermed noe mindre mineralisering og lavere nitrogentap enn ved høstpløying. Overvintring i stubb forårsaker mindre mineralisering enn jordarbeiding om høsten, og beskytter derfor forholdsvis godt mot nitrogentap. I norske forsøksfelt er det i middel lavere nitrogentap ved jordarbeiding om våren enn ved jordarbeiding om høsten (figur 3.3). Beskyttelsen blir enda bedre om man undersår eller direktesår fangvekster eller direktesår høstkorn, dersom disse vekstene blir velutviklet om høsten. Disse vekstene vil ta opp nitrogen. En fangvekst kan ta opp opptil 5,5 kg N/dekar og det er målt reduksjon i nitrogentap på opptil 80 % (Aronsson m.fl. 2016).

Såing av høstkorn etter høstpløying har i forsøk gitt 1,8 ganger så store nitrogentap som høstpløying etterfulgt av vårkorn (Grønsten m.fl. 2007). I samme forsøk ga direktesåing av høstkorn rundt 70 % lavere nitrogentap enn høstpløying før høstkorn, mens høstharving før såing ga 65 % lavere nitrogentap enn høstpløying før høstkorn (Grønsten m.fl. 2007).



Figur 3.3. Sammenstilling av resultater fra ruteforsøk (Syverud, Kvithamar, Skjetlein og Kjelle) og skifter (Vandsemb og Lodding) med vårpløying og høstpløying. Alle undersøkelsene inkluderer overflate- og grøftevann (Kværnø & Bechmann 2010, Lundekvam 1997, Øygarden 2000, Oskarsen m.fl. 1996, Haraldsen 1998, Bechmann m.fl. 2023). Undersøkelsene på Kjelle, Syverud, Kvithamar og Skjetlein er ruteforsøk med 2–3 gjennetak i 4–8 år og målingene på Vandsemb og Lodding ble gjort på et skifte, der vårpløying og høstpløying er gjennomsnitt av forskjellige år (oppsummert av Kværnø & Bechmann, 2010).

4.2 Fangvekster

Fangvekst er først og fremst et tiltak for bedre jordhelse og for å redusere nitrogen tap fra jordbruksarealer. For potet- og grønnsaksarealer er det dessuten et godt tiltak for å binde jorda og redusere erosjon og fosfortap. God etablering av fangvekster lykkes ikke alltid og tiltaket har derfor meget varierende effekt.

Nitrogen. Bøe m.fl. (2019) har i en rapport oppsummert resultater fra nordiske studier av fangvekst. Resultater fra rapporten er oppsummert i Bechmann m. fl. (2023) og er referert her: Det finnes en god del undersøkelser og dokumentasjon av effekten av fangvekster, særlig raigras, på nitrogenutnyttelse og redusert nitrogen tap under norske eller nordiske forhold (Aronsson m.fl. 2016, Bøe m.fl. 2019).

Arter av fangvekst. Basert på 11 studier av utvasking av nitrogen i de nordiske landene rapporterte Aronsson m.fl. (2016) at grasarter brukt som fangvekster i korn reduserte utvasking av nitrogen med 48 % i snitt (2,2 kg/daa pr. år). I disse studiene var det for det meste brukt flerårig raigras. Tidligere var fangvekster stort sett gras, men de siste årene er det introdusert og tatt i bruk flere ulike fangvekstblandinger, dels med belgvekster og dels ulike brassica-arter. Dette er stort sett ettårige arter som utvintrer. For disse blandingene er dokumentasjonen mer sparsom eller helt manglende i Norge, og effekten kan forventes i noen tilfeller å være forskjellig fra den dokumenterte effekten av raigras på avrenning til vann og utslipp til luft. Det er derfor stor usikkerhet knyttet til den anslåtte effekten av fangvekst-blandingene, mens effekten av fangvekst av raigras er forholdsvis godt dokumentert for norske og nordiske forhold. Med introduksjon av ulike arter av fangvekster har også såtidspunkt for fangvekst endret seg de siste årene. Fangvekster av flerårige arter som raigras og hvitkløver såes sammen med kornet, mens de ettårige artene såes i modent korn eller etter høsting av tidlige vekster, f.eks. tidlige kornsorter, høstkorn, grønnsaker og tidligpotet.

Såtidspunkt. Muligheten for vekst om høsten er avgjørende for hvor mye næringsstoffer som kan tas opp i fangvekstene. Forsøk har vist at såing samtidig med kornet gir bedre etablering enn såing 3–4 uker senere (Molteberg m.fl. 2005). Effekten av fangvekster sådd på våren er godt dokumentert, mens det finnes mindre dokumentasjon av effekten av senere såing på utslipp til luft og vann (Aronsson m.fl. 2016, Bøe m.fl. 2019). Artsvalg og såtidspunkt er avgjørende for effekten av fangvekst på utslipp til luft og vann. Det forutsettes at fangveksten ikke pløyes ned før om våren.

Fangvekst etter potet. I Danmark undersøkte Notaris m.fl. (2018) bruk av fangvekster i vekstskifte der fangvekster ble sådd etter høsting av tidligpoteter. Nitrogentap fra poteter uten fangvekster var 12,3 kg/daa sammenlignet med 5,2 kg/daa med fangvekster (rug, lodnevikke, hørstraps). Det tilsvarer nesten 60 % reduksjon i nitrogentapet. Nitrogentapene ble redusert alle år der fangvekster ble brukt, bortsett fra et år (2012) da fangvekstene etablerte seg dårlig.

Fosfor. Det er varierende resultater for effekten av fangvekster på tap av fosfor. På lokaliteter med høye fosfortap på grunn av mye erosjon kan fangvekster i tillegg til overvintring i stubb redusere tap av partikkelbundet fosfor (Aronsson m.fl. 2016). På lokaliteter med forholdsvis lave fosfortap har fangvekster av gras imidlertid gitt både positive og negative resultater. Fosfortap som skyldes utfrysing av fosfor fra plantene er avhengig av været om vinteren, f.eks. antall fryse-tine sykluser, snødekke og frostemperatur, og er dessuten avhengig av fosforinnholdet i plantemassen. I et forsøk som ble gjennomført over fire år ble det utfrysing av fosfor fra plantemassen i ett av årene (Øgaard & Bechmann 2021). Resultatene fra forsøket viste også at jordas fosforstatus påvirket fosfatkonsentrasjonen i avrenningen fra de vårpløyde rutene. Jo høyere fosforstatus i jorda på forsøksruta, jo mer fosfat ble løst i avrenningsvannet. Fangvekster bidrar også til å redusere erosjon og jordtap ved å stabilisere jorda, bremse vannhastigheten og øke infiltrasjonen (Blanco-Canqui m.fl. 2015, Löfkvist m.fl. 2005). Et fire-årig forsøk med fangvekster viser at fangvekster særlig bidrar til å redusere erosjon i år med mye erosjon og i denne undersøkelsen er det målt om lag 20 % reduksjon i fosfortap fra ruter med fangvekst i tillegg til stubb (Øgaard & Bechmann, 2021). Figur 3.1 viser om lag tilsvarende effekt av fangvekst i tillegg til stubb på fosfortap.

4.3 Gras eller stubb i erosjonsutsatte dråg

Fosfor. Drågerosjon bidrar til den totale belastningen av partikler og fosfor til vassdrag. Betydningen av denne erosjonsformen er vanskelig å tallfeste, selv om det internasjonalt er publisert resultater fra en rekke undersøkelser av prosessen (se f.eks. oversikt i Poesen m.fl., 2003). Lokale forhold mht. klima, jordsmonn og topografi er så avgjørende for utviklingen av drågerosjon at resultater fra enkeltstudier sjelden er overførbare til andre områder. Det har vært gjort noen få undersøkelser i Norge (kun på Sørøstlandet) som gir direkte eller indirekte informasjon om drågerosjon. Informasjon fra disse undersøkelsene har vært sammenstilt av Barneveld m.fl. (2024). Noen hovedpunkter fra de aktuelle undersøkelsene er:

Kartlegging i større nedbørfelt. I to av nedbørfeltene i JOVA-programmet er det gjort direkte kartlegging av erosjonsformer gjennom feltregistreringer årlig i perioden 1995-2004 (kornfeltene Mørdre og Skuterud i Akershus, Øygarden m.fl. 2003a; 2003b). De rapporterte resultatene skiller ikke mellom bidrag fra erosjonsformene drågerosjon og rilleerosjon. Det ble observert mest erosjonsspor der det var jordarbeidet om høsten, og særlig der det var høstkorn. Drågerosjon har også vært kartlagt ved fjernanalyse med drone i et nedbørfelt (Skuterud i Akershus), i mars-april 2019-2021 (Barneveld m.fl. 2022). Her ble det funnet at drågerosjon i kartleggingsperioden utgjorde 7-30 % av det nettojordtapet målt ved utløpet av nedbørfeltet.

Overvåking av mindre nedbørfelt. I tre felt på Romerike er jordtap ved utløpet av feltene målt over flere år, og drift på arealene samt tiltak i drågene er registrert. I to felt i det større nedbørfeltet Lodding på Romerike, ble det observert drågerosjon etter en ekstrem episode i 1990 (Øygarden 2000; 2003). I det ene feltet var det stubb i dråget, i det andre gras, og begge deler forhindret erosjon i selve dråget, samt at plantedekket fanget opp en del av sedimentet som kom fra arealene rundt. I et annet felt på Romerike, Holt, ble avrenning og jordtap overvåket i flere år (Lundekvam 1997; 2007a; 2007b), og resultatene indikerte betydelig effekt av at det ca. midt i perioden ble gjort tiltak i dråget i form av plantedekke og nedløpskum – i gjennomsnitt var jordtapet i årene med tiltak ca. 50 % lavere enn i årene uten tiltak.

Kartlegging av enkeltepisoder på flere lokaliteter. Det er kartlagt riller og drågerosjon på 25 lokaliteter i tre fylker (Østfold, Akershus, Telemark) etter ekstrem nedbør på jord med , kombinert med delvis tele i jorda, i januar og februar 1990 (Øygarden 2000, 2003). Det ble observert mye drågerosjon, noen steder helt ned til grøftedybde, som ble beregnet til å tilsvare ca. 10 tonn jordtap/dekar. Det ble observert omfattende drågerosjon på teiger med jordarbeiding om høsten og i potetåker, og i forbindelse med manglende eller ikke-fungerende hydrotekniske anlegg, mens det ikke ble observert drågerosjon på nabojord med stubb eller kontroll med overflatevann.

Kvantitative effekter av tiltak mot drågerosjon er ellers relativt dårlig dokumentert, og som nevnt er det vanskelig å overføre tall fra enkeltforsøk til andre områder med andre forhold.

Tiltaket er ikke bare aktuelt på kornareal, men også på areal med potet og grønnsaker. Her er kvantitative data for tiltakseffekter tilnærmet fraværende. Kanadiske forsøk har vist svært god effekt av å kombinere grasdekke i dråg med dyrking langs fallet og oppdeling av lange hellinger ved å anlegge terrasser med gras imellom (Chow m.fl., 1999), men effekten av grasdekke i dråg kan her ikke skilles ut fra totaleffekten. I en norsk undersøkelse av bl.a. utfordringer med å gjennomføre vannmiljøtiltak i jordbruket, var det gårdbrukere som hevdet at grasdekke i dråg hadde liten effekt på potetareal, ettersom vannet gjerne følger potetradene (Skaalsveen m.fl. 2022).

Generelt kan en konkludere med at både stubb (kun aktuelt på kornareal) og grasdekke (aktuelt på alt åpenåkerareal) beskytter mot erosjon og næringsstofftap, og at gras gir bedre effekt enn stubb, pga. tettere plantedekke og opptak av næringsstoffer. Gras hindrer erosjon på stedet og fanger opp partikler fra tilførende areal, og har tettere rotsystem med større evne til å binde jorda enn stubb. Dessuten vil graset dekke hele året og ikke kun frem til såing om våren. Derfor anbefales det først og fremst at det

anlegges grasdekte vannveier i dråg. Grasdekke er viktigere jo høyere risikoen for drågerosjon er. Det vil si på særlig eroderbare jordarter, som silt og siltig finsand, i dråg der det samles mye vann og vannet strømmer hurtig pga. stort nedslagsfelt, lange hellinger og bratt terreng. Behovet for tiltak, sett fra et vannkvalitetsperspektiv, er aller høyest når det er stor sannsynlighet for at eroderte partikler når vassdraget. Dette skjer hovedsakelig på areal som ligger nært vassdraget, særlig hvis dråg har direkte utløp i vassdraget. Dråg som fører partikler ned i kummer og åpne grøfter må også beskyttes. Grasdekke er dessuten viktigere når risiko for erosjon etter våronna er stor.

Tiltak mot drågerosjon krever en større grad av stedlig tilpasning enn tiltak mot flate- og rilleerosjon. Første bud må være å hindre at vann får samle seg i drågene, dvs. at man må ha kontroll på overflatevann som renner inn på det aktuelle arealet fra omkringliggende areal. Man ser relativt ofte at drågerosjon forårsakes av manglende avskjæring mot skogsareal, eller f.eks. ved at det er lagt rør under vei som leder en konsentrert vannstrøm ut på jordet. Dette bør unngås gjennom å gjennomføre målrettede tiltak for håndtering av overflatevannet.

Nitrogen. Tiltak i erosjonsutsatte dråg er mindre viktig for nitrogen enn for fosfor. Tiltaket er målrettet mot partikkel- og fosfortap. Arealstørrelsen har størst betydning for tiltakets effekt på nitrogentap og det har betydning om det er gras eller overvintring i stubb. Det er vist en reduksjon i nitrogentap fra jordbruksarealer ved overvintring i stubb fremfor høstpløying (Bechmann m.fl. 2023). For nitrogen er denne effekten avhengig av hvor stort areal det gjelder. I småskalaforsøk er det vist at nitrogentapet fra vårpløyde arealer reduseres med rundt 20 % sammenlignet med høstpløying (Kværnø og Bechmann, 2010). Beregninger i forbindelse med den nye jordbruksmodellen (AGRITIL) indikerer at nitrogentapet i gjennomsnitt er 4,2 ganger større fra areal med overvintring i stubb enn fra areal med gras (Kværnø m.fl. 2024). En 6 meter bred grasdekt vannvei vil dermed redusere nitrogentapet mer enn en 20 meter bred sone med stubb. Uansett vil dette tiltaket bli gjennomført på et lite areal og derfor er effekten på nitrogentap begrenset.

4.4 Buffersoner langs vassdrag og rundt kummer

Buffersoner etableres langs vassdrag for å redusere tilførsler av jord, næringsstoffer og andre forurensninger til vassdraget. Buffersonene består vanligvis av mer eller mindre permanent vegetasjonsdekke i form av gras, urter, busker og/eller trær. Buffersoner kan også være et areal med redusert, utsatt eller ingen jordarbeiding, og som evt. sås til med høstkorn eller fangvekster.

Tiltaket er aktuelt der jorda i perioder av året er uten vegetasjonsdekke, som arealer med korn-, potet- eller grønnsaksproduksjon. Buffersonenes evne til å holde tilbake jord og næringsstoffer avhenger av flere prosesser, hvor de viktigste er oppbremsing av overflatevann med påfølgende sedimentasjon av partikler og infiltrasjon av vannet. Partikler, fosfor og nitrogen som transporteres gjennom grøftesystemene, vil ikke fanges opp av buffersoner.

4.4.1 Grasdekte kantsoner

Fosfor. I RMP-ordningen får man tilskudd til grasdekte kantsoner, som har godt dokumentert effekt på tilbakeholdelse av jordpartikler og fosfor transportert med overflateavrenning. I nasjonale og internasjonale forsøk, sammenstilt av Blankenberg m.fl. (2017), er det funnet moderat til god renseseffekt av buffersoner: 30-90% for partikler og 30-100% for fosfor. Disse tallene skiller ikke mellom grasdekte buffersoner og buffersoner med busker og trær, men i et senere kapittel i samme rapport konkluderes det med at den gjennomgåtte litteraturen ikke viser noen entydig effekt av vegetasjonstype. Det viktigste er å ha et konstant og tett plantedekke (stråstive grasarter), da dette fremmer ulike rensesprosesser og øker jordpermeabiliteten. Studier i Norge (helling > 10 %, bredde 5-10 m, grasdekt kantsoner med innslag av tistel, høstharvet åkerareal) viser svært god rensing, med gjennomsnittlige renseseffekter av overflateavrenning for partikler i størrelsesorden 81-91 % og for fosfor 76-89 % (Syversen, 2002a; 2002b). Disse forsøkene er imidlertid gjennomført under ideelle og

delvis kunstige optimale forhold på liten skala, så det må forventes mer variable effekter på teig- og nedbørfeltskala.

Det vil være betydelig variasjon i hvor effektive buffersonene er, avhengig av bl.a. terreng og utforming av kantsonen. Det har vært gjennomført flere sammenstillinger og store datanalyser basert på internasjonal forskning på temaet (Liu m.fl., 2008; Zhang m. fl. 2010; Blankenberg m.fl., 2017). Disse publikasjonene viser bl.a. at bredde og helling på buffersoner er blant de viktigste faktorene med hensyn på å bremse opp sedimenter og partikkelbundne stoffer:

Renseeffekten øker normalt med *bredden* på buffersonene, særlig for sediment og fosfor, med tendens til at renseeffekten øker inntil en viss bredde, hvoretter ytterligere økning i renseeffekt blir redusert eller ubetydelig (flere refererte studier – se Blankenberg m.fl. 2017). Blant de refererte studiene er undersøkelser av effekt av grasdekte kantsoner i fire forsøksfelt med naturlig og simulert avrenning i Sørøst-Norge: Også her ble det konkludert med at den relative renseeffekten (%) økte med økende bredde på buffersonen, både for fosfor og partikler, og at 5-10 meter brede buffersoner var effektive i å fjerne partikler og partikkelbundne stoffer (Syversen 2002a; 2002b).

Renseeffekten for partikler og partikkelbundne stoffer har i flere undersøkelser vist seg å reduseres ved økt *hellingsgrad* (f. eks. Dillaha m. fl. 1989, Zhang m. fl. 2010), pga. høyere hastighet på vannet og mindre mulighet for sedimentasjon av partikler. Det foreligger imidlertid også studier som antyder at hellingsgraden er av mindre betydning pga. effektiv retensjon i vegetasjonen (Syversen og Roseth 1992; Darch m.fl. 2015). Andre viktige faktorer relatert til terreng og/eller mikrotopografi er såkalte «*foretrukne strømningsveier*», dvs. plogfårer, riller mellom åkervekster, kanter rundt jordene, hjulspor, veier og dråg: Slike har vist seg å kunne påvirke renseeffekten negativt (BlancoCanqui m.fl. 2006; Verstraeten m.fl. 2006), pga. at vannet renner konsentrert i stedet for jevnt inn i kantsonen, med høyere hastighet og over et mindre areal. En større andel av partiklene vil da kunne passere gjennom kantsonen uten å bli fanget opp. I verste fall vil vannet kunne grave i kantsonen. Kantsoner som blir utsatt for jordpakking gjennom f.eks. kjøring i kantsonen vil fungere dårligere pga. lite infiltrasjon av overflateavrenning og potensielt dårlig utviklet plantedekke. Noen undersøkelser har vist at infiltrasjonskapasiteten i grasdekte kantsoner er dårligere enn forventet (Skarbøvik og Blankenberg 2014).

Grasdekte buffersoner er også et aktuelt tiltak rundt *nedløpskummer* for overflatevann. Selv om kummene har til hensikt å redusere overflateavrenningen nedstrøms, vil de kunne fungere som snarveier for partikler og partikkelbundet fosfor som transporteres med overflateavrenningen. En sone med plantedekke (gras eller urter) rundt kummene vil fange opp en del av dette. Plantedekket gir beskyttelse mot erosjon rundt kummen og opptak av nitrogen i plantemassen. Det er ikke gjort noen undersøkelser av hvor stor betydning buffersoner rundt nedløpskummer har for å redusere tap av jordpartikler og næringsstoffer.

Nitrogen. Buffersoner har også en positiv effekt på nitrogen som tapes ved overflateavrenning, men ettersom nitrogen hovedsakelig transporteres gjennom drengroftene, vil mesteparten av nitrogenet ikke fanges opp av buffersoner. Nitrogentapet fra selve arealet i buffersonen vil imidlertid kunne bli noe redusert, ettersom gras har en lengre vekstsesong med større nitrogenopptak enn korn. Dersom det grasdekte arealet utgjør en stor andel av totalarealet, vil det kunne ha en viss betydning for nitrogentapet.

Andre effekter. Det er flere positive tilleggseffekter av grasdekte buffersoner (Blankenberg m.fl. 2017): Økt avstand fra åkerarealer med gjødselspredning og sprøyting til åpent vann vil redusere risikoen for at uønskede stoffer havner direkte i vassdraget. Buffersoner gir også vern mot erosjon i elve- og bekkekanter; og grasdekte kantsoner har positiv effekt på biologisk mangfold.

4.4.2 Buffersone med ingen jordarbeiding om høsten

Fosfor. Effekten av buffersoner av åpen åker, dvs. halmstubb, er i mindre grad dokumentert enn buffersoner av gras, men effekten kan antas å være betydelig mindre. Det henger bl.a. sammen med at halmstubb har mindre evne til å få partikler til å sedimentere, ettersom den ikke har samme tette blad- og rotmasse som gras har. Det er også godt dokumentert i litteraturen at jord på åpen åker har lavere porøsitet, høyere jordtetthet og dårligere infiltrasjonsevne enn areal med gras (flere referanser – se Blankenberg m.fl. 2017), noe som vil redusere effektiviteten av slike buffersoner sammenliknet med grasdekte kantsoner. Det er usikkert om en bredere sone med stubb kan måle seg med en smalere sone med gras. Om en vurderer alternativer som direktesådd høstkorn, høstkorn med lett høstharving, direktesådd fangvekst eller fangvekst med lett høstharving i buffersonen, så er det manglende datagrunnlag for effekt av også dette. Effekten vil avhenge av hvordan jordstruktur og infiltrasjonskapasitet påvirkes og hvor godt utviklet et evt. høstsådd plantedekke blir. Ifølge Tørresen m.fl. (2015), kan både direktesåing og harving medføre høyere risiko for jordpakking i matjordlaget enn pløying. Dette påvirker både jordstrukturen og plantedekket negativt. Samtidig medfører spesielt direktesåing, og delvis høstharving, til mindre jordpakking i undergrunnsjorda. Som nevnt i avsnitt 3.2 bidrar fangvekster til å bedre og stabilisere jordstrukturen, bremse vannhastigheten og øke infiltrasjonen.

Nitrogen. Nitrogentapet fra selve arealet i buffersonen vil kunne bli noe redusert med lett høstharving, ingen jordarbeiding om høsten eller direktesåing i stedet for høstpløying, pga. redusert frigjøring av nitrogen ved mineralisering (jf. avsnitt 3.1).

4.5 Redusert gjødsling

Balansert gjødsling med nitrogen er ikke en del av RMP-ordningen, men et viktig tiltak for å redusere nitrogentapene. Ved produksjon av matkorn er det behov for ekstra tilførsel av nitrogen, det gir i gjennomsnitt et større nitrogenoverskudd i produksjonen og vil føre til større risiko for nitrogentap fra arealer der det dyrkes matkorn.

Tiltak for å redusere næringsinnholdet i jorda er heller ikke en del av RMP-ordningen, men det skal nevnes at dette er et viktig tiltak for å redusere næringsstofftap, spesielt tap av fosfor. Jo høyere fosforstatus (P-AL) det er i jorda, dess mer fosfor er bundet på jordpartiklene som tapes ved erosjon. Konsentrasjonen av biotilgjengelig fosfor i avrenningen øker også med økende P-AL (Øgaard m.fl., 2012). Et areal med lite erosjon og høyt fosforinnhold i jorda kan gi mer biotilgjengelig fosfor i avrenningen enn et areal med mye erosjon og lavt fosforinnhold i jorda.

5 Vurdering av miljøkrav på areal med korn og oljevekster

Korn og oljevekster utgjør en stor andel av det fulldyrka og overflatedyrka arealet i flere av kommunene i virkeområdene, til sammen litt over 60 % for de tre virkeområdene (tabell 4.1; tallene inkluderer også belgvekster og andre grovfôrvekster til fôr). Tiltak i disse produksjonene vil følgelig ha stor betydning for å redusere tilførsler til vassdragene. I Vestfold er andelen jordbruksareal med korn- og oljevekster over 65 % i alle kommunene, unntatt Færder. Andelen for Færder er imidlertid for lav i denne oversikten, ettersom jordleie ikke er hensyntatt i oversikten, og Færder har betydelig potet- og grønnsaksareal på areal som leies i andre kommuner. I Midtre Telemark og Grenland utgjør korn og oljevekster henholdsvis 55 og 36 % av totalarealet.

Til sammen utgjør korn- og oljevekstareal i disse kommunene drøyt 10 % (middel for 2018-2022) av totalt areal med korn og oljevekster i Norge. Eventuell negativ påvirkning av tiltak på kornavlger vil derfor kunne ha en del betydning for matproduksjonen regionalt og nasjonalt.

Statsforvalteren i Vestfold og Telemark har foreslått syv miljøkrav innenfor produksjon av korn- og oljevekster, og disse utredes mht. effekter på vannmiljø, matproduksjon og kostnader i de følgende avsnittene.

Tabell 4.1. Areal med korn, oljevekster, belgvekster og andre grovfôrvekster til fôr, i gjennomsnitt for perioden 2018-2022, og andel dette utgjør av totalt areal av fulldyrka og overflatedyrka jord fra arealressurskart AR5. Jordleie er ikke tatt høyde for i tallene. Kilde: Søknad om produksjonstilskudd, Landbruksdirektoratet.

Virkeområde	Kommune	Areal (dekar)	Andel av totalt jordbruksareal (%)
Vestfold	Færder	5633	44 %
	Holmestrand	44 071	68 %
	Horten	13 184	66 %
	Larvik	62 885	65 %
	Sandefjord	72 159	72 %
	Tønsberg	78 801	68 %
	<i>Totalt</i>	<i>276 733</i>	<i>67 %</i>
Grenland	Bamble	2177	25 %
	Porsgrunn	1597	21 %
	Siljan	2752	42 %
	Skien	16 057	41 %
	<i>Totalt</i>	<i>22 583</i>	<i>36 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	27 921	60 %
	Nome	12 664	47 %
	<i>Totalt</i>	<i>40 585</i>	<i>55 %</i>
Hele regionen		339 902	62 %

5.1 Krav 1: Ingen jordarbeiding rundt nedløpskummer

Det skal ikke jordarbeides nærmere enn 2 meter fra nedløpskummer for overflatevann.

5.1.1 Vannmiljø

Nedløpskummer skal ta unna overflatevann og på denne måten redusere risiko for erosjon på areal nedstrøms kummen. Samtidig vil en nedløpskum føre til at det oppstår en direkte forbindelse fra arealet der erosjonen skjer til vassdraget, noe som kan føre til økte tilførsler til vassdraget (avsnitt 3.4.1). Oversikt over antall og plassering av nedløpskummer for overflatevann og åpne grøfter er ikke tilgjengelig, men nedløpskummer antas å være relativt utbredt i regionen.

Problemet med at kummene fungerer for snarveier for jord- og fosfortap, kan reduseres ved å unngå å jordarbeide rundt kummene. Det beste er å ha en buffersone av gras eller urter, da dette tar opp partikler og fosfor mer effektivt enn halmstubb.

Dersom kummen potensielt vil fange opp mye avrenning og partikler pga. stort nedslagsfelt og/eller pga. de topografiske forholdene (bratt terreng, lang helling, dråg som fører inn mot kum eller ned mot grøft), bør sonen være bredere enn hvis det kan forventes at lite avrenning og partikler fanges opp. Ovenfor nedløpskummen der det meste av vannet kommer kan det være behov for en sone som er bredere enn to meter.

Det er ikke ønskelig å holde dette arealet fritt for plantedekke med bruk av plantevernmidler.

Det er ikke mulig å tallfeste effekten av dette tiltaket, ettersom det ikke foreligger noe lett tilgjengelig informasjon på regional skala om hvor det befinner seg nedløpskummer og hvor stort areal som påvirkes av kummene. Noen generelle antakelser kan være:

- **Fosfor.** Ifølge formelverket i modellen Agricat 2, kan det i virkeområdene anslås ca. 7-8 % reduksjon i fosfortap fra alt areal som drenerer til nedløpskummer, under antakelse om at det er gjort tiltak rundt kummene kun på kornareal. Dette gjelder når effekten beregnes i forhold til fosfortap fra alt jordbruksareal (ingen tiltak beregnet på resten av arealene). Beregnes effekten kun i forhold til kornarealet, blir den ca. 9-10 % i alle virkeområdene. Ettersom tilførselsarealet er ukjent, kan effekten ikke regnes om til reduksjon i kg jord og fosfor.
- **Nitrogen.** Effekten på nitrogentap av at det ikke jordarbeides nærmere enn to meter fra nedløpskummer avhenger av hvor stort areal som blir dekket av buffersoner rundt kummene. En slik sone vil typisk dekke et areal på 20 m² per kum, men i de fleste tilfeller vil det uansett ikke være mulig å bruke arealet helt inntil nedløpskummen og det reelle arealet for tiltaket vil være mindre. Det totale arealet vil antakelig være forholdsvis lite, og nitrogeneffekten er i så fall liten.

5.1.2 Matproduksjon og økonomi

For hver kum vil det bli rundt 20 kvadratmeter som tas ut av produksjon. Det foreligger ikke data for antall nedløpskummer i områdene og derfor kan ikke effekten på matproduksjon beregnes. Av agronomiske årsaker vil det uansett ikke bli dyrket helt inn til kummen og det vil være et mindre areal som reelt er påvirket av kravet om 2 meter uten jordarbeiding. Det vil være liten effekt av dette tiltaket på matproduksjon og kostnader dersom arealet er lite.

5.2 Krav 2: Beskytte mot erosjon i dråg

Erosjonsutsatte dråg skal ikke jordarbeides om høsten.

Alternativ 1: 6 meter bred grasdekt vannvei

Alternativ 2: 20 meter buffersone med stubb

5.2.1 Vannmiljø

I drågene samler det seg vann fra jordbruksarealer, noe som kan medføre erosjon i drågene og transport av partikler fra tilførselsarealet gjennom drågene. Grasdekke eller stubb etableres i dråg og forsøkninger på jordbruksarealer der det dyrkes korn, og beskytter mot erosjon i selve dråget.

Effekter av grasdekke eller stubb i dråg lar seg vanskelig tallfeste utfra dagens kunnskapsnivå (se avsnitt 3.2). Det er likevel gjort et grovt anslag med tilsvarende metode og datagrunnlag som brukes i AGRITIL-modellen (se avsnitt 2.2.3). Beregningene er gjort for alt areal, med arealfordeling tilsvarende 2022. Det er beregnet med gras eller stubb kun i dråg på kornareal og ikke på areal med potet eller grønnsaker (separat beregning presentert i kapittel 5). Resultatene er vist i tabell 4.2.

Fosfor. Resultatene av beregningen viser at reduksjon i fosfortap ved å ha grasdekke i dråg (alternativ 1), sammenliknet med om alle dråg på kornareal var høstpløyd, varierer mellom ca. 10 og 35 % for de ulike kommunene (tabell 4.2). Totalt for virkeområde Vestfold er effekten av gras i dråg ca. 20 % reduksjon i fosfortap. I virkeområde Grenland er effekten ca. 15 %, mens den i Midtre Telemark er ca. 30 %. Disse tiltakseffektene er beregnet i forhold til fosfortap fra totalt jordbruksareal. Beregnes det i stedet i forhold til fosfortap fra kun kornarealet, blir effekten 27 % i Vestfold, 21 % i Grenland og 36 % i Midtre Telemark.

Effekten av å ha stubb i dråg (alternativ 2) er litt mindre enn effekten av gras i disse beregningene, hvilket er en direkte konsekvens av modellens antakelse om at stubb har litt dårligere effekt enn gras. Effekten er 19 % reduksjon i fosfortap i virkeområde Vestfold, 12 % i Grenland og 25 % i Midtre Telemark (henholdsvis 23, 18 og 31 % hvis beregnet i forhold til fosfortap fra kun kornarealet).

I beregningen er det forutsatt høstpløying på flatene. Det er ikke beregnet en reduksjon i flate- og rilleerosjon og medfølgende fosfortap som følge av retensjon i graset eller stubben i drågene, ettersom størrelse på tilførende areal til drågene er ukjent. Dersom en slik retensjon hadde vært beregnet, ville det blitt en ytterligere reduksjon i jord- og fosfortap.

Nitrogen. Beregnet reduksjon i nitrogentap er liten (tabell 4.2), mindre enn eller tilnærmet 1 % (1-2 % dersom effekten beregnes i forhold til nitrogentap fra kun kornarealet), ettersom det berørte arealet er forholdsvis lite: 6 m gras berører 1-3 % og 20 m stubb 4-8 % av totalt jordbruksareal i de enkelte kommunene.

Usikkerhet. For både fosfor og nitrogen gjelder at effektene som er beregnet, må anses som gjennomsnittlige og forenklete. Drågerosjonskart fra NIBIO er grunnlaget for beregningene (se avsnitt 2.2.1), og det kan være areal der dråg i kartet ikke forekommer i virkeligheten, og motsatt. Kartet skiller heller ikke mellom høy og lav risiko for drågerosjon, men mengde drågerosjon beregnes på en svært forenklet måte i modellen AGRITIL. For fosfortap er effektene av gras og stubb i dråg usikre, det vil avhenge av bl.a. terreng og størrelse på tilførende areal. Tiltakseffektene kan være noe påvirket av at jordleie ikke er hensyntatt i vekstfordelingene. Dette vil bety mest i Færder kommune, som har betydelig potet- og grønnsaksproduksjon i andre kommuner (se avsnitt 2.2.2).

Tabell 4.2. Beregnet effekt av 6 meter gras i dråg og 20 meter stubb i dråg, på fosfor- og nitrogen tap. Tiltakseffekt i forhold til tap fra hele jordbruksarealet, uten andre tiltak gjennomført.

Virkeområde	Kommune	Reduksjon i fosfortap (%)		Reduksjon i nitrogen tap (%)	
		6 m gras i dråg	20 m stubb i dråg	6 m gras i dråg	20 m stubb i dråg
Vestfold	Færder	15 %	13 %	1 %	<1 %
	Holmestrand	33 %	28 %	1 %	1 %
	Horten	29 %	25 %	1 %	1 %
	Larvik	23 %	19 %	1 %	1 %
	Sandefjord	24 %	20 %	1 %	1 %
	Tønsberg	11 %	10 %	1 %	1 %
	<i>Totalt</i>		<i>22 %</i>	<i>19 %</i>	<i>1 %</i>
Grenland	Bamble	27 %	23 %	1 %	1 %
	Porsgrunn	30 %	25 %	<1 %	<1 %
	Siljan	26 %	21 %	1 %	<1 %
	Skien	8 %	7 %	1 %	<1 %
	<i>Totalt</i>	<i>14 %</i>	<i>12 %</i>	<i>1 %</i>	<i><1 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	34 %	29 %	1 %	1 %
	Nome	18 %	15 %	1 %	1 %
	<i>Totalt</i>	<i>29 %</i>	<i>25 %</i>	<i>1 %</i>	<i>1 %</i>

5.2.2 Matproduksjon og økonomi

Effekt av gras eller stubb i dråg på matproduksjon og kostnader avhenger av hvor stort areal som blir berørt. I tabell 4.3 er det vist estimater for arealet som påvirkes av 6 m gras i dråg og 20 m stubb i dråg basert på kartgrunnlaget fra NIBIO som beskrevet i avsnitt 2.2.2.

Tabell 4.3. Areal (dekar) med korn og oljevekster som påvirkes av tiltak i dråg.

Virkeområde	Kommune	Kornreal påvirket (dekar)		Kornareal påvirket (%)	
		6 m gras i dråg	20 m stubb i dråg	6 m gras i dråg	20 m stubb i dråg
Vestfold	Færder	75	230	1 %	4 %
	Holmestrand	843	2631	2 %	6 %
	Horten	245	764	2 %	6 %
	Larvik	1339	4096	2 %	6 %
	Sandefjord	1650	5131	2 %	7 %
	Tønsberg	1583	4917	2 %	6 %
	<i>Total</i>	<i>5734</i>	<i>17770</i>	<i>2 %</i>	<i>6 %</i>
Grenland	Bamble	66	201	3 %	8 %
	Porsgrunn	24	71	2 %	7 %
	Siljan	63	189	2 %	6 %
	Skien	297	919	2 %	6 %
	<i>Total</i>	<i>450</i>	<i>1380</i>	<i>2 %</i>	<i>6 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	667	1956	2 %	7 %
	Nome	249	775	2 %	6 %
	<i>Total</i>	<i>917</i>	<i>2731</i>	<i>2 %</i>	<i>7 %</i>

Matproduksjon. Grasdekke vil ikke gi matproduksjon, men blir i noen tilfeller brukt til fôr. Arealet med grasdekte vannveier (6 meter bredde; ca. 2 % av kornarealet) er estimert til om lag 7000 dekar (tabell 4.3) og med gjennomsnittsavlinger i vårkorn på mellom 318 og 468 kg korn/dekar for hver kommune og høstkorn på gjennomsnittlig 500 kg/dekar blir det en reduksjon på i om lag 3000 tonn korn med 6 meter bredt grasdekke i alle dråg (tabell 4.4). En del av dette arealet har allerede stubb eller grasdekke, og den reelle effekten på kornproduksjon vil antakelig være noe mindre.

For overvintring i stubb inngår et større areal (20 meter bredde; 4-8 % av kornarealet). Ifølge en spørreundersøkelse gjennomført blant gårdbrukere i Goksjøvassdraget gir overvintring i stubb 6 % lavere avling i vårkorn enn avlingen med forutgående høstpløying (Refsgaard m.fl. 2013). Norsk Landbruksrådgiving (NLR) vurderer at denne avlingsnedgangen stemmer for Vestfold. Lavere avlinger skyldes utsatt såtid ved vårploying. Med gjennomsnittsavlinger i korn på mellom 318 og 468 kg korn/dekar for hver kommune, blir kornproduksjonen redusert med om lag 1100 tonn ved 20 meter stubb i dråg under forutsetning av at det før var høstpløyd med vårkorn på 78 % og høstkorn på 22 % av arealet. Reduksjonen i matproduksjon blir mindre dersom arealene allerede ligger i stubb. Avlingsreduksjonen er dermed mindre ved 20 meter stubb i dråg enn ved å etablere 6 meter grasdekke i dråg.

Tabell 4.4. Gjennomsnittsavling i korn (2016-2020) og avlingsnedgang med 6 meter gras og 20 meter stubb i dråg for hver kommune.

Virkeområde	Kommune	Kornavling (kg/dekar)	Avlingsnedgang (tonn korn)	
			6 meter gras	20 meter stubb
Vestfold	Færder	441	34	11
	Holmestrand	450	389	117
	Horten	427	109	37
	Larvik	392	557	218
	Sandefjord	411	711	258
	Tønsberg	468	752	205
	<i>Total</i>	-	2552	843
Grenland	Bamble	355	26	12
	Porsgrunn	323	9	5
	Siljan	318	23	12
	Skien	396	125	48
	<i>Total</i>	-	181	77
Midtre Telemark	Midt-Telemark	365	264	112
	Nome	383	102	42
	<i>Total</i>	-	366	154
<i>Hele regionen</i>			<i>3100</i>	<i>1074</i>

Kostnad. Kostnaden ved 6 meter grasdekt vannvei i dråg er estimert til dekningsbidraget for korn pluss utgiften til en grasdekt vannvei. Kostnaden blir da 267 kr (dekningsbidraget for korn) pluss 161 kr (kostnaden ved gras) = 428 kr/dekar under forutsetning av at graset ikke blir høstet. Hvis graset høstes til rundballer, vil kostnaden bli på 218 kr/dekar (Refsgaard m.fl. 2013; oppdatert til 2022-kroner). Det vil si totale kostnader på mellom 1,5 og 3 mill. kroner avhengig av muligheten for å bruke grasavlingen til fôr. Det er ikke tatt hensyn til ekstra kostnader pga. evt. plunder og heft med grasdekke i dråg.

Kostnadene ved å endre jordarbeiding fra høstpløying til overvintring i stubb i kornproduksjon er estimert til 96 kr/dekar forutsatt en avlingsreduksjon på 6 % (Refsgaard m.fl. 2013; oppdatert til

2022-kroner). For stubb i dråg på hele kornarealet gir det en estimert kostnad for gårdbrukerne på om lag 2,1 mill. kroner. Det er forutsatt at høstkornarealer (22 %) må endres til vårkorn i stubb.

5.3 Krav 3: Buffersoner langs vassdrag

Det skal være buffersone langs alle vassdrag som mottar avrenning fra fulldyrka jord.

Alternativ 1: 8 meter varig vegetasjon (2 + 6 meter)

Alternativ 2: 2 meter varig vegetasjon + areal i stubb med minst 20 meters bredde, evt.:

A1 Høstvekster kan sås ved direktesåing

A2 Høstvekster kan sås ved enten direktesåing eller etter lett høstharving

B1 Fangvekster kan sås ved direktesåing

B2 Fangvekster kan sås ved enten direktesåing eller etter lett høstharving

5.3.1 Vannmiljø

Buffersoner etableres langs vassdrag for å redusere tilførsler av jord, næringsstoffer og andre forurensninger til vassdraget. Det er hovedsakelig overflateavrenning som påvirkes av tiltaket. Grøfteavrenning blir ikke rensert av buffersonene, men næringsstoffer i jorda kan tas opp av plantedekket. Grasdekte kantsoner har, som oppsummert i avsnitt 3.2, godt dokumentert effekt på tilbakeholdelse av jordpartikler og næringsstoffer transportert med overflateavrenning. Effekter av buffersoner av stubb eller redusert jordarbeiding er ikke dokumentert.

Fosfor. Betydningen av *grasdekte kantsoner* for jord- og fosfortap i Vestfold og Telemark har vært estimert ved hjelp av modeller (Krzeminska m.fl. 2019). I disse beregningene ble tiltakseffekten lagt til allerede gjennomførte tiltak og faktisk vekstfordeling, slik situasjonen var ifølge eStil/RMP og søknad om produksjonstilskudd i 2017. Samlet effekt av å legge 6 m brede grasdekte kantsoner langs alle vassdrag i Vestfold og Telemark var 28 % reduksjon i jordtap og 21 % reduksjon i fosfortap. For vannområdene som ligger i de foreslåtte virkeområdene, varierte reduksjonen i fosfortap mellom ca. 15 og 30 %. I disse beregningene ble evt. tilleggseffekt av eksisterende naturlige buffersoner ikke inkludert. I en senere studie (Krzeminska m.fl. 2022) ble det gjort egne beregninger av ulike kantsones scenarier for Vestfold, som indikerte at eksisterende naturlige buffersoner sto for 40 % reduksjon i fosfortap sammenliknet med ingen buffersoner langs vassdragene, forutsatt samme renseeffekt som grasdekte kantsoner. Utvidelse av grasdekte kantsoner til 10 m bredde der naturlige buffersoner var smalere enn dette, ga inntil ca. 10 % reduksjon i fosfortap sammenliknet med å kun ha de naturlige buffersonene.

En forenklet beregning av effekt av grasdekte kantsoner på kornareal er gjort vha. Agricat 2-modellen (se avsnitt 2.2.3). Resultatene er presentert i tabell 4.5. Det er ikke lagt grasdekte kantsoner på potet- og grønnsaksareal (egen beregning presentert i kapittel 5), slik at effekten for kornareal isoleres. I tabellen er det for fosfortap angitt et variasjonsområde for effekten ettersom man ikke vet hvor mye av jordbruksarealet som drenerer til de grasdekte kantsonene. Reduksjon i fosfortap er beregnet til 9-18 % i Vestfold, 8-16 % i Grenland og 10-20 % i Midtre Telemark, basert på antakelse om at 25-50 % av arealene drenerer til de grasdekte kantsonene. Disse effektene er beregnet i forhold til fosfortap fra totalt jordbruksareal. Dersom effekten regnes i forhold til fosfortap fra kun kornareal, blir reduksjon i fosfortap 11-22 % i Vestfold, 12-23 % i Grenland og 11-23 % i Midtre Telemark.

Der det allerede er en bred nok sone med naturlig vegetasjon mot vassdraget, er det ikke behov for å anlegge grasdekte kantsoner, men hva som er bredt nok vil avhenge av denne sonens egenskaper mht. f.eks. hellingsgrad og plantedekke. For å få produksjonstilskudd, er det krav om 2 meter varig vegetasjon mot vassdrag med årssikker vannføring. Som allerede nevnt, indikerte en spesialstudie av buffersoner i Vestfold stor betydning av eksisterende naturlige buffersoner (Krzeminska m.fl., 2022). Kartanalysene i studien indikerte at kravet om 2 meter obligatorisk sone med vegetasjon var innfridd så å si overalt, og at de naturlige buffersonene var mer enn 6 m brede på ca. 60 % av det estimerte tilførselsarealet (jordbruksareal som anslås å dreneres direkte til kantsonene) og 2-6 meter brede på resten av tilførselsarealet.

I forslaget til miljøkrav er 20 m buffersone av stubb lagt inn som alternativ til 6 m grasdekt kantsoner. Det er lite som tilsier at dette er et effektivt tiltak (se avsnitt 3.4.2) sammenliknet med grasdekte kantsoner, men noe effekt vil det antakelig ha, bl.a. ved at areal nærmest vassdraget er godt beskyttet mot erosjon. En eventuell tilleggseffekt i form av infiltrasjon av overflatevann og sedimentasjon av partikler fra tilførende areal, kan nok også forventes dersom en sørger for best mulig jordstruktur og infiltrasjonsevne i buffersonen.

Det er foreslått som underalternativer at man i 20-meterssonen kan ha direktesådd høstkorn, høstkorn med lett høstharving, direktesådd fangvekst eller fangvekst med lett høstharving. Alle disse alternativene vil gi noe effekt i forhold til å *høstpløye* 20-meterssonen, men i forhold til at sonen ligger i stubb, vil det være variable effekter:

- Direktesådd høstkorn (alternativ 2-A1) og direktesådd fangvekst (alternativ 2-B1) vil antakelig ha samme effekt som stubb på jord- og fosfortap, evt. noe bedre effekt enn stubb dersom plantedekket er godt utviklet.
- Lett høstharving til høstkorn (alternativ 2-A2) eller lett høstharving til fangvekst (alternativ 2-B2) vil kunne ha noe lavere effekt på jord- og fosfortap enn stubb/direktesåing, og ville i så fall kreve at sonen var enda bredere enn 20 m for å gi tilsvarende effekt som en sone med stubb.

Nitrogen. Effekten av både 6 m grasdekt kantsoner og 20 m buffersone med stubb gir liten effekt på nitrogenetap, ifølge beregninger i AGRITIL-modellen (tabell 4.5): Beregnet reduksjon i nitrogenetap er mindre enn eller tilnærmet 1 % (1-2 % dersom effekten beregnes i forhold til nitrogenetap fra kun kornarealet). Seks meter gras gir litt bedre effekt enn 20 meter stubb (tabell 4.5), siden grasets kan ta opp nitrogen utover høsten. Underalternativene A1, A2, B1 og B2 har følgende effekter:

- Direktesådd høstkorn (alternativ 2-A1) tar opp litt nitrogen i løpet av høsten og kan bli gjødslet med nitrogen. En kan anta at den vil ha samme effekt på nitrogenetap som stubb.
- Direktesådd fangvekst (alternativ 2-B1) vil gi bedre effekt på nitrogenetap enn kun stubb ettersom fangveksten vil ta opp nitrogen. Dette alternativet gir ifølge beregningene også bedre effekt enn 6 m bred sone med gras (tabell 4.5), med reduksjon i nitrogenetap på 1-2 % (1-5 % dersom effekten beregnes i forhold til nitrogenetap fra kun kornarealet).
- Lett høstharving til høstkorn (alternativ 2-A2) gir dårligere effekt enn stubb pga. at jorda forstyrres om høsten.
- Lett høstharving til fangvekst (alternativ 2-B2) vil gi større nitrogenetap enn stubb pga. at jorda forstyrres om høsten, men til gjengjeld vil fangveksten kunne ta opp nitrogen. Den totale effekten av dette er ikke kjent.

Tabell 4.5. Beregnet effekt av buffersoner på fosfor- og nitrogen tap ved 6 m grasdekt kantsone, og for nitrogen tap stubb med og uten fangvekst. Tiltakseffekt i forhold til tap fra hele jordbruksarealet, uten andre tiltak gjennomført.

Virkeområde	Kommune	Reduksjon i fosfortap (%)	Reduksjon i nitrogen tap (%)		
		6 m gras	6 m gras	20 m stubb	20 m stubb + fangvekst
Vestfold	Færder	4-8 %	1 %	<1 %	1 %
	Holmestrand	9-17 %	1 %	1 %	2 %
	Horten	9-17 %	1 %	<1 %	1 %
	Larvik	9-17 %	<1 %	<1 %	1 %
	Sandefjord	10-21 %	1 %	1 %	2 %
	Tønsberg	9-19 %	<1 %	<1 %	1 %
	<i>Total</i>	<i>9-18 %</i>	<i>1 %</i>	<i><1 %</i>	<i>1 %</i>
Grenland	Bamble	8-16 %	1 %	1 %	2 %
	Porsgrunn	6-12 %	<1 %	<1 %	1 %
	Siljan	11-21 %	1 %	1 %	2 %
	Skien	8-15 %	1 %	<1 %	1 %
	<i>Total</i>	<i>8-16 %</i>	<i>1 %</i>	<i>1 %</i>	<i>1 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	10-21 %	<1 %	<1 %	1 %
	Nome	10-19 %	<1 %	<1 %	1 %
	<i>Total</i>	<i>10-20 %</i>	<i><1 %</i>	<i>1 %</i>	<i>1 %</i>

Usikkerhet. For både fosfor og nitrogen gjelder at effektene som er beregnet, må anses som gjennomsnittlige og forenklete. Kart over elvenett fra NVE og arealressurskart AR5 ligger til grunn for beregningene av areal med buffersoner (se avsnitt 2.1.1), og disse kartene kan være noe mangelfulle og/eller unøyaktige. Det er dessuten vanskelig å estimere hvor mye areal som totalt bidrar med avrenning til vassdraget, og hvor mye av dette arealet som påvirkes av buffersoner. For fosfortap vil effekten av buffersoner være mer variabel enn for nitrogen og avhengig av bl.a. terreng og utforming av buffersonen. Tiltakseffektene i de enkelte kommunene kan være noe påvirket av at jordleie ikke er hensyntatt i vekstfordelingene. Dette vil bety mest i Færder kommune, som har betydelig potet- og grønnsaksproduksjon i andre kommuner (se avsnitt 2.2.2).

5.3.2 Matproduksjon og økonomi

Matproduksjon. Grasarealer vil ikke gi matproduksjon, men blir i noen tilfeller brukt til fôr. Arealet med grasdekte kantsoner (6 meter bredde) er estimert til i underkant av 5400 dekar (tabell 4.6). For arealet med høstkorn (22 % av kornarealet) blir avlingstapet per dekar tilsvarende avlingen i høstkorn, og med en vårkornavling på mellom 318 og 468 kg korn/dekar i gjennomsnitt for hver kommune, blir det en reduksjon på ca. 2400 tonn korn med 6 meter brede kantsoner langs alle vassdrag (tabell 4.7).

Med 20 meter buffersoner med overvintring i stubb på vårkornareal og direktesåing eller lett høstharving på høstkornareal, er det om lag 20 500 dekar som blir påvirket. Som nevnt over har en undersøkelse vist at overvintring i stubb gir 6 % lavere avling i vårkorn enn avlingen med forutgående høstpløying. Lavere avlinger skyldes utsatt såtid ved vårpløying (Refsgaard m.fl. 2013). Tilsvarende gir direktesåing av høstkorn og høstharving før såing av høstkorn hhv. 15 og 6 % reduksjon i avlinger (van Weeghel, pers. medd.). For høstkorn er det tatt utgangspunkt i en gjennomsnittsavling på 500 kg/dekar. Det er regnet med en jevnt fordelt høstkornandel på 22 % av arealet. Kornproduksjonen blir dermed redusert med om lag 700 og 500 tonn korn for alle områder med 20 meter vårkornarealer med stubb og hhv. direktesåing og høstharving til høstkornet (tabell 4.7). Det er forutsatt at fordeling mellom vårkorn og høstkorn i kantsonen er som gjennomsnittet for alle kornarealer. Reduksjonen i matproduksjon blir mindre dersom en del av arealene allerede ligger i stubb. Samlet sett betyr det at

avlingstapet blir mindre ved å velge 20 meter buffersone med stubb/direktesåing/høstharving enn 6 meter grasdekt kantsone. For høstkorn er avlingsnedgangen større ved å endre fra høstpløying til direktesåing enn om en velger høstharving for etablering av høstkornet.

Et alternativ til overvintring i stubb er direktesådd fangvekst eller fangvekst sådd etter lett høstharving. Seksti prosent av fangvekster såes like før eller etter høsting og vil ikke føre til reduksjon i avling på årets vekst. På lang sikt kan det føre til en økning i avlingene som følge av bedre jordstruktur. Førti prosent av fangvekstene såes som underkultur i korn og har i forsøk vist varierende effekt på avling bl.a. avhengig av såtid, såmengde og art/sort av fangvekstene som brukes (Bøe m.fl. 2019).

Kostnad. Kostnaden ved 6 meter grasdekt kantsone er estimert til dekningsbidraget for vårkorn pluss utgiften ved en grasdekt kantsone. Kostnaden blir da 267 kr (dekningsbidraget for korn) pluss 161 kr (kostnaden ved gras) = 428 kr/dekar under forutsetning av at graset i den grasdekte kantsonen ikke blir høstet. Om graset høstes til rundballer, vil kostnaden bli på 218 kr/dekar (Refsgaard m.fl. 2013; oppdatert til 2022-kroner). Det vil si totale kostnader på mellom 1,2 og 2,3 mill kroner avhengig av muligheten for å bruke grasavlingen.

Kostnadene ved å endre jordarbeiding fra høstpløying til overvintring i stubb i kornproduksjon er estimert til 96 kr/dekar forutsatt en avlingsreduksjon på 6 % (Refsgaard m.fl. 2013; oppdatert til 2022-kroner). Det dyrkes høstkorn på 20-25 % av arealet og kostnadene ved endret jordarbeiding for høstkorn er høyere enn for vårkorn. Kostnadene ved direktesåing og lett høstharving til høstkorn sammenlignet med høstpløying til høstkorn er estimert til hhv. 235 og 85 kr/dekar (se avsnitt 2.2.4). For stubb/direktesåing og stubb/høstharving til høstkorn langs alle vassdrag gir det en estimert kostnad for gårdbrukerne totalt for området på hhv. 2,6 og 1,9 mill. kroner.

Tabell 4.6. Areal (dekar) med korn og oljevekster som påvirkes av buffersoner.

Virkeområde	Kommune	Areal påvirket (dekar)			Areal påvirket (% av kornareal)	
		6 m gras	20 m stubb	20 m høstkorn	6 m gras	20 m stubb + høstkorn
Vestfold	Færder	126	326	92	2 %	8 %
	Holmestrand	655	2030	573	1 %	6 %
	Horten	187	509	144	1 %	5 %
	Larvik	869	2609	736	1 %	5 %
	Sandefjord	1514	4209	1187	2 %	8 %
	Tønsberg	1037	3229	911	1 %	5 %
	<i>Total</i>		<i>4388</i>	<i>12912</i>	<i>3642</i>	<i>2 %</i>
Grenland	Bamble	103	263	74	4 %	14 %
	Porsgrunn	46	103	29	4 %	12 %
	Siljan	89	235	66	3 %	10 %
	Skien	363	906	256	2 %	7 %
	<i>Total</i>		<i>601</i>	<i>1507</i>	<i>425</i>	<i>3 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	294	1045	295	1 %	5 %
	Nome	142	494	139	1 %	5 %
	<i>Total</i>		<i>436</i>	<i>1538</i>	<i>434</i>	<i>1 %</i>

Tabell 4.7. Gjennomsnittsavling i korn (2016-2020) og avlingsnedgang med 6 meter gras og 20 meter buffersone med stubb og direktesåing eller høstharving for høstkorn langs vassdrag for hver kommune.

Virkeområde	Kommune	Kornavling (kg/dekar)	Avlingsnedgang (tonn korn)		
			6 m gras	20 m stubb/direktesådd høstkorn	20 m stubb/høstharvet høstkorn
Vestfold	Færder	441	57	24	16
	Holmestrand	450	302	92	79
	Horten	427	83	33	23
	Larvik	392	362	174	117
	Sandefjord	411	653	258	183
	Tønsberg	468	493	208	153
	<i>Total</i>	-	1949	788	571
Grenland	Bamble	355	40	7	7
	Porsgrunn	323	17	3	3
	Siljan	318	32	11	8
	Skien	396	152	41	33
	<i>Total</i>	-	241	62	51
Midtre Telemark	Midt-Telemark	365	116	45	35
	Nome	383	58	22	18
	<i>Total</i>	-	174	67	53

5.4 Krav 4: Flomutsatt areal

Flomutsatte arealer skal ikke jordarbeides om høsten (stubb eller gras)

Gjelder vassdragsnære områder som oversvømmes jevnlig (minst en gang hvert 10. år ifm. høy vannføring i vassdragene)

Mulige alternativer:

A1 Høstvekster kan sås ved direktesåing

A2 Høstvekster kan sås ved enten direktesåing eller etter lett høstharving

B1 Fangvekster kan sås ved direktesåing

B2 Fangvekster kan sås ved enten direktesåing eller etter lett høstharving

5.4.1 Vannmiljø

Under flom kan det skje både erosjon og sedimentasjon. Forholdet mellom erosjon og sedimentasjon på flomutsatt areal er avhengig av om det er plantedekke eller jordarbeidet på arealet. Plantedekke som stubb eller gras vil ha positiv innvirkning og føre til reduserte jord- og næringsstofftap. Det er lite kunnskap og målinger av effekten av tiltak på flomutsatte arealer.

Størrelsen på det flomutsatte arealet er ikke estimert og derfor er den samlede betydningen for vannkvalitet, matproduksjon og kostnader ikke beregnet.

Fosfor. Plantedekke vil redusere faren for at flomvannet graver på de flomutsatte arealene, og vil også øke sjansen for at materiale sedimenterer på arealet. Noen steder og noen år vil imidlertid flomtoppen komme i mai, på et tidspunkt etter våronna da jorda er svært utsatt for erosjon og fosfortap. I såfall er

jordarbeiding om våren heller ikke et tilstrekkelig tiltak. Da bør man heller direkte så korn eller ha et permanent grasdekke på disse arealene.

Nitrogen. Overvintring i stubb har også effekt på nitrogentapet og fangvekster har generelt god effekt på nitrogentap dersom fangveksten er velutviklet om høsten. En fangvekst kan ta opp inntil 5,5 kg N/dekar og det er målt reduksjon i nitrogentap på opptil 80 % (Aronsson m.fl. 2016).

5.4.2 Matproduksjon og Økonomi

Matproduksjon. Som nevnt over har en undersøkelse i Vestfold vist at overvintring i stubb gir 6 % lavere avling i vårkorn enn avlingen med forutgående høstpløying (Refsgaard m.fl. 2013). Med en avling i vårkorn på mellom 318 og 468 kg/dekar (tabell 4.7) blir det redusert kornproduksjon på 20-30 kg/dekar flomutsatt areal som overvintrer i stubb med vårpløying. Med redusert jordarbeiding (vårharving eller direkte såing om våren) kan det bli større avlingsnedgang enn dette.

Et alternativ til overvintring i stubb og vårkorn er direkte såing eller lett høstharving før såing av høstvekster. Avlingene av høstkorn er vist å bli redusert med 15 og 6 % ved hhv. direkte såing og lett høstharving sammenlignet med høstpløying før såing av høstkorn (se avsnitt 2.2.4).

Avlingsreduksjonen ved direkte såing eller lett høstharving til høstkorn blir hhv. 75 og 30 kg/dekar ved en avling på 500 kg korn/dekar.

Et annet alternativ til overvintring i stubb er direkte sådd fangvekst eller fangvekst sådd etter lett høstharving. Seksti prosent av fangvekster såes like før eller etter høsting og vil ikke føre til reduksjon i avling på årets vekst. På lang sikt kan det føre til en økning i avlingene som følge av bedre jordstruktur. Førti prosent av fangvekstene såes som underkultur i korn og har i forsøk vist varierende effekt på avling bl.a. avhengig av såtid, såmengde og art/sort av fangvekstene som brukes (Bøe m.fl. 2019).

Kostnad. Kostnadene ved å endre jordarbeiding fra høstpløying til overvintring i stubb i kornproduksjon er estimert til 96 kr/dekar forutsatt en avlingsreduksjon på 6 % (Refsgaard m.fl. 2013; oppdatert til 2022-kroner). Kostnadene ved direkte såing og lett høstharving til høstkorn sammenlignet med høstpløying til høstkorn er estimert til hhv. 235 og 85 kr/dekar (se avsnitt 2.2.4).

5.5 Krav 5: Stubb eller gras i erosjonsrisikoklasse 3 og 4

Fulldyrket mark med stor eller svært stor erosjonsrisiko skal ikke jordarbeides om høsten (stubb eller gras)

Gjelder areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4, uavhengig av nærhet til vassdrag.

Mulige alternativer:

A1 Høstvekster kan sås ved direkte såing

A2 Høstvekster kan sås ved enten direkte såing eller etter lett høstharving

B1 Fangvekster kan sås ved direkte såing

B2 Fangvekster kan sås ved enten direkte såing eller etter lett høstharving

5.5.1 Vannmiljø

Tiltaket innebærer at åkeren ikke pløyes om høsten. Dersom det ikke harves blir halmstubben dermed stående igjen og beskytter jorda. Effekten av endret jordarbeiding skyldes redusert erosjon, jord- og fosfortap samt mindre frigjøring og tap av næringsstoffer ved mineralisering utenom vekstsesongen. Økt opptak av næringsstoffer, særlig nitrogen, i et plantedekke (inkl. fangvekst/ugras) kan også bidra til reduserte næringsstofftap.

Plantedekke i form av gras eller stubb har godt dokumentert effekt på jord- og næringsstofftap, som diskutert i avsnitt 3.1. Alternativene med stubb, direktesåing av høstkorn, lett høstharving og fangvekster har forskjellige effekter på jord- og næringsstofftap, som vist i figur 3.1. Overvintring i stubb/direktesåing av høstkorn har bedre effekt enn lett høstharving til høstkorn på jord- og næringsstofftap. Vestfold og nedre del av Telemark har et klima som er velegnet til fangvekster som vil få mulighet til å utvikle et godt plantedekke på høsten. Fangvekster har særlig god effekt på nitrogentap.

Fosfor. Konsekvenser av overvintring i stubb (og direktesåing på høstkornareal) på jord- og fosfortap i Vestfold og Telemark har vært estimert ved hjelp av modeller (Krzeminska m.fl. 2019). I disse beregningene ble tiltakseffekten lagt til allerede gjennomførte tiltak og faktisk vekstfordeling, slik situasjonen var ifølge eStil/RMP og søknad om produksjonstilskudd i 2017. Samlet effekt av å utvide arealet med overvintring i stubb til alt kornareal i Vestfold og Telemark, var 48 % reduksjon i jordtap og 37 % reduksjon i fosfortap. Effekten av omlegging til stubb i kun erosjonsrisikoklasse 3 og 4 (der det ikke allerede var stubb) var også betydelig, med 32 % reduksjon i jordtap og 22 % reduksjon i fosfortap. Ettersom ca. 40 % av totalt kornareal og 60 % av arealet med erosjonsrisikoklasse 3 og 4 overvintret i stubb i 2017, var endel av tiltakseffekten allerede tatt ut. Dersom sammenlikningsgrunnlaget hadde vært høstpløying på alt kornareal, ville derfor tiltakseffekten vært høyere.

For å få et grovt estimat på tiltakseffekt sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, per kommune, er det i denne konsekvensutredningen kjørt en forenklet beregning i Agricat 2 (se avsnitt 2.2.3). Resultatene er vist i tabell 4.8.

Kravet innebærer i utgangspunktet *ingen jordarbeiding om høsten*, i form av gras eller stubb, på kornareal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4. Den beste effekten oppnås med å ha *gras* på arealene. Effekten av det sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd, er beregnet til 44 % reduksjon i fosfortap i Vestfold, 32 % i Grenland og 51 % i Midtre Telemark. Dersom en i stedet velger å ha stubb på disse arealene, blir beregnet effekt 38 % reduksjon i fosfortap i Vestfold, 28 % i Grenland og 44 % i Midtre Telemark. Tiltakseffektene er beregnet i forhold til fosfortap fra alt jordbruksareal (ingen tiltak beregnet på resten av arealene). Beregnes effekten kun i forhold til fosfortap fra kornarealet, blir den høyere (for gras henholdsvis 53, 48 og 57 % og for stubb henholdsvis 46, 42 og 50 %).

Det er angitt forslag til alternativer med høstkorn eller fangvekster på arealene. I beregningene er det antatt høstkorn på 22 % av kornarealet (van Weeghel, pers.medd.). Resultater fra beregninger for disse alternativene er vist i tabell 4.8. Rangeringen av alternativene blir som følger:

1. *B1) Stubb med fangvekst og direktesåing på høstkornareal* har bedre effekt enn
2. *A1) Stubb uten fangvekst og direktesåing på høstkornareal*, som har bedre effekt enn
3. *A2) Stubb med fangvekst og lett høstharving på høstkornareal*, som har bedre effekt enn
4. *B2) Stubb uten fangvekst og lett høstharving på høstkornareal*.

Tilleggseffekten av fangvekst er for det meste ca. to prosentpoeng.

Variasjonen mellom de enkelte kommunene skyldes ulik andel areal i disse erosjonsrisikoklassene (lite areal gir mindre effekt) og ulik vekstfordeling (hvis mye gras, er mye effekt allerede tatt ut).

Nitrogen. Kravet om ingen jordarbeiding i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 er ikke direkte målrettet mot reduksjon i nitrogentap, ettersom nitrogentap er mindre avhengig av erosjonsrisiko enn fosfortap. I Vestfold og Telemark er det imidlertid så mye areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 (ca. 130 000 dekar, tabell 3.3) at det har en del effekt på nitrogentap at disse arealene har stubb eller plantedekke (gras, høstkorn, fangvekst). Beregning i AGRITIL-N antyder at stubb i klasse 3-4 gir mellom 1 og 3 % reduksjon i nitrogentap i virkeområdene, sammenliknet med høstpløying (tabell 4.8). Er det fangvekst i tillegg til stubb, blir reduksjonen 4-8 %, mens gras gir 6-11 % reduksjon (tabell 4.8). Dette er

tiltakseffekter beregnet i forhold til nitrogen tap fra alt jordbruksareal (ingen tiltak beregnet på resten av arealene). Beregnes effekten kun i forhold til nitrogen tap fra kornarealet, blir den høyere (for gras 10-16 %, for stubb 2-4 % og for stubb med fangvekst 6-11 %).

Tabell 4.8. Beregnet effekt på fosfor- og nitrogen tap ved krav om ingen og/eller redusert jordarbeiding om høsten på kornareal i erosjonsrisikoklasse 3-4, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Høstpløying i klasse 1-2. Tiltakseffekt er beregnet i forhold til tap fra hele jordbruksarealet, uten andre tiltak gjennomført. Det er forutsatt vårkorn på 78 % av kornarealet og høstkorn på 22 %.

Virkeområde	Kommune	Gras i kl. 3-4	Stubb u/ fangvekst + direkte-såing i kl. 3-4	Stubb u/ fangvekst + høst-harving i kl. 3-4	Stubb m/ fangvekst + direkte-såing i kl. 3-4	Stubb m/ fangvekst + høst-harving i kl. 3-4
Reduksjon i fosfortap (%)						
Vestfold	Færder	2 %	1 %	1 %	2 %	1 %
	Holmestrand	40 %	34 %	30 %	36 %	32 %
	Horten	39 %	34 %	30 %	35 %	32 %
	Larvik	44 %	39 %	35 %	41 %	37 %
	Sandefjord	44 %	38 %	34 %	40 %	36 %
	Tønsberg	49 %	43 %	38 %	45 %	40 %
	<i>Total</i>	<i>44 %</i>	<i>38 %</i>	<i>34 %</i>	<i>40 %</i>	<i>36 %</i>
Grenland	Bamble	31 %	27 %	24 %	28 %	26 %
	Porsgrunn	20 %	18 %	16 %	18 %	17 %
	Siljan	49 %	43 %	39 %	45 %	41 %
	Skien	31 %	27 %	24 %	28 %	25 %
	<i>Total</i>	<i>32 %</i>	<i>28 %</i>	<i>25 %</i>	<i>29 %</i>	<i>26 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	52 %	46 %	41 %	48 %	44 %
	Nome	48 %	42 %	37 %	44 %	40 %
	<i>Total</i>	<i>51 %</i>	<i>44 %</i>	<i>40 %</i>	<i>47 %</i>	<i>42 %</i>
Reduksjon i nitrogen tap (%)						
Vestfold	Færder	<1 %	<1 %	-	<1 %	-
	Holmestrand	9 %	2 %	-	6 %	-
	Horten	6 %	1 %	-	3 %	-
	Larvik	6 %	1 %	-	3 %	-
	Sandefjord	8 %	2 %	-	5 %	-
	Tønsberg	9 %	2 %	-	5 %	-
	<i>Total</i>	<i>7 %</i>	<i>2 %</i>	<i>-</i>	<i>4 %</i>	<i>-</i>
Grenland	Bamble	6 %	1 %	-	4 %	-
	Porsgrunn	2 %	<1 %	-	1 %	-
	Siljan	8 %	2 %	-	5 %	-
	Skien	6 %	2 %	-	4 %	-
	<i>Total</i>	<i>6 %</i>	<i>1 %</i>	<i>-</i>	<i>4 %</i>	<i>-</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	11 %	3 %	-	8 %	-
	Nome	12 %	3 %	-	8 %	-
	<i>Total</i>	<i>11 %</i>	<i>3 %</i>	<i>-</i>	<i>8 %</i>	<i>-</i>

Usikkerhet. For både fosfor og nitrogen gjelder at effektene som er beregnet, må anses som gjennomsnittlige og forenklete. For fosfortap er det stor usikkerhet knyttet til effekt av fangvekst. Tiltakseffektene i de enkelte kommunene kan være noe påvirket av at jordleie ikke er hensyntatt i vekstfordelingene. Dette vil bety mest i Færder kommune, som har betydelig potet- og grønnsaksproduksjon i andre kommuner (se avsnitt 2.2.2).

5.5.2 Matproduksjon og økonomi

Matproduksjon. Overvintring i stubb sammenlignet med høstpløying til vårkorn fører ifølge Refsgaard m.fl. (2013) til en reduksjon i kornavling på 6 %. For høstkorn er forventet avlingsreduksjon 15 % ved direktesåing og 6 % ved lett høstharving (van Weeghel, pers. medd.). Basert på en gjennomsnittsavling i vårkorn mellom 318 og 468 kg/dekar og høstkorn på 500 kg/dekar, er reduksjonen i kornproduksjon for hele området vist i tabell 4.9. Dersom alt areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 ligger i gras, gir det redusert matproduksjon på om lag 33 800 tonn korn. Overvintring i stubb og direktesådd høstkorn gir en avlingsnedgang på om lag 2800 tonn, og overvintring i stubb og høstharving til høstkorn gir en avlingsnedgang på om lag 2000 tonn (tabell 4.9).

Tabell 4.9. Kornareal (dekar) i erosjonsrisikoklasse 3 og 4, ved antakelse om lik fordeling av erosjonsrisikoklasser for alle vekster, og beregnet reduksjon i matproduksjon ved å på disse arealene ha enten 1) gras, eller 2) overvintring i stubb på vårkornareal og direktesåing på høstkornareal, eller 3) overvintring i stubb på vårkornareal høstharving på høstkornareal. Det er forutsatt vårkorn på 78 % av kornarealet og høstkorn på 22 %.

Virkeområde	Kommune	Kornareal kl. 3+4 (dekar)	Korn- avling (kg/dekar)	Avlingsnedgang (tonn korn)		
				Gras	Stubb/ direkte- såing	Stubb/ høst- harving
Vestfold	Færder	57	441	26	2	2
	Holmestrand	8713	450	4019	329	241
	Horten	2076	427	921	76	55
	Larvik	13977	392	5818	491	349
	Sandefjord	15402	411	6639	554	398
	Tønsberg	18728	468	8900	724	534
	<i>Total</i>	<i>58952</i>	<i>-</i>	<i>26321</i>	<i>2176</i>	<i>1579</i>
Grenland	Bamble	597	355	231	20	14
	Porsgrunn	184	323	67	6	4
	Siljan	905	318	325	29	19
	Skien	3756	396	1576	133	95
	<i>Total</i>	<i>5441</i>	<i>-</i>	<i>2198</i>	<i>187</i>	<i>132</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	8700	365	3440	294	206
	Nome	4542	383	1859	158	112
	<i>Total</i>	<i>13242</i>	<i>-</i>	<i>5299</i>	<i>452</i>	<i>318</i>

Kostnad. Kostnaden ved gras på areal i erosjonsklasse 3-4 er estimert til dekningsbidraget for korn minus dekningsbidraget for gras. Kostnaden er da 267 kr (dekningsbidraget for vårkorn) og 480 kr/dekar (dekningsbidraget for høstkorn) minus 49 kr (dekningsbidraget for gras), det vil si hhv. 218 og 431 kr/dekar for vårkorn og høstkorn, under forutsetning om at graset høstes til rundballer (Refsgaard m.fl. 2013; oppdatert til 2022-kroner). Det vil si totale kostnader på om lag 21 mill. kroner.

Kostnadene ved å endre jordarbeiding fra høstpløying til overvintring i stubb i kornproduksjon er estimert til 96 kr/dekar forutsatt en avlingsreduksjon på 6 % (Refsgaard m.fl. 2013; oppdatert til 2022-kroner). Kostnadene ved alternativene direktesåing og lett høstharving til høstkorn sammenlignet med høstpløying til høstkorn er estimert til hhv. 235 og 85 kr/dekar (se avsnitt 2.2.4). Det vil si totale kostnader på om lag 10 og 7 mill. kroner ved hhv. stubb/direktesåing til høstkorn og stubb/høstharving til høstkorn på areal i erosjonsrisikoklasse 3 og 4.

5.6 Krav 6: Seksti prosent stubb eller plantedekke

Minst 60 % av foretakets fulldyrkede areal skal overvintre i stubb eller med plantedekke.

Gjelder areal i erosjonsrisikoklasse 1-4, uavhengig av nærhet til vassdrag.

Stubb eller plantedekke omfatter: Stubb, gras, direktesådde høstvekster, høstvekster sådd etter lett høstharving, direktesådd fangvekst, (fangvekster sådd etter lett høstharving).

5.6.1 Vanmiljø

Hensikten med kravet er at mer areal i erosjonsrisikoklasse 1 og 2 overvintre i stubb eller med plantedekke, i tillegg til arealet i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 (krav 5), for å oppnå ytterligere reduksjon i jord- og næringsstofftap. Tiltaket innebærer at åkeren ikke pløyes om høsten, og det skal være plantedekke eller stubb. Halmstubb og plantedeler blir dermed stående/liggende igjen og beskytter jorda. Pløying utsettes til våren, eller man direktesår i stedet. Lett høstharving til høstkorn eller før såing av fangvekster er også tillatt. Fangvekster kan også undersås eller direktesås. En kan også velge å ha gras på arealene. Effekten av tiltaket skyldes redusert erosjon og jordtap samt mindre frigjøring og tap av næringsstoffer ved mineralisering utenom vekstsesongen. Økt opptak av næringsstoffer i et plantedekke (inkl. ugras) kan også bidra til reduserte næringsstofftap.

Tiltakseffekt av plantedekke er allerede beskrevet i avsnitt 3.1 og 4.5.1.

Fosfor. Modellberegninger av jord- og fosfortap i Vestfold og Telemark (Krzeminska m.fl. 2019) har ikke tatt for seg et scenario med en viss andel plantedekke, så konkret hvor stor reduksjonen skulle blitt ved gjennomføring av dette kravet, foreligger det ikke tall for i den rapporten. Derfor er det for denne konsekvensutredningen kjørt en forenklet beregning i Agricat 2 (se avsnitt 2.2.3). I dette scenariet er det beregnet med stubb og direktesådd høstkorn eller stubb og høstharvet høstkorn (22 % høstkorn) på *alt* kornareal med stor og svært stor erosjonsrisiko, og i tillegg på areal med liten og middels erosjonsrisiko slik at summen av eng (areal beregnet utfra vekstfordelingen i 2022, og fordelt likt på erosjonsrisikoklasser) og stubb/direktesåing eller stubb/høstharving blir 60 %.

Resultatene av beregningen er vist i tabell 4.10. I Vestfold er det behov for at 30 – 50 % av erosjonsrisikoklasse 1 og 2 ligger i *stubb eller direktesås* i tillegg til arealet i erosjonsrisikoklasse 3-4, for å oppnå kravet om 60 % stubb eller plantedekke. Effekten av dette for Vestfold er 45 % reduksjon i fosfortap, sammenliknet med om alt kornareal er høstpløyd (tabell 4.10). Dersom tilleggsarealet med høstkorn høstharves i stedet for å direktesås (mens areal med vårkorn fortsatt ikke jordarbeides om høsten), blir effekten 40 % reduksjon i fosfortap i stedet for 45 % (tabell 4.10). Tiltakseffektene er beregnet i forhold til fosfortap fra alt jordbruksareal (ingen tiltak beregnet på resten av arealene). Beregnes effekten kun i forhold til kornarealet, blir effekten høyere: 55 % reduksjon i fosfortap hvis høstkornarealet direktesås, og 49 % hvis høstkornarealet høstharves.

For enkelthets skyld er lik andel areal i klasse 1 og 2 blitt lagt om til stubb og direktesåing eller høstharving i disse to eksemplene. Tiltakseffekten ville blitt noe bedre dersom en hadde lagt om en større andel av erosjonsrisikoklasse 2 og en tilsvarende mindre andel av erosjonsrisikoklasse 1. Det er forsøkt tallfestet i et eksempel der det er lagt stubb/direktesåing i erosjonsrisikoklasse 2-4 og

høstpløying i klasse 1: Det ga 56 % reduksjon i fosfortap, en betydelig større effekt enn 60 % plantedekke med stubb/direktesåing jevnt fordelt på tilleggsareal i erosjonsrisikoklasse 1 og 2 (45 %). En slik prioritering av klasser kan imidlertid være vanskelig å gjennomføre i praksis, da kartfigurene i erosjonsrisikokartet ikke følger grensene mellom teiger.

Tabell 4.10. Beregnet effekt på fosfor- og nitrogentap ved krav om 60 % stubb eller plantedekke (sum av gras jf. vekstfordelingen for 2022, stubb på vårkornareal og direktesåing eller høstharving på høstkornareal = 60 % av jordbruksarealet), sammenliknet med høstpløying på alt kornareal. Tiltakseffekt er beregnet i forhold til tap fra hele jordbruksarealet (grasandelen som inngår i de 60 % plantedekke er her allerede tatt høyde for), uten andre tiltak gjennomført. Det er forutsatt vårkorn på 78 % av kornarealet og høstkorn på 22 %.

Virkeområde	Kommune	Stubb/ direktesåing	Stubb/ høstharving	Stubb + fangvekst/ direktesåing	Stubb + fangvekst/ høstharving
Reduksjon i fosfortap (%)					
Vestfold	Færder	21 %	17 %	23 %	19 %
	Holmestrand	42 %	37 %	44 %	39 %
	Horten	41 %	36 %	43 %	38 %
	Larvik	46 %	41 %	48 %	43 %
	Sandefjord	46 %	41 %	48 %	43 %
	Tønsberg	48 %	43 %	50 %	45 %
	<i>Total</i>	<i>45 %</i>	<i>40 %</i>	<i>48 %</i>	<i>43 %</i>
Grenland	Bamble	27 %	24 %	28 %	26 %
	Porsgrunn	18 %	16 %	18 %	17 %
	Siljan	43 %	39 %	45 %	41 %
	Skien	27 %	24 %	28 %	25 %
	<i>Total</i>	<i>28 %</i>	<i>25 %</i>	<i>29 %</i>	<i>26 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	46 %	42 %	48 %	44 %
	Nome	42 %	37 %	44 %	39 %
	<i>Total</i>	<i>45 %</i>	<i>40 %</i>	<i>47 %</i>	<i>42 %</i>
Reduksjon i nitrogentap (%)					
Vestfold	Færder	5 %	-	11 %	-
	Holmestrand	5 %	-	14 %	-
	Horten	4 %	-	9 %	-
	Larvik	4 %	-	9 %	-
	Sandefjord	4 %	-	9 %	-
	Tønsberg	4 %	-	10 %	-
	<i>Total</i>	<i>4 %</i>	<i>-</i>	<i>10 %</i>	<i>-</i>
Grenland	Bamble	<1 %	-	<1 %	-
	Porsgrunn	<1 %	-	<1 %	-
	Siljan	1 %	-	2 %	-
	Skien	1 %	-	4 %	-
	<i>Total</i>	<i>1 %</i>	<i>-</i>	<i>3 %</i>	<i>-</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	3 %	-	8 %	-
	Nome	2 %	-	5 %	-
	<i>Total</i>	<i>2 %</i>	<i>-</i>	<i>7 %</i>	<i>-</i>

Som for krav 5, er det også beregnet effekt av å ha *fangvekst* på areal med stubb. Effekten av fangvekst i stubb og direktesåing av høstkorn er for Vestfold beregnet til 48 % reduksjon i fosfortap, sammenliknet med om alt kornareal er høstpløyd og i forhold til fosfortap fra totalt jordbruksareal,

eller 43 % dersom høstkornarealet høstharves. Effekt av fangvekst beregnet kun i forhold til fosfortap fra kornarealet, er henholdsvis 57 % og 51 %.

I Grenland og Midtre Telemark er kravet om 60 % stubb eller plantedekke tilnærmet oppfylt ved stubb og direktesåing eller høstharving i erosjonsrisikoklasse 3 og 4. Det er mye eng i disse kommunene som gjør at kravet lettere oppfylles enn i Vestfold.

Nitrogen. Effekt av krav om 60 % plantedekke på nitrogentap er beregnet i AGRITIL-modellen, og resultatene er presentert i tabell 4.10. For hele Vestfold er det beregnet ca. 4 % reduksjon i totalt nitrogentap dersom det er *stubb* på arealene, sammenliknet med høstpløying på alt kornareal, mens i Grenland er reduksjonen 1 % og i Midtre Telemark 2 % (eller henholdsvis 5, 2 og 3 % beregnet i forhold til nitrogentap fra kun kornareal). Det tilsvarer en reduksjon på henholdsvis 75, 2 og 6 tonn nitrogen.

Har man i tillegg til stubb *fangvekst* på arealene, blir det en større effekt med totalt 10 % reduksjon i totalt nitrogentap i Vestfold, 3 % i Grenland og 7 % i Midtre Telemark (eller henholdsvis 13, 6 og 10 % beregnet i forhold til kun kornarealet), ettersom fangveksten kan ta opp nitrogen. Det tilsvarer en reduksjon på henholdsvis 193, 6 og 18 tonn nitrogen.

Usikkerhet. For både fosfor og nitrogen gjelder at effektene som er beregnet, må anses som gjennomsnittlige og forenklete. Beregningene av jord-, fosfor- og nitrogentap er gjort for hele kommuner, og det kan avvike litt fra om beregningene hadde blitt gjort på foretaksnivå, som kravet egentlig gjelder for. Forøvrig vil det være foretak som kommer til å ha mer enn 60 % plantedekke, slik at effekten i praksis blir bedre enn det som er beregnet. Tiltakseffektene i de enkelte kommunene kan være noe påvirket av at jordleie ikke er hensyntatt i vekstfordelingene. Dette vil bety mest i Færder kommune, som har betydelig potet- og grønnsaksproduksjon i andre kommuner (se avsnitt 2.2.2).

5.6.2 Matproduksjon og økonomi

Matproduksjon. Overvintring i stubb sammenlignet med høstpløying til vårkorn fører, som tidligere nevnt iflg. Refsgaard m.fl. (2013), til en reduksjon i kornavling på 6 %. For høstkorn blir kornavlingene ifølge spørreundersøkelsen fra 2024 redusert med 15 % ved direktesåing og 6 % ved lett høstharving (se avsnitt 2.2.4). For hele området blir det en redusert kornproduksjon på om lag 4200 tonn korn dersom det høstharves før høstkorn og 5900 tonn korn dersom høstkornet blir direktesådd. Reduksjon i kornproduksjon er basert på eksisterende areal med eng og en gjennomsnittsavling i vårkorn mellom 318 og 468 kg/dekar for hver kommune (tabell 4.12) og høstkorn på 500 kg/dekar. Det er tatt utgangspunkt i at arealet med høstkorn (22 % av kornarealet) er jevnt fordelt og at resten er vårkorn, som høstpløyes utenom de 60 % i stubb eller med plantedekke.

Kostnad. Kostnadene ved overvintring i stubb sammenlignet med høstpløying til vårkorn er estimert til 96 kr/dekar (Refsgaard m.fl. 2013; oppdatert til 2022-kroner). For høstkorn er kostnadene ved høstkorndyrking med direktesåing 235 kr/dekar og høstharving 85 kr/dekar sammenlignet med høstpløying før såing. Basert på disse kostnadsestimatene blir den totale kostnaden ved 60 % plantedekke om lag 20 mill. kroner for stubb og direktesåing av høstkornet og 15 mill. kroner for stubb og høstharving til høstkorn på de 60 % av arealet som har stubb/plantedekke.

Tabell 4.11. Kornareal som berøres av krav om 60 % stubb eller plantedekke, og beregnet reduksjon i matproduksjon ved stubb på vårkornareal og direktesåing på høstkornareal, eller stubb på vårkornareal og høstharving på høstkornareal. Det er forutsatt vårkorn på 78 % av kornarealet og høstkorn på 22 %.

Virkeområde	Kommune	Kornareal påvirket (dekar)	Kornavling (kg/dekar)	Avlingsnedgang (tonn korn)	
				Stubb/direkte-såing	Stubb/høstharving
Vestfold	Færder	5339	441	200	146
	Holmestrand	21152	450	800	585
	Horten	5654	427	208	150
	Larvik	40356	392	1417	1008
	Sandefjord	32438	411	1167	839
	Tønsberg	36447	468	1408	1039
	<i>Total</i>		141386	-	5199
Grenland	Bamble	597	355	20	14
	Porsgrunn	184	323	6	4
	Siljan	905	318	29	19
	Skien	3756	396	133	95
	<i>Total</i>		5441	-	187
Midtre Telemark	Midt-Telemark	9287	365	314	220
	Nome	4542	383	158	112
	<i>Total</i>		13829	-	472

5.7 Krav 7: Fangvekster

Det skal sås fangvekster før eller etter høsting på deler av kornarealet.

5.7.1 Vannmiljø

I kornproduksjon er fangvekst i hovedsak et tiltak for å redusere nitrogentapene. Jord- og fosfortap reduseres betydelig ved overvintring i stubb, men tilleggseffekten av fangvekst i stubb er relativt liten og under vinterforhold med barfrost kan det bli økt tap av løst fosfor fra fangvekst.

Fosfor. Fangvekst som undersås eller direktesås kan forventes å ha litt bedre effekt enn stubb på fosfortap, anslagsvis opp til 20 % lavere fosfortap fra areal med fangvekst (avsnitt 3.1). Det er gjort en beregning av effekt av fangvekst i stubb på jord- og fosfortap i Agricat 2-modellen (tabell 4.12, delvis samme tall som i tabell 4.8 og 4.10).

Fangvekst kun i *erosjonsrisikoklasse 3-4* (krav 5) gir reduksjon i fosfortap på 40 % i Vestfold, 29 % i Grenland og 47 % i Midtre Telemark, sammenliknet med om alt kornareal var høstpløyd. Disse tiltakseffektene er beregnet i forhold til fosfortap fra alt jordbruksareal (ingen tiltak beregnet på resten av arealene). Beregnes effekten kun i forhold til kornarealet, blir effekten høyere: 49 % i Vestfold, 44 % i Grenland og 53 % i Midtre Telemark.

Dersom fangvekstareal utvides så det tilsvarer krav 6 om *60 % stubb eller plantedekke*, blir det lite tilleggseffekt i Grenland og Midtre Telemark siden kravet om 60 % plantedekke er tilnærmet oppfylt

ved å gjøre tiltakene i klasse 3-4. I Vestfold derimot, øker effekten fra 40 til 48 % (49 til 57 % hvis effekt beregnes i forhold til fosfortap fra kun kornarealet). Til sammenlikning var tilsvarende effekter for stubb uten fangvekst i Vestfold 38 % reduksjon i fosfortap for krav 5 (tabell 4.10) og 45 % for krav 6 (tabell 4.11).

Med stubb og fangvekst på *alt kornareal*, er reduksjon i fosfortap beregnet til 61 % i Vestfold, 50 % i Grenland og 67 % i Midtre Telemark (ca. 75 % i alle tre virkeområdene hvis effekt beregnes i forhold til fosfortap fra kun kornarealet), sammenlignet med om alt kornarealet var høstpløyd.

Tabell 4.12. Reduksjon i fosfor- og nitrogentap ved dyrking av fangvekst (undersådd eller sådd før eller etter høsting) på areal som ikke skal sås til med høstkorn, for tre situasjoner: kun i erosjonsrisikoklasse 3-4 (krav 5), ved krav om 60 % stubb eller plantedekke (krav 6) og på alt vårkornareal. Vårkornareal er antatt å utgjøre 78 % av totalt kornareal.

Virkeområde	Kommune	Stubb m/ fangvekst i kl. 3-4	60 % stubb/plantedekke m/fangvekst	100 % stubb m/fangvekst
Reduksjon i fosfortap (%)				
Vestfold	Færder	2 %	23 %	23 %
	Holmestrand	36 %	44 %	61 %
	Horten	35 %	43 %	60 %
	Larvik	41 %	48 %	56 %
	Sandefjord	40 %	48 %	67 %
	Tønsberg	45 %	50 %	64 %
	<i>Total</i>	<i>40 %</i>	<i>48 %</i>	<i>61 %</i>
Grenland	Bamble	28 %	28 %	51 %
	Porsgrunn	18 %	18 %	37 %
	Siljan	45 %	45 %	67 %
	Skien	28 %	28 %	49 %
	<i>Total</i>	<i>29 %</i>	<i>29 %</i>	<i>50 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	48 %	48 %	69 %
	Nome	44 %	44 %	64 %
	<i>Total</i>	<i>47 %</i>	<i>47 %</i>	<i>67 %</i>
Reduksjon i nitrogentap (%)				
Vestfold	Færder	0 %	11 %	11 %
	Holmestrand	6 %	14 %	30 %
	Horten	3 %	9 %	20 %
	Larvik	3 %	9 %	15 %
	Sandefjord	5 %	9 %	20 %
	Tønsberg	5 %	10 %	22 %
	<i>Total</i>	<i>4 %</i>	<i>10 %</i>	<i>20 %</i>
Grenland	Bamble	4 %	4 %	16 %
	Porsgrunn	1 %	1 %	8 %
	Siljan	5 %	5 %	17 %
	Skien	4 %	4 %	20 %
	<i>Total</i>	<i>4 %</i>	<i>4 %</i>	<i>18 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	8 %	8 %	25 %
	Nome	8 %	8 %	23 %
	<i>Total</i>	<i>8 %</i>	<i>8 %</i>	<i>24 %</i>

For Vestfold er det også beregnet hvor stor andel av kornarealet som må ha fangvekst for at effekten på fosfortap skal være omtrent den samme som for stubb *uten* fangvekst på vårkornarealet. Andel vårkornareal med fangvekst må da være drøyt 30 % i Vestfold (tabell 4.13). Areal med stubb eller plantedekke i Vestfold kan da reduseres fra 60 % (krav 6) til 55 % av jordbruksarealet. Dette er under forutsetning om at fordeling mellom vår- og høstkorn på de berørte arealene er den samme som i krav 6 (22 % høstkorn).

Tabell 4.13. Andel av kornareal som må ha fangvekst for å oppnå tilsvarende effekt på reduksjon av fosfor- og nitrogen tap som krav 6 med stubb *uten* fangvekst på arealene.

Virkeområde	Kommune	Fosfor	Nitrogen
		Andel av kornareal med fangvekst (%)	Andel av kornareal med fangvekst (%)
Vestfold	Færder	69 %	16 %
	Holmestrand	32 %	14 %
	Horten	28 %	13 %
	Larvik	38 %	16 %
	Sandefjord	30 %	14 %
	Tønsberg	29 %	14 %
	<i>Total</i>	<i>33 %</i>	<i>15 %</i>
Grenland	Bamble	-	<1 %
	Porsgrunn	-	<1 %
	Siljan	-	4 %
	Skien	-	6 %
	<i>Total</i>	<i>-</i>	<i>5 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	-	11 %
	Nome	-	6 %
	<i>Total</i>	<i>-</i>	<i>9 %</i>

Nitrogen. Fangvekster har god effekt på nitrogen, særlig med raigras som fangvekst. I tabell 4.12 er effektene på nitrogen tap av krav 5 og 6 med fangvekst i stubb oppsummert (samme tall som i tabell 4.8 og 4.10), i tillegg til effekt av fangvekst i stubb på *alt* vårkornareal. *Krav 5 og 6 med fangvekst* i stubb gir 4-10 % reduksjon i nitrogen tap. Det tilsvarer 8 tonn nitrogen i Grenland, 20 tonn i Midtre Telemark, og 85 (krav 5) til 193 tonn (krav 6) i Vestfold.

Ifølge beregningene for fangvekst i stubb på *alt kornareal* som ikke skal sås til med høstkorn kan nitrogen tapet reduseres med 20 % i Vestfold, 18 % i Grenland og 24 % i Midtre Telemark (26 % i Vestfold og 34 % i Grenland og Midtre Telemark, hvis effekt beregnes i forhold til fosfortap fra kun kornarealet). Det tilsvarer 381 tonn nitrogen i Vestfold, 35 tonn i Grenland og 63 tonn i Midtre Telemark.

Det er beregnet hvor stor andel av kornarealet som må ha fangvekst mens resten av kornarealet kan være høstpløyd, for at effekten på nitrogen tap skal være omtrent den samme som i krav 6 med stubb (uten fangvekst) på kornarealet. For Vestfold må andelen med fangvekst da være 15 %, i Grenland 5 % og i Midtre Telemark 9 % (tabell 4.13). Til sammenlikning er anslått areal av fangvekst per i dag ca. 10 % av kornarealet i hele regionen (van Weeghel, pers. medd.). Merk at andelene som her er beregnet for nitrogen tap, resulterer i at krav 6 med stubb eller plantedekke på 60 % av arealet ikke oppfylles, og effekten på jord- og fosfortap blir dårligere enn for krav 6.

Usikkerhet. For både fosfor og nitrogen gjelder at effektene som er beregnet, må anses som gjennomsnittlige og forenklete. Det er knyttet usikkerhet til effekt av fangvekst på fosfortap. Tiltakseffektene for de enkelte kommunene kan være noe påvirket av at jordleie ikke er hensyntatt i

vekstfordelingene. Dette vil bety mest i Færder kommune, som har betydelig potet- og grønnsaksproduksjon i andre kommuner (se avsnitt 2.2.2).

5.7.2 Matproduksjon og økonomi

Matproduksjon. Seksti prosent av fangvekster i Vestfold og Telemark såes like før eller etter høsting og vil ikke føre til reduksjon i avling på årets vekst. På lang sikt kan fangvekst derimot føre til en økning i avlingene som følge av bedre jordstruktur. Førte prosent av fangvekstene såes som underkultur i korn og har i forsøk vist varierende effekt på avling bl.a. avhengig av såtid, såmengde og art/sort av fangvekstene som brukes (Bøe m.fl. 2019). Avlingsreduksjonen var i forsøk 2-3 % ved bruk av engelsk raigras, men opp til 17 % ved bruk av italiensk raigras (Bøe m. fl. 2019).

Kostnad. Kostnadene ved etablering av fangvekster avhenger også av hvilke fangvekster som brukes og når de såes. Ifølge Bøe m.fl. (2020) koster det rundt 100 kr/dekar for undersådde fangvekster inkludert en avlingsreduksjon på 3 % og 165 kr/dekar for fangvekster sådd før høsting av korn med antatt avlingsreduksjon på 1 %. Beløpene angir totaltkostnad, men forskjellen er i hovedsak relatert til mengde såfrø som brukes. Ved antakelse om at halvparten av fangvekst på areal som ikke jordarbeides undersøes, mens den andre halvparten direktesås før eller etter høsting, blir gjennomsnittlig kostnad 133 kr/dekar. Med 78 % vårkornareal blir totaltkostnad for de tre virkeområdene til sammen 8 millioner dersom fangvekst sås kun i erosjonsrisikoklasse 3-4 (krav 5), 17 millioner med fangvekst på stubbareal ved krav om 60 % plantedekke (krav 6), og 35 millioner hvis det er stubb og fangvekst på alt vårkornarealet.

Tabell 4.14. Kornareal med fangvekst, dersom fangvekst legges på alt vårkornareal med stubb i erosjonsrisikoklasse 3-4, 60 % plantedekke (grasdekke jamfør vekstfordelingen og stubb på det resterende arealet) og på alt vårkornareal med stubb. Vårkornarealet er antatt å utgjøre 78 % av totalt kornareal.

Virkeområde	Kommune	Areal med fangvekst (dekar)		
		kl. 3-4	60 % plantedekke, stubb	100 % stubb
Vestfold	Færder	44	4164	4394
	Holmestrand	6796	16498	34375
	Horten	1619	4410	10284
	Larvik	10902	31478	49050
	Sandefjord	12013	25301	56284
	Tønsberg	14608	28429	61465
	<i>Total</i>		45982	110281
Grenland	Bamble	466	466	1698
	Porsgrunn	144	144	1246
	Siljan	706	706	2147
	Skien	2929	2929	12524
	<i>Total</i>		4244	4244
Midtre Telemark	Midt-Telemark	6786	7244	21778
	Nome	3543	3543	9878
	<i>Total</i>		10329	10786

6 Vurdering av miljøkrav på areal med potet og grønnsaker

Potet og grønnsaker utgjør totalt sett ikke så mye av jordbruksarealet i virkeområdene, men utgjør en betydelig andel i noen få kommuner (tabell 5.1). Andelen er høyest i Færder (37 %, reelt lavere, ettersom mye av dette dyrkes på innleid areal i andre kommuner) og Larvik (15 %). Lokalt er disse produksjonene likevel viktige, og miljøeffekten er i dag stor ettersom produksjonen medfører større erosjonsrisiko enn i korn og oljevekster, særlig for rotvekster som ved høsting etterlater jorda åpen og lett eroderbar. Dessuten er det ofte kraftig gjødsling og derfor høyt innhold av næringsstoffer i jorda. Tiltak vil derfor ha stor betydning for å redusere tilførsler til enkeltvassdrag som er under sterk påvirkning fra disse produksjonene.

Grønnsaksproduksjonen i Vestfold er mangfoldig. De produksjonene som utgjør størst areal, som rapportert for 2020 av Bunger og Smedshaug (2021), er gulrot (4500 dekar), kepaløk (2800 dekar), isbergsalat (1300 dekar) og matkålrot (1100 dekar). Viktig er også rødløk, blomkål og rosenkål (drøyt 800 dekar hver), samt knollselleri og brokkoli (drøyt 600 dekar hver).

Til sammen utgjør areal med potet og grønnsaker i disse kommunene hhv. ca. 13 og 25 % (middel for 2018-2022) av totalt areal med potet og grønnsaker i Norge. Eventuell negativ påvirkning av tiltak på avlinger av potet og grønnsaker vil derfor kunne ha en del betydning for matproduksjonen regionalt og nasjonalt.

Statsforvalteren i Vestfold og Telemark har foreslått fire miljøkrav innenfor produksjon av potet og grønnsaker, og disse utredes mht. effekter på miljø, matproduksjon og kostnader i de følgende avsnittene.

Tabell 5.1. Areal med potet og grønnsaker i gjennomsnitt for perioden 2018-2022, og andel av totalt jordbruksareal.

Virkeområde	Kommune	Andel av jordbruksareal (%)					
		Areal (dekar)			Andel av jordbruksareal (%)		
		Potet	Grønnsaker	Total	Potet	Grønnsaker	Total
Vestfold	Færder*	955	6090	7045	5 %	32 %	37 %
	Holmestrand	1131	1549	2680	2 %	2 %	4 %
	Horten	168	754	921	1 %	5 %	6 %
	Larvik	8163	5730	13893	9 %	6 %	15 %
	Sandefjord	573	526	1099	1 %	1 %	1 %
	Tønsberg	3107	1748	4855	3 %	2 %	4 %
	<i>Total</i>	<i>14097</i>	<i>16397</i>	<i>30493</i>	<i>4 %</i>	<i>4 %</i>	<i>8 %</i>
Grenland	Bamble	244	9	252	3 %	0,1 %	3,1 %
	Porsgrunn	2	8	10	0,03 %	0,2 %	0,2 %
	Siljan	1	6	7	0,02 %	0,1 %	0,1 %
	Skien	1117	1705	2821	3 %	4 %	7 %
	<i>Total</i>	<i>1364</i>	<i>1728</i>	<i>3090</i>	<i>2 %</i>	<i>3 %</i>	<i>5 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	32	9	41	0,1 %	0,02 %	0,1 %
	Nome	72	31	103	0,3 %	0,1 %	0,4 %
	<i>Total</i>	<i>104</i>	<i>40</i>	<i>144</i>	<i>0,2 %</i>	<i>0,1 %</i>	<i>0,2 %</i>

* I Færder kommune er det i virkeligheten mindre areal med potet og grønnsaker, ettersom mye av denne produksjonen skjer på innleid jord i andre kommuner.

6.1 Krav 1: Nedløpskummer

Det skal ikke jordarbeides nærmere enn 2 meter fra nedløpskummer for overflatevann.

6.1.1 Vannmiljø

Nedløpskummer skal ta unna overflatevann og på denne måten redusere risiko for erosjon på areal nedstrøms kummen. Samtidig vil en nedløpskum føre til at det oppstår en direkte forbindelse fra arealet der erosjonen skjer til vassdraget, noe som kan føre til økte tilførsler til vassdraget (avsnitt 3.4.1). Oversikt over antall og plassering av nedløpskummer for overflatevann og åpne grøfter er ikke tilgjengelig, men nedløpskummer antas å være relativt utbredt i regionen.

Problemet med at kummene fungerer for snarveier for jord- og fosfortap, kan reduseres ved å unngå å jordarbeide rundt kummene. Det beste er å ha en buffersone av gras eller urter.

Dersom kummen potensielt vil fange opp mye avrenning og partikler pga. stort nedslagsfelt og/eller topografi (bratt terreng, lang helling, dråg som fører inn mot kum eller ned mot grøft), bør sonen være bredere enn hvis det kan forventes at lite avrenning og partikler fanges opp. Ovenfor nedløpskummen der det meste av vannet kommer kan det være behov for en sone som er bredere enn to meter.

Det er ikke ønskelig å holde dette arealet fritt for plantedekke med bruk av plantevernmidler.

Det er ikke mulig å tallfeste effekten av dette tiltaket, ettersom det ikke foreligger noe lett tilgjengelig informasjon på regional skala om hvor det befinner seg nedløpskummer og hvor stort areal som påvirkes av kummene. Noen generelle antakelser kan være:

- **Fosfor.** Ifølge formelverket i modellen Agricat 2, kan det for hvert virkeområde anslås ca. 1 % reduksjon i fosfortap fra alt areal som drenerer til nedløpskummer, under antakelse om at det er gjort tiltak rundt kummene kun på potet- og grønnsaksareal. Denne effekten gjelder når effekten beregnes i forhold til fosfortap fra alt jordbruksareal (ingen tiltak beregnet på resten av arealene). Beregnes effekten kun i forhold til potet- og grønnsaksarealet, blir den ca. 10 % i alle virkeområdene. Ettersom tilførselsarealet er ukjent, kan effekten ikke regnes om til reduksjon i kg jord og fosfor.
- **Nitrogen.** Effekten på nitrogentap av at det ikke jordarbeides nærmere enn to meter fra nedløpskummer avhenger av hvor stort areal som blir dekket av buffersoner rundt kummene. En slik sone vil typisk dekke et areal på 20 m² per kum, men i de fleste tilfeller vil det uansett ikke være mulig å bruke arealet helt inntil nedløpskummen og det reelle arealet for tiltaket vil være mindre. Det totale arealet vil være forholdsvis lite, og nitrogeneffekten er i så fall liten.

6.1.2 Matproduksjon og økonomi

Matproduksjon. Med en avling på 3000 kg/dekar i potet, vil matproduksjonen bli redusert med 60 kg potet for hver nedløpskum på 20 m². Total reduksjon i matproduksjon som følge av tiltaket avhenger av antall nedløpskummer.

Kostnad. Dekningsbidraget for potet, gulrot og kepaløk varierer iflg. Håndbok for driftsplanlegging fra om lag 9 000 til 28 000 kr/dekar for avlingene som oppnås i Vestfold. Kostnaden per kum blir da 180-560 kr/kum avhengig av veksten, samt avlingsnivå og salgspris (Hovland, 2023).

6.2 Krav 2: Beskytte mot erosjon i dråg

Erosjonsutsatte dråg skal ha 6 meter bredt permanent grasdekke.

6.2.1 Vannmiljø

Etter høsting av potet eller rotgrønnsaker er jorda åpen som ved høstpløying. I drågene samler det seg vann fra jordbruksarealer, noe som kan medføre økt erosjon. Grasdekke etableres i dråg og forsøkninger på jordbruksarealer der det dyrkes potet eller grønnsaker, og beskytter mot erosjon i selve dråget. I tillegg kan partikler fra tilførselsareal også fanges opp.

Fosfor. Som nevnt i avsnitt 3.3, kan grasdekke i dråg beskytte godt mot erosjon og fosfortap, men det mangler god dokumentasjon på omfang av denne erosjonsprosessen og hvor effektivt tiltaket er. Dette gjelder ikke minst på potet- og grønnsaksareal, der tiltaket i liten grad er tatt i bruk. Se ellers også avsnitt 3.3 for nærmere diskusjon rundt lokale forhold som påvirker drågerosjon. Det er likevel gjort et grovt anslag med tilsvarende metode og datagrunnlag som brukes i AGRITIL-modellen (se avsnitt 2.2.3). Beregningene er gjort for alt areal, med arealfordeling tilsvarende 2022. I denne beregningen er det beregnet effekt av gras kun i dråg på areal med potet og grønnsaker og ikke på kornareal (separate beregninger i kapittel 4).

Resultatene av beregningen (tabell 5.2) viser at reduksjon i fosfortap ved å ha grasdekke i dråg, sammenliknet med om alle dråg på potet- og grønnsaksareal var høstpløyd eller tilsvarende, er 6 % i Vestfold, 2 % i Grenland og mindre enn 1 % i Midtre Telemark pga. lite areal med potet og grønnsaker her. Disse effektene er beregnet i forhold til fosfortap fra alt jordbruksareal, uten andre tiltak gjennomført. Beregner man i stedet i forhold til tap fra kun potet- og grønnsaksarealet, oppnås reduksjoner i fosfortap på 34 % i Vestfold, 15 % i Grenland og 29 % i Midtre Telemark.

Tabell 5.2. Reduksjon i fosfor- og nitrogen tap ved å anlegge 6 m bred grasdekt vannvei i dråg på potet- og grønnsaksareal. Tiltakseffekt i forhold til tap hele jordbruksarealet, uten andre tiltak gjennomført.

Virkeområde	Kommune	Reduksjon i fosfortap (%)	Reduksjon i nitrogen tap (%)
		6 m gras i dråg	6 m gras i dråg
Vestfold	Færder	24 %	< 1 %
	Holmestrand	4 %	< 1 %
	Horten	3 %	< 1 %
	Larvik	9 %	< 1 %
	Sandefjord	1 %	< 1 %
	Tønsberg	8 %	< 1 %
	<i>Total</i>	6 %	< 1 %
Grenland	Bamble	2 %	< 1 %
	Porsgrunn	1 %	< 1 %
	Siljan	<1 %	<1 %
	Skien	3 %	< 1 %
	<i>Total</i>	2 %	< 1 %
Midtre Telemark	Midt-Telemark	<1 %	< 1 %
	Nome	<1 %	< 1 %
	<i>Total</i>	<1 %	< 1 %

I beregningen er det forutsatt høstpløying eller tilsvarende på flatene. Det er ikke beregnet en reduksjon i flate- og rilleerosjon og medfølgende fosfortap som følge av retensjon i graset i drågene,

ettersom størrelse på tilførende areal til drågene er ukjent. Dersom en slik retensjon hadde vært beregnet, ville det blitt en ytterligere reduksjon i jord- og fosfortap.

Nitrogen. Reduksjon i nitrogentap, beregnet i AGRITIL-modellen (se avsnitt 2.2.3), er ubetydelig, mellom 0 og 0,5 % (tabell 5.2), ettersom det berørte arealet er lite (6 m gras i dråg berører inntil 3 % av totalt areal med potet og grønnsaker i alle kommunene). Men denne effekten er beregnet i forhold til nitrogentap fra alt jordbruksareal. Beregner man i stedet i forhold til kun potet- og grønnsaksarealet, oppnås reduksjoner i nitrogentap på inntil ca. 1,5 %.

Usikkerhet. For både fosfor og nitrogen gjelder at effektene som er beregnet, må anses som gjennomsnittlige og forenklete. Drågerosjonskart fra NIBIO er grunnlaget for beregningene, og kartet representerer ikke alltid virkeligheten. Det kan være areal der dråg i kartet ikke forekommer i virkeligheten, og motsatt. Kartet skiller heller ikke mellom høy og lav risiko for drågerosjon. Mengde drågerosjon beregnes på en svært forenklet måte i modellen AGRITIL. For fosfortap er dessuten effektene av gras i dråg usikre, det vil avhenge av bl.a. terreng og størrelse på tilførende areal. Effekt av gras i dråg på potet- og grønnsaksareal er i enda mindre grad dokumentert enn på kornareal. Tiltakseffektene i de enkelte kommunene kan være noe påvirket av at jordleie ikke er hensyntatt i vekstfordelingene. Dette vil bety mest i Færder kommune, som har betydelig potet- og grønnsaksproduksjon i andre kommuner (se avsnitt 2.2.2).

6.2.2 Matproduksjon og økonomi

Matproduksjon. Areal med potet- og grønnsaker som tas ut av produksjon ved å anlegge seks meter grasdekt vannvei i dråg er estimert til ca. 630 dekar for alle virkeområder i Vestfold, Grenland og Midtre Telemark (tabell 5.3). Totalt tilsvarer dette til en avlingsreduksjon på om lag 1000 tonn potet og 800 tonn grønnsaker ved etablering av seks meter grasdekke i dråg.

Tabell 5.3. Potet- og grønnsaksareal som påvirkes av 6 meter bred grasdekt vannvei i dråg, og hvor stor prosentandel av totalt potet- og grønnsaksareal dette arealet utgjør.

Virkeområde	Kommune	Potet- og grønnsaksareal påvirket av 6 m gras i dråg (dekar)	Andel av totalt potet- og grønnsaksareal påvirket av 6 m gras i dråg (%)
Vestfold	Færder	73	1 %
	Holmestrand	53	2 %
	Horten	14	2 %
	Larvik	301	2 %
	Sandefjord	28	2 %
	Tønsberg	96	2 %
	<i>Totalt</i>	<i>565</i>	<i>2 %</i>
Grenland	Bamble	2	2 %
	Porsgrunn	0	0 %
	Siljan	0	0 %
	Skien	59	2 %
	<i>Totalt</i>	<i>61</i>	<i>2 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	1	3 %
	Nome	2	2 %
	<i>Totalt</i>	<i>3</i>	<i>2 %</i>

Kostnad. Kostnadene ved gras i dråg varierer avhengig av avlingsnivå og salgspris. For potet er om lag 290 dekar påvirket av tiltaket og kostnadene totalt mellom 2,6 og 3,2 mill. kroner. Med utgangspunkt i dekningsbidrag for gulrot og kepaløk (som beskrevet i avsnitt 2.2.4) og et totalt

grønnsaksareal som påvirkes av tiltaket på 340 dekar, er kostnadene totalt mellom 3,7 og 9,5 mill. kroner.

6.3 Krav 3: Buffersoner

Det skal være buffersone med 8 meter (2 + 6 meter) varig vegetasjon langs alle vassdrag som mottar avrenning fra fulldyrka jord

6.3.1 Vannmiljø

Buffersoner etableres langs vassdrag for å redusere tilførsler av jord, næringsstoffer og andre forurensninger til vassdraget. Det er hovedsakelig overflateavrenning som påvirkes av tiltaket. Grøfteavrenning blir ikke renses av buffersonene, men næringsstoffer i jorda kan tas opp av plantedekket.

Fosfor. Det forligger ikke norske data som viser effektiviteten av grasdekte kantsoner på potet- og grønnsaksareal. Renseeffekten må dermed antas å være den samme som for kornareal. Grasdekte kantsoner har, som oppsummert i avsnitt 3.4.1, godt dokumentert effekt på tilbakeholdelse av jordpartikler og næringsstoffer transportert med overflateavrenning. Det er mulig at effekten vil påvirkes av om rader/ fårer går parallelt med eller på tvers av kantsonen. Risiko for konsentrert vannstrøm vil kunne øke om radene går på tvers, og det kan påvirke renseeffekten negativt.

Som for kornareal gjelder det at der det allerede er en bred nok sone med naturlig vegetasjon mot vassdraget, er det ikke behov for å anlegge kantsoner. For å få produksjonstilskudd, er det krav om 2 meter varig vegetasjon mot vassdrag med årssikker vannføring.

En forenklet beregning av effekt av grasdekte kantsoner på potet- og grønnsaksareal (ikke på kornareal – separate tall i kapittel 4) er gjort vha. Agricat 2-modellen (se avsnitt 2.2.3). Resultatene er presentert i tabell 5.4. Basert på en antakelse om at 25-50 % av arealene drenerer til de grasdekte kantsonene, er reduksjon i fosfortap beregnet til 1-3 % i Vestfold, 2-4 % i Grenland og <1 % i Midtre Telemark pga. lite areal med potet og grønnsaker. Disse tiltakseffektene er beregnet i forhold til fosfortap fra alt jordbruksarealet. Beregnes effekten i stedet i forhold til kun potet- og grønnsaksarealet, blir den høyere (ca. 12-24 % i alle virkeområdene).

Nitrogen. Beregnet reduksjon i nitrogentap er ubetydelig, mellom 0 og 0,5 % (tabell 5.4), ettersom det berørte arealet er lite (6 m grasdekt buffersone berører 1-7 % av totalt areal med potet og grønnsaker i alle kommunene). Denne effekten er beregnet i forhold til nitrogentap fra alt areal. Beregner man i stedet i forhold til kun potet- og grønnsaksarealet, vil reduksjon i nitrogentap stort sett ligge på ca. 1-2 %.

Usikkerhet. For både fosfor og nitrogen gjelder at effektene som er beregnet, må anses som gjennomsnittlige og forenklete. Kart over elvenett fra NVE og arealressurskart AR5 ligger til grunn for beregning av areal med buffersoner, og disse kartene kan være noe mangelfulle og/eller unøyaktige. Det er dessuten krevende å estimere hvor mye areal som totalt bidrar til vassdraget, og hvor mye av dette arealet som påvirkes av kantsoner. For fosfortap vil effekten av buffersoner være mer variabel og avhengig av bl.a. terreng og utforming av kantsonen. Effekt av tiltaket på potet- og grønnsaksareal er lite dokumentert. Tiltakseffektene i de enkelte kommunene kan være noe påvirket av at jordleie ikke er hensyntatt i vekstfordelingene. Dette vil bety mest i Færder kommune, som har betydelig potet- og grønnsaksproduksjon i andre kommuner (se avsnitt 2.2.2).

Tabell 5.4. Reduksjon i fosfor- og nitrogentap ved å anlegge 6 meter bred grasdekt kantsoner langs vassdrag, på potet- og grønnsaksareal. Tiltakseffekt i forhold til tap fra hele jordbruksarealet, uten andre tiltak gjennomført.

Virkeområde	Kommune	Reduksjon i fosfortap (%)	Reduksjon i nitrogentap (%)
		6 m grasdekte kantsoner	6 m grasdekte kantsoner
Vestfold	Færder	6-12 %	<1 %
	Holmestrand	1-2 %	<1 %
	Horten	1-2 %	<1 %
	Larvik	3-6 %	<1 %
	Sandefjord	<1 %	<1 %
	Tønsberg	1-2 %	<1 %
	<i>Total</i>	<i>1-3 %</i>	<i><1 %</i>
Grenland	Bamble	<1 %	<1 %
	Porsgrunn	<1 %	<1 %
	Siljan	<1 %	<1 %
	Skien	2-5 %	<1 %
	<i>Total</i>	<i>2-4 %</i>	<i><1 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	<1 %	<1 %
	Nome	<1 %	<1 %
	<i>Total</i>	<i><1 %</i>	<i><1 %</i>

6.3.2 Matproduksjon og økonomi

Matproduksjon. Areal med potet- og grønnsaker som tas ut av produksjon ved å anlegge seks meter varig vegetasjon langs vassdrag er estimert til 530 dekar for alle virkeområder i Vestfold, Grenland og Midtre Telemark (tabell 5.5). Totalt tilsvarer dette en avlingsreduksjon på 800 og 700 tonn av henholdsvis potet og grønnsaker ved etablering av seks meter grasdekke langs vassdrag.

Kostnad. Kostnadene ved grasdekte kantsoner langs vassdrag varierer avhengig av avlingsnivå og salgspris. For potet er om lag 250 dekar påvirket av tiltaket og kostnadene totalt mellom 2,2 og 2,7 mill. kroner. Med utgangspunkt i dekningsbidrag for gulrot og kepaløk (som beksrevet i avsnitt 2.2.4) og et totalt grønnsaksareal som påvirkes av tiltaket på rundt 290 dekar, er kostnadene totalt mellom 3,2 og 8,1 mill. kroner.

Tabell 5.5. Potet- og grønnsaksareal (dekar) påvirket av seks meter buffersone og buffersone av totalt areal med potet og grønnsaker (%).

Virkeområde	Kommune	Potet og grønnsaksareal påvirket av 6 m grasdekt buffersone	Prosent buffersone av totalt areal med potet og grønnsaker
Vestfold	Færder	122	2 %
	Holmestrand	42	1 %
	Horten	11	1 %
	Larvik	195	1 %
	Sandefjord	25	2 %
	Tønsberg	63	1 %
	<i>Totalt</i>	<i>457</i>	<i>2 %</i>
Grenland	Bamble	4	4 %
	Porsgrunn	1	7 %
	Siljan	0	0 %
	Skien	71	2 %
	<i>Totalt</i>	<i>76</i>	<i>2 %</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	0	0 %
	Nome	1	1 %
	<i>Totalt</i>	<i>1</i>	<i>1 %</i>

6.4 Krav 4: Fangvekster

Det skal sås fangvekster innen to uker etter høsting på minst 80 % av arealene som er høstet før 15. august.

6.4.1 Vannmiljø

Tiltaket innebærer å så fangvekster etter høsting av hovedkulturen. Effekten består i at plantedekket beskytter jorda mot erosjon og tap av partikkelbundet fosfor, og tar opp løst nitrogen og fosfor. Tiltaket er aktuelt der høsting av hovedveksten skjer tidlig nok til at fangveksten rekker å utvikle seg godt, dvs. etter tidligkulturer av potet og grønnsaker. Det er anslått at tidligkulturer utgjør 9 % av potetarealet og 23 % av grønnsaksarealet (van Weeghel, pers. medd.).

Fangvekster på potet- og grønnsaksareal vil ha god effekt på tap av både partikler, fosfor og nitrogen. Etter høsting av potet og rotvekster er jorda åpen og lett eroderbar. Når fangvekster såes etter høsting, vil fangvekstrøttene binde jorda og plantene ta opp næringsstoffer som ellers kunne blitt vasket ut. En velutviklet fangvekst av raigras kan ta opp 5,5 kg nitrogen/dekar. Plantene vil dessuten dekke jorda og redusere risiko for erosjon. Det foreligger ikke måledata for hvor stor denne effekten kan være, men det er et av de få tiltakene som kan redusere avrenning av både nitrogen og fosfor fra potet og grønnsaksarealer.

Fosfor. Dersom fangveksten såes tidlig og blir velutviklet før høsten, kan det forventes at jord- og fosfortapet reduseres med en effekt tilsvarende høstharving i korn, kanskje også bedre effekt enn dette. Om en antar en slik effekt, kan fosfortapet for hele området bli redusert med ca. 1 % i Vestfold og 1 % i Grenland ved etablering av fangvekster på 80 % av potet- og grønnsaksareal med tidligkulturer (tabell 5.6). Det er lite potet- og grønnsaksareal i Midtre Telemark og derfor lite reduksjon i fosfortap ved dette tiltaket. Tiltakseffekten er beregnet i forhold til fosfortap fra hele jordbruksarealet, uten at noen andre tiltak er gjennomført. Ses effekten i stedet opp mot fosfortap fra kun potet- og grønnsaksareal, blir effekten 7 % i Vestfold og Grenland og 5 % i Midtre Telemark.

Nitrogen. Det er antatt at fangvekst i tidligkulturer av potet og grønnsaker gir 50 % reduksjon i nitrogentap (se avsnitt 2.2.3). Effekt av å etablere fangvekst på 80 % av arealet med tidligkulturer av potet og grønnsaker, er beregnet til om lag 1 % reduksjon i nitrogentap i Vestfold og Grenland. Effekten i Midtre Telemark er enda lavere pga. lite potet- og grønnsaksareal her. Disse effektene er beregnet i forhold til nitrogentap fra totalt jordbruksareal, uten andre tiltak gjennomført. Effekt i forhold til nitrogentap fra kun potet- og grønnsaksareal er 5-7 %.

Usikkerhet. For både fosfor og nitrogen gjelder at effektene som er beregnet, må anses som gjennomsnittlige og forenklete. Det er stor usikkerhet knyttet til effekt av fangvekst i potet- og grønnsaksproduksjon. Videre er tiltakseffektene her beregnet ved antakelse om at alle vekster er likt fordelt på erosjonsrisikoklasser. Trolig er det i virkeligheten forholdsvis mer potet- og grønnsaksareal i erosjonsrisikoklasse 1-2 enn i klasse 3-4, i motsetning til for korn og spesielt gras. Det betyr at effekt av fangvekst på fosfortap kan være litt overestimert. På den annen side presenteres her en tiltakseffekt tilsvarende høstharving i korn. Som nevnt kan effekten være bedre enn dette, og i såfall er totaleffekten underestimert. Tiltakseffektene i de enkelte kommunene kan være noe påvirket av at jordleie ikke er hensyntatt i vekstfordelingene. Dette vil bety mest i Færder kommune, som har betydelig potet- og grønnsaksproduksjon i andre kommuner (se avsnitt 2.2.2).

Tabell 5.6. Beregnet reduksjon i fosfor- og nitrogentap ved etablering av fangvekst på 80 % av arealet med tidligkulturer av potet og grønnsaker. For fosfor er det beregnet med tiltakseffekt tilsvarende høstharving i korn, for nitrogen er det antatt en tiltakseffekt på 50 % reduksjon i nitrogentap på arealet der tiltaket gjennomføres. Effekten er beregnet i forhold til tap fra *alt* jordbruksareal.

Virkeområde	Kommune	Fangvekst sådd etter tidligkulturer	
		Reduksjon i fosfortap (%)	Reduksjon i nitrogentap (%)
Vestfold	Færder	3 %	4 %
	Holmestrand	1 %	<1 %
	Horten	<1 %	<1 %
	Larvik	2 %	1 %
	Sandefjord	<1 %	<1 %
	Tønsberg	<1 %	<1 %
	<i>Total</i>	<1 %	≈1 %
Grenland	Bamble	<1 %	<1 %
	Porsgrunn	<1 %	<1 %
	Siljan	<1 %	<1 %
	Skien	1 %	1 %
	<i>Total</i>	1 %	<1 %
Midtre Telemark	Midt-Telemark	<1 %	<1 %
	Nome	<1 %	<1 %
	<i>Total</i>	<1 %	<1 %

6.4.2 Matproduksjon og økonomi

Matproduksjon. Etablering av fangvekster i potet- og grønnsakskulturer påvirker ikke matproduksjonen siden de såes etter høsting av veksten.

Kostnad. Kostnadene ved etablering av fangvekster avhenger av hvilke fangvekster som brukes og når de såes. Ifølge Bø m.fl. (2020) koster det rundt 250 kr/dekar for fangvekster sådd etter tidligkulturer av potet- og grønnsaker. Forskjellen i kostnader er i hovedsak relatert til mengde såfrø som brukes. Totalkostnaden blir da om lag 0,3 mill. kr for potetarealet og 0,8 mill. kr. for grønnsaksarealet.

Tabell 5.7. Potet- og grønnsaksareal påvirket av krav om fangvekst på 80 % av areal med tidligkulturer.

Virkeområde	Kommune	Potetareal (dekar)	Grønnsaksareal (dekar)	Potet- og grønnsaksareal (dekar)	Potet- og grønnsaksareal (%)
Vestfold	Færder	74	759	833	16 %
	Holmestrand	79	317	396	14 %
	Horten	12	105	118	16 %
	Larvik	606	1125	1732	12 %
	Sandefjord	42	113	155	13 %
	Tønsberg	222	306	528	11 %
	<i>Total</i>		<i>1036</i>	<i>2725</i>	<i>3761</i>
Grenland	Bamble	7	1	8	8 %
	Porsgrunn	0	2	2	16 %
	Siljan	0	2	2	16 %
	Skien	89	353	442	14 %
	<i>Total</i>		<i>96</i>	<i>358</i>	<i>454</i>
Midtre Telemark	Midt-Telemark	1	2	4	12 %
	Nome	6	2	8	9 %
	<i>Total</i>		<i>7</i>	<i>5</i>	<i>12</i>
<i>Totalt areal</i>		<i>1139</i>	<i>3088</i>	<i>4227</i>	

7 Diskusjon og konklusjon

Konsekvenser av å innføre miljøkrav i jordbruket er utredet for alle kommunene i de tre virkeområdene Vestfold, Grenland og Midtre Telemark. Målsettingen med miljøkravene er å redusere fosfor- og nitrogentap fra jordbruksarealene. Beregningene viser at de fleste kravene har større effekt på fosfortap enn på nitrogentap.

Nitrogen. Av tiltakene som er utredet er det størst reduksjon i nitrogentap ved at en stor del av arealene ikke jordarbeides om høsten, og effekten blir enda bedre ved å underså/etterså fangvekster i stubben eller ved å dyrke gras i stedet for korn. Med stubb og fangvekst på alt kornarealet, ville en kunne oppnå ca. 20 % reduksjon i nitrogentap, sammenliknet med om alt arealet var høstpløyd. Det er ikke foreslått noe krav om så omfattende tiltaksgjennomføring. I stedet er det foreslått at 60 % av foretakenes areal skal overvintre med plantedekke (krav 6), og at det skal være stubb eller dråg i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 (krav 5). For virkeområdene medfører disse to kravene (krav 5 og 6) til sammen inntil 4 % reduksjon i nitrogentap ved overvintring i stubb, og inntil 10 % ved overvintring i stubb med fangvekst, sammenliknet med høstpløying. Tiltak som buffersoner langs vassdrag og rundt nedløpskummer, og stubb eller gras i dråg påvirker totalt sett kun en liten del av det totale arealet, og gir derfor liten effekt på nitrogentap: stort sett mindre enn 1 % reduksjon i nitrogentap, sammenliknet med om åpenåkerarealene var høstpløyd. Redusert/balansert gjødsling er også et viktig tiltak mot nitrogentap, men dette tiltaket har ikke vært vurdert her.

Fosfor. Tiltakene som er foreslått, har moderat til stort potensiale for å redusere fosfortap. De foreslåtte tiltakene som medfører at en stor andel av kornarealet har stubb og/eller annet plantedekke (krav 5 og 6), gir reduksjon i fosfortap på ca. 40-50 % i Vestfold og Midtre Telemark, og ca. 25-30 % i Grenland (større andel gras på arealene i utgangspunktet her, så mindre areal påvirkes av tiltaket), sammenliknet med høstpløying. Å erstatte direktesåing av høstkorn med lett høstharving, gir 2-5 prosentpoeng reduksjon i tiltakseffekten, forutsatt et høstkornareal på dagens nivå (ca. 20 % av kornarealet). Effekten av undersådd eller direktesådd fangvekst i stubben på fosfortap er usikker, og anslått til å gi mellom null og tre prosentpoeng tilleggseffekt i forhold til stubb uten fangvekst. Gras eller stubb i dråg gir 10-30 % reduksjon i fosfortap sammenliknet med høstpløying. Grasdekte kantsoner på kornareal langs vassdrag gir ca. 10-20 % reduksjon i fosfortap sammenliknet med høstpløying langs vassdraget. Gjennomføres det i tillegg tiltak med fangvekster, buffersoner og gras i dråg på potet- og grønnsaksareal, gir det en tilleggseffekt på ca. 5-10 prosentpoeng i Vestfold og Grenland (liten effekt i Midtre Telemark pga. lite areal). Alle de foreslåtte tiltakene vil kunne redusere tap av løst fosfat, med mulig unntak for fangvekster pga. utfrysing av fosfor fra plantematerialet. Et av de viktigste tiltakene for å redusere løst fosfat, og som også reduserer tap av partikkelbundet fosfor, er å redusere jordas fosforstatus (P-AL) gjennom redusert gjødsling. Dette tiltaket har ikke vært nærmere vurdert her.

Tiltakseffektene er beregnet i forhold til tap fra totalt jordbruksareal (beite ikke inkludert). Isolert for enkeltproduksjoner er effektene høyere. Effektene er dessuten beregnet for kommuner, med vekstfordelinger som gjelder for denne skalaen. Enkeltnedbørfelt vil kunne ha en annen vekstfordeling enn kommunene, og dermed litt andre tiltakseffekter. Dette er spesielt viktig i nedbørfelt med mye potet- og grønnsaksareal. For hver kommune er det kun en liten del av arealene som berøres av tiltak i potet og grønnsaker og tiltakseffekten er derfor tilsynelatende lav. Tiltakene vil ha en mye større effekt lokalt i vannforekomster med mye potet- og grønnsaksareal. Det samme gjelder i nedbørfelt med betydelig høyere andel kornareal og lavere andel grasareal enn i kommunen(e) nedbørfeltet ligger i.

Klimaendringer vil føre til økning i tap av jord og næringsstoffer, særlig partikkelbundne næringsstoffer. Det vil føre til økt behov for tiltak. Økt nedbørintensitet vil dessuten føre til større risiko for erosjon i dråg og det vil bli økt behov for tiltak i dråg, grasdekke eller stubb.

Tabell 6.1. Oppsummerte effekter av enkelttiltak, som beregnet i modeller og presentert i kapittel 4 og 5. Alle effekter er angitt som % reduksjon i forhold til tap fra hele jordbruksarealet, dersom alt åpenåkerareal var høstpløyd og vekstfordeling ellers som angitt i søknad om produksjonstilskudd for 2022 (uten hensyn til jordleie). Strek i grå felt betyr at effekten ikke er beregnet.

		Fosfortapsreduksjon (%)			Nitrogentapsreduksjon (%)		
		Vestfold	Grenland	Midtre Telemark	Vestfold	Grenland	Midtre Telemark
<i>Korn- og oljevekstareal</i>							
Krav 1: Buffer-soner kum	Gras 2 m ¹	4	3	4	<1	<1	<1
Krav 2: Dråg	Gras 6 m	22	14	29	<1	<1	<1
	Stubb 20 m	19	12	25	<1	<1	<1
Krav 3: Buffer-soner vassdrag	Gras 6 m ²	9-18	8-16	10-20	<1	<1	<1
	Stubb/ direktesåing	-	-	-	<1	<1	<1
	Stubb+ fangvekst / direktesåing ³	-	-	-	<2	<2	<2
Krav 4: Flomutsatt	-	-	-	-	-	-	-
Krav 5: Ingen jordarbeiding i kl. 3-4	Gras	44	32	51	7	6	11
	Stubb/ direktesåing	38	28	44	2	1	3
	Stubb + fangvekst/ direktesåing ³	40	29	47	4	4	8
	Stubb/ høstharving	34	25	40	-	-	-
	Stubb + fangvekst/ høstharving ³	36	27	42	-	-	-
Krav 6: 60 % stubb eller plante-dekke	Stubb/ direktesåing	45	28	44	4	1	3
	Stubb + fangvekst/ direktesåing ³	48	30	47	10	4	8
	Stubb/ høstharving	40	25	40	-	-	-
	Stubb + fangvekst/ høstharving ³	43	26	42	-	-	-

¹ Forutsatt at 50 % av arealet drenerer til nedløpskummer; ² Forutsatt at 25-50 % av arealet drenerer til grasdekte kantsoner. ³ Fangvekst kun på vårkornareal, ikke på høstkornareal.

Tabell 6.1. forts.

		Fosfortapsreduksjon (%)			Nitrogentapsreduksjon (%)		
		Vestfold	Grenland	Midtre Telemark	Vestfold	Grenland	Midtre Telemark
<i>Korn- og oljevekstareal</i>							
Krav 7: Fangvekst	Stubb + fangvekst/ direktesåing i kl. 3-4 ³	40	29	47	4	4	8
	60 % stubb + fangvekst/ plantedekke/ direktesåing ³	48	29	47	10	4	8
	100 % stubb + fangvekst/ direktesåing ³	61	50	67	20	18	24
<i>Potet- og grønnsaksareal</i>							
Krav 1: Buffer-soner kum	Gras 2 m ¹	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Krav 2: Dråg	Gras 6 m	6	2	<1	<1	<1	<1
Krav 3: Buffer-soner vassdrag	Gras 6 m ²	1-3	2-4	<1	<1	<1	<1
Krav 4: Fangvekst	80 % av tidligkulturareal	<1	<1	<1	<1	<1	<1

¹ Forutsatt at 50 % av arealet drenerer til nedløpskummer; ² Forutsatt at 25-50 % av arealet drenerer til grasdekte kantsoner. ³Fangvekst på vårkornareal, høstkornareal forutsatt direktesådd.

Matproduksjon. Grasdekke i dråg og grasdekte kantsoner medfører at areal med korn, potet og grønnsaker tas ut av produksjon, og avlingsnedgangen vil tilsvare den avlingen man ville forventet på det beslaglagte arealet. Her er avlingstapet beregnet til 3000 tonn korn og 1800 tonn potet og grønnsaker for 6 meter grasdekke i dråg, og 2400 tonn korn og 1500 tonn potet og grønnsaker for 6 meter brede grasdekte kantsoner langs vassdrag. Tyve meter stubb (direktesådd eller høstharvet høstkorn) i dråg og langs vassdrag gir avlingstap på hhv. 1100 tonn og 500-700 tonn korn sammenlignet med høstpløying. Avlingstapet blir dermed mindre ved å velge 20 meter med stubb/direktesådd/høstharvet enn 6 meter grasdekt kantsoner. Gras rundt nedløpskummer forventes å ha liten innvirkning på matproduksjonen. Ingen jordarbeiding om høsten til vårkorn, direktesåing av høstkorn og redusert jordarbeiding (lett høstharving) til vår- og høstkorn kan også gi avlingstap, og jo større areal som kreves lagt om fra høstpløying, jo større blir avlingsreduksjonen. Avlingsreduksjonen for høstkorn er høyere ved direktesåing enn ved høstharving. Ved krav om ingen jordarbeiding i erosjonsrisikoklasse 3 og 4 er avlingstapet beregnet til mellom 2000 og 2800 tonn korn, avhengig av om høstkortnet blir sådd etter høstharving eller direktesådd. Tilsvarende blir avlingstapet for 60 % stubb/plantedekke 4200-5900 tonn korn. Fangvekster gir ingen reduksjon i potet- og

grønnsakavlinger, samt kornavling dersom fangveksten sås rett før eller etter høsting. Det kan derimot forventes noe reduksjon i kornavling ved undersåing av fangvekst.

Jordarbeiding om våren stiller større krav til agronomien. Det er et kort vindu for jordarbeiding og såing om våren og det kan være krevende å få til et godt såbed for spiring. Blant annet derfor er jordarbeiding om våren forbundet med større risiko for avlingstap enn høstjardarbeiding.

Kostnader. Grasdekke i dråg medfører at kornareal tas ut av produksjon, og fører derfor til kostnader for gårdbrukeren. Kostnadene er beregnet til 1,5-3 mill. kroner avhengig av om graset kan høstes til rundballer eller bare slås med beitepusser. Tyve meter stubb i dråg har estimerte kostnader på hhv. 2,1 mill. kroner. Kostnader ved seks meter brede grasdekte kantsoner langs vassdrag er estimert til 1,2-2,3 mill. kroner avhengig av om graset blir høstet. Tyve meter stubb langs vassdrag har estimerte kostnader på 1,9-2,6 mill. kroner avhengig av om høstkornet såes etter høstharving eller direktesåes. Kostnadene kan dermed bli lavere ved å velge enn 6 meter grasdekt kantsoner enn 20 meter med stubb/direktesådd/høstharvet. Gras rundt nedløpskummer forventes å ha lave kostnader. Ved krav om ingen jordarbeiding i erosjonsklasse 3 og 4 er kostnadene beregnet til 7 og 10 mill. kroner, avhengig av om høstkornet blir sådd etter høstharving eller direktesådd. Tilsvarende blir kostnadene for 60 % stubb/plantedekke 15-20 mill. kroner. Kostnader ved etablering av fangvekster varierer for ulike frøblandinger. Det er en usikkerhet forbundet med om etablering av fangvekster blir vellykket og dermed tilskuddsberettiget, det kan føre til kostnader for bonden som ikke er innregnet her. I potet og grønnsaker er det anslått at kostnadene ved 6 meter grasdekke i dråg er om lag 6-12,5 mill. kroner og for grasdekte buffersone i potet- og grønnsaker tilsvarende 5,4-10,9 mill. kroner.

Enkelte tiltak kan være praktisk vanskelige å gjennomføre og gi en del plunder og heft. Ikke alle slike utfordringer er tatt med i kostnadsestimatene.

8 Litteratur

- Aronsson, H., Hansen, E.M., Thomsen, I. K., Liu, J., Øgaard, A. & Känkänen, H. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland. *Journal of Soil and Water Conservation* 71(1): 41–55.
- Bårberi, P. 2002. Weed management in organic agriculture: are we addressing the right issues? *Weed Research* 42: 177–193.
- Barneveld, R., Stolte, J & van der Zee, S.E.A.T.M., 2022. Estimating ephemeral gully erosion rates in a Norwegian agricultural catchment, using low-altitude UAV imagery. I: Barneveld, R.J., 2022. Form and Process. Norwegian studies in the interaction between overland flow and soil surface. PhD Thesis Wageningen University.
- Barneveld, R., Kværnø, S.H., Øygarden, L. & Stolte, J., 2024. Kvantifisering av drågerosjon, effekter av tiltak. NIBIO rapport 10(45), 30 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3127209>
- Bechmann, M., Kværnø, S., Skøien, S., Øygarden, L., Riley, H., Børresen, T., & Krogstad, T., 2011. Effekter av jordarbeiding på fosfortap. Sammenstilling av resultater fra nordiske forsøk. Bioforsk rapport 6(61), 73 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2460401>
- Bechmann, M., Krzeminska, D., Barneveld, R., Kværnø, S., Deelstra, J., Eggestad, H., Farkas, C. og Hauken, M. 2020. Jordarbeiding – effekt på jord- og fosfortap. Analyse av data fra tre overvåkingsfelt i JOVA-programmet. NIBIO rapport 6 (112). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2679109>
- Bechmann, M., Frøseth, R.B., Rivedal, S., Brod, E., Fischer, F., Seehusen, T., Øgaard, A. 2023. Tiltak for bedre nitrogenforvaltning i norsk jordbruk. NIBIO rapport 9(44). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3057212>
- Blanco-Canqui, H., Gantzer, C.J., Anderson, S.H. 2006. Performance of Grass Barriers and Filter Strips under Interrill and Concentrated Flow. *J. Environ. Qual.* 35: 1969–1974.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A. & Hergert, G.W. 2015. *Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils* 107(6): 2449–2474.
- Blankenberg, A.-G.B., Skarbøvik, E., Kværnø, S., 2017. Effekt av buffersoner - på vannmiljø og andre økosystemtjenester. NIBIO rapport 3(14), 72 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2448787>
- Bunger, A.A., og Smedshaug, C.A., 2021. Vår matproduksjon - viktig og variert. Verdiskaping i landbruket og matindustrien i Vestfold og Telemark. AgriAnalyse Rapport 4-2021, 127 s. <https://www.agrianalyse.no/getfile.php/136679-1639725620/Dokumenter/2021/Rapport%204%20%282%29%202021%20Vestfold%20og%20Telemark%20oweb.pdf>
- Bøe, F., Bechmann, M., Øgaard, A.F., Sturite, I. & Brandsæter, L.O. 2019. Fangvekstenes økosystemtjenester. Kunnskapsstatus om effekten av fangvekster. NIBIO Rapport 5 (9). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2582027>
- Bøe, F., Sturite, I., Lågbu, R., Hegrenes, A. & Ring, P.H. 2020. Fangvekst som klimatiltak i Norge. Egnede dyrkingsareal, potensiale for klimagassbesparelse, kostnader, barrierer og virkemiddel. NIBIO Rapport 6 (4). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2638984>
- Bøe, F., Havranek, I., Sandem, K., Bechmann, M., 2024. Kjelle avrenningsforsøk. Årsrapport 2022–2023 for jordarbeidingsforsøk på lav erosjonsrisiko. NIBIO rapport 10(14), 52 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3116108>

- Chow, T.L., Rees, H.W., og Daigle, J.L, 1999. Effectiveness of terraces/grassed waterway systems for soil and water conservation: A field evaluation. *Journal of Soil and Water Conservation* 54 (3): 577-583.
- Darch, T., Carswell, A., Blackwell, M. S. A., Hawkins, J. M. B., Haygarth, P. M., Chadwick, D. 2015. Dissolved Phosphorus Retention in Buffer Strips: Influence of Slope and Soil Type. *J. Environ. Qual.* 44: 1216–1224.
- Dillaha, T. A., Reneau, R. B., Mostaghimi, S. and Lee, D. 1989. Vegetative filterstrips for agricultural non-point source pollution control. *Transaction of ASAE* 32, 513-519.
- Grønsten, Heidi A., Lillian Øygarden og Rut M. Skjævdal. 2007. Jordarbeiding til høstkorn – effekter på erosjon og avrenning av næringsstoffer. Bioforsk Rapport Vol. 2 Nr. 60. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2480703>
- Haraldsen, T.K., 1998. Avrenning og tap av næringsstoffer på Skjetlein 1990-1997. Jordforsk-rapport 25/98. 19 s.
- Hovland, I. 2023. Håndbok for driftsplanlegging 2023/2024. NIBIO bok 9(6)
- Krzeminska, D., Kværnø, S.H. & Turtumøygaard, S., 2019. Beregning av jord- og fosfortap i Vestfold og Telemark fylke i Agricat2, driftsår 2017. Revidert utgave. NIBIO rapport 5(122), 25 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2626103>
- Krzeminska, D., Kværnø, S.H. & Larsen, O., 2022. Beregning av effekter av kantsoner langs vassdrag i gamle Vestfold fylke. Metodeutvikling basert på Agricat 2-modellen. NIBIO rapport 8(4), 38 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2838368>
- Kværnø, S.H., Turtumøygaard, S., Grønsten, H.A. & Bechmann, M., 2014. Modellverktøy for beregning av fosfortap fra jordbruksdominerte områder. Dokumentasjon av modellen Agricat 2. Bioforsk rapport 9(108), 36 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2451511>
- Kværnø, S., Øygarden, L., Bechmann, M. og Barneveld, R. 2020. Tiltak mot erosjon på jordbruksareal. NIBIO POP, 6 (38) 2020. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2723845>
- Kværnø, S., Fischer, F. & Bechmann, M., 2024. AGRITIL - Nutrient loss model for agriculture - Modelling soil, organic carbon, nitrogen and phosphorus losses from Norwegian agricultural areas to water. NIBIO rapport 10(43), 76 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3123844>
- Kværnø, S. & Bechmann, M., 2010. Transport av jord og næringsstoffer i overflate- og grøftevann. Sammenstilling av resultater fra rutefelter og småfelter i Norge. Bioforsk rapport 5(30), 76 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2460466>
- Koskiaho, J., Kivisaari, S., Vermeulen, S., Kauppila, R., Kallio, K., Puustinen, M., 2002. Reduced tillage: Influence on erosion and nutrient losses in a clayey field in southern Finland. *Agricultural and Food Science in Finland* 11, 37-50.
- Liu, X., Zhang, X. and Zhang, M. 2008. Major Factors Influencing the Efficacy of Vegetated Buffers on Sediment Trapping: A Review and Analysis. *J. Environ. Qual.* 37:1667–1674.
- Lundekvam, H., 1997. Spesialgranskinger av erosjon, avrenning, P-tap og N-tap i rutefelt og småfelt ved Institutt for jord- og vannfag. Jordforsk-rapport 6/97. 69 s.
- Lundekvam, H., 2007a. Plot studies and modelling of hydrology and erosion in southeast Norway. *Catena* 71, 200–209.
- Lundekvam, H., 2007b. Oversyn over avrenningsfelt som har vore i drift ved IPM dei seinare åra. Internt notat ved Institutt for Plante- og Miljøvitenskap.

- Löfkvist, J., Whalley, W., & Clark, L.J. 2005. A rapid screening method for good root-penetration ability: comparison of species with very different root morphology. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil Plant Science*, 55(2), 120–124.
- Molteberg, B., Henriksen, T.M., & Tangsvæn, J. 2005. Fangvekster i korn. *Planteforsk Grønn kunnskap* 9(1): 184–192.
- De Notaris, C., Rasmussen, J., Sørensen, P. & Olesen, J.E. 2018. Nitrogen leaching: A crop rotation perspective on the effect of N surplus, field management and use of catch crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 255, 1-11.
- Oskarsen, H., Haraldsen, T.K., Aastveit, A.H. & Myhr, K. 1996. The Kvithamar field lysimeter II. Pipe drainage, surface runoff and nutrient leaching. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10, 211–228.
- Poesen, J., Nachtergaele, J., Verstraeten, G. & Valentin, C., 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *CATENA* 50: 91-133.
- Puustinen, M., Koskiaho, J. og Peltonen, K., 2005. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agriculture Ecosystems & Environment* 105, 565–579.
- Refsgaard, K., Bechmann, M., Blankenberg, A.-G.B., Kvakkestad, V., Kristoffersen, A.Ø., & Veidal, A., 2013. Evaluering av tiltak mot fosfortap fra jordbruksarealer i Norge. Kost-effekt vurderinger. NILF-rapport 2013-3, 105 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2445502>
- Skaalsveen, K., Øverland, J.I., Bechmann, M., Maurset, M.U., Kvakkestad, V., Wiik, J., Evju, I. og Holm, H.N. 2022. Barrierer og muligheter for gjennomføring av vannmiljøtiltak. NIBIO rapport 8(38). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2983867>
- Skarbøvik, E. og Blankenberg A.-G. B. 2014. Vurdering av kantsoner langs Lierelva oppstrøms Bjørkelangen (Vannområde Haldenvassdraget). Resultater fra undersøkelser i 2014. Bioforsk Rapport Vol. 9, nr. 179, 34 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2443017>
- Statsforvalteren i Vestfold og Telemark, 2024. Jordbruk. <https://www.statsforvalteren.no/vestfold-og-telemark/landbruk-og-mat/jordbruk/>
- Syversen N. 2002a. Cold Climate vegetativ buffer zones as filters for surface agricultural runoff. Retention of soil particles, phosphorus and nitrogen. Doctor Scientiarum Theses 2002:12. Agricultural University of Norway.
- Syversen, N. 2002b. Effect of a cold climate buffer zone on minimizing diffuse pollution from agriculture. *Water Science and Technology* 45 (9): 69-76.
- Tørresen, K.S., Hofgaard, I.S., Eklo, O.M., Netland, J., Brandsæter, L.O., Brodal, G., Elen, O., Ficke, A., Almvik, M., Bolli, R., Stenrød, M. og Strand, E. 2012. Redusert jordarbeiding og konsekvenser for plantevern. Bioforsk RAPPORT 7(58):67 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2451217>
- Tørresen, K.S., Skarbøvik, E., Kværnø, S., Bechmann, M., Stenrød, M., Eklo, O.M., Brodal, G., Hofgaard, I.S., Bjørkman, M., Riley, H., Kvakkestad, V., Refsgaard, K., Børresen, T., Dörsch, P., Stabbetorp, J., og Strand, E. 2015. Effekter av ulik jordarbeiding i korn. NIBIO POP 1(5). 12s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2368373?locale-attribute=en>
- Verstraeten, G., Poesen, J., Gillijns, K., Govers, G. 2006. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? *Hydrol. Process.* 20, 4259–4267.
- Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, R.A. 2010. A Review of Vegetated Buffers and a Meta-analysis of Their Mitigation Efficiency in Reducing Nonpoint Source Pollution. *J. Environ. Qual.* 39:76–84.

- Øgaard, A.F., Krogstad, T., Skarbøvik, E. & Bechmann, M., 2012. Biotilgjengelighet av fosfor fra jordbruksavrenning – kunnskapsstatus. *VANN 03*: 357-368. https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2012_860427.pdf
- Øgaard, A.F. & Bechmann, M. 2021. Fangvekster i vårkorn – Effekt på fosfortap. NIBIO rapport 7(29). 28s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmliui/handle/11250/2729944>
- Øygarden, L. 2000. Soil erosion in small agricultural catchments, south-eastern Norway. Doctoral thesis: 8. ISSN 0802-3220. University of Agricultural Sciences, Ås, Norway.
- Øygarden, L. 2003. Rill and gully development during an extreme winter runoff event in Norway. *Catena 50*: 217–242.
- Øygarden, L., J. Deelstra, H. O. Eggestad, S. M. Vandsemb. 2003a. Book chapter: Erosion and sediment transport measurement in rivers: technological and methodological advances: Workshop, Oslo, Norway, 19-21 June, 2002, 2003, 79-87.
- Øygarden, L., Skjevdal, R.M., Eggestad, H.O. & Vandsemb, S.M., 2003. Kartlegging av erosjonsformer i JOVÅ felt. Spesialanalyse JOVÅ –programmet 2002. Jordforsk rapport nr. 12/03, 34 s.

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.